



Deponie Flotzgrün

Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **09**

Erstellt im Auftrag von:

BASF SE

67056 Ludwigshafen

Eigentum der BASF SE

urheberrechtlich geschützt

Dr.-Ing. Johannes Weiß, Dr.-Ing. Bettina Starke,
Dipl.-Ing. Jörn Müller, Prof. Dr. Ulrich Ewers

2018-10-23

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1	VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG 10
2	UNTERLAGEN 12
3	RECHTSGRUNDLAGEN 16
4	DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN IN DER ERKUNDUNGSPHASE..... 18
4.1	Durchgeführte Untersuchungen..... 18
4.2	Ergebnisse der Untersuchungen 18
4.3	Ergänzende Sonderuntersuchungen 21
5	STANDORTSITUATION 22
5.1	Standort und Untersuchungsgebiet 22
5.2	Geologische und hydrogeologische Standortverhältnisse..... 22
5.3	Deponieaufbau und Stoffquellen 23
5.4	Sicherungsmaßnahme 26
5.5	Aktuelle Schadstoffverteilung 27
5.5.1	Leitparameter 28
5.5.2	Sonstige Parameter..... 30
6	IDENTIFIKATION, BEWERTUNG UND WICHTUNG DER GEFÄHRDUNGSPFADE 32
6.1	Schutzgüter und Schutzziele 32
6.2	Potentielle Wirkungspfade 37
7	STANDORTSPEZIFISCHE STOFFBEWERTUNG 39
7.1	Stoffscreening und Identifikation der Leitparameter 39
7.2	Mecoprop und Bentazon 39
7.2.1	Stoffeigenschaften von Mecoprop und Bentazon..... 39
7.2.1.1	Verhalten im System Boden / Grundwasser 40
7.2.1.2	Human- und Säugetiertoxizität 42
7.2.1.3	Toxizität gegenüber Wasserorganismen..... 43
7.2.1.4	GHS-Einstufung nach CLP-Verordnung (EG) 1272/2008. 44
7.2.2	Beurteilungswerte im Grundwasser und Trinkwasser 46
7.2.3	Zusammenfassung der wesentlichen Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte: 49

7.3	1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan	50
7.3.1	Stoffeigenschaften.....	50
7.3.2	Verhalten im System Boden / Grundwasser	50
7.3.2.1	Human- und Säugetiertoxizität	51
7.3.2.2	Toxizität gegenüber Wasserorganismen.....	52
7.3.2.3	GHS-Einstufung nach CLP-Verordnung (EG) 1272/2008	53
7.3.2.4	Einstufung durch nationale und internationale Organisationen	54
7.3.2.5	Abschätzungen einer tolerablen Körperdosis auf Basis von toxischen Effekten	54
7.3.2.6	Risikoabschätzung in Bezug auf die krebserzeugende Wirkung der Stoffe im Trinkwasser	55
7.3.3	Beurteilungswerte im Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer	56
7.3.4	Zusammenfassung der Wesentlichen Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte	58
7.4	Sulfonsäuren	59
7.4.1	Stoffeigenschaften der Sulfonsäuren.....	59
7.4.2	Verhalten im System Boden / Grundwasser	61
7.4.2.1	Humantoxizität.....	61
7.4.2.2	Säugetiertoxizität sowie Toxizität gegenüber Wasserorganismen	62
7.4.2.3	Gefahrenhinweise	62
7.4.2.4	Bewertung von Methylbenzolsulfonsäuren im Rahmen des OECD-UNEP-SIDS- Programms.....	62
7.4.3	Beurteilungswerte im Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer	63
8	MODELLGESTÜTZTE PROGNOSE UND BEWERTUNG DER STOFFAUSBREITUNG FÜR DEN DIREKTEN STANDORTABSTROM	64
8.1	Aktualisiertes Strömungs- und Transportmodell	64
8.1.1	Modellaufbau.....	64
8.1.2	Kalibrierung des Modellsystems	64
8.2	Prognoserechnungen	66
8.2.1	Modellkonzept	66
8.2.2	Randbedingungen	66
8.2.3	Prognoseszenarien	69
8.3	Langzeitprognosen.....	71
8.3.1	Schadstoffausbreitung bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)	71
8.3.2	Schadstoffausbreitung bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III (konservativer Fall).....	75
8.3.3	Schadstoffausbreitung bei fallenden Konzentrationen an P049III (günstiger Fall)	76
8.3.4	Bewertung der langfristigen Schadstoffausbreitung im MGWLu	77

8.4	Überprüfung der Sicherungsmaßnahme.....	80
8.4.1	Überprüfung der aktuellen Entnahmekonstellation und Entnahmemenge.....	80
8.4.2	Überprüfung des aktuellen Intervallbetriebes.....	83
8.4.3	Fazit aus der Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo.....	85
8.5	Stoffaustrag in den Altrhein	86
8.6	Einfluss hydrologischer Schwankungen	88
8.7	Prognose mit ergänzender Sicherung im TB III (MGWLu)	88
8.8	Zusammenfassende Bewertung des direkten Standortabstroms	90
8.8.1	Hydrochemische Bewertung.....	90
8.8.2	Hydraulische Bewertung.....	91
9	GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG GRUNDWASSER	93
9.1	Gefährdungsabschätzung	93
9.1.1	Trinkwassergewinnung Speyerer Süd	93
9.1.2	Grundwasser	94
9.2	Gefährdungsbeurteilung für die Schutzgüter Trinkwasser / Mensch	96
9.3	Gefährdungsbeurteilung für die Oberflächengewässer	97
9.3.1	Altrhein.....	97
9.3.2	Rhein.....	98
9.3.3	Altrheinaue	99
9.4	Gefährdungsbeurteilung für die Grundwassernutzungen im Bereich Speyerer Rheinbogen.....	99
9.5	Zusammenfassende Bewertung	100
10	EMPFEHLUNGEN	101
10.1	Wesentliche Fragestellungen und Kenntnisstand	101
10.2	Handlungsempfehlungen.....	101

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abbildung 5.1: Deponieabschnitte Flotzgrün.....	23
Abbildung 5.2: Mengenentwicklung Deponie Flotzgrün von 1986 bis 2011 (in 1.000 Tonnen).....	24
Abbildung 6.1: Schutzgebiete im Bereich der Insel Flotzgrün, [U1].....	36
Abbildung 6.2: Mittlere Grundwasserströmung in den Tiefenbereichen TB II und TB III (Kartengrundlage: BCE).....	37
Abbildung 8.1: Stoffeintragsflächen auf den Altabschnitten der Deponie Flotzgrün mit Angabe des zeitlichen Beginns des Eintrags der jeweiligen Fläche (Quelle: BCE), [U12]	68
Abbildung 8.2: Fallbetrachtungen (Anpassungsfall, Konservativer sowie Günstiger Fall) der Langzeitprognosen im Vergleich zu den Mecoprop-Gehalten an der Messstelle P049III, [U12]	70
Abbildung 8.3: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 1), [U12]	71
Abbildung 8.4: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 2), [U12]	72
Abbildung 8.5: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 3), [U12]	73
Abbildung 8.6: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 4), [U12]	74
Abbildung 8.7: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (konservativer Fall), [U12]	75
Abbildung 8.8: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (günstiger Fall), [U12].....	76
Abbildung 8.9: Mecoprop-Konzentrationen an der Vorfeldmessstelle P061III für die verschiedenen Fälle und Szenarien, [U12].....	79
Abbildung 8.10: Mecoprop-Konzentration 2050 für den Anpassungsfall mit bisheriger (links) und der erweiterten Entnahmekonstellation (rechts), [U12].....	81
Abbildung 8.11: Stationäre Stromlinien mit Erweiterung des Fassungssystems um Brunnen B8, [U12]	81
Abbildung 8.12: Stoffeintragsrate und berechnete Stoffaustragsraten für Mecoprop bei unterschiedlichen Gesamtentnahmemengen, [U12]	82
Abbildung 8.13: Stoffeintragsrate und berechnete Stoffaustragsraten für Bentazon bei unterschiedlichen Gesamtentnahmemengen, [U12]	83
Abbildung 8.14: Vergleich der Mecoprop-Konzentrationen zwischen Intervallbetrieb und kontinuierlichem Betrieb am Nordwestrand der Deponie, [U12].....	84

Abbildung 8.15: Vergleich der Mecoprop-Konzentrationen zwischen Intervallbetrieb und kontinuierlichem Betrieb am Nordrand der Deponie, [U12].....	84
Abbildung 8.16: Entwicklung der Mecoprop-Konzentrationen im Altrhein-Bereich während des Intervallbetriebes, [U12].....	85
Abbildung 8.17: Transekte am Altrhein-Ufer zur Ermittlung des Stoffaustrags in den Altrhein sowie Mecoprop-Konzentrationen (Herbstbeprobung 2016 am Deponierand), [U12].....	87
Abbildung 8.18: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd mit ergänzender Sicherung im MGWLu, [U12].....	89
Abbildung 8.19: Entwicklung der Wasserstandsdifferenzen P017III und P017II im Vergleich zu den Tiefentnahmen Wasserwerk Speyer Süd im Zeitraum 1987 bis 2015, [U10].....	92

TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 5.1 Abgeschätzter historischer Stoffeintrag, aus [U10].....	25
Tabelle 5.2 Maximalbefunde der Leitparameter im Jahr 2017	28
Tabelle 5.3 Maximalbefunde weiterer Parameter im Jahr 2017	31
Tabelle 7.1 Zusammenfassung Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für Mecoprop und Bentazon	49
Tabelle 7.2 Zusammenfassung Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan.....	58
Tabelle 7.3 Eigenschaften und Kennzeichnung von Arylsulfonsäuren (Quelle: [U49])	60
Tabelle 8.1 Strömungs-Randbedingungen für die einzelnen Prognosefälle	67
Tabelle 8.2 Szenarienbetrachtungen der Langzeitprognosen	70
Tabelle 8.3 Zeitpunkte der Grenzwertüberschreitung der Mecoprop-Konzentrationen im Wasserwerk Speyer-Süd in den Szenarien des Worst-Case-Falls	77
Tabelle 8.4 Mecoprop-Konzentrationen in 2050, 2100, in 100 Jahren (2117) und Maximalwerte im Rohmischwasser in den Szenarien des Worst-Case-Falls	77
Tabelle 8.5 Volumenströme und Stoffausträge in den Altrhein	86

ANLAGENVERZEICHNIS

Anlage 1 Lagepläne

- Anlage 1.1 Übersichtskarte, M 1 : 25.000, (Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])
- Anlage 1.2 Lageplan Brunnen, Grundwassermessstellen, M 1 : 5.000 (Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])

Anlage 2 Entwicklung der Konzentrationen

- Anlage 2.1 Mecoprop im Grundwasser, [U7]
- Anlage 2.2 Mecoprop und Bentazon im Rheinwasser

Anlage 3 Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III), [U12]

- Anlage 3.1 Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
 - Anlage 3.1.1 Szenario 1: Anpassungsfall
 - Anlage 3.1.2 Szenario 2: Verringerte Stoffabklingrate
 - Anlage 3.1.3 Szenario 3: Einbezug des geplanten Tiefbrunnens TB 7
 - Anlage 3.1.4 Szenario 4: Wasserrecht (2 Mio. m³/Jahr) unter Einbezug TB 7
- Anlage 3.2 Bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III (Konservativer Fall)
- Anlage 3.3 Bei fallenden Konzentrationen an P049III (Günstiger Fall)

Anlage 4 Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II), [U12]

- Anlage 4.1 Prognose der Stoffausbreitung im Anpassungsfall (Worst-Case-Fall)
 - Anlage 4.1.1 Chlorid
 - Anlage 4.1.2 Mecoprop
 - Anlage 4.1.3 Bentazon
- Anlage 4.2 Variation der Entnahmemenge (Stoffausbreitung Mecoprop 2050)

Anlage 5 CDM Smith (2014): Deponie Flotzgrün - Bewertung der Analysenbefunde aus dem Stoffscreening an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07 vom 16.09.2014, Alsbach, Bericht 2, Dezember 2014

Anlage 6 CDM Smith (2015): Bewertung der Ergebnisse aus den bodenmechanischen Untersuchungen, Alsbach, Bericht Nr. 3, April 2015

Anlage 7 Universität Tübingen (2015): Laborversuche zur Bestimmung der Retardation von Mecoprop und Bentazon in Aquifermaterial, Tübingen, Juni 2015

Anlage 8 CDM Smith (2017): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zum Hydrogeologischen Modell (Stand 11/2016), Alsbach, Bericht Nr. 06, Januar 2017

Anlage 9 CDM Smith (2017): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zum Grundwasserströmungsmodell (Stand 02/2017), Alsbach, Bericht Nr. 07, März 2017

- Anlage 10 CDM Smith (2017): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zur Anpassung des Stofftransportmodells und zur Planung von Prognoserechnungen, Alsbach, August 2017
- Anlage 11 CDM Smith (2017): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zum Grundwasserströmungs- und Transportmodell, Alsbach, Bericht Nr. 08, September 2017
- Anlage 12 CDM Smith (2018): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zum Bericht „Aufbau und Anpassung eines aktuellen numerischen Grundwassermodells, Alsbach, Februar 2018
- Anlage 13 Empfehlungen der ahu in Kap. 7 des Gutachtens [U15]

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADI	Acceptable Daily Intake, <i>engl.</i> für Erlaubte Tagesdosis
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
CLP	Classification, Labelling and Packaging, <i>engl.</i>
EC50	mittlere effektive Konzentration
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
GHS	Globally Harmonized System of Classification, Labelling and Packaging of Chemicals
GrwV	Grundwasserverordnung
HGM	Hydrogeologisches Modell
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
Kd	Verteilungskoeffizient [L^3/M]
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft
LC50	mittlere letale Konzentration
LD50	mittlere letale Dosis
LUWG	Landesamt für Umwelt und Wasserwirtschaft
MCPP	Mecoprop
MGWL	Mittlerer Grundwasserleiter
NOAEL	no-observe adverse effect level, <i>engl.</i>
OGewV	Oberflächenwasserverordnung
OGWL	Oberer Grundwasserleiter
OZH	Oberer Zwischenhorizont
PSM	Pflanzenschutzmittel
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UGWL	Unterer Grundwasserleiter
UQN	Umweltqualitätsnorm
UZH	Unterer Zwischenhorizont
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZH	Zwischenhorizont

1 VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG

Im Bereich der älteren Ablagerungsabschnitte (Felder 1 - 5) der auf der eingedeichten Insel Flotzgrün von der BASF SE betriebenen Deponie Flotzgrün liegt ein durch Sickerwassereintrag verursachter Grundwasserschaden vor. Als Leitparameter der Grundwasserbelastung wurden die Pflanzenschutzmittel Mecoprop und Bentazon, 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan sowie Sulfonsäuren identifiziert. Des Weiteren finden sich im anstehenden Aquifer erhöhte Konzentrationen an Salzen (insb. Chlorid und Ammonium) und organischen Summenparametern (insb. AOX und DOC). Das Schwermetall Nickel liegt in leicht erhöhten Gehalten vor.

Im Bereich der Deponie Flotzgrün ist oberflächennah ein etwa 45 - 50 m mächtiger Grundwasserleiter ausgebildet, der sich aus dem OGWL und dem MGWLo (Tiefenbereich I + II) zusammensetzt. Beide Schichten stehen hydraulisch miteinander in Kontakt. Das aus dem Bereich der Deponie in diesen beiden Grundwasserleitern in Richtung des Berghäuser Altrheins abströmende belastete Grundwasser wird aktuell über 7 Sanierungsbrunnen nahezu vollständig gefasst und in der Kläranlage der BASF abgereinigt. (vgl. [U5]). In den darunter liegenden und durch geringdurchlässige Schichten getrennten Grundwasserleitern Z sowie MGWLu (Tiefenbereich III) und UGWL (Tiefenbereich IV) strömt das Grundwasser aus dem Bereich der Deponie unmittelbar den Brunnen im Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd zu, die nordwestlich des Berghäuser Altrheins von den Stadtwerken Speyer GmbH betrieben werden. (vgl. [U5]).

Die Grundwasserströmung und -qualität wird seit den 80iger Jahren an einer Vielzahl von Grundwassermessstellen, die über Filterstrecken in den unterschiedlichen Grundwassertiefenbereichen verfügen, beobachtet. Zur Simulation der Grundwasserströmungs- und Stofftransportsituation wie auch zur Planung und Konfiguration der laufenden Sicherungsmaßnahmen wird außerdem seit dem Jahr 2004 ein von dem Ingenieurbüro Björnsen Beratende Ingenieure GmbH (BCE) erstelltes numerisches Grundwassermodell eingesetzt (vgl. [U1] und [U3]). Seit 2009 werden erhöhte Konzentrationen der als Leitparameter identifizierten Stoffe Mecoprop und Bentazon im nördlichen Deponieabstrom im Tiefenbereich III festgestellt, deren Abströmen aus dem Bereich der Deponie mit dem vorhandenen Grundwassermodell nicht nachvollzogen werden konnten. Eine Überarbeitung und Ergänzung des bestehenden Grundwassermodells war daher erforderlich.

Vor diesem Hintergrund wurde CDM Smith von der BASF SE in Abstimmung mit der Struktur- und Genehmigungsbehörde (SGD) als Prüfgutachter hinzugezogen, um die bisherigen Ansätze zu überprüfen, zu bewerten und die Gefährdung durch die abströmenden Parameter zu beurteilen.

In 2013 wurde von CDM Smith eine vorläufige Gefährdungsbeurteilung auf Grundlage des vorhandenen Datenbestands ausgearbeitet [U16].

Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung wies eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung von 2014 bis 2016 umfangreiche Untersuchungen am Deponiestandort und in dessen Abstrom durchgeführt wurden (vgl. [U4] und [U5]):

- Bau von 34 zusätzlichen Grundwassermessstellen zur Verdichtung des vorhandenen Messstellennetzes
- Durchführung von Pumpversuchen an den neu gebauten Messstellen zur Bestimmung von geohydraulischen Kenndaten
- Durchführung von bodenmechanischen Laborversuchen an Bodenproben aus dem Bau der neuen Messstellen
- Durchführung von Laborversuchen zur Bestimmung der Retardation von Mecoprop und Bentazon in Aquifermaterial an der Universität Tübingen
- Durchführung von Monitoring-Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2015 zur Untersuchung der Schadstoffverteilung und der hydrochemischen Verhältnisse
- Durchführung von Wasserstandsmessungen zur Untersuchung der Fließverhältnisse im Standortbereich

Aufbauend auf den in den vorgenannten Untersuchungen aufgenommenen Daten und Informationen wurde Anfang 2016 die vorläufige Gefährdungsbeurteilung von CDM Smith fortgeschrieben (vgl. [U21]). Hierin wurde empfohlen, die bestehenden Modellsysteme auf Basis der neuen Untersuchungsergebnisse zu aktualisieren.

Zunächst wurde von BCE das Hydrogeologische Modell auf Basis der neuen Erkenntnisse fortgeschrieben (vgl.[U8]) und darauf aufbauend das numerisches Grundwasserströmungsmodell ergänzt und kalibriert. Anschließend erweiterte BCE das kalibrierte Strömungsmodell zu einem Transportmodell. Aufbau und Kalibrierung des aktualisierten numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodells sind in einem zusammenfassenden Bericht dokumentiert (vgl. [U10]). Im Anschluss daran wurden Simulationen zur Prognose des Stofftransportes durchgeführt, deren Ergebnisse in [U12] dokumentiert sind. Die Erstellung und Kalibrierung des Modellsystems sowie die Planung der Prognoserechnungen erfolgte in Zusammenarbeit mit CDM Smith. Die Prüfung der einzelnen Phasen der Modellerstellung sowie des Modelleinsatzes wurde von CDM Smith jeweils in Stellungnahmen dokumentiert (vgl. **Anlage 9, Anlage 10, Anlage 11** und **Anlage 12**).

Im Zuge der ersten Phasen der Gefährdungsbeurteilung wurde ergänzend zu der Beurteilung durch CDM von dem Ingenieurbüro ahu AG im Jahr 2015 in einem Gutachten [U15] die Grundwasserbelastung durch die bestehende Deponie Flotzgrün im Hinblick auf die derzeitige und künftige Trinkwassergewinnung Speyer Süd bewertet. Diese Bewertung enthielt eine Reihe von Empfehlungen, die ergänzend in der hier vorliegenden Gefährdungsbeurteilung berücksichtigt wurden (vgl. **Anlage 13**).

2 UNTERLAGEN

- [U1] Technologieberatung Grundwasser und Umwelt (2003): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ermittlung und Beurteilung des Sickerwasseranfalls in Abschnitt 1, Koblenz, August 2003
- [U2] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2004): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen, Koblenz, Oktober 2004
- [U3] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2006): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ergänzende Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen - Erarbeitung einer Förderkonzeption mit Intervallbetrieb der Brunnen, Koblenz, Januar 2006
- [U4] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2015): Deponie Flotzgrün - Einrichtung neuer Grundwassermessstellen - Messstellendokumentation, Koblenz, Juli 2015
- [U5] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2015, Koblenz, März 2016
- [U6] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2016, Koblenz, März 2017
- [U7] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2018): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2017, Koblenz, März 2018
- [U8] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Hydrogeologisches Modell, Koblenz, November 2016
- [U9] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung Grundwasserströmungsmodell, Interner Sachstandsbericht - Bearbeitungsstand 04.03.2017, Koblenz, März 2017
- [U10] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung eines aktuellen num. Grundwassermodells, Koblenz, Januar 2018 (Endfassung)
- [U11] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2017): Grundwassermodell Deponie Flotzgrün - Antwort auf „Stellungnahme zur Anpassung des Stofftransportmodells und zur Planung von Prognoserechnungen“ von CDM Smith Consult GmbH vom 17.08.2017, Koblenz, September 2017
- [U12] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2018): Deponie Flotzgrün - Prognoserechnungen mit dem aktualisierten numerischen Grundwassermodell, Koblenz, März 2018
- [U13] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2018): Deponie Flotzgrün - Durchführung und Ergebnisse von Gütepumpversuchen an den Grundwassermessstellen P049III und P060III, Koblenz, März 2018

- [U14] Björnsen Beratende Ingenieure (2018): Deponie Flotzgrün - Fortschreibung numerisches Grundwassermodell - Ansatz eines instationären Rheinwasserstandsverlaufs im Stofftransportmodell, Koblenz, April 2018
- [U15] AHU AG, Rettenberger, G. (2015): Beurteilung der Grundwasserbelastung durch die bestehende Deponie Flotzgrün im Hinblick auf die derzeitige und zukünftige Trinkwassergewinnung Speyer-Süd, Aachen, Februar 2016
- [U16] CDM Smith (2013): Deponie Flotzgrün - Vorläufige Gefährdungsbeurteilung Grundwasser, Alsbach, Bericht Nr. 02, April 2013
- [U17] CDM Smith (2014): Deponie Flotzgrün - Bewertung der Analysenbefunde aus dem Stoffscreening an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07 vom 16.09.2014, Alsbach, Dezember 2014
- [U18] CDM Smith (2015), Bewertung der Ergebnisse aus den bodenmechanischen Untersuchungen, Bericht Nr. 3, Alsbach, April 2015
- [U19] CDM Smith (2015): Stoffbewertung der Parameter 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan, Bericht Nr. 4, Alsbach, Dezember 2015
- [U20] Universität Tübingen (2015): Laborversuche zur Bestimmung der Retardation von Mecoprop und Bentazon in Aquifermaterial, Tübingen, Juni 2016
- [U21] CDM Smith (2016): Deponie Flotzgrün - Fortschreibung der vorläufigen Gefährdungsbeurteilung Grundwasser auf Basis der Ergebnisse aus der Erkundungsphase, Alsbach, Bericht Nr. 05, Januar 2016
- [U22] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.(2016): Technische Regel - Arbeitsblatt DVGW W 107 (A), Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten, Bonn, Februar 2016
- [U23] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.(2006): DWA-Themen - Materialien zur Sickerwasserprognose, Bad Hennef, August 2006
- [U24] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Hinweise zur Erstellung und Beurteilung von Grundwassermodellen im Altlastenbereich, LANUV-Arbeitsblatt 12, Recklinghausen, 2010
- [U25] Umweltministerium Baden-Württemberg: Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2007): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer, Fortschreibung 1986 - 2005, Stuttgart, Mainz, 2007
- [U26] N. Tuxen et. al.(1999): Fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments, Oktober 1999
- [U27] I. Gaus and K. Vande Castele (2004): Assessing the contamination risk of five pesticides in a phreatic aquifer based on microcosm experiments and transport modelling at Sint-Jansteen, Zeeland, the Netherlands

- [U28] Konrad Haider, Andreas Schäffer (2000): Umwandlung und Abbau von Pflanzenschutzmitteln in Böden, Enke im Georg Thieme Verlag, 2000
- [U29] Barone FS et al; J Contam Hydrol 10: 225-250 (1992) (2) Swann RL et al; Res Rev 85: 17-28 (1983)
- [U30] Maßnahmenwerte (MW) für Stoffe im Trinkwasser während befristeter Grenzwert-Überschreitungen gem.§9 Abs.6–8 TrinkwV 2001. Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit und Soziale Sicherung beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 2003 -46:707-710
- [U31] HLUG (= Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie): Ableitung eines vorläufigen Geringfügigkeitsschwellenwertes für 1.3.5-Trioxan für den Pfad Boden - Grundwasser, Autoren: R. Gühr und G. Rippen. Wiesbaden, 16.01.2014
Internet: http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/GFS-Ableitung_Trioxan_1.10.2014.pdf
- [U32] European Commission, Directorate-General health & consumer protection, Directorate E-public, Animal and Plant Health (2000): Review report for the active substance Bentazone, finalized in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 13 July 2000 in view of the inclusion of Bentazone in Annex I of Directive 91/414/EEC Report 7585/VI/97-Final, 30 November 2000
Internet: http://www.ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-14_en.pdf
- [U33] Review report for the active substance Mecoprop, finalized in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 15 April 2003 in view of the inclusion of mecoprop in Annex I of Directive 91/414/EEC SANCO/3063/99-Final 14 April 2003
- [U34] <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/Hydrotropes.pdf>
- [U35] European Union Risk Assessment Report on 1,4-Dioxane (2002)
<http://echa.europa.eu/documents/10162/a4e83a6a-c421-4243-a8df-3e84893082aa>
- [U36] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2012): Toxicological Profile for 1,4-Dioxane. Internet: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp187.pdf>
- [U37] 1,4-Dioxane in Drinking-Water - Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, 2005.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/14dioxane0505.pdf?ua=1
- [U38] WHO Drinking Water Guidelines, 4th Edition (2011), 12.54(a) 1,4-Dioxane.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/gdwq366_366a.pdf?ua=1
- [U39] US Environmental Protection Agency: Integrated Risk Information System (IRIS): 1,4-Dioxane. <http://www.epa.gov/iris/subst/0326.htm>. Last revised 8/11/2010.
- [U40] US Environmental Protection Agency: Technical Fact Sheet 1,4-Dioxane. January 2014. http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/ffrro_factsheet_contaminant_14-dioxane_january2014_final.pdf

- [U41] Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.
<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/321>
- [U42] 1,3,5-Trioxane. US-EPA HPV Challenge Programme Submission. Submitted by Trioxane Manufacturers Consortium. Members: BASF Performance Copolymers, LLC and Ticona. Prepared by: Toxicology and Regulatory Affairs, Flemington NJ 08822 (USA).
- [U43] Substance evaluation report - Background document for the purpose of substance evaluation under REACH for 1.3.5-Trioxan. Bureau for Chemical Substances, Lodz (Poland) (2013).
http://echa.europa.eu/documents/10162/9801478/sev1_203_812_5_report_en.pdf
- [U44] HLUG (= Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Ableitung eines vorläufigen Geringfügigkeitsschwellenwertes für 1.3.5-Trioxan für den Pfad Boden - Grundwasser. Autoren: R.Gihr und G.Rippen. Wiesbaden, 16.01.2014.
http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/GFS-Ableitung_Trioxan_1.10.2014.pdf
- [U45] Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, GESTIS-Stoffdatenbank, Abfrage am 19.11.2014; [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0)
- [U46] Barone FS et al; J Contam Hydrol 10: 225-250 (1992) (2) Swann RL et al; Res Rev 85: 17-28 (1983)
- [U47] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2012): Kurzbericht zum Sondermessprogramm „Bentazon und Mecoprop im Berghäuser Altrhein“, Juni 2006, Oktober 2012
- [U48] GESTIS-Stoffdatenbank: Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Internet: <http://www.dguv.de/ifa/de/gestis/stoffdb/index.jsp>
- [U49] GESTIS Stoffdatenbank; PubChem - Open Chemistry Database der US National Library of Medicine; Toxnet - Toxicology Data Network der US National Library of Medicine; Sicherheitsdatenblätter von Herstellern
- [U50] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2012): Rheingütestation Worms, Tätigkeitsbericht 2011, Teil 1 Arbeitsbericht, Worms, Oktober 2012
- [U51] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2015): Rheingütestation Worms, Tätigkeitsbericht 2012, 2013, Teil 1 Arbeitsbericht, Worms, Mai 2015
- [U52] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2011): Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung, ALEX-Merkblatt 02, Mainz, Februar 2011
- [U53] www.wasserblick.net

3 RECHTSGRUNDLAGEN

- [R1] Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG) des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- [R2] Europäische Trinkwasserrichtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (3.November 1998)
- [R3] Directive of the european parliament and of the council on the quality of water intended for human consumption (recast), Brussels, 1.2.2018
- [R4] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)
- [R5] Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften (2. Januar 2018)
- [R6] Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV), 09.11.2010
- [R7] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), 20.07.2011
- [R8] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz BBodSchG, 17.03.1998
- [R9] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), 12.07.1999
- [R10] Wasserhaushaltsgesetz (WHG), 31. Juli 2009
- [R11] Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BnatSchG), 29.07.2009
- [R12] Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 92/43/EWG), 21.Mai 1992
- [R13] EG-Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG), 2. April 1979
- [R14] Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln
- [R15] Verordnung (EG) Nr. 1107/ 2009 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln
- [R16] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Düsseldorf, 2004
Internet: http://www.lawa.de/documents/GFS-Bericht-DE_a8c.pdf

- [R17] Umweltbundesamt (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht, Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt, Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 46: 249 - 251
- [R18] Umweltbundesamt (2003): Maßnahmenwerte (MW) für Stoffe im Trinkwasser während befristeter Grenzwert-Überschreitungen gem. § 9 Abs. 6 - 8 TrinkwV 2001, Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit und soziale Sicherung beim Umweltbundesamt, Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 46: 707 - 710
- [R19] World Health Organization (WHO): Guidelines for drinking-water quality, Second Edition, Volume 2, Geneva, Switzerland, 1996
- [R20] World Health Organization (WHO): Guidelines for drinking-water quality, Third Edition, Geneva, Switzerland, 2008
- [R21] World Health Organization (WHO): Guidelines for drinking-water quality, Fourth Edition, Geneva, Switzerland, 2011
- [R22] World Health Organization (WHO): Bentazone in drinking-water background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality, 2004
Internet: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/bentazone.pdf

4 DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN IN DER ERKUNDUNGSPHASE

4.1 Durchgeführte Untersuchungen

Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung [U16] wies eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung im Standortbereich weiterführende Untersuchungen vorgeschlagen wurden. Hierauf aufbauend wurde der Untersuchungsumfang zwischen der BASF SE und den Behörden abgestimmt und die Umsetzung der Maßnahmen beschlossen. Auf dieser Grundlage wurden in der Erkundungsphase in 2014 und 2015 folgende Untersuchungen am Deponiestandort Flotzgrün und in dessen Abstrom durchgeführt:

- Einrichtung von 34 neuen Grundwassermessstellen in allen Tiefenbereichen
- Durchführung von Pumpversuchen an allen neu errichteten Messstellen
- Durchführung von bodenmechanischen Laborversuchen an Bodenproben aus dem Bau der neuen Messstellen
- Durchführung von Säulenversuchen zur Bestimmung der Retardation von Mecoprop und Bentazon in Aquifermaterial an der Universität Tübingen
- Durchführung eines erweiterten Schadstoffscreenings an den Sanierungsbrunnen B1 bis B7 im Herbst 2014
- Durchführung flächendeckender Grundwassermonitoring-Untersuchungen einschließlich Erstbeprobung der neuen Grundwassermessstellen im Frühjahr und Herbst 2015
- Durchführung von flächendeckenden Grundwasserstandsmessungen
- Geophysikalische Untergrunduntersuchungen (Anhang A in [U8])

4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die Ergebnisse aus der Erkundungsphase sind in den **Anlage 5, Anlage 6** und **7** sowie [U4] detailliert beschrieben und in [U21] dokumentiert und bewertet.

Im Zuge der Erkundungsphase wurden die folgenden neuen Erkenntnisse aufgenommen:

- Die Bohrprofile der neu eingerichteten Grundwassermessstellen liefern vertiefende Kenntnisse über den geologischen Aufbau des Untergrundes am Standort. Aus der Interpretation der Bohrprofile bestätigen sich im Wesentlichen die bisherigen Modellvorstellungen vom Untergrund.

- Nördlich der Deponie, im Bereich der Messstellengruppen P054 und P055 ist jedoch ein Versatz von markanten Schichten erkennbar (Störung). Auf Basis der seismischen Untergrunduntersuchungen wurde somit die im Bereich der Insel Flotzgrün bekannte Störungsbahn - in Abstimmung mit dem Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz - neu interpretiert. Gegenüber der früher definierten Störung verlagert sich diese im Bereich der Deponie ca. 1,3 km nach Osten und liegt somit nun unmittelbar im Altdeponiebereich. Der Verlauf der Störung konnte anhand von Bohrprofilen, Grundwasserstandsganglinien und der Grundwasserbeschaffenheit bestätigt werden.
- Die Auswertung der Pumpversuche (Kurzpumpversuche mit Klarpumpen) anhand des Wiederanstieges nach Theis & Jacob ergab k_f -Werte von 5×10^{-5} bis $< 6 \times 10^{-2}$ m/s in den grundwasserleitenden Schichten. Für die einzelnen Tiefenbereiche wurden folgende Schwankungsbereichen ermittelt:
 - TB I: $< 2,9 \times 10^{-2}$ bis $< 5,9 \times 10^{-2}$ m/s
 - TB II: $< 7,4 \times 10^{-4}$ bis $< 1,1 \times 10^{-3}$ m/s
 - TB Z: $5,0 \times 10^{-5}$ bis $3,2 \times 10^{-4}$ m/s
 - TB III: $6,6 \times 10^{-5}$ bis $4,2 \times 10^{-4}$ m/s

Im TB Z entsprechen die ermittelten k_f -Werte den Größenordnungen der bisherige Modellvorstellung (1 bis 4×10^{-4} m/s), im TB III liegen die aus den aktuellen Pumpversuchen abgeleiteten Durchlässigkeiten mit Werten von 7×10^{-5} bis 4×10^{-4} m/s etwas geringer als im bisherigen HGM ($2,4$ bis $4,0 \times 10^{-4}$ m/s). Die beiden Teilbereiche TB I und TB II sind durch einen wenig wirksamen sandigen „Zwischenhorizont“ getrennt und damit geohydraulisch verbunden. Die tatsächlichen k_f -Werte der TB I und TB II werden daher bei der Pumpversuchsauswertung überschätzt und können daher nur als obere Schwankungsgrenze übernommen werden.

- Die aus den bodenmechanischen Laborversuchen ermittelten k_f -Werte entsprechen i.d.R den Größenordnungen der bisherige Modellvorstellung (TB II, ZH2, Z) oder liegen etwas niedriger (TB I, OZH, TB III). In den Zwischenschichten ZH3 und UZH bewegen sich die in den Laborversuchen ermittelten k_f -Werte auf einem zum Teil deutlich niedrigeren Wertenniveau (bis zu 2 Größenordnungen niedriger) gegenüber den bisherigen Modellvorstellungen.
- Da die Durchlässigkeiten in den bindigen Zwischenschichten durch eingelagerte sandige Horizonte in den Laborversuchen oft unterschätzt werden, können die abgeleiteten k_f -Werte für die Zwischenschichten lediglich als untere Schwankungsgrenze angesehen werden.
- Auf Grundlage von Schadstoffscreening-Untersuchungen an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07 wurden weitere relevante Parameter identifiziert, die ein hohes bis mittleres oder noch unklares Gefährdungspotential haben. Als weitere Leitparameter wurden 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan für die Fortschreibung der Gefährdungsbeurteilung Grundwasser identifiziert. Eine Stoffbewertung von 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan ergab für beide Stoffe eine hohe Mobilität im Grundwasser sowie Zielorgan-Toxizität beider Stoffe.

- Im Zuge flächendeckender Monitoring-Untersuchungen, bei denen auch die neuen Grundwassermessstellen erstmals untersucht wurden, konnten die Belastungsbereiche in den unterschiedlichen Tiefenbereichen präziser eingegrenzt werden:
 - Der Kernbereich der Belastung im **Tiefenbereich II** reicht
 - im Westen bis etwa zur Messstelle P052II am nordwestlichen Deponierand,
 - im Osten bis zum östlichen Deponierand
 - Die Ausdehnung der Fahne im Tiefenbereich II nach Nordosten ist bis zur der Messstelle P051II (ca. 650 m vom Deponierand) nördlich des Altrheines nachgewiesen. Am südlichen Deponierand im Tiefenbereich II liegen bei P057II hohe Belastungen auf dem Niveau der Abstrommessstellen vor.
 - Die Befunde im **Tiefenbereich Z** deuten auf eine Tiefenverlagerung der Belastungen im Bereich des unmittelbaren nördlichen Abstroms der Deponie hin.
 - Im **Tiefenbereich III** reichen Mecoprop- und Bentazon-Befunde mit sehr geringen Gehalten bis ca. 550 m nach Nordwesten bis zur Messstelle P060III. Das Zentrum der Belastungen ist im Bereich der Messstelle P049III (ca. 250 m vom Deponierand) zu vermuten. Die Befunde in den darüber liegenden Schichten korrelieren nicht mit der Ausbreitung im TB III - an P049 wurden keine PSM im TB II und TB Z festgestellt - was darauf hindeutet, dass in diesem Bereich keine Absickerung aus dem TB II stattfindet.
 - **Vertikal** reicht die Belastung nach derzeitigen Kenntnissen bis ca. 80 m unter Gelände. In darunter liegenden Schichten wurden bisher keine Belastungen gefunden.
 - Im unmittelbaren Zustrombereich zur Trinkwassergewinnungsanlagen (P061III) liegen keine Belastungen vor.
- Die aktuellen Befunde deuten auf eine Absickerung der Belastungen in Teilbereichen am nördlichen Deponiebereich hin. Die aktuellen Befunde im TB III bekräftigen damit die bisherige Annahme, dass die vorliegenden Belastungen aus einer früheren Durchsickerung in Teilbereichen des Zwischenhorizontes in Zeiten eines anhaltenden Druckgradienten von TB II in den TB III als Folge vergleichsweise hoher Förderraten der Trinkwassergewinnung Speyer resultieren.
- Die Ergebnisse der Säulenversuche zeigen, dass es im untersuchten Standortmaterial aus den Tiefenbereichen TB II, Z/Zu, TB III unter den hier vorherrschenden sauerstoffarmen Bedingungen zu keinen relevanten Retardation der PSM kommt. Mecoprop und Bentazon verhalten sich bei diesen Milieubedingungen im Grundwasser wie ein Tracer. Maßgebliche Abbau- und Retardationsprozesse finden nur in den oberflächennahen Bereichen statt. Dies berücksichtigend wird der Transport der beiden Stoffe in der numerischen Modellierung wie bisher konservativ angenommen, d.h. ohne Ansatz von Stoffabbau und Retardation.

4.3 Ergänzende Sonderuntersuchungen

Im Zeitraum von August bis Oktober 2017 wurden ergänzend über rd. 8 Wochen Gütepumpversuche an den Messstellen P049III und P060III durchgeführt, um die Lage dieser Messstellen innerhalb der Stofffahne und ggf. die Stoffnachlieferung zu ermitteln. Hierbei wurden jeweils über den Zeitraum von 8 Wochen rd. 5 m³/h entnommen sowie ein begleitendes Messprogramm zur Grundwasserhydraulik und -beschaffenheit durchgeführt.

Die Durchführung und die Ergebnisse der Gütepumpversuche sind in [U13] ausführlich dokumentiert. Zusammenfassend ergaben sich aus den Gütepumpversuchen folgende Erkenntnisse:

- Pumpversuch an P049III:

Nach einem Anstieg der Belastungsparameter zu Beginn des Pumpversuches an P049III nehmen die Konzentrationen ab und sinken bis zum Ende unter das Ausgangsniveau vor dem Pumpversuch ab. Die Messstelle P049III liegt daher voraussichtlich in Nähe der Achse einer lateral begrenzten Stofffahne.

- Pumpversuch an P060III:

An der Messstelle P060III sind die Schadstoffkonzentrationen in zum Ende des Pumpversuchs hin angestiegen. Dies belegt, dass mit dem Pumpen bei einer Reichweite von rd. 60 m um die Messstelle die Stofffahne erreicht wurde.

5 STANDORTSITUATION

5.1 Standort und Untersuchungsgebiet

Die Deponie Flotzgrün liegt etwa 2 km südlich von Speyer im nordwestlichen Bereich der bei der Rheinbegradigung künstlich entstandenen Insel Flotzgrün im Oberrheintal. Im Osten wird die Insel Flotzgrün vom Rhein und im Westen, Süden und Norden vom Berghäuser Altrhein begrenzt.

Die Deponie hat eine genehmigte Gesamtfläche von etwa 80 ha, mit einem älteren Deponie-
teil ohne qualifizierte Basisabdichtung von ca. 31 ha (Abschnitte 1 bis 5) und einem neueren
Teil mit Oberflächen- und Basisabdichtung (Abschnitte 6 und 7). Aktuell wird Abschnitt 7 mit
Abfällen beschickt (vgl. **Abbildung 5.1** in **Kapitel 5.3**).

Die Deponie und die angrenzenden Flächen sind durch einen Ringdeich vor Hochwasser
geschützt.

5.2 Geologische und hydrogeologische Standortverhältnisse

Die Insel Flotzgrün liegt im Bereich des Nördlichen Oberrheingrabens, dessen hydrogeologi-
schen Verhältnisse durch die quartären Ablagerungen des Rheins aus einer Wechselfolge
fein- und grobklastischer, fluvio-lakustriner Sedimente geprägt sind. Für die vorliegende Frag-
stellung zu den Grundwasserströmungs- und Transportvorgängen im Abstrom der Deponie
Flotzgrün sowie im Zustrom zum Wasserwerk Speyer Süd sind in erster Linie die quartären und
pliozänen Ablagerungen maßgebend, die nach [U25] in drei Hauptgrundwasserleiter unterteilt
werden können:

- Obere kiesig-sandige Abfolge: Oberer Grundwasserleiter
- Mittlere kiesig-sandige Abfolge: Mittlerer Grundwasserleiter; stark durch Ton- und Schlufflinsen gegliedert
- Untere kiesig-sandige Abfolge: Unterer Grundwasserleiter, Wechselfolge sandig und schluffiger Schichten

Im Bereich der Deponie Flotzgrün verläuft eine markante tektonische Störung in Nord-Süd-
Richtung durch das Untersuchungsgebiet. Im Ergebnis der Untersuchungen in der Erkundungs-
phase wurde eine bisher definierte tektonische Störung von Nordwest nach Südost hierin neu
interpretiert. Diese neuen Erkenntnisse führen zu einer Verlagerung der Störung von der bisher
angenommenen Lage westlich der Altdeponie in den Bereich der Altdeponie.

5.3 Deponieaufbau und Stoffquellen

Historische Entwicklung und Inventar:

Die Deponie Flotzgrün wird seit 1966 von der BASF betrieben. Im Zuge des Deponiebetriebs wurden überwiegend Bau- bzw. Abbruchabfälle und Bodenaushub sowie Klärschlamm-, Gewerbe- und Betriebsabfälle vom Standort Ludwigshafen abgelagert (**Abbildung 5.1**).

Seit dem Beginn des Deponiebetriebs sind die Abfälle in zwei baulich unterschiedlichen Deponieteilen abgelagert worden (**Abbildung 5.1**):

- 1966 - 70iger Jahre: *Älterer Deponieteil:*
Deponieabschnitt 1 bis 5
ca. 8 Mio. Tonnen abgelagerter Abfall
Oberflächenabdichtung, ohne reparierbare und kontrollierbare Basisabdichtung,
- Seit Ende der 80iger Jahre: *Neuerer Deponieteil:*
Deponieabschnitte 6 und 7
Oberflächenabdichtung- und reparierbare und kontrollierbare Basisabdichtung

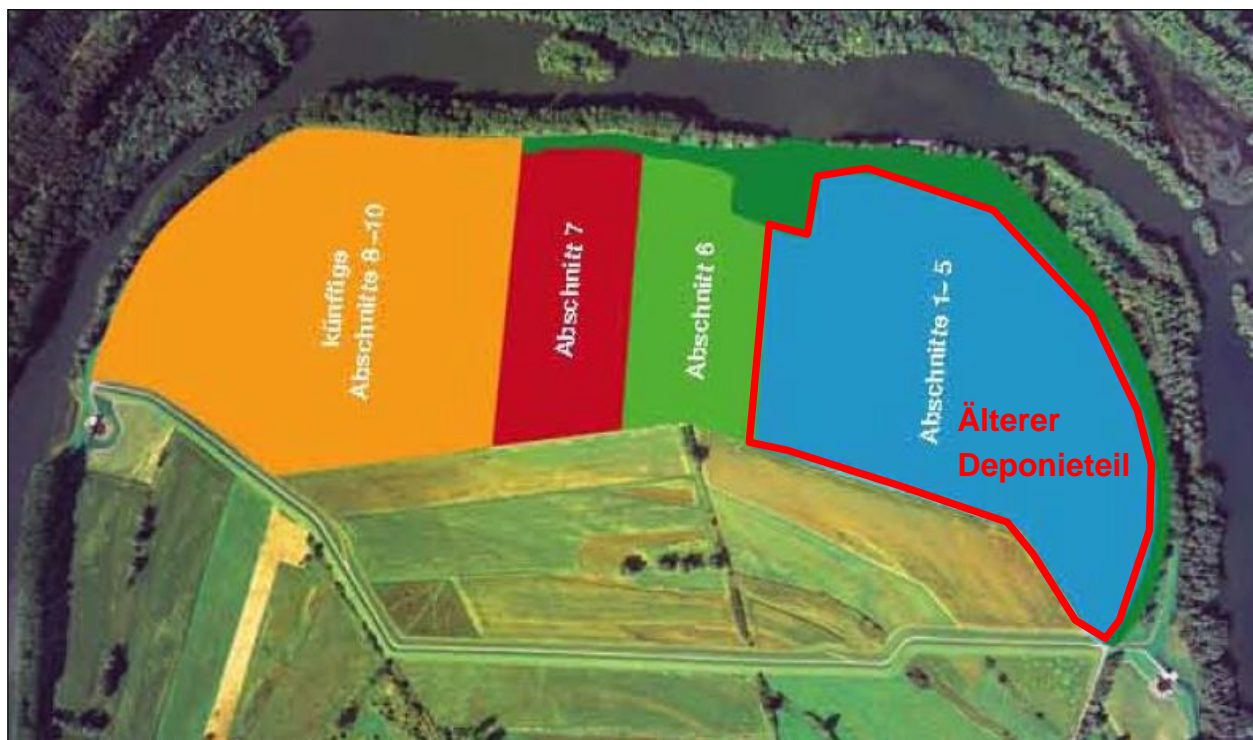


Abbildung 5.1: Deponieabschnitte Flotzgrün

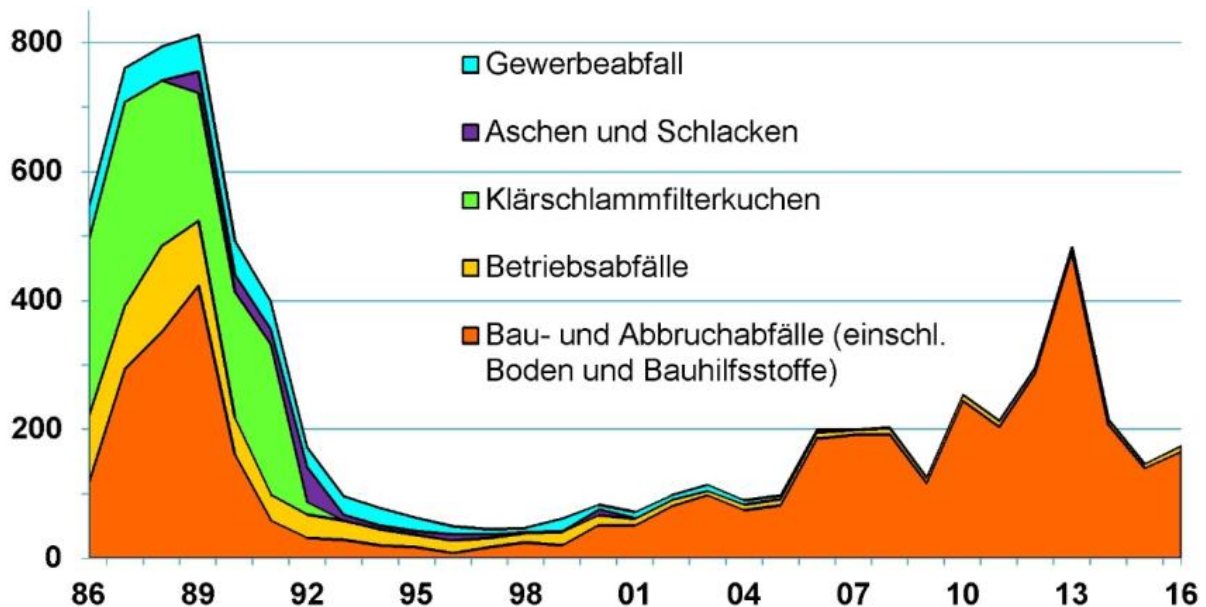


Abbildung 5.2: Mengenentwicklung Deponie Flotzgrün von 1986 bis 2011 (in 1.000 Tonnen)

Die jährliche Ablagerungsmenge lag in den 80iger Jahren bei etwa 800.000 t. Seit 1989 sind die Ablagerungsmengen - aufgrund verbesserter Produktionstechnologien und verbesserter Abfallverwertung - stark zurückgegangen. In den 90iger Jahren wurden jährlich nur noch ca. 50.000 t Abfall abgelagert. In den letzten Jahren ist die jährliche Ablagerungsmenge als Folge vermehrter Bau und Abbruchtätigkeiten auf dem Standort Ludwigshafen auf jährlich etwa 200.000 t angestiegen (**Abbildung 5.2**). Ausgenommen hiervon war das Jahr 2013, in dem mit ca. 500.000 t Abfall deutlich mehr abgelagert wurde. Die grafische Darstellung zeigt auch die Verteilung der Ablagerungen. Seit 2005 werden fast ausschließlich Bau- und Abbruchabfälle abgelagert.

Abdichtungssysteme:

Älterer Deponieteil (Abschnitte 1 bis 5, siehe **Abbildung 5.1**): Der bis 1972 betriebene älteste Deponieabschnitt 1 weist weder an der Basis noch an der Oberfläche eine fachgemäße Dichtungsschicht auf. Die Basis des älteren Deponieteiles besteht aus einer Aufschüttung von mineralischem Auffüllmaterial, die bis zu einer Höhe von 96 m NN - dem mittleren Geländeniveau der Insel Flotzgrün - ausgebildet ist, sowie aus einer darüber liegenden ca. 50 cm mächtigen Kalkschicht. In den Abschnitten 2 bis 5 erhielten Teilbereiche (altes Filterkuchenfeld) zusätzlich eine Basisabdichtung mit Kunststoffdichtungsbahn mit darüber liegender Drainageschicht.

Die Oberflächenabdichtung des Deponieabschnittes 1 besteht aus einem Schichtenaufbau aus Inertmaterial, lehmig-bindigem Boden, kulturfähigem Boden sowie einer Begrünung mit Rasen und Buschwerk. Die Abschnitte 2 bis 5 weisen im Plateaubereich zusätzlich eine Abdichtung mit einer Kunststoffdichtungsbahn auf.

Der neuere Deponieteil (Abschnitte 6 und 7) hat sowohl eine reparierbare und kontrollierbare Basisabdichtung als auch eine Oberflächenabdichtung. Damit sind die dortigen Abfälle sicher gelagert, so dass von Ihnen keine Umweltgefährdung ausgehen kann. Die innovative und patentierte Basisabdichtung ist aus zwei Kunststoffdichtungsbahnen mit einer dazwischen liegenden 30 cm dicken Drainageschicht aufgebaut. Das im Deponiekörper entstehende Sickerwasser wird vollständig gefasst, in einen Sammelbehälter geleitet und letztlich in der Kläranlage der BASF am Standort Ludwigshafen aufbereitet.

Schadstoffeintrag über das Sickerwasser:

Der Schadstoffaustrag aus der Deponie findet nahezu ausschließlich über den Pfad Sickerwasser-Grundwasser statt. Die historische Emissionsentwicklung im Bereich der alten Deponieabschnitte 1 bis 5 ist nicht direkt erfassbar und kann daher nur überschlägig abgeschätzt und anschließend mit dem numerischen Modellsystem überprüft werden.

Diesbezüglich hat das Ingenieurbüro Björnson Beratende Ingenieure GmbH (BCE) in einer 2003 durchgeführten Untersuchung (vgl. [U1]) ermittelt, dass die vorhandene Oberflächenabdichtung aus lehmigem Bodensubstrat im 1. Deponieabschnitt zu einer maßgeblichen Reduzierung des Sickerwasseranfalls beiträgt. So wurde eine mittlere Sickerwassermenge von ca. 75 mm/a für Gehölz- und Waldflächen und 90 mm/a für Grasflächen aufgenommen. Dies entspricht etwa 12 bis 16 % des Niederschlags und - bezogen auf die jeweiligen Flächen im Untersuchungsgebiet - einem Sickerwasseranfall von insgesamt etwa 5.300 m³/a.

Eine genaue Aufteilung hinsichtlich der verschiedenen Wasser- und Emissionspfade (Sickerwasser aus Niederschlag und rückströmendes Qualmwasser war jedoch nicht möglich. Als Qualmwasser bezeichnet man Wasser, das durch den Druck des Hochwasser führenden Flusses unter dem Deich hindurch gedrückt wird und auf der Landseite des Deiches wieder austritt. Da mit dem Niederschlag der gesamte Deponiekörper ausgelaugt wird, sind über diesen Pfad stärkere Schadstoffemissionen zu erwarten, wohingegen das Qualmwasser nur mit den untersten Deponieschichten in Kontakt kommt.

Der Stoffeintrag von Chlorid, Mecoprop und Bentazon wurde von BCE anhand der Konzentrationsentwicklungen und der historischen Deponieentwicklung wie folgt überschlägig abgeschätzt.

Tabelle 5.1 Abgeschätzter historischer Stoffeintrag, aus [U10]

Zeitraum flächiger Stoffeintrag	Deponieabschnitt	Chlorid (t/a)	Mecoprop (kg/a)	Bentazon (kg/a)
1968 - 1971	1	80	60	0
1972 - 1973	1,2	85	65	8
1974 - 1979	1,2,3	96	72	18
1980 - 2017	1 – 5	Rückgang 185 - 116	Rückgang 112 - 67	Rückgang 68 - 47

Der künftige Schadstoffeintrag aus dem Deponiebereich über das Sickerwasser in das Grundwasser ist a priori unbekannt und kann nur über Erfahrungswerte abgeschätzt und im Rahmen der Kalibrierung angepasst werden. Generell ist mit einem Ausklingen des Eintrages über die Zeit zu rechnen.

Gemäß dem Gutachten von AHU [U13] sowie den Informationen der DWA [U23] ist für Deponien von einem abklingenden Stoffaustrag mit einer Halbwertszeit von über 50 Jahren auszugehen. Dieses Abklingen ist jedoch erst ab einem Wasser/Feststoffverhältnis von 5 bis 6 zu beobachten. Durch das Aufbringen der Oberflächenabdichtung im Jahr 1989 wird nach [U13] durch die damit geringere Sickerwasserneubildungsrate dieses Verhältnis erst nach einen sehr langem Zeitraum (mehrere hundert Jahre) erreicht, so dass sich der Austragszeitraum insgesamt entsprechend wesentlich verlängern wird. Gleichzeitig wird sich durch Oberflächenabdichtung die Fracht der ausgetragenen Stoffe verringern. Es ist daher von einem sehr langen Ausklingprozess auszugehen.

Durch inhomogene Verteilung der Abfälle, chemische und biologische Prozesse (Änderung der Löslichkeitsverhältnisse, Übergang von anaerobem zu aerobem Milieu) kann es zu Schwankungen im Sickerwasseraustritt kommen, die von diesem Ausklingverlauf der Schadstoffkonzentrationen abweichen.

Zusätzliche Auswirkungen auf das Grundwasser durch Auswaschungen von Schadstoffen aus der Deponie im Hochwasserfall sind nach Prof. Rettenberger nicht zu erwarten, [U15]. Da ein maßgeblicher Ausspüleffekt bereits stattgefunden hat, kann davon ausgegangen werden, dass es bei künftigen Hochwässern zu einem vergleichsweise geringerem Schadstoffeintrag infolge einer Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Abfallkörper kommt.

5.4 Sicherungsmaßnahme

Zwischen 1998 und 2006 wurden am Nordwestrand des älteren Deponieteiles Flotzgrün 3 Sicherungsbrunnen - die ein Abströmen von belastetem Grundwasser im oberflächennahen Grundwasserleiter verhindern sollten - mit einer Fördermenge von insgesamt etwa 40.000 m³/a aus dem Tiefenbereich II betrieben. Im Jahr 2007 wurde die hydraulische Sicherungsmaßnahme auf 7 neu eingerichtete Sicherungsbrunnen umgestellt. Gleichzeitig wurde die jährliche Fördermenge auf 130.000 m³/a erhöht.

Da das abgepumpte Grundwasser per Tankschiff zur Aufbereitung in der BASF-Kläranlage nach Ludwigshafen gebracht werden muss und keine ausreichenden Pufferkapazitäten auf der Deponie existieren, werden die Sicherungsbrunnen seit 2007 im Intervallbetrieb betrieben. Das in diesem Zusammenhang aufgestellte Förderkonzept [U3] wird seither wie folgt betrieben:

- differenziertes Förderregimes unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hydraulischen Ergiebigkeit der einzelnen Brunnen

- Durchführung von jährlich etwa 100 bis 110 Schiffstransporten
- Verladeleistung: ca. 260 m³/h (Summe aller Brunnen)
- Gesamtfördermenge: ca. 130.000 m³ im Jahr (mittlere Förderrate = von 14,8 m³/h)
- Variation der Belademenge: 1.000 m³ bis 1.350 m³ pro Schiff
- Zeitintervall zwischen den einzelnen Betriebsphasen der Brunnen: 3 bis 5 Tage, in Ausnahmefällen max. 14 Tage (Weihnachten/Jahreswechsel)

Die Auslegung der hydraulischen Sicherungsmaßnahme erfolgte mit dem bisherigen Grundwassermodell aus 2004, [U2], [U3]. Jährlich wird im Rahmen der Jahresberichterstattung von BCE der Stoffaustrag und damit die Wirksamkeit der Sicherungsmaßnahme überprüft, indem der tatsächliche Pumpbetrieb mit dem Transportmodell simuliert und die Stoffbilanzen und Frachten entsprechend mit dem Planungskonzept verglichen werden.

Der tatsächliche Stoffaustrag lag bis 2014 mit ca. 88% bis 90% etwas unter dem geplanten Austrag in Höhe von 92 %, in den aktuellen Jahren 2015 und 2016 lagen wurde die geplante Sicherungswirkung (Schadstoffrückgewinnung) nahezu erreicht (2015: 91,5 %) bzw. erreicht (2016: 93,5 %). Diese Ermittlungen basieren auf den bisherigen Modellberechnungen.

5.5 Aktuelle Schadstoffverteilung

Das Grundwasser im Umfeld der Deponie Flotzgrün ist durch die Deponie beeinflusst und zeigt entsprechend Belastungen verschiedener Schadstoffe, insbesondere Chlorid, Ammonium, Sulfat, AOX, DOC, Nickel, Mecoprop, Bentazon, 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan sowie verschiedene Sulfonsäuren.

Die Belastungen konzentrieren sich auf den Deponiebereich und den unmittelbaren nordwestlichen Abstrombereich der Deponie. Hauptsächlich liegen Belastungen im Tiefenbereich II vor, während im darüber liegenden TB I deutlich geringere Konzentrationen vorhanden sind. Lokal zeigen sich auch in tieferen Schichten (Tiefenbereiche Z und III) geringfügige Befunde.

Auch im Anstrom zur Deponie liegen vereinzelt Befunde vor, die sich jedoch auf den südöstlichen Deponierand beschränken und nur temporär vorhanden sind.

Jährlich wird ein umfangreiches Grundwassermonitoring im Umfeld der Deponie durchgeführt und von BCE in entsprechenden Jahresberichten dokumentiert und bewertet, [U5], [U6], [U7]. Hierbei wurden für die Gefährdungsbeurteilung am Standort – wie im nachfolgenden Kapiteln ausführlicher beschrieben – maßgebliche Leitparameter identifiziert.

5.5.1 Leitparameter

In **Tabelle 5.2** sind die aktuellen Maximalbefunde der Leitparameter Mecoprop, Bentazon, 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan, Sulfonsäuren - differenziert für Anstrom, Deponiebereich und Anstrom jeweils für die einzelnen Tiefenbereiche - zusammengestellt. Zum Vergleich sind jeweiligen orientierenden Prüfwerte (oPW) gemäß der ALEX-02-Liste angegeben, [U52].

Tabelle 5.2 Maximalbefunde der Leitparameter im Jahr 2017

	Mecoprop	Bentazon	Σ 1.4-Dioxan / 1.3.5-Trioxan	Σ Sulfonsäuren
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
oPW	0,05	0,05	-	-
Anstrom (Süden bis Deponierand Süd)				
TB I	-	-	-	-
TB II	770	49	4900	5970
TB Z/III	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Deponiebereich (Nordrand der Deponie bist ca. 50 m vom Deponierand)				
TB I	103	101	1703	1329
TB II	1300	1710	15500	17795
TB Z	2	21	183	296
TB III	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TB IV	-	-	-	-
Näherer Abstrom Nordwest (ca. 50 m bis ca. 600 m vom Deponierand)				
TB II	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TB Z	n.n.	n.n.	n.n.	3
TB III	1,4	1,3	35	5,6
Abstrom Nordost (ca. 50 m bis ca. 600 m vom Deponierand)				
TB II	0,14	n.n.	1,2	18
TB Z/III	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Weiterer Abstrom Nordwest (ca. 600 m bis ca. 1100 m vom Deponierand)				
TB II	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TB Z/III/IV	n.n.	n.n.	1,1	n.n.

Die aktuellen Verteilungskarten (Herbst 2017) für die einzelnen Leitparameter in den verschiedenen Grundwasserschichten TB II, Z und TB III sowie eine ausführliche Beschreibung sind dem aktuellen Jahresbericht der Fa. BCE GmbH zu entnehmen, [U7].

Mecoprop und Bentazon

Mecoprop liegt im belasteten Deponiebereich im TB II am Nordrand der Deponie verbreitet bis ca. 1300 µg/l, Bentazon bis 1700 µg/l vor. Während die Maximalbefunde bei Mecoprop im Nordost-Rand der Deponie vorkommen, wurde Bentazon verstärkt im Nordwest-Rand nachgewiesen. In den tiefer liegenden Schichten Z und III liegen deutlich geringere Belastungen an Mecoprop und Bentazon von ca. 2 bis 4 µg/l (Im Jahr 2017 Bentazon bis 21 µg/l) vor, die zum einen etwa um einen Faktor 1:100 bis 1:1000 geringer sind und zudem eine deutlich kleinere Fläche einnehmen.

Die höchsten Befunde im TB III liegen an der ca. 300 m im Abstrom der Deponie liegenden Messstelle P049 III vor, während die Gehalte in diesem Tiefenbereich direkt unterhalb des Belastungsbereiches am Nordrand der Deponie vergleichsweise gering sind. Im Jahr 2017 wurden unterhalb des Belastungsbereiches im TB III weder Mecoprop noch Bentazon nachgewiesen.

In den Schichten unterhalb des TB III wurden nur an der Messstelle P017IV wiederholt geringfügige Gehalte an Mecoprop (bis ca. 0,3 µg/l) und Bentazon (bis ca. 0,2 µg/l) beobachtet. 2017 erfolgten keine entsprechenden Messungen an P017IV. Diese Belastungen resultieren vermutlich aus einem Messstellendefekt (undichte Muffe im Tiefenbereich TB II), da ein Kurzpumpversuch eine allmähliche Verringerung der Befunde bis unter die jeweilige Bestimmungsgrenze zeigte, [U7]. Zur Prüfung dieses Sachverhaltes sind weitere Untersuchungen und bei Bestätigungen des Messstellendefektes eine Sanierung der Messstelle vorgesehen.

1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan

Für die Parameter 1.4-Dioxan + 1.3.5-Trioxan liegen im Belastungsbereich am Nordrand der Deponie im TB II deutliche Befunde mit Maximalwerten von ca. 10 bis 16 mg/l vor. In der tiefer liegenden Schicht Z liegen deutlich geringere Belastungen an 1.4-Dioxan + 1.3.5-Trioxan von bis zu 0,3 mg/l vor. Im TB III wurden am Nordrand der Deponie 2017 weder 1.4-Dioxan noch 1.3.5-Trioxan nachgewiesen, nachdem 2016 geringfügige Werte bis max. 0,006 mg/l vorlagen.

Im Tiefenbereich IV wurden 2016 vereinzelte Befunde an 1.4-Dioxan an P017IV in Höhe von ca. 0,003 mg/l analysiert, die - wie oben beschrieben – wahrscheinlich aus einem Messstellendefekt resultieren.

Summe Sulfonsäuren

Für die Summe der Sulfonsäuren liegen im Belastungsbereich am Nordrand der Deponie im TB II deutlich erhöhte Konzentrationen mit Maximalwerten bis ca. 18 mg/l vor. In den Tiefenbereichen Z liegen sichtlich geringere Konzentrationen an der Summe der Sulfonsäuren bis max. 0,18 mg/l vor. 2017 wurden im TB III keine Gehalte an der Summe der Sulfonsäuren nachgewiesen, während 2016 hier Befunde bis ca. 0,002 mg/l vorlagen.

Im Tiefenbereich IV lagen nur an der Messstelle P017IV minimale Befunde an Naphthalin-2-Sulfonsäuren in 2016 bis max. 0,2 mg/l, die - wie zuvor beschrieben - wahrscheinlich aus einem Messstellendefekt resultieren.

5.5.2 Sonstige Parameter

Neben den Leitparametern liegen im Belastungsbereich im TB I und TB II deutlich erhöhte Konzentrationen weiterer Parameter mit Überschreitung des orientierenden Prüfwertes (oPW) vor, insbesondere Chlorid (Cl), Ammonium (NH₄), Nickel (Ni). Unterhalb des Belastungsbereiches sind in den Tiefenbereichen Z und III vergleichsweise geringere bis keine Befunde vorhanden).

In der nachfolgenden **Tabelle 5.3** sind die aktuellen Maximalbefunde der Parameter Chlorid, Ammonium, Nickel und DOC - differenziert für Anstrom, Deponiebereich und Abstrom jeweils für die einzelnen Tiefenbereiche - zusammengestellt.

Im Vergleich zum Belastungsbereich am Nordrand der Deponie zeigen sich im Tiefenbereich III im näheren Abstrom etwas höhere Belastungen. Hier liegen an der Messstelle P049III erhöhte Konzentrationen einiger Parameter, insbesondere Ammonium und DOC mit Überschreitung des oPW vor.

Die Ammonium-Konzentrationen zeigen im Belastungsbereich im TB I und TB II z.T. deutliche Überschreitungen des oPW bis max. 370 mg/l. Aber auch im näheren und weiteren Abstrom wird der oPW von 0,5 mg/l in den meisten Tiefenbereichen mit Werte bis 1,4 mg/l überschritten.

Tabelle 5.3 Maximalbefunde weiterer Parameter im Jahr 2017

	Cl	NH4	Ni	DOC
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
oPW	100	0,5	0,04	4
Anstrom (Süden bis Deponierand Süd)				
TB I	51	n.n.	-	1,1
TB II	580	40	0,074	52
TB Z/III	36	1,2	0,003	2,5
Deponiebereich (Nordrand der Deponie bist ca. 50 m vom Deponierand)				
TB I	376	41	0,056	16
TB II	3300	370	0,44	180
TB Z	75	1,2	0,003	4,9
TB III	52	1,8	0,004	3,2
TB IV	-	-	-	-
Näherer Abstrom Nordwest (ca. 50 m bis ca. 600 m vom Deponierand)				
TB II	109	1,2	0,001	1,9
TB Z	35	1,4	0,002	3,7
TB III	61	1,4	0,002	4,3
Abstrom Nordost (ca. 50 m bis ca. 600 m vom Deponierand)				
TB II	51	0,7	n.n.	1,8
TB Z/III	37	1,1	n.n.	1,8
Weiterer Abstrom Nordwest (ca. 600 m bis ca. 1100 m vom Deponierand)				
TB II	100	0,8	n.n.	2,0
TB Z/III/IV	58	1,0	0,002	2,6

6 IDENTIFIKATION, BEWERTUNG UND WICHTUNG DER GEFÄHRDUNGSPFADE

Grundlage für Maßnahmen zur Ermittlung und Sanierung von Bodenverunreinigungen und Altlasten sind das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) [R6] und die Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [R9]. Das BBodSchG regelt die Sanierung von Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen. Die BBodSchV konkretisiert die Anforderungen an den Bodenschutz und die Altlastenbehandlung, insbesondere mit ihren Maßnahmen und schadstoffspezifischen Prüf- und Vorsorgewerten.

Schutzgüter sind durch Gesetze bzw. Rechtsverordnungen geschützte Güter des Einzelnen oder der Allgemeinheit. Der Wirkungspfad ist nach Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) der Weg eines Schadstoffes von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort einer möglichen Wirkung auf ein Schutzgut. Unterschieden werden in der BBodSchV die möglichen Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser.

In der vorliegenden Gefährdungsbeurteilung werden die Wirkungen untersucht, die über den Pfad Boden-Grundwasser auf die einzelnen Schutzgüter ausgehen. Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen ist es dann Ziel, eine möglichst fundierte Abschätzung und Bewertung darüber abzugeben, ob und in welchem Ausmaß ein Schadstoffeintrag vom Abfall (Boden) in das Grundwasser bis hin zu den einzelnen Schutzgütern aktuell vorliegt bzw. zukünftig zu erwarten ist.

6.1 Schutzgüter und Schutzziele

Von den Veränderungen des chemischen Grundwasserzustandes im Abstrom der Deponie Flotzgrün, sind folgende Schutzgüter - direkt oder indirekt - betroffen:

- Mensch
- Trinkwasser
- Grundwasser
- Oberflächengewässer
- Flora/Fauna

Das „**Schutzgut Mensch**“ als wichtigstes Schutzgut ist indirekt betroffen über das „Schutzgut Trinkwasser“ und über die Nahrungskette (über das Schutzgut Flora/Fauna, z.B. Verzehr von Fischen aus dem Rhein/Altrhein).

Schutzgut Trinkwasser:

In etwa 1,4 km Entfernung nordwestlich der Deponie Flotzgrün liegt die Trinkwassergewinnungsanlage Speyer Süd der Stadtwerke Speyer GmbH. Da das Trinkwasser eine existentielle Lebensgrundlage für den Menschen ist, hat dessen Schutz die höchste Priorität.

Der Schutz der menschlichen Gesundheit vor nachteiligen Einflüssen, die sich aus Verunreinigungen von Wasser ergeben, das für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist, wird i. W. über die Trinkwasserverordnung (TrinkwV) sichergestellt. Die TrinkwV ist die Umsetzung der EU-Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch in nationales Recht. Sie dient dem Schutz des Menschen vor Schadstoffen und Krankheitserregern im Trinkwasser und enthält folgende Anforderungen zum Erreichen der Schutzziele:

- Einhaltung der mikrobiologischen Anforderungen gemäß Anlage 1 TrinkwV
- Einhaltung der Grenzwerte chemischer Parameter gemäß Anlage 2 TrinkwV
- Einhaltung der Anforderungen für sog. Indikatorparameter gemäß Anlage 3 TrinkwV

Am 9. Januar 2018 trat die „Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften“ in Kraft, die bedeutsame Änderungen der Trinkwasserverordnung sowie geringfügige Änderungen der Lebensmittelhygiene-Verordnung umfasst, [R5]. Mit dieser Verordnung wird die Richtlinie 2015/1787 der EU-Kommission vom 6. Oktober 2015 zur Änderung der Anhänge II und III der Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch in nationales Recht umgesetzt. Zu den Neuregelungen gehört u.a., dass Untersuchungen zur Überwachung der Trinkwasserqualität bei großen Trinkwasserversorgungen (wie kommunalen oder regionalen öffentlichen Trinkwasserbetrieben) besser an die Gegebenheiten vor Ort angepasst werden können.

In Ergänzung zu Anlage 2, Teil I, und Anlage 3 der Trinkwasserverordnung erarbeitete die Trinkwasserkommission als nationale Kommission des Bundesministeriums für Gesundheit toxikologisch begründete gesundheitliche Leitwerte für chemische Parameter, für die vorliegende Grenzwerte der TrinkwV befristet überschritten werden [U30].

Schutzgut Grundwasser:

Über einen Sickerwasseraustrag aus den Altabschnitten der Deponie und die Passage der ungesättigten Bodenzone kommt es zu einem Eintrag in das angrenzende Grundwassersystem.

Der Schutz des Grundwassers ist in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG) sowie auf nationaler Ebene im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und in der Grundwasserverordnung (GrwV) verankert. Die WRRL ist die europäisch einheitliche Richtlinie zum Schutz aller Gewässer. Sie schafft einen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der EG im Bereich der Wasserpolitik. Die Umsetzung der WRRL auf Bundesebene erfolgt über das WHG als Hauptteil des deutschen Wasserrechts.

Die GrwV [R6] regelt bundeseinheitlich den Schutz des Grundwassers, um den von der WRRL 2000/60/EG und der EU-Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG geforderten guten mengenmäßigen und guten chemischen Zustand zu erhalten oder wiederherzustellen.

Für das Schutzgut „Grundwasser“ sollen folgende Schutzziele erreicht werden:

- Reinhaltung des Grundwassers als Trink- und Brauchwasserressource
- Grundwasserbewirtschaftung im Einklang mit dem Wasserhaushalt unter Erhaltung seiner natürlichen Beschaffenheit
- Vermeidung einer Verschlechterung des chemischen und mengenmäßigen Zustands
- Umkehrung aller signifikanten und anhaltenden Trends ansteigender anthropogen bedingter Schadstoffkonzentrationen
- Erreichen und Einhalten eines guten chemischen und guten mengenmäßigen Zustandes bis zum Jahr 2015 (Art. 4.1 WRRL, § 47 WHG)
- Einhaltung der geltenden Schwellenwerte ([R1])

Das Grundwasser ist nach WHG [R10] so zu bewirtschaften, dass

- eine nachteilige Veränderung seines mengenmäßigen und chemischen Zustands vermieden wird
- alle signifikanten und anhaltenden Trends ansteigender Schadstoffkonzentrationen auf Grund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten umgekehrt werden
- ein guter mengenmäßiger und ein guter chemischer Zustand erhalten und erreicht wird

Ein "guter chemischer Zustand" des Grundwassers ist nach [R1] dann gegeben, wenn die Schadstoffkonzentrationen die geltenden Qualitätsnormen (Schwellenwerte) nicht überschreiten und die anthropogene Stoffbelastung nicht zu einer signifikanten Schädigung von Oberflächengewässern oder Feuchtgebieten führt. Der „gute“ Zustand ist nach [R1] definiert als ein Zustand, der von einem "sehr guten" (d.h. weitgehend anthropogen unbeeinflussten) Zustand nur geringfügig abweicht.

Schutzgut Oberflächengewässer:

Im Norden grenzt die Deponie Flotzgrün direkt an den Altrhein an, der im Unterlauf mit dem Rhein verbunden ist. Durch diese unmittelbare Nähe sind Altrhein und Rhein von den von der Deponie ausgehenden möglichen Veränderungen des Grundwassers direkt betroffen, wenn es zu einem oberflächennahen Schadstoffaustrag aus der Deponie kommt.

Der Schutz des Oberflächenwassers ist in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und auf nationaler Ebene im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) geregelt. Die OGewV [R7] dient der Umsetzung der europäischen Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und der europäischen Richtlinie 2009/90/EG zur Festlegung von technischen Spezifikationen für die chemische Analyse sowie der WRRL. Für das Schutzgut „Oberflächengewässer“ sind i. W. folgende Schutzziele definiert:

- Vermeidung einer nachhaltigen Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit und des Wasserabflusses
- Einhaltung der gewässerspezifischen Umweltqualitätsnormen (UQN) gemäß OGewV
- Einhaltung oder Wiederherstellung eines guten chemischen und guten ökologischen Zustandes) bis zum Jahr 2015 (Art. 4.1 WRRL)

Ein guter chemischer Zustand ist erreicht, wenn die Umweltqualitätsnormen (UQN) nach [R7] eingehalten werden. Die Einstufung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials ergibt sich aus der jeweils schlechtesten Bewertung einer der biologischen Qualitätskomponenten nach [R7].

Das IKSR Programm „Rhein 2020“ setzt u.a. die Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der gleichartigen Wasserpolitik der Schweiz im Einzugsgebiet des Rheins um und bindet den Aktionsplan Hochwasser mit ein. Nach IKSR werden Mecoprop und Bentazon als Rheinrelevante Stoffe, d.h. als relevante Stoffe für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Flusses Rheins ausgewiesen.

Schutzgut Tiere und Pflanzen (Flora/Fauna):

Ein weiteres wichtiges Schutzgut sind die Tiere und Pflanzen im Untersuchungsgebiet. Im Bereich der Insel Flotzgrün befinden sich das Vogelschutzgebiet Berghäuser und Lingenfelder Altrhein sowie das FFH-Gebiet Rheinniederung (vgl. **Abbildung 6.1** Germersheim-Speyer [U1]). Insbesondere können die im Altrhein und Rhein existierenden Wasserorganismen von den aus der Deponie Flotzgrün ausgehenden Grundwasserveränderungen betroffen sein. Prinzipiell können über diesen Weg bzw. über die Nahrungskette Schadstoffe an das Schutzgut Mensch gelangen.

Die gesetzlichen Regelungen zum Schutz der Pflanzen und Tiere sind im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie in der EG-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und der EG-Vogelschutz-Richtlinie (RL 79/409/EWG) enthalten [R11], [R12], [R13].

Schutzziel: Nach § 1 Nr. 3 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ist die Pflanzen- und Tierwelt einschließlich ihrer Lebensstätten und Lebensräume auf Dauer zu sichern.

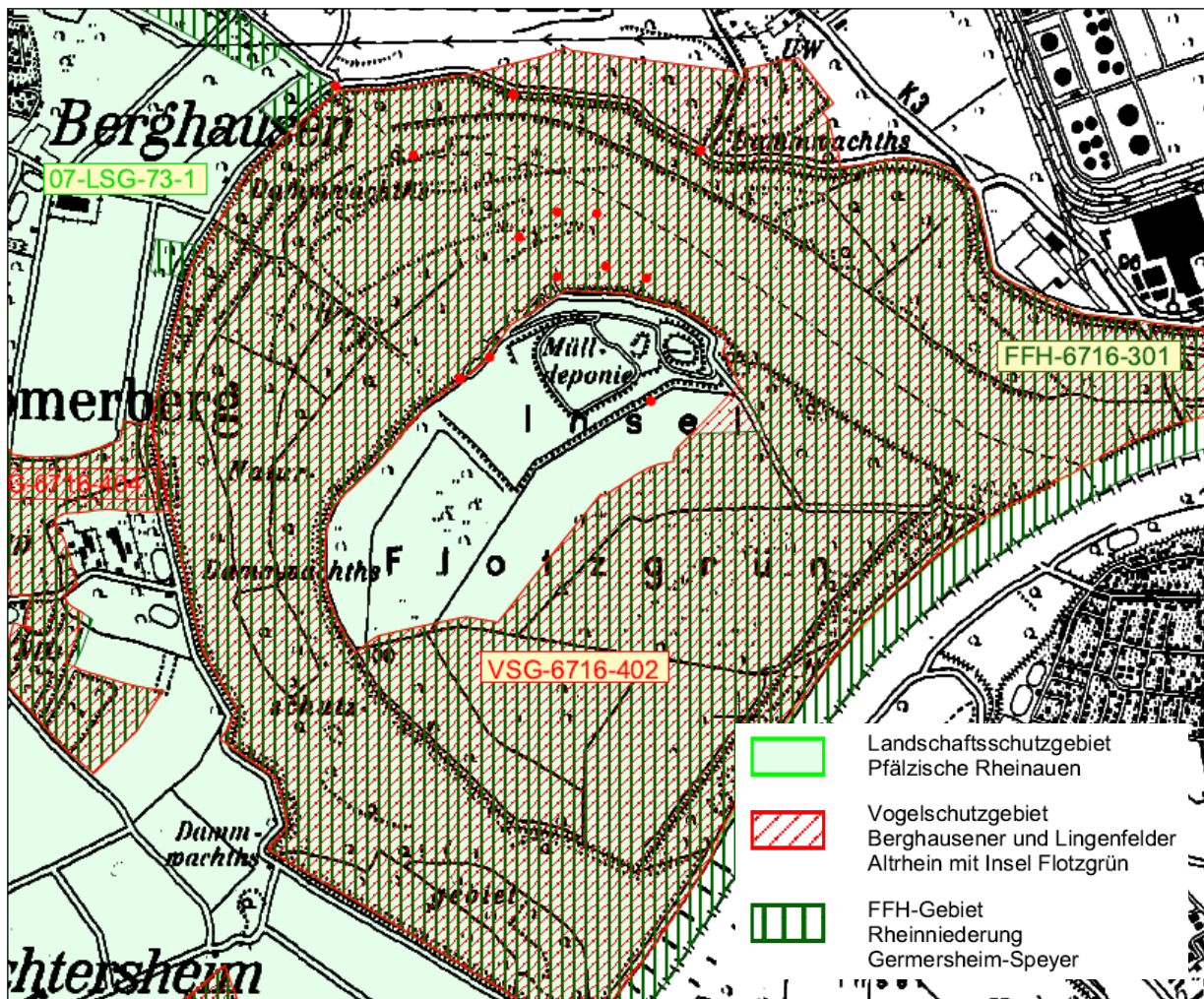


Abbildung 6.1: Schutzgebiete im Bereich der Insel Flotzgrün, [U1]

6.2 Potentielle Wirkungspfade

In Bezug auf die Freisetzung von Schadstoffen aus der Deponie Flotzgrün und mögliche Wirkungen auf Schutzgüter sind folgende Wirkungspfade zu betrachten:

- Deponie - (Sickerwasser) - Grundwasser
- Deponie - (Sickerwasser) - Grundwasser - Trinkwassergewinnung Speyer Süd - Mensch
- Deponie - (Sickerwasser) - Grundwasser - Altrhein – (Rhein) – Wasserorganismen
- Deponie - (Sickerwasser) - Grundwasser - Altrheinaue - Flora/Fauna
- Deponie - (Sickerwasser) - Grundwasser - Brunnen im Bereich Speyerer Rheinbogen

Welche Schutzgüter im Einzelnen betroffen sind, hängt maßgeblich von der Richtung der Grundwasserströmung ab. Die nachfolgende **Abbildung 6.2** zeigt das Strömungsbild in den Tiefenbereichen I/II und III. Während das Grundwasser im OGWL nach Nordosten strömt, ist die Grundwasserströmung im Tiefenbereich III nach Nordwesten zum Wasserwerk gerichtet.

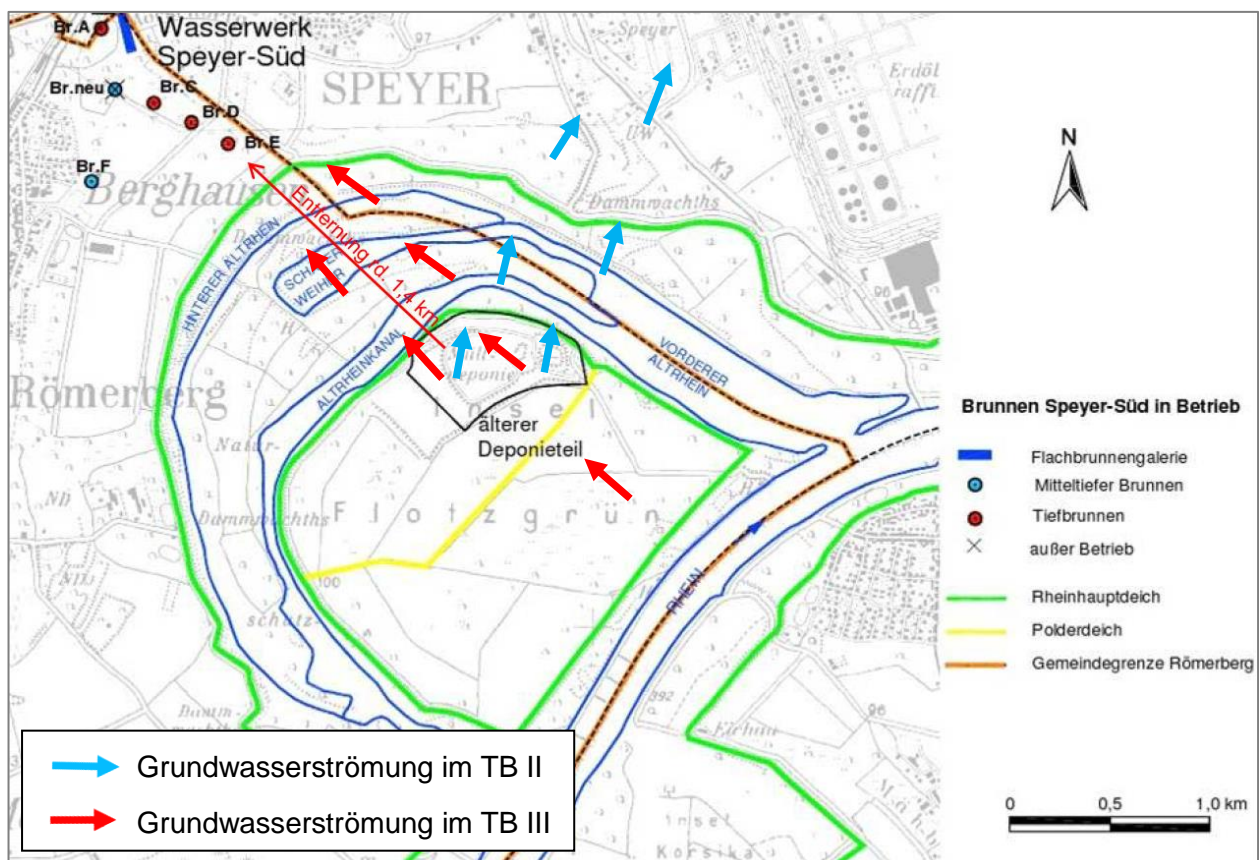


Abbildung 6.2: Mittlere Grundwasserströmung in den Tiefenbereichen TB II und TB III (Kartengrundlage: BCE)

Wirkungspfad Deponie - Grundwasser:

Über das Sickerwasser aus der Deponie können Belastungen in das Grundwasser eingetragen werden. Diese können im oberen Grundwasserbereich mit der Grundwasserströmung transportiert werden und, in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit vorhandener Zwischenschichten, aus oberflächennahen Schichten in tiefere Schichten absickern. Weiterhin können bei Hochwasser die Grundwasserstände im Deponiebereich so stark ansteigen, dass es zu einer Auswaschung von Schadstoffen aus den tiefer gelegenen Ablagerungsbereichen in das Grundwasser kommt.

Wirkungspfad Deponie - Grundwasser - Trinkwassergewinnung Speyer Süd:

Westlich des Berghäuser-Altrheinbereiches befindet sich, etwa 1400 m von der Deponie Flotzgrün entfernt, das Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd der Stadtwerke Speyer GmbH. Ausgehend von der Deponie Flotzgrün können Schadstoffe über das Sickerwasser zunächst in die Tiefenbereiche I und II eingetragen werden. Bei entsprechenden Druckverhältnissen und Durchlässigkeiten von Zwischenschichten ist ein Absickern in die trinkwasserrelevanten Tiefenbereiche Z und TB III und ein anschließendes Abströmen in Richtung zu den Trinkwasserbrunnen Speyer Süd prinzipiell möglich.

Wirkungspfad Deponie - Grundwasser - Altrhein - (Rhein) - Wasserorganismen:

Über den Oberen Grundwasserleiter (TB I) können Belastungen aus dem Sickerwassereintrag der Deponie in den Berghäuser Altrhein und in die Sedimente der Gewässersohle gelangen. Über den Altrhein können die Belastungen auch den Rhein erreichen. Im Rhein und Altrhein können die Schadstoffe eine Gefährdung für die darin lebenden Wasserorganismen hervorrufen.

Wirkungspfad Deponie - Grundwasser - Altrheinaue - Flora/Fauna:

Eine potenzielle Gefährdung der Altrheinaue ist über den Oberen Grundwasserleiter (TB I) gegeben. Aus dem Sickerwasseraustrag der Deponie können über den Oberen Grundwasserleiter Schadstoffe in die Altrheinaue gelangen.

Wirkungspfad Deponie - Grundwasser - Brunnen im Bereich Speyerer Rheinbogen:

Eine mögliche Nutzung des Grundwassers im Bereich des Speyerer Rheinbogens kann im Fall einer lateralen Ausbreitung der Belastung in den Oberen Grundwasserleitern TB I und TB II (Abstrom nach Nordosten), aber auch in tieferen Bereichen bei Absenkung des Grundwasserstandes durch die Grundwasserförderung und Umkehr der Strömungsrichtung gefährdet sein.

7 STANDORTSPEZIFISCHE STOFFBEWERTUNG

7.1 Stoffscreening und Identifikation der Leitparameter

Seit den 1970iger Jahren wurden zahlreiche Untersuchungen zur Grundwasserbeschaffenheit im Umfeld der Deponie Flotzgrün durchgeführt. Aus diesen Untersuchungen wurden folgende Parameter identifiziert, anhand derer sich die stofflichen Belastungen im Deponiebereich und dessen Abstrom charakterisieren lassen:

- Ammonium, Chlorid, Sulfat, DOC, Nickel, AOX, Bentazon, Mecoprop, Naphthalin, 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan, Sulfonsäuren

Im Hinblick auf die im abstromigen Bereich liegenden Trinkwasserbrunnen der Stadtwerke Speyer wurden zunächst die Pflanzenschutzmittel Bentazon und Mecoprop als wesentliche Schadstoffparameter identifiziert. Auf der Grundlage eines umfassenden Schadstoffscreenings, das im Rahmen der weiteren Untersuchungen durchgeführt wurde, wurden außerdem 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan sowie Arylsulfonsäuren als Leitparameter zur Identifizierung von Grundwasserbeeinflussungen durch Sickerwässer aus der Deponie Flotzgrün verwendet. Für die vorliegende Gefährdungsbeurteilung werden dementsprechend folgende Leitparameter betrachtet:

- Mecoprop, Bentazon, 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan, Sulfonsäuren

Im Folgenden sollen diese Stoffe in Bezug auf ihr Verhalten im Boden und Grundwasser, ihre Toxizität und ihre Bedeutung als mögliche Trinkwasserverunreinigungen charakterisiert und bewertet werden.

7.2 Mecoprop und Bentazon

7.2.1 Stoffeigenschaften von Mecoprop und Bentazon

Bentazon ist ein 1968 von der BASF eingeführtes Kontaktherbizid gegen zweikeimblättrige Unkräuter. Die Substanz wird als wässrige Lösung durch Versprühung ausgebracht, gelangt über Blatt und Spross in die Pflanzen und hemmt die Photosynthese. In der Landwirtschaft ist Bentazon für die Bekämpfung von Unkräutern in Sommerweizen, Sommergerste, Hafer, Kartoffeln, Ackerbohnen, Futtererbse, Sojabohne und Rotklee in Deutschland zugelassen.

Mecoprop oder Methylchlorphenoxypropionsäure (MCP) ist ein 1957 von einer englischen Firma eingeführtes Herbizid, welches im Getreideanbau und auf Grünland eingesetzt wird. Die Hauptanwendung ist gegen breitblättrige Unkräuter gerichtet. Der Wirkstoff ist in Deutschland derzeit zugelassen und wird oft in Kombination mit anderen ähnlich wirkenden Herbiziden eingesetzt. Mecoprop ist ein Gemisch aus verschiedenen Stereoisomeren, wobei das (*R*)-(+)-Enantiomer ("Mecoprop-P") die herbizide Aktivität besitzt.

Die Zulassung der Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln erfolgt auf Basis eines strengen Zulassungsverfahrens, bei dem zahlreiche Daten zum Verhalten dieser Stoffe in der Umwelt und zu deren Toxizität gegenüber dem Menschen und anderen Organismen vorgelegt werden müssen. Die Zulassungsverfahren waren in Europa früher nationalstaatlich geregelt. Seit 1991 erfolgt die Zulassung nach einem für alle EU-Mitgliedsstaaten geltenden einheitlichen Bewertungs- und Zulassungsverfahren gemäß EU-Richtlinie 91/414/EWG. Die Richtlinie 91/414/EG wurde nachfolgend durch die Verordnung (EG) Nr. 1107/ 2009 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln ersetzt (vgl. [R14] und [R15])

Alle 1991 bereits auf dem Markt befindlichen Wirkstoffe wurden nach Inkrafttreten der Richtlinie 91/414/EG einer erneuten Bewertung und Notifizierung unterzogen. Die hierfür erarbeiteten Stoff- und Wirkungsdossiers [U23], [U24] enthalten alle relevanten Angaben zu den Eigenschaften dieser Stoffe. Daher basiert die nachfolgende Darstellung der Stoffeigenschaften wesentlich auf diesen Quellen. Die Darstellung bezieht sich allerdings nur auf die im Rahmen der anstehenden Fragestellung bedeutsamen Stoffeigenschaften bzgl. des Verhaltens der Wirkstoffe im System Boden / Grundwasser und bzgl. der oralen Toxizität im Hinblick auf das mögliche Vorkommen der Stoffe im Trinkwasser. Die vollständigen Stoffdossiers sind im Internet verfügbar (vgl. [U23] und [U24]).

7.2.1.1 Verhalten im System Boden / Grundwasser

Pestizide unterliegen im Boden vielfältigen Verteilungs- und Umwandlungsprozessen (Sorption an Bodenpartikel, Verteilung in die Atmosphäre und in das Grundwasser, physikalischer, chemischer und biologischer Abbau).

Die Begriffe Sorption/Retardation kennzeichnen die Anlagerung (Sorption) und Rückhaltung (Retardation) von Stoffen an bzw. durch Bodenpartikel. Als Maß für die Sorption wird der Verteilungskoeffizient K_d als Verhältnis zwischen dem adsorptiv gebundenen und den in Lösung befindlichen Stoffanteilen verwendet. Die Sorptionskapazität des Bodens hängt i. W. von dessen chemischen und physikalischen Eigenschaften, den organischen und anorganischen Bodenbestandteilen und vom pH-Wert ab. Zu einer stärkeren Anreicherung von PSM (ca. 40 - 50 % der PSM-Gehalte), kommt es z.B. in huminstoff- und tonmineralreichen Horizonten, wie sie in oberflächennahen Bereichen häufig vorhanden sind [U26].

Pestizide unterliegen im Boden verschiedenen Abbauprozessen (physikalischen, chemischen und biologischen), bei denen die molekulare Struktur eines PSM umgewandelt und dessen Konzentration im Boden damit verringert wird. Während der Abbauprozesse werden Abbauprodukte (Metabolite) gebildet bis hin zur vollständigen Mineralisierung.

Ein Abbau von PSM findet im Wesentlichen in den obersten, belebten Bodenschichten und zumeist unter aeroben Bedingungen statt. Im Grundwasser und unter anaeroben Bedingungen erfolgt kein nennenswerter Abbau mehr, insbesondere ein mikrobieller Abbau findet im Grundwasserleiter kaum noch statt [U26].

Bentazon:

Bentazon weist in humusreichen Böden mit hohen TOC-Gehalten eine starke Anhaftung an Bodenpartikel und eine entsprechend geringe Mobilität auf. Ob dies auch für sandige/kiesige Sedimentablagerungen zutrifft, ist bisher nicht untersucht worden. Wegen des hydrophilen Charakters der Substanz ist nach unserer Einschätzung eher von einer geringen Anhaftung an Bodenpartikel und entsprechend von einer hohen Mobilität in sandigen und kiesigen Bodenschichten auszugehen. Bentazon zeigt im Grundwasserleiter praktisch keine Sorption an Bodenpartikeln.

In oberflächennahen Bodenschichten wird Bentazon durch biotische und abiotische Prozesse relativ schnell abgebaut. Die Angaben zu den Zerfalls-Halbwertszeiten schwanken zwischen 4 und 21 Tagen und liegen im Mittel bei 14 Tagen. Innerhalb von etwa 50 Tagen sind 90% des Wirkstoffs im Boden abgebaut. Im System Sediment / Grundwasser findet dagegen ein nur sehr langsamer Abbau statt. Die Angaben zu den Zerfalls-Halbwertszeiten schwanken zwischen etwa 500 und 900 Tagen.

Unter anaeroben Bedingungen findet bei Bentazon kein merklicher Abbau statt (vgl. [U26] und [U27]).

Mecoprop:

Mecoprop weist in humusreichen Böden mit hohen TOC-Gehalten ebenfalls eine starke Anhaftung an Bodenpartikel und eine entsprechend geringe Mobilität auf. In sauren Böden ist die Adsorption an Bodenpartikel noch stärker ausgeprägt. Ob dies auch für sandige/kiesige Sedimentablagerungen zutrifft ist bisher nicht untersucht worden. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit der Substanz bei neutralen und alkalischen pH-Werten ist jedoch von einer hohen Mobilität auszugehen. Im Grundwasser wird Mecoprop mit K_d -Werten von 0 bis 0,08 l/kg nur in geringem Maße an Bodenpartikel sorbiert (vgl. [U26] und [U27]).

Ähnlich wie Bentazon wird Mecoprop in oberflächennahen Bodenschichten durch biotische und abiotische Prozesse relativ schnell abgebaut. Die Angaben zu den Zerfalls-Halbwertszeiten schwanken zwischen 6 und 8 Tagen. Innerhalb von 20 - 35 Tagen sind 90% des Wirkstoffs im Boden abgebaut. Innerhalb von 100 Tagen sind je nach Bodenart 25 - 50 % des Wirkstoffs mineralisiert. Unter anaeroben Bedingungen in tieferen Bodenschichten findet dagegen kein merklicher Abbau statt.

Im Grundwasser wird Mecoprop nicht oder nur sehr langsam durch Hydrolyse abgebaut. Die Zerfallshalbwertszeiten in Wasser-/Sediment-Systemen werden mit 23 (river system) bzw. 67 Tagen (stream system) angegeben. Nach 100 Tagen werden etwa 55 - 60 % der Substanz mineralisiert.

Unter anaeroben Bedingungen wird Mecoprop - ähnlich wie Bentazon - kaum abgebaut (vgl. [U28] und [U26]).

7.2.1.2 Human- und Säugetiertoxizität

Bentazon:

Bentazon weist eine geringe akute orale Toxizität auf. Die Angaben zur LD50 oral bei der Ratte schwanken zwischen 1100 und 1800 mg/kg Körpergewicht. Die Substanz ist nach der CLP-Verordnung entsprechend nicht als „Sehr giftig“ oder „Giftig“, sondern als „Gesundheitsschädlich beim Verschlucken“ (H 302) einzustufen.

Die chronische Toxizität der Substanz ist nach tierexperimentellen Untersuchungen gekennzeichnet durch eine Verminderung der Gerinnungsfähigkeit des Blutes sowie durch Beeinträchtigungen der Leber- und Nierenfunktion. Als höchste Dosis ohne beobachtbare gesundheitsschädliche Wirkung (no-observed adverse effect level, NOAEL) wurde bei einem Langzeitversuch an Ratten eine Dosis von 10 mg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt. Durch Anwendung eines Interspezies-Faktors (Übertragung Ratte - Mensch) von 10 und eines Intraspezies-Faktors von 10 zum Schutz von besonders empfindlichen Personen wurde daraus ein ADI-Wert (acceptable daily intake) von 0,1 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.

Aus in vitro und tierexperimentellen Untersuchungen liegen keine Hinweise vor, dass Bentazon die Erbsubstanz schädigt (Gentoxizität) oder Tumoren induziert. Bei toxischer Belastung von weiblichen Ratten wurden verminderte Geburtsgewichte bei deren Nachkommen festgestellt. Der NOAEL für fruchtschädigende Wirkungen wird mit 100 mg/kg Körpergewicht und Tag angegeben (WHO, 2004).

Mecoprop:

Die akute orale Toxizität von Mecoprop ist etwas stärker ausgeprägt als die von Bentazon. Die LD50 oral bei der Ratte wird mit 1.166 mg/kg Körpergewicht angegeben. Die Substanz ist nach der CLP-Verordnung entsprechend als „Gesundheitsschädlich beim Verschlucken“ (H 302) einzustufen.

Die chronische Toxizität von Mecoprop ist nach tierexperimentellen Untersuchungen gekennzeichnet durch Beeinträchtigungen der Leber- und Nierenfunktion, Zunahme der Leber- und Nierengewichte und die Induktion von Leberenzymen. Als höchste Dosis ohne beobachtbare gesundheitsschädliche Wirkung (NOAEL) wurde bei einem Langzeitversuch an Ratten eine Dosis von 1,1 mg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt.

Durch Anwendung eines Interspezies-Faktors von 10 (Übertragung Ratte - Mensch) und eines Intraspezies-Faktors von 10 zum Schutz von besonders empfindlichen Personen wurde daraus ein ADI-Wert von 0,01 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.

In vitro und tierexperimentellen Untersuchungen geben keinen Hinweis darauf, dass Mecoprop die Erbsubstanz schädigt (Gentoxizität) oder Tumoren induziert. Bei toxischer Belastung von weiblichen Ratten wurden verminderte Geburtsgewichte bei deren Nachkommen festgestellt. Der NOAEL für fruchtschädigende Wirkungen wird mit 50 mg/kg angegeben.

7.2.1.3 Toxizität gegenüber Wasserorganismen

Bei der Bearbeitung der vorliegenden Gefährdungsabschätzung und der damit in Zusammenhang stehenden Fragestellungen steht die Toxizität der ortsrelevanten Schadstoffe gegenüber Wasserorganismen im Vordergrund.

Bentazon:

Die LC50 der akuten Fischtoxizität (96 Stunden-Test) wird im EU-Stoffdossier mit einem Wert > 100 mg/l und in der GESTIS-Stoffdatenbank mit 794 mg/l angegeben. Die LC50 im 14-Tage-Fischtest wird mit > 48 mg/l angegeben. Eine Bioakkumulation von Bentazon in Fischen findet nicht statt.

Die EC50 der Daphnien-Toxizität (96 Stunden-Test) beträgt 64 mg/l. in einer 21-Tage-Studie mit Daphnien wurde eine No-observed-effect-concentration (NOEC) von 120 mg/l festgestellt.

Die EC50 der Algen-Toxizität (120 Stunden-Test) wird mit 10,1 mg/l angegeben.

Die LD50 bei Wachteln wird mit 1140 mg/Kg Körpergewicht angegeben. Bei Verabreichung von Bentazon an Enten und Wachteln über das Futter beträgt die LC50 im Futter mehr als 5.000 ppm, entsprechend 5.000 mg/kg.

Als Umweltqualitätsnorm (UQN) für Binnenoberflächengewässer im Sinne der WRRL wurde vom IKSR für Bentazon für den Jahresdurchschnitt (JD) ein Wert von 73 µg/l festgelegt, als zulässige Höchstkonzentration (ZHK) ein Wert von 450 µg/l. Diese Werte basieren auf einer umfassenden Bewertung der vorliegenden ökotoxikologischen Daten für aquatische Organismen. (Quelle: International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein (Teil A = übergeordneter Teil), IKSR, Dezember 2009, **Anlage 3**).

Mecoprop:

Die LC50 der akuten Fischtoxizität (96 Stunden-Test) beträgt 240 mg/l. In einer 21-Tage-Studie mit Fischen wurde eine NOEC von 109 mg/l festgestellt. Eine Anreicherung von Mecoprop in den verzehrbaren Anteilen von Fischen findet nicht statt.

In der GESTIS Stoffdatenbank [U48] wird die LC50 der Fischtoxizität (96 Stunden-Test) mit 125 mg/l angegeben.

Die EC50 der Daphnien-Toxizität (96 Stunden-Test) beträgt mehr als 200 mg/l. Im Rahmen einer 21-Tage-Studie mit Daphnien wurde eine No-observed-effect-concentration (NOEC) von 22 mg/l festgestellt.

Die EC50 der Algen-Toxizität (72 Stunden-Test) wird mit 237 mg/l angegeben. In der GESTIS Stoffdatenbank wird die EC50 der Algen-Toxizität (96 Stunden-Test) mit 103 mg/l angegeben. Die LC50 bei Vögeln wird mit > 500 mg/kg Körpergewicht angegeben.

Bei Verabreichung über die Nahrung beträgt die LC50 im Futter > 5.000 ppm, entsprechend 5.000 mg/kg.

Als Umweltqualitätsnorm (UQN) für Binnenoberflächengewässer im Sinne der WRRL wurde vom IKSR für Mecoprop für den Jahresdurchschnitt (JD) ein Wert von 18 µg/l festgelegt, als zulässige Höchstkonzentration (ZHK) ein Wert von 160 µg/l. Diese Werte basieren auf einer umfassenden Bewertung der vorliegenden ökotoxikologischen Daten für aquatische Organismen. (Quelle: International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein (Teil A = übergeordneter Teil), IKSR, Dezember 2009, **Anlage 3**).

7.2.1.4 GHS-Einstufung nach CLP-Verordnung (EG) 1272/2008.

Gemäß CLP-Verordnung (EG) 1272/2008 werden die gefährlichen Stoffeigenschaften von Bentazon und Mecoprop wie folgt eingestuft:

Bentazon:

- Akute Toxizität, Kategorie 4, Verschlucken *; H302
- Augenreizung, Kategorie 2; H319
- Sensibilisierung der Haut, Kategorie 1; H317
- Gewässergefährdend, Chronische Wirkung, Kategorie 3; H412

- H302: Gesundheitsschädlich bei Verschlucken
- H319: Verursacht schwere Augenreizung
- H317: Kann allergische Hautreaktionen verursachen
- H412: Schädlich für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung

Anmerkungen:

Die Zuordnung des Gefahrenmerkmals „Chronisch wassergefährdend, Kategorie 3“ erfolgt auf Basis der Algentoxizität. Die Gefahrenmerkmale „Augenreizend“ und „Sensibilisierend“ treffen nur für konzentrierte wässrige Lösungen der Substanz zu und gelten nicht für stark verdünnte wässrige Lösungen.

Mecoprop:

- Akute Toxizität, Kategorie 4, Verschlucken; H302
- Reizwirkung auf die Haut, Kategorie 2; H315
- Schwere Augenschädigung, Kategorie 1; H318
- Gewässergefährdend, Akut Kategorie 1; H400
- Gewässergefährdend, Chronisch Kategorie 1; H410

- H302: Gesundheitsschädlich bei Verschlucken
- H315: Verursacht Hautreizungen
- H318: Verursacht schwere Augenschäden
- H410: Sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung

Anmerkungen:

*Die Zuordnung des Gefahrenmerkmals „Chronisch wassergefährdend, Kategorie 1“ ist nach den in **Abschnitt 7.2.1.3** aufgeführten Daten nicht nachvollziehbar. Die Gefahrenmerkmale „Augenreizend“ und „sensibilisierend“ treffen nur für konzentrierte wässrige Lösungen der Substanz zu und gelten nicht für stark verdünnte wässrige Lösungen.*

7.2.2 Beurteilungswerte im Grundwasser und Trinkwasser

Trinkwasserverordnung:

Gemäß Trinkwasserverordnung, Anlage 2, Teil 1, gilt für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte ein Grenzwert von 0,0001 mg/l, entsprechend 0,1 µg/l. Der Grenzwert gilt jeweils für die einzelnen Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukt-Wirkstoffe. Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Biozidprodukt-Wirkstoffe insgesamt gilt ein Grenzwert von 0,5 µg/l. Der Grenzwert bezieht sich auf die Summe der nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten einzelnen Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Biozidprodukt-Wirkstoffe. Voraussetzung für die Summenbildung ist mindestens das jeweilige Erreichen der Bestimmungsgrenze des analytischen Verfahrens

Bei der Trinkwasserüberwachung brauchen die Wasserproben nur auf solche Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte untersucht zu werden, deren Vorhandensein in einer bestimmten Wasserversorgung wahrscheinlich ist.

Die vorgenannten Grenzwerte sind nicht toxikologisch begründet, sondern sind Vorsorgewerte, die sich an der analytischen Nachweisgrenze für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte im Trinkwasser orientieren. Der Festlegung dieser Grenzwerte lag die Zielvorstellung zugrunde, dass Trinkwasser frei von Pflanzenschutzmittelrückständen und Biozidprodukten sein soll. Die Konzentrationen dieser Stoffe im Trinkwasser sollten daher unter der analytischen Nachweisgrenze liegen.

Da die toxikologisch abgeleiteten Beurteilungswerte für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte im Trinkwasser zumeist deutlich höher liegen als die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung, kann davon ausgegangen werden, dass Überschreitungen dieser Grenzwerte per se keine Gesundheitsgefahr darstellen, solange die toxikologisch abgeleiteten Beurteilungswerte unterschritten werden.

WHO Guidelines for Drinking Water Quality:

Die in den WHO Guidelines for Drinking Water Quality ([R19] bis [R21]) aufgeführten Richtwerte kennzeichnen Konzentrationen gesundheitsschädlicher Stoffe im Trinkwasser, bei denen auch bei lebenslanger Exposition über das Trinkwasser keine Gesundheitsschädigungen oder -beeinträchtigungen zu erwarten sind. Die Ableitung basiert auf sog. ADI-Werten sowie auf der Annahme einer lebenslangen Trinkwasseraufnahme von 2 Litern pro Tag und einer 10 %igen Ausschöpfung des ADI-Wertes über den Wirkungspfad Trinkwasser.

Überschreitungen der Richtwerte für eine begrenzte Zeit sind nicht mit Gesundheitsgefahren verbunden, da bei der Ableitung der ADI-Werte verschiedene Sicherheitsfaktoren berücksichtigt wurden und nur 1/10 des ADI-Wertes in die Richtwertableitung eingeht. Aus Gründen der Vorsorge sollten gleichwohl Überschreitungen der Richtwerte vermieden und möglichst rasch abgestellt werden.

Bentazon:

In der 2. Auflage der WHO Guidelines for Drinking Water Quality aus dem Jahre 1996 [R19] wird für Bentazon ein Richtwert („guideline value“) von 30 µg/l genannt. Die Ableitung dieses Richtwertes basiert auf einem auf Basis von toxikologischen Untersuchungen abgeleiteten ADI-Wert von 0,1 mg/kg Körpergewicht und Tag (vgl. **Kapitel 7.2.1.2**). Im Hinblick darauf, dass Bentazon auch aus anderen Quellen aufgenommen werden kann, wurde davon ausgegangen, dass der ADI-Wert über den Expositionspfad Trinkwasser nur zu 1 % ausgeschöpft werden sollte. Unter Berücksichtigung eines Körpergewichts von 70 kg und einer Trinkwasseraufnahme von 2 Litern pro Tag wurde daraus ein Richtwert von 30 µg/l abgeleitet.

In einem „Background Document“ für die Ableitung von Trinkwasser-Richtwerten für die 3. Auflage der WHO Guidelines for Drinking Water Quality wird für Bentazon ein „health-based value“ von 300 µg/l abgeleitet. Dieser Wert kommt dadurch zustande, dass anstelle einer 1%igen Ausschöpfung eine 10 %ige Ausschöpfung des TDI-Wertes über den Expositionspfad Trinkwasser angenommen wurde. Auf die Festlegung eines Richtwertes für Bentazon in der 3. und 4. Ausgabe der WHO Guidelines for Drinking Water Quality (vgl. [R20] und [R21]) wurde verzichtet, da die im Trinkwasser und Grundwasser vorkommenden Konzentrationen zumeist weit unterhalb dieses Wertes liegen

Mecoprop:

Für Mecoprop wird in der 3. und 4. Auflage der WHO Guidelines for Drinking Water Quality ein Leitwert für Trinkwasser von 0,01 mg/l entsprechend 10 µg/l genannt.

Trinkwasser-Leitwerte für Pflanzenschutzmittel des Bundesamtes für Risikobewertung:

Der Trinkwasser-Leitwert (LWTW) des Bundesamtes für Risikobewertung (BfR) ist die lebenslang gesundheitlich duldbare Höchstkonzentration eines Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffes im Trinkwasser und wird aus einem ADI-Wert abgeleitet (vgl. **[U30]**). Die Ableitung dieser Werte erfolgt nach dem gleichen Schema wie die Ableitung der WHO-Leitwerte.

- Der LWTW für Bentazon beträgt 350 µg/l
- Der LWTW für Mecoprop-P beträgt 35 µg/l

Anmerkung:

Mecoprop-P ist das (R)-(+)-Enantiomer, das die herbizide Aktivität des Wirkstoffs ausmacht.

Trinkwasser-Maßnahmenwerte des Umweltbundesamtes:

Der Trinkwasser-Maßnahmenwert des Umweltbundesamtes (MWTW des UBA) ist definiert als die trinkwasserhygienisch vorübergehend duldbare Höchstkonzentration eines gesundheitsschädlichen Stoffes im Trinkwasser bei Überschreitung des für diesen Stoff geltenden Trinkwassergrenzwerts [U30].

Der Maßnahmenwert für Pflanzenschutzmittel- und Biozidprodukt-Wirkstoffe beträgt 1 - 10 µg/l [U30].

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass im Falle von Bentazon und Mecoprop bei kurzfristiger Überschreitung des Grenzwerts (bis 30 Tage) ein Maßnahmenwert von 10 µg/l angewandt werden kann, bei länger andauernder Überschreitung (bis 300 Tage) ein Maßnahmenwert von 1 µg/l.

Schwellenwerte gemäß Anlage 2 der Grundwasserverordnung:

Der Schwellenwert gemäß Anlage 2 der Grundwasserverordnung ist definiert als die Konzentration eines Schadstoffes, einer Schadstoffgruppe oder der Wert eines Verschmutzungsindikators im Grundwasser, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt festgelegt wurden. Die Schwellenwerte dienen als Kriterien für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands. Der chemische Grundwasserzustand ist gut, wenn die in **Anlage 2** der Grundwasserverordnung aufgeführten Schwellenwerte an keiner Messstelle überschritten werden.

Für Wirkstoffe in Pflanzenschutzmittel- und Biozidprodukt-Wirkstoffe beträgt der Schwellenwert analog zu den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung 0,1 µg/l für Einzelstoffe bzw. 0,5 µg/l für die Summenkonzentration der nachgewiesenen Wirkstoffe.

Geringfügigkeitsschwellenwerte:

Die in [R16], Anhang 2, Teil 3, für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte genannten Geringfügigkeitsschwellenwerte zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen betragen ebenfalls 0,1 µg/l für Einzelstoffe bzw. 0,5 µg/l für die Summenkonzentration der nachgewiesenen Wirkstoffe.

UQN oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer:

Gemäß der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV, 2011) gilt für Bentazon und Mecoprop ein UQN (JD) von 0,1 µg/l für Binnengewässer. Im Gegensatz zum UQN-JD der IKSr für die beiden Stoffe sind die Werte in der Oberflächengewässerverordnung offensichtlich am Wert der Trinkwasserverordnung angelehnt.

7.2.3 Zusammenfassung der wesentlichen Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte:

Im Folgenden sind die wesentlichsten Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für Mecoprop und Bentazon tabellarisch zusammengestellt:

Tabelle 7.1 Zusammenfassung Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für Mecoprop und Bentazon

Stoffparameter	Einheit	Mecoprop	Bentazon
Stoffeigenschaften:			
<i>Verhalten im Boden/Grundwasser:</i>			
<i>Kd-Wert</i>	l/kg	0 - 0,08	0
<i>Human-/Säugetiertoxizität:</i>			
LD50 - Ratte	mg/kg	ca. 1200	1100 - 1800
NOAEL - Ratte	mg/kg/Tag	1,1	10
ADI-Wert	mg/kg/Tag	0,01	0,1
<i>Toxizität gegenüber Wasser-organismen:</i>			
EC50 - Daphnien (96 Std.)	mg/l	>200	64
LC50 - Fisch (96 Std.)	mg/l	125 - 240	100 - 794
NOEC - Daphnien (21 Tage)	mg/l	22	120
Beurteilungswerte:			
Umweltqualitätsnorm ZHK (IKSR)	µg/l	450	160
Umweltqualitätsnorm JD (IKSR)	µg/l	73	18
Umweltqualitätsnorm JD (OgewV)	µg/l	0,1	0,1
Grenzwerte der TrinkwV	µg/l	0,1	0,1
WHO Guidelines for Drinking Water Quality	µg/l	10	-
Trinkwasser-Maßnahmenwert des UBA	µg/l	10	10
Geringfügigkeitsschwellenwerte, [R16]	µg/l	0,1	0,1

7.3 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan

7.3.1 Stoffeigenschaften

1.4-Dioxan

1.4-Dioxan ist eine wichtige Industriechemikalie, die als Lösemittel und Stabilisator für zahlreiche Produkte und Prozesse eingesetzt wird. Wegen der relativ großen Produktionsmengen und der vielfältigen Anwendungen liegen zahlreiche Untersuchungen zur Toxizität dieser Substanz vor. Auf Basis dieser Untersuchungen ist eine humantoxikologisch und ökotoxikologisch begründete Beurteilung von 1.4-Dioxan im Grund- und Trinkwasser möglich.

Im Hinblick auf das mögliche Vorkommen von 1.4-Dioxan im Grundwasser und Trinkwasser beziehen sich die nachfolgenden Ausführungen auf die orale Toxizität von 1.4-Dioxan.

1.3.5-Trioxan

1.3.5-Trioxan ist ein stabiler cyclischer Ether, der hauptsächlich zur Herstellung von hochmolekularen Polyacetalen und in geringem Ausmaß als Ausgangsstoff für die Synthese anderer Stoffe verwendet wird. Die Herstellung von Polyacetalen erfolgt bei modernen Anlagen in Verbindung mit der Herstellung von 1.3.5-Trioxan in geschlossenen Systemen, so dass nicht mit der Freisetzung relevanter Mengen von 1.3.5-Trioxan in Umweltmedien zu rechnen ist. Polyacetale sind hochwertige Kunststoffe, die u.a. für die Herstellung von Materialien zugelassen sind, die bestimmungsgemäß mit Lebensmitteln und Trinkwasser in Kontakt kommen. Da das zur Herstellung eingesetzt 1.3.5-Trioxan vollständig umgesetzt wird, enthalten diese Materialien kein i.d.R. freies 1.3.5-Trioxan.

Im Hinblick auf das mögliche Vorkommen von 1.3.5-Trioxan im Grundwasser und Trinkwasser beziehen sich die nachfolgenden Ausführungen auf die orale Toxizität und die Ökotoxizität von 1.3.5-Trioxan.

7.3.2 Verhalten im System Boden / Grundwasser

Stoffe unterliegen im Boden generell vielfältigen Verteilungs- und Umwandlungsprozessen (Sorption an Bodenpartikel, Verteilung in die Atmosphäre und in das Grundwasser, physikalischer, chemischer und biologischer Abbau).

Die Begriffe Sorption/Retardation kennzeichnen die Anlagerung (Sorption) und Rückhaltung (Retardation) von Stoffen an bzw. durch Bodenpartikel. Als Maß für die Sorption wird der Verteilungskoeffizient K_d als Verhältnis zwischen dem adsorptiv gebundenen und den in Lösung befindlichen Stoffanteilen verwendet.

Die Sorptionskapazität des Bodens hängt i. W. von dessen chemischen und physikalischen Eigenschaften, den organischen und anorganischen Bodenbestandteilen und vom pH-Wert ab.

Generell finden im Boden verschiedene Abbauprozesse (physikalischen, chemischen und biologischen) von Stoffen statt, bei denen die molekulare Struktur umgewandelt und dessen Konzentration im Boden damit verringert wird. Während der Abbauprozesse werden Abbauprodukte (Metabolite) gebildet bis hin zur vollständigen Mineralisierung.

Für die Parameter 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan gibt es nur wenige Informationen zum Verhalten im Boden und Grundwasser.

1.4-Dioxan weist im Allgemeinen im Boden und Grundwasser eine geringe Sorption und damit eine entsprechend sehr hohe Mobilität auf. Nach [U29] wurde in einem grauen Lehmboden ein K_d -Wert von 0,17 l/kg gemessen.

1.3.5-Trioxan ist in der Umwelt stabil. Ein Abbau findet nur sehr langsam statt.

7.3.2.1 Human- und Säugetiertoxizität

1.4-Dioxan

Es liegen nur wenige Untersuchungen zur Toxizität von 1.4-Dioxan beim Menschen vor. Die Kenntnisse über die Toxizität von 1.4-Dioxan beruhen daher überwiegend auf tierexperimentellen Untersuchungen. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 1.4-Dioxan wird bei Einatmung und beim Verschlucken rasch und nahezu vollständig in den Blutkreislauf resorbiert. Es verteilt sich mit dem Blutstrom im Körper, wird in der Leber verstoffwechselt und in Form verschiedener Metaboliten hauptsächlich über die Nieren wieder ausgeschieden. Eine Anreicherung im Organismus findet nicht statt.
- Die Aufnahme über die Haut bei dermalen Exposition ist deutlich geringer als bei inhalativer und oraler Exposition.
- Kurzzeitige inhalative Exposition gegenüber hohen Konzentrationen ($> 100 \text{ mg/m}^3$) von 1.4-Dioxan führt zu Übelkeit, Benommenheit, Kopfschmerzen sowie zu Schleimhautreizungen an den Augen, in der Nase und im Kehlkopfbereich.
- Die Zielorgane der Toxizität bei chronischer oraler Exposition sind das Riechepithel in der Nasenhöhle, die Leber und die Nieren.
- In Langzeit-Tierexperimenten mit Ratten, die über das Trinkwasser gegenüber 1.4-Dioxan exponiert wurden, wurde ein NOAEL (= No Observed Adverse Effect Level) von 100 mg/l ermittelt. Dies entspricht einer Körperdosis von etwa 10 mg/kg Körpergewicht und Tag bei den männlichen und etwa 20 mg/kg Körpergewicht und Tag bei den weiblichen Tieren.

- Die meisten *in vitro* und *in vivo* Mutagenitätstests ergaben keine Hinweise auf ein erbgutveränderndes Wirkungspotential.
- In Langzeit-Tierexperimenten mit Mäusen und Ratten, die über das Trinkwasser gegenüber 1.4-Dioxan exponiert wurden, wurden dosisabhängig steigende Raten von Leberadenomen festgestellt. Bei sehr hohen 1.4-Dioxan-Konzentrationen im Trinkwasser traten auch vermehrt Lebertumore, Tumore des Bauchfells, der Nasenschleimhaut und der Milchdrüsen sowie gutartige Neubildungen des subkutanen Bindegewebes auf. Der NOAEL für Lebertumoren bei Ratten wird auf 200 mg/l geschätzt. Der LOAEL für alle Tumoren beträgt ca. 1000 mg/l.
- Es liegen nur wenige epidemiologische Untersuchungen an Menschengruppen vor, die beruflich über längere Zeit gegenüber 1.4-Dioxan exponiert waren. Die Exposition erfolgte vermutlich ganz überwiegend durch Einatmung. Hinweise auf eine Häufung von Krebserkrankungen bei diesen Personen gab es nicht.
- Die krebserzeugende Wirkung von 1.4-Dioxan beruht nicht auf einem genotoxischen, sondern vermutlich auf einem epigenetischen Wirkungsmechanismus. Es liegen Hinweise darauf vor, dass 1.4-Dioxan die Zellteilungsrate stimuliert und damit die Entstehung von gut- und bösartige Neubildungen von Gewebe fördert.

1.3.5-Trioxan

In der wissenschaftlichen Literatur konnten keine Angaben und Studien zur Toxizität von 1.3.5-Trioxan gefunden werden.

7.3.2.2 Toxizität gegenüber Wasserorganismen

1.4-Dioxan

Eine gute Zusammenstellung von Daten zur Toxizität von 1.4-Dioxan gegenüber Wasserorganismen findet sich in einem Dokument des „Canadian Council of Ministers of the Environment“ aus dem Jahre 2008, [U41]. Hieraus geht hervor, dass toxische Wirkungen von 1.4-Dioxan auf Wasserorganismen i.d.R. erst bei Konzentrationen > 100 mg/l zu erwarten sind.

Die „Predicted No-effect-Concentration“ (PNEC) der empfindlichsten Wasserorganismen beträgt mehr als 50 mg/l. Konzentrationen dieser Größenordnung kommen in Grund- und Oberflächengewässern i.a. nicht vor. Die PNEC für Mikroorganismen im Wasser beträgt nach Angaben im EU Risk Assessment Report für 1.4-Dioxan 2,7 mg/l, [U35].

1.3.5-Trioxan

1.3.5-Trioxan ist in Wasser sehr stabil. Es wird durch Hydrolyse oder photochemische Prozesse nur sehr langsam abgebaut. Das Bioakkumulationspotential wird als sehr gering eingeschätzt. Toxische Wirkungen von 1.3.5-Trioxan auf höheren Wasserorganismen treten erst bei sehr hohen Konzentrationen > 1000 mg/l auf. Für Grünalgen wurde eine 50 %ige Wachstums-minderung bei Konzentrationen von 500 mg/l festgestellt. Nach dem Bericht der HLUg 2014 [U44] wurde bei den empfindlichsten Organismen noch Wirkungen im Bereich von 30 - 35 mg/l festgestellt. Unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors von 10 wurde daraus eine Predicted No-Effect-Concentration (PNEC) von 3,1 mg/l abgeleitet.

7.3.2.3 GHS-Einstufung nach CLP-Verordnung (EG) 1272/2008

1.4-Dioxan

Gemäß EU-Verordnung 1272/2008/EU werden 1.4-Dioxan folgende Gefahrenkategorien zugeordnet:

- Entzündbar (H225)
- Krebserzeugend, Kategorie 2 (H351)
- Spezifische Zielorgan-Toxizität (einmalige Exposition): Atemwegsreizung (H335)
- Augenreizend (H319)

Die Einstufung als krebserzeugend, Kategorie 2, bedeutet: es besteht ein Verdacht auf krebserzeugende Wirkung beim Menschen. Die Einstufung erfolgt aufgrund von Nachweisen aus Studien an Mensch und/oder Tier, die jedoch nicht hinreichend genug für eine Einstufung des Stoffes in Kategorie 1A oder 1B sind.

1.3.5-Trioxan

Gemäß EU-Verordnung 1272/2008/EU werden 1.3.5-Trioxan folgende Gefahrenkategorien zugeordnet:

- Entzündbarer Feststoff (H228)
- Reproduktionstoxisch, Kategorie 2 (H361)
- Spezifische Zielorgan-Toxizität (einmalige Exposition): Atemwegsreizung (H335)

Die Einstufung als reproduktionstoxischer Stoff, Kategorie 2, bedeutet: es handelt sich um einen *vermutlich* reproduktionstoxischer Stoff. Stoffe werden dann als reproduktionstoxisch der Kategorie 2 eingestuft, wenn (eventuell durch weitere Informationen ergänzte) Befunde beim Menschen oder bei Versuchstieren vorliegen, die eine Beeinträchtigung der Sexualfunktion und Fruchtbarkeit oder der Entwicklung nachweisen, diese Nachweise aber nicht stichhaltig genug für eine Einstufung des Stoffes in Kategorie 1 sind. Die Wirkungen müssen bei Fehlen anderer toxischer Wirkungen beobachtet worden sein; treten sie aber zusammen mit anderen toxischen Wirkungen auf, darf die Beeinträchtigung der Fortpflanzung nicht als sekundäre unspezifische Folge anderer toxischer Wirkungen gelten.

7.3.2.4 Einstufung durch nationale und internationale Organisationen

1.4-Dioxan

Die International Agency for Research in Cancer (IARC) hat 1.4-Dioxan als krebserzeugenden Stoff der Kategorie 2B eingestuft (Possibly carcinogenic to humans). Die Einstufung datiert aus dem Jahr 1999 und basiert auf den Ergebnissen von mehreren tierexperimentellen Studien, durch welche die krebserzeugende Wirkung von 1.4-Dioxan bei Versuchstieren eindeutig belegt ist („sufficient evidence“). Die Evidenz bzgl. der krebserzeugenden Wirkung beim Menschen wird als „inadäquat“ eingestuft. 1.4-Dioxan ist in die Wassergefährdungsklasse 2 (deutlich wassergefährdend) eingestuft.

1.4-Dioxan ist in die Wassergefährdungsklasse 2 (deutlich wassergefährdend) eingestuft.

1.3.5-Trioxan

1.3.5-Trioxan ist in die Wassergefährdungsklasse 1 eingestuft (schwach wassergefährdend). Basis: Selbsteinstufung durch die Autoren des HLOG-Berichts (2014).

7.3.2.5 Abschätzungen einer tolerablen Körperdosis auf Basis von toxischen Effekten

1.4-Dioxan

Aus den vorliegenden Langzeit-Studien zur Leber- und Nierentoxizität von 1.4-Dioxan hat die US-amerikanische Umweltschutzbehörde (US-EPA) für die orale Exposition einen NOAEL von 9,6 mg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt, [U39], [U40]. Unter Anwendung eines Unsicherheitsfaktors von 300 wurde daraus eine Referenzdosis von 0,03 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet (die Referenzdosis kennzeichnet die Menge einer Substanz, die lebenslang aufgenommen werden kann, ohne dass nach derzeitigem Kenntnisstand gesundheitsschädliche Wirkungen zu erwarten sind).

In dem eingangs zitierten Background Document der Expertengruppe der WHO wird aus diesen Studien ebenfalls ein NOAEL von 9,6 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet. Unter Anwendung eines Unsicherheitsfaktors von 100 wird daraus ein TDI-Wert von 96 µg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet (TDI = Tolerable Daily Intake).

In dem EU - Risk Assessment Report [U35] über 1.4-Dioxan wird ausgeführt, dass aus den Langzeitstudien, in denen 1.4-Dioxan mit dem Trinkwasser an Mäuse und Ratten verabreicht wurde, ein NOAEL von 100 mg/l abgeleitet werden kann. Dies entspricht einer Dosis von 10 mg/kg Körpergewicht und Tag. Bei Anwendung eines Unsicherheitsfaktors von 100 lässt sich hieraus ein TDI-Wert von 100 µg/kg Körpergewicht und Tag ableiten.

Die US-amerikanische Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) hat auf Basis der verfügbaren toxikologischen Daten für die chronische orale Exposition einen „Minimal Risk Level“ (MRL) in Höhe von ebenfalls 100 µg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet, [U36]. Die Definition des MRL entspricht der des TDI-Wertes. Für eine kurzzeitige orale Exposition wird ein MRL von 5 mg/kg Körpergewicht und Tag empfohlen.

1.3.5-Trioxan

Wegen fehlender Datengrundlagen kann eine tolerable Körperdosis nicht abgeleitet werden.

7.3.2.6 Risikoabschätzung in Bezug auf die krebserzeugende Wirkung der Stoffe im Trinkwasser

1.4-Dioxan

Auf der Grundlage einer 2-Jahres Studie an weiblichen Mäusen, die Trinkwasser mit unterschiedlichen Konzentrationen von 1.4-Dioxan erhielten, und der Inzidenz der bei den Tieren registrierten hepatozellulären Adenome und Karzinome leitete die US-amerikanische Umweltbehörde mittels linearer Extrapolation einen „oral slope factor“ von 1×10^{-1} per mg/kg Körpergewicht und Tag ab. Dieser Faktor besagt, dass bei lebenslanger Aufnahme von 1 mg 1.4-Dioxan/kg Körpergewicht und Tag 10 % der exponierten weiblichen Mäuse hepatozelluläre Adenome und Karzinome entwickeln.

Auf dieser Basis sowie unter der Annahme einer Trinkwasseraufnahme von 2 Litern pro Tag und eines Körpergewichts von 70 kg wurde ein „Drinking Water Unit Risk“ von 2.9×10^{-6} pro µg/l abgeleitet. Dies bedeutet: Bei Anstieg der Konzentration von 1.4-Dioxan im Trinkwasser um 1 µg/l ist bei 1 Million exponierten Personen mit dem Auftreten von zusätzlich 3 hepatozellulären Adenomen und Karzinomen zu rechnen. Hieraus folgt, dass bei lebenslangem Konsum von Trinkwasser, das 3,5 µg/l 1.4-Dioxan enthält, mit dem Auftreten von 10 zusätzlichen Erkrankungsfällen dieser Art pro 1.000.000 lebenslang exponierte Personen zu rechnen ist.

Bei einer Konzentration von 0,35 µg/l im Trinkwasser ist aufgrund der linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung ein zusätzlicher Erkrankungsfall pro 1 Million lebenslang exponierte Personen zu erwarten.

Anmerkung:

Die Risikoabschätzung der US-EPA basiert auf einem Experiment an weiblichen Mäusen sowie auf der Annahme einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung auch im Bereich sehr geringer Dosen. Ob die Empfindlichkeit der weiblichen Mäuse in Bezug auf die krebserzeugende Wirkung von 1.4-Dioxan der des Menschen vergleichbar ist, und ob auch im Bereich sehr kleiner Dosen von einem linearen Zusammenhang zwischen Dosis und Wirkung ausgegangen werden kann, ist nicht bekannt. Des Weiteren wird angenommen, dass es in Bezug auf die krebserzeugende Wirkung von 1.4-Dioxan keinen Schwellenwert gibt. Im Hinblick darauf, dass die krebserzeugende Wirkung von 1.4-Dioxan nicht auf einem genotoxischen Wirkungsprinzip zu basieren scheint, erscheint diese Annahme jedoch fragwürdig. Aus den vorgenannten Gründen sollte die Risikoabschätzung der US-EPA mit Vorsicht angewendet werden.

1.3.5-Trioxan

Wegen fehlender Datengrundlagen können keine Aussagen zur krebserzeugenden Wirkung von 1.3.5-Trioxan getroffen werden.

7.3.3 Beurteilungswerte im Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer

Ableitung von Beurteilungswerten im Trinkwasser:

1.4-Dioxan

Da 1.4-Dioxan im Verdacht steht, beim Menschen Krebs erzeugen zu können, beruht die Ableitung eines toxikologisch begründeten, vorsorgeorientierten Beurteilungswertes für 1.4-Dioxan im Trinkwasser auf der Abschätzung der Dosis, von der angenommen werden kann, dass sie selbst bei lebenslanger Aufnahme keinen relevanten Beitrag zum Krebsrisiko liefert.

Die WHO geht von der Studie von Yamazaki et al. (1994) aus, aus der in Bezug auf hepatozelluläre Adenome und Karzinome ein NOAEL in Höhe von 16 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeschätzt werden kann. Unter Anwendung eines Unsicherheitsfaktor von 1000 wird daraus ein TDI von 16 µg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet. Der Unsicherheitsfaktor setzt sich aus folgenden Faktoren zusammen, die multiplikativ miteinander verknüpft werden:

- Faktor 10 für die Übertragung Ratte / Menschen
- Faktor 10 zum Schutz von besonders empfindlichen Personen
- Faktor 10 zur weiteren Verminderung des Risikos durch nicht-genotoxische krebserzeugende Stoffe

Unter Zugrundelegung eines Körpergewichts von 60 kg, einer Trinkwasseraufnahme von 2 Litern pro Tag, und einer 10%igen Ausschöpfung des TDI über den Trinkwasserpfad lässt sich daraus eine tolerable Konzentration von 48 µg/l, gerundet 50 µg/l berechnen. Dieser Wert wird von der WHO als „Guideline Value“ für 1.4-Dioxan im Trinkwasser empfohlen.

In der Europäischen Union sowie von Seiten US-amerikanischer Behörden wurden bisher keine Grenzwerte für 1.4-Dioxan im Trinkwasser festgelegt.

Nach der Risikoabschätzung der US-EPA korrespondiert ein lebenslanger Konsum von 2 Litern Trinkwasser pro Tag, welches 0,35 µg/l 1.4-Dioxan enthält, mit einem Lebenszeit-Zusatzrisiko von 1×10^{-6} . Da ein solches Zusatzrisiko allgemein als tolerabel und zumutbar angesehen wird, folgt hieraus, dass ein Risiko-bezogener Beurteilungswert für 1.4-Dioxan im Trinkwasser mit 0,35 µg/l anzusetzen wäre.

1.3.5-Trioxan

In der Europäischen Union sowie von Seiten US-amerikanischer Behörden wurden bisher keine Grenzwerte für 1.3.5-Trioxan im Trinkwasser festgelegt. Auch von Seiten der WHO liegt kein Guideline Value für 1.3.5-Trioxan vor.

Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten im Grundwasser:

Die Prinzipien für die Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten (GFS) für Schadstoffe im Grundwasser werden in einem Arbeitspapier der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) vom Dezember 2014 beschrieben (http://www.lawa.de/documents/GFS-Bericht-DE_a8c.pdf),

Die Geringfügigkeitsschwelle (GFS) ist danach definiert als die Konzentrationen eines Schadstoffs im Grundwasser, bei der trotz Erhöhung gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden. Zur Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten werden human- und ökotoxikologische Daten verwendet. Werden dabei unterschiedliche Werte abgeleitet, so entspricht der Geringfügigkeitsschwellenwert dem jeweils niedrigeren Wert. Bei krebserzeugenden Stoffen im Grund- bzw. Trinkwasser soll die Konzentration als GFS festgelegt werden, die bei lebenslanger Aufnahme von 2 Litern Trinkwasser pro Tag einen Risikobeitrag von 10^{-6} liefert (1 zusätzlicher Krebsfall pro 1 Million lebenslang exponierte Personen).

1.4-Dioxan

In dem EU - Risk Assessment Report über 1.4-Dioxan wird die PNEC für die empfindlichsten Wasserorganismen mit 2,7 mg/l angegeben. Nach der Risikoabschätzung der US-EPA korrespondiert lebenslanger Konsum von 2 Litern Trinkwasser pro Tag, welches 0,35 µg/l 1.4-Dioxan enthält, mit einem Lebenszeit-Zusatzrisiko von 1×10^{-6} . Danach wäre die GFS für 1.4-Dioxan mit 0,35 µg/l anzusetzen. Bei Zugrundelegung des WHO-Leitwertes für 1.4-Dioxan im Trinkwasser wäre die GFS mit 50 µg/l anzusetzen.

1.3.5-Trioxan

In dem HLUG-Bericht wird die PNEC für 1.3.5-Trioxan im Wasser mit 3.1 mg/l abgeschätzt. Toxikologisch begründete tolerable Konzentrationen von 1.3.5-Trioxan im Trinkwasser liegen in einem Bereich von 70 - 900 µg/l. Es wurde ein vorläufiger Geringfügigkeitsschwellenwert von 70 µg/l für 1.3.5-Trioxan für den Pfad Boden-Grundwasser abgeleitet [U31].

Ableitung von Beurteilungswerten im Oberflächengewässer:

Aktuell gibt es für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan keine Beurteilungswerte für Oberflächengewässer (Umweltqualitätsnormen).

7.3.4 Zusammenfassung der Wesentlichen Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte

Im Folgenden sind die wesentlichsten Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan tabellarisch zusammengestellt:

Tabelle 7.2 Zusammenfassung Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan

Stoffparameter	Einheit	1.4-Dioxan	1.3.5-Trioxan
Stoffeigenschaften:			
<i>Verhalten im Boden/Grundwasser:</i>			
<i>Kd-Wert</i>	l/kg	0,17	-
<i>Human-/Säugetiertoxizität:</i>			
LD50 - Ratte	mg/kg	4200	>> 2000
NOAEL - Ratte	mg/kg/Tag	100	>200
<i>Toxizität gegenüber Wasserorganismen:</i>			
PNEC	mg/l	2,7	3,1
Beurteilungswerte:			
Umweltqualitätsnorm ZHK (IKSR)	µg/l	-	-
Umweltqualitätsnorm JD (IKSR)	µg/l	-	-
Umweltqualitätsnorm JD (OgewV)	µg/l	-	-
Grenzwerte der TrinkwV	µg/l	-	-
WHO Guidelines for Drinking Water	µg/l	50	-
Geringfügigkeitsschwellenwerte [U31]	µg/l	-	70

7.4 Sulfonsäuren

7.4.1 Stoffeigenschaften der Sulfonsäuren

Chemische Struktur, Herstellung und Verwendung

Sulfonsäuren haben die allgemeine chemische Struktur $R-SO_3H$, wobei R ein Alkylrest oder ein Arylrest sein kann. In diesem Kapitel werden die Eigenschaften der Arylsulfonsäuren betrachtet, die in Sickerwässern der Deponie Flotzgrün in Konzentrationen bis etwa 5 mg/l nachgewiesen wurden. Die Summenkonzentrationen von Substanzen, die der Gruppe der einfachen Arylsulfonsäuren zuzurechnen sind (Benzol-, Naphthalin- und Toluolsulfonsäuren und Disulfonsäuren), reichen in den Sickerwässern bis etwa 10 - 15 g/l.

Arylsulfonsäuren entstehen bei der Sulfonierung von aromatischen Kohlenwasserstoffen wie Benzol, Toluol und Naphthalin. Bei der Sulfonierung von Phenol entsteht entsprechend Phenolsulfonsäure. Welche Isomeren vornehmlich gebildet werden, hängt von den jeweiligen Reaktionsbedingungen ab. Dies sei am Beispiel der Synthese von Naphthalinsulfonsäuren dargestellt: Bei etwa 60 °C entsteht in einer regiospezifischen, kinetisch kontrollierten Umsetzung ausschließlich *Naphthalin-1-sulfonsäure*, während bei 160 °C die thermodynamisch stabilere *Naphthalin-2-sulfonsäure* gebildet wird. Bei weiterer Sulfonierung unter drastischeren Bedingungen erhält man ein Gemisch von Naphthalin-1,5- und -1,6-disulfonsäure (aus dem 1-Isomeren) bzw. Naphthalin-2,6- und -2,7-disulfonsäure (aus dem 2-Isomeren).

Arylsulfonsäuren sind Zwischenprodukte bei der chemischen Synthese verschiedener Produkte. Naphthalinsulfonsäuren werden u.a. als Farbstoffkomponenten verwendet, weil die hydrophilen Sulfongruppen die Farbstoffe wasserlöslich machen.

Eigenschaften der Arylsulfonsäuren

In wässriger Lösung liegen die Benzol- und Toluolsulfonsäure sowie die verschiedenen Naphthalinsulfonsäuren in vollständig dissoziierter Form vor. Da es sich um Säuren handelt, reagieren die wässrigen Lösungen sauer. Bei konzentrierten wässrigen Lösungen liegen die pH-Werte im Bereich von 1.

Wie die nachfolgende Tabelle zeigt, sind die Benzol- und Toluolsulfonsäure und die verschiedenen Naphthalinsulfonsäuren sehr gut wasserlöslich. Bei Raumtemperatur können bis zu 1 kg Substanz in einem Liter Wasser gelöst werden. Aufgrund der sehr guten Wasserlöslichkeit ist davon auszugehen, dass die v.g. Arylsulfonsäuren eine sehr hohe Mobilität im Boden und vermutlich auch in einem Deponiekörper aufweisen.

Aufgrund ihrer sehr guten Löslichkeit in Wasser sind die Log Kow-Werte¹ der hier betrachteten Arylsulfonsäuren - soweit dazu Angaben in der Literatur vorhanden sind - sehr niedrig. Dies lässt darauf schließen, dass eine Anreicherung dieser Substanzen in der aquatischen Nahrungskette nicht zu erwarten ist.

Tabelle 7.3 Eigenschaften und Kennzeichnung von Arylsulfonsäuren (Quelle: [U49])

	CAS Nr.	Wasser-Löslichkeit (g/l)	Log K _{ow}	LD50 _{oral} Ratte (mg/kg)	WGK ^{a)}	Gefahrenhinweise
Benzolsulfonsäure	98-11-3	930		1.230	1	H302 H314
Naphthalin-1-sulfonsäure, Natrium-Salz	130-14-3	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	H315 H319 H335
Naphthalin-2-sulfonsäure	120-18-3	770	0,63	4.440	1	H290 H314
Naphthalin-1,5-disulfonsäure	81-04-9	1.030	- 0.4	2.420	1	H314
Naphthalin-1,7-disulfonsäure	5.724-16-3	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Naphthalin-2,7-disulfonsäure	92-41-1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
N-Ethyltoluidinsulfonsäure	k.A.	k.A..	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
4-Phenolsulfonsäure	98-67-9	k.A.	- 1,65	4.200	1	H290 H314
4-Toluolsulfonsäure	104-15-4	750	0,93	2.480 - 2.570	1	H315 H319 H335

a) Wassergefährdungsklasse; WGK 1 = schwach wassergefährdend.

k.A. Keine Anhaben verfügbar

H290 Kann gegenüber Metallen korrosiv sein.

H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken.

H314 Verursacht schwere Verätzungen der Haut und schwere Augenschäden.

H315 Verursacht Hautreizungen.

H319 Verursacht schwere Augenreizung

H335 Kann die Atemwege reizen.

¹ Der KOW ist der Verteilungskoeffizient für das Zweiphasensystem aus n-Octanol und Wasser. Dieser kennzeichnet das Verhältnis der Konzentration eines Stoffes in n-Octanol-Phase und in der Wasserphase. Der Kow wird i.d.R. in Form des als dekadischen Logarithmus angegeben.

Die akute orale Toxizität der hier betrachteten Arylsulfonsäuren ist gering. Aufgrund der bei Ratten ermittelten recht hohen $LD50_{oral}$ - Werte ist eine Kennzeichnung mit dem H-Satz 302 (Gesundheitsschädlich bei Verschlucken) nur bei Benzolsulfonsäure erforderlich. Bei den übrigen Sulfonsäuren, für die $LD50_{oral}$ Werte > 2000 mg/kg ermittelt werden konnten, ist eine Kennzeichnung mit H302 nicht erforderlich. Die Dosischwelle für die Kennzeichnung mit H302 beträgt gemäß EU-Verordnung 1272_2008 genau 2.000 mg/kg.

Über den biologischen und abiotischen Abbau der hier betrachteten Arylsulfonsäuren konnten in der Literatur keine quantitativen Angaben ermittelt werden. In verschiedenen Quellen wird ausgeführt, dass ein Abbau in Gewässern erfolgen kann, sofern Mikroorganismen vorhanden sind, die dies bewerkstelligen können.

7.4.2 Verhalten im System Boden / Grundwasser

Für die relevanten Arylsulfonsäuren gibt es nur sehr wenige Informationen zum Verhalten im Boden und Grundwasser.

Im Allgemeinen sind die relevanten Arylsulfonsäuren sehr gut wasserlöslich und haben damit eine hohe Mobilität und eine geringe Sorption.

7.4.2.1 Humantoxizität

In der wissenschaftlichen Literatur konnten für die hier betrachteten Arylsulfonsäuren keine Angaben zur Humantoxizität gefunden werden. Wie bereits ausgeführt handelt es sich bei diesen Stoffe zumeist um Zwischenprodukte von mehrstufigen chemischen Synthesen. Die Stoffe sind daher vorrangig arbeitsmedizinisch-toxikologisch von Bedeutung. Da die Arylsulfonsäuren überwiegend in dissoziierter und ionischer Form vorliegen, ist die inhalative Exposition von untergeordneter Bedeutung. Es liegen daher keine Arbeitsplatzgrenzwerte für diese Stoffe vor. Die wichtigste Form der Exposition ist vermutlich der Hautkontakt bei der Produktion und beim Umgang mit diesen Stoffen.

Aufgrund ihrer sehr guten Löslichkeit in Wasser ist davon auszugehen, dass die hier betrachteten Arylsulfonsäuren rasch über die Nieren ausgeschieden werden und sich nicht im Körper anreichern.

7.4.2.2 Säugetiertoxizität sowie Toxizität gegenüber Wasserorganismen

Auch bezüglich der Säugetiertoxizität sowie der Toxizität gegenüber Wasserorganismen liegen in der Literatur keine Angaben und Untersuchungen gefunden werden. Aufgrund der sehr guten Löslichkeit ist davon auszugehen, dass die Substanzen sich nicht in Wasserorganismen anreichern und sehr geringe Biokonzentrationsfaktoren aufweisen.

7.4.2.3 Gefahrenhinweise

Wie aus **Tabelle 7.3** hervorgeht, sind die hier betrachteten Arylsulfonsäure in die Wassergefährdungsklasse 1, d.h. als schwach wassergefährdend eingestuft.

Die Gefahrenhinweise gelten für die reinen Stoffe sowie für konzentrierte wässrige Lösungen dieser Stoffe. Verdünnte wässrige Lösungen, die in Summe Arylsulfonsäuren in Mengen von 10 - 15 g/l enthalten, zeigen diese Eigenschaften vermutlich nicht.

Die in **Tabelle 7.3** aufgeführten Gefahrenhinweise kennzeichnen die für konzentrierte Säuren allgemein typischen Gefahrenmerkmale und sind nicht spezifisch für die hier betrachteten Arylsulfonsäuren.

7.4.2.4 Bewertung von Methylbenzolsulfonsäuren im Rahmen des OECD-UNEP-SIDS-Programms

Im Rahmen der OECD und des United Nations Environment Programme (UNEP) wird seit einigen Jahren ein Programm zur Bewertung der Humantoxizität und Ökotoxizität von sog. High Production Volume (HPV) Chemikalien bearbeitet [U34]. Im Rahmen dieses Programms werden für ausgewählte Stoffe sog. Screening Information Data Sets (SIDS) erarbeitet, in denen die weltweit vorhandenen Daten und Studien über einen Stoff oder ein Stoffgemisch ausgewertet und bewertet werden.

Ein solches SIDS-Dokument liegt für methylierte Benzolsulfonsäuren vor. Betrachtet werden darin die verschiedenen isomeren Monomethyl-, Dimethyl- und Trimethylbenzolsulfonsäuren, die unter Bezeichnung „Hydrotropes“ zusammengefasst werden und von denen angenommen wird, dass sie bzgl. ihres Verhaltens in der Umwelt und bzgl. ihrer Toxizität große Ähnlichkeiten aufweisen. Das Dokument wurde von einem Expertengremium der Industrie erarbeitet und von Experten australischer Behörden einer Prüfung und Begutachtung unterzogen. Die Publikation erfolgte in 2005 [U34].

In der Zusammenfassung wird Folgendes ausgeführt [U34]:

„Human Health and Environment: *The chemicals in this category are of low priority for further work because of their low hazard.*”

Bzgl. einer möglichen Exposition des Menschen wird in [U34] Folgendes ausgeführt:

“Environmental releases from production facilities and from down-the-drain discharges following product use may lead to potential environmental exposures in surface waters and indirect human exposures via drinking water and/or fish consumption. Environmental exposure will be mitigated by the fact that hydrotropes, which reside predominantly in the water compartment, are readily biodegraded and are removed to a large degree during wastewater treatment and have low potential for bioaccumulation.”

7.4.3 Beurteilungswerte im Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer

Für die hier betrachteten relevanten Arylsulfonsäuren liegen aktuell keine Grenzwerte und Umweltstandards für Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer vor.

8 MODELLGESTÜTZTE PROGNOSE UND BEWERTUNG DER STOFFAUSBREITUNG FÜR DEN DIREKTEN STANDORTABSTROM

8.1 Aktualisiertes Strömungs- und Transportmodell

8.1.1 Modellaufbau

Auf der Grundlage der Erkenntnisse aus der Erkundungsphase wurde von BCE das Hydrogeologische Modell fortgeschrieben und darauf aufbauend ein aktuelles numerisches 3D-Grundwasserströmungsmodell mit der Finite-Elemente-Software FEFLOW aufgebaut und kalibriert. Anschließend wurde das kalibrierte Strömungsmodell zu einem Transportmodell erweitert. Hierbei wurden die 11 relevanten hydrostratigraphischen Einheiten im Strömungsmodell mit insgesamt 13 Modellschichten dargestellt und im Stofftransportmodell auf insgesamt 24 Schichten verfeinert.

Das aktualisierte Hydrogeologische Modell ist in [U8] wiedergegeben, Aufbau und Kalibrierung des aktualisierten numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodells sind in einem zusammenfassenden Bericht ausführlich beschrieben (vgl. [U10]). Die Erstellung und Kalibrierung des Modellsystems sowie die Planung der Prognoserechnungen wurde von CDM Smith prüfend begleitet und die Prüfung in Stellungnahmen dokumentiert (vgl. **Anlage 9, Anlage 10, Anlage 11** und **Anlage 12**).

8.1.2 Kalibrierung des Modellsystems

Kalibrierung des Strömungsmodells

Die Kalibrierung des Strömungsmodells erfolgte in 2 Phasen:

- Stationäre Modellanpassung: zeitunabhängig, konstante Grundwassergeschwindigkeit
- Instationäre Modellanpassung: zeitabhängig, veränderlicher Grundwassergeschwindigkeit

Im Verlauf einer Kalibrierung des Strömungsmodells wurden die aus dem Hydrogeologischen Modell angesetzten Strömungsparameter (kf-Werte, Leakagefaktoren am Rhein/Altrhein, Speicherkoeffizienten) innerhalb einer plausiblen Bandbreite variiert, um eine gute Übereinstimmung der berechneten und gemessenen Grundwasserstände zu erreichen.

Zunächst wurde eine stationäre Modellkalibrierung für das Jahresmittel 2008 durchgeführt. Zur Überprüfung des Modells erfolgte ein weiterer stationärer Modelllauf für den Zeitraum 2009, der sich mit ca. 20 cm niedrigerem Rheinpegel, um einige cm niedrigeren Grundwasserständen, aber höhere Grundwasserneubildung deutlich vom kalibrierten Systemzustand unterscheidet.

Anschließend wurde eine instationäre Modellkalibrierung anhand des Referenzzeitraumes 2015 (01.01. bis 31.12.2015) und ein instationärer Modelltest für den Jahresverlauf 2011 (01.01. bis 31.12.2011) durchgeführt. Hierbei wurden die Grundwasserneubildung, die Entnahmen sowie der Rheinwasserspiegel jeweils instationär angesetzt.

Im Ergebnis zeigt sowohl die stationäre als auch die instationäre Kalibrierung des Strömungsmodells eine gute bis sehr Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Grundwasserstände.

Anpassung des Stofftransportmodells

Die Kalibrierung des Stofftransportmodells erfolgte anhand der historischen Stoffausbreitung der Leitparameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon seit Beginn der Abfalleinlagerung in die Deponie im Jahr 1967 bis heute. Hierbei wurde eine Dichte-beeinflusste Strömung berücksichtigt.

Im Verlauf einer Kalibrierung des Stofftransportmodells wurden die aus dem Hydrogeologischen Modell angesetzten Transportparameter (Dispersion, Abbaurate, Retardation) variiert und angepasst, bis eine gute Übereinstimmung der berechneten und analysierten Konzentrationsverläufe für die Leitparameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon erreicht wurde.

Die Kalibrierung des Transportmodells zeigt eine gute Anpassung für den OGWL und MGWLo. Im TB III liegt die berechnete Konzentration im mittleren Bereich der in der Messstelle P049III gemessenen Mecoprop-Werte. An der Messstelle P049III wird jedoch ein ansteigender Trend modelliert, wohingegen die derzeitigen Messwerte auf einen stagnierenden bis fallenden Trend hinweisen. Das aktuelle Stofftransportmodell bildet damit nach aktueller Kenntnislage bezüglich der Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd ein Worst-Case-Szenario ab.

Modellunschärfe und Prognosefähigkeit

Zur Bewertung der Modellunschärfe wurden Sensitivitätsanalysen mit variierenden Parametern durchgeführt. Aus den Sensitivitätsbetrachtungen ergab sich, dass die vertikalen hydraulischen Leitfähigkeiten der Störung sowie die Dispersivität einen großen Einfluss auf die Stoffabsickerung und damit die Ausbreitung der Stoffe im TB III haben, wohingegen das Modell wenig sensitiv auf Variationen der Reduzierung der Stoffeintragsrate reagiert.

Insgesamt ist das vorliegende Grundwasserströmungs- und Transportmodell als Prognoseinstrument einsatzfähig. Der gewählte Worst-Case-Ansatz der Stoffausbreitung bildet einen eher ungünstigen Verlauf einer Zunahme der Stoffkonzentrationen im Bereich P049III ab und berücksichtigt damit gewisse Unsicherheiten in der Stoffausbreitung.

8.2 Prognoserechnungen

8.2.1 Modellkonzept

Das kalibrierte Modellsystem wurde als Prognoseinstrument zur Beurteilung der Gefährdung des Grundwassers im Abstrom der Deponie eingesetzt. Hierfür wurden grundsätzlich drei verschiedene Arten von Modellrechnungen durchgeführt:

- Langzeitprognosen der künftigen Schadstoffausbreitung über 300 Jahre
- Kurzzeitprognosen zur Überprüfung und Optimierung der Sicherungsmaßnahme
- Kurzzeitprognosen zur Ermittlung des Einflusses hydrologischer Schwankungen

8.2.2 Randbedingungen

Randbedingung Strömungsmodell

Oberflächengewässer

Für die Rhein- und Altrheinwasserstände wurde in den Langzeitprognosen, sowie den Prognosen zur Überprüfung der Sicherungswirkung stationär (konstant) das langjährige Mittel 1986/2015 angesetzt (92,25 mNN am Pegel Speyer). Für die Kurzzeitprognosen zur Untersuchung des Einflusses hydrologischer Schwankungen wurden entsprechend die Tageswerte der Rheinwasserstände vom 01.01.2013 bis 31.12.2015 instationär angesetzt.

Für die sonstigen Gewässer im Modellraum wurden die mittleren Wasserstände aus der stationären Modellkalibrierung angesetzt.

Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung wurde von BCE mit einem Wasserhaushaltsmodell räumlich und zeitlich differenziert ermittelt und in der Modellkalibrierung und den Prognoserechnungen als langjähriges Mittel 1991/2015 angesetzt.

Grundwasserentnahmen

Die maßgebenden Grundwasserentnahmen sind die Trinkwassergewinnung Speyer Süd und die Sicherungsmaßnahmen an der Deponie. Hier wurden, sofern im Rahmen der Szenarienbetrachtungen nicht anders angegeben, die aktuellen Fördermengen der letzten Phase des Anpassungszeitraums bis 2016 herangezogen.

Für die sonstigen Grundwasserentnahmen im Modellraum wurden die mittleren Werte aus der stationären Modellkalibrierung angesetzt.

In der folgenden **Tabelle 8.1** sind für die verschiedenen Prognosefälle die jeweiligen Strömungs-Randbedingungen zusammengestellt.

Tabelle 8.1 Strömungs-Randbedingungen für die einzelnen Prognosefälle

Randbedingungen	Langzeitprognosen	Kurzzeitprognose Sicherungsmaßn.	Kurzzeitprognose Hydrologie
<i>Gewässer:</i>			
Rhein/Altrhein	stationär, Mittel	stationär, Mittel	Instationär, 2015
Sonstige Gewässer	stationär, Mittel		
<i>Entnahmen:</i>			
WW Speyer Süd	stationär	stationär	instationär
Sicherungsentnahmen	stationär, aktuelle Entnahmen	instationär	instationär
Sonstige Entnahmen	stationär, Mittel		
<i>Grundwasserneubildung</i>	stationär, Mittel		
<i>Modellrandbedingungen</i>	stationär, Mittel		

Randbedingungen Stofftransportmodell

Effektive Porosität und Dispersivitäten

Für die effektive Porosität wurde im OGWL 0,2, im MGWLo 0,15 und in den restlichen Grundwasserleitern 0,1 angesetzt.

Die longitudinale Dispersivität beträgt in allen Tiefenbereich 10 m, die transversale Dispersivität wurde im OGWL, OZH und MGWLo mit 2 bis 5 m und in den restlichen Tiefenbereichen mit 1 m kalibriert. Im Bereich der Deponieabschnitte in den Schichten OGWL, OZH und MGWLo beträgt die longitudinale Dispersivität 20 m und eine transversale Dispersivität 10 m.

Abbau und Retardation

Der Abbau von Mecoprop und Bentazon ist im OGWL und OZH mit einer Halbwertszeit von jeweils 5 Jahren und im MGWLo mit 10 Jahren angesetzt. Im Bereich direkt unterhalb der Deponie wurde kein Abbau angesetzt, da aufgrund der hier vorherrschenden toxischen und anaeroben Verhältnisse ein relevanter Abbau nicht zu erwarten ist. In den größeren Tiefenbereichen (ab ZH2 und darunter) wurde wegen der anaeroben Milieubedingungen ebenfalls kein Abbau von Mecoprop und Bentazon angesetzt. Für den Stofftransport von Chlorid wurde kein Abbau und keine Retardation angenommen. Auf Grundlage der Ergebnisse aus den im Zuge der Erkundungsphase durchgeführten Säulenversuche an Standortmaterial (vgl. **Kapitel 18**) wurde im Modell keine Retardation angesetzt.

Stoffeintragsrate

Der Stoffeintrag aus dem Deponiebereich und die historische Emissionsentwicklung sind im Detail nicht bekannt und wurden deshalb anhand der Ablagerungshistorie auf den einzelnen Flächen der Deponie abgeschätzt (vgl. **Abbildung 8.1**). Im Rahmen der Kalibrierung wurde der historische Stoffeintrag anschließend in seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung angepasst. Dabei wurde der Eintrag für Chlorid und Mecoprop auf allen fünf Altabschnitten angesetzt. Für Bentazon wurde in Abschnitt 1 kein Stoffeintrag angesetzt, da an den Messstellen in diesem Bereich keine oder nur sehr geringe Bentazon-Konzentrationen gemessen werden.

Zusätzlich wurde unter Berücksichtigung vorliegender Informationen zur Oberflächenabdichtung ein abklingender Stoffeintrag implementiert. Dabei wurde für alle dies betreffenden Deponieabschnitte jeweils 10 Jahre nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung ein Rückgang des Stoffeintrags um 15 % angesetzt, der sich alle 10 Jahre um weitere 15 % ausgehend vom jeweils vorherigen Zeitabschnitt reduziert. Dieser Ansatz bedeutet kommt einer Halbierung der Stoffeintragsrate in rd. 50 Jahren gleich, was wiederum Angaben aus der Literatur an vergleichbaren Deponien wie auch unseren eigenen Erfahrungen entspricht.

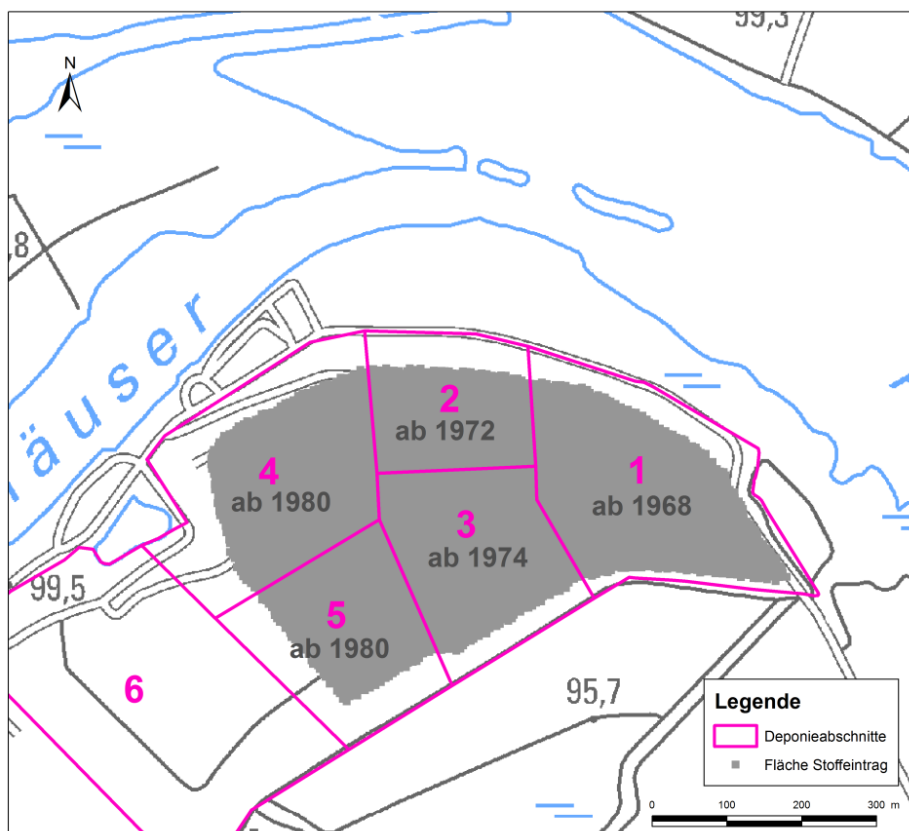


Abbildung 8.1: Stoffeintragsflächen auf den Altabschnitten der Deponie Flotzgrün mit Angabe des zeitlichen Beginns des Eintrags der jeweiligen Fläche (Quelle: BCE, [U12])

Dichteströmung

Aufgrund der hohen Salzgehalte wird bei den Ausbreitungsberechnungen der Einfluss der konzentrationsabhängigen Dichte berücksichtigt. Die Dichte wird hierbei als Funktion der Salzkonzentration berechnet.

Diese Abhängigkeit wurde anhand von Messungen der Dichte sowie der Chloridkonzentration des Grundwassers an den Sicherungsbrunnen und ausgewählten Messstellen korreliert. Dabei ergibt sich die Dichte des Wassers ρ in g/cm^3 in Abhängigkeit der Chloridkonzentration C_{Cl} in mg/l zu:

$$\rho = 0,9987 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} + C_{Cl} \cdot 0,000001$$

8.2.3 Prognoseszenarien

Wie im vorherigen Kapitel erläutert, liefert das angepasste Stofftransportmodell für die tieferen Grundwasserstockwerke und insbesondere für den TB III (MGWLu) tendenziell eher ungünstigere Ergebnisse als die derzeit gemessenen Daten (an P049III) vermuten lassen und stellt somit die Berechnung eine Worst-Case Situation dar. Möglicherweise ist der Schadstoffdurchbruch bei P049III bereits erfolgt und das aktuelle Modell bildet die Absickerungsrate zu langsam ab. Andererseits ist auch ein künftiger Wiederanstieg der Konzentrationen an P049III nicht auszuschließen.

Zur Berücksichtigung dieser Unsicherheiten wurden bei den Langzeitprognosen folgende Fallbetrachtungen durchgeführt:

- Schadstoffausbreitung bei steigenden Konzentrationen an P049III
(*Worst-Case-Fall, Anpassungsfall*)
- Schadstoffausbreitung bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III
(*konservativer Fall*)
- Schadstoffausbreitung bei fallenden Konzentrationen an P049III
(*günstiger Fall*)

In einem „konservativen“ Fall wurde von einer gleichbleibenden Quellstärke bei P049III ausgegangen, in einem „günstigen“ Fall wurde dagegen angenommen, dass die Quellstärke entsprechend dem Konzentrationsverlauf der letzten 10 Jahre abnimmt.

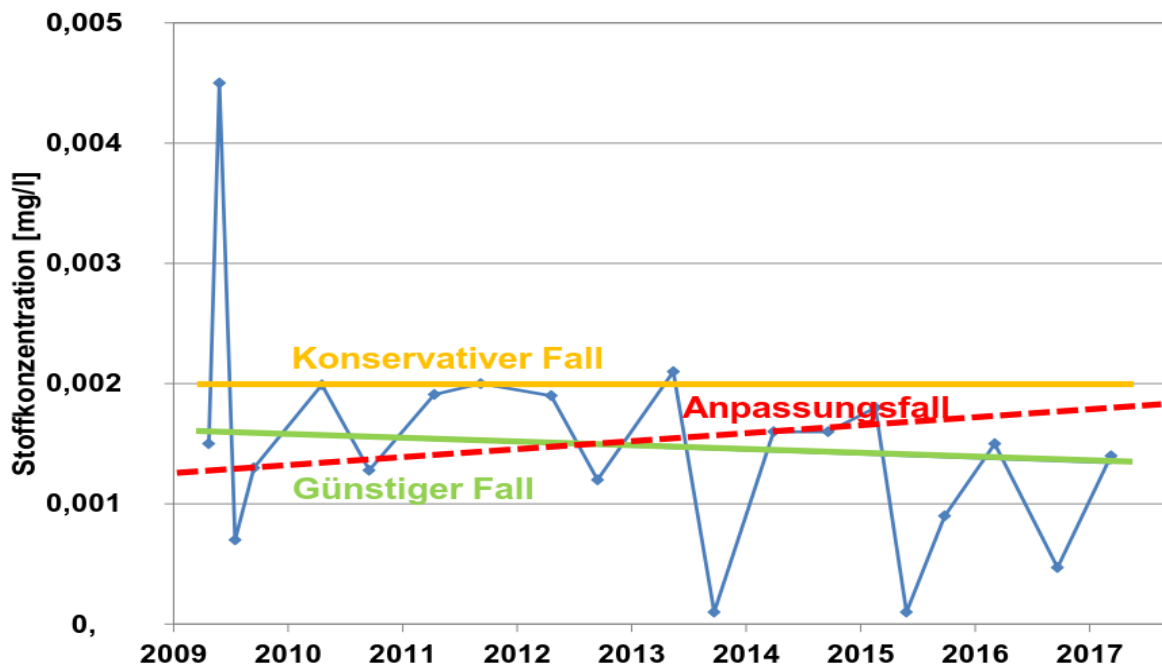


Abbildung 8.2: Fallbetrachtungen (Anpassungsfall, Konservativer sowie Günstiger Fall) der Langzeitprognosen im Vergleich zu den Mecoprop-Gehalten an der Messstelle P049III, [U12]

Für den Fall bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall) wurden vier verschiedene Szenarien mit unterschiedlichen Ansätzen bezüglich Grundwasserentnahmen und Stoffeintragsentwicklung betrachtet, die in der folgenden **Tabelle 8.2** aufgelistet sind:

Tabelle 8.2 Szenarienbetrachtungen der Langzeitprognosen

Szenario		Randbedingung
S1	Worst-Case-Fall	Parametersatz wie Anpassungsfall, aktuelle Förderkonstellation
S2	Reduzierung Stoffeintrag	Wie S1, jedoch reduziertes Abklingen des Stoffeintrags um 5 % alle 10 Jahre
S3	Einbezug TB 7- 1,4 Mio. m ³ /a	Wie S1, jedoch Einbezug neu geplanter Tiefbrunnen TB 7 der Stadtwerke Speyer + Verlagerung Entnahmeschwerpunkt nach West; Gesamtentnahme von 1,4 Mio. m ³ /a (= derzeitige Jahresentnahme)
S4	Einbezug TB 7- 2,0 Mio. m ³ /a	Wie S1, jedoch Einbezug neu geplanter Tiefbrunnen TB 7 der Stadtwerke Speyer + Verlagerung Entnahmeschwerpunkt nach West; Gesamtentnahme von 2,0 Mio. m ³ /a (Wasserrecht)

8.3 Langzeitprognosen

8.3.1 Schadstoffausbreitung bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)

Szenario 1 - Prognose unter Beibehaltung aktueller Randbedingungen

In der **Abbildung 8.3** sind die berechneten Mecoprop-Konzentrationen an den Entnahmebrunnen TB3 bis TB 5 und im Rohmischwasser im Wasserwerk Speyer Süd über den Prognosezeitraum von rd. 350 Jahre aufgetragen.

Im Anpassungsfall wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (0,1 µg/l) für den Parameter Mecoprop an TB 4 im Jahr 2115, an TB 5 im Jahr 2123 und im Gesamtrohmischwasser der Wassergewinnung Speyer Süd im Jahr 2167 erreicht und überschritten (vgl. **Abbildung 8.3**).

Die Mischwasserkonzentration erreicht im Jahr 2246 einen Maximalwert von rd. 0,175 µg/l.

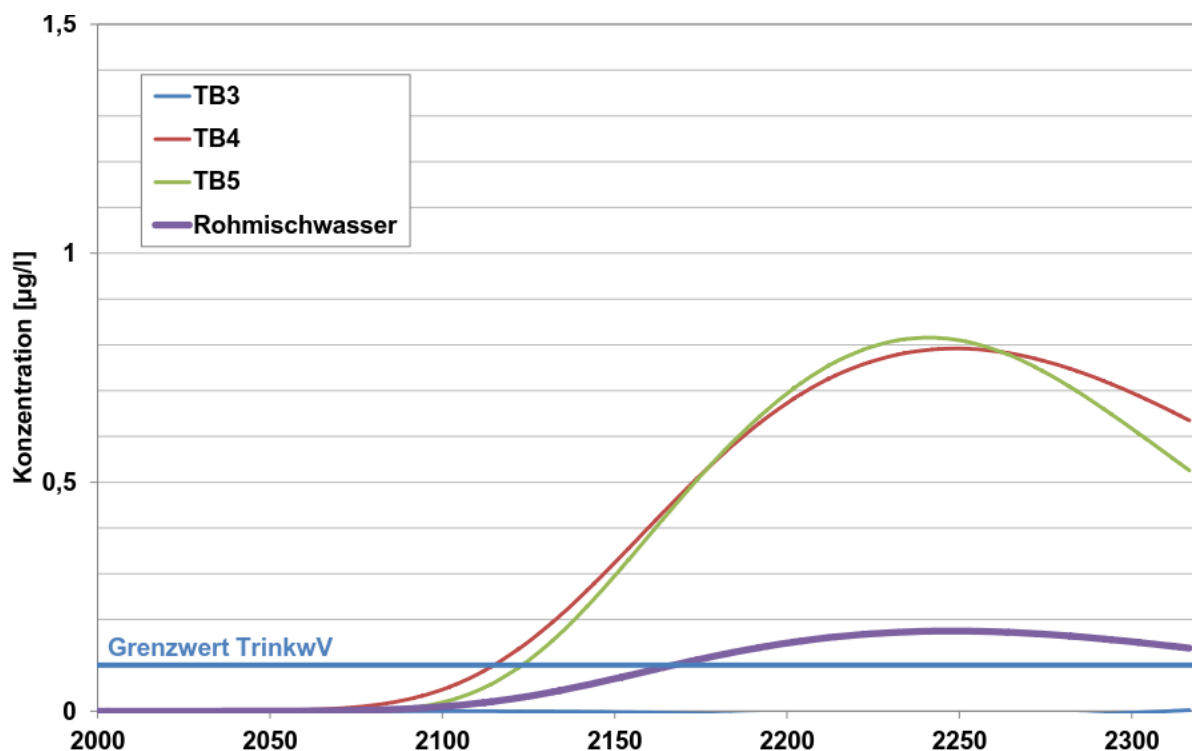


Abbildung 8.3: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 1), [U12]

Zur weiteren Verdeutlichung zeigt **Anlage 3.1.1** die berechnete, flächige Stoffausbreitung für die Parameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon bei Szenario 1 zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

Szenario 2 - Prognose bei verringertem Abklingen der Stoffeintragsrate

In der **Abbildung 8.4** sind für die veränderte Abklingrate des Schadstoffeintrags die berechneten Mecoprop-Konzentrationen an den Entnahmekbrunnen TB 3 bis TB 5 und im Rohmischwasser im Wasserwerk Speyer Süd über den Prognosezeitraum von rd. 350 Jahre aufgetragen.

Eine verringerte Abklingrate von 5 % alle 10 Jahre (statt 15 % wie im Anpassungsfall) führt zu einer höheren maximalen Konzentration im Mischwasser von 0,23 µg/l und einem späteren Erreichen der Maximalkonzentration.

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (0,1 µg/l) für den Parameter Mecoprop wird etwa zu gleicher Zeit wie bei Szenario 1 an den Tiefbrunnen TB 4 im Jahr 2115, an TB 5 im Jahr 2123 und im Gesamtrohmischwasser der Wassergewinnung Speyer Süd geringfügig früher im Jahr 2166 erreicht und überschritten (vgl. **Abbildung 8.4**).

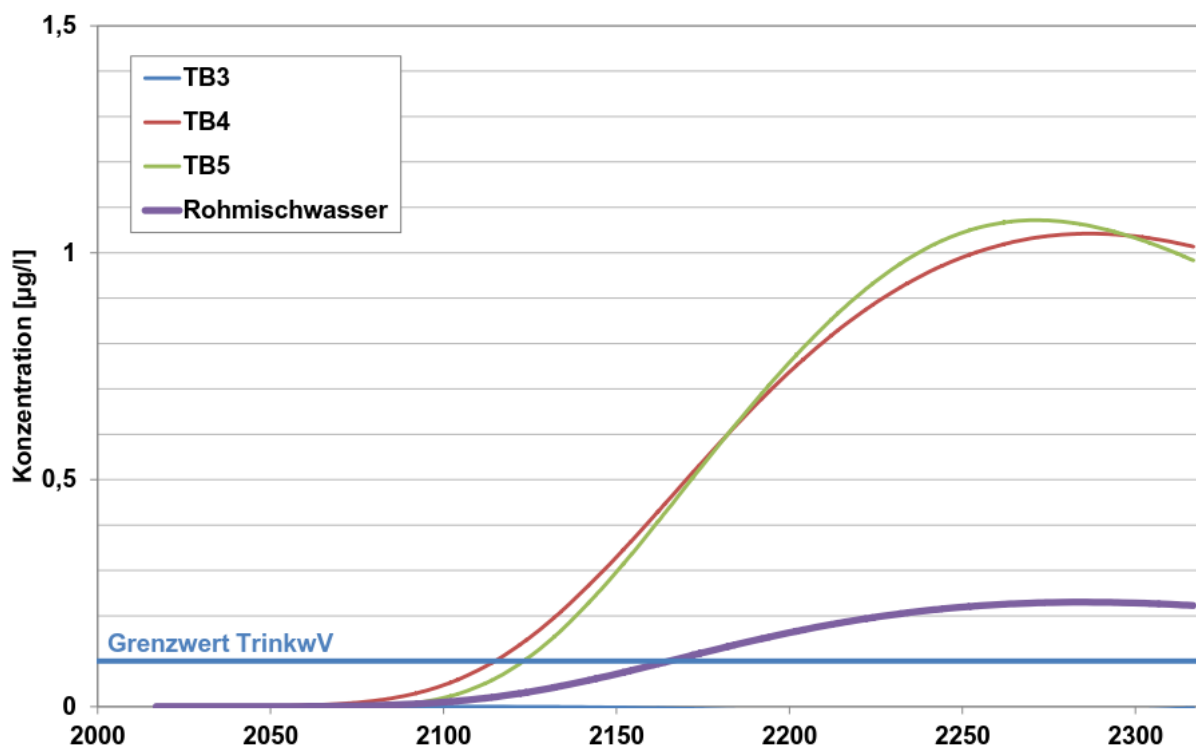


Abbildung 8.4: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 2), [U12]

Zur weiteren Verdeutlichung zeigt **Anlage 3.1.2** die berechnete, flächige Stoffausbreitung für die Parameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon bei Szenario 2 zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

Szenario 3 - Prognose unter Einbezug des geplanten Tiefbrunnens TB 7

Die Stadtwerke Speyer planen derzeit für das Wassergewinnungsgebiet Speyer Süd die Einrichtung eines neuen weiter im Westen gelegenen Tiefbrunnens TB 7. In der **Abbildung 8.5** sind die berechneten Mecropop- Konzentrationen an den Entnahmebrunnen TB 3 bis TB 5 und im Rohmischwasser unter Berücksichtigung des neuen Brunnen TB 7 im Wasserwerk Speyer Süd über den Prognosezeitraum von rd. 350 Jahre aufgetragen.

Die Inbetriebnahme des geplanten Tiefbrunnens TB 7 wirkt sich günstig bezüglich der Belastung der Trinkwasserbrunnen aus (vgl. **Abbildung 8.5**). Die Grenzwerte werden später erreicht (2181 im Rohmischwasser) und die Konzentrationen innerhalb der nächsten 100 Jahre liegen etwa um den Faktor 2 unter den Werten aus dem Anpassungsfall (Szenario 1).

Unter Einbezug des geplanten Tiefbrunnens TB 7 bei einer Gesamtförderung von 1,4 Mio. m³/a wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (0,1 µg/l) für den Parameter Mecoprop an TB 4 im Jahr 2115, an TB 5 im Jahr 2136 und im Gesamtrohmischwasser der Wassergewinnung Speyer Süd im Jahr 2184 erreicht (vgl. **Abbildung 8.5**). Die Mischwasserkonzentration erreicht im Jahr 2264 einen maximalen Wert von 0,175 µg/.

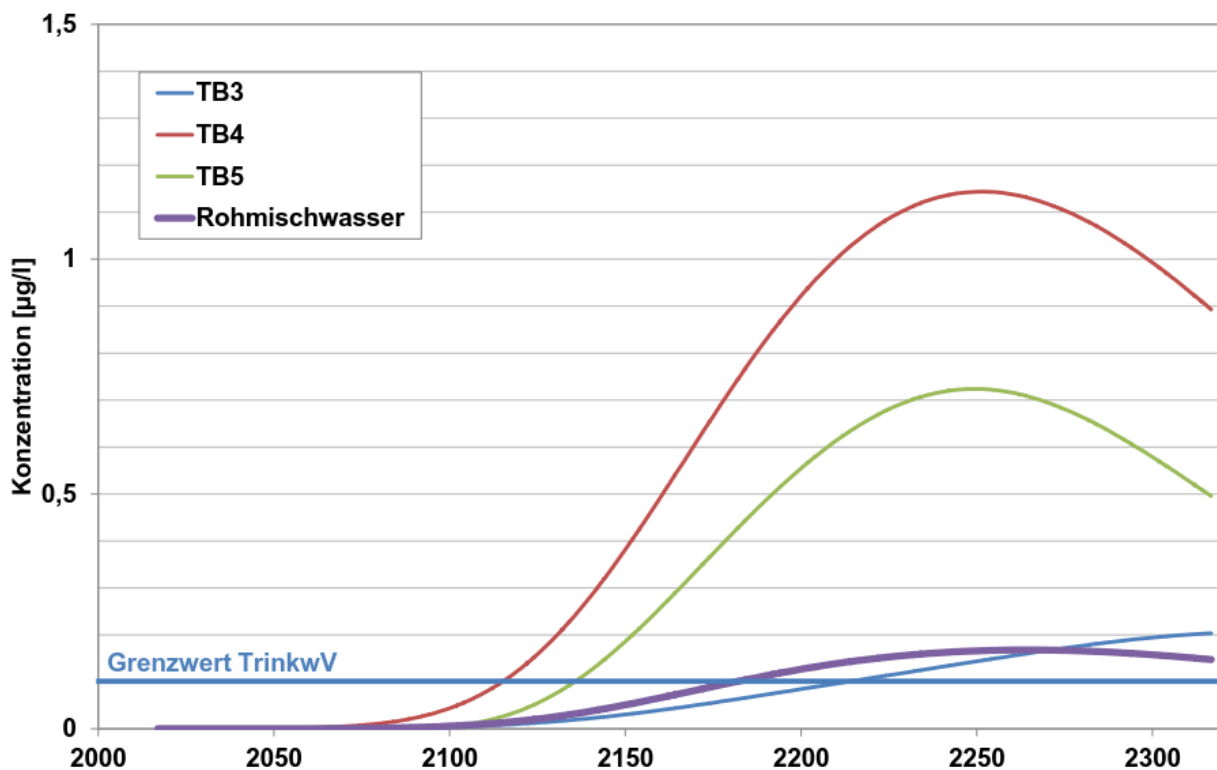


Abbildung 8.5: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 3), [U12]

Anlage 3.1.3 zeigt die berechnete, flächige Stoffausbreitung für die Parameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon bei Szenario 3 zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

Szenario 4 - Prognose bei Ausnutzung des Wasserrechtes WW Speyer-Süd

Das Wasserrecht für die Tiefentnahmen im Gewinnungsgebiet Süd umfasst insgesamt 2 Mio. m³ pro Jahr. Dieser Fall wird, in Verbindung mit der Inbetriebnahme des geplanten Tiefbrunnens TB 7, ergänzend betrachtet. In der **Abbildung 8.6** sind die berechneten Mecoprop-Konzentrationen an den Entnahmekunnen TB 3 bis TB 5 und im Rohmischwasser im Wasserwerk Speyer Süd über den Prognosezeitraum von rd. 350 Jahren bei voller Ausschöpfung des Wasserrechtes aufgetragen.

Eine Erhöhung der Gesamtentnahme im Wassergewinnungsgebiet Speyer Süd wirkt sich ungünstig auf die Situation im MGWLu aus (vgl. **Abbildung 8.6**). Die Grenzwerte werden deutlich früher erreicht (2117 im Rohmischwasser) als im Szenario mit geringerer Entnahme von 1,4 Mio. m³/a (Szenario 3). Aber auch hier ist mit einer Überschreitung der Grenzwerte für Mecoprop im Rohmischwasser in etwa 100 Jahren zu rechnen.

Die maximale Konzentration ist mit 0,19 µg/l etwas höher als im Szenario 3 und wird im Jahr 2264 auch früher erreicht.

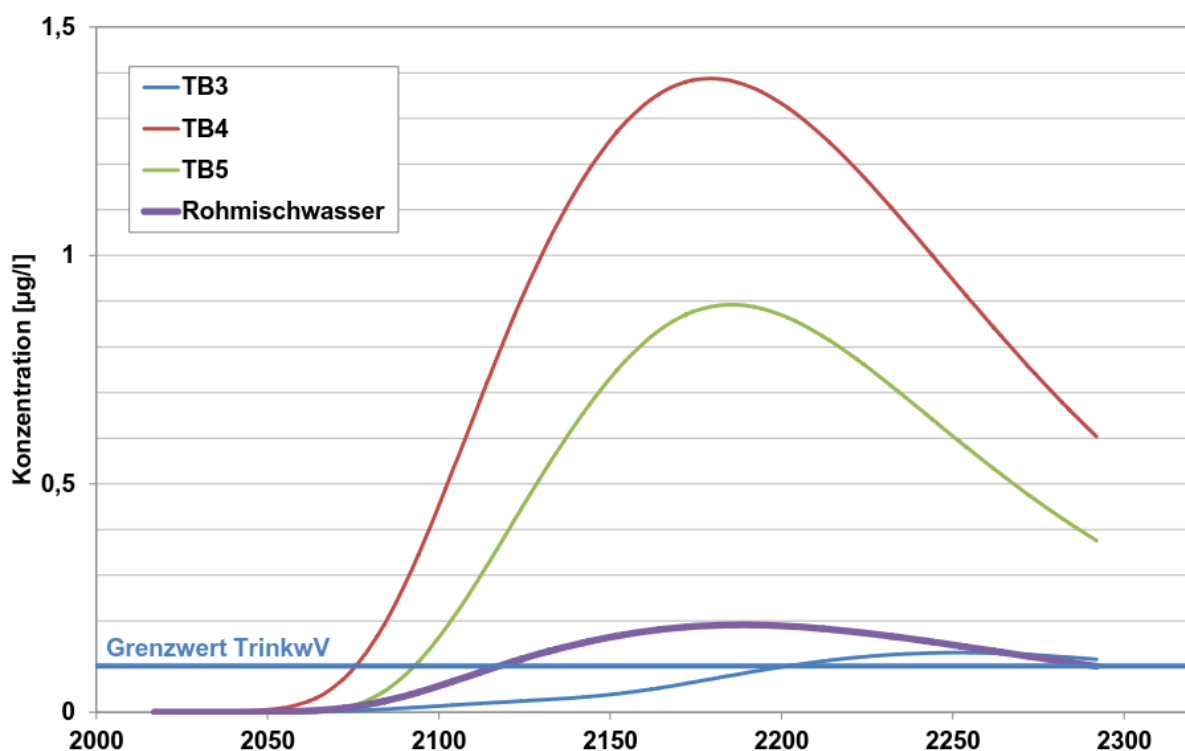


Abbildung 8.6: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (Worst-Case-Fall, Szenario 4), [U12]

Zur weiteren Verdeutlichung zeigt **Anlage 3.1.4** die berechnete, flächige Stoffausbreitung für die Parameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon bei Szenario 4 zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

8.3.2 Schadstoffausbreitung bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III (konservativer Fall)

In einem „konservativen Fall“ wurde der langfristige Stofftransport unter Einbezug des geplanten Tiefbrunnens TB 7 bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III berechnet.

Wie die Ergebnisse in **Abbildung 8.7** zeigen, wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für den Parameter Mecoprop (0,1 µg/l) bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III zu keiner Zeit überschritten. Die Mecoprop-Konzentration erreicht im Rohmischwasser einen maximalen Gehalt von ca. 0,006 µg/l, was einem Wert von weniger als 10 % des Grenzwertes der TrinkwV entspricht.

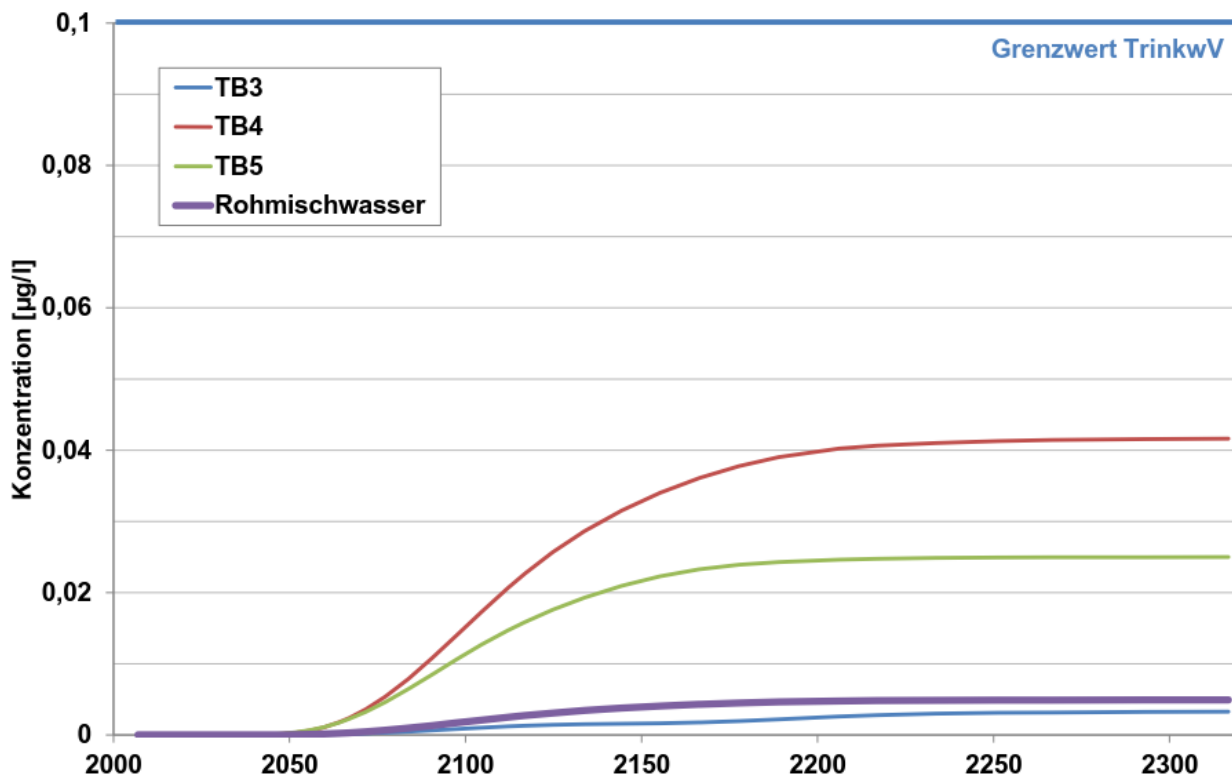


Abbildung 8.7: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (konservativer Fall), [U12]

Zur Verdeutlichung zeigt **Anlage 3.2** die berechnete, flächige Stoffausbreitung für den Parameter Mecoprop für den Fall gleichbleibender Konzentrationen an P049III (konservativer Fall) zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

8.3.3 Schadstoffausbreitung bei fallenden Konzentrationen an P049III (günstiger Fall)

Im „günstigen Fall“ wurde der langfristige Stofftransport unter Einbezug des neu geplanten Tiefbrunnens TB 7 bei fallenden Konzentrationen an P049III berechnet.

In **Abbildung 8.7** sind die Ergebnisse für den Fall dargestellt, wenn im Fahnenquerschnitt im Umfeld der Messstelle P049III (von P048III bis P059III) eine stufenweise Reduzierung der Quellkonzentration im Grundwasser - ausgehend von den Messwerten der letzten 10 Jahre - angesetzt wird. Dabei beträgt die maximale Quellkonzentration 2 µg/l. Hierbei reduzieren sich die Konzentrationen im Umfeld der Messstelle P049III im Grundwasser alle 10 Jahre um rd. 20 %. Wie im konservativen Fall wurde dieser Ansatz für den Parameter Mecoprop berechnet.

Wie die Modellergebnisse zeigen, wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) für Mecoprop (0,1 µg/l) im günstigen Fall über den gesamten Zeitraum eingehalten. Die Mecoprop-Konzentration im Rohmischwasser erreicht dabei einen Maximalgehalt von rd. 0,0035 µg/l, was einem Wert von weniger als 5 % des Grenzwertes der TrinkwV entspricht.

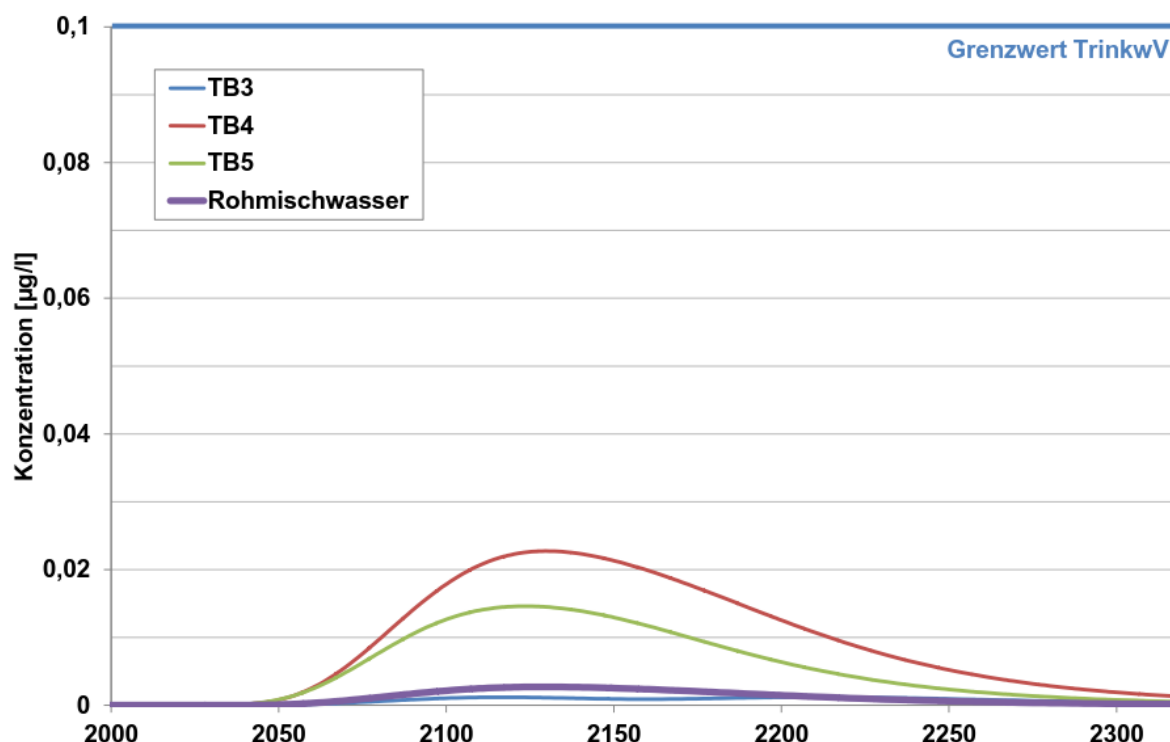


Abbildung 8.8: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd (günstiger Fall), [U12]

Anlage 3.3 zeigt die berechnete, flächige Stoffausbreitung für den Parameter Mecoprop bei gleichbleibenden Konzentrationen an P049III (günstiger Fall) zu unterschiedlichen Prognosezeiten.

8.3.4 Bewertung der langfristigen Schadstoffausbreitung im MGWLu

Zur Beurteilung der Gefährdung der Wassergewinnung Speyer Süd wurden mit dem erweiterten Grundwassermodell Langzeitprognosen für 300 Jahre durchgeführt. Da sich wesentliche Randbedingungen (z.B. die Fördermengen und -konstellation) bei solch langfristigen Betrachtungszeiträumen ändern können, wurden im Sinne einer Sensitivitätsbetrachtung unterschiedliche Prognosefälle bzw. -szenarien berechnet.

Unter Ansatz der Modellbedingungen des Worst-Case-Falles sind in der folgenden **Tabelle 8.3** für die 4 betrachteten Szenarien (vgl. **Kapitel 8.3.1**) die Zeitpunkte aufgeführt, in denen der Grenzwert der TrinkwV (0,1 µg/l) für Mecoprop an den Tiefbrunnen TB 3, TB 4 und TB 5 der Stadtwerke Speyer Süd sowie im Rohmischwasser überschritten werden. Ergänzend hierzu zeigt **Tabelle 8.4** die berechneten Mecoprop-Konzentrationen in den Jahren 2050, 2100 und in 100 Jahren (2117) sowie die Maximalwerte im Rohmischwasser.

Tabelle 8.3 Zeitpunkte der Grenzwertüberschreitung der Mecoprop-Konzentrationen im Wasserwerk Speyer-Süd in den Szenarien des Worst-Case-Falls

Szenario	TB 3	TB 4	TB 5	Rohmischwasser
<i>Worst-Case-Fall</i>	[-]	[-]	[-]	[-]
Szenario 1	-	2115	2123	2167
Szenario 2	-	2115	2123	2166
Szenario 3	2213	2115	2136	2181
Szenario 4	2201	2076	2093	2117

Tabelle 8.4 Mecoprop-Konzentrationen in 2050, 2100, in 100 Jahren (2117) und Maximalwerte im Rohmischwasser in den Szenarien des Worst-Case-Falls

Szenario	C [µg/l] 2050	C [µg/l] 2100	C [µg/l] in 100 a	C _{max} [µg/l]	Zeitpunkt C _{max}
<i>Worst-Case-Fall</i>	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Szenario 1	0,00017	0,0098	0,023	0,175	2246
Szenario 2	0,00018	0,0100	0,024	0,230	2284
Szenario 3	0,00008	0,0055	0,013	0,167	2264
Szenario 4	0,00070	0,0596	0,100	0,191	2189

Zusammenfassend leiten sich aus den Modellergebnissen folgende Punkte ab:

- In allen betrachteten Fällen und Szenarien verlagert sich die Stoffbelastung sukzessive in Richtung Wassergewinnung Speyer Süd.
- In den kommenden 100 Jahren wird in allen Fällen/Szenarien der Grenzwert der TrinkwV nicht überschritten.
- Im Fall steigender Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall) werden die derzeitigen Grenzwerte der TrinkwV in ca. 100 bis 150 Jahren überschritten. Der Maximalwerte liegen in etwa um Faktor 2 höher als der Grenzwert der TrinkwV (0,1 µg/l) für Mecoprop.
- Sowohl im Fall gleichbleibender (konservativer Fall) als auch im Fall fallender Konzentrationen (günstiger Fall) an P049III, wie es die aktuellen Messwerte derzeit vermuten lassen, werden die derzeitigen Grenzwerte der TrinkwV nicht überschritten.
- Bei einer Entnahmekonstellation mit dem geplanten Tiefbrunnen TB 7 verringert sich die Stoffimmission in der Wassergewinnung (Halbierung der Stoffimmission in den kommenden 100 Jahren). Gleichzeitig führt dies zu einer Verbesserung der Gefährdungssituation im Vergleich zur derzeitigen Entnahmekonstellation.
- Bei einer Steigerung der Trinkwasserförderung auf die wasserrechtlich genehmigte Entnahmemenge von 2,0 Mio. m³/a verschlechtert sich die Gefährdungssituation deutlich. Hierdurch käme es zu einer um den Faktor 10 höheren Stoffimmission gegenüber den derzeitigen Verhältnissen.

Aus dem bekannten Messwertverlauf an der P049III leiten sich eine Konzentrationsentwicklung hin zu gleichbleibenden oder fallenden Mecoprop-Konzentrationen ab (vgl. konservativer bzw. günstiger Fall in **Kapitel 8.3.2** bzw. **8.3.3**). Wegen der begrenzten Informationen zur räumlichen Ausdehnung der Belastung und der relativ kurzen Untersuchungszeiträume an P049III kann ein Konzentrationsanstieg an P049III in der Zukunft jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Allerdings besteht auch im Falle steigender Konzentrationen an P049III (Worst-Case Fall) eine ausreichende Reaktionszeit zum Schutz der Trinkwasserversorgung. Als Indikator für einen Handlungsbedarf sollte v.a. die Konzentrationsentwicklung an P049III beobachtet werden.

Zur Bewertung wann und in welcher Konzentration Stoffe das Wasserschutzgebiet der Wassergewinnung Speyer Süd im MGWLu erreichen, werden hier die Berechnungsergebnisse an der Grundwassermessstelle P061III herangezogen. Die Messstelle liegt direkt an der Grenze zum Wasserschutzgebiet und liegt etwa im Zentrum der berechneten Stofffahne.

Die Berechnungsergebnisse (vgl. **Abbildung 8.9**) zeigen, dass:

- im Worst-Case Fall eine Mecoprop-Konzentration mit Maximalwerten von 14 µg/l (Szenario 4) bis rd. 10 µg/l bei Einbezug des Tiefbrunnens TB 7 (Szenario 3) erreicht wird
- im konservativen Fall eine Konzentration von rd. 0,36 µg/l sowie im günstigen Fall ein Maximum von rd. 0,22 µg/l zu erwarten ist.

Damit werden in allen betrachteten Fällen und Szenarien die Grenzwerte der TrinkwV im Wasserschutzgebiet in wenigen Jahrzehnten erreicht. Bei der Bewertung ist allerdings zu beachten, dass die Werte der TrinkwV für das ins Trinkwassernetz eingespeiste Wasser gelten und nicht für das Grundwasser im Anstrom der Wassergewinnung.

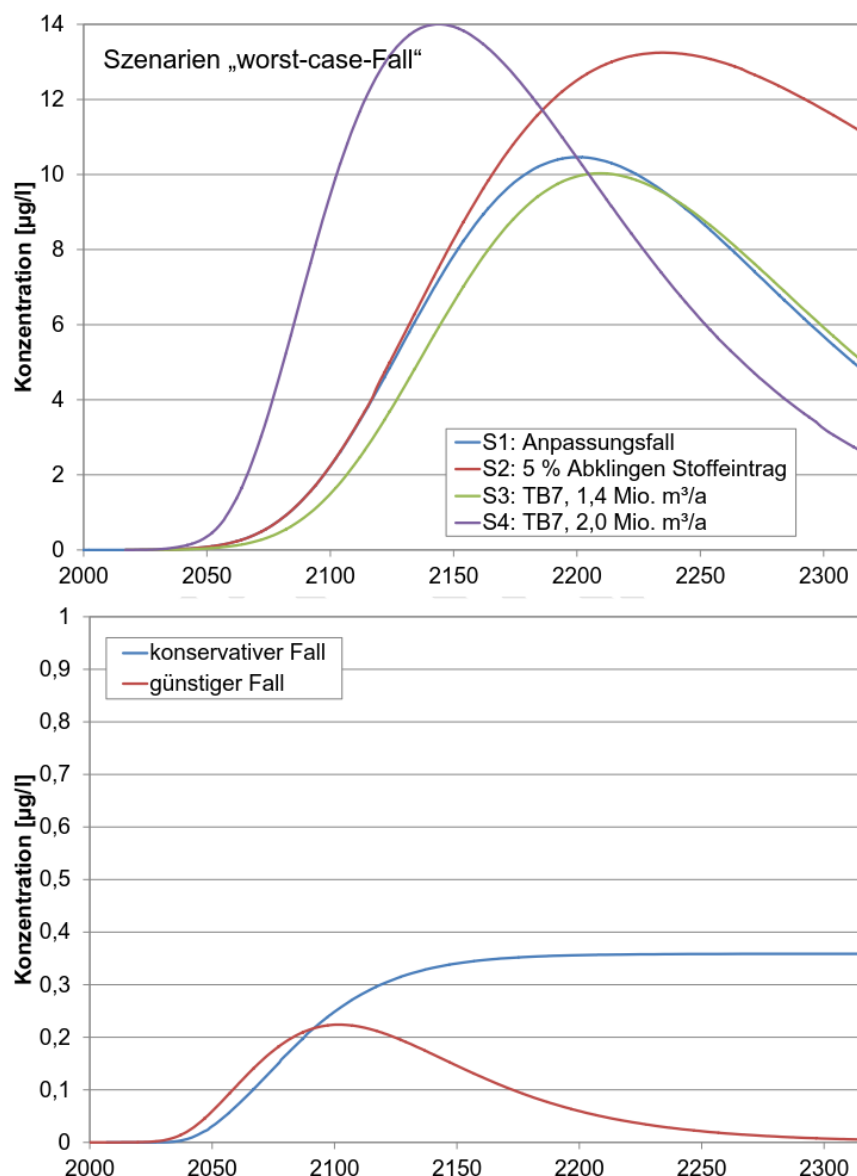


Abbildung 8.9: Mecoprop-Konzentrationen an der Vorfeldmessstelle P061III für die verschiedenen Fälle und Szenarien, [U12]

8.4 Überprüfung der Sicherungsmaßnahme

Seit 2007 wird am Nordrand der Deponie Flotzgrün eine hydraulische Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II) betrieben. Aktuell werden pro Jahr aus 7 Sicherungsbrunnen rd. 130.000 m³ entnommen. Die Grundwasserförderung erfolgt im Intervallbetrieb. Das belastete Wasser wird mittels Tankschiff zur Zentralkläranlage der BASF nach Ludwigshafen transportiert und hier gereinigt.

Die Auslegung der Sicherungsmaßnahme, d.h. der Brunnenstandorte und Förderleistungen erfolgte seinerzeit mit dem Grundwassermodell aus 2004. Mit dem neu angepassten Modell wurden nun die einzelnen Szenarien nachgerechnet.

Die Ergebnisse der Langzeitprognose bei aktueller Entnahmekonstellation der Sicherungsmaßnahme bei Szenario 1 zeigen einen deutlichen Rückgang der Konzentrationen für Mecoprop und Bentazon im Umfeld der Deponie (vgl. **Anlage 4.1**). Die Belastungsfahne, die sich nach Nordosten bis jenseits des Altrheins ausgebreitet hat, ist weitgehend gefasst und verringert sich zunehmend. Für Chlorid ist zunächst noch ein leichter Anstieg zu verzeichnen, aber hohe Konzentrationen über 200 mg/l werden von der Sicherung ebenfalls gefasst.

Die hydraulische Sicherung wurde mit dem aktualisierten Modell hinsichtlich Betriebsweise, Entnahmemenge und -konstellation überprüft. Hierbei wurden die Randbedingungen des Anpassungsfalls und die mittleren Entnahmen der Sicherungsbrunnen der letzten 10 Jahre eingesetzt. Es erfolgte eine Berechnung der instationären, d.h. zeitlich veränderlichen Stoffausbreitung für den Parameter Mecoprop über 30 Betriebsjahre. Grundlage bildete eine zeitlich konstante (stationäre) Grundwasserströmung.

8.4.1 Überprüfung der aktuellen Entnahmekonstellation und Entnahmemenge

Variation der Entnahmekonstellation

Da die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit an den Messstellen P041II und P044II am Nordwestrand darauf hinweist, dass das aktuelle hydraulische Sicherungssystem in diesem Bereich nur eine eingeschränkte Wirksamkeit hat, wurde die Einbeziehung der am westlichen Rand eingerichteten Messstelle P053II - die entsprechend ausgebaut als ergänzender Sicherungsbrunnen (B8) genutzt werden kann - modelltechnisch untersucht. Gleichzeitig wurden die Entnahmemengen aus den restlichen Brunnen bei jeweils gleicher Gesamtentnahme reduziert.

Die Ergebnisse zeigen, dass ein Einbezug des Brunnens B8 bei gleichbleibenden Gesamtentnahmen zu einer Verringerung der Konzentrationen im MGWLo im Belastungsbereich am westlichen Deponierand führt (vgl. **Abbildung 8.10**). Damit stellt die Inbetriebnahme des Brunnens B8 eine Verbesserung der Sicherungswirkung dar. Der berechnete stationäre Stromlinienplan in **Abbildung 8.11** zeigt zudem, dass die Sicherung der Deponie mit dem erweiterten Fassungssystem (8 Sicherungsbrunnen) gewährleistet ist.

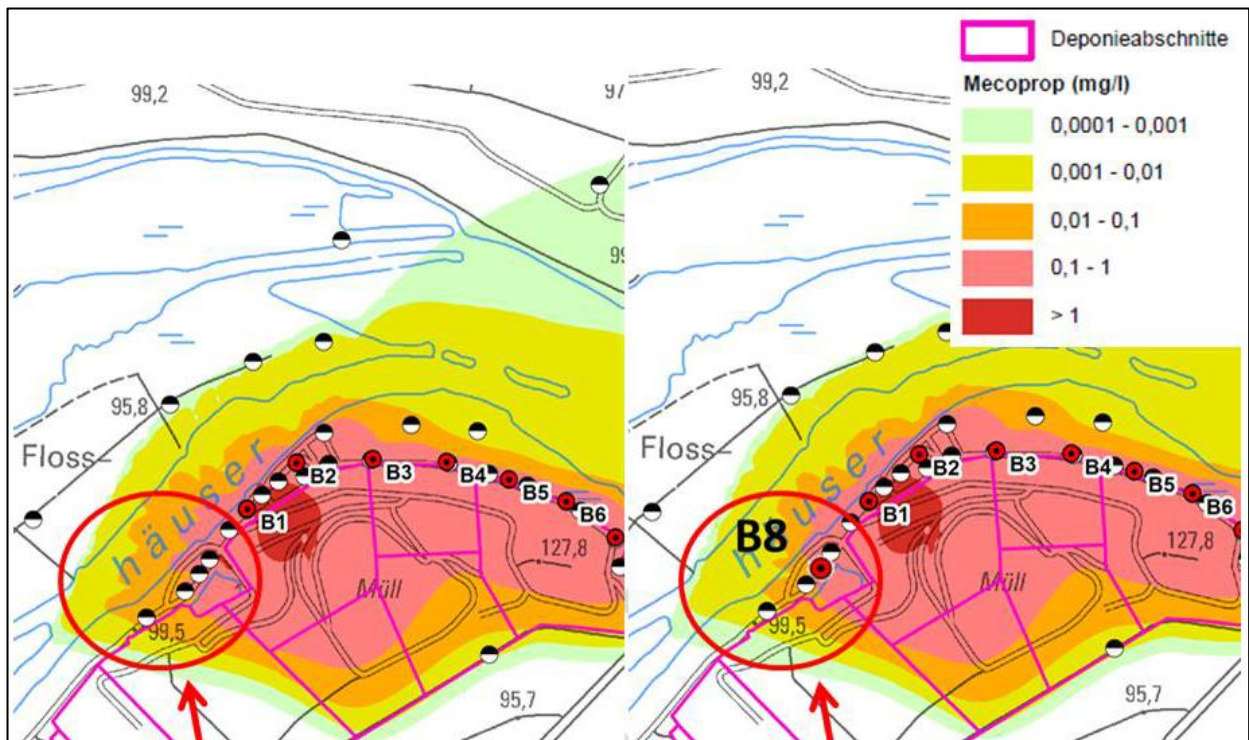


Abbildung 8.10: Mecoprop-Konzentration 2050 für den Anpassungsfall mit bisheriger (links) und der erweiterten Entnahmekonstellation (rechts), [U12]

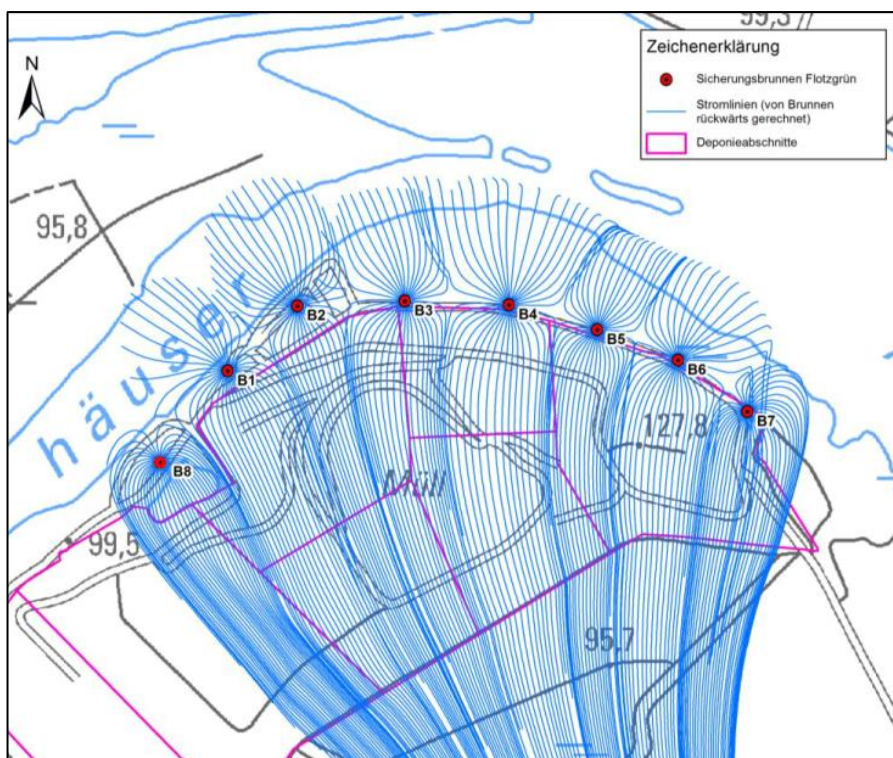


Abbildung 8.11: Stationäre Stromlinien mit Erweiterung des Fassungssystems um Brunnen B8, [U12]

Variation der Entnahmemenge

Zur Überprüfung der Sicherungswirkung wurde die Gesamtentnahmemenge durch Verdopplung bzw. Reduzierung um 20 % variiert. Die Ergebnisse (vgl. beispielhaft für Bentazon und Mecoprop in **Abbildung 8.12** und **Abbildung 8.13**) zeigen, dass eine Verdopplung der Gesamtentnahme zwar zu einer deutlichen Reduzierung des Stoffpotentials im Bereich der Deponie in den nächsten rd. 10 Jahren führt. Danach gleicht sich der Stoffaustrag aber immer stärker an die Austragsraten an, wie sie bei einer Fortführung der bisherigen Entnahmen erzielt werden. Entsprechend führt eine Verdoppelung der Entnahmeraten nicht zu einer nachhaltigen Verbesserung der Sicherungswirkung. Gleichzeitig ist der Aufwand zur Wasserförderung, zum Wassertransport (2 Tankschiffe für den Abtransport) und zur Wasserbehandlung doppelt so hoch, was aus ökologisch-wirtschaftlicher Sicht nicht zielführend ist.

Eine Reduzierung der Entnahmemenge um 20% führt dazu, dass für den Zeitraum in den kommenden Jahren annähernd gleich viel des Schadstoffes Mecoprop entnommen wie über die Deponieabschnitte eingetragen wird (**Abbildung 8.12**). Bei Bentazon liegt die eingetragene Menge jedoch über der, die mit den Sanierungsbrunnen entnommen wird (**Abbildung 8-13**). Dadurch ist keine ausreichende Sicherung mehr gegeben. Für den Fall eines schwächeren Abklingens des Stoffeintrags (vgl. Szenario 2) verschärft sich die Situation weiter. Demzufolge ist von einer Reduzierung der Entnahmemenge abzuraten.

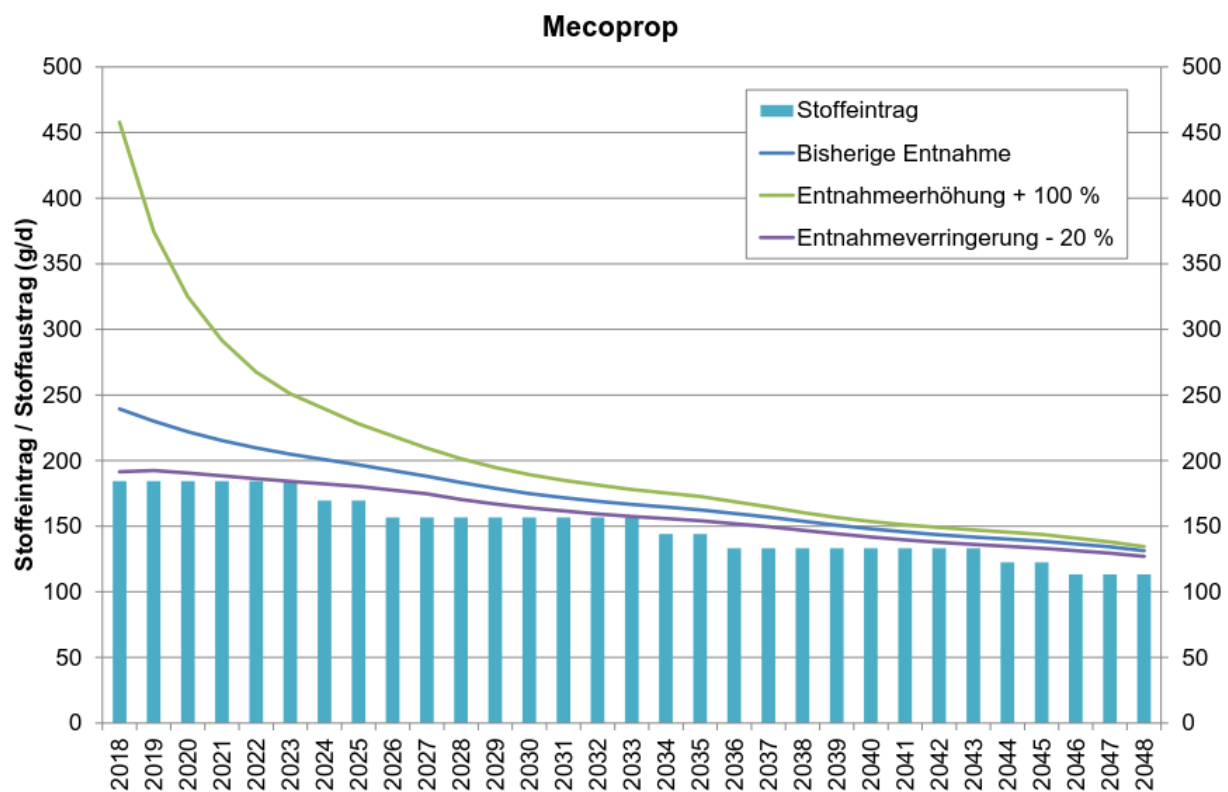


Abbildung 8.12: Stoffeintragsrate und berechnete Stoffaustragsraten für Mecoprop bei unterschiedlichen Gesamtentnahmemengen, [U12]

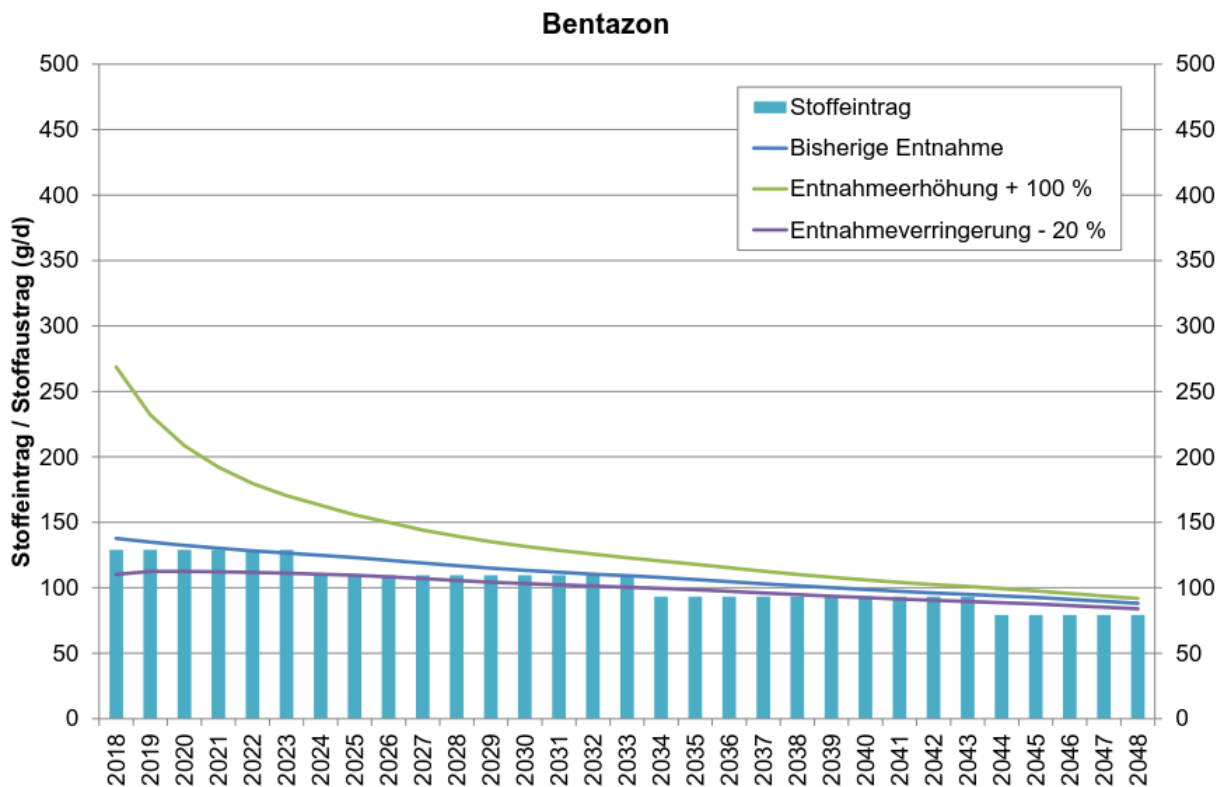


Abbildung 8.13: Stoffeintragsrate und berechnete Stoffaustragsraten für Bentazon bei unterschiedlichen Gesamtentnahmemengen, [U12]

8.4.2 Überprüfung des aktuellen Intervallbetriebes

Zur Überprüfung der Wirksamkeit wurden der kontinuierliche Betrieb und der Intervallbetrieb in Vergleichsrechnungen gegenübergestellt. Hierzu wurde für die Modellrechnungen mit Intervallbetrieb das Betriebsjahr 2015 ausgewählt und nacheinander über drei Jahre angesetzt. Mit dem Ziel den Einfluss einer längeren Betriebspause zu untersuchen, wurde in den Modellrechnungen jeweils eine Pause von 14 Tagen pro Jahr berücksichtigt.

Wie die Konzentrationsentwicklungen für Mecoprop an ausgewählten Kontrollpunkten in **Abbildung 8.14** und **Abbildung 8.15** zeigen, stellt der Intervallbetrieb keinen Nachteil gegenüber dem kontinuierlichen Betrieb dar. Der Intervallbetrieb ergibt rechnerisch sogar einen geringfügig höheren Stoffaustrag und damit eine Verbesserung gegenüber dem kontinuierlichen Betrieb. Es ist zu vermuten, dass beim Intervallbetrieb im Mittel weniger unbelastetes Wasser aus den abstromigen Bereichen gefördert wird als dies bei kontinuierlicher Betriebsweise offensichtlich der Fall ist.

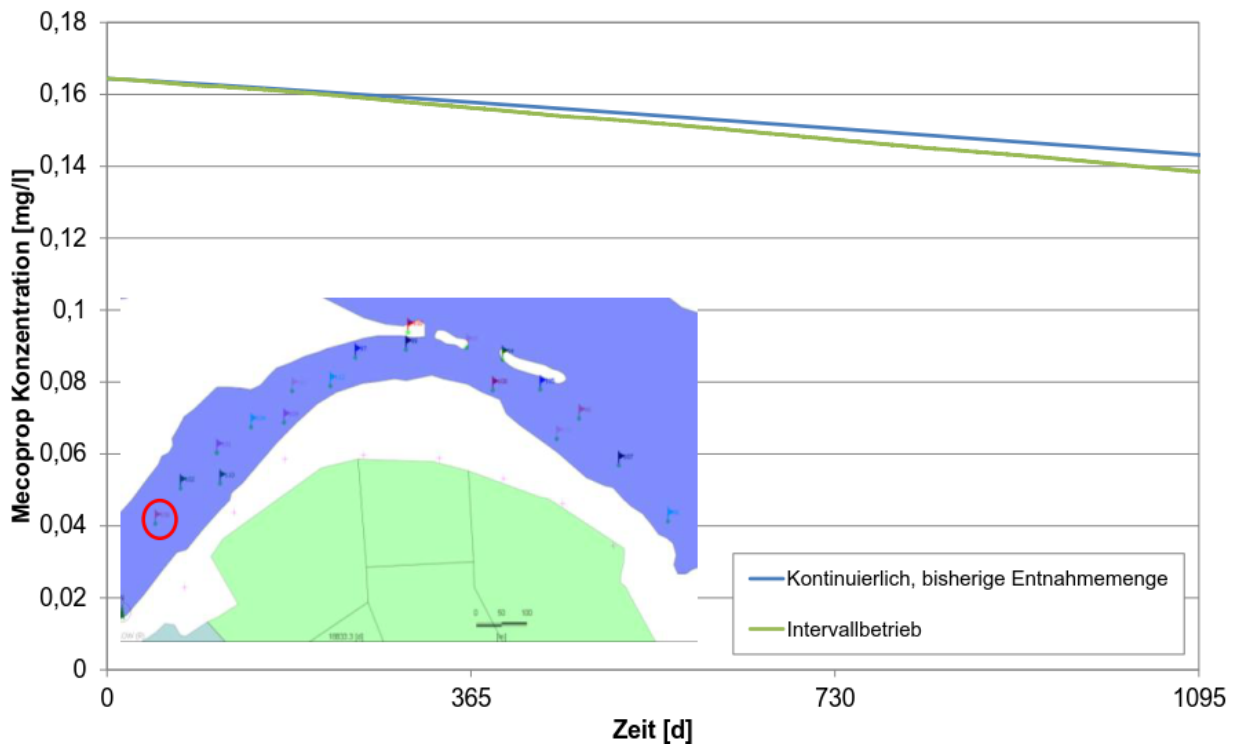


Abbildung 8.14: Vergleich der Mecoprop-Konzentrationen zwischen Intervallbetrieb und kontinuierlichem Betrieb am Nordwestrand der Deponie, [U12]

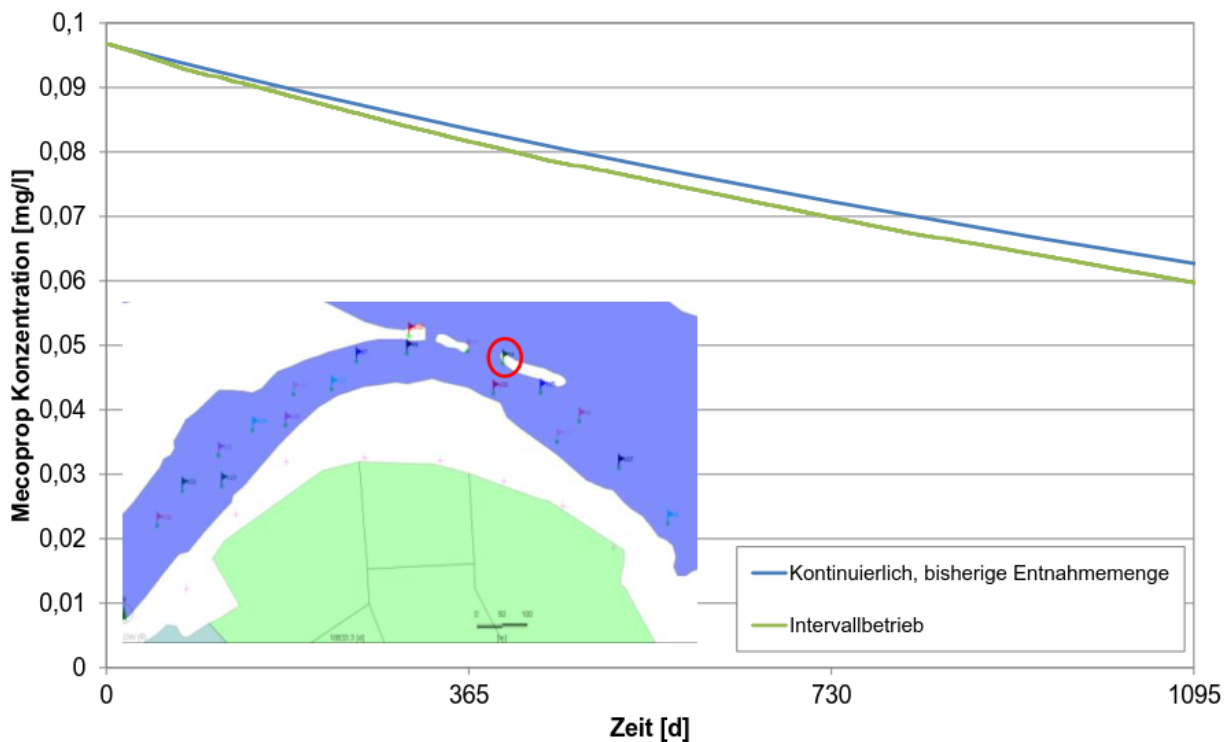


Abbildung 8.15: Vergleich der Mecoprop-Konzentrationen zwischen Intervallbetrieb und kontinuierlichem Betrieb am Nordrand der Deponie, [U12]

Anhand einer berechneten Konzentrationsganglinie an einem Messpunkt im Grundwasser am nordwestlichen Rand im Altrheinbereich werden die Einflüsse aus der Variation der Entnahmemengen und -intervalle deutlich. In dem rot markierten Zeitraum (vgl. **Abbildung 8.16**) wurden im Vergleich niedrige Wassermengen entnommen und eine Betriebspause von 14 Tagen modelliert. Wie der Konzentrationsverlauf in diesem Zeitraum zeigt, steigen die Mecoprop-Gehalte zunächst an. Nach der Betriebspause gehen die Gehalte jedoch wieder rasch zurück. Die in der Betriebspause abströmenden Fahnenanteile werden somit beim Anschalten wieder zurückgeholt, es erfolgt keine Stoffverlagerung aus dem Fassungsbereich der Brunnen hinaus. An diesem Ergebnis zeigt sich die Sicherungswirkung der Grundwasserförderung im derzeit praktizierten Intervallbetrieb im Altrhein-Bereich.

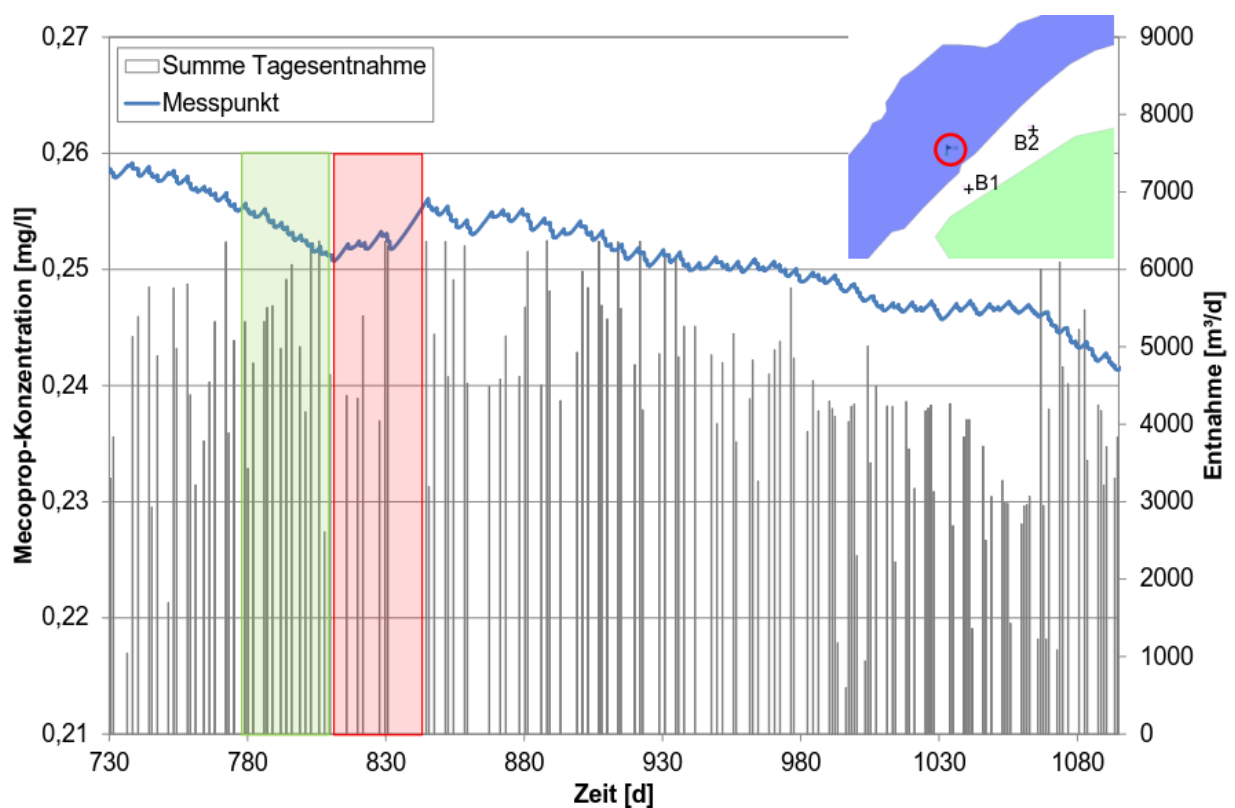


Abbildung 8.16: Entwicklung der Mecoprop-Konzentrationen im Altrhein-Bereich während des Intervallbetriebes, [U12]

8.4.3 Fazit aus der Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo

Die Ergebnisse der Langzeitprognose zeigen grundsätzlich einen deutlichen Rückgang der Schadstoffgehalte und belegen eine gute Wirksamkeit der laufenden Sicherungsmaßnahme. Ungeachtet dessen werden zur Optimierung der Sicherung folgende Maßnahmen empfohlen:

- Zur vollständigen Sicherung der Belastungsfahne im MGWLo sollte Gesamtentnahme eine Fördermenge von 130.000 m³/Jahr nicht überschreiten.

- Die Modellrechnungen zeigen, dass der Intervallbetrieb der Sicherungsbrunnen gleichwertig zu einem kontinuierlichen Betrieb der Brunnen ist. Die aktuelle Betriebsweise im Intervallbetrieb kann somit beibehalten werden. Stärkere Abweichungen vom planmäßigen Verlauf der Intervalle - insbesondere bei Betriebspausen > 14 Tage - sollten vermieden werden
- Mit dem Ziel den westlichen Randbereich der Belastungsfahne besser zu fassen, sollte die Sicherungsmaßnahme durch einen zusätzlichen Brunnen B8 (Ausbau der Messstelle P053II) erweitert werden. Die Gesamtentnahmemenge von rd. 130000 m³/a muss dafür nicht erhöht werden, sollte aber auch nicht reduziert werden.
- Der Langzeiteffekt einer Erhöhung der Gesamtentnahme (+100%) ist relativ gering und führt zu keiner Verbesserung der Sicherung. Eine Erhöhung der Gesamtentnahmen ist daher nicht sinnvoll. Sie ist außerdem mit einem höheren Aufwand (2 Tankschiffe für den Abtransport) verbunden.

8.5 Stoffaustrag in den Altrhein

Der Stoffaustrag in den Altrhein wurde von BCE anhand des instationären Strömungsmodells und den gemessenen Mecoprop-Konzentrationen analytisch abgeschätzt. Hierbei wurden anhand der Mecoprop-Konzentrationen, die im OGWL am Nordrand der Deponie gemessenen wurden, drei Bereiche (NW, N, NE) mit unterschiedlichen Konzentrationsniveaus definiert (vgl. **Abbildung 8.17**).

Für die 3 Bereiche wurde jeweils der Volumenstrom zwischen Grundwasser und Altrhein aus der instationären Modellierung für den Zeitraum 2015 bilanziert. Die Stoffemission in den Altrhein ergibt sich für die einzelnen Transsekte aus dem Produkt des jeweiligen exfiltrierenden Grundwasser-Volumenstromes und der gemessenen Mecoprop-Konzentration in dem Bereich. Für die 3 Transsekten wurden danach folgende Stoffausträge ermittelt:

Tabelle 8.5 Volumenströme und Stoffausträge in den Altrhein

Transsekten	Mecoprop-Konzentrationen	Volumenstrom	Stoffaustrag
	[µg/l]	[m ³ /d]	[mg/d]
NW-Rand	28	1841	672
N-Rand	0	0	0
NE-Rand	0,2	12	4

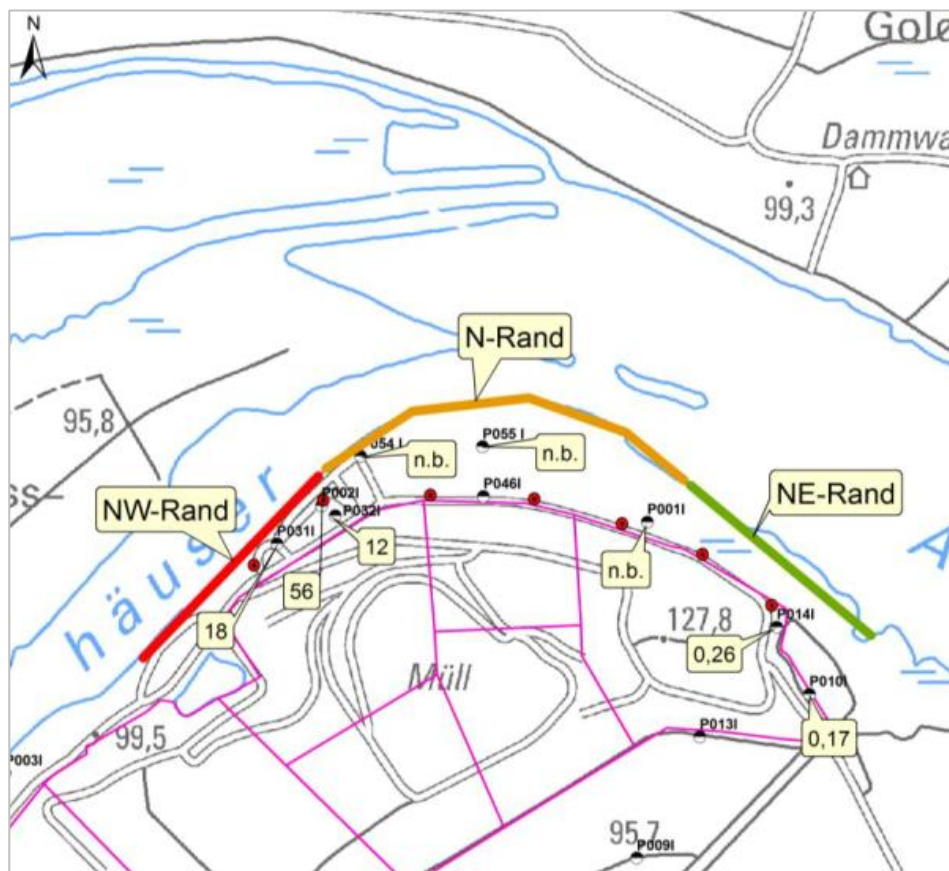


Abbildung 8.17: Transekte am Altrhein-Ufer zur Ermittlung des Stoffaustrags in den Altrhein sowie Mecoprop-Konzentrationen (Herbstbeprobung 2016 am Deponierand), [U12]

Insgesamt findet eine Exfiltration von rd. 676 g/a an Mecoprop in den Altrhein statt. Dies entspricht etwa 1 % des im Transportmodell angesetzten Stoffeintrages für 2016. Der maximale Tageswert beträgt ca. 6,5 g/d. Umgerechnet auf den gesamten Grundwasserzustrom in den Berghäuser Altrhein von rd. 9,6 Mio. m³/a ergibt sich damit eine mittlere Konzentration von rd. 0,07 µg/l mit Spitzenwerten bis maximal rd. 0,29 µg/l.

Für Bentazon ist mit einer etwas höheren Konzentration zu rechnen, da - wie im **Kapitel 8.4.2** beschrieben - bei gleichen Sicherungsentnahmen die Sicherungswirkung für Bentazon etwas geringer ist und damit im Vergleich zum Mecoprop etwas mehr Bentazon in den Berghäuser Altrhein abströmt. Durch Verdünnungseffekte im Oberflächengewässer ergibt sich daraus eine Konzentration im Altrhein von << 0,1 µg/l.

8.6 Einfluss hydrologischer Schwankungen

Mittels Kurzzeitprognosen (Zeitraum 2013 bis 2015) wurde von BCE überprüft, ob es durch Schwankungen des Rheinwasserstandes zu signifikanten Abweichungen der berechneten Konzentrationsausbreitung gegenüber der Konzentrationsausbreitung bei mittleren Verhältnissen kommen kann [U14]. Hierbei war insbesondere zu überprüfen, ob durch den instationären Rheingang ggf. signifikante Belastungen aus dem Deponiebereich abströmen und von der Sicherungsmaßnahme unerfasst bleiben.

Für die Untersuchungen wurde der Rheinwasserstandsverlauf im Zeitraum 01.01.2013 bis 31.12.2015 herangezogen. In diesem Zeitraum traten sowohl ausgeprägte Hochwasserereignisse als auch länger anhaltende Niedrigwasserperioden auf. Hierbei wurde ein Rechenfall mit instationärer Rheinwasserstandsentwicklung mit dem Fall bei stationärem Rheinwasserstand verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, dass es durch die Schwankungen des Rheinwasserstandes im untersuchten Zeitraum im Vergleich zum Modellansatz mit stationärem Rheinwasserstand zu einer stärkeren Stoffausbreitung (größere Stofffahne) kommt, [U14]. Demzufolge müsste das Transportmodell bei einem Ansatz des instationären Rheinwasserstandes durch Reduzierung der Dispersion neu kalibriert werden. Dieser reduzierte Dispersionsanteil entspricht dem Einfluss der Rheinwasserstandsschwankungen auf die Stoffausbreitung.

Somit führen die Rheinwasserstandsschwankungen zu einem zusätzlichen Dispersionsanteil, der in den vorliegenden Modellrechnungen mit stationärem Rheinwasserstand bereits berücksichtigt ist.

Die vorliegenden Modellrechnungen mit stationärem Rheinwasserstand bilden somit die langzeitliche Stoffausbreitung im Grundwasser im langzeitlichen Rheinwasserstandsgang nach.

8.7 Prognose mit ergänzender Sicherung im TB III (MGWLu)

Für den Worst-Case-Fall eines nicht erwarteten Anstiegs der Schadstoffgehalte im TB III (MGWLu) war eine Sicherungsvariante auszuarbeiten, die mögliche Stoffimmissionen in den Tiefbrunnen der Wassergewinnung Speyer Süd unterbindet. Dazu wurde modelltechnisch untersucht, inwieweit eine kontinuierliche Entnahme an der Messstelle P049III die Belastungsfahne fasst. Zu diesem Zweck wurde an P049III eine Entnahmerate von 5 m³/h ab dem Zeitpunkt angesetzt, an dem im Modell an P049III eine Konzentration von 5 µg/l Mecoprop und Bentazon überschritten wird. Die Berechnung wurde für das Szenario 3 (Einbezug des Tiefbrunnens TB 7) durchgeführt.

Die Ergebnisse (vgl. **Abbildung 8.18**) zeigen, dass mit der Sicherungsmaßnahme für den Worst-Case-Fall die Mecoprop-Konzentration im Gesamtrohmischwasser der Wassergewinnung Speyer Süd deutlich unter dem aktuellen Trinkwassergrenzwert von $0,1 \mu\text{g/l}$ bleibt. Die berechnete Mecoprop-Konzentration im Rohmischwasser in 100 Jahren beträgt $0,001 \mu\text{g/l}$ und liegt damit bei 1 % des derzeitigen Grenzwertes der TrinkwV. Generell wurde keine Überschreitung des Grenzwertes im Rohmischwasser über den gesamten Betrachtungszeitraum von rd. 350 Jahren berechnet. In den Tiefbrunnen TB 4 und TB 5 wird der Grenzwert nur geringfügig in den Jahren 2198 bzw. 2214 überschritten. Die maximalen Konzentrationen liegen bei rd. $0,2 \mu\text{g/l}$ an TB 5 und rd. $0,39 \mu\text{g/l}$ an TB 4.

Bei einem relevanten Anstieg der Belastungen im TB III wäre eine Grundwasserförderung mit einer geringen Fördermenge von $5 \text{ m}^3/\text{h}$ an dem Pegel P049III somit eine wirksame Gegenmaßnahme, um eine Schadstoffausbreitung im MGWLu (TB III) zu unterbinden.

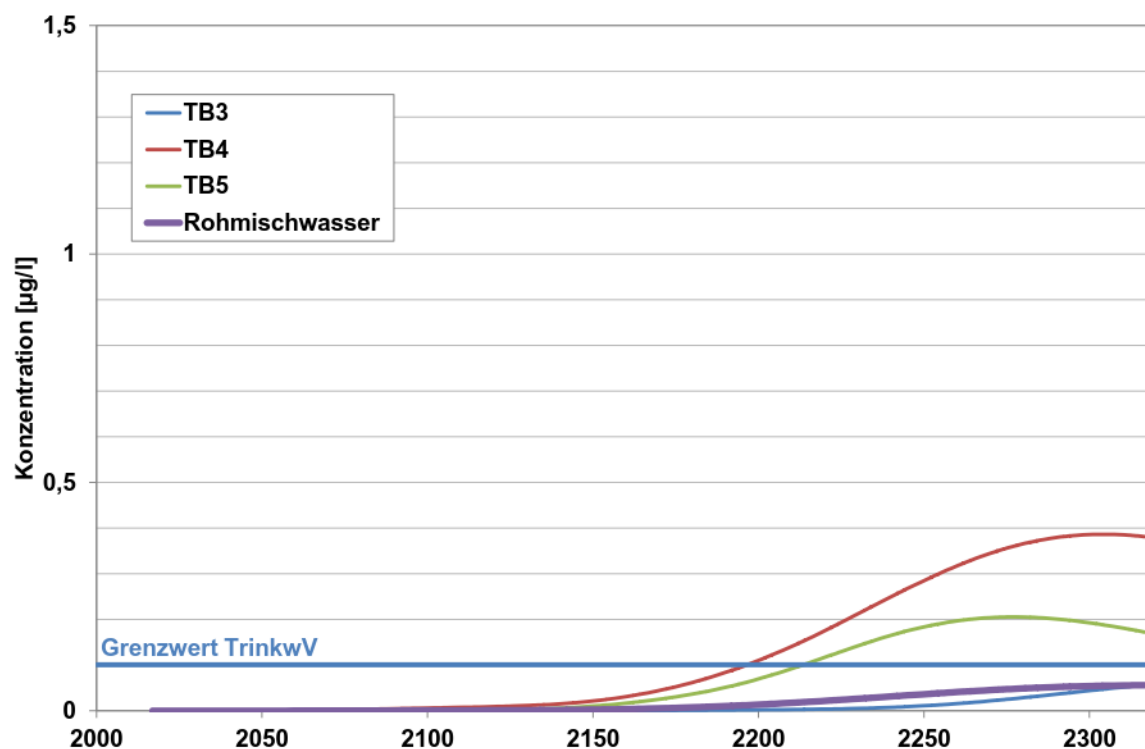


Abbildung 8.18: Mecoprop-Konzentrationen an den Tiefbrunnen Speyer Süd mit ergänzender Sicherung im MGWLu, [U12]

8.8 Zusammenfassende Bewertung des direkten Standortabstroms

8.8.1 Hydrochemische Bewertung

Im Bereich der Deponie Flotzgrün liegt ein Grundwasserschaden in den Tiefenbereichen TB II, Z und TB III vor. Als Leitparameter wurden neben den Pflanzenschutzmitteln Bentazon und Mecoprop, die Parameter 1,4-Dioxan und 1,2,3-Trioxan sowie die Sulfonsäuren identifiziert. Weitere standortspezifische Parameter sind Chlorid, Ammonium, AOX, DOC, Nickel und Naphthalin.

Die höchsten Belastungen befinden sich im Deponienahbereich im Tiefenbereich II, während im weiteren Abstrom bisher keine signifikanten Befunde analysiert wurden. Die hydraulische Sicherung des Tiefenbereichs II ist durch die derzeitige Grundwasserförderung mit einer Gesamtentnahme von rd. 130.000 m³/a aus 7 Sicherungsbrunnen gewährleistet. Es wird ein deutlicher Rückgang der Belastungen im TB II in den nächsten 20 Jahren prognostiziert. Durch Einbezug eines neuen Sicherungsbrunnens B8 kann die Sicherungswirkung am Nordwestrand der Deponie bei gleicher Gesamtentnahmemenge weiter verbessert werden. Der derzeitige Intervallbetrieb stellt keinen Nachteil gegenüber einem kontinuierlichen Betrieb dar und kann beibehalten werden.

Wie die Ergebnisse mit dem neu angepassten Modell zeigen, gelangt nur ein geringer Anteil an Schadstoff aus dem Schadensbereich in den Altrhein. Es wurde ein mittlerer Eintrag in einer Größenordnung von ca. 0,1 µg/l Mecoprop prognostiziert. Durch Verdünnungseffekte im Oberflächengewässer liegen die Mecoprop-Gehalte damit bei Konzentrationen < 0,1 µg/l. Für Bentazon sind ebenfalls niedrige Werte unterhalb der Relevanzschwelle zu erwarten. Die sonstigen relevanten Belastungsparameter (1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan, Sulfonsäuren) liegen zwar in etwas höheren Konzentrationen vor, sind aber aufgrund der geringeren Toxizität als weniger kritisch im Hinblick auf eine Gefährdung zu bewerten.

Zusätzliche Auswirkungen auf das Grundwasser durch Auswaschungen von Schadstoffen aus der Deponie im Hochwasserfall sind gemäß [U15] nicht zu erwarten. Ein maßgeblicher Auspüleeffekt hat in den letzten Jahrzehnten bereits stattgefunden, so dass es bei künftigen Hochwässern nur noch zu einer vergleichsweise geringeren Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Abfallkörper kommt.

Im Tiefenbereich Z zeigen sich Belastungen im Umfeld der quer durch die Deponie verlaufenden tektonischen Störung und weisen auf ein Absickern der Belastungen in diesem Bereich hin. Die Befunde im Tiefenbereich Z liegen etwa um den Faktor 80 - 100 niedriger gegenüber den Belastungsbereichen im TBII.

Derzeit liegen im weiteren Abstrom an der 2008/2009 eingerichteten Messstelle P049 im Tiefenbereich TB III relevante Befunde der Leitparameter vor. Wie die Untersuchungen (Grundwassermonitoring, Gütepumpversuche, Prognoserechnungen) zeigen, liegt im TB III eine lateral begrenzte Stofffahne vor, die sich langsam in Richtung WW Speyer-Süd bewegt. Derzeit deuten die Messergebnisse allerdings auf einen stagnierenden bis fallenden Trend der Stoffgehalte hin. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die Werte zukünftig wieder ansteigen.

Selbst im Falle eines erneuten Anstiegs der Stoffkonzentrationen (Worst-Case-Fall) wird eine Überschreitung der Grenzwerte TrinkwV im Mischwasser des WW Speyer-Süd erst in mehr als 100 Jahren prognostiziert. Im Falle stagnierender oder fallender Konzentrationen (konservativer und günstiger Fall) - wie sie anhand der Befunde derzeit zu erwarten sind - kommt es zu keiner Grenzwertüberschreitung im Mischwasser des WW Speyer-Süd.

An einigen Messstellen im Tiefenbereich Z und TB III (P017Z, P017III und P047Z) und aktuell auch im TB IV an P017IV zeigten sich zeitweilig erhöhte Befunde, die auf einen Messstellen-defekt zurückzuführen sind, bei denen es durch fehlerhafte Ringraumabdichtungen zu einem Absickern der Konzentrationen innerhalb der Messstellen gekommen ist. Nach Abschluss der Sanierungsarbeiten (teilweise Rückbau/Neubau; teilweise nachträgliche Ringraumabdichtung) in 2008 sind die Befunde an diesen Messstellen weitestgehend zurückgegangen. Noch auftretende Belastungen an P017Z resultieren möglicherweise aus Stoffabsickerungen (TBII => TBZ) im Bereich der nahe gelegenen Störungsbahn.

Eine Sanierung der P017IV steht aktuell noch aus.

8.8.2 Hydraulische Bewertung

Der Untergrund im Bereich des direkten Standortabstroms ist in mehrere grundwasserleitende Horizonte unterteilt, die durch Zwischenhorizonte getrennt sind. Quer durch die Deponie Flotzgrün verläuft eine geotektonische Störung in etwa Nord-Süd-Richtung, die durch eine Versetzung der oberen Horizonte bis zum ZH2 (Trennhorizont zwischen TB II und Z) geprägt ist.

Abhängig von den hydrologischen Bedingungen und der Entnahmebedingungen kann es insbesondere im Bereich der Störung zu einer Durchsickerung aus dem TB II in den TB III kommen. Generell werden die Grundwasserstände und Druckdifferenzen zwischen den einzelnen Tiefenbereichen i.W. durch folgende Einflüsse bestimmt:

- In den Tiefenbereichen I und II sind die Druckwasserspiegelverläufe primär durch die Hydrologie und die Rheinwasserstände geprägt, während die Grundwasserentnahmen zur Standortsicherung einen relativ geringen Einfluss haben.
- Die Entwicklung der Druckgradienten in den Tiefenbereichen TB III und TB IV weist eine starke Beeinflussung durch die Tiefenentnahmen des Wasserwerks Speyer Süd auf. Wohingegen sich hydrologische Einflüsse kaum auswirken.

Wie die nachfolgende **Abbildung 8.19** zeigt, lag von 1988 bis 1995 aufgrund der recht großen Tiefentnahmen der Wassergewinnung Speyer Süd ein anhaltender Druckgradient vom TB II in den TB III vor. Dies berücksichtigend kann es in dieser Zeit zu einer Durchsickerung des Zwischenhorizontes gekommen sein. Seit 2004 liegt erneut ein anhaltender Druckgradient von TB II in den TB III, der zu einer Absickerung in den Tiefbereich TB III geführt haben kann.

Bei einer jährlichen Fördermenge über die Tiefbrunnen des Wasserwerks Speyer Süd von mehr als 1,0 Mio. m³/a ergibt sich im nordwestlichen Bereich der Deponie (P017) ein positiver Druckgradient, so dass eine Stoffabsickerung aus dem TB II in den TB III möglich ist. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass sich dieser Einfluss in Nasszeiten (Zeiten hoher Rheinwasserstände) stärker auswirkt als dies in Trockenzeiten der Fall ist.

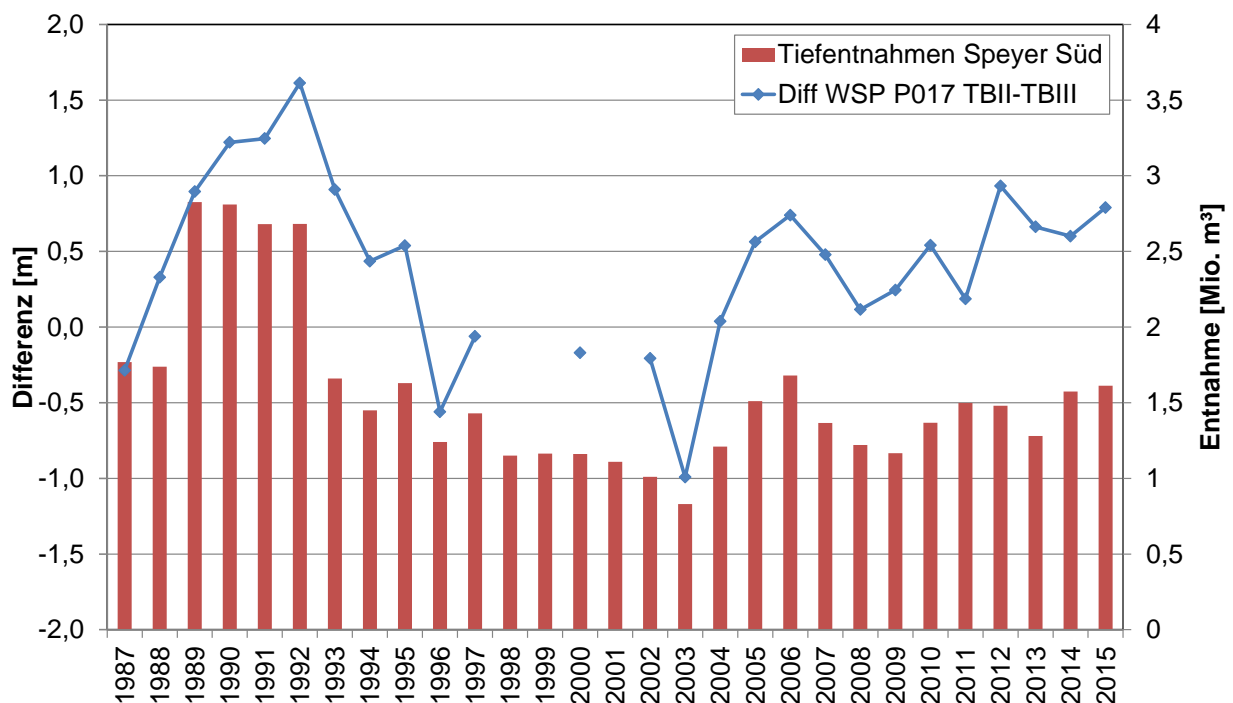


Abbildung 8.19: Entwicklung der Wasserstandsdifferenzen P017III und P017II im Vergleich zu den Tiefentnahmen Wasserwerk Speyer Süd im Zeitraum 1987 bis 2015, [U10]

9 GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG GRUNDWASSER

9.1 Gefährdungsabschätzung

9.1.1 Trinkwassergewinnung Speyer Süd

Die **Trinkwassergewinnung Speyer Süd** ist aktuell nicht gefährdet. So wurden im Rahmen der chemisch-analytischen Überwachung weder an den Förderbrunnen noch an den Vorfeldmessstellen P019I und P019IV und P061III Schadstoffbelastungen festgestellt.

In die Zukunft geschaut zeigen die Prognoserechnungen mit dem angepassten Modell nur für den Worst-Case-Fall (im Fall steigender Konzentrationen an P049III) eine Überschreitung der Grenzwerte gem. TrinkwV für Mecoprop und Bentazon im Rohmischwasser in ca. 150 Jahren (vgl. **Kapitel 8.3.1**). Unter Zugrundelegung konservativer oder günstiger Randbedingung für die weitere Schadstoffausbreitung (stagnierender oder fallender Konzentrationen an P049III, vgl. **Kapitel 8.3.2** und **8.3.3**) kommt es weder in den Entnahmebrunnen noch im Rohmischwasserzulauf des WW Speyer-Süd zu einer Grenzwertüberschreitung. Bei dieser Betrachtung ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass unter Bezugnahme auf den bekannten Werteverlauf der PSM-Gehalte an der Beobachtungsmessstelle P049III (vgl. **Abbildung 8.2** in **Kapitel 8.2.3**) ein konservative oder günstiger Verlauf die wahrscheinlicheren Szenarien darstellt.

Bezogen auf die Grenze des Wasserschutzgebiets Speyer Süd werden im Worst-Case-Fall in einigen Jahrzehnten geringfügige Grenzwertüberschreitungen der PSM im Grundwasser prognostiziert. Aufgrund der langsamen Grundwasserströmung kommt es, wie oben angesprochen, allerdings erst mehr als ein Jahrhundert später zu einer Überschreitung der Grenzwerte im WW Speyer Süd, weswegen kurz bis mittelfristig keine Gefährdung der Trinkwassergewinnung zu besorgen ist. Im Falle stagnierender oder fallender Konzentrationen werden die Grenzwerte in den Wasserwerksbrunnen wie auch im Wasserschutzgebiet nicht überschritten.

Sollte wider Erwarten der Worst-Case-Fall mit einem Konzentrationsanstieg im TB III eintreten, dann wäre eine Sicherung des WW Speyer-Süd beispielsweise durch eine zusätzliche GW-Entnahme an P049III zu besorgen. Eine solche zusätzliche Sicherung im TB III wäre auch kurzfristig umsetzbar. Vor diesem Hintergrund sollte die weitere Konzentrationsentwicklung im TB III weiterhin regelmäßig überwacht werden, um im Bedarfsfall geeignete Gegenmaßnahmen einleiten zu können.

9.1.2 Grundwasser

Oberer Grundwasserleiter (TB I) und Mittlerer Grundwasserleiter, oben (TB II):

Im Nahbereich der Deponie ist das Grundwasser sowohl im TB I als auch im TB II mit Bentazon und Mecoprop mit Gehalten deutlich oberhalb der in der Grundwasserverordnung (GrwV) festgelegten Schwellenwerte (0,1 µg/l für Einzelstoffe von Pflanzenschutzmitteln) belastet.

Darüber hinaus liegen im Deponienahbereich im TB I und TB II weitere Parameter mit einem hohen bis mittleren oder bisher noch unklaren Gefährdungspotential in nennenswerten Konzentrationen vor (Naphthalin, 1.3.5-Trioxan, 1.4-Dioxan, Benzol, Chlorbenzol, Diethylamin, Tetrahydrofuran, Triethylamin, 2-Methylanilin, 2-Propanamin sowie weitere 15 Parameter mit unklarem Gefährdungspotential).

Durch die laufende hydraulische Sicherungsmaßnahme wird die Ausdehnung der Belastungen im TB I und TB II über die Grenzen des Deponiegeländes hinaus unterbunden.

Die erhöhten Schadstoffkonzentrationen, die jenseits des Berghäuser Altrheins in der Grundwassermessstelle P051II festgestellt wurden, sind auf eine frühere Schadstoffverfrachtung aus dem hochbelasteten Bereich zurückzuführen, die vor Beginn der Sicherungsmaßnahme abgeströmt sind.

Bei einer Fortführung des derzeitigen Betriebs der Sicherungsmaßnahme (vgl. **Kapitel 8.4**) wird der Stoffabstrom aus dem Deponiebereich im OGWL (TB I + TB II) und damit eine Gefährdung des TB II weitestgehend unterbunden.

Mittlerer Grundwasserleiter (Z):

Im Tiefenbereich Z zeigen sich vereinzelt leicht erhöhte Belastungen an den neu eingerichteten Messstellen im näheren nördlichen Abstrom. Im Deponiebereich werden die Schwellenwerte aktuell an 2 Messstellen (bedingt durch frühere Messstellendefekte) leicht überschritten.

An der Messstelle P054 Z, die im Nahbereich der geologischen Störung liegt, weisen die Leitparametermessungen erhöhte Befunde auf, was auf ein Absickern aus dem Belastungsbereich im TB II in diesen Bereich hindeutet. Die Prognoseberechnungen bestätigen dies. Dies berücksichtigend ist davon auszugehen, dass es in Abhängigkeit der Entnahmemengen im Wasserkwerk Speyer-Süd zu einer gewissen Absickerung und damit Gefährdung des Tiefenbereiches Z kommen kann.

Mittlerer Grundwasserleiter, unten (TB III):

Im Tiefenbereich III unterhalb der Deponie Flotzgrün zeigen sich aktuell keine auffälligen PSM-Befunde der Leitparameter Mecoprop und Bentazon. Im näheren Abstrombereich wurden 2016 einmalig erhöhte Befunde an der Messstelle P056III (2017: Mecoprop 0,66 µg/l; Bentazon 0,41 µg/l) nachgewiesen, die in den Folgemessungen nicht bestätigt wurden.

An einigen neu eingerichteten Messstellen wurden im Tiefenbereich III unterhalb der Deponie Flotzgrün im ersten Beprobungsjahr 2015 noch erhöhte Konzentrationen der neu bestimmten Parameter (mit den ausgewerteten Summen der Sulfonsäuren sowie 1.4-Dioxan + 1.3.5-Trioxan) gemessen, die bei den Folgemessungen nicht bestätigt wurden. Es tritt somit aktuell keine nachweisbare Stoffabsickerung im Deponiebereich bis in den Tiefenbereich III auf.

Im näheren Abstrom im TB III zeigten sich für die neu bestimmten Parameter 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan sowie Sulfonsäuren vereinzelt leicht erhöhte Werte. An der im direkten Standortabstrom ca. 270 m vom Deponierand entfernt gelegenen Grundwassermessstelle P049III wurden seit der Erstbeprobung im Jahr 2008 wiederholt Mecoprop- und Bentazon-Konzentrationen bis maximal 4,5 µg/l festgestellt. Mit diesen Befunden wird der zugehörige Schwellenwert von 0,1 µg/l dauerhaft überschritten. Bis 2016/2017 sind die Gehalte auf ca. 1,5 µg/l zurückgegangen. An dieser Messstelle zeigen auch die „neuen“ Leitparameter auffällige Werte (2017: Sulfonsäuren 18 µg/l; 1.4-Dioxan + 1.3.5-Trioxan 16 µg/l).

Auch im weiteren Abstrom lagen bei der Erstbeprobung einer neu eingerichteten Messstelle (P060III) im Frühjahr 2017 minimale Überschreitungen des Trinkwasser-Grenzwertes für Mecoprop und Bentazon bis 0,12 µg/l vor. An dieser Messstelle zeigten 2017 auch die „neuen“ Leitparameter auffällige Befunde. Dies deutet darauf hin, dass die Spitze der Belastungsfahne aktuell im Bereich der Messstelle P060III liegt.

In Abhängigkeit der Entnahmeraten im WW Speyer-Süd sowie dem Schadstoffdargebot in der Deponie kann es auch zukünftig zu einem gewissen Absickern aus dem Belastungsbereich der Deponie in den Tiefenbereich III kommen. Von den Grundwasserbelastungen in TB III geht damit die grundsätzliche Gefahr aus, dass es mit der Grundwasserströmung in Richtung Wasserwerk zu einer Ausbreitung des belasteten Bereiches in bisher unbelastete Bereiche und damit zu einer sukzessiven Schadstoffverlagerung kommt. Allerdings weisen die in TB III aufgenommenen Analyseergebnisse eher auf eine sukzessive Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen als auf eine Erhöhung hin. Sollte sich diese Entwicklung weiter fortsetzen, dann leitet sich für die Trinkwassergewinnung keine relevante Gefährdung ab (vgl. **Kapitel 9.1.1**).

Der untere Abschnitt TB IIIu zeigt bisher keine Belastungen. Für diesen Bereich wird keine Stoffausbreitung prognostiziert.

Unterer Grundwasserleiter (TB IV):

Im Tiefenbereich IV wurden mit Ausnahme der Messstelle P017IV keine Belastungen an Mecoprop und Bentazon sowie 1.4-Dioxan oder 1.3.5-Trioxan gefunden. Die Befunde einiger Belastungsparameter an der Messstelle P017IV (Arsen bis 0,036 mg/l; Mecoprop und Bentazon bis 0,3 µg/l) sind gemäß näherer Untersuchungen auf einen Messstellendefekt mit fehlerhaften Ringraumabdichtungen zurückzuführen. Eine entsprechende Messstellensanierung ist für 2018 geplant.

Aufgrund der nur geringen PSM-Konzentrationen an wenigen Messstellen im TB III sowie einer wirksamen Zwischenschicht von ca. 8 m zwischen TB III und TB IV liegt aktuell keine Gefährdung des Unteren Grundwasserleiters (TB IV) vor. Zudem ist die unterhalb des TB III liegende Schicht TB IIIu ohne Belastungen und gibt somit keinen Hinweis, dass Belastungen in den TB IV absickern. Die Prognoserechnungen zeigen keine Stoffausbreitung in den Tiefenbereich IV und bestätigen dies. Daher ist auch zukünftig nicht mit einer Gefährdung des Tiefenbereichs IV zu rechnen.

9.2 Gefährdungsbeurteilung für die Schutzgüter Trinkwasser / Mensch

Die in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und Biozidwirkstoffe sind nicht toxikologisch begründet, sondern orientieren sich an der analytischen Nachweisgrenze. Da die toxikologisch abgeleiteten Beurteilungswerte für die meisten Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte im Trinkwasser deutlich höher liegen als die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung, ist davon auszugehen, dass Überschreitungen der in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und Biozide per se keine Gesundheitsgefahr darstellen, solange die toxikologisch begründeten Beurteilungswerte nicht überschritten werden.

Da bei einer kurzfristigen und vorübergehenden Überschreitung des für Mecoprop und Bentazon geltenden Grenzwerts nicht mit einer Gesundheitsgefahr zu rechnen ist, kann das zuständige Gesundheitsamt nach § 10 der Trinkwasserverordnung unter bestimmten Voraussetzungen Grenzwertüberschreitungen für einen befristeten Zeitraum zulassen. Als höchstzulässige Konzentrationen können die vom Umweltbundesamt empfohlenen Maßnahmenwerte angewandt werden. Im Falle von Bentazon und Mecoprop kann nach Auffassung der Unterzeichner bei kurzfristiger Überschreitung des Grenzwerts (bis 30 Tage) ein Maßnahmenwert von 10 µg/l angewandt werden, bei länger andauernder Überschreitung (bis 300 Tage) ein Maßnahmenwert von 1 µg/l.

Aus den Langzeitprognosen mit dem Grundwassermodell leitet sich ab, dass im Worst-Case-Fall steigender Konzentrationen an P049III unter aktuellen Entnahmekonstellationen die Grenzwerte der TrinkwV für die PSM-Einzelstoffe in den nächsten 100 Jahren nicht überschritten werden. Sollten die Belastungen an P049III stagnieren oder fallen - wie es derzeit beobachtet wird - wird der Grenzwert zu keiner Zeit überschritten.

Sollten sich künftig dennoch steigende Belastungen im TB III zeigen, ist zur Verhinderung weiterer Schadstoffausbreitung im MGWLu eine Sicherung des WW Speyer-Süd durch eine Grundwasserentnahme an P049III kurzfristig technisch umsetzbar.

Eine Überschreitung des Trinkwasser-Maßnahmenwertes oder der toxikologisch begründeten Beurteilungswerte für Bentazon und Mecoprop im Trinkwasser ist derzeit und auf absehbare Zeit auszuschließen. Für die Bevölkerung im Versorgungsgebiet des Wasserwerkes besteht daher keine Gesundheitsgefahr durch Bentazon und Mecoprop im Trinkwasser. Zudem kann eine Gesundheitsgefahr auch vor dem Hintergrund ausgeschlossen werden, dass das zuständige Gesundheitsamt bei Nachweis von Spuren an Bentazon oder Mecoprop im Trinkwasser eine verstärkte Überwachung des Trinkwassers anordnen wird. Hierdurch wird sichergestellt, dass kritische Konzentrationen rechtzeitig erkannt werden und frühzeitig geeignete Maßnahmen zur Abwendung von Gesundheitsgefahren für die Bevölkerung im Versorgungsgebiet eingeleitet werden können.

Für die neu identifizierten Leitparameter 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan sowie die Summe der Sulfonsäuren liegen derzeit keine Grenzwerte für das Trinkwasser vor (gemäß TrinkwV, Trinkwasser-Maßnahmenwerte und Trinkwasser-Leitwerte). Aufgrund der Tatsache, dass das Abstromverhalten von 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan und Sulfonsäuren dem Abstromverhalten von Mecoprop und Bentazon ähnlich ist, ist derzeit und auch in absehbarer Zeit nicht davon auszugehen, dass diese Stoffe in dem vom Wasserwerk Speyer-Süd genutzten Rohwasser auftauchen. Insoweit ist eine Gefahr für die Bevölkerung im Versorgungsgebiet des Wasserwerkes Speyer-Süd auszuschließen.

9.3 Gefährdungsbeurteilung für die Oberflächengewässer

9.3.1 Altrhein

Der Berghäuser Altrhein besteht aus mehreren Teilbereichen, wobei sich der Altrheinkanal nördlich der Deponie und der Vordere Altrhein nordöstlich der Deponie befinden (vgl. Lage in **Anlage 1.2**). Eine Untersuchung des Berghäuser Altrheins nördlich der Deponie (Bereich des Altrheinkanal) an 3 Messorten im März 2012 (vgl. [U47]) ergab geringe Konzentrationen an Mecoprop und Bentazon im Wasserkörper. Dies deutet darauf hin, dass es ausgehend vom Deponiegelände zu einem gewissen Schadstoffübertritt in den Altrheinkanal kommen kann.

Mit den im März 2012 gemessenen Konzentrationen (bis 0,28 µg/l für Bentazon und 0,11 mg/l für Mecoprop) wurde die Umweltqualitätsnorm von 0,1 µg/l für Bentazon und Mecoprop überschritten. Weitere 6 Untersuchungsreihen im August 2012 sowie Februar, April, Juni, August und Oktober 2013 zeigten hingegen keine Überschreitungen. Diese Befunde liegen auf dem Wertenniveau der Bestimmungsgrenze und um den Faktor 5 - 10 unter der 1. Messung in 2012.

Die Konzentrationen von Bentazon und Mecoprop liegen insgesamt deutlich unterhalb der Konzentrationen, bei denen schädliche Wirkungen auf Wasserorganismen auftreten können. Seit 2014 wurden keine Messungen mehr durchgeführt.

Aufgrund der Tatsache, dass die Belastungen im oberflächennahen Grundwasser seit 2013 zurückgegangen sind, ist davon auszugehen, dass auch die Mecoprop- und Bentazon-Gehalte im Altrheinkanal nicht wieder ansteigen und damit unter der Umweltqualitätsnorm von 0,1 µg/l verbleiben. Dies bestätigen auch die numerischen Ermittlungen mit dem Modell. Hierbei wurde ein mittlerer Stoffeintrag aus der Deponie in den Altrhein von ca. 0,1 µg/l berechnet. Durch Verdünnungseffekte im Gewässer ergibt sich daraus eine Konzentration im Altrhein von << 0,1 µg/l.

Eine Untersuchung des Berghäuser Altrheins nordöstlich der Deponie (Bereich Vorderer Altrhein) wurde bisher nicht durchgeführt. Da für diesen Bereich (NO-Rand) mit dem Modell deutlich geringere Stoffeinträge prognostiziert werden (vgl. **Tabelle 8.5**), ist hier kein zusätzlicher Eintrag aus der Deponie zu erwarten.

Untersuchungen auf das Vorkommen von 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan im Berghäuser Altrhein wurden bisher nicht durchgeführt. Dies wird auch zukünftig für nicht erforderlich erachtet, da sich Mecoprop und Bentazon im Wasser grundsätzlich mobiler verhalten und für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan keine Umweltqualitätsnormen definiert sind.

Für den Berghäuser Altrhein leitet sich zwar eine grundsätzliche Gefährdung durch einen Schadstoffeintrag aus der benachbarten Deponie Flotzgrün ab, allerdings geben die vorliegenden Analysen keine Hinweise auf maßgebliche Belastungen im Berghäuser Altrhein wieder. Für den Pfad Deponie-Sickerwasser-Altrhein leitet sich demzufolge keine relevante Gefährdung ab.

9.3.2 Rhein

Nachdem im Rheinunterlauf an den beobachteten Stationen in Mainz und Worms die Gehalte an Mecoprop und Bentazon von 2004 bis 2010 stets niedriger als die Umweltqualitätsnorm (UQN) für Oberflächengewässer von 0,1 µg/l lagen, wurden an der Rheingütestation Worms 2011 vereinzelt wieder Bentazon-Gehalte über der Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,1 µg/l gefunden [U50], (vgl. auch **Anlage 2.2**). 2012, 2013 und 2014 (Messwert aktuell nur für Station Mainz vorhanden) lagen die Befunde wieder unterhalb der UQN von 0,1 µg/l.

Im Rheinoberlauf (Station Karlsruhe) lagen im Zeitraum 2007 bis 2014 die Mecoprop- und Bentazon-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l und damit unterhalb der UQN. Für 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan wurden bisher keine Umweltqualitätsnormen (UQN) für Oberflächengewässer festgelegt. Entsprechende Messungen im Rheinwasser wurden bisher nicht durchgeführt.

Da aktuell und künftig keine relevante Gefährdung des Altrheins durch die Deponie Flotzgrün gegeben ist und keine Hinweise auf Belastungen im Rhein vorliegen, leitet sich für Pfad Deponie-Sickerwasser-Altrhein-Rhein auch keine Gefährdungssituation ab.

9.3.3 Altrheinaue

Die vorliegenden Informationen liefern keine Hinweise auf eine Gefährdung der Altrheinaue durch Belastungen, die aus der Deponie Flotzgrün stammen. Relevante Einträge und Anreicherungen von Schadstoffen im Boden der Altrheinaue werden als sehr unwahrscheinlich erachtet, da ein Eintrag in die oberen Bodenschichten nur bei Hochwasser möglich ist, was mit einer starken Verdünnung und entsprechend niedrigen Schadstoffkonzentrationen verbunden ist. Darüber hinaus sind Mecoprop und Bentazon in den oberen Bodenschichten unter den dort vorliegenden aeroben Milieubedingungen sehr gut abbaubar, so dass es nicht zu einer Anreicherung dieser Stoffe im Boden kommen kann. Vor diesen Hintergründen ist eine Gefährdung der Altrheinaue auszuschließen.

9.4 Gefährdungsbeurteilung für die Grundwassernutzungen im Bereich Speyerer Rheinbogen

Im Bereich des Speyerer Rheinbogens zeigen aktuelle Untersuchungen an der neu eingerichteten Messstelle P051II Überschreitungen der Grundwasser-Schwellenwerte für Mecoprop sowie 1.4-Dioxan und 1.3.5-Trioxan im Tiefenbereich II. Gemäß den Prognoserechnungen wird die aktuell in diesem Bereich vorhandene Schadstofffahne in den nächsten 20 Jahren deutlich zurückgehen und abreißen. Demzufolge werden die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser unter die Schwellenwerte sinken. Eine Gefährdung der Grundwassernutzungen aus den Tiefenbereichen II im Bereich des Speyerer Rheinbogens ist daher künftig nicht zu erwarten.

Der Tiefenbereich III im Bereich Speyerer Rheinbogen liegt nicht im Abstrom der Deponie Flotzgrün, daher ist eine Gefährdung der Grundwassernutzungen aus den Tiefenbereichen Z/III im Bereich des Speyerer Rheinbogens auszuschließen.

9.5 Zusammenfassende Bewertung

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand lässt sich für die von der Deponie Flotzgrün ausgehenden Grundwasserbelastungen folgende Gefährdungsbeurteilung ableiten:

- Eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd ist aktuell nicht vorhanden und kann nach aktueller Kenntnislage auch für den Worst-Case-Fall in den nächsten ca. 100 Jahren ausgeschlossen werden. Bei günstiger Entwicklung - sinkende Konzentrationen an der Messstelle P049III wie derzeit gemessen - gibt es zu keiner Zeit eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd.
- Für die Bevölkerung im Versorgungsgebiet des Wasserwerkes Speyer Süd besteht derzeit und mindestens in den nächsten ca. 100 Jahren keine Gesundheitsgefahr durch aus der Deponie Flotzgrün stammenden Bentazon und Mecoprop wie auch für 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan sowie der Summe der Sulfonsäuren im Trinkwasser. Eine mögliche Überschreitung des Trinkwasser-Maßnahmenwertes oder toxikologisch begründeter Beurteilungswerte für Bentazon und Mecoprop im Trinkwasser kann derzeit und auf absehbare Zeit ausgeschlossen werden. Für 1.4-Dioxan, 1.3.5-Trioxan und Sulfonsäuren im Trinkwasser wurden bisher keine Grenzwerte festgelegt. Da sich diese Stoffe wie Mecoprop und Bentazon mit der Grundwasserströmung ausbreiten, ist von einem analogen Ausbreitungsmuster und zeitlichen Ausbreitungsverhalten auszugehen.
- Ausgehend vom Deponiestandort haben sich die standortspezifischen Leitparameter mit der Grundströmung im TB II nach Nordosten bis nördlich des Rheindeiches und im TB III bis nördlich des Schäferweiher ausgebreitet.
- In den Tiefenbereichen I und II liegen im Bereich der Deponie Flotzgrün deutlich erhöhte Belastungen vor, die aus dem älteren Deponieteil ohne Basisabdichtung stammen.
- Durch die hydraulische Sicherungsmaßnahme werden die Schadstoffbelastungen in den Tiefenbereichen I und II weitestgehend gesichert.
- Die hydraulische Sicherungsmaßnahme wird zukünftig dazu führen, dass sich die im Abstrom der Sicherungsbrunnen vorhandenen Belastungen sukzessive vermindern.
- Im Tiefenbereich Z wurden bei den ersten Beprobungen der neu eingerichteten Messstellen erhöhte Belastungen im unmittelbaren Abstrom analysiert, die auf ein Absickern von aus der Deponie stammenden Sickerwässern in tiefere Schichten hinweisen. Im Grundwasserleiter III unterhalb der Deponie wurden seit Beginn der PSM-Analysen nur zeitweise erhöhte Belastungen gemessen. Im Standortabstrom liegen in TB III seit Jahr 2008 anhaltend geringfügige Mecoprop- und Bentazon-Befunde im Bereich der Schwellenwerte vor.
- Für den Berghäuser Altrhein leitet sich zwar eine grundsätzliche Gefährdung durch einen Schadstoffeintrag aus der Deponie Flotzgrün ab, allerdings geben die vorliegenden Analysen keine Hinweise auf maßgebliche Belastungen im Berghäuser Altrhein wieder. Für den Pfad Deponie-Sickerwasser-Altrhein leitet sich demzufolge keine relevante Gefährdung ab.

- Da aktuell und künftig keine relevante Gefährdung des Altrheins durch die Deponie Flotzgrün gegeben ist und keine Hinweise auf Belastungen im Rhein vorliegen, leitet sich auch für Pfad Deponie-Sickerwasser-Altrhein-Rhein keine Gefährdungssituation ab.
- Eine Gefährdung der Altrheinaue und der darin lebenden Flora und Fauna kann aufgrund der starken Verdünnungseffekte bei Hochwasser sowie des schnellen Stoffabbaus in den oberen Bodenschichten ausgeschlossen werden.

10 EMPFEHLUNGEN

10.1 Wesentliche Fragestellungen und Kenntnisstand

Nach der Einarbeitung der in der Erkundungsphase aufgenommenen Informationen, Daten, und Ergebnisse sowie der Modellergebnisse in die Gefährdungsbeurteilung für den Deponiestandort Flotzgrün verbleiben noch folgende offenen Punkte:

- Die Entwicklung der Stoffkonzentrationen an der Messstelle P049III im TB III zeigen aktuell einen stagnierenden bis absinkenden Trend an. Derzeit kann allerdings nicht sicher ausgeschlossen werden, dass die Konzentrationen künftig wieder ansteigen.
- Das aktuelle Stofftransportmodell bildet bezüglich der Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd ein Worst-Case-Szenario ab, bei dem ein steigender Trend im Bereich P049III prognostiziert wird. Die Modellergebnisse liegen damit auf der sicheren Seite. Durch fortlaufendes Grundwassermonitoring ist dieser Verlauf jedoch zu überprüfen und das Modell ggf. anzupassen.
- Die räumliche Begrenzung der Schadstoffausbreitung ist bei derzeitiger Kenntnislage nicht exakt bekannt. Insbesondere im näheren Umfeld der Messstelle P049III im Tiefenbereich III sowie jenseits des Altrheins bei P051II im Tiefenbereich II kann die Stoffausbreitung derzeit nicht genau eingegrenzt werden.


10.2 Handlungsempfehlungen

Zur Überprüfung der in der vorliegenden Gefährdungsbeurteilung dargestellten Feststellungen und Prognosen werden folgende ergänzende Maßnahmen empfohlen:

- Errichtung weiterer ca. 4 bis 6 Messstellen zur weiteren Erkundung, Eingrenzung und Überwachung der im Standortabstrom vorhandenen Schadstoffbelastungen:
 - Abstrom TB III: Bereich P049III und P060III
 - Abstrom TB II: Bereich P051II
 - Anstrom TB II

- Fortlaufendes Grundwassermonitoring sowie sukzessive Anpassung des Grundwassermonitoring-Programms
- Jährliche modellgestützte Prüfung und ggf. weitere Optimierung der hydraulischen Sicherungsmaßnahme
- Ggf. Anpassung und Aktualisierung des Hydrogeologischen Modells und des numerischen Grundwassermodells auf der Grundlage neuer Ergebnisse (z.B. künftige Analyseergebnisse)
- Regelmäßige Überprüfung der Gefährdungssituation und bedarfsweise Anpassung der Gefährdungsbeurteilung

CDM Smith Consult GmbH
2018-10-23



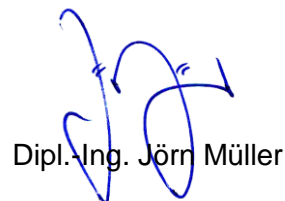
Dr.-Ing. Johannes Weiß



Dr.-Ing. Bettina Starke



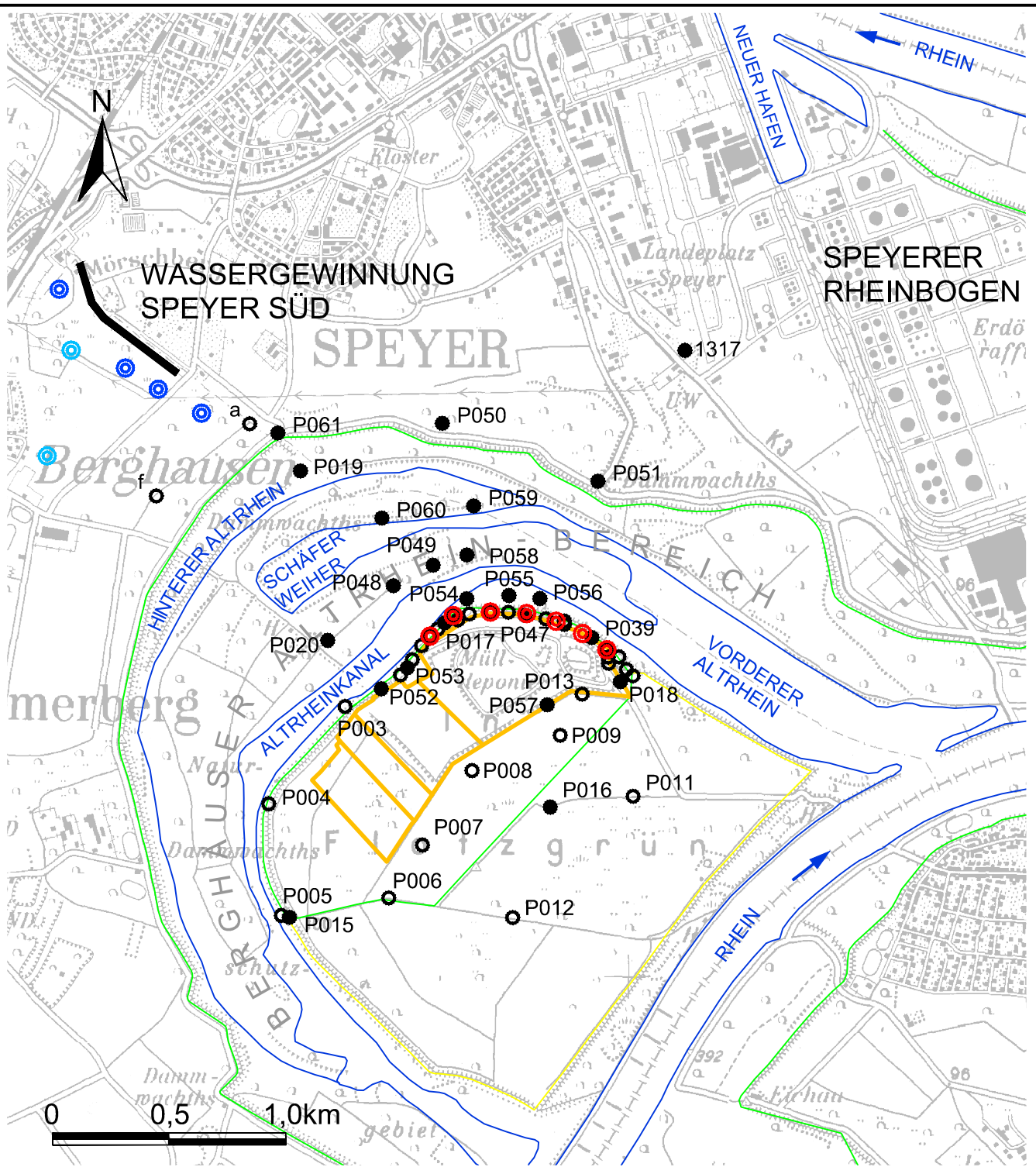
Prof. Dr. Ulrich Ewers



Dipl.-Ing. Jörn Müller










ANLAGE 1 LAGEPLÄNE

- Anlage 1.1 Übersichtskarte, M 1 : 25.000,
(Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])
- Anlage 1.2 Lageplan Brunnen, Grundwassermess-
stellen, M 1 : 5.000
(Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])



Zeichenerklärung:

Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd:

- | | | | |
|---|---|---|-------------------|
|  | Flachbrunnengalerie |  | Rückstandsdeponie |
|  | Mitteltiefer Brunnen |  | Rheinhauptdeich |
|  | Tiefbrunnen |  | Polderdeich |
|  | Grundwassermessstellen
Oberer Grundwasserbereich |  | Sanierungsbrunnen |
|  | Grundwassermessstellen
Tiefendifferenziert | | |

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)



Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Übersichtslageplan
(Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])

Maßstab
1:25.000

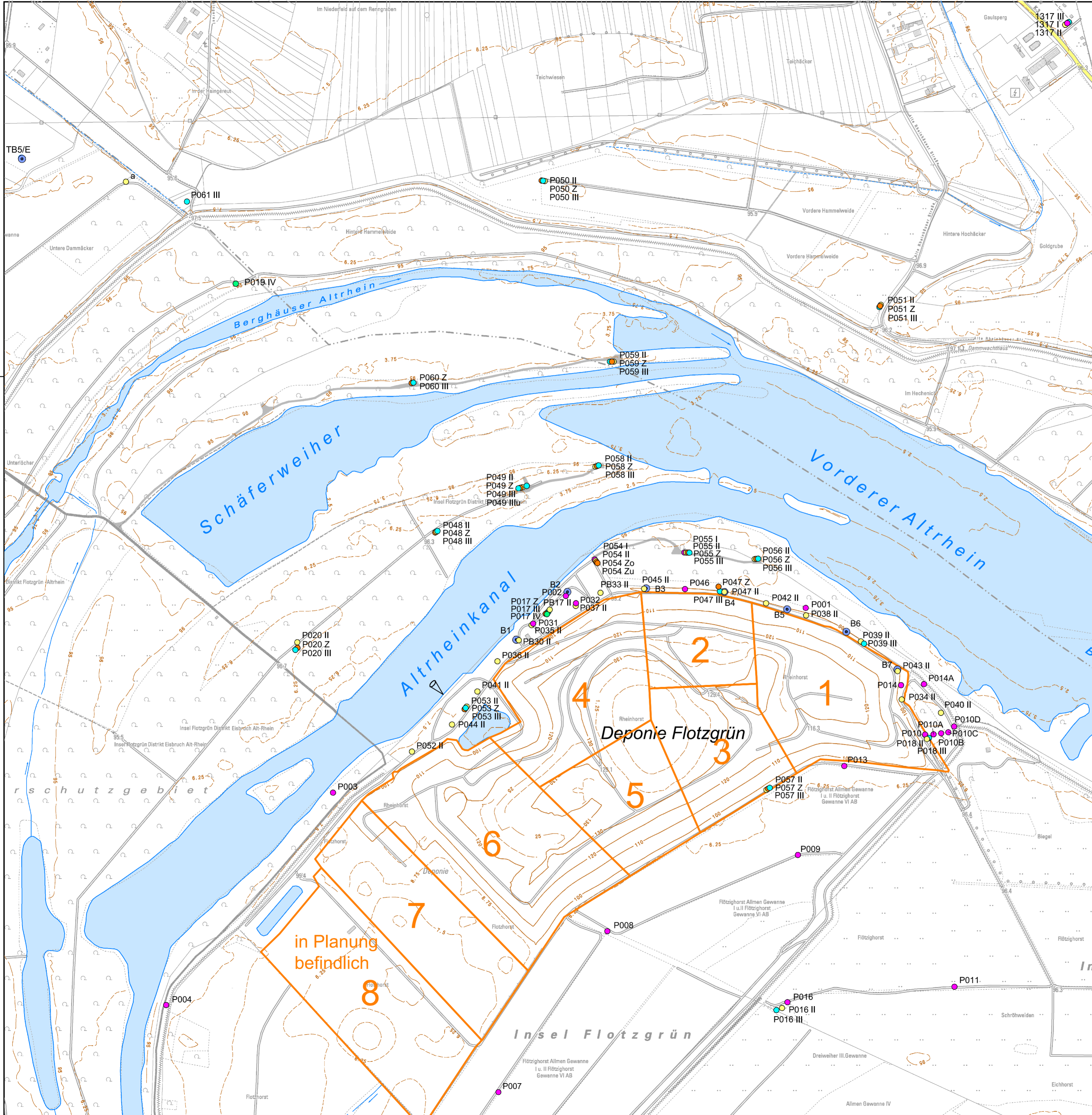
Projekt-Nr.
91501

Anlage-Nr.

Datum
22.06.18

Bericht-Nr.
09

1.1



Zeichenerklärung:

- vorhandene Grundwassermessstelle
- Tiefenbereich I (OGWL)
- Tiefenbereich II (MGWLo/m)
- Tiefenbereich Z (GWLZ)
- Tiefenbereich III (MGWLu)
- Tiefenbereich IV (UGWL)
- Brunnen

1 Deponieabschnitt



DTK5, Aktualität 2010
©GeoBasis-DE/LVermGeoRP2012-06-26

Bauherr / Auftraggeber CDM Smith CDM Smith Consult GmbH Neue Bergstraße 13 64665 Alsbach <small>tel: 06257 504-0 fax: 06257 504-100 mein-mai@cdmsmith.com</small>			
Projekt Deponie Flotzgrün Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)			
Titel Lageplan Brunnen, Grundwassermessstellen, (Kartengrundlage BCE GmbH, [U7])			
Datum 22.06.18	Bearb. 22.06.18	Phase -	Projekt-Nr. 91501
Name ngy	skp	Bericht-Nr. 09	Maßstab 1 : 25.000
Datum -	-	-	Anlage 1.2

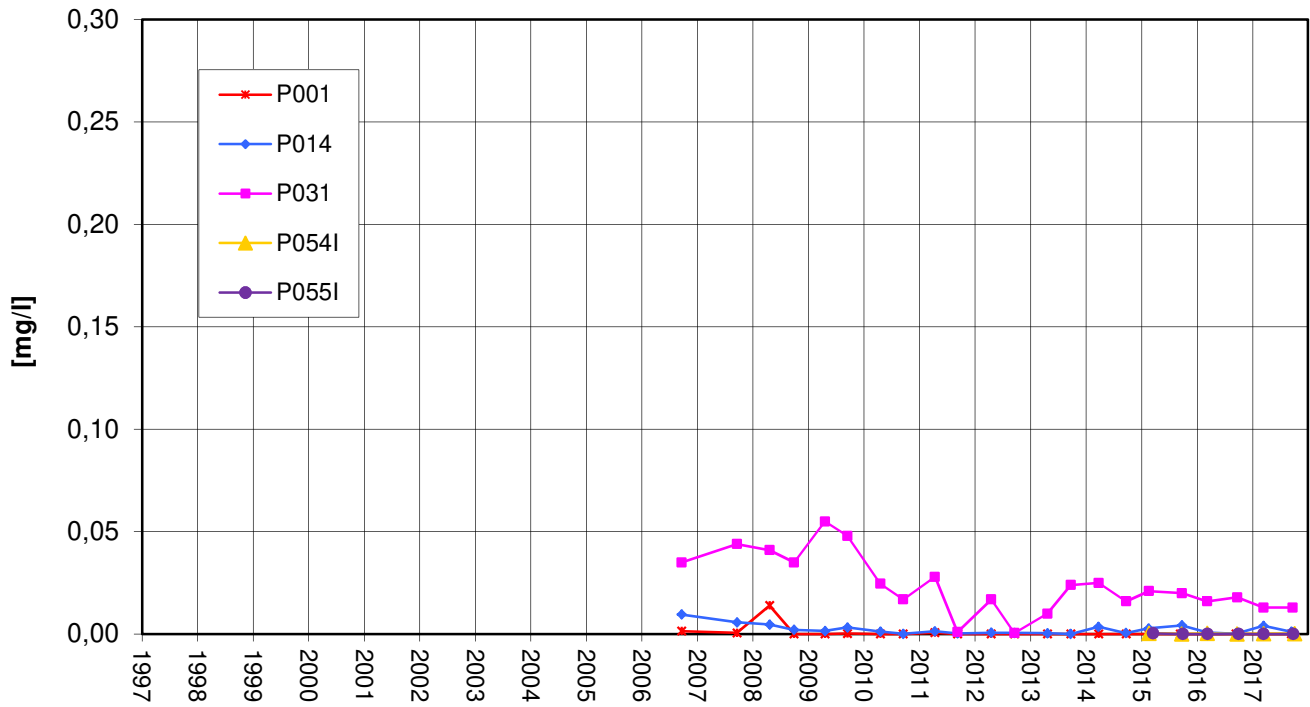
**ANLAGE 2 ENTWICKLUNG DER KONZEN-
TRATIONEN**

Anlage 2.1 Mecoprop im Grundwasser

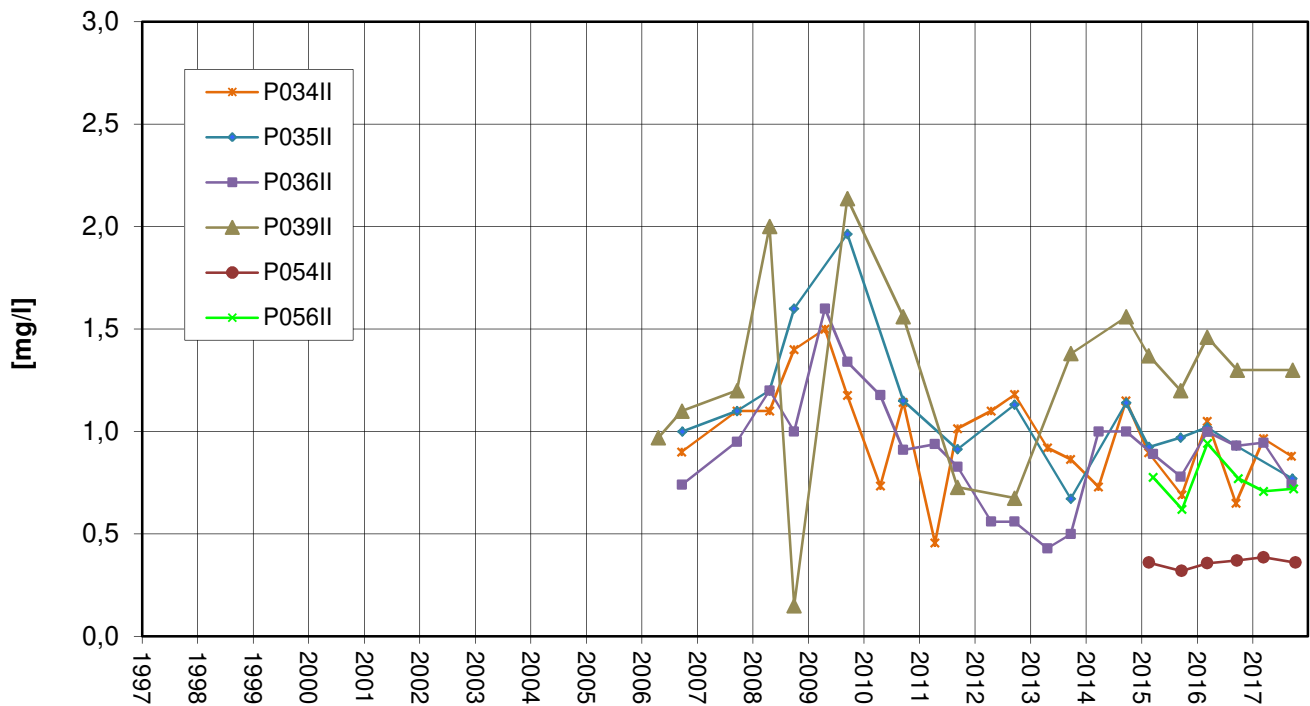
Anlage 2.2 Mecoprop und Bentazon im Rheinwasser

Zeitliche Entwicklung von Stoffgehalten an ausgewählten Messstellen

**Nordrand Altabschnitte TBI
Mecoprop-Entwicklung**

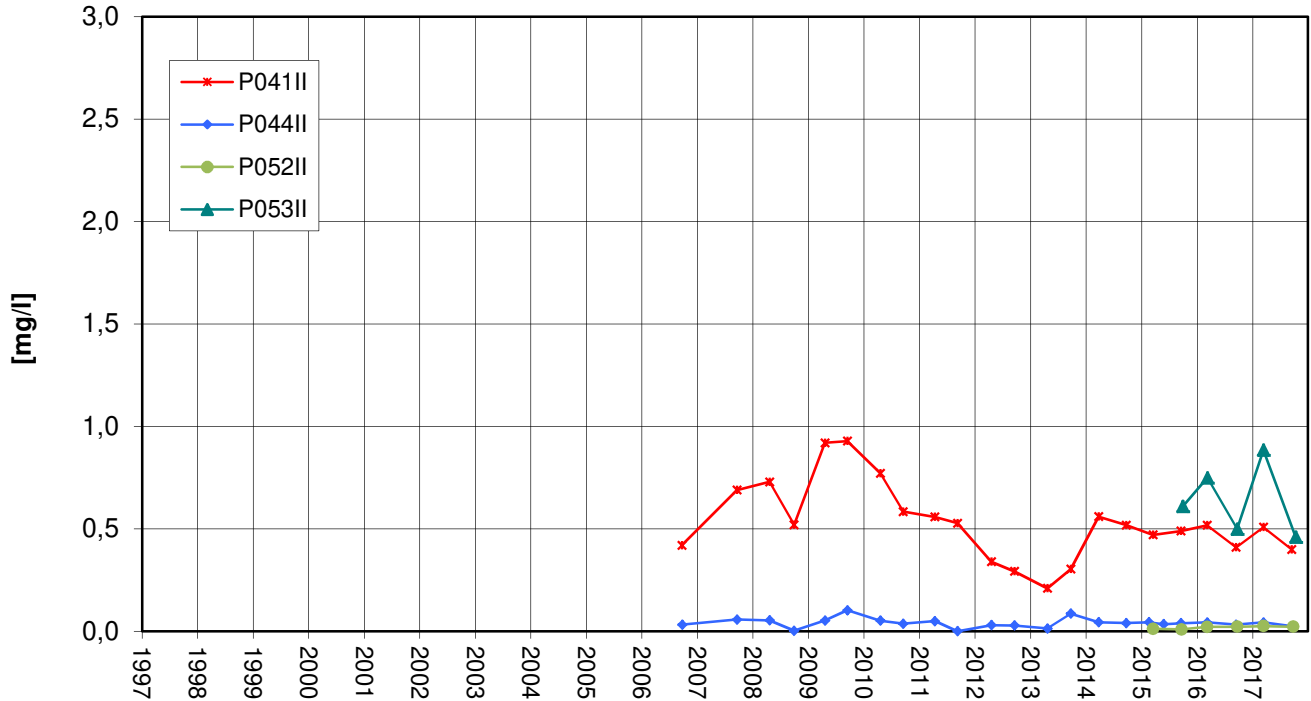


**Nordrand Altabschnitte TBII
Mecoprop-Entwicklung**

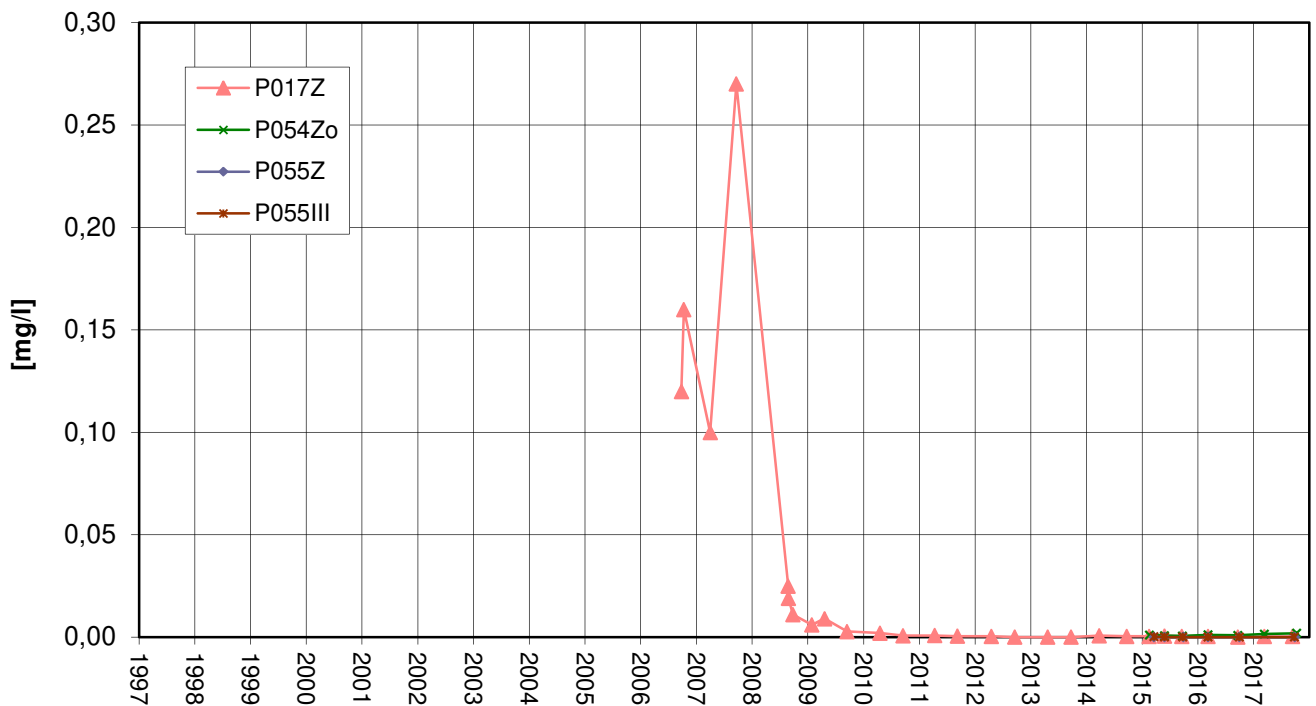


Zeitliche Entwicklung von Stoffgehalten an ausgewählten Messstellen

**Nordwestrand Altabschnitte TBII
Mecoprop-Entwicklung**

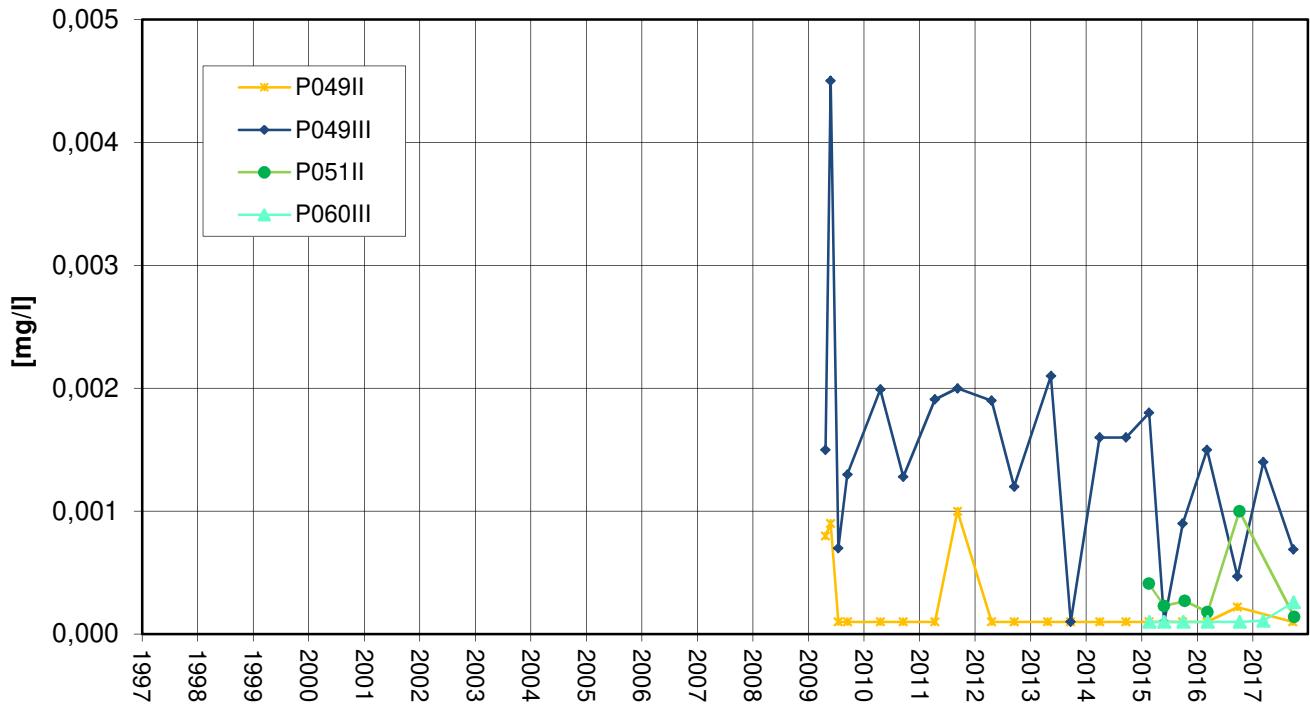


**Nordrand Altabschnitte TBZ/TBIII
Mecoprop-Entwicklung**



Zeitliche Entwicklung von Stoffgehalten an ausgewählten Messstellen

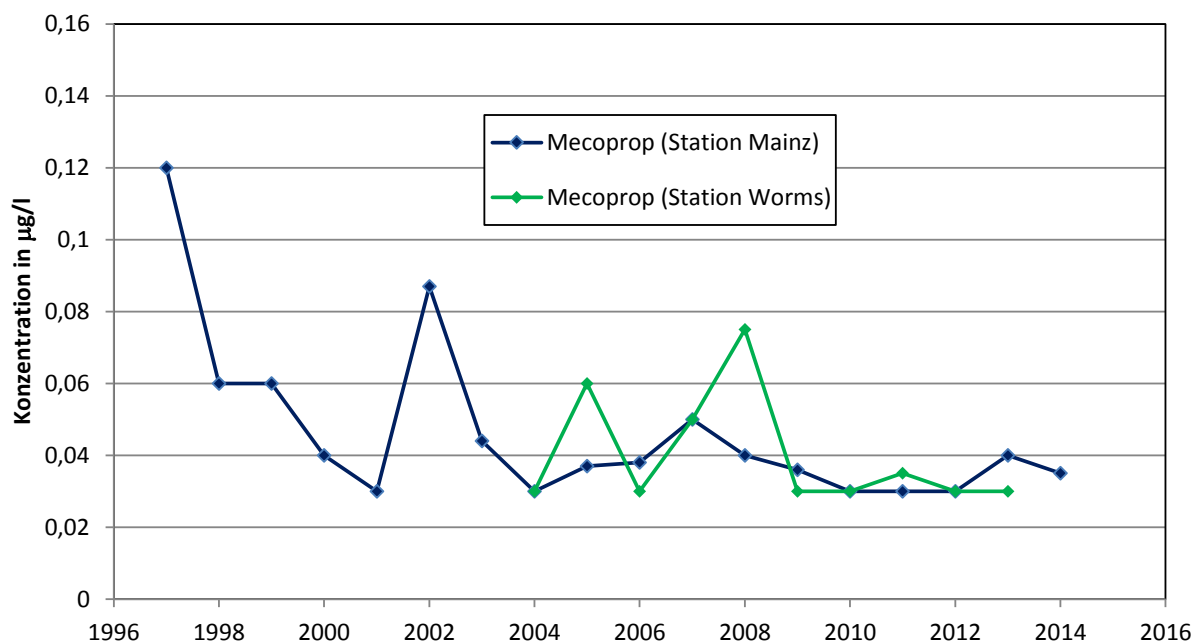
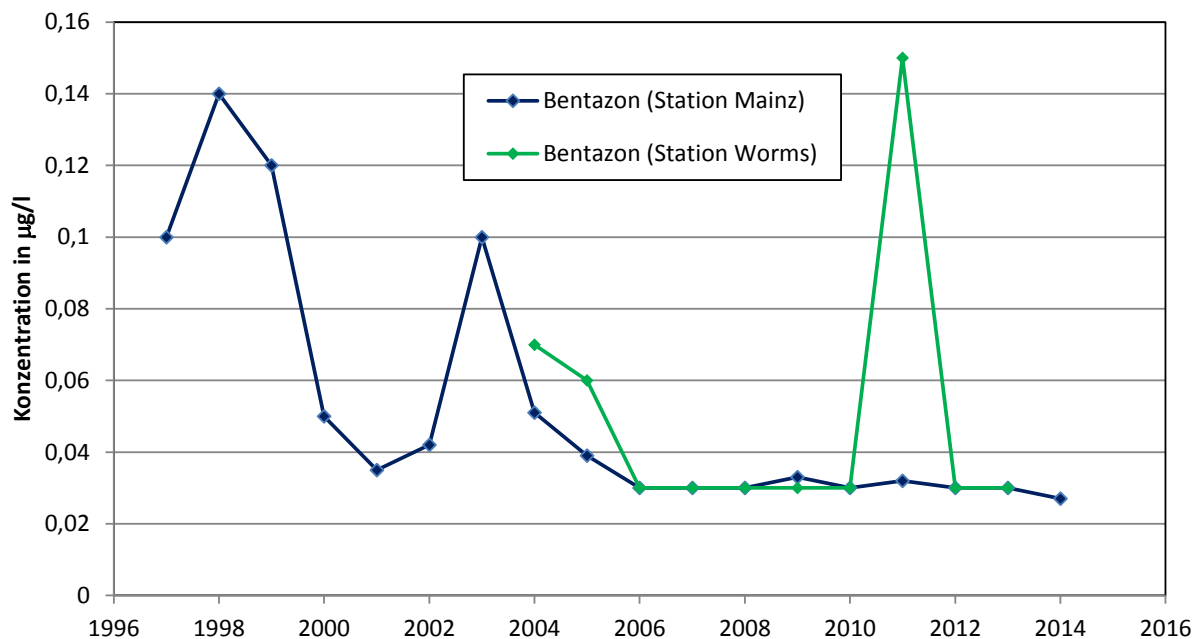
Nördlich Altrheinkanal Mecoprop-Entwicklung



**BASF SE Ludwigshafen, Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser**

MAXIMALBEFUNDE AN MECOPROP UND BENTAZON IM RHEINWASSER

Station Mainz und Station Worms ¹⁾



1) Die Untersuchungsstation Mainz ist Bestandteile des „Internationalen Rheinmessprogramms Chemie“, die Rheingütestation Worms wird auf der Grundlage einer Ländervereinbarung als Gemeinschaftsprojekt der Bundesländer Rheinland-Pfalz, Hessen und Baden-Württemberg betrieben.

**ANLAGE 3 PROGNOSE DER STOFFAUS-
BREITUNG IM MGWLU (TB III), [U12]**

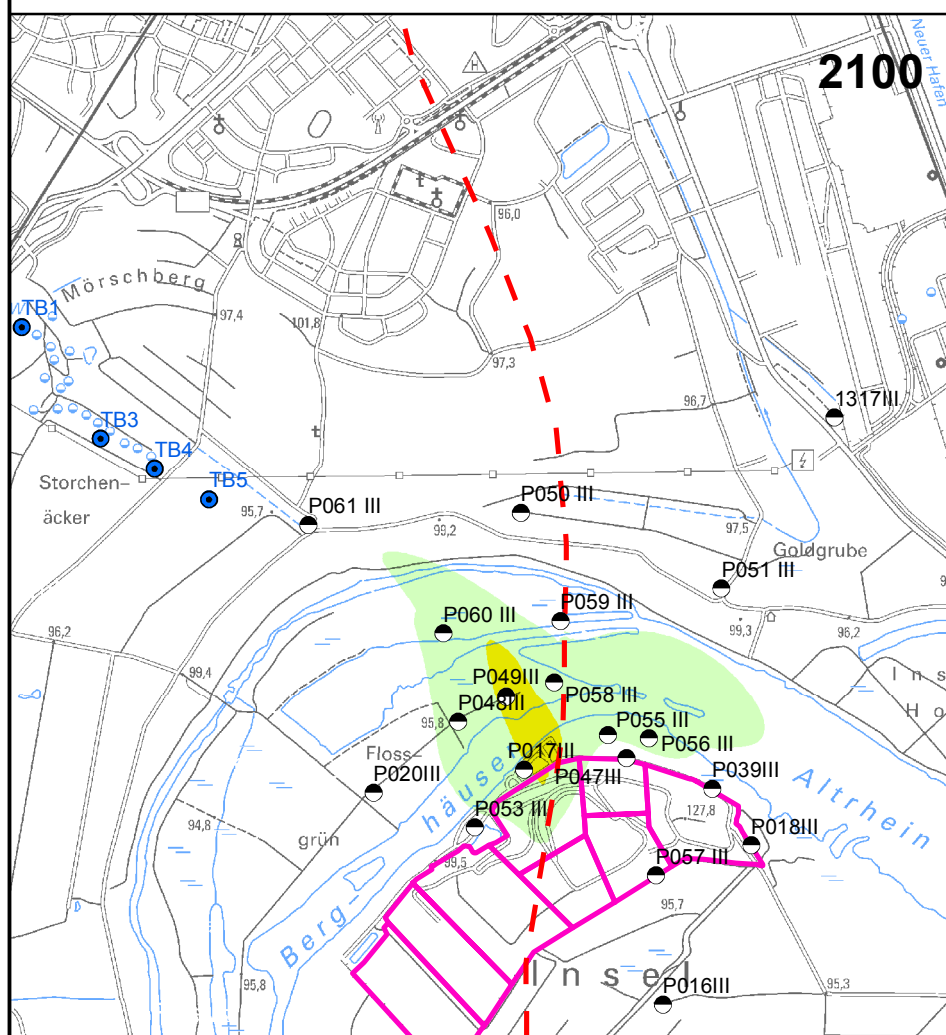
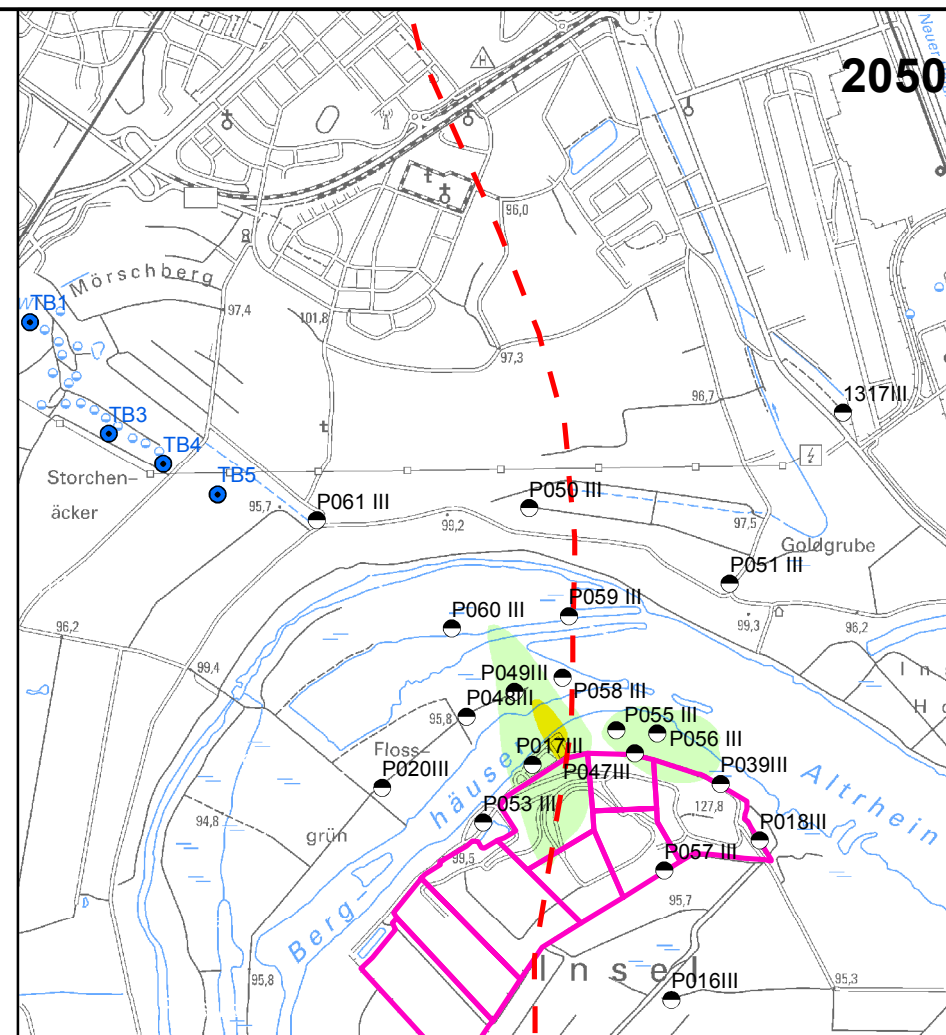
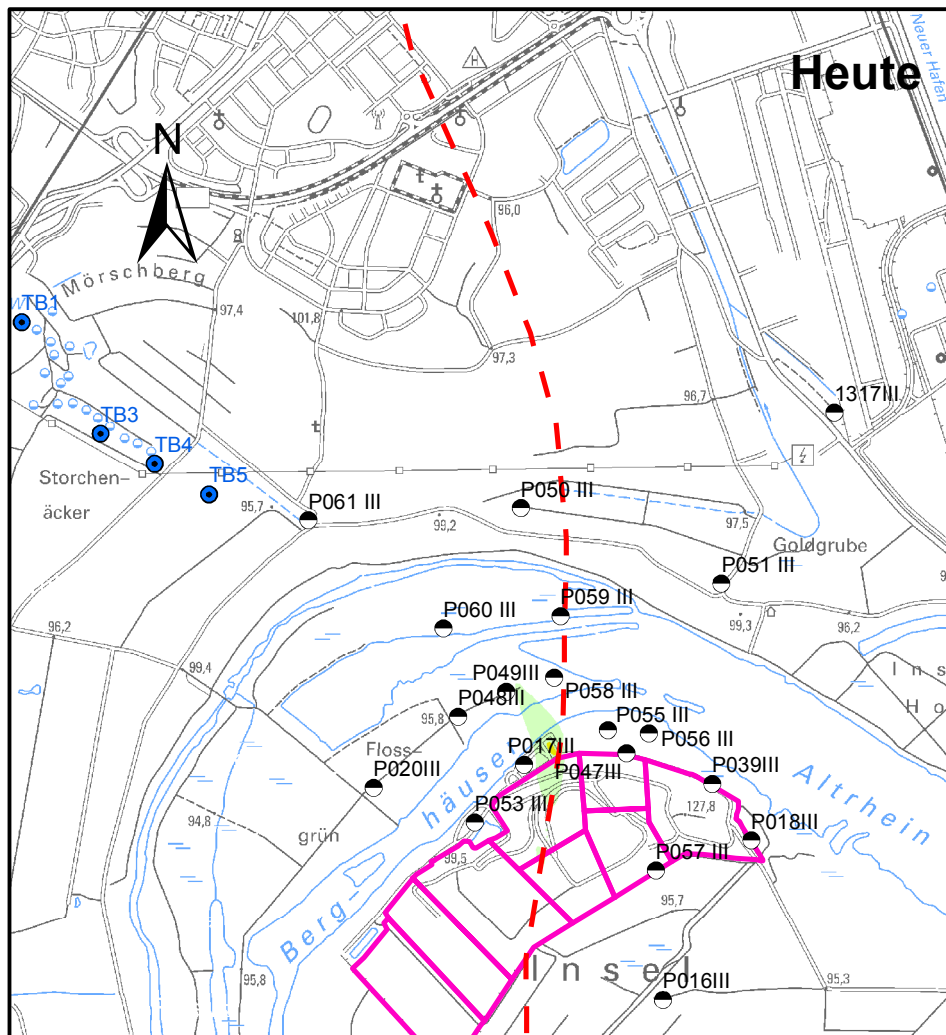
Anlage 3.1 **Bei steigenden Konzentrationen an
P049III (Worst-Case-Fall)**

Anlage 3.1.1 Szenario 1: Anpassungsfall

Anlage 3.1.2 Szenario 2: Verringerte Stoffabklingrate

Anlage 3.1.3 Szenario 3: Einbezug des geplanten
Tiefbrunnens TB 7

Anlage 3.1.4 Szenario 4: Wasserrecht (2 Mio. m²/Jahr)
unter Einbezug TB 7



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Chlorid (mg/l)

10 - 50

50 - 200

200 - 500

500 - 2000

> 2000

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

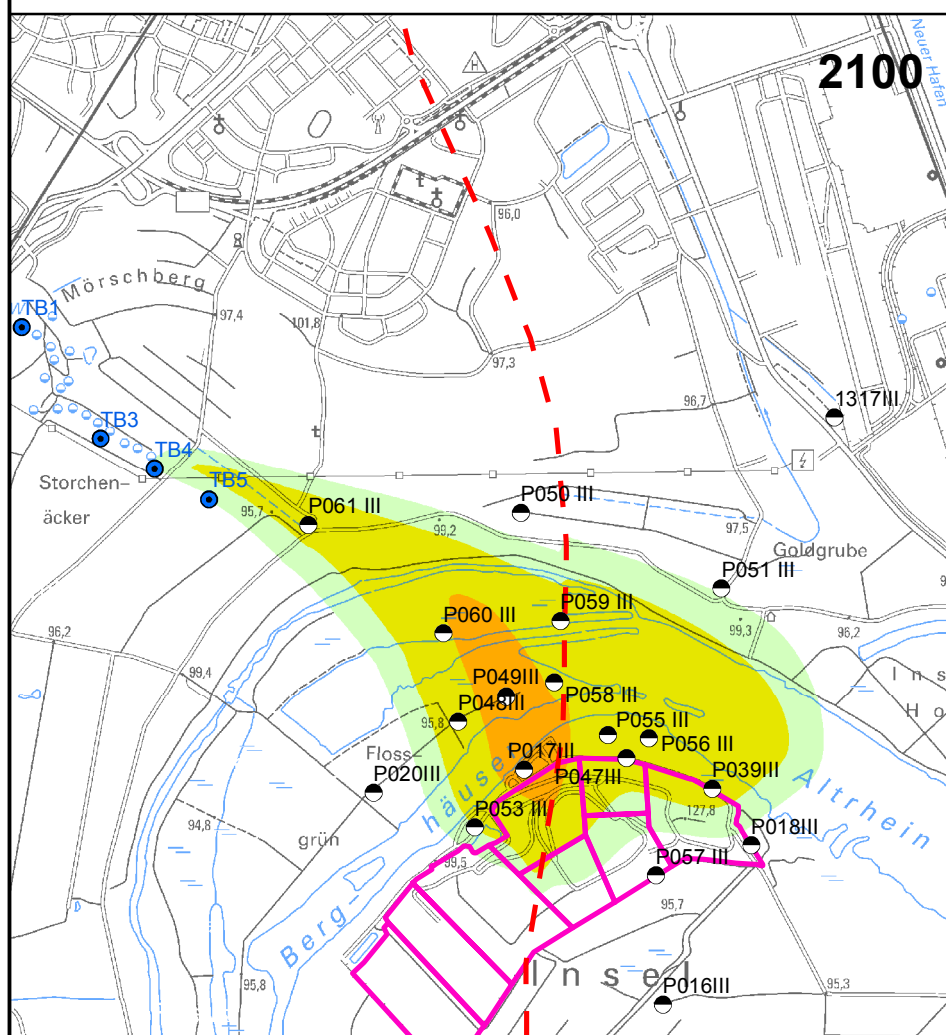
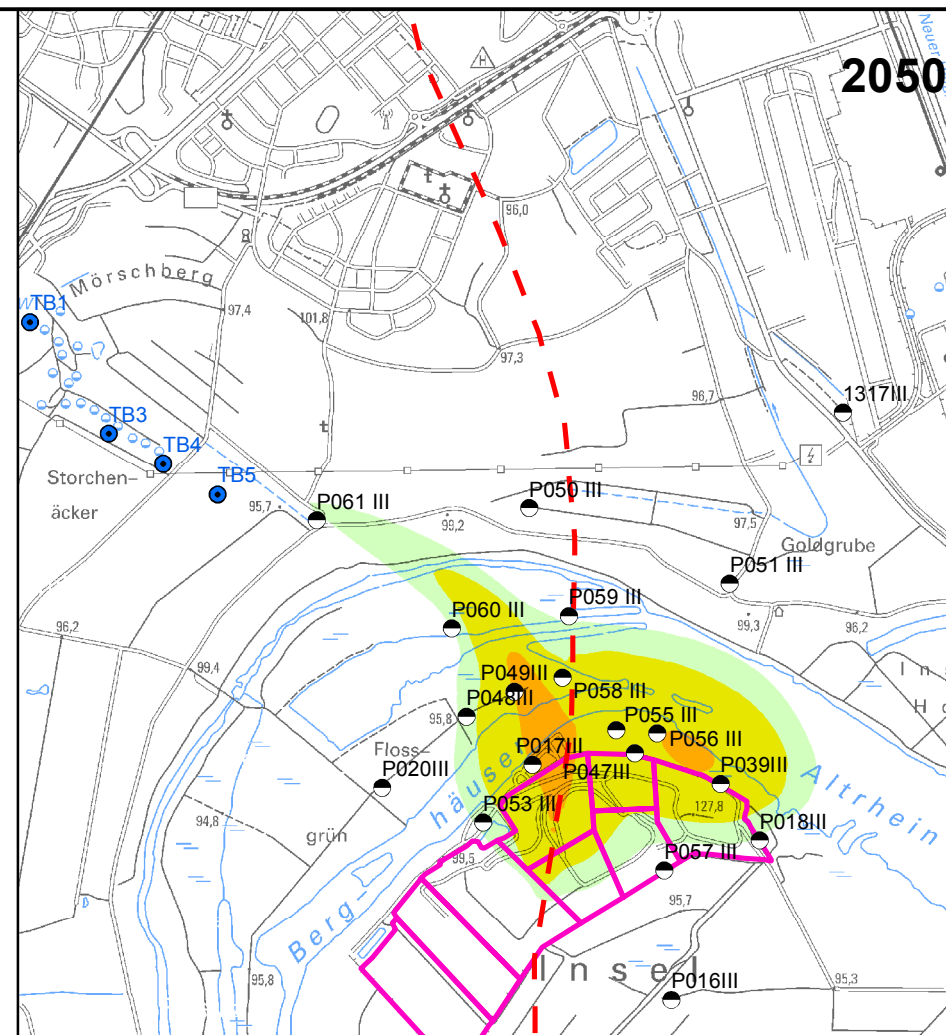
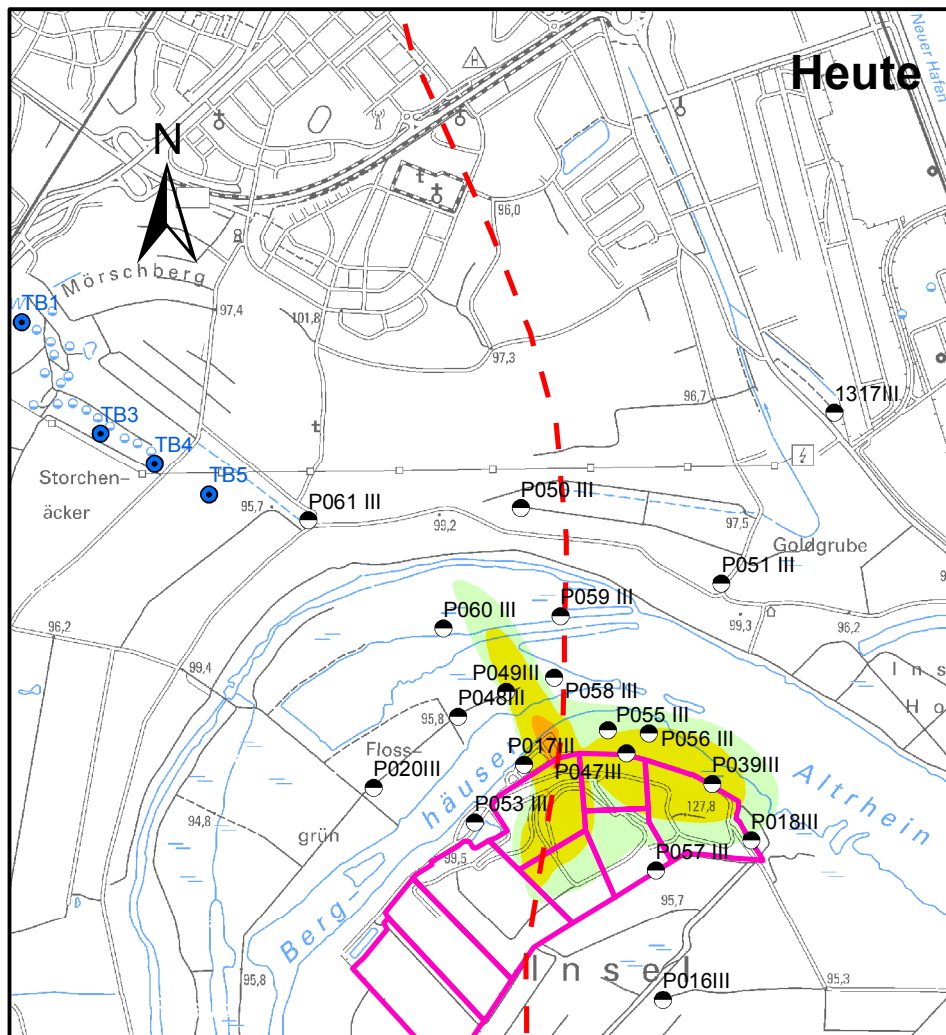
Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

**CDM
Smith**

Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 1: Anpassungsfall, Chlorid

Maßstab 1:25.000	Projekt-Nr. 91501	Anlage-Nr. 3.1.1.1
Datum 22.06.18	Bericht-Nr. 09	



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLu (TB III)

Brunnen

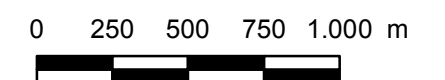
- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

- 0,0001 - 0,001
- 0,001 - 0,01
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- > 1



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

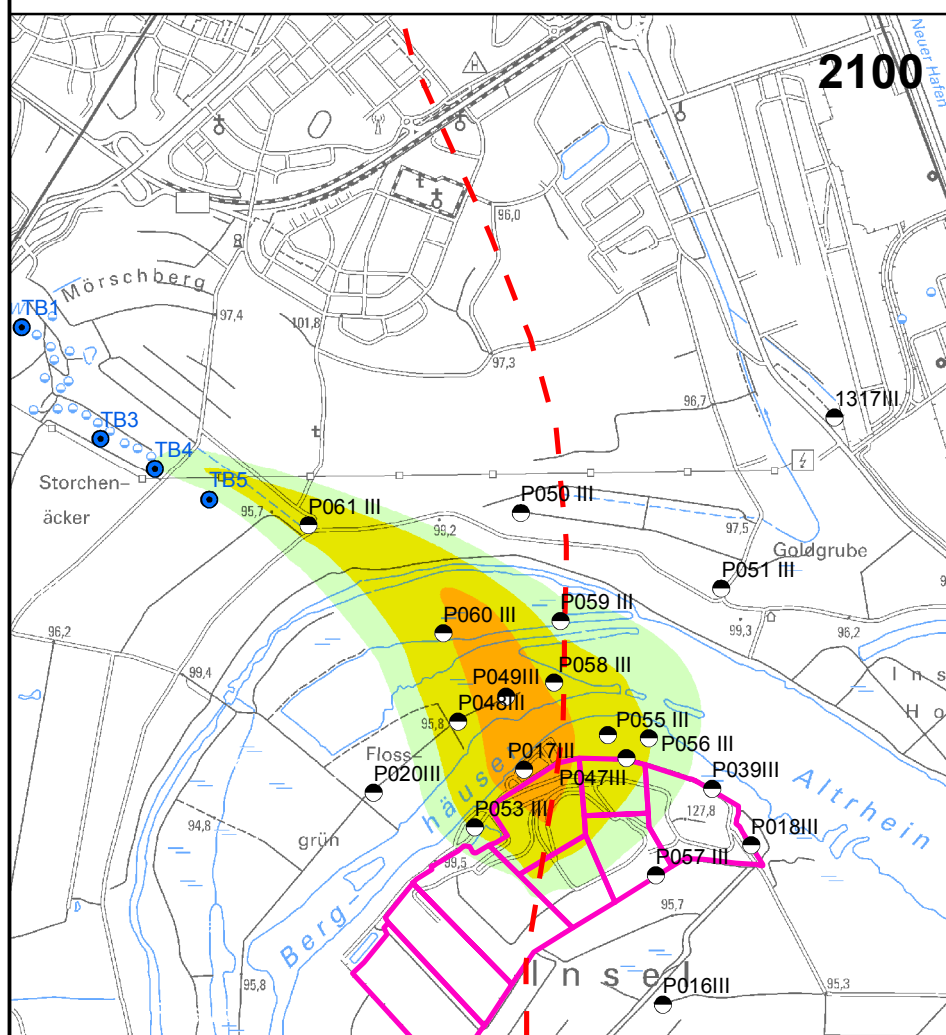
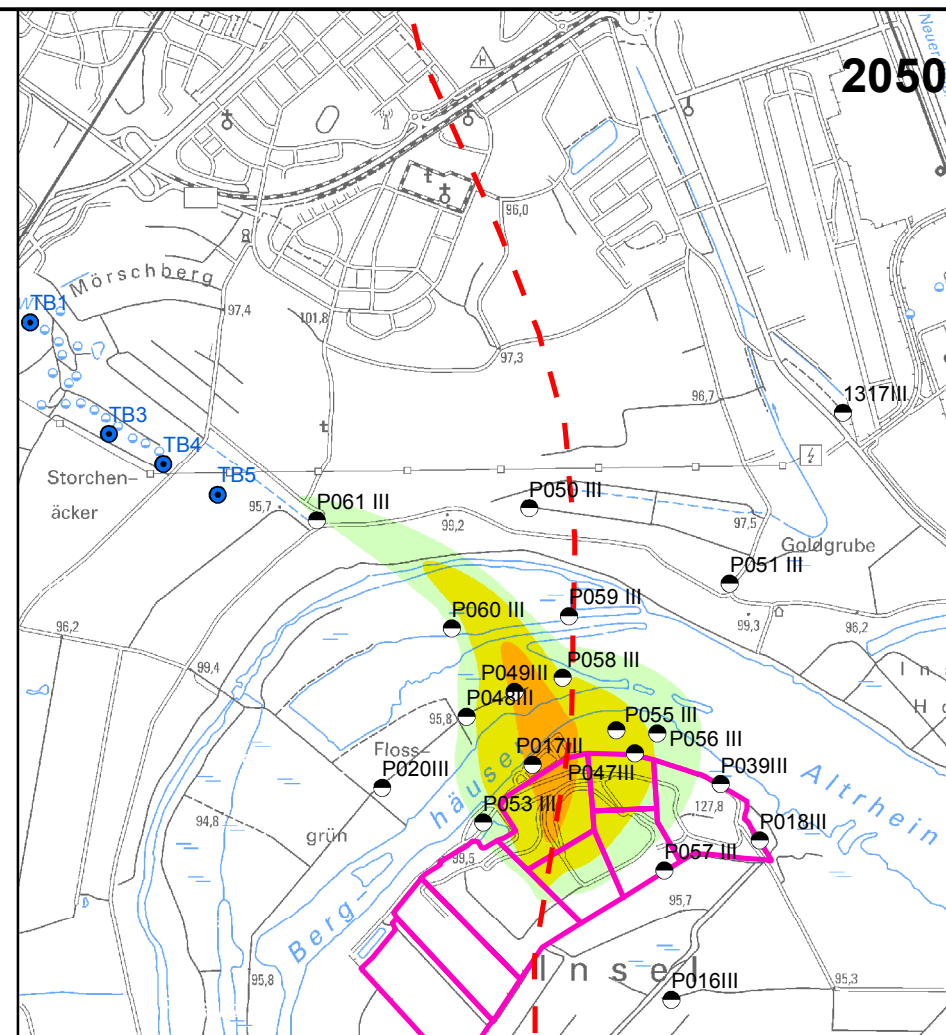
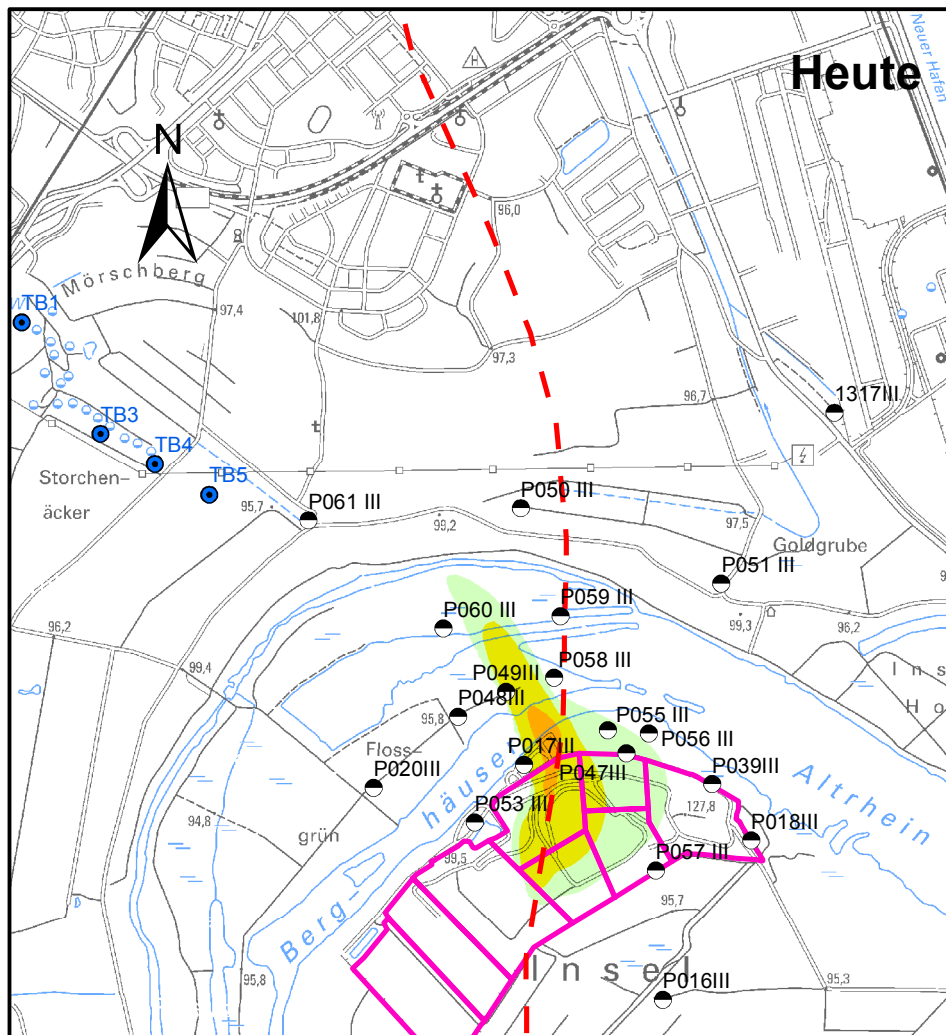
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 1: Anpassungsfall, Mecoprop

Maßstab 1:25.000	Projekt-Nr. 91501	Anlage-Nr. 3.1.1.2
Datum 22.06.18	Bericht-Nr. 09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Bentazon (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

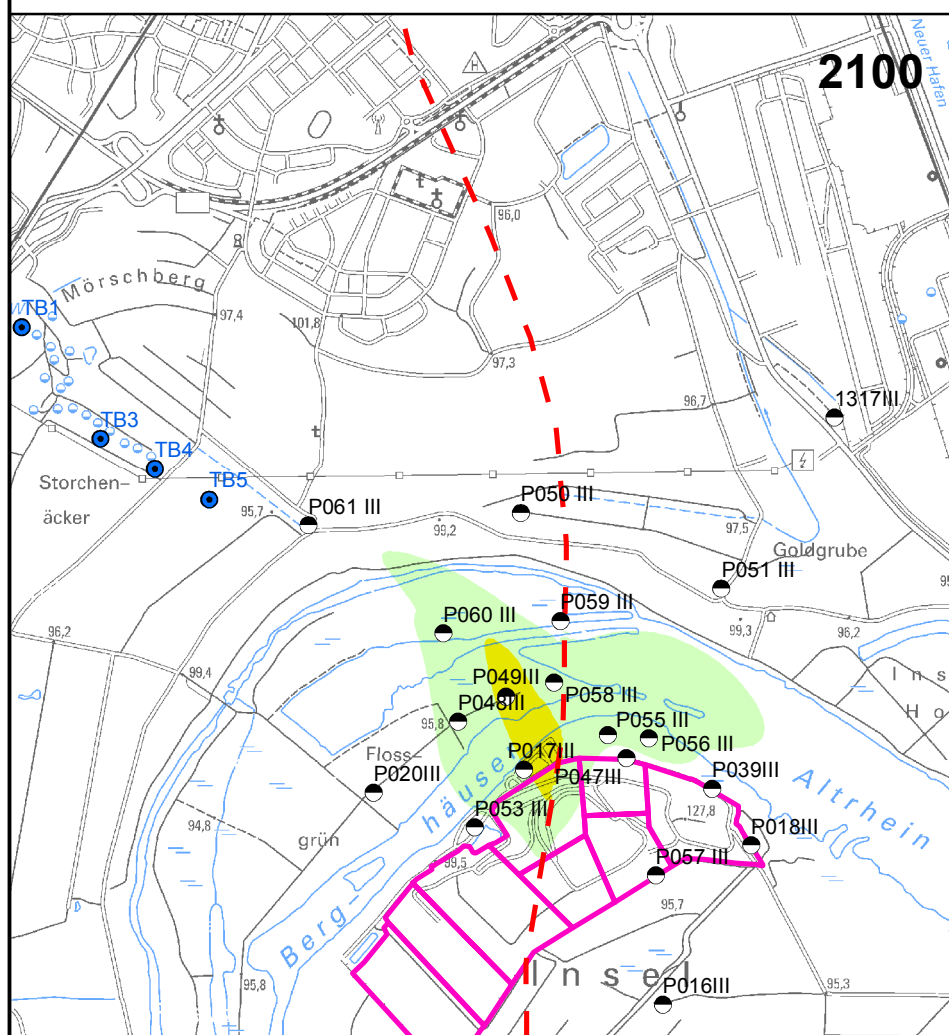
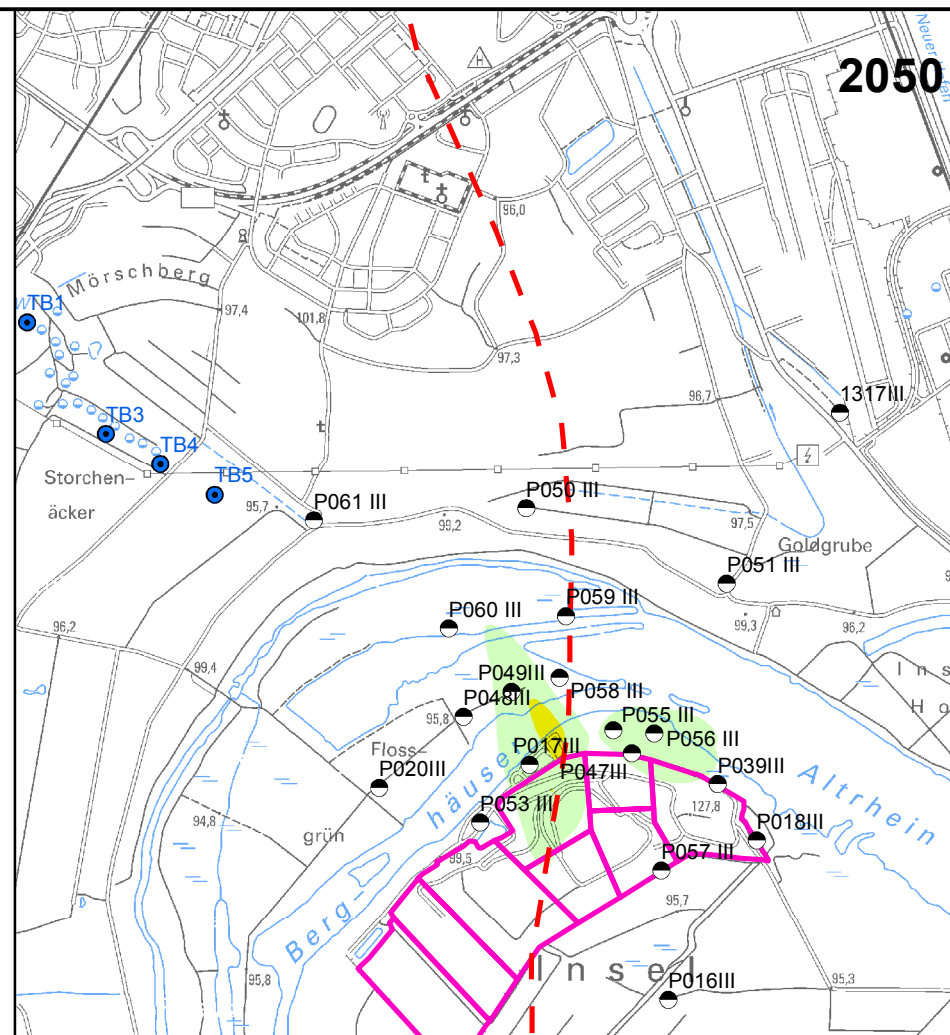
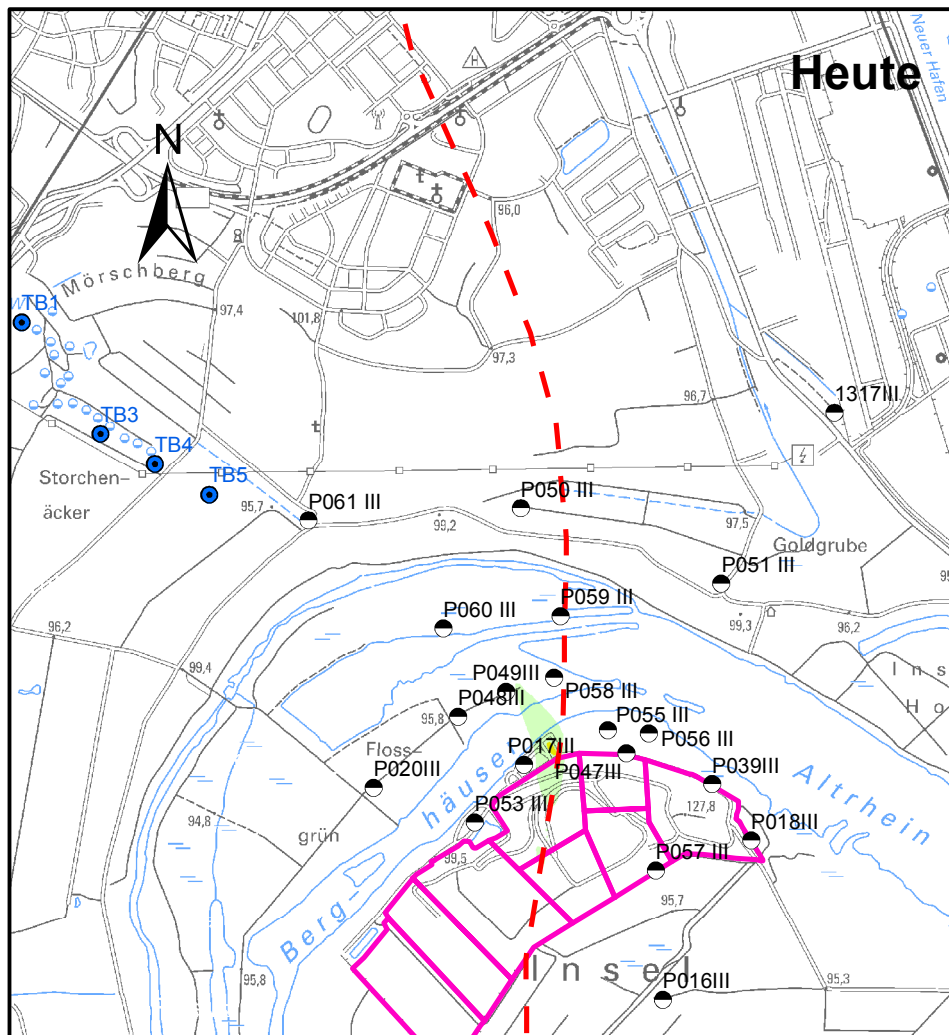
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 1: Anpassungsfall, Bentazon

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.1.3
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Chlorid (mg/l)

10 - 50

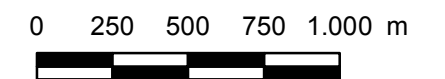
50 - 200

200 - 500

500 - 2000

> 2000

Szenario 2:
Abklingen des Stoffeintrages
5 % (statt 15%) alle 10a



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

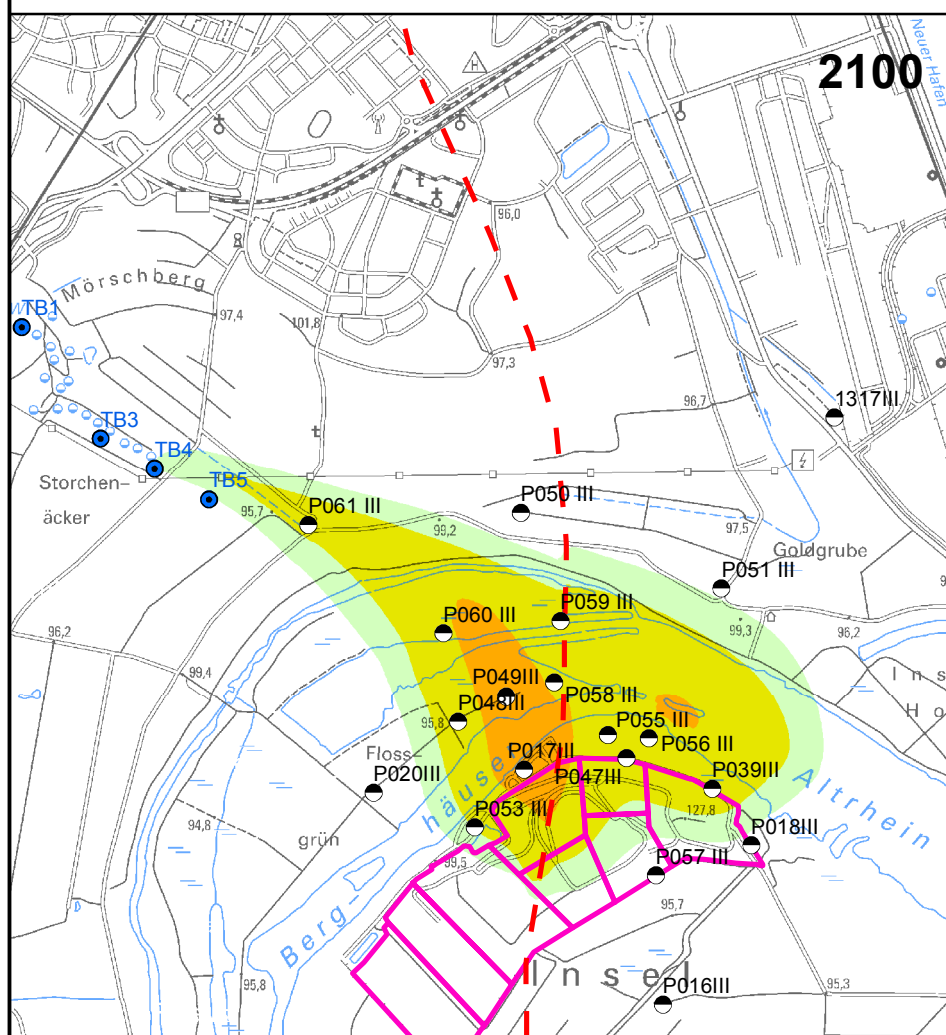
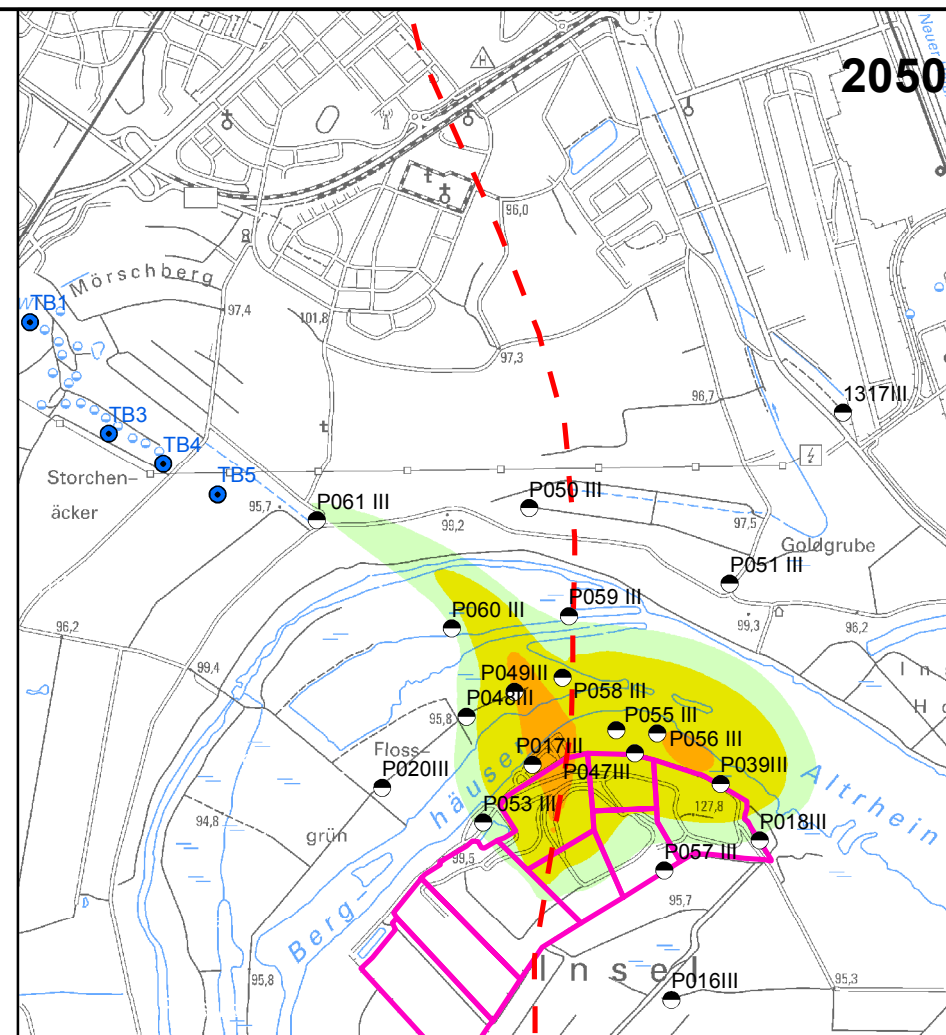
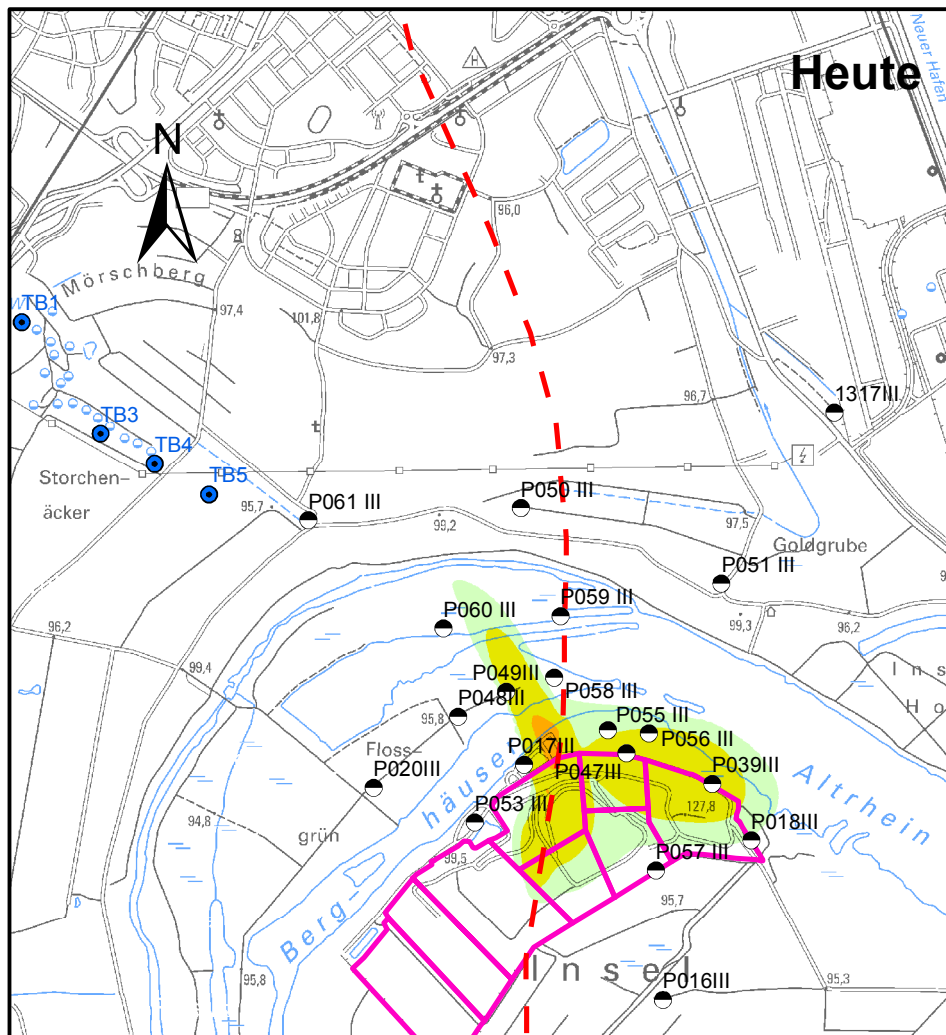
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 2: Verringerte Stoffabklingrate, Chlorid

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.2.1
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

Szenario 2:
Abklingen des Stoffeintrages
5 % (statt 15%) alle 10a

0 250 500 750 1.000 m

Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und
Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

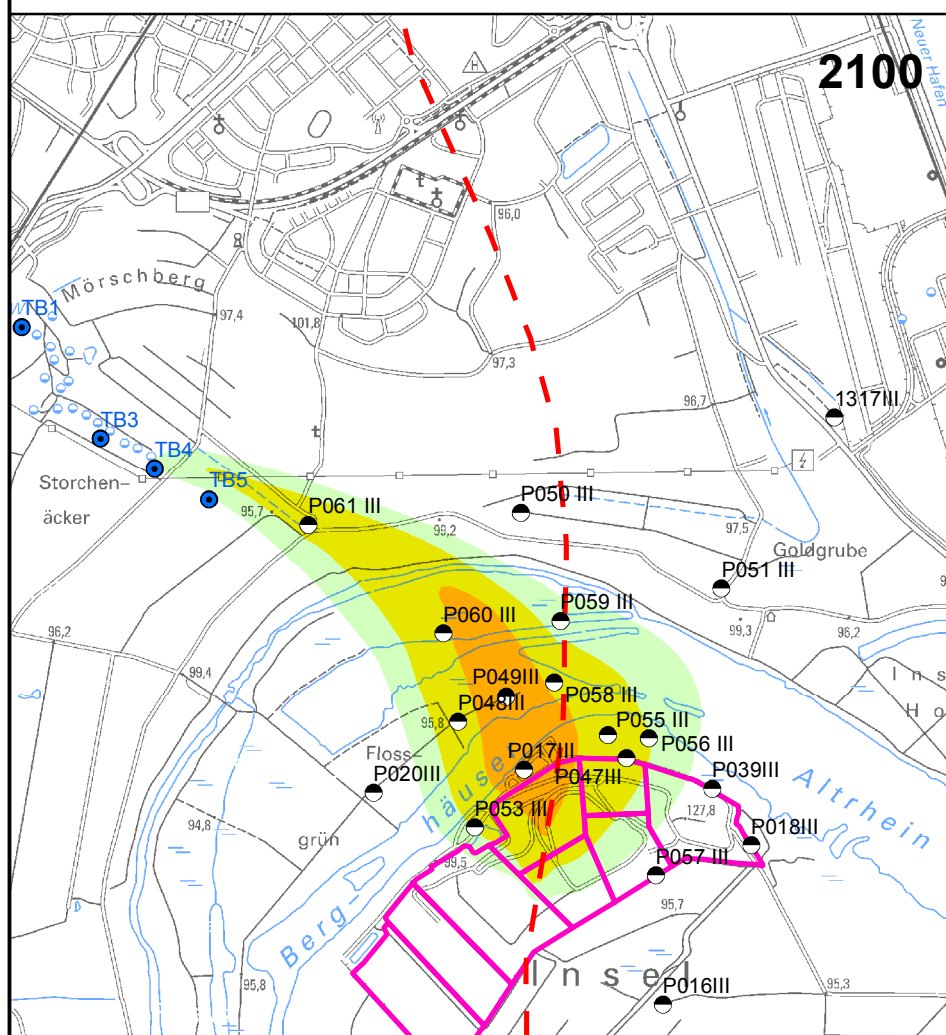
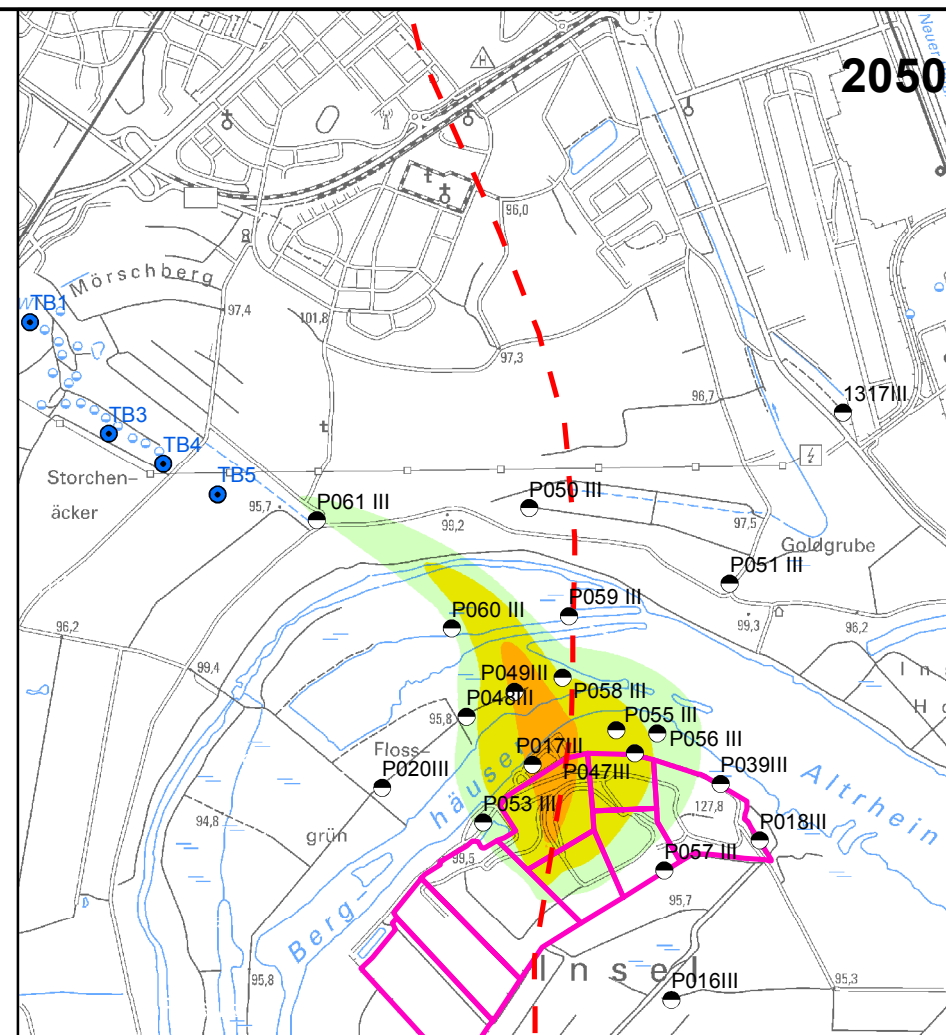
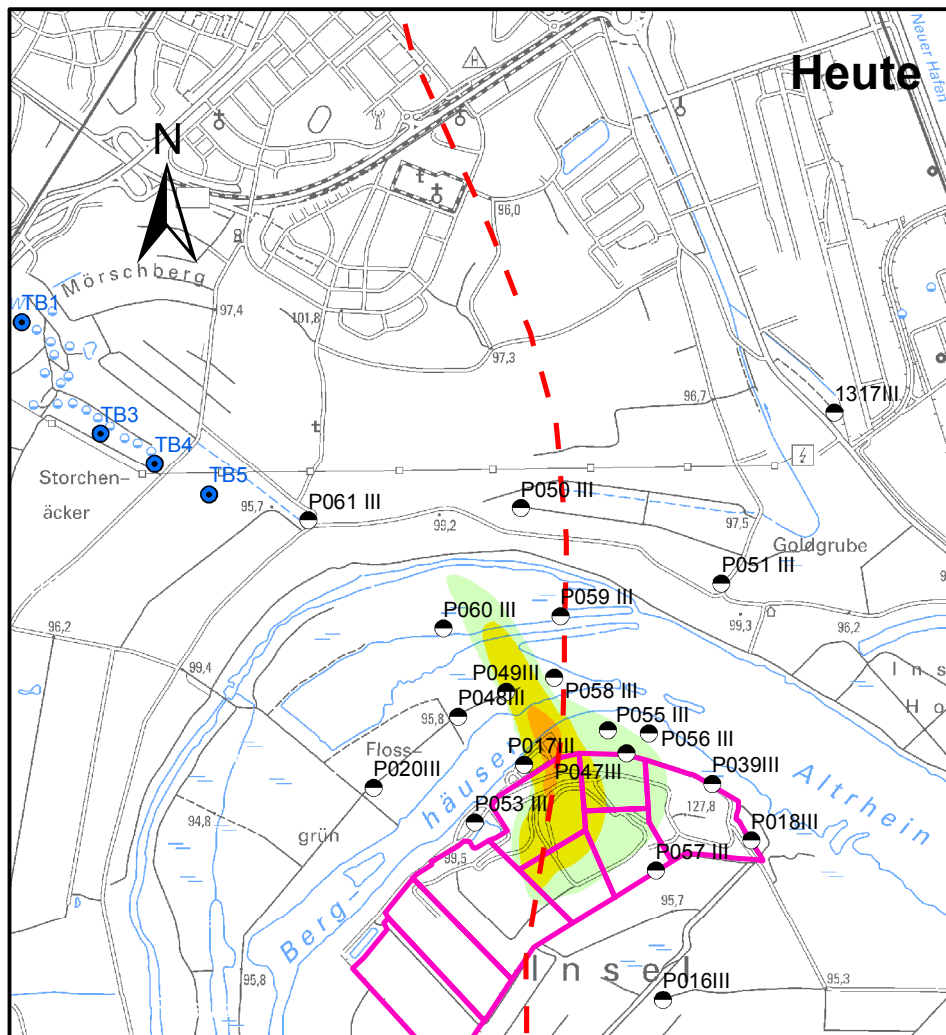
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 2: Verringerte Stoffabklingrate, Mecoprop

Maßstab 1:25.000	Projekt-Nr. 91501	Anlage-Nr. 3.1.2.2
Datum 22.06.18	Bericht-Nr. 09	



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLu (TB III)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Bentazon (mg/l)

- 0,0001 - 0,001
- 0,001 - 0,01
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- > 1

Szenario 2:
Abklingen des Stoffeintrages
5 % (statt 15%) alle 10a

0 250 500 750 1.000 m

Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und
Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

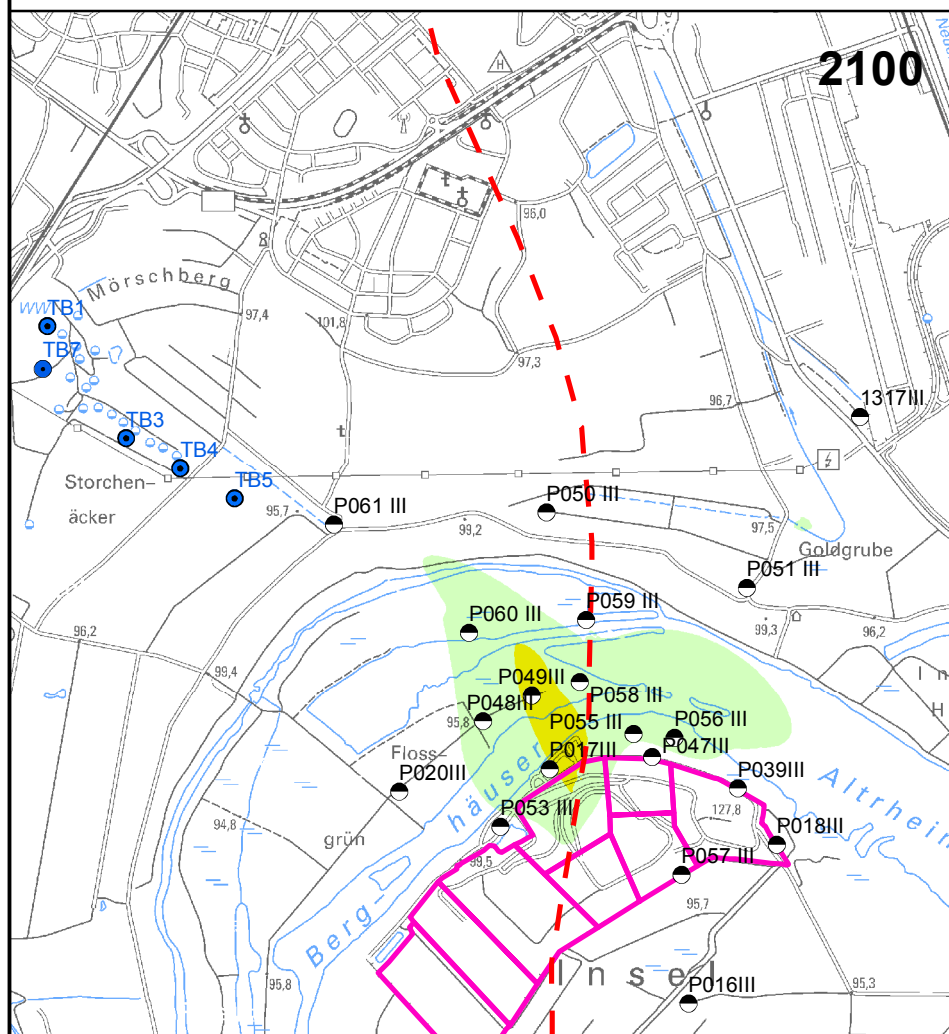
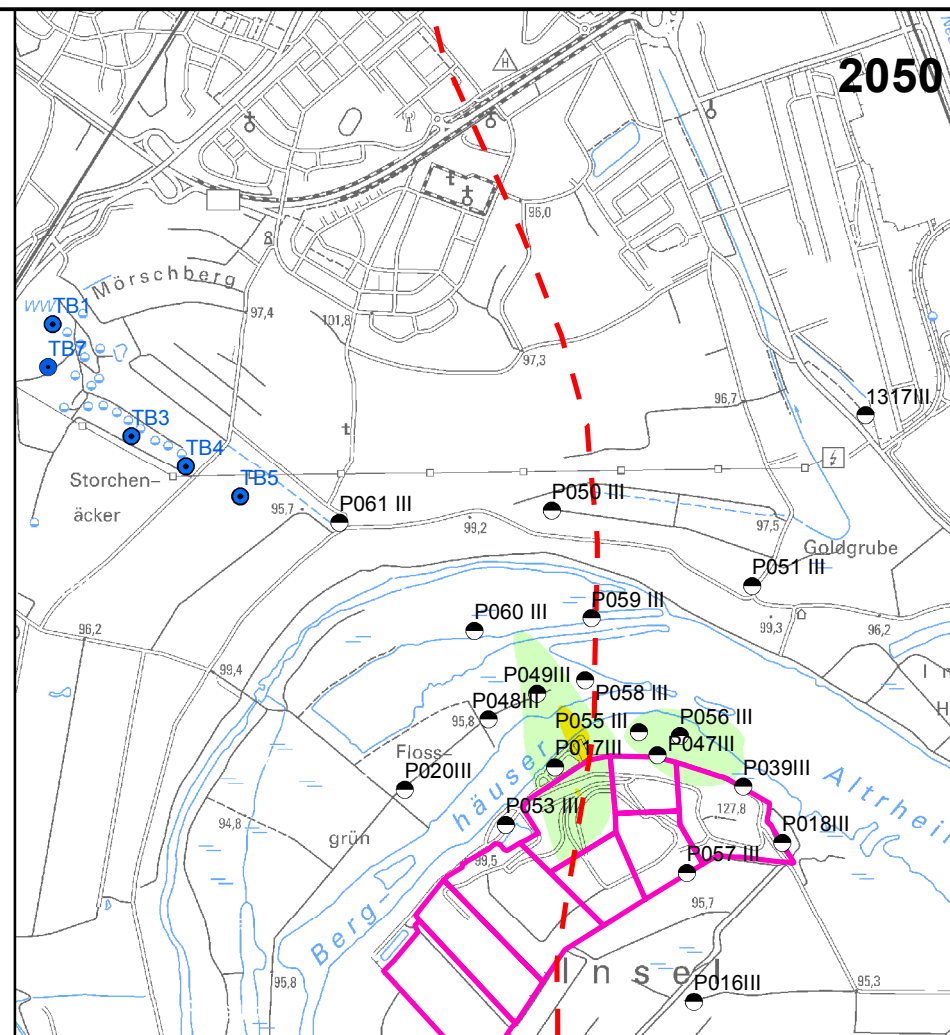
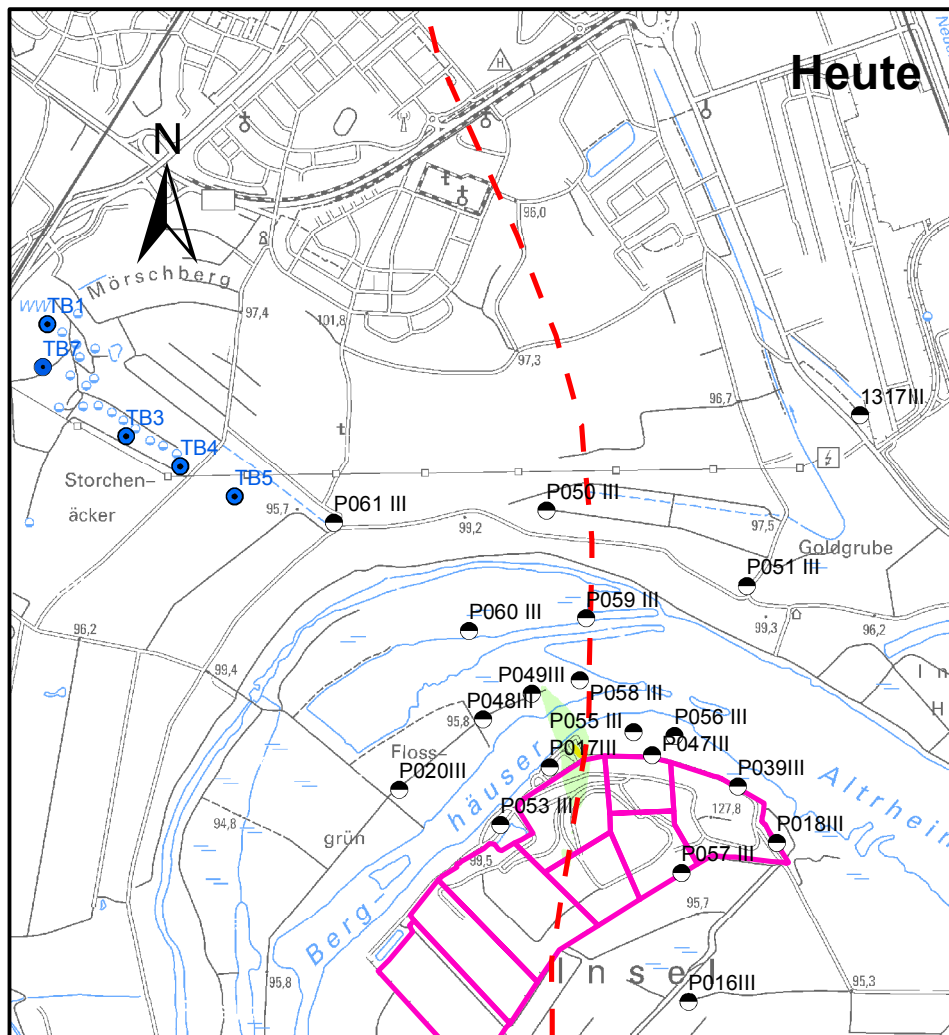
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 2: Verringerte Stoffabklingrate, Bentazon

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.2.3
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLu (TB III)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Chlorid (mg/l)

- 10 - 50
- 50 - 200
- 200 - 500
- 500 - 2000
- > 2000

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 1,4 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

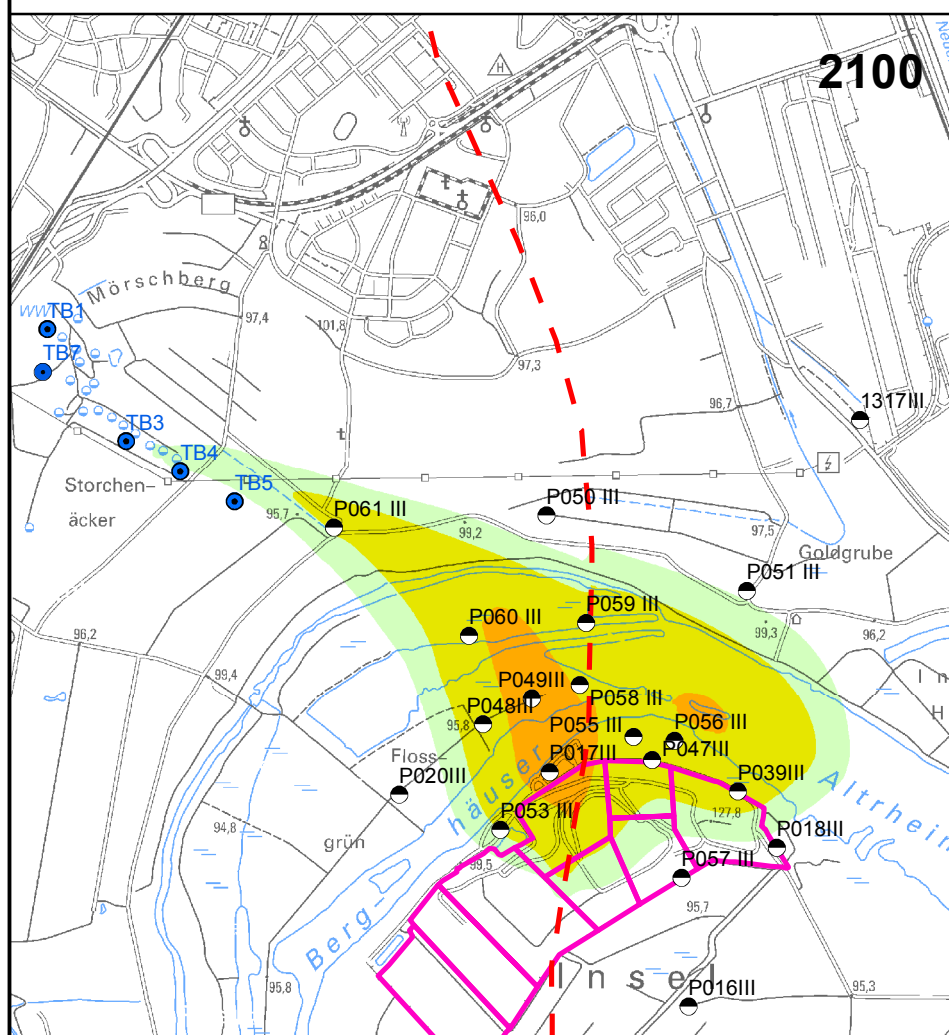
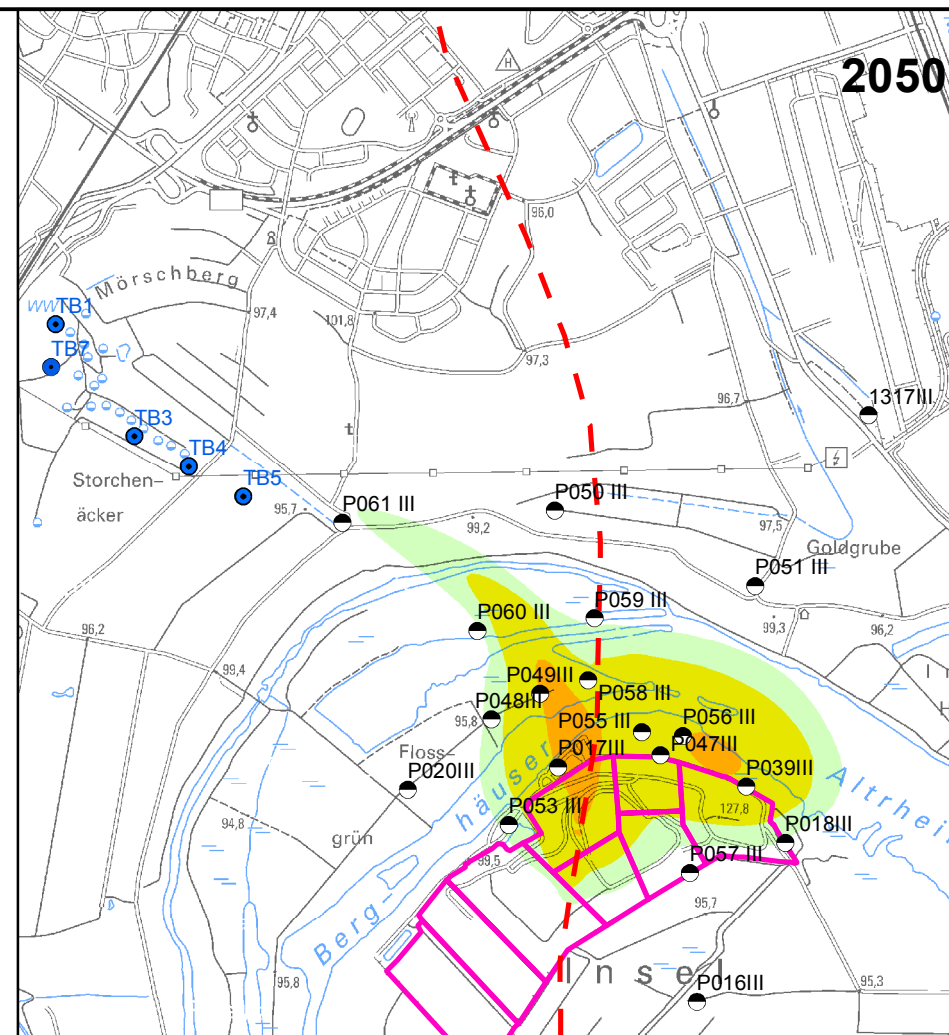
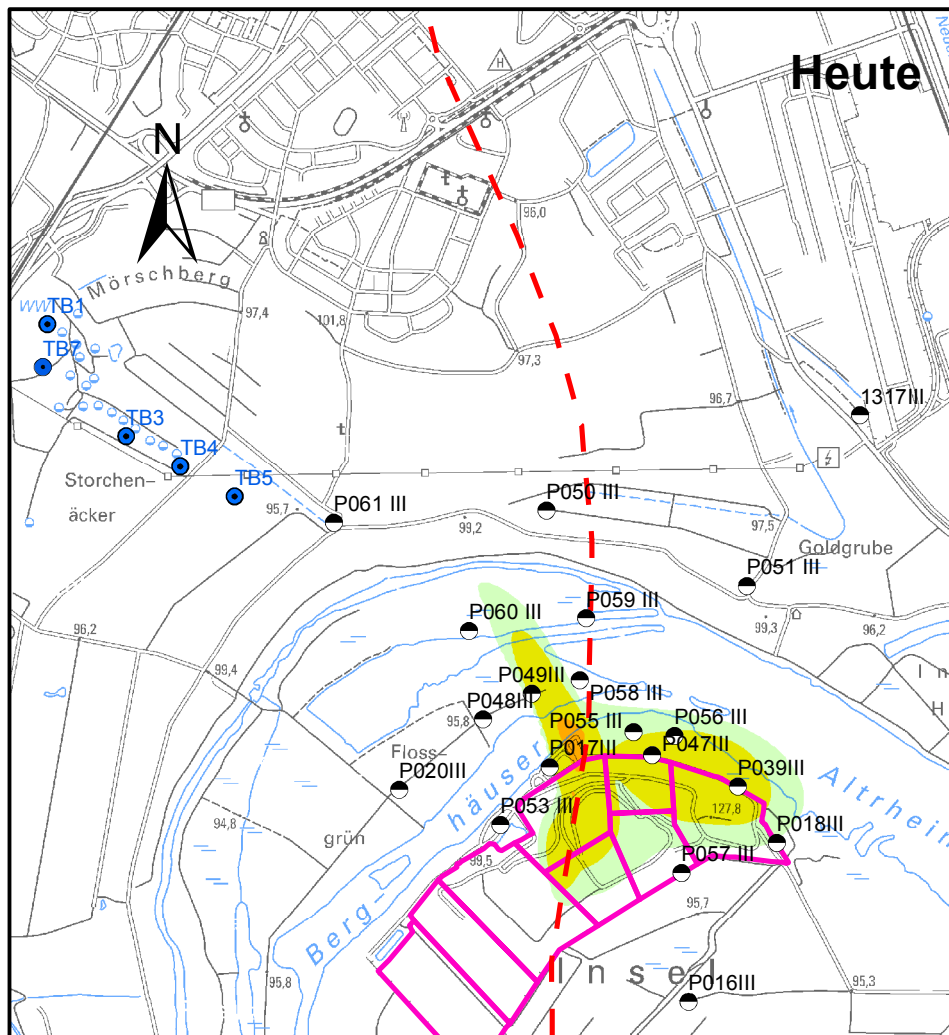
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 3: Einbezug des gepl. Tiefbrunnens TB 7, Chlorid

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.3.1
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLu (TB III)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

- 0,0001 - 0,001
- 0,001 - 0,01
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- > 1

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 1,4 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

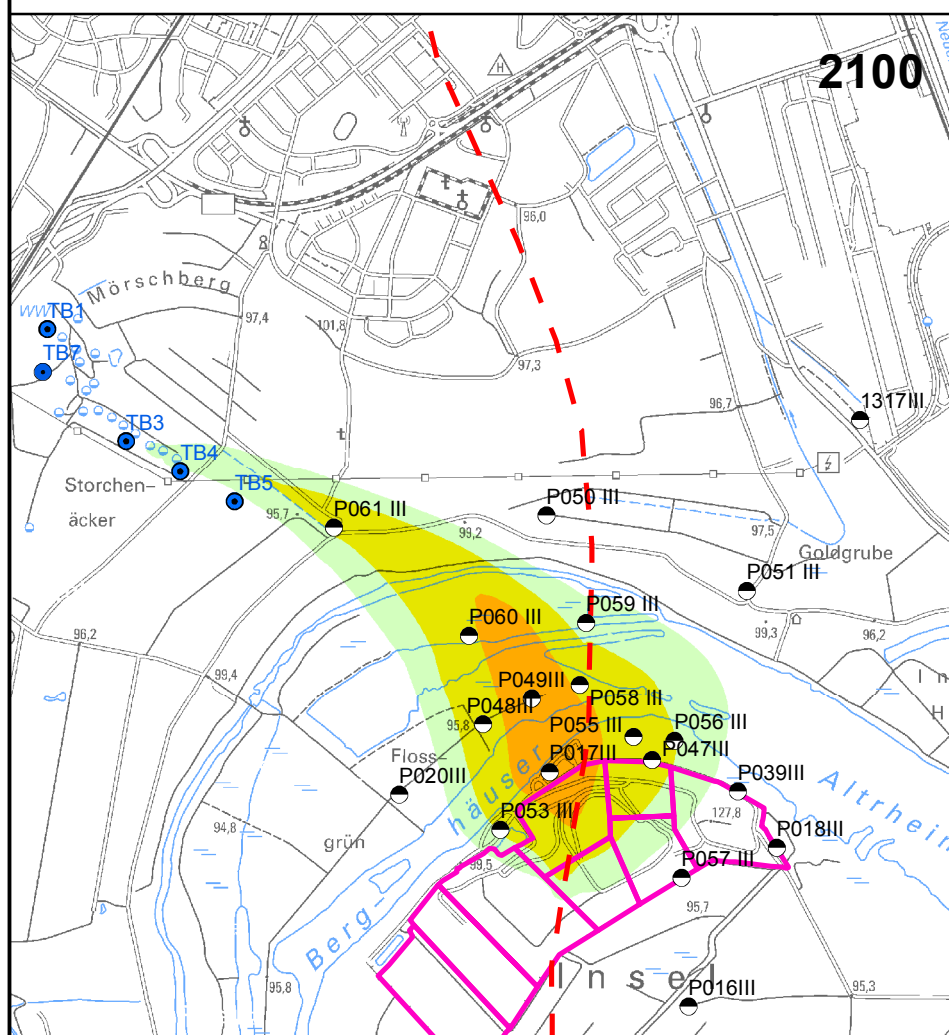
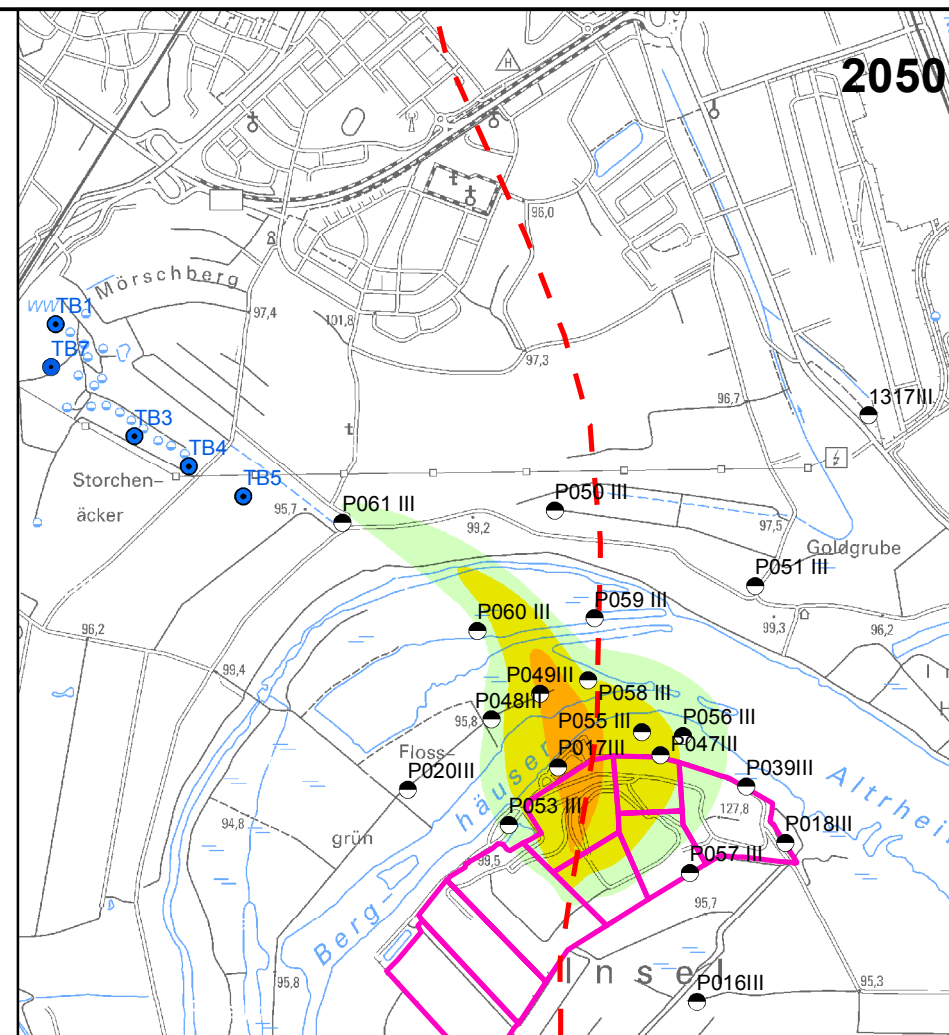
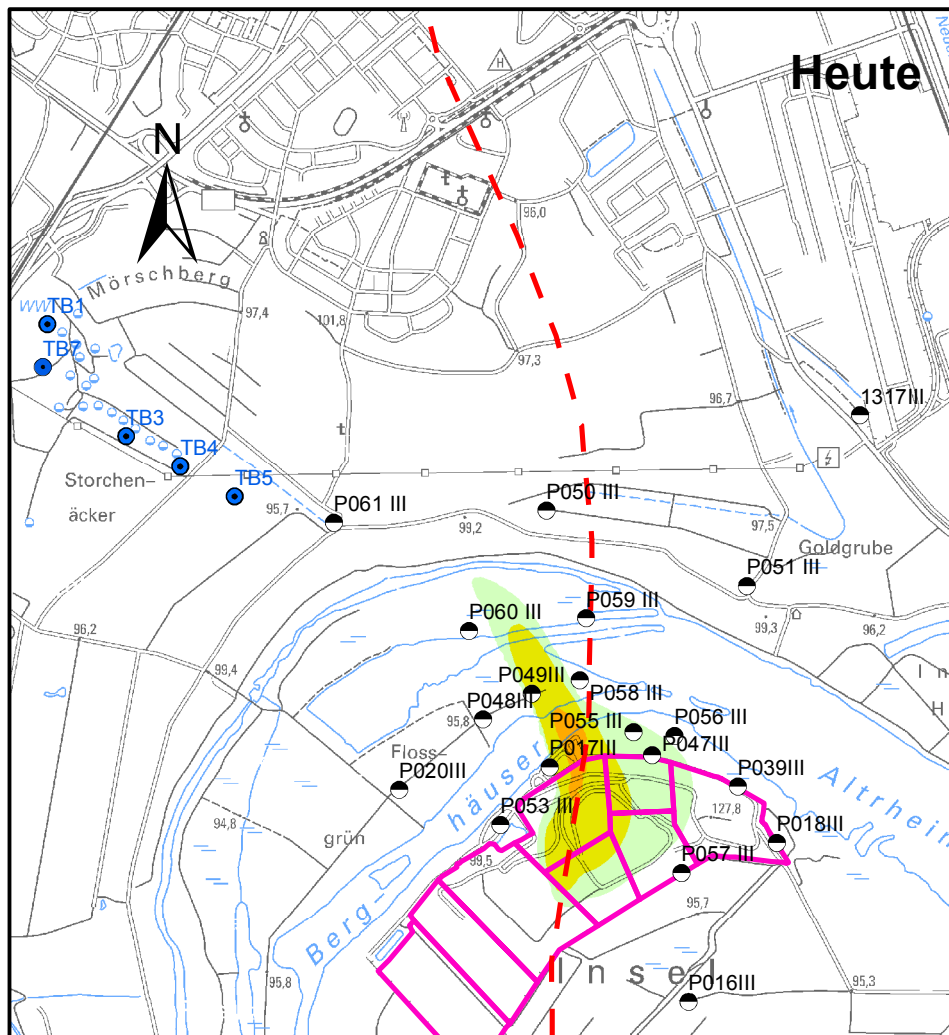
Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)



Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 3: Einbezug des gepl. Tiefbrunnens TB 7, Mecoprop

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.3.2
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLu (TB III)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Bentazon (mg/l)

- 0,0001 - 0,001
- 0,001 - 0,01
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- > 1

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 1,4 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

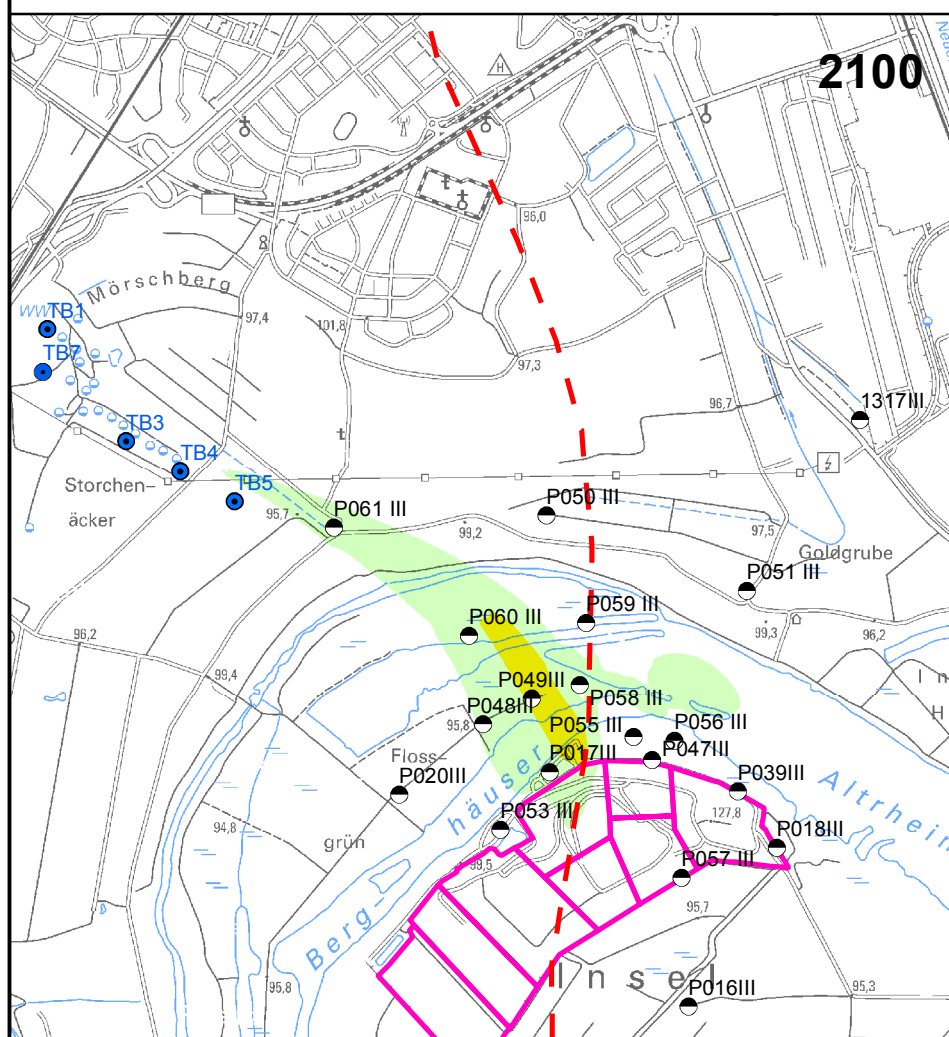
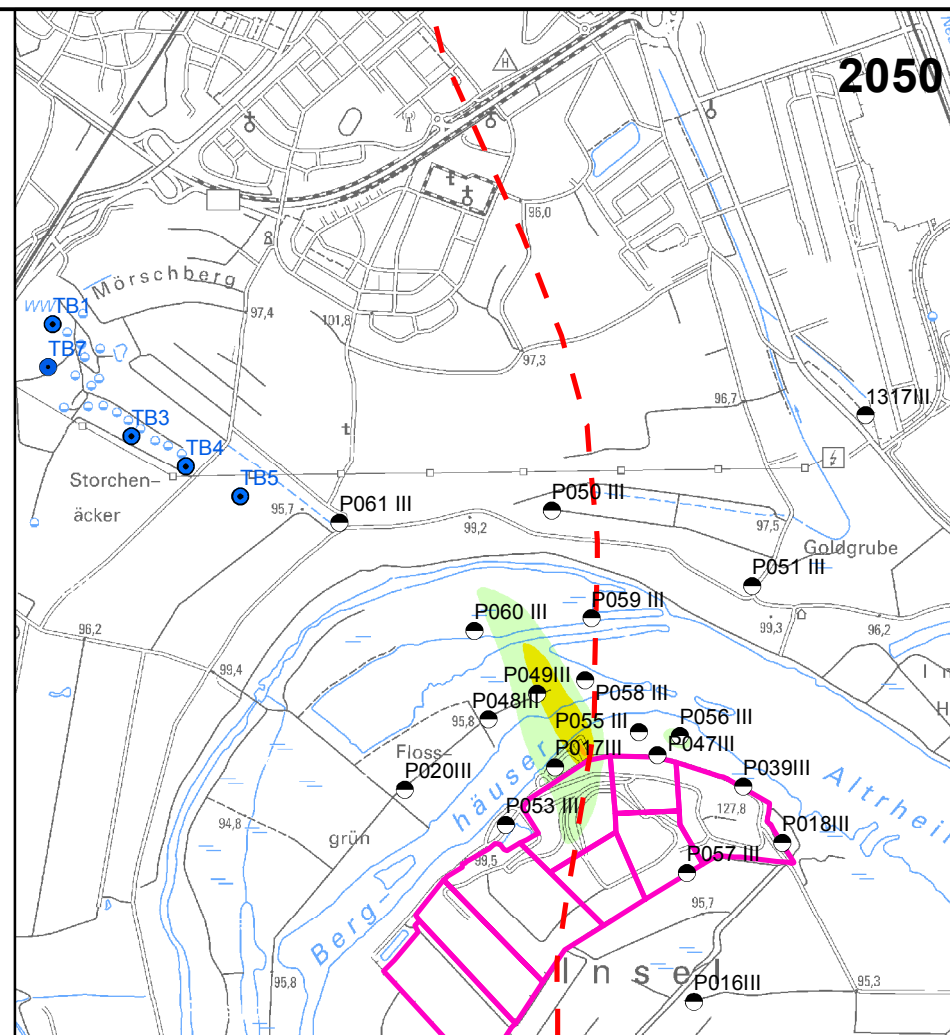
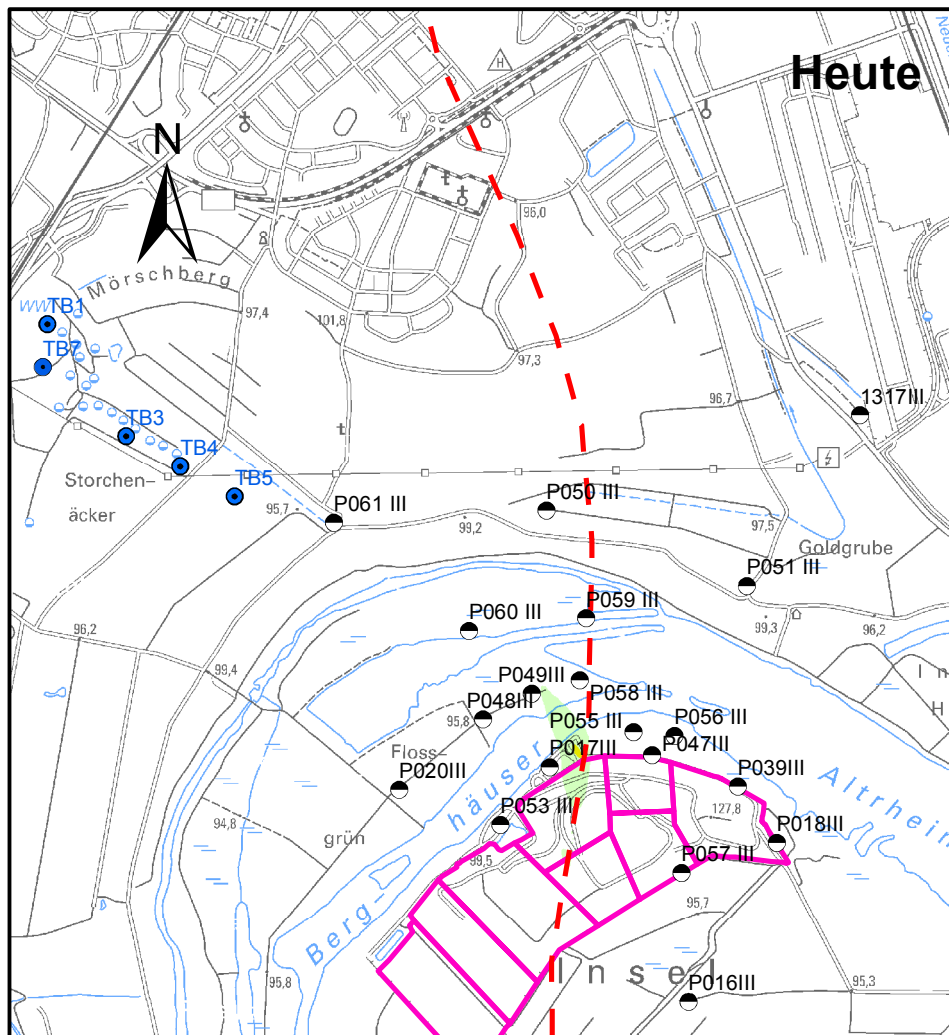
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 3: Einbezug des gepl. Tiefbrunnens TB 7, Bentazon

Maßstab 1:25.000	Projekt-Nr. 91501	Anlage-Nr. 3.1.3.3
Datum 22.06.18	Bericht-Nr. 09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Chlorid (mg/l)

10 - 50

50 - 200

200 - 500

500 - 2000

> 2000

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 2,0 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

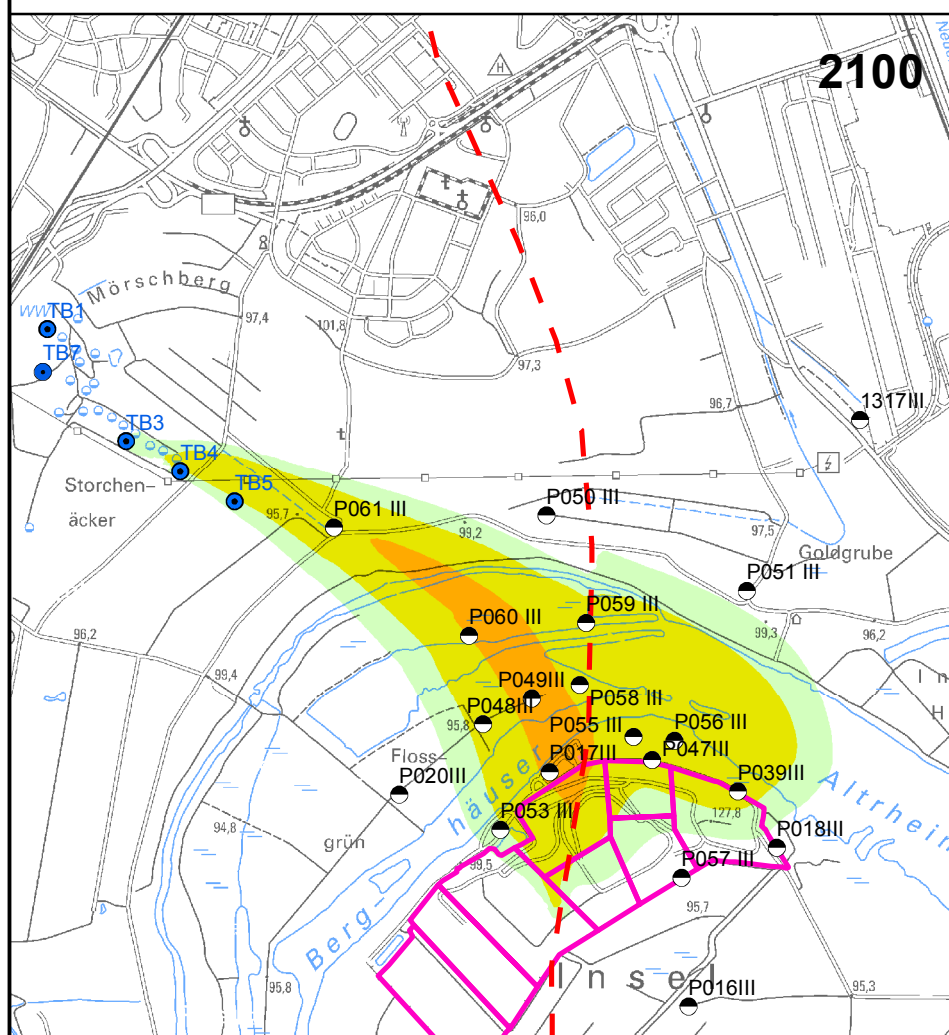
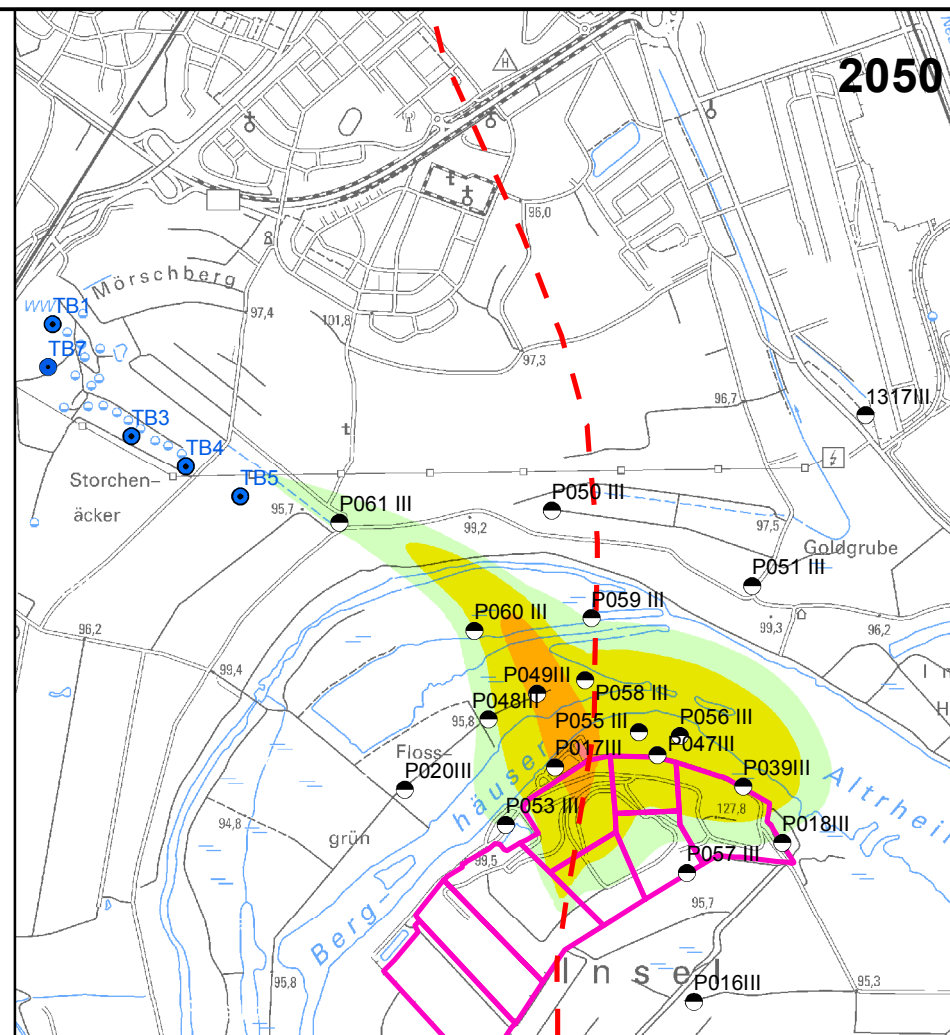
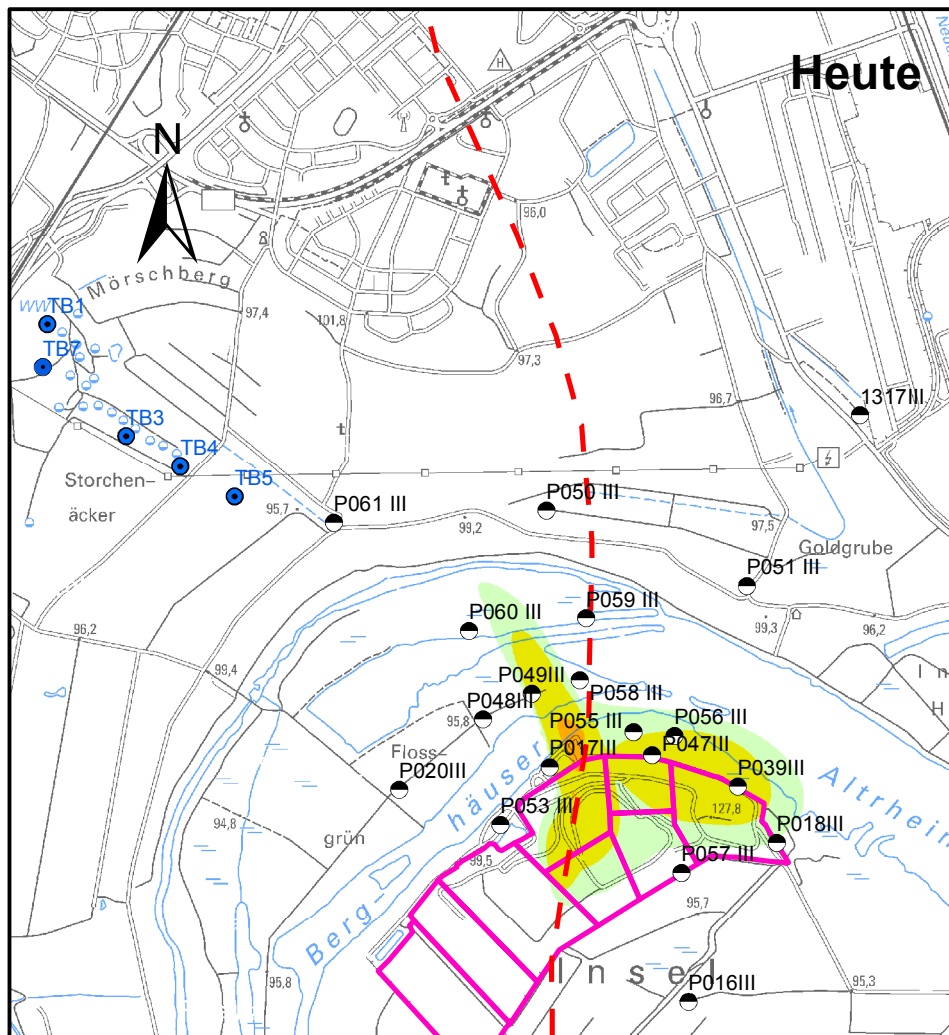
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 4: Wasserrecht (2 Mio. m³/Jahr), TB 7, Chlorid

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.4.1
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 2,0 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

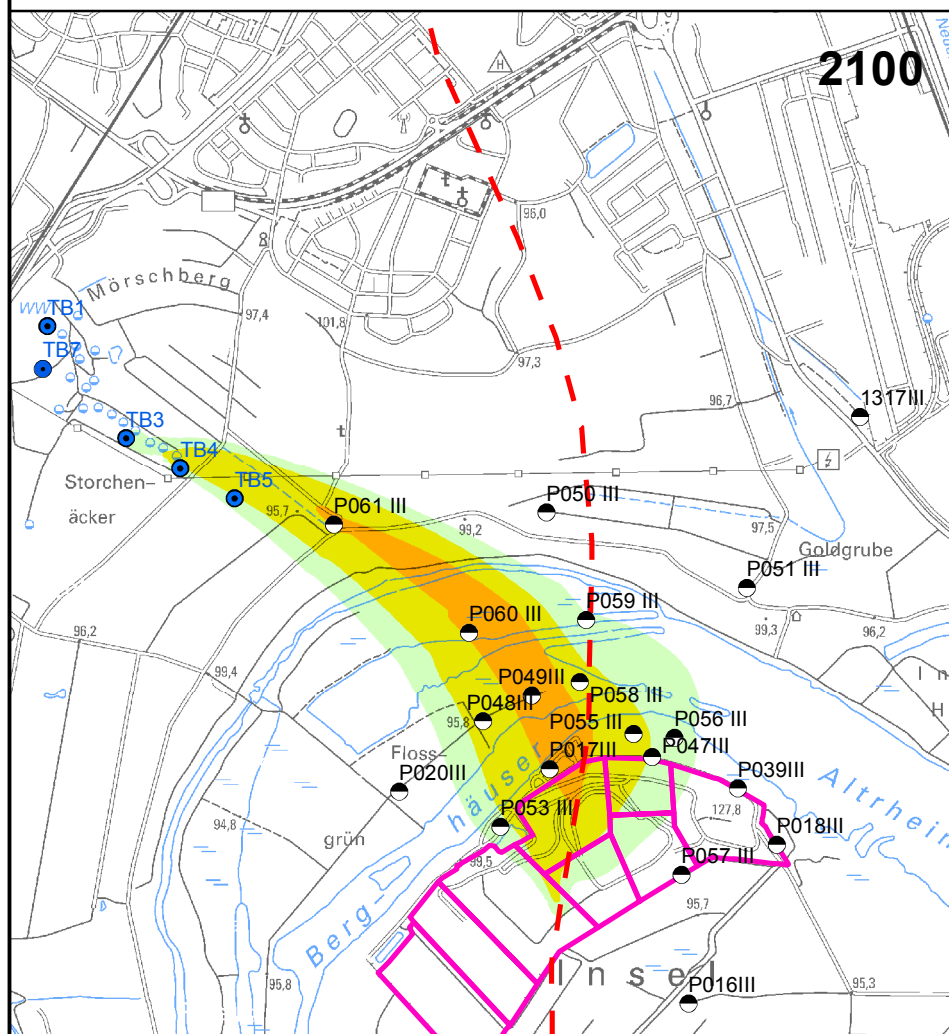
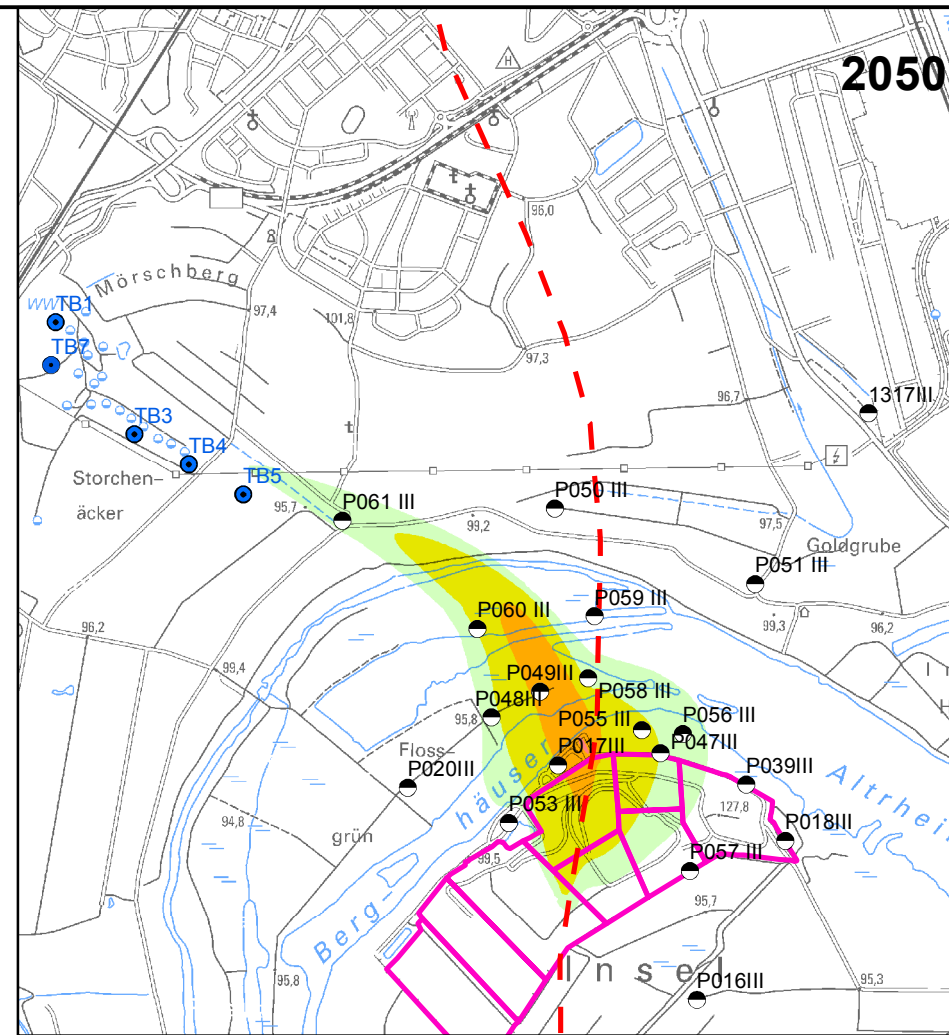
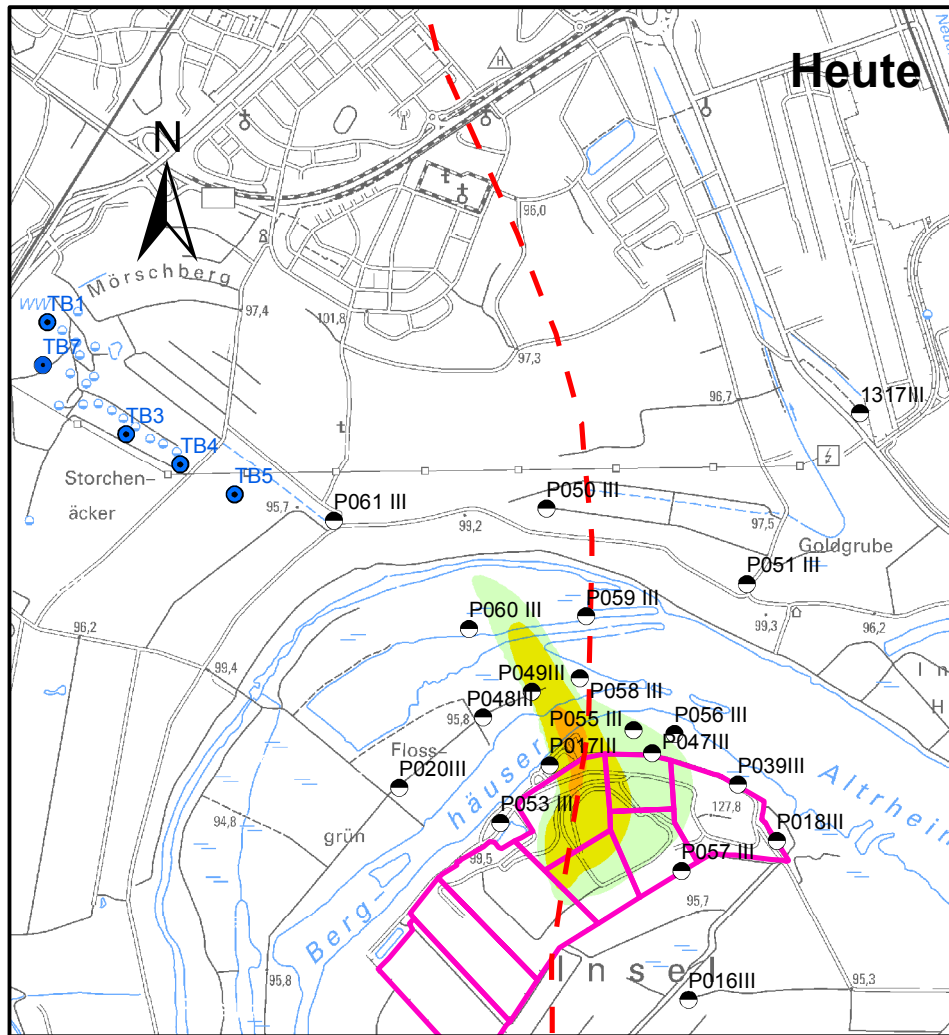
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 4: Wasserrecht (2 Mio. m³/Jahr), TB 7, Mecoprop

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.4.2
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Bentazon (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

Szenario 3:

- Einbezug TB7 SWS
- Verlagerung Entnahmeschwerpunkt westwärts
- Gesamttiefenentnahme 2,0 Mio m³/a

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

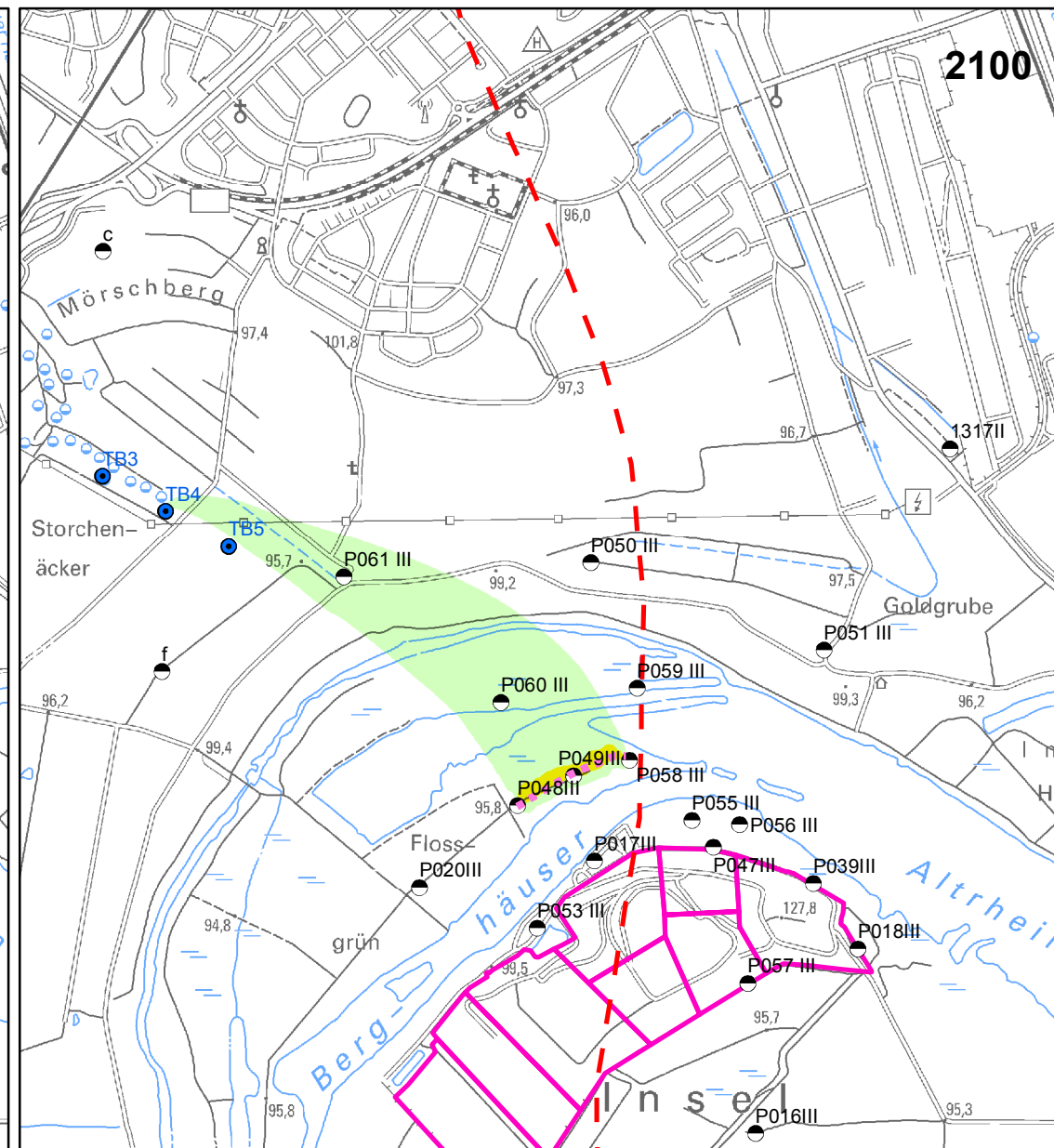
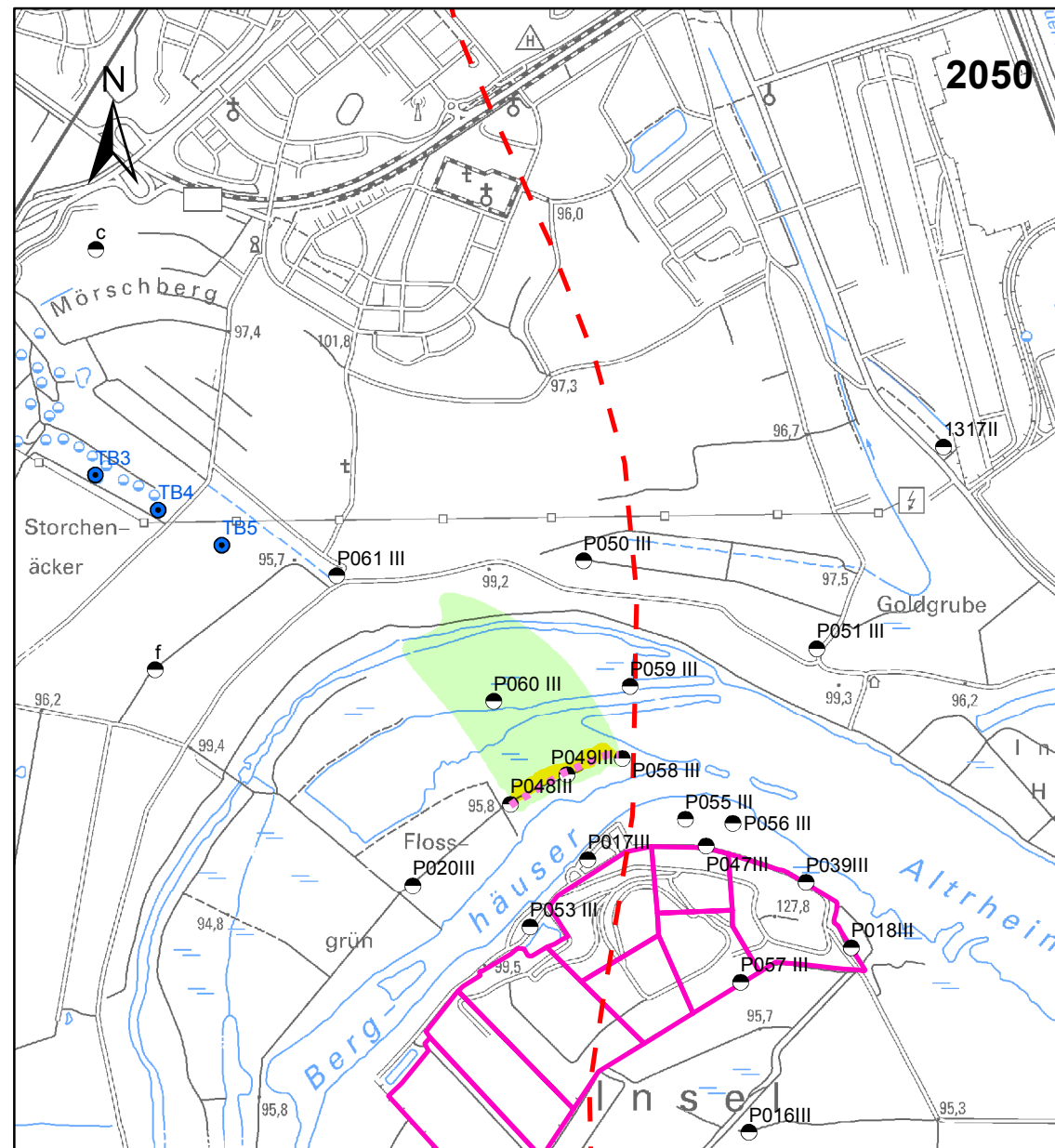
**CDM
Smith**

Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Szenario 4: Wasserrecht (2 Mio. m³/Jahr), TB 7, Bentazon

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.1.4.3
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	

Anlage 3.2 **Bei gleichbleibenden Konzentrationen
an P049III (Konservativer Fall)**



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

--- Störung

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

..... schematisierter, im Modell angesetzter Quellbereich

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

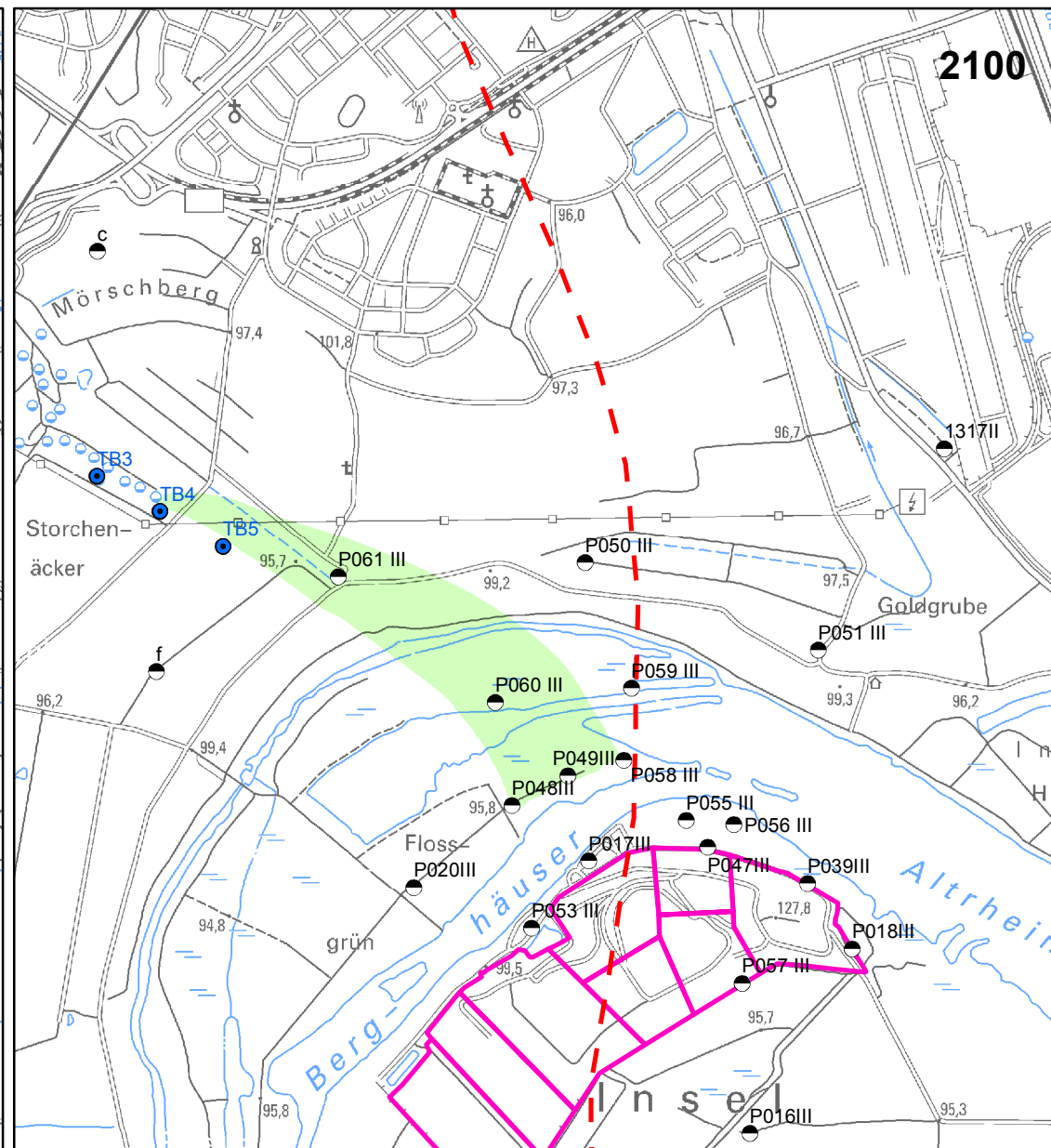
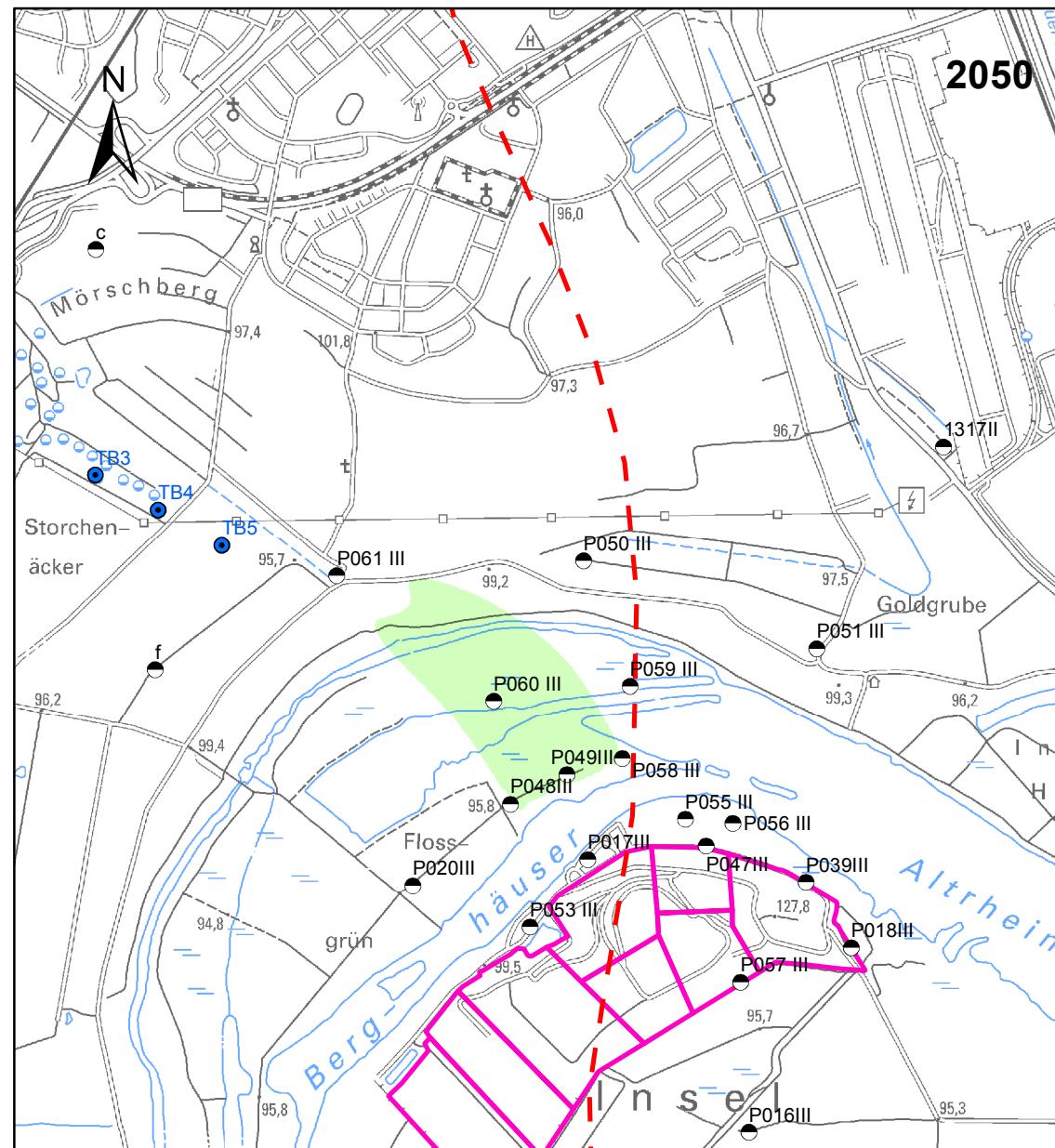
Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Bei gleichbl. Konzentrationen an P049III (Konservativer Fall)

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.2
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	

Anlage 3.3 **Bei fallenden Konzentrationen an
P049III (Günstiger Fall)**



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLu (TB III)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

--- Störung

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Prognose der Stoffausbreitung im MGWLu (TB III)
Bei steigenden Konzentrationen an P049III (Worst-Case-Fall)
Bei fallenden Konzentrationen an P049III (Günstiger Fall)

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	3.3
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	

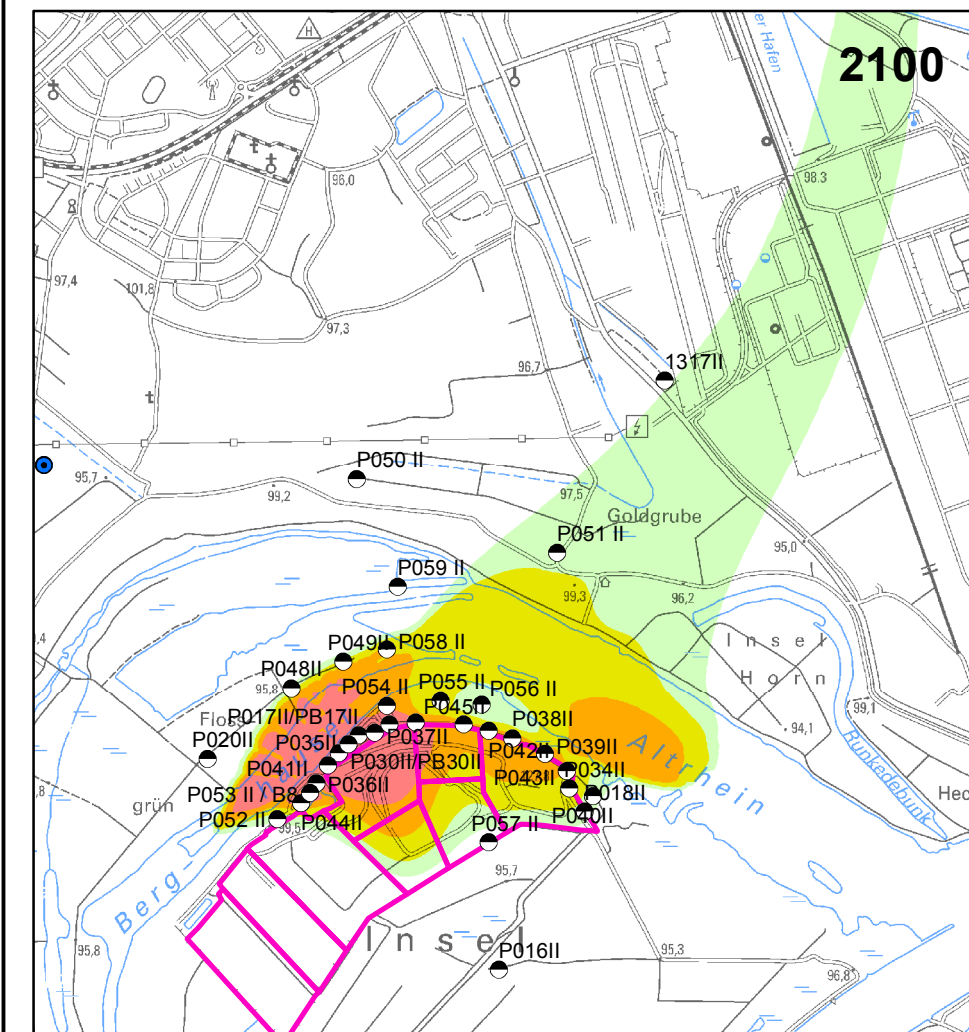
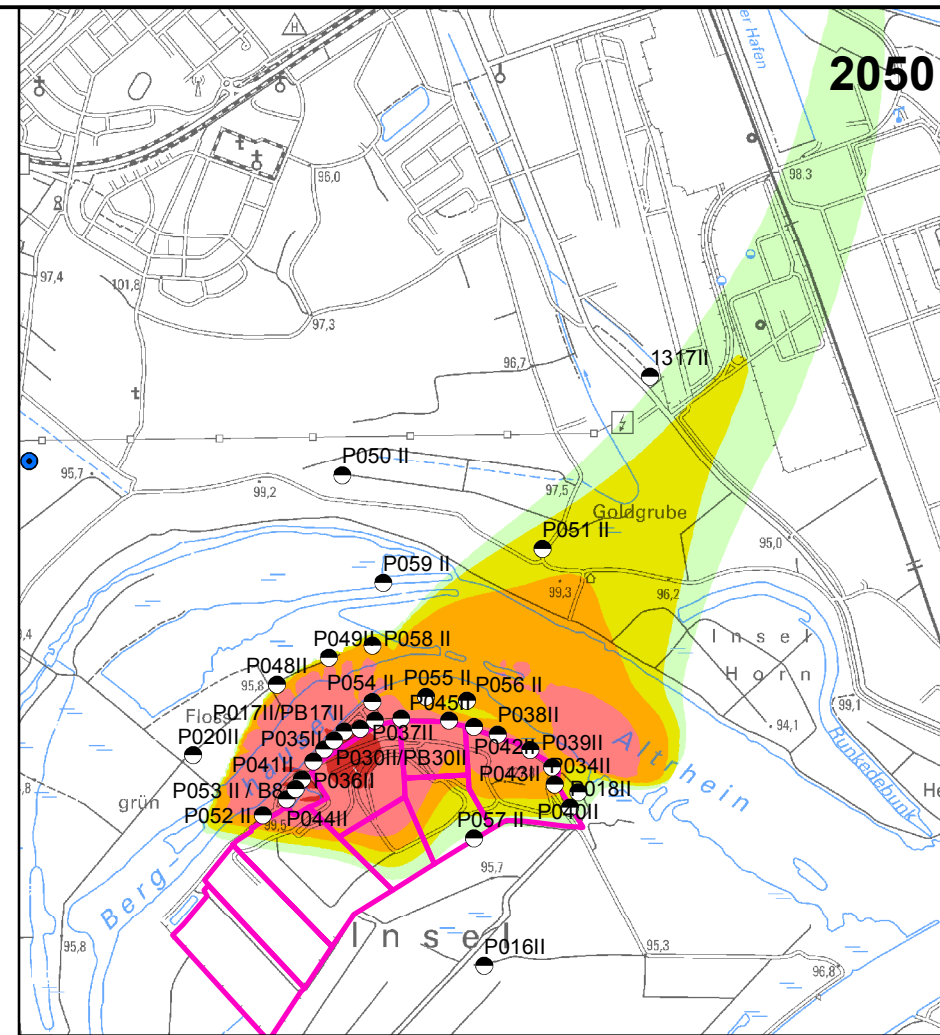
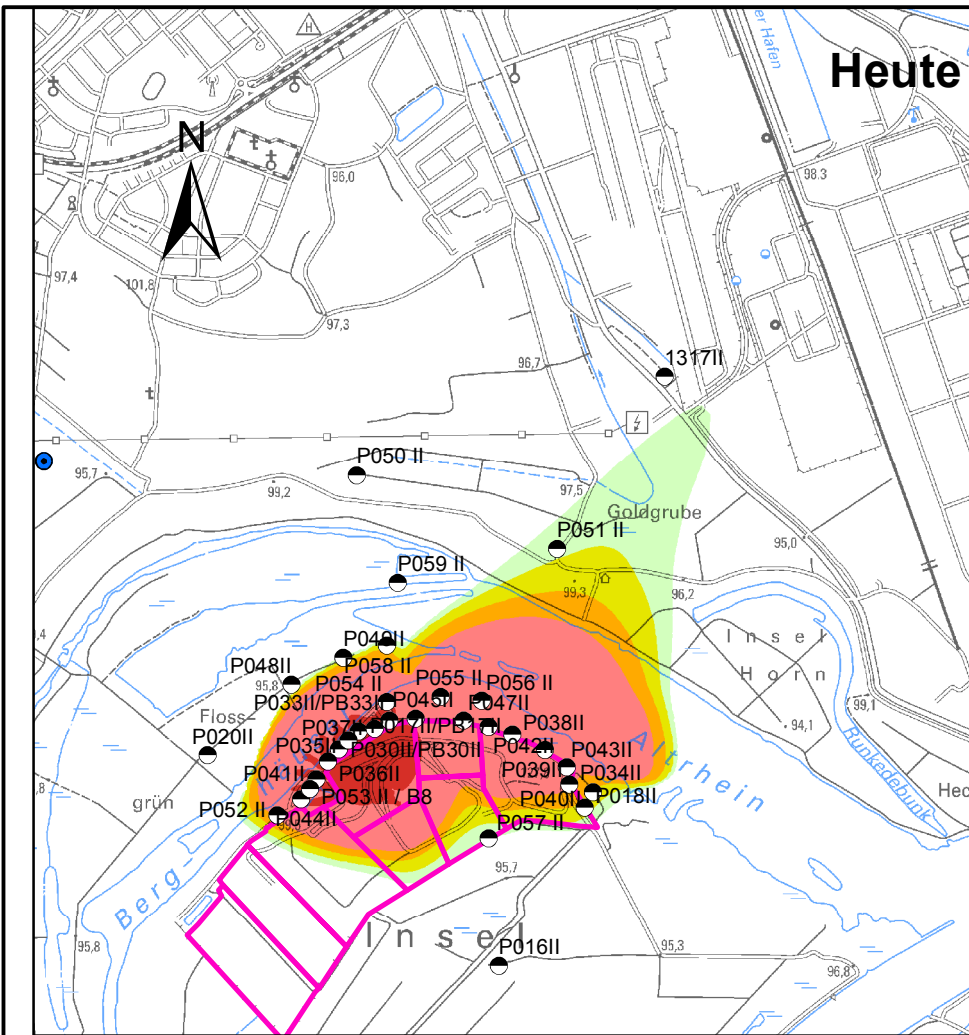
**ANLAGE 4 ÜBERPRÜFUNG DER SICHERUNGS-
MAßNAHME IM MGWLO (TB II) , [U12]**

Anlage 4.1 **Prognose der Stoffausbreitung im Anpassungsfall (Worst-Case-Fall)**

Anlage 4.1.1 Chlorid

Anlage 4.1.2 Mecoprop

Anlage 4.1.3 Bentazon



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLo (TB II)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Chlorid (mg/l)

- 10 - 50
- 50 - 200
- 200 - 500
- 500 - 2000
- > 2000

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

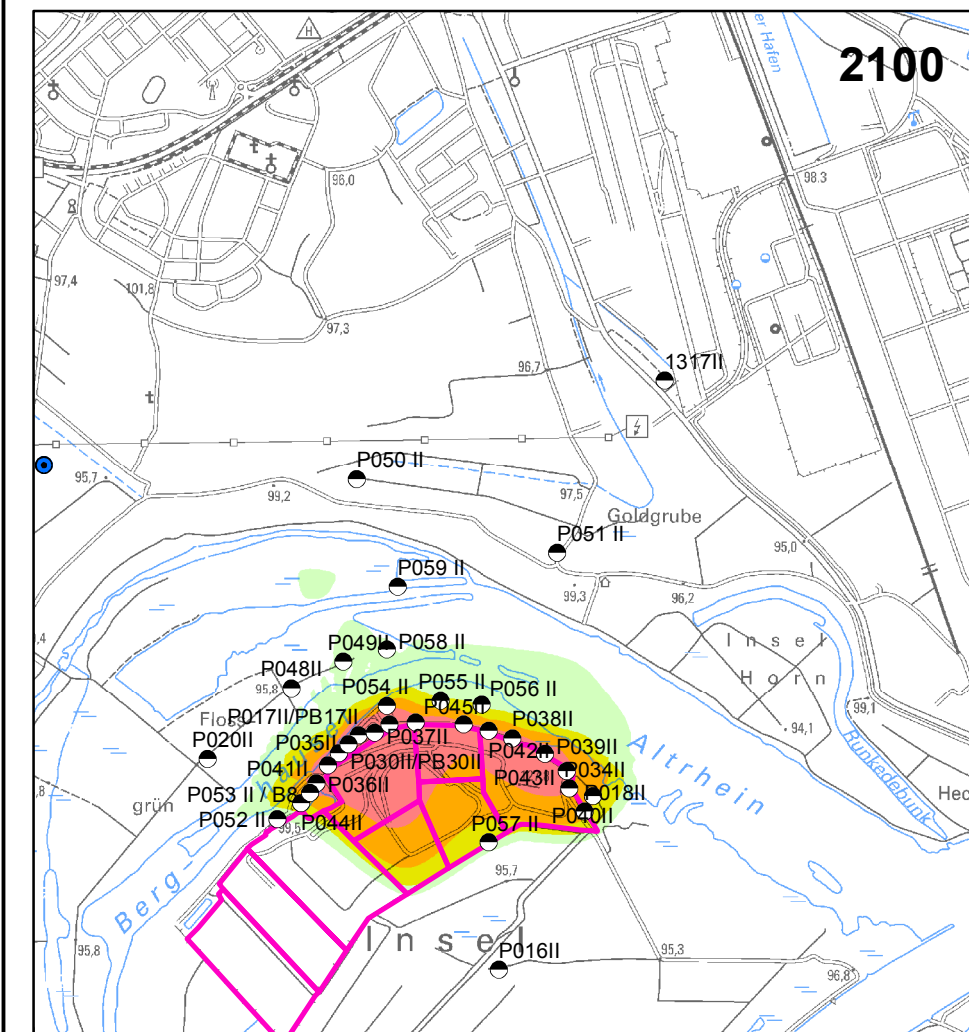
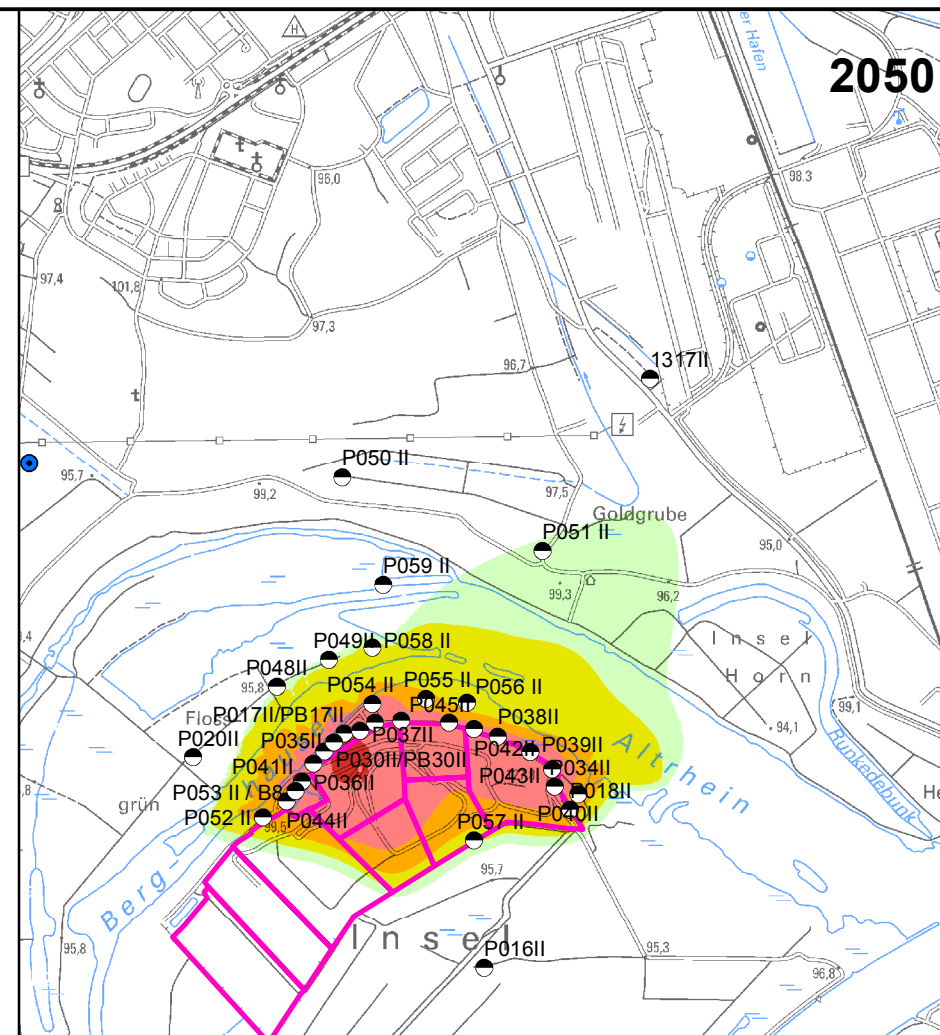
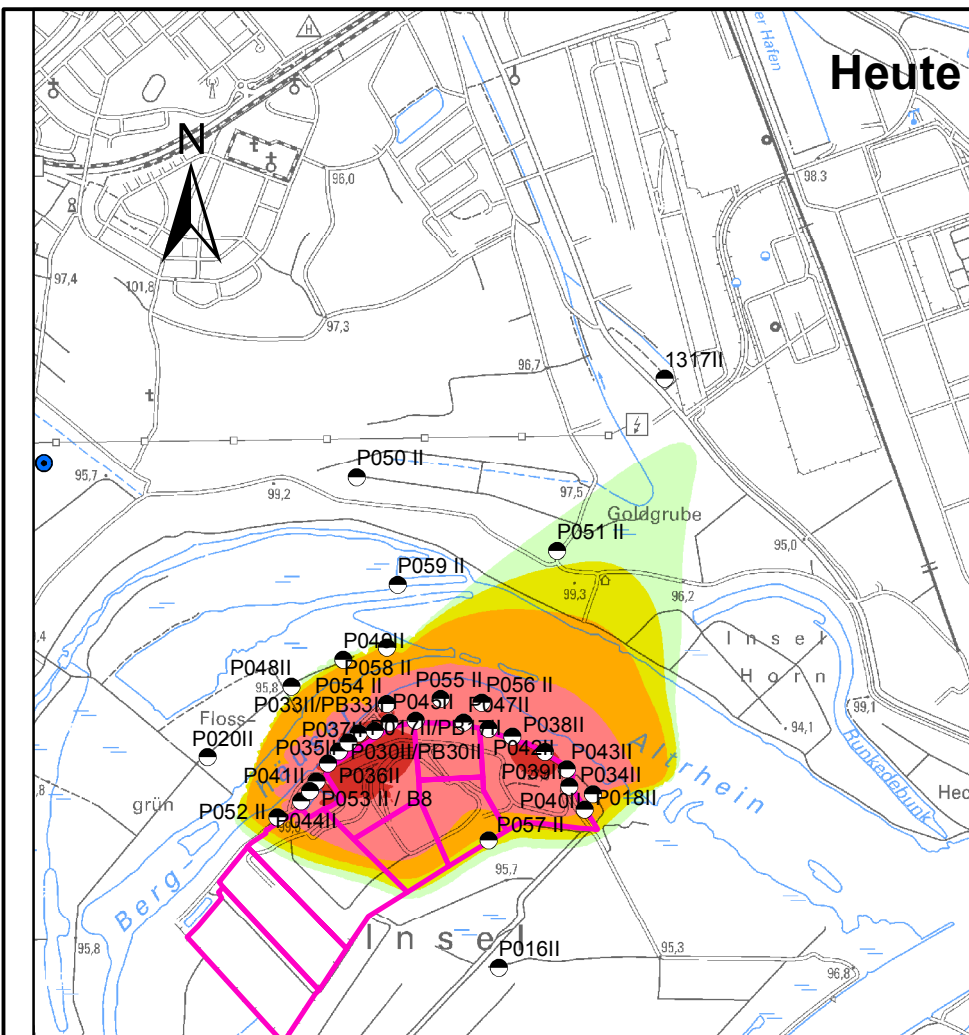
Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II)
Prognose der Stoffausbreitung im Anpassungsfall
(Worst-Case-Fall), Chlorid

CDM Smith Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	4.1.1
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLo (TB II)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

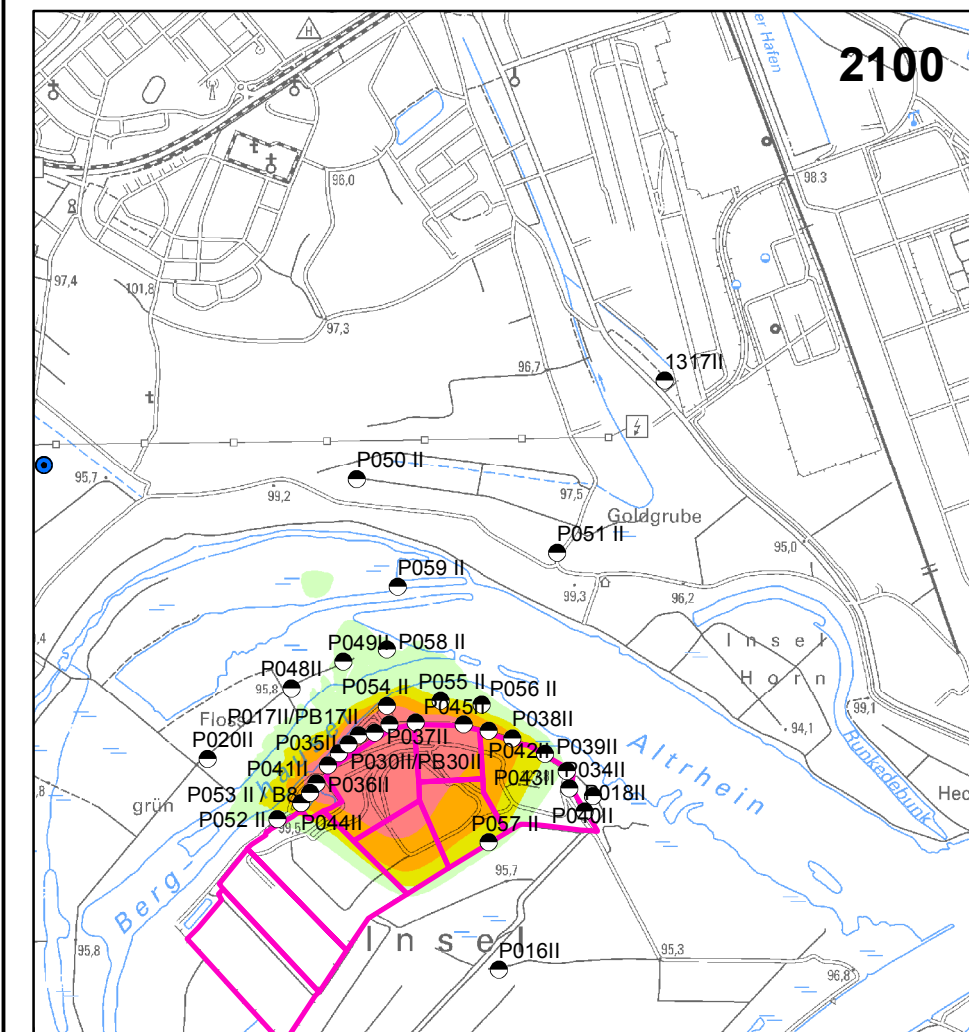
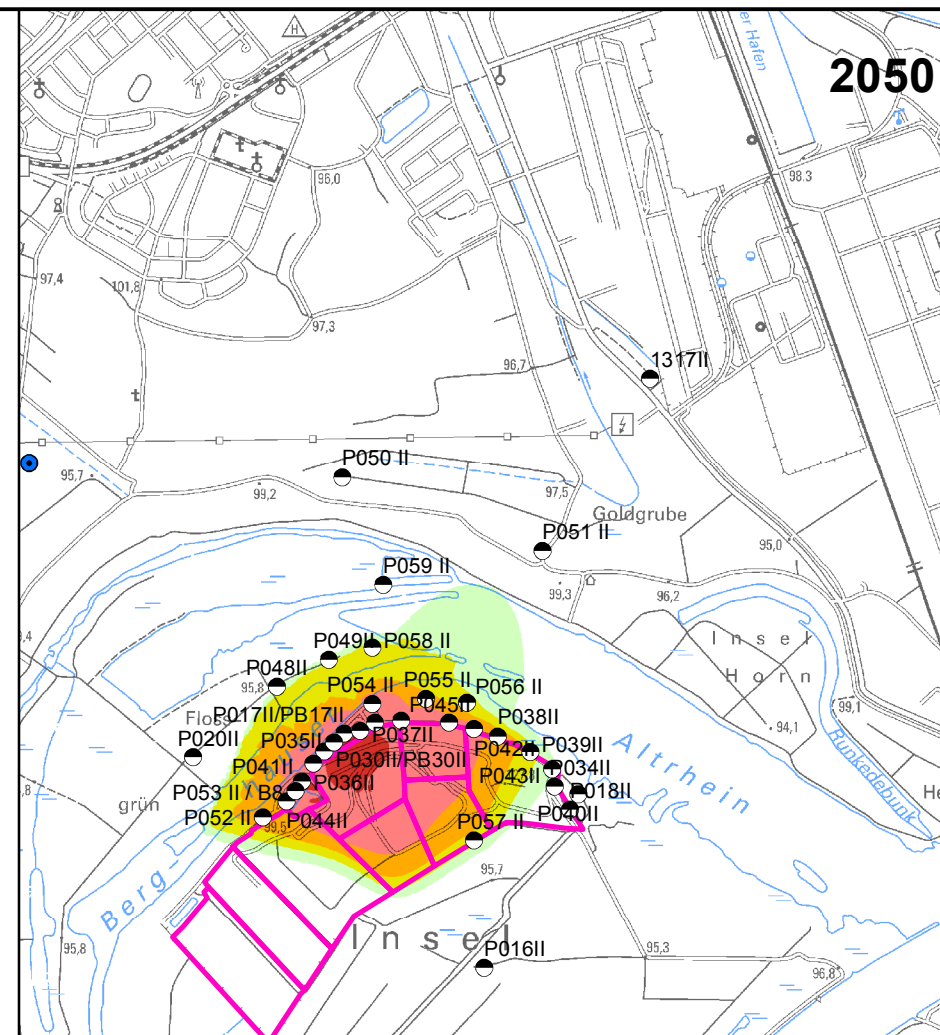
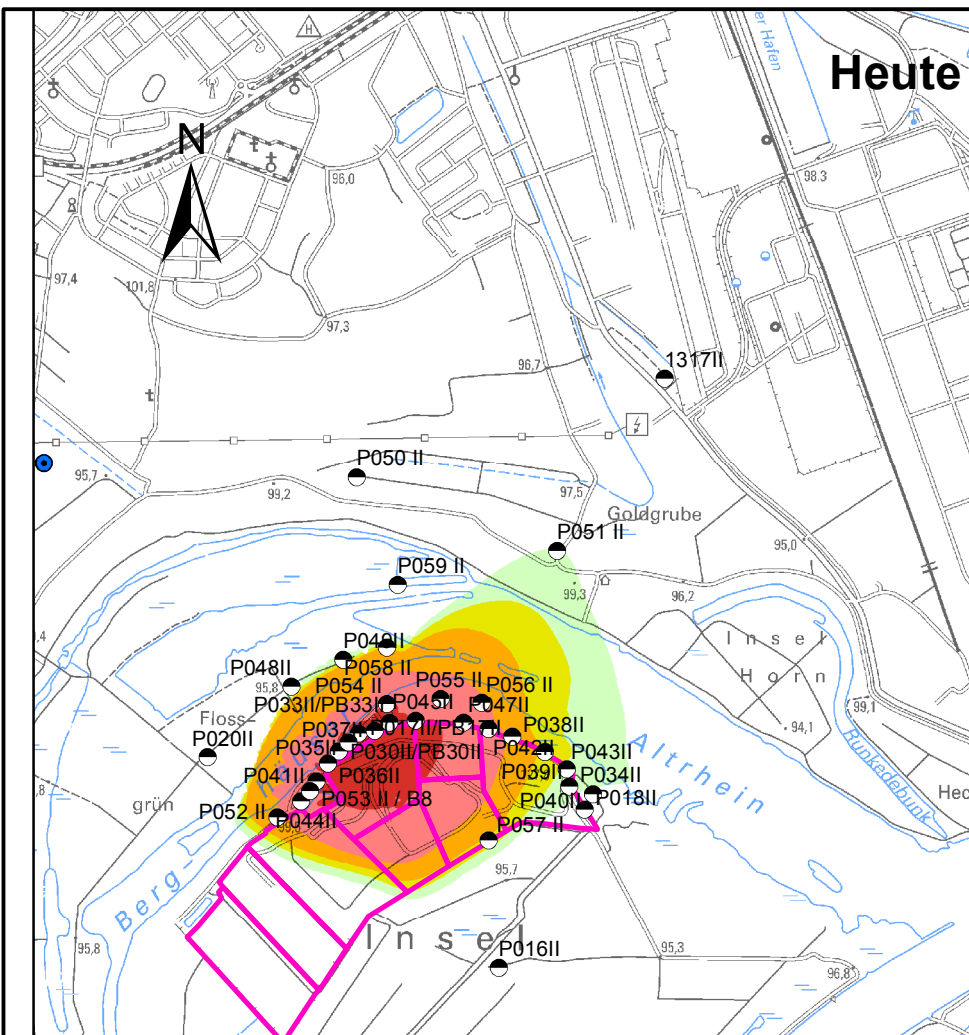
Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

**CDM
Smith**

Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II)
Prognose der Stoffausbreitung im Anpassungsfall
(Worst-Case-Fall), Mecoprop

Maßstab 1:25.000	Projekt-Nr. 91501	Anlage-Nr. 4.1.2
Datum 22.06.18	Bericht-Nr. 09	



Zeichenerklärung

Messstellen

● MGWLo (TB II)

Brunnen

● Tiefbrunnen Speyer Süd

□ Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Bentazon (mg/l)

0,0001 - 0,001

0,001 - 0,01

0,01 - 0,1

0,1 - 1

> 1

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

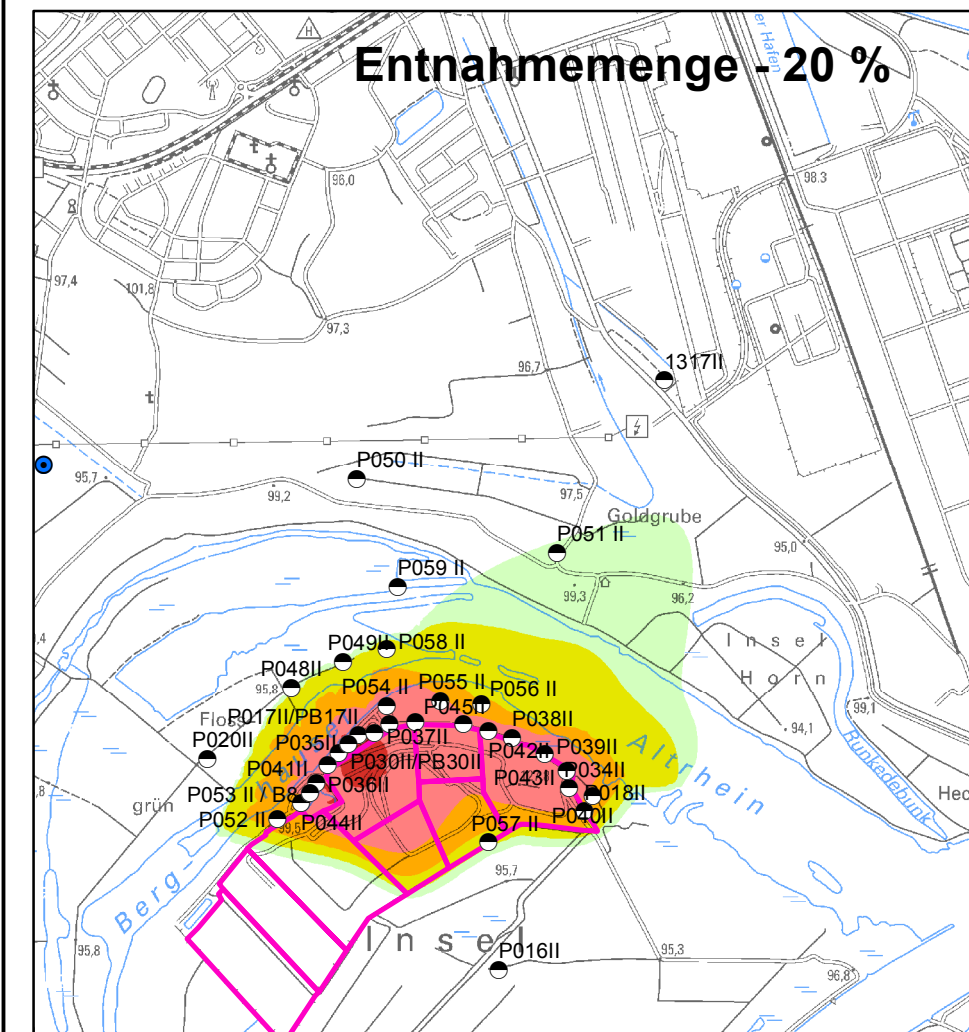
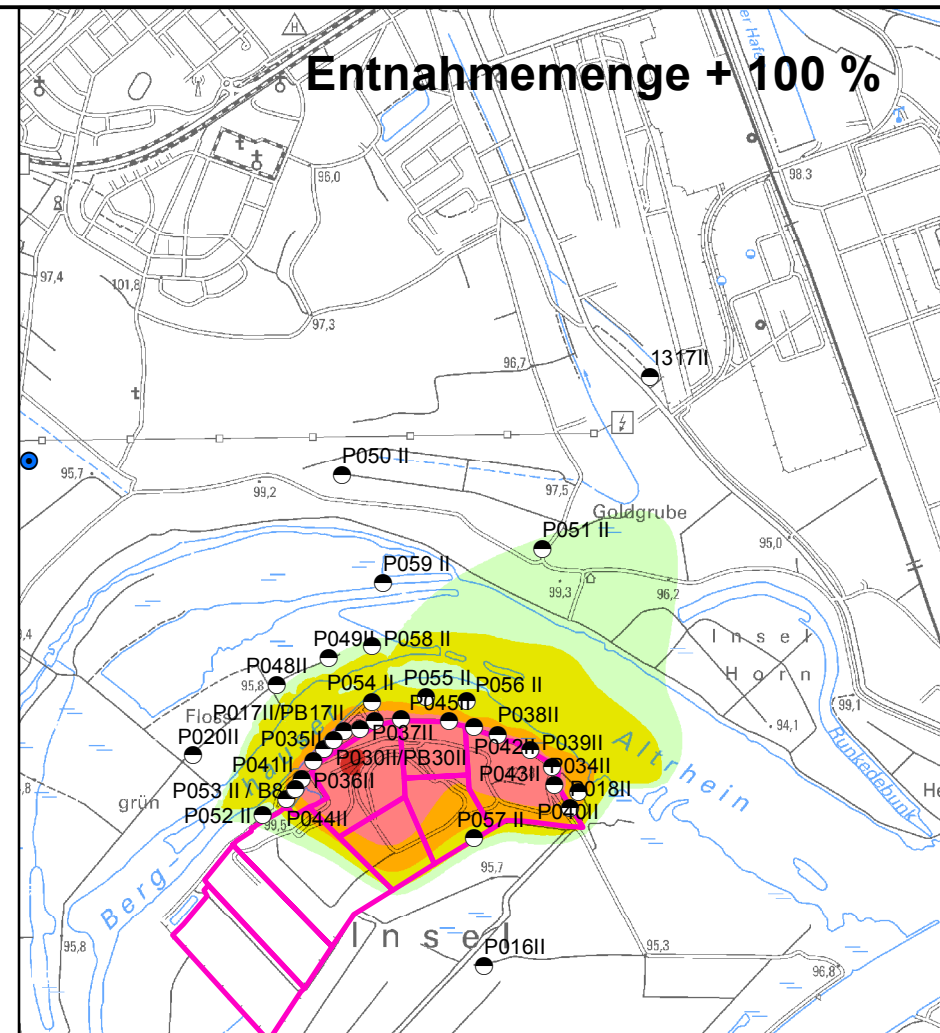
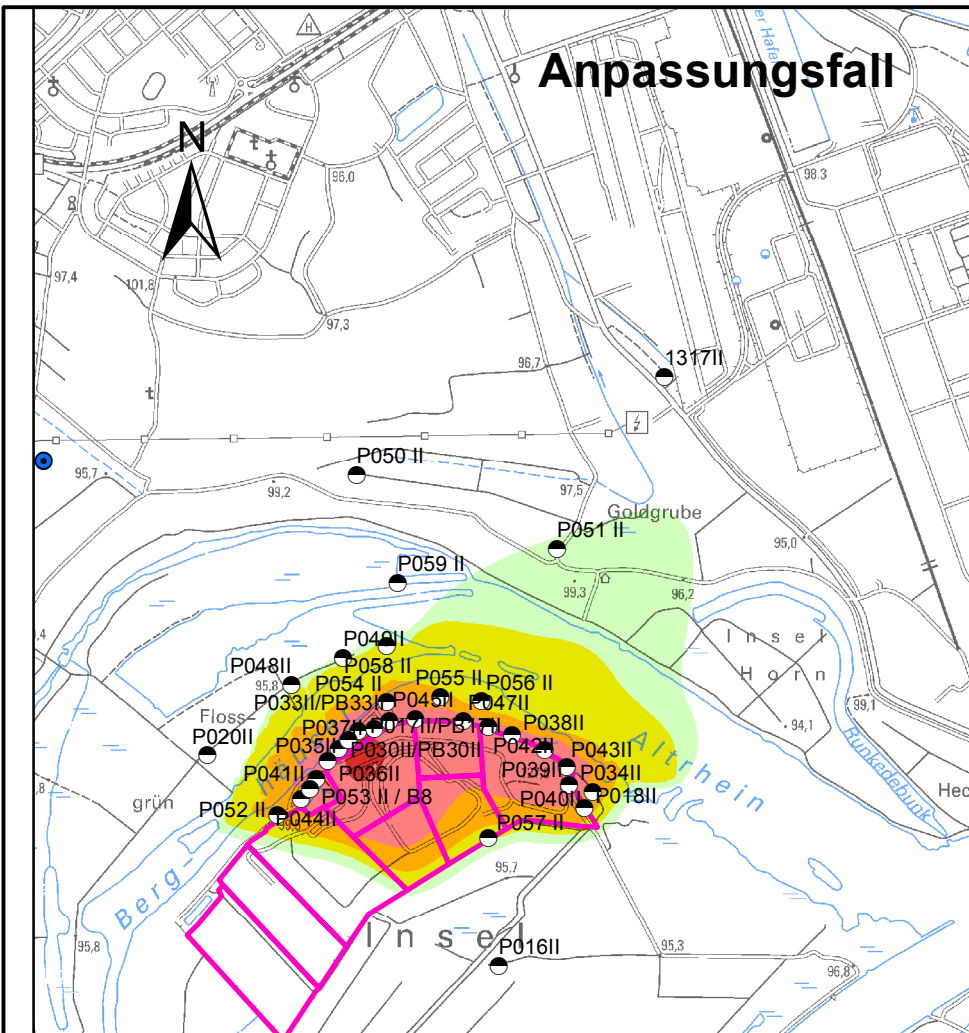
Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II)
Prognose der Stoffausbreitung im Anpassungsfall
(Worst-Case-Fall), Bentazon



Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	4.1.3
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	

Anlage 4.2 **Variation der Entnahmemenge
(Stoffausbreitung Mecoprop 2050)**



Zeichenerklärung

Messstellen

- MGWLo (TB II)

Brunnen

- Tiefbrunnen Speyer Süd

- Deponieabschnitte

Stoffkonzentrationen im Grundwasser

Mecoprop (mg/l)

- 0,0001 - 0,001
- 0,001 - 0,01
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- > 1

0 250 500 750 1.000 m



Koordinatensystem: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Datengrundlagen: TK25 © Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 2012

Kartengrundlage BCE GmbH, [U12]

Deponie Flotzgrün
Gefährdungsbeurteilung Grundwasser (Risk Assessment)

**CDM
Smith**

Consult GmbH
Neue Bergstraße 13
64665 Alsbach

Überprüfung der Sicherungsmaßnahme im MGWLo (TB II)
Variation der Entnahmemenge
(Stoffausbreitung Mecoprop 2050)

Maßstab	Projekt-Nr.	Anlage-Nr.
1:25.000	91501	4.2
Datum	Bericht-Nr.	
22.06.18	09	

**ANLAGE 5 CDM SMITH (2014): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - BEWERTUNG DER ANALYSEN-
BEFUNDE AUS
DEM STOFFSCREENING AN DEN
SANIERUNGSBRUNNEN B01 BIS B07
VOM 16.09.2014,
ALSBACH, BERICHT 2, DEZEMBER 2014**



Deponie Flotzgrün

Bewertung der Analysenbefunde an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07 vom 16.09.2014

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **02**

Auftraggeber: BASF SE, Ludwigshafen

Standort: Deponie Flotzgrün

Prüfgegenstand: Analysenbefunde an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07
vom 16.09.2014

Bearbeiter: Dr. Katja Amstätter
Dr. Bettina Starke
Dipl.-Ing. Jörn Müller

2014-12-15

1 VERANLASSUNG

Aus der im nordwestlichen Bereich der eingedeichten Insel Flotzgrün betriebenen Deponie Flotzgrün treten Schadstoffe in die wassergesättigte Bodenzone aus, so dass im Deponiebereich wie auch im nahen Abstrom Grundwasserbelastungen vorliegen. Zur hydraulischen Sicherung werden im gesamten nördlichen Deponierandbereich aktuell 7 Sanierungsbrunnen betrieben.

Vor diesem Hintergrund wurden am 16.09.2014 an allen 7 Sanierungsbrunnen Wasserproben genommen und im Rahmen eines umfassenden Screenings auf eine Vielzahl von Schadstoffparametern untersucht. Die Analyseleistungen erfolgten durch die BASF SE - Umweltanalytik und Wasser/Dampf-Überwachung - GUU/WA - Z 570.

Ziel der Untersuchungen ist es, ein möglichst aussagekräftiges Bild über die Grundwasserqualität im direkten Abstrom der Deponie Flotzgrün zu erlangen. Die hierbei gewonnenen Ergebnisse sollen anschließend in das Monitoring-Programm zur chemisch-analytischen Überwachung und Beweissicherung des Deponiestandorts einfließen.

2 UNTERLAGEN

Im Rahmen der Prüfung wurden folgende Unterlagen eingesehen und bei der Bewertung berücksichtigt:

- [U1] Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, GESTIS-Stoffdatenbank, Abfrage am 19.11.2014;
[http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0)
- [U2] National Center for Biotechnology Information, PubChemCompound Database, Abfrage am 20.11.2014; <http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
- [U3] U.S. National Library of Medicine, TOXNET – Toxicology Data Network, Abfrage am 20.11.2014; <http://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>

3 VORGEHENSWEISE BEI DER BEWERTUNG

Mit dem Ziel das Untersuchungsprogramm für das weitere Monitoring-Programm, bzw. eine Erstbeprobung von neu errichteten Messstellen, dem Schadstoffbild im Abstrom der Deponie Flotzgrün anzupassen, wurden die Screening-Ergebnisse der 7 beprobten Sanierungsbrunnen wie folgt ausgewertet:

1. Identifikation der nachweisbaren Parameter und der jeweiligen Maximalkonzentration
2. Festlegung der relevanten Stoffeigenschaften als Basis für eine Gefährdungsabschätzung (s. Bewertungstabelle **Anlage 2**)
3. Recherche zu den bekannten Stoffeigenschaften der einzelnen Parameter
4. Bewertung der Stoffeigenschaften und Einstufung des Gefährdungspotentials in „niedrig“, „mittel“, „hoch“, sowie Kennzeichnung von Stoffen mit geringer Datengrundlage

Die gewählten Stoffeigenschaften als Basis für die Gefährdungsabschätzung (s. **Anlage 2**) geben Informationen darüber, wie gesundheitsgefährdend, bzw. ökotoxikologisch relevant ein Parameter für das zu bewertende System Grundwasser ist. Der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient und die Wasserlöslichkeit sind ein Maß für die Mobilität eines Stoffes zwischen den Umweltkompartimenten Boden und Wasser. Der Biokonzentrationsfaktor beschreibt das Anreicherungspotential für einen Stoff in aquatischen Organismen und erlaubt zusammen mit den Angaben über die Abbaubarkeit eine Abschätzung über die Persistenz der Parameter in der Umwelt.

Für die Recherche der vorgenannten Stoffeigenschaften wurden die Angaben in der „GESTIS-Stoffdatenbank“ [U1] sowie zwei weitere im Internet frei zugängliche Datenbanken, die „PubChemCompound“-Datenbank [U2] und die „TOXNET“-Datenbank [U3], ausgewertet.

Anschließend wurden die Stoffeigenschaften zur Bewertung der einzelnen Parameter bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung mit folgender abnehmender Priorität eingestuft:

Höhe der Stoffkonzentration - bestehende Beurteilungswerte > Mobilität - Verteilung der Stoffe zwischen wässriger und organischer Phase (K_{ow}) > Abbaubarkeit - Anreicherung in aquatischen Organismen (BCF) > Wassergefährdungsklasse (WGK) - Toxizität.

Diese Abfolge führte zu einer Einstufung zwischen hohem und niedrigem Gefährdungspotential für den jeweiligen Parameter. Alle die Parameter, für die keine bzw. nur teilweise Informationen zu den gesuchten Stoffeigenschaften verfügbar waren, wurden als „unklar“ gekennzeichnet (**Anhang 2**).

4 BEWERTUNG DER ERGEBNISSE UND WEITERES VORGEHEN

Im ersten Schritt der Bewertung konnten die 360 untersuchten Parameter auf 37 Parameter eingegrenzt werden. Diese wurden in den 7 Sanierungsbrunnen in unterschiedlichen Konzentrationen vom µg/l- Bereich bis in den zweistelligen mg/l-Bereich nachgewiesen (**Anlage 1**). Besonders auffallend waren die bisherigen Leitparameter Bentazon und Mecoprop die mit maximal 1,6 bzw. 1,5 mg/l nachgewiesen wurden, sowie Naphthalin (0,5 mg/l), Diethylamin (2,1 mg/l), 1,3,5-Trioxan (17 mg/l), 1,4-Dioxan (14 mg/l) und 2-Propanamin (2 mg/l). Das Gefährdungspotential dieser Stoffe wurde als „hoch“ eingestuft, mit Ausnahme von Diethylamin und Propanamin (**Anlage 2**). Aufgrund ihrer guten Abbaubarkeit, der niedrigen Wassergefährdungsklasse (WGK 1) und der moderaten Gesundheitsschädlichkeit und Toxizität wurden diese beiden Stoffe mit „mittel“ eingestuft.

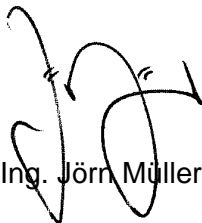
Ein „mittleres“ Gefährdungspotential wurde auch den Stoffen Benzol, Chlorbenzol, Tetrahydrofuran, Triethylamin und 2-Methylanilin zugeordnet, basierend auf den nachgewiesenen Stoffkonzentrationen, der Mobilität, der eingeschränkten Abbaubarkeit und teilweise der toxischen Wirkung.

Neun Parameter wurden mit einem „niedrigen“ Gefährdungspotential eingestuft, v.a. aufgrund von niedrigen Konzentrationen, die in den Proben nachgewiesen wurden. Zusätzlich floss hier die Abbaubarkeit oder eine ggf. geringe Toxizität der Stoffe in die Bewertung mit ein. Für weitere neun der 37 zu beurteilenden Parameter konnten in den ausgewerteten Datenbanken keine oder nur teilweise Angaben zu den für die Beurteilung gewählten Stoffeigenschaften ermittelt werden. Diese Parameter wurden mit „unklar“ gekennzeichnet.

Für das weitere Vorgehen wird aus fachgutachterlicher Sicht empfohlen, die Parameter, die mit „hoch“, „mittel“ oder „unklar“ eingestuft wurden, in das Mess- und Analysenprogramm für das nächste Monitoring sowie die Erstbeprobung der derzeit neu errichteten Messstellen aufzunehmen. Auf Basis der hierbei aufgenommenen Ergebnisse kann anschließend über den Verbleib der einzelnen Parameter in der Regelüberwachung zur chemisch-analytischen Überwachung und Beweissicherung des Deponiestandorts entschieden werden.

CDM Smith Consult GmbH
2014-12-15

i.V.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.A.



Dr. Katja Amstätter

- Anlagen:**
- Zusammenstellung der Analysenbefunde vom 16.09.2014 (**Anlage 1**)
 - Bewertung der Analysenbefunde vom 16.09.2014 (**Anlage 2**)

2-Methyl-2-propen-1-ol	78-85-3	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2-Methyl-3-buten-2-ol	115-18-4	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2-Methyl-3-buten-2-ol	115-19-5	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2-Propanamin	75-31-0	4,0 mg/l	1,0 mg/l	0,14 mg/l	0,085 mg/l	0,074 mg/l	0,65 mg/l	0,040 mg/l
2-Propanol	67-63-0	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,2,6,6-Tetramethyl-4-piperidinamin	36768-62-4	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l
2,3-Dihydro-2-methoxy-4H-pyran	4454-05-1	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,5-Dihydrofuran	1708-29-8	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,5,6-Trimethyl-2-cyclohexen-1-on-A	74146-74-0	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,5,6-Trimethyl-2-cyclohexen-1-on-B	74146-84-2	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,6-Dimethylanilin	87-62-7	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,6-Dimethylpyridin	108-48-5	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
2,6-Dimethyl-7-octin-6-ol	1604-26-8	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3-Methyl-1-butanol	123-51-3	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3-Methyl-2-buten-1-ol	107-86-8	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3-Methyl-2-buten-1-ol	556-82-1	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3-Methyl-3-buten-1-ol	763-32-6	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3-Pentanon	96-22-0	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3/4-Methylpyridin		<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
3,5,5-Trimethyl-2-cyclohexen-1-on	78-59-1	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
4-Chloranilin	106-47-8	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l
4-Methyl-2-pentanon	108-10-1	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
4-Methyl-3-penten-2-on	141-79-7	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l
5,5-Dimethylpyrazolin	4320-85-8	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l	<0,020 mg/l
5,5-Dimethyl-1,3-dioxan	872-98-0	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l	<0,050 mg/l

durchgeführte Analysenmethode: HS/GC-MS mit Natriumsulfat
IN ANLEHNUNG AN DIN EN ISO 10301

Parameter	CAS-Nr.	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis
Aceton	67-64-1	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Acrylsäure-methylester	96-33-3	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Benzosäuremethylester	93-58-3	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Benzol	71-43-2	9,4 µg/l	3,3 µg/l	3,5 µg/l	5,5 µg/l	7,8 µg/l	34 µg/l	1,3 µg/l
Bis-chlorisopropylether Summe	39638-32-9	2,0 µg/l	1,5 µg/l	3,1 µg/l	2,4 µg/l	<0,50 µg/l	2,3 µg/l	1,2 µg/l
Chlorbenzol	108-90-7	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	1,0 µg/l	8,7 µg/l	<0,50 µg/l
Cyclohexylmethacrylat	1101-43-9	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Dichlormethan	75-09-2	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Essigsäureethylester	141-78-6	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Ethylacrylat	140-88-5	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
Ethylbenzol	100-41-4	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	0,53 µg/l	<0,50 µg/l
Ethylhexylacrylat	103-11-7	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
trans-1,2-Dichlorethen	156-60-5	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
iso-Butylacetat	110-19-0	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
1-Chlor-2-methyl-propan	513-36-0	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Methylisothiocyanat	556-61-6	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l	<1,0 µg/l
Methacrylsäuremethylester	80-62-6	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
m/p-Xylol	1330-20-7	0,85 µg/l	0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	0,50 µg/l	1,2 µg/l	<0,50 µg/l
Naphthalin	91-20-3	210 µg/l	11 µg/l	1,2 µg/l	2,4 µg/l	92 µg/l	500 µg/l	19 µg/l
n-Butylacetat	123-86-4	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
n-Butylacrylat	141-32-2	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
o-Xylol	95-47-6	0,53 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	1,2 µg/l	<0,50 µg/l
Tetrachlorethen	127-18-4	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Tetrachlorkohlenstoff	56-23-5	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Toluol	108-88-3	1,1 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	1,3 µg/l	<0,50 µg/l
Trichlorethen	79-01-6	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Chloroform	67-66-3	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Vinylchlorid	75-01-4	<0,50 µg/l	1,3 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
cis-1,2-Dichlorethen	156-59-2	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
Essigsäure-(1-methoxy-2-propyl)ester	108-65-6	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l
1,1-Dichlorethen	75-35-4	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,1,1-Trichlorethen	71-55-6	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,1,2-Trichlorethen	79-00-5	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,2-Dichlorbenzol	95-50-1	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	1,4 µg/l	<0,50 µg/l
1,2-Dichlorethan	107-06-2	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,2-Dichlorpropan	78-87-5	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,3-Dichlorbenzol	541-73-1	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
1,4-Dichlorbenzol	106-46-7	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l	<0,50 µg/l
4-Methyl-3-penten-2-on	141-79-7	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l	<20 µg/l

durchgeführte Analysenmethode: Bestimmung von polaren, organischen Stoffen mittels Massenspektrometrie (LC-MS)

Parameter	CAS-Nr.	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis	Ergebnis
Aminochlorpyridazinon	1698-61-9	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l
Carbendazim	10605-21-7	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l
Chlorhydroxypyridazinon	1698-65-3	49 µg/l	23 µg/l	31 µg/l	29 µg/l	37 µg/l	38 µg/l	17 µg/l
Diaminopyridazinon	4725-73-9	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l
Dichlorpyridazinon	1698-53-9	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l
Chloridazon	1698-60-8	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l	<5,0 µg/l
Pyraclostrobin	175013-18-0	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l
Triphenylphosphinoxid	791-28-6	18 µg/l	12 µg/l	12 µg/l	14 µg/l	12 µg/l	10 µg/l	10 µg/l
Verapamil	152-11-4	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l
3,4-Dimethyl-1H-pyrazol	2820-37-3	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l	<10 µg/l

BASF SE Deponie Flotzgrün - Gefährdungsbeurteilung Grundwasser

ANLAGE 2

Bewertung der Analysenbefunde vom 16.09.2014 an den Sanierungsbrunnen B01 bis B07

Parameter	Einheit	Analysenbefund 16.09.2014		Beurteilungswerte				EU-Gefahrstoffkennzeichnung	Toxizität		Wasser-gefährdung	Abbaubarkeit	Wasser-löslich-keit bei 20°C g/l	Löslichkeit in Wasser	Oktanol-Wasser-Verteilungs-koeffizient logKow [l/kg]	Biokonzentra-tionsfaktor BCF [l/kg]	Mobilität	Gefährdungs-potential GW	Quelle	
		max. Wert	Brunnen	oPW ⁽¹⁾	Grenzwert TrinkwV	GFS ⁽²⁾	UQN ⁽³⁾		LD50, Ratte, oral mg*kg-1	LC50 Fisch (96h) mg*L-1										
PSM-Wirkstoffe																				
Bentazon	µg/l	1600	B01	0,05	0,1	0,1	0,1	gesundheitsschädlich, gewässergefährdend	1100	190-3870	WGK 2	aerob schnell abbaubar	0,57	schwer löslich	2,8	79	hoch	hoch	4, 6	
CMPP	µg/l	1500	B06	0,05	0,1	0,1	0,1	gesundheitsschädlich, gewässergefährdend	650	125	WGK 2	aerob schnell abbaubar	0,62	sehr schwer löslich	3,13		sehr mobil	hoch	4, 6	
Summe PSM	µg/l	2400	B01	0,3	0,5	0,5														
BTEX																				
Benzol	µg/l	34	B06	0,5	1,0	1,0		giftig, karzinogen, mutagen	930	4,61-600	WGK 3	aerob schnell, anaerob nicht abbaubar	1,8	geringlöslich	2,13	1,1-20	hoch	mittel	4, 6	
Toluol	µg/l	1,3	B06	0,5	-	-	10	gesundheitsschädlich, teratogen	636	5,5-340	WGK 2	aerob und anaerob schnell abbaubar	0,52	schwer löslich	2,73	13 bzw. 90	hoch bis moderat	niedrig	4, 6	
Xylole (m/p/o)	µg/l	2,4	B06	0,5	-	-	10	gesundheitsschädlich	4300	3,3-780	WGK 2	abbaubar	0,2	schwer löslich	3,12-3,2	6-23,4	hoch	niedrig	4, 6	
Summe (BTEX) ³	µg/l	37,7	B06				20													
PAK																				
Naphthalin	µg/l	500	B06	-	-	1,0		vermutl. Kanzerogen, gesundheitsschädlich, gewässergefährdend	490	0,213-33	WGK 3	aerob und anaerob abbaubar, teilweise schnell	0,032	sehr schwer löslich	3,35	36,5-168	niedrig	hoch	4, 6	
Summe PAK nach EPA 1-16	µg/l	500	B06	0,5																
Chlorbenzole																				
Chlorbenzol	µg/l	8,7	B06				1	gesundheitsschädlich, wassergefährdend	1110	4,5-51,6	WGK 2	schwer abbaubar	0,4	schwer löslich	2,84	3,9-40	hoch	mittel	4, 6	
1,2-Dichlorbenzol	µg/l	1,4	B06				10	gesundheitsschädlich, wassergefährdend	500	1,61-57	WGK 2	aerob langsam, anaerob abbaubar	0,08	sehr schwer löslich	3,38	90-560	moderat	niedrig	4, 6	
Σ Chlorbenzole	µg/l	10,1	B06	0,5			1,0													
Vinylchlorid	µg/l	1,3	B02		0,5	0,5		kanzerogen	500	-	WGK 2	aerob sehr schwer abbaubar, anaerob schwer abbaubar	1,1	gering löslich	1,52	<10	hoch	niedrig	4, 6	
Sulfonsäuren																				
Anthrachinon-2-sulfonsäure	mg/l	4,3	B06																unklar *	
Benzolsulfonsäure	mg/l	3,8	B05					gesundheitsschädlich, ätzend	1230		WGK 1	aerob schnell, anaerob nicht abbaubar	930	sehr gut löslich	-2,25	1,15	sehr hoch	unklar *	4, 6	
Naphthalin-1-sulfonsäure	mg/l	6,7	B06					ätzend											unklar *	
Naphthalin-1,5-disulfonsäure	mg/l	0,32	B04					ätzend	2450		WGK1								unklar *	
Naphthalin-1,7-disulfonsäure	mg/l	1,4	B04					ätzend											unklar *	
Naphthalin-2-sulfonsäure	mg/l	5,3	B04					ätzend	4440		WGK 1		770	0,63					unklar *	
Naphthalin-2,7-disulfonsäure	mg/l	1,9	B06					ätzend											unklar *	
N-Ethyltoluidinsulfonsäure	mg/l	1,7	B05																unklar *	
4-Phenolsulfonsäure	mg/l	0,56	B01					ätzend			WGK 3	aerob leicht abbaubar anaerob nicht abbaubar		löslich	-1,65	0,03	sehr hoch	unklar *	4, 6	
4-Toluolsulfonsäure	mg/l	9,4	B06					reizend	2480-2570		WGK 1	eingeschränkt abbaubar Bedingungen nicht klar	750	sehr gut löslich	0,93 bzw. -0,62	0,2	sehr hoch	unklar *	4, 6	
Carbonsäuren																				
4-Chlorbenzophenon-2-carbonsäure	mg/l	0,8	B01					gesundheitsschädlich			WGK 2		0,28						unklar *	
4-Ethylbenzophenon-2-carbonsäure	mg/l	0,79	B03																unklar *	
flüchtige organische Verbindungen																				
Aceton	mg/l	0,029	B01					reizend	5800	4350-11000	WGK1	aerob und anaerob abbaubar		vollständig mischbar	-0,24	3	sehr hoch	niedrig	4, 6	
Diethylamin	mg/l	2,1	B01					giftig, ätzend	540	25-855	WGK1	aerob abbaubar		vollständig mischbar	0,58	3	sehr hoch	mittel	4, 6	
N-(1-Methylethyl)-2-propylamin	mg/l	0,032	B06					giftig, ätzend	770	37-2500	WGK 2	eingeschränkt abbaubar	>30		1,4	2	hoch	niedrig	4, 6	
Tetrahydrofuran	mg/l	0,29	B06					vermutl. Kanzerogen, gesundheitsschädlich	1650	2160	WGK1	aerob abbaubar, anaerob nicht abbaubar		vollständig mischbar	0,46	3	sehr hoch	mittel	4, 6	
trans-2,5-Dimethoxydihydrofuran	mg/l	0,24	B01																unklar *	
Triethylamin	mg/l	0,83	B01					giftig, ätzend	460		WGK 1	eingeschränkt aerob abbaubar, nicht anaerob abbaubar	133	löslich	1,45	<5	hoch	mittel	4, 6	
1,3-Dioxolan	mg/l	0,031	B06					reizend	3000	10000	WGK 1	keine Daten verfügbar	1000	löslich	1,18	3	sehr hoch	niedrig	4, 6	
1,3,5-Trioxan	mg/l	17	B03					reizend, vermutl. Teratogen		5950	WGK 1		221		-0,43				hoch	4, 6
1,4-Dioxan	mg/l	14	B01					vermutl. Kanzerogen, ätzend	4200	6700-12300	WGK2	schwer abbaubar		vollständig mischbar	-0,27	0,2-0,7	sehr hoch	hoch	4, 6	
2-Methylanilin	mg/l	0,084	B06					giftig, kanzerogen, wassergefährdend	670		WGK 3	aerob und anaerob abbaubar	15	löslich	1,43	3,5	sehr hoch bis moderat	mittel	4, 6	
2-Methyl-2-methoxypropan	mg/l	0,08	B02					reizend	4000	672	WGK 1	aerob sehr schwer abbaubar, anaerob nicht abbaubar	26	löslich	0,94	1,5	sehr hoch	niedrig	4, 6	
2-Methyl-2-propanol	mg/l	0,94	B06					gesundheitsschädlich, reizend	2740	6410	WGK 1	aerob abbaubar, anaerob langsam abbaubar		vollständig mischbar	0,35	<5	sehr hoch	niedrig	4, 6	
2-Propanamin	mg/l	4	B01					giftig, ätzend	111	5390	WGK 1	aerob schnell abbaubar	1000		0,26	0,5	niedrig	mittel	4, 6	
sonstige Stoffe																				
Chlorhydroxypyridazinon	µg/l	49	B01																unklar *	
Triphenylphosphinoxid	µg/l	18	B01																unklar *	
Bis-Chlorisopropylether Summe	µg/l	3,1	B01				0,01					sehr langsam abbaubar		gut löslich			sehr mobil	unklar *	6	

oPW⁽¹⁾ orientierender Prüfwert nach ALEX-Liste [1]
 GFS⁽²⁾ Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA 2004 [2]
 UQN⁽³⁾ Umweltqualitätsnorm Oberflächengewässer [3]
 unklar * Die verfügbaren Stoffdaten sind nicht ausreichend für eine abschließende Bewertung des Gefährdungspotenzials für das Grundwasser.

Quellen
 [4] GESTIS-Datenbank: [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates&fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates&fn=default.htm$3.0)
 [5] PubChem-Datenbank: <http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
 [6] TOXNET HSDB-Datenbank: <http://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>

**ANLAGE 6 CDM SMITH (2015): BEWERTUNG DER
ERGEBNISSE AUS DEN BODENME-
CHANISCHEN
UNTERSUCHUNGEN, ALSBACH,
BERICHT NR. 3, APRIL 2015**



Deponie Flotzgrün

Bewertung der Ergebnisse aus den bodenmechanischen Untersuchungen

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **03**

Erstellt im Auftrag von:

BASF SE
67056 Ludwigshafen

**Eigentum der BASF SE – urheberrechtlich
geschützt**

Dr.-Ing. B. Starke
Dipl.-Ing. J. Müller

2015-03-20

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1	AUFGABENSTELLUNG UND ZIEL.....4
2	UNTERLAGEN5
3	DURCHFÜHRUNG VON BODENMECHANISCHEN LABORVERSUCHEN.....6
3.1	Probenahmeprogramm6
3.2	Bestimmung der Korngrößenverteilung durch Sieb- und Schlämmanalyse.....7
3.3	Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes von bindigen Böden8
4	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER ERGEBNISSE9
5	EMPFEHLUNGEN FÜR DAS WEITERE VORGEHEN10

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abbildung 1	Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung geohydraulischer Kenndaten6

TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 1	resultierende k_f -Werte aus der Sieb- und Schlämmanalyse in m/s7
Tabelle 2	resultierende k_f -Werte aus der Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit8

ANLAGENVERZEICHNIS

Anlage 1 Probenahmeprogramm

Anlage 1.1 Probenahmeprogramm für bodenmechanische Laborversuche

Anlage 1.2 Entnahmebereiche /-tiefen der Bodenproben

Anlage 2 Ergebnisse - Sieb- und Schlämmanalyse nach DIN 18 123

Anlage 2.1 P049IIIu

Anlage 2.2 P054III

Anlage 2.3 P060III

Anlage 2.4 P061III

Anlage 3 Ergebnisse - Untersuchung Wasserdurchlässigkeit nach DIN 18 130

Anlage 3.1 P049IIIu

Anlage 3.2 P054III

Anlage 3.3 P060III

Anlage 3.4 P061III

Anlage 4 Ergebnisse der bodenmechanischen Laborversuche

1 **AUFGABENSTELLUNG UND ZIEL**

Aus den älteren Abschnitten der im nordwestlichen Bereich der eingedeichten Insel Flotzgrün betriebenen Deponie Flotzgrün treten Schadstoffe in die wassergesättigte Bodenzone aus, so dass im Deponiebereich wie auch im nahen Abstrom Grundwasserbelastungen vorliegen. Zur hydraulischen Sicherung werden im nördlichen Deponierandbereich der Altabschnitte aktuell 7 Sanierungsbrunnen betrieben.

Im Standortbereich ist ein etwa 45 - 50 m mächtiger oberer Grundwasserhorizont ausgebildet, der sich aus dem OGWL und dem MGWLo (Tiefenbereich I + II) zusammensetzt. Beide Wasserleiter stehen hydraulisch miteinander in Verbindung. Im unbeeinflussten Zustand ist der Grundwasserabstrom der Deponie Flotzgrün im OGWL und MGWLo nach Norden und im weiteren Abstrom nach Nordosten ausgerichtet.

In den darunter liegenden und durch geringdurchlässige Schichten getrennten Grundwasserleitern MGWLu (Tiefenbereich III) und UGWL (Tiefenbereich IV) wird die Grundwasserströmung unmittelbar durch die Wasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd beeinflusst, die westlich des Berghäuser Altrheinbereiches von den Stadtwerken Speyer GmbH betrieben werden. Zwischen dem Deponiestandort und dem Wassergewinnungsgebiet ist die Grundwasserströmung auf die im Nordwesten gelegenen Trinkwasserbrunnen ausgerichtet.

Seit 2009 wurden wiederholt geringe Konzentrationen an den identifizierten Leitparametern Mecoprop und Bentazon im nördlichen Deponieabstrom im TB III festgestellt, die man mit den vorhandenen Kenntnissen nicht erklären kann. Vor diesem Hintergrund wurde CDM Smith von der BASF SE in Abstimmung mit der SGD als Prüfgutachter hinzugezogen, um die bisherigen Ansätze sowie die weitere Vorgehensweise zu überprüfen und zu bewerten. 2012 wurde von CDM Smith eine vorläufige verbal-argumentative Gefährdungsbeurteilung ausgearbeitet [U2].

Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung weist eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung ab 2014 im Standortbereich weiterführende Untersuchungen im Rahmen einer Erkundungsphase vorgeschlagen wurden. Hierauf aufbauend wurde der Untersuchungsumfang zwischen der BASF SE und den Behörden abgestimmt und die Umsetzung der Maßnahmen beschlossen.

In diesem Zusammenhang wurde von CDM Smith u.a. die Bestimmung von geohydraulischen Kenndaten an Bodenproben aus den laufenden Messstellenbauarbeiten vorgeschlagen, deren Ergebnisse im vorliegenden Bericht dokumentiert und bewertet werden. Die hierbei gewonnenen Ergebnisse sollen im zweiten Schritt in eine zusammenfassende Prüfung und Bewertung aller Ergebnisse aus der Erkundungsphase einfließen.

2 UNTERLAGEN

Im Rahmen der Prüfung wurden folgende Unterlagen eingesehen und bei der Bewertung berücksichtigt:

- [U1] CDM Smith (2012): Deponie Flotzgrün - Stellungnahme zur Konzeptplanung „Einrichtung ergänzender Grundwassermessstellen“, Alsbach, Oktober 2012
- [U2] CDM Smith (2013): Deponie Flotzgrün - Vorläufige Gefährdungsbeurteilung Grundwasser, Alsbach, April 2013
- [U3] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2012): Deponie Flotzgrün - Einrichtung ergänzender Grundwassermessstellen - Vermerk zur Ortsbegehung einschließlich Lageplan zur Messnetzerweiterung und Maßnahmen Wegebau, Koblenz, Juli 2012
- [U4] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2012): Deponie Flotzgrün - Einrichtung ergänzender Grundwassermessstellen - Konzeptplanung, Koblenz, Mai 2012
- [U5] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2012): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung - Jahresbericht 2011, Koblenz, März 2012
- [U6] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2011): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung - Jahresbericht 2010, Koblenz, März 2011
- [U7] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2010): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung - Jahresbericht 2009, Koblenz, April 2010
- [U8] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2009): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung - Jahresbericht 2008, Koblenz, April 2009
- [U9] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2008): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung - Jahresbericht 2007, Koblenz, April 2008
- [U10] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2007): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Fortschreibung des Grundwasserüberwachungsprogramms, Koblenz, März 2007
- [U11] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2006): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ergänzende Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen - Erarbeitung einer Förderkonzeption mit Intervallbetrieb der Brunnen, Koblenz, Januar 2006
- [U12] BjörnSEN Beratende Ingenieure (2004): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen, Koblenz, Oktober 2004

3 DURCHFÜHRUNG VON BODENMECHANISCHEN LABORVERSUCHEN

3.1 Probenahmeprogramm

Im Zuge des Messstellenbaus war eine tiefengestaffelte Bodenprobenahme aus den grundwasserleitenden und grundwasserstauenden Schichten und die Bestimmung von geohydraulischen Kennwerten vorgesehen, (vgl. nachfolgende **Abbildung 1** und [U2]).

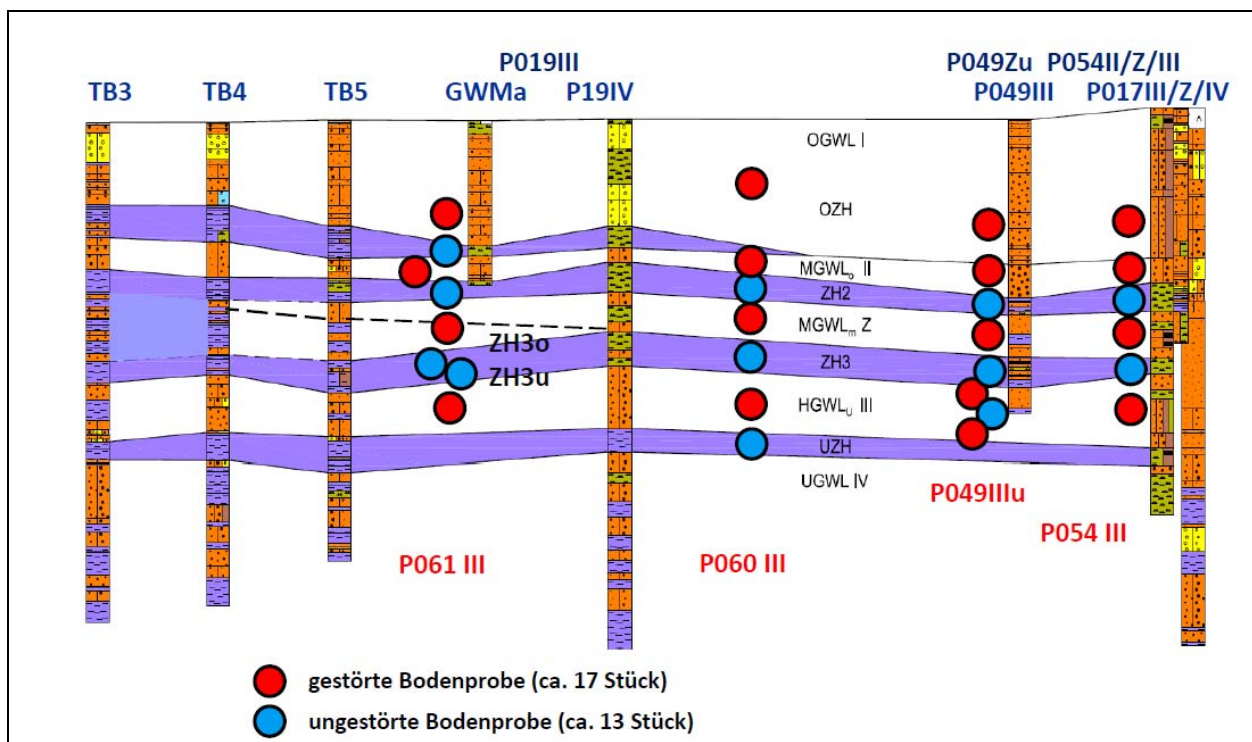


Abbildung 1: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung geohydraulischer Kenndaten

Den Planungen in [U2] folgend wurden im Zuge der Messstellenbauarbeiten insgesamt 30 Bodenproben ausgewählt, an denen zur Bestimmung der charakteristischen Bodenkennwerte folgende Untersuchungen durchgeführt:

- 17 x Bestimmung der k_f -Werte aus der Kornverteilung durch kombinierte Siebung und Schlämzung nach DIN 18123
- 13 x Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in bindigen Böden nach DIN 18130

In **Anlage 1.1** ist das Probenahmeprogramm der bodenmechanischen Laboruntersuchungen dargestellt. Aus **Anlage 1.2** werden die jeweiligen Entnahmestellen und -tiefen der einzelnen Bodenproben ersichtlic.

3.2 Bestimmung der Korngrößenverteilung durch Sieb- und Schlämmanalyse

Zur Ermittlung von Bodenkennwerten in den grundwasserleitenden Schichten wurden Korngrößenbestimmungen nach DIN 18123 mittels kombinierter Sieb- und Schlämmanalyse an den gestörten Bodenproben durchgeführt.

Die Kornverteilungskurven der durchgeführten Versuche sind in **Anlage 2** zusammengestellt. Eine Zusammenstellung der hieraus ermittelten k_f -Werte zeigt die nachfolgende **Tabelle 1**:

Tabelle 1: k_f -Werte aus den Sieb- und Schlämmanalysen in m/s

Tiefenbereich	P054III	P061III	P049IIIu	P060III	Mittelwert
I	5,6E-04	1,7E-04	2,6E-04	5,5E-04	3,9E-04
II	4,8E-04	1,8E-04	3,4E-04	5,2E-04	3,8E-04
Z	2,3E-04	6,1E-05	1,6E-04	2,1E-04	1,7E-04
III	1,4E-04	1,7E-04	1,9E-04	4,3E-05	1,4E-04
IIIu	-	-	1,8E-04	-	1,8E-04

Die ermittelten k_f -Werte liegen für die einzelnen Tiefenlagen in folgenden Schwankungsbereichen:

- TB I: $1,7 \times 10^{-4}$ bis $5,6 \times 10^{-4}$ m/s
- TB II: $1,8 \times 10^{-4}$ bis $5,2 \times 10^{-4}$ m/s
- TB Z: $6,5 \times 10^{-5}$ bis $2,1 \times 10^{-4}$ m/s
- TB III: $4,3 \times 10^{-5}$ bis $1,9 \times 10^{-4}$ m/s

Bezugnehmend auf die vorliegenden hydrogeologischen Modellvorstellungen [U2] leiten sich aus den k_f -Werten, die im Zuge der Sieb- und Schlämmanalysen ermittelt wurden, folgende Ergebnisse ab:

- Die für den TB I ermittelten k_f -Werte liegen mit einem Mittelwert von $3,9 \times 10^{-4}$ m/s leicht niedriger als die im hydrogeologischen Modell angesetzten k_f -Werte ($1,0 \times 10^{-3}$ m/s).
- Im TB II liegt der in den Sieb- und Schlämmanalysen ermittelte k_f -Wert mit einem Mittelwert von $3,9 \times 10^{-4}$ m/s in der gleichen Größenordnung wie im Modell.
- Im Horizont Z beträgt die hydraulische Durchlässigkeit im Mittel $1,6 \times 10^{-4}$ m/s und bestätigt damit die hydrogeologische Modellvorstellung von $1,0$ bis $2,0 \times 10^{-4}$ m/s dieser Schicht.
- Die k_f -Werte im Tiefenbereich TB III liegen mit rd. $1,4 \times 10^{-4}$ m/s leicht niedriger als die im hydrogeologischen Modell angesetzten k_f -Werte (rd. $2,4$ bis $4,1 \times 10^{-4}$ m/s).

3.3 Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes von bindigen Böden

Zur Bestimmung der Bodenkennwerte in den Zwischenhorizonten wurden an 13 ungestörten Bodenproben Laborversuche zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von bindigen Böden nach DIN 18130 durchgeführt.

Die Versuchsergebnisse sind in **Anlage 3** zusammengestellt. Eine zusammenfassende Aufstellung der hieraus ermittelten k_f -Werte zeigt die nachfolgende **Tabelle 2**:

Tabelle 2: k_f -Werte aus der Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit nach DIN 18130

Tiefenbereich	P054III	P061III	P049IIIu	P060III	Mittelwert
OZH	-	6,6E-09	-	-	6,6E-09
ZH2	3,9E-10	4,2E-11	1,5E-10	3,9E-11	1,6E-10
ZH3o	1,6E-08	1,1E-10	9,3E-10	7,2E-11	3,5E-09
ZH3u		1,7E-10			
ZH4	-	-	2,3E-10	-	2,3E-10
UZH	-	-	1,2E-10	2,2E-10	1,7E-10

Die nach DIN 18130 zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit ermittelten k_f -Werte liegen für in den einzelnen Tiefenlagen bei folgenden Werten:

- OZH: $6,6 \times 10^{-9}$ m/s
- ZH2: $3,9 \times 10^{-11}$ bis $3,9 \times 10^{-10}$ m/s
- ZH3: $7,2 \times 10^{-11}$ bis $1,6 \times 10^{-8}$ m/s
- ZH4: $2,3 \times 10^{-10}$ m/s
- UZH: $1,2 \times 10^{-10}$ bis $2,2 \times 10^{-10}$ m/s

Bezugnehmend auf die vorliegenden hydrogeologischen Modellvorstellungen [U2] leiten sich aus den k_f -Werten, die im Zuge der Laborversuche zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit ermittelt wurden, folgende Ergebnisse ab:

- An den Bodenproben, die in den stauenden Zwischenschichten entnommen wurden, wurden generell sehr niedrige k_f -Werte in einem Wertebereich zwischen 4×10^{-11} und $1,6 \times 10^{-8}$ m/s ermittelt. Die in den einzelnen Schichten aufgenommenen Mittelwerte liegen zwischen $1,5 \times 10^{-10}$ und $6,6 \times 10^{-9}$ m/s.
- Nur in einer der vier untersuchten Bohrpunkte - an der Messstelle P061III - wurde der OZH mit einer Durchlässigkeit von $6,6 \times 10^{-9}$ m/s vorgefunden. Dieser Wert bewegt sich im Vergleich zu den hydrogeologischen Modellvorstellungen ($1,8 \times 10^{-8}$ m/s) in einem leicht niedrigeren Wertebereich.

- Im Horizont ZH2 liegen die ermittelten k_f -Werte (Mittelwert: rd. $1,6 \times 10^{-10}$ m/s) um etwa eine Größenordnung niedriger gegenüber dem im hydrogeologischen Modell angenommenen Wert von $1,0 \times 10^{-9}$ m/s.
- Im ZH3 liegen die in den Laborversuchen ermittelten k_f -Werte mit rd. $3,5 \times 10^{-9}$ m/s um mehr als 2 Größenordnungen niedriger gegenüber den Ansätzen des hydrogeologischen Modells (rd. $1,6 \times 10^{-6}$ m/s). Im hydraulischen Grundwassermodell ist im ZH3 allerdings der Horizont Z mit einer höheren Durchlässigkeit von ca. $1,7 \times 10^{-4}$ m/s integriert, so dass sich für den ZH3 insgesamt eine höhere Gesamtdurchlässigkeit ergibt.
- Die Laborversuche ergaben im UZH mit rd. $1,7 \times 10^{-10}$ m/s um zwei Größenordnungen geringere Durchlässigkeiten gegenüber den bisher angesetzten von $1,0 \times 10^{-8}$ m/s.

4 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER ERGEBNISSE

Die bodenmechanischen Laborversuche an insgesamt 30 repräsentative Bodenproben ergaben k_f -Werte von $4,3 \times 10^{-5}$ bis $5,6 \times 10^{-4}$ m/s in den grundwasserleitenden Schichten und sehr geringe Durchlässigkeiten von 4×10^{-11} bis $1,6 \times 10^{-8}$ m/s in den bindigen Zwischenschichten.

Die ermittelten k_f -Werte entsprechen überwiegend den Größenordnungen der bisherige Modellvorstellung (TB II, ZH2, Z) oder liegen etwas geringer (TB I, OZH, III).

In den Zwischenschichten ZH3 und UZH bewegen sich die in den Laborversuchen ermittelten k_f -Werte auf einem zum Teil deutlich niedrigeren Wertenniveau (bis zu 2 Größenordnungen niedriger) gegenüber den bisherigen Modellvorstellungen, [U2], [U5] bis [U12].

Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass mit den ausgewählten Bodenproben für die bodenmechanischen Laborversuche nur Teilbereiche der jeweiligen Schicht in seiner Gesamtmächtigkeit ausgewählt wurden. Die Gesamtdurchlässigkeit einer Schicht ergibt sich aus der Mittelung der k_f -Werte aller Schichten über die gesamte Schichtmächtigkeit. So kann dies insbesondere in bindigen Zwischenschichten, in denen sandige Schichten eingeschaltet sind, zu einer höheren Gesamtdurchlässigkeit führen.

5 WEITERES VORGEHEN

Für das weitere Vorgehen wird empfohlen, die hier vorliegenden Ergebnisse aus den bodenmechanischen Laborversuchen gemeinsam mit den Ergebnissen aus den weiteren Untersuchungen der Erkundungsphase (Bohrprofile der neuen Messstellen, Pumpversuche, Monitoring-Untersuchungen und Säulenversuche) zu betrachten und auszuwerten. Aufbauend auf diesen Ergebnissen sollten anschließend das hydrogeologische Strukturmodell wie auch das vorhandene numerische Grundwassermodell angepasst werden.

CDM Smith Consult GmbH
2015-03-20

i.V.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.A.



Dr.-Ing. Bettina Starke

**ANLAGE 7 UNIVERSITÄT TÜBINGEN (2015):
LABORVERSUCHE ZUR BESTIMMUNG
DER RETARDATION VON MECOPROP
UND BENTAZON IN AQUIFERMATE-
RIAL, TÜBINGEN, JUNI 2015**



Laborversuche zur Bestimmung der Retardation von Mecoprop und Bentazon in Aquifermaterial

Im Laborversuch sollte an ungestörten Bohrkernproben die Retardation der Herbizide Bentazon und Mecoprop im Aquifermaterial des Standorts Flotzgrün untersucht werden. Dafür wurden Säulenversuche direkt mit Bohrkernlinern, die auf eine Länge von 50 cm gekürzt waren und einen Durchmesser von 12,5 cm hatten, durchgeführt. Um einen gleichmäßigen Fluss zu garantieren wurden beide Enden der Linerstücke mit einer 1,5 cm dicken Schicht aus Quarzsand versehen. Quarzsand zeigt gegenüber organischen Substanzen kein Rückhaltevermögen. Verschluss wurden die Liner mit Kappen, an die mit Swagelok-Verschraubungen Edelstahlleitungen angebracht waren. Um einen photolytischen Abbau der Herbizide im Versuch zu verhindern, wurden die Liner mit Alufolie lichtdicht eingehüllt (Abb. A-1).

Vor Versuchsstart wurde Standortwasser mit Stickstoff begast bis kein Sauerstoff mehr messbar war. Um eine Sauerstofffreiheit dauerhaft zu garantieren wurden die Wasserbehälter auch während der laufenden Versuche konstant mit Stickstoff begast. Der Sauerstoffgehalt wurde über einen Sauerstoff-Transmitter kontrolliert (Fibox3 mit Lichtleiter, PreSens GmbH).

Zuerst wurde das Bohrkernstück ca. zwei Tage mit sauerstofffreiem Standortwasser von unten nach oben durchströmt bis am Säulenauslass kein Sauerstoff mehr messbar war. Anschließend wurde durch Umschalten eines Dreiwegeventils auf einen zweiten Wasserbehälter der Durchbruchversuch gestartet. Das Wasser dieses Behälters war zuvor mit den beiden Herbiziden sowie mit Uranin als Tracersubstanz versetzt worden. Um einen photolytischen Abbau von Mecoprop und Bentazon zu verhindern, war er durch ein lichtdichtes schwarzes Tuch abgedunkelt (Abb. A-2)

Nach bestimmten Zeitintervallen wurden nun am Säulenauslass Wasserproben für die chemischen Analysen entnommen. Uranin wurde am Fluoreszenzspektrometer (Perkin-Elmer LS-3B) bestimmt. Bentazon und Mecoprop wurden von UCL Umwelt Control Labor GmbH analysiert. Zur Festlegung des Beprobungsplans waren zuvor Vorversuche durchgeführt worden. Dabei hatte sich bereits gezeigt, dass die beiden Herbizide das gleiche Durchbruchverhalten zeigten wie der eingesetzte Tracer.

In den Tabellen 1-A bis 5-A sind die Analysenergebnisse aus den Laborversuchen mit den jeweiligen Beprobungszeiten aufgelistet. C/C_0 ist das Verhältnis von der Konzentration im Säulenauslauf zu der Zulaufkonzentration. Zur Berechnung von C/C_0 für die Herbizide wurde von den gemessenen Konzentrationen die Konzentration im Standortwasser abgezogen. Die Zulaufkonzentrationen, die zu Beginn und am Ende jedes Versuchs analysiert wurden, sind in den Tabellen 1-B bis 5-B aufgelistet.

Tabelle 1-A: Versuchsergebnisse aus dem Säulenversuch mit der Probe **P O49/ III 76,0 - 76,5 m.**

* = Zeit nach Abzug der versuchsaufbaubedingten Totvolumina; C/C₀ = gemessene Konzentration/Zulaufkonzentration; ΔC = Herbizidkonzentrationen abzüglich Konzentration des Standortwassers.

Zeit d	Uranin			Bentazon				Mecoprop			
	Zeit* d	C µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀
0	-0,01	0,10	0,005	-0,003	1,02	0	0	-0,003	1,27	0	0
0,29	0,27	1,2	0,06	0,28	2,4	1,4	0,10	0,28	2,17	0,9	0,06
0,42	0,40	3,5	0,17	0,41	4,9	3,9	0,27	0,41	3,94	2,7	0,18
0,54	0,52	5,9	0,28								
0,71	0,70	7,8	0,38	0,71	8,2	7,1	0,50	0,71	7,5	6,2	0,41
0,91	0,90	9,9	0,48	0,91	10,3	9,3	0,65	0,91	9,81	8,5	0,56
1,29	1,27	11,5	0,56	1,28	12,3	11,3	0,79	1,28	11,35	10,1	0,66
1,46	1,45	12,9	0,62								
1,63	1,62	13,8	0,67	1,63	12,6	11,5	0,81	1,63	13,36	12,1	0,80
1,80	1,78	13,9	0,67								
2,29	2,28	15,2	0,73								
2,45	2,44	16,2	0,78	2,45	14,6	13,6	0,95	2,45	15,27	14,0	0,92
2,63	2,61	16,7	0,81								
2,77	2,76	17,8	0,86								
3,29	3,27	17,6	0,85								
3,45	3,44	17,6	0,85	3,45	15,6	14,5	1,02	3,45	17,94	16,7	1,10
3,67	3,66	17,2	0,83								
4,55	4,54	17,8	0,86								
6,29	6,28	19,3	0,93								
6,40	6,39	19,0	0,92	6,40	16,2	15,1	1,06	6,40	17,66	16,4	1,08

Tabelle 1-B: Zulaufkonzentrationen zur Säule mit der Probe **P O49/ III 76,0 – 76,5 m.**

	Uranin	Bentazon	Mecoprop
	C µg/L	C µg/L	C µg/L
Versuchsstart	20,7	16,8	16,8
Versuchsende	20,5	15,9	18,7

Tabelle 2-A: Versuchsergebnisse aus dem Säulenversuch mit der Probe **PO 54/ III (2) 71,5 – 72,0 m.**

* = Zeit nach Abzug der versuchsaufbaubedingten Totvolumina; C/C₀ = gemessene Konzentration/Zulaufkonzentration; ΔC = Herbizidkonzentrationen abzüglich Konzentration des Standortwassers.

Zeit d	Uranin			Bentazon				Mecoprop			
	Zeit* d	C µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀
0	-0,01	0,11	0,006	-0,003	1,10	0	0	-0,003	1,10	0	0
0,29	0,28	7,5	0,38	0,29	6,4	5,3	0,29	0,29	7,3	6,2	0,28
0,42	0,40	9,3	0,47	0,41	10,4	9,3	0,52	0,41	11,2	10,1	0,46
0,54	0,53	11,3	0,56	0,54	10,7	9,6	0,53	0,54	11,9	10,8	0,50
0,67	0,65	11,7	0,59								
0,79	0,78	12,6	0,63	0,79	11,8	10,7	0,59	0,79	14,3	13,2	0,61
0,89	0,88	11,4	0,57								
1,29	1,28	16,0	0,80	1,29	14,8	13,7	0,76	1,29	17,7	16,6	0,76
1,46	1,45	16,0	0,80								
1,62	1,61	16,6	0,83								
1,79	1,78	16,4	0,82								
2,29	2,27	16,9	0,85	2,28	18,0	16,9	0,94	2,28	21,4	20,3	0,93
2,45	2,44	17,7	0,89								
2,62	2,61	17,1	0,86								
2,79	2,78	17,1	0,86								
3,29	3,28	18,0	0,90								
3,47	3,46	17,7	0,89	3,47	17,7	16,6	0,92	3,47	21	19,9	0,91
3,72	3,71	17,2	0,86								
4,76	4,75	18,4	0,92	4,76	17,9	16,8	0,93	4,76	23	21,9	1,00
6,29	6,28	19,1	0,96	6,29	18,3	17,2	0,96	6,29	23,3	22,2	1,02

Tabelle 2-B: Zulaufkonzentrationen zur Säule mit der Probe **PO 54/ III(2) 71,5 – 72,0 m.**

	Uranin	Bentazon	Mecoprop
	C µg/L	C µg/L	C µg/L
Versuchsstart	20,0	19,0	23,0
Versuchsende	19,9	19,2	22,8

Tabelle 3-A: Versuchsergebnisse aus dem Säulenversuch mit der Probe **PO 49/ Z 56,5 – 57,0 m.**

* = Zeit nach Abzug der versuchsaufbaubedingten Totvolumina; C/C₀ = gemessene Konzentration/Zulaufkonzentration; ΔC = Herbizidkonzentrationen abzüglich Konzentration des Standortwassers.

Zeit d	Uranin			Bentazon				Mecoprop			
	Zeit* d	C µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀
0	-0,02	0,11	0,005	-0,006	0,88	0	0	-0,006	1,1	0	0
0,30	0,27	2,3	0,11	0,29	3,8	2,9	0,13	0,29	3,8	2,7	0,12
0,42	0,40	4,5	0,22								
0,55	0,53	6,9	0,33	0,54	9,3	8,4	0,37	0,54	9,9	8,8	0,40
0,67	0,65	9,9	0,48	0,66	13,0	12,1	0,54	0,66	13	11,9	0,54
0,79	0,77	9,8	0,47	0,79	13,0	12,1	0,54	0,79	13	11,9	0,54
0,92	0,90	10,1	0,49	0,91	13,0	12,1	0,54	0,91	14	12,9	0,59
1,30	1,28	13,5	0,65	1,29	18,0	17,1	0,76	1,29	19	17,9	0,82
1,46	1,44	13,9	0,67								
1,63	1,61	14,3	0,69								
1,80	1,78	15,2	0,73	1,79	19,0	18,1	0,80	1,79	19	17,9	0,82
2,29	2,27	16,9	0,82								
2,46	2,44	17,9	0,86	2,45	22,0	21,1	0,93	2,45	20	18,9	0,86
2,63	2,61	18,5	0,89								
2,78	2,76	18,5	0,89								
3,30	3,28	19,2	0,93								
3,46	3,44	19,4	0,94								
3,69	3,67	19,6	0,94	3,69	22,0	21,1	0,93	3,69	22	20,9	0,95
5,68	5,66	20,4	0,99								
6,29	6,27	20,6	1,00	6,29	24,0	23,1	1,02	6,29	23	21,9	1,00

Tabelle 3-B: Zulaufkonzentrationen zur Säule mit der Probe **PO 49/ Z 56,5 – 57,0 m.**

	Uranin	Bentazon	Mecoprop
	C µg/L	C µg/L	C µg/L
Versuchsstart	20,0	17,9	21,9
Versuchsende	19,9	18,1	21,7

Tabelle 4-A: Versuchsergebnisse aus dem Säulenversuch mit der Probe **PO 49/-II 46,5 – 47,0 m.**
 * = Zeit nach Abzug der versuchsaufbaubedingten Totvolumina; C/C₀ = gemessene Konzentration/Zulaufkonzentration; ΔC = Herbizidkonzentrationen abzüglich Konzentration des Standortwassers.

Zeit d	Uranin			Bentazon				Mecoprop			
	Zeit* d	C µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀
0	-0,01	0,14	0,007	-0,004	0,95	0	0	-0,004	1,10	0	0
0,30	0,29	4,0	0,20	0,27	5,9	5,0	0,23	0,27	5,8	4,7	0,23
0,46	0,45	6,9	0,34	0,46	9,0	8,1	0,38	0,46	9,2	8,1	0,40
0,54	0,53	9,2	0,46	0,54	12,0	11,1	0,52	0,54	11	9,9	0,49
0,68	0,66	11,9	0,59	0,67	14,0	13,1	0,62	0,67	15	13,9	0,68
0,79	0,78	12,6	0,62								
1,00	0,99	13,1	0,65								
1,29	1,28	14,1	0,70	1,29	18,0	17,1	0,81	1,29	17	15,9	0,78
1,46	1,45	15,8	0,78								
1,63	1,62	15,4	0,76								
2,07	2,06	15,7	0,78	2,07	19,0	18,1	0,86	2,07	20	18,9	0,93
2,30	2,28	16,0	0,79								
2,46	2,44	16,5	0,82								
2,65	2,64	16,1	0,80								
2,79	2,78	16,7	0,83	2,77	19,0	18,1	0,86	2,77	18	16,9	0,83
3,30	3,29	16,5	0,82								
3,46	3,45	15,9	0,79								
3,68	3,67	16,5	0,82	3,68	19,0	18,1	0,86	3,68	20	18,9	0,93
6,30	6,29	17,9	0,89	6,27	20,0	19,1	0,90	6,27	19	17,9	0,88

Tabelle 4-B: Zulaufkonzentrationen zur Säule mit der Probe **PO 49/-II 46,5 – 47,0 m.**

	Uranin	Bentazon	Mecoprop
	C µg/L	C µg/L	C µg/L
Versuchsstart	20,8	22,1	21,9
Versuchsende	19,6	22,1	20,9

Tabelle 5-A: Versuchsergebnisse aus dem Säulenversuch mit der Probe **PO 49/ Zv 64,0 – 64,5 m.**

* = Zeit nach Abzug der versuchsaufbaubedingten Totvolumina; C/C₀ = gemessene Konzentration/Zulaufkonzentration; ΔC = Herbizidkonzentrationen abzüglich Konzentration des Standortwassers.

Zeit d	Uranin			Bentazon				Mecoprop			
	Zeit* d	C µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀	Zeit* d	C µg/L	ΔC µg/L	C/C ₀
0	-0,01	0,16	0,007	-0,004	1,20	0	0	-0,004	1,30	0	0
0,30	0,29	10,6	0,43	0,30	14,0	12,8	0,49	0,30	14	12,7	0,49
0,43	0,41	13,6	0,55	0,42	18,0	16,8	0,64	0,42	18	16,7	0,65
0,55	0,53	15,6	0,63								
0,67	0,66	15,8	0,64	0,67	19,0	17,8	0,68	0,67	18	16,7	0,65
0,83	0,81	17,4	0,71								
0,94	0,93	17,7	0,72	0,94	20,0	18,8	0,71	0,94	20	18,7	0,73
1,30	1,28	19,3	0,78	1,29	22,0	20,8	0,79	1,29	21	19,7	0,77
1,46	1,45	19,8	0,80								
1,63	1,62	19,2	0,78								
2,02	2,01	20,4	0,83	2,02	25,0	23,8	0,90	2,02	25	23,7	0,92
2,30	2,29	20,2	0,82								
2,46	2,45	20,7	0,84								
2,63	2,62	20,4	0,83								
2,80	2,78	20,6	0,84	2,80	25,0	23,8	0,90	2,80	23	21,7	0,84
3,30	3,29	20,7	0,84								
3,47	3,45	20,9	0,85								
3,80	3,78	21,1	0,85	3,80	27,0	25,8	0,98	3,80	26	24,7	0,96
6,30	6,28	22,5	0,91	6,30	26,0	24,8	0,94	6,30	26	24,7	0,96

Tabelle 5-B: Zulaufkonzentrationen zur Säule mit der Probe **PO 49/ Zv 64,0 – 64,5 m.**

	Uranin	Bentazon	Mecoprop
	C µg/L	C µg/L	C µg/L
Versuchsstart	25,2	27,0	27,0
Versuchsende	24,1	28,0	27,0

Für die Erstellung der Durchbruchkurven musste die Beprobungszeit korrigiert werden, indem die Zeit, die zum Durchfließen der Versuchsaufbau bedingten Totvolumina benötigt wird, abgezogen wurde. Die Durchbruchkurven sind in den Abbildungen 1 bis 5 dargestellt. Abbildung 6 zeigt sämtliche Uraninkurven im Vergleich.

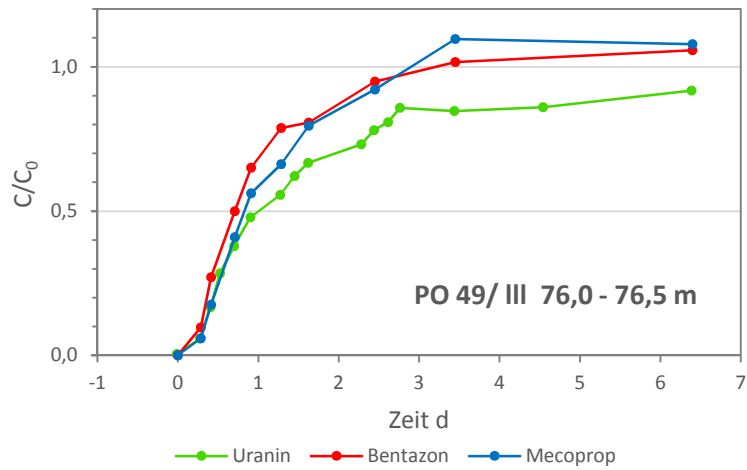


Abb. 1: Durchbruchskurven für den Laborversuch mit der Probe PO 49/ III 76,0 - 76,5 m.

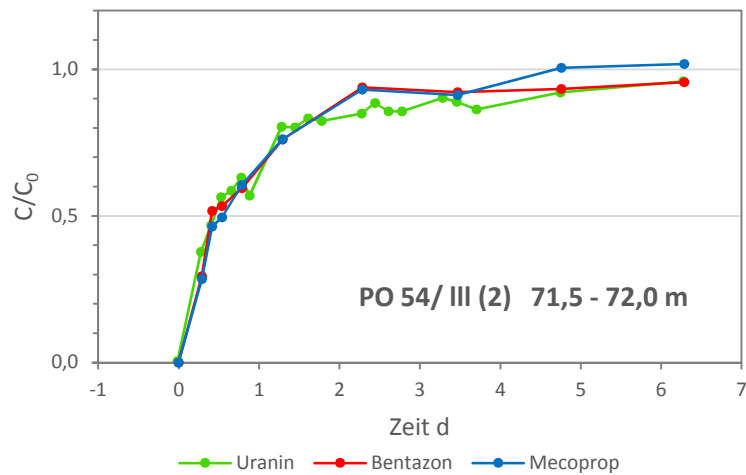


Abb. 2: Durchbruchskurven für den Laborversuch mit der Probe PO 54/ III (2) 71,5 - 72,0 m.

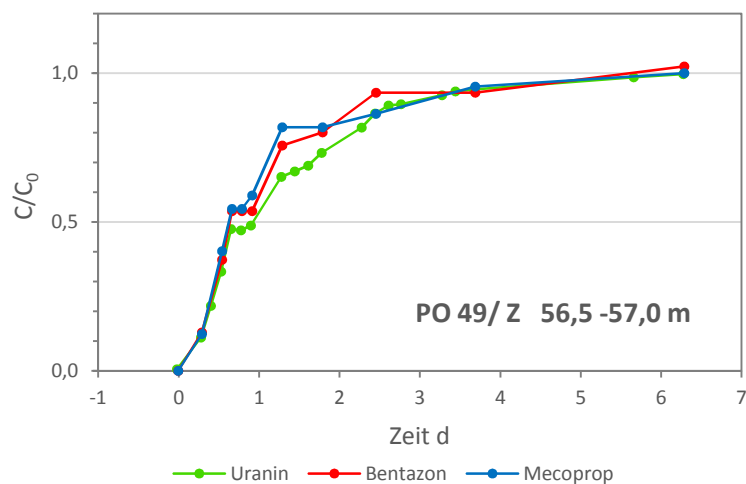


Abb. 3: Durchbruchskurven für den Laborversuch mit der Probe PO 49/ Z 56,5 - 57,0 m.

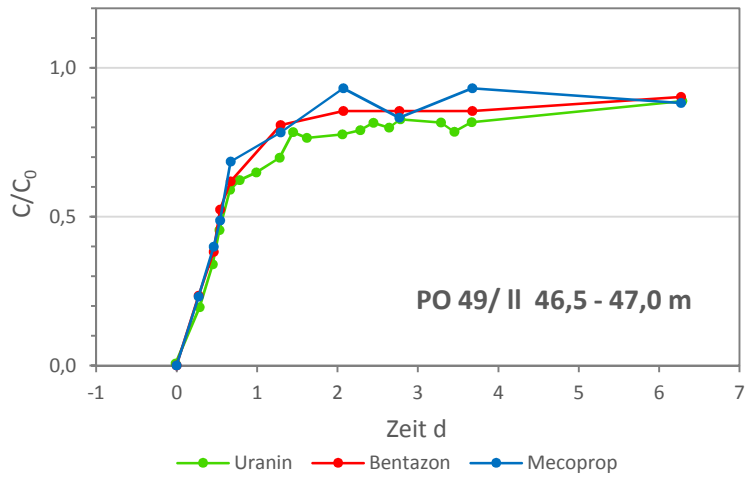


Abb. 4: Durchbruchskurven für den Laborversuch mit der Probe PO 49/ II 46,5 - 47,0 m.

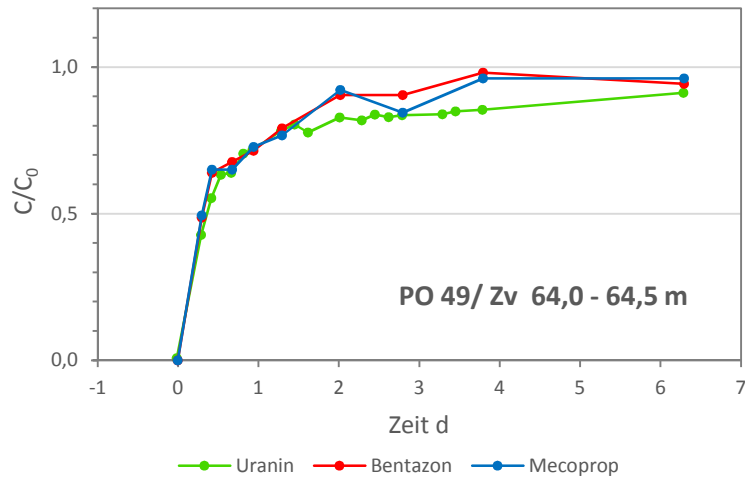


Abb. 5: Durchbruchskurven für den Laborversuch mit der Probe PO 49/ Zv 64,0 - 64,5 m.

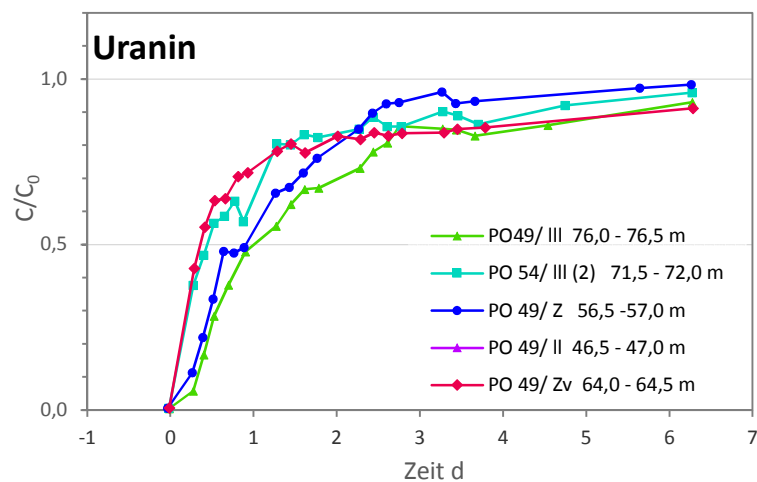


Abb. 6: Vergleich der Uranin-Durchbruchskurven.

Aus den Durchbruchkurven lässt sich die Porosität n nach folgender Formel berechnen:

$$n = \frac{Q \times t_{0,5}}{V}$$

n = Porosität

Q = Fließgeschwindigkeit

$t_{0,5}$ = Dauer bis der $C/C_0 = 0,5$

V = Säulenvolumen

Die berechneten Porositäten sowie die dazu gehörenden $t_{0,5}$ -Werte sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Tabelle 6: Aus den Uraninversuchen bestimmte Porositäten n . $t_{0,5}$: Dauer bis der $C/C_0 = 0,5$.

Probenbezeichnung	$t_{0,5}$ [min]	n [-]
PO 49/ III 76,0 – 76,5 m	1,12	0,25
PO 54/ III(2) 71,5 – 72,0 m	0,44	0,10
PO 49/ Z 56,5 – 57,0 m	0,69	0,17
PO 49/ II 46,5 – 47,0 m	0,57	0,14
PO 49/ Zv 64,0 – 64,5 m	0,33	0,068

Vor der Durchführung der Laborversuche wurde im Aquifermaterial der organische Kohlenstoffgehalt C_{org} bestimmt. Dafür wurde von den Bohrkernen jeweils vom Säuleneingang und Säulenausgang eine Probe entnommen und an einem Elementaranalysator (Elementar Vario) untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 aufgelistet.

Tabelle 7: Organische Kohlenstoffgehalte (C_{org}) der in Laborversuchen untersuchten Bohrkernne.

Probenbezeichnung	C_{org} [mg/g]
PO 49/ III 76,0 m	0,57
PO 49/ III 76,5 m	0,44
PO 54/ III(2) 71,5 m	1,4
PO 54/ III(2) 72,0 m	0,60
PO 49/ Z 56,5 m	0,54
PO 49/ Z 57,0 m	0,38
PO 49/ II 46,5 m	0,38
PO 49/ II 47,0 m	0,60
PO 49/ Zv 64,0 m	0,28
PO 49/ Zv 64,5 m	0,46

Am Standortwasser wurden neben den Herbizidkonzentrationen auch gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und Gesamtkohlenstoff (TOC) sowie Ionen bestimmt. Bentazon und Mecoprop wurden von UCL analysiert, Ionen in unserem Labor. Die beiden organischen Kohlenstoffparameter wurden von beiden Laboren analysiert. Die Analyseergebnisse sind in Tabelle 8 aufgelistet.

Tabelle 8: Im Standortwasser analysierte Parameter.

		Flasche 1
Natrium	mg/l	42
Ammonium	mg/l	1,0
Kalium	mg/l	2,8
Magnesium	mg/l	15
Calcium	mg/l	104
Fluorid	mg/l	< 0,1
Chlorid	mg/l	63
Nitrit	mg/l	< 0,1
Bromid	mg/l	0,31
Nitrat	mg/l	< 0,1
Phosphat	mg/l	5,9
Sulfat	mg/l	5,5
Eisen	µg/l	13
Mangan	µg/l	50
TOC (UCL)	mg/l	2,6
DOC (UCL)	mg/l	3,0
TOC (Uni Tü)	mg/l	5,3
DOC (Uni Tü)	mg/l	3,0
Bentazon	µg/l	1,0
Mecoprop	µg/l	1,2

Die Ergebnisse der durchgeführten Säulenversuche zeigen, dass das Verhalten der beiden Herbizide Bentazon und Mecoprop im Untergrund ganz ähnlich wie das eines konservativen Tracers ist. Dies bedeutet, es gibt keine Retardation in den untersuchten Aquifermaterialproben.

Anhang



Abb. A-1: Versuchsaufbau. Liner ist durch Alufolie vor Lichteinstrahlung geschützt um einen photolytischen Abbau von Mecoprop und Bentazon zu verhindern.



Abb. A-2: Vorratsbehälter mit Standortwasser. Der Behälter mit dem dotierten Wasser wird durch ein lichtundurchlässiges Tuch vor Lichteinstrahlung geschützt um einen photolytischen Abbau von Mecoprop und Bentazon zu verhindern.



Abb. A-3: Rückschlagventil ermöglicht den Austritt von Stickstoff beim Begasen des Wassers und verhindert den Zutritt von Sauerstoff.

**ANLAGE 8 CDM SMITH (2017): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - STELLUNGNAHME ZUM HYD-
ROGEOLOGISCHEN MODELL
(STAND 11/2016), ALSBACH,
BERICHT NR. 06, JANUAR 2017**



Deponie Flotzgrün

Stellungnahme zum Hydrogeologischen Modell (Stand 11/2016)

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **06**

Auftraggeber: BASF SE, Ludwigshafen
Standort: Deponie Flotzgrün
Prüfgegenstand: Hydrogeologisches Modell
(Stand 11/2016)
Planer: BjörnSEN Beratende Ingenieure GmbH
Maria Trost 3
56070 Koblenz

2017-01-26

1 VERANLASSUNG

Im Bereich der älteren Ablagerungsabschnitte (Felder 1 - 5) der auf der eingedeichten Insel Flotzgrün betriebenen Deponie Flotzgrün liegt ein durch Sickerwassereintrag verursachter Grundwasserschaden vor. Als Schadstoffleitparameter wurden die Pflanzenschutzmittel Mecoprop und Bentazon identifiziert. Des Weiteren finden sich im anstehenden Aquifer erhöhte Konzentrationen an Salzen (insb. Chlorid und Ammonium) und organischen Summenparametern (insb. AOX und DOC). Das Schwermetall Nickel liegt in leicht erhöhten Gehalten vor.

Im Bereich der Deponie Flotzgrün ist ein etwa 45 - 50 m mächtiger Grundwasserleiter ausgebildet, der sich aus dem OGWL und dem MGWLo (Tiefenbereich I + II) zusammensetzt. Beide Schichten stehen hydraulisch miteinander in Verbindung. Im unbeeinflussten Zustand ist der Grundwasserabstrom der Deponie Flotzgrün im OGWL und MGWLo nach Norden und im weiteren Abstrom nach Nordosten ausgerichtet. Bei laufender Grundwassersicherung werden die aus der Deponie austretenden Grundwasserbelastungen in beiden Tiefenbereichen aktuell über 7 Sanierungsbrunnen hydraulisch gesichert (vgl. [U4]).

In den darunter liegenden und durch geringdurchlässige Schichten getrennten Grundwasserleitern Z sowie MGWLu (Tiefenbereich III) und UGWL (Tiefenbereich IV) wird die Strömung unmittelbar durch die Wasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd beeinflusst, die westlich des Berghäuser Altrheinbereiches von den Stadtwerken Speyer GmbH betrieben werden. Zwischen dem Deponiestandort und dem Wassergewinnungsgebiet ist die Grundwasserströmung auf die im Nordwesten gelegenen Trinkwasserbrunnen ausgerichtet (vgl. [U4]).

Zur Simulation der Grundwasserströmungs- und Stofftransportsituation wie auch zur Planung und Konfiguration der laufenden Sicherungsmaßnahmen wird seit dem Jahr 2004 ein durch das Ingenieurbüro Björnsen Beratende Ingenieure GmbH (BCE) erstelltes numerisches Grundwassermodell eingesetzt (vgl. [U1] und [U2]). Seit 2009 werden erhöhte Konzentrationen der identifizierten Leitparameter Mecoprop und Bentazon im nördlichen Deponieabstrom im Tiefenbereich III festgestellt, die mit dem vorhandenen Grundwassermodell nicht erklärbar sind. Vor diesem Hintergrund wurde CDM Smith von der BASF SE in Abstimmung mit der SGD als Prüfgutachter hinzugezogen, um die bisherigen Ansätze zu überprüfen und zu bewerten.

In 2013 wurde von CDM Smith eine vorläufige verbal-argumentative Gefährdungsbeurteilung auf Basis des vorhandenen Datenbestands ausgearbeitet [U6]. Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung wies eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung im Standortbereich weiterführende Untersuchungen vorgeschlagen wurden. Hierauf aufbauend wurden in 2014 und 2015 umfangreiche Untersuchungen am Deponiestandort Flotzgrün und in dessen Abstrom durchgeführt (vgl. [U3] und [U4]).

Anfang 2016 wurde die vorläufige Gefährdungsbeurteilung von CDM Smith fortgeschrieben (vgl. [U7]). Eine wesentliche Empfehlung der Fortschreibung war, das hydrogeologische Strukturmodell aus dem Jahr 2004 auf Basis der neuen Untersuchungsergebnisse von 2014 und 2015 zu überprüfen und ggf. anzupassen. Im Zuge dessen sollten insbesondere folgende Punkte Berücksichtigung finden:

- Aktualisierung des räumlichen Untergrund- und Schichtenaufbaus auf der Basis der aktuellen Profilschnitte aus allen Bohrprofilen,
- Aktualisierung der Verteilung der Untergrundparameter (k_f -Werte, Speicherkoeffizient) auf Grundlage der Erkenntnisse aus den Pumpversuchen und bodenmechanischen Laborversuchen
- Aktualisierung des geohydraulischen Modells unter Einbeziehung aktueller Wasserstandsdaten (Grundwasser, Rheinwasser), insbesondere Darlegung der instationären Prozesse während des Intervallbetriebes und im jahreszeitlichen Gang
- Aktualisierung des geochemischen Modells unter Einbeziehung aktueller Monitoring-Daten sowie der Erkenntnisse aus den Säulenversuchen

Vor diesem Hintergrund wurde BCE damit beauftragt, das Hydrogeologische Modell auf Grundlage der neuen Erkundungsergebnisse fortzuschreiben. Die Ergebnisse dieser Fortschreibung sind in einem zusammenfassenden Bericht dokumentiert (vgl. [U5]).

Am 14.12.2016 wurde uns der Berichtsentwurf zur Fortschreibung des Hydrogeologischen Modells zum Zwecke der Prüfung und Bewertung zugänglich gemacht.

2 PRÜFGEGENSTAND

Gegenstand der Prüfung ist die von BCE vorgelegte Dokumentation zum Hydrogeologischen Modell für den Bereich des Deponiestandorts Flotzgrün:

Björnsen Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Hydrogeologisches Modell, Koblenz, Berichtsentwurf von November 2016

3 UNTERLAGEN

Im Rahmen der Prüfung wurden folgende Unterlagen eingesehen und bei der Bewertung berücksichtigt:

- [U1] Björnson Beratende Ingenieure (2004): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen. Koblenz, Oktober 2004
- [U2] Björnson Beratende Ingenieure (2006): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ergänzende Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen - Erarbeitung einer Förderkonzeption mit Intervallbetrieb der Brunnen. Koblenz, Januar 2006
- [U3] Björnson Beratende Ingenieure (2015): Deponie Flotzgrün - Einrichtung neuer Grundwassermessstellen - Messstellendokumentation, Koblenz, Juli 2015
- [U4] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2015, Koblenz, März 2016
- [U5] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Hydrogeologisches Modell, Koblenz, Berichtsentwurf von November 2016
- [U6] CDM Smith (2013): Deponie Flotzgrün - Vorläufige Gefährdungsbeurteilung Grundwasser, Alsbach, Bericht Nr. 02, April 2013
- [U7] CDM Smith (2016): Deponie Flotzgrün - Fortschreibung der vorläufigen Gefährdungsbeurteilung Grundwasser auf Basis der Ergebnisse aus der Erkundungsphase, Alsbach, Bericht Nr. 05, Januar 2016
- [U8] AHU AG, Rettenberger, G. (2015): Beurteilung der Grundwasserbelastung durch die bestehende Deponie Flotzgrün im Hinblick auf die derzeitige und zukünftige Trinkwassergewinnung Speyer-Süd, Aachen, Februar 2016
- [U9] Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (Hrsg.) (2002): Hydrogeologische Modelle, Ein Leitfaden mit Fallbeispielen; in: Schriftenreihe der Deutschen geologischen Gesellschaft, Heft 24, 2002

4 PRÜFUNG DES HYDROGEOLOGISCHEN MODELLS

4.1 Grundlagen und Modellbegrenzung

Das Hydrogeologische Modell (HGM) wurde nach dem Leitfaden für den Aufbau Hydrogeologischer Modelle der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft [U9] geprüft. Hiernach müssen im HGM als maßgebliche Grundlage für ein numerisches Modell alle für die projektspezifischen Fragestellungen relevanten hydrogeologischen Strukturen und Fließsysteme enthalten sein, so dass sowohl das hydrogeologische System als auch die hydrogeologischen und hydrochemischen Prozesse eindeutig erklärt werden können.

Die horizontale Modellabgrenzung muss nach hydrogeologischen und geohydraulischen Kriterien ausreichend groß bemessen sein. Idealerweise sollten sich die Modellgrenzen an natürlichen geohydraulischen Grenzen (z.B. Vorfluter, Trennstromlinien, Rand des Einzugsgebietes, etc.) orientieren. Die Modellränder sind dabei auf Basis einer guten Datengrundlage zu definieren [U9].

Das aktualisierte HGM zum Standort Flotzgrün besitzt eine Ausdehnung von ca. 381 km² und ist damit erheblich größer als das frühere Modell, das eine Fläche von lediglich ca. 34 km² aufwies. Der nördliche und südliche Modellrand wurde anhand von Trennstromlinien aus Stichtagmessungen - ca. 5 km beidseitig parallel der Deponie - ideal begrenzt. Die Modellbegrenzung im Osten und Westen reicht jeweils bis zu einer geologischen Verwerfung, d.h. jeweils bis ca. 12 bis 15 km vom Kernbereich der Deponie. Aus unserer Sicht ist die Modellausdehnung nach Westen und vor allem nach Osten (rechtsrheinisch) sehr groß gewählt. Einerseits reicht der Einflussbereich des für die Fragestellung relevanten Deponieabstroms sowie des Entnahmebereiches des Wasserwerks Speyer nicht bis zur gewählten Begrenzung, andererseits ist die Vergrößerung des Modells im Hinblick auf die geringe Datendichte in diesem Bereich nicht sinnvoll, da weitere Einflussfaktoren integriert werden müssen und das Modell hier nur annähernd abgeschätzt werden kann. Zudem führt eine Vergrößerung des Modells zu einer höheren Knotenmenge im numerischen Modell und erfordert damit höhere Rechenkapazitäten.

Vertikal wird das Modell wie bisher an der Basis des Unteren Grundwasserleiters (UGWL) ausreichend abgegrenzt.

4.2 Hydrogeologisches Strukturmodell

Die geologische Situation ist im Bericht umfangreich dokumentiert.

Auf Basis der seismischen Untergrunduntersuchungen wurde die im Bereich der Insel Flotzgrün bekannte Störungsbahn - in Abstimmung mit dem LGB Rheinland-Pfalz - neu interpretiert. Gegenüber der früher definierten Störung verlagert sich diese im Bereich der Deponie ca. 1,3 km

nach Osten. Die definierte Störungsbahn konnte anhand von Bohrprofilen, Grundwasserstandsganglinien und der Grundwasserbeschaffenheit bestätigt werden.

Eine weitergehende Interpretation der Geophysikalischen Untersuchungen, u.a. im Hinblick auf Heterogenität oder Schichtenlagen erfolgte nicht. Beispielsweise ist in vielen Bereichen ein markanter Übergang zwischen OGWL und OZH sowie zwischen ZH3 und MGWLu erkennbar, wohingegen die Schichtenübergänge in den Zwischenlagen MGWLo bis Zu bereichsweise kaum zu sehen sind.

Die Strukturierung des Modellraumes erfolgte anhand von hydrogeologischen Profilschnitten, die aus den vorliegenden Bohrprofile erstellt und ausgewertet wurden. Daraus wurden für die einzelnen hydrostratigraphischen Einheiten OGWL, OZH, MGWLo, ZH3, MGWLu und UGWL Höhenkarten erstellt, die eine gute Grundlage für die Erstellung des Modellnetzes bilden.

Für die Wechsellagen des MGWLM, ZH2 und ZH3 wird ein schematisierter Aufbau angenommen, der aufgrund des überwiegend heterogenen, und nicht an allen Stellen bekannten Untergrundes eine sinnvolle Abbildung ist, um die Lagen nicht zu überinterpretieren.

Die Höhenkarten sind großräumig jeweils über den gesamten Modellraum dargestellt. Es fehlen jedoch Detailkarten für den Kernbereich (Deponie und Deponieabstrom) mit Angabe der jeweiligen Höhenlagen der verschiedenen Schichten aus den Bohrprofilen, um die kleinräumige Schichtenunterteilung genauer bewerten zu können.

Die aus den Untersuchungen (Pumpversuche, bodenmechanische Laboruntersuchungen) abgeleiteten k_f -Werte wurden zusammengestellt, regionalisiert und mit den Daten aus dem bisherigen Modell und großräumig aus der Hydrogeologischen Kartierung ergänzt. Die räumlichen Verteilungen der k_f -Werte wurden jeweils für den OGWL, OZH, MGWLo und MGWLu großräumig dargestellt. Auch hier sind Detailkarten für den Kernbereich (Deponie und Deponieabstrom) mit Angabe der jeweiligen ermittelten k_f -Werten an den Messstellen erforderlich, um die kleinräumige Verteilung der k_f -Werte am Standort genauer bewerten zu können.

Des Weiteren wurde die Anisotropie der k_f -Werte in den grundwasserleitenden Schichten OGWL, MGWLo und MGWLu nicht berücksichtigt. In den Geringleitern oder Nichtleitern wurde ein Anisotropiefaktor von 1:5 angesetzt.

Die meisten Grundwasserleiter sind aufgrund der Korneinregelungen und der wechselnden Schichtenabfolgen geringer und stärker durchlässiger Schichten und Einlagerungen anisotrop. Dies führt zu einer Verringerung der vertikalen Durchlässigkeit, die üblicherweise mit etwa einem Faktor 10 geringer abgeschätzt wird. Es ist zu erläutern, warum für die Grundwasserleiter keine Anisotropie und für die Geringleiter ein Anisotropiefaktor von 1:5 angesetzt wird.

4.3 Grundwasserhydraulik

Für die Bewertung der Grundwasserhydraulik wurden Grundwasserstandsganglinien sowie Druckdifferenzen an ausgewählten Messorten herangezogen.

Zur Beschreibung der Grundwasserströmung wurden Grundwassergleichenpläne zunächst für 2008 erstellt. Dieser Zeitraum ist als geeigneter Referenzzeitraum für die spätere Modellkalibrierung ausgewählt worden, da hier vergleichsweise stationäre mittlere hydrologische Verhältnisse vorlagen. Da es zu diesem Zeitpunkt im Bereich der Deponie nur wenige Messwerte gab, wurden die entsprechenden Daten an den neuen Messstellen anhand eines Vergleichs der Ganglinien zu vorhandenen Messstellen konstruiert. Weitere Grundwassergleichenpläne sind für einen aktuellen Zeitpunkt (Stichtag 30.09.2015) für den MGWLo und MGWLu für den kleinräumigen Bereich der Insel Flotzgrün dargestellt.

Die Grundwassergleichenpläne für die unterschiedlichen Zeitpunkte 2008 und 2015 liegen in unterschiedlichen Maßstäben vor und zeigen für den nordöstlichen Abstrom der Deponie ein widersprüchliches Bild. Während 2008 die Strömung jenseits des Altrheins im Bereich P051 in Richtung Nordosten zum Rhein gerichtet ist, zeigt der Grundwassergleichenplan für 2015 eine Strömungsrichtung zu den Sicherungsbrunnen.

Die für die Modellerstellung grundlegenden geohydraulischen Prozesse sind im vorliegenden Hydrogeologischen Modell im Hinblick auf folgende Punkte nur unzureichend beschrieben:

- Es fehlt eine detaillierte Auswertung und Bewertung der instationären Situation am Standort, unter Einbeziehung der neuen Messstellen, der Rhein-/Altrheinwasserstände, sowie der Datenlogger- und Pumpdaten.
- Die neuen Messstellen sind nur unzureichend integriert, u.a. bei der quantitativen Auswertung der Druckdifferenzen.
- Die Anbindung des Altrheins an das Grundwasser ist nicht erläutert.
- Die Widersprüche in den Gleichenplänen des MGWLo (TB II) der Strömungssituationen 2015 und 2008 sind nicht erklärt.

4.4 Randbedingungen

Die Verteilung der Grundwasserneubildung wurde von BCE mit einem hausinternen Software WHMOD, einem SVAT-Modell für den gesamten Modellraum detailliert und flächendifferenziert neu berechnet. Wir gehen davon aus, dass alle Daten berücksichtigt wurden und die Verteilung der Grundwasserneubildung mit diesem Programm entsprechend richtig berechnet wurde.

Die Grundwasserentnahmen wurden für 2008 zusammengestellt. In dem großräumigen Modellraum müssen ca. 150 Brunnen der Trinkwasserversorgung, industrieller/gewerblicher Entnehmer sowie Beregnungsentnahmen berücksichtigt werden. Bei einem kleinräumigeren Modell wäre der Aufwand deutlich geringer gewesen.

Im Bereich des Modellraumes liegt eine Vielzahl von Gewässern vor, die im Bericht dokumentiert sind. Für den Hauptvorfluter Rhein ist eine langjährige Ganglinie am Pegel Speyer beige-fügt. Es fehlen Daten zu Sohlagen und Wasserständen an den weiteren Gewässern. Zudem ist nicht erläutert, wie der Pegel Speyer mit dem Altrhein verbunden ist. Die für die Modellerstellung wesentliche Abbildung der vorhandenen Oberflächengewässer ist daher nur unzureichend beachtet.

4.5 Grundwasserbeschaffenheit und Stoffeinträge

Stoffausbreitung und -entwicklung

Zur Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit bzw. der Stoffausbreitung ist im Erläuterungsbericht zum HGM die Verteilung der Hauptbelastungsparameter Chlorid, Bentazon, Mecoprop, die Summe der Sulfonsäuren sowie die Summe von Trioxan und Dioxan für die Beprobung im Frühjahr 2016 für die einzelnen Tiefenbereiche dargestellt. Die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen an Chlorid, Bentazon und Mecoprop ist anhand von Ganglinien an ausgewählten Messstellen dokumentiert. Für weitere Informationen und Darstellungen wird auf den Jahresbericht 2015 im Anhang verwiesen.

Eine zusammenfassende und abschließende Auswertung und Beurteilung der Stoffausbreitung und -entwicklung in Zusammenhang mit der Grundwasserhydraulik am Standort ist nicht erfolgt. Wie erklären sich z.B. die erhöhten Konzentrationen jenseits des Altrheins an P051II, wenn gemäß Grundwassergleichenplan (Herbst 2015) kein Abstrom nach Norden stattfindet? Aus unserer Sicht ist dies für eine gesamtheitliche Bewertung und Verifizierung der hydrogeologischen und hydrochemischen Standortverhältnisse von wesentlicher Bedeutung.

Stoffausträge aus den Sanierungsbrunnen

Die Stoffausträge aus den Sanierungsbrunnen wurden wie bisher als Jahresmittelwerte anhand der mittleren Stoffkonzentrationen pro Jahr und den Jahresentnahmen je Brunnen ermittelt. Wir gehen hier davon aus, dass die über das Jahr gemittelten Werte dem Verlauf der Stoffausträge in kurzen Zeitabschnitten entsprechen.

Stoffemissionen an der Quelle

Die Stoffemissionen an der Quelle (Austrag der Sickerwassermengen aus der Deponie) waren im bisherigen Modell als konstante Rate von Chlorid von 400 kg/d für alle 5 Deponieabschnitte

angesetzt. In der neuen Modellvorstellung sollen die Emissionsraten von Chlorid entsprechend der historischen Entwicklung des Deponieausbaus nun räumlich und zeitlich differenzierter angenommen, wodurch sich die Modellierung des Schadstoffeintrags deutlich verbessert.

Die Emissionsraten für Mecoprop und Bentazon wurden anhand des Verhältnisses der gemessenen Stoffkonzentrationen zu den Chlorid-Befunden für 2015 an unmittelbaren Abstrommessstellen überschlägig abgeschätzt. Diese Quellwerte sind als Startwerte für die Modellanpassung geeignet und sollten im Verlauf der Kalibrierung verifiziert und ggf. angepasst werden.

Stoffemissionen durch abstromige Fahnenabschnitte

Zur Abschätzung der Emissionen durch abstromige Fahnenabschnitte im Hinblick auf eine potentielle Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd führte BCE Modelluntersuchungen mit dem bisherigen Stofftransportmodell durch. Es wurden Quellterme an den Messstellen P049III und P060III angesetzt und die instationäre Ausbreitung der Stoffe mit einem stationären Strömungsfeld berechnet. Demnach treffen erste Stoffspuren nach ca. 12 Jahren ein und der Vorsorgewert wird im Wasserwerk nach etwa 40 Jahren überschritten. Die durchgeführte Berechnung wird als ein ungünstiger Fall eingeschätzt, bei der die berechnete Fracht größer als die tatsächliche sei.

Aus unserer Sicht sind diese Berechnungen nur bedingt verwendbar, da einerseits die Modellrechnungen mit dem bisherigen Modell erfolgten, das die beobachtete Stoffausbreitung nicht abbilden konnte. Andererseits wird mit einer geringen mittleren Halbwertszeit des Mecoprop von ca. 2 Jahren gerechnet, die aus anderen Modellrechnungen bei anaeroben Bedingungen an einem anderen Standort herangezogen wird. Dieser Wert scheint zu gering, da unter anaeroben Bedingungen im Grundwasser insbesondere für Bentazon, aber auch für Mecoprop kein nennenswerter Abbau mehr stattfindet [U6].

Diese Prognoseberechnungen sollten mit dem neuen Modell durchgeführt und verifiziert werden. Dies ist Bestandteil der abschließenden Gefährdungsbeurteilung. Hierbei sind die neuen Erkenntnisse zu den Stoffeigenschaften (Abbau, Retardation) aus der Untersuchungsphase [U7] zu berücksichtigen.

5 FAZIT UND EMPFEHLUNGEN

Auf der Grundlage der Ergebnisse aus der Untersuchungsphase [U3], [U4], [U5], [U7] wurde das vorhandene Hydrogeologische Modell für den Standort Flotzgrün erweitert und aktualisiert. Der aus den neuen Messstellen resultierende neue Schichtenaufbau wurde ausreichend detailliert umgesetzt.


Es fehlen jedoch detaillierte und zusammenfassende Bewertungen des geohydraulischen und geochemischen Modells, um die standortspezifischen Prozesse umfassend und eindeutig beschreiben zu können. In den vorherigen Kapiteln wurde auf die einzelnen Punkte hingewiesen.

Zur Vervollständigung des Hydrogeologischen Modells sollten noch folgende Ergänzungen erfolgen:

- Detaillierte Auswertung und Bewertung der instationären Grundwasserhydraulik unter Einbeziehung der Datenlogger- und Pumpdaten sowie der Altrhein-/Rheinwasserstände
- Erläuterungen und Bewertung der Grundwassergleichenpläne für die verschiedenen Zeiträume (2008, 2015)
- Darstellend und -betrachtung der Höhenkarten inklusive Bezugsdaten der relevanten hydrogeologischen Schichten für das Umfeld der Deponie Flotzgrün
- Darstellend und -betrachtung der k_f -Wert-Verteilungen inklusive Bezugsdaten der relevanten hydrogeologischen Schichten für das Umfeld der Deponie Flotzgrün
- Beschreibung, wie ein Ansatz der Oberflächengewässer im Modell erfolgt (Sohllagen, Wasserstände, Austausch Oberflächengewässer/Grundwasser)
- Detaillierte und zusammenfassende Aus- und Bewertung der geochemischen Prozesse im Zusammenhang mit dem Schichtenaufbau und der Grundwasserhydraulik
- Detaillierte und zusammenfassende Aus- und Bewertung der Stoffausbreitung und -entwicklung in Zusammenhang mit der Grundwasserhydraulik

CDM Smith Consult GmbH
2017-01-26

i.V.




Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.V.



Dr.-Ing. Bettina Starke

ppa.



Dr.-Ing. Johannes Weiß

**ANLAGE 9 CDM SMITH (2017): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - STELLUNGNAHME ZUM
GRUNDWASSERSTRÖMUNGSMO-
DELL (STAND 02/2017), ALSBACH,
BERICHT NR. 07, MÄRZ 2017**



Deponie Flotzgrün

Stellungnahme zum Grundwasserströmungsmodell (Stand 02/2017)

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **06**

Auftraggeber: BASF SE, Ludwigshafen
Standort: Deponie Flotzgrün
Prüfgegenstand: Grundwasserströmungsmodell
(Stand 02/2017)
Planer: BjörnSEN Beratende Ingenieure GmbH
Maria Trost 3
56070 Koblenz

2017-03-30

1 VERANLASSUNG

Im Bereich der älteren Ablagerungsabschnitte (Felder 1 - 5) der auf der eingedeichten Insel Flotzgrün betriebenen Deponie Flotzgrün liegt ein durch Sickerwassereintrag verursachter Grundwasserschaden vor. Als Schadstoffleitparameter wurden die Pflanzenschutzmittel Mecoprop und Bentazon identifiziert. Des Weiteren finden sich im anstehenden Aquifer erhöhte Konzentrationen an Salzen (insb. Chlorid und Ammonium) und organischen Summenparametern (insb. AOX und DOC). Das Schwermetall Nickel liegt in leicht erhöhten Gehalten vor.

Im Bereich der Deponie Flotzgrün ist ein etwa 45 - 50 m mächtiger Grundwasserleiter ausgebildet, der sich aus dem OGWL und dem MGWLo (Tiefenbereich I + II) zusammensetzt. Beide Schichten stehen hydraulisch miteinander in Kontakt. Die aus der Deponie austretenden Grundwasserbelastungen werden aktuell über 7 Sanierungsbrunnen hydraulisch gesichert (vgl. [U4]).

In den darunter liegenden und durch geringdurchlässige Schichten getrennten Grundwasserleitern Z sowie MGWLu (Tiefenbereich III) und UGWL (Tiefenbereich IV) wird die Strömung unmittelbar durch die Wasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd beeinflusst, die westlich des Berghäuser Altrheinbereiches von den Stadtwerken Speyer GmbH betrieben werden. Zwischen dem Deponiestandort und dem Wassergewinnungsgebiet ist die Grundwasserströmung auf die im Nordwesten gelegenen Trinkwasserbrunnen ausgerichtet (vgl. [U4]).

Zur Simulation der Grundwasserströmungs- und Stofftransportsituation wie auch zur Planung und Konfiguration der laufenden Sicherungsmaßnahmen wird seit dem Jahr 2004 ein durch das Ingenieurbüro Björnson Beratende Ingenieure GmbH (BCE) erstelltes numerisches Grundwassermodell eingesetzt (vgl. [U1] und [U2]). Seit 2009 werden erhöhte Konzentrationen der identifizierten Leitparameter Mecoprop und Bentazon im nördlichen Deponieabstrom im Tiefenbereich III festgestellt, die mit dem vorhandenen Grundwassermodell nicht erklärbar sind. Vor diesem Hintergrund wurde CDM Smith von der BASF SE in Abstimmung mit der SGD als Prüfgutachter hinzugezogen, um die bisherigen Ansätze zu überprüfen und zu bewerten.

In 2013 wurde von CDM Smith eine vorläufige Gefährdungsbeurteilung auf Basis des vorhandenen Datenbestands ausgearbeitet [U7]. Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung wies eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung von 2014 bis 2016 umfangreiche Untersuchungen am Deponiestandort und in dessen Abstrom durchgeführt wurden (vgl. [U3] und [U4]).

Anfang 2016 wurde die vorläufige Gefährdungsbeurteilung von CDM Smith fortgeschrieben (vgl. [U8]). Es wurde empfohlen, die bestehenden Modellsysteme auf Basis der neuen Untersuchungsergebnisse zu aktualisieren. Im ersten Schritt wurde das Hydrogeologische Modell von BCE fortgeschrieben (vgl.[U5]). Hierauf aufbauend wurde das aktualisierte und erweiterte hydrogeologische Modell im zweiten Schritt von BCE in ein numerisches Modell umgesetzt. Aufbau und Kalibrierung des aktualisierten Grundwassermodells sind in einem Bericht dokumentiert (vgl. [U6]), auf dessen Grundlage die hier vorliegende fachgutachterliche Stellungnahme angefertigt wurde.

2 UNTERLAGEN

Im Rahmen der Prüfung wurden folgende Unterlagen eingesehen und bei der Bewertung berücksichtigt:

- [U1] Björnson Beratende Ingenieure (2004): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen. Koblenz, Oktober 2004
- [U2] Björnson Beratende Ingenieure (2006): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ergänzende Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen - Erarbeitung einer Förderkonzeption mit Intervallbetrieb der Brunnen. Koblenz, Januar 2006
- [U3] Björnson Beratende Ingenieure (2015): Deponie Flotzgrün - Einrichtung neuer Grundwassermessstellen - Messstellendokumentation, Koblenz, Juli 2015
- [U4] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2015, Koblenz, März 2016
- [U5] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Hydrogeologisches Modell, Koblenz, Berichtsentwurf von November 2016
- [U6] Björnson Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung Grundwasserströmungsmodell, Koblenz, Berichtsentwurf von Februar 2017
- [U7] CDM Smith (2013): Deponie Flotzgrün - Vorläufige Gefährdungsbeurteilung Grundwasser, Alsbach, Bericht Nr. 02, April 2013
- [U8] CDM Smith (2016): Deponie Flotzgrün - Fortschreibung der vorläufigen Gefährdungsbeurteilung Grundwasser auf Basis der Ergebnisse aus der Erkundungsphase, Alsbach, Bericht Nr. 05, Januar 2016
- [U9] Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (Hrsg.) (2002): Hydrogeologische Modelle, Ein Leitfaden mit Fallbeispielen; in: Schriftenreihe der Deutschen geologischen Gesellschaft, Heft 24, 2002
- [U10] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.(2016): Technische Regel – Arbeitsblatt DVGW W 107 (A), Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten, Bonn, Februar 2016
- [U11] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Hinweise zur Erstellung und Beurteilung von Grundwassermodellen im Altlastenbereich, LANUV-Arbeitsblatt 12, Recklinghausen, 2010

3 PRÜFGEGENSTAND

Gegenstand der Prüfung ist die von BCE vorgelegte Dokumentation zum Grundwasserströmungsmodell für den Bereich des Deponiestandorts Flotzgrün:

- Björnßen Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün – Aufbau und Anpassung Grundwasserströmungsmodell, Koblenz, Berichtsentwurf von Februar 2017 [U6]

4 PRÜFUNG DES NUMERISCHEN GRUNDWASSERSTRÖMUNGSMODELL

4.1 Modellaufbau und Randbedingungen

Aufbauend auf dem hydrogeologischen Modell für den Standort wurde ein numerisches Grundwassermodell mit den entsprechenden Modellschichten und Randbedingungen mit der Finite-Elemente-Software FEFLOW aufgebaut. Als Startwertbedingung wurde die aus dem HGM vorgegebene Verteilung der hydrogeologischen Parameter (k_f -Werte, Speicherkoeffizienten, Leakagefaktoren) fachgerecht angesetzt.

Die 11 relevanten hydrographischen Einheiten sind mit jeweils einer Modellschicht und für den MGWLu (TB III) mit drei Modellschichten abgebildet. Aus numerischen Gründen sollten bindige Zwischenhorizonte mit deutlich geringeren Durchlässigkeiten gegenüber angrenzenden Schichten durch mindestens 2 bis 3 Modellschichten abgebildet werden, weil es andernfalls durch die geometrische k_f -Wert-Mittelung zu einer Überbewertung der Durchströmung in den Zwischenschichten kommt.

4.2 Modellkalibrierung und Modelltest

Stationäre Modellkalibrierung und Modelltest

Die stationäre Modellkalibrierung wurde für das Jahresmittel 2008 durchgeführt. Im Rahmen der stationären Kalibrierung wurden die hydraulischen Durchlässigkeiten und die Leakagefaktoren an den Gewässern im Rahmen der im HGM angegebenen Bandbreiten variiert, um eine bestmögliche Anpassung der berechneten an die gemessenen Grundwasserstände zu erzielen. Im Ergebnis zeigt die Anpassung der berechneten an die gemessenen Grundwasserstände eine mittlere absolute Abweichung von ca. 0,18 m. Dies ergibt bei einer maximalen Differenz der Grundwasserstände im Modellraum von 20,4 m einen mittleren relativen Fehler von ca. 0,9%. Gemäß [U10] ist dies als sehr gute Anpassung (Fehler unter 1%) zu bewerten.

Der Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (vgl. Abbildung 3 in [U5][U6]) zeigt nach der Kalibrierung für das großräumige Modell eine deutliche Verbesserung gegenüber dem Stand im HGM. Im Hinblick auf die Gefährdungsbeurteilung ist jedoch eine möglichst präzise Abbildung der Strömungsverhältnisse im Standortbereich der Deponie wie auch in dessen unmittelbaren Abstrom (Aussagegebiet) von maßgeblicher Bedeutung. Dies berücksichtigend sollte eine ergänzende bzw. präzisierende Darstellung und Bewertung der stationären Modellkalibrierung für das mittelskalige Aussagegebiet erfolgen.

Zudem wurden die neu gebauten Messstellen nicht - wie im Hydrogeologischen Modell durch Vergleich der Ganglinien zu vorhandenen Messstellen - bei der Modellkalibrierung berücksichtigt (vgl. [U5]). Dies ist insofern von Belang, als dass sich die neuen Messstellen in den für die Schadstoffausbreitung relevanten Bereichen im Abstrom der Deponie befinden und zu diesem Zweck dort niedergebracht wurden.

Zur Überprüfung des Modells wurde ein weiterer stationärer Modelllauf durchgeführt. Für diesen Modelltest wurde der Zeitraum 2009 gewählt, da er sich recht deutlich vom kalibrierten Systemzustand unterscheidet (gemessenen Grundwasserstände im Mittel einige cm niedriger, Rheinpegel ca. 20 cm niedriger, aber höhere Grundwasserneubildung).

Instationäre Modellkalibrierung und Modelltest

Aufbauend auf der stationären Kalibrierung wurde eine instationäre Kalibrierung anhand des Referenzzeitraumes 2015 durchgeführt. Hierbei wurden die Grundwasserneubildung, die Entnahmen sowie der Rheinwasserspiegel jeweils instationär angesetzt. Im Verlaufe der instationären Kalibrierung erfolgte eine Anpassung der Strömungsparameter (kf-Werte, Leakagefaktoren am Rhein), um eine bestmögliche Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Grundwasserganglinien zu erreichen.

Im Ergebnis wird im OGH (TB I und II) sowie dem Zo eine sehr gute Anpassung der Grundwasserganglinien erreicht.

Im Unterschied dazu wird der Verlauf der Ganglinien in der tieferen Schicht TB III unzureichend wiedergegeben. Hier zeigt sich ein überhöhter Einfluss des Rheins. So korrelieren die Grundwasserstände an den Messstellen P017III, P018III deutlich sichtbar mit dem Verlauf der Rheinwasserstandsganglinie, während die gemessenen Ganglinien keine signifikante Korrelation zeigen. Auf der anderen Seite ist der Einfluss der Trinkwasserentnahmen des WW Speyer zu gering modelliert. So führt die Erhöhung der Förderraten im Juli/August 2015 in der Modellrechnung nicht zu den in diesem Zeitraum aufgenommenen deutlich sinkenden Grundwasserständen im TB III (z.B. an P017III und P018III). Gleichzeitig werden bei der Reduzierung der Förderraten Ende 2015 im Unterschied zu den Feldmessungen keine sinkenden Grundwasserstände berechnet.

In die instationäre Kalibrierung wurden in Summe 13 Messstellen im unmittelbaren Deponiebereich und in dessen näheren Abstrom mit einbezogen. Die zur Bewertung der Fließ- und Transportverhältnisse neu eingerichteten Grundwassermessstellen blieben jedoch unberücksichtigt. Angesichts ihrer zentralen Lage in den abstromigen Bereichen der Deponie wird empfohlen, die seit Frühjahr 2015 an den neuen Messstellen aufgenommenen Daten bei der instationären Kalibrierung des hydraulischen Modells zu berücksichtigen. Die vorliegende Datengrundlage wird in jedem Fall als ausreichend erachtet.

Ergänzend wurde ein instationärer Modelltest für den Zeitraum 2011 durchgeführt, der analoge Charakteristika wie die zuvor für die instationären Kalibrierung beschriebenen aufweist.

4.3 Sensitivitätsanalyse

Zur Untersuchung der Aussagekraft des Modells für den Einsatz als Prognoseinstrument wurden stationäre und instationäre Sensitivitätsbetrachtungen mit Variationen der kf-Werte, der Leakagefaktoren und des Speicherkoeffizienten (nur im instationären Fall) durchgeführt.

Als Ergebnis der Sensitivitätsanalyse wurden für das stationäre Strömungsmodell je Sensitivitätsszenario die Mittelwerte und Standardabweichungen der Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen ermittelt. Ergänzend wurden die gewichtete Mittelwerte und Standardabweichungen der Abweichungen berechnet, bei denen die Grundwassermessstellen im Bereich der Deponie eine höhere Wichtung als den Messstellen im Umfeld zugeordnet wurde, um das Grundwasserverhalten im Aussagegebiet richtig zu bewerten. Die Ergebnisse der instationären Sensitivitätsszenarien wurden jeweils als Ganglinien im Vergleich zu dem kalibrierten Zustand dargestellt.

Grundsätzlich ist hinsichtlich der Sensitivitätsanalyse (stationär und instationär) anzumerken, dass diese anhand eines Parametersatzes erfolgte, der noch deutliche Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen enthält (vgl. **Kapitel 4.1** und **4.2**). Vor diesem Hintergrund sollten die stationären und instationären Sensitivitätsbetrachtungen im Zuge der finalen Anpassung der hydraulischen Modellparameter wiederholt werden.

5 FAZIT UND EMPFEHLUNGEN

Auf der Grundlage des erweiterten und aktualisierten hydrogeologischen Modells wurde ein aktuelles numerisches Grundwasserströmungsmodell aufgebaut und kalibriert. Insgesamt wurden der aus dem hydrogeologischen Modell vorgegebene Schichtenaufbau und die entsprechenden Randbedingungen fachgerecht umgesetzt.

Die stationäre Kalibrierung zeigt für das großräumige Modell eine grundsätzlich gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Grundwasserstände. Es fehlt jedoch eine Bewertung für das mittelskalige Aussagegebiet, da im Hinblick auf die Gefährdungsbeurteilung eine möglichst präzise Abbildung der Strömungsverhältnisse im Standortbereich der Deponie wie auch in dessen unmittelbaren Abstrom (Aussagegebiet) von maßgeblicher Bedeutung ist.

Aufbauend auf der stationären Kalibrierung wurden eine instationäre Kalibrierung für den Referenzzeitraums 2015 sowie ein instationärer Modelltest für das Jahr 2011 durchgeführt. Hierbei wurde für den oberen Grundwasserhorizont (TB I und TB II) sowie den Horizont Zo eine sehr gute Übereinstimmung gemessener und berechneter Wasserstandsganglinien erreicht. In den darunter liegenden Schichten Zu und TB III wird der Verlauf hingegen unzureichend wiedergegeben. Hier liegen noch deutliche Abweichungen vor, die auf einen zu starken Einfluss des Rheins und einen zu geringen Einfluss der Trinkwasserentnahmen am WW Speyer hindeuten.

Sowohl bei der stationären wie auch bei instationären Kalibrierung wurden die neu eingerichteten Grundwassermessstellen nicht berücksichtigt. Angesichts ihrer zentralen Lage im Abstrom der Deponie und ihrer Bedeutung im Hinblick auf die Bewertung der Fließ- und Transportverhältnisse wird empfohlen, die seit Frühjahr 2015 an den neuen Messstellen aufgenommenen Daten bei Kalibrierung des hydraulischen Modells mit einzubeziehen.

Das vorliegende Grundwasserströmungsmodell ist aus den zuvor beschriebenen Gründen noch nicht als Grundlage für die Stofftransportmodellierung geeignet. Folgende Ergänzungen werden empfohlen:

- Abbildung der maßgeblichen Zwischenschichten durch mindestens 2 bis 3 Modellschichten
- Ergänzende bzw. präzisierende Darstellung und Bewertung der stationären Modellkalibrierung für das mittelskaligen Aussagegebiet
- Verbesserung der Modellkalibrierung für den Tiefenbereich MGWLu (TB III)
- Berücksichtigung der neuen Grundwassermessstellen bei der stationären und instationären Kalibrierung
- Wiederholung der Sensitivitätsanalyse für den Endzustand der Kalibrierung

CDM Smith Consult GmbH
2017-03-30

i.V.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.V.



Dr.-Ing. Bettina Starke

ppa.



Dr.-Ing. Johannes Weiß

**ANLAGE 10 CDM SMITH (2017): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - STELLUNGNAHME ZUR AN-
PASSUNG DES STOFFTRANSPORT-
MODELLS UND ZUR PLANUNG VON
PROGNOSERECHNUNGEN,
ALSBACH, AUGUST 2017**

CDM Smith Consult GmbH · Neue Bergstraße 13 · 64665 Alsbach

BASF SE
Herr Michael Botens
GUU/GT K357
67056 Ludwigshafen

2017-08-17
Jörn Müller
tel: 06257 504-315, fax: -360
jörn.müller@cdmsmith.com

Projekt-Nr. CDM Smith: 91501
(bitte im Schriftverkehr
stets angeben)

BASF SE Ludwigshafen, Deponie Flotzgrün Stellungnahme zur Anpassung des Stofftransportmodell und zur Planung von Prognoserechnungen

Sehr geehrter Herr Boten,

im Rahmen des Statusgesprächs zum Grundwassermodell am 02.08.2017 wurde vereinbart, dass BCE das Schadstofftransportmodell hinsichtlich folgender Punkte überprüft und bei Bedarf korrigiert, damit anschließend ein prognosefähiges Grundwassermodell für die von uns zu erstellende Gefährdungsabschätzung zur Verfügung steht:

1. Änderung der Darstellungsweise der k_f -Werte im Bereich der Deponie und Überprüfung der k_f -Wertverteilung in Schichten, in denen die Bandbreite der k_f -Werte weit streut
2. Überprüfung und ggf. Korrektur bzw. Umkehr der Grundwasserströmung im Zo
3. Verbesserung der Nachmodellierung der gemessenen (stagnierenden) Trends bei der Konzentrationsentwicklung an P049III

Vor diesem Hintergrund hat BCD mit Schreiben vom 14.08.2017 den aktuellen Sachstand der weiteren Modellanpassung [U1] sowie am 10.08.2017 einen aktualisierten Vorschlag für die Prognoserechnungen [U2] vorgelegt. Zu beiden Ausführungen nehmen wir wunschgemäß nachfolgend Stellung.

- Zu den in den Punkten 1.) und 2.) vorgesehenen Prüfungen und Änderungen wird in den ergänzenden Schreiben von BCE nichts geschrieben. Wir gehen davon aus, dass diese noch immer offenen Punkte im finalen Modellbericht behandelt werden, zu dem wir nach Berichtsvorlage eine schriftliche Stellungnahme anfertigen werden. In diesem Zusammenhang bitten wir darum, dass uns der finale Bericht bis Ende August übergeben wird, damit wir unsere Stellungnahme wie besprochen bis Mitte September fertig stellen können.

- Bezgl. Punkt 3.) enthält [U1] die Beschreibung einer aktualisierten Anpassung, bei der die berechnete Konzentrationsausbreitung nicht mehr oberhalb sondern im mittleren Bereich der in der Messstelle P049III gemessenen Mecoprop-Werte liegt. Der in P049III gemessene Trend wird aus unserer Sicht allerdings noch immer nicht richtig wiedergegeben. Dies erachten wir insofern als problematisch, als dass die Messstelle P049III eine zentrale Rolle bei der Gefährdungsbeurteilung einnimmt. Angesichts des steigenden Trends der Mecoprop-Gehalte in P049III aus der Nachmodellierung ist davon auszugehen, dass die geplanten Prognoserechnungen ebenfalls steigende Konzentrationen und Frachten liefern, die sich zukünftig in Richtung Wasserwerk bewegen. Aus den in P049III gemessenen Werte leitet sich ein solcher Verlauf nicht ab.

Dem Vorschlag für die Prognoserechnungen [U2] stimmen wir zu. Lediglich bei den Kurzzeitbetrachtungen und Optimierungsberechnungen empfehlen wir folgende Anpassungen:

- Bei den Kurzzeitbetrachtungen empfehlen wir, den Quellterm wie im Anpassungsfall anzusetzen, um ein möglichst reales Szenario zu erhalten. Ziel ist es den Einfluss eines instationären Rheinverlaufs gegenüber dem stationären Ansatz in den Prognosen abzubilden. Als Anfangsbedingung sollte deshalb die Konzentrationsausbreitung Ende 2016 angesetzt werden.
- Für die Optimierungsberechnungen schlagen wir bei der Variation der Entnahmemengen eine Erhöhung und/oder Reduzierung der Entnahmemengen mit Ziel einer optimalen Sicherungswirkung bei minimalen Entnahmemengen vor. Dabei ist eine Erhöhung um 50% und 100% nur dann sinnvoll, falls diese für eine optimale Sicherungswirkung notwendig wird.

Bei Fragen stehen wir Ihnen gerne zur Verfügung.

Mit freundlichen Grüßen
CDM Smith Consult GmbH

ppa.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.V.



Dr.-Ing. Bettina Starke

ppa.



Dr.-Ing. Johannes Weiß

Unterlagen:

[U1] Anpassung Stofftransportmodell Deponie Flotzgrün

[U2] Prognoserechnungen zur Stoffausbreitung Deponie Flotzgrün

**ANLAGE 11 CDM SMITH (2017): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - STELLUNGNAHME ZUM
GRUNDWASSERSTRÖMUNGS- UND
TRANSPORTMODELL, ALSBACH,
BERICHT NR. 08, SEPTEMBER 2017**



Deponie Flotzgrün

Stellungnahme zum Grundwasserströmungs- und Transportmodell

Projekt-Nr.: **91501**

Bericht-Nr.: **08**

Auftraggeber: BASF SE, Ludwigshafen
Standort: Deponie Flotzgrün
Prüfgegenstand: Grundwasserströmungs- und
Transportmodell
Planer: BjörnSEN Beratende Ingenieure GmbH
Maria Trost 3
56070 Koblenz

2017-09-21

1 VERANLASSUNG

Im Bereich der älteren Ablagerungsabschnitte (Felder 1 - 5) der auf der eingedeichten Insel Flotzgrün betriebenen Deponie Flotzgrün liegt ein durch Sickerwassereintrag verursachter Grundwasserschaden vor. Als Schadstoffleitparameter wurden die Pflanzenschutzmittel Mecoprop und Bentazon identifiziert. Des Weiteren finden sich im anstehenden Aquifer erhöhte Konzentrationen an Salzen (insb. Chlorid und Ammonium) und organischen Summenparametern (insb. AOX und DOC). Das Schwermetall Nickel liegt in leicht erhöhten Gehalten vor.

Im Bereich der Deponie Flotzgrün ist ein etwa 45 - 50 m mächtiger Grundwasserleiter ausgebildet, der sich aus dem OGWL und dem MGWLo (Tiefenbereich I + II) zusammensetzt. Beide Schichten stehen hydraulisch miteinander in Kontakt. Das durch die Deponie belastete Grundwasser wird aktuell über 7 Sanierungsbrunnen hydraulisch gesichert (vgl. [U4]). In den darunter liegenden und durch geringdurchlässige Schichten getrennten Grundwasserleitern Z sowie MGWLu (Tiefenbereich III) und UGWL (Tiefenbereich IV) wird die Strömung unmittelbar durch die Wasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Speyer-Süd beeinflusst, die westlich des Berghäuser Altrheinbereiches von den Stadtwerken Speyer GmbH betrieben werden. Zwischen dem Deponiestandort und dem Wassergewinnungsgebiet ist die Grundwasserströmung auf die im Nordwesten gelegenen Trinkwasserbrunnen ausgerichtet (vgl. [U4]).

Zur Simulation der Grundwasserströmungs- und Stofftransportsituation wie auch zur Planung und Konfiguration der laufenden Sicherungsmaßnahmen wird seit dem Jahr 2004 ein durch das Ingenieurbüro Björnsen Beratende Ingenieure GmbH (BCE) erstelltes numerisches Grundwassermodell eingesetzt (vgl. [U1] und [U2]). Seit 2009 werden erhöhte Konzentrationen der identifizierten Leitparameter Mecoprop und Bentazon im nördlichen Deponieabstrom im Tiefenbereich III festgestellt, deren Abströmen aus dem Bereich der Deponie mit dem vorhandenen Grundwassermodell nicht nachvollzogen werden konnten. Vor diesem Hintergrund wurde CDM Smith von der BASF SE in Abstimmung mit der SGD als Prüfgutachter hinzugezogen, um die bisherigen Ansätze zu überprüfen und zu bewerten.

In 2013 wurde von CDM Smith eine vorläufige Gefährdungsbeurteilung auf Basis des vorhandenen Datenbestands ausgearbeitet [U9]. Die vorläufige Gefährdungsbeurteilung wies eine Reihe von Kenntnislücken auf, zu deren Klärung von 2014 bis 2016 umfangreiche Untersuchungen am Deponiestandort und in dessen Abstrom durchgeführt wurden (vgl. [U3] und [U4]).

Anfang 2016 wurde die vorläufige Gefährdungsbeurteilung von CDM Smith fortgeschrieben (vgl. [U10]). Es wurde empfohlen, die bestehenden Modellsysteme auf Basis der neuen Untersuchungsergebnisse zu aktualisieren. Zunächst wurde das Hydrogeologische Modell von BCE fortgeschrieben (vgl. [U5]) und darauf aufbauend das numerische Grundwasserströmungsmodell ergänzt und kalibriert. Anschließend wurde das kalibrierte Strömungsmodell zu einem Transportmodell erweitert. Aufbau und Kalibrierung des aktualisierten numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodells sind in einem zusammenfassenden Bericht dokumentiert (vgl. [U7]), auf dessen Grundlage wir mit dem vorliegenden Dokument Stellung nehmen.

2 UNTERLAGEN

Im Rahmen der Prüfung wurden folgende Unterlagen eingesehen und bei der Bewertung berücksichtigt:

- [U1] Björnson Beratende Ingenieure (2004): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen. Koblenz, Oktober 2004
- [U2] Björnson Beratende Ingenieure (2006): Rückstandsdeponie Flotzgrün - Ergänzende Stofftransportmodelluntersuchungen zu den hydraulischen Abwehrmaßnahmen - Erarbeitung einer Förderkonzeption mit Intervallbetrieb der Brunnen. Koblenz, Januar 2006
- [U3] Björnson Beratende Ingenieure (2015): Deponie Flotzgrün - Einrichtung neuer Grundwassermessstellen - Messstellendokumentation, Koblenz, Juli 2015
- [U4] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Grundwassersicherung und -überwachung, Jahresbericht 2015, Koblenz, März 2016
- [U5] Björnson Beratende Ingenieure (2016): Deponie Flotzgrün - Hydrogeologisches Modell, Koblenz, Berichtsentwurf von November 2016
- [U6] Björnson Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung Grundwasserströmungsmodell, Koblenz, Berichtsentwurf von Februar 2017
- [U7] Björnson Beratende Ingenieure (2017): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung eines aktuellen num. Grundwassermodells, Koblenz, Berichtsentwurf Juni 2017
- [U8] Björnson Beratende Ingenieure (2017): Grundwassermodell Deponie Flotzgrün - Antwort auf „Stellungnahme zur Anpassung des Stofftransportmodells und zur Planung von Prognoserechnungen“ von CDM Smith Consult GmbH vom 17.08.2017, Koblenz, September 2017
- [U9] CDM Smith (2013): Deponie Flotzgrün - Vorläufige Gefährdungsbeurteilung Grundwasser, Alsbach, Bericht Nr. 02, April 2013
- [U10] CDM Smith (2016): Deponie Flotzgrün - Fortschreibung der vorläufigen Gefährdungsbeurteilung Grundwasser auf Basis der Ergebnisse aus der Erkundungsphase, Alsbach, Bericht Nr. 05, Januar 2016
- [U11] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.(2016): Technische Regel - Arbeitsblatt DVGW W 107 (A), Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten, Bonn, Februar 2016
- [U12] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Hinweise zur Erstellung und Beurteilung von Grundwassermodellen im Altlastenbereich, LANUV-Arbeitsblatt 12, Recklinghausen, 2010

3 PRÜFGEGENSTAND

Gegenstand der Prüfung ist die von BCE vorgelegte Dokumentation zum Grundwasserströmungs- und Transportmodell für den Bereich des Deponiestandorts Flotzgrün:

- Björnsen Beratende Ingenieure (2017):
Deponie Flotzgrün
Aufbau und Anpassung eines aktuellen numerischen Grundwassermodells
Koblenz, Berichtsentwurf von Juni 2017 [U7]

4 PRÜFUNG DES AKTUALISIERTEN NUMERISCHEN GRUNDWASSERSTRÖMUNGSMODELL

4.1 Modellaufbau und Randbedingungen

Aufbauend auf dem hydrogeologischen Modell für den Standort wurde ein numerisches Grundwassermodell mit den entsprechenden Modellschichten und Randbedingungen mit der Finite-Elemente-Software FEFLOW aufgebaut. Als Startwertbedingung wurde die aus dem HGM vorgegebene Verteilung der hydrogeologischen Parameter (k_r -Werte, Speicherkoeffizienten, Leakagefaktoren) fachgerecht angesetzt. Die Randbedingungen (Grundwasserentnahmen, Grundwasserneubildung, Oberflächengewässer sowie Modellzu- und abstrom wurden entsprechend der Vorgaben aus dem HGM umgesetzt.

4.2 Modellkalibrierung und Modelltest

Stationäre Modellkalibrierung und Modelltest

Die stationäre Modellkalibrierung wurde für das Jahresmittel 2008 durchgeführt. Im Ergebnis zeigt die Anpassung der berechneten im Vergleich zu den gemessenen Grundwasserständen eine mittlere absolute Abweichung von ca. 0,10 m. Dies ergibt bei einer maximalen Differenz der Grundwasserstände im Modellraum von rd. 20 m einen mittleren relativen Fehler von ca. 0,9% für den gesamten Modellraum. Gemäß [U11] und [U12] wird damit eine sehr gute Anpassung erreicht.

Die gewichtete Auswertung mit Fokus auf den Aussagebereich (Wichtung der Messstellen hinsichtlich Nähe zur Deponie Flotzgrün) ergibt eine mittlere absolute Abweichung von ca. 0,07 m bei einer maximalen Differenz der Grundwasserstände für den Aussagebereich von rd. 3,3 m und einem mittleren relativen Fehler von ca. 2,2 %. Diese Ergebnisse belegen eine gute Anpassung für den Aussagebereich.

Der Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (vgl. Abbildung 5 in [U7]) zeigt nach der Kalibrierung eine deutliche Verbesserung gegenüber dem Ausgangszustand. (vgl. Abbildung 4 in [U7]). An einzelnen Ausreißern im Aussagegebiet der Rheinniederung sind jedoch Abweichungen von mehr als 1 m vorhanden, die im Bericht erläutert werden sollten.

Des Weiteren wurde die Anisotropie der k_f -Werte in den Zwischenschichten (ZH2, ZH3o, ZH3u, UZH) nicht - wie im HGM vorgegeben - berücksichtigt. Im HGM wurde für Geringleiter bzw. Nichtleiter ein Anisotropiefaktor von 1:5 angegeben. Diese Änderung ist zu erläutern.

Zur Überprüfung des Modells wurde ein weiterer stationärer Modelllauf durchgeführt. Für diesen Modelltest wurde der Zeitraum 2009 gewählt, da er sich vom kalibrierten Systemzustand unterscheidet (gemessenen Grundwasserstände im Mittel einige cm niedriger, Rheinpegel ca. 20 cm niedriger, aber höhere Grundwasserneubildung). Im Ergebnis zeigt die Anpassung der berechneten Grundwasserstände im Vergleich zu den gemessenen Grundwasserständen eine mittlere absolute Abweichung von ca. 0,37 m. Dies ergibt für den gesamten Modellraum eine gute Anpassung mit einem mittleren relativen Fehler von ca. 1,8%. Für eine gewichtete Auswertung mit Fokus auf den Aussagebereich der Rheinniederung mit einer maximalen Differenz der Grundwasserstände von ca. 3,3 m ist dies ggf. nicht ausreichend. Hier fehlt eine entsprechende Bewertung.

Instationäre Modellkalibrierung und Modelltest

Aufbauend auf der stationären Kalibrierung wurde eine instationäre Kalibrierung jeweils anhand der Referenzzeiträume 2015 und 2011 durchgeführt. Hierbei wurden die Entnahmen, die Grundwasserneubildung sowie der Rheinwasserspiegel jeweils instationär angesetzt. Im Ergebnis wird im OGH (TBI und TBII) sowie im Zo eine sehr gute Anpassung und in den tieferen Schichten (Zu, TBIII) eine ausreichende bis gute Anpassung der berechneten und gemessenen rund-Grundwasserganglinien erreicht. Die generelle Grundwasserdynamik wird unter Berücksichtigung eines teilweise quasistationären Ansatzes der Randbedingungen (Entnahmen als Monatsmittelwerte) gut abgebildet.

4.3 Sensitivitätsanalyse

Zur Untersuchung der Aussagekraft des Modells für den Einsatz als Prognoseinstrument wurden stationäre und instationäre Sensitivitätsbetrachtungen mit Variationen der Strömungsparameter (k_f -Werte, Leakagefaktoren, Speicherkoeffizienten) durchgeführt.

Als Ergebnis der Sensitivitätsanalyse wurden für das stationäre Strömungsmodell je Sensitivitätsszenario die Mittelwerte und Standardabweichungen der Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen berechnet, jeweils für das gesamte Modell und durch gewichtete Mittelwerte und Standardabweichungen mit Fokus auf den Aussagebereich. Hierbei zeigte sich, dass sich durch eine Reduzierung der vertikalen Durchlässigkeit in den Zwischenschichten (Fall 2) eine ähnliche bis etwas bessere Anpassungsgüte erreicht wird.

Die Ergebnisse der instationären Sensitivitätsszenarien wurden jeweils als Ganglinien im Vergleich zu dem kalibrierten Zustand dargestellt. Aus den Ergebnissen leitet sich ab, dass sich eine Verringerung des vertikalen kf-Wertes der Störung nicht wesentlich auf die Ganglinien auswirkt. Eine Reduzierung der vertikalen kf-Werte der Zwischenschichten ergibt an den ausgewählten Messstellen P017III eine etwas schlechtere Anpassung, und an P018III eine vergleichbare Anpassung an die gemessenen Werte.

5 PRÜFUNG DES STOFFTRANSPORTMODELLS

5.1 Modellaufbau und Randbedingungen

Auf der Grundlage des kalibrierten Strömungsmodells wurde ein Stofftransportmodell erstellt. Die Kalibrierung des Stofftransportmodells erfolgte anhand der historischen Nachbildung der Stoffausbreitung (Leitparameter: Chlorid, Mecoprop und Bentazon) seit Beginn der Abfalleinlagerung im Jahr 1968 bis 2016. Zur Verbesserung des numerischen Lösungsverfahrens und zur Minimierung der numerischen Dispersion wurden die jeweiligen Modellschichten fachgerecht auf 2 bis 4 Schichten unterverteilt, d.h. die 13 Schichten aus dem Strömungsmodell wurden auf insgesamt 24 Schichten verfeinert.

Effektive Porosität

Als Startwertbedingung für die effektive Porosität beim Stofftransport wurde die im instationären Strömungsmodell angesetzte Porosität aus dem instationären Strömungsmodell verwendet.

Dispersivitäten

Als Dispersivitäten wurden die im früheren Modell verwendeten Werte mit 10 m für die longitudinale und 2 m für die transversale Dispersivität für alle Schichten angenommen und im Verlaufe der Kalibrierung angepasst. Üblicherweise ist die transversale Dispersivität 1 bis 2 Größenordnungen kleiner als die longitudinale Dispersivität, wodurch sich eine transversale Dispersivität ≤ 1 m ergibt. In diesem Zusammenhang ist - auch im Hinblick auf den ggf. überschätzten Trend der Konzentrationsausbreitung im TBIII - zu erläutern, warum im Transportmodell eine transversale Dispersivität von 2 m angesetzt wurde, da in der Sensitivitätsanalyse eine um Faktor 0,5 geringere Dispersivität eine geringere Konzentrationsausbreitung und damit bessere Anpassung im TBIII (Fall 24_3 in [U7]) gezeigt hat.

Retardation und Abbau

Gemäß den Vorgaben aus dem HGM wurde im Modell keine Retardation angesetzt.

Stoffeintrag

Als Stoffeintrag aus dem Deponiebereich wurde gemäß der historischen Entwicklung eine zeitliche Entwicklung angesetzt und im Verlaufe der Kalibrierung angepasst. Da in der Praxis bei Deponien generell ein zeitliches Abklingen des Eintrages zu beobachten ist, wurde anhand der vorhandenen Informationen zu Abfalleinlagerung und Oberflächenabdichtung ein abklingender Stoffeintrag von 20 % alle 10 Jahren nach Verfüllende der jeweiligen Abschnitte oder nach Aufbringen der Oberflächenabdichtung angenommen. Dies ist - unter Berücksichtigung der relativ geringen Kenntnisse über das Abklingverhalten - eine geeignete Annahme.

Strömungsrandbedingungen

Für die Wasserstände im Rhein/Altrhein wie auch in den sonstigen Gewässern wurde das langjährige Mittel angesetzt. Hier sollte eine instationäre Betrachtung im Rahmen der Prognose-rechnungen erfolgen, um den Einfluss des instationären Rhein- und Altrheinwasserstände auf das Grundwassersystem im Nahbereich der Deponie und einen potentiellen Stoffeintrag in den Altrhein zu untersuchen.

Die Grundwasserneubildung wurde als räumlich verteiltes langjähriges Mittel 1991/2015 in geeigneter Form abgebildet. Auf den Deponieflächen wurde keine Grundwasserneubildung angesetzt. Dies impliziert eine wirksame Oberflächenabdichtung der Deponien. Es fehlt eine Erläuterung, warum dieser Ansatz gewählt wurde.

Die Grundwasserentnahmen im WW Speyer und die Sicherungsentnahmen wurden in sieben Entnahmephasen von 1967 bis 2016 sinnvoll unterteilt. Für die Sicherungsentnahmen wurde ein kontinuierlicher Betrieb implementiert. Auch für eine Langzeitberechnung wäre dies eine sinnvolle Annahme. Um den Einfluss des Intervallbetriebes auf die laufenden Sicherungsmaßnahmen zu untersuchen, sollten Kurzzeitbetrachtungen mit instationären Sicherungsentnahmen ausgeführt werden.

5.2 Kalibrierung des Transportmodells

Die Kalibrierung des Transportmodells erfolgte anhand der historischen Stoffausbreitung für Chlorid, Mecoprop und Bentazon seit Beginn der Ablagerungen von 1967 bis 2016. Mit dem Ziel eine bestmögliche Anpassung der berechneten Konzentrationsausbreitung an die gemessenen Konzentrationsausbreitung zu erzielen, wurden im Rahmen der stationären Kalibrierung die Dispersivitäten, die transportwirksame Porosität, der Stoffabbau im Rahmen der im HGM angegebenen Bandbreiten variiert.

Für den Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrationen wurden die Stoffausbreitungen zu ausgewählten Zeitpunkten sowie die Ganglinien der Konzentrationen an ausgewählten Messstellen jeweils für die Transportparameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon herangezogen und anschaulich dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen einen steigenden Trend der berechneten Konzentrationsentwicklung sowohl für Mecoprop als auch für Bentazon an der Messstelle P049III im TBIII. Die gemessenen Bentazon- und Mecoprop-Gehalte in diesem Horizont zeigen dagegen einen stagnierenden bis leicht abfallenden Trend. Im Rahmen der Modellanpassung wurden von BCE andere Parameterverteilungen mit dem Ziel einer Reduzierung dieses Konzentrationsanstiegs getestet (z.B. stärker abklingende Quellstärke; höhere Dispersionslängen), [U8]. Dabei wurden jedoch keine relevanten Verbesserungen erzielt.

Infolgedessen wurden mit dem Modell Vergleichsrechnungen durchgeführt, um zu prüfen, zu welchen Ergebnissen und Auswirkungen der im Modell angesetzte Konzentrationsanstieg bei P049III in der Zukunft führt. In einem Fallvergleich wurden Prognoseläufe in einem Fall mit konstanten Konzentrationsentwicklungen im Bereich P049III (Fall 1) und in einem weiteren Fall mit einer ansteigenden Konzentrationsentwicklung (Fall 2) durchgeführt und bezüglich der Stoffausbreitung und den Immissionen an den Trinkwasserbrunnen verglichen. Hierbei wurde an einer Querschnittlinie durch die Stofffahne auf Höhe der P049III eine Konzentration - in beiden Fällen einmal zeitlich konstant (Fall 1) und einmal ansteigend (Fall 2) - vorgegeben und die Stoffausbreitung für 100 Jahre berechnet und mit dem Anpassungsfall 22_3 verglichen.

Wie die Ergebnisse in **Abbildung 5.1** zeigen, sind die aus der Strömung resultierende Ausbreitungsrichtung und die Konzentrationsentwicklung an den Entnahmehäfen TB4 und TB5 des WW Speyer Süd in den nächsten 50 Jahren in beiden Fällen zwar annähernd gleich, allerdings kommt es nach 50 Jahren bis 2116 im Fall 22_3 (Anpassungsfall) zu einem deutlich stärkeren Konzentrationsanstieg gegenüber dem Fall mit konstanten Konzentrationen. So werden im Anpassungsfall in 2116 ca. 0,12 µg/l Mecoprop ankommen, während bei konstanten Konzentrationen nur 20% hiervon, d.h. ca. 0,025 µg/l Mecoprop ankommen.

BCE geht davon aus, dass aufgrund der starken Verzögerung des Emissionsverhaltens der Quelle die Konzentrationen im TBIII in Zukunft auch weiter ansteigen. Die aktuellen Messwerte deuten jedoch nicht darauf hin. Aufgrund der hohen Priorität einer Sicherung der Trinkwassergewinnung wird der konservative Ansatz steigender Konzentrationen in der Bewertung der Ergebnisse durch den Modellaufsteller BCE als sinnvoll angesehen. Dies erachten wir insofern als problematisch, da die Messstelle P049III eine zentrale Rolle bei der Gefährdungsbeurteilung einnimmt. Angesichts des steigenden Trends der berechneten Mecoprop-Gehalte in P049III ist davon auszugehen, dass die geplanten Prognoserechnungen ebenfalls steigende Schadstoffkonzentrationen und Frachten liefern, die sich zukünftig in Richtung Wasserwerk bewegen. Aus den in P049III gemessenen Werte leitet sich ein solcher Verlauf nicht ab. Mit dem vorliegenden Transportmodell werden somit die aus der Deponie in Richtung zum Wasserwerk abströmenden Frachten überschätzt.

Der gewählte konservative Ansatz sollte - wie auch im Schreiben [U8] dargelegt - durch Gütepumpversuche, ggf. neue Messstellen sowie das Grundwassermonitoring der nächsten Jahre überprüft und bei Bestätigung des fallenden Trends im Modell korrigiert werden.

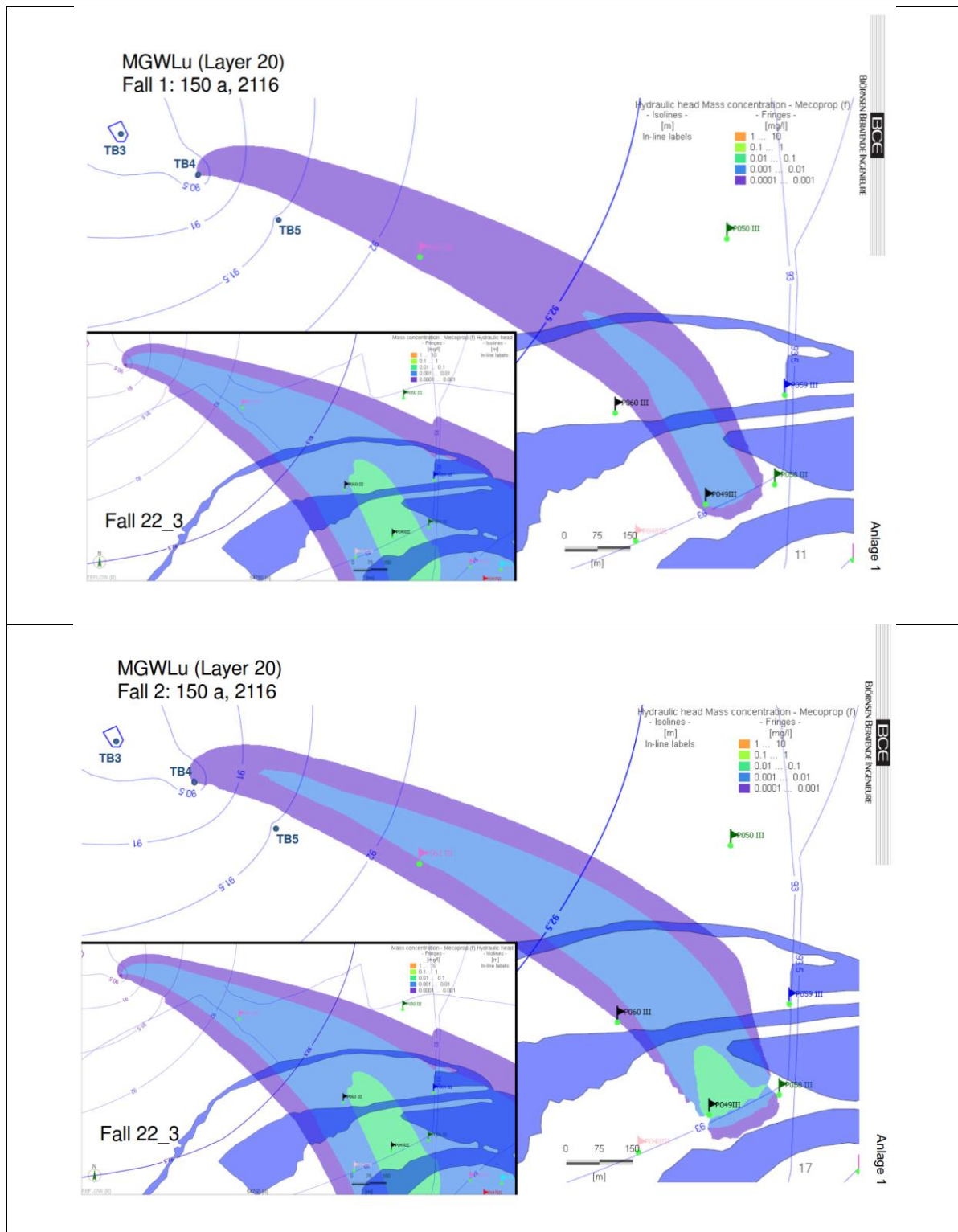


Abbildung 5.1: berechnete Mecoprop-Ausbreitung nach 100 Jahren, berechnet mit dem kalibrierten Modell (Fall 22_3) im Vergleich zu einer Berechnung mit Fall 1: konstanter Konzentrationsentwicklung an P049III
 Fall 2: ansteigender Konzentrationsentwicklung an P049III, vgl. [U8]

5.3 Sensitivitätsanalyse

Im Anschluss an die Kalibrierung wurden mit dem Stofftransportmodell Sensitivitätsbetrachtungen mit Variation sowohl hydrogeologischer Parameter (k_f -Werte, Porosität, Leakagefaktoren) als auch der Transportparameter (Dispersivität, Abbaurate) und des Stoffeintrages durchgeführt. Die Darstellung und Bewertung dieser Sensitivitätsanalyse erfolgte anhand der Ergebnisse für die Mecoprop-Konzentrationsausbreitung Ende 2016.

Es zeigt sich, dass eine Variation der vertikalen k_f -Werte in den Zwischenschichten einen relativ großen Einfluss auf die Grundwasserströmung hat, wohingegen sich eine Änderung des vertikalen k_f -Wertes der Störung weniger auswirkt. Ebenso wenig wirkt sich eine Variation der Reduzierung des Stoffeintrages von 20 % auf 10 % sowie der Veränderung der Durchlässigkeit im Nahbereich der Deponie aus.

Demgegenüber reagiert das Modell vergleichsweise sensitiv auf den Ansatz der Dispersivität. Eine geringere Dispersion gegenüber dem Anpassungsfall ergibt eine geringere Ausdehnung der Stofffahne in horizontaler (longitudinale Dispersivität) und vertikaler Richtung (transversale Dispersivität). Eine um Faktor 0,5 geringere Dispersivität gegenüber dem Anpassungsfall zeigt eine geringere Konzentrationsausbreitung und gleichermaßen gute bis bessere Anpassung für den TBIII (Fall 24_3 in [U7]). Es fehlt eine Erläuterung, warum der Sensitivitätsfall 24_3 nicht als Anpassungsfall gesetzt wurde.

Vergleichsweise deutlich wirkt sich auch eine Veränderung der Abbaurate für Mecoprop und Bentazon aus. Höhere Abbauraten (d.h. geringere Halbwertszeiten) im OGWL führen zu einer geringeren Stoffausbreitung im OGWL und damit auch geringerer Absickerung in tiefere Schichten. Der Fall 25_6 mit einer reduzierten Halbwertszeit von einem Jahr im OGWL und ohne Abbau im MGWLo zeigt im Vergleich zum Anpassungsfall eine ebenso realistische und aus unserer Sicht bessere Anpassung an die vorliegenden Verhältnisse.

Eine Vergrößerung des Leakage-Faktors im Altrhein führt zu einer lateral kleineren Ausdehnung der Stofffahne in nordöstlicher Richtung. Dieser Parameter wurde ebenso wie andere hydrogeologische Parameter (Porosität, k_f -Werte) bereits im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung zum Grundwasserströmungsmodell untersucht und bei der Kalibrierung des Strömungsmodells berücksichtigt. Variationen hydrogeologischer Parameter führen auch zu anderen Grundwasserhältnissen und sind daher nur in Kopplung mit dem Strömungsmodell zu betrachten.

Aufgrund der zentralen Rolle der Messstelle P049III bei der Gefährdungsbeurteilung sollte für ausgewählte Sensitivitätsszenarien mit ähnlich guter Anpassung eine vergleichende Darstellung der berechneten Stoffentwicklung gegenüber dem Anpassungsfall gezeigt werden.

6 FAZIT UND EMPFEHLUNGEN

Auf der Grundlage des erweiterten und aktualisierten hydrogeologischen Modells wurde ein numerisches Grundwasserströmungsmodell aufgebaut und kalibriert. Die aus dem hydrogeologischen Modell vorgegebene Schichtenaufbau, Parameter und Randbedingungen wurden fachgerecht umgesetzt. Die stationäre und instationäre Kalibrierung des Strömungsmodells zeigt eine gute bis sehr Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Grundwasserstände.

Das kalibrierte Strömungsmodell wurde anschließend zu einem Stofftransportmodell erweitert und kalibriert. Die Kalibrierung des Stofftransportmodells erfolgte anhand der historischen Stoffausbreitung der Leitparameter Chlorid, Mecoprop und Bentazon seit Beginn der Abfalleinlagerung in die Deponie im Jahr 1967 bis heute. Die Kalibrierung des Transportmodells zeigt eine gute Anpassung für den OGWL und MGWLo. Im TBIII liegt die berechnete Konzentration im mittleren Bereich der in der Messstelle P049III gemessenen Mecoprop-Werte. Der in P049III gemessene Trend wird aus unserer Sicht jedoch nicht richtig wiedergegeben. Es wird ein steigender Trend berechnet, wohingegen die Messwerte eine stagnierende bis leicht abfallende Tendenz zeigen. Angesichts des steigenden Trends der Mecoprop-Gehalte in P049III in der Nachmodellierung ist davon auszugehen, dass die geplanten Prognoserechnungen ebenfalls steigende Konzentrationen und Frachten liefern, die sich zukünftig in Richtung Wasserwerk bewegen. Ob eine solche Entwicklung den tatsächlichen Verlauf in der Zukunft widerspiegelt, ist anhand der in P049III aufgenommenen Analyseergebnisse zu bezweifeln.

Zur Untersuchung und Bewertung der Modellgenauigkeit wurden zunächst mit dem Grundwasserströmungsmodell und anschließend mit dem Stofftransportmodell Sensitivitätsanalysen mit variierenden Parametern durchgeführt und anschaulich in Form der Anpassungsgüte, vergleichender Ganglinien sowie Konzentrationsausbreitungen ausgewählter Zeitpunkte dargestellt. Aus den Sensitivitätsbetrachtungen des Transportmodells ergibt sich, dass die Variation einzelner Parameter gegenüber dem Anpassungsfall ebenso plausible bis bessere Anpassungsergebnisse liefert (Fall 24_3, Fall 25_6). Für Sensitivitätsfälle mit gleich realistischer oder besserer Anpassung sollten in der Auswertung die berechneten Konzentrationsganglinien an P049III ergänzt und mit dem Anpassungsfall verglichen werden.

Insgesamt gesehen ist das vorliegende Grundwasserströmungs- und Transportmodell als Prognoseinstrument einsatzfähig. Angesichts des konservativen Ansatzes wird jedoch bei den Prognosefällen eine Stoffausbreitung in tieferen Schichten etwas überbewertet, was eine frühere Gefährdung des WW Speyer Süd zur Folge hat. Dieser Sachverhalt sollte bei der Bewertung der Prognoserechnungen und der abschließenden Gefährdungsbeurteilung Berücksichtigung finden.

Der gewählte konservative Ansatz sollte durch Gütepumpversuche, ggf. zusätzliche Grundwassermessstellen sowie regelmäßige Grundwassermonitoring-Untersuchungen überprüft werden. Im Bedarfsfall ist das Modell auf dieser Basis neu anzupassen.

Folgende Ergänzungen werden für die Dokumentation zum Grundwasserströmungs- und Transportmodell empfohlen:

- Überprüfung der Modellanpassung durch eine gewichtete Auswertung der Anpassungsgüte mit Fokus auf den Aussagebereich für die zweite stationäre Kalibrierung (Modelltest)
- Ergänzende Darstellung von berechneten Konzentrationsganglinien an P049III für ausgewählte Sensitivitätsfälle mit gleich realistischer Anpassung
- Darlegung, warum die Anisotropie der kf-Werte in den Zwischenschichten (ZH2, ZH3o, ZH3u, UZH) nicht - wie im HGM vorgegeben - berücksichtigt wurde.
- Erläuterung, warum im Bereich der Deponien keine Grundwasserneubildung im Modell angesetzt wurde.

CDM Smith Consult GmbH
2017-09-21

ppa.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.V.



Dr.-Ing. Bettina Starke

ppa.



Dr.-Ing. Johannes Weiß

**ANLAGE 12 CDM SMITH (2018): DEPONIE FLOTZ-
GRÜN - STELLUNGNAHME ZUM
BERICHT „AUFBAU UND ANPASSUNG
EINES AKTUELLEN NUMERISCHEN
GRUNDWASSERMODELLS,
ALSBACH, FEBRUAR 2018**

BASF SE
Herr Michael Botens
GUU/GT K357
67056 Ludwigshafen

2018-02-15
Jörn Müller
tel: 06257 504-315, fax: -360
jörn.müller@cdmsmith.com

Projekt-Nr. CDM Smith: 91501
(bitte im Schriftverkehr
stets angeben)

BASF SE Ludwigshafen, Deponie Flotzgrün Stellungnahme zum Bericht „Aufbau und Anpassung eines aktuellen numerischen Grundwassermodells, Januar 2018“

Sehr geehrter Herr Botens,

BCE hat am 24.01.2018 den finalen Bericht „Aufbau und Anpassung eines aktuellen numerischen Grundwassermodells [U1] vorgelegt. Zum finalen Modellbericht nehmen wir hiermit Stellung.

Gemäß unserer Email vom 10. Januar ist im o.a. Modellbericht oder zumindest im nachfolgenden Bericht zu den Prognoserechnungen noch zu belegen, dass durch den instationären Gang des Rheins keine signifikanten Belastungsanteile aus dem Deponiebereich abströmen, die von der Sicherungsmaßnahme nicht erfasst werden. Nur wenn diese Bedingung zutrifft, ist der im Modell angesetzte stationäre Ansatz des mittleren Rheinwasserstandes für die Langzeitprognose-rechnungen korrekt.

Nach wie vor wird im MGWLu an der Messstelle P049III ein ansteigender Trend modelliert, wohingegen die Messwerte auf einen stagnierenden bis fallenden Trend hinweisen. Vermutlich ist dies bedingt durch einen zu hoch angesetzten vertikalen Druckgradienten vom TBII in den TBIII im zurückliegenden Zeitraum 1987 bis 2003, so dass eine größere Absickerung berechnet wird. Ebenso möglich ist eine zu hoch angesetzte transversale Dispersion. Wie bereits in unserer Stellungnahme vom 21.09.2017 erläutert, ist die transversale Dispersivität üblicherweise 1 bis 2 Größenordnungen kleiner als die longitudinale Dispersivität. Daraus ergibt sich für den Bereich der Deponie eine transversale Dispersionslänge von ca. 2 m, während im Modell 10 m angesetzt wurden. Des Weiteren wurde im ZH3u die Anisotropie der kf-Werte nicht – wie im Hydrogeologischen Modell vorgegeben – berücksichtigt. Damit wird die vertikale Absickerung überschätzt. Das aktuelle Stofftransportmodell bildet somit bezüglich der Gefährdung der Trinkwassergewinnung Speyer Süd ein Worst-Case-Szenario ab. Wie bereits bei der Besprechung am

19.12.2017 dokumentiert, ist das Modell bei neuer bzw. erweiterter Daten- und Kenntnislage diesbezüglich anzupassen und fortzuschreiben.

Der letzte Satz auf Seite 9 im vorletzter Absatz ist hinsichtlich Grammatik zu korrigieren.

Bei Fragen stehen wir Ihnen gerne zur Verfügung.

Mit freundlichen Grüßen
CDM Smith Consult GmbH

ppa.



Dipl.-Ing. Jörn Müller

i.V.



Dr.-Ing. Bettina Starke

ppa.



Dr.-Ing. Johannes Weiß

Unterlagen:

- [U1] Björnsen Beratende Ingenieure (2018): Deponie Flotzgrün - Aufbau und Anpassung eines aktuellen numerischen Grundwassermodells, Koblenz, Januar 2018

**ANLAGE 13 EMPFEHLUNGEN DER AHU IN
KAP. 7 DES GUTACHTENS**

Empfehlungen der ahu in Kap. 7 des Gutachtens [U17]

Empfehlungen der ahu [U17]	Bewertung durch BASF, BCE und CDM Smith
1) Modellaktualisierung	
„Der Rhein sollte als instationäre Randbedingung eingebaut werden.“	Der Rhein als instationäre Randbedingung bei der instationären Modellkalibrierung (Zeitraum 2011 und 2015), den instationären Sensitivitätsbetrachtungen sowie instationären Kurzzeitprognosen berücksichtigt.
„Neue Erkenntnisse aus den Bohrungen sollten integriert werden (ZH3 mit Fehlstellen; wird derzeit durchgeführt).“	Neue Erkenntnisse aus den Messstellenbohrungen wurden im Rahmen der Aktualisierung berücksichtigt.
„Eine Parameterstudie mit Fehlerberechnungen sollte angefertigt werden.“	Im Rahmen der Modellanpassung wurde eine umfangreiche Sensitivitätsbetrachtung für die maßgebenden Modellparameter, z.B. Durchlässigkeitsbeiwerte, Dispersionskoeffizienten, Abbauraten durchgeführt.
2) Hydraulische Sicherung	
„Die hydraulische Sicherung sollte möglichst auf kontinuierlichen Betrieb umgestellt, ggf. verdichtet werden;“	Eine Überprüfung mit dem aktualisierten Modellsystem ergab bei einem intermittierendem Betrieb keine Nachteile gegenüber einem kontinuierlichen Betrieb. Die aktuelle Betriebsweise mit Intervallbetrieb kann somit beibehalten werden.
„Die Messstelle P053II sollte als Abwehrbrunnen in Betrieb genommen werden (ist bereits entsprechend ausgebaut).“	Die Messstelle P053II (Ausbau zum Brunnen B8) wurde bei den Optimierungsberechnungen des Sicherungssystems einbezogen. Es ergab sich eine Verbesserung der Sicherungswirkung am westlichen Randbereich. Der Brunnen B8 wird künftig in das Sicherungssystem bei gleichen Gesamtentnahmen einbezogen.
„Im Tiefenbereich III sollte die hydraulische Sicherung ggf. nach Westen ergänzt werden. Die Ergänzungen sind von den Ergebnissen des Monitorings abhängig.“	Ein Einbezug von P49III in die hydraulische Sicherung wurde mittels numerischer Prognoserechnungen geprüft und als Ergänzung des Sicherungssystems im Falle eines Anstieges der Belastungen vorgesehen.
3) Grundwassermonitoring im Abstrom zum Wasserwerk	
„Das Monitoring sollte ausgebaut werden: Dazu sind ggf. weitere Messstellen auf Höhe der Messstelle P49III und P60III zu errichten. Das Monitoring an den Messstellen P049III, P060III und P061III spielt bei der Sicherung der Trinkwassergewinnung eine zentrale Rolle.“	Die Untersuchungen (Gütepumpversuche, Modellierungen, ergab die Notwendigkeit des Ausbau des GW-Messnetzes im Bereich P49III / P060III. Ca. 3 weitere Messstellen im TBIII sind auf Höhe der Messstellen P049III und P060III geplant.
„Als Intervall für die Überwachung empfehlen wir, die sensiblen Messstellen dreimonatig zu untersuchen.“	Eine regelmäßige Untersuchung „sensibler Messstellen“ im Abstand von 3 Monaten ist aus fachlicher Sicht nicht erforderlich bzw. sinnvoll. Es liegt ein träges GW-System vor (Fließgeschwindigkeit 10 - 20 m/a). Sprunghafte Veränderungen der GW-Beschaffenheit sind nicht zu erwarten. Zu beachten: ökologisch sensible Lage der Messstellen („Stressfaktor“).
„Derzeit sind als eindeutige Tracer erkannt und u.E. zu untersuchen: Mecoprop, Bentazon, Sulfonsäuren, Trioxan und Dioxan. Darüber hinaus ist die Einbeziehung weiterer Indikatormoleküle, wie z.B. 2,4,5-Trichlorphenol und 2-Methylanilin zu überlegen. Eine Erweiterung des Analysenumfanges ist vor dem Hintergrund der vorliegenden Ergebnisse sinnvoll. Wir empfehlen hierfür zunächst jährliche Screeninguntersuchungen in ausgewählten Messstellen, um das Monitoringprogramm auf die relevanten auffälligen Parameter zu überprüfen. In Abhängigkeit der Ergebnisse sollte zu einem späteren Zeitpunkt in Abstimmung mit der Behörde eine Anpassung erfolgen.“	Ein umfangreiches Stoffscreening erfolgte 2014. 2-Methylanilin wurde dabei untersucht und nicht nachgewiesen. Eine Wiederholung des Stoffscreenings in 5-jährlichem Intervall (als nächstes 2019) an den Sanierungsbrunnen sowie der Messstelle P049III erscheint unseres Erachtens ausreichend. Angesichts der Größe, des Alters und der Trägheit des überwachten Systems sind kurzfristige Änderungen im Stoffspektrum nicht zu erwarten.