
Projekt-Nr.	Ausfertigungs-Nr.	Datum
2092160	Gesamt: 27	29.06.2011

**Detailuntersuchung
der Altablagerung Kessler-Grube – 2. Etappe
in Grenzach-Wyhlen, Landkreis Lörrach**

Auftraggeber **F. Hoffmann - La Roche AG, Basel**
BASF Grenzach GmbH, Grenzach-Wyhlen

Anzahl der Seiten: 259
Anlagen: 14

INHALT:	Seite
1	Zusammenfassung..... 17
1.1	Ausgangssituation 17
1.2	Allgemeine Standortangaben 17
1.3	Aufgabenstellung, Untersuchungsumfang 18
1.4	Untersuchungsergebnisse 20
1.4.1	Hydrogeologie 20
1.4.2	Hydrochemie, Einzelparameteranalytik..... 22
1.4.3	Hydrochemie, GC/MS-Screenings 23
1.4.4	Hydrochemie, wirkungsbezogene Analytik 24
1.4.5	Hydrochemie, Emissionen/Frachten 24
1.4.6	Abstromszenarien bei Änderung des Pumpbetriebs Brunnen BR 49..... 25
1.5	Bewertung..... 25
2	Anlass, Aufgabenstellung..... 27
3	Ausgangslage 28
3.1	Projektteam..... 28
3.2	Standortbeschreibung..... 29
3.2.1	Allgemeine Standortangaben 29
3.2.2	Nutzungshistorie 30
3.3	Geologisch-hydrogeologische Situation 31
3.3.1	Überblick 31
3.3.2	Niederterrassenschotter 31
3.3.3	Präquartäres Festgestein 32
3.3.3.1	Schichtenabfolge..... 32
3.3.3.2	Schichtlagerungsverhältnisse (Tektonik)..... 34
3.3.4	Klimatische Rahmenbedingungen 35
3.4	Relevante Schutzgüter 35
3.5	Bisherige Erhebungen und Untersuchungen 36
3.5.1	Chronologie..... 36
3.5.2	Ergebnisse 38
3.5.2.1	Auffüllung 38
3.5.2.2	Schadstoffbelastungen im Feststoff 44
4	Untersuchungsziele und Verdachtsmomente 50
4.1	Hauptziele und offene Fragestellungen 50
4.2	Verdachtsmatrix..... 51
5	Geplantes Untersuchungsprogramm 51
5.1	Arbeitsschutzkonzept..... 54
5.1.1	Bohrungen..... 54
5.1.2	Grundwasseruntersuchungen 55
5.2	Bohrungen – Errichtung neuer Grundwassermessstellen 56
5.3	Hydrogeologische Untersuchungen..... 57
5.4	Probennahme 58
5.5	Chemische Analysen 58
5.6	Auswertung..... 62
5.7	Zusatzuntersuchungen 62
5.8	Etappierung 63
5.9	Repräsentativitätsbetrachtungen 63

	Seite
6	Untersuchungsdurchführung..... 64
6.1	Zeitlicher Ablauf..... 64
6.2	Errichtung von Grundwassermessstellen: Allgemeines..... 65
6.3	Errichtung von Grundwassermessstellen im Einzelnen..... 67
6.3.1	Niederterrassenschotter..... 67
6.3.1.1	Abstrom der Kessler-Grube/BASF-Werksgelände: KE 24 - KE 27..... 67
6.3.1.2	Verdichtung Messstellennetz BASF-Werksgelände: CI 31 - CI 37..... 68
6.3.1.3	Kontrollebene Rhein: KE 28 - KE 31, KE 23a, KE 43..... 68
6.3.1.4	Kontrollebene Werksgelände: KE 32 - KE 36..... 70
6.3.1.5	Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube: KE 37 - KE 39 und P 16a..... 71
6.3.2	Muschelkalk..... 71
6.3.2.1	Kontrollebene Werksgelände: KE 40..... 71
6.3.2.2	Kontrollebene Rhein: KE 41..... 72
6.3.2.3	Nördlicher Deponierand Roche-Grube: KE 42..... 72
6.4	Bodenuntersuchungen, abfallrechtliche Deklaration des Bohrguts..... 73
6.4.1	Probennahmen im Rahmen der Bohrungen..... 73
6.4.2	Bohrgutdeklaration und -entsorgung..... 73
6.5	Bodenluftuntersuchungen, Emissionsabschätzungen..... 75
6.6	Wasserstandsmessungen..... 76
6.6.1	Stichtagsmessungen..... 76
6.6.2	Messsondenaufzeichnungen..... 76
6.7	Hydraulische Grundwasseruntersuchungen, Pumptests, Probennahmen..... 77
6.7.1	Kurzpumpversuche..... 77
6.7.2	Stichtagsbeprobung..... 78
6.7.3	Immissionspumpversuche, Probennahmen..... 83
6.7.3.1	Kontrollebene Werksgelände..... 86
6.7.3.2	Kontrollebene Rhein..... 87
6.7.3.3	2. Kontrollebene Werksgelände KE 24, KE 25, CI 31..... 88
6.7.3.4	Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube..... 88
6.7.3.5	BASF-Werksgelände..... 89
6.8	Chemische Grundwasseruntersuchungen..... 90
6.8.1	Laborauswahl, Qualitätssicherungsmaßnahmen..... 90
6.8.2	Einzelparameteruntersuchungen..... 90
6.8.3	GC/MS-Screenings..... 91
6.8.4	Wirkungsbezogene Untersuchungen..... 92
7	Untersuchungsergebnisse..... 94
7.1	Chemische Analytik..... 94
7.1.1	Bewertungsgrundlagen, Bewertungsschema..... 94
7.1.1.1	Bewertungsgrundlagen..... 94
7.1.1.2	Screening zur Auswahl weiterer prioritärer altlastenrelevanter Substanzen am Standort..... 97
7.1.1.3	Ableitung von orientierenden Geringfügigkeits schwellen..... 98
7.1.1.4	Bewertungsschema..... 100

	Seite
7.1.2 Einzelparameteranalytik.....	102
7.1.2.1 Vor-Ort-Befunde.....	102
7.1.2.2 Hydrochemische Basisparameter	104
7.1.2.3 Anorganische Leitparameter	107
7.1.2.3.1 Halb- und Schwermetalle	107
7.1.2.3.2 Ammonium	108
7.1.2.4 Organische Leitparameter.....	110
7.1.2.4.1 Chlorbenzole	110
7.1.2.4.2 Aromatische Amine	113
7.1.2.4.3 Aliphatische Amine.....	117
7.1.2.4.4 BTEX.....	121
7.1.2.4.5 Phenole (Index), Chlorphenole	123
7.1.2.4.6 PAK, Naphthalin(e)	127
7.1.2.4.7 LHKW, HCE, HCBd und AOX	130
7.1.2.5 Zusammenfassung.....	135
7.1.3 GC/MS-Screenings	137
7.1.3.1 Stoffklassen.....	137
7.1.3.1.1 Identifizierte Substanzen.....	137
7.1.3.1.2 Unbekannte Substanzen.....	140
7.1.3.2 Index Stoffinhalte.....	141
7.1.3.3 Auswahl prioritärer Substanzen	144
7.1.3.4 Zusammenfassung und Vergleich mit der lokalen Hydrochemie	147
7.1.4 Wirkungsbezogene Analytik.....	148
7.1.4.1 Reziproke Isohemmvolumina rIHV (EC ₅₀).....	148
7.1.4.2 G-Wert-Ableitung (EC ₂₀), G-Wert-Index	149
7.1.4.3 Zusammenfassung.....	153
7.1.5 Nachuntersuchung im Bereich der aufgelassenen Kanalisation bei P 12	153
7.2 Geologie und Stratigraphie	154
7.2.1 Auffüllung	154
7.2.2 Niederterrassenschotter	158
7.2.3 Muschelkalk	158
7.3 Hydrogeologie.....	159
7.3.1 Methodische Grundlagen	159
7.3.2 Hydrostratigraphie.....	163
7.3.2.1 Bereich der Kessler-Grube.....	163
7.3.2.2 Umfeld der Kessler-Grube.....	163
7.3.3 Aquifergeometrie.....	165
7.3.4 Grundwasserstände	166
7.3.4.1 Messfehler und Signifikanz	167
7.3.4.2 Tiefenabhängigkeit des Grundwasserpotenzials.....	167
7.3.4.3 Muschelkalk/Niederterrassenschotter	168
7.3.4.4 Niederterrassenschotter/Rheinwasserstand	171
7.3.4.5 Zeitliche Potenzialdynamik.....	174
7.3.4.6 Räumliche Potenzialdynamik, Grundwasser- fließrichtungen.....	175
7.3.4.7 Rheinströmung – Hypothetisches Strömungsfeld	177

	Seite
7.3.4.8 Rheinströmung nach Südosten – Prüfung der Hypothese	178
7.3.4.9 Zusammenfassung	180
8 Numerisches Grundwassermodell	184
8.1 Zielsetzung	184
8.2 Hydrogeologisches Modell.....	187
8.2.1 Bilanzraum	187
8.2.2 Modellraum	187
8.2.3 Aussageraum	188
8.2.4 Problemrelevante hydrostratigraphische Einheiten und ihre Eigenschaften	189
8.2.5 Randbedingungen	189
8.2.5.1 Äußere Randbedingungen	190
8.2.5.1.1 Talrandzustrom	190
8.2.5.1.2 Westlicher Festpotenzialrand im Übergang zum Oberrheintalgraben	191
8.2.5.1.3 Östlicher Festpotenzialrand	191
8.2.5.2 Innere Randbedingungen.....	191
8.2.5.2.1 Hydraulische Anbindung des Rheins	191
8.2.5.2.2 Grundwasserneubildung	192
8.2.5.2.3 Grundwasserentnahme und Infiltration in den Grundwasserleiter	192
8.2.6 Kalibrierungsparameter	192
8.3 Numerisches Modell	195
8.3.1 Zeitliche Diskretisierung	195
8.3.2 Räumliche Diskretisierung	196
8.3.3 Aquifertyp	197
8.3.4 Materialeigenschaften	198
8.3.5 Modellgeometrie.....	199
8.3.6 Randbedingungen	199
8.4 Kalibrierung.....	199
8.4.1 Kalibrierung auf Zustand 14.04.2010	201
8.4.2 Kalibrierung auf Zustand 03.05.2010	202
8.4.3 Kalibrierung auf Zustand 07.07.2010	202
8.5 Zusammenfassung	202
9 Modellgestützte Auswertungen	204
9.1 Modellstudie Rheinunterströmung	204
9.2 Immissionspumpversuche	206
9.2.1 Immissionspumpversuchsauswertung Kontrollebene Werksgelände	211
9.2.2 Immissionspumpversuchsauswertung Kontrollebene Rhein.....	212
9.2.3 Immissionspumpversuchsauswertung Abstrom BASF-Werksgelände	214
9.2.4 Zusammenfassung.....	216
9.3 Frachtberechnungen ausgewählter Schadstoffparameter	217
9.3.1 Hydraulische Hintergründe zur Ermittlung der Frachten	217
9.3.2 Ammonium	225
9.3.3 Chlorbenzole	227

	Seite
9.3.4 Aromatische Amine	228
9.3.5 Aliphatische Amine.....	229
9.3.6 Benzol	231
9.3.7 Phenole (Index).....	232
9.3.8 TTPCM (2,2,5,5-Tetramethyl-tetrahydro-1,3,4,6,8- pentaoxacyclopenta [a]inden-8a-yl methanol, CAS-Nr. 17682-70-1)	233
9.3.9 PMHPO	234
9.3.10 ACP (2-Amino-5-Chlorbenzo-phenon)	236
9.3.11 Propyphenazon	237
9.4 Szenarien.....	238
9.4.1 Betrieb Brunnen BR 49 mit unterschiedlichen Förderraten.....	238
9.4.2 Variabilität des Strömungsfelds im Werksbereich	240
10 Bewertung der Ergebnisse.....	241
10.1 Schadstoffverteilung	241
10.2 Gefährdungsabschätzung.....	246
10.2.1 Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze	246
10.2.2 Wirkungspfad Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas	247
10.2.3 Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (OFG).....	248
10.2.4 Wirkungspfad Boden – Grundwasser	250
10.2.4.1 Bewertungsgrundlagen Grundwasser (Prüfwerte, Zielebenen, Verhältnismäßigkeit).....	250
10.2.4.2 Sickerwasserprognose (Betrachtung am Ort der Beurteilung – OdB).....	251
10.2.4.3 Immissions- und Emissionsbetrachtung.....	255
10.3 Vorschläge zum weiteren Vorgehen.....	257
10.4 Schlussbemerkung	258

TABELLEN:

	Seite
Tabelle 1: Ablaufschema	19
Tabelle 2: Überschreitung der tolerierbaren Frachten	25
Tabelle 3: Bewertung, Wirkungspfade	26
Tabelle 4: Projektteam Detailuntersuchung Kessler-Grube - 2. Etappe	28
Tabelle 5: Präquartäre Schichtenfolge im Untersuchungsgebiet.....	33/34
Tabelle 6: Durchgeführte Voruntersuchungen Wirkungspfade Boden – Grundwasser und Boden – Oberflächengewässer	37
Tabelle 7: Organoleptische Befunde der Auffüllung	39/41
Tabelle 8: Abfallcharakterisierung sensorisch-organoleptisch auffälliger Bereiche RKE 1 - RKE 39	43
Tabelle 9: Zusammenfassung Analysenergebnisse Roche-Grube, Deponat (organische Parameter)	45

	Seite
Tabelle 10: Zusammenfassung Analysenergebnisse Geigy-Grube, Deponat (organische Parameter)	46
Tabelle 11: Zusammenfassung Analysenergebnisse restliche Kessler-Grube, Deponat (organische Parameter).....	47
Tabelle 12: Zusammenfassung Analysenergebnisse Roche-Grube, Deponat (anorganische Parameter)	48
Tabelle 13: Zusammenfassung Analysenergebnisse Geigy-Grube, Deponat (anorganische Parameter)	48
Tabelle 14: Zusammenfassung Analysenergebnisse restliche Kessler-Grube, Deponat (anorganische Parameter).....	49
Tabelle 15: Orientierende abfallrechtliche Einstufung	49
Tabelle 16: Verdachtsmatrix	51
Tabelle 17: Untersuchungsprogramm gemäß Pflichtenheft [9].....	52/53
Tabelle 18: Planungsgrundlage Kontrollebenen	56
Tabelle 19: Analysenumfang Grundwasser	59/61
Tabelle 20: Ablaufschema	64/65
Tabelle 21: Bohrprogramm/Untersuchungsbereiche/Kontrollebenen	65
Tabelle 22: Relevante Daten der Messstellen KE 24 - KE 27	67
Tabelle 23: Relevante Daten der Messstellen CI 31 - CI 37.....	68
Tabelle 24: Relevante Daten der Messstellen KE 28 - KE 31, KE 43, KE 23a.....	70
Tabelle 25: Relevante Daten der Messstellen KE 32 - KE 36	70
Tabelle 26: Relevante Daten der Messstellen KE 37 - KE 39, P 16a	71
Tabelle 27: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 40.....	71
Tabelle 28: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 41	72
Tabelle 29: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 42.....	72
Tabelle 30: Rückstellproben Deponiebohrungen KE 28, KE 37 - KE 39, KE 42, KE 43, P 16a	73
Tabelle 31: Bohrgutentsorgung zur Kreismülldeponie Scheinberg DK I.....	74
Tabelle 32: Bohrgutentsorgung zur SAV Biebesheim > DK II.....	74
Tabelle 33: Probennahmen im Rahmen der Pilotbohrungen.....	75
Tabelle 34: Stichtagsmessungen.....	76
Tabelle 35: Messpunkte mit Datenloggeraufzeichnungen	76/77
Tabelle 36: Messstellen mit Kurzpumpversuchen	77/78
Tabelle 37: Probennahmestellen Stichtagsbeprobung, Probenverteilung.....	80/81
Tabelle 38: Höhen und Wasserstände im Bereich Schacht 70120/58.....	82

	Seite
Tabelle 39: Abfolge der Immissionspumpversuche	85
Tabelle 40: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: P 2, KE 21, KE 34, KE 36, P 10a	86
Tabelle 41: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 32, KE 33, KE 20, KE 36.....	87
Tabelle 42: Immissionspumpversuche Kontrollebene Rhein: KE 23a, KE 28, P 3, KE 30, KE 31	87
Tabelle 43: Immissionspumpversuche Kontrollebene Rhein: P 12, KE 43, KE 29, P 4	88
Tabelle 44: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 24, KE 25, CI 31	88
Tabelle 45: Immissionspumpversuche Vorfeldmessstellen Betriebsbrunnen BR 49.....	89
Tabelle 46: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 26, CI 32, CI 33	89
Tabelle 47: Einstufung in Toxizitätsklassen anhand der G _L -Werte [48].....	96
Tabelle 48: Zuordnung des TTC	98
Tabelle 49: Bezeichnung der Konzentrationsfelder des Piper-Diagramms	104
Tabelle 50: Analysenergebnisse Grundwasser: Halbmetalle und Schwermetalle.....	107
Tabelle 51: Zusammenfassung Analysenergebnisse Ammonium, Grundwasser.....	108/109
Tabelle 52: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe Chlorbenzole, Grundwasser.....	111/112
Tabelle 53: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe aromatische Amine, Grundwasser.....	114/115
Tabelle 54: Übersicht Hauptvertreter aromatische Amine, Grundwasser.....	116
Tabelle 55: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe aliphatische Amine, Grundwasser.....	117/119
Tabelle 56: Übersicht Hauptvertreter aliphatische Amine, Grundwasser	120
Tabelle 57: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe BTEX, Grundwasser ..	121/122
Tabelle 58: Zusammenfassung Analysenergebnisse Phenolindex, Grundwasser	123/124
Tabelle 59: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe Chlorphenole, Grundwasser.....	125/126
Tabelle 60: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe PAK, Grundwasser	127/128
Tabelle 61: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe PAK (nach EPA, 15 Einzelsubstanzen, ohne Naphthaline), Grundwasser	129/130
Tabelle 62: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe LHKW ohne HCE und HCBD, Grundwasser.....	131/132
Tabelle 63: Zusammenfassung Analysenergebnisse AOX, Grundwasser	133/134

	Seite
Tabelle 64: Zuordnung des GC/MS-Index	142
Tabelle 65: GC/MS-Index	143
Tabelle 66: Bewertung der GC/MS-Screeningergebnisse der Stichtagsbeprobung anhand der orientierenden GFS-Werte	145
Tabelle 67: Bewertung der GC/MS-Screeningergebnisse der IPV-Kampagne anhand der orientierenden GFS-Werte	146
Tabelle 68: Toxizitätseinstufung der Messstellen: oberflächennahes Grund- wasser	149/151
Tabelle 69: Toxizitätseinstufung der im Muschelkalk ausgebauten Messstellen	151
Tabelle 70: Referenzsubstanzen mit GC/MS nachgewiesen	152
Tabelle 71: Vor-Ort-Befunde Bohrungen KE Werksgelände - BASF-Werksgelände	154/155
Tabelle 72: Vor-Ort-Befunde Bohrungen KE Rhein	155
Tabelle 73: Vor-Ort-Befunde Bohrungen Deponie und KE Roche-Grube/Geigy-Grube	156
Tabelle 74: Abfall-Charakterisierung sensorisch-organoleptisch auffälliger Bereiche	157
Tabelle 75: Vor-Ort-Befunde Bohrungen Muschelkalk	159
Tabelle 76: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissions- pumpversuche – Kontrollebene Werksgelände	211/212
Tabelle 77: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissions- pumpversuche – Kontrollebene Rhein; BG = 0,05 µg/l	213
Tabelle 78: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissions- pumpversuche – Abstrom BASF-Werksgelände	215/216
Tabelle 79: Bilanzierung der Abstromfrachten, Ammonium	226
Tabelle 80: Bilanzierung der Abstromfrachten, Chlorbenzole	227
Tabelle 81: Bilanzierung der Abstromfrachten, aromatische Amine	228/229
Tabelle 82: Bilanzierung der Abstromfrachten, Summe aliphatische Amine	230
Tabelle 83: Bilanzierung der Abstromfrachten, Benzol	231
Tabelle 84: Bilanzierung der Abstromfrachten, Phenole (Index)	232
Tabelle 85: Bilanzierung der Abstromfrachten, TTPCM	233/234
Tabelle 86: Bilanzierung der Abstromfrachten, PMHPO	235
Tabelle 87: Bilanzierung der Abstromfrachten, ACP	236
Tabelle 88: Bilanzierung der Abstromfrachten, Propyphenazon	237
Tabelle 89: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas	247
Tabelle 90: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (aktuell)	248

	Seite
Tabelle 91: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (Szenario ohne Pumpbetrieb)	249
Tabelle 92: Sickerwasserprognose, Modelldaten Schadstoffausbreitung	253/254
Tabelle 93: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Grundwasser	256

ABBILDUNGEN:

	Seite
Abbildung 1: Altablagerung Kessler-Grube: Teilbereiche Roche-Grube – Geigy-Grube Situation 1968	30
Abbildung 2: Auswertung KPV Kontrollebene Rhein, Einzugsbereich KE 28 – Nachverdichtung GWM KE 43	69
Abbildung 3: KE 23, Durchwurzelung der Filterstrecke	69
Abbildung 4: Planung Immissionspumpversuche, Förderraten, Reichweiten, Kontrollebenen Werksgelände und Kontrollebene Rhein	84
Abbildung 5: Bewertungsschema	101
Abbildung 6: Hydrochemische Klassifizierung der Stichtagsproben	105
Abbildung 7: Hydrochemische Klassifizierung der Proben der IPV-Kampagne	106
Abbildung 8: Ablaufschema und Abhängigkeiten hydrogeologischer Auswertungen	162
Abbildung 9: Ablaufschema und Abhängigkeiten hydrogeologischer Auswertungen	186
Abbildung 10: Stichtagsmessung 14.04.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungsherde	219
Abbildung 11: Stichtagsmessung 03.05.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungsherde	220
Abbildung 12: Stichtagsmessung 07.07.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungsherde	221
Abbildung 13: Stichtagsmessung 14.04., 03.05., 07.07.2010 – Überlagerung der Randstromlinien aus Belastungsherden	222
Abbildung 14: Teilabschnitte zur Bilanzierung der Abstromfrachten – Erfassungsbereiche der IPV-Messstellengruppen	223
Abbildung 15: Modellbild Schadstoffausbreitung	244

ANHANG:

1	Quellen- und Literaturverzeichnis
2	Abkürzungsverzeichnis

ANLAGEN:

- 1 Lagepläne
 - 1.1 Übersichtslageplan, Maßstab 1 : 25 000
 - 1.2 Lageplan der Altablagerung mit Grundwassermessstellen, Maßstab 1 : 7 500
 - 1.3 Übersichtslageplan Kessler-Grube/Grundstücksbesitz BASF Grenzach GmbH – versiegelte Flächen, Maßstab 1 : 5 000
 - 1.4 Detaillageplan der Altablagerung mit Grundwassermessstellen, Maßstab 1 : 3 500
 - 1.5 Lageplan der Altablagerung mit Untergundaufschlüssen, Maßstab 1 : 2 000
 - 1.6 Detaillageplan der Probenahmestellen der Stichtagsbeprobung, KPV, IPV, Maßstab 1 : 3 500
 - 1.7 Ausschnitt aus der Geologischen Karte Blatt 1047 (Basel), Maßstab 1 : 25 000
 - 1.8 Skizze Alt-Kanal Salzländleweg, Maßstab ca. 1 : 500
 - 1.9 Probenahmestellen/Analytik Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500

- 2 Bohrprofile und Ausbaupläne der Grundwassermessstellen
 - 2.1 Neu errichtete Messstellen
 - 2.1.1 Bohrprofile und Ausbaupläne
 - 2.1.2 Fotodokumentation
 - 2.2 Messstellen-Altbestand: Bohrprofile und Ausbaupläne
 - 2.3 Nivellement Bezugspunkthöhen 2011: IB Kammerer
 - 2.4 Bohrprofile der Rammkernsondierungen (nur in pdf-Dokument enthalten, digital auf CD)

- 3 Profilschnitte der Altablagerung
 - 3.1 Profilschnitt A - A, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.2 Profilschnitt B - B, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.3 Profilschnitt C - C, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.4 Profilschnitt D - D, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.5 Profilschnitt E - E, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.6 Profilschnitt F - F, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500
 - 3.7 Profilschnitt G - G, Maßstab 1 : 1 000/1 : 500

- 4 Analysenergebnisse früherer Untersuchungen
 - 4.1 Zusammenfassung der Grundwasseranalysen aus früheren Untersuchungen und der 1. Etappe der Detailuntersuchung
 - 4.2 Bodenuntersuchungen Feststoffe

- 5 Übersichtstabellen chemischer Untersuchungsergebnisse im Grundwasser (DU 2. Etappe)
 - 5.1 Einzelparameteruntersuchungen „Eurofins“
 - 5.1.1 Stichtagsbeprobung
 - 5.1.2 Immissionspumpversuche
 - 5.2 GC/MS-Screenings „BMG“
 - 5.2.1 Stoffklassen/Stoffindex
 - 5.2.2 Übersicht Verteilung auf Messstellen
 - 5.3 Wirkungsbezogene Analytik „Langenau“

- 5.4 Orientierende Toxizitätseinstufungen „FoBiG“
 - 5.4.1 Orientierende Toxizitätsabschätzung – Screeningphase
 - 5.4.2 Orientierende GFS-Wert-Ableitung

- 6 Lagepläne zur Schadstoffverteilung im Grundwasser (DU 2. Etappe)
 - 6.1 Einzelparameteranalytik
 - 6.1.1 Ammonium, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.2 Summe Chlorbenzole, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.3 Aromatische Amine, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.4 BTEX: Benzol, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.5 Phenole (Index), Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.6 PAK, Stichtagsbeprobung 02/2010 , Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.7 AOX, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1: 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.8 LHKW, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.1.9 Aliphatische Amine, Immissionspumpversuche, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.2 GC/MS-Screening
 - 6.2.1 Stoffklassen, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.2.2 Index Stoffinhalte, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3 Auswahl prioritär altlastenrelevanter Substanzen
 - 6.3.1 Anilin, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.2 N-Methylanilin, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.3 3-Chloro-2-methylanilin, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.4 1-Naphthalenamine, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.5 1,1'-Sulfonylbis(4-chlorbenzol), Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.6 2-Benzoyl-4-chloranilin, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.7 2-Ethoxyphenol, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.8 TTPCM, Stichtagsbeprobung und Immissionspumpversuche, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.9 Propyphenazon, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.3.10 PMPHO, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.4 Wirkungsbezogene Analytik
 - 6.4.1 Wirkungsbezogene Analytik, Polardiagramme reziprokes Isohemmvolumen, Maßstab 1 : 2 000
 - 6.4.1.1 Kontrollebene Werksgelände – Abstrom
 - 6.4.1.2 Kontrollebene Rhein – Deponie
 - 6.4.1.3 Abstrom

- 6.4.2 G-Wert-Index, Stichtagsbeprobung 02/2010, Maßstab 1 : 3 500/
1 : 2 500
- 6.5 Zusammenfassende Übersicht der Belastungsverteilung im Grundwasser
 - 6.5.1 Überlagerung der Schadstoffverteilungen im Grundwasser: Einzelpa-
rameteruntersuchungen, Stichtagsbeprobung (02/2010), Maßstab
1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.5.2 Überlagerung der Schadstoffverteilungen im Grundwasser: GC/MS-
Screening Auswahl prioritärer Substanzen (Stichtagsbeprobung
02/2010), Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.5.3 „Nasser Fuß“ AA Kessler-Grube Belastungsbereich im Grundwasser,
Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500
 - 6.5.4 Zusammenfassende Übersicht der Belastungsverteilung im Grund-
wasser Kontrollebene Werksgelände, Maßstab 1 : 1 500
 - 6.5.5 Zusammenfassende Übersicht der Belastungsverteilung im Grund-
wasser Kontrollebene Rhein, Maßstab 1 : 1 500
 - 6.5.6 Zusammenfassende Übersicht der Belastungsverteilung im Grund-
wasser BASF-Werksgelände, Maßstab 1 : 3 500
- 6.6 Konzeptionelles Standortmodell Kessler Grube
- 7 Hydrogeologie
 - 7.1 Tabellarische Zusammenstellung hydraulischer Kennwerte
 - 7.2 Einzeldokumentation der Kurzpumpversuche
 - 7.2.1 Niederterrassenschotter
 - 7.2.2 Muschelkalk
 - 7.3 Lageplan mit Untersuchungspunkten und Aufschlüssen am Talrand, Maßstab
1 : 10 000
 - 7.4 Profilschnitte Rhein, Maßstab 1 : 3 500
 - 7.5 Grundwasserstände: Stichtagsmessungen
 - 7.5.1 gemessen (Abstich)
 - 7.5.2 berechnet (m ü. NN)
 - 7.6 Auswertung
 - 7.6.1 Muschelkalk – Niederterrassenschotter
 - 7.6.1.1 Tabellarische Gegenüberstellung GWS - Handmessungen
 - 7.6.1.2 Ganglinien Logger Mai - Oktober 2010
 - 7.6.1.3 Ganglinien Logger Jan. 2011
 - 7.6.2 Niederterrassenschotter – Rhein
 - 7.6.2.1 Tabellarische Gegenüberstellung GWS- Handmessungen
 - 7.6.2.2 Ganglinien Logger Jan. - Sept. 2010
 - 7.6.2.3 Ganglinien Logger Jan. 2011
 - 7.6.3 Ganglinien Logger gesamt
 - 7.7 Korrelationsdiagramme
 - 7.7.1 Niederterrassenschotter – Muschelkalk
 - 7.7.2 Rheinwasserspiegel – Niederterrassenschotter
 - 7.8 Grundwassergleichenpläne, Maßstab 1 : 3 500
 - 7.8.1 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 17.02.2010
 - 7.8.2 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 14.04.2010
 - 7.8.3 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 03.05.2010
 - 7.8.4 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 07.06.2010
 - 7.8.5 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 07.07.2010
 - 7.8.6 Temporäre Potentialverteilung: Stichtagsmessung vom 21.09.2010

- 7.8.7 Gleichenpläne 14.04.2010/03.05.2010 Darstellung der Verschiebung der Isolinien
- 7.9 Rheinströmung
 - 7.9.1 Lageplan mit hypothetischem Strömungsfeld der Rheinunterströmung, Maßstab 1 : 3 500
 - 7.9.2 Ganglinien (VP 2, GW) zu den Auswirkungen während der IPV Kontrollebene Vorfeldmessstellen Brunnen BR 49
 - 7.9.3 Verteilung der Chloridkonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser (Rhein), Maßstab 1 : 3 000
 - 7.9.4 Verteilung der Sulfatkonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser (Rhein), Maßstab 1 : 3 000
- 8 Numerisches Grundwassermodell
 - 8.1 Modellgebiet mit Darstellungen von GW-Aufschlüssen und Randbedingungen, Maßstab 1 : 12 000
 - 8.2 Modellnetz, Maßstab 1: 12 000
 - 8.3 Kalibrierung: Stromlinien (berechnet) über GW-Gleichen (gemessen), Korrelationsdiagramm gemessen/berechnet
 - 8.3.1 Kalibrierung Stichtag 14.04.2010: Stromlinien (berechnet) über GW-Gleichen (gemessen) und Korrelation berechnet-gemessen, Maßstab 1 : 4 000
 - 8.3.2 Kalibrierung Stichtag 03.05.2010: Stromlinien (berechnet) über GW-Gleichen (gemessen) und Korrelation berechnet-gemessen, Maßstab 1 : 4 000
 - 8.3.3 Kalibrierung Stichtag 07.07.2010: Stromlinien (berechnet) über GW-Gleichen (gemessen) und Korrelation berechnet-gemessen, Maßstab 1 : 4 000
- 9 Modellgestützte Auswertungen
 - 9.1 Lageplan mit Stromlinien, Grundlage ausgeglichener Zustand (14.04.2010), Maßstab 1 : 4 000
 - 9.2 Einzeldokumentationen Immissionspumpversuche (IPV)
 - 9.2.1 Kessler-Grube – Kontrollebene Werksgelände: P 2, KE 32, KE 21, KE 33, KE 34, KE 20, KE 35, KE 36, P 10a
 - 9.2.2 Kessler-Grube – Kontrollebene Rhein: KE 23a, P 12, KE 28, KE 43, P 3, KE 29, KE 30, P 4, KE 31
 - 9.2.3 BASF-Werksgelände: KE 24, KE 25, CI 31
 - 9.2.4 BASF-Werksgelände: CI 33, CI 32, KE 26
 - 9.2.5 BASF-Werksgelände: P 6, P 7, CI 36, P 8, CI 37
 - 9.3 Auswertung Immissionspumpversuche
 - 9.3.1 Immissionspumpversuche: Lagepläne mit Isochronen und Schadstoffverteilung
 - 9.3.1.1 Kessler-Grube – Kontrollebene Werksgelände: P2-KE32-KE21-KE33-KE34-KE20-KE35-KE36-P10a, Maßstab 1: 1 500
 - 9.3.1.2 Kessler-Grube – Kontrollebene Rhein: KE23a-P12-KE28-KE43-P3-KE29-KE30-P4-KE31, Maßstab 1 : 1 500
 - 9.3.1.3 BASF-Werksgelände: KE24-KE25-CI31 und CI33-CI32-KE26, Maßstab 1 : 2 000
 - 9.3.1.4 Immissionspumpversuche Übersicht Erfassungsbereiche, Maßstab 1 : 3 500/1 : 2 500

- 9.3.1.5 Auswertung Immissionspumpversuche Konzentrationsganglien Chlorbenzole Kontrollebene Werksgelände, Maßstab 1 : 1 500
- 9.3.1.6 Auswertung Immissionspumpversuche Konzentrationsganglien Chlorbenzole Kontrollebene Rhein, Maßstab 1 : 1 500
- 9.3.1.7 Auswertung Immissionspumpversuche Konzentrationsganglien Chlorbenzole BASF-Werksgelände, Maßstab 1 : 3 000
- 9.3.2 Immissionspumpversuche: Dokumentation Frachtberechnung
Legende zu Anlage 9.3.2
 - 9.3.2.1 Ammonium
 - 9.3.2.2 Chlorbenzole
 - 9.3.2.3 Aromatische Amine
 - 9.3.2.4 Aliphatische Amine
 - 9.3.2.5 Benzol
 - 9.3.2.6 Phenole
 - 9.3.2.7 TTPCM
 - 9.3.2.8 PMHPO
 - 9.3.2.9 ACP
 - 9.3.2.10 Propyphenazon
- 9.4 Szenarien: Lagepläne mit Abstrompfaden von der Kessler-Grube
 - 9.4.1 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 7 000 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.2 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 3 500 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.3 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 3 000 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.4 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 2 500 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.5 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 2 000 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.6 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit 1 500 Kubikmeter pro Tag, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.7 Lageplan mit Abstrompfaden, Betrieb Brunnen 49 (BR 49) mit BR 49
 - 9.4.8 Lageplan mit Abstrompfaden, Variabilität Strömungsfelder Werksgelände, Maßstab 1 : 4 000
 - 9.4.9 Abstrom von Grundwasser aus der Kessler-Grube in den Rhein in Abhängigkeit von der Entnahmerate in Brunnen BR 49

(nur in pdf-Dokument enthalten, digital auf CD)

- 10 Chemische Untersuchungen der Detailuntersuchung – 2. Etappe
 - 10.1 Einzelparameterpaket Grundwasser
 - 10.1.1 Laborprüfberichte Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D) - Stichtagsbeprobung
 - 10.1.2 Laborprüfberichte Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D) - Immissionspumpversuch
 - 10.1.3 Laborprüfberichte Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D) - Altkanalisation
 - 10.1.4 Kommentierung Prof. Oehme Laborprüfberichte Eurofins 11000040
 - 10.2 GC/MS-Screenings Grundwasser
 - 10.2.1 Laborprüfberichte BMG Engineering AG, Schlieren (CH) - Stichtagsbeprobung

- 10.2.2 Laborprüfberichte BMG Engineering AG, Schlieren (CH) - Immissionspumpversuche
- 10.2.3 Kommentierung Prof. Oehme Laborprüfberichte BMG
- 10.3 Wirkungsbezogene Untersuchungen Grundwasser - Methodenbeschreibung und Ergebnisse
- 10.4 Abfallrechtliche Deklarationsuntersuchungen Bohrgut
 - 10.4.1 DepV: Laborprüfbericht Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D)
 - 10.4.2 Screenings: Laborprüfbericht Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D)
- 10.5 Orientierende Bodenluftmessungen
 - 10.5.1 Laborprüfbericht Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D)

(nur in pdf-Dokument enthalten, digital auf CD)

- 11 Gutachten zu orientierenden Toxizitätsabschätzungen im Rahmen der Detailuntersuchung – 2. Etappe
 - 11.1 Auswahl prioritärer altlastenrelevanter Substanzen über ein Screening-Verfahren für die Kessler-Grube in Grenzach-Wyhlen, Bericht FoBiG, Freiburg (D)
 - 11.2 Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für zehn prioritäre Substanzen im Bereich der Kessler-Grube in Grenzach-Wyhlen, Bericht FoBiG, Freiburg (D)

(nur in pdf-Dokument enthalten, digital auf CD)

- 12 Probennahmenprotokolle
 - 12.1 Grundwasser
 - 12.2 Lageskizze Probennahmenfolge Stichtagsbeprobung, Maßstab 1: 3 500/1 : 2 500
 - 12.3 Bohrgut
 - 12.4 Bodenluft

(nur in pdf-Dokument enthalten, digital auf CD)

- 13 Behördliche Genehmigung
 - 13.1 Bohrgenehmigung und wasserrechtliche Erlaubnis der Pumpversuche
- 14 XUMA-Bewertung
 - 14.1 Pfad Boden – Mensch
 - 14.2 Gefahren durch Deponiegas
 - 14.3 Pfad Boden – Oberflächengewässer (Betrieb Brunnen BR 49)
 - 14.4 Pfad Boden – Oberflächengewässer (ohne Betrieb Brunnen BR 49)
 - 14.5 Pfad Boden – Grundwasser

1 Zusammenfassung

1.1 Ausgangssituation

Für die Altablagerung Kessler-Grube war eine abschließende Gefährdungsabschätzung im Hinblick auf die Schutzgüter Grundwasser und Oberflächengewässer erforderlich. Diese hat das Ziel, dass am Ende definitiv über einen eventuellen Sanierungs- oder Überwachungsbedarf entschieden werden kann. Untersuchungen auf weitere Schutzgüter (z. B. menschliche Gesundheit) waren bei der aktuellen Nutzung und Exposition nicht angezeigt.

Mit Schreiben vom 29.09.2009 beauftragte die Auftraggebergemeinschaft „Ciba AG, Basel, und F. Hoffmann-La Roche AG, Basel“, vertreten durch Hr. Dr. Hürzeler, die HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG auf Basis des Angebots vom 17.09.2009 mit der Durchführung der vorliegend dokumentierten 2. Etappe der Detailerkundung. In Folge der Übernahme der Ciba AG durch die BASF trat die BASF Schweiz AG in die Projektabwicklung und die BASF Grenzach GmbH in die Vertragsabwicklung ein.

1.2 Allgemeine Standortangaben

Name/Bezeichnung:	Altablagerung Kessler-Grube
Lage:	SW' des Ortsteils Grenzach zwischen Bahnlinie und Rhein
Stadt/Landkreis/Adresse:	Grenzach-Wyhlen, Ortsteil Grenzach Salzländeweg bzw. Heerweg
Gewann, Flurstücks-Nrn.:	Gewann Kessler, Flst.-Nrn. 878 teilweise, 1031, 1032, 1033, 1034 (Eigentümer BASF Grenzach GmbH), Flst.-Nr. 1031/1 (Eigentümer Bundesstraßenverwaltung), Flst.-Nr. 1050 (Eigentümer DSM Nutritional Products GmbH)
Flächengröße:	ca. 52 000 m ²
Rechts-/Hochwert:	33 98 300/52 69 150 (Zentrum)
Höhe:	ca. +261 m ü. NN, Rheinufer ca. +255 m ü. NN
Grundwasserniveau:	rd. +254,0 m ü NN
Morphologie:	leichte Neigung von NE nach SW, Uferböschung zum Rhein hin
Versiegelung/Bebaute Fläche:	zu ca. 25 % überbaut (Kläranlage, BASF Grenzach GmbH)
Lage der Altablagerung:	in ehemaligen Kiesgruben
Auffüllmächtigkeit:	durchschnittlich 6 m, max. 13,2 m
Ablagerungsvolumen:	ca. 310 000 m ³
Frühere Nutzung:	Verfüllung ehem. Kiesgruben u. a. mit Erdaushub, Bau-schutt, Hausmüll und Abfällen der chemischen Industrie
Aktuelle Nutzung:	Grünanlage/Brachland sowie BASF-Werks-gelände
Geplante Nutzung:	Im Zentrum keine Änderung bekannt, der nördliche Teil der AA wird zukünftig teilweise überbaut durch die neue Umgehungsstraße B34.

Zulässige Nutzung:	Industriegebiet
Umfeldnutzung:	Industriegebiet, Rheinufer-Wanderweg, Grüngürtel zu Wohnbebauung, Gemeindestraße/Bahnlinie
Vorfluter:	Rhein Der Rhein hat auf Höhe Kessler-Grube bei üblicher Grundwasserentnahme auf BASF-Werksgelände keine nennenswerte Vorflutwirkung.
Vorbehaltsgebiete:	außerhalb
Bisheriger Kenntnisstand:	OU, ergänzende HU [1], 1. Etappe DU [4] - [9]

1.3 Aufgabenstellung, Untersuchungsumfang

Aus den bis dato vorliegenden Daten zur hydrogeologischen Situation gingen zwei Fließrichtungen hervor, in die schadstoffbelastetes Grundwasser von der Deponie abströmen könnte. Dies war zum einen Südwesten Richtung zum Rhein und zum anderen Südosten Richtung Brauchwasserbrunnen (BR 49) auf dem BASF-Gelände. Hauptziel der 2. Etappe der Detailuntersuchung war die Überprüfung der Auswirkungen der Kessler-Grube auf das Grund- und Oberflächenwasser, d. h. eine qualitativ und quantitativ belastbare Bilanzierung der Emissionen und Immissionen im Abstrom zur abschließenden Gefährdungsabschätzung.

Der Fokus lag auf einer integralen Grundwasseruntersuchung anstelle von Untersuchungen heterogen verteilter Schadstoffquellen innerhalb der Grube. Dies war deshalb möglich und sachgerecht, weil das Grundwasser unmittelbar exponiert ist. Etwaige Veränderungen in der Zukunft, die sich nicht jetzt schon in Form einer Abstrombelastung zeigen, sind nicht zu erwarten. Über die baden-württembergischen Standards hinausgehend, sollte der Abstrom nicht auf 50 %, sondern auf praktisch 100 % seiner Breite hydrochemisch und hydraulisch erfasst werden.

Das bestehende Messstellennetz wurde um 17 Grundwassermessstellen ergänzt. Die hydrogeologischen Verhältnisse wurden anhand von umfangreichen Messungen erfasst und in einem hydrogeologischen sowie numerischen Grundwasserströmungsmodell abgebildet. Das Grundwasser wurde in Form einer Stichtagsbeprobung sowie mehrerer simultaner Immissionspumpversuche integral erfasst und nach wissenschaftlichen Standards von Prof. Oehme in Speziallabors analysiert. Dabei erfolgten quantitative Einzelparameterbestimmungen, wissenschaftliche Screenings und in der Entwicklung eines Forschungslabors befindliche selektive wirkungsbezogene Toxizitätstests. Zur Bewertung von Stoffen, welche aufgrund ihres bei Altlasten seltenen Auftretens nicht in gängigen Listen enthalten sind, wurden orientierende Geringfügigkeitsschwellenwerte durch das Institut FoBiG, Freiburg, abgeleitet.

Nachfolgend sind die durchgeführten Arbeiten und ihre zeitliche Abfolge tabellarisch zusammengefasst.

Ablaufschema	2009					2010												2011				
	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	
Bohrungen/GWM																						
Abstrom Kessler-Grube			■	■																		
BASF-Werksgelände			■	■																		
Kontrollebenen			■	■	■																	
Zw. Roche-/Geigy-Grube, + KE 23a			■	■	■					■												
Hydrogeologische Untersuchungen																						
Datenloggeraufzeichnungen			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
Kurzpumpversuche			■	■	■																	
Stichtagsmessung							17.2.		14.4.	3.5.	7.6.	7.7.		21.9.								
Stichtagsbeprobung							■															
Immissionspumpversuche																						
Vorfeldmessstellen BR 49											■											
Kontrollebenen											■											
P 2, KE 21, KE 34, KE 35, P 10a											■											
KE 32, KE 33, KE 20, KE 36											■	■										
KE 23a, KE 28, P 3, KE 30, KE 31											■	■										
P 12, KE 43, KE 29, P 4											■	■										
KE 24, KE 25, CI 31											■	■										
KE 26, CI 32, CI 33											■	■										
Analytik																						
Stichtagsbeprobung																						
Einzelparameter							■	■	■													
GC/MS-Screenings							■	■	■	■	■	■	■	■	■	■						
wirkungsbezogene Analytik							■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Immissionspumpversuche																						
Einzelparameter											■	■	■									
Einzelparameter Abstrom Werk											■	■	■	■	■	■						
GC/MS-Screenings											■	■	■	■	■	■						
Auswertung/Gutachtenerstellung																						
Auswertung				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Tox-Screening prioritärer Substanzen															■	■	■					
Orientierende GFS-Wert-Ableitung																			■	■	■	■
Dokumentation																				■	■	■

Tabelle 1: Ablaufschema

1.4 Untersuchungsergebnisse

1.4.1 Hydrogeologie

Die Altablagerung Kessler-Grube liegt in bzw. auf den Niederterrassenschottern des Rheins, welche das präquartäre Festgestein, meistens aus Dolomit und Mergelstein des Unteren Muschelkalks im Übergang zum Mittleren Muschelkalk, überdecken. Für die beiden hydrostratigraphischen Einheiten werden folgende mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten verwendet:

- Niederterrassenschotter $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s
- Muschelkalk $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s

Die beiden hydrostratigraphischen Einheiten sind in ihrer räumlichen Erstreckung begrenzt. Auf der einen Seite bildet der Talrand mit seiner tektonischen Zerrüttung eine Grenze gegen die nördlich angrenzende Dinkelbergscholle. Auf der anderen Seite schneidet der Rhein in die Niederterrassenschotter. Die Geometrie der Begrenzungsfläche zwischen Rheinsohle und Niederterrassenschottern ist von entscheidendem Einfluss auf das Strömungsgeschehen im Abstrom der Kessler-Grube. Aufgrund dieser Geometrie setzt sich der Hauptgrundwasserleiter in den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett fort. Dort ist er vom Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt.

Verhältnis Muschelkalk/Niederterrassenschotter

Die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis eilt derjenigen der Niederterrassenschotter hinterher. Die Entwicklung in den Niederterrassenschottern ist ursächlich für die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis.

Hinsichtlich ihrer zeitlichen Dauer überwiegen in den Ganglinien Phasen mit abfallenden Potenzialen. Phasen mit Potenzialanstieg sind in ihrer zeitlichen Dauer deutlich kürzer und auch die Potenzialdifferenz ist in solchen Zeitabschnitten deutlich geringer als bei fallenden Verhältnissen. In der Tendenz überwiegen damit Hinweise für einen Aufstieg von Grundwasser aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter. Für die umgekehrte Richtung – die Infiltration aus den Niederterrassenschottern in die Festgesteinsbasis – gibt es beim gegenwärtigen Kenntnisstand keine Hinweise.

Die Ergebnisse stützen sich vor allem auf hydrogeologische Daten, können aber bislang noch nicht hinreichend mit Analysenmessreihen verifiziert werden. Aufgrund der geringen Potenzialunterschiede ist eine Beeinflussung des Grundwassers im Muschelkalk durch den Bohrvorgang möglich, die zum Zeitpunkt der bisher einmaligen Stichtagsbeprobung noch nicht abgeklungen war. Die Aussage sollte daher durch eine weitere Beprobung plausibilisiert werden.

Verhältnis Niederterrassenschotter/Rhein und schweizerische Seite

Die durchgeführten Messungen ergaben keine Hinweise für einen, wie auch immer gerichteten hydraulischen Austausch zwischen Niederterrassenschottern und Rhein. Die Potenzialverhältnisse zwischen Rhein und Grundwasserleiter sprechen somit gegen einen Grundwasseraufstieg aus den Niederterrassenschottern in den Rhein im Bereich der Kessler-Grube.

Das Grundwasserpotenzial in den Niederterrassenschottern gleicht sich dem Rheinpegel an. Die Anpassungen der Grundwasserstände erfolgen zeitlich verzögert auf die Entwicklung des Rheinpegels. Selbst Schwankungen mit einer Periode weniger Stunden prägen sich – hinsichtlich der Amplituden auf weniger als 30 % gedämpft – auf den Grundwasserstand in den ufernahen Niederterrassenschottern aus.

Da sich die Potenzialentwicklung im Verhältnis zum Rheinpegel mit zunehmender Entfernung vom Rheinufer immer mehr verzögert, kommt es im Uferbereich zu ständigen Wechseln der Strömungsrichtung im Grundwasserleiter. Aufgrund der auffallend guten Korrelation zwischen Rheinwasser- und Grundwasserstand ist mit Richtungswechseln innerhalb weniger Stunden – in größerer Distanz vom Ufer innerhalb weniger Tage – zu rechnen. Die Folge hiervon sind rasch wechselnde Strömungsfelder im Bereich der Kessler-Grube. Die Ursache dieser raschen Richtungsänderungen ist weniger der Wasseraustausch zwischen Rhein und Grundwasserleiter am Ort der Beobachtung als vielmehr der sich mit dem Rheinwasserspiegel verändernde Erfassungsbereich des Brunnens BR 49. Die einzelnen Grundwassergleichenkarten dürfen daher nicht statisch interpretiert werden. Die in den Grundwassergleichenplänen dokumentierten Zustände repräsentieren in keinem Fall einen Dauerzustand, sondern temporäre Zustände. Nicht die jeweils momentane Strömungssituation, sondern die zeitlich gemittelte ist entscheidend für die Bewertung des Abstroms von der Kessler-Grube.

Während aller Stichtagsmessungen war die Grundwasserströmung im Bereich der Kessler-Grube auf den Entnahmekunnen BR 49 hin gerichtet. An keinem der sechs Stichtage ergaben sich Hinweise auf eine im Bereich der Kessler-Grube bestehende Grundwasserscheide. Im Uferbereich des Werksgebietes (Bereich um KE 24, CI 33 und südöstlich daran anschließend) zeigten alle Grundwassergleichenkarten Strömungskomponenten vom Rhein weg. Die Potenzialverhältnisse (Niederterrassenschotter mit deutlich niedrigeren Potenzialen als der Rhein) belegen entlang dieses Uferabschnitts eine erhebliche Infiltration aus dem Rhein in den Grundwasserleiter. Das Grundwasser der Niederterrassenschotter im Bereich der Kessler-Grube bewegt sich im Mittel nach Südosten in Richtung auf den Entnahmekunnen BR 49.

Sowohl aufgrund der Potenzialverhältnisse als auch aufgrund der unmittelbar westlich der Kessler-Grube fehlenden hydraulischen Verbindung kann ein Abstrom von der Kessler-Grube in Richtung auf die schweizerische Seite ausgeschlossen werden.

Die beobachtete Potenzialverteilung steht im Einklang mit der Aquifergeometrie: Aufgrund der Aquifergeometrie erstreckt sich unter dem Rheinbett ein zur deutschen Seite hin offener Keil aus Niederterrassenschottern, welcher hydraulisch gut leitend ist und gegenüber dem darüberliegenden Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt ist. Aus strömungsphysikalischen Gründen wird dieser Keil aus Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett in das Strömungsgeschehen einbezogen. Es ist zu erwarten, dass eine auf das Rheinufer hin gerichtete Strömung im Bereich der Kessler-Grube sich in den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett fortsetzt und weiter südöstlich mit Annäherung an den Betriebsbrunnen BR 49 wieder in den Uferbereich auf das Werksgebiet gezogen wird.

Aufbauend auf diesen Informationen wurde ein numerisches Grundwassermodell entwickelt, mit dessen Hilfe es möglich war, die Abhängigkeit der Grundwasserströmungsfelder in den Niederterrassenschottern von den Rahmenbedingungen zu untersuchen, die Immissionspumpversuche numerisch auszuwerten und Aussagen zu möglichen Abstromszenarien zu treffen.

1.4.2 Hydrochemie, Einzelparameteranalytik

In den beiden Kontrollebenen, d. h. im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Niederterrassenschotter wurden bei der 2. Etappe der DU folgende Prüf- und Beurteilungswertüberschreitungen festgestellt:

Kontrollebene Rhein

- Ammonium: Prüfwertüberschreitungen bei der Stichtagsbeprobung wurden in nahezu allen Grundwasseraufschlüssen durch die Immissionspumpversuche bestätigt und entsprechen den Ergebnissen aus der 1. Etappe der DU.
- Chlorbenzole: Überschreitungen des vorläufigen Prüfwerts von 1 µg/l liegen in fast allen Messstellen der Stichtagsbeprobung und den Immissionspumpversuchen vor.
- Aromatische Amine: Anilin-Derivate treten nahezu in allen Messstellen oberhalb des TTC-Werts (Threshold of Toxicological Concern) auf.
- BTEX, Benzol: Die BTEX-Summe wird nahezu ausschließlich vertreten durch Benzol. Punktuelle Prüfwertüberschreitungen für Benzol beschränken sich sowohl bei der Stichtagsbeprobung als auch den Immissionspumpversuchen auf KE 28 und die benachbarten Messstellen P 12 und KE 43
- Phenole (Index): Punktuelle Prüfwertüberschreitungen (Stichtagsbeprobung und Immissionspumpversuche) liegen in den Messstellen P 12 und KE 29 vor.
- Halb-/Schwermetalle: Signifikante Prüfwertüberschreitungen liegen vor für Arsen in KE 28, KE 29, KE 30, P 3, P 4, P 12.
- AOX: Gehalte oberhalb des Warnwerts wurden bei der Stichtagsbeprobung bzw. den Immissionspumpversuchen in allen Messstellen gemessen, mit Ausnahme von KE 23a, P 4 und KE 31.

Die weiteren Summenparameter wie PAK, LHKW, aliphatische Amine und Chlorphenole liegen in der Kontrollebene Rhein unter den jeweiligen Prüfwerten.

Die unbelasteten Messstellen KE 23/23a am Nordwestrand der Altablagerung unterstreichen, dass es keine Hinweise auf einen nordwestlich gerichteten Grundwasserabstrom gibt.

Kontrollebene Werksgelände

- Ammonium: Mit Ausnahme von P 10a liegen in allen Grundwasseraufschlüssen Prüfwertüberschreitungen vor.
- Chlorbenzole: In den Messstellen zwischen KE 32 und KE 35, d. h. nahezu auf der ganzen Länge der Kontrollebene, bestehen Überschreitungen des vorläufigen Prüfwerts.
- Aromatische Amine: Anilin-Derivate treten mit der Stichtagsbeprobung von P 2 bis KE 35 und mit den Immissionspumpversuchen auch in KE 36 und P 10a oberhalb des TTC-Schwellenwerts auf.

- Halb-/Schwermetalle: Prüfwertüberschreitungen liegen ausschließlich für Arsen in KE 20, KE 21, KE 33, KE 34 vor.
- PAK: Geringfügige Prüfwertüberschreitungen wurden im Zuge des Immissionspumpversuchs in KE 34, KE 20 und KE 35 gemessen.
- AOX: Geringfügig über dem Warnwert liegende Gehalte wurden in KE 20 und KE 21 analysiert.

Die weiteren Summenparameter wie LHKW, Chlorphenole, Phenole, BTEX und aliphatische Amine liegen in der Kontrollebene Rhein unter den jeweiligen Prüfwerten.

Chlorbenzole und aromatische Amine finden sich in beiden Kontrollebenen jeweils nahezu über die gesamte Länge. An diesen beiden Beispielen wird erkennbar, dass sich die Kessler-Grube nicht auf isolierte Belastungsbereiche reduzieren lässt. Gleichzeitig deutet die Höhe der Schadstoffgehalte darauf hin, dass im Nordwestbereich (Umfeld P 12 und KE 28) sowie im Zentralbereich (KE 38, P 16, P 5) der größte Anteil des Schadstoffpools zu vermuten ist.

Muschelkalk-Messstellen

In der rheinnahen KE 41 wurden Schwellenwertüberschreitungen festgestellt (Ammonium, aromatische Amine, Phenolindex und AOX), welche qualitativ der Belastungssituation im dortigen überlagernden Quartär entsprechen. In KE 40 in der Kontrollebene Werksgelände und KE 42 am Nordrand der Roche-Grube tritt lediglich Ammonium oberhalb des Prüfwerts auf.

Da nach einmaliger, zeitnaher Beprobung noch eine Beeinflussung der Muschelkalk-Messstellen durch den Bohrvorgang gegeben sein kann, wird eine weitere Stichtagsbeprobung zur Plausibilisierung der Ergebnisse empfohlen.

1.4.3 Hydrochemie, GC/MS-Screenings

Durch das GC/MS-Screening wurden 185 Substanzen identifiziert, 80 davon gelten nach dem Qualitätssicherungskonzept [40] als sicher nachgewiesen. 131 Substanzen wurden durch das FoBiG, Freiburg (D), in einem Screening hinsichtlich der Toxizität bewertet, für zehn dieser Substanzen wurden orientierende GFS-Werte abgeleitet. Daneben wurden viele unbekannte Substanzen nachgewiesen, deren Anzahl sich nur bedingt durch Identifikation von mehrfach nachgewiesenen Unbekannten eingrenzen lässt. Die orientierenden GFS-Werte sind auch in den Messstellen, die keine Beurteilungswertüberschreitungen durch Chlorbenzole zeigen, überschritten (Kontrollebene Werksgelände in KE 35 und KE 36, und in denen der Kontrollebene Rhein in P 2, P 12, KE 23 und KE 43, sowie im Abstrom in KE 24, KE 25 und Cl 35). Aromatische Amine, insbesondere substituierte Aniline, wurden aufgrund ihrer zahlenmäßigen Verbreitung und ihrer Toxizität und Kanzerogenität als wichtige Stoffklasse identifiziert.

1.4.4 Hydrochemie, wirkungsbezogene Analytik

Die wirkungsbezogene Analytik auf Leuchtbakterientoxizität nach Dünnschichtchromatographie hat sich als eine Methode zur differenzierten Bewertung der Ökotoxizität erwiesen. Während die rHV-Werte teilweise Auskunft über die chemische Identität einzelner Hemmbanden geben, liefert die Summe der abgeleiteten G_L -Werte eine halbquantitative Bewertung der Toxizität analog DIN 11 348. Die Toxizitätsschwelle ($G_L = 8$) wurde im Grundwasser in der AA Kessler-Grube generell überschritten. Überschreitungen wurden auch für die Kontrollebenen Rhein und Werksgelände sowie für die Messstelle KE 25 im Abstrom gefunden.

Der Küvettentest nach DIN 11 348 ist ein Maß für die undifferenzierte, akute Ökotoxizität einer Probe. Für die Humantoxizität kann er lediglich Hinweise liefern, da Hemmwirkungen auf einzellige Organismen nur bedingt mit toxischen Wirkungen auf Mehrzeller verglichen werden können.

1.4.5 Hydrochemie, Emissionen/Frachten

Mit der exemplarischen Darstellung der Chlorbenzol-Konzentrationsganglinien und den iterativen Auswertungen der Immissionspumpversuche konnten in den Kontrollebenen zwei nachhaltige Chlorbenzol-Fahnen im Umfeld der Geigy-Grube sowie eine weitere Emissionsquelle im näheren Umfeld von KE 28 am Nordwestrand der Roche-Grube lokalisiert werden.

Die komplexen Grundwasserströmungsverhältnisse am rheinufern nahen Südrand der Altablagerung (KE 31, P 2, KE 32) spiegeln sich auch in der dort nur interpolierten, modellhaften Nachbildung des Schadstoffdurchgangs wieder.

Durch die erweiterten Entnahmebereiche der Immissionspumpversuche konnten die regionalisierten Punktergebnisse der Stichtagsbeprobung plausibilisiert werden. Eine Abgrenzung der Chlorbenzol-Fahne ($> 1 \mu\text{g/l}$) im Abstrom der Kontrollebene Werksgelände erscheint durch die Ergebnisse der Immissionspumpversuche weitestgehend belegt.

Es bestätigt sich durch die exemplarische Auswertung und Fahnnachbildung für Chlorbenzole, dass der überwiegende Frachtanteil in der Kontrollebene Werksgelände zwischen den Messstellen KE 32 bis KE 35 zu erwarten ist. In der Kontrollebene Rhein sind über die gesamte Länge zwischen P 12 und KE 31 ebenfalls signifikante Frachten zu erwarten.

Überschreitungen der im Einzelfall tolerierbaren Frachten (E_{max} -Werte) bzw. der analog für weitere relevante Parameter abgeleiteten orientierenden E_{max} -Werte, bei deren Herleitung teilweise sehr hohe Sicherheitsfaktoren berücksichtigt sind, ergaben sich für folgende Stoffe und Größenordnungen:

Parameter	aromat. Amine	TTPCM	PMHPO	Propyphena- zon	Einheit
➔ Fracht/ Emission E(A)	KE Rhein: 0,20 KE Werk: 0,26 Summe: 0,46	KE Rhein: 8,53 KE Werk: 0,58 Summe: 9,2	KE Rhein: 0,07 KE Werk: 0,7 Summe: 0,77	KE Rhein: 0,56 KE Werk: 1,05 Summe: 1,6	g/Tag
E _{max} -Wert	0,16*	0,22*	0,22*	1,1*	g/Tag
Überschrei- tung E _{max} -Wert	3-fach	41-fach	3,5-fach	1,5-fach	-
Hinweis: <u>keine</u> Überschreitung der E _{max} /orientierenden E _{max} -Werte für Chlorbenzole ACP					

* orientierender E_{max}-Wert

Tabelle 2: Überschreitung der tolerierbaren Frachten

1.4.6 Abstomszenarien bei Änderung des Pumpbetriebs Brunnen BR 49

Es bestehen folgende allgemeine Zusammenhänge:

- Bei einer Erhöhung der Entnahmeraten aus BR 49 über die derzeitigen Bedingungen weitet sich die Absenkung um den Entnahmebrunnen nach Nordwesten aus, sodass sich im Bereich der Kessler-Grube ein noch stärker auf den Entnahmebrunnen gerichtetes Strömungsfeld ausbildet.
- Bereits bei einer Reduzierung der Entnahmerate aus BR 49 auf 3 000 m³/Tag gelangt Grundwasser aus der Nordwestecke der Kessler-Grube in den Rhein. Diese Veränderung prägt sich mit weiterer Abnahme der Förderraten immer deutlicher aus. Bei einer Reduzierung auf 2 500 m³/Tag gelangen ca. 40 % des Abstoms aus dem Bereich der Kessler-Grube in den Rhein. Bei 2 000 m³/Tag sind es bereits 80 % des Abstoms. Bei 1 500 m³ pro Tag ist der Rhein die natürliche Vorflut im Bereich der gesamten Kessler-Grube.

Bei den aktuell gemessenen Fördermengen von durchschnittlich > 3 500 m³/Tag wird der Abstrom der Kessler-Grube nahezu vollständig von BR 49 erfasst. Solange im Betriebsbrunnen BR 49 der Zustand des Beobachtungszeitraums aufrechterhalten wird, haben natürliche Einflüsse (in erster Linie Veränderungen des Rheinpegels) keinen signifikanten Einfluss auf die Abstomsituation der Kessler-Grube.

1.5 Bewertung

Die Ergebnisse von Einzelstoffanalytik, GC/MS-Screenings und wirkungsbezogener Analytik zeigten ein übereinstimmendes Schadensbild, welches zusammen mit den Erkenntnissen zu den Strömungsverhältnissen die Basis der Gefährdungsabschätzung liefert.

Die direkte Emissionsermittlung für die Auffüllung oberhalb des Grundwasserspiegels sowie für Auffüllungsbereiche im Grundwasser („nasser Fuß“) ergab:

- **Allgemeine Mindestanforderung (c_{0dB} ≤ Prüfwert/Beurteilungswert): nicht erfüllt**

Die indirekte Emissionsermittlung über abstromige Grundwassermessstellen zeigte anhand einer Rückrechnung, dass Sicker- und Kontaktgrundwasser etwa 65 % des Gesamtabstroms ausmachen, weshalb die dort gemessenen Gehalte knapp eineinhalb mal so hoch sind wie die im Abstrom gemessenen Konzentrationen. Auch die auf diesem Weg durchgeführte Sickerwasserprognose ergab Prüf- bzw. Beurteilungswertüberschreitungen am Ort der Beurteilung. Medium des Übergangs vom Schadstoffherd in das Grundwasser ist überwiegend das Kontaktgrundwasser, d. h. der „nasse Fuß“ der Altablagerung.

Die Prüfung der einzelfallbezogenen Mindestanforderung am abstromigen Rand der Altablagerung (Immissions-/Emissionsbetrachtung) ergab:

- **Immissionsbedingung ($c_A \leq$ Prüf-/Beurteilungswert):** **nicht erfüllt**
- **Emissionsbedingung ($E \leq$ E_{max} -Wert/orientierender E_{max} -Wert):** **nicht erfüllt**

Die Bewertung kommt zu folgendem Ergebnis:

Fläche	Kriterium/Frage	Ergebnis/Bewertung
Altablagerung Kessler-Grube (gesamt)	Untersuchungsziel	erreicht
	Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze	keine Gefahr, da keine entsprechende Nutzung
	Wirkungspfad Boden – Mensch	keine Gefahr (→ keine Altlast)
	Gefahren durch Deponiegas	keine Gefahr (→ keine Altlast)
	Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer	aktueller Zustand: keine Gefahr (→ keine Altlast) bei signifikant geringeren Förderraten Brunnen BR 49: Gefahr (→ Altlast)
	Wirkungspfad Boden – Grundwasser	Gefahr und Schaden (→ Altlast)
	Sonstige Feststellungen	Immissionsbedingung nicht erfüllt; Emissionsbedingung nicht erfüllt: Frachten > 1 % E_{max} -Wert bzw. > orientierender E_{max} -Wert
	Sofortmaßnahmen zur Gefahrenabwehr	nicht notwendig, sofern BR 49 näherungsweise bei gleicher Förderleistung weiterbetrieben wird
	Entsorgungsrelevanz	ja
	Beweisniveau/Einstufung bzw. Handlungsbedarf	BN 3/SU (bezogen auf die Wirkungspfade Boden – Oberflächengewässer und Boden – Grundwasser)

Tabelle 3: Bewertung, Wirkungspfade

Für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser und bei verringerten Förderraten des Brunnens BR 49 auch für den Pfad Boden – Oberflächengewässer ist damit eine Sanierungsuntersuchung angezeigt.

Der BR 49 stellt hydraulisch betrachtet momentan eine geeignete Sicherungsmaßnahme dar, da der Abstrom der Kessler-Grube vollständig erfasst wird. Er sollte unbedingt im bisherigen Umfang weiterbetrieben werden, bis das Ergebnis der Sanierungsuntersuchung vorliegt, um zu vermeiden, dass belastetes Grundwasser aus der Kessler-Grube in den Rhein gelangt. Bezogen auf die Kessler-Grube, kommen aus Wirksamkeits- und Kostengründen (Minimierung der Förderraten) nur Sicherungsmaßnahmen infrage, welche hydraulisch innerhalb der Grube ansetzen.

Nicht zuletzt aufgrund des momentanen Brunnenbetriebs besteht keine besondere Dringlichkeit der weiteren Maßnahmen, da derzeit keine Gesundheitsgefährdung durch die Kessler-Grube gegeben ist.

Es wird empfohlen, das Votum der Altlasten-Bewertungskommission des Landes Baden-Württemberg einzuholen und anschließend die Sanierungsuntersuchung durchzuführen, welche auf das Beweismiveau BN 4 gemäß Leitfaden Altlastenbewertung führt. Dabei sind die Ableitungsgrundlagen und Sicherheitsfaktoren der orientierenden GFS-Werte zu berücksichtigen.

Parallel zur Aufrechterhaltung der indirekten hydraulischen Standortsicherung über BR 49 sollte eine Überwachung der Sicherungsmaßnahme in Form eines Grundwassermonitorings im 2-jährigen Turnus in den Kontrollebenen durchgeführt werden.

2 Anlass, Aufgabenstellung

Für die Altablagerung Kessler-Grube war eine abschließende Gefährdungsabschätzung im Hinblick auf die Schutzgüter Grundwasser und Oberflächengewässer erforderlich. Weitere Schutzgüter (z.B. menschliche Gesundheit) waren bei der aktuellen Nutzung und Exposition nicht zu betrachten. Grundlage sollte die deutsche Systematik zur Altlastenbearbeitung [20] mit gleichzeitiger Berücksichtigung von über diese Systematik hinausgehenden Untersuchungen sein. Nach Abschluss der 1. Etappe der Detailuntersuchung wurde daher seitens der Altlasten-Bewertungskommission des Landes Baden-Württemberg in Übereinstimmung mit den Vorstellungen des damaligen Auftraggebers (IG DRB) eine 2. Etappe festgelegt. Diese hat das Ziel, dass am Ende definitiv über einen eventuellen Sanierungs- oder Überwachungsbedarf entschieden werden kann. Im Vorfeld der 2. Etappe der Detailuntersuchung wurde im Juli 2009 ein Pflichtenheft erstellt [11] und vom Landratsamt Lörrach bestätigt [12].

Mit Schreiben vom 29.09.2009 beauftragte die Auftraggebergemeinschaft „Ciba AG, Basel und F. Hoffmann-La Roche AG, Basel“, vertreten durch Hr. Dr. Hürzeler, die HPC HARRISS PICKEL CONSULT AG auf Basis des Angebots vom 17.09.2009 mit der Durchführung der 2. Etappe der Detailerkundung. In Folge der Übernahme der Ciba AG durch die BASF trat die BASF Schweiz AG in die Projektabwicklung und die BASF Grenzach GmbH in die Vertragsabwicklung ein.

3 Ausgangslage
3.1 Projektteam

	Ansprechpartner	Firma
Auftraggeber	Dr. Richard Hürzeler	F. Hoffmann-La Roche AG, Basel/CH Projektführung
	Dr. Daniel Rehm	BASF Schweiz AG, Basel/CH Projektbegleitung
	Dr. Rolf Lucas	BASF Grenzach GmbH, Grenzach-Wyhlen Projektbegleitung
	Alain Haegi	BASF Grenzach GmbH, Grenzach-Wyhlen Projektbegleitung
Auftragnehmer	Prof. Michael Oehme	Institute for Applied Analytical Chemistry, Niederteufen/CH Beratung, Qualitätssicherung, Laboraudit, Interpretation Analytik
	Thomas Osberghaus (Dipl.-Geol.) SachV gem. §18 BBodSchG Ö. b. u. v. SachV gem. § 36 GewO	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Konzeption, Bewertung, Gefährdungsabschätzung
	Martin Steckermeier (Dipl.-Geol.)	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Projektleitung, Ausschreibung und Koordination externe Gewerke, Auswertung, Dokumentation
	Dr. Adalbert Huss (Dipl.-Geol.)	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Hydrogeologie, Grundwassermodell
	Dr. Uwe Hekel (Dipl.-Geol.)	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Hydrogeologie
	Dr. Stefan Hunger (Dipl.-Chem.)	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Hydrochemie
	Bernadette Bohnert (Dipl.-Ing. FH)	HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG Konzeption, Hydrochemie, Gefährdungsabschätzung
	Franz Josef Eckert (Dipl.-Geol.)	Geotechnisches Institut GmbH, Weil am Rhein Fachliche Begleitung, Bohrpunktfestlegung
	R. Ritz (Dipl.-Geol.)	Geotechnisches Institut GmbH, Weil am Rhein Bohrüberwachung, Bohrkernaufnahmen

Tabelle 4: Projektteam Detailuntersuchung Kessler-Grube - 2. Etappe

3.2 Standortbeschreibung

3.2.1 Allgemeine Standortangaben

Name/Bezeichnung:	Altablagerung Kessler-Grube
Lage:	SW' des Ortsteils Grenzach zwischen Bahnlinie und Rhein, vgl. Anlagen 1.1 und 1.2, südlich des Rheins liegt die Schweiz
Stadt/Landkreis/Adresse:	Grenzach-Wyhlen, Ortsteil Grenzach Salzländeweg bzw. Heerweg
Gewann, Flurstücks-Nrn.:	Gewann Kessler, Flst.-Nrn. 878 teilweise, 1031, 1032, 1033, 1034 (Eigentümer BASF Grenzach GmbH), Flst.-Nr. 1031/1 (Eigentümer Bundesstraßenverwaltung), Flst.-Nr. 1050 (Eigentümer DSM Nutritional Products GmbH)
Flächengröße:	ca. 52 000 m ²
Rechts-/Hochwert:	33 98 300/52 69 150 (Zentrum)
Höhe:	ca. +261 m ü. NN, Rheinufer ca. +255 m ü. NN
Grundwasserniveau:	rd. +254,0 m ü NN
Morphologie:	leichte Neigung von NE nach SW, Uferböschung zum Rhein hin
Versiegelung/Bebaute Fläche:	zu ca. 25 % überbaut (Kläranlage, BASF Grenzach GmbH)
Lage der Altablagerung:	in ehemaligen Kiesgruben
Auffüllmächtigkeit:	durchschnittlich 6 m, max. 13,2 m
Ablagerungsvolumen:	ca. 310 000 m ³
Frühere Nutzung:	Verfüllung ehem. Kiesgruben u. a. mit Erdaushub, Bauschutt, Hausmüll und Abfällen der chemischen Industrie
Aktuelle Nutzung:	Grünanlage/Brachland bzw. Industrieansiedlung und Abwasserkläranlage
Geplante Nutzung:	Im Zentrum keine Änderung bekannt, der nördliche Teil der AA wird zukünftig teilweise überbaut durch die neue Umgehungsstraße B34.
Zulässige Nutzung:	Industriegebiet
Umfeldnutzung:	Industriegebiet, Rheinufer-Wanderweg, Grüngürtel zu Wohnbebauung, Gemeindestraße/Bahnlinie
Vorfluter:	Rhein Der Rhein hat auf Höhe Kessler-Grube bei üblicher Grundwasserentnahme auf BASF-Werksgelände keine nennenswerte Vorflutwirkung.
Vorbehaltsgebiete:	außerhalb
Bisheriger Kenntnisstand:	OU, ergänzende HU [1], 1. Etappe DU [4] - [9]

3.2.2 Nutzungshistorie

Grenzach-Wyhlen weist mehrere Faktoren auf, welche die Ansiedlung von Industriebetrieben, v. a. der chemisch-pharmazeutischen Industrie, sehr begünstigten. Neben der Verfügbarkeit großer Wassermengen aus dem Rhein gehörten dazu auch Steinsalz- und Kalksteinvorkommen, die zu industriellen Zwecken schon frühzeitig abgebaut wurden. Zu den großen ortsansässigen Betrieben gehörten seit Ende des 19. Jahrhunderts Hoffmann, Traub und Cie (später F. Hoffmann-La Roche, Betriebsareal, heute größtenteils DSM Nutritional Products GmbH) und J. R. Geigy (später Ciba Grenzach GmbH, heute BASF Grenzach GmbH).

Nahe der Betriebsgelände wurden von 1913 bis 1969 auf dem Gewinn Kessler Kiesgruben angelegt und nach ihrer Ausbeutung von unterschiedlichen Firmen (u. a. von Deutsche Hoffmann-La Roche AG, Ciba AG, J. R. Geigy AG) und der Gemeinde wieder verfüllt [8]. Die Verfüllung fand im Zeitraum von ca. 1950 bis 1976 statt.

Während in den 1950er Jahren eine sog. Kessler-Grube bestand, werden für die späten 1960er Jahren zwei kleinere, durch Verfüllung voneinander getrennte Gruben auf den Flurstücken 1050 und 1032 (Roche-Grube) und auf dem Flurstück 878 (Geigy-Grube) ausgewiesen, vgl. Abbildung 1. Die Luftbildauswertung [1] zeigt aber auch, dass während des überwiegenden Ablagerungszeitraums von einer Gesamtgrube gesprochen werden muss.

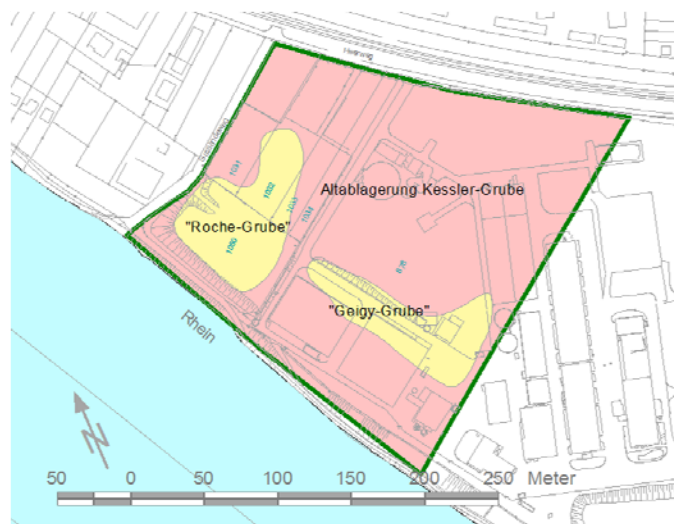


Abbildung 1: Altablagerung Kessler-Grube: Teilbereiche Roche-Grube – Geigy-Grube
Situation 1968

Abgelagert wurden neben Bauschutt, Aushub und Hausmüll auch Abfälle aus Gewerbe und industrieller Produktion (Filterrückstände, Destillationsrückstände, schwermetallhaltiges Material, organische Lösungsmittel), Galvanikschlämme, Schlacken, Verbrennungstäube und Teerabfälle [1]. Es gibt Hinweise, wonach in der Kessler-Grube insbesondere auch ab 1958 Abfälle aus der chemischen Industrie abgelagert wurden.

3.3 Geologisch-hydrogeologische Situation

3.3.1 Überblick

Überregional werden gemäß Abschlussbericht zum INTERREG-II-Projekt [29] folgende grundlegenden Aussagen getroffen:

„Hauptgrundwasserleiter des Hochrheintals sind würmeiszeitliche und holozäne Kiese und Schotter mit Grundwassermächtigkeiten von deutlich mehr als 10 m. Örtlich sind die Schotter lagen- oder linsenartig verbacken („Nagelfluh“). Der Silt- und Tongehalt der Rheinschotter ist im Allgemeinen gering. Aquifermaterial aus Seitentälern weicht aufgrund der geologischen Zusammensetzung der jeweiligen Einzugsgebiete meist deutlich vom Rheinschotter ab (z. B. Wutach, Birs, Wiese). Die Aquiferbasis bilden glaziale, feinsandig-siltige Schichten sowie Gesteine der Unteren Meeresmolasse (UMM), der Unteren Süßwassermolasse (USM), des Muschelkalks, des Keupers, des Opalinustons, des Rotliegenden und des Kristallins.“

„Die Bereiche mit größter Grundwassermächtigkeit folgen einer epigenetischen Rheinrinne, einem alten, später wieder mit Kies verfüllten Rheinlauf. Diese Rinne „mäandriert“ um den heutigen Verlauf des Rheins.“

Die Altablagerung Kessler-Grube liegt in bzw. auf den Niederterrassenschottern des Rheins, welche dort das präquartäre Festgestein, meistens aus Dolomit und Mergelstein des Unteren Muschelkalks im Übergang zum Mittleren Muschelkalk, überdecken. Aufgrund der Lage östlich der Rheintalflexur und im Übergangsbereich des Schwarzwalds/Dinkelbergs zum Jura-Gebirge treten im Festgestein hydrogeologisch bedeutsame Brüche und Verwerfungen auf. Die starke tektonische Beanspruchung des Gebirges ist auch für die Auslaugung der Salz- und Sulfatzone des Mittleren Muschelkalks verantwortlich. Nachfolgend werden die geologischen Schichten näher beschrieben.

3.3.2 Niederterrassenschotter

Die Niederterrassenschotter bestehen aus einem sandigen Kies mit einem hohen Geröllanteil alpiner Herkunft. Die Ablagerung der Niederterrassenschotter erfolgte in der Würmeiszeit [39]. Ob im Untersuchungsgebiet unter den Niederterrassenschottern noch Reste der meist stark verwitterten und verlehnten Schotter des Riss-Komplexes oder noch ältere Schotter auftreten, ist nicht bekannt. In den Bohrungen der 1. Etappe der Detailuntersuchung Kessler-Grube wurde an der Basis der Niederterrassenschotter eine Schicht mit einem hohen Anteil an groben Geröllen festgestellt, was darauf hindeutet, dass dort evtl. vorhandene, ältere Schotter vor Ablagerung der Niederterrassenschotter ausgeräumt bzw. erodiert wurden oder bei Auskiesungen u. U. auch nicht verwertbares Überkorn rückverfüllt wurde.

Nach oben hin nehmen die Gerölldurchmesser in den Niederterrassenschottern i. d. R. ab und die Einschaltung von Feinsand- und Schlufflinsen nimmt zu.

Die Schotter sind i. d. R. bis in ca. 2,5 m Tiefe unter natürlichem Gelände durch Verwitterung und Bodenbildung entkalkt und verlehmt [39]. Teilweise sind jedoch heute noch Kalkgerölle vorhanden. Grundsätzlich können Lehmbeimengungen auch im Zusammenhang mit sedimentierten Aueböden (Überflutungen) bzw. Bachablagerungen stehen. Teilweise treten konglomeratisch verbackene Horizonte auf. Die Mächtigkeit der Niederterrassenschotter nimmt im Untersuchungsgebiet entsprechend dem Stand der Voruntersuchungen von wenigen Metern im Norden in Richtung Rhein auf bereichsweise bis rd. 18 m zu [8]. Vor der Verfüllung der Kessler-Grube wurden die Niederterrassenschotter bis auf geringe Reste abgebaut.

Etwa 500 m rheinabwärts der Kessler-Grube kam bei Niedrigwasser bis zur Errichtung der Staustufe Birsfelden das präquartäre Festgestein im Rheinufer am Hörnli zum Vorschein [43]. Im Bereich der Kessler-Grube wurde die Quartärbasis mit den Bohrungen entlang des Rheinufers zwischen rd. +246 m ü. NN (KE 23) und +243,5 m ü. NN (P 2) bestimmt. Im Rhein liegt die Quartärbasis auf Höhe der Kessler-Grube bei +240 m ü. NN (vgl. [6], dort Anlage 2.1 Felslinienplan). Vom Regierungspräsidium Freiburg, Abt. Wasserstraßen, liegen Vermessungsprofile des Rheinbetts in 20-Meter-Abständen aus dem Zeitraum 1997 – 2001 vor (vgl. [14], dort Anlage 4.4 3-D-Modell Rheinsohle). Im Bereich der Kessler-Grube wurde der Gerinnetiefpunkt des hier rund 185 m breiten Flussbetts mit einem Abstand von ca. 25 m zum linksrheinischen Ufer zwischen +243 m ü. NN und +244 m ü. NN ausgewiesen. Unterhalb des Rheinbetts sind somit noch mindestens drei bis vier Meter Quartär zu erwarten. Der mittlere Rheinwasserstand kann im Bereich Kessler-Grube laut Stichtagsmessungen mit +254,0 m ü. NN angegeben werden, wonach eine Flussbetttiefe von bis zu 11 m ableitbar ist (vgl. Anlage. 7.4).

Die Restmächtigkeiten der Niederterrassenschotter, sowohl unter der Altablagerung als auch unter dem Rhein, sind für das Fließgeschehen und die Möglichkeit evtl. Unterströmungen des Rheins von prinzipieller Bedeutung (vgl. Kap. 7.3).

3.3.3 Präquartäres Festgestein

3.3.3.1 Schichtenabfolge

Die präquartäre Schichtenabfolge besteht im Modellgebiet aus Gesteinen der Permotrias (zzgl. lokal Lias im Bereich der Keilgräben). Die Triasgesteine im Übergangsbereich vom Mittleren zum Unteren Muschelkalk bilden die Quartärbasis im Bereich der Kessler-Grube und werden deshalb in der nachfolgenden tabellarischen Beschreibung ausführlicher behandelt als die übrigen Gesteine.

Stratigraphische Bezeichnung		Abk. [32]	Gesteinsbeschreibung	Mächtigkeit
Keuper	Unterjura (Lias)	ju	dunkelgrauer Tonstein mit harten, blaugrauen, z. T. fossilreichen Kalksteinbänken	70 m
	Oberkeuper	ko	lokal dünnplattiger Quarzsandstein	< 2 m
	Mittelkeuper	km	dunkelrote und grünlichgraue Ton- und Mergelsteine mit Dolomitstein im oberen Teil (Gansinger Dolomit) und örtlich auftretendem, grünlichem Sandstein (Schilfsandstein); der im unteren Teil ursprünglich vorhandene Gips ist in der Regel ausgelaugt (Gipskeuper)	50 - 90 m
	Unterkeuper	ku	Wechsellagerung von grauem, z. T. sandigem Mergelstein und Dolomitstein mit Rauhwacken	4 - 6 m
Oberer Muschelkalk	Trigonodus-Dolomit	mo2D	bankige, gelbgraue Dolomite mit dunkelgrauen Hornsteinknollen im obersten Teil	20 m
	Plattenkalk	mo2P	plattige, graue, mikrit. Kalke mit schlierigen Dolomit- und Mergelfugen	25 - 35 m
	Untere Hauptmuschelkalk-Formation	mo1	bankige, graue, mikrit. und sparit. Kalke, verbreitet mit Trochiten	20 - 25 m
Mittlerer Muschelkalk	Obere Dolomit-Formation	mmDo	dünnplattige, hellgraue, z. T. laminierte Dolomite mit Hornstein und Zellendolomit; im mittleren Teil tritt eine markante, mehrere dm mächtige, dunkelgraue, oolithische Hornsteinlage auf (Hol)	15 - 28 m
	Salinar-Formation untergliedert in:	mmS	graue, dolomit. Mergel mit Gips und Anhydrit in Schlieren und Knollen; das Steinsalz ist in der Regel ausgelaugt, häufig auch der Gips und Anhydrit	unausgelaugt bis ca. 110 m, sonst 25 - 40 m
	Obere Sulfatschichten	SUo		
	Steinsalzschiechten	SSZ		
	Untere Sulfatschichten	SUu		
	Geislingen-Formation untergliedert in:	mmG	(Orbicularisschichten, mu3)	
	Untere Dolomite	UDL	dickbankige, massive Dolomite und Dolomitmergelsteine	ca. 5 m
	Obere Orbicularismergel	ORo	dunkelgraue, wellige, tonige Kalksteine	6 - 7 m
	Geislingen-Bank	Ge	poröser Kalkmergelstein (Schaumkalk)	0,6 m
Untere Orbicularismergel mit Orbicularisbänkchen a. d. Basis (n. BECKER, 1995) [25]	ORu1/Or	dünnplattige, wellige, dunkelgraue Kalkmergel	0,7 m	
Unterer Muschelkalk	Freudenstadt-Formation untergliedert in:	muF	-	(rd. 40 m)
	Mittlere Mergel; oberstes Schichtglied der Oberen Freudenstadt-Formation (früher Wellenkalk, mu2)	MM	dunkelgrauer, dünnplattiger Tonmergelstein; ca. 9 m unter der Hangendgrenze: 0,3 m harter Kalkstein (Leithorizont: Spiriferina-Bank), ca. 2 m unter der Hangendgrenze: auf ca. 1 m drei Kalkmergelbänke (Netzleitenbank)	ca. 18 m
	Horizont der Schwarzen Schiefertone	SST	feinschichtiger, grauschwarzer, mergeliger Tonstein mit 3 markanten, fossilführenden Kalkmergelsteinbänken im oberen Teil (Te-rebratel-Bänke)	ca. 2 m

Stratigraphische Bezeichnung		Abk. [32]	Gesteinsbeschreibung	Mächtigkeit
Unterer Muschelkalk	Deckplatten	DPL	dünnplattiger, welliger, grauer Mergelkalk, z. T. mit hohem Feinsandgehalt	ca. 4 m
	Buchi-Mergel	BC	dünnplattiger bis feinschichtiger, welliger, dunkelgrauer Mergelstein	ca. 7 - 8 m
	Bleiglanz-Bank von Rottweil, oberste Schicht der Unteren Freudenstadt-Formation (früher Wellendolomit, mu1)	BIR	bioklastischer Kalkstein mit wenig Bleiglanz; z. T. dolomitisiert	ca. 0,2 m
	Untere Mergel	UM	dünnplattiger bis feinschichtiger, welliger, dunkelgrauer Mergelstein	ca. 4 - 5 m
	Liegende Deckbänke	LDB	bioklastischer, dickbankiger, hellgrauer bis gelbgrauer Dolomitstein mit Trochiten	1 - 2 m
	Plattendolomit	PD	dünnplattiger, z. T. laminiertes, hellgrauer Dolomitstein	ca. 3 m
Oberer Buntsandstein Rötton-Formation und Platten-sandstein		sot, sos	Tonstein und Feinsandstein	30 - 35 m
Mittlerer Buntsandstein		sm	bankiger, dunkelroter bis braunroter Sandstein, z. T. geröllführend	um 20 m
Oberrotliegendes		ro	rötlichviolette Arkosen und Brekzien (Fanglomerate) mit tonigen Feinsandstein-Serien	140 - 210 m
Kristallines Grundgebirge			Granit, Gneis, Migmatite, Ganggesteine	

Tabelle 5: Präquartäre Schichtenfolge im Untersuchungsgebiet

Die Oberkante des Festgesteins liegt im Bereich der Kessler-Grube in der Grenzzone zwischen Mittlerem und Unterem Muschelkalk (Unterer Dolomit des mm/Orbicularismergel). Der Untere Dolomit und die Mergelkalke der Orbicularismergel (Schaumkalk, Orbicularisbänken, Netzleistenbank) sind als Kluftgrundwasserleiter einzustufen. Der überwiegende Teil dieser Gesteinszone sowie der unterlagernde Mittlere Mergel besteht jedoch aus gering-durchlässigem, grundwasserhemmenden Mergelstein.

3.3.3.2 Schichtlagerungsverhältnisse (Tektonik)

Die präquartären Schichtgesteine im Untersuchungsgebiet können als eine flach nach Süd-südosten geneigte Muschelkalktafel charakterisiert werden (Neigung ca. 10 %), in die mit Keupergestein erfüllte Keilgräben eingesunken sind. Lokal ist dort auch noch der Lias erhalten (vgl. Anlage 1.7).

Die Keilgräben sind ungefähr parallel des Oberrheingrabens in Richtung Nordnordost ausgerichtet. Die Kessler-Grube liegt zwischen der Rheintalflexur im Westen und dem sogenannten Hard-Graben im Osten. Der Hard-Graben geht von Süden kommend in den Grenzacher Graben nördlich des Rheins über.

Ca. 200 m nördlich der Kessler-Grube wird der West-Ost streichende Bruch von Grenzach-Wyhlen vermutet, an dem die Gesteine im Süden um mind. 30 m nach unten versetzt sind.

Die als Karstgrundwasserleiter einzustufende Obere Dolomit-Formation des Mittleren Muschelkalks und der überlagernde Hauptmuschelkalk (Oberer Muschelkalk) streichen bereits südlich des Rheins bzw. knapp 1 km südöstlich der Kessler-Grube an der Quartärbasis aus. Deshalb liegt die Kessler-Grube außerhalb (nördlich) des Muschelkalk-Hauptaquifers.

3.3.4 Klimatische Rahmenbedingungen

Grenzach-Wyhlen liegt im Übergangsbereich zwischen marinen und kontinentalen Wetterlagen. Das Klima wird überwiegend von feuchten, atlantischen Luftmassen aus vorwiegend westlicher bis westsüdwestlicher Richtung bestimmt. Durch die Lage im Windschatten der Vogesen und des Jura sind die Niederschläge hier eher gering. Der langjährige Niederschlagsmittelwert liegt bei 900 bis 1 000 mm/a [20], die Grundwasserneubildung bei ca. 300 bis 350 mm/a [37] bzw. 400 mm/a [29]. Die durchschnittliche Temperatur beträgt ca. 10 °C.

3.4 Relevante Schutzgüter

Ein konzeptionelles Standortmodell ist als Anlage 6.6 beigefügt. Nachfolgend sind die derzeit zu betrachtenden Schutzgüter aufgelistet:

- Wirkungspfad Boden – Grundwasser: Relevant. Der Wirkungspfad Boden – Grundwasser ist unabhängig von der Standortnutzung zu bewerten. Die 2. Etappe der Detailuntersuchung dient maßgeblich der Gefährdungsabschätzung für den Pfad Boden – Grundwasser.
- Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer: Grundsätzlich relevant. Der Rhein grenzt direkt an die Altablagerung an. Die 2. Etappe der Detailuntersuchung dient der Überprüfung, ob der Rhein auf Höhe der Kessler-Grube eine Vorflutwirkung ausübt, und im Bedarfsfall der Emissionsabschätzung für den Pfad Boden – Oberflächengewässer.
- Wirkungspfad Boden – Mensch: Grundsätzlich relevant. Da der Standort teilweise versiegelt ist, ist in diesen Bereichen kein Direktkontakt mit kontaminiertem Bodenmaterial anzunehmen. Ausnahme sind ggf. Tiefbauarbeiten, bei denen eine evtl. gegebene Gefährdung durch geeignete Schutzmaßnahmen zu verhindern ist. Verdachtsmomente bezüglich leichtflüchtiger Schadstoffe, d. h. eines indirekten Kontakts durch die Ausgasung von kontaminierter Bodenluft, bestehen zwar, eine Gefährdung an der Oberfläche ist bei den vorgefundenen Gehalten und der derzeitigen Nutzung jedoch nicht zu erwarten.
- Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze: Mangels entsprechender Nutzung weder derzeit absehbar noch zukünftig relevant.

3.5 Bisherige Erhebungen und Untersuchungen

3.5.1 Chronologie

Für die Altablagerung Kessler-Grube wurden nach der historischen Erkundung im Jahr 1988 orientierende Untersuchungen durchgeführt und im Jahre 1992 und 2005 von der Bewertungskommission mit einem weiteren Erkundungsbedarf bewertet. Die ergänzende historische Untersuchung sowie die 1. Etappe der Detailuntersuchung fanden anschließend von 2005 bis 2008 statt, wurde in mehreren Gutachten von der Geotechnisches Institut GmbH, Weil am Rhein (GIW), dokumentiert und im Januar 2009 abgeschlossen [1] - [9].

Neben den Untersuchungen der GIW liegt ein numerisches Grundwasserströmungsmodell für den Großraum Grenzach-Wyhlen vor, welches vom Tübinger Grundwasser-Forschungsinstitut (TGF) erstellt wurde und ausschnittsweise [15] als Grundlage für eine Fortschreibung im Rahmen der 2. Etappe der Detailuntersuchung vorgesehen war.

Mit Aktennotiz des Landratsamts Lörrach zur Besprechung am 04.06.2008 wurde zudem veranlasst, den gesamten Themenkomplex Hydrogeologie der OU und 1. Etappe DU aufzuarbeiten und in Form eines gesonderten Gutachtens seitens der HPC AG zu dokumentieren [10].

Die für die Gefährdung der Schutzgüter maßgebliche Schadstoffbelastung besteht im Grundwasser. Eine Übersicht der chemischen Untersuchungsergebnisse OU und 1. Etappe DU ist in Anlage 4.1 beigefügt. Die in der Vergangenheit für die Wirkungspfade Boden – Grundwasser und Boden – Oberflächengewässer bereits durchgeführten Untersuchungsmaßnahmen sind in nachfolgender Tabelle 6 zusammenfassend dargestellt:

Zeitraum	Untersuchungsmaßnahme	Dokumentation in früheren Berichten
1. Etappe DU		
03/2006	Überprüfung von 11 alten GWM auf Eignung und Funktion	[6] Anlage 2.2
von 03/2006 bis 12/2007	17 Stichtagsmessungen monatlich in jeweils 32 GWM	[8] Anhang I1
von 03/2006 bis 12/2007	Datenloggeraufzeichnungen an 5 Messstellen	[8] Anlagen 2.3 - 2.5
24.07.2006	1. Stichtagsbeprobung (16 Proben zzgl. GC/MS- und HPLC-Screening)	[5] Anlagen 7, 4, 5 [6] Anlage 7 [8] Anhänge I2, A1, A2
27.02.2007	2. Stichtagsbeprobung (16 Proben)	[6] Anlage 8 [8] Anhänge I2, A1
von 08/2007 bis 09/2007	39 Rammkernbohrungen bis 10 m Tiefe, Ausbau zu 30 Bodenluftmessstellen	[8] Anhänge H, I3
von 10/2006 bis 01/2007	Isotopenuntersuchungen (16 Proben zzgl. Rhein, zzgl. Trinkwasser)	[6] Anlage 6 [8] Anhang A3
07/2007	14 MIP-Sondierungen bis max. 12 m Tiefe	[8] Anhang D
06/2006	4 Kernbohrungen bis max. 27,5 m Tiefe, Ausbau zu 5“-GWM,	[6] Anlagen 3.1 - 3.15 [8] Anhang G1
von 07/2006 bis 08/2006	15 Kurzpumpversuche	[6] Anlage 5 [8] Anhang E
10/2006	15 Bohrlochmessungen	[6] Anlage 4 [8] Anhang F
Frühere Untersuchungen		
04.01.1996, 27.08.1996, 29.09.2003 und 27.02.2004	4 Stichtagsmessungen	[1] Anlagen 2.12, 2.13, 2.14, 2.15
von ca. 1899 bis 2006	Brunnen- und Baugrundbohrungen	[6] Anlage 2.2
von 1990 bis 2002	Grundwasseruntersuchungen	[1] Anlagen 5.1, 5.2 [5] Anlage 6

Tabelle 6: Durchgeführte Voruntersuchungen Wirkungspfade Boden – Grundwasser und Boden – Oberflächengewässer

Die technischen Untersuchungen vor der ergänzenden historischen Untersuchung (Zeitraum vor 2005) waren keine systematischen konsistenten Untersuchungen i. S. des baden-württembergischen Altlastenkonzepts [36].

3.5.2 Ergebnisse

Ein Sanierungsbedarf begründet sich durch die Auswirkungen von Schadstoffbelastungen in den Schutzgütern, für deren Beurteilung nachfolgend nur die schadstoffbezogenen Erkundungsergebnisse der Voruntersuchungen zusammengefasst werden. Der Fokus der folgenden Ergebniszusammenstellung für die OU und 1. Etappe DU liegt auf den Auffüllungen. Die Resultate der früheren Grundwasseruntersuchungen werden im Kontext der Grundwasserdaten der 2. Etappe DU (vgl. Kap. 7.1) gegenübergestellt.

3.5.2.1 Auffüllung

Die Geländeoberkante befindet sich im Bereich der Kessler-Grube auf ca. +261 m ü. NN. Die Auffüllungsmächtigkeit beträgt maximal ca. 13 m, vgl. nachfolgende Tabelle 7. Da bei den allermeisten Rammkernbohrungen der 1. Etappe DU die Auffüllung nicht durchteuft wurde, ist die räumliche Lage der Auffüllungsbasis flächendeckend nicht eindeutig festgestellt. Sie befindet sich vermutlich in einer Tiefe von +247 bis +255 m ü. NN. Eine geringere Auffüllungsmächtigkeit wiesen lediglich die Bohrungen in den Randbereichen auf. Der mittlere Grundwasserstand liegt in ca. 7 m Tiefe bei +254 m ü. NN. Die tieferen Teile der Auffüllung liegen damit im Grundwasser.

Im Rahmen der 1. Etappe DU wurden das Aufschlussraster der OU insbesondere in der nordöstlichen Hälfte der Kessler-Grube i. W. außerhalb der vermeintlichen Kernbereiche der Altablagerung Roche-Grube und Geigy-Grube mit 39 Rammkernbohrungen (RKE 1 bis RKE 39) in Tiefen bis maximal 10 m nachverdichtet (vgl. Anlage 1.4).

Die gemäß [9] als inhomogen zusammengesetzt beschriebene Auffüllung der ehemaligen Kessler-Grube weist mit überwiegend mineralisch bestimmtem Material bereichsweise schluffige, tonige Partien mit Schichtwasserhorizontbildungen auf.

Mit den Bohrungen (vgl. Anlagen 2.2) und Rammkernsondierungen (vgl. Anlagen 2.4) wurde i. d. R. eine Wechsellagerung aus kiesigen Bauschuttauffüllungen und schluffigen bis schwach tonigen Bereichen mit Ablagerungsgut anthropogenen Ursprungs erbohrt. In Einzelfällen wurden dabei verfestigte, vereinzelt auch pastöse Schlämme identifiziert. Teilbereiche der Auffüllung sind vernässt, siehe Tabelle 7. Stellenweise bestehen abgeschlossene Ansammlungen von Schichtwasser, während die umgebenden kiesigen Bereiche durchlässige Wasserwegsamkeiten bilden. Dies wurde beispielsweise bei den Bodenluftuntersuchungen in Rammkernsondierungen festgestellt. Aus RKE 4, RKE 20, RKE 30 und RKE 32 (Lage vgl. Anlage 1.4) konnten wegen Schichtwasser in ca. 1 m Tiefe keine Bodenluftproben entnommen werden.

In Tabelle 7 sind die organoleptischen Befunde der Bohrungen (Auffüllungstiefe, Bestandteile, Besonderheiten) zusammengefasst.

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/organoleptische Auffälligkeiten
RKE 1	8,0	> 8,0	Ziegel- und Betonbruch, Schlacke, grüne Verfärbungen, süßlicher Geruch, ab 4,7 m nass
RKE 2	9,0	> 9,0	Ziegel, Keramik, Schlacke, Glas, rotbrauner Schlamm, ab 5,8 m nass
RKE 3	8,0	7,8	Ziegel, grünliche Verfärbung, ab 6,4 m nass
RKE 4	9,0	> 9,0	Ziegel, weiße Beläge, ab 6,5 m nass
RKE 5	8,0	> 8,0	Ziegel- und Betonbruch, Schlacke, ab 6,0 m nass
RKE 6	8,0	> 8,0	Ziegel, Schlacke, Glas, Ofenausbruch, Ruß, Folie, Stoff, süßlicher Geruch, ab 6,5 m nass
RKE 7	9,0	> 9,0	Schlacke, Ziegel, schwarze Beläge, Glas, grauer Schlamm, Geruch nach Teer und Gummi, süßlicher Geruch, ab 6,0 m nass
RKE 8	8,0	6,2	Ziegel, Schlacke, Glas, Kunststoff, Gummi, Geruch nach Teer und Gummi bzw. süßlicher Geruch, ab 6,2 m nass
RKE 9	8,0	> 8,0	Ziegel- und Betonbruch, Schlacke, Metall- und Blechreste, Ruß, Ofenausbruch, Glas, ab 7,0 m nass
RKE 10	9,0	> 9,0	Ziegel, Holz, Kohle, Schlacke, schwarze Beläge, verfestigter oder stichfester bunter Schlamm, Glas, ab 6,0 m nass
RKE 11	6,9	> 6,9	Asphalt, Schlamm, Glas, Schlacke, Ziegel, Blech, Plastikteile, Textil- und Kunststoffreste, süßlicher Geruch, ab 5,9 m nass
RKE 12	9,5	> 9,5	Ziegel, Glas, Beton, ab 6,0 m nass
RKE 13	9,0	> 9,0	Gummi, Schlacke, Ziegel, Plastik, ab 6,5 m nass
RKE 14	9,8	9,7	Ziegel, ab 5,5 m nass
RKE 15	9,0	> 9,0	Ziegel, Beton, Plastik, Glas, ab 7,0 m nass
RKE 16	8,0	5,5	Ziegel, Schlacke, Glas, Draht, Keramik, ab 5,7 m nass
RKE 17	9,0	> 9,0	Ziegel, Schlacke, Glas, Keramik, Blech, ab 5,8 m nass, über Schluffschicht nass, Schluffschicht ab 7,0 m nass
RKE 18	6,0	5,4	Ziegel, Holz, Gummi, Metall, Glas, Asphalt, Schlacke, ab 5,4 m nass
RKE 19	9,0	> 9,0	Glas, Ziegel, Schlacke, Alufolie, PAK-Geruch, ab 7,0 m nass
RKE 20	3,0	1,2	-
RKE 21	3,7	2,3	-
RKE 22	4,0	3,6	Ziegel
RKE 23	9,0	> 9,0	Metall, Ziegel, Holz, Schlacke, rotbrauner Schlamm, Glas, Keramik, Gummi, Folie, Papier, ab 7,0 m nass
RKE 24	4,8	4,5	Ziegelbruch, Holz
RKE 25	7,0	5,8	Ziegel, Gummi, Papier

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/organoleptische Auffälligkeiten
RKE 26	2,8	> 2,8	Ziegel, Asphalt, Geruch nach Teer
RKE 27	7,0	5,6	Ziegel, Glas, ab 6,5 m nass
RKE 28	9,0	> 9,0	Schlacke, Ziegel, Glas, Beton, ab 7,0 m nass
RKE 29	9,0	> 9,0	Ziegel- und Betonbruch, Schlacke, Glas, Keramik, Porzellan, Holz, ab mind. 7,6 m nass
RKE 30	9,0	> 9,0	Schlacke, Glas, Ziegel, Beton, Keramik, Papier, violetter Schlamm, Draht, auffälliger Geruch, über Schluffschicht ab 1,2 m nass, darunter ab 7,0 m nass
RKE 31	9,0	> 9,0	Ziegel- und Betonbruch, Schlacke, Glas, Holz, Folie, Draht, weißer Schlamm, süßlicher Geruch, ab 7,0 m nass
RKE 32	9,0	> 9,0	Ziegel, Schlacke, Folie, Keramik, Glas, ab 1,5 m über Schluffschicht nass, darunter ab 7,0 m nass
RKE 33	9,0	> 9,0	Ziegel, Schlacke, Holz, Folie, Keramik, Beton, schwarzer und beiger Schlamm, Glas, Schamott, Schiefer, ab 7,5 m nass
RKE 34	4,6	4,3	Beton- und Ziegelbruch, Glas, Schlacke
RKE 35	8,0	> 8,0	Glas, Ziegel, Schlacke, Folie, Steinzeug, Ruß, Schlamm, Kunststoff, Metall, Ofenausbruch, Holz, ab 7,0 m nass
RKE 36	8,0	> 8,0	Ziegel, Holzkohle, Schlacke, Glas, Folien, grüne und beige Schlämme, Holzplatten, Textil, Geruch nach Lösungsmittel bzw. süßlicher Geruch, ab 7,0 m nass
RKE 37	8,0	> 8,0	Ziegel, Beton, Glas, Schlacke, Metall, Papier, Keramik, graue und schwarze Schlämme, Plastikfolie, Ofenausbruch, Stoff, Holz, süßlicher Geruch
RKE 38	9,0	> 9,0	Ziegel, Schlacke, Glas, Folie, Keramik, Holz, schwarzer Schlamm, Ruß, bei 2,3 m feuchter Bereich über Schluff, ab 6,9 m nass
RKE 39	10,0	> 10,0	Ziegel, Glas, Schlacke, Holz, Keramik, Folie, Metall, schwarzer Schlamm, Papier, ab 6,8 m nass
P 1	13,0	10,5	Bauschutt, Müll, ab 7,2 m Wasser
P 2	19,0	4,4	Auffüllung organoleptisch nicht auffällig, ab 7,5 m Wasser
P 3	14,0	3,5	Holz, ab 5,1 m Wasser
P 4	15,0	5,6	Ziegel, ab 6,9 m Wasser
P 5	16,0	13,2	Ziegel, Eisen, Müll, Holz, Geruch nach Chemikalien, ab 6,7 m Wasser
P 10 a	12,0	-	Randlage Kessler-Grube, keine Auffüllung, ab 5,5 m Wasser
P 11	12,5	6,7	Beton, Metall, Geruch nach Schwefelwasserstoff und Lösungsmitteln bis 12,0 m, ab 6,5 m Wasser
P 12	11,5	5,0	Beton, Ziegel, Holz, Geruch nach Schwefelwasserstoff und Lösungsmitteln bis 10,7 m, ab 6,4 m Wasser

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/organoleptische Auffälligkeiten
P 13	12,0	3,2	Eisen, Ziegel, ab 6,4 m Wasser
P 14	12,2	6,9	Bauschutt, ab 7,35 m Wasser
P 15/ S2	10,2	-	Randlage zwischen Kessler-Grube und AA Hornboden/Salzlände, keine Auffüllung, ab 5,2 m Wasser
P 16	14,3	10,0	Ziegel, Glas, Folie, Blech, Plastik, Holzwolle, Asche, Papier, Draht, Gummi, teerig-öliger Geruch, ab 6,8 m Wasser
KE 20	25,6	-	Randlage Kessler-Grube, keine Auffüllung, ab 6,1 m Wasser
KE 21	27,5	4,1	Auffüllung organoleptisch nicht auffällig, ab 7,5 m Wasser
KE 22	22,15	9,0	Beton, Ziegel, Torf, Kohle, ab 5,9 m Wasser
KE 23	20,1	-	Randlage Kessler-Grube, keine Auffüllung, ab 1,8 m Wasser
S 1	13,0	8,3	außerhalb Kessler-Grube, AA Hornboden/Salzlände, Eternitplatten, Ziegel, lila Verfärbungen, Farbrückstände, Holz, Stoff, Draht, Glas, Teerrückstände, ab 5,6 m Wasser
S 5	20,0	-	Randlage zwischen Kessler-Grube und AA Hornboden/Salzlände, keine Auffüllung, ab 3,83 m Wasser
B 3	13,0	10,8	Eisen, Ziegel, ab 7,4 m Wasser
B 4	15,0	11,0	Auffüllung organoleptisch nicht auffällig, ab 6,9 m Wasser
B 5	11,2	10,0	Ziegel, Ruß, Schlacken, ab 6,9 m Wasser
B 6	13,5	11,0	Glas, Bauschutt, ab 7,5 m Wasser
B 7	12,4	11,0	Bauschutt, Ruß, Ziegel, ab 7,2 m Wasser
B 8	11,5	10,0	Ziegel, Beton, Schlacke, Holz, ab 6,05 m Wasser

Die Lage der Aufschlüsse ist in den Anlagen 1.2 und 1.5 dargestellt.

Tabelle 7: Organoleptische Befunde der Auffüllung

Nachfolgend wird aus den Bohrgutansprachen RKE 1 bis RKE 39 eine qualitative Abfallcharakterisierung des Ablagerungsmaterials abgeleitet. Es lässt sich abschätzen, dass das Auffüllungsmaterial außerhalb bzw. im Umfeld der vermuteten Kernbereiche der Altablagerungen (Roche-Grube und Geigy-Grube) neben der Durchmischung natürlicher Steine, Kiese, Sande, Schluffe und Tone mit unspezifischem Bauschutt und Erdaushub in rund 30 % der erfassten Teufen auch mit sensorisch-organoleptisch auffälligem Material beaufschlagt ist. Angeführt werden Schlacken, Ofenausbrüche, Ruß, diverse verschiedenfarbige pastöse Massen, Glasbruch (Ampullen, Laborglas), teerhaltiger Straßenaufbruch, Brandrückstände, verschiedenfarbige Schlämme, Textilreste bzw. Vliese, Plastik, Gummi etc., mit vereinzelt süßlichen oder PAK-artigen Gerüchen. Die in Dezimeter- bis mehrere Meter-Mächtigkeiten erbohrten organoleptisch auffälligeren Horizonte werden in Tabelle 8 (Seite 43) zusammenfassend interpretiert.

Neben den angeführten übergeordneten Kategorien der Bohrgutansprache wie „Deckschicht“, „Niederterrassenschotter“, „Überkorn“ (Auskiesungsrückstände), „Aushub“, „Aushub und Bauschutt“ wurden für die Beimengungen gemäß Anlage 2.4 Zuordnungen und Differenzierungen wie „Hausmüll“, „Industrieabfälle“ und „Chemieabfälle“ bzw. „organoleptisch auffälliger Bauschutt“ getroffen.

Bohrung	RKE 1	RKE 2	RKE 3	RKE 4	RKE 5	RKE 6	RKE 7	RKE 8	RKE 9	RKE 10	RKE 11	RKE 12	RKE 13	RKE 14	RKE 15	RKE 16	RKE 17	RKE 18	RKE 19	RKE 20	RKE 21	RKE 22	RKE 23	RKE 24	RKE 25	RKE 26	RKE 27	RKE 28	RKE 29	RKE 30	RKE 31	RKE 32	RKE 33	RKE 34	RKE 35	RKE 36	RKE 37	RKE 38	RKE 39		
Endteufe	[m]	8	9	8	9	8	8	8	8	9	7	10	9	10	9	8	9	6	9	3	4	4	9	5	7	3	7	9	9	9	9	9	5	8	8	8	9	10			
erschlossene Teufenbereiche in Meterschritten	1																																								
	2																																								
	3																																								
	4																																								
	5																																								
	6																																								
	7																																								
	8																																								
	9																																								
	10																																								

- Organoleptisch unauffällige Auffüllungen, Aushub, Bauschutt
- Charakterisierung der Beimengungen der Auffüllungen: "Industrieabfälle/Hausmüll"
- Charakterisierung der Beimengungen der Auffüllungen: "Chemieabfälle"
- Charakterisierung der Beimengungen der Auffüllungen: "Organoleptisch auffälliger Bauschutt (Teer, Schlacken, Ofenausbruch etc.)"

Tabelle 8: Abfallcharakterisierung sensorisch-organoleptisch auffälliger Bereiche RKE 1 - RKE 39

3.5.2.2 Schadstoffbelastungen im Feststoff

Oberboden

Im Zuge der 1. Etappe DU wurde in vier nicht versiegelten, strukturell getrennten Teilflächen jeweils eine repräsentative Oberbodenprobe (0 - 10 cm) entnommen und auf die nach BBodSchV mit Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden – Mensch belegten Parameter analysiert: Cyanid, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Benzo(a)pyren, PCB und DDT. Zusätzlich wurden PAK untersucht, für die jedoch kein Prüfwert existiert. Die jeweiligen Prüfwerte wurden in allen Teilbereichen sehr weit unterschritten (vgl. [9], dort Tabelle 8).

Deponat (Einzelstoffanalytik)

Nachfolgend sind die bisherigen durchschnittlichen Feststoffanalysen aus der orientierenden Untersuchung und 1. Etappe der DU (vgl. [9], dort Tabelle 13) getrennt nach den Entnahmebereichen Roche-Grube, Geigy-Grube und den umliegenden restlichen Flächen in der Kessler-Grube zusammengefasst und – soweit vorhanden – Prüfwerten gegenübergestellt. Die Prüfwerte dienen hier nicht zur Gefährdungsabschätzung, sondern nur zur orientierenden schadstoffbezogenen Charakterisierung des Auffüllungsmaterials. Als weiterer Vergleich sind die Zuordnungswerte [41] zur Überprüfung der Verwertungsmöglichkeiten bei eingeschränktem offenem Einbau (Z 1) bzw. Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen (Z 2) außerhalb von Deponien gemäß DepV [45]. Die vornehmlich nach organoleptischen Kriterien ausgewählten Laborproben wurden im Feststoff in unterschiedlicher Häufigkeit auf Cyanide, Schwefel, Barium, die Schwer- bzw. Halbmetalle Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink und Zinn sowie TOC, EOX, Phenolindex, KW-Index, LHKW, BTEX, PAK, PCB, Chlorbenzole und Chlorphenole analysiert.

Bereich	Kennwert	Material	Phenol (Index)	MKW	PAK-16
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Roche-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	9	31	21
	max. Wert	A	10	55 060	3.772
	Mittelwert	A	3	2 764	238
	Medianwert	A	1	100	14
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	3 ^{1a} /10 ^{1b}
Prüfwert, – Industrie und Gewerbe [22]			--	--	--
Z 1 [41]			--	300 (600) ²	3 (9) ³
Z 2 [41]			--	1 000 (2 000) ²	30

Bereich	Kennwert	Material	Chlorbenzole	BTEX	LHKW
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Roche-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	31	31	31
	max. Wert	A	8	2 453	118
	Mittelwert	A	1	82	8
	Medianwert	A	< NG	0,2	< NG
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	--
Prüfwert, – Industrie und Gewerbe [22]			170 ⁴	0,4 ⁴	25 ^{PER} 5 ^{TRI}
Z 1 [41]			--	1	1
Z 2 [41]			--	1	1

A = Auffüllung, B = Natürlicher Untergrund

^{1a} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 % , ^{1b} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt > 8 %

² für C₁₀ - C₂₂, Klammerwerte für C₁₀ - C₄₀. Das MKW-Analysenergebnis bezieht sich auf C₁₀ - C₄₀.

³ Einbau von Bodenmaterial nur bei hydrogeologisch günstigen Verhältnissen

⁴ Orientierender Hinweis [30]

Tabelle 9: Zusammenfassung Analysenergebnisse Roche-Grube, Deponat (organische Parameter)

Bereich	Kennwert	Material	Phenol (Index)	MKW	PAK-16
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Geigy-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	9	19	14
	max. Wert	A	5	540	99
	Mittelwert	A	0,7	128	20
	Medianwert	A	0,2	68	6
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	3 ^{1a} /10 ^{1b}
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			--	--	--
Z 1 [41]			--	300 (600) ²	3 (9) ³
Z 2 [41]				1 000 (2 000) ²	30

Bereich	Kennwert	Material	Chlorbenzole	BTEX	LHKW
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Geigy-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	19	19	19
	max. Wert	A	167	275	0,05
	Mittelwert	A	9	24	0,02
	Medianwert	A	< NG	< NG	< NG
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	--
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			170 ⁴	0,4 ⁴	25 ^{PER} 5 ^{TRI}
Z 1 [41]			--	1	1
Z 2 [41]			--	1	1

A = Auffüllung, B = Natürlicher Untergrund

^{1a} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 % , ^{1b} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt > 8 %

² für C₁₀ - C₂₂, Klammerwerte für C₁₀ - C₄₀. Das MKW-Analysergebnis bezieht sich auf C₁₀ - C₄₀.

³ Einbau von Bodenmaterial nur bei hydrogeologisch günstigen Verhältnissen

⁴ Orientierender Hinweis [30]

Tabelle 10: Zusammenfassung Analysenergebnisse Geigy-Grube, Deponat (organische Parameter)

Bereich	Kennwert	Material	Phenol (Index)	MKW	PAK-16
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
restliche Kessler-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	29	33	32
	max. Wert	A	0,4	630	81
	Mittelwert	A	0,1	< NG	7
	Medianwert	A	< NG	< NG	2
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	3 ^{1a} /10 ^{1b}
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			--	--	--
Z 1 [41]			--	300 (600) ²	3 (9) ³
Z 2 [41]			--	1 000 (2 000) ²	30

Bereich	Kennwert	Material	Chlorbenzole	BTEX	LHKW
			[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
restliche Kessler-Grube	Anzahl untersuchter Proben	A	9	33	10
	max. Wert	A	0,02	155	0,9
	Mittelwert	A	< NG	6	0,1
	Medianwert	A	< NG	0,1	< NG
Vorsorgewert ¹ [22]			--	--	--
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			170 ⁴	0,4 ⁴	25 ^{PER} 5 ^{TRI}
Z 1 [41]			--	1	1
Z 2 [41]			--	1	1

A = Auffüllung, B = Natürlicher Untergrund

^{1a} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 % , ^{1b} für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt > 8 %

² für C₁₀ - C₂₂, Klammerwerte für C₁₀ - C₄₀. Das MKW-Analysenergebnis bezieht sich auf C₁₀ - C₄₀.

³ Einbau von Bodenmaterial nur bei hydrogeologisch günstigen Verhältnissen

⁴ Orientierender Hinweis [30]

Tabelle 11: Zusammenfassung Analysenergebnisse restliche Kessler-Grube, Deponat (organische Parameter)

Bereich	Material	Kennwert	Ba	Pb	Ni	Hg	Zn
			[mg/kg]				
Roche-Grube	A	Anzahl untersuchter Proben	27	31	9	31	31
		max. Wert	830	3 390	5 700	1 520	22 200
		Mittelwert	117	299	835	79	1 518
		Medianwert	40	71	58	7	120
Vorsorgewert [22]*			--	70	50	0,5	150
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			--	1 000	900	80	
Z 1 [41]			--	210	150	1,5	450
Z 2 [41]			--	700	500	5	1 500

A = Auffüllung, B = natürlicher Untergrund, < NG = kleiner Nachweisgrenze
 * für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 %

Tabelle 12: Zusammenfassung Analysenergebnisse Roche-Grube, Deponat (anorganische Parameter)

Bereich	Material	Kennwert	Ba	Pb	Ni	Hg	Zn
			[mg/kg]				
Geigy-Grube	A	Anzahl untersuchter Proben	15	19	9	19	19
		max. Wert	550	3 030	150	11	15 000
		Mittelwert	264	602	56	1	2 477
		Medianwert	276	260	40	< NG	950
Vorsorgewert [22]*			--	70	50	0,5	150
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			--	1 000	900	80	
Z 1 [41]			--	210	150	1,5	450
Z 2 [41]			--	700	500	5	1 500

A = Auffüllung, B = natürlicher Untergrund, < NG = kleiner Nachweisgrenze
 * für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 %

Tabelle 13: Zusammenfassung Analysenergebnisse Geigy-Grube, Deponat (anorganische Parameter)

Bereich	Material	Kennwert	Ba	Pb	Ni	Hg	Zn
			[mg/kg]				
restliche Kessler-Grube	A	Anzahl untersuchter Proben	14	33	29	33	33
		max. Wert	630	1 800	140	2	2 900
		Mittelwert	172	139	25	0,3	236
		Medianwert	90	47	21	0,1	82
Vorsorgewert [22]*			--	70	50	0,5	150
Prüfwert – Industrie und Gewerbe [22]			--	1 000	900	80	
Z 1 [41]			--	210	150	1,5	450
Z 2 [41]			--	700	500	5	1 500

A = Auffüllung, B = natürlicher Untergrund, < NG = kleiner Nachweisgrenze
 * für Lehm/Schluff bzw. Humusgehalt < 8 %

Tabelle 14: Zusammenfassung Analyseergebnisse restliche Kessler-Grube, Deponat (anorganische Parameter)

Der Heterogenität des Auffüllungsmaterials entsprechend erscheint eine abfallrechtliche Einstufung und Quantifizierung von Massenanteilen auf Basis der Bohrresultate derzeit nicht zielführend. Es zeigt sich jedoch, dass im Mittel aller Proben BTEX in allen Bereichen als abfallrechtlich maßgeblicher Parameter auftritt. Während Chlorbenzole vor allem in der Geigy-Grube auffallen, treten die Parameter LHKW, MKW, PAK, Quecksilber und Nickel verstärkt im Bereich der Roche-Grube in Erscheinung.

Orientierende abfallrechtliche Einstufung > Z 2 (bezogen auf Mittelwerte im Feststoff)	
Bereich	Parameter
Roche-Grube	BTEX, LHKW, MKW, PAK, Nickel, Quecksilber, Zink
Geigy-Grube	BTEX Zink
Restliche Kessler-Grube	BTEX

Für Chlorbenzole existieren keine Z-Werte, allerdings dürften die Gehalte weder in der Geigy-Grube noch in der Roche-Grube den Z 2-Anforderungen zum Grundwasserschutz einhalten.

Tabelle 15: Orientierende abfallrechtliche Einstufung

Deponat (Feststoff-Screenings)

In elf auffälligen Deponatproben erfolgten GC/MS- bzw. FID/ECD-Screenings auf organische Inhaltsstoffe. Über die bereits als Einzelstoffe analysierten Verbindungen hinaus (PAK, aliphatische KW, Benzol, LHKW, PCB, Chlorbenzole) ergaben sich Silikonderivate (1x), DDT-Abbauprodukte (1x), Schwefelkohlenstoff (1x) und eine schwerflüchtige, unbekannte Verbindung (2x), (vgl. [9], dort Tabelle 10).

4 Untersuchungsziele und Verdachtsmomente

4.1 Hauptziele und offene Fragestellungen

Aus den vorliegenden Daten zur hydrogeologischen Situation gingen zwei Fließrichtungen hervor, in die schadstoffbelastetes Grundwasser von der Deponie abströmt. Dies war zum einen Südwesten Richtung zum Rhein und zum anderen Südosten Richtung Brauchwasserbrunnen (BR 49) auf dem BASF-Gelände. Abhängig von der Grundwasserstandshöhe und den Entnahmeraten der Brunnen war von variablen Abflussmengen in Vorflutrichtung auszugehen. Die bisher vorhandene Datenlage reichte nicht aus, um Aussagen zu treffen, in welcher Abhängigkeit und mit welcher Häufigkeit die unterschiedlichen Fließrichtungssituationen auftreten.

Hierfür wurden mit der 2. Etappe der Detailuntersuchung weitere Messreihen (u. a. Datenloggermessungen) vorgesehen, die nicht nur die Wasserstände im Bereich der Kessler-Grube und ihrer Umgebung erfassen, sondern auch kontinuierlich den Rheinpegel auf Höhe der Altablagerung aufzeichnen und taggenau die Brauchwasserentnahmen dokumentieren. Die jeweiligen Zu- und Abströme sollten dann anhand dieser Daten auch in Abhängigkeit von wechselnden Fließrichtungen quantifiziert werden.

Parallel wurden in ausgewählten und neu zu errichtenden Abstrommessstellen Stichtagsbeprobungen erforderlich. Es wurde angestrebt, anhand von Immissions-Pumpversuchen möglichst 100 % der Abstrombreite zu erfassen und zu quantifizieren. Aus den ermittelten Schadstoffkonzentrationen und den quantifizierbaren Abstrommengen waren Schadstofffrachten zu ermitteln, die einer abschließenden Gefährdungsabschätzung der Altablagerung zu Grunde zu legen sind.

Das mit Stand Juni 2009 vorliegende numerische Grundwasserausschnittsmodell des TGF zum Großraum Grenzach-Wyhlen [15] greift, ergänzt mit zwei überregionalen Stichtagsmessungen (November und Dezember 2007), ebenfalls auf die Daten der GIW-Voruntersuchungen [1] - [9] zurück und war unter Einbindung der Datenerhebungen aus der 2. Etappe der Detailuntersuchung zu aktualisieren und fortzuschreiben.

Hauptziel der 2. Etappe der Detailuntersuchung war die Überprüfung der Auswirkungen der Kessler-Grube auf das Grund- und Oberflächenwasser, d. h. eine qualitativ und quantitativ belastbare Bilanzierung der Emissionen und Immissionen im Abstrom zur abschließenden Gefährdungsabschätzung und Entscheidung über eine Überwachungs- oder Sanierungsbedürftigkeit.

Untersuchungen des Schadstoffpotenzials innerhalb der Altablagerung sollten nur optional und in Abhängigkeit der Ergebnisse der Immissionspumpversuche ggf. in denjenigen Bereichen erfolgen, die sich in sanierungsbedürftigem Maß auf den Abstrom auswirken (z. B. Roche-/Geigy-Grube).

Der Fokus auf die integrale Grundwasseruntersuchung – anstelle von Untersuchungen heterogen verteilter Schadstoffquellen innerhalb der Grube – war deshalb möglich und sachgerecht, weil das Grundwasser unmittelbar exponiert ist. Etwaige Veränderungen in der Zukunft, die sich nicht jetzt schon in Form einer Abstrombelastung zeigen, sind nicht zu erwarten. Gezielte Untersuchungen innerhalb des Auffüllkörpers – beschränkt auf sanierungsbedürftige Bereiche – wurden erst in ggf. weiteren Stufen oder z. B. in Form einer Sanierungsuntersuchung als zielführend erachtet.

4.2 Verdachtsmatrix

Der Untersuchungskonzeption lag folgende Verdachtsmatrix zugrunde.

Bereich	Potenziell abgelagerte Schadstoffe	Lage der Kontamination	Relevante Ausbreitungspfade	Potenziell gefährdete Schutzgüter	Qualität der Angaben
Gesamtfläche	Schwermetalle, MKW, BTEX, LHKW, Chlorbenzole, Cyanide, Phenole, PAK, Chlorphenole	tlw. im Grundwasser	Sickerwasser, Bodenluft, GW-Fließrichtung zu Brauchwasserbrunnen und Rhein	Grundwasser und Oberflächengewässer Rhein	Schadstoffe: gesichert Gefährdete Schutzgüter: Grundwasser gesichert, Rhein vermutet

Tabelle 16: Verdachtsmatrix

5 Geplantes Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm der 2. Etappe der Detailuntersuchung wurde im Juli 2009 in einem Pflichtenheft festgelegt [11] und vom Landratsamt Lörrach anschliessend bestätigt [12].

Das Untersuchungsprogramm ist nachfolgend tabellarisch zusammengefasst und anschließend in einzelne Themenkomplexe gegliedert und näher ausgeführt.

Bereich	Ziel	Maßnahme	Option	Probenart	Anzahl	Messpunkt	Analysenparameter
1. Untersuchungsschritt							
Gesamtfläche	Verdichtung der Kenntnisse zur GW-Hydraulik bzw. Durchlässigkeit des Aquifers	Errichtung von 4 weiteren GWM im Bereich zwischen Kessler-Grube und den Brauchwasserbrunnen zur Klärung der Grundwasserströmung im NTS bis zum Stauer Kurzpumpversuche in allen neuen Messstellen (s. nächster Punkt)		-	4 x neue GWM, 16 x Kurzpumpversuche	4 neue GWM weiterer Abstrom und 12 neue GWM Kontrollebenen (s. nächste Punkte)	keine
Gesamtfläche	Erkundung der Deponiemissionen auf 100 % Abstrombreite	Verdichtung des Messstellennetzes im Abstrom zu den Betriebsbrunnen, zum Rhein hin und zwischen Roche- und Geigy-Grube durch 12 neue GWM (siehe Anlage 1.2 und 1.4) Immissionspumpversuche (IPV) weitere Piezometer im NTS		GW	9 x neue und 8 x alte GWM, insg. 17 x 5-tägiger IPV, Planung Probennahmen nach Kurzpumpversuchen s. o.	9 neue und 8 alte GWM (siehe Anlage 1.4)	Analytik gem. Teil I der DU, ggf. um unauffällige Parameter reduziert; voraussichtlich ohne Isotopenuntersuchungen offene Screenings an allen Messstellen (analog Erfahrungen Hirschacker) unter Einbeziehung von Prof. Oehme zur Identifikation unbekannter Leitsubstanzen
Gesamtfläche	Klärung Relevanz und Schadstoffbelastung eines möglicherweise tieferliegenden Grundwasserleiters im Festgestein	Errichtung von 3 Festgesteinsmessstellen (zur Beweissicherung auch bei trockenem Muschelkalk)	in Abhängigkeit von den Bohrergebnissen neuer Quartärmessstellen, die bis zum Muschelkalk gebohrt werden	GW	3 x neue GWM	3 neue GWM ggf. im Rahmen der Stichtagsbeprobung	Analytik gem. Teil I der DU, ggf. um unauffällige Parameter reduziert; ohne Isotopenuntersuchungen offene Screenings an allen Messstellen (analog Erfahrungen Hirschacker) unter Einbeziehung von Prof. Oehme zur Identifikation unbekannter Leitsubstanzen
Bereich P 16	Überprüfung der Wasserstands anomalien	Zweitbohrung 2" (= P16a) unmittelbar neben P 16		-	1 x neue GWM	1 neue GWM (siehe Anlage 1.4)	(s. Stichtagsbeprobung)
Gesamtfläche	Ermittlung der vorherrschenden GW-Fließrichtungen je nach Niederschlagslage und Rheinwasserstand	Ergänzung der Datenloggeraufzeichnungen monatl. Stichtagsmessungen über mind. 6 Monate: alle Messstellen, Rheinwasserstand und Aufzeichnung der GW-Entnahme der BASF-Brauchwasserbrunnen; Einbeziehung der schweizerischen Rheinseite (Datenlogger)		-	7 Stichtagsmessungen, 10 x Datenlogger in ausgewählten GWM zzgl. 2 Messpunkte Rhein und Dokumentation der Brauchwasserentnahmen	in allen GWM, Logger: P 4, P 5, P 11, P 14, KE 21, KE 24, KE 25, KE 26, LP 13b, VP 1	keine
Gesamtfläche	Überprüfung der GW-Belastung (Stichtagsbeprobung)	dritte GW-Probennahme		GW	33 Probennahmen	alle alten und neuen GWM	Analytik gem. Teil I der DU, ggf. um unauffällige Parameter reduziert; voraussichtl. ohne Isotopenuntersuchungen; offene Screenings an allen Messstellen (analog Erfahrungen Hirschacker) unter Einbeziehung von Prof. Oehme zur Identifikation unbekannter Leitsubstanzen Durchführung von „Wirkungsbezogener Analytik“ als Methode zum Nachweis kombinierter Toxizitätswirkungen nur im Abstrom und in Abhängigkeit von Erfahrungen, die bis dahin aus dem Hirschacker-Projekt vorliegen dürften
Gesamtfläche	Berücksichtigung natürlicher Abbauprozesse („Natural Attenuation“) in der Gefährdungsabschätzung	Abklärungen zum biologischen Abbau am Standort		GW	ca. 10 Probennahmen	ausgewählte Proben im Rahmen der Stichtagsbeprobung	für Stoffe mit Sanierungsrelevanz, z. B. für Chlorbenzole/DDT; ggf. anhand von Isotopenuntersuchungen

Bereich	Ziel	Maßnahme	Option	Probenart	Anzahl	Messpunkt	Analysenparameter
2. Untersuchungsschritt							
Grenzbereich Roche-/Geigy-Grube	Abstrom-/Frachtenbilanzierung zw. der Geigy- und der Roche-Grube für den Fall eines getrennten Sanierungsbedarfs	ggf. weitere Stichtagsbeprobungen oder weitere IPV in dieser Grundwasserbetrachtungsebene	ggf. in einem zweiten Schritt, jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit; Planung der entsprechenden GWM von vornherein	GW	ca. 4 x 5-tägiger IPV, Planung Probennahmen nach Kurzpumpversuchen s. o.	3 neue und 1 alte GWM (siehe Anlage 1.5)	Analytik gem. Teil I der DU, ggf. um unauffällige Parameter reduziert; voraussichtl. ohne Isotopenuntersuchungen; offene Screenings an allen Messstellen (analog Erfahrungen Hirschacker) unter Einbeziehung von Prof. Oehme zur Identifikation unbekannter Leitsubstanzen
Grenzbereich Roche-/Geigy-Grube	weitere Abgrenzung von Schadstoffherden (Geigy- und Roche-Grube, ggf. andere), Differenzierung bereits verschleppter Schadstoffe und separater Schadstoffquellen	Untersuchung des der Grube unterliegenden wassergesättigten Bereichs durch Entnahme von Boden-/Deponatproben, z. B. mittels „Direct Push“ oder konventionellen Kleinbohrungen; Ergänzung der Tiefenprofile mittels Bodenproben aus Aufschlussbohrungen; ggf. Säuleneluate	abhängig von erheblichen Abstromfrachten in der Kontrollebene und von der Art einer evtl. erforderlichen Sanierung	Feststoff	noch zu ermitteln in Abhängigkeit der IPV	ausgewählte Proben aus den Tiefenprofilen	Analytik gem. VwV Bodenverwertung, DepV zzgl. Dioxine und ggf. relevante Einzelverbindungen/Abbauprodukte/flüchtige Stoffe im Hinblick auf eine evtl. Entsorgung
Auswertung							
Gesamtfläche	Einbindung in den regionalen hydrochemischen Kontext	Vergleich der Kessler-Screening-„Fingerprints“ mit umliegenden Standorten durch Prof. Oehme (Hardwasser, Rheinwasser, Abstrom Grenzach-Wyhlen, Hirschacker, etc.)		keine	keine	keine	keine
Gesamtfläche	Szenarienbetrachtung der Grundwasserfließverhältnisse und Abstromfrachten (z. B. Entfall Brauchwasserentnahme Ciba, etc.)	Kompletzierung des numerischen Grundwassermodells, auch mit aktualisierten Daten der Hardwasser AG, instationäre Eichung		keine	keine	keine	keine
Gesamtfläche oder Teilfläche (z. B. Roche-/Geigy-Grube)	Überprüfung des Sanierungs- und Überwachungsbedarfs	Gefährdungsabschätzung, u. a. mit Sickerwasserprognose, Quantifizierung der Gesamtausträge pro Fließweg über das Grund- und Oberflächenwasser (letzteres unter Berücksichtigung von Hintergrundkonzentrationen und Kläranlagenauslauf)		keine	keine	keine	keine
Gesamtfläche	Priorisierung der Kessler-Grube	EDV-Programm „XUMA“		keine	keine	keine	keine
Gesamtfläche	situativ durchzuführende „Zusatzuntersuchungen“	z. B. 3D-Darstellungen oder anderweitige Leistungen nach Entscheid Projektteam (inklusive der entsprechenden Finanzreserve)		keine	keine	keine	keine

Tabelle 17: Untersuchungsprogramm gemäß Pflichtenheft [9]

5.1 Arbeitsschutzkonzept

5.1.1 Bohrungen

Sämtliche Arbeiten auf dem Werksgelände waren den allgemeinen Sicherheitsbestimmungen der BASF Grenzach GmbH unterstellt und erfolgten nur nach vorheriger Unterweisung durch den Werks-Sicherheitsbeauftragten.

Aufgrund der möglichen Schadstoffexposition handelte es sich nach TRGS 524 bzw. BGR 128 um Arbeiten in kontaminierten Bereichen, die zusätzliche Arbeitsschutzmaßnahmen erforderten.

Die Bohrungen auf dem Werksgelände und im Umfeld der Altablagerung hatten unter Einsatz folgender Mindestausstattung an persönlicher Schutzausrüstung zu erfolgen: Einwegschutzanzüge (Typ 5/6 nach EG-Kategorie III), chemikalienbeständige Schutzhandschuhe und Schutzbrille gegen Spritzwasser.

Im Kernbereich der Altablagerung (Roche-Grube, und Geigy-Grube: Grundwassermessstellen KE 28 und KE 37 - 39, KE 42, KE 43 sowie P 16a) wurden in Abstimmung mit der Berufsgenossenschaft auf Basis einer Gefährdungsbeurteilung und deren Umsetzung in einer tätigkeitsbezogenen Betriebsanweisung der ausführenden Bohrfirma weitergehende Schutzmaßnahmen verankert.

Der Arbeitsbereich im Umfeld dieser Bohransatzpunkte sowie der Umgangsbereich für das Bohrgut bis zu dessen Einlagerung in geschlossene Container wurde als jeweils temporärer „Schwarz-Bereich“ bis zur Verschließung/Beräumung der möglichen Expositionsquellen definiert.

Um über die Notwendigkeit von Atemschutzmaßnahmen zu entscheiden, wurden im Vorgriff auf die großkalibrigen Aufschlussbohrungen positionsgleiche, kleinkalibrige Pilotbohrungen (Hohlbohr-Schnecke) niedergebracht und zu 2“-Pegeln ausgebaut. Mittels Bodenluftabsaugung gewonnene Bodenluftproben wurden auf die Expositionsparameter LHKW und BTEX untersucht. Darüber hinaus erfolgten Feststoff-Screenings an Bodenproben. Neben maximal 420 mg/m³ Chloroform (KE 28) (vgl. Anlage 10.5.1) in der Bodenluft wurden diverse organische Schadstoffe im Bohrgut festgestellt (Teere PCB, Terphenyle, n-Alkane, aromatische Amine, Pyridine, Phthalate, Indol, substituierte aliphatische und aromatische Verbindungen ohne eindeutige Zuordnung und deren Zersetzungsprodukte, 2-Phenylphenalen-1-one, PAH, Ethylvanilin) (vgl. Anlage 10.4.2). Dies führte zur präventiven Festlegung einer außenluftunabhängigen Durchführung der Bohrarbeiten im Kernbereich der Altablagerung (Roche-Grube und Geigy-Grube).

Für die Bohrarbeiten im Kernbereich der Altablagerung wurden nachfolgende zusätzliche Sicherheitsregeln definiert:

Arbeitsbereiche/Tätigkeiten:

- Durchführung der Rammkern-, bzw. Rotationskernbohrungen
- Aufweiten der Kernbohrungen bis Endteufe Pegel
- Beprobung des Bohrguts durch Bohrpersoneel (meterweise)
- Aufnahme und Zwischenlagerung des Bohrguts in tagwasserdichten Deckelmulden mit Lippendichtung

Organisatorische, technische und persönliche Schutzmaßnahmen:

- Arbeitsmedizinische Untersuchung nach den Grundsätzen G 26, G 40
- Schwarz-Weiß-Anlage durch Nutzung der BASF-Betriebsanlage
- Vorhalten Bewetterung am Arbeitsplatz: 1 000 m³/h
- Vorhaltung Absaugung Bohrloch(kopf): 250 m³/h
- Gestellung und Bohrgutsammeldeckelcontainer mit Lippendichtung
- Bohrgutbehälter mit Folienauskleidung/-abdeckung am Bohrpunkt
- Schutzhandschuhe EG-Kat. II/III: Camatril, bei Antreffen von Schadstoffphasen Vitojekt
- Schutzbekleidung EG-Kat. III: Typ 4
- PVC-Schürze PE-gewebeverstärkt als zusätzlicher Schutz gegen Nässe und Chemikalien
- Atemschutz, Tragen von Vollmaske, außenluftunabhängig (VM au), Druckluftschlauch; Atemluftversorgung durch Atemluftwagen Werksfeuerwehr BASF
- bohrteufengleiche Mitführung einer Schutzverrohrung zur Abdichtung gegen die seitliche Bohrlochwand bis zum Ausbau der Bohrung zur Grundwassermessstelle

5.1.2 Grundwasseruntersuchungen

Die Stichtagsbeprobungen sowie Kurz- und Immissionspumpversuche erfolgten entsprechend der Mindestschutzanforderungen für persönliche Schutzausrüstungen aus Punkt 5.1.1 (Einwegschutanzügen Typ 5/6 nach EG-Kategorie III, chemikalienbeständige Schutzhandschuhen und Schutzbrille gegen Spritzwasser). Weiterhin war Folgendes zu beachten:

- Errichtung von Überfahrbrücken über Ablaufleitungen in den Verkehrsflächen erfolgten in Abstimmung mit der Werksfeuerwehr
- Das geförderte Wasser durfte nur in definierte Einleitstellen mit vorheriger Abnahme und Freigabe durch BASF an die betriebliche Abwasserbehandlungsanlage abgegeben werden.
- Rückschlagklappen der Pumpen waren zur Selbstentleerung der Leistungssysteme zu demontieren

5.2 Bohrungen – Errichtung neuer Grundwassermessstellen

Zur Klärung der Abstromverhältnisse und Erfassung des Grundwasserabstroms auf 100 % Abstrombreite waren mehrere Kontrollebenen mit Grundwassermessstellen neu einzurichten:

- Kontrollebene Rhein: am Rand der Altablagerung, Fließrichtung zum Rhein
- Kontrollebene Werksgelände: am Rand der Altablagerung, Fließrichtung zum Werksgelände
- Kontrollebene zwischen Roche- und Geigy-Grube (zur Eingrenzung eventueller Schadensherde bei Bedarf)
- vier Messstellen zwischen Kessler-Grube und Brauchwasserbrunnen (weiterer Abstrom)
- eine neue Grundwassermessstelle als Ersatz von P 16 (= P 16a)

Im Zuge der vorangegangenen Untersuchungen [9] wurden durch Pumpversuche bereits hydraulische Parameter des quartären Aquifers ermittelt. Diese Parameter wurden auf die zu planenden Grundwassermessstellen interpoliert, deren Entnahmebreite berechnet und dadurch deren vorläufige Lage bestimmt. Auf Grundlage dieser Daten wurden folgende Annahmen getroffen, (vgl. [11], darin Anlage 1.3 und 3):

Kontrollebene	Länge [m]	Erforderliche GWM	Bestehende GWM
Rhein	ca. 300	9	P 2, P 3, P 4, P 12 und KE 23
Werksgelände	ca. 300	9	P 2, KE 21, KE 20, P 10a
Roche-/Geigy-Grube	ca. 200	5 - 6	P 3, P 13

Tabelle 18: Planungsgrundlage Kontrollebenen

Im Anschluss an den Bau der Grundwassermessstellen waren Kurzpumpversuche zur Ermittlung der tatsächlichen hydrogeologischen Kennwerte vorgesehen. Durch eine iterative Vorgehensweise (Platzierung der Messstellen in Abhängigkeit von der hydraulischen Reichweite der Nachbarpegel) sollte die Datenlage und die Überschneidung der Pegel-Einzugsbereiche zur weitestgehend 100 %igen Abstromerfassung optimiert werden.

Die Messstellen sollten bis zu einer erwarteten Tiefe von bis zu 18 m unter Gelände im Niederterrassenschotter, d. h. ggf. unter der anthropogenen Auffüllung verfiltert werden. Der darunter folgende Untere/Mittlere Muschelkalk sollte oberflächennah mit aufgeschlossen werden. Zum Zeitpunkt der Planung war unbekannt, ob der Muschelkalk lokal eine relevante Wasserführung zeigt. Dennoch war vorgesehen, zur Beweissicherung in jedem Fall drei GWM im Muschelkalk einzurichten.

Die Wasserstandsanomalie im Bereich von P 16 sollte durch die Errichtung einer zusätzlichen Grundwassermessstelle P16a, die nur den Niederterrassenschotter erschließt, aufgeklärt werden.

Sollten die Grundwasseruntersuchungen im Abstrom Hinweise auf lokal begrenzte Schadstoffzentren in der Auffüllung ergeben (z. B. Roche-/Geigy-Grube), die sanierungsrelevant sein können, bestand in einem weiteren Untersuchungsschritt die Option zur Gewinnung von Deponatproben, z. B. mittels Direct Push-Sondierungen zur horizontalen und vertikalen Abgrenzung.

5.3 Hydrogeologische Untersuchungen

Im Rahmen der hydrogeologischen Untersuchungen waren folgende Maßnahmen geplant:

- Kurzpumpversuche in den neuen GWM (Planungsgrundlage für Platzierung weiterer Messstellen, Stichtagsbeprobungen und Immissionspumpversuche)
- Datenloggeraufzeichnung in zehn GWM (6 Monate)
- Stichtagsmessungen monatlich (6 Monate)
- Aufzeichnung Rheinwasserstände stromauf- und -abwärts der Altablagerung (6 Monate)
- taggenaue Aufzeichnung Brauchwasserentnahmen (6 Monate)

In den ausgebauten Grundwassermessstellen waren nach dem Klarpumpen zunächst ca. 3-stündige Kurzpumptests zur Ermittlung der hydraulischen Kenndaten wie Durchlässigkeitsbeiwerte und mögliche Förderraten vorgesehen.

Die Messpunkte der halb- bis stündlichen Datenloggeraufzeichnungen wurden für folgende Messstellen festgelegt, sollten dort über sechs Monate erfolgen und durch monatliche Stichtagsmessungen in allen Pegeln kontrolliert werden.

- Bereich Kessler-Grube: P 4, P 14, P 11 (alternativ ggf. KE 37 oder KE 38), P 5
- Abstrom zu den Brunnen: KE 21, KE 24, KE 25, KE 26
- schweizerische Rheinseite: nach Abstimmung mit der Hardwasser AG zwei Pegel
- Rheinwasserstand: mindestens 2“-Pegel im Uferbereich, die bisher genutzten Messpunkte LP 13b und VP 1 waren dahingehend zu prüfen

Als weitere Maßnahmen im Rahmen der hydrogeologischen Untersuchungen waren geplant:

- Immissionspumpversuche (Kontrollebenen Werksgelände und Rhein),
- optionale Immissionspumpversuche (Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube)

Wie bereits erläutert, zielte die Untersuchung schwerpunktmäßig auf die Schadstoffwirkung im Grund- und Oberflächenwasser und nur nachrangig auf das heterogen verteilte Schadstoffpotenzial innerhalb der Altlast. Vorrangiger Bestandteil der Erkundungsplanung waren daher die neuen Messstellen und Immissionspumpversuche im Grundwasserabstrom in den Kontrollebenen.

Die hydraulische Vorplanung sollte zunächst anhand von analytischen Ansätzen auf Grundlage von Stichtagsbeprobungen und Kurzpumpversuchen aus der 1. Etappe der DU erfolgen. Der konkreten Ausführungsplanung der IPV (Förderrate, Versuchsdauer, Probennahmeplan) waren die Kurzpumpversuche in den neuen Messstellen und numerische Modellierungen zugrunde zu legen.

5.4 Probennahme

Das Probennahmekonzept umfasste folgende Untersuchungsbestandteile:

- Stichtagsbeprobung in allen Messstellen
- IPV-Kontrollebenen Werksgelände und Rhein
- Stichtagsbeprobung oder IPV-Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube
- optional Deponatproben DP-Sondierungen Roche-/Geigy-Grube

Die Stichtagsbeprobungen der 1. Etappe in den alten Messstellen erfolgten unter der Maßgabe, eine Entnahmebreite von ca. 20 m zu verwirklichen. Trotz zum Teil mehrtägiger Pumpphasen konnte das Ziel nicht bei allen Messstellen erreicht werden. Da die flächenhafte Ermittlung der Schadstoffemission in der 2. Etappe in Form von IPV auf möglichst 100 % Abstrombreite geplant war, wurden für die Stichtagsbeprobung der 2. Etappe keine derart langen Pumpprobennahmen angesetzt. Die Stichtagsbeprobung war in möglichst kurzer Zeit („Stichtag“) durchzuführen. Dazu wurde eine Pumpdauer und -rate geplant, die den zweifachen Austausch des Standwasservolumens innerhalb des jeweiligen Pegels bzw. die Konstanz der physikochemischen Parameter gewährleistet.

Auf Basis der Kurzpumpversuchsergebnisse der neuen Messstellen war das Untersuchungsprogramm für die Immissionspumpversuche (Förderrate, Versuchsdauer, Probennahmeplan) in den Kontrollebenen zu erstellen.

5.5 Chemische Analysen

Das Analysenprogramm für die geplanten Untersuchungen umfasste hauptsächlich die Grundwasseruntersuchungen im Rahmen der

- Stichtagsbeprobung und
- Immissionspumpversuche.

Geplant waren die Parameter gemäß der 1. Etappe der DU, reduziert um unauffällige Parameter. Über Screenings sollte an allen Messstellen das Inventar weiterer und mit der Einzelparameteranalytik nicht erfasster bzw. unbekannter organischer Stoffe detektiert werden. Diese GC/MS-Screenings waren als offene Screenings zur Identifikation unbekannter Leitsubstanzen unter Einbeziehung von Prof. Oehme durchzuführen.

Die Qualitätssicherung für alle quantitativen Grundwasseruntersuchungen und Screenings hatte gemäß dem Qualitätssicherungskonzept von Prof. Oehme zu erfolgen und wurde hinsichtlich der Ergebnisbewertung entsprechend dem Fortschreibungsstand 2010 verankert [40]. Dieses Konzept integriert alle Schritte der Probennahme (ausgenommen Kriterien für die Wahl des Probennahmestandorts), Probenvorbereitung, Extraktion, Extraktbearbeitung, Trennung, Identifizierung und Quantifizierung.

Ergänzend zu den Einzelparameteruntersuchungen und Screenings waren bei der Stichtagsbeprobung in den abstromigen quartären Messstellen wirkungsbezogene Analysen durch selektive Toxizitätstests geplant, um die kumulative Schädigung des belasteten Grundwassers zu ermitteln.

Die Identifikation zunächst unbekannter Peaks durch Prof. Oehme oder anhand von weitergehenden Laboruntersuchungen (z. B. mittels wirkungsbezogener Toxizitätstests, siehe unten) sollte ab einer bestimmten Konzentrationsschwelle erfolgen, die wiederum von den Screening-Ergebnissen abhängt. So wäre es beispielsweise beim Auftreten identifizierter sanierungsrelevanter Stoffe in hohen Konzentrationen ggf. nicht erforderlich, in der gleichen Probe gering konzentrierte Unbekannte mit hohem Aufwand zu identifizieren oder einzugrenzen. Insofern war die Festlegung dieses Schwellenwerts ein iterativer Prozess.

Ergänzend zu den chemischen Parametern und Screenings waren bei der Stichtagsbeprobung in den abstromigen quartären Messstellen ggf. noch selektive Toxizitätstests vorgesehen, um Schadwirkung des belasteten Grundwassers zu ermitteln.

In nachstehender Tabelle 19 sind die einzelnen Parameter und Stoffgruppen detailliert aufgeführt:

Parameter	Stichtagsbeprobungen	Immissionspumpversuche
Allg. Parameter		
Farbe, Trübung, Geruch	X	X
Temperatur	X	X
El. Leitfähigkeit	X	X
pH-Wert	X	X
Sauerstoff	X	X
Redoxpotenzial	X	X
Härte	-	-
Säurekapazität	X	X
UV-Extinktion bei 254 nm	X	X
UV-Extinktion bei 436 nm	X	X
Anionen		
Chlorid	X	X
Nitrat	X	X
Nitrit	X	X
Phosphat	X	X
Sulfat	X	X
Bromid	X	X
Cyanid	-	-

Parameter	Stichtagsbeprobungen	Immissionspumpversuche
Kationen		
Ammonium	X	X
Sulfide leicht freisetzbar	X	-
Bor	X	X
Calcium	-	-
Magnesium	-	-
Natrium	X	X
Kalium	-	-
Eisen gesamt und Eisen II	X	X
Mangan gesamt und Mangan gelöst	X	-
Barium	-	-
Schwermetalle		
Antimon	-	-
Arsen	X	X
Blei	X	X
Cadmium	X	X
Chrom	X	X
Kupfer	X	X
Nickel	X	X
Quecksilber	X	X
Zink	X	X
Zinn	X	X
Org. Summenparameter		
DOC	X	X
AOX	X	X
Org. Stickstoffverbindungen (aromatische Amine, aliphatische Amine)	X	X
Org. Schwefelverbindungen (AOS)	-	-

Parameter	Stichtagsbeprobungen	Immissionspumpversuche
Org. Parameter		
LHKW inkl. VC	X	X
MKW	-	-
BTEX	X	X
Phenole:		
Phenolindex	X	X
Chlorphenole	X	X
t-Butylphenole	-	-
PAK-16	X	X
PCB	-	-
Chlorbenzole	X	X
Herbizide	-	-
Pestizide	-	-
Org.-chemische Spurenstoffe (Prof. Oehme):		
GC/MS-Screenings auf unbekannte Substanzen	X	X
Toxizitätstests (WBA)	X	-
Isotopen		
² H Deuterium	-	-
³ H Tritium	-	-
¹⁸ O schwerer Sauerstoff	-	-
Ggf. Abbauuntersuchung von Stoffen mit Sanierungsrelevanz, z. B. Chlorbenzole/DDT	X	-

Tabelle 19: Analysenumfang Grundwasser

Sollten die Immissionspumpversuche im Abstrom Hinweise auf lokal begrenzte Schadstoffzentren in der Auffüllung ergeben, bestand die Option, in einem weiteren Untersuchungsschritt Deponatproben zu gewinnen. Für diesen Fall war die Analytik im Feststoff auf die Parameter gem. VwV Bodenverwertung und DepV zzgl. Dioxine und ggf. relevante Einzelverbindungen/Abbauprodukte/flüchtige Stoffe im Hinblick auf eine evtl. Entsorgung geplant.

5.6 Auswertung

Die Datenauswertung umfasste insbesondere folgende Aspekte und Teilschritte:

- Klärung der Grundwasserfließverhältnisse zwischen der Ablagerung und den Brauchwasserbrunnen sowie Ablagerung und Rhein
- Beurteilung der Relevanz und Belastung des Festgesteinsaquifers
- Auswertung der Kurzpumpversuche und basierend hierauf Planung der IPV
- Beurteilung der Wasserstandsanomalie um P 16
- hydrochemische Auswertung bzgl. unbekannter Substanzen durch Prof. Oehme
- Auswertung der Immissionspumpversuche
- Grundwassermodellierung: Weiterentwicklung und instationäre Eichung mit den Daten der 2. Etappe im Bereich der Kessler-Grube
- Szenarienbetrachtung (z. B. Entfall resp. Reduktion Brauchwasserentnahme BASF, dynamische Wasserscheiden, wechselnde Rheinwasserstände, Abklärungen zu möglichen hydraulischen Verbindungen unter dem Rhein hindurch (Beeinflussung Grundwasser) etc.)

Die Daten und Untersuchungsergebnisse waren einer

- abschließenden Gefährdungsabschätzung,
- Überprüfung eines evtl. Sanierungsbedarfs,
- vorläufigen Bewertung nach XUMA

zu Grunde zu legen und in Form eines Gutachtens zu dokumentieren.

5.7 Zusatzuntersuchungen

Die Erfordernis für Zusatzuntersuchungen wurde in Abhängigkeit vom Verlauf der Untersuchung bzw. von der Datenauswertung gestellt. In Betracht gezogen wurden hier insbesondere Feststoff- und Eluatanalysen von Deponatproben zur Abgrenzung und Charakterisierung von Teilbereichen, in denen sich eine Sanierungsnotwendigkeit v. a. im Sinne eines Teilaushubs bzw. Aushubs abzeichnet. Als weitere Optionen wurden gezielte toxikologische Untersuchungen von bis dato nicht identifizierbaren bzw. nicht bewertbaren Substanzen oder ggf. eine Quantifizierung des biologischen Abbaupotenzials einzelner Schadstoff(gruppen) in Betracht gezogen.

Die Entscheidung über zusätzliche Maßnahmen bzw. einen zweiten Untersuchungsschritt war in Abstimmung mit dem Projektteam nach Auswertung der Immissionspumpversuche und nach Vorliegen der hydrochemischen Ergebnisse herbeizuführen.

5.8 Etappierung

Die 2. Etappe der Detailuntersuchung war in folgende Teilschritte zu untergliedern.

1. Schritt:

- a. Planung, Ausschreibung und Errichtung der neuen Grundwassermessstellen
- b. Planung, Ausschreibung und Vergabe der Laborleistungen
- c. Durchführung der Stichtagsmessungen, Kurzpumpversuche und Stichtagsbeprobung
- d. Zwischenauswertung der Kurzpumpversuche
- e. Planung der Immissionspumpversuche und deren Durchführung
- f. Aufzeichnung der Wasserstände über sechs Monate
- g. Auswertung der Immissionspumpversuche, Emissionsabschätzung

Zwischenbewertung:

Zwischenbewertung mit allen Projektbeteiligten. Die Bewertungen waren in Form von regelmäßigen Projektgruppensitzungen geplant.

2. Schritt – Zusatzuntersuchungen:

Zum Planungszeitpunkt wurden Zusatzuntersuchungen in Erwägung gezogen, welche in Kap. 5.7 genannt sind. Zwischenbewertungen hatten hierfür jedoch im Rahmen des vorliegenden Gutachtens keinen Bedarf ergeben. Allerdings wurden im Vergleich mit der ursprünglichen Planung zusätzliche Messstellen im weiteren Abstrom, d. h. auf dem BASF-Werksgelände (vgl. Kap. 7) installiert und dort Zusatzarbeiten in Form von Immissionspumpversuchen und analytischen Untersuchungen vorgenommen.

5.9 Repräsentativitätsbetrachtungen

Als wesentlicher Untersuchungsteil der 2. Etappe der Detailuntersuchung wurden die Immissionspumpversuche in den Kontrollebenen der beiden Hauptabstromrichtungen in Richtung des Rheins sowie des BASF-Werksgeländes mit dem Ziel der Erfassung von 100 % der Abstrombreite festgelegt.

Im Hinblick auf die räumliche Erfassung der abströmenden Schadstofffrachten entspricht dies einer maximal möglichen Repräsentativität. Konzeptionell geht dies weit über fachliche Standards der baden-württembergischen Altlastenbearbeitung hinaus, welche für Detailuntersuchungen i. S. einer hinreichenden Belastbarkeit der Gefährdungsabschätzung und mit Berücksichtigung von Verhältnismäßigkeitskriterien grundsätzlich nur 50 % Abstrombreite fordern [35].

Die zeitliche Erfassung der Fließverhältnisse sollte über kontinuierliche Wasserstandsaufzeichnungen (Datenloggererfassung) und monatliche manuelle Stichtagsmessungen auch zur Kontrolle der EDV-Aufzeichnung erfolgen. Die räumlichen Lücken in den Daten (GWM ohne Datenlogger) waren anhand der Stichtagsmessungen und im Rahmen der Genauigkeit des Grundwassermodells zu interpolieren.

Zur Minimierung von Probennahme- und Analysenfehlern war für die Probennahmen geschultes Personal nach AQS - Baden-Württemberg [20] und den Qualitätssicherungsvorgaben von Prof. Oehme [40] vorgesehen.

6 Untersuchungsdurchführung

6.1 Zeitlicher Ablauf

Der zeitliche Ablauf der Maßnahmen wird in der folgenden Tabelle zusammenfassend wiedergegeben.

Ablaufschema	2009					2010												2011				
	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	
DU Kessler-Grube 2. Etappe																						
Angebot, Auftragserteilung	■																					
Vergabe Bohrungen		■																				
Vergabe Laborleistungen				■	■																	
Bohrungen																						
GWM Abstrom Kessler-Grube			■	■																		
GWM BASF-Werksgelände			■	■																		
GWM Kontrollebenen				■	■	■																
GWM zw. Roche-/Geigy-Grube				■	■	■																
KE 23a										■												
Hydrogeologische Untersuchungen																						
Datenloggeraufzeichnung				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
Aufzeichnung Rheinwasserstand				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
Aufzeichnung Brauchwasserentnahme				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
Kurzpumpversuche				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
Stichtagsmessung										17.2.		14.4.	3.5.	7.6.	7.7.		21.9.					
Stichtagsbeprobung										■												
Immissionspumpversuche																						
Vorfeldmessstellen BR 49													■									
Kontrollebenen																						
P 2, KE 21, KE 34, KE 35, P 10a													■									
KE 32, KE 33, KE 20, KE 36														■								
KE 23a, KE 28, P 3, KE 30, KE 31															■							
P 12, KE 43, KE 29, P 4																■						
KE 24, KE 25, CI 31																	■					
KE 26, CI 32, CI 33																		■				

Ablaufschema	2009					2010												2011				
	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	
DU Kessler-Grube 2. Etappe																						
Analytik																						
Stichtagsbeprobung																						
Einzelparameter																						
GC/MS-Screenings																						
wirkungsbezogene Analytik																						
Immissionspumpversuche																						
Einzelparameter																						
Einzelparameter Abstrom Werk																						
GC/MS-Screenings																						
Auswertung/Gutachtenerstellung																						
Auswertung																						
Tox-Screening prioritärer Substanzen																						
Orientierende GFS-Wert-Ableitung																						
Dokumentation																						

Tabelle 20: Ablaufschema

6.2 Errichtung von Grundwassermessstellen: Allgemeines

Nach Planung und beschränkter Ausschreibung der Bohrleistungen (5 Bieteranfragen) wurden die Bohrleistungen am 01.10.2009 durch HPC an die TERRASOND GmbH & Co. KG in 79331 Teningen-Nimburg vergeben. Das Bohrprogramm der 2. Etappe der DU Kessler-Grube wurde ergänzt mit sieben Messstellen zur orientierenden Erkundung der Grundwasserverhältnisse auf dem BASF-Werksgelände. Die Lage der nachfolgend angeführten, neuen Messstellen ist in Anlage 1.4 ersichtlich.

Untersuchungsbereich	Messstellen	Anzahl	Ausbau
Abstrom BASF-Werksgelände	KE 24 - 27	4	5"
Kontrollebene Rhein/Werksgelände	KE 28 - 36 KE 43, KE 23a	11	5"
Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube	KE 37- 39	3	5"
Ersatzmessstelle P 16	P 16a	1	5"
Messstellen BASF-Werksgelände	CI 31 - 37	7	5"
Muschelkalk-Messstellen	KE 40 - 42	3	5"

Tabelle 21: Bohrprogramm/Untersuchungsbereiche/Kontrollebenen

Das Landratsamt Lörrach bewilligte die von HPC nach § 37 WG angezeigten Bohrarbeiten mit Schreiben vom 06.10.2009 [17]. Die Positionierung der Messstellen in den Kontrollebenen Werksgelände und Rhein sowie im weiteren Abstrom auf dem BASF-Werksgelände konnte nach Überprüfung der Leitungstrassen entsprechend den konzeptionellen Vorgaben [11] erfolgen. Durch die Mitteilung des Regierungspräsidiums Freiburg, Referat 44 (Straßenplanung) vom 29.10.2010 [18] wurde der dauerhafte Erhalt von P 13 und P 10a in Frage gestellt. Die Bestands-Messstellen KE 22, P 13 und P10a liegen innerhalb der planfestgestellten Bauachsen der projektierten Ortsumfahrung von Grenzach-Wyhlen (B 34).

Zusammenfassend wurden im Rahmen des Altlastenuntersuchungsprogramms Kessler-Grube und der Standorterkundung BASF-Werksgelände nachfolgende Bohrarbeiten ausgeführt:

Zeitraum: November 2009 - Januar 2010, KE 23a am 08.05.2010

Umfang: Kessler-Grube:

- Errichtung von 19 5“-Grundwassermessstellen in den Niederterrassenschottern: KE 24 - KE 39, KE 43, P 16a und KE 23a
- Errichtung von drei 5“-Grundwassermessstellen im Muschelkalk: KE 40 - KE 42

zusätzlich BASF-Werksgelände:

- Errichtung von sieben 5“-Grundwassermessstellen in den Niederterrassenschottern: CI 31 - CI 37

Bohrgesellschaft: Terrasond GmbH & Co. KG

Bohrverfahren: Lockergestein: trockene Rammkernbohrung, Durchmesser 324 - 368/420 mm

Festgestein: Rotations-/Seilkernbohrung, Durchmesser 146 mm, Spülzusatz Trinkwasser, aufgeweitet mittels Rollmeißel auf 250 mm (KE 42) bzw. 300 mm (KE 40/KE 41) Durchmesser

Bohrtiefen: Messstellenausbau im Lockergestein: zwischen 10,9 m u. GOK (KE 28) und 19,8 m u. GOK (KE 27); Kriterien: vollständige Durchteufung der Niederterrassenschotter zur oberflächennahen Erschließung und Wiederabdichtung der ca. 1 - 2 m erschlossenen Festgesteinsoberkante.

Messstellenausbau im Festgestein: zwischen 30,5 m u. GOK (KE 41) und 35,3 m u. GOK (KE 42); Kriterien: Erschließung des Muschelkalk-Grundwasserleiters und Abdichtung gegen die Niederterrassenschotter

Bohrgutansprache: Geologisch sowie visuell bzgl. evtl. Verunreinigungen.

Bohrüberwachung: Geotechnisches Institut GmbH; Spartenklärung mit AG zur exakten Bohrpunktfestlegung, Ausbaufestlegung, Bohrgutansprache

Verschließen: söhliche Fehlbohrstrecken wurden mit Bentonit abgedichtet

- Ringraumabdichtungen: Auffüllungen im Lockergestein:
 Bentonit, Sandgegenfilter im Ringraum der Vollrohrstrecken
- Muschelkalkmessstellen im Lockergestein:
 KE 40, KE 41 - Bentonit im Ringraum der Vollrohrstrecken bis ins Festgestein
 KE 42 - im Festgestein fußzementierte Stahl-Sperrverrohrung (Ø 273 mm)
- Vermessung: Nach Lage und Höhe durch Ing. Büro für Vermessung U. Kammerer, 79618 Rheinfelden
- Dokumentation: Schichtenprofile vgl. Anlage 2.1.1, Fotodokumentation vgl. Anlage 2.1.2
 Ansatzpunkte vgl. Anlage 2.3

Die stratigraphische Einstufung der Aufschlussbohrungen geht aus den Bohrgutansprachen und Bohrprofilen hervor (vgl. Anlage 2.1.1). Relevante Daten zu den Aufschlüssen im Einzelnen enthält das nachfolgende Kapitel.

6.3 Errichtung von Grundwassermessstellen im Einzelnen

6.3.1 Niederterrassenschotter

6.3.1.1 Abstrom der Kessler-Grube/BASF-Werksgelände: KE 24 - KE 27

Die Positionierung der Grundwassermessstellen KE 24 bis KE 27 zielte auf die Feststellung der Grundwasserfließverhältnisse und Erfassung des Abstroms nach der Kontrollebene BASF-Werksgelände im Zustrom der Betriebswasserfassung(en) BR 49 (Br 18, Br 1: derzeit außer Betrieb).

Aufschluss	Rechtswert ¹ Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	End- tiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 24	3.398.460,70 5.268.897,62	+261,45	4,00	17,40	18,50	+262,17	5,70	17,30
KE 25	3.398.525,68 5.268.964,81	+260,23	0,50	13,40	15,20	+260,97	5,35	13,35
KE 26	3.398.636,46 5.268.704,01	+261,57	2,40	19,60	22,00	+261,45	6,20	19,24
KE 27	3.398.937,37 5.268.857,98	+261,70	--	19,80	23,60	+262,53	6,30	19,81

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 22: Relevante Daten der Messstellen KE 24 - KE 27

6.3.1.2 Verdichtung Messstellennetz BASF-Werksgelände: CI 31 - CI 37

Zur Verdichtung der Kenntnisse zur Grundwasser-Hydraulik bzw. zur flächenrepräsentativen Ermittlung der Durchlässigkeit des Aquifers (Niederterrassenschotter) sowie im Hinblick auf eine orientierende Standortuntersuchung wurden sieben zusätzliche GWM innerhalb des Werksgeländes errichtet. Die Lagefestlegungen orientierten sich unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse (bauliche Anlagen) zur Ergänzung der GWM KE 24 - KE 27 an den zu erwartenden Grundwasserfließrichtungen (HPC [10] und TGF [15]).

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf-füllung ² [m u. Gel.]	Quartär-basis ² [m u. Gel.]	Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr-ober-kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr-strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter-strecke ² bis [m u. Gel.] ²
CI 31	3.398.581,30 5.269.023,38	+259,88	0,75	12,30	15,00	+260,54	4,30	12,35
CI 32	3.398.655,10 5.268.926,61	+260,30	1,80	11,40	13,60	+260,15	5,00	11,50
CI 33	3.398.474,22 5.268.752,46	+261,66	5,30	18,15	19,70	+262,44	6,70	18,31
CI 34	3.398.823,27 5.268.977,90	+261,52	2,10	14,60	16,70	+262,34	5,60	14,72
CI 35	3.398.847,03 5.268.855,14	+261,60	--	12,70	15,00	+261,47	5,80	12,91
CI 36	3.398.837,50 5.268.662,35	+261,47	4,70	15,50	17,20	+262,11	6,50	15,36
CI 37	3.398.995,74 5.268.685,87	+261,80	--	12,90	15,00	+262,60	5,90	12,89

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 23: Relevante Daten der Messstellen CI 31 - CI 37

6.3.1.3 Kontrollebene Rhein: KE 28 - KE 31, KE 23a, KE 43

Die Positionierungen der neuen Messstellen KE 28 - KE 31 erfolgte an den planmäßig vorgesehenen Bohransatzpunkten (HPC [11]) auf der Böschungsschulter der Altablagerung Roche-Grube (KE 28) bzw. randlich zwischen der Abwasserreinigungsanlage ARA (KE 29, KE 30, KE 31) und der Grundstücksgrenze zum Rhein (vgl. Anlage 1.4).

Mit Vorliegen der hydraulischen Kenndaten des Kurzpumpversuchs in der GWM KE 28 wurde ein geringerer Einzugsbereich festgestellt, als auf Basis der hydraulischen Kenndaten der benachbarten Bestandsmessstellen (KE 23, P 12, P 3) berechnet. Zur Nachverdichtung und weitgehenden Schließung der Erfassungslücke zwischen KE 28 und P 3 wurde die zusätzliche Messstelle KE 43 errichtet, vgl. Abbildung 2.

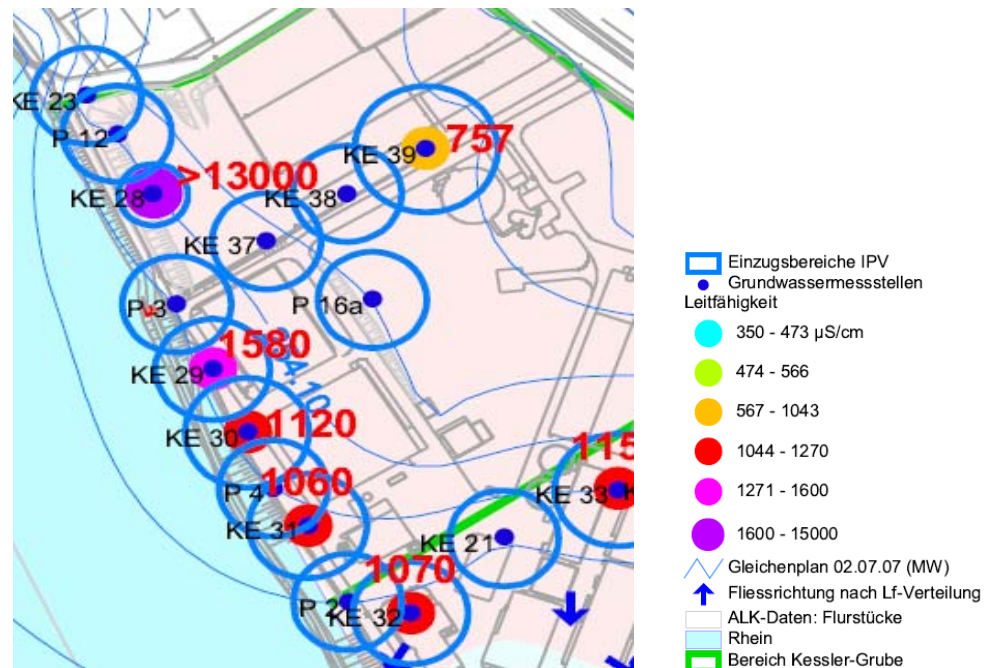


Abbildung 2: Auswertung KPV Kontrollebene Rhein, Einzugsbereich KE 28 – Nachverdichtung GWM KE 43

In Folge einer vollständigen Durchwurzelung der oberen Filterstrecke in der GWM KE 23 wurde auch die Überbohrung bzw. der Rückbau der alten Rohrtouren beschlossen, vgl. Abbildung 3. Mit der positionsgleichen neuen Grundwassermessstelle KE 23a wurde die Vollrohrstrecke zum Schutz gegen eine erneute Durchwurzelung um 2 m tiefer bis in die gesättigte Bodenzone gezogen (vgl. Anlage 2.2, Seite 4).



Abbildung 3: KE 23, Durchwurzelung der Filterstrecke

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 28	3.398.218,96 5.269.176,00	+259,47	6,00	10,90	12,00	+260,27	6,90	10,90
KE 29	3.398.243,24 5.269.096,61	+259,44	5,10	14,10	17,40	+260,07	5,10	14,10
KE 30	3.398.255,88 5.269.064,69	+259,82	4,80	16,80	17,60	+260,64	5,40	15,58
KE 31	3.398.283,27 5.269.019,35	+261,34	6,10	17,10	19,00	+261,20	6,60	17,20
KE 43	3.398.225,12 5.269.161,12	+259,52	6,50	11,00	12,00	+260,36	7,00	11,03
KE 23a	3.398.191,95 5.269.223,97	+255,93	0,25 ³	7,65 ³	7,60 ³	+257,01	3,00 ³	7,50 ³

¹ Datenquelle: Anlage 2.3; ² Datenquelle: Anlage 2.1.1 ³ Datenquelle: Anlage 2.2, Seite 4

Tabelle 24: Relevante Daten der Messstellen KE 28 - KE 31, KE 43, KE 23a

6.3.1.4 Kontrollebene Werksgelände: KE 32 - KE 36

In Ergänzung der Bestandsmessstellen P 2, KE 20, KE 21 und P 10a wurde mit KE 32 bis KE 36 eine hinreichende Messstellendichte erreicht, um der Anforderung einer weitestgehend 100 %igen Abstomerfassung gerecht zu werden.

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 32	3.398.330,21 5.268.992,68	+261,33	5,20	17,60	19,00	+261,16	6,60	17,67
KE 33	3.398.402,70 5.269.041,82	+261,32	2,20	15,70	17,00	+261,18	5,80	15,81
KE 34	3.398.441,91 5.269.041,59	+261,21	1,50	13,60	15,60	+261,08	5,60	13,62
KE 35	3.398.466,92 5.269.084,27	+259,79	1,10	12,40	11,20	+259,67	4,30	11,86
KE 36	3.398.482,43 5.269.110,01	+259,64	2,10	11,20	13,40	+260,35	4,70	11,32

¹ Datenquelle: Anlage 2.3; ² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 25: Relevante Daten der Messstellen KE 32 - KE 36

6.3.1.5 Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube: KE 37 - KE 39 und P 16a

Die Bohr- und Ausbaudaten von KE 37 - KE 39, positioniert zwischen den beiden Belastungskernbereichen der Altablagerung (Roche-Grube und Geigy-Grube), sind nachfolgend zusammengefasst und werden ergänzt mit den Messstellenangaben zu P 16a in nordöstlicher Randlage der Geigy-Grube. Zur Überprüfung des Aquiferanschlusses der ausschließlich im Auffüllungskörper bis 9,9 m u. Gel. verfilterten Messstelle P 16 (vgl. Anlage 2.2, Seite 16) wurde die unmittelbar benachbarte, neue GWM P 16a gegen das Deponat abgedichtet und nur in den söhligem Niederterrassenschottern verfiltert (vgl. Anlage 2.1.1, Seite 17).

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 37	3.398.262,76 5.269.160,23	+259,99	6,20	12,20	13,00	+260,84	6,00	11,77
KE 38	3.398.294,49 5.269.178,76	+260,73	7,80	12,00	13,00	+261,48	8,50	11,99
KE 39	3.398.328,11 5.269.200,95	+260,62	8,50	12,80	13,80	+261,42	7,50	13,21
P 16a	3.398.309,28 5.269.130,60	+261,09	11,80	13,50	14,00	+261,79	12,00	13,33

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 26: Relevante Daten der Messstellen KE 37 - KE 39, P 16a

6.3.2 Muschelkalk

6.3.2.1 Kontrollebene Werksgelände: KE 40

Die Muschelkalk-Messstelle KE 40 wurde entsprechend der Ausbaudaten in Tabelle 27 benachbart zur Quartär-Messstelle KE 34 in etwa mittig in der Kontrollebene Werksgelände platziert.

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Aufschluss Festgestein, Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 40	3.398.440,98 5.269.039,13	+261,22	--	15,00	35,50	+261,10	18,30	35,31

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 27: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 40

6.3.2.2 Kontrollebene Rhein: KE 41

Die Muschelkalk-Messstelle KE 41 wurde gemäß den konzeptionellen Vorgaben in etwa mittig zwischen den Quartär-Messstellen KE 29 und P 4 in der Kontrollebene Rhein niedergebracht.

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Aufschluss Festgestein, Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 41	3.398.254,48 5.269.067,67	+259,76	5,1	16,10	30,50	+260,50	18,00	30,58

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 28: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 41

6.3.2.3 Nördlicher Deponierand Roche-Grube: KE 42

Zum dauerhaften Erhalt musste Muschelkalk-Messstelle KE 42 aus der vorgesehenen Lage bei P 15 mit einem Mindestabstand von 15 m zum Salzländeweg aus der planfestgestellten Bauachse der Ortsumgehung von Grenzach-Wyhlen (B34) versetzt werden (Mitteilung RP Freiburg [18]).

Aufschluss	Rechtswert Hochwert ¹	Höhe Ansatzpunkt ¹ : GOK [m ü. NN]	Basis Auf- füllung ² [m u. Gel.]	Quartär- basis ² [m u. Gel.]	Aufschluss Festgestein, Endtiefe ² [m u. Gel.]	Rohr- ober- kante ¹ [m ü. NN]	Vollrohr- strecke ² bis [m u. Gel.]	Filter- strecke ² bis [m u. Gel.] ²
KE 42	3.398.253,20 5.269.225,46	+260,21	11,00	12,00	35,30	+261,15	15,00	34,93

Stahlsperrohr von 0,2 - 14,00 m u. Gel.

¹ Datenquelle: Anlage 2.3;

² Datenquelle: Anlage 2.1.1

Tabelle 29: Daten zum Aufschluss und Ausbau der Grundwassermessstelle KE 42

6.4 Bodenuntersuchungen, abfallrechtliche Deklaration des Bohrguts

6.4.1 Probennahmen im Rahmen der Bohrungen

Die Bohrungen wurden durch die meterweise Beschickung von Kernkisten angesprochen und dokumentiert (vgl. Anlagen 2.1.1 und 2.1.2). Ergänzend wurden Rückstellproben in Braungläsern vorgehalten. Eine schichtbezogene chemische Untersuchung von Bodenproben der GWM-Bohrungen war im Rahmen der 2. Etappe der Detailuntersuchung nicht bzw. ggf. nur im Einzelfall vorgesehen.

Bohrgut Deponieumfeld

Der Bohrgutüberschuss der Bohrungen auf dem abstromigen Werksgelände wie auch an den Randlagen der Altablagerung Kessler-Grube außerhalb der Kernbereiche Roche-Grube bzw. Geigy-Grube wurde nach visuellen Aspekten in Auffüllungen und die natürlich anstehenden Niederterrassenschotter separiert und in getrennten Deckelmulden zur Deklarationsuntersuchung bereitgestellt.

Bohrgut Deponiebohrungen KE 28, KE 37 - KE 39, KE 42, KE 43, P 16a

Das Bohrgut der o. g. Bohrungen aus den Deponiekernbereichen Roche-Grube bzw. Geigy-Grube wurde getrennt vom Bohrgut der umliegenden Messstellen vollständig in einem separaten Container eingelagert und zur Deklaration bzw. avisierten thermischen Entsorgung bereitgestellt.

Je Bohrung der werden auftragsgemäß durch die Bohrfirma entnommene Bodenmischproben (5 l-Eimer) aus dem Deponat für eventuelle Nachuntersuchungen tiefgefroren vorgehalten.

Aufschluss	KE 28	KE 37	KE 38	KE 39	KE 42	KE 43	P 16a
Bodenmischproben [m]	0,0 - 6,0	0,0 - 6,0	0,0 - 7,8	1,0 - 4,0	0,0 - 5,0 5,0 - 10,0	0,0 - 7,0	0,0 - 8,0 8,0 - 12,8

Tabelle 30: Rückstellproben Deponiebohrungen KE 28, KE 37 - KE 39, KE 42, KE 43, P 16a

Am 28.01.2010 fand durch die Vertretung des Landratsamts Lörrach (Hr. Dr. Degel, Fr. Braun, Fr. Herberg, Hr. Laule) zur Orientierung und Information über den Stand der Bohrarbeiten eine Ortsbesichtigung mit Inaugenscheinnahme insbesondere der rückgestellten, kontaminierten Bohrkernproben statt. Ein weiterer Bedarf zur Rückstellung des Bohrguts wurde behördlicherseits nicht erhoben.

6.4.2 Bohrgutdeklaration und -entsorgung

Deklarationsuntersuchungen und Entsorgung zur Deponierung entsprechend DK I

Die Deklaration des Bohrguts „Deponieumfeld“ erfolgte mangels spezifischem Verdacht deponierelevanter Inhaltsstoffe auf die abfallrechtlichen Standard-Parameter der Verwertung VwV Bodenverwertung [41] und DepV 2009 [45].

Die analytischen Befunde unter Anlage 10.4.1 bildeten die Grundlage der Bestätigung zur Annahme der Abfallwirtschaft Landkreis Lörrach auf die Kreismülldeponie Scheinberg im Übernahmescheinverfahren. Die Entsorgung erfolgte mit einer Gesamttonnage von 79,36 t entsprechend der nachfolgend angeführten drei Teillieferungen und Lieferscheinnummern.

Bereich/ Teillieferung	Lieferschein	Material	Sulfat	Arsen	Einstufung	Menge
			[mg/l]	[µg/l]		[to]
Deponieumfeld/1	1292682	A	223	–	> Z 2	31,56
	1292736	B				
	1293271	B				
Deponieumfeld/2	1296638	A	–	31	> Z 2 ¹	39,54
	1296645	A				
	1297525	B				
	1297578	B				
	1297577	B				
Deponieumfeld/3	1209717	A + B	Bohrkerne zu Teillieferung 1 und 2		> Z 2	8,26
Vergleichswert [41]			Z 2: 150	Z 1.2: 20		

A = Auffüllung, B = natürlicher Untergrund

¹ vorsorgliche Höherstufung zur Deponierung entsprechend DK I

Tabelle 31: Bohrgutentsorgung zur Kreismülldeponie Scheinberg DK I

Deklarationsuntersuchungen und Entsorgung zur thermischen Behandlung

Das Bohrgut der Deponiebohrungen KE 28, KE 37 - KE 39, KE 42, KE 43, P 16a wurde der Sonderabfallverbrennungsanlage Biebesheim auf Grundlage des Zuweisungsbescheids der Sonderabfallagentur Baden-Württemberg GmbH (SAA) – Kenn-Nr. 1543 – über die HIM GmbH, Stuttgart, zur thermischen Behandlung zugeführt. Der abfallrechtlichen Einstufung liegen die Deklarationsanalysen unter Anlage 10.4.2. zu Grunde.

Bereich	Lfd Nr.	Material	GV/TOC	Einstufung	Menge
			[Masse% TS]		[to]
Bohrgut Depo- nie KE 28, KE 37 - KE 39, KE 42, KE 43, P 16a	Entsorgungsnachweis: ENF010028180	A + B	9,2/5,2	DK III zur Verbrennung	16,80
	Begleitschein: 1292682				
Vergleichswert [45]			DK II: 5,0/3,0		

A = Auffüllung, B = natürlicher Untergrund

Tabelle 32: Bohrgutentsorgung zur SAV Biebesheim > DK II

6.5 Bodenluftuntersuchungen, Emissionsabschätzungen

Pilotbohrungen

Zur Arbeitsschutzplanung wurden neben den späteren großkalibrigen Aufschlüssen KE 28, KE 36 - KE 39, KE 42 und P 16a innerhalb der Kessler-Grube zunächst Pilotbohrungen niedergebracht. Der Abstand zwischen Pilotbohrung und Hauptbohrung betrug 1 m.

Es wurden folgende Arbeiten ausgeführt:

Datum:	08.12. und 09.12.2010
Umfang:	6 Hohlbohrschneckenbohrungen zur Einrichtung von temporären 2“ Pegeln
Verfahren:	Raupenbohrgerät, Bohrdurchmesser 100 mm
Tiefe:	4,9 bis 6,0 m, Kriterien: Aufschluss/Ausbau von 2“-Pegeln im Deponat, mindestens 4 m
Probennahme Boden:	Mischproben (je 5 l) über erschlossene Auffüllungsmächtigkeit
Probennahme Bodenluft:	Bodenluftabsaugung mittels Seitenkanalverdichter (250 m ³ /h); aus abgesaugtem Volumenstrom abgefülltes Probenvolumen: 2 x 2 ml in Glaspipette
Ausbau 2“-Pegel:	PVC-Vollrohr mit Quelltonabdichtung gegen das Deponat (bis 4 m u. GOK), PVC-Filterrohr mit Filterkiesschüttung (bis Endtiefe)

Relevante Daten zu den Pilotbohrungen sind nachfolgend zusammengefasst.

Aufschluss	Bohrtiefe [m]	Bodenmischprobe	Bodenluftprobe
KE 28	0 - 6,0 m	0 - 6,0 m	KE 28 BDL 10
KE 37	0 - 4,9 m	0 - 4,9 m	KE 37 BDL 10
KE 38	0 - 6,0 m	0 - 6,0 m	KE 88 BDL 10
KE 39	0 - 6,0 m	0 - 6,0 m	KE 39 BDL 10
KE 42	0 - 6,0 m	0 - 6,0 m	KE 28 BDL 10
P 16a	0 - 6,0 m	0 - 6,0 m	KE 28 BDL 10

Tabelle 33: Probennahmen im Rahmen der Pilotbohrungen

Zur Entscheidung der Atemschutzmaßnahmen wurden die Bodenluftproben auf die Expositionparameter LHKW und BTEX untersucht. Darüber hinaus fanden Feststoff-Screenings an Bodenproben statt. Die Analytik erfolgte im Labor EUROFINS Umwelt Ost GmbH.

Emissionsabschätzung

Neben maximal 420 mg/m³ Chloroform (KE 28) (vgl. Anlage 10.5.1) in der Bodenluft wurden diverse organische Schadstoffe im Bohrgut festgestellt (Teere, PCB, Terphenyle, n-Alkane, aromatische Amine, Pyridine, Phthalate, Indol, substituierte aliphatische und aromatische Verbindungen ohne eindeutige Zuordnung und deren Zersetzungsprodukte, 2-Phenylphenalen-1-one, PAH, Ethylvanilin) (vgl. Anlage 10.4.2). Dies führte zur präventiven Festlegung der Tragepflicht von außenluftunabhängigem Atemschutz bei Durchführung der Bohrarbeiten im Kernbereich der Altablagerung (Roche-Grube und Geigy-Grube).

6.6 Wasserstandsmessungen

6.6.1 Stichtagsmessungen

Nach Abschluss des Bohrprogramms in KW 05/2010 wurden im Pegelfeld zu folgenden Terminen mittels Kabellichtlot Wasserstandsmessungen durchgeführt, (vgl. Anlage 7.5):

Lfd. Nr.	Datum	Bemerkung
1	17.02.2010	Pegelfeld Stichtagsbeprobung
2	14.04.2010	Pegelfeld Kessler-Grube/BASF-Werksgelände
3	03.05.2010	Pegelfeld Kessler-Grube/BASF-Werksgelände zusammen mit überregionaler Stichtagsmessung GW-Modell TGF
4	07.06.2010	Pegelfeld Kessler-Grube/BASF-Werksgelände
5	07.07.2010	Pegelfeld Kessler-Grube/BASF-Werksgelände
6	21.09.2010	Pegelfeld Kessler-Grube/BASF-Werksgelände

Tabelle 34: Stichtagsmessungen

6.6.2 Messsondenaufzeichnungen

Im Untersuchungszeitraum wurden an folgenden Messstellen Druckmesssonden zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Wasserstände betrieben. Die Lage der Messstellen ist unter Anlage 1.2 und Anlage 1.6. dokumentiert. Anlässlich der Erstellung eines überregionalen Grundwassermodells durch das Tübinger Grundwasser-Forschungsinstitut (TGF) wurden auf Anforderung des Landratsamts Lörrach die Messstellen EUBK 2 und KE 22 in das Messprogramm mit aufgenommen.

GWM	von	bis	Lokalität/Bemerkung
KE 24	17.11.2009	21.09.2010	Kessler-Grube: Abstrom Werksgelände
KE 26	17.11.2009	23.02.2010	Kessler-Grube: Abstrom Werksgelände
P 5	17.11.2009	23.09.2010	Kessler-Grube: Geigy-Grube
P 4	17.11.2009	23.09.2010	Kessler-Grube: Kontrollebene Rhein
KE 21	17.11.2009	23.09.2010	Kessler-Grube: Kontrollebene Werksgelände
P 11	18.11.2009	08.09.2010	Kessler-Grube: Roche-Grube

GWM	von	bis	Lokalität/Bemerkung
P 14	17.11.2009	23.09.2010	Kessler-Grube
CI 31	17.11.2009	21.09.2010	BASF-Werksgelände
KE 22	23.02.2010	23.09.2010	Kessler-Grube
KE 40	02.06.2010	23.09.2010	Muschelkalk
KE 41	02.06.2010	23.09.2010	Muschelkalk
KE 42	02.06.2010	23.09.2010	Muschelkalk
EUBK 2	11.02.2010	16.08.2010	GW-Oberstrom
CI 33	23.02.2010	23.09.2010	BASF-Werksgelände
CI 34	23.02.2010	21.09.2010	BASF-Werksgelände
CI 35	23.02.2010	21.09.2010	BASF-Werksgelände
CI 37	23.02.2010	21.09.2010	BASF-Werksgelände
P 9	23.02.2010	21.09.2010	Vorfeldmessstelle BR 49
BR 49	20.05.2010	28.07.2010	Betriebsbrunnen
BR 13a	09.12.2009	07.06.2010	Rhein (Gebäudeaußenwand bei Brunnen 13a)
VP 2	28.01.2010 28.01.2011	08.09.2010 13.01.2011	Rhein
C 18	18.02.2010	05.10.2010	Schweiz, linksrheinisch, Hard
C 217	18.02.2010	05.10.2010	Schweiz, linksrheinisch, Hard
KE 23a	31.12.2010	13.01.2011	Kessler-Grube: Kontrollebene Rhein
KE 30	31.12.2010	13.01.2011	Kessler-Grube: Kontrollebene Rhein
KE 41	31.12.2010	13.01.2011	Kessler-Grube: Kontrollebene Rhein

Tabelle 35: Messpunkte mit Datenloggeraufzeichnungen

6.7 Hydraulische Grundwasseruntersuchungen, Pumptestes, Probennahmen

6.7.1 Kurzpumpversuche

Zur Überprüfung des hydraulischen Anschlusses, Feststellung der hydraulischen Kennwerte und als Grundlage der Ausführungsplanung für die Immissionspumpversuche wurden an den nachgenannten Messstellen i. d. R. 3-stündige Kurzpumpversuche ohne Beprobungen durchgeführt (vgl. Anlage 1.6).

Lfd. Nr.	GWM	Datum	Lfd. Nr.	GWM	Datum
1	CI 31	03.11.2009	17	KE 33	18.11.2009
2	KE 25	03.11.2009	18	KE 35	19.11.2009
3	KE 36	04.11.2009	19	KE 30	08.12.2009
4	CI 33	05.11.2009	20	KE 41	09.12.2009
5	KE 24	05.11.2009	21	KE 40	15.12.2009
6	CI 36	09.11.2009	22	KE 28	16.12.2009
7	KE 27	09.11.2009	23	KE 39	17.12.2009

Lfd. Nr.	GWM	Datum	Lfd. Nr.	GWM	Datum
8	CI 35	10.11.2009	24	KE 38	25.01.2010
9	KE 26	10.11.2009	25	P 16a	26.01.2010
10	KE 29	11.11.2009	26	KE 37	27.01.2010
11	KE 34	11.11.2009	27	KE 42	27.01.2010
12	CI 32	12.11.2009	28	KE 43	27.01.2010
13	CI 34	12.11.2009	29	P 6	29.03.2010
14	KE 31	16.11.2009	30	P 7	30.03.2010
15	KE 32	16.11.2009	31	P 8	31.03.2010
16	CI 37	17.11.2009	32	KE 23a	20.05.2010

Tabelle 36: Messstellen mit Kurzpumpversuchen

Die Resultate der Kurzpumpversuche sind in Anlage 7.1 zusammenfassend dokumentiert, die hydraulische Auswertung und der Verlauf der Vor-Ort-Parameter im Einzelnen ist unter Anlage 7.2 graphisch dargestellt.

Das geförderte Grundwasser wurde der Abwasserreinigungsanlage der BASF Grenzach GmbH auf Basis einer werksseitigen Anzeige bei der zuständigen Aufsichtsbehörde (RP Freiburg) zur Behandlung übergeben.

6.7.2 Stichtagsbeprobung

Im Rahmen der Stichtagsbeprobung vom 15. - 17.02.2010 wurden mittels Unterwassermotorpumpen Grundwasserprobennahmen wie folgt durchgeführt:

Probennahme Wasser: Grundwasser-Pumpproben aus 48 Entnahmestellen, 2 Schöpfproben (Rhein: RW 1, RW 2), Brauchwasserbrunnen BR 49 (aus Probennahmestelle), 5 Blindproben (Transportblindproben), siehe Lageplan Anlage 1.2 und 1.4

Fördereinheiten: Unterwassermotorpumpen, Grundfos SQ

Steigleitungen: Teflon, Raufilam-E

Reinigung: Reinigungsstand vor Technikum Geb. 9001:
Fördereinheit: Spülung der Pumpen in Pumpenreinigungsstand mit Leitungswasser vor jeder weiteren Probennahme in 300 I-PE-Behälter;
Steigleitungen: Durchspülung mit Leitungswasser vor jeder weiteren Probennahme

Probengefäße:	nach Vorgabe Untersuchungslabore; organische Untersuchungsparameter wie aliphatische Amine, aromatische Amine, Chlorphenole, PAK (EPA) inkl. Methylnaphthaline, Chlorbenzole, Rückstellprobe, GC/MS-Screening und wirkungsbezogene Analytik in geglähten Borsilikatflaschen mit Schraubkappen PBT mit PTFE-beschichteter Dichtung Laborproben-Flaschensatz <ul style="list-style-type: none">• Einzelparameterpaket: 20 Stck• GC/MS-Screening: 2 x 1 l• wirkungsbezogene Analytik: 2 x 1 l
Messung Vor-Ort-Parameter:	behrotest® Wasser-Durchflußmesszelle AQUABOX Temperatur, el. Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxpotenzial, Farbe, (Geruch), Trübung
Probenstabilisierung:	nach Vorgabe der Labore bei der Probennahme durch laborseits vorgelegte Stabilisierungsmittel
Probenkühlung:	je Probenflaschensatz Kühlbox mit Kühlelementen, Kontrolle der Kühlung der Proben durch Beigabe einer zusätzlichen Probe in 250 ml Glasflasche und Kontrolle der Probeneingangstemperatur im Labor
Blindproben:	5 (Transport-)Blindproben: Hornberger Lebensquell, natürliche, natürliches Mineralwasser ohne Kohlensäure, an 5 Probennahmestellen aus 1 l-Glasflaschen abgefüllt in Labor-Probengefäße: P 16 – Blindprobe BP, CI 37 – Blindprobe 1, CI 31 – Blindprobe 2, P 16a – Blindprobe 3, P 5 – Blindprobe 4

Die Probennahme erfolgte bei gleichzeitigem Einsatz von 2 Probennahme-Teams mit nach AQS-Baden-Württemberg [20] geschultem Personal gemäß dem Qualitätssicherungskonzept von Prof. Oehme [40] und ist unter Anlage 12.1 dokumentiert. Die Probenahmen erfolgten gemäss dem Qualitätssicherungskonzept von Prof. Oehme [40]. Die Reihenfolge der Beprobungen orientierte sich an der Grundwasserfließrichtung ausgehend von den vermutet nicht bzw. minder verunreinigten Zu-, Rand- und Abstrombereichen hin zu den erwarteten Belastungsschwerpunkten im Bereich der Kessler-Grube (vgl. Anlage Anlage 12.2). Zur Reinigung des Probennahmeequipments stellte die BASF Grenzach GmbH die erforderliche Infrastruktur und Räumlichkeiten zur Verfügung.

Im Vorgriff der planmäßigen Stichtagsbeprobung wurde am 10.02.2010 die Messstelle P 16 zur Methodeneinführung und Überprüfung der analytischen Verfahren beprobt. Die Probe P 16/2 wurde zu 50 % mit Grundwasser aus P 16 und zu 50 % mit Blindprobenwasser (BP) dotiert.

Neben den bepumpten Grundwassermessstellen wurden mit RW 1 und RW 2 vom befestigten Ufer zwei geschöpfte Rheinwasserproben gezogen. Die Messstelle KE 42 konnte in Folge eines technisch begründeten Defekts der Förderpumpe erst am 25.02.2010 beprobt werden.

In Abhängigkeit des Verlaufs der Vor-Ort-Parameter (pH, el. Leitfähigkeit, Redox-Potenzial, Temperatur, Sauerstoffgehalt), der Förderleistung (durchschnittlich 0,5 l/s) und der erschlossenen Aquifermächtigkeit in Bezug zum jeweiligen Messstellenausbau wurden Förderzeiten von durchschnittlich 0,5 Stunden bis zur Probennahme gefahren, vgl. Probennahmeprotokolle unter Anlage 12.1.

Veranlasst durch Immissionspumpversuche in den Vorfeldmessstellen von Brunnen BR 49 (P 6, P 7, P 8, CI 36, CI 37) durch das TGF ([19]) wurde das Untersuchungsprogramm zusätzlich auf die GWM P 6 erweitert.

Der zeitliche Ablauf der Beprobung und die Verteilung der Proben auf die einzelnen Labore ist in nachfolgender Tabelle zusammengefasst.

Proben-nahmestelle	Datum Probennahme	Uhrzeit PN	Einzelparameter Labornummer Eurofins	GC/MS-Screening Labornummer BMG	wirkungs-bezogene Analytik
P 16	10.02.2010	16:00	110004035		
P 16/2	10.02.2010	16:15	110004036		
Blindprobe BP	10.02.2010	16:45	110004037		
CI 34	15.02.2010	08:50	110004441	M1002-01613-01	X
P 10a	15.02.2010	09:07	110004435	M1002-01618-01	
KE 27	15.02.2010	10:10	110004442	M1002-01617-01	
P 1	15.02.2010	10:40	110004436	M1002-01614-01	
Blindprobe 1	15.02.2010	11:35	110004444	M1002-01619-01	X
CI 37	15.02.2010	11:35	110004443	M1002-01646-01	X
P 14	15.02.2010	11:55	110004437	M1002-01616-01	
CI 35	15.02.2010	13:10	110004445	M1002-01624-01	X
P 13	15.02.2010	13:30	110004438	M1002-01623-01	
CI 32	15.02.2010	14:30	110004446	M1002-01622-01	X
KE 22	15.02.2010	15:15	110004439	M1002-01620-01	X
CI 31	15.02.2010	15:45	110004447	M1002-01625-01	X
Blindprobe 2	15.02.2010	15:50	110004440	M1002-01621-01	X
KE 36	15.02.2010	17:05	110004448	M1002-01628-01	X
KE 25	15.02.2010	17:50	110004449	M1002-01654-01	X
S 3	15.02.2010	17:55	110004512	M1002-01627-01	
KE 35	15.02.2010	18:30	110004450	M1002-01626-01	
P 15 (S 2)	15.02.2010	19:25	110004513	M1002-01651-01	
KE 34	16.02.2010	07:30	110004527	M1002-01656-01	X
KE 39	16.02.2010	08:30	110004514	M1002-01655-01	
KE 32	16.02.2010	08:35	110004528	M1002-01648-01	X
KE 31	16.02.2010	10:10	110004529	M1002-01645-01	X
CI 33	16.02.2010	10:40	110004515	M1002-01649-01	X

Proben- nahmestelle	Datum Probennahme	Uhrzeit PN	Einzelparameter Labornummer Eurofins	GC/MS-Screening Labornummer BMG	wirkungs- bezogene Analytik
KE 26	16.02.2010	10:45	110004516	M1002-01650-01	X
KE 41	16.02.2010	11:35	110004536	M1002-01647-01	X
KE 33	16.02.2010	11:45	110004530	M1002-01635-01	X
CI 36	16.02.2010	12:20	110004518	M1002-01615-01	X
P 7	16.02.2010	12:30	110004517	M1002-01636-01	
KE 21	16.02.2010	13:15	110004531	M1002-01633-01	X
KE 40	16.02.2010	13:20	110004537	M1002-01634-01	X
P 8	16.02.2010	13:55	110004519	M1002-01638-01	X
KE 24	16.02.2010	14:15	110004520	M1002-01637-01	X
P 16 a	16.02.2010	14:30	110004532	M1002-01641-01	X
Blindprobe 3	16.02.2010	14:35	110004533	M1002-01643-01	X
P 2	16.02.2010	15:25	110004521	M1002-01644-01	X
RW 2	16.02.2010	15:25	110004540		
P 4	16.02.2010	16:00	110004523	M1002-01640-01	X
RW 1	16.02.2010	16:00	110004539		
BR 49	16.02.2010	16:10	110004538	M1002-01629-01	X
P 5	16.02.2010	16:30	110004534	M1002-01639-01	X
Blindprobe 4	16.02.2010	16:45	110004522	M1002-01642-01	X
KE 29	16.02.2010	17:30	110004525	M1002-01630-01	X
KE 38	16.02.2010	17:35	110004535	M1002-01632-01	
KE 20	16.02.2010	19:30	110004526	M1002-01652-01	X
KE 30	16.02.2010	17,25	110004524	M1002-01631-01	X
P 11	17.02.2010	09:00	110004604	M1002-01677-01	X
P 3	17.02.2010	09:15	110004605	M1002-01676-01	X
KE 37	17.02.2010	11:40	110004606	M1002-01678-01	
KE 43	17.02.2010	12:35	110004607	M1002-01679-01	X
KE 28	17.02.2010	14:00	110004608	M1002-01680-01	X
P 12	17.02.2010	15:40	110004609	M1002-01681-01	X
KE 42	25.02.2010	12:00	110005298	M1003-01930-01	X
P 6	29.03.2010	18:29	110009685	M1002-02669	

Tabelle 37: Probennahmestellen Stichtagsbeprobung, Probenverteilung

Die gekühlt und lichtgeschützt bis zur Übergabe an den Kurierdienst vorgehaltenen Wasserproben wurden per Nachtexpress-Zustellung innerhalb von 24 Stunden an die beauftragten Labore übergeben:

- Analytik Einzelparameter: Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D)
- GC/MS-Screening: BMG Engineering AG, Schlieren (CH)
- wirkungsbezogene Analytik: Zweckverband Landeswasserversorgung Betriebs- und Forschungslaboratorium Langenau (D).

6.7.2 a Nachuntersuchung im Bereich der aufgelassenen Kanalisation bei P 12

Im Zuge einer Nachuntersuchung sollte die Anbindung des aufgelassenen Schachts 70120/58 (Schachtaufsatz ca. DN 1000, Schachtsohle Ortbeton) im Flurstück Nr. 1050 innerhalb der Roche-Grube an die aufgelassene Altkanalisation der Gemeinde Grenzach-Wyhlen im Salzländeweg überprüft werden (vgl. Anlage 1.8).

Höhe Ansatzpunkt ¹	Schachtoberkante ¹ SOK	Lottiefe	Wasserstand 70120/58 09.02.11		Grundwasserstand P 12 09.02.11		Rheinwasserstand VP 1a 09.02.11	
			[m u. SOK]	[m ü. NN]	[m u. ROK]	[m ü. NN]	[m u. MP]	[m ü. NN]
259,52	259,57	ca. 6,0	5,57	254,00	6,30	254,00	0,17	253,99

¹Datenquelle: Anlage 2.3

Tabelle 38: Höhen und Wasserstände im Bereich Schacht 70120/58

Zur orientierenden Überprüfung einer Verbindung der Schachthaltung 70120/58 zum Grundwasser im Bereich der Roche-Grube bzw. an den Rhein wurde der Schacht am 09.02.2011 vor und nach dem Leerpumpen beprobt. Aus der ca. 10 m entfernten Messstelle P 12 sowie aus dem Rhein (Probenbezeichnung RW, entnommen bei VP 1) wurde jeweils eine Vergleichsprobe genommen. Die Wasserproben wurden in der Reihenfolge RW – 70120/58 – P 12 als Schöpfproben gewonnen.

Nach der ersten Schöpfprobe wurde der Schacht 70120/58 mittels Saugpumpe ca. 30 min bei einer Fördermenge von insgesamt ca. 2 m³ bepumpt. Die Absenkung des Wasserspiegels am Ende der Pumpmaßnahme betrug 0,35 cm. Das Schachtwasser wurde in zwei Vorlagebehälter gefördert und nach Abschluss der Beprobung der Abwasserreinigungsanlage auf dem BASF-Werksgelände übergeben. Die zweite Schöpfprobe wurde ca. 30 min nach Abschalten der Pumpe genommen. Der geringe Wassernachlauf im Schacht führte bis dahin zu einem Wasserspiegelanstieg von ca. 1,5 cm.

Die gekühlt und lichtgeschützt bis zur Übergabe an den Kurierdienst vorgehaltenen Wasserproben wurden per Nachtexpress-Zustellung innerhalb von 24 Stunden für die Analytik der Einzelparameter an Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D) übergeben.

6.7.3 Immissionspumpversuche, Probennahmen

Die Immissionspumpversuche der Detailuntersuchungen Kessler-Grube wurden in mehreren Etappen durchgeführt (vgl. Anlage 1.6). In den beiden Kontrollebenen Werksgelände und Rhein wurden die Immissionspumpversuche in jeweils 2 Abschnitten an fünf bzw. vier Messstellen gleichzeitig betrieben.

Ergänzend zum Untersuchungskonzept der DU Kessler-Grube wurden weitere drei Immissionspumpversuchsstaffeln beschlossen:

- Im Auftrag der BASF Grenzach GmbH zeitgleiche Durchführung von Immissionspumpversuchen in fünf Vorfeldmessstellen (P 6, P 7, CI 36, P 8, CI 37) des Betriebsbrunnens BR 49. Die Planung hierzu erfolgte durch das TGF [19].
- Im Rahmen der DU Kessler-Grube: zeitgleiche Durchführung von drei Immissionspumpversuchen abstromig zur Kontrollebene Werksgelände in den drei GWM KE 24, KE 25 und CI 31. Diese Untersuchungen erfolgten anstelle der ursprünglich als Option geplanten Immissionspumpversuche zwischen den Deponieteilbereichen Roche-Grube und Geigy-Grube.
- Im Auftrag der BASF Grenzach GmbH zur orientierenden Erkundung des abstromigen BASF Werksgeländes: zeitgleiche Durchführung in den drei GWM KE 26, CI 32 und CI 33 insbesondere zur Feststellung der Zustromsituation der GWM P 6 und P 7.

Nach Ergänzung der Messstelle KE 43 in der Kontrollebene Rhein wurde eine nahezu 100 %ige Erfassung des Abstroms aus beiden Kontrollebenen möglich. Die Planung der Immissionspumpversuche stützte sich zum einen auf die Erkenntnisse der vorangegangenen Kurzpumpversuche und zum anderen auf analytische Abschätzungen und modellgestützte Simulationen. Für die Durchführung der Immissionspumpversuche entlang der beiden Kontrollebenen (Rheinseite und Werkseite) der Kessler-Grube standen während der ersten Planungsphase zwei Alternativen zur Auswahl:

- Sequenzielle Ausführung, d.h. die Ausführung zeitlich hintereinander jeweils in nur einem Brunnen
- Parallele Durchführung in mehreren Brunnen gleichzeitig

Nach Auswertung der ersten Stichtagsmessung der Wasserstände und der Kurzpumpversuche führten halbquantitative Abschätzungen zu dem Schluss, dass sich im Bereich der Kessler-Grube aufgrund der sehr geringen Grundwassergradienten die Grundwasserbewegungen während sequenzieller Immissionspumpversuche überlagern würden. Daher wurde eine parallele Durchführung in mehreren Brunnen favorisiert. Da in diesem Fall zwischen den einzelnen Entnahmebrunnen Grenzstromlinien mit Bereichen stagnierender Grundwasserbewegungen entstehen, welche jedoch ebenfalls zu beproben waren, musste für die konkrete Ausführungsplanung eine instationäre Simulation erfolgen.

Instationäre Modellrechnungen (in einem sehr frühen Stadium der Entwicklung des im Kapitel 8 vorgestellten Grundwassermodells) zeigten, dass eine nahezu vollständige Abstromerfassung durch eine gestaffelte Vorgehensweise in zwei Etappen möglich ist. Bei dieser gestaffelten Vorgehensweise wird nur jeder zweite Brunnen einer Kontrollebene gleichzeitig betrieben. Die dadurch entstehenden Grenzstromlinien zwischen den jeweils benachbarten Pumpbrunnen befinden sich direkt im Erfassungsbereich der dazwischenliegenden, nicht betriebenen Brunnen. Während der zweiten Etappe werden dann anschließend genau diese Bereiche erfasst. Dadurch war sichergestellt, dass die Kontrollebene so weit wie möglich abgedeckt wurde. Diese Vorgehensweise hatte nicht nur den Vorteil einer vergleichsweise raschen Untersuchung, sondern auch, dass sich überlagernde Grundwasserbewegungen auf ein Minimum reduzieren ließen.

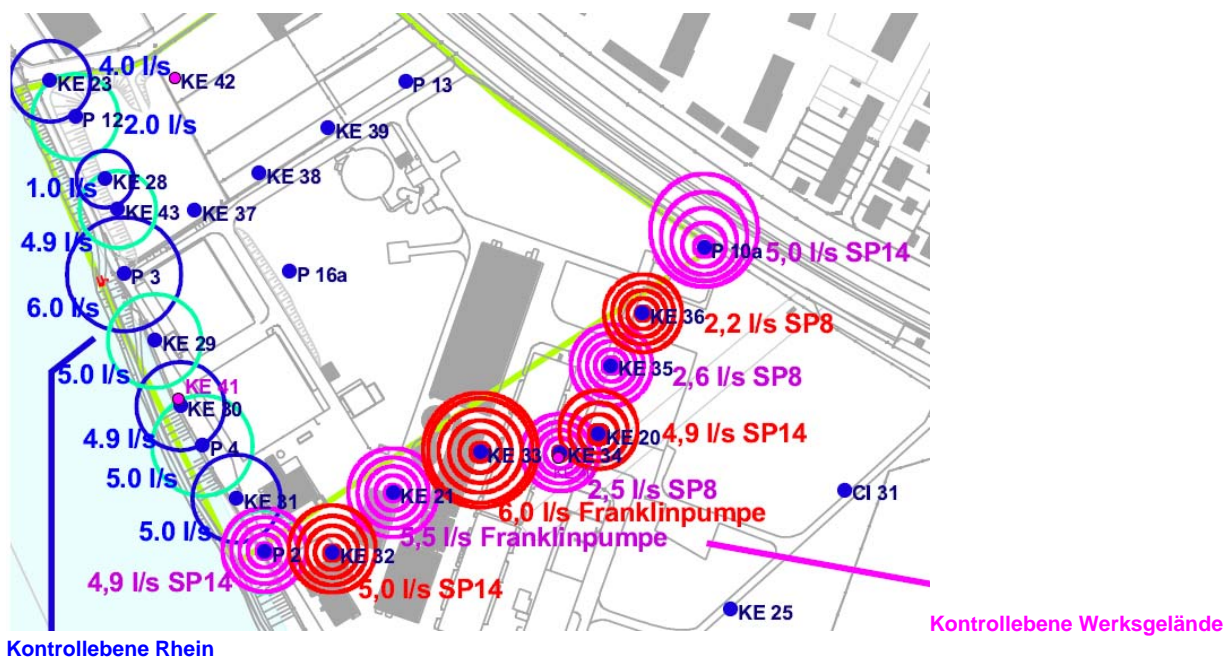


Abbildung 4: Planung Immissionspumpversuche, Förderraten, Reichweiten, Kontrollebenen Werksgelände und Kontrollebene Rhein

Die Pumpversuche wurden mittels spezieller geohydraulischer Messequipments ausgeführt. Damit wurden neben den Vor-Ort-Parametern elektr. Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt auch die Absenkung (piezoresistive Drucksensoren) und die Förderrate (induktiver Durchflussmesser) kontinuierlich gemessen und digital aufgezeichnet. Die Grundwasserentnahme erfolgte mit weitgehend konstanter Entnahmerate nach vorher und je Kampagne einzeln definierten Zeitintervallen mittels Unterwasserpumpen.

Die zeitliche Abfolge der Immissionspumpversuche ist in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

Bereich	Etappe	Zeitraum	Messstellen
Vorfeldmessstellen BR 49		08.06. - 15.06.2010	P 6, P 7, P 8, CI 36, CI 37
Kontrollebene Werksgelände	1. Etappe	22.06. - 27.06.2010	P 2, KE 21, KE 34, KE 35, P 10a
	2. Etappe	29.06. - 05.07.2010	KE 32, KE 33, KE 20, KE 36
Kontrollebene Rhein	1. Etappe	13.07. - 18.07.2010	KE 23a, KE 28, P 3, KE 30, KE 31
	2. Etappe	20.07. - 25.07.2010	P 12, KE 43, KE 29, P 4
2. Kontrollebene Werksgelände		30.08. - 06.09.2010	KE 24, KE 25, CI 31
BASF-Werksgelände		13.09. - 20.09.2010	KE 26, CI 33, CI 34

Tabelle 39: Abfolge der Immissionspumpversuche

Im Verlauf jedes Immissionspumpversuchs wurden zeitlich gestaffelt mehrere Grundwasserproben aus dem Förderstrom entnommen. Die Probennahme erfolgte zu definierten Probennahmezeitpunkten, welche unter den Gliederungspunkten 6.7.3.1 bis 6.7.3.5 im Einzelnen aufgelistet werden.

- Probennahme Wasser: Grundwasser-Pumpproben aus 29 Entnahmestellen, 38 Blindproben (Transportblindproben), siehe Lageplan Anlage 1.6 und Kapitel 6.7.3.1 bis 6.7.3.5
- Födereinheiten: Unterwassermotorpumpen, Betrieb zwischen 1,0 - 6,0 l/s
- Steigleitungen: PVC
- Reinigung: vor Einbau
- Probengefäße: nach Vorgabe Untersuchungslabore; organische Untersuchungsparameter wie aliphatische Amine, aromatische Amine, Chlorphenole, PAK (EPA) inkl. Methylnaphthaline, Chlorbenzole, Rückstellprobe, GC/MS-Screening und wirkungsbezogene Analytik in geglühten Borsilikatflaschen mit Schraubkappen PBT mit PTFE-beschichteter Dichtung
- Laborproben-Flaschensatz:
- Einzelparameterpaket: 20 Stck (3 - 6 Proben je IPV)
 - GC/MS-Screening: 2 x 1 l
(1 x am Pumpversuchsende)
- Messung Vor-Ort-Parameter: Messbox, Handmessungen
 Temperatur, el. Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxpotenzial, Farbe, (Geruch), Trübung
- Probenstabilisierung: nach Vorgabe der Labore bei der Probennahme durch laborseits vorgelegte Stabilisierungsmittel
- Probenkühlung: je Probenflaschensatz Kühlbox mit Kühlelementen, Kontrolle der Kühlung der Proben durch Beigabe einer zusätzlichen Probe in 250 ml Glasflasche und Kontrolle der Probeneingangstemperatur im Labor

Blindproben: 38 (Transport-)Blindproben: Hornberger Lebensquell, natürliche, natürliches Mineralwasser ohne Kohlensäure, je Probenahmetag

Die Grundwasserproben wurden am Standort gekühlt und lichtgeschützt bis zur Übergabe an den Kurierdienst vorgehalten und arbeitstäglich per Nachtexpress-Zustellung innerhalb von 24 Stunden an die beauftragten Labore übergeben:

- Einzelparameter Eurofins Umwelt Ost, NL Freiberg (D)
- GC/MS-Screening: BMG Engineering AG, Schlieren (CH)

Das geförderte Grundwasser wurde der Abwasserreinigungsanlage der BASF Grenzach GmbH auf Basis einer werksseitigen Anzeige bei der zuständigen Aufsichtsbehörde (RP Freiburg) zur Behandlung übergeben.

6.7.3.1 Kontrollebene Werksgelände

Immissionspumpversuche wurden in der Kontrollebene Werksgelände an insgesamt neun GWM durchgeführt. Dabei wurde mit zwei im Abstand von zwei Tagen aufeinander folgenden IPV-Etappen aus den Förderstellen mit konstanter Entnahmerate Grundwasser entnommen.

Der Verlauf der Immissionspumpversuche ist in Anlage 9.2.1 zusammen mit der hydraulischen Auswertung graphisch dargestellt und wird in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben ¹ GC/MS-Screening
P 2	22.06. - 27.06.2010	4,7	ca. 0,3	5	1
KE 21		5,5	ca. 5,1	5	1
KE 34 ²		2,0	ca. 0,6	4	1
KE 35		2,6	ca. 2,2	5	1
P 10a		5,0	ca. 0,4	5	1

¹ Probenahme: jeweils zum Pumpversuchsende

² verkürzte Laufzeit: Pumpversuchsende 25.06.2010

Tabelle 40: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: P 2, KE 21, KE 34, KE 36, P 10a

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben ¹ GC/MS-Screening
KE 32	29.06. - 05.07.2010	5,0	ca. 0,2	4	1
KE 33 ³		6,0	ca. 2,0	4	1
KE 20 ²		4,9	ca. 0,3	4	1
KE 36		2,2	ca. 0,8	4	1

¹ Probennahme: jeweils zum Pumpversuchsende

² verkürzte Laufzeit: Pumpversuchsende 02.07.2010

³ verlängerte Laufzeit: Pumpversuchsende 05.07.2010

Tabelle 41: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 32, KE 33, KE 20, KE 36

6.7.3.2 Kontrollebene Rhein

In der Kontrollebene Rhein wurden an insgesamt neun GWM Immissionspumpversuche durchgeführt. Die beiden mit einem Abstand von 2 Tagen aufeinander folgenden IPV-Stafeln wurden mit Entnahmeraten zwischen ca. 1,0 - 6,0 l/s Grundwasser gefahren.

Der Verlauf der Immissionspumpversuche ist in Anlage 9.2.2 zusammen mit der hydraulischen Auswertung graphisch dargestellt und wird in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben ¹ GC/MS-Screening
KE 23a ²	13.07. - 18.07.2010	1,0	ca. 1,0	3	1
KE 28		1,0	ca. 0,8	5	1
P 3		6,0	n.b. ³	5	1
KE 30		4,9	ca. 0,7	5	1
KE 31		5,0	ca. 0,3	5	1

¹ Probennahme: jeweils zum Pumpversuchsende

² verkürzte Laufzeit: Pumpversuchsende 16.07.2010

³ nicht messbar: Ausbaudurchmesser nur 100 mm

Tabelle 42: Immissionspumpversuche Kontrollebene Rhein: KE 23a, KE 28, P 3, KE 30, KE 31

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben ¹ GC/MS-Screening
P 12	20.07. - 25.07.2010	0,7	ca. 2,5	5	1
KE 43 ²		4,9	ca. 0,8	3	1
KE 29 ³		5,0	ca. 0,2	4	1
P 4		1,1	ca. 1,2	5	1

¹ Probennahme: jeweils zum Pumpversuchsende

² verkürzte Laufzeit: Pumpversuchsende 22.07.2010

³ verkürzte Laufzeit: Pumpversuchsende 23.07.2010

Tabelle 43: Immissionspumpversuche Kontrollebene Rhein: P 12, KE 43, KE 29, P 4

6.7.3.3 2. Kontrollebene Werksgelände KE 24, KE 25, CI 31

Die hydraulische Auswertung wird mit der graphischen Darstellung des Verlaufs der Immissionspumpversuche in Anlage 9.2.3 wiedergegeben und in der nachfolgenden Tabelle zusammenfassend dokumentiert.

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben GC/MS-Screening
KE 24	30.08. - 06.09.2010	6,1	ca. 0,2	5	–
KE 25		7,0	ca. 0,2	5	–
CI 31		6,0	ca. 4,8	5	–

Tabelle 44: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 24, KE 25, CI 31

6.7.3.4 Kontrollebene Roche-/Geigy-Grube

Anstelle der im Pflichtenheft als Option vorgesehenen Messstellen KE 37 - KE 39, zwischen den beiden Teilablagerungen Roche-Grube und Geigy-Grube, erfolgten Immissionspumpversuche in GWM KE 24, KE 25, CI 31 im Abstrom der Kontrollebene Werksgelände. Gegen eine Kontrollebene zwischen der Roche-Grube und Geigy-Grube sprachen folgende Erwägungen:

- Das sehr geringe Grundwassergefälle im Bereich der Kessler-Grube ließ mit den Immissionspumpversuchen zwischen der Roche-Grube und der Geigy-Grube keine klaren Aussagen über eine differenzierende Schadstoffzuordnung erwarten, da beide Bereiche weitgehend zu gleichen Teilen im Einzugsbereich der Förderstellen KE 37 - KE 39 gelegen hätten.
- Insbesondere die Bohrungen KE 37 und KE 38 erfassen kontaminierte Altablagerungen und relativieren die formale Abgrenzung der beiden Teilbereiche Roche-Grube und Geigy-Grube.
- Über die Resultate der Stichtagsbeprobung stehen unter „Ruhewasserbedingungen“ Daten zur Gegenüberstellung der Schadstoffsituation im Durchfluss der Kessler-Grube zur Verfügung.

- Die Schadstofffahnen in der Deponierand-Kontrollebene Werksgelände sollten in den nächstgelegenen Messstellen KE 24, KE 25, CI 31 im weiteren Abstrom weiterverfolgt und eingegrenzt werden. Aufgrund der geringen GW-Fließgeschwindigkeiten von ca. 1 m/d war sichergestellt, dass dieser weitere Abstrom durch die Immissionspumpversuche in der Kontrollebene Werksgelände nicht hydrochemisch beeinflusst war.

6.7.3.5 BASF-Werksgelände

Zur orientierenden Standorterkundung im weiteren Abstrom der Kessler-Grube durchgeführte zusätzliche Immissionspumpversuche sind im vorliegenden Gutachten mit dokumentiert, da die Resultate als Bestandteil der modellgestützten Auswertung und Grundwassermodellierung in die Szenarienbetrachtungen der Betriebszustände von Brunnen BR 49 einfließen.

Die hydraulischen Auswertungen und die graphischen Darstellungen des Verlaufs der Immissionspumpversuche in P 6, P 7, P 8, CI 36 und CI 37 bzw. KE 26, CI 32 und CI 33 werden in Anlagen 9.2.4 und 9.2.5 wiedergegeben und in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben ¹ GC/MS-Screening
P 6	08.06. - 15.06.2010	3,6	ca. 2,2	6	1
P 7		4,5	ca. 0,1	6	1
CI 36		6,0	ca. 0,2	6	1
P 8		5,0	ca. 0,2	6	1
CI 37		5,0	ca. 0,3	6	1

¹ Probennahme: jeweils zum Pumpversuchsende

Tabelle 45: Immissionspumpversuche Vorfeldmessstellen Betriebsbrunnen BR 49

GWM	Zeitraum	Förderrate [l/s]	max. Absenkung [m]	Anzahl Proben Einzelparameter	Anzahl Proben GC/MS-Screening
KE 26	13.09. - 20.09.2010	5,0	ca. 0,2	5	n.u.
CI 32		5,0	ca. 0,3	5	n.u.
CI 33		4,9	ca. 0,5	5	n.u.

Tabelle 46: Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände: KE 26, CI 32, CI 33

6.8 Chemische Grundwasseruntersuchungen

6.8.1 Laborauswahl, Qualitätssicherungsmaßnahmen

Die Auswahl der Untersuchungslabore zur quantitativen Analytik erfolgte durch eine beschränkte Ausschreibung der nach Teilleistungen getrennten Lose „Einzelparameteranalytik“ und GC/MS-Screenings“ in einem Kreis von fünf Bietern. Der beschränkten Ausschreibung wurde das Qualitätssicherungskonzept zur Analyse von organischen Verbindungen von Prof. Dr. Michael Oehme und die Verfahrensanforderung „Screeningverfahren auf unbekannte Verbindungen in Wasserproben mittels GC/MS“ zugrunde gelegt [40]. Im Auswahlverfahren der Labore zur quantitativen Analytik wurden die laborspezifischen Verfahrensangaben durch Prof. Oehme geprüft und bewertet. Im Resultat der Angebotsprüfungen wurden die analytischen Leistungen an folgende Untersuchungslabore losweise vergeben:

- Einzelparameteruntersuchungen: EUROFINS Umwelt Ost GmbH, Niederlassung Freiberg (Deutschland)
- GC/MS-Screenings: BMG Engineering AG, Schlieren (Schweiz)

Die gewählten Analytikforderungen entsprechen dem aktuellsten Stand der Wissenschaft und Technik und werden auch bei anderen anspruchsvollen Analysenverfahren wie z. B. dem Nachweis von Dioxinen angewendet, welche für Altlastenuntersuchungen in Baden-Württemberg gelten.

Die o. g. quantitativen Bestimmungen wurden durch eine wirkungsbezogene Untersuchung der Grundwasserproben im Rahmen einer Methodenentwicklung basierend auf hochauflösender Dünnschichtchromatographie gekoppelt mit einem Leuchtbakterientest ergänzt und an den Verfahrensentwickler vergeben.

- Wirkungsbezogene Analytik: Betriebs- und Forschungslabor des Zweckverbands Landeswasserversorgung, Langenau (Deutschland)

6.8.2 Einzelparameteruntersuchungen

Vor Vergabe der Laborleistungen an die EUROFINS Umwelt Ost GmbH wurden die Analysenmethoden jedes Parameters durch Herrn Prof. Oehme evaluiert und im Rahmen eines Laboraudits kontrolliert. Die Verfahrensprüfung durch Prof. Oehme umfasste u.a. Probenextraktion, Bestimmungsgrenzen, Blindwertbestimmungen, Wiederfindung von Referenzverbindungen sowie die Auswahl von Extraktions-, Aufarbeitungs- und Wiederfindungsstandards.

Die Laboruntersuchungen bzw. Extraktionen waren stoffspezifisch innerhalb einer Frist von 2 - 3 Tagen bzw. spätestens 1 Woche nach Probennahme durchzuführen.

Die zur Anwendung gebrachten Methoden sind in den Laborberichten unter Anlage 10.2 angeführt.

Die Laborergebnisse wurden sequenziell durch Prof. Oehme geprüft und kommentiert (vgl. Anlage 10.1.4 einschließlich der Stellungnahmen der Labore). Im Austausch mit den Laboren führte dies teilweise zu verfahrenstechnischen Anpassungen.

Soweit aus Sicht von Herrn Prof. Oehme analytischer Verbesserungsbedarf bestand, betraf dies schwerpunktmäßig einzelne Wiederfindungen. Zu niedrige Wiederfindungen sind bei der Beurteilung eines Results nur kritisch in folgenden Fällen:

- Das Analysergebnis liegt im Bereich des Prüf- oder sonstigen Beurteilungswerts (\pm Messunsicherheit).
- Der Analysenparameter ist in der betroffenen Messstelle der einzige, welcher über die lokale Gefährdungslage bzw. Schadenseinstufung des Grundwassers entscheidet (d. h. es treten keine weiteren Parameter oberhalb von Prüf- oder sonstigen Beurteilungswerten auf).

Es gibt keine Messstelle, in welcher die beiden o. g. Bedingungen gleichzeitig erfüllt sind, weshalb kein Bedarf für Wiederholungsmessungen oder analytische Weiterentwicklungen bestand.

6.8.3 GC/MS-Screenings

Die GC/MS-Screenings wurden durch die BMG Engineering AG (Schlieren, Schweiz) unter Berücksichtigung des Qualitätssicherungskonzepts für die Analyse von organischen Verbindungen in Oberflächen- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Böden [40] durchgeführt.

Die Proben wurden nach Zugabe von internen Standards zweimal mit Dichlormethan extrahiert, zuerst bei pH 2, danach bei pH 9. Die Extrakte wurden vereinigt und aufkonzentriert. Abhängig von den ursprünglichen Konzentrationen ergaben sich Aufkonzentrierungsfaktoren im Bereich von 10 - 1 000. Als interne Standards kamen Anilin-d5, Nitrobenzol-d5, Naphthalin-d8 und 1-Chlordodecan zum Einsatz, als Wiederfindungsstandard wurde Acenaphthen-d10 verwendet. 2 μ l des vereinigten und aufkonzentrierten Extrakts wurden auf einem Finnigan Gaschromatographie-Massenspektrometer (DSQ) mit einer DB5ms GC-Säule aufgetrennt und die Analyten bei 70 eV mittels Elektronenionisation (EI) ionisiert. Der Massenbereich betrug 33 - 500 u. Die vollständigen GC/MS-Analysebedingungen und die Ergebnisse sind in Anlage 10.2.1 dokumentiert.

Eine erste Substanzidentifizierung wurde von der BMG Engineering AG durchgeführt. Substanzen wurden anhand der Massenspektren durch Vergleich mit Spektrenbibliotheken identifiziert, dabei galt eine Substanz als identifiziert, wenn eine Übereinstimmung von mindestens 80 % mit den Bibliotheksspektren erreicht wurde. Alle nicht identifizierten Substanzen sind als „unbekannt“ markiert und mit ihren wichtigsten Massenfragmenten aufgelistet. Die Substanzidentifizierung wurde von Prof. Oehme kontrolliert und die Massenspektren unbekannter Verbindungen weiter interpretiert. Dabei konnte teilweise ein vorläufiger Strukturvorschlag gemacht werden oder die Stoffklasse bestimmt werden. Die Tabellen wurden entsprechend aktualisiert.

Konzentrationen wurden semiquantitativ durch Flächenvergleich mit 1-Chlor-dodekan, oder im Fall von aromatischen oder polyaromatischen Strukturen mit Nitrobenzol-d5 bzw. Naphthalin-d8 bestimmt. In den Prüfberichten der BMG Engineering AG wurden Konzentrationsbereiche von 50 - 200 % des berechneten Werts angegeben. In dieser Dokumentation werden in Abstimmung mit dem Projektteam als konservativer Ansatz die Maximalwerte benutzt.

Das zugrundeliegende Qualitätssicherungskonzept [40] verlangt eine Wiederfindung der internen Standards zwischen 50 und 120 %. Dieses Kriterium ist für die Screeningdaten der IPV-Kampagne generell eingehalten. Weiter dürfen Substanzen nicht oder nur in Spuren in Blindproben vorkommen, d. h. die Konzentration darf nur 10 % oder weniger der Konzentration in Screeningproben betragen oder der Detektionsgrenze entsprechen. Dieses Kriterium wurde generell eingehalten. Nach dem revidierten Qualitätssicherungskonzept von November 2010 lautet ein weiteres Kriterium, dass eine Substanz nur als nachgewiesen gilt, wenn sie in mindestens drei verschiedenen Proben identifiziert worden ist. Wenn der Nachweis durch eine Abweichung von diesen Kriterien nicht gesichert ist, sind die Substanzen in der Präsentation der Ergebnisse entsprechend markiert.

Die zur Anwendung gebrachten Methoden sind in den Laborberichten unter Anlage 10.2 angeführt. Die Laborergebnisse wurden ebenfalls sequenziell durch Prof. Oehme geprüft und kommentiert (vgl. Anlage 10.2.3).

Gemessen an den hier relevanten Maßstäben der bodenschutz- und wasserrechtlichen Gefährdungsabschätzung wurden die Qualitätssicherungsanforderungen ebenso wie bei der Einzelparameteranalytik erfüllt. Soweit aus Sicht von Herrn Prof. Oehme Verbesserungsbedarf bestand, betraf dies nicht zuletzt die Identifikation von Einzelstoffen anhand von Spektrenbibliotheken. In den Laborberichten ist jeweils vermerkt, wenn ein Stoff von Herrn Prof. Oehme anstatt von der Spektrenbibliothek als gesichert identifiziert eingestuft wurde (vgl. Anlagen 10.2.1 und 10.2.2).

6.8.4 Wirkungsbezogene Untersuchungen

Das Verfahren ist unter Anlage 10.3 beschrieben. Während der Untersuchungen fanden operative Abstimmungen zwischen dem Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau, Herrn Prof. Oehme und HPC statt, welche aufgrund der laufenden wissenschaftlichen Verfahrensentwicklung nicht im vorliegenden Gutachten dokumentiert sind.

Mit der wirkungsbezogenen Analytik (WBA) wurde die toxische Wirkung von Wasserproben auf das Bakterium *Vibrio fischeri* untersucht. Die Methode zur quantitativen Bestimmung der Leuchthemmung von *Vibrio fischeri* nach dünn-schichtchromatographischer Trennung wurde vom Zweckverband Landeswasserversorgung in Langenau weiterentwickelt. Das Verfahren beruht auf der Messung der Lichtemission des lumineszierenden Bakteriums *Vibrio fischeri*, die in Gegenwart von Schadstoffen (in Abhängigkeit von deren Toxizität) reduziert wird. Der in der Altlastenbearbeitung gängigerweise eingesetzte Küvettentest nach DIN EN ISO 11348-1:2009-05 erfasst die Hemmwirkung aller in der Probe enthaltenen Stoffe gleichzeitig. Die Weiterentwicklung der Methode um eine dünn-schichtchromatographische Trennung erlaubt die Zuordnung der toxischen Wirkung zu einzelnen Substanzen oder Substanzklassen.

Die wirkungsbezogene Analytik wurde in den Labors des Zweckverband Landeswasserversorgung in Langenau durchgeführt. Die genaue Beschreibung der Methode sowie die Ergebnisse sind in Anlage 10.3 dokumentiert. Die Methode soll im Folgenden kurz erläutert werden:

Je 500 ml einer Probe wurden zunächst durch Festphasenextraktion bei pH 2 angereichert und aufgereinigt und anschließend in 1 000 µl Methanol aufgenommen. Genau definierte Volumina des Extrakts wurden als Verdünnungsreihe auf die Dünnschichtchromatographieplatten (DC-Platten) aufgetragen, um eine Umrechnung der aufgetragenen Stoffmengen in einen Verdünnungsfaktor der Originalprobe zuzulassen. Eine automatisierte Entwicklung der DC-Platten erfolgte mit einem 26-stufigen Laufmittelgradienten aus Methanol/Ameisensäure, Dichlormethan und n-Hexan. Unterschiede in der Wechselwirkung zwischen den im Laufmittel gelösten Substanzen und der festen Phase bewirken eine Auftrennung des Stoffgemischs über die Transportstrecke in einzelne Banden. Bei komplexen Stoffgemischen ist die Auftrennung unvollständig und verschiedene Stoffe mit ähnlicher Polarität treten in derselben Bande auf. Zwischen den einzelnen Stufen wurde das Laufmittel im Vakuum entfernt, wobei ein teilweiser Verlust der flüchtigen Probenbestandteile, z. B. Anilin oder Chlorbenzol, nicht ausgeschlossen werden kann. Nach der Entwicklung der DC-Platten erfolgte die Detektion des in einzelne Banden aufgetrennten Substanzgemischs im sichtbaren Wellenlängenbereich, durch Eigenfluoreszenz (366 nm), Fluoreszenzlöschung der DC-Platten (254 nm) und durch Mehrwellenlängenabsorption im sichtbaren und ultravioletten Frequenzbereich. Der Leucht bakterientest erfolgte durch Eintauchen der entwickelten DC-Platten in eine Suspension von *Vibrio fischeri*, 30 Minuten Inkubation bei 20 °C und anschließender Messung der Lumineszenz. Die Hemmung wurde als die Intensitätsdifferenz von Blindwert und Messwert berechnet und auf den Blindwert normalisiert.

Aus der „Verdünnungsreihe“ wurde für jede Hemmbande, d. h. jede Bande im Dünnschichtchromatogramm, die eine Hemmung der Leucht bakterien hervorrief, ein reziprokes Isohemmvolumen (rIHV) auf Basis des EC_{50} errechnet.

Der EC_{50} -Wert ist die Konzentration, bei der eine 50 %ige Hemmung auftritt. Das rIHV entspricht dem reziproken Auftragevolumen (und damit quasi einem Verdünnungsfaktor) der Originalprobe bei dem 50 % Hemmwirkung durch die Substanz oder Substanzen einer Bande auftreten. Je größer der rIHV-Wert ist, desto kleiner ist das benötigte Volumen zum Erreichen des EC_{50} -Werts und desto größer ist die Konzentration des hemmenden Stoffs im Extrakt der zu vergleichenden Proben. Die einzelnen Banden unterscheiden sich durch ihre Laufzeit und werden durch den Retentionsfaktor R_f im Dünnschichtchromatogramm charakterisiert. Die Ergebnisse werden graphisch als Polardiagramm dargestellt. Die Länge der Strahlen entspricht den rIHV-Werten, der Winkel gibt den Retentionsfaktor wieder. Die Lage der Strahlen in den Quadranten erlaubt daher eine orientierende Zuordnung der Substanzen anhand ihrer Polarität: Niedrige R_f -Werte (hohe Polarität, z. B. Sulfonsäuren) liegen im ersten Quadranten, hohe R_f -Werte (niedrigere Polarität, z. B. substituierte Aniline und Phenole) liegen im vierten Quadranten. Kombiniert mit der normierten Länge der Strahlen, die die toxische Wirkung der Substanzen bzw. Substanzgruppen widerspiegeln, ergeben sich charakteristische Muster, die den direkten qualitativen Vergleich von Messstellen erlauben. Von 13 Referenzsubstanzen wurden die Retentionsfaktoren bestimmt und als Vergleich herangezogen.

7 Untersuchungsergebnisse

7.1 Chemische Analytik

7.1.1 Bewertungsgrundlagen, Bewertungsschema

7.1.1.1 Bewertungsgrundlagen

Einzelparameteranalytik – Gefährdungsabschätzung

Die Analysenergebnisse werden in Abhängigkeit von der Materialart und Fragestellung folgenden Vergleichswerten (sofern vorhanden) gegenübergestellt:

- Prüfwerte nach BBodSchV [22]: Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine SBV oder Altlast vorliegt. In Ermangelung von Prüfwerten der BBodSchV wird ggf. auf die P-Werte aus dem OW-Erlass [44] bzw. auf die orientierende Geringfügigkeitsschwellenwerte [51] zurückgegriffen. Die Prüfwerte des Wirkungspfades Boden – Grundwasser entsprechen in Baden-Württemberg numerisch der wasserrechtlichen Geringfügigkeitsschwelle.
- Warnwerte [65]: Warnwerte wurden im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg eingeführt und orientieren sich im Allgemeinen an gesetzlichen Grenz-/Richtwerten für das Trinkwasser oder sonstigen Empfehlungen, haben aber selbst keine gesetzliche Grundlage. Sie dienen in erster Linie dazu, frühzeitig auf steigende Konzentrationen im Grundwasser aufmerksam zu machen. Für Parameter, für die ein Grenzwert in der Trinkwasserverordnung existiert, liegt der Warnwert im Regelfall bei 80 % des Trinkwassergrenzwerts. Die Warnwerte werden bei Bedarf neueren Erkenntnissen angepasst.
- Vorläufige Prüfwerte [21]: Für Chlorbenzole, die in der BBodSchV nicht enthalten sind, wurde auf die vorläufigen Prüfwerte des Merkblatts 3.8/1 des LfW Bayern zurückgegriffen. Sie haben nicht die gleiche Verbindlichkeit, in der bayerischen Verwaltungspraxis jedoch die Bedeutung von Prüfwerten. Die vorläufigen Grundwasser-Prüfwerte sind in der baden-württembergischen Verwaltungspraxis nicht eingeführt.
- Orientierungswerte für Oberflächengewässer (OW-OFG-Werte) nach Leitfaden Altlastenbewertung Baden-Württemberg [36]: Orientierungswerte für Stoffe in der Wasserphase bezogen auf den Pfad Boden – Oberflächengewässer (Bewertung am Ort der Beurteilung = Übertritt in das Oberflächengewässer). Sie haben nicht die gleiche Verbindlichkeit, in der baden-württembergischen Verwaltungspraxis jedoch die Bedeutung von Prüfwerten.
- Qualitätsziele für bestimmte gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern nach Gewässerqualitätszielverordnung [57]. Eine Analogie zu bodenschutzrechtlichen Prüfwerten besteht nicht.

Die Prüfwerte gelten für den jeweiligen Ort der Beurteilung (Wirkungspfad Boden – Mensch: 10 cm Tiefe für Industrie- und Gewerbegrundstücke; Wirkungspfad Boden – Grundwasser: Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone bzw. bei Verunreinigungen in der wassergesättigten Bodenzone das Kontaktgrundwasser). Für Proben aus anderen Tiefen sind die Prüfwerte daher nur als Orientierung zu verstehen.

In Bezug auf Schadstoffemissionen von der Bodenluft in die Innenraumlufte werden „orientierende Hinweise auf Prüfwerte für flüchtige Stoffe in der Bodenluft“ herangezogen [35], welche grundsätzlich entsprechend den Maßstäben der bodenschutzrechtlichen Prüfwerte abgeleitet sind und auf einem hinreichend konservativen Verdünnungsverhältnis Raumlufte – Bodenluft von 1 : 1 000 basieren [56], [22]. Infolge der standortunabhängigen Verallgemeinerung dieses Expositionsszenarios und des orientierenden Charakters von Bodenluftuntersuchungen haben diese Vergleichswerte für die Bodenluft nicht die gleiche Verbindlichkeit wie die Prüfwerte der BBodSchV.

Einzelparameteranalytik – Abfallwirtschaftliche Beurteilung

Die Überprüfung der Verwertungsmöglichkeiten von ausgehobenem Bodenmaterial erfolgt anhand der Zuordnungswerte gem. [41]:

Z 0- und Z 0*-Werte: Herstellung einer natürlichen Bodenfunktion außerhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht. Die Verfüllung von Abgrabungen ist mit Einschränkungen (Abdeckung, Abstand zum Grundwasser und Ausschluss bestimmter Schutzgebiete) bis Z 0* zulässig.

Z 1- und Z 2-Werte: Herstellung einer technischen Funktion außerhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht. Bei Einhaltung der Z 1-Feststoff- und der Z 1.1-Eluatgehalte ist ein eingeschränkter offener Einbau möglich. In hydrogeologisch günstigen Gebieten kann Bodenmaterial mit Eluatgehalten bis Z 1.2 eingebaut werden. Die Feststoff- und Eluatwerte Z 2 stellen die Obergrenze für den eingeschränkten Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen dar.

In Gebieten mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Gehalten sind bestimmte Abweichungen von den Z-Werten zulässig.

Die tatsächlichen Verwertungsmöglichkeiten richten sich neben der Materialqualität auch nach den örtlichen Bedingungen am Einbauort („Einbauklasse“). Die Anforderungen an durchwurzelbare Bodenschichten wie auch die Wiederverwendung von Bodenmaterial am Herkunftsstandort bei Baumaßnahmen richten sich nach § 12 BBodSchV und bleiben von den o. g. Zuordnungswerten unberührt.

Verwertungs- und Beseitigungsmaßnahmen auf Deponien unterliegen den Anforderungen und Höchstwerten der Deponieverordnung [45].

GC/MS-Screening

Die Qualitätssicherung der Probennahme, Extraktion und GC/MS-Analytik erfolgte anhand des Qualitätssicherungskonzepts für die Analyse von organischen Verbindungen in Oberflächen- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Böden [40].

Identifizierte Stoffe wurden verglichen mit

- orientierenden GFS-Werten (vgl. Anl. 11.2),
- Threshold of Toxicological Concern-Werten – TTC-Werten (vgl. Anl. 11.1),
- Schwellenwerten a. G. des Verdachts auf Gen- oder Neurotoxizität (vgl. Anl. 11.1),

die vom Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG), Freiburg (D), abgeleitet wurden (vgl. Kap. 7.1.1.2 und 7.1.1.3).

Außerdem wurden eigene Bewertungskriterien für einen Index entwickelt, der die Anzahl der Substanzen, deren Konzentrationen, den Anteil der unbekannt Substanzen, die Kanzerogenität und den Verdacht auf gentoxische Wirkung berücksichtigt (vgl. Kap. 7.1.3.2).

Wirkungsbezogene Untersuchungen

Für die Bewertung der G-Werte aus der wirkungsbezogenen Analytik analog dem Küvetten-test nach DIN EN ISO 11348-1:2009-05 existieren im Altlastenbereich keine verbindlichen Bewertungsmaßstäbe. Nach der Ausführung über die Bestimmung der Verdünnungsstufe G_L in Anlage 10.3 (darin S. 36 ff) gilt, dass der G_L -Wert umgekehrt proportional der Verdünnung und damit proportional der Konzentration des Stoffes in Lösung ist. Für einen unbekannt Stoff mit unbekannter Wirkungsweise ist der G-Wert der Quotient aus der Konzentration und dem EC_{20} .

Eine Literaturstudie ergab weitgehend vergleichbare Ansätze. Nach Kreysa und Wiesner [46] und der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz [47] gilt eine Bodeneluatprobe als „nicht toxisch“ wenn $G_L \leq 2$ eingehalten wird, Proben mit $G_L \geq 8$ gelten als „toxisch“. Für Porenwässer und Eluate von Baggergut (Süß- und Salzwassersedimente) wurde vom Bundesamt für Gewässerkunde eine Klassifizierung gemäß [48] vorgeschlagen, siehe Tabelle 47. Der Wert für ein „unbedenklich belastetes“ Sediment ist mit $G_L \leq 4$ veranschlagt. Für Sickerwässer aus oberirdisch abgelagerten Abfällen vor der Vermischung gilt nach AbwV der selbe Grenzwert [49]. Für die Einleitung von Abwässern aus der chemischen Industrie in Oberflächengewässer gilt hingegen am Ort der Einleitung neben strengeren Auflagen für die chemische Fracht und die Toxizität gegenüber z. B. Fischeiern ($G_{Ei} = 2$) und Daphnien ($G_D = 8$) ein Grenzwert $G_L = 32$ [50].

Verdünnungsstufe ohne Effekt	G_L -Wert	Toxizitätsklasse nach [48]	Toxizitätsklasse nach [46] und [47]
Originalprobe	≤ 1	Toxizität nicht nachweisbar	nicht toxisch
1 : 2	≤ 2	sehr gering toxisch belastet	
1 : 4	≤ 4	gering toxisch belastet	-
1 : 8	≤ 8	mäßig toxisch belastet	toxisch
1 : 16	≤ 16	erhöht toxisch belastet	
1 : 32	≤ 32	hoch toxisch belastet	
1 : 64	≤ 64	sehr hoch toxisch belastet	

Tabelle 47: Einstufung in Toxizitätsklassen anhand der G_L -Werte [48]

Im Falle des Grundwassers im Bereich des Untersuchungsgebiets Kessler-Grube ist eine strenge Bewertung der Ökotoxizitätstests sinnvoll, da die Schadstoffe im Grundwasser bereits verdünnt sind. In Anlehnung an die Klassifizierung von Porenwässern von Baggergut [48] und Böden ([46] und [47]) wird vorliegend zunächst ein Vergleichswert $G_L = 2$ gewählt. Für die wirkungsbezogene Analytik nach dünn-schichtchromatographischer Trennung wird ebenfalls $G_L = 2$ als Vergleichswert empfohlen.

Mangels direkter Vergleichbarkeit von Ergebnissen der WBA mit Ergebnissen aus einem Küvettentest nach DIN EN ISO 11348-1:2009-05 muss für eine Gesamtbewertung der Ökotoxizität eine Abschätzung der Gesamtoxizität getroffen werden, die mögliche synergistische oder antagonistische Effekte der individuellen Substanzen oder Substanzgruppen berücksichtigt. Grundsätzlich existieren für die Ermittlung der Gesamtoxizität einer Mischung bei bekannter Toxizität der Komponenten zwei Modelle [72]:

- Für Substanzen in Mischungen, die eine ähnliche toxische Wirkungsweise zeigen, kann die Wirkung nach dem Modell der „Concentration Addition“ aufsummiert werden.
- Für Substanzen mit unterschiedlicher Wirkungsweise existiert das Modell „Independent Action“, das eine Gesamtoxizität ergibt, die kleiner als die Summe der Einzeltoxizitäten ist, aber größer als die jeweilige individuelle Toxizität der Einzelkomponenten.

Beide Modelle geben damit einen oberen und unteren Extremwert für die Gesamtoxizität einer Mischung an. Da die Wirkungsmechanismen der z. T. unbekanntenen Substanzen, die in den Messstellen im Bereich Altablagerung Kessler-Grube angetroffen werden, nicht einzeln geklärt werden können, lässt sich keine eindeutige Entscheidung für eines der beiden Modelle treffen.

Nach dem Modell der „Concentration Addition“ entspricht die Summe der individuellen toxischen Wirkungen, also der Quotienten aus Konzentration und EC_{50} oder EC_{20} der Gesamtwirkung. Daraus folgt, dass sich die G-Werte als toxische Wirkung wie Konzentrationen aufsummieren lassen. Die Summe der G_L -Werte über alle Hemmbanden entspricht allerdings nicht der Gesamtoxizität nach dem Modell der „Concentration Addition“, also dem G_L -Wert des Küvettentests nach DIN 11348, da nicht das gesamte Stoffgemisch, sondern einzelne Stoffe oder Stoffgruppen in diskreten Hemmbanden analysiert wurden.

Die Summe der G-Werte ergibt damit eine Gesamtoxizität, die geringer ist als die, die durch das Modell „Concentration Addition“ ermittelt wird. Eine Bewertung nach dem Modell der „Independent Action“ ist nicht möglich, da die Konzentrationen und Toxizität der Stoffe nicht bekannt sind. Eine Bewertung der Gesamtoxizität nach dem größten in einer Messstelle bestimmten G-Wert ergibt einen zu niedrigen Wert. Als konservativer Bewertungsansatz für die Gesamtoxizität wird daher die Summe der G-Werte herangezogen. Daraus folgt, dass Proben als bedenklich eingestuft werden, wenn zwar alle einzelnen Hemmbanden unterhalb des G_L 2-Werts liegen, in der Summe aber $G_L = 2$ überschritten wird.

7.1.1.2 Screening zur Auswahl weiterer prioritärer altlastenrelevanter Substanzen am Standort

Da nur für die wenigsten der im GC/MS-Screening und in der Einzelparameteranalytik nachgewiesenen Substanzen Prüfwerte nach der BBodSchV oder Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA [51]) vorliegen, wurde für eine Auswahl von Substanzen aus dem GC/MS-Screening und zusätzlich für die in der Einzelparameteranalytik nachgewiesenen aliphatischen und aromatischen Amine (insgesamt 136 Substanzen) in einem Screeningverfahren das human- und ökotoxische Potenzial abgeschätzt. Für zehn ausgewählte Substanzen wurde die vollständige Ableitung einer Geringfügigkeitsschwelle vorgenommen (siehe Kapitel 7.1.1.3). Die vollständige Dokumentation des Screeningprozesses des FoBiG Freiburg ist in Anlage 11.1 dokumentiert.

Basis für den Screeningprozess waren (soweit vorhanden) die Legaleinstufungen als kanzerogener oder umweltgefährdender Stoff, die Wassergefährdungsklasse (entweder nach Anhang der Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe, VwVwS vom 17. Mai 1999 oder durch Selbsteinstufung des Herstellers) sowie verschiedene Modelle zur quantitativen Struktur-Wirkungsbeziehung ((Q)SAR). (Q)SAR-Modelle werten statistisch die Beziehung von chemischer Struktur zur biologischen, pharmazeutischen oder toxikologischen Wirkung oder zu physikalischen Eigenschaften aus und bilden eine Grundlage, die Wirkung von unbekanntem Substanzen anhand ihrer chemischen Struktur vorherzusagen. Die (Q)SAR-Modelle lieferten Hinweise auf die Gentoxizität, akute Toxizität für Menschen und Wasserlebewesen, und das erwartete Verhalten in der Umwelt (Abbau und Bioakkumulation). Die akute Toxizität wurde durch das Konzept des „Threshold of Toxicological Concern“ (TTC) bewertet, das die Substanzen anhand von Strukturmerkmalen in sogenannte Cramer-Klassen einteilt. Jeder der Cramer-Klassen ist ein toxikologisch gerechtfertigter Schwellenwert (TTC) zugeordnet, der für eine Bewertung der Stoffe herangezogen wurde. Die TTC sind in Tabelle 48 zusammengefasst.

Substanzklassen	TTC [µg/l]
Gentoxische Substanzen oder Substanzen mit Legaleinstufung krebserzeugend oder krebverdächtig	0,075
Alle anderen Substanzen ohne konkreten Hinweis auf Krebsverdacht, wenn keine Cramer-Klasse zugeordnete werden konnte	0,75
Organophosphate (Verdacht auf Neurotoxizität)	9
Stoffe der Cramer-Klasse III	45
Stoffe der Cramer-Klasse II	270
Stoffe der Cramer-Klasse I	900

Tabelle 48: Zuordnung des TTC

7.1.1.3 Ableitung von orientierenden Geringfügigkeitsschwellen

Eingrenzung der Prioritätenliste

Als Ergebnis des Screenings lag eine Auswahl prioritärer Substanzen vor, für welche die Ableitung eines orientierenden Geringfügigkeitsschwellenwerts (oGFS) gemäß dem Konzept der LAWA [51] vorgeschlagen wurde. Ausschlaggebende Kriterien waren:

- Legaleinstufung krebserregend, krebverdächtig oder umweltgefährdend
- Strukturverdacht auf Gentoxizität
- Mindestens zehnfache Überschreitung des halben TTC am Standort
- Persistenz, Bioakkumulierbarkeit und Ökotoxizität nach (Q)SAR-Modellierungen

Aufgrund der Fülle prioritärer Substanzen wurde die Liste unter Berücksichtigung der Häufigkeit, des gemeinsamen Auftretens mit Substanzen der Einzelstoffanalytik in sanierungsrelevanten Konzentrationen, insbesondere der Summe der Chlorbenzole, und des Auftretens im Abstrom auf zehn Substanzen beschränkt. An den folgenden Messstellen wurden Chlorbenzole in Konzentrationen kleiner 1 µg/l bestimmt (GFS der LAWA unterschritten): P 2, P 10a, P 12, KE 36, KE 35 und KE 43. Zusätzlich dazu wurden die Abstrommessstellen CI 31, KE 24 und KE 25 herangezogen. Stoffe der Prioritätenliste, die an diesen Messstellen nachgewiesen wurden, wurden in die verkürzte Prioritätenliste aufgenommen.

Aus der sich daraus ergebenden Liste wurden folgende Stoffe gestrichen:

- Schwefel: kommt in hohen Konzentrationen in nahezu allen Messstellen vor, ist aber als nicht wassergefährdend eingestuft
- [1,1'-Biphenyl]-2-amin: kommt nur in einer der betrachteten Messstellen in einer Konzentration kleiner als 1 µg/l vor
- Terbutryn: kommt insgesamt nur in zwei Messstellen vor
- 3-Ethoxycarbonyl-2,5-dimethylpyrrol: kommt insgesamt nur in vier Messstellen vor; es gibt keine Strukturhinweise auf Gentoxizität, Persistenz, Bioakkumulierbarkeit oder Toxizität gegenüber Wasserorganismen
- Benzolsulfonanilid: wurde nur in einer Messstelle nachgewiesen
- von den substituierten Anilinderivaten wurden aufgrund der hohen Zahl nachgewiesener Isomere die häufigsten Vertreter ausgewählt

Zusätzlich wurden 2-Benzoyl-4-chloranilin (synonym mit 2-Amino-5-chlorbenzophenon) und der Propyphenazonmetabolit 1-Phenyl-3-methyl-4-hydroxy-(prop-2-yl)-2,5-dihydropyrazol-5-on aufgrund ihrer Häufigkeit und ihrer Verbreitung im Abstrom ausgewählt.

Daraus ergab sich die folgende Liste prioritärer altlastenrelevanter Substanzen aus dem GC/MS-Screening:

- Anilin
- Propyphenazon
- 1-Phenyl-3-methyl-4-hydroxy-(prop-2-yl)-2,5-dihydropyrazol-5-on
- N-Methylanilin
- 3-Chlor-2-methylanilin
- 1,1'-Sulfonylbis[4-chlor-benzol]
- 2-Ethoxyphenol
- 1-Naphthalinamin
- 2-Benzoyl-4-chloranilin
- 2,2,5,5-Tetramethyltetrahydro-1,3,4,6,8-pentaoxacyclopenta[a]inden-8a-yl methanol

Ableitung von orientierenden Geringfügigkeitsschwellenwerten

Bei der Ableitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte wurde auf Toxizitätsdaten in der Fachliteratur zurückgegriffen, die gemäß der REACH-Leitlinien [52], [53] mit Extrapolationsfaktoren beaufschlagt wurden. Bei den Extrapolationsfaktoren handelt es sich um Sicherheitsfaktoren für die Risikobewertung beim Übergang zwischen verschiedenen Organismen oder trophischen Ebenen bei unbekanntem Mechanismus der toxischen Wirkung.

Für die Humantoxizität wurden NOAEL-Daten (No Observed Adverse Effect Level: Konzentration, bei der keine schädliche Wirkung festgestellt wurde) aus zumindest subakuten Tierstudien herangezogen. Sofern diese nicht vorlagen, wurden akute Toxizitätsdaten berücksichtigt, oder im Extremfall auf (Q)SAR-Modellierungen zurückgegriffen. Mit der zunehmenden Unsicherheit der Datengrundlage erhöhten sich die Extrapolationsfaktoren von 10 bis 1 000. Wenn keine substanzspezifischen Daten vorlagen, wurde auf den TTC zurückgegriffen, der mit einer Quotierung von 10 % belegt wurde. Die Quotierung berücksichtigt, dass die tägliche toxische Belastung nicht ausschließlich von einer Substanz herrührt. Falls bei einer Substanz das zusätzliche Krebsrisiko ermittelt wurde und keine weitere Information zum Mechanismus der Krebsentstehung vorlag, wurde linear auf ein zusätzliches Lebenskrebsrisiko von 10^{-6} extrapoliert. Konnte ein Krebsverdacht nicht vollständig ausgeräumt werden, wurde nach LAWA ein gesundheitlicher Orientierungswert von 0,1 µg/l veranschlagt.

Für die Ökotoxizität wurden experimentelle Toxizitätswerte für das aquatische Ökosystem auf verschiedenen trophischen Ebenen (Fische, Daphnien, Algen, Bakterien) herangezogen. Sofern diese nicht vorlagen, wurden (Q)SAR-Modellierungen verwendet. Die Extrapolationsfaktoren richteten sich nach der Sicherheit der Datenbasis (vollständige Berücksichtigung aller trophischen Ebenen und Verfügbarkeit von Daten zur akuten und chronischen Exposition).

Der niedrigere der beiden aus Humantoxizität und Ökotoxizität abgeleiteten Werte wurde in Übereinstimmung mit der Vorgehensweise der LAWA [51] als orientierender Geringfügigkeitsschwellenwert (oGFS) angegeben und wird in diesem Gutachten angewandt, um eine Konsistenz der Vergleichsmaßstäbe zu bewahren. Vorsorglich sei angemerkt, dass damit keine Bewertung i. S. von Sanierungszielen verbunden ist. Ziele und Prioritäten einer Sanierung sind Thema der Sanierungsuntersuchung nach Anhang 3 BBodSchV. Die Ableitung der oGFS ist vollständig im Abschlußbericht des FoBiG Freiburg in Anlage 11.2 dokumentiert.

7.1.1.4 Bewertungsschema

Die Bewertung der chemischen Analytik stützt sich auf drei Säulen. Neben der klassischen Einzelparameteranalytik, die Prüfwerten oder Geringfügigkeitsschwellenwerten gegenübergestellt wird, wurden GC/MS-Screenings auf unbekannte Substanzen durchgeführt und eine wirkungsbezogene Analytik zur Ermittlung toxischer Eigenschaften, vgl. Abbildung 5.

Die Bewertungsgrundlagen der einzelnen Untersuchungszweige sind in den vorangehenden Kapiteln beschrieben.

Ein Querabgleich der Resultate erfolgte, soweit die Ergebnisse untereinander vergleichbar waren. So wurden identifizierte Substanzen aus den GC/MS-Screenings Listenwerten gegenübergestellt bzw. wurden nach Filterung und Ähnlichkeitsbetrachtungen für ausgewählte Stoffe orientierende Geringfügigkeitsschwellenwerte abgeleitet. Für die verbliebenen nicht identifizierbaren und chemisch nicht vergleichbaren Stoffe erfolgte ein räumlicher Abgleich mit bewertbaren Ergebnissen. Die Untersuchungsergebnisse der wirkungsbezogenen Analytik wurden in einem ersten Schritt auf normierte und absolut vergleichbare rHV-Werte umgerechnet und in einem zweiten Schritt auf relativ vergleichbare G-Werte. Die Analyse ausgewählter Referenzsubstanzen ermöglichte einen orientierenden Vergleich mit den Ergebnissen der Einzelstoff- und GC/MS-Untersuchungen. Zudem erfolgte auch hier der räumliche Abgleich auffälliger Proben.

Insgesamt führte diese Kombination von Untersuchungsmethoden zu einem plausiblen und umfassenden Schadensbild, weshalb weitergehende Bemühungen hinsichtlich der Identifizierung von Stoffen oder die Vertiefung der Toxizitätsstudien im Rahmen der gegebenen Aufgabenstellung nicht erforderlich waren.

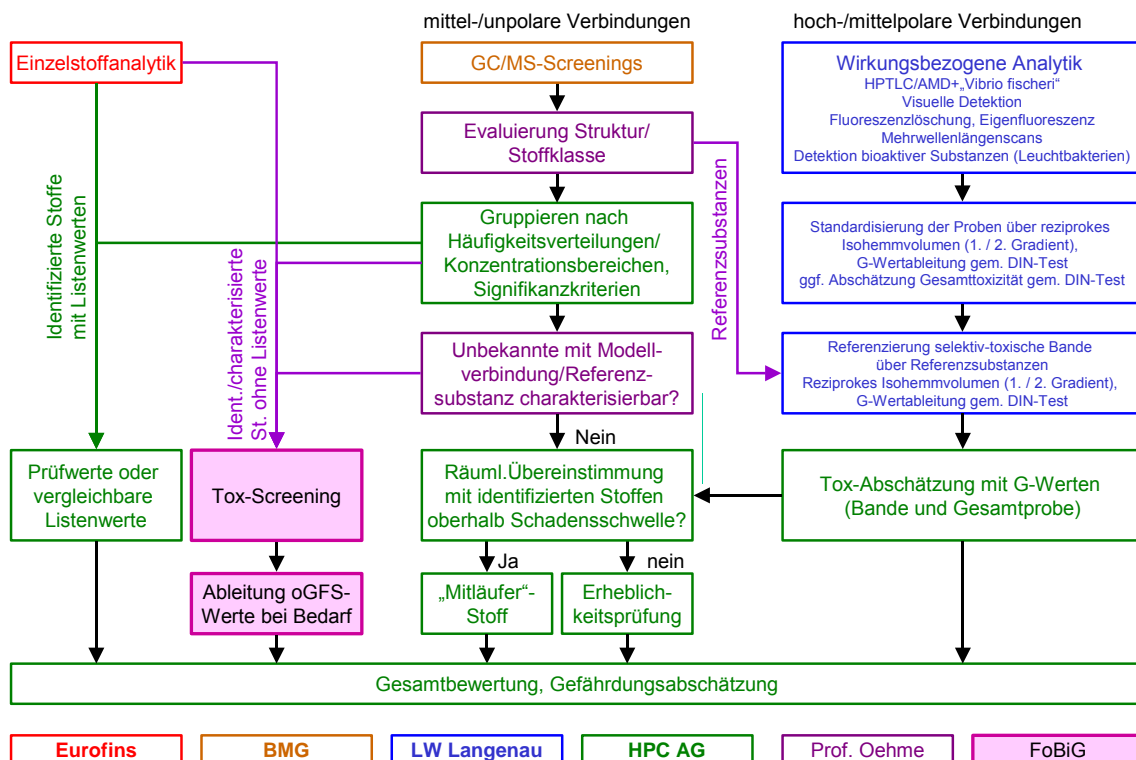


Abbildung 5: Bewertungsschema

7.1.2 Einzelparameteranalytik

7.1.2.1 Vor-Ort-Befunde

Die Vor-Ort-Befunde sind in Anlage 5.1 zusammengefasst und in den Anlagen 10.1.1 und 10.1.2 vollständig dokumentiert. Die Lage der einzelnen Probenahmestellen ist unter Anlage 1.9 wiedergegeben.

Temperatur

Während der Stichtagsbeprobung vom 15. - 17.02.2010 wurden im Grundwasser im Mittel ca. $14 \pm 2,2^1$ °C gemessen, wobei die Temperatur im nordwestlichen Zustrom (P 15 und S 3) etwa 11 °C und im Nordosten des Betriebsgeländes Richtung Dinkelberg (CI 34 und P 10a) ca. 14,0 °C betrug. Die Rheintemperatur betrug am 16.02.2010 ca. 5 °C, die Temperatur im Brunnen BR 49 wurde nicht bestimmt. Der Einfluss des Uferfiltrats war nur in P 6 (7,2 °C) bemerkbar. Während der IPV-Kampagne (15.07.2010) lag die Rheintemperatur bei 23,8 °C, was sich aber nicht in den ufernahen Messstellen bemerkbar machte.

Temperaturspitzen bestanden in der Kontrollebene Werksgelände. In KE 34 wurden sowohl während der Stichtagsbeprobung als auch während der IPV-Kampagne 20,4 °C bzw. 21,0 °C gemessen. Innerhalb der Kontrollebene Werksgelände nahm die Temperatur zu den Messstellen P 10a und P 2, d. h. an den Rändern der Kessler-Grube wieder auf den Mittelwert ab. In KE 33 wurden während der IPV-Kampagne (29.06. - 05.07.2010) periodische Temperaturschwankungen zwischen 17 und 23 °C mit täglichen Maxima am frühen Nachmittag gemessen. Die Temperaturen in der Kontrollebene Rhein waren in der Regel durchschnittlich, nur in KE 30 und in P 4 wurden 17,8 bzw. 17,1 °C erreicht. Generell lässt sich eine Zunahme der Temperatur im Niederterrassenschotter von Nordwest nach Südost zur Kontrollebene Werksgelände hin beobachten. Im weiteren Abstrom war das Bild uneinheitlich, mit leicht überdurchschnittlichen Temperaturen im Bereich der Messstellen CI 36, C 37 und P 8 (ca. 16,5 °C).

Als Ursache für die Temperaturzunahme in den Kontrollebenen Werksgelände und Rhein wird Abwärme aus den Gebäuden 9037 (ERWAR, erweiterte Abwasserreinigung: KE 33, KE 34) und 9038 (ARA, Abwasserreinigung: KE 30 und P 4) angenommen. Erhöhte mikrobielle Aktivität in der Altablagerung kann allerdings hinzukommen.

Im Muschelkalkaquifer betrug die Temperaturen während der Stichtagsbeprobung im Durchschnitt 15,5 °C in KE 41 und KE 42 und ca. 16,5 °C in KE 40.

pH-Werte

Im Grundwasser im Bereich der AA Kessler-Grube einschließlich der Kontrollebenen Rhein und Werksgelände und des Zustroms von Nordwesten wurde im Durchschnitt pH $6,85 \pm 0,15$ gemessen. Der Mittelwert in der Kontrollebene Werksgelände war statistisch unsignifikant erhöht (pH $6,95 \pm 0,05$). Geographisch konnte kein Zusammenhang zwischen der Lage der Messstellen in der Altablagerung und in den Kontrollebenen und dem pH-Wert festgestellt werden.

¹ Standardabweichung

Im weiteren Abstrom nahm der pH-Wert vom hangseitigen Zustrom (P 10a und CI 34) zum Rhein hin von pH 6,60 bis pH 7,10 zu. Im Rhein wurde während der Stichtagsbeprobung und der IPV-Kampagne pH 8,15 und pH 8,60 gemessen (RW 2 bzw. RW 1). In den rhein nahen Messstellen und in Brunnen BR 49 war der Einfluss des Uferfiltrats mit pH-Werten von 7,30 bis 7,70 zu bemerken.

Redox-Milieu

Das Redox-Milieu des Grundwassers wird aus der Redoxspannung, dem pH-Wert und der Temperatur berechnet und gibt ein Maß dafür an, ob überwiegend reduzierende, überwiegend oxidierende oder indifferente Bedingungen vorliegen. Das Redox-Milieu drückt sich außerdem in den Konzentrationsverhältnissen von Elementen aus, die in unterschiedlichen Oxidationsstufen vorliegen, z. B. gelöster Sauerstoff, Fe^{2+} und Fe^{3+} , Ammonium und Nitrat oder Sulfid und Sulfat.

Die Redoxspannungen lagen zwischen +301 mV und -325 mV gemessen gegen Normal-Wasserstoff-Elektrode. Das Redoxpotenzial variiert demnach kleinräumig sehr stark.

Während der Stichtagsbeprobung war das Redox-Milieu überwiegend indifferent bis vorwiegend schwach reduzierend, nur in vier Messstellen wurden stark reduzierende Bedingungen angetroffen (P 16, KE 28, KE 33 und KE 38). Während der IPV-Kampagne wurden außerdem in P 2, P 12, KE 21, KE 29, KE 33, KE 35 und KE 43 stark reduzierende Bedingungen angetroffen.

Stark reduzierende Bedingungen sind ein Anzeichen dafür, dass der gelöste Sauerstoff durch mikrobielle Aktivität aufgebraucht ist und anaerobe bzw. fakultativ anaerobe Mikroorganismen zunächst Nitrat, Mangan, Eisen und schließlich Sulfat als terminalen Elektronenakzeptor bei der Verstoffwechslung der vorhandenen organischen Verbindungen verwenden. Es lässt sich aber kein genereller Zusammenhang zwischen dem Redox-Milieu und dem Verhältnis von Fe^{2+} und Fe^{3+} , dem Verhältnis von Ammonium zu Nitrat oder dem gelösten Sauerstoff herstellen. Die mikrobielle Redoxchemie ist überwiegend vom Substanzgemisch überprägt, das aus der Altablagerung freigesetzt wird.

Stark reduzierende Bedingungen werden vor allem im Nordwesten der Altablagerung angetroffen (P 12, KE 28, KE 38, KE 43), wo im Verhältnis die höchsten Konzentrationen an organischen Substanzen und Sulfat festgestellt wurden. Entsprechend wird in diesen Messstellen leicht freisetzbare Sulfid nachgewiesen.

Elektrische Leitfähigkeit

Die während der Stichtagsbeprobung gemessene elektrische Leitfähigkeit korreliert mit der Gesamtkonzentration der gelösten Kationen und Anionen und spiegelt dementsprechend die hohen Konzentrationen an Natrium und Chlorid im Muschelkalkaquifer (3 560 - 5 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und in KE 28 und P 12 (4 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bzw. 2 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$) im Niederterrassenschotter, sowie die niedrigen Konzentrationen im Rhein (398 und 436 $\mu\text{S}/\text{cm}$) wider. Auf dem Werksgelände ist der Einfluss des Uferfiltrats in den Messstellen KE 24, CI 33, KE 26, CI 36, P 7 und P 6 und in Brunnen BR 49 mit Leitfähigkeitswerten bis maximal 598 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bemerkbar. Im Abstrom wurden ansonsten 821 - 1 111 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und in der Deponie und den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände wurden 811 - 2 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht.

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt variiert kleinräumig sehr stark und es wurde generell keine klare Korrelation mit dem Redox-Milieu festgestellt. Die höchsten Sauerstoffkonzentrationen wurden im Rhein (10,7 bzw. 11,40 mg/l), sowie im Zustrom (P 10a und CI 34, 6,60 mg/l bzw. 23,20 mg/l) gemessen. In den Kontrollebenen und in der Altablagerung wurden auch Konzentrationen nahe 0 mg/l beobachtet.

7.1.2.2 Hydrochemische Basisparameter

Das Grundwasser wurde anhand des Piper-Diagramms [63] und der Auswertung nach Furtak und Langguth [64] (vgl. Tabelle 49) klassifiziert. Das Grundwasser im Niederterrassenschotter ist sowohl im Zustrom als auch in der Altablagerung und im Abstrom als überwiegend hydrogencarbonatisch normal erdalkalisches Wasser eingestuft, teilweise auch als überwiegend hydrogencarbonatisch erdalkalisches Wasser mit erhöhtem Alkaligehalt. Eine Ausnahme bildet das Wasser in Messstelle KE 28, das aufgrund des erhöhten Natriumgehalts als überwiegend hydrogencarbonatisch alkalisch eingestuft wurde. Das Wasser im Muschelkalkaquifer ist aufgrund des hohen Natrium- und Chloridgehalts als sulfatisch-chloridisch alkalisch definiert.

Bezeichnung der Konzentrationsfelder		Ca + Mg	HCO ₃	Cl + NO ₃
		[mmol (eq)-%]		
normal erdalkalische Wässer	überwiegend hydrogencarbonatisch	80 - 100	60 - 100	0 - 10
	hydrogencarbonatisch-sulfatisch	80 - 100	40 - 60	0
	überwiegend sulfatisch	80 - 100	0 - 40	0
erdalkalische Wässer mit höherem Alkaligehalt	überwiegend hydrogencarbonatisch	50 - 80	50 - 100	0 - 20
	überwiegend sulfatisch	50 - 80	0 - 50	0 - 20
	überwiegend chloridisch	50 - 80	0 - 50	50 - 100
alkalische Wässer	überwiegend hydrogencarbonatisch	0 - 50	50 - 100	70 - 100
	überwiegend sulfatisch-chloridisch	0 - 50	0 - 50	50 - 100
	überwiegend chloridisch	0 - 50	0 - 20	70 - 100

Tabelle 49: Bezeichnung der Konzentrationsfelder des Piper-Diagramms

Der Vergleich der Stichtagsbeprobung (vgl. Abbildung 6) mit der IPV-Kampagne (vgl. Abbildung 7) ergibt ein ähnliches Bild. Während der IPV-Kampagne wurde zusätzlich KE 43 beprobt, die ebenfalls als überwiegend hydrogencarbonatisch erdalkalisch mit höherem Alkaligehalt klassifiziert wurde. Die meisten Messstellen zeigten keine Veränderung während der Pumpversuche. In KE 28 ergab sich eine Verschiebung aufgrund der Abnahme des Natrium-, Calcium- und Chloridgehalts, in KE 43 nahm der Natrium- und Chloridgehalt leicht zu, was als Hinweis auf ein Heranziehen von Wasser aus dem Bereich um KE 28 gedeutet werden kann.

Die Rheinwasserproben stimmen trotz des generell niedrigeren Gehalts an gelösten Stoffen in ihrer Klassifizierung mit dem Grundwasser im Niederterrassenschotter überein. Eine Unterscheidung zwischen Rheinwasser und Wasser aus dem Zustrom ist damit nicht möglich.

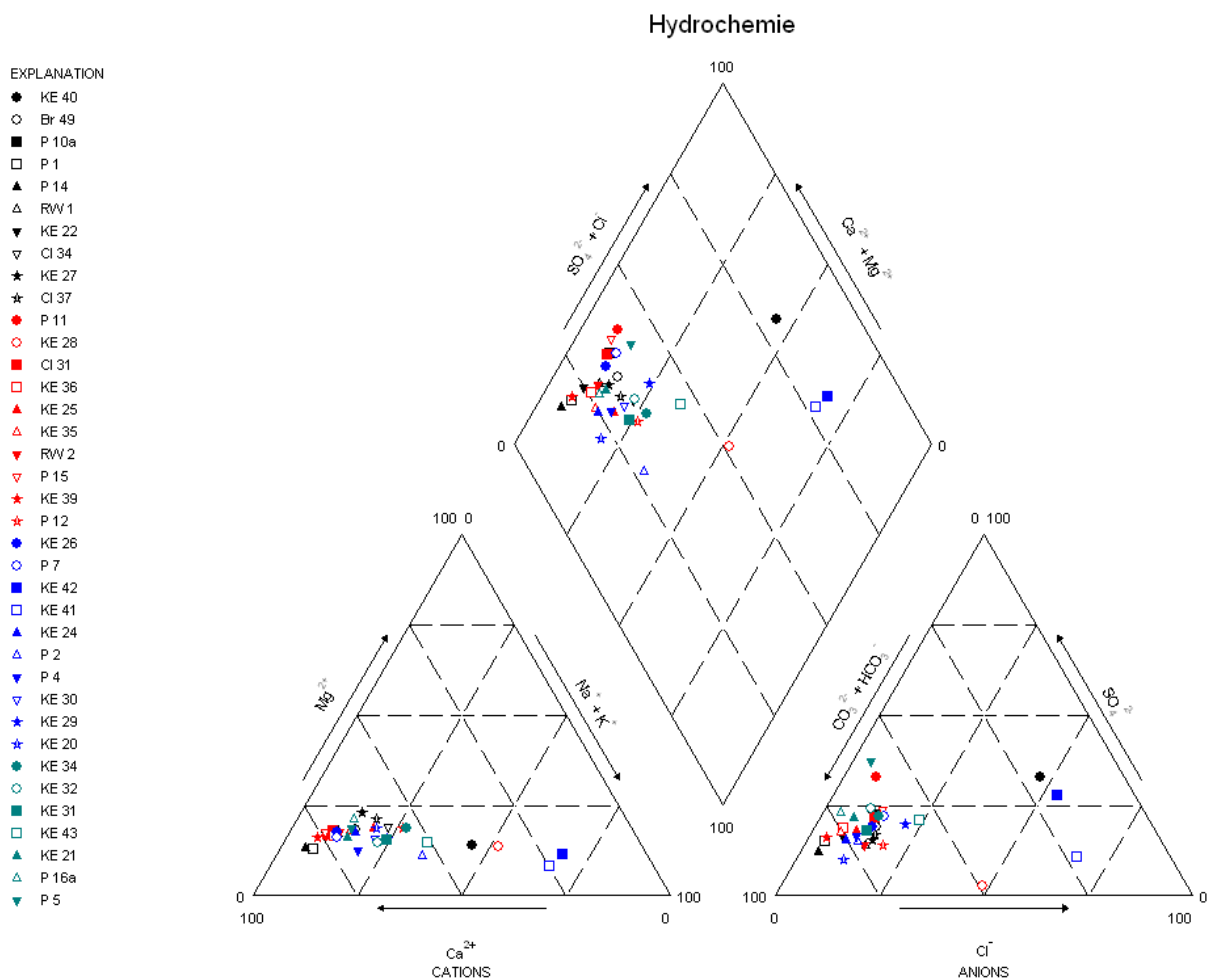


Abbildung 6: Hydrochemische Klassifizierung der Stichtagsproben

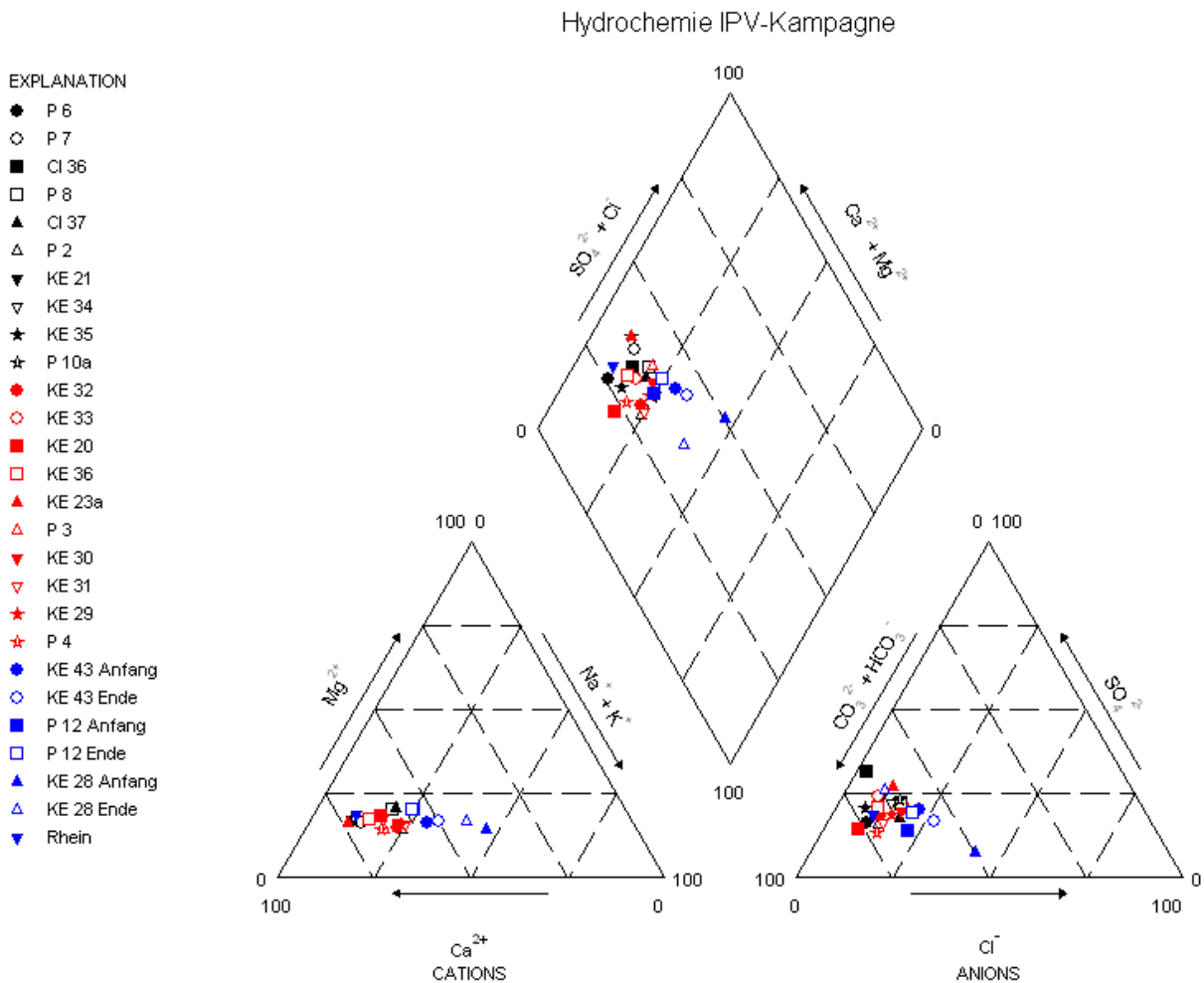


Abbildung 7: Hydrochemische Klassifizierung der Proben der IPV-Kampagne

Generell waren die Calciumkonzentrationen im Muschelkalkaquifer (285 ± 65 mg/l) und in der Altablagerung (223 ± 34 mg/l) höher als im quartären Zustrom- oder Abstrom (144 ± 37 mg/l). Calciumkonzentrationen im Rhein und in Brunnen BR 49 waren < 100 mg/l.

Ähnlich waren die Sulfatgehalte im Muschelkalkaquifer (580 ± 227 mg/l) und in der Altablagerung (211 ± 91 mg/l) gegenüber dem Zu- oder Abstrom (100 ± 41 mg/l) oder dem Rhein bzw. BR 49 (42 mg/l ± 21 mg/l) erhöht. Sowohl der Calcium- als auch der Sulfatgehalt hängen eindeutig mit der Altablagerung zusammen, was durch einen gewissen Anteil an Bau-schutt erklärt werden kann.

7.1.2.3 Anorganische Leitparameter
 7.1.2.3.1 Halb- und Schwermetalle

Prüfwertüberschreitungen nach BBodSchV [22] für relevante Halb- und Schwermetalle sind für die Stichtagsbeprobung und die IPV-Kampagne in Tabelle 50 dargestellt. Für die IPV-Kampagne wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit der Mittelwert der Messwerte dargestellt, da die Einzelproben des jeweiligen IPV keine besondere Streuung zeigten. Die vollständigen Analyseergebnisse sind in Anlage 5.1 zusammengefasst und in den Anlagen 10.1.1 und 10.1.2 vollständig dokumentiert.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Stichtagsbeprobung				Mittelwert IPV
		Arsen	Chrom (ges.)	Nickel	Zink	Arsen
		[µg/l]				
Deponie	P 16	3	1	1	5	n.u.
	P 16a	10	1	2	17	n.u.
Kontroll- ebene Rhein	P 12	21	25	19	12	22
	KE 28	11	51	23	8	8
	P 3	24	< 1	3	930	23
	KE 29	33	2	< 1	74	26
	KE 30	21	< 1	3	67	22
	P 4	12	< 1	1	770	13
Kontroll- ebene Werks- gelände	KE 20	11	< 1	2	10	11
	KE 21	19	< 1	< 1	24	22
	KE 33	19	< 1	3	10	20
	KE 34	22	< 1	3	7	23
Muschelkalk	KE 41	2	< 1	126	92	n.u.
Prüfwert [22]		10	50	50	500	10

* n.u.: nicht untersucht

fett hervorgehobene Werte: Prüfwert überschritten

Tabelle 50: Analyseergebnisse Grundwasser: Halbmetalle und Schwermetalle

Der Prüfwert für Arsen wird in der Altablagerung (P 16a) und in den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände überschritten. Die Analyseergebnisse waren für die Stichtagsbeprobung und die IPV-Kampagne vergleichbar. Die einzige Ausnahme bildete KE 28, in welcher der Prüfwert während der IPV-Kampagne unterschritten war.

Prüfwertüberschreitungen ergaben sich ansonsten während der Stichtagsbeprobung nur für Chrom (ges.) in KE 28, Nickel in KE 41 und Zink in P 3 und P 4. Während der IPV-Kampagne waren für diese Metalle die Prüfwerte unterschritten.

7.1.2.3.2 Ammonium

Die Analysen auf Ammonium sind nachfolgend zusammengefasst (zu den Laborberichten vgl. Anlage 10.1). Den Laborergebnissen aus der 1. Etappe der Detailuntersuchung ([9], Anlage 4.7.1) von 2006/2007 werden die Resultate der Stichtagsbeprobung im Februar 2010 und die gemittelten Werten der Immissionspumpversuche von Juni bis September 2010 gegenübergestellt. Im Lageplan unter Anlage 6.1.1 wird die Ammonium-Konzentrationsverteilung im Grundwasser zum Zeitpunkt der Stichtagsbeprobung dargestellt.

Prüfwert-Überschreitungen liegen in der Kontrollebene Rhein, im Zentralbereich der Deponie und in der Kontrollebene Werksgelände vor. Im Abstrom der Kontrollebene Werksgelände ist im Bereich von KE 24 und KE 25 noch eine Ammonium-Fahne festzustellen, welche Richtung Betriebsbrunnen Br 49 stark ausdünt.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	< 50	n.u.
		P 15	100	< 50	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	200	430	n.u.
		P 13	< BG	< 50	n.u.
		P 14	0,2	< 50	n.u.
		P 1	750	1.290	n.u.
	Roche-Grube	P 11	2.600	270	n.u.
		KE 37	--	500	n.u.
		KE 38	--	9.920	n.u.
		KE 39	--	240	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	6.300	24.000	n.u.
		P 16a	--	10.300	n.u.
		P 5	1.350	5.980	n.u.
Muschelkalk	KE 42	--	2.480	n.u.	
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	3.700	3.140	3.735
		KE 32	--	6.420	4.330
		KE 21	6.800	3.900	5.880
		KE 33	--	3.530	3.930
		KE 34	--	7.210	6.260
		KE 20	4.500	4.780	3.563
		KE 35	--	800	1.260
		KE 36	--	88	226
		P 10a	< BG	< 50	< 50
	Muschelkalk	KE 40	--	4.560	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	2.400¹	n.u.	600
	P 12	170.000	173.000	113.560
	KE 28	--	347.000	165.000
	KE 43	--	29.200	40.800
	P 3	2.000	11.300	19.660
	KE 29	--	24.400	13.825
	KE 30	--	11.300	12.940
	P 4	4.800	3.170	4.970
	KE 31	--	10.100	6.972
	Muschelkalk	KE 41	--	44.800
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	1.300	870
	KE 25	--	2.570	3.100
	CI 31	--	< 50	< 50
	CI 33	--	220	218
	CI 32	--	< 50	< 50
	CI 34	--	< 50	n.u.
	KE 26	--	< 50	< 50
	CI 35	--	< 50	n.u.
	KE 27	--	< 50	n.u.
	P 6	n.u.	< 50	9
	P 7	n.u.	< 50	16
	P 8	n.u.	< 50	n.u.
	CI 36	--	< 50	110
	CI 37	--	< 50	170
BR 49	n.u.	< 50	n.u.	
Rhein	RW 1	--	100	< 50
	RW 2	--	91	n.u.
Prüfwert [44]		500 ²	500 ²	500 ²

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a;

n.u.: nicht untersucht

² Wert nicht aus BBodSchV, sondern aus VwV Orientierungswerte

< BG: kleiner Bestimmungsgrenze

-- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

fett hervorgehobene Werte: Prüfwert überschritten

Tabelle 51: Zusammenfassung Analysenergebnisse Ammonium, Grundwasser

Ein Vergleich der Konzentrationen der Stichtagsbeprobung mit den gemittelten Werten der Immissionspumpversuche zeigt eine weitgehend übereinstimmende Konzentrationsverteilung.

Die höchsten Ammonium-Konzentrationen wurden in der Kontrollebene Rhein in den GWM KE 28 und P 12 am Nordwestrand der Roche-Grube gemessen. Die Messwerte der Stichtagsbeprobung von über 300 bzw. 173 mg/l nehmen hier mit den Immissionspumpversuchen in Folge des erweiterten Einzugsbereichs vermutlich durch Verdünnung deutlich ab. In der nördlichsten Messstelle KE 23a liegen die niedrigsten Ammonium-Konzentrationen in der Kontrollebene Rhein vor. Von KE 43 bis P 4 ist sowohl mit der Stichtagsbeprobung als auch mit den Immissionspumpversuchen eine deutliche Konzentrationsabnahme festzustellen auf Werte unter 5 mg/l. Das Grundwasser in der Muschelkalk-Messstelle KE 41 wurde im Rahmen der Stichtagsbeprobung mit rd. 45 mg/l Ammonium bestimmt.

Von den Zustrommessstellen im Niederterrassenschotter S 3, P 15 über P 11 (Roche-Grube) bis zu KE 37 liegen die Ammonium-Werte unter der Bestimmungsgrenze (< 50 µg/l) bzw. unter dem Prüfwert (500 µg/l). Im Kernbereich der Altablagerung ist ein deutlicher Konzentrationsunterschied von P 11 (Roche-Grube) zu KE 38, P 16/P 16a bis zu P 5 im Bereich der Geigy-Grube festzustellen. Die oberflächennah im Deponat verfilterte GWM P 16 ist gegenüber der ausschließlich in den Niederterrassenschottern ausgebauten GWM P 16a um den Faktor 2,4 höher mit Ammonium beaufschlagt.

In der Kontrollebene Werksgelände liegt der Konzentrationsschwerpunkt mit rd. 7,2 bzw. 6,2 mg/l (KE 34) deutlich niedriger als in der Kontrollebene Rhein. Zwischen Stichtagsbeprobung und Immissionspumpversuchen gibt es nur unwesentliche Konzentrationsunterschiede. Am östlichen Rand der Altablagerung ab KE 35 bis P 10a ist eine deutliche Abnahme auf Werte kleiner Bestimmungsgrenze festzustellen. In der Muschelkalk-Messstelle KE 40 wurde mit 4 mg/l eine um den Faktor 10 geringere Ammonium-Konzentration gemessen als in KE 41.

Ab der Kontrollebene Werksgelände nach Südosten liegen bis in den Bereich von KE 24 und KE 25 noch leicht erhöhte Ammonium-Gehalte im Grundwasser vor. Die abstromigen Grundwasseraufschlüsse auf dem BASF-Werksareal sind mit der Stichtagsbeprobung bis hin zum Betriebsbrunnen Br 49 als unauffällig zu bewerten (< 50 µg/l). In der GWM CI 33 liegt sowohl mit der Stichtagsbeprobung als auch mit dem Immissionspumpversuch ein Ammonium-Gehalt von rd. 0,2 mg/l vor. In CI 37 ist mit dem Immissionspumpversuch anfänglich ein signifikanter Anstieg von < BG auf rd. 1,2 mg/l festzustellen.

Im Rhein wurden mit den Proben RW 1 und RW 2 rd. 0,1 mg/l Ammonium gemessen.

7.1.2.4 Organische Leitparameter

7.1.2.4.1 Chlorbenzole

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf Chlorbenzole werden zusammenfassend in der nachfolgenden Tabelle wiedergegeben. Unter dem Summenparameter „Chlorbenzole“ wird in der Folge die Summe aller Chlorbenzole mit einem oder mehreren Chloratomen am Benzolring verstanden (vgl. auch S. 94). Ein Lageplan mit der Chlorbenzolverteilung im Grundwasser zum Zeitpunkt der Stichtagsbeprobung liegt als Anlage 6.1.2 bei.

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert OU und DU 2006/07	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	< 0,01	n.u.
		P 15	0,25	< 0,01	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	< BG	0,05	n.u.
		P 13	4,7	< 0,01	n.u.
		P 14	2,5	0,09	n.u.
		P 1	1,6	3,5	n.u.
	Roche-Grube	P 11	1,0	0,88	n.u.
		KE 37	--	0,33	n.u.
		KE 38	--	26	n.u.
		KE 39	--	6,3	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	30	150	n.u.
		P 16a	--	36	n.u.
		P 5	320	390	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	0,05	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	1,1	0,84	0,9
		KE 32	--	32	1,1
		KE 21	30	85	38
		KE 33	--	80	25
		KE 34	--	11	11
		KE 20	18	42	18
		KE 35	--	0,81	4,6
		KE 36	--	0,02	0,1
		P 10a	1,15	< 0,01	0,03
	Muschelkalk	KE 40	--	0,41	n.u.
Kontroll- ebene Rhein		KE 23a	0,05 ¹	n.u.	0,26
		P 12	43	0,83	1,1
		KE 28	--	2,6	4,9
		KE 43	--	0,88	2,3
		P 3	5,8	1,6	8,4
		KE 29	--	28	30
		KE 30	--	29	24
		P 4	6,2	5,1	8,4
		KE 31	--	4,9	3,6
	Muschelkalk	KE 41	--	1,2	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/07	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	0,28	0,24
	KE 25	--	0,3	0,52
	CI 31	--	< 0,01	< 0,01
	CI 33	--	0,28	0,33
	CI 32	--	0,07	0,08
	CI 34	--	< 0,01	n.u.
	KE 26	--	0,24	4,5
	CI 35	--	< 0,01	n.u.
	KE 27	--	< 0,01	n.u.
	P 6	n.u.	0,41	41
	P 7	n.u.	0,77	0,6
	P 8	n.u.	0,01	0,1
	CI 36	--	0,19	0,31
	CI 37	--	< 0,01	0,01
BR 49	n.u.	0,08	n.u.	
Rhein	RW 1	--	< 0,01	0,01
	RW 2	--	0,28	n.u.
vorläufiger Prüfwert [58]		1 ²	1 ²	1 ²

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a;

n.u.: nicht untersucht

² Wert nicht aus BBodSchV, BLfW Merkblatt Nr. 3.8/1

< BG: kleiner Bestimmungsgrenze

-- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

fett hervorgehobene Werte: vorläufiger Prüfwert überschritten

Tabelle 52: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe Chlorbenzole, Grundwasser

Die Chlorbenzole wurden schwerpunktmäßig im Bereich der Geigy-Grube und hier insbesondere in P 5 (390 µg/l) und nachgeordnet in P 16a (36 µg/l) in stark erhöhten Konzentrationen gemessenen. In der unmittelbar benachbarten zu P 16a im Deponat verfilterten Messstelle P 16 wurden 150 µg/l Chlorbenzole gefunden.

Mit der Stichtagsbeprobung wurde in der Kontrollebene Werksgelände zwischen KE 32 (32 µg/l) über KE 21 bis KE 33 mit 80 - 85 µg/l eine Chlorbenzolfahne festgestellt, welche aus der Geigy-Grube stammen dürfte. Die gemittelten Konzentrationen der Immissionspumpversuche liegen um den Faktor 2 darunter. Zwischen den beiden Messstellen KE 20 und KE 35 dünnt die Chlorbenzole bis zum östlichen Rand der Altablagerung auf Werte unter die Bestimmungsgrenze (<0,01 µg/l) aus.

In der Kontrollebene Rhein treten die Chlorbenzole vornehmlich bei KE 29 und KE 30 mit rd. 30 µg/l sowohl in der Stichtagsbeprobung als auch bei den Immissionspumpversuchen auf. Der frühere gemittelte Befund von über 40 µg/l in P 12 wurde weder bei der Stichtagsbeprobung noch den Immissionspumpversuchen bestätigt. Auch in der benachbarten Messstelle KE 28 liegen mit 2,6 µg/l bzw. 5 µg/l ebenfalls nur leicht erhöhte Konzentrationen vor.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Chlorbenzole vor allem in bzw. im unmittelbaren Umfeld der Geigy-Grube auftreten und von P 3 über KE 31 in der Kontrollebene Rhein und von KE 32 bis KE 20 in der Kontrollebene Werksgelände über dem vorläufigen Prüfwert von 1 µg/l aus der Deponie austreten. In der Messstelle P 2 wurden demgegenüber in allen Untersuchungen Chlorbenzolkonzentrationen < 1 µg/l gefunden.

In den Muschelkalk-Messstellen wurden mit der Stichtagsmessung in KE 41 (1,2 µg/l) und nachgeordnet in KE 40 (0,41 µg/l) und in KE 42 (0,05 µg/l) leicht erhöhte Summenwerte gemessen.

Auf dem abstromigen Werksgelände wurden bei der Stichtagsbeprobung mit Ausnahme der Messstelle P 7 (rd. 0,8 µg/l) durchweg Chlorbenzole in Konzentrationen von < 0,5 µg/l festgestellt. Während nach der Kontrollebene Werksgelände bis zu KE 24, KE 25, CI 31 Hinweise auf eine Abgrenzung der Chlorbenzolfahne aus der Kessler-Grube vorliegen, deuten die Chlorbenzol-Ergebnisse der Immissionspumpversuche in KE 26 (im Mittel 4,5 µg/l) und v. a. in P 6 mit rd. 40 µg/l auf eine weitere Chlorbenzol-Emissionsquelle auf dem BASF-Werksgelände hin. Als ursächlich ist hier die sog. ehemalige „Werksdeponie“ in Betracht zu ziehen, die gemäß der Historischen Recherche (GIW, vgl. [1]) südlich der Messstelle KE 26 und entlang des ehemaligen Ufersaums am Rhein bis über P 6 hinausgehend kartiert wurde.

Hauptvertreter aus der Summe der Chlorbenzole ist mit rund 80 % Monochlorbenzol. Davon abweichend tritt in P 6 (BASF-Werksgelände) mit rd. 50 % auch 1,2-Dichlorbenzol im Grundwasser auf. Die weiter festgestellten Vertreter für die Chlorbenzole (v. a. 1,3-Dichlorbenzol, 1,4-Dichlorbenzol, 1,2,3-Trichlorbenzol, 1,2,4-Trichlorbenzol, 1,3,5-Trichlorbenzol) liegen in deutlich geringen Gehalten vor. Hexachlorbenzol (HCB) wurde in Spurenkonzentrationen von < 0,2 µg/l ausschließlich in KE 29, KE 26, P 6 wie auch in KE 41 gemessen.

7.1.2.4.2 Aromatische Amine

Mit dem Summenparameter aromatische Amine werden die Anilin-Derivate i. w. S. zusammengefasst (vgl. auch Tabelle 54 und S. 96). Das Vorkommen im Grundwasser zum Zeitpunkt der Stichtagsbeprobung wird im Lageplan unter Anlage 6.1.3 dargestellt.

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert OU und DU 2006/07	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	< 0,1	n.u.
		P 15	< BG	< 0,1	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	0,05	0,17	n.u.
		P 13	< BG	< 0,1	n.u.
		P 14	0,29	0,11	n.u.
		P 1	1,3	0,84	n.u.
	Roche-Grube	P 11	11	0,96	n.u.
		KE 37	--	0,66	n.u.
		KE 38	--	68	n.u.
		KE 39	--	15	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	13	11	n.u.
		P 16a	--	18	n.u.
		P 5	59	270	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	< 0,1	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	2,8	2,3	1,7
		KE 32	--	3,9	1,6
		KE 21	24	32	24
		KE 33	--	8,70	7,8
		KE 34	--	5,8	5,1
		KE 20	6,1	6,2	3,0
		KE 35	--	0,28	1,3
		KE 36	--	< 0,1	0,02
		P 10a	< BG	< 0,1	0,13
	Muschelkalk	KE 40	--	< 0,1	n.u.
Kontroll- ebene Rhein		KE 23a	0,27	n.u.	< 0,1
		P 12	8,8	0,42	0,54
		KE 28	--	29	11
		KE 43	--	3,2	3,6
		P 3	19	2,70	6,5
		KE 29	--	13	9,0
		KE 30	--	9,7	10
		P 4	8,0	2,5	3,7
		KE 31	--	5,0	3,1
	Muschelkalk	KE 41	--	< 0,1	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/07	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	0,11	< 0,1
	KE 25	--	1,5	1,71
	CI 31	--	< 0,1	< 0,1
	CI 32	--	0,15	0,02
	CI 33	--	< 0,1	< 0,1
	CI 34	--	< 0,1	n.u.
	KE 26	--	0,37	0,46
	CI 35	--	< 0,1	n.u.
	KE 27	--	< 0,1	n.u.
	P 6	n.u.	< 0,1	0,02
	P 7	n.u.	0,43	0,12
	P 8	n.u.	< 0,1	< 0,1
	CI 36	--	0,29	0,14
	CI 37	--	< 0,1	< 0,1
	BR 49	n.u.	< 0,1	n.u.
Rhein	RW 1	n.u.	< 0,1	< 0,1
	RW 2	n.u.	< 0,1	n.u.
Orientierender Schwellenwert, vgl. Anlage 11.1		0,075	0,075	0,075
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren				

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a; n.u.: nicht untersucht
 -- Messstelle 2009/2010 eingerichtet < BG: kleiner Bestimmungsgrenze
fett hervorgehobene Werte: Schwellenwert überschritten

Tabelle 53: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe aromatische Amine, Grundwasser

Der Konzentrationsschwerpunkt im Grundwasser lag zum Zeitpunkt der Stichtagsbeprobung mit 265 µg/l bei P 5 in der Geigy-Grube. Am Südwestrand der Roche-Grube (KE 28) und im näheren Umfeld der Geigy-Grube (KE 38, KE 37, KE 29, P 16, P 16a) sowie in KE 21 betragen die Summenwerte > 10 µg/l. Die Messstellen in der Kontrollebene Rhein von KE 28 bis KE 31, wie auch in der Kontrollebene Werksgelände von P 2 bis KE 20 überschreiten 1 µg/l.

Der Messwert von 1,71 µg/l in KE 25 deutet auf ein Ausklingen der Abstromfahne in der 2. Kontrollebene zum Werksgelände hin. Auf dem abstromig zur Kessler-Grube gelegenen Teil des Werksgeländes lagen die Konzentrationen an aromatischen Aminen ansonsten unter < 0,5 µg/l bzw. unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Im Grundwasser der drei Muschelkalk-Messstellen KE 40 - K 42 waren keine aromatischen Amine nachweisbar.

In der Gruppe der aromatischen Amine traten entsprechend der nachfolgenden Tabelle 54 vor allem 3- und 4-Chloranilin, N-Ethylanilin sowie 3-Chlor-2-methylanilin und 3-Chlor-4-methylanilin und 2,3-Dimethylanilin auf.

Aromatische Amine	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
	Mittelwert DU 2006/07	Mittelwert Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Summe	18	10	9,5
2-Methylanilin (o-Toluidin)	n.u.	0,5	0,22
N,N-Dimethylanilin	0,20	0,04	0,21
2-Chloranilin	1,1	0,58	0,70
2,6-/2,4-Dimethylanilin	0,18	0,04	0,16
3- und 4-Chloranilin	5,9	3,6	1,5
3-Chlor-2-methylanilin und 3-Chlor-4-methylanilin	1,4	0,90	1,0
2,6-Diethylanilin	n.u.	< 0,1	0,15
3,4-Dichloranilin	3,4	1,1	0,85
2,3-Dimethylanilin	1,9	0,04	0,65
2,5-Dimethylanilin	0,47	0,21	0,22
N-Ethylanilin	0,22	0,54	1,7
2,4-/2,5-Dichloranilin	1,2	0,96	0,75
5-Chlor-/4-Chlor-2-methylanilin	2,1	1,6	0,98
Sonstige	0,35	0,01	0,18
Orientierender Schwellenwert, vgl. Anlage 11.1	0,075/45 ¹	0,075/45 ¹	0,075/45 ¹
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren			

fett hervorgehobene Werte: Schwellenwert überschritten

¹ Schwellenwert je nach Einzelparameter: Schwellenwert aufgrund von Verdacht auf Gentoxizität oder TTC

Tabelle 54: Übersicht Hauptvertreter aromatische Amine, Grundwasser

Aufgrund des Verdachts auf Gentoxizität (vgl. Anlage 11.1) ist mit 0,075 µg/l ein sehr niedriger Schwellenwert anzusetzen, der im Rahmen der Untersuchungen deutlich unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l liegt. Lediglich für 3,4-Dichloranilin und für N-Ethylanilin wurde ein TTC von 45 µg/l angesetzt.

7.1.2.4.3 Aliphatische Amine

Unter dem Summenparameter „Aliphatische Amine“ wird in der Folge die Summe aller Amine ohne Aromatenstruktur verstanden (vgl. auch Tabelle 56 und S. 100). Im Zuge der Stichtagsbeprobung wurden im Grundwasser keine aliphatischen Amine über der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l gemessen. Zunächst waren 0,1 µg/l als Bestimmungsgrenze vorgesehen, was nach Mitteilung des Untersuchungslabors aufgrund von Matrixeinflüssen nicht machbar war. Die Proben der Immissionspumpversuche wurden dann mit einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l analysiert, wobei die Streuung der Wiederfindungsraten von n-Butylamin ebenfalls auf Messunsicherheiten hinwies. Da praktisch alle Resultate der Bestimmungsgrenze entsprachen und unterhalb des Schwellenwerts von 45 µg/l lagen, ergaben sich dadurch jedoch keine relevanten Einschränkungen der Bewertung.

Eine Lageübersicht der untersuchten Messstellen mit den gemittelten Messwerten der Immissionspumpversuche ist als Anlage 6.1.9 beigefügt.

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe	
			Mittelwert 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010	
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	
Zustrom		S 3	n.u.	< 10	n.u.	
		P 15	0,06	< 10	n.u.	
Kessler- Grube		KE 22	0,11	< 10	n.u.	
		P 13	< BG	< 10	n.u.	
		P 14	0,06	< 10	n.u.	
		P 1	0,46	< 10	n.u.	
	Roche-Grube	P 11	0,67	< 10	n.u.	
		KE 37	--	< 10	n.u.	
		KE 38	--	< 10	n.u.	
		KE 39	--	< 10	n.u.	
	Geigy-Grube		P 16	0,78	< 10	n.u.
			P 16a	--	< 10	n.u.
			P 5	0,70	< 10	n.u.
	Muschelkalk		KE 42	--	< 10	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Werks- gelände	P 2	3,0	< 10	< 0,1
	KE 32	--	< 10	0,9
	KE 21	1,2	< 10	< 0,1
	KE 33	--	< 10	0,79
	KE 34	--	< 10	< 0,1
	KE 20	2,2	< 10	< 0,1
	KE 35	--	< 10	< 0,1
	KE 36	--	< 10	< 0,1
	P 10a	n.u.	< 10	< 0,1
	Muschelkalk KE 40	--	< 10	n.u.
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	0,32 ¹	n.u.	< 0,1
	P 12	57	< 10	14
	KE 28	--	< 10	137
	KE 43	--	< 10	13
	P 3	1,5	< 10	9
	KE 29	--	< 10	14
	KE 30	--	< 10	11
	P 4	2,4	< 10	16
	KE 31	--	< 10	2,1
	Muschelkalk KE 41	--	< 10	n.u.
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 10	< 0,1
	KE 25	--	< 10	< 0,1
	CI 31	--	< 10	< 0,1
	CI 33	--	< 10	< 0,1
	CI 32	--	< 10	< 0,1
	CI 34	--	< 10	n.u.
	KE 26	--	< 10	< 0,1
	CI 35	--	< 10	n.u.
	KE 27	--	< 10	n.u.
	P 6	n.u.	< 10	2,9
	P 7	n.u.	< 10	< 0,1
	P 8	n.u.	< 10	< 0,1
	CI 36	--	< 10	4,5
	CI 37	--	< 10	< 0,1
BR 49	n.u.	< 10	n.u.	

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Rhein		RW 1	--	< 10	< 0,1
		RW 2	--	< 10	n.u.
Orientierender Schwellenwert, vgl. Anlage 11.1			45/900 ²	45/900 ²	45/900 ²
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren					

¹ Befund aus KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a; n.u.: nicht untersucht

² Schwellenwert je nach Einzelparameter: TTC-Wert

< BG*: kleiner Bestimmungsgrenze: 10 µg/l im Rahmen der Stichtagsmessung

< BG: kleiner Bestimmungsgrenze: 0,1 µg/l im Rahmen der Immissionspumpversuche

-- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

Tabelle 55: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe aliphatische Amine, Grundwasser

Der Konzentrationsschwerpunkt des Summenparameters „Aliphatische Amine“ liegt mit rd. 137 µg/l bei KE 28 (NW-Bereich Kessler-Grube) und nimmt nach Norden bis P 12 auf rd. 14 µg/l ab. Mit 2,1 - 16 µg/l in KE 43 bis KE 31 in der Kontrollebene Rhein und vereinzelt bis rd. 3 µg/l von P2 bis KE 33 und KE 35 liegen weitere Nachweise auf aliphatische Amine im Grundwasser vor.

Die Einzelparameterverteilung in den untersuchten Messstellen der Immissionspumpversuche wird in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst und mangels Prüfwerten dem orientierenden Schwellenwert Threshold of Toxicological Concern (TTC) gegenübergestellt. Neben Methylamin und Propylamin sowie nachgeordnet Ethylamin und Dimethylamin (KE 28) treten in der Kontrollebene Rhein noch Morpholin und Piperidin (KE 29) als Hauptvertreter auf. In der Kontrollebene Werksgelände wurden deutlich geringere Konzentrationen < 3 µg/l nachgewiesen. Die Nachweise in P 6 und CI 36 sind möglicherweise auf Emissionen aus der Altablagerung der ehemaligen „Werksdeponie“ zurückzuführen.

Verdachts- fläche/ Bereich	GWM	Proben- nahme- datum	Methylamin	Ethylamin	Dimethyla- min	Propylamin	Morpholin	Piperazin	Diethylamin	Piperidin	Cyclohe- xylamin
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Werks- gelände	KE 32	29.06.2010	< 0,1	2,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 33	29.06.2010	< 0,1	0,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Kontroll- ebene Rhein	KE 28	13.07.2010	70	20	25	59	< 0,1	< 0,1	< 0,1	28	< 0,1
	KE 28	14.07.2010	65	11	7,4	49	< 0,1	< 0,1	< 0,1	6,6	< 0,1
	KE 28	15.07.2010	55	15	6,8	21	6,7	< 0,1	1,9	7,4	41
	KE 28	16.07.2010	39	11	6,9	19	2,9	< 0,1	< 0,1	3,4	1,3
	KE 28	18.07.2010	45	13	11	26	3,1	< 0,1	< 0,1	3,4	< 0,1
	KE 29	22.07.2010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	21	< 0,1	< 0,1	21	< 0,1
	KE 30	13.07.2010	5,7	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 30	14.07.2010	5,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 30	15.07.2010	6,3	0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 30	16.07.2010	5,8	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 30	18.07.2010	3,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	15,0	< 0,1	< 0,1	14	< 0,1
	KE 31	15.07.2010	8,4	0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 31	16.07.2010	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	KE 43	22.07.2010	< 0,1	2,2	< 0,1	< 0,1	21,0	< 0,1	< 0,1	16	< 0,1
	P 12	20.07.2010	< 0,1	17	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	7,3	< 0,1	< 0,1
	P 12	21.07.2010	< 0,1	10	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4,5	< 0,1	< 0,1
	P 12	22.07.2010	< 0,1	4,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,5	< 0,1	< 0,1
	P 12	23.07.2010	< 0,1	7,8	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4,7	< 0,1	< 0,1
	P 12	25.07.2010	< 0,1	6,8	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,9	< 0,1	< 0,1
	P 3	13.07.2010	5,8	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
P 3	15.07.2010	10	1,80	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
P 3	18.07.2010	10	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
P 4	23.07.2010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	42	< 0,1	< 0,1	37	< 0,1	
Abstrom BASF- Werks- gelände	CI 36	15.06.2010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,7	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	P 6	15.06.2010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,9	< 0,1
Orientierender Schwellenwert, vgl. Anlage 11.1			900	900	45	900	45	--	45	45	45

Tabelle 56: Übersicht Hauptvertreter aliphatische Amine, Grundwasser

7.1.2.4.4 BTEX

Die Analysenergebnisse für (leicht-)flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe der BTEX-Familie (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe	
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010	
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	
Zustrom	S 3	n.u.	< 1	n.u.	
	P 15	0,5	< 1	n.u.	
Kessler- Grube	KE 22	0,3	< 1	n.u.	
	P 13	< BG	< 1	n.u.	
	P 14	< BG	< 1	n.u.	
	P 1	0,1	< 1	n.u.	
	Roche-Grube	P 11	2,3²	< 1	n.u.
	KE 37	--	< 1	n.u.	
	KE 38	--	< 1	n.u.	
	KE 39	--	< 1	n.u.	
	Geigy-Grube	P 16	7,6²	2,6 ²	n.u.
		P 16a	--	0,7	n.u.
		P 5	42²	4,1²	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	< 1	n.u.
	Kontroll- ebene Werks- gelände	P 2	0,6	< 1	< 1
KE 32		--	< 1	< 1	
KE 21		0,5	< 1	< 1	
KE 33		--	< 1	< 1	
KE 34		--	< 1	< 1	
KE 20		3,3	< 1	< 1	
KE 35		--	< 1	< 1	
KE 36		--	< 1	< 1	
P 10a		0,1	< 1	< 1	
Muschelkalk		KE 40	--	< 1	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	< BG	n.u.	< 1
	P 12	130²	1,1²	6,8²
	KE 28	--	10²	22²
	KE 43	--	< 1	7,2²
	P 3	3,0²	< 1	1,0
	KE 29	--	< 1	0,4
	KE 30	--	< 1	< 1
	P 4	0,3	< 1	< 1
	KE 31	--	< 1	< 1
	Muschelkalk	KE 41	--	0,8
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 1	< 1
	KE 25	--	< 1	< 1
	CI 31	--	< 1	< 1
	CI 33	--	< 1	< 1
	CI 32	--	< 1	< 1
	CI 34	--	< 1	n.u.
	KE 26	--	< 1	< 1
	CI 35	--	< 1	n.u.
	KE 27	--	< 1	n.u.
	P 6	n.u.	< 1	0,5
	P 7	n.u.	< 1	< 1
	P 8	n.u.	< 1	< 1
	CI 36	--	< 1	< 1
	CI 37	--	< 1	< 1
BR 49	n.u.	< 1	n.u.	
Rhein	RW 1	--	< 1	n.u.
	RW 2	--	< 1	n.u.
Prüfwert [22]: BTEX		20	20	20
Prüfwert [22]: Benzol		1	1	1

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a; n.u.: nicht untersucht

² Prüfwertüberschreitungen für Benzol als BTEX-Hauptvertreter

-- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

fett hervorgehobene Werte: Prüfwert überschritten

Tabelle 57: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe BTEX, Grundwasser

BTEX wurden mit der 2. Etappe der Detailuntersuchung in der Kessler-Grube vornehmlich im Einzugsbereich der Messstelle KE 28, P 12 und KE 43 (NW-Bereich Kessler-Grube), in der Kontrollebene Rhein und in P 5 und P 16/P 16a nachgewiesen.

Die BTEX-Summe wird vor allem durch Benzol dominiert. In P 12 tritt daneben Toluol auf. Überschreitungen des Prüfwerts für BTEX von 20 µg/l bestehen beim Immissionspumpversuch in KE 28. Benzol-Prüfwertüberschreitungen wurden mit der Stichtagsbeprobung in KE 28, P 5, P 16, P 12 und bei den Immissionspumpversuchen in der Kontrollebene Rhein festgestellt (P 12, KE 28, KE 43).

Auf dem BASF-Werksgelände war BTEX nur in P 6 nachweisbar, was auf die ehemalige Werksdeponie zurückzuführen sein könnte.

7.1.2.4.5 Phenole (Index), Chlorphenole

Phenole (Index)

Nachfolgend sind zunächst die Werte für den Phenolindex aufgelistet. Eine Übersicht der Konzentrationsverteilungen für die Phenole (Index) zum Zeitpunkt der Stichtagsbeprobung ist unter der Anlage 6.1.5 beigefügt.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe	
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010	
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	
Zustrom	S 3	n.u.	< 5	n.u.	
	P 15	< BG	< 5	n.u.	
Kessler- Grube	KE 22	n.u.	< 5	n.u.	
	P 13	< BG	< 5	n.u.	
	P 14	< BG	< 5	n.u.	
	P 1	7,0	< 5	n.u.	
	Roche-Grube	P 11	58	5,0	n.u.
		KE 37	--	27	n.u.
		KE 38	--	100	n.u.
		KE 39	--	9,0	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	40	< 5	n.u.
		P 16a	--	24	n.u.
		P 5	83	24	n.u.
Muschelkalk	KE 42	--	13	n.u.	

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Werks- gelände	P 2	< BG	< 5	4,0
	KE 32	--	5,0	1,0
	KE 21	n.u.	20	11
	KE 33	--	< 5	7,0
	KE 34	--	7,0	10
	KE 20	n.u.	14	6,0
	KE 35	--	< 5	3,0
	KE 36	--	< 5	< 5
	P 10a	< BG	< 5	1,4
	Muschelkalk	KE 40	--	< 5
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	n.u.	n.u.	< 5
	P 12	330	44	100
	KE 28	--	9,0	< 5
	KE 43	--	6,0	5
	P 3	50	< 5	< 5
	KE 29	--	51	10
	KE 30	--	21	< 5
	P 4	7,5	< 5	4,0
	KE 31	--	13	< 5
	Muschelkalk	KE 41	--	41
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 5	< 5
	KE 25	--	< 5	< 5
	CI 31	--	< 5	< 5
	CI 33	--	< 5	< 5
	CI 32	--	< 5	< 5
	CI 34	--	< 5	n.u.
	KE 26	--	< 5	< 5
	CI 35	--	< 5	n.u.
	KE 27	--	< 5	n.u.
	P 6	n.u.	6,0	< 5
	P 7	n.u.	< 5	< 5
	P 8	n.u.	< 5	< 5
	CI 36	--	< 5	< 5
	CI 37	--	< 5	< 5
	BR 49	n.u.	< 5	n.u.
Rhein	RW 1	--	< 5	n.u.
	RW 2	--	5,0	n.u.
Prüfwert [22]		20	20	20

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a; n.u.: nicht untersucht
 -- Messstelle 2009/2010 eingerichtet fett: Prüfwert überschritten

Tabelle 58: Zusammenfassung Analysenergebnisse Phenolindex, Grundwasser

Der Belastungsschwerpunkt für Phenole (Index) tritt bei der Stichtagsbeprobung mit rd. 100 µg/l in KE 38 zwischen der Roche- und der Geigy-Grube auf. Weitere Prüfwertüberschreitungen (> 20µg/l) liegen in KE 29, KE 37, P 5, P 16a, KE 30 wie auch in der Muschelkalk-Messstelle KE 41 vor.

In KE 29 wird der Messwert der Stichtagsbeprobung mit einer gemittelten Phenolkonzentration von 20 µg/l beim Immissionspumpversuch bestätigt. Mit den Immissionspumpversuchen wurde einzig in der Kontrollebene Rhein in P 12 eine nachhaltige Prüfwertüberschreitung für Phenole (Index) festgestellt. In den restlichen Messstellen mit Immissionspumpversuchen wurden keine weiteren Prüfwertüberschreitungen analysiert.

Chlorphenole

Die Analysenergebnisse sind nachfolgend dargestellt. Unter dem Summenparameter „Chlorphenole“ wird in der Folge die Summe aller chlorierten Phenole mit einem oder mehreren Chloratomen am Benzolring verstanden (vgl. auch Kap. 7.1.3.1.1).

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	< 0,05	n.u.
		P 15	1,8	< 0,05	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	< BG	< 0,05	n.u.
		P 13	5,0	< 0,05	n.u.
		P 14	2,3	< 0,05	n.u.
		P 1	1,8	< 0,05	n.u.
	Roche-Grube	P 11	3,0	< 0,05	n.u.
		KE 37	--	< 0,05	n.u.
		KE 38	--	0,2	n.u.
		KE 39	--	< 0,05	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	2,5	1,9	n.u.
		P 16a	--	0,5	n.u.
		P 5	4,6	3,8	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	< 0,05	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	0,6	< 0,05	< BG
		KE 32	--	< 0,05	< BG
		KE 21	0,1	0,3	0,6
		KE 33	--	0,1	0,2
		KE 34	--	< 0,05	< BG
		KE 20	0,2	0,3	0,1
		KE 35	--	< 0,05	0,1
		KE 36	--	< 0,05	< BG
		P 10a	1,3	< 0,05	< BG
	Muschelkalk	KE 40	--	< 0,05	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	< BG	n.u.	< BG
	P 12	590	< 0,05	< BG
	KE 28	--	0,2	0,1
	KE 43	--	< 0,05	< BG
	P 3	1,1	< 0,05	0,1
	KE 29	--	0,1	0,1
	KE 30	--	0,1	0,2
	P 4	0,3	< 0,05	< BG
	KE 31	--	< 0,05	< BG
	Muschelkalk	KE 41	--	< 0,05
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 0,05	< BG
	KE 25	--	< 0,05	< BG
	CI 31	--	< 0,05	< BG
	CI 33	--	< 0,05	< BG
	CI 32	--	< 0,05	< BG
	CI 34	--	< 0,05	n.u.
	KE 26	--	< 0,05	< BG
	CI 35	--	< 0,05	n.u.
	KE 27	--	< 0,05	n.u.
	P 6	n.u.	< 0,05	0,8
	P 7	n.u.	< 0,05	< BG
	P 8	n.u.	< 0,05	< BG
	CI 36	--	< 0,05	< BG
	CI 37	--	< 0,05	< BG
BR 49	n.u.	< 0,05	n.u.	
Rhein	RW 1	--	< 0,05	< 0,05
	RW 2	--	< 0,05	n.u.
GFS-Wert [50]		1	1	1

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a;

-- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

fett hervorgehobene Werte: GFS-Wert überschritten

n.u.: nicht untersucht

< BG: kleiner Bestimmungsgrenze

Tabelle 59: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe Chlorphenole, Grundwasser

Chlorphenole wurden bei der Stichtagsbeprobung in den Messstellen P 5 und P 16 mit Überschreitungen des GFS-Werts von 1 µg/l gemessen. Die GWM P 5 weist mit 3,8 µg/l den Höchstwert auf. Während in P 16 mit 1,9 µg/l eine erhöhte Konzentration gemessen wurde, liegt in der benachbarten und nur im Niederterrassenschotter ausgebauten GWM P 16a mit 0,54 µg/l ein deutlich niedriger Summenwert im Grundwasser vor. Die Hauptvertreter sind 2-Chlorphenol, 3-Chlorphenol und 4-Chlorphenol sowie in P 5 auch 2,4- und 2,5 – Dichlorphenol.

Mit den Immissionspumpversuchen wurden keine am Mittelwert bemessenen Überschreitungen des GFS-Werts für Chlorphenole nachgewiesen. In P 6 (BASF-Werksgelände) wurden beim Immissionspumpversuch im Mittel 0,7 µg/l gemessen, wodurch sich P 6 wiederum von den umliegenden Messstellen mit Messwerten jeweils unter der Bestimmungsgrenze abgrenzt.

7.1.2.4.6 PAK, Naphthalin(e)

Eine Lageübersicht der nachfolgend tabellarisch aufgeführten Verteilung der PAK-Gehalte im Grundwasser (16 Einzelsubstanzen nach EPA zzgl. zwei Methylnaphthaline) liegt als Anlage 6.1.6 bei.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom	S 3	n.u.	< 0,01	n.u.
	P 15	0,02	< 0,01	n.u.
Kessler- Grube	KE 22	< BG	0,01	n.u.
	P 13	0,04	< 0,01	n.u.
	P 14	0,23	< 0,01	n.u.
	P 1	0,17	0,21	n.u.
	Roche-Grube P 11	0,04	0,03	n.u.
	KE 37	--	0,02	n.u.
	KE 38	--	0,85	n.u.
	KE 39	--	< 0,01	n.u.
	Geigy-Grube P 16	2,4	7,5	n.u.
	Geigy-Grube P 16a	--	4,8	n.u.
	Geigy-Grube P 5	2,9	7,1	n.u.
	Muschelkalk KE 42	--	< 0,01	n.u.
	Kontroll- ebene Werks- gelände	P 2	0,16	< 0,01
KE 32		--	< 0,01	0,07
KE 21		0,14	0,41	0,21
KE 33		--	< 0,01	0,14
KE 34		--	0,17	0,36
KE 20		0,82	1,5	0,93
KE 35		--	0,06	0,34
KE 36		--	0,01	< BG
P 10a		0,08	< 0,01	< BG
Muschelkalk KE 40		--	0,09	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Kontroll- ebene Rhein	KE 23a	< BG	n.u.	0,04
	P 12	0,80	0,15	0,07
	KE 28	--	0,14	0,03
	KE 43	--	< 0,01	0,01
	P 3	0,09	< 0,01	0,04
	KE 29	--	0,10	0,16
	KE 30	--	0,19	0,10
	P 4	0,07	< 0,01	0,04
	KE 31	--	0,02	< BG
Muschelkalk	KE 41	--	0,07	n.u.
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 0,01	< BG
	KE 25	--	0,05	0,22
	CI 31	--	< 0,01	< BG
	CI 33	--	< 0,01	< BG
	CI 32	--	0,02	< BG
	CI 34	--	0,08	n.u.
	KE 26	--	< 0,01	< BG
	CI 35	--	< 0,01	n.u.
	KE 27	--	0,01	n.u.
	P 6	n.u.	0,02	< BG
	P 7	n.u.	< 0,01	< BG
	P 8	n.u.	< 0,01	< BG
	CI 36	--	< 0,01	< BG
	CI 37	--	0,01	0,01
BR 49	n.u.	< 0,01	n.u.	
Rhein	RW 1	--	0,01	n.u.
	RW 2	--	0,02	n.u.
Vergleichswert		(Prüfwerte bestehen für PAK-15, vgl. nachfolgende Tabelle)		

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a;
 -- Messstelle 2009/2010 eingerichtet

n.u.: nicht untersucht
 < BG: kleiner Bestimmungsgrenze

Tabelle 60: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe PAK, Grundwasser

Mit der Stichtagsbeprobung treten die PAK (EPA, 15 Substanzen ohne Naphthalin/Methylnaphthaline) über dem Prüfwert von 0,2 µg/l in P 16, KE 20, P 5, P 16a, KE 38 und P 1 auf. Der Immissionspumpversuch in KE 20 bestätigt das Einzelergebnis der Stichtagsbeprobung und deutet in Verbindung mit den PAK-Befunden der benachbarten Messstellen in der Kontrollebene Werksgelände (KE 33, KE 34 und KE 35) auf eine PAK-Abstromfahne aus der Kessler-Grube hin, die möglicherweise bis zu KE 25 zu verfolgen ist.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom	S 3	n.u.	< 0,01	n.u.
	P 15	0,02	< 0,01	n.u.
Kessler- Grube	KE 22	< BG	0,01	n.u.
	P 13	< BG	< 0,01	n.u.
	P 14	< BG	< 0,01	n.u.
	P 1	0,15	0,20	n.u.
	Roche-Grube P 11	0,03	< 0,01	n.u.
	KE 37	--	< 0,01	n.u.
	KE 38	--	0,43	n.u.
	KE 39	--	< 0,01	n.u.
	Geigy-Grube P 16	1,8	3,1	n.u.
	Geigy-Grube P 16a	--	1,2	n.u.
	Geigy-Grube P 5	1,4	1,6	n.u.
	Muschelkalk KE 42	--	< 0,01	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände	P 2	0,14	< 0,01	< 0,01
	KE 32	--	< 0,01	< 0,01
	KE 21	--	0,14	0,1
	KE 33	--	0,08	0,1
	KE 34	--	0,08	0,4
	KE 20	0,01	1,3	0,9
	KE 35	--	0,01	0,3
	KE 36	--	< 0,01	< 0,01
	P 10a	0,1	< 0,01	< 0,01
	Muschelkalk KE 40	--	< 0,01	n.u.
Kontroll- ebene Rhein	KE 23(a)	< BG	n.u.	0,4
	P 12	0,5	0,06	0,02
	KE 28	--	0,02	< 0,01
	KE 43	--	< 0,01	< 0,01
	P 3	0,04	< 0,01	0,03
	KE 29	--	0,04	0,08
	KE 30	--	0,05	0,05
	P 4	0,05	< 0,01	0,01
	KE 31	--	< 0,01	< 0,01
	Muschelkalk KE 41	--	< 0,01	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 0,01	< 0,01
	KE 25	--	0,01	0,22
	CI 31	--	< 0,01	< 0,01
	CI 33	--	< 0,01	< 0,01
	CI 32	--	< 0,01	< 0,01
	CI 34	--	0,06	n.u.
	KE 26	--	< 0,01	< 0,01
	CI 35	--	< 0,01	n.u.
	KE 27	--	< 0,01	n.u.
	P 6	n.u.	< 0,01	n.u.
	P 7	n.u.	< 0,01	n.u.
	P 8	n.u.	< 0,01	n.u.
	CI 36	--	< 0,01	< 0,01
	CI 37	--	< 0,01	< 0,01
BR 49	--	< 0,01	n.u.	
Rhein	RW 1	--	< 0,01	n.u.
	RW 2	--	< 0,01	n.u.
Prüfwert [22]		0,2		

n.u.: nicht untersucht
 < BG: kleiner Bestimmungsgrenze
 -- Messstelle 2009/2010 eingerichtet
fett hervorgehobene Werte: Prüfwert überschritten

Tabelle 61: Zusammenfassung Analyseergebnisse Summe PAK (nach EPA, 15 Einzelsubstanzen, ohne Naphthaline), Grundwasser

7.1.2.4.7 LHKW, HCE, HCBd und AOX

Nachfolgend sind die Analyseergebnisse für LHKW verzeichnet. Einzelparameter der Summe LHKW sind: Trichlorfluormethan, 1,1-Dichlorethen, Dichlormethan, trans-1,2-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, cis-1,2-Dichlorethen, Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, Trichlorethen, Bromdichlormethan, cis-1,3-Dichlorpropen, trans-1,3-Dichlorpropen, 1,1,2-Trichlorethan, Tetrachlorethen, Dibromchlormethan, Tribrommethan, 1,1,2,2-Tetrachlorethan und Vinylchlorid.

Hexachlorethan (HCE) und Hexachlorbutadien (HCBd), welche in der rd. 2 km östlich gelegenen Ablagerung Hirschacker-Grube maßgeblich sind, traten in der Kessler-Grube nicht auf und konnten in Abstimmung mit dem Landratsamt Lörrach für die Immissionspumpversuche aus dem Untersuchungsumfang genommen werden.

Die Ergebnisse für AOX finden sich nachfolgend in einer weiteren Tabelle.

LHKW

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	1,8	n.u.
		P 15	5,5	2,3	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	0,9	0,4	n.u.
		P 13	0,9	2,2	n.u.
		P 14	0,1	0,8	n.u.
		P 1	0,3	0,8	n.u.
	Roche-Grube	P 11	4,9	< 0,5	n.u.
		KE 37	--	< 0,5	n.u.
		KE 38	--	0,1	n.u.
		KE 39	--	1,8	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	0,2	0,1	n.u.
	Geigy-Grube	P 16a	--	0,4	n.u.
	Geigy-Grube	P 5	1,7	0,1	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	< 0,5	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	0,4	0,8	0,6
		KE 32	--	0,6	0,3
		KE 21	< BG	0,4	0,5
		KE 33	--	0,3	0,1
		KE 34	--	0,6	0,5
		KE 20	< BG	0,5	0,1
		KE 35	--	0,4	0,4
		KE 36	--	0,5	0,2
		P 10a	0,5	1,3	0,4
	Muschelkalk	KE 40	--	0,1	n.u.
Kontroll- ebene Rhein		KE 23a	0,4	n.u.	0,1
		P 12	8,3	< 0,5	1,0
		KE 28	--	< 0,5	0,8
		KE 43	--	< 0,5	0,7
		P 3	0,3	< 0,5	0,5
		KE 29	--	0,8	0,5
		KE 30	--	0,8	0,2
		P 4	6,9	0,5	0,4
		KE 31	--	0,7	0,3
Muschelkalk	KE 41	--	0,1	n.u.	

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	0,7	< 0,5
	KE 25	--	0,4	< 0,5
	CI 31	--	0,7	< 0,5
	CI 33	--	1,2	< 0,5
	CI 32	--	0,5	< 0,5
	CI 34	--	1,1	n.u.
	KE 26	--	1,7	< 0,5
	CI 35	--	1,4	n.u.
	KE 27	--	5,7	n.u.
	P 6	n.u.	3,1	1,9
	P 7	n.u.	1,6	2,0
	P 8	n.u.	2,4	3,2
	CI 36	--	1,1	1,8
	CI 37	--	5,0	5,5
BR 49	n.u.	0,3	n.u.	
Rhein	RW 1	--	< 0,5	n.u.
	RW 2	--	< 0,5	n.u.
Prüfwert [22]		10	10	10

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a;
 -- Messstelle erbaut 2009/2010

n.u.: nicht untersucht
 < BG: kleiner Bestimmungsgrenze

Tabelle 62: Zusammenfassung Analysenergebnisse Summe LHKW ohne HCE und HCBd, Grundwasser

LHKW wurden mit der Stichtagsbeprobung in der Kessler-Grube in Konzentrationen < 3 µg/l gemessen. Die Messwerte der Zustrom-Messstellen am Nordrand (S 3, P 15) der Altablagerung wie auch in KE 27, CI 37 und P 8 im Osten des BASF-Werksgebietes deuten mit 2 - 5 µg/l LHKW auf einen möglicherweise diffusen Eintrag mit dem Grundwasserzustrom hin. Tetrachlorethen, Trichlorethen und Trichlormethan stellen dabei die Hauptparameter.

Die Immissionspumpversuche in den Kontrollebenen Werksgebietes und Rhein ergaben keine signifikanten Änderungen der beschriebenen LHKW-Gehalte. Auch mit den Immissionspumpversuchen in CI 37 und P 8 wurden mit rd. 5,5 bzw. 3,1 µg/l LHKW vergleichbare Konzentrationen wie bei der Stichtagsbeprobung gemessen. CI 36, P 6 und P 7 zeigen LHKW-Spuren von rd. 2 µg/l. LHKW sind auf den östlichen Bereich des BASF-Werksgebietes beschränkt.

AOX

Die AOX-Verteilung (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) im Grundwasser des Pegelfeldes der Stichtagsmessungen wird in Anlage 6.1.7 entsprechend der folgenden tabellarischen Zusammenstellung gezeigt.

Verdachtsfläche/ Bereich		Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
			Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Zustrom		S 3	n.u.	< 10	n.u.
		P 15	< BG	< 10	n.u.
Kessler- Grube		KE 22	10	< 10	n.u.
		P 13	< BG	10	n.u.
		P 14	10	< 10	n.u.
		P 1	10	< 10	n.u.
	Roche-Grube	P 11	30	< 10	n.u.
		KE 37	--	10	n.u.
		KE 38	--	110	n.u.
		KE 39	--	20	n.u.
	Geigy-Grube	P 16	30	110	n.u.
	Geigy-Grube	P 16a	--	120	n.u.
	Geigy-Grube	P 5	90	330	n.u.
	Muschelkalk	KE 42	--	110	n.u.
Kontroll- ebene Werks- gelände		P 2	40	20	13
		KE 32	--	30	10
		KE 21	80	70	60
		KE 33	--	40	30
		KE 34	--	30	35
		KE 20	60	60	30
		KE 35	--	< 10	10
		KE 36	--	< 10	5
		P 10a	10	< 10	< 10
	Muschelkalk	KE 40	--	110	n.u.
Kontroll- ebene Rhein		KE 23a	20	n.u.	10
		P 12	1.100	1.040	655
		KE 28	--	3.590	1.400
		KE 43	--	120	430
		P 3	220	70	160
		KE 29	--	180	75
		KE 30	--	80	60
		P 4	60	30	30
		KE 31	--	40	20
	Muschelkalk	KE 41	--	620	n.u.

Verdachtsfläche/ Bereich	Mess- stelle	DU 1. Etappe	DU 2. Etappe	DU 2. Etappe
		Mittelwert OU und DU 2006/2007	Stichtagsbe- probung 02/2010	Mittelwert IPV 06-09/2010
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Abstrom BASF- Werks- gelände	KE 24	--	< 10	< 10
	KE 25	--	20	10
	CI 31	--	< 10	< 10
	CI 33	--	< 10	10
	CI 32	--	< 10	< 10
	CI 34	--	< 10	n.u.
	KE 26	--	< 10	10
	CI 35	--	< 10	n.u.
	KE 27	--	< 10	n.u.
	P 6	n.u.	< 10	10
	P 7	n.u.	20	20
	P 8	n.u.	< 10	10
	CI 36	--	< 10	3
	CI 37	--	< 10	5
	BR 49	n.u.	20	n.u.
Rhein	RW 1	--	< 10	< 10.
	RW 2	--	< 10	n.u.
Warnwert [64]		50	50	50

¹ Messbefund zu KE 23 vor Umbau zu positionsgleicher GWM KE 23a; n.u.: nicht untersucht
 -- Messstelle erbaut 2009/2010 < BG: kleiner Bestimmungsgrenze
fett: Warnwert überschritten

Tabelle 63: Zusammenfassung Analysenergebnisse AOX, Grundwasser

Mit 3 590 µg/l wurden bei der Stichtagsbeprobung in der Kontrollebene Rhein in KE 28 hohe Gehalte an AOX gemessen, die bis zur nördlich benachbarten Messstelle P 12 auf 1 040 µg/l und zu KE 43 im Süden auf 120 µg/l abnehmen.

In der Kontrollebene Rhein (P 3, KE 29, KE 30), in der Kontrollebene Werksgelände (KE 21, KE 20) und in den Muschelkalk-Messstellen KE 41 (410 µg/l) und KE 40 und KE 42 (jeweils 110 µg/l) liegen Auffälligkeiten mit AOX-Konzentrationen > 50 µg/l vor.

Im abstromigen BASF-Werksgelände treten durchwegs deutlich geringere Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l auf.

7.1.2.5 Zusammenfassung

Im Grundwasser der Kessler-Grube liegen, bezogen auf die Stichtagsbeprobung, Überschreitungen der Beurteilungswerte für Ammonium, (P 1, KE 38, P 16/P 16a, P 5), Chlorbenzole (KE 38, P 16/P 16a) und aromatische Amine (KE 38, KE 39, P 16/P 16a) jeweils mit dem Schwerpunkt in der Geigy-Grube vor. Benzol wurde mit geringfügigen Prüfwertüberschreitungen in P 15 und P 5 festgestellt. Die Phenolindizes wurden mit Prüfwertüberschreitungen in P 16a (nicht jedoch P 16) und in gleicher Konzentration in P 5 gemessen und werden vermutlich mit dem Grundwasser aus dem Belastungsschwerpunkt bei KE 38 verfrachtet. Chlorphenole wurden zweimalig in P 5 und P 16 oberhalb des GFS-Werts gemessen. PAK treten in P 16, P 16a, P 5 und KE 38 oberhalb des Prüfwerts auf.

In den beiden Kontrollebenen, d. h. im unmittelbaren Grundwasservorkommen der Niederterrassenschotter wurden bei der 2. Etappe der DU folgende Prüf- und Schwellenwertüberschreitungen festgestellt:

Kontrollebene Rhein

- **Ammonium:** Prüfwertüberschreitungen bei der Stichtagsbeprobung wurden mit Ausnahme von KE 23a in allen Grundwasseraufschlüssen durch die Immissionspumpversuche bestätigt und entsprechen den Ergebnissen aus der 1. Etappe der DU. KE 28 und P 12 markieren den Konzentrationsschwerpunkt.
- **Chlorbenzole:** Überschreitungen des vorläufigen Prüfwerts von 1 µg/l liegen wiederum mit Ausnahme von KE 23a in allen Messstellen der Stichtagsbeprobung und den Immissionspumpversuchen vor.
- **Aromatische Amine:** Anilin-Derivate treten mit Ausnahme von KE 23a in allen Messstellen der Stichtagsbeprobung und mit den Immissionspumpversuchen in Konzentrationen über dem TTC-Schwellenwert auf.
- **BTEX, Benzol:** Die BTEX-Summe wird nahezu ausschließlich durch Benzol vertreten. Punktuelle Prüfwertüberschreitungen für Benzol beschränken sich sowohl bei der Stichtagsbeprobung als auch den Immissionspumpversuchen auf KE 28 und die benachbarten Messstellen P 12 und KE 43
- **Phenole (Index):** Punktuelle Prüfwertüberschreitungen (Stichtagsbeprobung und Immissionspumpversuche) liegen in den Messstellen P 12 und KE 29 vor.
- **Halb-/Schwermetalle:** Signifikante Prüfwertüberschreitungen liegen für Arsen in KE 28, KE 29, KE 30, P 3, P 4, P 12 vor.
- **AOX** Gehalte oberhalb des Warnwerts wurden bei der Stichtagsbeprobung bzw. den Immissionspumpversuchen mit Ausnahme von KE 23a, P 4 und KE 31 in allen Messstellen gemessen.

Die weiteren Einzelparameter wie PAK, LHKW, aliphatische Amine und Chlorphenole liegen in der Kontrollebene Rhein unter den jeweiligen Prüfwerten. In vorherigen Messrunden festgestellte punktuelle Auffälligkeiten für Chrom (ges.) und Zink wurden mit den Immissionspumpversuchen nicht bestätigt.

Die unbelasteten Messstellen KE 23/23a am Nordwestrand der Altablagerung unterstreichen, dass es keine Hinweise auf einen nordwestlich gerichteten Grundwasserabstrom gibt.

Kontrollebene Werksgelände

- Ammonium: Mit Ausnahme von P 10a liegen in allen Grundwasseraufschlüssen sowohl bei der Stichtagsbeprobung als auch den Immissionspumpversuchen Prüfwertüberschreitungen vor.
- Chlorbenzole: In den Messstellen zwischen KE 32 und KE 35, d. h. nahezu auf der ganzen Länge der Kontrollebene, bestehen Überschreitungen des vorläufigen Prüfwerts.
- Aromatische Amine: Anilin-Derivate treten mit der Stichtagsbeprobung von P 2 bis KE 35 und mit den Immissionspumpversuchen auch in KE 36 und P 10a oberhalb des TTC-Schwellenwerts auf.
- Halb-/Schwermetalle: Prüfwertüberschreitungen liegen ausschließlich für Arsen in KE 20, KE 21, KE 33, KE 34 vor.
- PAK Geringfügige Prüfwertüberschreitungen wurden im Zuge des Immissionspumpversuchs in KE 34, KE 20 und KE 35 gemessen.
- AOX Geringfügig über dem Warnwert liegende Gehalte wurden in KE 20 und KE 21 gefunden.

Die weiteren Summenparameter wie LHKW, Chlorphenole, Phenole, BTEX und aliphatische Amine liegen in der Kontrollebene Werksgelände unter den jeweiligen Prüfwerten. Die einmalige, punktuelle Prüfwertüberschreitung des Phenolindex in KE 21 bei der Stichtagsbeprobung wurde während der Immissionspumpversuche nicht bestätigt.

Chlorbenzole und aromatische Amine finden sich in beiden Kontrollebenen jeweils nahezu über die gesamte Länge. **An diesen beiden Beispielen wird erkennbar, dass sich die Kessler-Grube nicht auf isolierte Belastungsbereiche reduzieren lässt. Gleichzeitig deutet die Höhe der Schadstoffgehalte darauf hin, dass im Nordwestbereich (Umfeld P 12 und KE 28) sowie im Zentralbereich (KE 38, P 16, P 5) der größte Anteil des Schadstoffpools zu vermuten ist.**

Muschelkalk-Messstellen

In der rheinnahen KE 41 wurden Schwellenwertüberschreitungen festgestellt (Ammonium, aromatische Amine, Phenolindex und AOX), welche qualitativ der Belastungssituation im dortigen überlagernden Quartär entsprechen. In KE 40 in der Kontrollebene Werksgelände und KE 42 am Nordrand der Roche-Grube tritt lediglich Ammonium oberhalb des Prüfwerts auf.

7.1.3 GC/MS-Screenings

7.1.3.1 Stoffklassen

7.1.3.1.1 Identifizierte Substanzen

In Anlage 5.2.1 sind die nachgewiesenen Substanzen mit ihrer CAS- (Chemical Abstracts Service) Nummer, ihrer Häufigkeit und den Minimal-, Maximal- und Durchschnittskonzentrationen zusammengefasst. Laut des zugrunde liegenden Qualitäts-sicherungskonzeptes [40] gilt der Nachweis einer Substanz an einer Messstelle als gesichert, wenn sie mindestens dreimal identifiziert wurde. Substanzen, die ein- oder zweimal nachgewiesen wurden, sind in der Spalte „Nachweis ungesichert“ mit der Bemerkung „Probenzahl“ markiert. Darüber hinaus wurden Substanzen, die nur in den Feldblindproben oder in Konzentrationen kleiner als die gesetzte Identifizierungsgrenze auftreten, entsprechend markiert. Die Substanzen wurden für eine chemische Risikobewertung in Stoffklassen eingeteilt. Substanzen, die nur in der IPV-Kampagne nachgewiesen wurden, sind gesondert aufgelistet.

Nachfolgend sind die Ergebnisse für die verwendeten Stoffklassen erläutert.

Aromatische Amine

Wichtigster Vertreter der aromatischen Amine sind die substituierten Aniline (Bezeichnung nach IUPAC: Benzenamine) und der Grundkörper Anilin selbst, aber auch 1-Naphthylamin und [1,1'-Biphenyl]-2-amin. Aromatische Amine sind problematisch, da die meisten bekannte oder verdächtige Krebserzeuger sind (vgl. Legaleinstufungen in Anlagen 5.4.1 und 5.4.2). Durch die Position der Substituenten (z. B. Chlor oder Methylgruppen) am Benzolring ergibt sich eine Vielzahl von möglichen Anilinisomeren, die durch GC/MS nur unzureichend unterschieden werden können. Unsubstituiertes Anilin bereitet überdies durch seine Polarität und Flüchtigkeit Probleme bei der GC/MS-Analytik. Der interne Standard Anilin-d5 weist für alle untersuchten Proben Wiederfindungsraten von etwa 20 % auf, d. h. die Konzentrationen des BMG-Analyseberichts, die nicht wiederfindungskorrigiert wurden, sind systematisch um ca. 80 % zu niedrig angegeben.

Anilin selbst tritt relativ lokalisiert in den Messstellen KE 28 (Maximalwert 1 500 µg/l), KE 37, KE 38, KE 39, P 11 und P 12 auf. Die substituierten Aniline, vor allem die Chlortoluidine (z. B. 2-Chlor-4-methylanilin, 3-Chlor-2-methylanilin oder 5-Chlor-2-methylanilin) und Dichloraniline (z. B. 3,5-Dichloranilin und 2,3-Dichloranilin) sind stärker verbreitet und treten in der Kontrollebene Werksgelände, im Südteil der Kontrollebene Rhein (KE 29, KE 30 und KE 31) und auch im Abstrom in KE 25 auf (vgl. Anlage 5.2.2).

Chloraromaten

Die Verteilung und die Konzentrationen der Chlorbenzole werden als Einzelparameter in Kap. 7.1.2.4.1 beschrieben. Zu den Chlorbenzolen treten aus der GC/MS-Analytik noch weitere Chloraromaten hinzu, z. B. 2-Chlortoluol, 1,1'-Sulfonylbis[4-chlor-benzol] oder Chlornaphthalin. Die Verbreitung von 1,1'-Sulfonylbis[4-chlor-benzol] wird in Kap. 7.1.3.2 diskutiert.

Phenolderivate

Es wurden keine krebserregenden oder krebverdächtigen Chlorphenole nachgewiesen. 2-Ethoxyphenol (Maximalwert 1 040 µg/l in KE 38), 2-Ethoxy-4-methylphenol und 4-(1,1-Dimethylpropyl)-phenol wurden sowohl in der Altablagerung (KE 38, KE 39, und P 16a) als auch in den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände nachgewiesen. 4-(1,1-Dimethylpropyl)-phenol tritt auch im Abstrom in KE 25 auf (vgl. Anlage 5.2.2).

Stickstoffheterozyklen

Zu den Stickstoffheterozyklen zählen die pharmazeutischen Wirkstoffe Aminopyrin, Antipyrin, Aprobarbital, Heptabarbital, Glutethimid, Methyprylon, Nordazepam und Propyphenazon, sowie verschiedene Pyrrolderivate. Propyphenazon, Glutethimid, Antipyrin und Methyprylon werden in der Ablagerung (P 5 und P 16a) und vor allem in der Kontrollebene Werksgelände und im Südteil der Kontrollebene Rhein nachgewiesen. Die Konzentrationen erreichen einige 10 µg/l in den Kontrollebenen, wobei bis zu 230 µg/l Propyphenazon in KE 39 gefunden wurde.

Fettsäuren- und Fettsäureester

Die wichtigsten Vertreter dieser Gruppe, die im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden, sind Hexadecansäure (Palmitinsäure) und Octadecansäure (Stearinsäure). Beide treten in geringen Konzentrationen (< 1 µg/l) in Blindproben auf. Stearinsäure ist in der Kontrollebene Rhein, in der Deponie und im Muschelkalkaquifer verbreitet und wird z. B. in P 3, P 5 und P 12 nachgewiesen, mit einer Maximalkonzentration von 1 000 µg/l in KE 41. Palmitinsäure wird in P 2, P 3, P 7 und KE 43/2, mit einer Maximalkonzentration von 147 µg/l in P 3 nachgewiesen. Als in der Natur vorkommende und leicht abbaubare Substanzen sind die Fettsäuren und ihre Ester unbedenklich.

Sonstige identifizierte Substanzen

In dieser heterogenen Gruppe sind die Substanzen zusammengefasst, die keiner der anderen Gruppen zugeordnet werden konnten. Wichtige Vertreter sind Benzolulfonamide, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Triphenylphosphinoxid. Besonders 4-Methylbenzolsulfonamid und Triphenylphosphinoxid sind weit verbreitet und werden außer in der Kontrollebene Werksgelände auch im Abstrom (KE 25) nachgewiesen. Triphenylphosphinoxid kann auch im weiteren Abstrom im Werksgelände in CI 35 und CI 36 nachgewiesen werden. Zu dieser Gruppe zählen auch vier mit Schutzgruppen versehene Zuckerbindungen, die in der Vitamin-C-Synthese nach Reichstein als Zwischenverbindungen auftreten. Für eine dieser Verbindungen wurde ein orientierender GFS-Wert abgeleitet (siehe Kap. 7.1.3.3 und vergleiche Anlagen 5.4.2 und 6.3.1).

Der jeweilige Anteil der Substanzklassen ist in Anlage 6.2.1 übersichtlich dargestellt.

In Anlage 5.2.2 sind den Konzentrationen die TTC aus dem Screening zur Auswahl weiterer prioritärer altlastenrelevanter Substanzen (vgl. Kap. 7.1.3.3 und Anlage 5.4.1) und die orientierenden GFS-Werte (vgl. Anlage 5.4.2) gegenübergestellt. Im Falle der TTC liegen (Q)SAR-Modellberechnungen zugrunde, so dass sie zwar toxikologisch gerechtfertigt sind, aber nicht den Rang eines Prüfwerts oder eines GFS-Werts haben. Insbesondere für die aromatischen Amine lässt sich jedoch erkennen, dass für nahezu alle Substanzen der Verdacht auf Gentoxizität besteht und der entsprechende Schwellenwert von 0,075 µg/l (gem. FoBig) in fast allen Fällen überschritten ist.

Vergleich Stichtagsbeprobung – IPV

Während der Stichtagsbeprobung und der Immissionspumpversuche wurden teilweise unterschiedliche Substanzen nachgewiesen (vgl. Anlage 5.2.2): Manche Stoffe wurden nur in den Proben der Stichtagsbeprobung nachgewiesen, andere wiederum traten nur in den Immissionspumpversuchen auf. Die folgenden Erklärungsansätze sind für diesen Befund möglich:

- Die Substanzen sind sehr heterogen im Ablagerungskörper und in den Kontrollebenen verteilt. Während der Stichtagsbeprobung wurde das Grundwasser in einem stark begrenzten Bereich beprobt. Während der IPV-Kampagne wurden Proben für das GC/MS-Screening am Ende des Pumpversuchs genommen und damit ein weit aus größerer Bereich beprobt. Auf diese Weise konnten Substanzen, die weiter von der Messstelle entfernt vorlagen, zur Probennahmestelle transportiert werden, oder Substanzen, die sehr stark lokalisiert an der Messstelle vorlagen, vor der Probenahme angereichert werden.
- Die beobachteten Diskrepanzen bei den Anilinderivaten (z. B. wurden 2,4- und 3,4-Dichloranilin nur in der IPV-Kampagne, nicht aber in den Stichtagsmessungen nachgewiesen) lassen sich damit erklären, dass die Identifikation isomerer Anilinderivate durch GC/MS nicht immer eindeutig ist. Beispielsweise lassen sich 2,4- und 2,5-Dichloranilin oder 3- und 4-Chloranilin nicht unterscheiden.
- Nicht zu vernachlässigen ist der Einfluss der unbekannt Substanzen: Es besteht die Möglichkeit, dass einzelne Substanzen, die in einer Messstelle eindeutig nachgewiesen wurden, durch Überlagerung und Störungen im GC/MS sowie durch die teilweise hohe Verdünnung vor der Analyse an anderen Messstellen oder in den Proben der IPV-Kampagne nicht eindeutig identifiziert werden können und als unbekannt ausgewiesen werden.

Vergleich der Schadstofffracht entlang der Grundwasserstromlinien

Zur Überprüfung, ob ein Schadstofftransport entlang der Grundwasserstromlinien gemäß der mittleren Strömungsverhältnisse nach Anlage 9.1 stattfindet, wurde die Schadstofffracht in den Messstellen entlang der Stromlinien verglichen. Folgende Szenarien wurden untersucht:

- Transport aus der Nordwestecke (P 12 und KE 28) in die Südwestecke der Kessler-Grube (P 2, KE 30, KE 31 und KE 32),
- Transport aus der Ablagerung (KE 38, KE 39, P 16a und P 5) in die Kontrollebene Werksgelände (KE 21, KE 33 und KE 34),
- Transport aus der Ablagerung (P 5 und P 16a) durch die Kontrollebene Werksgelände (KE 21, KE 33, KE 34 und KE 35) in den Abstrom (KE 25).

Ein Vergleich der identifizierten Stoffe in den Messstellen P 2, P 12, KE 28, KE 30, KE 31, KE 32 und KE 43 ergab keine Übereinstimmungen zwischen der Nordwestecke und der Südwestecke der Kessler-Grube. Ein detaillierter Vergleich wird durch den hohen Anteil an nicht identifizierten Substanzen in KE 28 und P 12 erschwert, die sich auch nicht anhand der Retentionszeit oder Massenfragmente verfolgen lassen. Ähnliche Schadstoff-frachten wurden lediglich in P 2, KE 30, KE 31 und KE 32 beobachtet (z. B. 1-Naphthyl-amin, Antipyrin, 3,5-Dichloranilin, 2-Ethoxyphenol und 1,1-Diethylpropylbenzol).

Bessere Übereinstimmungen zeigen sich entlang der Stromlinien von KE 38 und KE 39 über P 5 und P 16a bis KE 21, KE 33 und KE 34. Propyphenazon und sein Metabolit PMHPO (1-Phenyl-3-methyl-4-hydroxy-(prop-2-yl)-2,5-dihydropyrazol-5-on), sowie 3,5-Dichloranilin, 3-Chlor-2-methylanilin, 4-Methylbenzolsulfonamid und 2-Ethoxyphenol lassen sich beinahe lückenlos über die Strecke verfolgen. Ebenso lässt sich für diese Substanzen auch ein Konzentrationsgefälle aus der Ablagerung in die Kontrollebene Werksgelände beobachten.

Entlang der Stromlinien von P 5 und P 16a über KE 21, KE 33, KE 34 und KE 35 bis KE 25 im Abstrom lassen sich ebenfalls Propyphenazon und PMHPO, sowie 3,5-Dichloranilin verfolgen. Zusätzlich werden 1,1-Diethylpropylbenzol, 4-Methylbenzolsulfonamid, Methyprylon, 2-Benzoyl-4-chloranilin und 4-(1,1-Dimethylpropyl)-benzol in fast allen Messstellen nachgewiesen.

Stofftransport findet vor allem aus der Deponie in die Kontrollebene Werksgelände, und zum Teil auch bis in den Abstrom (KE 25) statt.

7.1.3.1.2 Unbekannte Substanzen

In nahezu allen Messstellen werden Substanzen gefunden, die nicht mit Hilfe der GC/MS identifiziert werden können. Im Durchschnitt sind nach Identifikation über die gängigen Spektrenbibliotheken nur etwa 43 % der Substanzen bekannt, in manchen Messstellen beträgt der Anteil unbekannter Substanzen über 80 %, z. B. P 12, KE 43 oder KE 20 (vgl. Anlage 6.2.1). In Messstellen mit einem sehr hohen Anteil an unbekanntem Substanzen lässt sich das Toxizitätspotenzial nur ungenügend abschätzen, was in der Gesamtbewertung berücksichtigt wurde (vgl. Kap. 7.1.3.2).

Ein Vergleich der unbekanntem Substanzen anhand der Retentionszeit im GC und der Fragmentmassen aus der Massenspektrometrie ergab keine Häufungen unbekanntem Substanzen für bestimmte Retentionszeitenbereiche, d. h. die unbekanntem Substanzen erscheinen zufällig verteilt. Eine Gruppierung unbekanntem Substanzen nach der Hauptmasse, also dem Fragment mit der größten Intensität im Massenspektrum, und der Retentionszeit, um die Zahl der Unbekanntem zu reduzieren, ist nur bedingt möglich. Etwa 20 Unbekanntem mit einer Hauptmasse größer als $m/z = 165$ ließen sich anhand von Retentionszeit und Molekülion- oder Fragmentmassen identifizieren, die in mehreren Messstellen wiedergefunden wurden. Herauszuheben sind in diesem Zusammenhang „Molekülion 182“ (RT = $27,05 \pm 0,05$ min, $m/z = 182$), das in 13 Messstellen nachgewiesen wurde und in KE 28 eine Konzentration von $6\,095 \mu\text{g/l}$ erreicht, und „Molekülion 202“ (RT = $28,15 \pm 0,05$ min, $m/z = 202$), das in 20 Messstellen nachgewiesen wurde. Zusätzlich wurden an zwei Messstellen Hinweise auf Substanzen der „Substanzgruppe 204“, die auch in anderen Deponien, insbesondere im Grundwasser im Bereich der AA Hirschacker nachgewiesen wurden, gefunden. Weitere Verallgemeinerungen sind insbesondere bei den Substanzen mit geringeren Hauptmassen nicht möglich.

Anhand charakteristischer Verteilungsmuster der Massefragmente ließen sich einzelne unbekannte Substanzen Stoffgruppen zuordnen, z. B. als unbekannte Anilinderivate oder Chloraromaten. Zwei Gruppen unbekannter Substanzen wurden darüber hinaus identifiziert: Terpenoide und zuckerähnliche Verbindungen. Die Terpenoide sind eine sehr diverse Klasse Naturstoffe, deren Bauprinzip auf der Isopreneinheit (5 Kohlenstoffatome) oder der Terpeneinheit (10 Kohlenstoffatome) beruht, die in der Natur zu Oligomeren verknüpft und unterschiedlich substituiert werden, um verschiedene biologische Funktionen, z. B. als Pheromone (Duftbotenstoffe) oder Abwehrstoffe zu erfüllen. Aufgrund der chemischen Vielfältigkeit lassen sich die Risiken nicht pauschal bewerten. Terpenoide treten gehäuft in der Kontrollebene Werksgelände (KE 20, KE 33, KE 34 und KE 35) in Konzentrationen von durchschnittlich 5 µg/l und in der Muschelkalkmessstelle KE 42 in Konzentrationen von bis zu 165 µg/l (durchschnittlich 40 µg/l) auf.

Unbekannte Zuckerverbindungen treten in Konzentrationen von < 1 µg/l bis zu 230 µg/l, im Durchschnitt 20 µg/l auf. Gehäuft werden sie in P 2, P 3, P 4, P 11 und P 12 beobachtet, die höchste Konzentration wird in KE 28 erreicht. Zwar handelt es sich bei den zuckerähnlichen Verbindungen um Naturstoffe oder chemisch veränderte Naturstoffe, jedoch lässt sich aufgrund der Vielfalt der möglichen Verbindungen das Risiko nicht abschließend bewerten.

7.1.3.2 Index Stoffinhalte

Basierend auf der Bewertung der GC/MS-Daten der Stichtagsproben mit einem Index von 0 bis 5 durch Prof. Oehme wurde ein GC/MS-Index entwickelt, der die Anzahl der gefundenen Substanzen, die Gesamtkonzentration, Überschreitung des Threshold of Toxicological Concerns (TTC) und vermutete genotoxische oder nachgewiesene kanzerogene Wirkungen berücksichtigt. Nach diesem Index wurden die Messstellen eingestuft um einen Überblick über die Schadstoffbelastung zu erhalten.

Die folgenden Daten wurden zugrunde gelegt:

- Anzahl der Substanzen,
- Anzahl der bekannten Substanzen, für die eine Cramer-Klasse festgelegt ist und für die der Threshold of Toxicological Concern (TTC) überschritten ist,
- Anzahl der Substanzen, die nach der quantitativen Struktur-Wirkungs-Beziehung ((Quantitative) Structure Activity Relationship, (Q)SAR) Hinweise auf Genotoxizität haben und für die der TTC überschritten ist,
- Gesamtkonzentration nach GC/MS in µg/l,
- Prozentualer Anteil der bekannten Substanzen,
- Anzahl der Substanzen, die eine Legaleinstufung als kanzerogen haben (Carc. Cat. 1 - 3) und für die der TTC überschritten ist.

Die Einstufung berücksichtigt in erster Näherung Anzahl und Gesamtkonzentration der gefundenen Substanzen auf einer logarithmischen Skala. Messstellen, in denen alle Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze liegen, werden als „0“ eingestuft. Die Überschreitung des Threshold of Toxicological Concern (TTC) für alle Stoffe, für die eine Cramer-Klasse festgelegt worden ist, und des Weiteren für diejenigen, bei denen aus der (Q)SAR-Abschätzung Hinweise auf Gentoxizität bestehen, wird gesondert auf einer linearen Skala bewertet. Damit wird zum einen der Gefährdung durch die toxische Wirkung und zum anderen dem Risiko auf bleibende Schäden durch eine gentoxische Wirkung Rechnung getragen. Dies ergibt vier Einzelwerte, von denen ein gerundeter Mittelwert gebildet wird. Der Nachweis einer Substanz mit Legaleinstufung als kanzerogen (Carc. Cat. 1 - 3) führt zu einer um 1 höheren Stufe, bei zwei und mehr Kanzerogenen wird automatisch die höchste Stufe 5 vergeben. Damit wird die erwiesene, bzw. aufgrund von Tierversuchsdaten vermutete kanzerogene Wirkung, die der Legaleinstufung zugrunde liegt, stärker bewertet als die nach der (Q)SAR-Abschätzung vermutete gentoxische Wirkung. Bei mehr als 50 % unbekannter Substanzen wird um eine Stufe höher eingestuft, um das Risiko eines stark toxischen oder krebserregenden unbekanntem Stoffes zu berücksichtigen.

Index	Zuordnung
0	keine oder sehr wenige Substanzen in sehr geringen Konzentrationen
1	wenige Substanzen in geringen Konzentrationen oder sehr geringe Konzentrationen unbekannter Substanzen
2	mittel - viele Substanzen, mittlere - hohe Konzentrationen, überwiegend < 50 % unbekannte Substanzen
3	mittel - viele Substanzen, mittlere - hohe Konzentrationen, überwiegend > 50 % unbekannte Substanzen
4	viele Substanzen, hohe Konzentrationen, krebserzeugende Substanzen vorhanden
5	sehr viele Substanzen, sehr hohe Konzentrationen, krebserzeugende Substanzen vorhanden

Tabelle 64: Zuordnung des GC/MS-Index

Im Lageplan in Anlage 6.2.2 ist die Indizierung übersichtlich dargestellt und in Tabelle 65 aufgelistet. Die höchsten Belastungen (Stufe 5) nach dem GC/MS Index sind neben den Deponiemessstellen (P 5, P 16a, KE 38 und KE 39) in den Kontrollebenen Werksgelände (KE 20, 21, 32, 33, 34) und Rhein (P 4, P 12, KE 28, KE 30, KE 31) zu finden. Erhöhte Belastungen (Stufe 4) sind aber auch im Abstrom in KE 25 zu finden, was sich in den detaillierten Ergebnissen in Kap. 7.1.3.3 widerspiegelt.

Lage	Messstelle	Index	Lage	Messstelle	Index
Zustrom	CI 34	1	KE Werksgelände	KE 20	5
Zustrom	KE 22	1	KE Werksgelände	KE 21	5
Zustrom	KE 27	1	KE Werksgelände	KE 32	5
Zustrom	P 10a	0	KE Werksgelände	KE 33	5
Zustrom	P 15	0	KE Werksgelände	KE 34	5
Zustrom	S 3	1	KE Werksgelände	KE 35	4
Deponie	KE 37	4	KE Werksgelände	KE 36	3
Deponie	KE 38	5	Abstrom	BR 49	0
Deponie	KE 39	5	Abstrom	CI 31	1
Deponie	P 1	4	Abstrom	CI 32	0
Deponie	P 11	4	Abstrom	CI 33	1
Deponie	P 13	1	Abstrom	CI 35	3
Deponie	P 14	3	Abstrom	CI 36	3
Deponie	P 16a	5	Abstrom	CI 37	1
Deponie	P 5	5	Abstrom	KE 24	3
KE Rhein	KE 28	5	Abstrom	KE 25	4
KE Rhein	KE 29	4	Abstrom	KE 26	2
KE Rhein	KE 30	5	Abstrom	P 6	1
KE Rhein	KE 31	5	Abstrom	P 7	1
KE Rhein	KE 43	3	Abstrom	P 8	2
KE Rhein	P 12	5	Muschelkalk	KE 40	3
KE Rhein	P 2	4	Muschelkalk	KE 41	3
KE Rhein	P 3	2	Muschelkalk	KE 42	3
KE Rhein	P 4	5			

Tabelle 65: GC/MS-Index

7.1.3.3 Auswahl prioritärer Substanzen

Die Ergebnisse des Screenings zur Auswahl weiterer prioritärer altlastenrelevanter Substanzen am Standort sind in Anlage 5.4.1 zusammengefasst. Die Substanzen sind mit dem Namen nach IUPAC und der (sofern vorhanden) CAS-Nummer identifiziert. Daneben sind die Nachweishäufigkeit in Stichtagsbeprobung und IPV-Kampagne und die Maximalkonzentration angegeben. Sofern verfügbar, sind die Wassergefährdungsklasse und die Legaleinstufung nach ESIS angegeben. Die weiteren Spalten geben die Ergebnisse der (Q)SAR-Modellberechnungen wieder: Zunächst wird der Verdacht auf Gentoxizität, die Cramer-Klasse und der TTC oder der Schwellenwert aufgrund des Gentoxizitätsverdachts angegeben (vgl. Kap. 7.1.1.2). Die Zuordnung der TTC-Werte erfolgt nach der Cramer-Klasse (vgl. Kap. 7.1.1.2). Für Substanzen mit Verdacht auf Gentoxizität wurde vom FoBiG kein TTC, sondern ein Schwellenwert von 0,075 µg/l vergeben, für organische Phosphorverbindungen, für die Verdacht auf Neurotoxizität besteht, wurde der Schwellenwert 9 µg/l herangezogen (vgl. Kap. 7.1.1.2). In der Spalte Prüfung ist die Überschreitung des halben TTC bzw. Schwellenwerts hellrot, und die zehnfache Überschreitung rot markiert. Die Prüfung erfolgte analog der schweizerischen Altlastenverordnung [59] anhand des halben TTC oder Schwellenwerts.

In den folgenden Spalten sind der Verdacht auf Persistenz und Bioakkumulierbarkeit, sowie der zugrunde liegende Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ($\log k_{ow}$) aufgeführt. Es besteht für vergleichsweise wenige Substanzen Verdacht auf Persistenz oder Bioakkumulierbarkeit. In den letzten Spalten sind die Ergebnisse der (Q)SAR-Modellierungen zur aquatischen Toxizität zusammengefasst. Positive Befunde (Verdacht auf Gentoxizität, Kriterium für Bioakkumulierbarkeit oder Persistenz erfüllt) wurden rot markiert, negative Befunde grün. Die Wassergefährdungsklassen 1, 2 und 3 sind gelb, orange und rot markiert.

Von den 131 Substanzen, die in dieser Tabelle bewertet wurden, wurden zehn als in der Umwelt persistent eingestuft, für elf existieren Hinweise auf Bioakkumulierbarkeit und sieben wurden als ökotoxisch eingestuft. Vier Substanzen sind als bioakkumulierend und ökotoxisch eingestuft:

- Z-13-Docosenamid,
- Bis(2-ethylhexyl)hydrogenphosphat,
- Bis(2-ethylhexyl)hexandioat,
- Tris(2-ethylhexyl)phosphat.

Eine Substanz ist in allen drei Kategorien eingestuft (2,2'-Methylenbis[6-(1,1-dimethylethyl)-4-methylphenol]).

Die Ergebnisse der Ableitung eines orientierenden GFS-Werts für zehn prioritäre Substanzen sind in Anlage 5.4.2 zusammengestellt. In Tabelle 66 und Tabelle 67 sind die gefundenen Konzentrationen der untersuchten Substanzen den orientierenden GFS-Werten gegenüber gestellt und in Anlage 6.3 übersichtlich dargestellt.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Datum	Summe Chlorbenzole		PMHPO	1,1'-sulfonylbis (4- Chlor-benzol)		Propyphenazon	TPCM	2-Ethoxyphenol	2-Amino-5- Chlorbenzo- phenon	1-Naphthylamin	3-Chlor-o-toluidin	N-Methylanilin	Anilin
			[µg/l]	[µg/l]		[µg/l]	[µg/l]								
Abstrom	KE 24		0,28	0,86		0,45	1,5		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	KE 25		0,30	19	9,1	48		< 0,2	< 0,2	< 0,2	17	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	CI 35		< 0,01	1,4	< 0,05 ¹	< 0,05		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kontroll- ebene Werks- gelände	KE 35		0,81	4,6	< 0,05	< 0,05	13	< 0,05	< 0,05	1,4	1,3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	KE 36		0,02	1,3	< 0,05	< 0,05		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kontroll- ebene Rhein	P 2		0,84	1,4	1,0	< 0,05	43	1,0	< 10	0,98	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
	P 12		0,83	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	4,6	< 10	< 10	< 10	< 10	92
	P 11		0,88	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	6,1
Deponie	P 14		0,09	0,70	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	KE 37		0,33	< 0,5	< 0,5	33	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	9,7
Muschel- kalk	KE 40		0,41	< 0,5	< 0,5	20	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Hintergrundwert			n.v. ²	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
orientierende GFS [FoBiG] oder GFS [51]			1,0	0,1	6	0,5	0,1	4,5	0,1	1,2	2,4	1,5	1,5	1,5	1,5

¹ < BG: kleiner Bestimmungsgrenze

² n.v.: nicht verfügbar

fett hervorgehobene Werte: orientierende GFS [FoBiG] oder GFS (LAWA) überschritten

Tabelle 66: Bewertung der GC/MS-Screeningergebnisse der Stichtagsbeurteilung anhand der orientierenden GFS-Werte

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Datum	Summe	PMHPO	1,1'sulfonylbis (4- Chlor-benzol)	Propyphenazon	TPCM	2-Ethoxyphenol	2-Amino-5- Chlorbenzo- phenon	1-Naphthylamin	3-Chlor-o-toluidin	N-Methylanilin	Anilin
			[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Ab- strom	CI 36		n.u.	< 0,025	0,32	2,3	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
	CI 37		n.u.	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,78	< 0,05
	P 6		n.u.	< 0,05	0,89	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kon- troll- ebene Werks- gelände	KE 35		n.u.	6,6	< 0,1	26	< 0,1	2,49	12	2,0	< 0,1	0,40	< 0,1
	KE 36		n.u.	2,2	< 0,025	3,0	1,1	0,37	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Kon- troll- ebene Rhein	KE 43		n.u.	< 4	< 4	< 4	78	< 4	< 4	< 4	< 4	14	47
	KE 23		n.u.	< 0,07	< 0,07	< 0,07	15	0,20	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
	P 2		n.u.	2,7	1,9	5,9	43	4,3	< 0,2	2,3	0,94	< 0,2	< 0,2
Hintergrundwert orientierende GFS [FobiG] oder GFS [51]	P 12		n.u.	< 2,3	< 2,3	< 2,3	2.500	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	47
			n.v. ²	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
			1,0	0,1	6	0,5	0,1	4,5	0,1	1,2	2,4	1,5	1,5

¹ < BG kleiner Bestimmungsgrenze

² n.v.: nicht verfügbar

fett: orientierende GFS [FoBiG] oder GFS (LAWA) überschritten

Tabelle 67: Bewertung der GC/MS-Screeningergebnisse der IPV-Kampagne anhand der orientierenden GFS-Werte

In den Messstellen, in denen der GFS-Wert für die Summe der Chlorbenzole (1,0 µg/l) überschritten ist, sind die zehn Substanzen der Prioritätenliste als Mitläufer anzusehen, da sich die altlastenrechtliche Einstufung bereits durch die GFS-Wert-Überschreitung ergibt. Diese Messstellen sind deshalb nicht in Tabelle 66 und Tabelle 67 aufgeführt. Von den Ergebnissen in Tabelle 66 sind besonders die Messstellen in den Kontrollebenen Werksgelände und Rhein und im Abstrom hervorzuheben. Der orientierende GFS-Wert für Propyphenazon wird in KE 24, KE 25 und KE 35, der für den Propyphenazonmetabolit PMHPO in KE 24, KE 25, KE 35, KE 36, CI 35 und P 2 überschritten. Aufgrund der unsicheren Datenlage und insbesondere des nicht ausgeräumten Verdachts auf Gentoxizität wurde für PMHPO der gesundheitliche Orientierungswert (GOW) angesetzt. Bei Ausräumung des Verdachts auf Gentoxizität kann der GOW durch den ökotoxikologisch gerechtfertigten orientierenden GFS-Wert von 1 µg/l ersetzt werden, aber auch dieser Wert ist für die meisten Messstellen überschritten. Ähnliches gilt für 2-Amino-5-chlorbenzophenon (2-Benzoyl-4-chloranilin), für das der orientierende GFS-Wert in KE 25, KE 35 und P 2 überschritten ist.

Der orientierende GFS-Wert für Anilin ist aufgrund der begrenzten Verbreitung nur im Bereich der Deponie überschritten. Propyphenazon weist außerdem eine Überschreitung des orientierenden GFS-Werts in der Muschelkalkmessstelle KE 41 auf. 1,1'-sulfonylbis (4-Chloro-benzol) weist in der Stichtagsbeprobung nur eine Überschreitung des orientierenden GFS-Werts in KE 25 auf, wurde jedoch im Rahmen der IPV-Kampagne ohne Überschreitung im weiteren Abstrom in P 6 und CI 36 nachgewiesen (vgl. Tabelle 67). Vielfache Überschreitungen des orientierenden GFS-Werts wurden während der IPV-Kampagne für den geschützten Zucker TTPCM in KE 36, KE 43, KE 23, P 2 und P 12 festgestellt, in der Stichtagsbeprobung wurde TTPCM nur in P 2 nachgewiesen.

7.1.3.4 Zusammenfassung und Vergleich mit der lokalen Hydrochemie

Durch das GC/MS-Screening wurden 185 Substanzen identifiziert, 80 davon gelten nach dem Qualitätssicherungskonzept [40] als sicher nachgewiesen. 131 Substanzen wurden durch das FoBiG, Freiburg (D) in einem Screening hinsichtlich der Toxizität bewertet, für zehn dieser Substanzen wurden orientierende GFS-Werte abgeleitet. Daneben wurden viele unbekannte Substanzen nachgewiesen, deren Anzahl sich nur bedingt durch Identifikation von mehrfach nachgewiesenen Unbekannten eingrenzen lässt. Die orientierenden GFS-Werte sind in den Messstellen der Kontrollebene Werksgelände in KE 35 und KE 36, und in denen der Kontrollebene Rhein in P 2, P 12, KE 23 und KE 43, sowie im Abstrom in KE 24, KE 25 und CI 35 überschritten. Aromatische Amine, insbesondere substituierte Aniline, wurden aufgrund ihrer zahlenmäßigen Verbreitung und ihrer Toxizität und Kanzerogenität als wichtige Stoffklasse identifiziert.

Von den Substanzen, die im Grundwasser in der AA Kessler-Grube in den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände und im Abstrom identifiziert wurden, wurden drei im Rahmen eines Multikomponenten-Screenings im Rhein [60] nachgewiesen. Surfynol (2,4,7,9-Tetramethyl-5-decyn-4,7-diol, maximal 3,6 µg/l in KE 32) kommt in Konzentrationen kleiner 1 µg/l im Rhein vor. Terbutryn, ein Biozid, wurde an den Messstellen P 2 und P 4 in Konzentrationen von 0,5 bzw. 3,7 µg/l nachgewiesen. Im Auslauf von Abwasserreinigungsanlagen wurde Terbutryn in Konzentrationen bis 30 ng/l nachgewiesen, im Rhein im Schnitt 6 ng/l [73]. Antipyrin (Phenazon, maximal 35 µg/l in KE 29) wurde im Auslauf von Abwasserreinigungsanlagen in Konzentrationen zwischen 30 und 50 ng/l nachgewiesen, liegt im Rhein aber generell in Konzentrationen kleiner als 0,5 ng/l vor. Wie in Kap. 7.3 erläutert wird, bestehen jedoch keine Hinweise auf eine Beeinflussung des Rheinwassers durch die Kessler-Grube.

Für die folgenden 8 Substanzen existieren Zielvorgaben zur Wasserqualität im Rhein [61]:

- 2-Chloranilin,
- 3-Chloranilin,
- 4-Chloranilin,
- 3,4-Dichloranilin,
- Hexachlorbenzol,
- 1,4-Dichlorbenzol,
- 2-Chlortoluol,
- 4-Chlortoluol.

Die Anilinderivate werden alle im Grundwasser im Bereich der Altablagerung nachgewiesen, lagen in den Jahren 1990 bis 2000 im Rheinwasser aber generell unterhalb der Bestimmungsgrenze (im Bericht [61] nicht angegeben). Hexachlorbenzol wird im Abstrom in P 7 in einer Konzentration von 0,7 µg/l nachgewiesen. Im Rhein bei Weil am Rhein wurde die Zielvorgabe von 1 ng/l im Zeitraum von 1990 bis 2000 eingehalten und nur stromabwärts wurde die Zielvorgabe überschritten. Von den Chlortoluolderivaten wurde nur 2-Chlortoluol (1-Chlor-2-methylbenzol) in Konzentrationen bis 5,3 µg/l in KE 21 nachgewiesen. 1,4-Dichlorbenzol kommt im Grundwasser im Bereich der Altablagerung weit verbreitet vor und wurde im Zusammenhang mit dem Summenparameter Chlorbenzole in Kap. 7.1.2.4 diskutiert. So wie auch 1,4-Dichlorbenzol lag 2-Chlortoluol im Rhein unterhalb der Bestimmungsgrenze.

7.1.4 Wirkungsbezogene Analytik

7.1.4.1 Reziproke Isohemmvolumina rIHV (EC₅₀)

Die Polardiagramme der rIHV-Werte sind vollständig in Anlage 10.3 dokumentiert und in Anlage 6.4.1 übersichtlich für das Untersuchungsgebiet dargestellt. Die Ergebnisse zeigen ein uneinheitliches Bild. Generell werden Hemmbanden im Bereich $0,35 < R_f < 0,85$ beobachtet. Dies entspricht Substanzen mit niedriger bis mittlerer Polarität. Einzelne Proben, z. B. P 5 (Deponiekörper) oder BR 49 (Betriebsbrunnen), haben auch Hemmbanden mit niedrigeren R_f -Werten. Die Werte für das reziproke Isohemmvolumen reichen von maximal 10 im Zu- und Abstrom, über 10 - 100 in den Kontrollebenen Werksgelände und Rhein bis über 1 000 in der Kontrollebene Rhein im Bereich der Roche-Grube und im Deponiekörper. Eine Ausnahme bildet die Probe KE 25 (Abstrom), bei der Werte ähnlich denen in der Kontrollebene Werksgelände erreicht werden. Ist der rIHV einer Probe um Faktor 10 größer, als der Wert einer anderen Probe, genügt ein Zehntel des Probenvolumens, um die selbe toxische Wirkung hervorzurufen.

Die Verteilungsmuster der Hemmbanden im Polardiagramm lassen sich nur in einem geringen Ausmaß vergleichen. Proben aus Messstellen in direkter Nachbarschaft haben allenfalls eine ähnliche Bandbreite an R_f -Werten, etwa in der Kontrollebene Werksgelände und KE 25 im Abstrom. Eine Ausnahme bilden die Proben P 5 und P 16a: In beiden wird eine starke Hemmbande bei $R_f = 0,82$ und je eine Gruppe Hemmbanden im Bereich $R_f = 0,76$ und $R_f = 0,67$ beobachtet. Da die Proben auf unterschiedlichen DC-Platten entwickelt worden sind, wird eine Fehlerbreite von $\pm 0,01$ zugrunde gelegt.

Die Polardiagramme der Messstellen KE 32 – KE 20 in der Kontrollebene Werksgelände haben eine sehr hohe Ähnlichkeit in der Bandbreite der Rf-Werte und in den rHV-Werten. Ein Vergleich mit den GC/MS-Daten bestätigt diese Ähnlichkeit (vgl. Anlage 5.2.2): In den Messstellen wird im Wesentlichen die selbe Gruppe Substanzen in vergleichbaren Konzentrationen nachgewiesen, darunter chlosubstituierte Aniline, die pharmazeutischen Wirkstoffe Propyphenazon, Glutethimid und Methyprylon, 2-Ethoxyphenol und 1-Naphthylamin. Deutlich weniger Ähnlichkeit zeigen die Polardiagramme der Kontrollebene Rhein untereinander. Im Vergleich zu denen der Kontrollebene Werksgelände sind weniger Hemmbanden zu erkennen, dafür werden häufiger rHV-Werte über 100, teilweise sogar über 1 000 erreicht. Die Schadstofffracht ist also deutlich heterogener bei gleichzeitig höherer Toxizität oder Konzentration.

7.1.4.2 G-Wert-Ableitung (EC₂₀), G-Wert-Index

Im Dialog mit dem Zweckverband Landeswasserversorgung wurde die qualitative Auswertung der Hemmdaten als reziprokes Isohemmvolumen (rHV) auf Basis des EC₅₀ beschlossen. Durch eine Umrechnung des rHV auf eine Basis EC₂₀ (20 %ige Hemmung) und Rückrechnung der Verdünnungs- bzw. Konzentrierungsschritte auf die Originalprobe sind die Ergebnisse mit den G_L-Werten der Analytik nach DIN 11348 vergleichbar und können halbquantitativ bewertet werden. Nach der DIN-Vorschrift wird von einer nicht akut ökotoxischen Wirkung ausgegangen, wenn die Hemmwirkungen unterhalb der Fehlerbreite der Methode von 20 % liegen. Der Befund zeigt dann an, ob eine Wirkung vorhanden ist oder nicht. Auf Basis des EC₅₀ kann eine Toxizität nicht eindeutig ausgeschlossen werden. Da zwischen Dosis und Wirkung der Substanzen bzw. Substanzgemische kein linearer Zusammenhang besteht, sind die G_L-Werte (EC₂₀) und die rHV-Werte (EC₅₀) nicht proportional, was diese Um- und Rückrechnung erforderlich macht.

Die sich aus der wirkungsbezogenen Analytik ergebenden G-Werte der Messstellen im Quartär sind in Tabelle 68, und die der Messstellen im Muschelkalkaquifer in Tabelle 69 zusammengestellt. In Anlage 6.4.2 werden die G-Werte als Index übersichtlich für alle Messstellen dargestellt. In Anlage 5.3 sind für die einzelnen Hemmbanden rHV- und G-Werte gegenübergestellt. Eine minimale Toxizitätseinstufung erfolgte anhand der Summe der G_L-Werte auf Basis von Tabelle 47. Die Summe der G-Werte ist nicht gleichzusetzen mit der Gesamttoxizität, deshalb stellt sie lediglich eine überschlägige Orientierung bzw. eine minimale Abschätzung dar.

Ergebnisse

Lage im Grundwasserstrom	Messstellen	max. G _L -Wert	Summe der G _L -Werte	Anzahl der G _L -Werte	Minimaleinstufung nach Summe der G _L -Werte (Tabelle 47 und [48])
Zustrom	CI 34	0	1	21	Toxizität nicht nachweisbar
Zustrom/Deponie	KE 22	0	2	21	sehr gering toxisch belastet
Deponie	P 11	0	1	17	Toxizität nicht nachweisbar

Lage im Grundwasserstrom	Messstellen	max. G _L -Wert	Summe der G _L -Werte	Anzahl der G _L -Werte	Minimaleinstufung nach Summe der G _L -Werte (Tabelle 47 und [48])
Deponie	P 16a	8	46	13	sehr hoch toxisch belastet
Deponie	P 5	27	80	17	sehr hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	P 12	99	201	13	sehr hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	KE 28	70	226	11	sehr hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	KE 43	5	28	11	hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	P 3	1	6	14	mäßig toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	KE 29	9	27	12	hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	KE 30	15	47	16	sehr hoch toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	P 4	2	15	21	erhöht toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	KE 31	0	2	19	sehr gering toxisch belastet
Kontrollebene Rhein	P 2	1	8	18	mäßig toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 32	2	16	23	erhöht toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 21	1	19	25	hoch toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 33	1	14	23	erhöht toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 34	1	12	19	erhöht toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 20	1	19	21	hoch toxisch belastet
Kontrollebene Werksgelände	KE 36	0	2	18	sehr gering toxisch belastet
Abstrom	KE 24,	0	2	21	sehr gering toxisch belastet
Abstrom	KE 25	11	18	24	hoch toxisch belastet
Abstrom	CI 31	0	0	3	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	CI 32	0	1	16	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	CI 33	0	1	24	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	CI 35	0	1	22	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	KE 26	0	1	24	Toxizität nicht nachweisbar

Lage im Grundwasserstrom	Messstellen	max. G _L -Wert	Summe der G _L -Werte	Anzahl der G _L -Werte	Minimaleinstufung nach Summe der G _L -Werte (Tabelle 47 und [48])
Abstrom	CI 36	0	2	24	sehr gering toxisch belastet
Abstrom	P8	0	1	21	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	CI 37	0	0	21	Toxizität nicht nachweisbar
Abstrom	BR 49	0	0	3	Toxizität nicht nachweisbar

Tabelle 68: Toxizitätseinstufung der Messstellen: oberflächennahes Grundwasser

Lage im Grundwasserstrom	Messstellen	max. G _L -Wert	Summe der G _L -Werte	Anzahl der G _L -Werte	Minimaleinstufung nach Summe der G _L -Werte (Tabelle 47 und [48])
Muschelkalk	KE 40	1	9	21	mäßig toxisch belastet
Muschelkalk	KE 42	4	12	14	erhöht toxisch belastet
Muschelkalk	KE 41	49	77	12	sehr hoch toxisch belastet

Tabelle 69: Toxizitätseinstufung der im Muschelkalk ausgebauten Messstellen

Der Toxizitätsschwellenwert ($G_L = 8$) nach LABO ist für die meisten Messstellen im Bereich der Ablagerung, sowie in den im Muschelkalk ausgebauten Messstellen und in den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände in der Summe und auch mehrheitlich bei den Einzelwerten überschritten. Ausnahmen bilden die folgenden Messstellen:

- P 11 liegt zwar nominell in der Deponie, aber im Vergleich mit P 5 oder P 16a ist die Schadstoffbelastung relativ gering. Aufgrund von einem hohen Anteil an unbekanntem Substanzen und einem krebserregenden Stoff (Anilin) hat der GC/MS Index aber den Wert 4 (vgl. Kapitel 7.1.3.2). Die Leuchtbakterientoxizität ist mit $G_L=1$ im Vergleich dazu gering, bezieht aber auch nur die akute Toxizität ein. Außerdem werden flüchtige Substanzen nur unzureichend von der wirkungsbezogenen Analytik erfasst.
- Die mäßige Leuchtbakterientoxizität von P 3 ($G_L=6$) spiegelt sich im niedrigen GC/MS-Index (2) wieder.
- KE 31 hat zwar mit $G_L = 2$ eine sehr geringe Leuchtbakterientoxizität, ist aber mit einem GC/MS-Index von 4 und Überschreitungen sowohl bei Chlorbenzolen als auch bei den prioritären alllastenrelevanten Stoffen stark belastet. Auch hier ist es möglich, dass insbesondere Chlorbenzole während der wirkungsbezogenen Analytik im Vakuum verloren gehen und nicht erfasst werden.
- KE 36 ($G_L = 2$) weist auch eine geringe Schadstoffbelastung im GC/MS auf.

Im Abstrom wird die Toxizitätsschwelle nur für KE 25 überschritten. An dieser Messstelle werden laut GC/MS auch für vier alllastenrelevante Stoffe die orientierenden GFS-Werte überschritten. Generell lassen sich aber nur wenige belastbare Korrelationen zwischen Überschreitung der orientierenden GFS-Werte und der Toxizitätsschwelle feststellen.

Referenzsubstanzen

Grundsätzlich gilt für einen Vergleich der Ergebnisse aus der wirkungsbezogenen Analytik und der GC/MS-Screenings, dass den Methoden unterschiedliche Stoffgruppen zugrunde liegen. In wie weit diese Stoffgruppen überlappen, ist nicht a priori zu bestimmen. Selbst bei vergleichbaren Stoffgruppen lassen sich Hemmbanden aus der wirkungsbezogenen Analytik nicht grundsätzlich Substanzen aus der GC/MS-Analytik zuordnen, da zu viele unbekannte Substanzen vorhanden sind und den einzelnen Hemmbanden wegen der geringeren Auflösung der Dünnschichtchromatographie zu viele Substanzen zugrunde liegen. Andererseits zeigt die Trennung der Referenzsubstanzen in der Dünnschichtchromatographie, dass zumindest für diese Substanzen eine gemeinsame Datenbasis vorhanden ist. Fünf der 13 Referenzsubstanzen wurden im GC/MS nachgewiesen (siehe Tabelle 70) und wurden zum Vergleich der GC/MS-Daten mit den WBA-Daten herangezogen.

Referenzsubstanzen	R _f	Nachgewiesen in
3,4-Dichloranilin (alle Dichloraniline)	0,84	KE 20, KE 21, KE 25, KE 30, KE 31, KE 32, KE 33, KE 34, KE 38, P 2, P 4, P 5, P 16a
2-Chlor-3-methylanilin (alle Chlortoluidine)	0,82	KE 21, KE 24, KE 30, KE 31, KE 32, KE 33, KE 34, KE 38, KE 39, P 2, P 4, P 5, P 16a
Glutethimide	0,77	KE 21, KE 30, KE 31, KE 32, KE 34, KE 39, P 2, P 5, P 16a
Propyphenazone	0,66	KE 20, KE 21, KE 24, KE 25, KE 30, KE 31, KE 32, KE 33, KE 34, KE 35, KE 37, KE 38, KE 39, KE 40, P 4, P 5
Triphenylphosphinoxid	0,63	KE 20, KE 21, KE 24, KE 25, KE 30, KE 31, KE 32, KE 33, KE 34, KE 35, KE 36, P 1, P 2, P 4, P 5, P 16a

Tabelle 70: Referenzsubstanzen mit GC/MS nachgewiesen

3,4-Dichloranilin und 2-Chlor-3-methylanilin wurden unter Berücksichtigung der Fehlerbreite wegen ihrer ähnlichen R_f-Werte als Referenz für chlorierte Aniline und Toluidine herangezogen. Generell werden Hemmbanden im Bereich $0,82 < R_f < 0,84$ beobachtet, wenn chlorierte Aniline, chlorierte Toluidine oder 2-Benzoyl-4-chloranilin nachgewiesen wurden. Methylierte Aniline zeigten keine Korrelation mit Hemmbanden in diesem Bereich und in Abwesenheit von chlorierten Anilinen wurde keine entsprechende Bande beobachtet. Eine Hemmbande im Bereich $0,82 < R_f < 0,84$ kann damit als Hinweis auf chlorierte Aniline gewertet werden.

Für Propyphenazon ($R_f = 0,66 \pm 0,01$), Glutethimid ($R_f = 0,77 \pm 0,01$) und Triphenylphosphinoxid ($R_f = 0,63 \pm 0,01$) konnte hingegen keine Korrelation mit Hemmbanden im entsprechenden R_f-Bereich festgestellt werden. Für diese Substanzen ist im gemessenen Konzentrationsbereich keine ökotoxikologische Wirkung bestimmbar.

7.1.4.3 Zusammenfassung

Die wirkungsbezogene Analytik auf Leuchtbakterientoxizität nach Dünnschichtchromatographie hat sich als eine Methode zur differenzierten Bewertung der Ökotoxizität erwiesen. Während die rHV-Werte teilweise Auskunft über die chemische Identität einzelner Hemmbanden geben, liefert die Summe der abgeleiteten G_L -Werte eine quantitative Bewertung der Toxizität nach DIN 11348. Da in der Summe der G_L -Werte die individuellen Hemmbanden und nicht die Gesamttoxizität erfasst werden, kann sie nur eine Minimaleinstufung der Ökotoxizität liefern. Die Toxizitätsschwelle ($G_L = 8$) wurde im Grundwasser in der AA Kessler-Grube generell überschritten. Überschreitungen wurden auch für die Kontrollebenen Rhein und Werksgelände sowie für die Messstelle KE 25 im Abstrom gefunden.

Der Küvettentest nach DIN 11348 ist ein Maß für die undifferenzierte, akute Ökotoxizität einer Probe und wird meist in Verbindung mit anderen Ökotoxikologietests, z. B. mit Fischeiern (DIN 38412-31) oder Daphnien (DIN 38412-30) eingesetzt. Für die Humantoxizität kann er lediglich Hinweise liefern, da Hemmwirkungen auf einzellige Organismen nur bedingt mit toxischen Wirkungen auf Mehrzeller verglichen werden können. Akut toxische Wirkungen aufgrund von Eingriffen in die grundlegende Biochemie der Bakterien oder mutagene Wirkungen dürften zwar auf den Menschen übertragbar sein, aber Wirkungen auf spezifische Organe, wie z. B. Lebertoxizität oder Neurotoxizität, können nicht erfasst werden. Darüber hinaus ist *Vibrio Fischeri* ein robusterer Organismus als die für andere Ökotoxikologietests betrachteten Fischeier oder Daphnien. **Das angewandte Verfahren der wirkungsbezogenen Analytik kann demnach nur erste orientierende Mindest-Toxizitätseinstufungen liefern.**

7.1.5 Nachuntersuchung im Bereich der aufgelassenen Kanalisation bei P 12

Die Analysenergebnisse der Nachuntersuchung im Bereich der aufgelassenen Kanalisation (siehe Pkt. 6.7.2 a, Seite 84) sind in Anlage 10.1.3 dokumentiert. Für das Grundwasser in Messstelle P 12 ergab sich im Vergleich mit der Stichtagsbeprobung für die anorganischen Parameter ein ähnliches Bild. Bei den organischen Parametern wurden ähnliche Werte bei PAK und BTEX und geringere Werte für Chlorbenzole gemessen. Ein deutlicher Unterschied ist mit dem Nachweis von 61 $\mu\text{g/l}$ Chloroform (Summe LHKW 62,1 $\mu\text{g/l}$) mit der Schöpfprobe der Nachuntersuchung festzustellen. Die Summe LHKW lag bei der Stichtagsbeprobung unter der Bestimmungsgrenze und beim Immissionspumpversuch im Mittel bei 1 $\mu\text{g/l}$ LHKW mit leichtem Anstieg von 0,5 auf 1,6 $\mu\text{g/l}$ LHKW. Chloroform wurde bei der Stichtagsbeprobung bzw. dem Immissionspumpversuch unter der Bestimmungsgrenze gemessen.

Im Wasser des Kanalschachts 70120/58 ergaben sich vor und nach dem Pumpbetrieb vergleichbare Konzentrationen. Abweichungen in den Konzentrationen der organischen und anorganischen Substanzen lagen generell bei $\pm 50 \%$. Die Konzentrationen an anorganischen Anionen und Kationen im Schacht 70120/58 können als eine Verdünnung des Grundwassers, das in P 12 beprobt worden ist, mit Rheinwasser angesehen werden, d. h. die Konzentrationen liegen generell zwischen denjenigen im Rheinwasser und in P 12. Es bestehen folgende Ausnahmen:

- Im Kanalschacht 70120/58 wurde eine geringere Sulfatkonzentration (ca. 27 mg/l) nachgewiesen als in P 12 (166 mg/l) oder im Rhein (29,9 mg/l).
- Die Nitratkonzentration war im Rhein mit 7,9 mg/l höher als in P 12 oder im Kanalschacht 70120/58 (4,7 mg/l bzw. 2,4 mg/l).
- Im Kanalschacht 70120/58 wurden höhere Konzentrationen für die Schwermetalle Hg, Zn und Cr gemessen als in P 12. Insbesondere trifft dies für Quecksilber zu, da in P 12 weder in den Stichtagsproben noch während der Nachuntersuchung Hg nachgewiesen wurde.
- Während Chloroform im Schacht im Vergleich zu P 12 deutlich geringere Gehalte zeigt (4,4 bzw. 3,7 µg/l Chloroform vor bzw. nach dem Pumpenbetrieb), ist der PAK-Gehalt höher (Summe PAK 0,31 bzw. 0,50 µg/l vor bzw. nach dem Pumpenbetrieb gegenüber 0,22 µg/l in P 12).

Die Beschaffenheit des Wassers in Schacht 70120/58 weist auf eine Vermischung im Bereich der Altablagerung vor oder beim Zutritt in den Schacht hin. Der festgestellte langsame Wiederanstieg des Wassers im Schacht 70120/58 schließt hingegen eine direkte Verbindung des Kanals zum Rhein aus. Die beobachteten Konzentrationsabweichungen und insbesondere das Auftreten von Chloroform in P 12 lässt sich auf eine kleinräumige Emissionsquelle oder Schadstofffahne in der Altablagerung zurückführen. Zur Klärung der gegenwärtigen baulichen Situation ist eine Bestandsaufnahme bzw. Spülung und Kamerabefahrung der Zu- und Abgänge der Schachthaltung 70120/58 vorgesehen.

7.2 Geologie und Stratigraphie

7.2.1 Auffüllung

In nachfolgenden Tabellen sind die Auffüllungstiefen und organoleptischen Auffälligkeiten der niedergebrachten Bohrungen zusammengestellt.

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/Organoleptische Auffälligkeiten
KE 24	18,5	4,0	Steine, Kies, Sand; bis 0,7 m Betonbruch, erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
KE 25	15,2	0,5	Kies, sandig, steinig; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
KE 26	22,0	2,4	Asphaltdeckschicht; Kies, Sand; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
KE 27	23,6	-	keine Auffüllung
KE 32	19,0	5,2	Kies, Schluff, Steine; bis 3,2 m Beton- und Ziegelbruch, Armierstahl, erdfeucht
KE 33	17,0	2,2	Kies, Schluff; bis 1,8 m vereinzelt Beton- und Ziegelstücke, erdfeucht
KE 34	15,6	1,50	Kies, sandig, steinig; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
KE 35	15,7	1,1	Asphaltdeckschicht; Kies, Schluff, sandig; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/Organoleptische Auffälligkeiten
KE 36	13,4	2,1	Schluff, Kies, Sand; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
KE 40	35,3	0,2	Asphaltdeckschicht
CI 31	15,0	0,7	Schluff, Kies; erdfeucht, keine organoleptischen Auffälligkeiten
CI 32	15,0	1,8	Steine, Kies; an der Basis mit Ziegelbruch, erdfeucht
CI 33	19,7	5,3	Kies, Schluff, Steine; mit Ziegelbruch, Armierseilen, hellgraue - violette Anhaftungen bei 3,3 m; mit teerigen Rückständen von 4 bis 4,6 m; an der Basis der Auffüllung mit Brandrückständen; erdfeucht
CI 34	17,5	2,1	Blöcke, Kies; Beton-, Kalkstein- und Ziegelbruch, erdfeucht
CI 35	15,0	0,1	Asphaltdeckschicht
CI 36	17,2	4,7	Schluff, Kies, Sand; von 1,8 bis 2,5 m mit Schlackereesten, erdfeucht
CI 37	15,0	-	Keine Auffüllung

Tabelle 71: Vor-Ort-Befunde Bohrungen KE Werksgelände - BASF-Werksgelände

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/Organoleptische Auffälligkeiten
KE 28	12,0	6,0	Kies, Schluff, Steine; bis 2,1 m mit Ofenausbruch, Asche und bis 4,5 m mit Ziegelbruch (Schamott), von 4,5 bis 6 m mit Aktivkohleanteil, erdfeucht
KE 29	17,4	5,1	Kies, Sand, schluffig; von 1,3 - 2,5 m einzelne Ziegelbruchstücke, von 2,0 - 2,2 m mit rötl. - grauen Anhaftungen, erdfeucht
KE 30	17,6	4,8	Kies, Schluff, Sand; vereinzelt Ziegelbruch, Betonbruch von 2 bis 2,8 m, von 3,5 - 4,1 m rostbraune Beläge, erdfeucht
KE 31	19,0	6,1	Asphaltdeckschicht; Kies, Schluff, sandig; vereinzelt Ziegelbruch, Betonbruch mit Gerölle > 30 cm von 2,5 bis 4,6 m; von 5,4 bis 5,7 m mit Makadambruch, schwarz, erdfeucht
KE 41	30,5	5,1	Kies, Schluff, sandig; bei 2,6 m vereinzelt Ziegelbruch, erdfeucht
KE 43	12,0	6,5	Schluff, kiesig; Ofenausbruch mit vereinzelt Ziegelbruch (evt. mit Produktionsrückständen), Aschelagen, Kunststoffteilen, Kabelresten; ab 6,3 m nass

Tabelle 72: Vor-Ort-Befunde Bohrungen KE Rhein

Aufschluss	Endtiefe [m u. GOK]	Auffüllung bis [m u. GOK]	Bemerkungen/Organoleptische Auffälligkeiten
KE 37	13,0	6,2	Schluff, Kies, sandig; ab 1,3 m schwarze Produktionsreste über ges. Auffüllung, von 3,5 - 4 m schmierig, zum Teil mit Aktivkohle und Farbrückständen; erdfeucht
KE 38	13,0	7,8	Kies, Sand, Schluff; mit Produktions- und Brandresten über ges. Auffüllung – bei 1,2 m pastöse Produktionsreste, bei 1,7 m verkohltes Holz, mineralischer Müll, Brand- und Bauschutt, Glas, Drahtnetz; erdfeucht
KE 39	13,8	8,5	Schluff, Kies, Ton, Steine; vereinzelt Ziegelbruch, von 3,9 - 4,5 m mit Brandschutt, erdfeucht
KE 42	35,3	11,0	Schluff, Kies, Steine; von 2,1 - 10 m Produktionsreste, Draht, Nägel, mit Ziegelbruch und vereinzelt Brandreste, ab 6,0 m nass
P 16a	14,0	11,8	Kies, steinig, schluffig; mineralischer Müll (Glas, Brandreste, Ofenausbruch, Nägel, Blech, Kunststoffolie, Plastik) über die ges. Auffüllung, erdfeucht

Tabelle 73: Vor-Ort-Befunde Bohrungen Deponie und KE Roche-Grube/Geigy-Grube

Auf der Grundlage der neuen Bohrungen können die **Auffüllungsbereiche** wie folgt beschrieben werden:

Im Bereich des BASF-Werksgeländes wurde eine überwiegend kiesig-steinige Auffüllung mit sandigen und schluffigen Anteilen bis zu einer max. Mächtigkeit von 5,3 m (CI 33) erbohrt. Die Auffüllung enthält überwiegend Bauschuttreste (Beton-/Ziegelbruch), mit vereinzelt teerigen Anteilen sowie Brandrückstände in den Bohrungen CI 33 und CI 36. Die Auffüllungsmächtigkeiten liegen im Norden/Nordosten des Werksgeländes bei 0,0 bis 2,1 m und nehmen Richtung Rhein auf 2,4 bis 5,3 m zu.

Die Bohrungen KE 28 bis KE 31 sowie KE 41 und KE 43 in der Kontrollebene Rhein (östlich der Deponiefläche) zeigen sehr einheitliche Auffüllungsmächtigkeiten zwischen 4,8 und 6,5 m. In allen Aufschlüssen wurden Bauschuttanteile erbohrt, zum Teil mit Asche- bzw. Aktivkohleresten, Ofenausbruch und untergeordnet (KE 43) mit Produktionsrückständen sowie Kunststoff- und Kabelresten (Industrieabfälle).

Die sich nördlich dem Werksgelände anschließende ehemalige Altablagerung wurde mit den neuen Bohrungen mit Auffüllungsmächtigkeiten zwischen 6,2 m (KE 37) und 11,8 m (KE 41) aufgeschlossen. Es wurden überwiegend über die gesamte Auffüllungsmächtigkeit Produktions- und Brandschuttreste sowie Ofenausbruch, Metall und Plastikreste erbohrt.

Bohrung	18,5	15,2	22	23,6	12	17,4	17,6	19	19	17	15,6	15,7	13,4	13	13	13,8	35,3	30,5	30,5	17,5	17,2	15	14	P16a	
Teufe [m]																									
Summe [m]	3	1	2	0	0	3	1	2	1	2	2	1	2	1	1	6	2	3	3	0	4	0	0		
Summe [m]	1	0	0	0	1	1	3	2	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0	0		
Summe [m]	0	0	0	0	5	1	1	0	0	0	0	0	0	5	7	1	9	0	3	0	1	0	12		
erschlossene Teufenbereiche in Meter-schritten	1																								
	2																								
	3																								
	4																								
	5																								
	6																								
	7																								
	8																								
	9																								
	10																								
	11																								
	12																								

Organoleptisch unauffällige Auffüllungen ohne Bauschuttanteil
 Charakterisierung der Beimengungen der Auffüllungen: "Bauschutt - Beton-Ziegelbruch"
 Charakterisierung der Beimengungen der Auffüllungen: "Industrieabfälle/Hausmüll"

Tabelle 74: Abfall-Charakterisierung sensorisch-organoleptisch auffälliger Bereiche

7.2.2 Niederterrassenschotter

Die im Untersuchungsgebiet erbohrten **Niederterrassenschotter** bestehen überwiegend aus sandigen, steinigen Kiesen mit Konglomerateinschaltungen (Nagelfluh) sowie vereinzelt Block- bzw. Steinlagen, vgl. auch Kap. 3.3. Die erbohrten Schottermächtigkeiten schwanken zwischen einer max. Mächtigkeit von ca. 20 m im Werksgelände, bis 12 m im Bereich des Rheinufers sowie bis 6 m im Bereich der Deponiefläche. In den Bohrungen KE 42 und P 16a wurden die Niederterrassenschotter mit einer Restmächtigkeit von lediglich 1,0 bzw. 1,7 m unter der hier rd. 11 – 12 m mächtigen Altablagerung angetroffen.

Im Bereich des Rheinufers sowie des Werksgeländes sind die Niederterrassenschotter zum Teil mit bis zu 1,8 bzw. 2,3 m mächtigen, hellbraunen Feinsand-Schlufflagen überdeckt. Im Bohrprofil CI 32 wurden an der Basis quartäre Hanglehme aus sandigen, tonigen Schluffen beschrieben, vgl. Anlage 2.1.

7.2.3 Muschelkalk

Die Gesteinsschichten des Mittleren Muschelkalks wurden je nach Ausbildung der Niederterrassenschotter ab einer Bohrtiefe zwischen 11 und 19 m unter Gelände angetroffen. Von KE 22 (+252,21 m ü NN) über KE 39 (+247,82 m üNN), KE 38 (+248,73 m üNN) zu K 29 (+245,43 m üNN) und mit wenigen Metern Abstand zu KE 41 (+243,66 müNN) bzw. KE 30 (+243,02 m ü NN) ist vom Nordrand der Kessler-Grubenfläche nach Süden bis an den Rhein eine um rd. 9,2 m abfallende Muschelkalkoberfläche mit einem stark ausgeprägten Relief der Festgesteinsoberfläche festzustellen. Der **Mittlere Muschelkalk** weist im Bereich Werksgelände überwiegend grau-braune, kalkhaltige, zersetzte Tonsteine mit zum Teil weinroten Schlieren auf. Neben dem Tonstein wurden Gips-/Tonstein-Brekzien mit vereinzelt weiß-rosa Gipslagen beschrieben. Untergeordnet wurden Kalk-Mergelsteinlagen angetroffen. Im Bereich Rheinufer und Deponiefläche sind im Mittleren Muschelkalk überwiegend Kalk-Mergelstein-Wechselagerungen mit zum Teil plattigen, kalkhaltigen Tonsteinlagen erbohrt worden.

Die nur in KE 40 bis KE 42 ab einer Tiefe von ca. 22 m erbohrten Horizonte des **Unteren Muschelkalks** bestehen aus dunkelgrauen, zum Teil massigen Mergel-Tonsteinlagen mit Kalksteineinlagerungen.

Aufschluss	Auffüllung bis [m u. GOK]	Niederterrassenschotter bis [m u. GOK]	erschlossene Muschelkalkmächtigkeit [m]	Endtiefe [m u. GOK]	Bemerkungen/ Organoleptische Auffälligkeiten
KE 40	0,2	15,0	20,3	35,3	sandige bis steinige Kiese unter Asphaltdeckschicht
KE 41	5,1	16,1	14,4	30,5	Kies, Schluff, sandig; bei 2,6 m vereinzelt Ziegelbruch, erdfeucht
KE 42	11,0	12,0	23,3	35,3	Schluff, Kies, Steine; von 2,1 - 10,0 m Produktionsreste, Draht, Nagel, Ziegelbruch und vereinzelt Brandreste, ab 6,0 m nass

Tabelle 75: Vor-Ort-Befunde Bohrungen Muschelkalk

7.3 Hydrogeologie

7.3.1 Methodische Grundlagen

Eine der zentralen Aufgaben der hydrogeologischen Untersuchungen war es, Informationen zu den hydrogeologischen Verhältnissen zu sammeln, diese im Hinblick auf die Fragestellung (Abstrom von der Kessler-Grube, Strömungsverhältnisse zwischen den einzelnen hydrostratigraphischen Einheiten sowie in Relation zum Rhein) auszuwerten und auf einen, den gesamten Bilanzraum umfassenden Rahmen – das so genannte hydrogeologische Modell – zu übertragen. Das hydrogeologische Modell bildet die Grundlagen für die Entwicklung eines numerischen Grundwassermodells, mit dessen Hilfe anschließend die wechselseitigen Abhängigkeiten zwischen Strömungsfeld und Rahmenbedingungen untersucht und die Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche zurückgerechnet werden sollten.

Somit ergaben sich drei grundlegende Schritte:

1. Erheben und Auswerten empirischer Informationen
2. Übertragen der lokalen Informationen in ein hydrogeologisches Modell, Aufbau eines numerischen Grundwassermodells
3. Auswertung wechselseitiger Abhängigkeiten mit Hilfe eines numerischen Grundwassermodells

Vom methodischen Gesichtspunkt definiert diese Dreiteilung eine Hierarchie ausgehend von den empirischen Informationen über deren analytische Auswertung bis hin zur modellgestützten Analyse. Der jeweils nachfolgende Schritt baut auf den Ergebnissen des vorangegangenen auf. Unsicherheiten des jeweils vorausgehenden Schritts gehen stets in die nachfolgende Betrachtung mit ein:

- Die Genauigkeit einer analytischen Auswertung kann nicht besser sein, als die Qualität der zugrunde liegenden empirischen Informationen.
- Die Qualität einer Modellaussage kann nicht besser sein als ihre empirisch-analytische Datengrundlage.

Aufgrund dieser Abhängigkeiten ist mit den genannten Schritten zunächst eine Reduzierung der Datengenauigkeit verbunden. Auf der anderen Seite bedeutet die Übertragung einzelner empirischer Informationen in ein kausales Gesamtgefüge einen Qualitäts- und Aussagegewinn. Welcher der beiden Aspekte überwiegt, hängt vom Grad des Extrapolationsfehlers ab. In der geowissenschaftlichen Praxis betrifft dies insbesondere die beiden folgenden Punkte:

- Empirische Informationen können – abgesehen von ihrem Messfehler - einen hohen Grad an Objektivität und Zuverlässigkeit aufweisen, doch handelt es sich primär um lokale Informationen mit begrenzter Reichweite und Übertragbarkeit. So kann es z. B. problematisch sein, die Eigenschaften eines kleinen Test-Volumens auf große hydrogeologische Einheiten zu übertragen.
- Eine analytische Auswertung – so objektiv sie auch zu sein scheint – interpretiert einen Sachverhalt unter der Voraussetzung von meist nicht ausdrücklich genannten Annahmen (z. B. Homogenität, Isotropie, statistische Gleichverteilung und Repräsentanz).

Aufgrund der Komplexität der hydrogeologischen Situation im Bereich der Kessler-Grube ist es erforderlich, sich in jeder Phase der Auswertung dieser Abhängigkeiten und der damit verbundenen Einschränkungen bewusst zu sein. Im Hinblick auf die Vorgehensweise der folgenden Bewertung der empirischen Befunde können folgende "Regeln" aufgestellt werden:

- Wann immer es möglich ist, empirische Informationen direkt im Hinblick auf eine Fragestellung auszuwerten, ist dies einer analytischen oder modellgestützten Auswertung vorzuziehen.
- Eine modellgestützte Auswertung ist das Mittel der Wahl, wenn wechselseitige kausale Abhängigkeiten den Interpretationsspielraum einschränken. In der hydrogeologischen Praxis betrifft dies insbesondere das naturgemäß begrenzte Wasserdargebot (Grundwassermodell als analytisches Instrument).
- Eine modellgestützte Auswertung ist die einzige Möglichkeit, Aussagen über Zustände zu machen, zu denen gegenwärtig keine Beobachtungen vorliegen (Grundwassermodell als Prognoseinstrument).

Im nachfolgenden Schema (Abbildung 8) sind die wesentlichen Zusammenhänge dieses Ablaufs schematisch dargestellt. Die blauen Felder repräsentieren Informationen, Auswertungen und Aussagen zu hydrogeologischen Aspekten. Die gelben Felder verwenden zusätzlich zu den hydraulischen Informationen Angaben aus der Schadstoffanalytik. Der rote Pfeil kennzeichnet Aussagen, welche auf "direkte" Auswertung von empirischen Informationen ohne Hinzunahme ergänzender Modellvorstellungen beruhen. Schritte, welche im vorliegenden Kapitel 7.3 erläutert werden, sind rot hinterlegt.

Mit diesen Vorüberlegungen kann zur "direkten" Auswertung der vorliegenden empirischen Daten und deren Einordnung in ein kausales Gesamtgefüge übergegangen werden. Die folgende Darstellung orientiert sich dabei an den thematischen Komplexen

- Hydrostratigraphie,
- Aquifergeometrie,
- Grundwasserstände.

Mit Abschluss dieses Kapitels 7.3 soll ein Gesamtbild der Strömungssituation entworfen sein, welches anschließend in ein hydrogeologisches Modell übertragen werden kann.

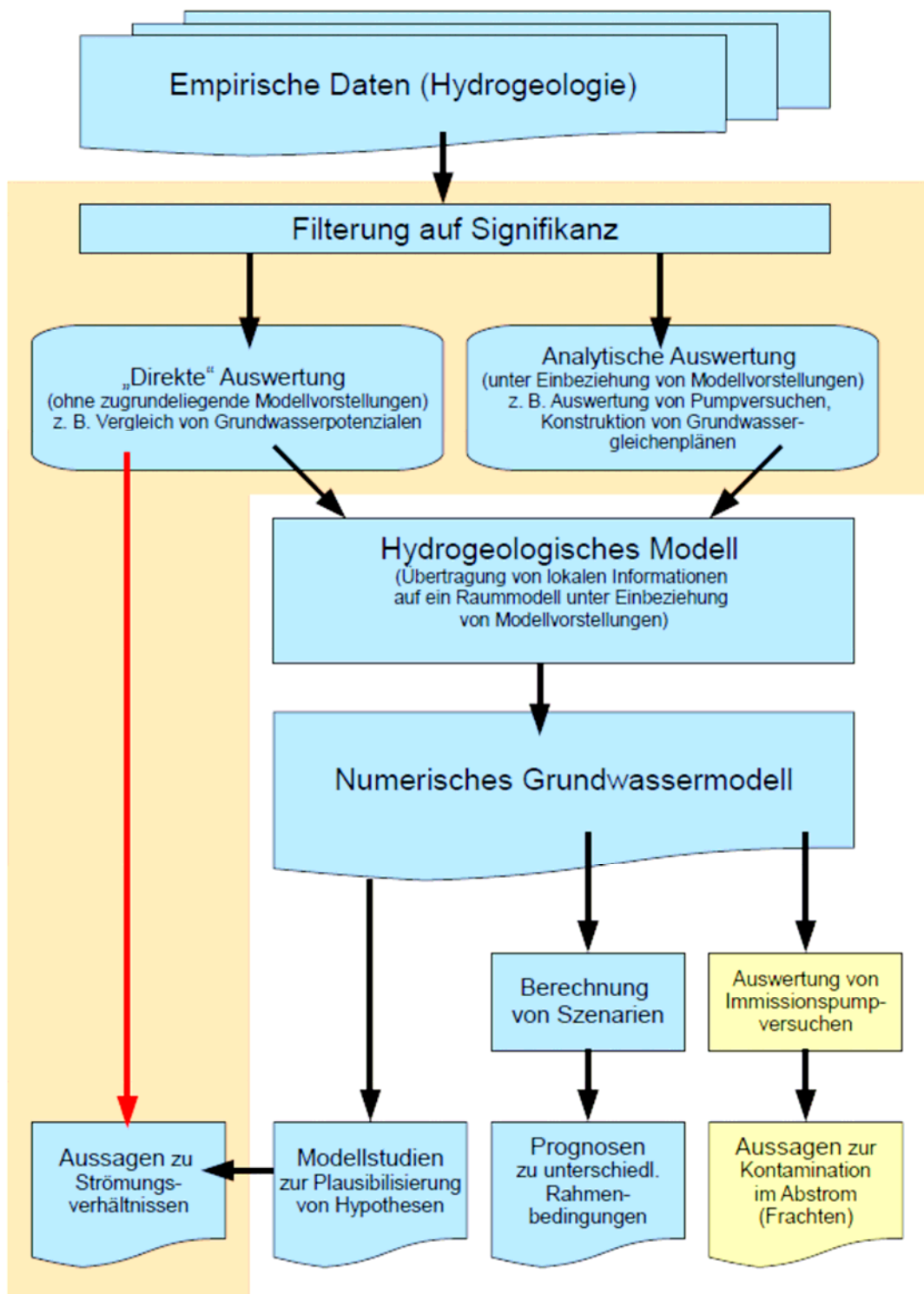


Abbildung 8: Ablaufschema und Abhängigkeiten hydrogeologischer Auswertungen. Die im vorliegenden Kapitel erläuterten Schritte sind rot hinterlegt. Der rote Pfeil kennzeichnet Aussagen, welche auf "direkte" Auswertungen beruhen.

7.3.2 Hydrostratigraphie

7.3.2.1 Bereich der Kessler-Grube

Im Bereich der Kessler-Grube kann die erschlossene stratigraphische Abfolge in zwei wesentliche hydrostratigraphische Einheiten untergliedert werden:

Quartäre Niederterrassenschotter würmeiszeitlichen Alters, teilweise zusammengefasst mit klastischen holozänen Talablagerungen und künstlichen Auffüllungen, bilden die oberste hydrostratigraphische Einheit. Die Niederterrassenschotter sind zusammengesetzt aus unverfestigten Kiesen, sandigen Kiesen und Sanden mit einzelnen Schlufflinsen. Die Farben variieren von grau bis bräunlich-grau. Als eine der jüngsten Ablagerungen weisen sie nur geringe Verwitterungstiefen in der Größenordnung von 0,7 bis 1,5 m auf. Morphologisch bilden die Niederterrassenschotter einen kaum zertalten Talboden, teilweise unter heutigen Talauen, von nur geringmächtigen Bodenbildungen überlagert.

Aufgrund ihrer meist grobklastischen Zusammensetzung repräsentieren die Niederterrassenschotter mit durchschnittlich $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s bei einer Streuung um zwei Zehnerpotenzen ($2,4 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $2,2 \cdot 10^{-2}$ m/s) die höchsten hydraulischen Durchlässigkeiten in der erschlossenen Abfolge (siehe Übersicht in Anlage 7.1; Einzeldokumentationen der Kurzpumpversuche in den Anlagen 7.2.1 ff).

Durch ihre heterogene Zusammensetzung, insbesondere im Bereich von anthropogenen Auffüllungen, schwanken die Aquifermächtigkeiten in der Größenordnung von 6 bis 12 m mit einem Mittelwert von 7,3 m.

Das Liegende der quartären Ablagerungen bilden Mergel- und Tonsteinlagen des ausgeprägten **mittleren Muschelkalks**. Bereichsweise ist diese Festgesteinsbasis – in Fortsetzung der nördlich angrenzenden Dinkelbergscholle – von N-S- beziehungsweise NNE-SSW-streichenden, d. h. rheinisch Grabenstrukturen zergliedert. Es handelt sich um die bereits bei TREFZGER (1925) [54] und LAUBSCHER (1971) [55] diskutierten Keilgräben mit einer Breite von teilweise weniger als 100 m. In den schmalen Grabenschollen steht zumeist Keuper an, dem lokal noch Erosionsreste von Unterjura aufsitzen.

Dort, wo Bohrungen im Bereich Kessler-Grube die Festgesteinsbasis erreichen, in KE 40, KE 41, KE 42, war kein kohärenter Verwitterungshorizont zu erkennen – ein Hinweis auf eine verhältnismäßig junge Erosionsbasis, welche vermutlich im Zusammenhang mit fluvio-glazialen Vorgängen entstanden ist. Kurzpumpversuche in den genannten drei Messstellen ergaben hydraulische Durchlässigkeiten im Bereich von $5,4 \cdot 10^{-7}$ bis $4,2 \cdot 10^{-5}$ m/s (siehe Übersicht in Anlage 7.1; Einzeldokumentationen der Kurzpumpversuche in den Anlagen 7.2.2 ff).

7.3.2.2 Umfeld der Kessler-Grube

Am morphologischen Talrand nördlich der Kessler-Grube ist die Abfolge des oberen Muschelkalks aufgeschlossen. Hierbei handelt es sich vom Liegenden zum Hangenden um die drei Haupthorizonte Trigonodusdolomit, Plattenkalke und Trochitenkalke. Die Geologische Karte 8411 Weil am Rhein verweist unmittelbar westlich der Ortschaft Grenzach zudem auf eine Rutschmasse aus Resten des mittleren und unteren Muschelkalks. Die Basis des oberen Muschelkalks befindet sich innerhalb des Schuttfußes.

Geländebegehungen am Talrand zeigten mit Annäherung an morphologische Haupt-Lineamente (Hangkante) eine intensiv bruchhafte, zum größten Teil nicht verheilte Überprägung des höheren Muschelkalks. Die jüngere, expansive Deformation scheint eine ältere kompressive Deformationszone mit deutlich ausgeprägter schichtparalleler Zerschering zu reaktivieren. Dies spricht gegen die Vorstellungen, dass die heutige Morphologie ausschließlich das Ergebnis einer Auslaugung des mittleren Muschelkalks (Subrosion) ist. Doch unabhängig von dieser Interpretation scheint die in diesem Bereich vorherrschende tektonische Zerrüttung mit ihren teilweise noch offenen Trennfugen die hydraulischen Durchlässigkeiten wesentlich stärker als die primären petrographischen Eigenschaften der involvierten stratigraphischen Schichtglieder zu bestimmen.

Hinweise auf Verkarstungen konnten bei den eigenen Talrandbegehungen innerhalb des oberen Muschelkalks nicht festgestellt werden. Stellenweise verheilte tektonische Strukturen waren der einzige undeutliche Hinweis auf Kalkausfällungen. Doch werden aus dem Bereich der Dinkelbergscholle an verschiedenen Orten Karsterscheinungen im oberen Muschelkalk beschrieben, so z. B. das "Teufelsloch" bei Nordschwaben sowie zahlreiche Dolinen, eine der größten bei der Ortschaft Ruhrberg. Folgt man den üblichen Vorstellungen, so müsste an der Basis des oberen Muschelkalks mit dem größten Wasserzutritt vom Talrand in die Talfüllung zu rechnen sein.

7.3.2.3 Übertragungen lokaler hydraulischer Eigenschaften auf ein Raummodell

Von den beiden genannten hydrostratigraphischen Einheiten weist die Festgesteinsbasis hydraulische Durchlässigkeiten auf, die im Mittel zwei Zehnerpotenzen unter denjenigen der Niederterrassenschotter liegen. Das Strömungsgeschehen innerhalb der Niederterrassenschotter wird – zumindest dort, wo diese in ihrer Mächtigkeit nicht ausgedünnt sind – nur untergeordnet durch den Festgesteinsaquifer beeinflusst. Eventuelle Fehlannahmen hinsichtlich der hydraulischen Durchlässigkeit des Festgesteinsaquifers wirken sich daher nur untergeordnet auf das Strömungsgeschehen in den Niederterrassenschottern aus.

In den Niederterrassenschottern sind die uns vorliegenden Informationen sehr ungleichmäßig verteilt. Die Mehrzahl der Aufschlüsse befinden sich im Bereich der Kessler-Grube und deren Abstrombereich. Die Zusammenfassung der in diesem Bereich vorliegenden punktuellen Informationen zu einer hydrostratigraphischen Einheit ist daher mit einer Übertragung auf ein größeres Raumvolumen verbunden. Die eingangs erwähnten Aspekte bei der Übertragung (vgl. Kap. 7.3.1) spielen hier eine nicht unerhebliche Rolle und zwingen zu einer Bewertung des hier anwendbaren Mittelungsverfahrens:

Schwankungen der hydraulischen Durchlässigkeit in natürlichen Materialien sind in der Regel eine Folge von Heterogenitäten. Die Art und Weise wie diese Heterogenitäten miteinander verbunden sind, bestimmt das Verfahren, das für die Mittelung verwendet werden kann. Bei schichtig angeordneten Heterogenitäten wird bei vorherrschend schicht-normaler Durchströmung üblicherweise die harmonische Mittelung angewendet. Bei einem Netzwerk kommunizierender Bereiche mit erhöhter hydraulischer Durchlässigkeit, welche Linsen mit geringerer Durchlässigkeit umschließen, ist das arithmetische Mittel das geeignetere Verfahren (in der physikalischen Analogie handelt es sich bei den netzartigen Strukturen um Parallelschaltungen, bei welchen sich die jeweils höchste Permeabilität beziehungsweise der jeweils geringste Widerstand am stärksten ausprägt).

Hinsichtlich der Aquiferheterogenität ist festzustellen, dass in beiden hydrostratigraphischen Einheiten die hydraulischen Durchlässigkeiten um zwei Zehnerpotenzen variieren. Im Falle der Niederterrassenschotter entspricht diese Streuung der natürlichen Varianz von fluvioglazialen Ablagerungen (Fazies eines Braided Streams). Die netzartigen Strukturen eines derartigen Ablagerungsmilieus rechtfertigen bei der Übertragung auf ein Raummodell die arithmetische Mittelung.

Innerhalb der Festgesteinsgrundlage bilden Bruchstrukturen ein räumliches Netzwerk, so dass auch hier die arithmetische Mittelung bei der Übertragung auf ein Raummodell zur Anwendung kommen kann.

Für die beiden hydrostratigraphischen Einheiten werden folgende mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten in erster Näherung für das Raummodell verwendet:

- Niederterrassenschotter $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s
- Muschelkalk $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s

Mit der in diesem Abschnitt erfolgten Untergliederung in zwei hydrostratigraphische Einheiten und der Zuordnung von mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten wurde eine erste Grundlage für den Aufbau eines hydrogeologischen Modells geschaffen. Die aufgeführten, mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten kommen – als erste Näherung – dort zur Anwendung, wo lokale Informationen fehlen. Im folgenden Abschnitt wird die räumliche Begrenzung der beiden hydrostratigraphischen Einheiten betrachtet.

7.3.3 Aquifergeometrie

Die beiden hydrostratigraphischen Einheiten sind in ihrer räumlichen Erstreckung begrenzt. Auf der einen Seite bildet der Talrand mit seiner tektonischen Zerrüttung eine Grenze gegen die nördlich angrenzende Dinkelbergscholle. Auf der anderen Seite schneidet der Rhein in die Niederterrassenschotter. Die Begrenzungen der Niederterrassenschotter auf der Rheinseite ist aufgrund ihrer Nähe zur Kessler-Grube von großem Einfluss auf den Grundwasserabstrom und erfordert daher eine nähere Betrachtung.

Die Vermessung der Rheinsohle ermöglicht im Vergleich mit den im Bereich Kessler-Grube zur Verfügung stehenden Bohrprofilen eine Abschätzung der Aquifergeometrie der Niederterrassenschotter unter dem Rhein. Zur Verdeutlichung wurden zwei geologische Schnitte durch die Kessler-Grube und den Rhein gezeichnet (siehe Anlage 7.4). Ausgehend vom Bereich der Kessler-Grube wurden die Untergrenzen der Niederterrassenschotter leicht abfallend unter den Rhein extrapoliert. Der Darstellung sind zwei wesentliche Sachverhalte zu entnehmen:

1. Die Untergrenze der Niederterrassenschotter gegen den Festgesteinsaquifer fällt von Nordwesten nach Südosten ab. Im Norden des hier betrachteten Bereichs wird die Untergrenze der Niederterrassenschotter durch das Rheinbett abgeschnitten. Hier gibt es auf dem Niveau der Niederterrassenschotter keine hydraulischen Verbindungen zwischen der deutschen und der schweizerischen Seite. Im südlichen Teil des hier betrachteten Bereichs liegt die Untergrenze der Niederterrassenschotter unter der Rheinsohle. Hier gibt es eine hydraulische Verbindung auf dem Niveau der Niederterrassenschotter.

2. Das Rheinbett weist seine größte Eintiefung in der Nähe des schweizerischen Ufers auf. Der Prallhang des Rheins liegt im Bereich der Kessler-Grube auf der schweizerischen Seite. Dies hat zur Folge, dass sich mit dem Abfallen der Rheinsohle nach Süden die Kontaktfläche zwischen den Niederterrassenschottern und dem Rhein erheblich vergrößert. Während im Norden dieser Kontakt praktisch auf die Uferböschung beschränkt ist, erreicht sie im Süden die Rheinsohle über die gesamte Breite des Rheins. Mit der Vergrößerung der Kontaktfläche zwischen Niederterrassenschottern und Rhein vergrößert sich auch die Möglichkeit eines wechselseitigen hydraulischen Austausches.

Mit der beschriebenen Eintiefung des Rheinbetts in die Niederterrassenschotter wird der Hauptaquifer in unmittelbarer Nachbarschaft zur Kessler-Grube begrenzt. Die Geometrie dieser Begrenzungsfläche ist von entscheidendem Einfluss auf das Strömungsgeschehen im Abstrom der Kessler-Grube. Aufgrund dieser Geometrie setzt sich der Hauptgrundwasserleiter in den Niederterrassenschottern unter das Rheinbett fort. Dort ist er vom Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt. Neben der im vorigen Abschnitt erfolgten hydrostratigraphischen Untergliederung und der Zuweisung mittlerer hydraulischer Eigenschaften sind die hier beschriebenen Begrenzungen eine weitere wesentliche Spezifizierung des zu entwickelnden hydrogeologischen Modells.

Im nachfolgenden Kapitel wird der Zusammenhang zwischen den gemessenen Grundwasserständen und der hier entwickelten Vorstellung der Aquifergeometrie erläutert.

7.3.4 Grundwasserstände

Entsprechend den eingangs erwähnten Abhängigkeiten (vgl. Kap. 7.3.1) wird es die erste Aufgabe sein, den empirischen Datenbestand im Hinblick auf die primären Fragestellungen (Strömungsverhältnisse zwischen den einzelnen hydrostratigraphischen Einheiten sowie in Relation zum Rhein) zu sichten, auf ihre Genauigkeit hin zu prüfen und soweit wie möglich ohne zusätzliche Annahmen auszuwerten. Ausgehend von dieser Aufgabenstellung gliedert sich der folgende Abschnitt inhaltlich zunächst in sechs Abschnitte:

1. Klärung der Frage, oberhalb welcher Größenordnung die vorliegenden Messwerte und Potenzialdifferenzen als signifikant angesehen werden können
2. Auswertung von Hinweisen auf tiefenabhängige Grundwasserpoteziale
3. Aufklärung der Potenzialverhältnisse zwischen Hauptgrundwasserleiter (Niederterrassenschotter) und Muschelkalkbasis
4. Aufklärung der Potenzialverhältnisse zwischen Hauptgrundwasserleiter (Niederterrassenschotter) und dem Rhein
5. Untersuchungen der zeitlichen Potenzialdynamik
6. Untersuchung der räumlichen Potenzialverteilung und Ermittlung der für den Abstrom relevanten, mittleren Grundwasserfließrichtung.

Die im Untersuchungszeitraum (Februar - September 2010, Januar 2011) gemessenen Grundwasserstände sind in den Anlagen 7.5.1 (gemessene Abstiche) und 7.5.2 (Grundwasserstände in m ü. NN) tabellarisch zusammengefasst.

7.3.4.1 Messfehler und Signifikanz

Die nachfolgenden Erläuterungen sind im Fall Kessler-Grube deshalb von besonderer Bedeutung, weil ein extrem geringes Potenzialgefälle des Grundwassers besteht.

Grundwasser- und Pegelstände sind naturgemäß mit Fehlern behaftet. Selbst bei genauester Messung mithilfe eines Kabellichtlots kann ein Messfehler von $\pm 0,5$ cm nicht unterschritten werden. Hinzu kommen meist nicht bekannte Messfehler bei der Höheneinmessung von Pegeln ebenfalls in der Größenordnung von mindestens $\pm 0,5$ cm. Die Grundwasser- und Pegelstände einer einzelnen Grundwassermessstelle weisen somit einen **summarischen Messfehler von ± 1 cm** auf.

Beim Vergleich von Grundwasserständen aus zwei Messstellen addieren sich die Messfehler der einzelnen Messungen. Aussagen, welche sich auf Unterschiede in den Grundwasserständen stützen, setzen eine Potenzialdifferenz voraus, welche die Summe der Messfehler dieser Einzelmessungen übertreffen. **Beim Vergleich der Grundwasserstände von zwei Grundwassermessstellen liegt daher die Signifikanzschwelle bei 2 cm. Potenzialdifferenzen kleiner 2 cm werden im Folgenden als nicht signifikant gewertet, weil sie eine Scheingenauigkeit vortäuschen würden.**

Da Aufzeichnungen von Datenloggern mithilfe von Lichtlotmessungen "geeicht" werden, gilt für deren Messwerte dieselbe Signifikanzgrenze wie für Handmessungen.

7.3.4.2 Tiefenabhängigkeit des Grundwasserpotenzials

Ein weiterer, meist unterschätzter Fehler liegt in der heterogenen Natur des Aquifermaterials selbst. Die meisten Grundwasserleiter weisen aufgrund von vertikalen Strömungskomponenten innerhalb der Abfolge in unterschiedlichen Tiefen unterschiedliche Potenziale auf. Die Größenordnungen dieser tiefenabhängigen Unterschiede liegen in günstigen Fällen bei wenigen Zentimetern je Meter Tiefendifferenz, können aber – wie die Praxis zeigt – in weniger günstigen Fällen auch deutlich höher liegen.

Gerade bei sehr geringen Grundwassergradienten – wie im vorliegenden Fall im Bereich der Kessler-Grube – macht sich dieser Fehlereinfluss störend bemerkbar. Bei der Auswertung der räumlichen Verteilung von Grundwasserpotenzialen stellt sich in solchen Fällen regelmäßig die Frage, ob und wie die an verschiedenen Stellen gemessenen Grundwasserstände in einen räumlichen Bezug gebracht werden können.

Auch im Bereich der Kessler-Grube gibt es Hinweise für tiefenabhängige Grundwasserpotenziale: In der Grundwassermessstelle P 16 wird ein Grundwasserstand gemessen, welcher deutlich (ca. 20 cm) über den Potenzialen der umgebenden Messstellen der Niederterrassenschotter liegt. Dies gab Anlass zur Einrichtung einer neuen Messstelle der Bezeichnung P 16a unmittelbar neben P 16. Damit stand ein Messstellenpaar an praktisch derselben Stelle mit unterschiedlichen Filtertiefen zur Verfügung. Die Grundwasserstandsmessungen in der Folgezeit bestätigten die bislang gemachten Beobachtungen: Obwohl die Grundwassermessstelle P 16 mit einer Filterstrecke innerhalb der künstlichen Auffüllungen über den natürlichen fluvioglazialen Ablagerungen (Filterunterkante 9,90 m u. GOK) denselben Grundwasserleiter wie die übrigen Messstellen der Niederterrassenschotter repräsentiert, weist sie einen signifikant höheren Grundwasserstand auf als Messstellen, welche ausschließlich in den Niederterrassenschottern verfiltert sind. Damit ist ein klarer Hinweis auf

vertikale Strömungen mit einem deutlichen Potenzialgefälle innerhalb der Abfolge gegeben. Auch wenn es sich hierbei um ein lokales Phänomen handelt, welches nicht auf die gesamte Fläche der Kessler-Grube übertragen werden darf, so zeigt dieser Fall doch, wie empfindlich Grundwasserpotenziale auf vertikale Inhomogenitäten reagieren. Wenn ein Unterschied der Filterunterkanten von ca. 4 m bereits zu einem Potenzialunterschied von 0,2 m führt, dann sind signifikante Potenzialunterschiede selbst bei höhengleichen Filterstrecken allein aufgrund der natürlichen Heterogenität in der Größenordnung mehrerer Zentimeter möglich. Auch wenn man im Einzelfall die Größenordnung dieser Potenzialdifferenzen nicht bestimmen kann, so muss man sich bei der Interpretation der räumlichen Verteilung von Grundwasserständen dieses Fehlereinflusses gerade in Fällen mit sehr geringen Grundwassergradienten bewusst sein.

Beide Fehlereinflüsse, der eigentliche Messfehler sowie die durch die Aquiferheterogenität bedingten Abweichungen, erfordern daher beim Vergleich von Grundwasserständen die Berücksichtigung von Signifikanzgrenzen. Dies gilt sowohl bei der Bewertung einzelner Messwertpaare (Abschnitte 7.3.4.3 - 7.3.4.5) als auch bei der Untersuchung und Darstellung der räumlichen Potenzialverteilung in Form von Grundwassergleichenplänen (Abschnitt 7.3.4.6).

7.3.4.3 Muschelkalk/Niederterrassenschotter

Die Potenzialdifferenzen zwischen der Muschelkalkbasis und den Niederterrassenschottern im Bereich der Kessler-Grube sind von entscheidender Bedeutung für eine eventuelle Schadstoffverfrachtung in tiefere Aquiferbereiche. In Anlage 7.6.1.1 sind Handmessungen von Muschelkalkmessstellen und benachbarten Grundwassermessstellen mit Verfilterung in den Niederterrassenschottern einander tabellarisch gegenübergestellt.

In der oberen Tabelle werden die Grundwasserstände der Muschelkalkmessstelle KE 40 mit denjenigen der umliegenden Messstellen KE 34, KE 20 und KE 33 verglichen. Es wurde die Differenz zwischen dem jeweils höchsten der drei Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern und der Muschelkalkmessstelle KE 40 ermittelt.

In der zweiten Tabelle werden die Grundwasserstände in der Muschelkalkmessstelle KE 41 mit denjenigen der umliegenden Messstellen P 4 und KE 30 verglichen.

In der dritten Tabelle wurde ein entsprechender Vergleich zwischen der Muschelkalkmessstelle KE 42 und der in den Niederterrassenschottern verfilterten Messstelle P 15 durchgeführt.

Demnach liegen die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern praktisch auf dem gleichen Niveau wie in der erschlossenen Muschelkalkbasis. Nur in wenigen Fällen übertreffen die Differenzen die Signifikanzschwelle von 2 cm:

- Im Falle der Muschelkalkmessstelle KE 40 liegen die Potenziale im Muschelkalk an zwei Stichtagen signifikant über den umliegenden Grundwasserständen in den Niederterrassenschottern. Im Bereich der Grundwassermessstelle KE 40 deutet dieses Ergebnis auf einen Grundwasseraufstieg aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter hin.

- Bei der Grundwassermessstelle KE 41 unmittelbar am Rheinufer zeigt diese Darstellung, dass an zwei von sechs Stichtagen der Grundwasserstand in den Niederterrassenschottern über demjenigen des erschlossenen Muschelkalks lag. Hier deutet das Ergebnis des Vergleichs auf eine Grundwasserbewegung aus den Niederterrassenschottern in die Festgesteinsbasis hin.
- Im Falle der Grundwassermessstelle KE 42 war an zwei der sechs Stichtage in der Muschelkalkbasis ein signifikant höheres und an einem Stichtag ein signifikant niedrigeres Potenzial gemessen worden, als in den Niederterrassenschottern. In diesem Bereich scheint die Tendenz zum Grundwasseraufstieg aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter vorzuherrschen.

Diese Vergleiche erlauben eine erste Einschätzung der Strömungsverhältnisse zwischen Muschelkalk und Niederterrassenschottern. Doch überschreiten die aufgeführten Potenzialdifferenzen die Signifikanzgrenze nur geringfügig. Zudem handelt es sich bei den Stichtagsmessungen um nicht genau zeitgleiche Messungen. Zur Beantwortung der Frage, ob im zeitlichen Mittel Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in die Festgesteinsbasis gelangt oder umgekehrt Grundwasser aus dem Muschelkalk in die quartäre Überdeckung aufsteigt, reichen diese Daten alleine nicht aus. Zur Beantwortung dieser Frage ist zusätzlich eine genaue zeitliche Parallelisierung sowie die Einordnung in den dynamischen Ablauf zu untersuchen.

Die Anlagen 7.6.1.2 und 7.6.1.3 zeigen die mit Loggern gemessenen Grundwasserpotenziale der Muschelkalkmessstellen KE 40 und KE 41 in Relation zu den benachbarten Grundwassermessstellen KE 21, P 4 und KE 30 mit Verfilterung in den Niederterrassenschottern. In allen Ganglinien von Grundwassermessstellen entlang des Rheinufers (KE 41, P 4, KE 30) fallen die starken Schwankungen in der Größenordnung von ± 1 cm und mit Perioden von nur wenigen Stunden auf. Es sind Schwankungen des Rheinpegels, welche sich auf die Grundwasserleiter durchpausen. Mit zunehmender Entfernung vom Rheinufer verringern sich diese Schwankungen (siehe Ganglinien KE 40 und KE 21).

Bei dem Ganglinienpaar KE 40 und KE 21 (Anlage 7.6.1.2) liegt das Potenzial innerhalb des Muschelkalks (KE 40) während des größten Zeitraums signifikant über demjenigen der Niederterrassenschotter (KE 21). Nur in Phasen sehr raschen Anstiegs überschneiden sich die Ganglinien und dokumentieren dadurch näherungsweise ausgeglichene Verhältnisse ohne vertikale Grundwasserbewegungen. Verhältnisse mit einem von unten nach oben abfallenden Potenzial überwiegen in ihrer zeitlichen Dauer und belegen damit den in diesem Bereich um KE 40 vorherrschenden Aufstieg von Grundwasser aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter.

Im Bereich der Muschelkalkmessstelle KE 41 zeigt sich in Relation zur Messstelle P 4 in den Niederterrassenschottern ein ähnliches Bild, wenn auch mit deutlich geringeren Potenzialdifferenzen. Auch hier liegen während der meisten Zeit die Grundwasserpotenziale im Muschelkalk über denjenigen der Niederterrassenschotter (P 4), doch sind die Unterschiede nicht signifikant. In Phasen raschen Anstiegs können sich die Verhältnisse sogar umkehren: dann liegen die Potenziale in den Niederterrassenschottern kurzfristig und nicht signifikant über denjenigen des Muschelkalks. Insgesamt ergibt sich ein Bild weitgehend ausgeglichener Verhältnisse zwischen den Niederterrassenschottern und dem Muschelkalk.

Ganz ähnlich sind die Verhältnisse, wenn man die Grundwasserpotenziale von KE 41 mit denjenigen von KE 30 vergleicht. Das Diagramm zeigt im Muschelkalk (KE 30) fast durchgehend höhere Grundwasserpotenziale als in der unmittelbar benachbarten Messstelle KE 41 in den Niederterrassenschottern. Doch auch hier sind die Differenzen nicht signifikant.

Zwischen den Grundwasserpotenzialen im Muschelkalk und in den Niederterrassenschottern herrschen im Bereich der Kessler-Grube praktisch ausgeglichene Verhältnisse. Abweichungen von dieser Situation sind an rasche Potenzialveränderungen gebunden. Bei rasch ansteigenden Grundwasserständen in den Niederterrassenschottern kommt es während kurzer Phasen in der Größenordnung weniger Stunden zu einem Potenzialgefälle, welches Grundwasserbewegungen aus den Niederterrassenschottern in den Muschelkalk ermöglicht. Während der meisten Zeiten liegen die Potenziale im Muschelkalk jedoch über denen der Niederterrassenschotter. In der Tendenz überwiegen die aufsteigenden Grundwasserbewegungen die absinkenden Grundwasserbewegungen.

Durch diese Verhältnisse deutet sich eine zeitlich-kausale Abhängigkeit zwischen den Potenzialen im Muschelkalk und den Grundwasserständen in den Niederterrassenschottern an. Um diese Verhältnisse zu verdeutlichen, wurden Korrelationsdiagramme gezeichnet (siehe Anlagen 7.7.1). In diesen Korrelationsdiagrammen wurden die Grundwasserpotenziale von jeweils zwei Grundwassermessstellen gegeneinander aufgetragen. Dadurch entsteht eine Linie, welche die zeitliche Entwicklung der beiden Potenziale abbildet. Die Richtung der zeitlichen Entwicklung ist mit Pfeilen gekennzeichnet.

Untersucht wurden die Potenzialveränderungen in den Messstellenpaaren KE 40 (Muschelkalk)/KE 21 (Niederterrassenschotter) und KE 41 (Muschelkalk)/P 4 (Niederterrassenschotter). Beide Korrelationsdiagramme zeigen: Die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern eilen in ihrer zeitlichen Entwicklung den Grundwasserpotenzialen im Muschelkalk voraus. Die zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern "zieht" die Potenzialentwicklung im Muschelkalk "hinter sich her". Der Muschelkalk verhält sich in Relation zu den Niederterrassenschottern wie ein "Ausgleichsbehälter". Dies erklärt die in den Ganglinien feststellbare Spreizung bei fallenden Wasserständen beziehungsweise Annäherung in Phasen raschen Anstiegs und verdeutlicht die Notwendigkeit, diese Potenzialdifferenzen in ihrem Entwicklungszusammenhang zu beurteilen. Auch wenn in Phasen raschen Anstiegs das Grundwasserpotenzial in den Niederterrassenschottern für kurze Zeit höher ist als in der Festgesteinsbasis, so bedeutet dies nicht notwendigerweise, dass im Mittel eine Verfrachtung aus den Niederterrassenschottern in den Muschelkalk stattfindet. Eine Verfrachtung aus den Niederterrassenschottern in den Muschelkalk ist nur dann der Fall, wenn die Bewegungen in den Phasen des Potenzialanstiegs diejenigen in Phasen mit Potenzialabfall überwiegen.

Für eine korrekte Beurteilung ist es daher erforderlich, neben den Potenzialunterschieden auch deren zeitliche Häufigkeit zu berücksichtigen. Hinsichtlich ihrer zeitlichen Dauer überwiegen in den Ganglinien Phasen mit abfallenden Potenzialen. Phasen mit ansteigenden Potenzialen sind in ihrer zeitlichen Dauer deutlich kürzer und auch die Potenzialdifferenz ist in solchen Zeitabschnitten deutlich geringer als bei abfallenden Verhältnissen.

Zusammenfassend kann man somit für die Potenzialverhältnisse zwischen den Niederterrassenschottern und der Festgesteinsbasis feststellen:

- Die Potenziale in den Niederterrassenschottern und in der Festgesteinsbasis deuten einen Grundwasseraufstieg aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter an, die Unterschiede sind jedoch – von wenigen Ausnahmen abgesehen – nicht signifikant. In ihrer Gesamtheit liegen die Potenziale in der Festgesteinsbasis in der gleichen Größenordnung wie in den Niederterrassenschottern.
- Die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis eilt derjenigen der Niederterrassenschotter hinterher. Die Entwicklung in den Niederterrassenschottern ist ursächlich für die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis. Dies erklärt die bei den Ganglinien feststellbare Spreizung bei fallenden Wasserständen beziehungsweise Annäherung in Phasen raschen Anstiegs.
- Zur Beurteilung der mittleren Grundwasserbewegung zwischen den Niederterrassenschottern und der Festgesteinsbasis ist es erforderlich – neben den Potenzialunterschieden – auch deren zeitliche Häufigkeit zu berücksichtigen. Hinsichtlich ihrer zeitlichen Dauer überwiegen in den Ganglinien Phasen mit abfallenden Potenzialen. Phasen mit Potenzialanstieg sind in ihrer zeitlichen Dauer deutlich kürzer und auch die Potenzialdifferenzen sind in solchen Zeitabschnitten deutlich geringer als bei fallenden Verhältnissen.

In der Tendenz überwiegen damit Hinweise für einen Aufstieg von Grundwasser aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter. Die Hinweise sind jedoch nicht signifikant. Für die umgekehrte Richtung – die Infiltration aus den Niederterrassenschottern in die Festgesteinsbasis – gibt es beim gegenwärtigen Kenntnisstand keine Hinweise.

Die Erkenntnisse stützen sich vor allem auf hydrogeologische Daten, können aber bislang noch nicht hinreichend mit Analysenmessreihen belegt werden. Aufgrund der geringen Potenzialunterschiede ist eine Beeinflussung des Grundwassers im Muschelkalk durch den Bohrvorgang möglich, die zum Zeitpunkt der bisher einmaligen Stichtagsbeprobung noch nicht abgeklungen war.

7.3.4.4 Niederterrassenschotter/Rheinwasserstand

Die zweite wesentliche Frage betrifft die Relation zwischen den Niederterrassenschottern und dem Rhein. Ganz analog zur vorangegangenen Aufgabenstellung sind als erstes die Handmessungen (Lichtlotmessungen) zu betrachten.

In der Anlage 7.6.2.1 sind die Handmessungen für alle sechs Stichtage tabellarisch zusammengestellt. Die Strömungsverhältnisse zum Rhein werden in fünf Querschnitten senkrecht zum Rhein untersucht:

- Schnitt 1: KE 22/S 3, P 15, P 12/KE 23a/KE 28
Schnitt 2: P 13, KE 39, KE 38/P 11, KE 37, KE 28/KE 43/P 3
Schnitt 3: P 1/P 14, P 16a, P 3/KE 29/KE 30
Schnitt 4: P 1/P 14, P 5, P 4/KE 30/KE 31
Schnitt 5: P10a, KE 36, KE 35, KE 20, KE 34, KE 33, KE 21, KE 32, P 2/KE31

In der Tabelle Anlage 7.6.2.1 wird der gesamte Uferbereich entlang des Rheins in zwei Teilbereiche aufgeteilt, welche sich nur in ihrer Entfernung vom Rheinufer unterscheiden:

- ein *proximaler Uferstreifen* mit einer Breite von ca. 30 m entlang des Rheinufers,
- ein *distaler Uferstreifen*, welcher landseitig mit einer Breite von ca. 300 m an den proximalen Uferstreifen anschließt.

Die beiden Uferstreifen sind in der Tabelle mit unterschiedlichen Farben gekennzeichnet. Grundwassermessstellen, welche sich innerhalb des proximalen Uferstreifens befinden, sind mit einem grünen Hintergrund versehen. Grundwassermessstellen, welche im distalen Uferstreifen liegen, haben einen hell-gelben Hintergrund. In Ergänzung hierzu sind die Wasserstände im Rhein mit blauem Hintergrund angegeben.

Innerhalb der beiden Uferstreifen sind die Extremwerte farblich hervorgehoben. Die höchsten Wasserstände (des jeweiligen Stichtags und des jeweiligen Uferstreifens) sind mit roten Ziffern dargestellt, die niedrigsten mit blauen.

Die Grundwasserstände der verschiedenen Bereiche (proximaler Uferstreifen – distaler Uferstreifen – Rhein) werden in den beiden Ergebniszeilen am unteren Ende der jeweiligen Tabelle im Hinblick auf ihre maximalen Gradienten klassifiziert. Verglichen wird für jeden Stichtag:

- der höchste Grundwasserstand im distalen Uferstreifen mit dem niedrigsten im proximalen Uferstreifen,
- der höchste Grundwasserstand im proximalen Uferstreifen mit dem arithmetischen Mittel der Rheinwasserstände.

Ergibt der Vergleich eine Potenzialdifferenz über der Signifikanzgrenze, wird das Ergebnis des Vergleichs qualifiziert: Eine signifikante Strömungskomponente in Richtung zum Rhein ist mit einem “+” gekennzeichnet. Die Strömungsverhältnisse zum Oberflächengewässer sind mit “influent” beziehungsweise “effluent” charakterisiert.²

Betrachtet man die Ergebnisse dieses Vergleichs, so stellt man fest:

- An den Stichtagen 17.02., 07.06. und 07.07.2010 war im distalen Uferstreifen in mehreren Schnitten eine signifikante Strömungskomponente in Richtung auf den Rhein festzustellen. An den übrigen drei Stichtagen lagen die Potenzialunterschiede zwischen dem distalen und dem proximalen Uferstreifen unter der Signifikanzgrenze.
- An allen vier Stichtagen, zu welchen Messungen von Rheinwasserständen vorliegen, herrschten effluente Verhältnisse. Aus der Beobachtungsreihe ergibt sich kein einziger Fall, an dem die Messwerte einen Grundwasseraufstieg aus den Niederterrassenschottern in den Rhein anzeigen. Dies ist insbesondere für den Stichtag 07.07.2010 zu betonen, da zu diesem Zeitpunkt Grundwasser in Richtung auf den Rhein strömte.

² Bei influenten Verhältnissen wirkt das Oberflächengewässer als Vorfluter für das Grundwasser. Grundwasser steigt in das Oberflächengewässer auf. Bei effluenten Verhältnissen infiltriert Wasser aus dem Oberflächengewässer in den Grundwasserleiter.

Ebenso wie im Falle der Potenzialverhältnisse zwischen Muschelkalk und Niederterrassenschottern (vorangegangenes Kapitel) ist der Vergleich von nicht genau zeitgleich gemessenen Werten unzureichend, um die Frage eines eventuellen Grundwasseraufstieges aus dem Grundwasserleiter in das Oberflächengewässer definitiv zu beantworten. Genau wie im vorangegangenen Fall ist hier ein Vergleich der zeitgleich gemessenen Loggerdaten erforderlich. In Anlage 7.6.2.2 sind die im Bereich der Kessler-Grube zur Verfügung stehenden Loggermessungen für den Beobachtungszeitraum Februar bis September 2010 als Ganglinien dargestellt. In Anlage 7.6.2.3 sind die Ergebnisse ergänzender Messungen vom Januar 2011 aufgetragen.

In beiden Diagrammen zeigen die Rheinwasserstände erhebliche Fluktuationen, welche sich – gedämpft – auf die Potenziale der ufernahen Grundwassermessstellen durchpausen. Weiterhin zeigen die im Januar 2011 durchgeführten Messungen eine auffällige Differenz zwischen den Rheinpegeln VP 1a und VP 2 in der Größenordnung von 1 bis 2 cm – und zwar entgegengesetzt dem natürlichen Gefälle. Trotz erneuter Höheneinmessung und sorgfältigster Kalibrierung der Datenlogger war es nicht möglich, diesen Fehler zu eliminieren – ein Beispiel für die Notwendigkeit von Signifikanzgrenzen.

Von den in Anlage 7.6.2.2 aufgeführten Grundwassermessstellen befinden sich mit Ausnahme von P 4 alle außerhalb des proximalen Uferstreifens. KE 22, P 11 und P 14 liegen – wie sich im Zusammenhang mit der räumlichen Potenzialverteilung noch zeigen wird – oberstromig zum Rheinufer. Dass die Grundwasserstände aus diesen Messstellen permanent (P 11) oder zeitweise (KE 22, P 14) über den Wasserständen des Rheins liegen, ist somit nicht weiter überraschend. Von größerer Bedeutung ist die Grundwassermessstelle P 4, welche die geringste Distanz zum Rheinufer aufweist. Praktisch über die gesamte Messdauer zeigt die Grundwassermessstelle P 4 geringfügig niedrigere Wasserstände als der Rhein. Die Potenzialdifferenzen liegen jedoch zum größten Teil unterhalb der Signifikanzgrenze.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt man, wenn man in Anlage 7.6.2.3 die Rheinwasserstände mit den Grundwasserständen der ebenfalls ufernahen Grundwassermessstelle KE 30 vergleicht. Die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern liegen – von einzelnen Spitzen abgesehen – durchschnittlich 1 bis 2 cm unter den Rheinwasserständen. Doch auch hier sind die Potenzialunterschiede nicht signifikant.

Im Vergleich hierzu weist die Messstelle KE 23a in der Nordwestecke der Kessler-Grube Grundwasserstände auf, welche im Mittel auf praktisch dem gleichen Niveau wie der am nächsten gelegene Rheinpegel VP 1a liegen. Verwendet man an Stelle von VP 1a den Rheinpegel VP 2, dann liegt der Grundwasserspiegel in KE 23a 1 bis 2 cm über dem Wasserspiegel des Rheins. Bei beiden Vergleichen liegen die Differenzen noch unterhalb der Signifikanzgrenze. Dennoch zeigt dieser Sachverhalt, dass sich der Grundwasserstand in den Niederterrassenschottern und der Rheinwasserspiegel immer mehr annähern, je weiter man entlang des Rheins nach Nordwesten kommt. In der Nordwestecke der Kessler-Grube haben sich Grundwasserstand und Rheinwasserstand soweit angenähert, dass man von ausgeglichenen Verhältnissen sprechen muss. Im Bereich der Nordwestecke der Kessler-Grube liegen Grundwasserstand und Rheinwasserstand auf praktisch dem gleichen Niveau.

Somit kann festgestellt werden:

- Mit Ausnahme der Nordwestecke der Kessler-Grube liegen die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern des proximalen Uferstreifens unter den Rheinwasserständen. Dies könnte bei unkritischer Wertung als Hinweis auf Infiltration von Rheinwasser in den Grundwasserleiter interpretiert werden. Die in P 4 und KE 30 gemessenen Unterschiede sind gering und nicht signifikant. Doch auch umgekehrt gilt: Im Bereich der Grundwassermessstellen P 4 und KE 30 gibt es keine Hinweise, dass Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein übertritt.
- Mit Annäherung an die Nordwestecke der Kessler-Grube verringern sich diese Potenzialdifferenzen. In KE 23a liegen die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern auf praktisch dem gleichen Niveau wie der Rheinwasserstand. In der Nordwestecke der Kessler-Grube herrschen näherungsweise ausgeglichene Verhältnisse zwischen Rhein und Grundwasserleiter. Die durchgeführten Messungen ergaben keine Hinweise für einen, wie auch immer gerichteten hydraulischen Austausch zwischen Niederterrassenschottern und Rhein. Die durchgeführten Messungen ergaben somit keine signifikanten Hinweise für einen, wie auch immer gerichteten hydraulischen Austausch zwischen Niederterrassenschottern und Rhein.

Diese Ergebnisse sprechen gegen einen Grundwasseraufstieg aus den Niederterrassenschottern in den Rhein im Bereich der Kessler-Grube. Doch ist im Folgenden zu klären, für welche Rahmenbedingungen dies zutrifft, und ab wann man in der Nordwestecke der Kessler-Grube mit einem signifikanten Potenzialgefälle zum Rhein hin zu rechnen hat.

7.3.4.5 Zeitliche Potenzialdynamik

Bereits im Zusammenhang der Potenzialverhältnisse zwischen Muschelkalkbasis und Niederterrassenschottern wurde auf die zeitliche Potenzialdynamik eingegangen. Die dort erläuterten Korrelationsdiagramme (Anlage 7.7.1) zeigen, dass die Potenzialentwicklung in den Niederterrassenschottern derjenigen der Muschelkalkbasis vorauseilt.

Ein ganz ähnliches Bild erhält man, wenn man Grundwasserstände der ufernahen Messstellen KE 30 und KE 23a gegen den Rheinpegel aufträgt (Anlage 7.7.2). Den Korrelationsdiagrammen liegen Messungen aus dem Zeitraum 31.12.2010 bis 14.01.2011 zugrunde, einem Zeitraum mit durchaus typischen, kurzperiodischen Fluktuationen und einem längerfristigen Anstieg des Rheinwasserstandes um ca. 6 cm. Beide Korrelationsdiagramme veranschaulichen, dass die Potenzialentwicklung im Rhein derjenigen des Grundwassers vorauseilt. Dies ist – für sich gesehen – noch keine Besonderheit. Interessanter ist die Tatsache, dass in beiden Diagrammen die Entwicklungslinien einen verhältnismäßig konstanten Winkel gegen die 1:1-Ausgleichsgerade aufweisen. Diese Entwicklungslinien repräsentieren die kurzperiodischen Schwankungen des Rheinwasserstandes, entlang derer sich der Rheinwasserstand sukzessive nach oben (oder nach unten) "schaukelt". Interessant ist neben der Tatsache, dass die Anpassungen der Grundwasserstände zeitlich verzögert geschehen – der Potenzialanstieg im Grundwasserleiter vollzieht sich mit circa 10 - 30 % der typischen Anstiegsgeschwindigkeit im Rhein³ – auch der Umstand, dass sich selbst Schwankungen mit einer

³ Hinweis: Ein typischer mittel-periodischer Anstieg des Rheinwasserspiegels (Perioden der Größenordnung von 1 - 2 Wochen) vollzieht sich mit einer Geschwindigkeit von 1 bis 3 cm/Tag. Ein typischer Abfall des Rheinwasserspiegels liegt in der Größenordnung von 0,15 – 0,25 cm/Tag. In seltenen Fällen erreicht der Abfall des Rheinwasserstandes Größenordnungen von bis zu 1 cm/Tag. Die genannten Werte beziehen sich auf typische Schwankungen und nicht auf Hochwasserwellen. Bei Hochwasserwellen kann der Rhein innerhalb von wenigen Stunden um mehrere Dezimeter ansteigen.

Periode weniger Stunden auf den Grundwasserstand ausprägen. Ein typischer kurzperiodischer Anstieg des Rheinwasserstandes über eine Zeitdauer weniger Stunden prägt sich – hinsichtlich der Amplituden auf weniger als 30 % gedämpft – auf den Grundwasserleiter aus. Da auf einen Anstieg des Rheinwasserspiegels stets wieder ein Abfall folgt und sich die Potenzialentwicklung im Verhältnis zum Rheinpegel mit zunehmender Entfernung vom Rheinufer immer mehr verzögert, kommt es im Uferbereich zu ständigen Wechseln der Strömungsrichtung im Grundwasserleiter. Aufgrund der guten hydraulischen Korrelation zwischen Rheinwasser- und Grundwasserständen ist mit derartigen Richtungswechseln innerhalb weniger Stunden – in größerer Distanz vom Ufer innerhalb weniger Tage – zu rechnen. Die Folge hiervon sind rasch wechselnde Strömungsfelder im Bereich der Kessler-Grube. Die zeitlich gemittelte Grundwasserbewegung ist somit eine Folge zahlreicher kleiner Bewegungen in unterschiedliche Richtungen. **Nicht die momentane Strömungssituation, sondern die zeitlich gemittelte ist also entscheidend für die Bewertung des Abstroms der Kessler-Grube.** Mit der hier festgestellten zeitlichen Potenzialdynamik ist somit ein wesentlicher Hinweis gegeben, welcher bei der folgenden Bewertung der räumlichen Potenzialverteilung zu berücksichtigen sein wird.

7.3.4.6 Räumliche Potenzialdynamik, Grundwasserfließrichtungen

Zu jeder der sechs Stichtagsmessungen (17.02.2010, 14.04.2010, 03.05.2010, 07.06.2010, 07.07.2010, 21.09.2010) wurde eine Grundwassergleichenkarte gezeichnet (siehe Anlagen 7.8.1 bis 7.8.6). Nach dem, was im vorangegangenen Abschnitt zur zeitlichen Potenzialdynamik gesagt wurde, handelt es sich bei diesen Grundwassergleichenplänen um Momentaufnahmen innerhalb einer Abfolge unterschiedlicher, rasch wechselnder Potenzialzustände. Während die Grundwassergleichen für den 17.02.2010 und den 14.04.2010 im Bereich der Kessler-Grube eine weitgehend uferparallele Strömung in Richtung auf den Betriebsbrunnen BR 49 zeigen, repräsentieren die Karten vom 07.06.2010 und vom 07.07.2010 im Bereich der Kessler-Grube Verhältnisse mit einer Strömungskomponente in Richtung zum Rhein. Die Grundwassergleichenkarte vom 03.05.2010 zeigt hingegen eine Strömungskomponente vom Rhein weg.

Diese auf den ersten Blick unverständlichen Unterschiede können, wie bereits im Zusammenhang mit der zeitlichen Potenzialentwicklung betont, nur im Zusammenhang mit der Entwicklung des Rheinwasserstandes verstanden werden. Zu diesem Zweck wurde jeder Gleichenkarte ein, dem jeweiligen Stichtag zeitlich vorausgehender, Ausschnitt aus der Entwicklung der Rheinwasserstände hinzugefügt.

Die **Stichtagsmessungen am 17.02.2010 und 14.04.2010** erfolgten in beiden Fällen im Anschluss an einen ein- bis zweiwöchigen flachen Abfall des Rheinwasserstandes mit einer vergleichsweise geringen Absinkrate von 0,15 - 0,16 cm/Tag⁴. Infolge dieser verhältnismäßig langsamen Veränderung haben sich an diesen Stichtagen näherungsweise ausgeglichene Strömungsfelder zwischen dem Rhein und dem Grundwasserleiter der Niederterrassenschotter ausgebildet. Die Folge davon sind uferparallele Strömungen im Bereich der Kessler-Grube. Ein lokaler Hochpunkt im nördlichen Teil der Kessler-Grube kann als Relikt eines kurzfristig beschleunigten Abfalls des Rheinwasserstands interpretiert werden.

⁴ Die angegebenen Raten beziehen sich auf ein gleitendes Mittel über eine zeitliche Spanne von 6 Stunden und repräsentieren "mittelperiodische" Veränderungen des Rheinpegels über die Zeitdauer mehrerer Tage.

Die **Stichtagsmessungen am 03.05.2010** dokumentieren einen Zustand während eines raschen Anstiegs des Rheinwasserstandes mit einer Rate von ca. 1,4 cm/Tag. Unter diesen Bedingungen hat sich im Bereich der Kessler-Grube ein Strömungsfeld mit einer deutlichen Bewegungskomponente vom Rhein weg entwickelt.

Die **Stichtagsmessungen am 07.06.2010 und 07.07.2010** repräsentieren Zustände während eines starken Abfalls des Rheinwasserstandes mit Raten in der Größenordnung von 0,86 cm/Tag (07.06.2010) und 0,43 cm/Tag (07.07.2010). An beiden Stichtagen haben sich im Bereich der Kessler-Grube Strömungsfelder mit deutlichen Bewegungskomponenten in Richtung auf den Rhein entwickelt. **Um einer naheliegenden Fehlinterpretation vorzubeugen, sei bereits an dieser Stelle hinzugefügt, dass die rheinwärts gerichteten Strömungskomponenten nicht notwendig bedeuten, dass Grundwasser tatsächlich aus den Niederterrassenschottern in den Rhein übertritt.** Wie bereits im Zusammenhang mit den Grundwasserverhältnissen zwischen Niederterrassenschottern und Rhein erläutert, lagen die Rheinwasserstände zum Zeitpunkt des Stichtags 07.07.2010 signifikant **über** den Grundwasserständen der Niederterrassenschotter (Anlage 7.6.2.1). Zum Zeitpunkt des Stichtags 07.06.2010 liegen keine Lichtlotmessungen zu Rheinwasserständen vor, doch zeigen die Loggerdaten (Anlage 7.6.2.2), dass auch zu diesem Zeitpunkt die Potenziale in den Niederterrassenschottern unter denjenigen des Rheins lagen.

Die letzte **Stichtagsmessung am 21.09.2010** erfolgte während eines, im Vergleich zu den vorangegangenen Stichtagen verhältnismäßig langsamen Abfalls des Rheinwasserstandes mit der Rate von 0,24 cm/Tag. Im Bereich der Kessler-Grube konnte sich bei diesem langsamen Abfall des Rheinwasserstandes bereits wieder eine nahezu uferparallele Strömungsrichtung ausbilden.

Somit ist es möglich, die einzelnen, während der sechs Stichtage dokumentierten Strömungsfelder mithilfe der Potenzialentwicklung im Rhein zu erklären. Damit bestätigt sich, was bereits im Abschnitt über die zeitliche Potenzialentwicklung betont wurde, dass es sich bei diesen Strömungsfeldern um Momentaufnahmen in einer raschen Folge wechselnder Zustände handelt. Die einzelnen Grundwassergleichenkarten dürfen nicht statisch interpretiert werden. Die in den Grundwassergleichenplänen dokumentierten Zustände repräsentieren in keinem Fall einen Dauerzustand. Die tatsächliche mittlere Grundwasserbewegung hat man sich als Folge zahlreicher unterschiedlicher Teilbewegungen vorzustellen. Dennoch ist es möglich, aus den dargestellten räumlichen Potenzialverteilungen einige grundlegende Eigenschaften der Grundwasserströmung der Niederterrassenschotter im Bereich der Kessler-Grube und ihrem abstromigen Areal abzuleiten:

- Das Strömungsfeld im Bereich der Kessler-Grube wurde im Beobachtungszeitraum durch die Grundwasserentnahme aus dem Betriebsbrunnen BR 49 festgelegt. Während aller Stichtagsmessungen war die Grundwasserströmung im Bereich der Kessler-Grube auf den Entnahmekunnen BR 49 hin gerichtet. An keinem der sechs Stichtage ergaben sich Hinweise auf eine im Bereich der Kessler-Grube bestehende Grundwasserscheide (obwohl aus den Potenzialverhältnissen zwischen Rhein und Niederterrassenschottern eine derartige Scheide unmittelbar nordwestlich der Kessler-Grube – im Bereich nordwestlich KE 23 a – zu erwarten gewesen wäre).
- Im Uferbereich des Werksgeländes (Bereich um KE 24, CI 33 und südöstlich daran anschließend) zeigten alle Grundwassergleichenkarten Strömungskomponenten vom Rhein weg. Die Potenzialverhältnisse (Niederterrassenschotter mit deutlich niedrigeren Potenzialen als der Rhein) belegen entlang dieses Uferabschnittes eine erhebliche Infiltration aus dem Rhein in den Grundwasserleiter.

- Während flacher Abfälle der Rheinwasserstände mit Raten kleiner 0,24 cm/Tag bewegt sich das Grundwasser im Bereich der Kessler-Grube näherungsweise parallel zum Ufer. Bei einem Anstieg des Rheinwasserstandes entwickelt sich notwendigerweise eine Strömungskomponente vom Ufer weg. Nur bei relativ starken Abfällen des Rheinwasserstandes mit Raten in der Größenordnung von 0,4 cm/Tag bildet sich ein Strömungsfeld mit einer deutlichen rheinwärtigen Bewegungskomponente aus. Aufgrund der im Zusammenhang mit den Grundwasserverhältnissen zwischen Niederterrassenschottern und Rheinwasserstand erörterten Potenzialverhältnisse gibt es jedoch selbst unter diesen Bedingungen keine Hinweise für einen Aufstieg von Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein.

Die räumliche Potenzialverteilung und ihre Interpretation vor dem Hintergrund der zeitlichen Potenzialdynamik präsentiert somit ein Bild der Strömungsverhältnisse, welche vom Bereich der Kessler-Grube auf den Betriebsbrunnen BR 49 gerichtet sind. Im Folgenden wird zu klären sein, wie dieses Bild im Einklang mit der oben beschriebenen Aquifergeometrie steht.

7.3.4.7 Rheinströmung – Hypothetisches Strömungsfeld

Mit den im vorangegangenen Abschnitt getroffenen Feststellungen wurden die Möglichkeiten für die mittleren Grundwasserbewegungen im Bereich der Kessler-Grube erheblich eingeschränkt: Das Grundwasser der Niederterrassenschotter im Bereich der Kessler-Grube bewegt sich im Mittel nach Südosten in Richtung auf den Entnahmebrunnen BR 49. Zunächst noch denkbare Alternativen (Aufstieg von Grundwasser in den Rhein, Teilabfluss nach Nordwesten) scheiden aufgrund der gemessenen Potenziale aus. Selbst in Phasen mit rheinwärtiger Strömung wie am 07.07.2010 widersprechen die gemessenen Grundwasserstände der Vorstellung eines Aufstiegs von Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein.

Dies wirft folgende Fragen auf:

- Wie fließt das Grundwasser während solcher Phasen mit Strömungskomponenten in Richtung zum Rhein? Wird der Rhein vom Grundwasser in den Niederterrassenschottern unterströmt?
- Besteht die Möglichkeit eines Grundwasserabstroms vom Bereich der Kessler-Grube in Richtung Schweiz?

Um diese Fragen zu beantworten, muss an die oben beschriebene Aquifergeometrie erinnert werden (Anlage 7.4):

Demnach schneidet im Norden das Rheinbett in die Untergrenze der Niederterrassenschotter ein und verhindert so eine hydraulische Verbindung zur schweizerischen Seite. **In diesem nördlichen Bereich ist ein Abstrom in Richtung auf die schweizerische Seite demnach ausgeschlossen.** Erst im südlichen Teil fällt die Untergrenze der Niederterrassenschotter soweit unter die Rheinsohle, dass sich hier eine hydraulische Verbindung zwischen der deutschen und der schweizerischen Seite öffnet. Vergleicht man jedoch die Grundwasserstände der schweizerischen mit der deutschen Seite (Anlage 7.5.2), so fällt auf, dass die Grundwasserstände in den Messstellen C 217 und C 18 auf der schweizerischen Seite im Schnitt 0,1 – 0,7 m über den Potenzialen der deutschen Seite liegen. Die Höhe der Grundwasserstände auf der schweizerischen Seite hat ihre Ursache in der Infiltration der

Hardwasser AG. Die hydraulische Verbindung zwischen der deutschen und schweizerischen Seite über den Muschelkalk reicht ganz offensichtlich nicht aus, diese Potenzialdifferenz auszugleichen. Es kann somit festgestellt werden: **Obwohl also südöstlich der Kesslergrube unter dem Rheinbett physikalisch eine hydraulische Verbindung zwischen der deutschen und der schweizerischen Seite besteht, kann aufgrund der demonstrierten Potenzialverhältnisse ein Abstrom von der Kessler-Grube in Richtung auf die schweizerische Seite ausgeschlossen werden.**

Des Weiteren weist das Rheinbett seine größte Eintiefung in der Nähe des schweizerischen Ufers auf. Unter dem Rheinbett verbleibt dadurch ein zur deutschen Seite hin offener Keil aus Niederterrassenschottern, welcher hydraulisch gut leitend ist und gegenüber dem darüberliegenden Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt ist. Da eine Potenzialströmung stets den ihr zur Verfügung stehenden Raum ausfüllt, wird auch dieser Keil aus Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett in das Strömungsgeschehen einbezogen. Es ist somit zu erwarten, dass eine auf das Rheinufer hin gerichtete Strömung im Bereich der Kessler-Grube sich in den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett fortsetzt und – wie dies in Anlage 7.9.1 skizziert wurde – weiter südöstlich mit Annäherung an den Betriebsbrunnen BR 49 wieder in den Uferbereich gezogen wird.

Im Folgenden wird zu prüfen sein, ob es für diese Hypothese – neben den beschriebenen Potenzialverhältnissen – noch weitere empirische Hinweise gibt.

7.3.4.8 Rheinströmung nach Südosten – Prüfung der Hypothese

Die Prüfung der im vorigen Abschnitt aufgestellten Hypothese zu Unterströmung des Rheins nach Südosten, d. h. Richtung Brunnen BR 49, gliedert sich in zwei Abschnitte:

- Nachweis der hydraulischen Auswirkungen des Betriebsbrunnens BR 49 im Bereich der Kesslergrube
- Hydrochemische Hinweise für einen Übergangsbereich entlang des Rheinufers bzw. unterhalb des Rheinbetts, wo Grundwasser mit der chemischen Charakteristik des Rheinwassers an Grundwässer mit der chemischen Charakteristik der Kessler-Grube grenzt.

In Anlage 7.9.2 sind die Ganglinien des Rheinpegels VP 2 sowie der Grundwassermessstellen P 4, P 5 (beide in den Niederterrassenschottern verfiltert), KE 40, KE 41 und KE 42 (alle drei im Muschelkalk verfiltert) der Summe der Förderraten der Immissionspumpversuche in den Vorfeldmessstellen zu Brunnen BR 49 gegenübergestellt. Das Diagramm zeigt, dass es während der Immissionspumpversuche (08. - 16.06.2010) in den aufgeführten Grundwassermessstellen zu einer signifikanten Absenkung kam. Veränderungen des Rheinpegels wie auch Veränderungen in der Förderung des Brunnens BR 49 scheiden als Ursache aus. Die auffallende zeitliche Übereinstimmung zwischen der Förderung während der Immissionspumpversuche und der Entwicklung der Absenkung spricht dafür, dass die beobachtete Absenkung eine Auswirkung der Immissionspumpversuche war. Damit ist ein Hinweis gegeben, dass sich Änderungen der Gesamtentnahme im Bereich des Betriebsbrunnens BR 49 hydraulisch bis in den nördlichen Bereich der Kessler-Grube (KE 42) auswirken. Somit liegt der ganze Deponiekörper der Kessler-Grube im Einzugsbereich des Betriebsbrunnens BR 49. Durch die Grundwasserentnahme im Betriebsbrunnen BR 49 wird das Grundwasserpotenzial in den Niederterrassenschottern bis in den Bereich der Kessler-Grube abgesenkt und so ein Grundwasseraufstieg in den Rhein verhindert.

Damit ist eine der Voraussetzungen für das aufgestellte hypothetische Strömungsfeld erfüllt. Die Grundwasserentnahme im Bereich des Betriebsbrunnens BR 49 bestimmt das Strömungsfeld auch im Bereich der Kessler-Grube. Nun stellt sich die Frage: Gibt es Hinweise dafür, dass sich der zeitweilige Grundwasserabstrom von der Kesslergrube in Richtung auf den Rhein in einer südostwärts gerichteten Unterströmung des Rheinbetts fortsetzt? Dazu werden im Folgenden die Chlorid- und Sulfatbelastungen entlang der rheinseitigen Grenze der Kessler-Grube betrachtet. Sowohl Chlorid- als auch Sulfat können als sehr mobile Ionen angesehen werden, weshalb sie sich zum Nachweis von Verfrachtungen besonders eignen.

In Anlage 7.9.3 sind die Chloridgehalte im Grundwasser sowie im Rheinwasser in Form einer Belastungskarte aufgetragen. Anlage 7.9.4 zeigt eine entsprechende Darstellung für Sulfat. In beiden Karten sind die Gehalte zu Beginn der Immissionspumpversuche in roten Ziffern und diejenigen gegen Ende der Immissionspumpversuche in grünen Ziffern dargestellt.

Die Chlorid-Karte (Anlage 7.9.3) zeigt in der Nordwestecke der Kessler-Grube (Bereich um P 12, KE 28, KE 43 und P 3) eine Zone stark erhöhter Chloridwerte mit Spitzenkonzentrationen in der Größenordnung von 200 - 600 mg/l. Das Rheinwasser hat im Vergleich dazu sehr niedrige Chloridbelastungen in der Größenordnung von 16 mg/l. Zwischen dem Rheinwasser und den Grundwässern der Kessler-Grube besteht hinsichtlich der Chloridbelastung ein auffälliger Kontrast. Betrachtet man nun die Entwicklung während der Immissionspumpversuche, so fällt auf, dass in den genannten Grundwassermessstellen in der Nordwestecke der Kessler-Grube mit einer Ausnahme (KE 43) die Chloridkonzentrationen im Verlauf der Versuche abfallen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass während der Immissionspumpversuche Rheinwasser mit niedrigeren Chloridkonzentrationen angezogen wurde. Der Übergangsbereich zu Grundwässern mit der hydrochemischen Charakteristik des Rheins muss daher im Erfassungsbereich des jeweiligen Brunnens (< 30 m) liegen.

Des Weiteren fällt in der Chlorid-Karte auf, dass die Grundwassermessstellen KE 29, KE 30, P 4, KE 31 und P 2 entlang des Rheinuferes moderat erhöhte Chlorid-Gehalte zeigen, welche im Verlauf der Immissionspumpversuche ebenfalls absinken. Besonders hervorzuheben ist KE 30 mit einer Anfangskonzentration von 101 mg/l, welche im Verlauf des Immissionspumpversuchs auf 55 mg/l abfällt. Die Höhe der Chlorid-Gehalte in KE 30 kann als Hinweis auf eine Abstromfahne der oben beschriebenen Chlorid-Belastungszone interpretiert werden. Die Abnahme während der Immissionspumpversuche weist – wie oben – auf die Nähe von gering konzentrierten Grundwässern mit dem Charakter von Rheinwasser hin. Demnach muss auch hier in der südlichen Ecke der Kessler-Grube der Übergangsbereich zu Grundwässern mit der hydrochemischen Charakteristik des Rheins im Erfassungsbereich des jeweiligen Brunnens (< 30 m) liegen.

Die Sulfat-Karte (Anlage 7.9.4) zeigt ein ähnliches Bild. Rheinwasser steht mit ca. 29 mg/l Sulfat in einem auffälligen Kontrast zu den mit 100 - 300 mg/l belasteten Grundwässern der westlichen Kessler-Grube. Ganz analog zum Chlorid gab es auch bei Sulfat Veränderungen im Verlauf der Immissionspumpversuche. Dabei waren in einigen Grundwassermessstellen (KE 43, P 3, KE 30) abfallende, in anderen (P 12, KE 28, P 4) dagegen steigende Sulfatkonzentrationen zu verzeichnen. Obwohl bei Sulfat das Bild nicht so deutlich und so klar strukturiert ist wie im Falle von Chlorid, so zeigt sich doch auch hier die Nähe einer Übergangszone zwischen Grundwässern mit Sulfatgehalten in der Größenordnung von 100 - 300 mg/l im Bereich der Kessler-Grube und Grundwässern mit der Charakteristik des Rheinwassers. Noch deutlicher wird der Einfluss von Grundwasser mit Rheincharakteristik in den Messstellen P 2, KE 24 und CI 33, von denen die letzten beiden mit 39 bzw. 37 mg/l der Belastung des Rheinwassers nahe kommen. Somit deutet sich auch im Fall von Sulfat entlang der

Rheinseite der Kessler-Grube ein Übergangsbereich an, der sich weiter südlich ins Werksgelände fortsetzt und einen Bereich mit infiltrierendem Rheinwasser vom Abstrom der Kessler-Grube trennt.

Damit lässt sich feststellen:

- Die Auswirkungen der Immissionspumpversuche an den Vorfeldmessstellen um Brunnen BR 49 belegen einen hydraulischen Einfluss bis in den Bereich der Kessler-Grube.
- Sowohl Chlorid- als auch Sulfatgehalte im rheinseitigen Randbereich der Kessler-Grube deuten auf die Nähe einer Übergangszone zu gering belastetem Grundwasser mit dem hydrochemischen Charakter von Rheinwasser hin.
- Im Uferbereich südöstlich der Kessler-Grube belegen die Chlorid- und Sulfatgehalte den Zustrom von Grundwässern mit der Charakteristik des Rheinwassers.

Diese Beobachtungen widersprechen der Vorstellung, dass im zeitlichen Mittel Grundwasserbewegungen aus der Kessler-Grube in den Rhein erfolgen. Die Nähe eines hydrochemischen Übergangsbereichs unmittelbar außerhalb der Rheinseite der Kessler-Grube wäre unter solchen Bedingungen nicht möglich. Stattdessen deuten die aufgeführten Befunde auf mittlere Grundwasserbewegungen im Bereich der rheinseitigen Grenze hin, welche dieser Grenze nahezu parallel verlaufen, im nordwestlichen Teil der Kessler-Grube das Gelände in einem spitzen Winkel in Richtung Rhein verlassen, auf ihrem Weg nach Süden (innerhalb des Keils aus Niederterrassenschottern) eine leichte Richtungsänderung gegen den Uhrzeigersinn erfahren und schließlich im Bereich der südlichen Ecke der Kessler-Grube wieder in den Uferbereich eintreten. Der festgestellte hydrochemische Übergang zwischen Grundwässern mit Rheincharakteristik und Grundwässern mit der Charakteristik der Kessler-Grube zeichnet diesen Strompfad nach (vgl. auch Anlage 7.9.1).

Der hydrochemische Befund bestätigt somit das im vorigen Abschnitt postulierte Strömungsfeld.

7.3.4.9 Zusammenfassung

Mit der Untergliederung in zwei hydrostratigraphische Einheiten und der Zuordnung von mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten wurde eine erste Grundlage für den Aufbau eines hydrogeologischen Modells geschaffen. Für die beiden hydrostratigraphischen Einheiten werden folgende mittleren hydraulischen Durchlässigkeiten in erster Näherung verwendet:

- Niederterrassenschotter $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s
- Muschelkalk $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s

Die beiden hydrostratigraphischen Einheiten sind in ihrer räumlichen Erstreckung begrenzt. Auf der einen Seite bildet der Talrand mit seiner tektonischen Zerrüttung eine Grenze gegen die nördlich angrenzende Dinkelbergscholle. Auf der anderen Seite schneidet der Rhein in die Niederterrassenschotter. Die Geometrie der Begrenzungsfläche zwischen Rheinsohle und Niederterrassenschottern ist von entscheidendem Einfluss auf das Strömungsgeschehen im Abstrom der Kessler-Grube. Aufgrund dieser Geometrie setzt sich der Hauptgrundwasserleiter in den Niederterrassenschottern unter das Rheinbett fort. Dort ist er vom Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt.

Verhältnis Muschelkalk/Niederterrassenschotter

Die Potenziale in den Niederterrassenschottern und in der Festgesteinsbasis deuten einen Grundwasseraufstieg aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter an, die Unterschiede sind jedoch – von wenigen Ausnahmen abgesehen – nicht signifikant. In ihrer Gesamtheit liegen die Potenziale in der Festgesteinsbasis in der gleichen Größenordnung wie in den Niederterrassenschottern.

Die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis eilt derjenigen der Niederterrassenschotter hinterher. Die Entwicklung in den Niederterrassenschottern ist ursächlich für die Potenzialentwicklung in der Festgesteinsbasis.

Zur Beurteilung der mittleren Grundwasserbewegung zwischen den Niederterrassenschottern und der Festgesteinsbasis ist es erforderlich – neben den Potenzialunterschieden – auch deren zeitliche Häufigkeit zu berücksichtigen. Hinsichtlich ihrer zeitlichen Dauer überwiegen in den Ganglinien Phasen mit abfallenden Potenzialen. Phasen mit Potenzialanstieg sind in ihrer zeitlichen Dauer deutlich kürzer und auch die Potenzialdifferenz ist in solchen Zeitabschnitten deutlich geringer als bei fallenden Verhältnissen.

In der Tendenz überwiegen damit Hinweise für einen Aufstieg von Grundwasser aus dem Muschelkalk in die Niederterrassenschotter. Die Hinweise sind jedoch nicht signifikant.

Für die umgekehrte Richtung – die Infiltration aus den Niederterrassenschottern in die Festgesteinsbasis – gibt es beim gegenwärtigen Kenntnisstand keine Hinweise.

Verhältnis Niederterrassenschotter/Rhein und schweizerische Seite

Mit Ausnahme der Nordwestecke der Kessler-Grube liegen die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern des proximalen Uferstreifens unter den Rheinwasserständen. Dies könnte bei unkritischer Wertung als Hinweis auf Infiltration von Rheinwasser in den Grundwasserleiter interpretiert werden. Die in P 4 und KE 30 gemessenen Unterschiede sind jedoch gering und nicht signifikant. Doch auch umgekehrt gilt: Im Bereich der Grundwassermessstellen P 4 und KE 30 gibt es keine Hinweise, dass Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein aufsteigt.

Mit Annäherung an die Nordwestecke der Kessler-Grube verringern sich die Potenzialdifferenzen zwischen Rhein und Grundwasserleiter. In KE 23a liegen die Grundwasserstände in den Niederterrassenschottern auf praktisch dem gleichen Niveau wie der Rheinwasserstand. In der Nordwestecke der Kessler-Grube herrschen näherungsweise ausgeglichene Verhältnisse zwischen Rhein und Grundwasserleiter.

Die Messungen ergaben somit keine signifikanten Hinweise für einen, wie auch immer gerichteten hydraulischen Austausch zwischen Niederterrassenschottern und Rhein.

Die Potenzialverhältnisse zwischen Rhein und Grundwasserleiter sprechen somit gegen einen Grundwasseraufstieg aus den Niederterrassenschottern in den Rhein im Bereich der Kessler-Grube.

Das Grundwasserpotenzial in den Niederterrassenschottern gleicht sich dem Rheinpegel an. Die Anpassungen der Grundwasserstände erfolgen zeitlich verzögert auf die Entwicklung des Rheinpegels. Selbst Schwankungen mit einer Periode weniger Stunden prägen sich – hinsichtlich der Amplituden auf weniger als 30 % gedämpft – auf den Grundwasserstand in den ufernahen Niederterrassenschottern aus.

Da sich die Potenzialentwicklung im Verhältnis zum Rheinpegel mit zunehmender Entfernung vom Rheinufer immer mehr verzögert, kommt es im Uferbereich zu ständigen Wechseln der Strömungsrichtung im Grundwasserleiter. Aufgrund der auffallend guten Korrelation zwischen Rheinwasser- und Grundwasserstand ist mit Richtungswechseln innerhalb weniger Stunden – in größerer Distanz vom Ufer innerhalb weniger Tage – zu rechnen. Die Folge hiervon sind rasch wechselnde Strömungsfelder im Bereich der Kessler-Grube. Die Ursache dieser raschen Richtungsänderungen ist weniger der Wasseraustausch zwischen Rhein und Grundwasserleiter am Ort der Beobachtung als vielmehr der sich mit dem Rheinwasserspiegel verändernde Erfassungsbereich des Brunnens BR 49.

Die beobachtete räumliche Potenzialverteilung in den Niederterrassenschottern kann im Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung des Rheinwasserstandes verstanden werden. Die einzelnen Grundwassergleichenkarten dürfen nicht statisch interpretiert werden. Die in den Grundwassergleichenplänen dokumentierten Zustände repräsentieren in keinem Fall einen Dauerzustand, sondern temporäre Zustände.

Die zeitlich gemittelte Grundwasserbewegung ist eine Folge zahlreicher kleiner Bewegungen in unterschiedliche Richtungen. Nicht die momentane Strömungssituation, sondern die zeitlich gemittelte ist entscheidend für die Bewertung des Abstrom von der Kessler-Grube.

Während aller Stichtagsmessungen war die Grundwasserströmung im Bereich der Kessler-Grube auf den Entnahmebrunnen BR 49 hin gerichtet.

An keinem der sechs Stichtage ergaben sich Hinweise auf eine im Bereich der Kessler-Grube bestehende Grundwasserscheide.

Im Uferbereich des Werksgeländes (Bereich um KE 24, CI 33 und südöstlich daran anschließend) zeigten alle Grundwassergleichenkarten Strömungskomponenten vom Rhein weg. Die Potenzialverhältnisse (Niederterrassenschotter mit deutlich niedrigeren Potenzialen als der Rhein) belegen im Uferbereich des Werksgeländes eine erhebliche Infiltration aus dem Rhein in den Grundwasserleiter. Das Grundwasser der Niederterrassenschotter im Bereich der Kessler-Grube bewegt sich im Mittel nach Südosten in Richtung auf den Entnahmebrunnen BR 49.

Während flacher Abfälle der Rheinwasserstände mit Raten kleiner 0,24 cm/Tag bewegt sich das Grundwasser im Bereich der Kessler-Grube näherungsweise parallel zum Ufer. Bei einem Anstieg des Rheinwasserstandes entwickelt sich notwendigerweise eine Strömungskomponente vom Ufer weg. Nur bei relativ starken Abfällen des Rheinwasserstandes mit Raten in der Größenordnung von 0,4 cm/Tag bildet sich ein Strömungsfeld mit einer deutlichen rheinwärtigen Bewegungskomponente aus. Aufgrund der im Zusammenhang mit den Grundwasserverhältnissen zwischen Niederterrassenschottern und Rheinwasserstand erörterten Potenzialverhältnisse gibt es jedoch selbst unter diesen Bedingungen keine Hinweise für einen Aufstieg von Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein.

Sowohl aufgrund der Potenzialverhältnisse als auch aufgrund der unmittelbar westlich der Kessler-Grube fehlenden hydraulischen Verbindung kann ein Abstrom von der Kessler-Grube in Richtung auf die schweizerische Seite ausgeschlossen werden.

Die beobachtete Potenzialverteilung steht im Einklang mit der Aquifergeometrie: Aufgrund der Aquifergeometrie erstreckt sich unter dem Rheinbett ein zur deutschen Seite hin offener Keil aus Niederterrassenschottern, welcher hydraulisch gut leitend ist und gegenüber dem darüberliegenden Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt ist. Aus strömungsphysikalischen Gründen wird dieser Keil aus Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett in das Strömungsgeschehen einbezogen. Es ist zu erwarten, dass eine auf das Rheinufer hin gerichtete Strömung im Bereich der Kessler-Grube sich in den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett fortsetzt und weiter südöstlich mit Annäherung an den Betriebsbrunnen BR 49 wieder in den Uferbereich gezogen wird.

Damit ist ein Strömungsfeld gegeben, welches sowohl durch hydraulische Beobachtungen als auch aufgrund von hydrochemischen Befunden bestätigt werden konnte:

Die Auswirkungen der Immissionspumpversuche an den Vorfeldmessstellen um Brunnen BR 49 belegen einen hydraulischen Einfluss bis in den Bereich der Kessler-Grube.

Sowohl Chlorid- als auch Sulfatgehalte im rheinseitigen Randbereich der Kessler-Grube deuten auf die Nähe einer Übergangszone zu gering belastetem Grundwasser mit dem hydrochemischen Charakter von Rheinwasser hin.

Im Uferbereich südöstlich der Kessler-Grube belegen die Chlorid- und Sulfatgehalte den Zufluss von Grundwässern mit der Charakteristik des Rheinwassers.

Diese Beobachtungen widersprechen der Vorstellung, dass im zeitlichen Mittel Grundwasserbewegungen aus dem Bereich der Kessler-Grube über die rheinseitige Grenze erfolgen. Die Nähe eines hydrochemischen Übergangsbereichs unmittelbar außerhalb der Rheinseite der Kessler-Grube wäre unter solchen Bedingungen nicht möglich.

Die Befunde deuten auf mittlere Grundwasserbewegungen im Bereich der rheinseitigen Grenze hin, welche diese Grenze im nordwestlichen Teil der Kessler-Grube in einem spitzen Winkel in südliche Richtung queren, auf ihrem Weg nach Süden (innerhalb des Keils aus Niederterrassenschottern) eine leichte Richtungsänderung gegen den Uhrzeigersinn erfahren und schließlich im Bereich der südlichen Ecke der Kessler-Grube wieder in den Uferbereich eintreten. Der festgestellte hydrochemische Übergang zwischen Grundwässern mit Rheincharakteristik und Grundwässern mit der Charakteristik der Kessler-Grube zeichnet diesen Strompfad nach (Anlage 7.9.1).

Damit sind in einem ersten Schritt die primären Fragestellungen (Strömungsverhältnisse zwischen den einzelnen hydrostratigraphischen Einheiten sowie in Relation zum Rhein) beantwortet. Im Folgenden geht es darum, diese Informationen in einem hydrogeologischen Modell zusammenzufassen und darauf aufbauend ein numerisches Grundwassermodell zu entwickeln, mit dessen Hilfe es möglich ist, die Abhängigkeit der Grundwasserströmungsfelder in den Niederterrassenschottern von den Rahmenbedingungen zu untersuchen, die Immissionspumpversuche numerisch auszuwerten und Aussagen zu möglichen Szenarien zu machen.

8 Numerisches Grundwassermodell

8.1 Zielsetzung

In Kapitel 7.3 wurden die Strömungsverhältnisse im Bereich der Kessler-Grube auf der Grundlage empirischer Informationen analysiert und daraus das Strömungsfeld in den Niederterrassenschottern abgeleitet. Vorliegend wird der Einbau dieses Strömungsfelds in ein umfassendes Modellkonzept erläutert, welches die zunächst noch vereinzelt Informationen bzw. Teilaspekte in einen kausalen Zusammenhang bringt. Für diese Umsetzung komplexer hydrogeologischer Sachverhalte in einen konsistenten Zusammenhang wurde im deutschsprachigen Raum der Begriff des "hydrogeologischen Modells" eingeführt (im englischsprachigen Raum wird hierfür häufig der Begriff "conceptual model" verwendet, welcher im Gegensatz zum hydrogeologischen Modell auch die Umsetzung in ein mathematisches Modell beinhaltet.) Das hydrogeologische Modell bildet die Grundlage für die Erstellung eines numerischen Grundwassermodells.

Die wesentliche Aufgabe der hydrogeologischen Modellierung besteht darin, ein Modellkonzept zu entwickeln, welches so einfach wie möglich ist⁵ und zugleich die wesentlichen Systemmerkmale richtig beschreibt. Da mit der hydrogeologischen Modellierung eine notwendige Schematisierung und Vereinfachung der komplexen Natur verbunden ist, ist als erstes deren Beziehung zum problemrelevanten Systemverhalten zu klären. Dies setzt eine Präzisierung der Aufgabenstellung und der daraus folgenden Beschränkungen voraus.

Im vorliegenden Fall war ein numerisches Grundwassermodell zu erstellen, mit dessen Hilfe es möglich ist, die folgenden Fragen zu beantworten:

- Abhängigkeit der Grundwasserströmungsfelder in den Niederterrassenschottern von den Randbedingungen: Steht das in Kapitel 7.3 abgeleitete Strömungsfeld im Einklang mit plausiblen Rahmenbedingungen?
- Rückrechnung der Wasserbewegungen während der Immissionspumpversuche: Welche Aquiferbereiche wurden während der Immissionspumpversuche erfasst?
- Berechnung von Szenarien: Wie verändert sich die Strömungssituation bei Veränderung der Entnahmeraten im Betriebsbrunnen BR 49?

In allen drei Fragenkomplexen geht es entweder um Grundwasserbewegungen innerhalb eines größeren zeitlichen Rahmens oder um die eventuell mit einer derartigen mittleren Grundwasserbewegung gekoppelte Verfrachtung von Schadstoffen. Bei einem Grundwasserpotenzialgefälle in der Größenordnung von 1×10^{-4} und daraus resultierenden Abstandsgeschwindigkeiten in der Größenordnung von 0,2 - 0,5 m/Tag spielen kurzfristige Veränderungen der Potenzialverteilung keine Rolle. Der Abstrom über eine Erstreckung von mehreren 100 m wird durch temporäre, nur wenige Tage – teilweise sogar nur wenige Stunden – andauernde Zustände nicht signifikant beeinflusst. Entscheidend sind hier die über Monate aufsummierten inkrementellen Grundwasserbewegungen. Grundlage für die Beantwortung von allen drei Fragenkomplexen ist daher die mittlere, sich aus zahlreichen kleinen, inkrementellen Teilbewegungen zusammensetzende Grundwasserbewegung. Das problemrelevante System ist damit auf solche Aspekte reduziert, welche den mittleren Grundwasserabstrom von der Kessler-Grube beeinflussen.

⁵ Der Grund für diese Forderung liegt weniger in der Natur selbst, – die Natur ist meist sehr viel komplexer, als sie dargestellt werden kann –, als vielmehr in der wissenschaftstheoretischen Forderung der Falsifizierbarkeit. Je komplexer Hypothesen aufgebaut sind, je mehr sie durch Hilfsypothesen gestützt werden, umso geringer ist die Möglichkeit sie zu widerlegen. Damit sinkt ihre Bedeutung. Eine Hypothese, welche nicht widerlegbar und damit gegen Kritik immun ist, hat keine Bedeutung für die Erklärung realer Phänomene. Analoges gilt für Modellhypothesen.

Aus diesem Grund wurde eine stationäre Modellierung für die Beantwortung der drei Fragenkomplexe gewählt. Nur im Falle der Rückrechnung der Wasserbewegungen während der Immissionspumpversuche wird dieser stationären Grundlage eine instationäre Modellierung aufgesetzt, welche die einzelnen Förderphasen berücksichtigt.

Damit gliedert sich das weitere Vorgehen in folgende drei Schritte:

1. Erstellung eines hydrogeologischen Modells mit Festlegung des Modell- und Aussage-raums in Relation zum Bilanzraum. Festlegung der relevanten hydrostratigraphischen Einheiten, ihrer Geometrie, hydraulischen Eigenschaften und Randbedingungen.
2. Entwicklung und Aufbau eines numerischen Grundwassermodells mit Festlegung der zeitlichen und räumlichen Diskretisierung.
3. Kalibrierung des numerischen Grundwassermodells auf ausgewählte, problemrelevante Strömungssituationen.

Im nachfolgenden Schema (Abb. 9) sind – wie bereits in Kapitel 7.3 – die wesentlichen Zusammenhänge der hydrogeologischen Auswertungen schematisch dargestellt. Die blauen Felder repräsentieren Informationen, Auswertungen und Aussagen zu hydrogeologischen Aspekten. Die gelben Felder verwenden zusätzlich zu den hydraulischen Informationen Angaben aus der Schadstoffanalytik. Schritte, welche im vorliegenden Kapitel 8 erläutert werden, sind rot hinterlegt.

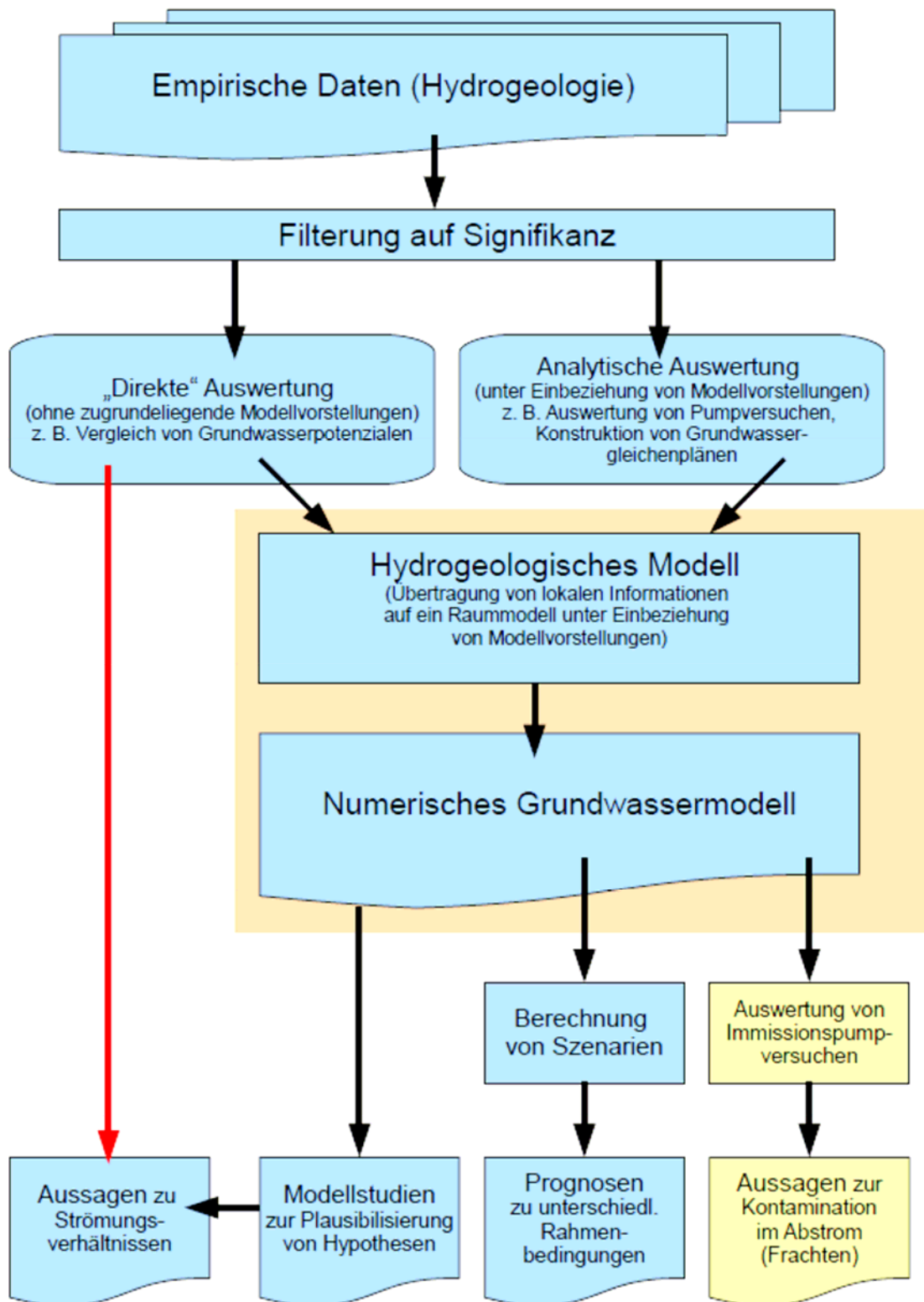


Abbildung 9: Ablaufschema und Abhängigkeiten hydrogeologischer Auswertungen. Die im vorliegenden Kapitel erläuterten Schritte sind rot hinterlegt. Der rote Pfeil kennzeichnet Aussagen, welche auf "direkte" Auswertungen beruhen.

8.2 Hydrogeologisches Modell

Ein Kontinuumsmodell wird primär durch die Festlegung seiner Kontinuumseigenschaften definiert. Das in den Geowissenschaften betrachtete physikalische Kontinuum, die obersten Bereiche der Erdkruste, ist in der Regel lateral unbegrenzt. Aus praktischen Gründen ist jedoch eine laterale Begrenzung des Kontinuums unvermeidbar. Diese unvermeidbaren Begrenzungen haben nicht nur einen entscheidenden Einfluss auf das Systemverhalten des Modells, sondern schränken auch die Kalibrierungsmöglichkeiten eines Modells erheblich ein. Das Erkennen und systemadäquate Abgrenzen der Modellränder ist daher der entscheidende Schritt im Aufbau eines hydrogeologischen Modells. Es muss das Ziel sein, bereits in der Entwurfsphase eines hydrogeologischen Modells die in der Natur gegebenen natürlichen hydrogeologischen Grenzen zu erkennen und systemadäquat in das Modell umzusetzen. Hinsichtlich der Problemrelevanz können drei Arten von Modellabgrenzungen bzw. Modellräumen unterschieden werden: der Bilanzraum, der Modellraum und der Aussage-
raum.

8.2.1 Bilanzraum

Der Bilanzraum soll alle maßgebenden Fließsysteme umfassen. Die Abgrenzung des Bilanzraums erfolgt im Idealfall an natürlichen Grundwasserscheiden und Festpotenzialen, wie zum Beispiel Vorflutern. Werden Grundwasserscheiden durch menschliche Aktivitäten dauerhaft verlagert, so können auch diese zur Abgrenzung des Bilanzraums verwendet werden. Bei Verwendung von Grundwasserscheiden ist darauf zu achten, dass diese durch das zu simulierende Szenario (z. B. erhöhte Grundwasserentnahme) nicht signifikant verschoben werden und dadurch das Ergebnis der Modellierung verfälschen.

Im vorliegenden Fall erstreckt sich der Bilanzraum von den Grundwasserscheiden der Dinkelbergscholle im Norden bis zu den künstlichen Infiltrationsbereichen der Hardwasser AG auf der schweizerischen Seite. In Längsrichtung des Hochrheintals kann der Bilanzraum durch künstliche und damit variierende Grundwasserentnahmen im Osten und den Übergang in den Oberrheintalgraben im Westen abgegrenzt werden.

8.2.2 Modellraum

Aufgrund seiner weiten Erstreckung umfasst ein Bilanzraum häufig zahlreiche unterschiedliche hydrogeologische Strukturen, welche für das zu untersuchende Systemverhalten ohne Bedeutung sind. In der Praxis wird daher oft auf die Ausmodellierung des gesamten Bilanzraums verzichtet und ein Modellraum definiert, welcher nur eine Teilfläche des Bilanzraums umfasst. Auch die im vorigen Abschnitt skizzierte Abgrenzung des Bilanzraums macht deutlich, dass im vorliegenden Fall der Bilanzraum wesentlich größer ist als der Bereich, für welchen Aussagen gemacht werden sollen. Eine Ausmodellierung dieser großen Fläche würde Anpassungen erforderlich machen, welche weit außerhalb des interessierenden Bereichs lägen. Der Modellraum wird daher im vorliegenden Fall auf eine Teilfläche des Bilanzraums beschränkt.

Obwohl die Außengrenzen des Modellraums im allgemeinen nicht – wie im Idealfall des Bilanzraums – mit natürlichen Grundwasserscheiden und natürlichen Festpotenzialen zusammenfallen, und nur Ausschnitte des gesamten Fließsystems umschließen, ist es anzustreben, die Abgrenzung des Modellraums so weit wie möglich an natürlichen geohydraulischen Grenzen zu orientieren.

Im vorliegenden Fall bietet sich nördlich der Kessler-Grube der morphologische Talrand mit seiner tektonischen Zerrüttung an. Auf der Grundlage der im Rahmen des INTERREG II - Projekts erstellten Karte "Grundwasseroberfläche und -mächtigkeit" kann dann die südliche Grenze durch den Bereich der Hardwasser-Infiltration und der von dieser ausgehenden Grundwasserströmung abgegrenzt werden. Im Westen bilden die Isopotenziallinie im Übergang zum Oberrheintalgraben und die das Grenzacher Horn mit dem Rhein verbindende Stromlinie eine Abgrenzung. Im Osten bietet sich die Hochlage der Festgesteinsbasis entlang einer Grabenscholle mit der dortigen Ausdünnung der Niederterrassenschotter als quasi undurchlässiger Modellrand an, welcher weiter südlich in einen durchlässigen Rand mit Grundwasserabstrom übergeht.

Anlage 8.1 zeigt das so abgegrenzte Modellgebiet. Die grüne Linie kennzeichnet den Übergang zum tektonisch zerrütteten Festgesteinsaquifer im Schuttfuß des morphologischen Talrands mit einem Zustrom von Norden. Die blau dargestellten Weiher im Süden repräsentieren die Versickerungsflächen der Hardwasser AG. Modellränder ohne Grundwasseraustausch, sogenannte undurchlässige Modellränder, sind als rote Linien dargestellt. Auf der schweizerischen Seite sowie im Bereich des Grenzacher Horns fallen diese mit Stromlinien zusammen. Die blauen Linien repräsentieren Grenzen mit näherungsweise stabilen Potenzialen - im Übergang zum Oberrheintalgraben sowie im Bereich der Hardwasser-Infiltration.

8.2.3 Aussageraum

Anlage 8.1 zeigt mit den dargestellten Grundwassermessstellen die ungleichmäßige Verteilung der Grundwasseraufschlüsse und der stratigraphischen Informationen im Modellgebiet. Insbesondere nach Norden in Richtung zum Talrand hin bestehen keine Grundwasseraufschlüsse. Dies macht deutlich, dass eine Anpassung des Modells an empirische Gegebenheiten nur für einen relativ kleinen Bereich dieses Modellraums möglich ist. Aussagen, welche sich auf das Modell stützen, sind auf den von empirischen Daten abgedeckten Bereich beschränkt. Dieser Teilbereich des Modellraums, auf den sich modellgestützte Aussagen beschränken, wird im Folgenden als "Aussageraum" bezeichnet. Nur im Aussageraum kann das Modell Aussagen zur Potenzialverteilung machen.

Im vorliegenden Fall erstreckt sich der Aussageraum auf den Bereich der Kessler-Grube und das südöstlich daran anschließende Grundstück der BASF Grenzach GmbH und damit – in Näherung – auf den in der Karte gelb umrandeten Bereich.

8.2.4 Problemrelevante hydrostratigraphische Einheiten und ihre Eigenschaften

Die hydrostratigraphischen Einheiten, deren Geometrie und hydraulische Eigenschaften wurden bereits in Kapitel 7.3 dargestellt und erläutert. Von den dort aufgeführten beiden hydrostratigraphischen Einheiten – die quartären Niederterrassenschotter und deren Festgesteinsbasis – spielen die Niederterrassenschotter eine prägende Rolle. Doch aufgrund der großen angeschlossenen Fläche und der bereichsweisen Ausdünnung der Niederterrassenschotter unter dem Rhein kann die im Vergleich zu den Niederterrassenschottern gering-durchlässige Festgesteinsbasis nicht vernachlässigt werden.

Damit ist das Modell vertikal in zwei hydrogeologische Einheiten untergliedert:

1. Einen Porengrundwasserleiter, welcher den Niederterrassenschottern entspricht mit hydraulischen Durchlässigkeiten in der Größenordnung von $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s.
2. Eine Festgesteinsbasis, die im Wesentlichen dem mittleren Muschelkalk entspricht, mit einer sehr viel geringeren hydraulischen Durchlässigkeit in der Größenordnung von $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Der Porengrundwasserleiter ist zur Talseite hin begrenzt und wird im Bereich des Rheins ausgedünnt oder gar vollkommen ausgeräumt. Innerhalb des Aussageraums erlauben die durchgeführten Bohrungen und Kurzpumpversuche eine Detaillierung von Aquifergeometrie und Durchlässigkeitsverteilung.

Außerhalb des Aussageraums stehen sowohl für die Aquifergeometrie, als auch für die hydraulischen Eigenschaften der beiden hydrostratigraphischen Einheiten, Daten des großräumigen Grundwassermodells des TGF zur Verfügung [15].

8.2.5 Randbedingungen

Die hydrogeologischen Randbedingungen umfassen alle hydraulischen Einflüsse und strukturellen Besonderheiten, welche das im vorigen Abschnitt skizzierte Zweischichtmodell modifizieren. Von besonderem Einfluss sind die bereits oben beschriebenen Grenzen des Modellraums. Diese sogenannten "äußeren Randbedingungen" definieren nicht nur durch ihre Lage, sondern auch durch ihre hydraulische Qualität (Potenzial bzw. Durchflussrate) ihren Einfluss auf das Strömungsgeschehen innerhalb des Modellraums. Innerhalb des Modellraums sind es sogenannte "innere Randbedingungen", welche das Strömungsgeschehen beeinflussen. Im vorliegenden Fall sind dies die hydraulische Anbindung des Rheins, die Grundwasserneubildung sowie anthropogene Veränderungen des Wasserhaushalts (Entnahme von Grundwasser und Infiltration im Bereich von Versickerungsflächen).

Hinsichtlich ihrer Übereinstimmung mit empirischen Informationen können Randbedingungen in lokalisierte und projizierte eingeteilt werden. Lokalisierte Randbedingungen werden durch die an der jeweiligen Stelle empirisch belegte hydraulische oder strukturelle Eigenschaft definiert. Lokalisierte Randbedingungen beschreiben einen Sachverhalt so, wie er im Gelände festgestellt werden konnte. Demgegenüber sind projizierte Randbedingungen solche, welche unter der Annahme extrapolierter hydraulischer Eigenschaften in einen Bereich "projiziert" werden, zu welchem entweder keine empirischen Informationen vorliegen oder welcher für die Zielsetzung irrelevant ist und daher im Modellkonzept vereinfacht abgebildet wird.

Beispiel: Ein homogenes, in einer Dimension beschreibbares Grundwasserströmungsfeld habe am Ort der Betrachtung ein definiertes Gefälle, welches nach Darcy zur Flussrate, zur Aquifermächtigkeit und zur hydraulischen Durchlässigkeit an genau dieser Stelle in Beziehung steht. Wird das Strömungsfeld in Strömungsrichtung extrapoliert, so verändert sich das Grundwasserpotenzial in Abhängigkeit von der Entfernung und der hydraulischen Durchlässigkeit. Für das Strömungsgeschehen am Ort der Betrachtung ist es irrelevant, ob die hydraulischen Durchlässigkeiten mit zunehmender Entfernung ansteigen oder abfallen und das Grundwasserpotenzial dadurch ein kleineres oder größeres Gefälle aufweist, solange die Flussrate dadurch unverändert bleibt. Analoges gilt für 3-dimensionale Strömungsfelder: Sind die hydraulischen Durchlässigkeiten oder das Grundwasserpotenzial außerhalb des Orts der Betrachtung unbekannt, dann können für diese Bereiche eine Vielzahl von Vorgaben gemacht werden, welche das Ergebnis am Ort der Betrachtung nicht verändern.

Ganz analog in der Modellierung: die Extrapolation und Anpassung von Modelleigenschaften (hydraulischen Durchlässigkeiten, Aquifermächtigkeiten) in einen Bereich, zu welchem keine empirischen Informationen vorliegen, bedingt eine Potenzialverteilung, welche außerhalb des Aussageraums nicht notwendigerweise mit der Realität übereinstimmt und trotzdem im Aussageraum korrekte Ergebnisse liefert. Überträgt man diese Betrachtung auf Randbedingungen, so ist es möglich, im Falle extrapoliertener Materialeigenschaften nicht empirisch gestützte Festpotenziale am Modellrand zu definieren, welche das Strömungsgeschehen im Aussageraum korrekt wiedergeben. Die Anwendung projizierter Modellränder kann die Handhabung eines Modells erheblich vereinfachen ohne das problemrelevante Systemverhalten verändern.

Bei den nachfolgend beschriebenen Randbedingungen handelt es sich beim Talrandzustrom, bei der hydraulischen Anbindung des Rheins, beim westlichen Potenzialrand im Übergang zum Oberrheintalgraben, bei der Grundwasserneubildung sowie bei den anthropogenen Veränderungen des Grundwasserhaushalts um lokale Randbedingungen. Für den östlichen Festpotenzialrand konnte aufgrund seiner Lage hinter dem Entnahmetrichter des Betriebsbrunnens BR 49 auf die Ausmodellierung der dortigen, verhältnismäßig komplexen Aquifergeometrie verzichtet werden und dagegen eine projizierte Randbedingung gewählt werden, welche im Zuge der Kalibrierung anzupassen ist.

8.2.5.1 Äußere Randbedingungen

8.2.5.1.1 Talrandzustrom

Im Falle des in Anlage 8.1 grün dargestellten Talrandzustroms kann die angeschlossene Fläche des oberstromigen Einzugsgebiets in Verbindung mit einer geschätzten Grundwasserneubildungsrate verwendet werden, um einen durchschnittlichen Zustrom von der Talseite zu bilanzieren. Das oberirdische Einzugsgebiet nördlich des Talrands umfasst ca. 2 km². Für das unterirdische Einzugsgebiet (Grenzfläche zwischen dem mittleren und dem höheren Muschelkalk) kann aufgrund der flach nach Süden einfallenden Schichtlagerung sowie der rheinisch streichenden tektonischen Grabenstrukturen, welche das System durchschneiden und drainieren, eine Fläche von ca. 3 - 4 km² grob abgeschätzt werden. Die Grundwasserneubildung in diesem Bereich liegt – in Anlehnung an Angaben des INTEREG II-Projekts für nicht versiegelte Flächen – in der Größenordnung von 500 - 600 mm/a. Daraus resultiert – in erster Schätzung – ein Grundwasserzustrom über den ca. 2,7 km langen Modellrand in der Größenordnung von insgesamt 5 300 m³/Tag.

8.2.5.1.2 Westlicher Festpotenzialrand im Übergang zum Oberrheintalgraben

Im Bereich dieses Festpotenzialrands mündet das Hochrheintal in den Oberrheintalgraben. Mit diesem Übergang ist eine plötzliche Zunahme der Transmissivitäten verbunden. Im Verhältnis zu den Niederterrassenschottern des Hochrheintals verhält sich das Grundwasser in den mächtigeren Abfolgen des Oberrheintalgrabens wie ein Festpotenzial.

Auf der Grundlage der im Rahmen des INTEREG II-Projekts entworfenen Grundwasserpotenzialverteilung kann für diesen Rand ein Potenzial in der Höhe von ca. 254 m ü. NN angesetzt werden. Abweichungen von dieser Potenzialhöhe sind aufgrund der Ausdünnung der Niederterrassenschotter unter dem Rhein von untergeordnetem Einfluss auf die Strömungsverhältnisse im Bereich der Kessler-Grube.

8.2.5.1.3 Östlicher Festpotenzialrand

Der östliche Festpotenzialrand ist der einzige Abschnitt der Modellgrenze, welche sich weder an natürlichen hydrogeologischen Grenzen, noch an unveränderlich geltenden Grenzstromlinien oder Potenzialgleichen orientiert. Aufgrund seiner Lage östlich des Betriebsbrunnens BR 49 – und damit durch dessen Entnahmetrichter von der Kessler-Grube getrennt – ist der Einfluss dieses Festpotenzials auf das Strömungsgeschehen im Bereich der Kessler-Grube vernachlässigbar. Die entlang dieses Modellrands herrschenden Verhältnisse und Materialeigenschaften müssen im Rahmen der oben genannten Zielsetzungen nicht nachgebildet werden. Für die Modellierung kann für diesen Abschnitt – wie bereits erläutert – ein projiziertes Potenzial mit einer im Zuge der Kalibrierung anzupassenden Höhe angesetzt werden.

8.2.5.2 Innere Randbedingungen

8.2.5.2.1 Hydraulische Anbindung des Rheins

Die hydraulische Anbindung des Rheins ist aufgrund seiner Nähe zum Bereich der Kessler-Grube von großer Bedeutung für die dortigen Strömungsverhältnisse. Trotz der großen Bedeutung besteht keine einfache Möglichkeit, diese hydraulische Anbindung im Feld zu bestimmen. Die hydraulische Anbindung des Rheins an den Grundwasserleiter wird im Modell über die sogenannte Transferrate festgelegt. Die Transferrate entspricht dem Quotienten der hydraulischen Durchlässigkeit und der Mächtigkeit der Kolmationsschicht zwischen dem Oberflächengewässer und dem Grundwasserleiter und liegt in typischen Fällen (hydraulische Durchlässigkeit der Kolmationsschicht 1×10^{-6} m/s; Mächtigkeit Kolmationsschicht 1 m) in der Größenordnung von 1×10^{-6} s⁻¹ bzw. 0,1 d⁻¹. Der Grundwasserstrom durch die Kolmationsschicht ist proportional zur Transferrate sowie zur Potenzialdifferenz zwischen Oberflächengewässer und Grundwasserleiter. Hinsichtlich der relativen Potenzialverteilung längs des Rheins liegen Angaben des vorhandenen Grundwassermodells des TGF vor, welche in Bezug auf ihre Höhe global angepasst werden können.

8.2.5.2.2 Grundwasserneubildung

Die flächengemittelte Grundwasserneubildung im Modellgebiet liegt nach INTEREG II – je nach Bebauung – in der Spanne von 30 - 130 mm/a. Innerhalb des verhältnismäßig kleinen Modellgebiets ist die Grundwasserneubildung von untergeordnetem Einfluss auf die Gesamtbilanz.

8.2.5.2.3 Grundwasserentnahme und Infiltration in den Grundwasserleiter

Anthropogene Grundwasserentnahmen haben über weite Strecken des Hochrheintals die natürliche Funktion des Rheins als Vorfluter ersetzt. Die Potenziale der rheinnahen Grundwasserleiter werden – wie bereits bei der Erläuterung der empirischen Befunde für den Bereich Kessler-Grube festgestellt – im Erfassungsbereich dieser Grundwassernutzungen unter das Niveau des Rheins abgesenkt. Für die Modellierung der Strömungsverhältnisse sind diese anthropogenen Grundwasserentnahmen daher von großer Bedeutung. Der Bereich der Kessler-Grube liegt – nach dem, was im Zusammenhang mit den beobachteten Potenzialverhältnissen festgestellt wurde – im Erfassungsbereich des Betriebsbrunnens BR 49. Für die Modellierung sind daher die im Beobachtungszeitraum registrierten Entnahmeraten aus dem Brunnen BR 49 von entscheidender Bedeutung. Im stationären Grundwassermodell kommt ein Mittelwert zur Entnahmerate aus Brunnen BR 49 zur Anwendung. Für die instationäre Rückrechnung der Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche werden die über Stunden gemittelten, tatsächlich registrierten Entnahmeraten verwendet.

Alle weiteren Brunnen des Modellraums – insbesondere solche auf der schweizerischen Seite – haben einen nur untergeordneten und zeitlich stark verzögerten Einfluss auf die Strömungsverhältnisse im Aussageraum. Bezüglich dieser Brunnen kann auch im Fall der instationären Nachrechnung von Immissionspumpversuchen mit Mittelwerten gerechnet werden.

Ein weiterer die Grundwasserbilanz beeinflussender Faktor ist die Infiltration der Hardwasser AG im Süden des Modellraums. Die Versickerung erfolgt über mehrere kleine Oberflächengewässer. Obwohl für die Versickerung von der Hardwasser AG zeitlich aufgelöste Raten angegeben wurden, empfiehlt sich aufgrund der erheblichen zeitlichen Verzögerung zwischen Einleitung in das Oberflächengewässer und Infiltration in den Grundwasserleiter sowie der nicht bekannten Verdunstungsverluste die Anwendung von Festpotenzialen. Die aus diesen Festpotenzialen resultierenden Verdunstungsraten dürfen die langfristig gemittelten Einleitraten der Hardwasser AG nicht übertreffen.

8.2.6 Kalibrierungsparameter

In Bezug auf die genannten Zielsetzungen wurde für den Bereich der Kessler-Grube und seinen Abstrom ein Modellraum abgegrenzt, welcher ein Teilareal des Bilanzraums umfasst. Die Abgrenzung des Modellraums erfolgte soweit möglich anhand natürlicher hydrogeologischer Grenzen (nördlicher Talrand, Übergang zum Oberrheintalgraben, Tektonik mit Ausdehnung des Hauptgrundwasserleiters im Osten). Darüber hinaus wurden anthropogene Einflüsse, welche als näherungsweise unveränderlich angenommen werden können, verwendet (Versickerungsflächen der Hardwasser AG und Stromlinien, welche von diesen Versickerungsbereichen ausgehen). Mit der Abgrenzung des Modellraums wurden die äußeren Randbedingungen strukturell festgelegt.

Neben diesen äußeren Randbedingungen wurden auch innere Randbedingungen wie die hydraulische Anbindung des Rheins und die im Modellraum aktiven Grundwasserentnahmen bzw. Infiltrationsflächen definiert.

Durch die Geometrie der äußeren und inneren Randbedingungen werden die Möglichkeiten für resultierende Strömungsfelder strukturell bereits erheblich eingeschränkt. Die Möglichkeiten für eine Modellanpassung im Rahmen der Kalibrierung reduzieren sich hierdurch auf folgende Größen:

- Höhe und Verteilung des Talrandzustroms von Norden
- Höhe des Rheinwasserspiegels
- Höhe und Verteilung der Transferrate im Übergang vom Rhein zum Grundwasserleiter
- Höhe des Festpotenzials im Osten
- Höhe des Festpotenzials im Übergang zum Oberrheintalgraben
- Höhe des Festpotenzials im Bereich der Versickerungsflächen

Die Grundwasserneubildung wird in diesem Zusammenhang nicht erwähnt, da sie keinen bestimmenden Einfluss auf die Strömungsverhältnisse hat.

Materialeigenschaften (hydraulische Durchlässigkeit) und Aquifergeometrie bieten – zumindest theoretisch – eine weitere Möglichkeit der Modellanpassung. Da die Kenntnis dieser Eigenschaften jedoch an das Vorhandensein von Grundwasseraufschlüssen gebunden ist, ist diese Möglichkeit stark eingeschränkt. In Bereichen, wo Kenntnisse zu den Materialeigenschaften fehlen und wo eine Anpassung über die Materialeigenschaften bzw. die Aquifergeometrie am ehesten möglich wäre, fehlt die Kenntnis der Grundwasserpotenziale. Dort, wo Grundwasserpotenziale bekannt sind, stehen meist auch Ergebnisse von Pumpversuchen zur Verfügung. Eine Anpassung der hydraulischen Durchlässigkeiten kollidiert dort schnell mit deren Ergebnissen. Somit gestatten weder die hydraulische Durchlässigkeit noch die Aquifergeometrie wesentliche Anpassungen im Rahmen einer Kalibrierung. Die Potenzialverhältnisse im Aussageraum werden daher – im Wesentlichen – über die inneren und äußeren Randbedingungen kalibriert.

Die aufgeführten Randbedingungen unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihrer Auswirkungen als auch ihrer Veränderbarkeit:

- Die betragsmäßige Höhe des Talrandzustroms wird nicht wesentlich über den oben genannten Wert hinaus angesetzt werden können. Auf der anderen Seite wäre eine Halbierung dieser Größenordnung durchaus vertretbar.
- Die Höhe des Rheinwasserspiegels wird dem zum Zeitpunkt der Kalibrierung gemessenen anzupassen sein. Spielräume für weitere Angleichungen liegen im Bereich weniger Zentimeter. Die Auswirkungen selbst kleiner Veränderungen des Rheinwasserspiegels werden aufgrund der Nähe des Aussageraums zum Rhein erheblich sein.

- Die Transferrate im Übergang vom Rhein zum Grundwasserleiter ist eine Größe, die in einem weiten Intervall veränderbar ist. Wie im Falle des Rheinwasserspiegels werden Veränderung der Transferrate erhebliche Auswirkungen auf die Strömungsverhältnisse im Bereich der Kessler-Grube haben. Da die Transferrate sowohl den Übergang aus dem Grundwasserleiter in den Rhein, als auch umgekehrt aus dem Rhein in den Grundwasserleiter bestimmt und beide Strömungstendenzen innerhalb des Modellgebiets zu beobachten sind (nördlich der Kessler-Grube Aufstieg von Grundwasser aus dem Grundwasserleiter in den Rhein, südlich davon Infiltration von Rheinwasser in den Grundwasserleiter), ist auch die Anpassung der Transferrate im Zusammenspiel mit den anderen Parametern deutlich eingeschränkt.
- Das projizierte Festpotenzial im Osten wird nur von sehr untergeordnetem Einfluss auf die Strömungsverhältnisse im Aussageraum sein. Die Kalibrierung wird diese Einflussgröße nicht als "Stellschraube" mit entscheidendem Einfluss verwenden können, um das Modell an Strömungsverhältnisse im Bereich der Kessler-Grube anzupassen.
- Das Festpotenzial im Übergang zum Oberrheintalgraben ist nur begrenzt variierbar. Es ist zu erwarten, dass das große angeschlossene Grundwasservolumen des Oberrheintalgrabens sowie die nahegelegene Schleuse von Birsfelden den Grundwasserstand in diesem Bereich auf nahezu konstantem Niveau halten werden. Anpassungen sind nur in der Größenordnung weniger Zentimeter möglich. Aufgrund des fehlenden hydraulischen Kontakts zwischen der deutschen und der schweizerischen Seite unter dem Rhein in diesem Bereich wird der Einfluss dieser Anpassungen auf die Verhältnisse im Bereich der Kessler-Grube gering sein.
- Das Festpotenzial im Bereich der Versickerungsflächen der Hardwasser AG ist variierbar. Auch an der Sohle dieser Gewässer hat sich eine Kolmationsschicht ausgebildet, an welcher es im Falle vertikaler Durchströmung (Versickerung) zu einem Potenzialabfall kommt. Das Festpotenzial repräsentiert einen Zustand innerhalb des Hauptgrundwasserleiters – nicht das Potenzial des Oberflächengewässers. Das Potenzial im Grundwasserleiter kann im Bereich der Versickerungsflächen deutlich unter dem Wasserspiegel der Oberflächengewässer liegen. Eine Anpassung dieses Festpotenzials im Zuge der Kalibrierung wird jedoch aufgrund der reduzierten Aquifermächtigkeiten unter dem Rhein nur geringfügige Auswirkungen auf das Strömungsfeld im Bereich der Kessler-Grube haben.

Damit haben sich folgende Größen als Hauptparameter für die Kalibrierung herauskristallisiert:

- Höhe und Verteilung des Talrandzustroms
- Höhe des Rheinwasserspiegels
- Höhe und Verteilung der Transferrate

8.3 Numerisches Modell

Im vorigen Abschnitt wurde ein hydrogeologisches Modell entwickelt. Im Folgenden geht es darum, dieses hydrogeologische Modell in ein numerisches Konzept systemadäquat umzusetzen. Das hydrogeologische Modell orientiert sich an den im Untersuchungsraum und seiner Umgebung angetroffenen hydrogeologischen Verhältnissen. Obwohl bereits Begriffe wie "Festpotenzial" und "Festpotenzialrand" eingeführt wurden, blieb die Frage der Umsetzbarkeit in ein mathematisches oder numerisches Modell bislang offen.

Die Umsetzbarkeit in ein numerisches Modellkonzept bedeutet vor allem eine Unterteilung, eine so genannte "Diskretisierung" der stetigen zeitlichen Entwicklung und des räumlichen Kontinuums. Ähnlich wie im Falle Modellabgrenzung hat diese Diskretisierung einen entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse der Modellrechnungen.

8.3.1 Zeitliche Diskretisierung

Aufgrund der oben genannten Zielsetzungen wurde zur Simulation der langfristigen und großräumigen Grundwasserbewegungen eine stationäre Modellierung gewählt. Dieses stationäre Grundwassermodell bildet die Grundlage auch für die instationäre Rückrechnung von Grundwasserbewegungen während der durchgeführten Immissionspumpversuche.

In einem stationären Modell wird die Zeit nicht diskretisiert. Die instationäre Rückrechnung der Immissionspumpversuche wurde, um die Anfangsbedingungen nicht aus einer vorauslaufenden stationären Modellierung übernehmen zu müssen, auf eine 100 Tage umfassende quasi-stationäre Modellierung mit konstanten Randbedingungen aufgesetzt. Diese 100 Tage umfassen einen Zeitraum vor Beginn der ersten Immissionspumpversuche am 22.06.2010. Die instationäre Modellierung mit variablen Randbedingungen beginnt in diesem Zeitschema mit dem Start des ersten Immissionspumpversuchs am 22.06.2010, 10:00 Uhr und dauert bis zum Abschluss des letzten Immissionspumpversuchs am 20.09.2010.

Für die aufgesetzte instationäre Modellierung wurde eine im Modellcode automatisch an die Aufzeichnungen der Förderraten angepasste zeitliche Diskretisierung gewählt. Aufgrund der feinen zeitlichen Auflösung der Aufzeichnung, sowohl der Förderraten aus den Entnahmehäusern der Immissionspumpversuche als auch der auf Stunden gemittelten Förderraten aus dem Betriebsbrunnen BR 49, ergab sich für das instationäre Modell eine zeitliche Auflösung in mehr als 130 000 Zeitschritten mit 6 - 12 Iterationen. Durch jede Veränderung in den insgesamt 25 verwendeten Zeitfunktionen wird der Zeitschritt zurückgesetzt, bevor er sich wieder langsam vergrößert. Damit war die Grenze der praktischen Handhabbarkeit erreicht. (Ein Durchlauf der instationären Rechnung dauert auf einem modernen Rechner länger als 1 h. Die Ausgabedaten für einen instationären Rechendurchlauf umfassen im ASCII-Format ca. 12 GB.) Doch unabhängig von den technischen Anforderungen war mit dieser zeitlichen Unterteilung sichergestellt, dass die Modellierung die zeitliche Entwicklung der Potenzialverteilung und die damit verbundenen Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche hinreichend genau wiedergibt.

8.3.2 Räumliche Diskretisierung

Einer der Gründe für den im vorigen Abschnitt erwähnten hohen rechnerischen Aufwand ist – neben der zeitlichen – die feine räumliche Diskretisierung im Umfeld der Entnahmebrunnen. Anlage 8.2 zeigt den Modellraum mit seinen bereits beschriebenen Rändern sowie dem verwendeten Modellnetz. Das Modellnetz ist mit Annäherung an die Entnahmebrunnen verfeinert. Das Kontinuum wurde in dreieckige Elemente zerlegt, welche das Delauney-Kriterium⁶ erfüllen.

Die Netzverfeinerung mit Annäherung an die Brunnen ist für eine Rückrechnung der Grundwasserbewegungen mit Startpositionen im Nahbereich der Brunnen zwingend erforderlich. Eine zu grobe räumliche Diskretisierung würde zu Ungenauigkeiten führen, welche sich im Zuge der Rückrechnung zu inakzeptablen Fehlern aufsummieren würden.

Bei einer instationären Modellierung steht eine Verfeinerung des Modellnetzes in Beziehung zur zeitlichen Auflösung. Die aus Gründen der Genauigkeit geforderte räumlich verfeinerte Diskretisierung im Nahbereich von Entnahmebrunnen zwingt zu einer Herabsetzung des größten möglichen Zeitschritts. Die üblicherweise im Zusammenhang mit diffusivem und dispersivem Transport verwendeten Stabilitätskriterien sind auch im Falle rein hydraulischer Modelle mit dem Ziel der Berechnung von Strompfaden unabdingbar.

Dies betrifft das sogenannte v. Neumann-Kriterium und den so genannten Quellen/Senken-Term. Das v. Neumann-Kriterium wurde zwar für explizite numerische Methoden bei Anwendung Finiter Differenzen aufgestellt, muss aber auch für implizite Methoden⁷ und im Falle Finiter Elemente eingehalten werden. Implizite Methoden gewährleisten zwar die Stabilität der Lösung, aber nicht deren Richtigkeit. Falsche Ergebnisse sind nicht direkt erkennbar. Richtige Ergebnisse können nur durch Einhaltung der Stabilitätskriterien gewährleistet werden.

$$\frac{L}{S} \left(\frac{\Delta t}{\Delta x^2} + \frac{\Delta t}{\Delta y^2} + \frac{\Delta t}{\Delta z^2} \right) \leq \frac{1}{2}$$

Das v. Neumann-Kriterium⁸

mit	L	Leitfähigkeitsterm
	S	Speicherterm
	Δt	Zeitschritt
	$\Delta x \Delta y \Delta z$	räumliche Erstreckung des kleinsten Elements

setzt die räumliche Größe des kleinsten Elements in Beziehung zum Zeitschritt. Während einer Iteration wird aus der Potenzialdifferenz zwischen zwei benachbarten Elementen der Volumenstrom zwischen diesen beiden berechnet. Die Einhaltung des v. Neumann-Kriteriums verhindert, dass sich diese Verhältnisse umkehren und das Element mit dem niedrigeren Potenzial am Ende des Zeitschritts ein höheres Potenzial annehmen kann.

⁶ Das Delauney-Kriterium ist erfüllt, wenn kein Eckpunkt eines Dreiecks innerhalb des kleinsten möglichen Umkreises der beiden anderen Dreieckspunkte liegt.

⁷ Explizite und implizite numerische Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der Art und Weise, wie von einem zum Zeitpunkt t gegebenen Zustand auf den im nächsten Zeitschritt anzunehmenden Zustand geschlossen wird. Explizite Verfahren verwenden den zum Zeitpunkt t gegebenen Gradienten zur Berechnung des zukünftigen Zustands. Implizite Verfahren verwenden den im nächsten Zeitschritt erreichten Zustand zur Berechnung des Gradienten.

⁸ Beide Stabilitätskriterien hier in ihrer Formulierung für Finite Differenzen mit Zellen der Kantenlängen $\Delta x \Delta y \Delta z$. Ihre mathematische Ausformulierung bei Anwendung Finiter Elemente ist komplexer. Doch soll in diesem Zusammenhang nur das Prinzip veranschaulicht werden, was in der vorliegenden Schreibweise leichter möglich ist.

Der Berücksichtigung des Quellen/Senken-Terms

$$\Delta t \leq \Delta x \Delta y \Delta z * S \frac{E}{I}$$

mit	E	extensive Variable (Grundwasserstand)
	I	intensive Variable (Volumen)
	S	Speicherterm
	Δt	Zeitschritt
	$\Delta x \Delta y \Delta z$	räumliche Erstreckung des kleinsten Elements

verhindert, dass innerhalb eines Zeitschritts den an die Brunnen angrenzenden Elementen mehr entnommen wird als diese in ihrem Porenraum gespeichert haben.

Obwohl der verwendete FEFLOW-Code Algorithmen verwendet, welche den Zeitschritt im Falle von Oszillationen herabsetzt, sind die genannten Kriterien zur Abschätzung möglicher Instabilitäten hilfreich und eine Voraussetzung für hinreichend genaue Ergebnisse. Die Praxis zeigt, dass instationäre Modelle sehr schnell zu Instabilitäten neigen, wenn die genannten Kriterien unberücksichtigt bleiben.

Ein anderer Aspekt der räumlichen Diskretisierung ist die Unterteilung in Modellschichten. Aufgrund des deutlichen Durchlässigkeitskontrasts zwischen den Niederterrassenschottern und ihrer Festgesteinsbasis wurde kein 2-Schichtmodell aufgebaut, sondern eine Zwischenschicht geringer Mächtigkeit (1 cm), eine sogenannte Puffer-Schicht, zwischen den Niederterrassenschottern und der Festgesteinsbasis eingefügt. Die Zwischenlage hat die Aquifereigenschaften der darunter folgenden Festgesteinsbasis. Damit ist das Grundwassermodell in seiner Basiskonstellation in drei Schichten unterteilt. Um die Startpositionen zur Rückrechnung der Pfadlinien nicht auf eine Schichtgrenze legen zu müssen, wo sich Strömungsrichtung und Flussrate abrupt verändern, wurde der oberen Schicht, welche die Niederterrassenschotter repräsentiert, 10 cm über der Sohle eine weitere Trennlage eingefügt, so dass das verwendete Grundwassermodell insgesamt vier Schichten aufweist.

8.3.3 Aquifertyp

Generell gibt es zwei Konzepte zur Modellierung von Freispiegelströmungen:

- (1) Modellierung teilgesättigter Verhältnisse (sog. phreatic mode)
- (2) klassische Grundwasserströmungsmodellierung im vollgesättigten Bereich mit Anpassung an die Grundwasserspiegellage.

Die Umsetzung teilgesättigter Verhältnisse ist in modernen Modellcodes, trotz entsprechender zur Verfügung stehender Berechnungsmodi, nach wie vor ein Problem für die Modellstabilität [70], [67]. Die mit fallenden Wasserständen verbundene Abnahme der Transmissivität in teilgesättigten Elementen kann zu hohen Kontrasten zwischen gesättigten und trockenen Elementen und zu nicht-linearen Randwert-Problemen führen [66]. Die Folge hiervon sind numerische Instabilitäten und nicht selten Artefakte in der Potenzialverteilung.

Um diese Schwierigkeiten zu umgehen, wurden alternative Techniken entwickelt [68], [69]. Die in der Literatur als BASD (Best Adaptation to Stratigraphic Data) bezeichnete Technik passt die Aquiferobergrenzen dem sich verändernden Grundwasserspiegel an. Um abrupte Mächtigkeitsschwankungen der darunter liegenden Lagen zu vermeiden, werden diese über ein Interpolationsverfahren in diesen Anpassungen miteinbezogen.

Aufgrund der Eintiefung des Rheins in die oberste Lage des Modells kann im vorliegenden Modellfall die BASD-Technik nicht zur Anwendung kommen. Die BASD-Technik würde im Bereich der Rheineintiefung dessen Geometrie verändern.

Damit verbleiben für den vorliegenden Fall zwei Verfahren:

- Die Simulation ungespannter Verhältnisse bei starrer Stratigraphie, d. h. bei invari-
antem Netz.
- Die Simulation ungespannter Verhältnisse mithilfe eines gespannten Modellaquifers
mit Anpassung der Aquiferobergrenzen an die Grundwasserspiegellage.

Unabhängig von den damit verbundenen Stabilitätsaspekten besteht bei Anwendung der Be-
rechnungsmodi für ungespannte Verhältnisse (1. Verfahren) die Anforderung, die im Aussa-
geraum bekannten Aquiferverhältnisse bis zum Talrand zu extrapolieren, ohne bei der Kalib-
rierung die Aquifersohle an den sich einstellenden Grundwasserspiegel anpassen zu müs-
sen. Bei unveränderter Aquifersohle würde sich die Transmissivität in der obersten Lage mit
dem zum Modellrand hin ansteigenden Grundwasserpotenzial ungewollt vergrößern.

Aufgrund der im Verhältnis zur gesättigten Mächtigkeit nur sehr geringen Schwankungen
des Grundwasserspiegels im Bereich der Kessler-Grube und der sehr viel aufwändigeren
Anpassung an die sich zum Talrand hin einstellenden Grundwasserspiegellagen wurde da-
her das zweite Verfahren verwendet. Der zum größten Teil ungespannte Aquifer der Nieder-
terrassenschotter wird mithilfe eines gespannten Modellaquifers modelliert: Die Oberkanten
des Modellaquifers werden an die Grundwasserspiegellage angepasst.

8.3.4 Materialeigenschaften

Mit der im vorigen Abschnitt beschriebenen vertikalen Unterteilung ist das insgesamt vier-
schichtige Modell in Entsprechung mit den hydrogeologischen Verhältnissen vertikal in zwei
hydraulische Einheiten untergliedert:

- Eine obere Lage aus zwei Schichten, welche die Niederterrassenschotter repräsen-
tiert. Dieser Lage wird eine globale hydraulische Durchlässigkeit in Höhe von $5,5 \cdot 10^{-3}$
m/s zugewiesen, welche durch die Ergebnisse der Kurzpumpversuche im Aussa-
geraum und auf der schweizerischen Seite durch Daten des TGF-Modells spezifiziert
wird.
- Eine zweite Lage, ebenfalls aus zwei Schichten bestehend, welche der gering durch-
lässigen Festgesteinsbasis unter den Niederterrassenschottern entspricht. Ihr wird
eine globale hydraulische Durchlässigkeit in Höhe von $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s zugewiesen,
welche wie im Falle der Niederterrassenschotter punktuell an die Ergebnisse von
Pumpversuchen angepasst wird. Außerhalb des von empirischen Daten abgedeck-
ten Bereichs werden auf der schweizerischen Seite Daten des TGF-Modells verwen-
det.

8.3.5 Modellgeometrie

Im Bereich des Rheins wird die Obergrenze der obersten Lage auf die Höhe der Rheinsohle abgesenkt. Außerhalb des Rheins wird die Obergrenze des Modellaquifers an die Grundwasserstände angepasst.

Die Untergrenze der obersten hydraulischen Einheit (Untergrenze der 2. Modellschicht) wird entsprechend der in den Bohrprofilen angegebenen Höhen ausmodelliert und unter den Rhein extrapoliert. Außerhalb des Aussageraums wurden auf der schweizerischen Seite die Daten des TGF-Modells übernommen. Auf der deutschen Seite werden die Informationen des Aussageraums bis an den Talrand extrapoliert.

8.3.6 Randbedingungen

Die äußeren und inneren Randbedingungen sind bereits im Zusammenhang mit dem hydrogeologischen Modell (Kapitel 8.2.5) detailliert erläutert worden. Es bleibt hinzuzufügen, dass die Brunnen als voll verfilterte Systeme abgebildet werden. Die verwendeten Förderraten der Brunnen wurden aus vorliegenden Aufzeichnungen gemittelt. Bei der instationären Modellierung werden die auf Stunden gemittelten Förderraten des Betriebsbrunnens BR 49 verwendet. Der nördliche Talrandzustrom wird über einen Zustrom in der obersten hydraulischen Einheit simuliert.

8.4 Kalibrierung

Ausgehend von der oben aufgeführten Zielsetzung wurde eine stationäre Modellierung für die Beantwortung der drei Fragenkomplexe gewählt, welcher nur im Falle der Rückrechnung der Wasserbewegung während der Immissionspumpversuche eine instationäre Modellierung aufgesetzt werden soll.

Die stationäre Modellierung ist in der Lage die Grundwasserbewegungen innerhalb eines größeren zeitlichen Rahmens und die damit eventuell gekoppelte Schadstoffverfrachtung zu simulieren. Temporäre, nur wenige Tage – oder sogar nur wenige Stunden – andauernde Potenzialzustände sind nicht in der Lage, die mittleren Strömungsverhältnisse signifikant zu beeinflussen. Wie bereits oben betont: Entscheidend sind hier die sich über Monate aufsummierenden inkrementellen Grundwasserbewegungen.

Die Kalibrierung eines stationären Grundwassermodells setzt einen empirischen Datensatz voraus, welcher eine stationäre Situation näherungsweise repräsentiert. Im Zusammenhang mit der Auswertung der räumlichen Grundwasserpotenzialverteilung wurde betont, dass es sich bei den dort dargestellten Situationen um temporäre Zustände handelt, welche um die mittleren Grundwasserströmungsverhältnisse streuen und von diesen mehr oder weniger stark abweichen. Ausgehend von den empirischen Befunden wurde im Kapitel 7.3 ein Strömungsfeld skizziert, welches durch ergänzende Befunde (Chlorid- und Sulfat-Gehalte im Übergangsbereich zwischen Kessler-Grube und Rhein, hydraulische Auswirkungen von Immissionspumpversuchen im Bereich der Kessler-Grube) bestätigt werden konnte. Dieses Strömungsfeld repräsentiert die mittleren Grundwasserbewegungen im Abstrom der Kessler-Grube. Von den insgesamt sechs Stichtagsmessungen kommen demnach die Grundwasserströmungsverhältnisse vom 14.04.2010 den mittleren Verhältnissen am nächsten.

Am 14.04.2010 herrschten nahezu ausgeglichene Verhältnisse zwischen Rhein und Grundwasserleiter im Bereich der Kessler-Grube.

Es ist daher naheliegend, für die stationäre Modellkalibrierung die Grundwasserpotenzialverteilung vom 14.04.2010 zu verwenden. Doch interessieren neben der mittleren Strömungssituation, wie sie am 14.04.2010 näherungsweise bestanden hat, auch Abweichungen hiervon. Die Frage ist nicht nur, wie das Grundwasser im Mittel fließt, sondern auch, welche Abweichungen von diesen mittleren Verhältnissen sich ausbilden würden, wenn man Extremzustände als dauerhaft annimmt.

Von der räumlichen Potenzialverteilung am 14.04.2010 weichen die anderen Grundwasserströmungsfelder mehr oder weniger deutlich ab. Die Stichtagsmessungen vom 03.05.2010 und 07.07.2010 weisen die deutlichsten Abweichungen von diesem mittleren Zustand auf. Am 03.05.2010 zeigte die Potenzialverteilung im Bereich der Kessler-Grube eine Strömungskomponente vom Rhein weg. Am 07.07.2010 war im Bereich der Kessler-Grube eine Strömungskomponente in Richtung Rhein ausgebildet. Beide Extremzustände (03.05.2010 und 07.07.2010) repräsentieren somit innerhalb der sechs vorliegenden Stichtagsmessungen Strömungssituationen, welche – wie in Kapitel 7.3 betont – das Wechselspiel zwischen Rheinwasserstand und dem Grundwasserstand in den Niederterrassenschottern kurzfristig wiedergeben.

Nimmt man – ungeachtet der übrigen empirischen Befunde – an, dass diese Extremzustände nicht kurzfristige, temporäre Phänomene seien, sondern Dauerzustände, dann stellt sich die Frage, wie sich in solchen Fällen die Abstromsituation im Vergleich zu den mittleren Verhältnissen darstellen würde. Aus diesem Grund wurde das Grundwassermodell außer auf die mittlere Strömungssituation, wie sie am besten durch die Stichtagsmessung vom 14.04.2010 repräsentiert wird, auch auf die beiden Extremzustände vom 03.05.2010 und vom 07.07.2010 kalibriert. Es ist in diesem Zusammenhang jedoch nachdrücklich darauf hinzuweisen, dass es sich bei den beiden Extremzuständen um vorübergehende Situationen handelt, welche nicht ohne Einschränkungen durch ein stationäres Grundwassermodell abgebildet werden können. Nachfolgend wird erläutert, um welche Einschränkungen es sich hier handelt, und welche Konsequenzen dies für die Interpretation der Modellergebnisse hat.

In Kapitel 7.3 wurde anhand zeitlich gemittelter Rheinwasserstände gezeigt, wie die räumliche Potenzialverteilung im Bereich der Kessler-Grube von der Entwicklung der Rheinwasserstände im unmittelbar davor liegenden Zeitraum abhängt. Eine Grundwasserströmung im Bereich der Kessler-Grube mit einer deutlich ausgeprägten Strömungskomponente vom Rhein weg – wie sie am 03.05.2010 bestand – kann demnach als Folge eines vorausgegangenen raschen Anstiegs des Rheinwasserstands verstanden werden. Und umgekehrt, Situationen, wie sie am 07.07.2010 mit einer Strömungskomponente in Richtung zum Rhein bestanden haben, können als Folge eines abfallenden Rheinwasserstands interpretiert werden⁹. In beiden Extremfällen ist der Rheinwasserstand die steuernde Größe.

⁹ Um einem nahe liegenden Missverständnis vorzubeugen, sei hier erneut darauf hingewiesen: Die gemessenen Potenziale widersprechen der Vorstellung, dass in solchen Situationen Grundwasser aus den Niederterrassenschottern in den Rhein übergeht. Die rheinwärts gerichtete Strömungskomponente ist nicht die Folge eines Aufstiegs von Grundwasser in den Rhein. Sie ist die Folge einer verringerten Infiltration von Rheinwasser in den Grundwasserleiter.

Wenn in einem stationären Grundwassermodell eine temporäre d.h. instationäre Situation nachgebildet werden soll, dann kann dies nur über die steuernde Größe – in unserem Fall über den Rheinwasserstand – erfolgen. Um im Bereich der Kessler-Grube die Strömungssituationen vom 03.05.2010 und vom 07.07.2010 in einem stationären Grundwassermodell nachzubilden, ist es daher erforderlich, den Rheinwasserstand auf Höhen zu setzen, welche nicht tatsächlich bestanden haben. Bei der Bewertung bzw. Darstellung der Modellresultate zu den beiden Extremfällen (03.05.2010 und 07.07.2010) werden daher folgende Aspekte zu berücksichtigen sein:

- Der Rheinwasserstand wird im Grundwassermodell in den beiden Extremfällen eine von der Wirklichkeit abweichende Höhe haben.
- Bei rheinwärts gerichteter Strömung (07.07.2010) werden in den nördlichen Teilbereichen der Kessler-Grube (Bereich um KE 23a, wo aufgrund der empirischen Befunde näherungsweise ausgeglichene Verhältnisse herrschen) die Strömungsverhältnisse in Relation zum Rhein nicht korrekt wiedergegeben.

Hinsichtlich des zweiten Punkts wird im Falle der Strömungssituation vom 07.07.2010 die Darstellung auf die Bereiche zu begrenzen sein, welche durch das Modell korrekt abgebildet werden.

8.4.1 Kalibrierung auf Zustand 14.04.2010

In Anlage 8.3.1 sind die Ergebnisse der Kalibrierung auf die Potenzialverteilung vom 14.04.2010 dargestellt. Die Kalibrierung erfolgt in Bezug auf die gemessenen Grundwasserstände. Gemessene und berechnete Potenziale sind in einem Korrelationsdiagramm gegeneinander aufgetragen. Die in diesem Diagramm rot dargestellten Punkte betreffen Grundwassermessstellen aus dem Bereich der Kessler-Grube (auch im Lageplan rot dargestellt). Die größte Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen im Bereich der Kessler-Grube beträgt 1,7 cm (KE 35). Das arithmetische Mittel der Beträge der Abweichungen liegt mit 0,7 cm innerhalb des in Kapitel 7.3 definierten Signifikanzintervalls. Außerhalb der Kessler-Grube, im Korrelationsdiagramm und im Lageplan blau bzw. gelb dargestellt, wurden bei der Kalibrierung größere Abweichungen toleriert, da diese Bereiche für die Zielsetzung irrelevant sind. Dies betrifft insbesondere den Bereich um den Betriebsbrunnen BR 49, wo der deutlich von radialsymmetrischen Verhältnissen abweichende Verlauf der Grundwassergleichen auf lokale Heterogenitäten hinweist, für welche beim gegenwärtigen Kenntnisstand keine Informationen vorliegen.

Die vom Bereich der Kessler-Grube ausgehenden Stromlinien überlagern im Lageplan die Grundwassergleichenkarte vom 14.04.2010. Sie zeigen – wie bereits auch die Grundwassergleichenkarten – eine starke Verengung des von der Kessler-Grube ausgehenden Strömungsfelds mit Annäherung an den Betriebsbrunnen BR 49. Wesentlich ist die in der Nordwestecke der Kessler-Grube feststellbare Strömung in Richtung zum Rhein, welche – wie bereits aus empirischen Befunden abgeleitet – dann unter dem Rhein in eine landseitige Richtung umbiegt.

Die in Form von Strompfaden dargestellten berechneten Strömungsrichtungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit dem interpolierten Gleichfeld. Abweichungen zwischen der berechneten und der aus den empirischen Daten interpolierten Strömungsrichtung, wie bei CI 32, sind die Folge eines zu groben Datenrasters in diesem Bereich.

8.4.2 Kalibrierung auf Zustand 03.05.2010

Anlage 8.3.2 zeigt das Ergebnis der Modellanpassung an den Zustand vom 03.05.2010. Die Ergebnisse werden in der gleichen Art und Weise wie in Anlage 8.3.1 dargestellt. Die größte Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Wasserständen im Bereich der Kessler-Grube beträgt 2,0 cm (P 16a). Das arithmetische Mittel der Beträge der Abweichungen liegt mit 0,8 cm innerhalb des festgelegten Signifikanzintervalls. Wie bereits im Zusammenhang mit der Kalibrierung auf den Zustand vom 14.04.2010 wurden außerhalb des Bereichs der Kessler-Grube größere Abweichungen toleriert.

Besonders im Bereich der Kessler-Grube zeigt sich eine gute Übereinstimmung von berechneten Strompfaden mit den aus empirischen Daten interpolierten Grundwassergleichen. Bereichsweise Abweichungen sind – wie im vorausgehenden Abschnitt erläutert – auf ein zu grobes Datenraster zurückzuführen.

8.4.3 Kalibrierung auf Zustand 07.07.2010

In Anlage 8.3.3 sind schließlich die Ergebnisse der Modellanpassung an die Strömungssituation vom 07.07.2010 dargestellt. Die größte Abweichung im Bereich der Kessler-Grube beträgt 1,8 cm (KE 35). Das arithmetische Mittel der Abweichungsbeträge liegt mit 0,8 cm wieder deutlich innerhalb des Signifikanzintervalls. Wie bereits in den anderen Kalibrierungsfällen wurden aus den oben genannten Gründen außerhalb des Bereichs der Kessler-Grube größere Abweichungen toleriert.

Das berechnete Strömungsfeld deckt sich fast präzise mit den aus empirischen Daten interpolierten Grundwassergleichen. Wesentlich ist für diesen Strömungsfall die rheinwärts gerichtete Strömungskomponente im Bereich der Kessler-Grube, welche unter dem Rhein wieder in eine landwärts gerichtete umbiegt. Aufgrund der eingangs erwähnten Einschränkungen bei der modellmäßigen Nachbildung der temporären (instationären) Strömungssituation vom 07.07.2010 mithilfe eines stationären Grundwassermodells wurde die Darstellung der Stromlinien auf die Bereiche begrenzt, welche durch das Modell qualitativ korrekt abgebildet werden.

8.5 Zusammenfassung

Es war ein numerisches Grundwassermodell zu erstellen, mit dessen Hilfe es möglich ist, folgende Aspekte zu klären:

- Abhängigkeit der Grundwasserströmungsfelder in den Niederterrassenschottern von wesentlichen Randbedingungen
- Aquiferbereiche, welche während der Immissionspumpversuche erfasst wurden
- Abhängigkeit der Strömungssituation von den Entnahmeraten in Brunnen BR 49

Die Klärung dieser Aspekte stützt sich auf die Kenntnis von Grundwasserbewegungen innerhalb eines größeren zeitlichen Rahmens. Kurzfristige temporäre Strömungszustände können den mittleren Abstrom über eine Erstreckung mehrerer 100 m nicht signifikant beeinflussen. Für die Klärung der genannten Aspekte wurde daher eine stationäre Modellierung gewählt, welcher im Falle der Rückrechnung der Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche eine instationäre Modellierung aufgesetzt wird.

Ausgehend von der präzisierten Zielsetzung wurde auf der Grundlage der in Kapitel 7.3 erläuterten empirischen Informationen ein hydrogeologisches Modell entwickelt. Das hydrogeologische Modell umfasst einen Teilbereich des Bilanzraums und orientiert sich bei der Abgrenzung des Modellraums soweit wie möglich an natürlichen oder als stabil geltenden anthropogenen hydrogeologischen Grenzen. Äußere und innere Randbedingungen für diesen Modellraum wurden sowohl lagemäßig als auch hinsichtlich ihrer Eigenschaften, die durch sie bedingten strukturellen Einschränkungen sowie hinsichtlich ihrer Einflüsse auf das gesamte Strömungsgeschehen bewertet.

Auf der Grundlage des hydrogeologischen Modells wurde ein 4-schichtiges numerisches Grundwassermodell aufgebaut. Da dieses Modell für die instationäre Rückrechnung der Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche genutzt werden soll, war eine an die Schwankungen der Eingangsfunktionen angepasste zeitliche Diskretisierung sowie in Teilbereichen des Modellraums eine verfeinerte räumliche Diskretisierung erforderlich. Die Konsequenzen für die Stabilität des Modells wurden erläutert.

Die Freispiegelströmung in den Niederterrassenschottern kann entweder mithilfe eines teilgesättigten Modellaquifers mit einem invarianten Netz oder mithilfe eines gespannten Modellaquifers mit Anpassung der Aquiferobergrenzen an die Grundwasserspiegellage modelliert werden. Aufgrund der zu erwartenden Schwierigkeiten im Übergang zum Talrand wurde das zweite Verfahren gewählt.

Für die Kalibrierung wurden drei empirisch belegte Potenzialverteilungen ausgewählt:

- Die Potenzialverteilung am 14.04.2010, welche die mittleren, ausgeglichenen Strömungsverhältnisse am besten repräsentiert.
- Die Potenzialverteilung am 03.05.2010, welche einen Extremfall mit Strömungskomponenten vom Rhein weg repräsentiert.
- Die Potenzialverteilung am 07.07.2010, welche einen Extremfall mit Strömungskomponenten zum Rhein hin repräsentiert.

Um die beiden temporären Extremfälle (03.05.2010 und 07.07.2010) in einem stationären Grundwassermodell nachzubilden, war es erforderlich, in diesen Modellvarianten den Rheinwasserstand auf Höhen zu setzen, welche nicht tatsächlich bestanden haben. Bei der Bewertung und Darstellung der Modellresultate ist dies zu berücksichtigen. Dies betrifft insbesondere den Fall der rheinwärts gerichteten Strömung (07.07.2010), für welchen die Darstellung und Bewertung auf Bereiche zu begrenzen ist, welche durch das Modell korrekt abgebildet werden.

Die Kalibrierung ergab für jeden der drei genannten Zustände eine Anpassung im Bereich der Kessler-Grube kleiner gleich 2 cm. Das arithmetische Mittel der Abweichungsbeträge lag bei allen drei Kalibrierungszuständen mit maximal 0,8 cm deutlich innerhalb der Signifikanzintervalls. Außerhalb des Bereichs der Kessler-Grube wurden aufgrund empirisch nicht abgedeckter aber durch die Potenzialverteilung angezeigter Heterogenitäten größere Abweichungen toleriert. Die in Form von Strompfaden dargestellten berechneten Strömungsrichtungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den aus empirischen Daten interpolierten Grundwassergleichen. Bereichsweise Abweichungen sind die Folge eines zu groben Datenrasters.

Damit wurde ein numerisches Grundwassermodell erstellt, welches in der Lage ist, die im folgenden Kapitel aufgeworfenen Fragen zu beantworten.

9 Modellgestützte Auswertungen

9.1 Modellstudie Rheinunterströmung

In Kapitel 7.3 wurde auf der Grundlage empirischer Daten ein Strömungsfeld skizziert, welches die zeitlich gemittelten Grundwasserbewegungen wiedergibt. Eine hervorstechende Eigenschaft dieses Strömungsfelds ist die Umbiegung der Strömungsrichtung unter dem Rhein. Im nordwestlichen Teil der Kessler-Grube verlässt das Grundwasser diese in einem spitzen Winkel in südliche Richtung. Auf seinem Weg nach Süden – innerhalb eines Keils aus Niederterrassenschottern unter dem Rhein – erfährt diese Grundwasserbewegung eine Richtungsänderung im Gegenuhrzeigersinn und tritt so im Bereich der südlichen Ecke der Kessler-Grube wieder in den Uferbereich ein.

Es ist davon auszugehen, dass dieses Bild zunächst auf Zweifel stößt. Es ist sehr ungewöhnlich, dass ein Grundwasserstrom mit einer rheinwärts gerichteten Bewegungskomponente in einem verhältnismäßig geringen räumlichen Abstand vom Oberflächengewässer eine Richtungsänderung vom Rhein weg wieder zurück in den Uferbereich erfährt. Zu verstehen ist diese besondere Situation nur im Zusammenhang mit der in Kapitel 7.3 beschriebenen Aquifergeometrie: unter dem Rhein erstreckt sich ein zur deutschen Seite hin offener Keil aus Niederterrassenschottern, welcher hydraulisch gut leitend ist und von dem darüberliegenden Rhein durch eine geringdurchlässige Kolmationsschicht getrennt ist. Aus strömungsphysikalischen Gründen wird dieser Keil aus Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett in das Strömungsgeschehen mit einbezogen. Mit Annäherung des Grundwasserstroms an den Entnahmebereich des Betriebsbrunnens BR 49 wird sich dieser zunehmend auf die Strömungsrichtung ausprägen. Somit wirken zwei Faktoren in räumlich unterschiedlicher Weise ineinander:

- der sich aufgrund der Aquifergeometrie nach Süden und zur deutschen Seite hin öffnende Keil aus Niederterrassenschottern sowie
- der nach Süden zunehmende Einfluss des Betriebsbrunnens BR 49.

Während im Norden die Aquifergeometrie das Strömungsbild prägt und den von Norden kommenden Grundwasserstrom in den offenen Keil leitet, prägt sich, je weiter man nach Süden kommt, der Einfluss des Betriebsbrunnens BR 49 immer mehr aus. Die Folge ist eine Änderung der Strömungsrichtung mit Annäherung an den Betriebsbrunnen BR 49.

Das Gewicht einer solchen Hypothese wird größer, wenn es gelingt, das Phänomen der lokalen Teil-Unterströmung des Rheins bei gleichzeitiger Änderung der Strömungsrichtung unter Voraussetzungen nachzubilden, welche von der Hypothese unabhängig sind. Dies ist in Form des numerischen Strömungsmodells gelungen.

Das in Kapitel 8 entwickelte Grundwassermodell nutzt zur Ausgestaltung der Aquifergeometrie:

- die Ergebnisse der Vermessung der Rheinsohle sowie
- die Ergebnisse von Aufschlussbohrungen im Bereich der Kessler-Grube und deren Abstrom.

In die Ausgestaltung der Aquifergeometrie des Grundwassermodells geht explizit keine Hypothese ein. Weder das in Kapitel 7.3 erwähnte Einfallen der Aquifersohle nach Süden, noch der in Anlage 7.4 skizzierte Verlauf der Aquifersohle unter dem Rhein werden bei der Ausgestaltung der Aquifergeometrie des Grundwassermodells verwendet. Die Ausgestaltung der Aquifergeometrie der Niederterrassenschotter unter dem Rhein im numerischen Grundwassermodell ist das Resultat der verwendeten Interpolationsverfahren, in welche keine der genannten Vorstellungen mit eingeht.

Das erstellte Grundwassermodell bietet sich daher als ein von der Hypothese unabhängiges Instrument an, nachzuprüfen, ob das in Kapitel 7.3 aus empirischen Befunden abgeleitete Strömungsfeld mit den inneren Randbedingungen des Modells (der Einbindung des Rheins) im Einklang steht. Wenn das Modell in der Lage ist, die Richtungsänderung der Strömung unter dem Rhein qualitativ nachzubilden, ist die Plausibilität des oben aufgestellten hypothetischen Strömungsfelds belegt.

In Anlage 9.1 ist die Strömungssituation für den ausgeglichenen Zustand (14.04.2010) dargestellt. Deutlich ist zu erkennen, wie Grundwasser, welches im Norden die Kessler-Grube verlässt, zunächst unter den Rhein gelangt und dort auf seinem Weg nach Süden eine Richtungsänderung erfährt. Das Grundwassermodell bildet die auf der Grundlage empirischer Daten entwickelte hypothetische Strömungssituation qualitativ korrekt nach. Wie sich im Zusammenhang mit den folgenden Szenarioberechnungen zeigt, ist diese Strömungssituation, außer von der Geometrie der Rheinsohle und der Unterkante der Niederterrassenschotter, in erheblichem Maße von den aus dem Betriebsbrunnen BR 49 geförderten Wassermengen abhängig.

Damit werden im numerischen Grundwassermodell die oben skizzierten Einflüsse der Aquifergeometrie und des Betriebsbrunnens BR 49 bestätigt. Die empirisch abgeleitete Strömungssituation wurde im Modell nachgebildet und dadurch hinsichtlich ihrer Plausibilität bestätigt: Unter den gegebenen hydrogeologischen Bedingungen ist die südöstlich, d. h. tangential gerichtete Strömung unterhalb des Rheins in der in Kapitel 7.3 beschriebenen Weise möglich und mit den Rahmenbedingungen verträglich.

9.2 Immissionspumpversuche

Die Immissionspumpversuche erfolgten in mehreren zeitlichen Etappen. So wurde in einem ersten Schritt entlang der Kontrollebene Werksgelände Grundwasser aus den Brunnen P 2, KE 21, KE 34, KE 35 und P 10a entnommen. Während des anschließenden zweiten Schritts wurden Immissionspumpversuche in den dazwischenliegenden Brunnen KE 32, KE 33, KE 20 und KE 36 durchgeführt.

Erst nachdem alle Pumpversuche entlang der Kontrollebene Werksgelände abgeschlossen waren, wurde mit den Immissionspumpversuchen entlang der Rheinseite begonnen. Auch hier erfolgte die Durchführung in zwei Etappen. In einer ersten Etappe wurde Grundwasser aus den Brunnen KE 23a, KE 28, P 3, KE 30 und KE 31, in der zweiten Etappe aus den Brunnen P 12, KE 43, KE 29 und P 4 gefördert.

Insgesamt gab es an den beiden Kontrollebenen der Kessler-Grube somit vier aufeinanderfolgende zeitliche Phasen, während deren Grundwasser aus den Niederterrassenschottern gefördert wurde. Die gleichzeitige Entnahme aus mehreren Brunnen war ein zwar kurzfristiger, aber hinsichtlich der Grundwasserbewegungen sich deutlich ausprägender Eingriff in den Grundwasserhaushalt. Infolgedessen kam es während jeder dieser vier Etappen im gesamten Bereich der Kessler-Grube und deren Umfeld zu Grundwasserbewegungen, welche sich bei einer Rückrechnung als Verschiebungen bemerkbar machen.

Während die Entnahmebereiche und Isochronen der ersten Etappe entlang der Kontrollebene Werksgelände (P 2, KE 21, KE 34, KE 35 und P 10a) noch nahezu radialsymmetrische Formen zeigen, sind diejenigen der zweiten Etappe entlang der Kontrollebene Werk (KE 32, KE 33, KE 20 und KE 36) bereits erheblich durch die Bewegungen der ersten Etappe deformiert (vgl. Anlage 9.3.1.1).

Noch deutlicher sind die Auswirkungen vorausgehender Förderphasen bei den Immissionspumpversuchen entlang der Rheinseite. Als die Immissionspumpversuche entlang der Rheinseite begannen, hatten bereits zwei Förderphasen zu Grundwasserbewegungen geführt. Als schließlich die zweite Etappe der Immissionspumpversuche entlang der Rheinseite begann, waren es bereits drei hydraulische Eingriffe, welche das Grundwasser im Erfassungsbereich der jeweiligen Brunnen bewegt haben (vgl. Anlage 9.3.1.2).

Wenn man die Grundwasserbewegungen aus allen vier Förderphasen zurückrechnet, erhält man die Position der Wassermoleküle zu Beginn der gesamten Maßnahme. Aufgrund der vierfachen Überlagerung weichen die Erfassungsbereiche und Isochronen der einzelnen Entnahmehrunnen umso mehr vom radialsymmetrischen Idealfall ab, je mehr vorhergehende Förderphasen zu Grundwasserbewegungen geführt haben.

Die Anlagen 9.3.1.1 bis 9.3.1.3 zeigen in Form von Isochronen mit einem zeitlichen Abstand von einem Tag die Erfassungsbereiche, die mithilfe des numerischen Grundwassermodells bis zum rot dargestellten entferntesten Erfassungsbereich zurückgerechnet wurden, in dem sich die Wassermoleküle zu Beginn der Gesamtmaßnahme (erste IPV-Etappe Kontrollebene Werksgelände) befanden. In einzelnen Fällen – entlang der Rheinseite – umschließen die rot umrandeten Erfassungsbereiche den betreffenden Entnahmehrunnen nicht mehr. Dies ist eine Folge der vorausgegangenen Grundwasserbewegungen.

Im Falle der Entnahmebrunnen KE 31 und KE 30 (vgl. Anlage 9.3.1.2) mit ihren – im Vergleich zu den anderen – übersichtlicheren Isochronengeometrien ist dies leichter verständlich zu machen. Nachfolgend werden die einzelnen Verschiebungen schrittweise erläutert:

- Wassermoleküle, welche sich zu Beginn der Gesamtmaßnahme (d. h. der IPV Werksgelände) auf den roten Linien befunden haben, wurden durch die beiden ersten Entnahmephasen – entlang der Kontrollebene Werksgelände – ein Stück weit in Richtung auf deren Entnahmeschwerpunkt gezogen. Während jeden Tages dieser Entwicklung verschoben sich die Wassermoleküle schrittweise um eine der blauen Isochronen. Undeutlich ist die kurze Förderpause zwischen Etappe eins und Etappe zwei der Immissionspumpversuche entlang der Kontrollebene Werksgelände in Form der Überlagerung von zwei Isochronen erkennbar.
- Nach Abschluss der Förderphasen entlang der Kontrollebene Werksgelände kam es zu einer mehrtägigen Pause. Während dieser Zeit verschoben sich die Wassermoleküle – gemäß der von den Immissionspumpversuchen unbeeinflussten Grundwasserbewegungen – deutlich langsamer als während der Förderphasen. Dies macht sich in einer Drängung bzw. Verdichtung der Isochronen bemerkbar.
- Danach begann die erste Förderphase entlang der Kontrollebene Rhein. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich die Wassermoleküle, welche sich zu Beginn der Gesamtmaßnahme auf der roten Linie befunden haben, näherungsweise auf einer kreisförmigen Isochrone um die beiden Entnahmebrunnen KE 30 und KE 31. Im weiteren Verlauf nähern sich die Wassermoleküle – wie mithilfe der Isochronen dargestellt – den Entnahmebrunnen KE 30 und KE 31, wo sie zum Zeitpunkt der Abschaltung gerade noch erfasst werden.

Wassermoleküle, welche sich bei Beginn der Immissionspumpversuche in der Kontrollebene Werksgelände innerhalb der rot dargestellten Linien befanden, haben sich also im Verlauf mehrerer Phasen sukzessive auf den Brunnen zubewegt, von welchem sie im Augenblick der Abschaltung gerade noch erfasst werden. Die rot dargestellten Linien repräsentieren somit die hydraulischen Erfassungsbereiche der jeweiligen Brunnen. Alle Wassermoleküle, welche sich zu Beginn der Maßnahme innerhalb der rot umrahmten wie auch innerhalb der folgenden Isochronenflächen befanden, wurden im Verlauf der Immissionspumpversuche erfasst.

Aufgrund der beschriebenen Verschiebungen gibt es Fälle, bei denen der Entnahmebrunnen nicht mehr innerhalb der rot umrandeten Fläche liegt. Durchflossen wird jedoch ein größerer Bereich des Aquifers. Die Einhüllende sämtlicher Isochronen inkl. der rot dargestellten Isochronen zu Beginn der Immissionspumpversuchsstaffel kennzeichnet den maximalen Erfassungsbereich, welcher von den Wassermolekülen auf ihrem Weg zum jeweiligen Entnahmebrunnen durchlaufen wurde.

Die oben erläuterten Erfassungsbereiche aus den sequenziellen Isochronenabbildungen (Anlagen 9.3.1.1 - 9.3.1.3) werden unter Anlage 9.3.1.4 zusammengefasst (gelbe Flächen) und mit den Entnahmebereichen der Immissionspumpversuche (graue Flächen) überlagert. Die Entnahmebereiche der Immissionspumpversuche bilden die Isochronenflächen nur für den Zeitraum der jeweiligen Fördertage der Immissionspumpversuche ab. Die Entnahmebereichs- und Erfassungsbereichs-Isochronen der ersten Etappe der Immissionspumpversuche in der Kontrollebene Werksgelände (P 2, KE 21, KE 34, KE 35 und P 10a) haben folglich einen identischen Flächenumfang.

In der Überlagerung der Entnahmebereiche der zweiten IPV-Etappe entlang der Kontrollebene Werk (KE 32, KE 33, KE 20 und KE 36) wird der Unterschied zu den Erfassungsbereichen nochmals verdeutlicht. Der mit rd. sieben Tagen Abstand spätere Beginn der Immissionspumpversuche in KE 32, KE 33, KE 20 und KE 36 führt in der Rückrechnung der zwischenzeitlichen Grundwasserbewegungen z. B. in KE 33 zu einem näherungsweise radial rd. 10 m weiteren Erfassungsbereich.

In der Kontrollebene Rhein treten in Folge der längeren Zeitspanne (28 Tage) zwischen der ersten Etappe der Immissionspumpversuche Kontrollebene Werksgelände (P 2, KE 21, KE 34, KE 35 und P 10a) und der vierten Etappe der Immissionspumpversuche (P 12, KE 43, KE 29, KE 30) auch die größten Unterschiede zwischen Erfassungs- und Entnahmebereich auf. Bei KE 43 sind diese Abstände von der Förderstelle z. B. rd. 29 m in Richtung P 11 in die Roche-Grube oder bei KE 29 mit rd. 39 m bis an den Nordrand der Geigy-Grube verschoben.

Die Entnahmebereiche der Immissionspumpversuche in der Kontrollebene Rhein reichen teilweise bis in die Kessler-Grube, d. h. in den Schadstoffherd. Dies war aufgrund der schmalen Uferlinie zwischen Altablagerung und Rhein nicht zu vermeiden. Dadurch wurde teilweise schadstoffbelastetes Grundwasser erfasst bzw. nach Westen abgelenkt, welches ohne Pumpversuch eine mehr südliche Fließrichtung genommen hätte. In der Konsequenz bedeutet dies, dass die berechneten Frachten an der Obergrenze der realen Verhältnisse liegen, d. h. als sehr konservative Größen anzusehen sind.

Mit Ausnahme einer näherungsweise ca. 6 m breiten Lücke zwischen P 12 und KE 28 in der Nordwestecke der Kessler-Grube auf der insgesamt ca. 300 m langen Rheinseite wurden die beiden Kontrollebenen der Kessler-Grube praktisch geschlossen erfasst. Das Grundwasser, welches innerhalb der Randstromlinien der drei vorherrschenden Grundwasserfließrichtungen fließt, passiert die Kontrollebenen vollständig innerhalb der Erfassungsbereiche der IPV-Messstellen. **Somit wurde das Ziel der Untersuchungen, eine Abstrombreite von 100 %, abzudecken praktisch erreicht.**

Die Isochronen und Erfassungsbereiche spiegeln die zugrunde liegende Aquifergeometrie wider: Während im nordwestlichen Teil der Kessler-Grube – wie bereits im Kapitel 7.3 erläutert und in Anlage 7.4 in Form von Schnitten veranschaulicht – die Basis der Niederterrassenschotter durch das Rheinbett auf einem höheren Niveau geschnitten wurde, senkt sich die Sohle des Grundwasserleiters der Niederterrassenschotter nach Süden immer weiter ab. Durch diese Geometrie öffnet sich unter dem Rheinbett – etwa im Bereich von KE 28 und KE 43 – ein Keil aus Niederterrassenschottern, welcher in das Strömungsgeschehen einbezogen wird. Die hier weiteren Entnahme- und Erfassungsbereiche erstrecken sich nicht – wie es auf den ersten Blick erscheinen mag – in den Rhein, sondern in den sich nach Süden öffnenden Keil aus Niederterrassenschottern unter dem Rhein.

Aufgrund der parallelen Durchführung der Immissionspumpversuche können für deren Auswertung keine konventionellen, analytischen Verfahren oder darauf gegründete Programme verwendet werden. Alle analytischen Ansätze zur Auswertung von Immissionspumpversuchen nutzen einerseits bestimmte geometrische Vorgaben (z. B. ein stationäres Strömungsfeld) und setzen andererseits einfache Fahnenkonstellationen voraus. Herkömmliche analytische Ansätze sind weder in der Lage instationäre Rückrechnungen mit gegenseitiger Beeinflussung der Entnahmebrunnen noch komplexe Fahnenkonstellationen zu berücksichtigen.

Die Ermittlung der Konzentrationsverteilung entlang der Kontrollebenen hatte daher iterativ mithilfe einer modellgestützten Rückrechnung zu erfolgen. Ausgehend von einer hypothetischen Konzentrationsverteilung werden Konzentrationsganglinien berechnet, welche dann mit den analytisch ermittelten Konzentrationen verglichen werden.

Theoretisch könnte man dies mithilfe einer Transportmodellierung erreichen. Praktisch fällt dieses Vorgehen jedoch aus, da die enormen Rechenzeiten in der Größenordnung mehrerer Stunden eine iterative Vorgehensweise behindern bzw. unmöglich machen.

Daher wurde die modellgestützte Auswertung der Immissionspumpversuche in zwei wesentliche Abschnitte untergliedert:

- modellgestützte Rückrechnung der Grundwasserbewegungen während der Immissionspumpversuche
- iterative Ermittlung von Konzentrationsverteilungen über die Kontrollebenen

Die modellgestützte Rückrechnung von Grundwasserbewegungen wird mithilfe eines instationären Modellansatzes durchgeführt, welcher auf der in Kapitel 8 entwickelten und kalibrierten stationären Grundlage aufbaut. Wie bereits in Kapitel 8.3.1 im Zusammenhang mit der zeitlichen Diskretisierung erläutert, wurde – um die Anfangsbedingungen nicht aus einer vorauslaufenden stationären Modellierung übernehmen zu müssen – die instationäre Rückrechnung der Immissionspumpversuche auf eine 100 Tage umfassende quasi stationäre Modellierung mit konstanten Randbedingungen aufgesetzt. Die instationäre Modellierung mit variablen Randbedingungen beginnt in diesem Zeitschema mit dem Start des ersten Immissionspumpversuchs am 22.06.2010, 10:00 Uhr und dauert bis zum Abschluss des letzten Immissionspumpversuchs am 20.09.2010.

Das Ergebnis dieser instationären Rechnung war ein zeitabhängiges Potenzialfeld, welches die instationäre Rückrechnung von Partikelbewegungen erlaubt. Für eine derartige Rückrechnung müssen bei der Modellrechnung alle Zwischenzustände zwischen Anfang und Endpunkt der instationären Rechnung vollständig abgespeichert werden. Die Folge davon sind – wie bereits oben erwähnt – außerordentlich umfangreiche Datenmengen. Um das Datenhandling technisch zu bewältigen, wurden für die Berechnung der Partikelbewegungen zwei alternative Verfahren getestet:

- die Vorwärtsberechnung, ausgehend von rasterförmig über das gesamte Areal verteilten Startpunkten
- die Rückwärtsberechnung, ausgehend von Startpositionen am Entnahmebrunnen

Das erste Verfahren – die Vorwärtsberechnung – ist gedanklich einfacher nachzuvollziehen und leichter mithilfe der Möglichkeiten des Programmcodes umzusetzen. Ein Partikel hat zu Beginn der Maßnahme eine bestimmte Position, welche sich im Verlauf der Maßnahme sukzessive verändert. Wenn dieser Partikel einen Brunnen erreicht, trägt das mit ihm verbundene Elementarvolumen zur Konzentrationsentwicklung des jeweiligen Brunnens bei. Trotz seiner Einfachheit erwies sich dieses Verfahren als ungeeignet. Selbst bei einer Rasterauflösung mit einem Abstand von nur 1 m – was bereits sehr große Datenmengen erzeugt – war die resultierende Konzentrationsentwicklung von künstlichen Unstetigkeiten gekennzeichnet.

Somit verblieb nur das aufwändigere zweite Verfahren – die Rückwärtsberechnung. Der erhöhte Aufwand bei diesem Verfahren liegt darin, dass es nicht genügt, von bestimmten, am Ende des instationären Durchlaufs bestehenden Positionen auszugehen. Während der Immissionspumpversuche wurden Wasserpartikel durch die Entnahme aus dem System entfernt, welche bei einer derartigen Rückrechnung wieder "kreiert" werden müssen. Während der zeitlichen Rückabwicklung müssen – bildlich gesprochen – ständig neue Partikel in die Startpositionen unmittelbar an die Entnahmekunnen gesetzt werden, deren Bewegungen dann instationär zurückgerechnet werden können. Dabei muss eine Vielzahl von Zwischenzuständen in einem dichten zeitlichen Raster verwendet werden. Dieses Vorgehen übersteigt die mit dem Modellcode gegebenen Möglichkeiten. Daher wurde eine spezielle Software entwickelt, um praktisch für jeden Zwischenzeitpunkt Partikel zu erzeugen und deren Bewegungen instationär zurückzuverfolgen.

Ausgehend von diesen rückgerechneten Bewegungen kann dann anschließend in einem zweiten Schritt die Ermittlung der Konzentrationsverteilung beginnen. Die Schadstoffentwicklungen im geförderten Grundwasser wurde über die zeitlich gestaffelte Entnahme und Untersuchung von Grundwasserproben verfolgt.

Die iterative Ermittlung der Konzentrationsverteilung entlang der Kontrollebenen – ebenfalls mit Hilfe einer von HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG speziell entwickelten Software – geht von hypothetischen Ansätzen aus, berechnet aus diesen die Konzentrationsganglinien, welche dann mit den empirisch während der Immissionspumpversuche ermittelten Konzentrationen verglichen werden können. Durch Abänderung und sukzessive Anpassung des hypothetischen Ansatzes kann so schließlich eine näherungsweise auf Stromstreifen in den Kontrollebenen übertragene Konzentrationsverteilung gefunden werden, deren berechnete Konzentrationsganglinie sich mit der empirisch ermittelten zur Deckung bringen lässt.

Unter Anlagen 9.3.1.5 bis 9.3.1.7 werden die exemplarisch für Chlorbenzole auf Grundlage der Laborergebnisse (vgl. Anlage 5.1.2) iterativ abgeleiteten Stromstreifendarstellungen in den beiden Kontrollebenen zusammen mit den Konzentrationsganglinien lagemäßig veranschaulicht. Die unterschiedliche Untersuchungsdichte in den einzelnen Messstellen resultiert aus den unterschiedlichen Laufzeiten der jeweiligen Immissionspumpversuche. Die Ergebnisse der Immissionspumpversuchsauswertungen wurden in den Lageplänen um die regionalisierten Chlorbenzol-Punktkonzentrationen der Stichtagsbeprobung (vgl. Anlage 6.1.2) ergänzt.

9.2.1 Immissionspumpversuchsauswertung Kontrollebene Werksgelände

Mit der Immissionspumpversuchsauswertung für die Chlorbenzole in Anlage 9.3.1.5 wird ersichtlich, dass die Chlorbenzol-Fahne aus dem Belastungsschwerpunkt um P 16 bis P 5 die Kontrollebene Werksgelände bei KE 21 bis KE 35 mit lateral deutlich abnehmenden Konzentrationen passiert. Die Messstelle KE 35 markiert den Rand der Abstromfahne im Osten. Am Westrand ist der Fahnenrand nicht derart deutlich ausgeprägt. Die Konzentrationsentwicklungen im Entnahmebereich von P 2 und KE 32 werden hier geprägt durch den direkten Abstrom aus dem Randbereich der Geigy-Grube wie auch durch den uferparallelen Rück- und Zufluss aus dem Ufersaum am Rhein bzw. dem Niederterrassenschotterkeil unter dem Rheinbett. Die zur Auswertung der Immissionspumpversuche verwendeten Schadstoffkonzentrationen sind in Tabelle 76 dokumentiert.

GWM	Datum	Uhrzeit	Summe Chlorbenzole [$\mu\text{g/l}$]
P 2	22.06.2010	14:00	0,61
	23.06.2010	5:00	0,75
	24.06.2010	5:00	1,06
	25.06.2010	16:30	0,79
	27.06.2010	12:00	1,11
KE 32	29.06.2010	15:00	1,35
	30.06.2010	06:00	0,90
	01.07.2010	06:00	0,84
	02.07.2010	06:00	1,04
	04.07.2010	11:00	1,28
KE 21	23.06.2010	5:30	51,98
	24.06.2010	5:30	44,55
	25.06.2010	14:30	32,47
	27.06.2010	10:00	31,23
	23.06.2010	5:30	28,91
KE 33	29.06.2010	15:30	32,22
	30.06.2010	06:30	41,40
	01.07.2010	06:30	10,27
	02.07.2010	06:30	19,36
	04.07.2010	11:30	28,66
	05.07.2010	11:30	18,89
KE 34	22.06.2010	15:00	10,97
	23.06.2010	6:00	10,21
	24.06.2010	6:00	13,74
	25.06.2010	15:00	9,59
KE 20	29.06.2010	16:00	18,08
	30.06.2010	07:00	24,39
	01.07.2010	07:00	17,55
	02.07.2010	07:00	12,76

GWM	Datum	Uhrzeit	Summe Chlorbenzole [$\mu\text{g/l}$]
KE 35	22.06.2010	15:30	2,20
	23.06.2010	6:30	2,65
	24.06.2010	6:30	4,83
	25.06.2010	15:30	5,89
	27.06.2010	11:00	7,33
KE 36	29.06.2010	16:30	0,12
	30.06.2010	07:30	0,13
	01.07.2010	07:30	0,07
	02.07.2010	07:30	0,08
	04.07.2010	12:30	0,11
P 10a	22.06.2010	16:00	0,05
	23.06.2010	07:00	0,04
	24.06.2010	07:00	0,03
	25.06.2010	16:00	0,03
	27.06.2010	11:30	0,02

Tabelle 76: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissionspumpversuche – Kontrollebene Werksgelände

Die Auswertung der Immissionspumpversuche bestätigt die näherungsweise regionalisierte Punktkonzentrationsverteilung der Stichtagsbeprobung (rot unterlegte Fläche der Messstellen > 1 $\mu\text{g/l}$ Chlorbenzole).

Im Bereich der Messstelle KE 32 /P 2 zeigte sich, dass die Fahnenausbildung hier mit vorwiegend geringen Konzentrationen im Bereich von 1 $\mu\text{g/l}$ Chlorbenzole einem kleinskaligen Konzentrations- wie auch Richtungswechsel unterliegt, der im Rahmen der iterativen Nachbildung mit den empirisch ermittelten Ergebnissen nicht mehr zur Deckung gebracht werden konnte.

9.2.2 Immissionspumpversuchsauswertung Kontrollebene Rhein

Im Entnahmebereich der Messstellen P 4 bis P 3 bestätigt die Auswertung der Immissionspumpversuche die regionalisierte Schadstoffverteilung der Stichtagsbeprobung. Der Schwerpunkt der Chlorbenzol-Fahne passiert die Kontrollebene Rhein bei KE 29 im Mittel mit rd. 30 $\mu\text{g/l}$, deren Quelle am Nord(west)rand der Geigy-Grube bzw. im Bereich von KE 38 anzusiedeln ist. Die Auswertungen bei P 12 bis KE 43 mit gemittelten Chlorbenzol-Gehalten von rd. 1 $\mu\text{g/l}$ bis 5 $\mu\text{g/l}$ und der insgesamt abnehmende Kurvenverlauf in KE 28 weisen eine weitere Emissionsquelle im näheren Umfeld von KE 28 nach. Im Vergleich zum Chlorbenzol-Schadensherd in der Geigy-Grube ist hier ein geringeres Emissionspotenzial anzusetzen. Der Auswertung der Immissionspumpversuche liegen die Messergebnisse unter Tabelle 77 zu Grunde.

GWM	Datum	Uhrzeit	Summe Chlorbenzole [$\mu\text{g/l}$]
KE 23a	13.07.2010	14:00	0,25
	14.07.2010	15:00	0,22
	16.07.2010	14:00	0,32
P 12	20.07.2010	14:00	1,70
	21.07.2010	05:00	1,26
	22.07.2010	05:30	1,38
	23.07.2010	14:00	0,47
	25.07.2010	10:00	0,87
KE 28	13.07.2010	14:30	9,52
	14.07.2010	05:30	6,11
	15.07.2010	05:30	2,38
	16.07.2010	14:30	3,62
	18.07.2010	10:30	2,84
KE 43	20.07.2010	14:30	2,19
	21.07.2010	05:30	2,28
	22.07.2010	07:30	2,52
P 3	13.07.2010	15:00	4,86
	14.07.2010	06:00	8,74
	15.07.2010	06:00	12,32
	16.07.2010	15:00	11,17
KE 29	20.07.2010	15:00	28,99
	21.07.2010	06:00	28,33
	22.07.2010	06:00	38,50
	23.07.2010	15:00	24,75
KE 30	13.07.2010	15:30	21,85
	14.07.2010	06:30	25,97
	15.07.2010	06:30	19,74
	16.07.2010	15:30	22,28
	18.07.2010	11:30	27,95
P 4	20.07.2010	15:30	9,92
	21.07.2010	06:30	9,82
	22.07.2010	06:30	10,43
	23.07.2010	15:30	5,26
	25.07.2010	11:30	6,68
KE 31	13.07.2010	16:00	4,25
	14.07.2010	07:00	4,62
	15.07.2010	07:00	3,92
	16.07.2010	16:00	2,79
	18.07.2010	12:00	2,47

Tabelle 77: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissionspumpversuche – Kontrollebene Rhein; BG = 0,05 $\mu\text{g/l}$

Die Nachbildung der Chlorbenzol-Konzentrationsverläufe der Immissionspumpversuche in der Kontrollebene Rhein ist im Entnahmbereich der Messstellen KE 31 einer ähnlichen Problemstellung unterworfen wie bei KE 32 und P 2 in der Kontrollebene Werksgelände. Auch hier kann der gemessene Konzentrationsverlauf durch die iterative Nachbildung der Konzentrationsganglinie nicht wiedergegeben werden. Der kleinräumige Richtungswechsel in der Grundströmung in der Überlagerung mit dem erzeugten Gradienten im Entnahmbereich der Messstelle lässt hier keine belastbare Ausweisung bzw. Orientierung von Stromstreifen zu.

9.2.3 Immissionspumpversuchsauswertung Abstrom BASF-Werksgelände

Die Darstellung der Chlorbenzol-Konzentrationsverläufe unter Anlage 9.3.1.7 erfolgte auf Basis der Messergebnisse in Tabelle 78. Um die Konzentrationsbereiche mit den höher konzentrierten Konzentrationsdurchgängen v. a. im Bereich der Kessler-Grube vergleichbar abbilden zu können, wurde für die Darstellung der Konzentrationsganglinien eine halblogarithmische Skalierung mit einem Abbildungsbereich ab 0,1 µg/l gewählt, die darunter liegenden Messwerte sind nicht abgebildet. In den jeweiligen Graphiken wurde dann die textliche Ergänzung „< 0,1 µg/l“ angeführt.

Die Auswertungen der Immissionspumpversuche unter Anlage 9.3.1.7 zeigen mit den Konzentrationsganglinien den Verlauf und die vermutliche Abgrenzung der Chlorbenzol-Fahne im Abstrom der Kontrollebene Werksgelände. Bei Konzentrationsschwankungen um den Mittelwert von rd. 0,4 µg/l wurden bei KE 25 im Vergleich zu den Umfeldmessstellen KE 24 (Ø 0,24 µg/l) und CI 31 (< BG) signifikant höhere Chlorbenzol-Gehalte im Grundwasser gemessen, die hier auf einen Einfluss der Abstromfahne aus der Kessler-Grube hinweisen. Die Unterschreitung des vorläufigen Prüfwerts von 1 µg/l der Stichtagsbeprobung wird jedoch auch für den erweiterten Entnahmbereich der Immissionspumpversuche in KE 25 bestätigt. Unter der Einschränkung einer Lücke in den Entnahmbereichen zwischen KE 25 und KE 24 von rd. 27 m wurde die mit dem Grundwasserstrom sich verjüngende Chlorbenzol-Fahne (> 1 µg/l) im Bereich zwischen der Messstellengruppe KE 21 bis KE 20 und KE 25 abgegrenzt.

Während die Messstellen CI 31, CI 32, CI 37 und P 8 nördlich des Abstroms Kessler-Grube nur geringe Gehalte < 0,1 µg/l aufweisen, wurden in den ufernahen, südlich des Abstroms Kessler-Grube gelegenen Messstellen KE 24, CI 33, CI 36, P 7 durchweg höhere Chlorbenzol-Konzentrationen nachgewiesen. Bei KE 26 (Ø 4,5 µg/l) und insbesondere bei P 6 (Ø 42,5 µg/l) legen die über die Dauer der Immissionspumpversuche nachhaltigen und deutlichen Prüfwert-Überschreitungen das Vorhandensein einer weiteren Emissionsquelle außerhalb der Altablagerung Kessler-Grube nahe. Beide Messstellen befinden sich in unmittelbarer Randlage zur ehemaligen Werksdeponie.

GWM	Datum	Uhrzeit	Summe Chlorbenzole [µg/l]
KE 24	30.08.2010	15:30	0,18
	31.08.2010	8:00	0,26
	01.09.2010	07:00	0,28
	02.09.2010	15:00	0,17
	06.09.2010	12:00	0,31
KE 25	30.08.2010	16:00	0,36
	31.08.2010	8:30	0,46
	01.09.2010	07:30	0,52
	02.09.2010	15:30	0,45
	06.09.2010	12:30	0,83
CI 31	30.08.2010	16:30	0,01
	31.08.2010	9:00	0,01
	01.09.2010	08:00	0,01
	02.09.2010	16:00	0,01
	06.09.2010	13:00	0,01
CI 32	13.09.2010	16:30	0,08
	14.09.2010	9:00	0,09
	15.09.2010	8:00	0,08
	16.09.2010	16:00	0,06
	20.09.2010	13:00	0,10
CI 33	13.09.2010	15:30	0,33
	14.09.2010	8:00	0,36
	15.09.2010	7:00	0,29
	16.09.2010	15:00	0,31
	20.09.2010	12:00	0,35
KE 26	13.09.2010	16:00	3,29
	14.09.2010	8:30	5,47
	15.09.2010	7:30	3,72
	16.09.2010	15:30	5,67
	20.09.2010	12:30	4,46
P 6	08.06.2010	10:30	27,83
	08.06.2010	17:30	43,64
	09.06.2010	09:00	69,39
	10.06.2010	10:00	58,40
	11.06.2010	10:00	42,21
	13.06.2010	10:00	19,61
	15.06.2010	10:00	22,56
P 7	08.06.2010	11:00	0,55
	08.06.2010	18:00	0,57
	09.06.2010	09:30	0,77
	10.06.2010	10:30	0,48
	11.06.2010	10:30	0,47
	13.06.2010	10:30	0,70
	15.06.2010	10:30	0,81

GWM	Datum	Uhrzeit	Summe Chlorbenzole [µg/l]
P 8	08.06.2010	12:00	0,06
	08.06.2010	19:00	0,03
	09.06.2010	10:30	0,01
	10.06.2010	11:30	0,07
	11.06.2010	11:30	0,06
	13.06.2010	11:30	0,09
	15.06.2010	11:30	0,14
CI 36	08.06.2010	18:30	0,46
	09.06.2010	10:00	0,19
	10.06.2010	11:00	0,23
	11.06.2010	11:00	0,25
	13.06.2010	11:00	0,26
	15.06.2010	11:00	0,36
CI 37	08.06.2010	12:30	0,01
	08.06.2010	19:30	0,01
	09.06.2010	11:00	0,01
	10.06.2010	12:00	0,02
	11.06.2010	12:00	0,01
	13.06.2010	12:00	0,01
	15.06.2010	12:00	0,01

Tabelle 78: Chlorbenzol-Konzentrationsverlauf während der Immissionspumpversuche – Abstrom BASF-Werksgelände

9.2.4 Zusammenfassung

Mit den exemplarischen Darstellungen der Chlorbenzol-Konzentrationsganglinien und den iterativen Auswertungen der Immissionspumpversuche konnten in den Kontrollebenen zwei nachhaltige Chlorbenzol-Fahnen im Umfeld der Geigy-Grube sowie eine weitere Emissionsquelle im näheren Umfeld von KE 28 am Nordwestrand der Kessler-Grube lokalisiert werden.

Durch die erweiterten Entnahmebereiche der Immissionspumpversuche konnten die regionalisierten Punktergebnisse der Stichtagsbeprobung plausibilisiert werden. Durch die Immissionspumpversuche konnte eine weitgehende Abgrenzung der Chlorbenzol-Fahne (> 1 µg/l) im Abstrom der Kontrollebene Werksgelände erreicht werden.

Im Vorgriff auf die Bilanzierung der Abstromfrachten für alle relevanten Schadstoffparameter im folgenden Kapitel bestätigt sich durch die exemplarische Auswertung und Fahnnachbildung für Chlorbenzole, dass der überwiegende Frachtanteil in der Kontrollebene Werksgelände zwischen den Messstellen KE 32 bis KE 35 zu erwarten ist. In der Kontrollebene Rhein sind über die gesamte Länge zwischen P 12 und KE 31 ebenfalls signifikante Chlorbenzol-Frachten zu erwarten, welche bei den derzeitigen Betriebszuständen in Richtung BR 49 fließen.

9.3 Frachtberechnungen ausgewählter Schadstoffparameter

9.3.1 Hydraulische Hintergründe zur Ermittlung der Frachten

Die Ermittlung von Schadstofffrachten über die Kontrollebenen der Kessler-Grube erfolgt auf der Grundlage der empirisch beobachteten Potenzialverteilungen (siehe Kapitel 7.3.4.6) unter Einbeziehung der hydraulischen Daten der Immissionspumpversuche. Das von HPC HARRESS PICKELCONSULT AG entwickelte Softwareverfahren kann – vergrößert – in vier Abschnitte untergliedert werden:

- Ermittlung der hydraulischen Rahmenbedingungen (Strömungsrichtung Grundwassergefälle und Gradient normal zur Kontrollebene) für jede der sechs Stichtagsmessungen sowie für jeden Entnahmebrunnen.
- Ermittlung des bei den Immissionspumpversuchen an jedem Entnahmebrunnen geförderten Wasservolumens und der damit geförderten Schadstoffmasse. Daraus Ermittlung der Durchschnittskonzentration im geförderten Grundwasservolumen.
- Ermittlung der erreichten Abstrombreiten für jeden Entnahmebrunnen.
- Ermittlung der Schadstofffrachten mithilfe des DARCY-Gesetzes aus Normalgradient, Abstrombreite, Durchschnittskonzentration und Transmissivität für jeden Entnahmebrunnen und für jede der sechs Stichtagsmessungen.

Das Verfahren ist unkritisch gegenüber Fehlereinflüssen der Eingangsgrößen. Dies betrifft die folgenden drei Punkte:

- Die hydraulischen Rahmenbedingungen – Strömungsrichtung und Grundwassergefälle – können mit hoher Genauigkeit empirisch bestimmt werden.
- Das bei den Immissionspumpversuchen geförderte Wasservolumen und die Durchschnittskonzentration im geförderten Wasservolumen beruht auf direkten Messungen sowie den durchgeführten chemischen Analysen. Das Ergebnis weist eine hohe Genauigkeit auf.
- Die Ermittlung der Abstrombreiten wird auf der Grundlage einer aus Erfahrung geschätzten durchflusswirksamen Porosität von 12 % ermittelt¹⁰. Aufgrund der räumlichen Überschneidung der radialsymmetrischen Erfassungsbereiche wird das Ergebnis proportional auf die hydraulisch erfasste Gesamtlänge der Kontrollebenen korrigiert. (vgl. Anlagen 9.2.1 und 9.2.2)

Das Endergebnis der Frachtberechnung – die Summe der Einzelfrachten an jedem Brunnen – weist aufgrund dieser Verhältnisse eine von Modellannahmen unabhängige Genauigkeit auf. Verfahrensbedingte Abweichungen liegen mit 5 - 10 % deutlich unter denjenigen der Eingangsgrößen.

¹⁰ Reale durchflusswirksame Porositäten liegen in der Größenordnung von 5 - 10 %. Mit der Verwendung eines Werts in Höhe von 12 % werden die tatsächlichen Reichweiten aus Sicherheitsgründen unterschätzt. Aufgrund der anschließenden Korrektur auf die Gesamtlänge der Kontrollebene kommt diese Abweichung im Endergebnis nicht zum Tragen.

Von größerer Bedeutung für die Genauigkeit ist die Art der Wichtung der Einzelergebnisse für jeden Stichtag. Nimmt man an, dass einzelne Potenzialverteilungen das zeitliche Mittel mehr repräsentieren als andere, dann müsste man diesen ein höheres Gewicht einräumen. Beim gegenwärtigen Kenntnisstand besteht kein Anlass, bestimmte Stichtagsmessungen überproportional zu wichten. Für die Ermittlung der Frachten werden daher arithmetische Mittelwerte aus allen sechs Stichtagsmessungen verwendet.¹¹

Aufgrund des temporären, nur wenige Tage und zum Teil sogar nur wenige Stunden anhaltenden Zustands der beobachteten Potenzialverteilungen müssen auch Fälle mit einem Rückstrom bei der Frachtermittlung berücksichtigt werden. Die negativen Frachten in den Berechnungstabellen unter Anlage 9.3.2 repräsentieren Fälle, bei welchen kontaminiertes Grundwasser, welches den Bereich der Kessler-Grube verlassen hat, nach einer Richtungsänderung der Grundwasserströmung entlang des Ufersaums am Rhein bzw. aus den darunterliegenden quartären Niederterrassenschottern wieder in den Bereich der Kessler-Grube zurückströmt. Dieser Modellansatz führt in der Kontrollebene Rhein unter den hydraulischen Rahmenbedingungen vom 03.05.2010 insgesamt zu negativen Frachten. Für die Messstellen KE 29 und P 4 trifft dieser Zustand auch mit den Grundwasserpotenzialverhältnissen vom 14.04.2010 zu. Im Umfeld der Messstelle KE 31 ist gemittelt für den gesamten Beobachtungszeitraum von einem Rückfluss von Grundwasser aus den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett und somit einer negativen Frachtbilanz auszugehen. Bei KE 31 fließt das Grundwasser, welches den Bereich der Kessler-Grube zwischen P 12 und KE 29 verlassen hat im Mittel, wie am 14.04.2010 in der gesamten Kontrollebene, näherungsweise wieder in den Bereich der Kessler-Grube bzw. auf das anschließende Werksgelände zurück.

Die messstellenbezogenen Berechnungen der Abstromfrachten werden zusammengestellt nach Kontrollebenen und unter dem Vorbehalt der nur näherungsweise abgrenzbaren Durchgangsfraachten in weitere Abschnitte untergliedert. Die Auswahlkriterien zur Festlegung der Untergliederung der Frachtberechnungen in einzelne Teilabschnitte werden an den folgenden Abbildungen veranschaulicht. Die unter Kapitel 7.3 beschriebenen Grundwasserfließrichtungen und Grundwasserströmungen (vgl. Kapitel 8) stellen im Untersuchungszeitraum unter der im Beobachtungszeitraum vorherrschenden Betriebswasserentnahme in BR 49 drei maßgebliche Abflussszenarien fest, die den Schadstoffaustrag aus der Kessler-Grube in Richtung der Kontrollebenen bestimmen. Neben den mittleren Verhältnissen der Grundwasserströmungsverhältnisse vom 14.04.2010, mit nahezu ausgeglichenen Verhältnissen zwischen Rhein und Grundwasserleiter im Bereich der Kessler-Grube, werden auch die beiden Extremzustände der Stichtagsmessungen vom 03.05.2010 und 07.07.2010 berücksichtigt. Die Stichtagsmessung vom 03.05.2010 repräsentiert im Bereich der Kessler-Grube eine deutliche Strömungskomponente vom Rhein weg bzw. diejenige vom 07.07.2010 eine deutlichere Strömungskomponente in Richtung Rhein.

¹¹ Um einem möglichen Missverständnis vorzubeugen: Angesichts der außerordentlich geringen natürlichen Grundwassergradienten im Bereich der Kessler-Grube und der damit verbundenen sehr geringen Abstandsgeschwindigkeiten macht es keinen Sinn, solchen Stichtagsmessungen, welche zeitlich den Immissionspumpversuchen nahe liegen, ein höheres Gewicht einzuräumen, als den übrigen. Wie bereits im Abschnitt zur zeitlich-räumlichen Potenzialentwicklung (Kapitel 7.3.4.5 und 7.3.4.6) betont, haben temporäre, kurzfristige Strömungssituationen keinen bestimmenden Einfluss auf die mittleren Grundwasserbewegungen – und damit auf die frachtrelevante Schadstoffverteilung.

Abflussszenarium 14.04.2010 (mittlere, ausgeglichene Strömungsverhältnisse, vgl. Kap. 8.4.1)

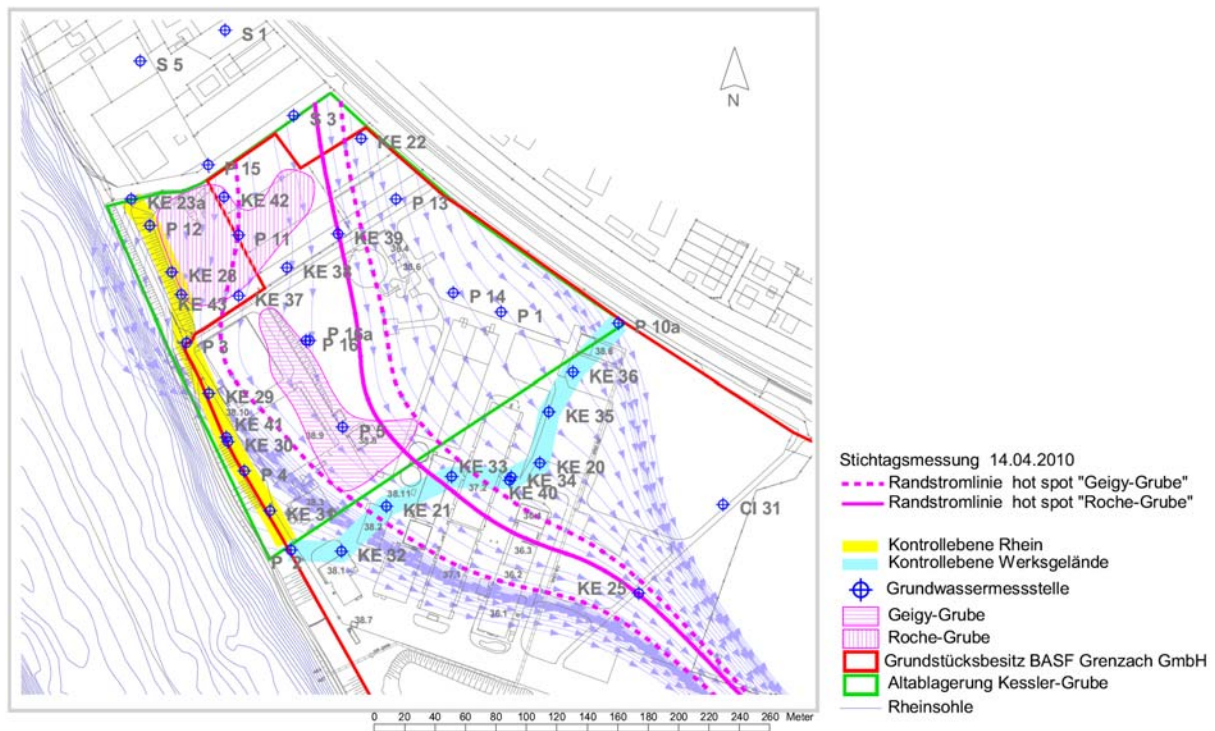


Abbildung 10: Stichtagsmessung 14.04.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungs-herde

Die Abbildung 10 zeigt für das Szenarium der Stichtagsmessung vom 14.04.2010 den Grundwasserzustrom in die Altablagerung von Norden mit einer südöstlichen Abflussrichtung aus der Kontrollebene Werksgelände. Das Grundwasser westlich der Randstromlinie des hot spot Roche-Grube durchströmt beide Belastungsherde. Die östliche Randstromlinie des hot spot Geigy-Grube grenzt den Abfluss östlich der beiden Belastungsherde näherungsweise vom Grundwasserabfluss aus den beiden hot spots ab. Mit der westlichen Randstromlinie des hot spot Geigy-Grube wird die überwiegend vom hot spot Roche-Grube beeinflusste, i. w. S. uferparallele Abstromfahne und in der südlichen Fortsetzung deren Rückstrom in der Kontrollebene Rhein abgegrenzt.

Abflussszenarium 03.05.2010 (Extremfall der Strömungskomponenten vom Rhein weg repräsentiert, vgl. Kap. 8.4.2)

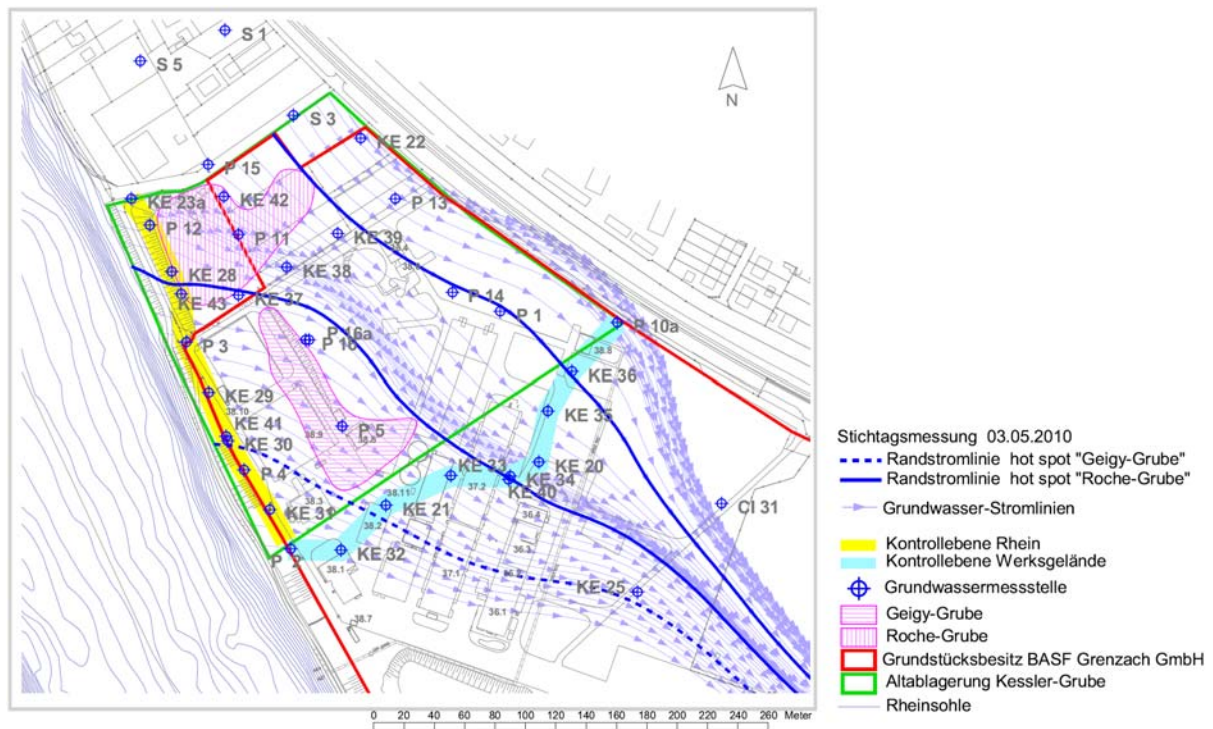


Abbildung 11: Stichtagsmessung 03.05.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungs-herde

Mit der Abbildung 11 wird die Grundwasserfließrichtung durch die Altablagerung bei raschem Anstieg des Rheinwasserstands von Nordwesten wiedergegeben. Das Grundwasser zwischen den Randstromlinien des hot spot Roche-Grube markiert den Bereich, in dem das Grundwasser näherungsweise ohne direkten Kontakt mit dem Belastungsherd Geigy-Grube an der Kontrollebene Werksgelände in südöstlicher Richtung aus der Altablagerung austritt. Die skizzierte Randstromlinie Geigy-Grube markiert für den Betrachtungsmoment die südliche Begrenzung der Abstromfahne aus der Geigy-Grube. Das Grundwasser im Nordosten der Altablagerung durchströmt die Altablagerung ohne direkten Kontakt mit den Belastungsherden Geigy-Grube und Roche-Grube.

Abflussszenarium 07.07.2010 (Extremfall der Strömungskomponenten zum Rhein hin repräsentiert vgl. Kap. 8.4.3)

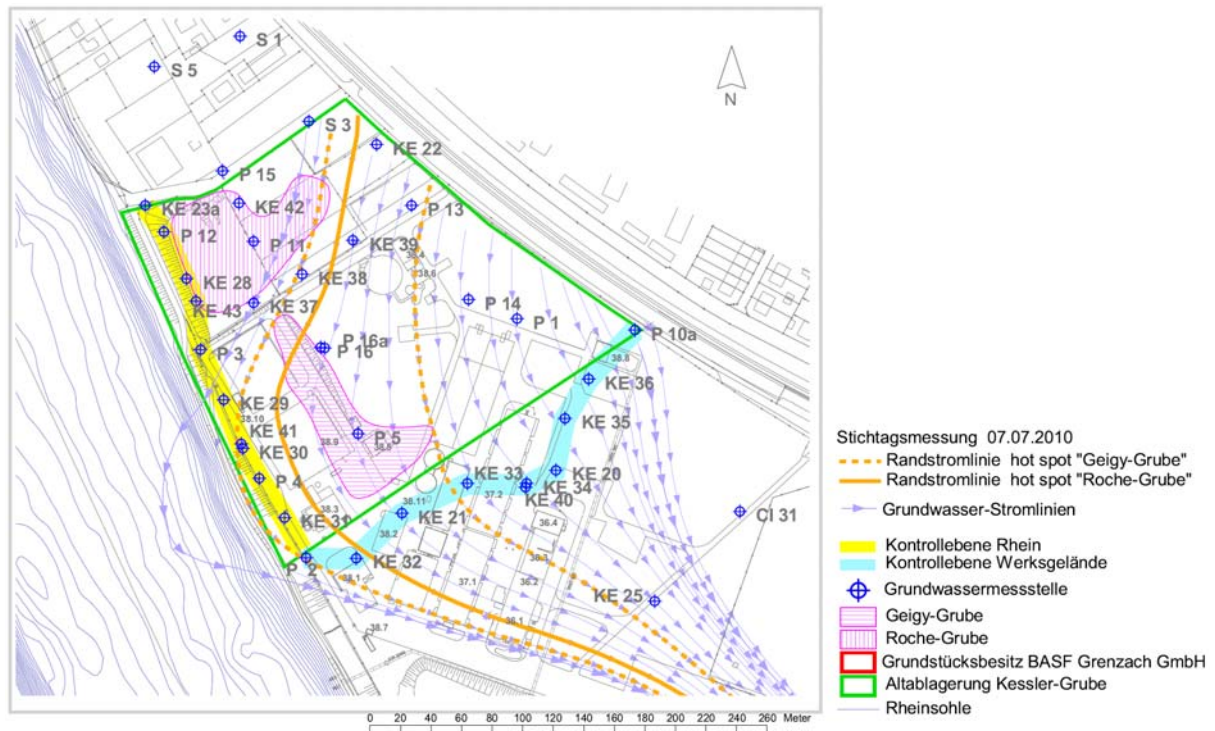


Abbildung 12: Stichtagsmessung 07.07.2010 – Stromlinien/Randstromlinien Belastungs-herde

Mit der Abbildung 12 wird das Szenarium bei starkem Abfall des Rheinwasserstands exemplarisch mit der Stichtagsmessung vom 07.07.2010 beschrieben. Die östliche Randstromlinie des hot spot Geigy-Grube grenzt den Bereich ab, in dem das Grundwasser für den Betrachtungsmoment ohne direkten Kontakt mit den Belastungsherden an der Kontrollebene Werksgelände aus der Altablagerung austritt. Westlich der Randstromlinie Roche-Grube ist von einer Abstromfahne auszugehen, die überwiegend durch die Emissionen aus der Roche-Grube geprägt ist. Die Abstromfahne aus der Geigy-Grube liegt in der westlichen Hälfte der Kontrollebene Werksgelände.

Aus der Überlagerung der drei maßgeblichen Strömungsszenarien wird unter Vernachlässigung der jeweiligen zeitlichen Dauer der verschiedenen Szenarien deutlich, dass die Abstromfrachten nur näherungsweise einer Schadstoffquelle innerhalb der Altablagerung bzw. isolierten Schadstofffahnen zugeordnet werden können. Eine vereinfachte Differenzierung der Abstromfrachten aus der Altablagerung Kessler-Grube durch Überlagerung der drei Abflussszenarien ergibt sich aus der nachfolgenden Abbildung 13.

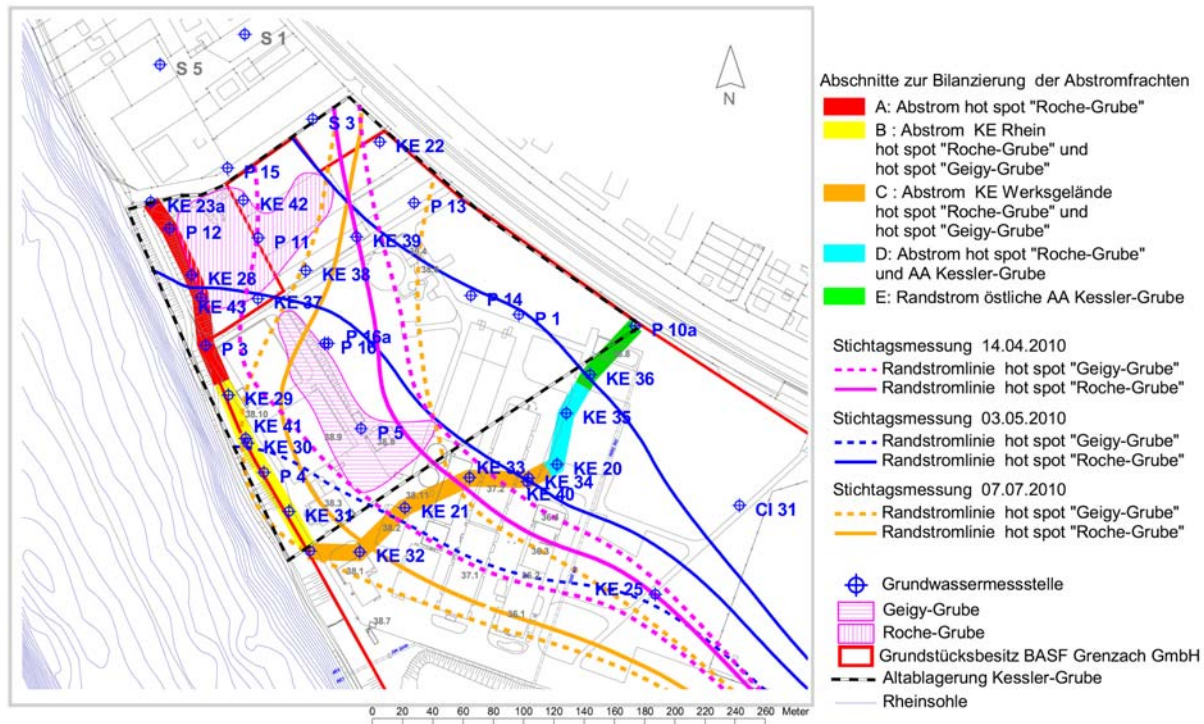


Abbildung 13: Stichtagsmessung 14.04., 03.05., 07.07.2010 – Überlagerung der Randstromlinien aus Belastungsherden

Im Resultat der Überlagerung der drei beschriebenen maßgeblichen Strömungsbilder werden die Kontrollebenen als Grundlage für eine differenziertere Bilanzierung der Abstromfrachten in folgende fünf Abschnitte (A - E) untergliedert:

A: Kontrollebene Rhein: P 12 bis P 3 (= Abb 13, Farbe Rot)

Der vornehmlich durch die Emissionen aus der Roche-Grube beeinflusste nördliche Abschnitt in der Kontrollebene Rhein reicht von P 12 bis zwischen die Messstellen P 3 und KE 29.

B: Kontrollebene Rhein: KE 29 bis KE 31 (= Abb 13, Farbe Gelb)

In der südlichen Fortsetzung liegen in der Kontrollebene Rhein in Folge der uferparallelen Grundwasserströmungen aus dem nördlichen Abschnitt zusammen mit den Abstromfahnen aus dem Bereich der Geigy-Grube Einflüsse aus beiden Belastungsherden vor.

C: Kontrollebene Werksgelände: P 2 bis KE 34 (= Abb 13, Farbe Orange)

Im Bereich der Messstelle KE 31 aus dem Ufersaum in die Kessler-Grube zurückfließendes Grundwasser führt zusammen mit dem direkten Abstrom aus der Altablagerung auch in der westlichen Hälfte der Kontrollebene Werksgelände zu einer Durchmischung der Abstromfahnen aus beiden hot spot - Belastungsherden.

D: Kontrollebene Werksgelände: KE 20 bis KE 35 (= Abb 13, Farbe Blau)

Östlich von KE 34 aus der Kessler-Grube austretendes Grundwasser passiert die Altablagerung nach Verlassen des Belastungsherds Roche-Grube näherungsweise ohne direkten Kontakt zur Geigy-Grube, wird jedoch von den durchströmten östlichen Randlagen der Altablagerung beeinflusst.

E: Kontrollebene Werksgelände: KE 36 bis P 10a (= Abb 13, Farbe Grün)

Das Grundwasser fließt im östlichen Randbereich der Altablagerung Kessler-Grube ohne Kontakt zu den Belastungsherden Roche-Grube und Geigy-Grube und passiert die Kontrollebene Werksgelände zwischen KE 36 und P 10a.

Die folgende Abbildung 14 veranschaulicht, durch welche Messstellen und Erfassungsbereiche die fünf Abschnitte A - E während der Immissionspumpversuche räumlich abgedeckt wurden.

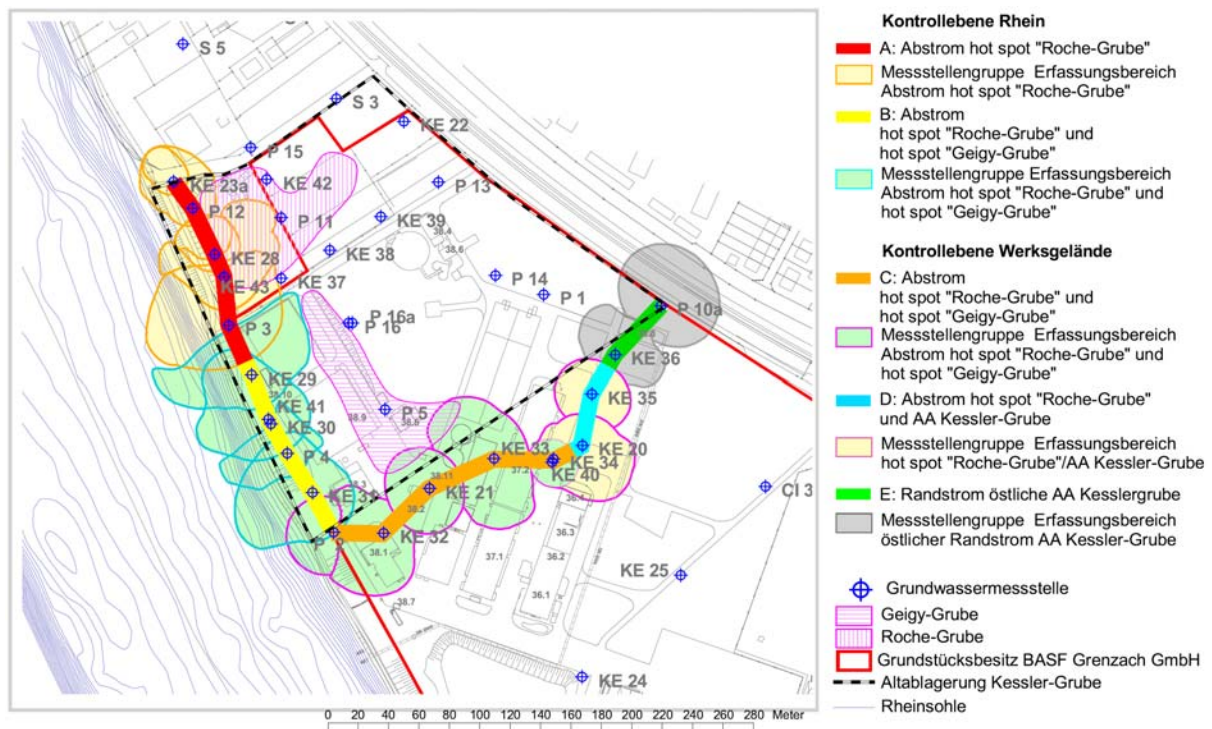


Abbildung 14: Teilabschnitte zur Bilanzierung der Abstromfrachten – Erfassungsbereiche der IPV-Messstellengruppen

Der Erfassungsbereich der Messstellengruppe von KE 23a bis P 3/KE 29 deckt mit einer Gesamtentnahmebreite von rd. 155 m den nördlichen Abschnitt (A) der Kontrollebene Rhein ab und erschließt im Rahmen der Bilanzierung der Abstromfrachten neben der nordöstlich angrenzenden Roche-Grube auch das beeinflusste Grundwasservorkommen in den Niederterrassenschottern unter dem Rheinbett.

Die Abstromfrachten im südlichen Abschnitt (B) der Kontrollebene Rhein werden mit den lückenlosen Erfassungsbereichen der Messstellengruppe KE 29 bis KE 31 über eine Gesamtentnahmebreite von rd. 152 m bilanziert. Neben den Immissionen in der Randlage zur Abwasserreinigungsanlage bzw. dem Zustrom aus dem nordöstlich anschließenden hot spot Geigy-Grube gehen in die Frachtbilanzierung wiederum die Schadstoffanteile der Niederterrassenschotter unter dem Rheinbett mit ein.

Die Bilanzierung der Abstromfrachten in der Kontrollebene Werksgelände erfolgt, wie unter Abbildung 14 veranschaulicht, in den drei Teilabschnitten C - E, die mit den drei Messstellengruppen ebenfalls lückenlos erfasst sind. Der westliche Abschnitt (C) von P 2 bis K 34 deckt über eine Gesamtentnahmebreite von rd. 200 m die gemeinsame Hauptabstromfahne aus den beiden Belastungsherden Roche-Grube und Geigy-Grube ab und schließt bei KE 21 und KE 33 auch den südlichen Rand des Schadenherds um P 5 mit ein. Die beiden östlich anschließenden Abschnitte (D und E) werden über die Messstellengruppen KE 20 und KE 35 bzw. KE 36 und P 10a mit Entnahmebreiten von rd. 90 m bzw. rd. 100 m repräsentiert.

Den Ergebnissen der Frachtberechnungen je Parameter und Messstelle liegt der mittlere Zustand aus dem arithmetischen Mittelwert der Frachten für alle sechs Stichtage zugrunde. Dies wird nachfolgend zusammenfassend wiedergegeben. Die in die Berechnungen unter Anlage 9.3 eingehenden Bemessungsparameter werden nachfolgend angeführt:

- AqM [m]: Aquifermächtigkeit
- KH [m/s] Horizontale hydraulische Durchlässigkeit
- Smin Durchflusswirksame Porosität, Minimum
- Smax Durchflusswirksame Porosität, Maximum
- IPV_Start Zeitwert IPV-Start
- IPV_Ende Zeitwert IPV-Ende
- NormFluxKE Abstromrichtung normal zur Kontrollebene
- IPV_cMin [$\mu\text{g/l}$] Kleinste gemessene Konzentration > 0
- IPV_cMax [$\mu\text{g/l}$] Größte gemessene Konzentration
- IPV_MKont [g] Schadstoffmasse während des IPV gefördert
- IPV_cM [$\mu\text{g/l}$] Mittlere Schadstoffkonzentration im Erfassungsbereich des IPV
- IPV_V [m^3] Gefördertes Gesamtvolumen IPV
- IPV_r [m] Radius des Erfassungsbereichs bei Anwendung von Smax
- STM_Datum Datum der Stichtagsmessung
- STM_Gradient GW-Gradient zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung
- STM_GradNorm Normalkomponente des GW-Gradienten zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung
- STM_Richtung [°] Richtung des GW-Stroms zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung
- alpha [°]: Winkeldifferenz GW-Strom/Normalenrichtung der Kontrollebene
- vF [m/Tag]: Filtergeschwindigkeit
- vA [m/Tag] Abstandsgeschwindigkeit bei Anwendung von Smin
- s30d [m] Reichweite des Abstroms bei Anwendung von Smin
- t(r) [Tage] Zeitdauer, die bei ungestörtem GW-Abstrom benötigt wird, um die äußere Grenze des Erfassungsbereichs zu erreichen
- Abstrom ü. 2r [m^3/Tag] Abstromrate über Erfassungsbreite IPV
- Fracht [g/Tag] Fracht

Ergänzend zu den E_{\max} -Werten für das Grundwasser werden die Frachten informativ auch den $E_{\max;FG}$ -Werten für den Eintrag in Oberflächengewässer gegenübergestellt, auch wenn die beschriebenen Grundwasserverhältnisse unter den derzeitigen Bedingungen einer indirekten hydraulischen Standortsicherung über BR 49 (jahresdurchschnittlich 3 500 m³/d) derzeit keinen Anlass zur Bewertung dieses Wirkungspfads geben.

Der Berechnung von E_{\max} -Werten für die maximal tolerierbare abströmende Fracht liegt zugrunde, dass im Abstrom eines Schadens nicht mehr als eine Wassermenge von 25 l/s bis zum Prüfwert kontaminiert werden darf [44]. Für alle Parameter, für die in Baden-Württemberg kein eigener E_{\max} -Wert definiert ist [35], [44], wurde auf Basis von Prüfwerten, vorläufigen Prüfwerten, oder orientierenden GFS-Werten (vgl. Kap. 7.1.1.1) ein stoffspezifischer orientierender E_{\max} -Wert hergeleitet.

Die Vorgehensweise wird am Beispiel des Leitparameters Chlorbenzole aufgezeigt. Anhand des vorläufigen Prüfwerts von 1 µg/l ergibt sich der orientierende E_{\max} -Wert wie folgt:

$$E_{\max}\text{-Wert Chlorbenzole} = \frac{25 \text{ l/s} * \text{vorl. Prüfwert } 1 \text{ µg/l} * 86400 \text{ s/d}}{1\,000\,000 \text{ µg/g} = 2 \text{ g/d}}$$

Die $E_{\max;FG}$ -Werte für Fließgewässer leiten sich gem. Leitfaden Altlastenbewertung der LUBW [34] aus den Orientierungswerten für Oberflächengewässer (OW-OFG) und dem mittleren Niedrigwasserabfluss des betroffenen Gewässers ab. Für alle Parameter, für die kein eigener OW-OFG definiert ist, wurde auf Basis von Prüfwerten, vorläufigen Prüfwerten, Schwellenwerten oder GFS-Werten ein orientierender $E_{\max;FG}$ -Wert hergeleitet. Dabei ist zu beachten, dass die Vergleichswerte für Oberflächengewässer bei einigen Substanzen nicht mit denjenigen für Grundwasser übereinstimmen und bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein besteht.

Am Beispiel des Leitparameters Chlorbenzole ergibt sich:

$$E_{\max;FG}\text{-Wert Chlorbenzole} = \frac{(0,5 * \text{vorl. Prüfwert } 1 \text{ µg/l} * \text{MNQ l/s})}{(1 + (\text{MNQ l/s} / 400 \text{ l/s}))} / 11,574 = 17 \text{ g/d}$$

MNQ ist der mittlere Niedrigwasserabfluss, der für den Rhein bei Rheinfeldern im langjährigen Mittel ca. 480 000 l/s beträgt [71].

In den nachfolgenden Kapiteln werden die Abstromfrachten der relevanten Leitparameter Ammonium, Chlorbenzole, aromatische Amine, aliphatische Amine, Phenole (Index) und Benzol aus der Einzelparameteranalytik sowie TTPCM, PMHPO, ACP und Propyphenazon aus den semiquantitativen GC/MS-Screenings abgeschätzt.

9.3.2 Ammonium

Der überwiegende Anteil der Abstromfrachten für Ammonium stammt im Durchgang der Kontrollebenen Rhein aus dem Umfeld bzw. aus dem Zustrom der Messstellen KE 43 bis KE 29. Entsprechend der nachfolgenden Zusammenstellung der Ammonium-Frachten werden die Emissionsbedingungen bzw. E_{\max} -Werte mit rd. 62 % der tolerierbaren Abstromfrachten im Grundwasser bzw. rd. 10 % für Oberflächengewässer in allen Teilabschnitten wie auch im gesamten Abstromquerschnitt eingehalten.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer	
			[g/d]	E _{max} -Wert [44] 1 100 g/d	E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 6 600 g/d	
			Überschreitung			
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,1	nein	nein	
		P 12	10,5	nein	nein	
		KE 28	22,5	nein	nein	
		KE 43	164,6	nein	nein	
		P 3	214,4	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	412	nein	nein	
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	118,4	nein	nein	
		KE 30	18,2	nein	nein	
		P 4	1,1	nein	nein	
		KE 31	(-2,7)	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	138	nein	nein	
	Zwischensumme rd.		550	nein	nein	
	Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	19,0	nein	nein
			KE 32	22,5	nein	nein
KE 21			40,8	nein	nein	
KE 33			32,9	nein	nein	
KE 34			8,6	nein	nein	
Zwischensumme rd.			124	nein	nein	
D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube		KE 20	8,0	nein	nein	
		KE 35	2,6	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	11	nein	nein	
E: Randstrom AA Kessler- Grube		KE 36	0,3	nein	nein	
		P 10a	0,0	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	0,3	nein	nein	
Zwischensumme rd.		136	nein	nein		
Gesamt rd.		686	nein	nein		

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 79: Bilanzierung der Abstromfrachten, Ammonium

9.3.3 Chlorbenzole

Die Chlorbenzolfrachten verteilen sich näherungsweise gleich auf die beiden Kontrollebenen Rhein und Werksgelände. In der Kontrollebene Rhein liegt die größte Fracht mit rd. 0,26 g/d im Umfeld der Messstelle KE 29 vor und entspricht in etwa dem Frachtdurchgang von 0,24 g/d bei KE 21 in der Kontrollebene Werksgelände. Die aus der Altablagerung Kessler-Grube abströmende Chlorbenzolfracht beträgt ca. 50 % des orientierenden E_{max} -Werts.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E_{max} -Wert [35], [44] 2 g/d	orientierender $E_{max, FG}$ -Wert ¹ [34] 17 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	0,00	nein	nein
		KE 28	< 0,01	nein	nein
		KE 43	< 0,01	nein	nein
		P 3	0,10	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,11	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,26	nein	nein
		KE 30	0,04	nein	nein
		P 4	< 0,10	nein	nein
		KE 31	(< -0,01)	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,3	nein	nein
	Zwischensumme rd.			0,41	nein
Kontroll- ebene Werk- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,01	nein	nein
		KE 32	0,01	nein	nein
		KE 21	0,23	nein	nein
		KE 33	0,19	nein	nein
		KE 34	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,45	nein	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,04	nein	nein
		KE 35	0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,05	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	0,00	nein	nein
		P 10a	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
	Zwischensumme rd.			0,51	nein
Gesamt rd.			0,9	nein	nein

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 80: Bilanzierung der Abstromfrachten, Chlorbenzole

9.3.4 Aromatische Amine

Da auch für die aromatischen Amine keine behördlichen Beurteilungswerte vorliegen, wird die Bewertung wiederum auf Grundlage der o. g. orientierenden Ableitung der E_{\max} -Werte durchgeführt, die auf einem orientierenden Schwellenwert von 0,075 $\mu\text{g/l}$ je Einzelparameter basiert. Unter der Bedingung der Gleichstellung aller 21 untersuchten Einzelparameter entspricht der E_{\max} -Wert für die Summe der aromatischen Amine der eines Einzelparameters von 0,16 g/d. Die Frachten in den erfassten Teilströmen je Messstelle unterschreiten die Emissionsbedingungen i. d. R. deutlich. Die in den Erfassungsbereichen von KE 21 und KE 33 in der Kontrollebene Werksgelände sowie von P 3 und KE 29 in der Kontrollebene Rhein berechneten Gesamtfrachten führen insgesamt jedoch zu einer Überschreitung der orientierenden E_{\max} -Bedingung im Grundwasser um den Faktor 2,9. Da der orientierenden Ableitung des E_{\max} -Wertes ein vorsorglich sehr konservativ ausgelegter, ebenfalls orientierender Schwellenwert zu Grunde liegt, bleibt die Beurteilung der Signifikanz der Überschreitung der Überprüfung bzw. einer Herleitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten vorbehalten.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer	
		[g/d]	orientierender E_{\max} -Wert [35], [44] 0,16 g/d	orientierender $E_{\max, FG}$ -Wert ¹ [34] 1,3 g/d	
		Überschreitung			
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	< 0,01	nein	nein
		KE 28	< 0,01	nein	nein
		KE 43	0,01	nein	nein
		P 3	0,08	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,09	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,09	nein	nein
		KE 30	0,02	nein	nein
		P 4	< 0,01	nein	nein
		KE 31	(< -0,01)	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,10	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,20	ja	nein

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 0,16 g/d	orientierender E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 1,3 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,01	nein	nein
		KE 32	0,01	nein	nein
		KE 21	0,15	nein	nein
		KE 33	0,07	nein	nein
		KE 34	0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,25	ja	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,01	nein	nein
		KE 35	< 0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,01	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	< 0,01	nein	nein
		P 10a	< 0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	< 0,01	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,26	ja	nein
Gesamt rd.			0,46	ja	nein
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren					

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 81: Bilanzierung der Abstromfrachten, aromatische Amine

9.3.5 Aliphatische Amine

Der orientierend über den TTC-Wert von 45 µg/l berechnete E_{max}-Wert für einen Einzelparameter der Cramer Class „high“ wird sowohl für den Wirkungspfad Grundwasser als auch für den Wirkungspfad Oberflächengewässer bereits über die Bilanzierung des Summenparameters deutlich unterschritten.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer	
			[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 100 g/d	orientierender E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 780 g/d	
			Überschreitung			
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein	
		P 12	< 0,01	nein	nein	
		KE 28	0,02	nein	nein	
		KE 43	0,13	nein	nein	
		P 3	0,10	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	0,25	nein	nein	
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,36	nein	nein	
		KE 30	0,02	nein	nein	
		P 4	0,02	nein	nein	
		KE 31	(< -0,01)	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	0,40	nein	nein	
	Zwischensumme rd.			0,65	nein	nein
	Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,00	nein	nein
			KE 32	0,01	nein	nein
KE 21			0,00	nein	nein	
KE 33			0,02	nein	nein	
KE 34			0,00	nein	nein	
Zwischensumme rd.			0,03	nein	nein	
D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube		KE 20	0,00	nein	nein	
		KE 35	0,00	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein	
E: Randstrom AA Kessler- Grube		KE 36	0,00	nein	nein	
		P 10a	0,00	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein	
Zwischensumme rd.			0,35	nein	nein	
Gesamt rd.			1,0	nein	nein	
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren						

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 82: Bilanzierung der Abstromfrachten, Summe aliphatische Amine

9.3.6 Benzol

Benzol als nahezu ausschließlich festgestellter Vertreter aus der Gruppe der aromatischen Kohlenwasserstoffe BTEX hält summarisch über alle Betrachtungsebenen die Emissionsbedingungen ein. Die Fracht in den Teilströmen insbesondere in KE 43 und P 3 führen zu einer Gesamtfracht rd. 5 % der Maximalfracht.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer	
		[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 2 g/d	orientierender E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 17 g/d	
		Überschreitung			
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	0,00	nein	nein
		KE 28	< 0,01	nein	nein
		KE 43	0,03	nein	nein
		P 3	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,05	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,01	nein	nein
		KE 30	0,00	nein	nein
		P 4	0,00	nein	nein
		KE 31	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,01	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,06	nein	nein
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,00	nein	nein
		KE 32	0,00	nein	nein
		KE 21	< 0,01	nein	nein
		KE 33	0,01	nein	nein
		KE 34	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,01	nein	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,00	nein	nein
		KE 35	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,02	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	0,00	nein	nein
		P 10a	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,03	nein	nein
Gesamt rd.		0,09	nein	nein	

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 83: Bilanzierung der Abstromfrachten, Benzol

9.3.7 Phenole (Index)

Die Emissionsbedingungen für Phenole (Index) werden sowohl für den Wirkungspfad Grundwasser wie auch für Oberflächengewässer weit unterschritten.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer	
		[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 65 g/d	orientierender E _{max} , FG-Wert ¹ [34] 140 g/d	
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	0,01	nein	nein
		KE 28	0,00	nein	nein
		KE 43	0,05	nein	nein
		P 3	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,05	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,17	nein	nein
		KE 30	0,00	nein	nein
		P 4	< 0,01	nein	nein
		KE 31	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,17	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,23	nein	nein
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,03	nein	nein
		KE 32	0,03	nein	nein
		KE 21	0,07	nein	nein
		KE 33	0,06	nein	nein
		KE 34	0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,2	nein	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,02	nein	nein
		KE 35	0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,03	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	0,00	nein	nein
		P 10a	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,02	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,25	nein	nein
	Gesamt rd.		0,5	nein	nein

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 84: Bilanzierung der Abstromfrachten, Phenole (Index)

9.3.8 TTPCM (2,2,5,5-Tetramethyl-tetrahydro-1,3,4,6,8-pentaoxacyclopenta [a]inden-8a-yl methanol, CAS-Nr. 17682-70-1)

Der Frachtab schätzung liegen die halbquantitativen Konzentrationsangaben der GC/MS-Screenings vom Ende der Immissionspumpversuche zugrunde. Überschreitungen der vom orientierenden GFS-Wert von 0,1 µg/l (oGFS) abgeleiteten Maximalfracht E_{max} im Grundwasser liegen insbesondere in den Teilströmen im Erfassungsbereich der Messstellen KE 28, KE 43, (P 12) und v. a. P 3 im Abschnitt A sowie in P 2 im Abschnitt C wie auch summarisch in beiden Kontrollebenen (A, B, C) vor. Unbeeinflusst sind die Abschnitte D und E.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E_{max} -Wert [35], [44] 0,22 g/d	orientierender $E_{max, FG}$ -Wert ¹ [34] 1,7 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	< 0,01	nein	nein
		P 12	0,22	nein	nein
		KE 28	0,44	ja	nein
		KE 43	0,25	ja	nein
		P 3	7,44	ja	ja
		Zwischensumme rd.	8,35	ja	ja
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,00	nein	nein
		KE 30	0,20	nein	nein
		P 4	< 0,01	nein	nein
		KE 31	(< -0,02)	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,18	nein	nein
	Zwischensumme rd.		8,53	ja	ja

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 0,22 g/d	orientierender E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 1,7 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,23	ja	nein
		KE 32	0,10	nein	nein
		KE 21	0,11	nein	nein
		KE 33	0,13	nein	nein
		KE 34	0,01	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,58	ja	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,00	nein	nein
		KE 35	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	< 0,01	nein	nein
		P 10a	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	< 0,01	nein	nein
	Zwischensumme rd.		0,58	ja	nein
Gesamt rd.		9,2	ja	ja	
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren					

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 85: Bilanzierung der Abstromfrachten, TTPCM

9.3.9 PMHPO

Die Frachtabschätzung erfolgt wiederum auf Grundlage der halbquantitativen Konzentrationsangaben der GC/MS-Screenings. Im Teilstrom zu KE 33 liegt eine Überschreitung der orientierend vom oGFS (0,1 µg/l) abgeleiteten Maximalfracht E_{max} im Grundwasser vor. Der Abschnitt A ist unbeeinflusst, die Abschnitte B, D und E zeigen Frachtanteile die mit dem Frachtschwerpunkt in Abschnitt C zu einer insgesamt um den Faktor 3,5 erhöhten Fracht aus der Altablagerung führen.

Verdachtsfläche/ Bereich	Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer		
		[g/d]	orientierender E _{max} -Wert [35], [44] 0,22 g/d	orientierender E _{max, FG} -Wert ¹ [34] 1,7 g/d		
		Überschreitung				
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein	
		P 12	0,00	nein	nein	
		KE 28	0,00	nein	nein	
		KE 43	0,00	nein	nein	
		P 3	0,00	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein	
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,05	nein	nein	
		KE 30	0,02	nein	nein	
		P 4	< 0,01	nein	nein	
		KE 31	(< -0,01)	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	0,07	nein	nein	
	Zwischensumme rd.		0,07	nein	nein	
	Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,01	nein	nein
			KE 32	0,02	nein	nein
KE 21			0,11	nein	nein	
KE 33			0,30	ja	nein	
KE 34			0,07	nein	nein	
Zwischensumme rd.			0,52	ja	nein	
D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube		KE 20	0,16	nein	nein	
		KE 35	0,01	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	0,17	nein	nein	
E: Randstrom AA Kessler- Grube		KE 36	< 0,01	nein	nein	
		P 10a	0,00	nein	nein	
		Zwischensumme rd.	< 0,01	nein	nein	
Zwischensumme rd.		0,70	ja	nein		
Gesamt rd.		0,77	ja	nein		
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren						

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 86: Bilanzierung der Abstromfrachten, PMHPO

9.3.10 ACP (2-Amino-5-Chlorbenzo-phenon)

Die Frachtaberschätzung erfolgte wiederum auf Grundlage der halbquantitativen Konzentrationsangaben der GC/MS-Screenings. Im Teilstrom zu KE 21 bis KE 35 liegen Frachten vor, die in der Summe in den Abschnitten C und D die orientierend vom oGFS (0,1 µg/l) abgeleitete Maximalfracht E_{max} im Grundwasser erreichen. Die Abschnitte A, B und E sind unbeeinflusst.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E_{max} -Wert [35], [44] 0,22 g/d	orientierender $E_{max, FG}$ -Wert ¹ [34] 1,7 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	0,00	nein	nein
		KE 28	0,00	nein	nein
		KE 43	0,00	nein	nein
		P 3	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,00	nein	nein
		KE 30	0,00	nein	nein
		P 4	0,00	nein	nein
		KE 31	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
	Zwischensumme rd.		--	nein	nein
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,00	nein	nein
		KE 32	0,00	nein	nein
		KE 21	0,01	nein	nein
		KE 33	0,05	nein	nein
		KE 34	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,08	nein	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,12	nein	nein
		KE 35	0,02	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,14	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	0,00	nein	nein
		P 10a	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	--	nein	nein
Zwischensumme rd.		0,22	nein	nein	
Gesamt rd.			0,22	nein	nein
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren					

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 87: Bilanzierung der Abstromfrachten, ACP

9.3.11 Propyphenazon

Die Frachtab-schätzungen für Propyphenazon basieren auf den halbquantitativen Konzentrationsangaben der GC/MS-Screenings der Probenahme am Ende der Immissionspumpversuche. Teilstrombedingte Überschreitungen der orientierend vom oGFS (0,5 µg/l) abgeleiteten Maximalfracht E_{max} im Grundwasser liegen nicht vor. Über alle Kontrollebenen gerechnet ist eine Überschreitung der orientierenden E_{max} -Werte im Grundwasser um den Faktor 1,5 festzustellen.

Verdachtsfläche/ Bereich		Messstelle	Gemittelte Fracht/Emission	Grundwasser	Oberflächen- gewässer
			[g/d]	orientierender E_{max} -Wert [35], [44] 1,1 g/d	orientierender $E_{max, FG}$ -Wert ¹ [34] 8,6 g/d
			Überschreitung		
Kontroll- ebene Rhein	A: Roche-Grube	KE 23a	0,00	nein	nein
		P 12	0,00	nein	nein
		KE 28	0,00	nein	nein
		KE 43	0,00	nein	nein
		P 3	0,36	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,36	nein	nein
	B: Roche-Grube u. Geigy- Grube	KE 29	0,17	nein	nein
		KE 30	0,02	nein	nein
		P 4	< 0,01	nein	nein
		KE 31	(< -0,01)	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,19	nein	nein
	Zwischensumme rd.			0,56	nein
Kontroll- ebene Werks- gelände	C: Roche-Grube u. Geigy- Grube	P 2	0,03	nein	nein
		KE 32	0,03	nein	nein
		KE 21	0,15	nein	nein
		KE 33	0,50	nein	nein
		KE 34	0,07	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,78	nein	nein
	D: Roche-Grube u. AA Kessler- Grube	KE 20	0,22	nein	nein
		KE 35	0,05	nein	nein
		Zwischensumme rd.	0,27	nein	nein
	E: Randstrom AA Kessler- Grube	KE 36	< 0,01	nein	nein
		P 10a	0,00	nein	nein
		Zwischensumme rd.	< 0,01	nein	nein
	Zwischensumme rd.			1,05	nein
Gesamt rd.			1,6	ja	nein
Hinweis: Ggf. eingeschränkte Signifikanz der Vergleichswerte wegen hoher Sicherheitsfaktoren					

¹ bei derzeitigem Betrieb der Brauchwasserförderung aus BR 49 besteht für den Bereich der Kessler-Grube kein Hinweis auf einen Übertritt von Grundwasser in den Rhein

Tabelle 88: Bilanzierung der Abstromfrachten, Propyphenazon

9.4 Szenarien

9.4.1 Betrieb Brunnen BR 49 mit unterschiedlichen Förderraten

In Kapitel 9.1 wurde die Strömungssituation im Bereich der Kessler-Grube und deren Abstrom durch das Zusammenspiel von zwei Faktoren erklärt:

- die Aquifergeometrie unter dem Rhein mit ihrem nach Süden und zur deutschen Seite hin offenen Keil aus Niederterrassenschottern
- der nach Süden zunehmende Einfluss des Betriebsbrunnens BR 49

Bei dem letzten Punkt handelt es sich um einen variablen anthropogenen Einfluss. Zukünftige Entwicklungen der Nutzungen können eine Änderung der Förderraten aus dem Betriebsbrunnen BR 49 zur Folge haben. Aufgrund des beherrschenden und mit Annäherung zunehmenden Einflusses des Brunnens BR 49 auf das Strömungsgeschehen sind bereits auf der Grundlage theoretischer Vorüberlegungen bei Nutzungsänderungen entscheidende Veränderungen hinsichtlich der Strömungssituation zu erwarten. Es war daher modellgestützt zu klären, wie sich eine Nutzungsänderung des Betriebsbrunnens BR 49 auf das Grundwasserströmungsfeld auswirkt. Dies betrifft insbesondere die Frage, ob und in welchem Ausmaß der Rhein im Falle einer Verringerung der Förderleistung in BR 49 zu seiner natürlichen Funktion als Vorflut für den Talrandzustrom zurückkehrt.

Im Untersuchungszeitraum Februar bis September 2010 betrug die durchschnittliche Entnahmerate aus dem Betriebsbrunnen BR 49 ca. 3 750 m³/Tag. Auf diesen Wert wurde das stationäre Grundwassermodell kalibriert. Im Detail wies die Förderleistung jedoch mittelfristige Schwankungen in der Größenordnung von 3 200 - 4 200 m³/Tag auf. Zur Charakterisierung der aktuellen Situation wurde daher der arithmetische Durchschnittswert von 3 750 m³/Tag auf 3 500 m³/Tag reduziert. Diese Situation mit einer durchschnittlichen Entnahme von 3 500 m³/Tag wird als "derzeitige Situation" bezeichnet.

Ausgehend von dieser Festlegung wurden die Strömungsfelder für folgende Entnahmelösungen aus dem Betriebsbrunnen BR 49 berechnet:

- Betrieb BR 49 mit 7 000 m³/Tag
- Betrieb BR 49 mit 3 500 m³/Tag (derzeitige Situation)
- Betrieb BR 49 mit 3 000 m³/Tag
- Betrieb BR 49 mit 2 500 m³/Tag
- Betrieb BR 49 mit 2 000 m³/Tag
- Betrieb BR 49 mit 1 500 m³/Tag
- Betrieb BR 49 mit 0 m³/Tag (Einstellung des Betriebs von BR 49)

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den Anlagen 9.4.1 - 9.4.7 mithilfe von Stromlinien, dargestellt. Die Strömungsfelder repräsentieren die mittlere Strömungssituation – entsprechend der Grundwasser-Potenzialverteilung vom 14.04.2010. Die Stromlinien beginnen in allen Darstellungen im Bereich der Kessler-Grube bzw. an deren Umrandung.

Der Vergleich dieser Strömungsfelder bestätigt den starken Einfluss des Brunnens BR 49 auf das Strömungsgeschehen und zeigt folgende allgemeine Zusammenhänge:

- Unter derzeitigen Bedingungen (Anlage 9.4.1) bildet sich – wie zu erwarten – eine Situation aus, welche dem Kalibrierungszustand vom 14.04.2010 (Anlage 8.3.1) nahe kommt.
- Mit einer Reduzierung der Entnahmeraten unter die derzeitigen Bedingungen (3 500 m³/Tag) ändert sich diese Situation (siehe Anlagen 9.4.3 - 9.4.7). Bereits bei einer Reduzierung der Entnahmerate aus BR 49 auf 3 000 m³/Tag gelangt Grundwasser aus der Nordwestecke der Kessler-Grube in den Rhein. Diese Veränderung prägt sich mit weiterer Abnahme der Förderraten immer deutlicher aus. Bei einer Reduzierung auf 2 500 m³/Tag gelangen ca. 40 % des Abstroms aus dem Bereich der Kessler-Grube in den Rhein. Bei 2 000 m³/Tag sind es bereits 80 % des Abstroms. Bei 1 500 m³ pro Tag ist der Rhein die natürliche Vorflut im Bereich der gesamten Kessler-Grube.
- Bei einer Erhöhung der Entnahmeraten aus BR 49 über die derzeitigen Bedingungen weitet sich die Absenkung um den Entnahmebrunnen nach Nordwesten aus, sodass sich im Bereich der Kessler-Grube ein noch stärker auf den Entnahmebrunnen gerichtetes Strömungsfeld ausbildet. Bei einer Entnahmerate von 7 000 m³/Tag bildet sich keine tangentielle Strömung unterhalb des Rheins mehr aus (siehe Anlage 9.4.1).

Die Wassermengen, welche im Falle einer Reduzierung der Entnahmeraten des Betriebsbrunnens BR 49 in den Rhein gelangen, sind in Anlage 9.4.9 quantitativ abgeschätzt. Demnach gelangen bei einer Reduzierung der Entnahmeraten aus BR 49 auf 3 000 m³/Tag täglich ca. 5,3 m³ Grundwasser in den Rhein. Mit fallender Entnahmerate aus dem Betriebsbrunnen BR 49 erhöht sich diese Abstrommenge in den Rhein und erreicht bei Abschaltung des Betriebsbrunnens eine Größenordnung von 78 m³/Tag.

Damit wurde gezeigt:

- wie sensibel die Abstromverhältnisse der Kessler-Grube von den Veränderungen der Förderleistung in BR 49 abhängen und
- dass im Bereich zwischen 3 500 bis 3 000 m³/Tag für Teilbereiche der Kessler-Grube der Rhein zum Vorfluter wird.
- Bei den aktuell gemessenen Fördermengen von > 3 500 m³/Tag wird der Abstrom der Kessler-Grube nahezu vollständig von BR 49 erfasst.

Angesichts der Komplexität der Situation einerseits und der Streubreiten der zugrunde liegenden hydraulischen Kennwerte andererseits, ist es nicht sinnvoll, diesen Übergangsbereich betragsmäßig noch genauer eingrenzen zu wollen. Die Modellrechnungen zeigen, dass bereits bei einer Reduzierung der Förderraten aus dem Betriebsbrunnen BR 49 unter die mit einer Entnahmerate von 3 500 m³/Tag charakterisierten derzeitigen Bedingungen mit einer qualitativ veränderten Situation zu rechnen ist. Dies deckt sich mit dem empirischen Befund, wonach in der Nordwestecke der Kessler-Grube unter den gegenwärtig herrschenden Bedingungen ein ausgeglichener Zustand zwischen Grundwasserleiter und Rhein besteht. Eine Reduzierung der Förderraten würde zwangsläufig diesen Bereich mit näherungsweise ausgeglichenen Verhältnissen entlang des Rheinufers nach Süden wandern lassen.

Um Missverständnissen vorzubeugen, sei hinzugefügt, dass sich aufgrund der sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten kurzfristige Ausfälle oder Reduzierungen der Förderraten in BR 49 in der Größenordnung weniger Tage nicht auf die Schadstoffverfrachtung signifikant ausprägen können. Die mittlere Strömungssituation ist – entsprechend der Situation am 14.04.2010 – mit einer randlichen Rheinunterströmung nach Südosten in Richtung auf den Betriebsbrunnen BR 49 zu gerichtet (siehe Anlage 8.3.1 bzw. 9.4.8). Eine kurzfristige Reduzierung der Förderraten – unabhängig von deren Ausmaß – wird im ungünstigsten Fall dazu führen, dass kontaminiertes Grundwasser aus der Kessler-Grube einige Meter weiter in Richtung Rhein bewegt wird, um dann anschließend wieder von einer „Normalisierung“ entsprechend den derzeitigen Bedingungen der Strömungssituation bei einer Entnahmeraten von 3 500 m³/Tag "abgefangen" zu werden. Entscheidend in diesem Zusammenhang sind nicht kurzfristige Veränderungen in den Entnahmeraten aus Brunnen BR 49 sondern langfristige Reduzierungen unter das gegenwärtige Durchschnittsniveau.

9.4.2 Variabilität des Strömungsfelds im Werksbereich

Eine zweite wesentliche Frage betrifft die natürliche Variabilität des Strömungsfelds im Abstrom der Kessler-Grube unter den gegenwärtigen Bedingungen. Im Zusammenhang mit der Modellkalibrierung wurden zwei Extremfälle unterschieden, die Situation vom 03.05.2010 mit einer Strömungskomponente vom Rhein weg und die Situation vom 07.07.2010 mit einer Strömungskomponente in Richtung auf den Rhein zu. Nimmt man fiktiv an, dass diese Extremzustände nicht nur kurzfristige, temporäre Phänomene sind, sondern Dauerzustände, dann stellt sich die Frage, wie sich in solchen Fällen die Fließrichtungen und Schadstofffahnen im Abstrombereich der Kessler-Grube ausbilden.

In Anlage 9.4.8 ist das mittlere Strömungsfeld (Potenzialverteilung vom 14.04.2010) den beiden Extremfällen der Kalibrierung (03.05.2010 und 07.07.2010) gegenübergestellt. Im Bereich der Kessler-Grube sind die Strömungsfelder – wie bereits im Zusammenhang mit der Kalibrierung dargestellt – sehr unterschiedlich ausgeprägt. Im Abstrom der Kessler-Grube gleichen sie sich jedoch einander an. Die Strompfade zeigen eine auffallend geringfügige Verlagerung in Nord-Süd-Richtung, je nachdem wie stark der Rhein auf den Grundwasserleiter einwirkt. Wie zu erwarten, liegt der mittlere Abstrom zwischen den beiden Extremen. In diesem Zusammenhang muss daran erinnert werden, dass die beiden Extremfälle, so wie sie für die Kalibrierung verwendet wurden, keine stationären d. h. lang andauernden Situationen repräsentieren. Es handelt sich bei diesen Extremfällen um kurzfristige Strömungssituationen, welche sich nicht über größere Distanzen in dieser Form ausprägen. Insofern bilden die beiden Extremfälle – genau genommen – nicht-realistische Außengrenzen für die mittleren Abstrompfade. Die tatsächlich zu erwartende Grundwasserströmung im Abstrom der Kessler-Grube liegt dazwischen im Bereich der grün dargestellten Pfadlinien.

Es kann somit festgestellt werden: Selbst bei Betrachtung von Extremfällen, welche außerhalb wahrscheinlicher Grenzen liegen, weist die Strömungssituation im Abstrom der Kessler-Grube eine nur sehr geringe Variabilität auf. Solange im Betriebsbrunnen BR 49 der Zustand des Beobachtungszeitraums aufrechterhalten wird, haben natürliche Einflüsse (in erster Linie Veränderungen des Rheinpegels) keinen signifikanten Einfluss auf die Abstromsituation der Kessler-Grube.

10 Bewertung der Ergebnisse

10.1 Schadstoffverteilung

Beim derzeitigen Pumpbetrieb in Brunnen BR 49 besteht im Bereich der Kessler-Grube eine Grundwasserströmung, die auf den Entnahmebrunnen BR 49 hin gerichtet ist. Der Grundwasserzustrom aus überwiegend nördlicher Richtung (KE 23a, P 15, S 3, KE 22 bis P 10a) verlässt den Bereich der Kessler-Grube, hydraulisch repräsentiert durch die Messstellen P 13, P 14, P 1, P 11, KE 37, KE 38, KE 39, P 16/P 16a, P 5 über die Messstellen in der Kontrollebene Rhein (KE 23a bis KE 31) bzw. in der Kontrollebene Werksgelände (P 2 bis P 10a). Ein Grundwasserabstrom von der Kessler-Grube in Richtung auf die schweizerische Seite kann auf Basis der Ergebnisse unter Kap. 7.3 ausgeschlossen werden, wie auch die Potenzialverhältnisse zwischen Rhein und dem Grundwasserleiter im Bereich der Kessler-Grube gegen einen Grundwasseraufstieg aus den Niederterrassenschottern in den Rhein sprechen.

Das Gesamtbild der Schadstoffverteilung und des Schadstofftransports im Grundwasser wird nachfolgend durch die regionalisierten Daten der Stichtagsbeprobung beschrieben. Im ersten Schritt werden die fünf besonders auffälligen Parameter der quantitativen Einzelparameteranalytik, welche die Kontrollebene Werksgelände in Konzentrationen über den Vergleichswerten passieren (vgl. Anlagen 6.1) durch eine Umhüllende zusammengefasst. Analog werden die einzelnen Schadstofffahnen von sieben prioritären Substanzen der halbquantitativen GC/MS-Screenings (vgl. Anlagen 6.3) zusammengeführt. Im Weiteren wird durch die Verschneidung der beiden resultierenden, überlagerten Schadstofffahnen mit der Fläche der Auffüllungen in der gesättigten Bodenzone die besondere Bedeutung des Kontaktgrundwasserbereichs für den Schadstoffeintrag in das Grundwasser illustriert.

Gesamt-Schadstofffahne aus der Einzelparameteranalytik

Die Zusammenführung der regionalisierten Punktkonzentrationen der Stichtagsbeprobung für die relevanten Einzelparameterergebnisse liegt unter Anlage 6.5.1 bei.

Durch die Fahnenumhüllende der Parameter mit Vergleichswertüberschreitungen aus der Einzelparameteranalytik werden die aromatischen Amine, Chlorbenzole, Ammonium, AOX und PAK sowie Phenole (Index) und BTEX zusammengefasst. Phenole (Index) und BTEX bzw. Benzol sind auf den Bereich Kessler-Grube bzw. den Stromstreifen entlang des Ufersaums am Rhein beschränkt. Die AOX-Fahne ist am Südrand der Kessler-Grube in der Kontrollebene Werksgelände bis mindestens zu den Messstellen KE 20 und KE 21 nachgewiesen, die PAK-Fahne ist bis zu KE 20 zu verfolgen. Demgegenüber treten die Fahnen der aromatischen Amine, der Chlorbenzole und von Ammonium mit dem Grundwasserstrom vom westlichen Deponierand bzw. dem Ufersaum am Rhein bis in das Umfeld der Messstelle KE 35 in breiter Front über die Kontrollebene Werksgelände in das BASF-Werksgelände aus. Während die Fahnen der aromatischen Amine und von Ammonium noch die Linie KE 24/KE 25 überschreiten, endet die Chlorbenzole-Fahne vermutlich bereits zwischen der Kontrollebene Werksgelände und KE 25.

Dieses Bild wird sich aufgrund der ausgeprägten hydraulischen Kopplung zwischen dem Rheinwasserspiegel einerseits und dem sich einstellenden Erfassungsbereich des Brunnens Br 49 andererseits auch bei zeitlich anhaltenden Hoch- oder Niedrigwassersituationen nicht wesentlich verändern. Nicht die Potenzialhöhe sondern die Entnahmerate aus Br 49 bestimmt das Geschehen. Wenn Hoch- oder Niedrigwassersituationen über längere Zeit bestehen, wird sich die Potenzialverteilung in den Grundwasserleitern dieser Situation anpassen und zu praktisch derselben Strömungssituation führen, wie sie auch im Beobachtungszeitraum festzustellen war. Die Unterschiede im Talrandzufluss werden demgegenüber vernachlässigbar sein.

Gesamt-Schadstofffahne der prioritären Substanzen aus dem GC/MS-Screening

Die unter Anlage 6.5.2 aus den GC/MS-Screeningergebnissen abgeleitete Umhüllende der Schadstofffahnen der prioritären Substanzen (vgl. Anlagen 6.3.) bestätigt die Belastungsverteilung aus der Einzelparameteranalytik näherungsweise deckungsgleich. Eine Fahneninterpolation für TTPCM vor und nach den beiden Kontrollebenen wurde nicht durchgeführt, da der Parameter erst im Zuge der Immissionspumpversuche, nicht jedoch bereits mit der vorherigen Stichtagsbeprobung nachgewiesen wurde.

Die Propyphenazon- und PMHPO-Fahnen reichen vermutlich in ähnlichem Ausmaß über die Abstrom-Messstellen KE 24 und KE 25 hinaus, wie die Fahnenfahnen für die aromatischen Amine bzw. Ammonium (vgl. Abbildung 6.5.1). 2-Benzoyl-4-chloranilin wurde wie 1,1'-Sulfonylbis(4-chlor-benzol) bis in den Bereich von KE 25 nachgewiesen. Die Fahnen von 2-Ethoxyphenol und 3-Chloro-2-methylanilin passieren die Kontrollebene Werksgelände zwischen KE 32 und KE 34, KE 20 bzw. KE 35 in vergleichbarer Breite wie 1-Naphthylamin. Anilin wie auch N-Methylanilin (nur in KE 43 erhöht gemessen) sind auf den Nordwest-Rand der Altablagerung (Roche-Grube) beschränkt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Schadstoff-Abstromfahne mit Prüf- bzw. Schwellenwertüberschreitungen aus der quantitativen Einzelparameteruntersuchung und den halbquantitativen GC/MS-Screenings, exemplarisch beschrieben für die Parameter Chlorbenzole, aromatische Amine, Propyphenazon, PMHPO, 2-Benzoyl-4-chloranilin, 2-Ethoxyphenol, 1-Naphtalenamin, 3-Chloro-2-Methylanilin, 1,1'-Sulfonylbis(4-chlor-benzol), AOX, PAK und Ammonium nach der Kontrollebene Werksgelände überschlägig ca. 200 bis 300 m in das BASF-Werksgelände reichen dürfte.

Durch den Vergleich der Belastungsverteilung in der Messstellen-Gruppe KE 37 bis KE 39 (Kontrollebene Roche-Geigy-Grube) mit der Parameterverteilung in den Kontrollebenen Rhein und Werksgelände wird die Emissionsquelle für vier prioritäre Substanzen aus dem GC/MS-Screening auf das Umfeld der Geigy-Grube eingegrenzt (vgl. Anlage 6.5.3).

Schadstofffahne mit Emissionsquellen beschränkt auf das Umfeld der Geigy-Grube:

1-Naphthylamin, 3-Chlor-2-Methylanilin, 2-Benzoyl-4-chloranilin, 1,1'-Sulfonylbis(4-chlor-benzol)

Gesamt-Schadstofffahne mit Emissionsquellen verteilt über die gesamte Kessler-Grube (Umfeld Roche- und Geigy-Grube):

Aromatische Amine, Chlorbenzole, 2-Ethoxyphenol, Propyphenazon, PMHPO, PAK, AOX, Ammonium

Die Analysen der Messstellen-Gruppe KE 37 bis KE 39 – insbesondere in KE 38 – weisen auf eine Emissionsquelle nördlich der Kontrollebene Roche-Geigy-Grube hin. Auf Grundlage der erhöhten Gehalte an Ammonium, Chlorbenzolen, aromatischen Aminen, Phenolen (Index), PAK und AOX (vgl. Kap. 7.1) als auch von Phenolderivaten, N-Heterozyklen bzw. dem gesamten in hohen Konzentrationen gemessenen Stoffbestand der GC/-MS-Screenings (vgl. Kap. 7.2) wird die analytisch belegte Grundwasser-Kontaminationsfläche näherungsweise bis an den Nord-Rand der Altablagerung in Richtung Salzländeweg interpoliert (in Anlage 6.5.3 rot-schraffiert dargestellter Kontaktwasserbereich). Dass auch dieser nördliche Bereich der Roche-Grube als Schadstoffherd anzusehen ist, ergibt sich aus den Bodenuntersuchungen der OU und DU (1. Etappe) wie auch durch die Bohrung KE 42. In der gesättigten Bodenzone wurden in KE 42 bis 11 m unter Gelände stark verunreinigte Auffüllungen aufgeschlossen.

Der Grundwasserspiegel liegt bei rd. +254,0 m ü NN und somit noch innerhalb der Auffüllung der Kessler-Grube. Aus Anlage 6.5.3 wird deutlich, dass der Großteil der Fläche der Kessler-Grube einen sog. „nassen Fuß“ hat. Die erschlossene Sohle der Altablagerung liegt im Bereich der Geigy-Grube gemittelt zwischen +250,0 und +249,0 m ü. NN und reicht bis zu ca. 5 m in das Grundwasser hinein. Auf der Fläche von rd. 39 000 m², die sich mit Ausnahme des näheren Umfelds der Bohrungen P 12, P 3 und KE 30 bis KE 31 von der Kontrollebene Rhein im Westen bis an den Ostrand der Kessler-Grube erstreckt, passiert das Grundwasser die Altablagerung in einem Teilstrom in direktem Kontakt. Die gemittelte Mächtigkeit der vom Grundwasser durchströmten, natürlichen Niederterrassenschotter beträgt v. a. am westlichen Rand der Kessler-Grube gemittelt rd. 10,3 m (KE 29 und KE 30) und dünnt unter der Altablagerung punktuell bis auf rd. 2 m (P 16a/P 5) aus. Im Osten liegt die grundwassererfüllte Mächtigkeit der natürlich lagernden Niederterrassenschotter zwischen rd. 2 m (KE 22) und 6 m (P 10a).

Nur an den Rändern der Kessler-Grube besteht eine ungesättigte Bodenzone, die aufgrund ihrer geringen Mächtigkeit keine relevante schadstoffrückhaltende bzw. -abbauende Funktion aufweist.

Die besondere Bedeutung des Schadstoffübergangs von der Auffüllung in das Grundwasser über den „nassen Fuß“ der Altablagerung wird mit der nachfolgenden, schematisierten Abbildung 15 hervorgehoben, welche sich an die Terminologie des Leitfadens Untersuchungsstrategie Grundwasser anlehnt [35].

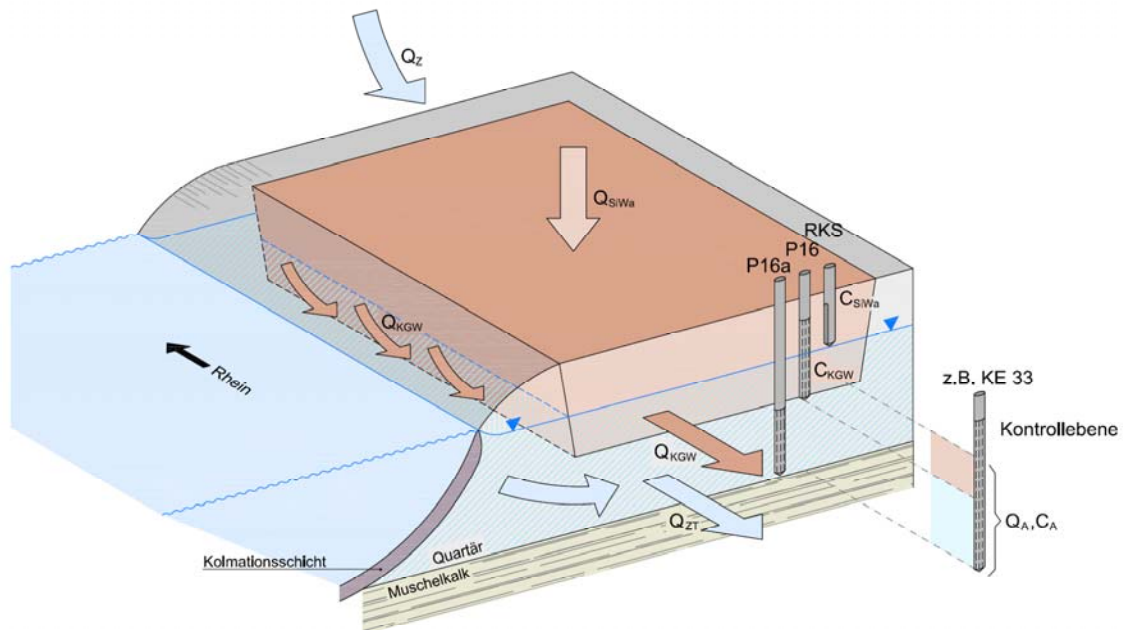


Abbildung 15: Modellbild Schadstoffausbreitung

Der vornehmlich aus nördlicher Richtung zwischen KE 23a, S 3 bis P 10a in die Altablagung eintretende Grundwasserzuström Q_Z nimmt in der Kessler-Grube in einem hauptsächlich horizontal fließenden Teilstrom im direkten Kontakt mit der heterogen zusammengesetzten Auffüllung („nasser Fuß“) Schadstoffe auf (Kontaktgrundwasservolumenstrom Q_{KGW}). In der Kessler-Grube wird der Kontaktgrundwasserbereich exemplarisch durch die Messstelle P 16 erschlossen. Daneben besteht ein vertikaler Zufluss von Sickerwasser Q_{SiWa} aus der ungesättigten Bodenzone oberhalb des Grundwasserspiegels. Es wird nicht davon ausgegangen, dass die Grundwasserbelastung von Leckagen bzw. Verlusten aus dem Anlagenbetrieb der örtlichen Abwasserbehandlung beeinflusst ist. Ein weiterer Grundwasserteilstrom Q_{ZT} passiert die Altablagung in den Niederterrassenschottern unterhalb des nassen Fußes, d. h. ohne direkten Kontakt zur Auffüllung. Er nimmt Schadstoffe aus dem unregelmäßig ausgebildeten Übergang zum Kontaktgrundwasserbereich durch hydrodynamische Dispersion auf. Soweit schwere residuale Phasen wie Chlorbenzol im Grundwasser abgesunken sein sollten, erfolgt eine direkte Lösung in das Grundwasser.

Die gegen das Deponat abgedichteten Messstellen P 13, P 16a, KE 37 und KE 38 erschließen in der Kessler-Grube nur den Grundwasserteilstrom Q_{ZT} unterhalb der Altablagung. Beim Vergleich der benachbarten Messstellen P 16 und P 16a zeigt sich, dass im Grundwasserteilstrom Q_{ZT} i. d. R. geringere Schadstoffgehalte vorliegen als im darüber liegenden Kontaktgrundwasser. Am Beispiel der Phenole (Index) wird bei P 16/P 16a jedoch auch ersichtlich, dass aus einem oberstromigen (KE 38) Grundwasserteilstrom Q_{ZT} bzw. möglicherweise tieferreichenden Kontaktgrundwasserbereich (Nordostrand Roche-Grube) Schadstoffübergänge in den Grundwasserteilstrom Q_{ZT} mit höheren Konzentrationen auftreten können als im Kontaktwasser an gleicher Stelle.

Da etliche ältere Messstellen sowohl Q_{KGW} als auch Q_{ZT} erschließen, wäre eine messtechnische Differenzierung der Konzentrationen in beiden Teilströmen nur mittels Sonderprobenahmeverfahren möglich. Darauf wurde im Rahmen des vorliegenden Projekts verzichtet. In Kap. 10.2 erfolgt daher eine modellhafte Rückrechnung im Rahmen einer Immissions-/Emissionsermittlung.

Der vom Schadensherd beeinflusste Grundwasservolumenstrom im direkten Abstrom Q_A ergibt sich aus der Summe der Teilströme Q_{KGW} , Q_{SiWa} und Q_{ZT} . Q_A liegt definitionsgemäß außerhalb der Schadstoffquelle (Auffüllung). Im vorliegenden Fall wird Q_A durch die Kontrollebenen Rhein und Werksgelände, deren Messstellen überwiegend als vollkommene Brunnen bis zur Basis der Niederterrassenschotter reichen, erfasst.

Ein weiterer Teilstrom im Grundwasser besteht im unterlagernden Festgestein, der bedingt durch die weitgehend ausgeglichenen Verhältnisse zwischen dem Hauptgrundwasserleiter in den Niederterrassenschottern und dem Muschelkalk, mit einer um den Faktor ca. 200 geringeren Durchlässigkeit, in erster Betrachtung vernachlässigt werden kann.

Die Synopse aller drei Untersuchungsstrategien, der Einzelparameteranalytik, der GC/MS-Screenings und der wirkungsbezogenen Analytik im Grundwasserabstrom der Kontrollebene Werksgelände ist in Anlage 6.5.4 dargestellt. Die halbquantitative Gegenüberstellung der Ergebnisse zeigt ein weitgehend identisches Schadensbild. Während innerhalb der Altablagerung alle Proben übereinstimmend die höchste Belastungsstufe aufweisen, differenziert sich das Bild im nordöstlichen Bereich und im Abstrom zum BASF-Werksgelände. Die randlich gelegenen Messstellen P 13 und P 10a zeigen unauffällige Ergebnisse. Die weiteren Pegel der Kontrollebene Werksgelände weisen jedoch ausnahmslos in allen Untersuchungsparten Überschreitungen der Beurteilungswerte für Einzelstoffe, der Toxizitätsschwelle und eine Vielzahl hochkonzentrierter und teilweise krebserzeugender Substanzen auf. Tendenziell erreichen die GC/MS-Screenings eine etwas höhere Belastungseinstufung als die Einzelstoffanalytik. Die wirkungsbezogene Analytik ergibt in der Regel geringfügig bessere Einstufungen. Insgesamt liegen aber auch die Pegel der Kontrollebene Werksgelände auf breiter Front übereinstimmend über den entsprechenden Kriterien.

In Anlage 6.5.5 und 6.5.6 ist diese Darstellung auch für die Kontrollebene Rhein und das BASF-Werksgelände umgesetzt. Die randlich in der Kessler-Grube gelegenen Messstellen und die weiteren innerhalb der Altablagerung zeigen auch hier durchweg hohe bis sehr hohe Belastungen an. Nur die Pegel P 3, KE 31 und P 2 der Kontrollebene Rhein weisen in einzelnen Untersuchungsparten teilweise geringere Belastungen auf. Die Bewertung der drei Untersuchungsstrategien führt hier stellenweise zu einer anderen Gewichtung - GC/MS-Screenings und wirkungsbezogene Analytik zeigen dann tendenziell vergleichbar hohe Belastungen an. Im weiteren Verlauf der Schadstofffahne nehmen die Belastungen weitgehend gleichmäßig ab. Während KE 25 noch deutliche Überschreitungen aller Beurteilungskriterien zeigt, sind in den entfernteren Messstellen des BASF-Werksgeländes nur noch einzelne auffällige Ergebnisse vorwiegend in den GC/MS-Screenings und der Einzelstoffanalytik festgestellt worden.

10.2 Gefährdungsabschätzung

Eine Gefährdungsabschätzung ist die Gesamtheit der Untersuchungen und Beurteilungen, die notwendig sind, um die (mögliche) Gefahrenlage abschließend zu klären. Sie endet mit der Ausräumung des Verdachts oder mit der Notwendigkeit von Sanierungsuntersuchungen oder von Sanierungs- oder Überwachungsmaßnahmen.

Zu den Kriterien für Gefährdungsabschätzungen gehören bodenschutzrechtliche Prüf- und Maßnahmenwerte oder analog abgeleitete Werte. Folgende Werte werden vorliegend ebenso wie Prüfwerte als Elemente der Gefährdungsbeurteilung herangezogen (vgl. Kap. 7.1.1):

Wert (vgl. Kap. 7.1.1)	Begründung für Prüfwertanalogie
Vorläufiger Prüfwert	Wasserrechtliche Geringfügigkeitsschwelle, Verwaltungspraxis
Orientierungswert für Oberflächengewässer	Verwaltungspraxis
Orientierende Hinweise auf Prüfwerte	Ableitung analog Prüfwerten, Verwaltungspraxis
Orientierende GFS-Werte	Ableitung analog Prüfwerten (Human- und Ökotoxikologie), wasserrechtliche Geringfügigkeitsschwelle, Verwaltungspraxis

Zu den Beurteilungsgrundlagen gehören weiterhin die E_{\max} - und orientierenden E_{\max} -Werte für das Grundwasser sowie die $E_{\max,FG}$ -Werte für das Oberflächengewässer (vgl. Kap. 9.3 und 10.2).

Orientierende Prüfwerte bzw. orientierende GFS-Werte sind grundsätzlich nach den gleichen Maßstäben wie Prüfwerte abgeleitet, berücksichtigen bei den Wirkungspfaden Boden – Grundwasser und Boden – Oberflächengewässer also sowohl ökotoxikologische wie auch humantoxikologische Kriterien. Ebenso wie verbindliche Prüfwerte sind orientierende Werte je nach Art und Qualität der toxikologischen bzw. wirkungsbezogenen Basisdaten mit Sicherheitsfaktoren von 10 bis 1.000 bedacht. Da die Kriterien für Sicherheitszuschläge grundsätzlich konsistent sind, ist es zunächst angezeigt, orientierende Werte ebenso wie Prüfwerte zur Altlastenbewertung heranzuziehen. Dies gilt konsequenterweise auch für orientierende E_{\max} -Werte, da sie nach dem gleichen Berechnungsverfahren mit orientierenden Prüf-/GFS-Werten verknüpft sind wie die E_{\max} -Werte mit den Prüfwerten.

Es muss betont werden, dass diese Werte zur Beurteilung einer Gefährdung (Einstufung einer Fläche als Altlast) oder der Erheblichkeit einer latenten Gefährdung dienen, nicht jedoch als Maßstab für eine konkrete Gefährdung der menschlichen Gesundheit und nicht als Sanierungsziele zu verstehen sind.

10.2.1 Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze

Der Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze war im vorliegenden Fall mangels entsprechender Nutzung nicht relevant. Im Rahmen der aktuellen Maßnahmen wurden daher keine Untersuchungen durchgeführt. Bewertungsrelevante Nutzungsänderungen sind nach derzeitigem Kenntnisstand nicht geplant.

10.2.2 Wirkungspfad Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas

Da der Standort teilweise versiegelt ist, ist in diesen Bereichen kein Direktkontakt mit kontaminiertem Bodenmaterial möglich. Oberflächennahe Bodenuntersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung Etappe 1 in den nicht versiegelten Bereichen ergaben keine Prüfwertüberschreitungen. Auch bei der 2. Etappe der Detailuntersuchung ergaben sich im Bohrgut visuell keine Hinweise auf gesundheitsgefährdende Schadstoffbelastungen in den obersten 10 cm, d. h. in der bodenschutzrechtlich relevanten Beurteilungstiefe für Industrie-/Gewerbestandorte. Es besteht auch keine gesundheitsgefährdende Exposition gegenüber leichtflüchtigen Schadstoffen, die zu einem indirekten Kontakt durch die Ausgasung von kontaminierter Bodenluft führen könnten. Die Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe in der Bodenluft [36] wurden lediglich für Chloroform und Benzol in vereinzelt Proben im Randbereich der Roche-Grube überschritten. Genutzte Gebäude bzw. geschlossene Räume existieren jedoch nur im nordöstlichen unauffälligen Auffüllungsbereich der Kessler-Grube, im Wesentlichen liegt die Gesamtfläche brach bzw. ist mit der Kläranlage überbaut. In den Bereichen mit erhöhten Bodenluftwerten ist im Übrigen keine bewertungsrelevante Nutzungsänderung geplant.

Im Rahmen der aktuellen Untersuchungen waren daher keine weiteren Maßnahmen zur Untersuchung des Pfads Boden – Mensch bzw. Gefahren durch Deponiegas vorgesehen.

Insgesamt ist festzustellen:

<u>Kriterium</u>	<u>Einschätzung/Feststellung</u>
Fläche mit Prüfwertüberschreitungen oder dementsprechendem Verdacht:	entfällt, keine Überschreitungen gefährdungsbezogener Beurteilungswerte in exponierten Bereichen festgestellt
Wesentliche Änderungen der Schadstoffkonzentrationen:	In überschaubarer Zukunft entsprechend den chemisch-physikalischen Schadstoffeigenschaften nicht zu erwarten.

Die Typisierung der Gasphase mittels XUMA 5.0 sowie die Deponiegasmessungen, die in Etappe 1 der DU [8] durchgeführt wurden, ergaben eine Einstufung in Gasphase VIII, d. h. die Kohlendioxidphase, in der Restkonzentrationen von Methan und Kohlendioxid zurück gehen und Stickstoff und Sauerstoff langsam auf Normalniveau ansteigen. Eine relevante oder gar zunehmende Deponiegasproduktion ist nicht mehr zu erwarten.

Im Ergebnis ist u. E. Folgendes festzustellen:

Fläche	Kriterium/Frage	Ergebnis/Bewertung
Altablagerung Kessler-Grube:	Untersuchungsziel	erreicht
	Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung	< Prüf-/Beurteilungswert
	Sonstige Feststellungen	keine Exposition
Wirkungspfad Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas	SBV/Altlast	Verdacht insoweit ausgeräumt
	Neubewertung bei wesentl. Änderungen der Nutzung oder Exposition	erforderlich
	Entsorgungsrelevanz (vgl. Kap. 3.5.2.1)	ja
	Beweisniveau/Einstufung bzw. Handlungsbedarf	BN 3/B Neu

Tabelle 89: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas

Im Bereich der Altablagerung Kessler-Grube sind bezüglich der Wirkungspfade Boden – Mensch und Gefahren durch Deponiegas u. E. derzeit keine und erst dann weitere Maßnahmen erforderlich, wenn sich die Grundstücksnutzung hinsichtlich der Expositionsverhältnisse wesentlich ändert.

Die Einstufung des prioritätssetzenden Risikos mittels XUMA 5.0 ergab einen Wert von 3,1 für den Pfad Boden – Mensch (vgl. Anlage 14.1) und 2,9 für Gefahren durch Deponiegas (vgl. Anlage 14.2).

10.2.3 Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (OFG)

Die Gefährdungsabschätzung im Hinblick auf das an die Untersuchungsfläche angrenzende Oberflächengewässer Rhein erfolgt auf Basis der Untersuchungsergebnisse des Wirkungspfades Boden – Grundwasser (vgl. Kap. 7.3).

Derzeitige Fließverhältnisse (Status quo Brunnen BR 49)

Wie die hydrogeologischen Auswertungen in Kap. 7.3 gezeigt haben, bestehen beim derzeitigen Pumpbetrieb in Brunnen BR 49 mit einer durchschnittlichen Entnahmerate von ca. 3 500 m³/Tag keine Hinweise auf einen Grundwasserübertritt in den Rhein. Vielmehr fließt das rheinnahe Grundwasser in den Niederterrassenschottern unterhalb des Rheins und folgt dort der vorherrschenden Fließrichtung zu Brunnen BR 49. Am Ort der Beurteilung, d. h. im Übergangsbereich zwischen Rheinbett und Rhein, sind aufgrund der Potenzialdifferenzen zwischen Rhein und Grundwasser bei derzeitigem Betrieb des Brunnen BR 49 keine Beurteilungswertüberschreitungen zu erwarten.

Eine Gefährdung auf dem Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer ist insoweit mangels Exposition bei der derzeitigen Nutzung (Pumprate Brunnen BR 49) nicht erkennbar.

Im Ergebnis ist u. E. momentan Folgendes festzustellen:

Fläche	Kriterium/Frage	Ergebnis/Bewertung
Altablagerung Kessler-Grube: Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (aktuell)	Untersuchungsziel	erreicht
	Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung	< Beurteilungswert
	Sonstige Feststellungen	kein relevanter hydraulischer Austausch
	SBV/Altlast	Verdacht insoweit ausgeräumt
	Neubewertung bei wesentl. Änderungen der Nutzung oder Exposition (hier: Förderrate Brunnen BR 49)	erforderlich
	Entsorgungsrelevanz	ja
	Beweisniveau/Einstufung bzw. Handlungsbedarf	BN 3/B Neu

Tabelle 90: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (aktuell)

Im Bereich der Altablagerung Kessler-Grube sind bezüglich des Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer u. E. derzeit keine und erst dann weitere Maßnahmen erforderlich, wenn sich die Grundwasserverhältnisse in Bezug auf den Rhein, d. h. die Entnahmemengen im Brunnen BR 49 wesentlich ändern.

Die Bewertung der aktuellen Situation mittels XUMA 5.0 ergab ein prioritätssetzendes Risiko von 3,1 (vgl. Anlage 14).

Veränderte Fließverhältnisse (geringere Förderraten Brunnen BR 49)

In Anlage 9.4.9 wurden anhand des Grundwassermodells Abstrommengen berechnet, die bei geringeren Förderraten in den Rhein gelangen. Zusammen mit den gemessenen Konzentrationen, die sich auch bei anderen Fließverhältnissen nicht erheblich ändern dürften (z.B. bei Lösung aus residualen Phasen), ergeben sich Schadstofffrachten, die den maximal tolerierbaren Frachten für Fließgewässer gegenübergestellt werden können.

Die ermittelten orientierenden $E_{max,FG}$ -Werte würden im Grundwasserabstrom dabei nur für den Parameter TTPCM¹² überschritten (vgl. Kap. 9.3).

Inwieweit dieses Szenario der Überschreitung nur für einen einzigen Parameter unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zu einem Sanierungsbedarf führen würde, ist Gegenstand der Sanierungsuntersuchung.

Im Ergebnis ist u. E. für das Szenario „natürliche Verhältnisse ohne Pumpbetrieb“ Folgendes festzustellen:

Fläche	Kriterium/Frage	Ergebnis/Bewertung
Altablagerung Kessler-Grube: Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (Szenario ohne Pumpbetrieb)	Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung	> Beurteilungswert
	Sonstige Feststellungen	Emissionen > orientierender $E_{max,FG}$ -Wert
	SBV/Altlast	ja
	Beweisniveau/Einstufung bzw. Handlungsbedarf	BN 3/SU

Tabelle 91: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer (Szenario ohne Pumpbetrieb)

Die Bewertung des Szenarios ohne Pumpbetrieb mittels XUMA 5.0 ergibt theoretisch ein prioritätssetzendes Risiko von 6,6 (vgl. Anlage 14.3).

Die Gesamtfracht aller anderen identifizierten Parameter liegt unterhalb der $E_{max,FG}$ -Werte, führt also auch bei wechselnden Szenarien nicht zur Gefahr einer Überschreitung von Beurteilungswerten im Rhein. Eine Verifizierung dieser theoretischen Ergebnisse anhand von Probenahmen ist im Falle einer signifikanten Änderung der Förderrate aber angezeigt.

¹² Ggf. eingeschränkte Signifikanz des Schwellenwerts wegen hoher Sicherheitsfaktoren

10.2.4 Wirkungspfad Boden – Grundwasser

10.2.4.1 Bewertungsgrundlagen Grundwasser (Prüfwerte, Zielebenen, Verhältnismäßigkeit)

Hinsichtlich des Wirkungspfads Boden – Grundwasser ist auf die mehrfache Bedeutung der Prüfwerte zu verweisen. Die Prüfwerte des Wirkungspfads Boden – Grundwasser entsprechen in Baden-Württemberg numerisch der wasserrechtlichen Geringfügigkeitsschwelle.

Wenn der Prüfwert am Ort der Beurteilung (Grundwasseroberfläche) überschritten wird oder eine Überschreitung zu erwarten ist, besteht zunächst der hinreichende Verdacht einer SBV/Altlast.

Sofern der Prüfwert BBodSchV am Ort der Beurteilung auch nach kleinräumiger und kurzzeitiger Mittelwertbildung überschritten wird, besteht sowohl eine Gefahr als auch ein bereits eingetretener Schaden für das Schutzgut Grundwasser. Der Begriff „kleinräumig“ ist bei Verunreinigungen der wasserungesättigten Bodenzone im Sinne von maximal einigen 100 m² (Grundwasseroberfläche) zu verstehen. Ort der Beurteilung für Schadstoffherde innerhalb des Grundwassers ist der Kontaktbereich Grundwasser – Schadstoffherd (Kontaktgrundwasser) ohne Verdünnung durch das umgebende Grundwasser (hier: „nasser Fuß“ der Altablagerung). Ist die Prüfwertüberschreitung erst zu einem späteren Zeitpunkt zu erwarten, liegt bis dahin nur eine Gefahr vor. In beiden Fällen (Gefahr oder Schaden) handelt es sich um eine SBV/Altlast. Sofern allerdings davon ausgegangen werden kann, dass der Prüfwert am Ort der Beurteilung bei einer kleinräumigen und kurzzeitigen Mittelwertbildung weder derzeit noch künftig überschritten wird, ist der Gefahrenverdacht insoweit ausgeräumt.

Wenn eine SBV/Altlast vorliegt, ist der Umfang und die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zu prüfen. Grundsätzlich besteht die Anforderung einer Einhaltung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (Grundwasseroberfläche bzw. bei Schadstoffherden innerhalb des Grundwassers das sog. Kontaktgrundwasser). Dies entspricht einer vollständigen bodenschutz- und wasserrechtlichen Gefahrenabwehr und sinngemäß der „allgemeinen Mindestanforderung“ der ehem. VwV „Orientierungswerte“ [44] bzw. des Leitfadens Untersuchungsstrategie Grundwasser [35]. Sofern allerdings im Grundwasser (d. h. nicht mehr am Ort der Beurteilung, sondern nach einer zulässigen Verdünnung) auf Dauer nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen und nur geringe Schadstofffrachten zu erwarten sind, ist dies bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen. In Baden-Württemberg wird dieser Ermessensspielraum durch die „einzelnefallbezogene Mindestanforderung“ als niedrigste Anforderungsstufe konkretisiert (Immissions- und Emissionsbegrenzung). Demnach sind im direkten Grundwasserabstrom der SBV/Altlast die Prüfwerte (Immissionsbedingung) und die maximal tolerierbaren Schadstofffrachten (E_{\max} -Werte, Emissionsbedingung) einzuhalten [35]. Der direkte Grundwasserabstrom ist der Rand der SBV/Altlast (hier: Kontrollebenen Werksgelände und Rhein) über die Tiefe des Grundwasserleiters gemittelt, jedoch nicht bei horizontaler Mittelung von Konzentrationen (Stromröhrenmodell). Auf die Einhaltung der einzelnefallbezogenen Mindestanforderung kann in besonderen Fällen verzichtet werden, beispielsweise bei besonders kleinen Emissionen von weniger als 1 % des E_{\max} -Werts.

In Ermangelung von Prüfwerten der BBodSchV wird ggf. orientierend auf vergleichbare Beurteilungsmaßstäbe zurückgegriffen, vgl. Kapitel 7.1.1.

10.2.4.2 Sickerwasserprognose (Betrachtung am Ort der Beurteilung – OdB)

Sickerwasserprognosen erfolgen entweder anhand von Schadstoffgehalten aus dem Schadstoffherd (direkte Emissionsermittlung) oder anhand von Rückrechnungen aus dem Grundwasserabstrom (indirekte Emissionsermittlung). Vorliegend werden beide Ansätze dargestellt.

Direkte Emissionsermittlung, Auffüllung oberhalb des Grundwasserspiegels

Die bodenschutzrechtliche Sickerwasserprognose berücksichtigt gem. Anhang 1 BBodSchV insbesondere folgende Kriterien:

Grundwasserflurabstand, Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert, Grundwasserneubildungsrate, Mobilität und Abbaubarkeit der Stoffe.

Bei der Kessler-Grube besteht zwischen der Auffüllung (Schadstoffherd) und dem Grundwasser keine ungesättigte Bodenzone. Der größte Teil der Auffüllungsfläche hat einen „nassen Fuß“. Es existiert allenfalls in sehr schmalen, für die Bewertung nicht relevanten Randbereichen eine natürliche ungesättigte Bodenzone, in der konzentrationsmindernde oder retardierende Prozesse ablaufen könnten. Daher kann angesetzt werden, dass die Eluatkonzentrationen des ungesättigten Auffüllungskörpers mit denjenigen an der Grundwasseroberfläche (hier: Oberfläche des „nassen Fußes“) übereinstimmen.

Aus früheren Untersuchungsstufen sind für die gesamte Kessler-Grube erheblich oberhalb der Hintergrundwerte liegende Gesamtgehalte an organischen und anorganischen Stoffen (u. a. PAK, PCB, MKW, Metalle, vgl. Kap. 3.5.2) sowie Eluatkonzentrationen oberhalb der Prüfwerte (u. a. Chlorbenzole, Phenole, Metalle) bekannt. Dies ist nicht nur kleinräumig und nicht nur kurzzeitig der Fall.

Bedingung

Allgemeine Mindestanforderung ($c_{\text{OdB}} \leq \text{Prüfwert}$):

Bewertung

nicht erfüllt

Direkte Emissionsermittlung, Auffüllung im Grundwasser („nasser Fuß“)

Beim „nassen Fuß“ handelt es sich um das sog. Kontaktgrundwasser als weiteren Ort der Beurteilung. Es ist u. a. über die Messstellen P 1, P 5, P 11, P 13, P 14, P 16, KE 22 und KE 39 erfasst und zeigt erhebliche, nicht nur kleinräumige und nicht nur kurzzeitige Überschreitungen von Prüfwerten oder vergleichbaren Beurteilungswerten u. a. für Ammonium, Chlorbenzole, aromatische Amine, BTEX, Phenole (Index), Chlorphenole und PAK (vgl. u. a. Kap. 7.1.2). In der Größenordnung ist davon auszugehen, dass die Sickerwasserkonzentrationen mit denjenigen des Kontaktgrundwassers übereinstimmen.

Bedingung

Allgemeine Mindestanforderung ($c_{\text{OdB}} \leq \text{Prüfwert}$):

Bewertung

nicht erfüllt

Indirekte Emissionsermittlung

Die Abstromfrachten sind über die Auswertung der Immissionspumpversuche gut bekannt (vgl. Kap. 9). Wenn man als Näherung davon ausgeht, dass auf der kurzen Fließstrecke zwischen dem abstromigen Rand der Kessler-Grube und der jeweiligen Kontrollebene kein nennenswerter Schadstoffabbau stattfindet, entsprechen die Frachten in den Kontrollebenen auch den Frachten im Schadstoffherd (Sickerwasser und Kontaktgrundwasser). Daher kann aus dem Verhältnis zwischen der Wassermenge in den Kontrollebenen (gesamte Mächtigkeit des Quartäraquifers) und der Wassermenge im Schadstoffherd (nur Sicker- und Kontaktgrundwasser) ein Rückschluss auf die Konzentrationen im Schadstoffherd in Form einer Mischungsrechnung erfolgen. Wenn die Summe aus Sicker- und Kontaktgrundwassermenge beispielsweise 50 % des Gesamtabstroms darstellt (wenn in diesem Beispiel also 50 % des Grundwassers unterhalb des nassen Fußes fließt und keinen direkten Kontakt mit dem Schadstoffherd hat), dann errechnen sich Schadstoffkonzentrationen im Sicker- bzw. Kontaktgrundwasser, die um den Faktor 2 höher sind als die verdünnten Konzentrationen in den Kontrollebenen.

Voraussetzung sind vollkommene Messstellen in den Kontrollebenen bis zur Basis der Niederterassenschotter, was vorliegend der Fall ist (vgl. hierzu auch Abb. 15 in Kap. 10.1). Es wird bei diesen Berechnungen vereinfachend unterstellt, dass die Durchlässigkeiten des Kontaktgrundwasserhorizonts die gleichen sind wie im Niederterassenschotter, d. h. dass sich die Zuflüsse des in den Kontrollebenen abgepumpten Grundwassers proportional auf die Filterstrecke verteilen.

Derartige Betrachtungen sind modellhafte Näherungen, weil dabei die Auffüllungs- und Aquifergeometrie und -parametrisierung vereinfacht und rechnerisch eine homogene Schadstoffverteilung im Sicker- und Kontaktgrundwasser unterstellt wird. Betrachtet werden insofern nur Mittelwerte. Tatsächlich ist der Untergrund jedoch geometrisch, hydrogeologisch und vor allem chemisch sehr heterogen. Dennoch sind Rückrechnungen im vorliegenden Fall wesentlich repräsentativer als direkte Emissionsermittlungen (einzelne Probennahmen der Auffüllung oder des Kontaktgrundwassers innerhalb des heterogenen Deponiekörpers und anschließende Abschätzung von Mittelwerten), weil der Abstrom über die Immissionspumpversuche integral und vollständig quantifiziert werden konnte.

Grundsätzlich könnte bei derartigen Rückrechnungen unterschieden werden, aus welchem Bereich der Altablagerung die jeweiligen Schadstoffe überwiegend stammen, sofern unterschiedliche Herkunftsbereiche nicht unmittelbar hintereinander in der Fließrichtung des Grundwassers liegen. So ergibt sich aus den Anlagen 6.5.1 - 6.5.3, dass 2-Benzoyl-4-chloranilin, 1-Naphtylamin, 3-Chloro-2-Methylanilin und 1,1'-Sulfonylbis(4-chlor-benzol) aus dem Bereich und Umfeld der Geigy-Grube stammen dürften. Demgegenüber liegt die Herkunft der anderen Stoffe, welche eine Abstromfahne ausbilden und insofern von besonderer Sanierungsrelevanz sind (Chlorbenzole, aromatische Amine, Ammonium, Propyphenazon, PMHPO, 2-Ethoxyphenol, PAK, AOX), sowohl im Bereich des jetzigen BASF-Werkgeländes (Bereich und Umfeld Geigy-Grube) wie auch des DSM-Geländes (Nord-West-Bereich der Roche-Grube – Flst.-Nr. 1050). Von einer partiellen Rückrechnung wurde vorliegend abgesehen, weil sich Fließrichtungen überlagern und weil sich der überwiegende Teil der fahnenbildenden Parameter nicht auf einen Herkunftsbereich beschränkt.

Die Berechnungen setzen im Übrigen modellhaft voraus, dass sich die Schadstoffquelle auf die Auffüllung beschränkt. Es wird also unterstellt, dass keine Schadstoff-Flüssigphasen aufgrund ihrer Dichte gravitativ in den Aquifer unterhalb der Auffüllung gesunken sind und dort als weiterer Schadstoffpool wirken. An dieser Stelle ist anzumerken, dass das Grundwasser unterhalb des Kontaktgrundwasserhorizonts Schadstoffbelastungen zeigt, die nicht auf abgesunkene Flüssigphasen zurückgehen müssen. Vielmehr ist dies eine Folge der ungleichmäßigen Sohlentiefe der Auffüllung, der hydrodynamischen Dispersion und wechselnder vertikaler Strömungsvorgänge.

Die Ergebnisse der indirekten Emissionsermittlung für den Niederterrassenschotter sind nachfolgend für eine Auswahl von Parametern dargestellt (vgl. auch Abbildung 15 in Kap. 10.1). Auswahlkriterium war die Relevanz der Schadstoffbelastung, gemessen am Verhältnis zwischen Abstromfracht und E_{\max} - bzw. orientierendem E_{\max} -Wert für die in Kap. 9 bilanzierten Parameter ab einer Fracht von ca. 50 % des E_{\max} -Werts. Eine vollständige Darstellung für alle Stoffe, welche in Konzentrationen oberhalb des Prüfwerts auftreten, würde die Gesamtbewertung nicht verändern. Ammonium ist aufgrund seiner unspezifischen Bedeutung ebenfalls aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

Geometrie			
A_{SiWa}	[m ²]	vgl. Kap. 3.2.1	52.000
B_A	[m]	vgl. Abb. 13	220 (Abschnitte A bis D, senkrecht zur Fließrichtung)
h_{GW}	[m]	vgl. Kap. 7.3.2	7,3 incl. h_{KGW}
A_A	[m ²]	$B_A \cdot h_{GW}$	4.120
h_{KGW}	[m]	"Nasser Fuß"	2,5
A_{KGW}	[m ²]	$B_A \cdot h_{KGW}$	550
Hydraulik			
Fließen	[°]	Südosten	135
T	[m ² /s]	$k_f \cdot h_{GW}$	5,7E-02
k_f	[m/s]	vgl. Kap. 7.3.2	5,5E-03
l	[-]	Näherung	0,0001
n_f	[-]	vgl. Kap. 9.3.1	0,12
Volumenströme			
Q_A	[m ³ /d]	$k_f \cdot A_A \cdot l \cdot 86.400$	76
Q_{SiWa}	[m ³ /d]	$(A_{SiWa} \cdot GWN) / 365.000$	19
Q_{KGW}	[m ³ /d]	$k_f \cdot A_{KGW} \cdot l \cdot 86.400$	31
Q_{SH}	[m ³ /d]	$Q_{SiWa} + Q_{KGW}$	50
Q_{ZT}	[m ³ /d]	$Q_A - Q_{SH}$	26 entspricht ca. 50 % von Q_{SH} bzw. ca. 1/3 von Q_A
GWN	[mm/a]	vgl. Kap. 8.2.5	130

Konzentrationen und Frachten			ACP	Aromat. Amine	Chlorbenzole	PMHPO	Propyphenazon	TTPCM
Prüfwert/Beurteilungsw.	[µg/l]	vgl. Kap. 9	0,1 ¹³	0,075 ¹³	1	0,1 ¹³	0,5 ¹³	0,1 ¹³
E _{max} /orient. E _{max} -Wert	[g/d]	vgl. Kap. 9	0,22 ¹³	0,16 ¹³	2	0,22 ¹³	1,1 ¹³	0,22 ¹³
C _Z	[µg/l]	Annahme	0	0	0	0	0	0
C _{odB}	[µg/l]	$E_A / (Q_{SH} \cdot 10^{-3})$	4,4	9,1	18	15	32	183
C _A	[µg/l]	$E_A / (Q_A \cdot 10^{-3})$	2,9	6,1	12	10	21	121
Verhältnis	[-]	C_{odB} / C_A	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
E _A incl. Zustrom	[g/d]	vgl. Kap. 9	0,22	0,46	0,9	0,77	1,6	9,2
E _A Kessler	[g/d]	$E_A \text{ incl. Zustrom} - (C_Z \cdot Q_{ZT} \cdot 10^{-3})$	0,22	0,46	0,9	0,77	1,6	9,2
Überschreitung Prüf-/Beurteilungswert			ja	ja	ja	ja	ja	ja
Überschreitung E _{max} /orient. E _{max} -Wert			nein	ja	nein	ja	ja	ja

Tabelle 92: Sickerwasserprognose, Modelldaten Schadstoffausbreitung

Die o. g. Tabelle greift die Vorgaben des Leitfadens Untersuchungsstrategie Grundwasser [35] auf. Darin bedeuten:

A _{SiWa}	Fläche Sickerwasser (hier: Grundfläche Kessler-Grube. Die Versiegelung/Überbauung ist über die reduzierte Grundwasserneubildung berücksichtigt, s. u.)	Alle hydrogeologischen Parameter dienen hier zur bodenschutzrechtlichen Sickerwasserprognose sowie wasserrechtlichen Immissions-/Emissionsbetrachtung und sind daher weniger differenziert als die hydraulischen Eingangsgrößen für das hydrogeologische und numerische Grundwassermodell und weniger differenziert als die darauf basierenden Auswertungen (vgl. Kap. 7.3, Kap. 8 und Kap. 9)
B _A	Abstrombreite	
h _{GW}	Grundwassermächtigkeit	
A _A	Querschnitt des gesamten Grundwasserabstroms	
h _{KGW}	Mächtigkeit Kontaktgrundwasser	
A _{KGW}	Querschnitt des Kontaktgrundwasserabstroms	
Fließen	Grundwasserfließrichtung	
T	Transmissivität	
k _f	Durchlässigkeit	
I	Grundwassergefälle	
n _f	nutzbare Porosität	
Q _A	Menge des gesamten Grundwasserabstroms	
Q _{SiWa}	Menge des Sickerwassers	
Q _{KGW}	Menge des Kontaktgrundwassers	
Q _{SH}	Summe Sicker- und Kontaktgrundwasser	
Q _{ZT}	Teilstrom des Grundwassers unterhalb der Auffüllung	
GWN	Grundwasserneubildung	

¹³ Ggf. eingeschränkte Signifikanz des Schwellenwerts wegen hoher Sicherheitsfaktoren

c_Z	Schadstoffkonzentration im Zustrom
c_{OdB}	Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung (Sickerwasser bzw. Kontaktgrundwasser), berechnet aus dem Verhältnis zwischen dem gesamten Grundwasserabstrom und der Sicker-/Kontaktgrundwassermenge als Mischungsrechnung
c_A	Schadstoffkonzentration im Grundwasserabstrom (hier: Kontrollebenen), tiefengemittelt über die Gesamtmächtigkeit des Aquifers, als Mittelwert über die gesamte Abstrombreite berechnet aus den Abstromfrachten (Auswertung Immissionspumpversuche)
E_A incl. Zustrom	Abstrom-Gesamtfracht (Auswertung Immissionspumpversuche) inkl. Frachten im Grundwasserzustrom
E_A Kessler	Abstromfracht Kessler-Grube (hier: entspricht numerisch der Abstrom-Gesamtfracht, da Zustromfracht = 0).

Die Sicker- und Kontaktgrundwassermenge Q_{SH} erfährt durch den unbelasteten Grundwasseranteilstrom unterhalb der Auffüllung Q_{ZT} bei tiefengemittelter Betrachtung eine Verdünnung um etwa 50 % (vgl. Tabelle 93). Die Abstrommessstellen in der Kontrollebene erfassen diese tiefengemittelten Konzentrationen, da sie bis zur Basis der Niederterrassenschotter ausgebaut sind. Daher liegen die berechneten Schadstoffgehalte c_{OdB} im Sicker-/Kontaktgrundwasser, d. h. am Ort der Beurteilung, etwa 50 % höher als im Bereich der Abstrommessstellen c_A in den Kontrollebenen.

Aus den Konzentrationen am Ort der Beurteilung ergibt sich im Vergleich zum jeweiligen Prüf-/Beurteilungswert¹⁴ auch für die indirekte Emissionsermittlung, dass die allgemeine Mindestanforderung nicht eingehalten ist. Die Prüf-/Beurteilungswerte werden teilweise um mehrere Größenordnungen überschritten.

10.2.4.3 Immissions- und Emissionsbetrachtung

Im direkten Grundwasserabstrom einer SBV/Altlast sind mindestens die Prüfwerte (Immissionsbedingung) sowie die maximal tolerierbaren Schadstofffrachten (E_{max} -Werte, Emissionsbedingung) einzuhalten, sofern die Prüfwerte am Ort der Beurteilung mangels Verhältnismäßigkeit nicht erreicht werden können.

Immissionsbedingung: $c_A \leq \text{Prüfwert}$

Tabelle 92 dokumentiert ausgewählte, aus den Abstromfrachten rechnerisch gemittelte Prüfwert-/Beurteilungswertüberschreitungen im direkten Grundwasserabstrom (Kontrollebenen). Die Analysenergebnisse der Stichtagsbeprobung und der Immissionspumpversuche sind in Kap. 7.1 zusammengestellt, woraus sich für weitere Stoffe Überschreitungen ergeben (u. a. Benzol, Phenolindex, PAK). Darüber hinaus sind die Ergebnisse der Screenings mit einer Vielzahl an Unbekannten und die Daten der wirkungsbezogenen Analytik als mehr als nur geringfügige Beeinträchtigung des Grundwasserabstroms einzustufen. Für die Bewertung ergibt sich somit:

Die Immissionsbedingung ist nicht erfüllt.

¹⁴ Ggf. eingeschränkte Signifikanz des Schwellenwerts wegen hoher Sicherheitsfaktoren

Weiterhin zu berücksichtigen ist die Emissionsbedingung.

Emissionsbedingung: $E \leq E_{\max}\text{-Wert/orientierender } E_{\max}\text{-Wert}$

Aufgrund der heterogenen Schadstoffverteilung im Ablagerungsgut sind Bilanzierungen der Frachten über Schadstoffherduntersuchungen (Interpolation von punktuellen, häufig nicht-repräsentativen Daten) mit erheblichen Unschärfen behaftet. Um diese Unschärfen zu vermeiden, wurden im Abstrom integrierende Untersuchungen in Form von Immissionspumpversuchen über annähernd 100 % der Abstrombreite durchgeführt und auf Basis eines Grundwassermodells ausgewertet. Die ermittelten Frachten sind in Kap. 9 dargestellt und in Tabelle 92 für ausgewählte Stoffe aufgegriffen. Daraus ergibt sich:

Die Emissionsbedingung ist nicht erfüllt.

Das Mengenverhältnis zwischen Kontaktgrundwasser („nasser Fuß“, ca. 31 m³/d) und Sickerwasser (ca. 19 m³/d, vgl. Tabelle 92) entspricht auch dem Verhältnis der Frachten, die jeweils in das Grundwasser gelangen, weil die Stoffkonzentrationen im Kontaktgrundwasser und Sickerwasser bei der vorliegenden konzeptionellen Betrachtung gleichgesetzt werden können. Das Kontaktgrundwasser hat mit rund 60 % (31 m³/d) daher einen höheren Anteil an den Emissionen als der Schadstofftransport durch das Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone, der bei rund 40 % liegt (19 m³/d, vgl. Tabelle 92).

Das Schadstoffpotenzial der Kessler-Grube ist so erheblich, dass es sich nicht in wenigen Generationen erschöpft.

Im Ergebnis ist u. E. Folgendes festzustellen:

Fläche	Kriterium/Frage	Ergebnis/Bewertung
Altablagerung Kessler- Grube: Wirkungspfad Boden – Grundwasser	Untersuchungsziel	erreicht
	Schadstoffkonzentrationen	> Prüfwert/Beurteilungswert
	sonstige Feststellungen	Immissionsbedingung nicht erfüllt; Emissionsbedingung nicht erfüllt: Frachten > 1 % E_{\max} -Wert bzw. > orientierender E_{\max} -Wert
	Verunreinigung eingegrenzt	ja
	SBV/Altlast	ja
	Sofortmaßnahmen zur Gefahrenabwehr	nicht notwendig, sofern Brunnen BR 49 näherungsweise bei gleicher Förderleistung weiterbetrieben wird
	Neubewertung bei wesentl. Änderungen der Nutzung oder Exposition	nicht erforderlich
	Entsorgungsrelevanz)	ja
	Beweisniveau/Einstufung bzw. Handlungs- bedarf	BN 3/SU

Tabelle 93: Bewertung, Wirkungspfad Boden – Grundwasser

Für die Kessler-Grube wird weder die allgemeine, noch die einzelfallbezogene Mindestanforderung eingehalten. **Die Prüf-/Beurteilungswerte sind überschritten, womit die Feststellung eines Grundwasserschadens verbunden ist. Bodenschutz- und wasserrechtlich ergibt sich daraus grundsätzlich die Erfordernis von Sanierungsmaßnahmen. Insofern ist eine Sanierungsuntersuchung geboten. Dabei sind die Ableitungsgrundlagen und Sicherheitsfaktoren der orientierenden GFS-Werte zu berücksichtigen.** Da die allgemeine Mindestanforderung (Einhaltung aller Prüf-/Beurteilungswerte im Sicker- und Kontaktgrundwasser) nicht mit verhältnismäßigem Aufwand erreicht werden kann, zielt die Sanierungsuntersuchung auf die einzelfallbezogenen Mindestanforderung. Von besonderer Bedeutung für die Sanierungsuntersuchung sind daher diejenigen Stoffe, welche aufgrund ihrer Menge und Mobilität eine Abstromfahne ausbilden. **Gegenstand der Sanierungsuntersuchung ist die Definition von stoffspezifischen Sanierungszielen und eine Variantenstudie möglicher Maßnahmen hinsichtlich deren Eignung, Kosten, Wirksamkeit, Effektivität und nicht-monetärer Aspekte wie Umweltverträglichkeit etc., wobei Sanierungsziele und Sanierungsmaßnahmen iterativ miteinander verknüpft sind und insbesondere auch unter Verhältnismäßigkeitskriterien zu betrachten sind.** Darüber hinaus sind sanierungsziel- und verfahrensbezogene Kriterien für den Umgang mit dem chemisch und toxikologisch nicht vollständig identifizierten Vielstoffgemisch abzuleiten.

Technische Untersuchungen (Messungen, Versuche, Modellierungen) erfolgen im Rahmen der Sanierungsuntersuchung nur insoweit, als es zur Beurteilung der Kosten und Wirksamkeit von Sanierungsverfahren erforderlich ist (z. B. Verfahren der Abwasserreinigung, hydraulische Simulationen).

Für den Muschelkalk besteht mangels bewertungsrelevanter Prüf-/Beurteilungswertüberschreitungen kein gesonderter Sanierungsbedarf. Die Potenzialdifferenzen Quartär/Muschelkalk sind bei der Sanierungsuntersuchung zum Schutz des Festgesteinsaquifers jedoch zu berücksichtigen. Die Erkenntnisse zum Muschelkalk stützen sich aktuell vor allem auf hydrogeologische Daten, können aber bislang noch nicht hinreichend mit Analysenmessreihen verifiziert werden. Aufgrund der geringen Potenzialunterschiede ist eine Beeinflussung des Grundwassers im Muschelkalk durch den Bohrvorgang möglich, die zum Zeitpunkt der bisher einmaligen Stichtagsbeprobung noch nicht abgeklungen war.

Das Ergebnis der XUMA-Priorisierung liegt als Anlage 14.5 bei. Das prioritätssetzende Risiko liegt bei 6,5.

10.3 Vorschläge zum weiteren Vorgehen

Der Brunnen BR 49 stellt, hydraulisch betrachtet, momentan eine geeignete Sicherungsmaßnahme dar, da der Abstrom der Kessler-Grube vollständig erfasst wird. Er sollte unbedingt im bisherigen Umfang weiterbetrieben werden, bis das Ergebnis der Sanierungsuntersuchung vorliegt, um zu vermeiden, dass belastetes Grundwasser aus der Kessler-Grube in den Rhein gelangt. Bezogen auf die Kessler-Grube, kommen aus Wirksamkeits- und Kostengründen (Minimierung der Förderraten) natürlich nur Sicherungsmaßnahmen in Frage, welche hydraulisch innerhalb der Grube ansetzen.

Nicht zuletzt aufgrund des momentanen Brunnenbetriebs besteht keine besondere Dringlichkeit der weiteren Maßnahmen, da derzeit keine Gesundheitsgefährdung durch die Kessler-Grube gegeben ist.

Es wird empfohlen, das Votum der Altlasten-Bewertungskommission des Landes Baden-Württemberg einzuholen und anschließend die Sanierungsuntersuchung durchzuführen, welche auf das Beweisniveau BN 4 gemäß Leitfaden Altlastenbewertung [36] führt.

Zur Überprüfung der Erstuntersuchungsbefunde wird eine erneute Beprobung und Analytik der drei Muschelkalkmessstellen KE 40, KE 41 und KE 42 sowie den benachbarten Messstellen im Niederterrassenschotter KE 34, KE 30 und P 11 sowie je einer Feldblindprobe vorgeschlagen (Parameter: Temperatur, el. Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxpotenzial, Farbe, Geruch, Trübung, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat-P ges., Sulfat, Sulfid lf, Ammonium, Bor, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen ges., Mangan ges., Arsen, Blei, Cadmium, Chrom ges., Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Zinn, DOC, AOX, aromatische Amine, LHKW, BTEX, Phenolindex, Chlorbenzole, PAK und GC-MS-Screening). Gleichzeitig zu den Kurzpumpversuchen und Probenahmen bei niederen Förderraten in den Muschelkalkmessstellen sollte in den benachbarten Niederterrassenschotter-Messstellen KE 34, KE 30 sowie P 11 und P 15 eine mindestens gleiche Potenzialabsenkung durch höhere Förderraten sichergestellt sein (Low-Flow-Sampling in den Muschelkalk-Messstellen bei GW-Förderung im Twin-Set-Verfahren in den Muschelkalk- und benachbarten Niederterrassenschotter-Messstellen). In den Förderstellen sollten die Wasserstandsentwicklungen mittels Datenlogger über mindestens 48 Stunden im Vorlauf und bis mindestens 2 Stunde nach Probenahme aufgezeichnet werden. Ergänzend empfehlen wir in den Fördermessstellen hochauflösende Thermo-Flowmetermessungen zur Detektierung ggf. auftretender, vertikaler Grundwasserströme in den Muschelkalk- und Niederterrassenschotter-Messstellen.

Aufgrund der Erheblichkeit des Schadstoffpotenzials und der Sensibilität der Grundwasserfließverhältnisse sollte parallel eine Überwachung der Sicherungsmaßnahme in Form eines zweijährlichen Grundwassermonitorings in den Kontrollebenen eingeleitet werden. Es sollte sich am Umfang der Stichtagsmessung orientieren, die im Rahmen der vorliegenden DU durchgeführt wurde. GC/MS-Screenings und wirkungsbezogene Analytik sind dabei nicht mehr erforderlich. Jedoch sollte die Gesamtoxizität der Grundwasserproben nach DIN EN ISO 38412 in drei unterschiedlich sensitiven und in ihrer Anreicherungscharakteristik differierenden Trophiestufen des aquatischen Lebensraums (Daphnien, Algen und Fischeier) sowie zur Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der wirkungsbezogenen Analytik an Leuchtbakterien nach DIN EN ISO 11348 ermittelt werden.

Weiter wird empfohlen, die im Kapitel 7.1.5 beschriebenen Nachuntersuchung im Bereich der aufgelassenen Kanalisation bei P 12 durchzuführen und eine Bestandsaufnahme bzw. Spülung und Kamerabefahrung der Zu- und Abgänge der Schachthaltung 70120/58 vorzunehmen.

10.4 Schlussbemerkung

Entsprechend der Aufgabenstellung und aufgrund natürlicher oder anthropogener Heterogenitäten der Untergrundbeschaffenheit sind kleinräumige Abweichungen von den beschriebenen örtlichen Verhältnissen nicht auszuschließen. Auf vorgemerkten Standorten können in Einzelfällen auch außerhalb von räumlich lokalisierbaren Verdachtsbereichen Bodenbelastungen bestehen. Bei Erdarbeiten ist deshalb sorgfältig auf Auffälligkeiten zu achten und in Zweifelsfällen ein Gutachter hinzuzuziehen.

Es wird empfohlen, eventuelle Schlussfolgerungen vom vorliegenden Gutachten auf beabsichtigte vertragliche Regelungen z. B. bei Grundstücksverkäufen oder bei Bau- und Lieferleistungen mit uns detailliert abzustimmen. Für Planungen im Bereich Bodenmechanik und Grundbau gelten im Übrigen andere Beurteilungskriterien und -maßstäbe des Untergrunds, weshalb das vorliegende Gutachten für derartige Fragestellungen nicht herangezogen werden kann.

Im Weiteren ist darauf hinzuweisen, dass sich die Einstufung der Altablagerung je nach der angestrebten Nutzungsänderung deutlich verändern kann. Eine Neubeurteilung der Gefährdungssituation vor Durchführung der jeweiligen Nutzungsänderung ist zweckmäßig.

Für ergänzende Erläuterungen und Fragen im Verlauf der weiteren Planung stehen wir gerne zur Verfügung.

HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG

Niederlassungsleiter



Thomas Osberghaus
Dipl.-Geologe

ÖFFENTLICH BESTELLTER UND VEREIDIGTER
SACHVERSTÄNDIGER NACH § 36 GEWO FÜR
ATLASTEN – ERKUNDUNG, BEWERTUNG

SACHVERSTÄNDIGER NACH § 18 BBODSCHG,
GEFÄHRDUNGSABSCHÄTZUNG
WIRKUNGSPFAD BODEN – GEWÄSSER
WIRKUNGSPFAD BODEN – MENSCH

Geschäftsleiterin
Altlasten/Flächenrecycling



Bernadette Bohnert
Dipl.-Ing. Umweltsicherung (FH)

Projektleiter



Martin Steckermeier
Dipl.-Geologe

Projektbearbeiter



Dr. Adalbert Huss
Dipl.-Geologe

Projektbearbeiter



Dr. Stefan Hunger
Dipl.-Chemiker

ANHANG

- 1 Quellen- und Literaturverzeichnis
- 2 Abkürzungsverzeichnis

Quellen- und Literaturverzeichnis

Projektbezogene Unterlagen

- [1] IBL: Bericht zu den Historischen Untersuchungen und zu den Bodenluftuntersuchungen auf der ehemaligen Kesslergrube in Grenzach vom 16.04.1991
- [2] IBL: Untersuchungen der Aufschüttung im Bereich der ehemaligen Kesslergrube, Ergebnisse der Boden- und Wasseruntersuchungen vom 11.11.1991
- [3] GIW: Bericht über die ergänzende historische Erkundung der Altablagerung „Kessler-Grube“ vom 24.11.2005
- [4] GIW: Pflichtenheft zur Detailuntersuchung (DU), 1. Etappe, der Altablagerung „Kessler-Grube“ vom 09.03.2005
- [5] GIW: Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung „Kessler-Grube“, Ergebnisbericht der ersten Grundwasseruntersuchung vom 28.11.2006
- [6] GIW: Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung „Kessler-Grube“, Ergebnisbericht über hydrogeologische Untersuchungen vom 13.09.2007
- [7] GIW: Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung „Kessler-Grube“, 1. Untersuchungsetappe, Entwurf des Abschlussberichts vom 20.02.2008
- [8] GIW: Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung „Kessler-Grube“, Abschlussbericht – 1. Untersuchungsetappe vom 07.05.2008
- [9] GIW: Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung „Kessler-Grube“, Abschlussbericht – 1. Untersuchungsetappe vom 22.01.2009 (Ergänzung)
- [10] HPC AG: Bericht zur hydrogeologischen Situation der Altablagerung Kessler-Grube in Grenzach-Wyhlen (Konzeptionelles hydrogeologisches Standortmodell); Gutachten Nr. 2072321 vom 09.01.2009
- [11] HPC AG: Pflichtenheft zur Detailuntersuchung der Altablagerung Kessler-Grube in Grenzach-Wyhlen. Lörrach, 10.07.2009
- [12] Landratsamt Lörrach:, Schreiben an die Ciba Inc. vom 30.07.2009
- [13] Holder, T. (Oktober 2008): Mündliche Auskünfte zum Stand der Ausarbeitung und zu Zwischenergebnissen des Grundwasserströmungsmodells
- [14] TGF Tübinger Grundwasser-Forschungsinstitut (übersandt Dezember 2008): Berichtsauszug „Lokales Grundwassermodell „Hornboden““
- [15] TGF Tübinger Grundwasser-Forschungsinstitut (Juni 2009), Ausschnittmodell Altablagerung "Kessler-Grube" aus Grundwassermodell Grenzach-Wyhlen, Grenzach-Wyhlen
- [16] HPC: Anzeige für die Errichtung von 27 Grundwassermessstellen nach § 37 Wassergesetz und Mitteilung über die beantragte Entnahme von Grundwasser im Rahmen von Pumpversuchen durch die Ciba Grenzach GmbH vom 25.09.2009
- [17] Landratsamt Lörrach: Bestätigung 1. Bohranzeige für 27 Grundwassermessstellen (Werksgelände Ciba, Umfeld Kesslergrube, Grenzach-Wyhlen), 2. Pumpversuche vom 06.10.2009

- [18] Regierungspräsidium Freiburg, Referat 44 Straßenplanung Bad Säckingen: Mail-Mitteilung zu Lage und Sicherung der Messstelle KE 42 (und KE 22) bzw. dem Rückbau der Messstellen P 13 und P 10a im Bereich der planfestgestellten Trasse B 34 vom 29.10.2009
- [19] TGF Tübinger Grundwasser-Forschungsinstitut: Werksgelände BASF Grenzach GmbH, Planung und Dimensionierung von Immissionspumpversuchen vom 07.05.2010

Sonstige Unterlagen

- [20] Analytische Qualitätssicherung Baden-Württemberg <http://www.iswa.uni-stuttgart.de/ch/aqs/>
- [21] BUWAL (2000): Pflichtenheft für technische Untersuchungen von belasteten Standorten
- [22] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. BGBl I Nr. 36 S. 1554
- [23] Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten – Informationsblatt für den Vollzug, Stand 09.09.2004
- [24] Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft (2002): Hydrogeologische Modelle – Ein Leitfaden mit Fallbeispielen, Heft 24
- [25] F. BECKER, M. LUTZ, A. HOPPE und A. ETZOLD (1997): Der Untere Muschelkalk am Südostrand des Schwarzwaldes – Lithostratigraphie und Gammastrahl-Log-Korrelation. Iber. Mitt. oberrhein. geol. Ver., N. F. 79, Stuttgart
- [26] Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998. BGBl. I Nr. 16 S. 502
- [27] Grenzach-Wyhlen <http://www.grenzach-wyhlen.de/>, Stand 15.09.2007
- [28] Hipp/Rech/Turian: Das Bundes-Bodenschutzgesetz mit Bodenschutz- und Altlastenverordnung; Leitfaden. – 1. Aufl. – München; Berlin: Rehm, 2000
- [29] Landratsamt Waldshut (2001): <http://www.grundwasserleiter-hochrhein.de/>, Erkundung der Grundwasserleiter und der Böden im Hochrheintal zwischen Schaffhausen und Basel, Abschlussbericht zum INTERREG-II-Projekt
- [30] Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten – Informationsblatt für den Vollzug. Stand 01.09.2008 (Ergänzung zu Tab. 2, Phenol: Juni 2009)
- [31] Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (2008) <http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/Service/aufschlussdaten/aufschlussarchiv/>, Aufschlussarchiv des Regierungspräsidiums Freiburg
- [32] Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (2005): Symbolschlüssel Geologie Baden-Württemberg. Verzeichnis Geologischer Einheiten – aktual. Ausgabe Mai 2005. <http://www.lgrb.uni-freiburg.de>
- [33] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Berechnung orientierender Hinweise auf Prüfwerte für flüchtige Stoffe in der Bodenluft. Altlasten und Boden News 1/2005

- [34] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Die Amtsermittlung bei altlastverdächtigen Flächen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG (orientierende Untersuchung) - Hinweise für den Verwaltungsvollzug -; Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Band 39
- [35] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008): Untersuchungsstrategie Grundwasser. Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Band 42
- [36] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2010): Altlastenbewertung – Priorisierungs- und Bewertungsverfahren Baden-Württemberg, Karlsruhe, März 2010
- [37] Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (2004): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, 2. Auflage
- [38] O. F. GEYER, M. GWINNER (1990): Geologie von Baden-Württemberg, 4. Aufl., Schweitzerbart, Stuttgart
- [39] O. F. GEYER, T. SCHOBER, M. GEYER (2003): Die Hochrhein-Regionen zwischen Bodensee und Basel. Sammlung geol. Führer, Bd. 94, Borntraeger, Stuttgart
- [40] Oehme, M. (2010): Qualitätssicherungskonzept: Analyse von organischen Verbindungen in Oberflächen- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Böden
- [41] Umweltministerium Baden-Württemberg: Verwaltungsvorschrift für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14.03.2007, GABI. Nr. 4 S. 172
- [42] Umweltministerium Baden-Württemberg: Vorläufige Hinweise zum Einsatz von Baustoffrecyclingmaterial. 13.04.2004
- [43] Schweizerische Geologische Kommission (Hrsg.) (1970): Geologischer Atlas der Schweiz 1 : 25 000, Blatt 1047 Basel (Atlasblatt 59) mit Erläuterungen, verfasst von H. FISCHER, L. HAUBER und O. WITTMANN, 1971. Kümmerly & Frey, Bern
- [44] Sozialministerium und Umweltministerium Baden-Württemberg: Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen. Erlass vom 16.09.1993 in der Fassung vom 01.03.1998 mit Hinweisen der Landesanstalt für Umweltschutz, Stand 30.04.1998. *Die VwV ist seit Ende 2005 nicht mehr gültig, jedoch wird insbesondere die einzelfallbezogene Mindestanforderung weiterhin angewendet.*
- [45] Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 27. April 2009 Nr. 22, S. 900
- [46] Kreysa, G. und J. Wiesner (1995): Biologische Testmethoden für Böden. Dechema e.V., Frankfurt a. M.
- [47] Arbeitshilfe Qualitätssicherung, Anhang 1: Biologische Verfahren in der Laboranalytik bei Altlasten, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), 2002
- [48] BfG Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung, 08/2007, Bundesamt für Gewässerkunde, Koblenz
- [49] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen, Anforderungen an das Abwasser vor Vermischung. BGBl I 1997, 566, Stand 21.03.1997

- [50] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 22: Abwässer aus der chemischen Industrie, Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle. BGBl. I 2004, 1134 – 1137
- [51] LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004), Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser
- [52] ECHA, European Chemical Agency (2010), Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health
- [53] ECHA, European Chemical Agency (2008), Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment
- [54] TREFZGER, E. (1925): Die Tektonik des westlichen Dinkelbergs und des nördlichen Tafeljuras bei Basel – Ber. naturf. Ges. Freiburg i. Br., 24: 262-324, Freiburg i. Br.
- [55] LAUBSCHER, H. P. (1971): Das Problem von Rheintalflexur und Tafeljura – Eclogae geol. Helvet., 64: 157-162, Basel
- [56] Umweltbundesamt (Hrsg.): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten. – Berlin: Erich Schmidt. Grundwerk, 1999.
- [57] Verordnung des Umweltministeriums und Verkehr über Qualitätsziele für bestimmte gefährliche Stoffe und über Programme zur Verringerung der Gewässerverschmutzung (Gewässerqualitätszielverordnung)
- [58] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen – Wirkungspfad Boden - Gewässer. Stand: 31.10.2001 (Merkblatt Nr. 3.8/1)
- [59] Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) vom 26.08.1998. SR 814.680
- [60] EAWAG: Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. Dübendorf (CH), Januar 2009.
- [61] Internationale Kommission zum Schutz des Rheines: Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2000 mit den Zielvorgaben. Bericht Nr. 123-d, Juli 2002, Luxembourg
- [62] HARRESS PICKEL CONSULT AG: Sanierung Hirschackergrube: Ergänzende Grundwassererkundung und hydraulische Abstomsicherung. Gutachten IUB 07-LÖ-0016. Lörrach, Dezember 2009.
- [63] Piper, A.M.: A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. United States Geological Survey, Washington D.C. 1953
- [64] Furtak, H. und Langguth, H.R.: Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. Mem. IAH Congress 1965, 86-96, Hannover 1967
- [65] LUBW: Grundwasserüberwachungsprogramm; Leitfaden für Probenahme und Analytik von Grundwasser; Grundwasserschutz 15. Karlsruhe, 2001; Grundwasserschutz 38. Karlsruhe, 2009

- [66] BEAR, J. & BACHMANT, Y. (1991): Introduction to Modeling of Transport Phenomena in Porous Media. Theory and Applications of Transport in Porous Media.- Kluwer Academic Publ. Vol. 4
- [67] SÉGOL, G. (1994): Classic groundwater simulations: proving and improving numerical models.- PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey
- [68] YEH, G.-T., CHEN, J.-R. & BENSABAT, J.A. (1994): A three-dimensional finite-element model of transient free surface flow in aquifers. In. Computational Methods in Water Resources X, Vol. 1, X. Intern. Conf. On Comp. Methods in Water Resources, July 1994, Heidelberg, Kluwer Academic Publ., 131-138
- [69] KNUPP, P. (1996): A moving mesh algorithm for 3D regional groundwater flow with water table and seepage face.- Adv. Water Resource., 19, 2: 83-95
- [70] DIERSCH, H.-J.G. (2002): Treatment of free surface in 2D and 3D groundwater modeling.- page 67-100.
- [71] [Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Rheingebiet, Teil I. Karlsruhe, 2006].
- [72] Helge Walter, Federica Consolaro, Paola Gramatica, Martin Scholze und Rolf Altenburger (2001): Mixture Toxicity of Priority Pollutants at No Observed Effect Concentrations (NOECs). Ecotoxicology 11: 299-310.
- [73] Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein, Jahresbericht 2008.

Abkürzungsverzeichnis

AA	Altablagerung	IPV	Immissionspumpversuch
ACP	2-Amino-5-Chlorbenzo-phenon	KE	Kontrollebene
AKW	Aromatische Kohlenwasserstoffe (s. auch BTEX)	KPV	Kurzpumpversuch
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene	KRB	Kleinrammbohrung
AP	Ansatzpunkt	KW (GC)	Kohlenwasserstoffe (Gaschromatograph)
As	Arsen	Lf	Elektr. Leitfähigkeit
BaP	Benzo(a)pyren (Einzelparameter der PAK)	LHKW	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung	MHW	Mittleres Hochwasser
Ben	Benzol	MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
BG	Bestimmungsgrenze	MNW	Mittleres Niedrigwasser
BN	Beweisniveau	MP	bei Wasserstandsmessungen: Messpunkt
BRI	Brutto-Rauminhalt	MP	bei Proben: Mischprobe
BS	Baggerschurf	MTBE	Methyl-Tertiär-Butylether
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf	m u. GOK	Meter unter Geländeoberkante
BTEX	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX-Aromaten)	m u. POK	Meter unter Pegeloberkante
CAS	Chemical Abstracts Service	m ü. NN	Meter über Normalnull
Cd	Cadmium	MW	Mittelwasser
Cr	Chrom	μ	„Mikro“, 10 ⁻⁶
Cr VI	Chromat	n	„Nano“, 10 ⁻⁹
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	Nap	Naphthalin (Einzelparameter der PAK)
C _{SiWa}	Sickerwasserkonzentration	Ni	Nickel
C _{OdB}	Konzentration am Ort der Beurteilung	NN	Normalnull
Cu	Kupfer	oGFS	orientierender Geringfügigkeitsschwellenwert
Cyan. ges.	Cyanide gesamt	O ₂	Sauerstoff
DCEC	Cis-1.2-Dichlorethen	OCP	Organochlorpestizide (Pflanzenschutzmittel)
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan	OdB	Ort der Beurteilung
DepV	Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV)	OK	Oberkante
DK	Dieselmotorkraftstoff	OU	Orientierende Untersuchung
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff	PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
DU	Detailuntersuchung	PAK-16	16 PAK-Einzelparameter nach EPA
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene	PAK-15	PAK-16 ohne Naphthalin
E _{max} -Wert	Maximaler Emissionswert	Pb	Blei
ET	Endtiefe	PBSM	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe	PCB	Polychlorierte Biphenyle
Flrst	Flurstück	PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
GFS	Geringfügigkeitsschwelle	PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
GOK	Geländeoberkante	PCE	Tetrachlorethen
GOW	gesundheitliche Orientierungswerte	PCM	Tetrachlormethan
GR	Glührückstand	PCP	Pentachlorphenol
GV	Glühverlust	Per	Tetrachlorethen
GW	Grundwasser	pH	pH-Wert
GWL	Grundwasserleiter	PMHPO	1-Phenyl-3-methyl-4-hydroxy-(prop-2-yl)-2,5-dihydropyrazol-5-on
GWM	Grundwassermessstelle	POK	Pegeloberkante
GWN	Grundwasserneubildung	PP	Pumpprobennahme
H-B	Hintergrundwert Boden	PV	Pumpversuch
HCB	Hexachlorbenzol	Redox	Redoxpotenzial
HCBd	Hexachlorbutadien	RC	Recycling
HCE	Hexachlorethen	rIHV	reziprokes Isohemmvolumen
HCH	Hexachlorcyclohexan	RKB	Rammkernbohrung
γ-HCH	Gamma-Hexachlorcyclohexan = Lindan	RKS	Rammkernsondierung
HEL	Heizöl (leicht)	SBV	Schädliche Bodenveränderung
Hg	Quecksilber	SG	Schürfgrube
HU	Historische Untersuchung	SM	Schwermetalle
H-W	Hintergrundwert Wasser	SPR	Simultane Pumprate
IG DRB	Interessensgemeinschaft Deponiensicherheit Region Basel	Stk.	Stück
		SWM	Sickerwassermessstelle

T	Temperatur
TC	Gesamter Kohlenstoff
TTC	Threshold of Toxicological Concern
TCE	Trichlorethen
TK	Topographische Karte
TI	Thallium
TM	Trockenmasse (entspricht Trockensubstanz)
TOC	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff
TR	Trockenrückstand
Tri	Trichlorethen
TS	Trockensubstanz
TTPCM	2,2,5,5-Tetramethyl-tetrahydro-1,3,4,6,8-pentaoxacyclopenta [a]inden-8a-yl methanol; CAS-Nr. 17682-70-1
TU	Tritium Unit (Tritium-Einheit)
VC	Vinylchlorid
VwV	Verwaltungsvorschrift
VK	Vergaserkraftstoff
WBA	wirkungsbezogene Analytik
WA	Wiederanstieg
WGK	Wassergefährdungsklasse
Zn	Zink