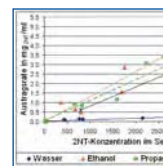
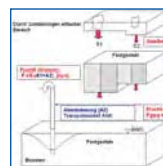
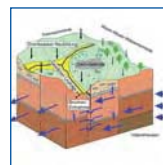
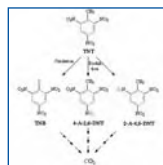
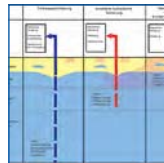
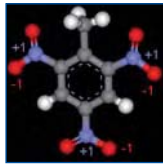
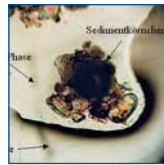
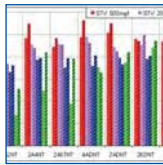




# Abschlussbericht F+E-Vorhaben

## Prognose und Kontrolle des natürlichen Rückhalts und Abbaus von Nitroaromaten im Festgestein am Rüstungsaltsstandort Stadtallendorf

FKZ: 0330508



## Teilvorhaben 5.2 „MONASTA“

Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden

TV5: Nutzung von Selbstreinigungspotenzialen in STV-belasteten Böden und Grundwässern

### FINANZIERUNG DURCH

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

### FÖRDERUNG DURCH

Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)  
Land Hessen

### PROJEKTTRÄGER

Forschungszentrum Jülich GmbH

### ZUWENDUNGSEMPFÄNGER

HIM GmbH  
Waldstraße 11  
64584 Biebesheim  
Projektleitung: Christian Weingran

### BETEILIGTE

#### Grundwassermonitoring, Standortgutachten, Koordination

ahu AG Wasser · Boden · Geomatik

Kirberichshofer Weg 6

52066 Aachen

[www.ahu.de](http://www.ahu.de)

(Ulrich Lieser, Axel Meßling, Thomas Schmidtke, Dr. Ute Rößner, Dr. H. Georg Meiners)

#### Laborative Untersuchungen:

GFI Luckner & Partner GmbH Dresden

Meraner Str. 10

01217 Dresden

[www.gfi-dresden.de](http://www.gfi-dresden.de)

(Dr. Simone Tränckner, Dr. Anne Weber, Dr. Lorina Schmalz, Prof. Dr. Ludwig Luckner)

#### Grundwassermodelle:

Universität Karlsruhe (TH) Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK)

Kaiserstr. 12

76128 Karlsruhe

[www.agk.uni-karlsruhe.de](http://www.agk.uni-karlsruhe.de)

(Dr. Roland Toussaint, M. Ludewig, Dr. Vlad Ion Giurgea, Prof. Dr. Heinz Hötzl)

Februar 2009



## **A.0 ZUSAMMENFASSUNG UND ANWENDUNG DER ERGEBNISSE DES F+E-VORHABENS STADTALLENDORF**

In der Zusammenfassung werden die Arbeiten im Rahmen des F+E-Vorhabens MONASTA (Monitored Natural Attenuation) in Stadtallendorf v.a. bezüglich der Anwendbarkeit beschrieben. Das F+E-Programm und die durchgeführten Untersuchungen sind ausführlich in den Kapiteln A.1, A.3 bis A.5.3 dargestellt. Die aus den Untersuchungen abgeleiteten Handlungskonzepte befinden sich in den Kapiteln A.5.4, A.6 und A.7. Die erwähnten Örtlichkeiten sind Abbildung 3 zu entnehmen.

### **A.0.1 Stoffinventar und Leitparameter**

Durch die Untersuchungen des Forschungsvorhabens wurden die Kenntnisse zum Stoffbestand am Rüstungsaltsstandort aktualisiert und erweitert. Insbesondere die Untersuchungen in der Kleinniederung lieferten wichtige Ergebnisse zur Beurteilung des relevanten Stoffinventars von Mononitrotoluol-Schäden.

Das am Standort seit 1998 umgesetzte Monitoringprogramm und die Konzentration auf ausgesuchte Leitparameter wurden durch die Untersuchungen bestätigt. Die statistische Auswertung zeigt, dass der Parametersatz für Regeluntersuchungen auf sechs Parameter reduziert werden kann. Dies sind:

- 2,4,6-Trinitrotoluol
- 4-A-2,6-Dinitrotoluol
- 2-Mononitrotoluol
- 2,6-Dinitrotoluol
- 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure
- 2-A-4,6-Dinitro-Benzoesäure

Die Relevanz der polaren Stoffe (Sulfonsäuren und Benzoessäuren), die seit dem Jahr 2001 am Standort untersucht werden, wurde durch die Ergebnisse des Forschungsvorhabens bestätigt.

Die Unsicherheiten in Bezug auf den Stoffbestand und das Auftreten möglicher neuer, bisher unbekannter und ggf. relevanter Parameter wurde minimiert. Dies kann bei zukünftigen Entscheidungen hinsichtlich des weiteren Umgangs mit Kontaminationen berücksichtigt werden.

## **A.0.2 Methoden zur Identifizierung und Quantifizierung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse**

Für die Identifizierung und Quantifizierung der relevanten Prozesse wurden geeignete Methoden gefunden und genutzt. Die eingesetzten Methoden wurden durch das Forschungsvorhaben validiert.

**Batch- und Säulenuntersuchungen** haben sich zur Bestimmung und Quantifizierung von Sorptions- und Abbaukonstanten bewährt.

Die **Regionalisierung und Bilanzierung** des vorliegenden, umfangreichen Datenbestandes über Thießen-Polygone und Anpassung über die entnommenen Frachten in den Sicherungsbrunnen hat sich als geeignete Grundlage für die in das reaktive Stofftransportmodell eingehenden Quellterme erwiesen.

**2:1-Eluate** liefern nach den vorliegenden Untersuchungen einen guten Ansatz zur Bestimmung der Quellstärken als Worst-Case-Annahmen. Bei Berücksichtigung der in Lysimetern ermittelten Daten werden immer deutlich niedrigere Quellstärken ermittelt.

Das Vorgehen bei der Untersuchung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen sowie die detaillierten Anweisungen zu Probenahmen und Untersuchungsmethoden sind in dem Branchenleitfaden des Themenverbundes 5 (JOOS et al. 2008) sowie in der KORA-Methodensammlung (DECHEMA 2008) zusammengefasst.

## **A.0.3 Stoff- und Prozessverständnis sowie Identifikation der Prozesse zum Rückhalt und Abbau der Schadstoffe**

Die nachvollziehbare Aufklärung und Darstellung der Prozesse der natürlichen Schadstoffminderung sowie des Schadstofftransports ist die Voraussetzung für die qualifizierte Entwicklung, Genehmigungsfähigkeit und die Akzeptanz von MNA-Konzepten. Mit den vorliegenden Ergebnissen wurde das grundlegende Verständnis dieser Prozesse im Festgestein am Standort Stadtallendorf geschaffen.

Bei den Untersuchungen im Festgestein (**Buntsandstein**) zeigte sich, dass Stoffe mit geringen Retentionszeiten in den Chromatogrammen auch die Stoffe mit der geringsten Retardation im Aquifer sind, d.h. dass sie die größte Verbreitung im Aquifer haben können. 2,4,6-TNT wurde relativ gut, die polaren Stoffe (Benzoensäuren, Sulfonsäuren) relativ schwach sorbiert.

Die Untersuchungen zur Transformation zeigten auf, welche Stoffe unter den vorherrschenden Milieubedingungen persistent (TNT, ADNT, Benzoesäuren, Sulfonsäuren) und welche biologisch relativ gut abbaubar (MNT, DNT) oder nicht stabil (Methylaniline) sind.

Die Transformation / der Abbau der STV kann inhibiert oder limitiert sein. So wurde nachgewiesen, dass TNT im Konzentrationsbereich von etwa 2,5 mg/l durch eine fehlende Kohlenstoffquelle im Grundwasser limitiert war und der Abbau von MNT ab einer Konzentration von 15 mg/l nicht mehr ablief. Bei der Reduktion des TNT zu 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol und 2-Amino-4,6-Dinitrotoluol wurden etwa 20 % des TNT als Aminoverbindungen nachgewiesen.

Die ermittelten Reaktionskonstanten 1. Ordnung verdeutlichen eine Abbausequenz der unpolaren STV in folgender Reihenfolge:



In dem F+E-Vorhaben zur **Kleinniederung** (Lockergestein, Aufstockung) wurde nachgewiesen, dass das 2-Mononitrotoluol als residuale Phase vorliegt.

Bei reinen Mononitrotoluol-Schäden kann von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen in der Fahne ausgegangen werden.

Effektive natürliche Schadstoffminderungsprozesse (Abbau) bei Mononitrotoluol-Schäden laufen auch unter den vorhandenen oxidativen Bedingungen (Sauerstoff über 3 mg/l) im Auengrundwasserleiter ab.

Die stark humantoxischen Methylaniline entstehen im Schadenszentrum und sind hier auch in hohen Konzentrationen nachzuweisen. Sie sind aber relativ instabil und im Abstrom nicht mehr nachzuweisen.

Die Untersuchungen an Aktivkohlen der Wasseraufbereitung zeigen einen erheblichen Schadstoffabbau auf der Aktivkohle, insbesondere für die Mononitrotoluole.

#### **A.0.4 Transport**

Die Untersuchungen am Standort haben gezeigt, dass der Stofftransport im Festgestein sehr heterogen ist. Er verläuft im Festgestein (Buntsandstein) auf regionalen Störungssystemen, hydraulisch wirksamen Klüften und Schichtflächen sowie in der Matrix. Für die drei Bereiche konnte im Verlauf des Vorhabens erstmals eine quantitative Abschätzung gemacht werden.

Der Buntsandstein dient i.W. als Speichermedium für (lokal kontaminiertes) Grundwasser mit einem relativ großen, nicht oder wenig durchströmten Porenraum, in dem Stoffumsätze stattfinden. Dies wird durch die Untersuchung des Porenvolumens (es wurden große Porenvolumina von 14,2 bis 20,3 % ermittelt) deutlich. In den Störungen und auf den Klüften, deren Porenvolumen mit ca. 1 bis 3 % angesetzt wird und in denen der Haupttransport stattfindet, finden retardierende und abbauende Prozesse nur untergeordnet, teilweise wahrscheinlich gar nicht statt. Als Ergebnis für den Stofftransport bedeutet das, dass die Nachlieferung von Schadstoffen durch den Austausch zwischen dem Porenwasser und dem auf den Trennflächen fließenden Grundwasser limitiert ist. Das bedeutet auch, dass durch hydraulische Maßnahmen i.W. keine Schadstoffe mobilisiert werden können.

Die Modellergebnisse, die aus den Transportrechnungen im Buntsandstein gewonnen wurden, zeigen auch, dass die Konstanten, die im Labor in kleinskaligen Versuchen ermittelt werden, nicht die Verhältnisse im Porenraum für den Gesamtstandort mit den o.g. Fließverhältnissen wiedergeben. Für die Verwendung in dem Modell FEFLOW müssen die Parameter angepasst werden. Die notwendigen Anpassungen betragen dabei mehrere Größenordnungen.

Im Lockergestein der Talaue der Klein liegen ebenfalls heterogene Fließverhältnisse vor. Die Fließgeschwindigkeiten sind hier aber wesentlich kleiner als auf den Klüften. Im Unterschied zum Buntsandstein existieren hier aufgrund der wesentlich höheren Ton- und  $C_{org}$ -Gehalte auch stärker retardierende Verhältnisse.

### **A.0.5 Modellierung**

Mit den Modellberechnungen ist es erstmals für den Standort Stadtlendorf möglich, die Stofftransportprozesse zu simulieren und eine Prognose der Stoffausbreitung zu machen sowie die Dauer der Belastungen im Grundwasser zu beschreiben und zu quantifizieren. Mit der Modellierung ist es weiterhin möglich, die Wirkung bestimmter Maßnahmen vor der Umsetzung zu prognostizieren. Beispielsweise werden die Variantenberechnungen für verschiedene Szenarien zu möglichen Außerbetriebnahmen von Teilen oder der gesamten hydraulischen Sicherung möglich.

Mit der Modellierung konnte nachgewiesen werden, dass die durchgeführte Bodensanierung sich langfristig deutlich auf die Stoffkonzentrationsminderung im Grundwasser auswirken wird. Die Berechnungen zeigen aber auch, dass Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) bzw. der Gesundheitlichen Orientierungswerte-Werte (GOW) erst nach langen Zeiträumen erreicht werden.

Wegen der komplizierten hydrogeologischen und hydraulischen Verhältnisse im Festgesteinsaquifer ist der Modellaufbau (22 Schichten, diskrete Elemente) entsprechend aufwändig. Aber selbst dieser (komplizierte) Ansatz beschreibt die wirklichen Fließverhältnisse nur modellhaft und führt zu Unschärfen. Die Implementierung des Stofftransportes erhöht die Komplexität des Modells.

Es ist daher entscheidend, Plausibilitäts- und Kontrollmechanismen (z.B. in Form der Darstellung von Parameterstudien) in die Bearbeitung des Modells einzubauen. Über die Ergebnisse der Parameterstudien kann dann die Bedeutung der einzelnen Modellparameter für das Gesamtergebnis abgeschätzt werden.

Das Modell liefert nicht die genaue räumlich-zeitliche Vorhersage von Stoffkonzentrationen, sondern stellt Transport- und Reaktionsmechanismen unter den getroffenen Annahmen und von – mit den Entscheidungsträgern abgestimmten – Szenarien dar.

Der mit der Größe und Komplexität des Modellgebietes verbundene Aufwand für die Modellerstellung sowie die dadurch verursachten Kosten können nicht auf andere, v.a. kleinere Standorte übertragen werden. Hier kann auf der Basis der aufgeklärten hydraulischen Verhältnisse und Schadstoffminderungsprozesse eine analytische Abschätzung z.B. verbal-argumentativ oder mit einem 1D- oder 2D-Modell ausreichend sein.

#### **A.0.6 Handlungskonzept Gesamtstandort / Betrieb der hydraulischen Sicherung**

Als Handlungskonzept für den Standort Stadtallendorf wird die schrittweise Außerbetriebnahme der hydraulischen Sicherung in einem Zeitrahmen von ca. 20 Jahren je nach Entwicklung der Schadstoffgehalte vorgeschlagen

Die nach LABO 2005 vorgeschlagene Vorgehensweise zur Bilanzierung über verschiedene Bilanzebenen ist auch im Projektgebiet möglich und ist die Grundlage für das vorgelegte Handlungskonzept.

Nach den Ergebnissen der Modellierung werden die Gehalte v.a. an Benzoesäuren und Sulfonsäuren in der Bilanzebene D (Rohwasser der Wassergewinnungsanlage Stadtallendorf) steigen, wenn die Brunnen der hydraulischen Sicherung (Bilanzebene C) ganz oder teilweise abgeschaltet würden. Die Rohwasseraufbereitung ist ausreichend dimensioniert, um die Verunreinigungen an STV aus dem Rohwasser zu entfernen.

Die abschließende Abstimmung zu den Randbedingungen der Umsetzung mit den beteiligten Akteuren steht aus. Eine relevante Kosteneinsparung wird erst nach einer langen Zeit (ca. > 20 Jahre – nach dem prognostizierten und vorgeschlagenen Abschalten der hydraulischen Sicherung bzw. ca. > 100 Jahre – nach dem Abschalten der TRI-Halde) eintreten.

#### **A.0.7 Sanierungskonzept Münchbachaue / TRI-Graben**

Die Ergebnisse des F+E-Vorhabens sind die Voraussetzung für die Entwicklung und die behördliche Akzeptanz des mit Bescheid vom 03.07.2008 für verbindlich erklärten Sanierungsplans. Dabei wird der Umfang der Herdsanierung eines MNT-Schadens durch die Restfracht bestimmt, die durch das ermittelte Schadstoffminderungspotenzial beherrscht werden kann. Die Umsetzung der Maßnahme erfolgt seit November 2008.

Die erwarteten natürlichen Schadstoffminderungseffekte nach der Teilsanierung müssen gemäß Genehmigung bewirken, dass die prognostizierten STV-Konzentrationen bzw. -frachten innerhalb von fünf Jahren nach Sanierungsende erreicht werden. Bei Nichterreichen dieser Prognose wird im Rahmen einer Einzelfallentscheidung über weitere Maßnahmen entschieden.

Die Gesamtlaufzeit des MNA-Prozesses wird gemäß Bescheid zunächst auf zehn Jahre begrenzt. Wenn die Langzeitprognose erreicht wird, kann sie verlängert werden.

Die Einbeziehung der Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben ermöglichen eine deutliche Reduzierung der auszuhebenden und zu entsorgenden Bodenmassen in einer Größenordnung von mehreren hundert bis tausend Kubikmetern mit einer entsprechenden Einsparung für die Kosten der bautechnischen Maßnahmen und die Entsorgung.

#### **A.0.8 Handlungskonzept Kleinniederung**

Für die Sanierung des Grundwasserschadens in der Kleinniederung (MNT) in die Schutzzone einer Trinkwassergewinnung wird ein neuer Ansatz vorgeschlagen: Die Schadstoffe werden mittels Ethanol (in situ) mobilisiert, das mobilisierte Schadstoff-/Alkoholgemisch gefasst und abgereinigt. Damit werden umfangreiche Eingriffe (Bodenaushub bis ca. 7 m u. GOK) vermieden.

Im Rahmen des Vorhabens konnte die grundsätzliche Geeignetheit und Wirksamkeit des Verfahrens im Labormaßstab nachgewiesen werden. Offen ist die Frage, ob der Alkohol auch die residualen Pha-



sen vollständig bzw. zu einem ausreichend großen Teil erreicht. Der Test des Verfahrens ist in einem Testfeld der Größe 8 x 8 m mit 20 m<sup>3</sup> Ethanol vorgesehen.

Die technische Machbarkeit der Aufbereitung des Ethanol-/Wasser-Gemischs wurde durch Laborversuche geklärt. Die Aufbereitung mittels eines vorgeschalteten Biofilters stellte sich als die beste Verfahrensoption heraus.

Mit den Ergebnissen des Vorhabens wurden die Voraussetzungen für die behördliche Genehmigungsfähigkeit der vorgeschlagenen Maßnahmen geschaffen.

Die Variante „In-Situ-Mobilisierung“ wurde mit klassischen aktiven Maßnahmen sowie mit einem MNA-Konzept verglichen. Unter ökologischen und langfristig auch ökonomischen Gesichtspunkten (dauernder Betrieb) ist die Sicherungsvariante der hydraulischen Sicherung nicht nachhaltig und nur als zeitlich begrenzte Sicherungsmaßnahme sinnvoll.

### **A.0.9 Akzeptanz**

Vorraussetzung für die Akzeptanz eines MNA-Konzeptes durch Behörden und andere Akteure (Wasserversorger, Öffentlichkeit) sind hinreichende Kenntnisse über die Prozesse, die der Schadstoffminderung zugrunde liegen sowie sorgfältig erstellte Prognosen über die Entwicklung der Grundwasserqualität in den relevanten Zeiträumen. Diese Informationen müssen allen beteiligten Akteuren zur Verfügung stehen und so aufbereitet werden, dass sie für diese verständlich und nachvollziehbar sind. Die getroffenen Annahmen sowie die nach wie vor bestehenden Unsicherheiten sind offenzulegen. Das entwickelte Grundwassermodell kann zur Veranschaulichung einzelner Szenarien genutzt werden. Bei Bedarf ist diese Grundlage zu ergänzen, um über eine gemeinsame Basis für Diskussionen, über die Festlegung der Randbedingungen für die Umsetzung des MNA-Konzeptes zu verfügen.

Während des Umsetzungsprozesses stehen den beteiligten Akteuren und Institutionen die aktuellen Daten sowie deren Auswertung zur Verfügung. Es erfolgen regelmäßig: eine Berichterstattung der Ergebnisse, die Erörterung in einem fachlichen Beirat (RP, HLUG, ZMW, Stadt, HIM) sowie eine Information der übrigen Akteure.

Tab. 1: Verbliebene Schäden am Standort Stadtallendorf

	<b>Standort Kleinniederung</b>	<b>Standort Münchbach</b>	<b>DAG-Gebiet</b>	<b>Untergrund TRI-Halde</b>
<b>Quellensanierung</b>	bisher keine	wird durchgeführt (Entfernung von 70% der Schadstoffe)	Die Bodenbelastung wurde zu ca. 80 % beseitigt.	bisher keine Maßnahmen im tieferen Untergrund
<b>Sanierbarkeit / Alternativen zu MNA vorhanden?</b>	ja, konventionell über Aushub oder über In-Situ-Mobilisierung mit Alkohol	ja, konventionell über Aushub	nein, hydraulische Sicherung > 250 Jahre	nein, hydraulische Sicherung > 250 Jahre ggf. In-Situ-Mobilisierung
<b>Lage des Schadens</b>	i.W. gesättigte Zone Talaue / Lockergestein	i.W. ungesättigte Zone Talaue / Lockergestein	Schäden in der ungesättigten Zone, i.W. im Festgestein	ungesättigte Zone; Festgestein
<b>Transmissionspfad</b>	kein direkter Pfad zur TW-Gewinnung	kein direkter Pfad zur TW-Gewinnung	direkt über Klüfte möglich derzeit hydraulisch gesichert (HS) ohne HS, Erhöhung der STV im Rohwasser	direkt über Klüfte möglich derzeit hydraulisch gesichert (HS) ohne HS, Erhöhung der STV im Rohwasser
<b>prognostizierte Zeit zum Erreichen von Sanierungszielen (GFS, GOW)</b>	> 250 a	> 250 a	> 250 a	> 250 a
<b>andere Kriterien</b>		aufgrund anstehender Straßenbaumaßnahmen Handlungsbedarf		
<b>Vorschlag</b>	Aushub oder In-Situ-Mobilisierung	Aushub	MNA	Verfahren bewerten und testen ggf. In-Situ-Mobilisierung
<b>Entscheidung der Behörde</b>	steht aus	genehmigt	steht aus	derzeit keine Entscheidungsgrundlage

## INHALT

A.1	PROBLEMSTELLUNG, ZIEL UND ARBEITSPROGRAMM	1
A.2	GRUNDLAGENERMITTLUNG	4
A.2.1	Angaben zum Standort	4
A.2.1.1	Kurzer Abriss der Historie	4
A.2.1.2	Bislang durchgeführte Arbeiten (Erkundung, Sanierung)	5
A.2.1.3	Geologie / Hydrogeologie	12
A.2.1.4	Schadstoffsituation auf dem Standort, Charakterisierung der Kontaminationen (Art, Lage)	14
A.2.2	Ergebnisse der Auswertung des hydrochemischen Inventars (Feststoff und GW)	16
A.2.3	Ergebnisse aus der Literaturrecherche	20
A.3	DURCHFÜHRUNG UND ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN	24
A.3.1	Konzept	24
A.3.2	Bohrungen, Probenahme und -lagerung	25
A.3.3	Labor- und Felduntersuchungen	25
A.3.3.1	Tracer	25
A.3.3.2	Pumpversuche	27
A.3.3.3	Grundwasseruntersuchungen	27
A.3.3.4	Isotopenuntersuchungen	28
A.3.3.5	Diffusionszellversuche	29
A.3.3.6	Adsorption und Desorption	29
A.3.3.7	Parameterbestimmung für biotischen und abiotischen Abbau	30
A.3.3.8	Ermittlung von Transportparametern aus Säulenversuchen	31
A.3.3.9	Weitere Eingangsparemeter für das numerische Transportmodell	32
A.3.3.10	Analytik der STV und polaren Verbindungen	33
A.4	ENTWICKLUNG EINES MODELLS ZUR PROGNOSEMÖGLICHKEIT	36
A.4.1	Methodenentwicklung zur Abschätzung von STV-Einträgen	36
A.4.2	Transport und Transformation im Kluft-Grundwasserleiter	41
A.4.2.1	Strömungsmodell	41
A.4.2.2	Transportmodell	46
A.5	SCHADSTOFFMINDERUNGSPROZESSE AM STANDORT STADTALLENDORF	58
A.5.1	Identifikation von Schadstoffminderungs-prozessen	58
A.5.2	Emissionsstärke, räumliche und zeitliche Ausbreitung, Austragsverhalten	61
A.5.3	Ergebnisse der Prognose	64
A.5.3.1	Szenarienrechnungen	65

	A.5.3.1.1	Einfluss der Bodensanierung	65
	A.5.3.1.2	Abschalten eines Teils der hydraulischen Sicherung (Szenario III)	67
	A.5.3.1.3	Abschalten von ASB8 (Szenario V)	68
	A.5.3.1.4	Abschalten der gesamten hydraulischen Sicherung (Szenario VI)	69
	A.5.3.1.5	Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung und der hydraulischen Sicherung (Szenario VII)	70
	A.5.3.1.6	Abschalten aller Brunnen (Sicherungs- und Trinkwasserbrunnen) (Szenario VIII)	71
	A.5.3.2	Zusammenfassung der Ergebnisse der Szenarienrechnungen	72
A.5.4		Handlungskonzept für den Gesamtstandort (MNA-Konzept)	74
	A.5.4.1	Bedingungen zur Umsetzung eines MNA-Konzeptes	75
	A.5.4.2	Umsetzung	81
	A.5.4.3	Standortspezifisches Monitoring- und Rückfallkonzept	82
A.6		HANDLUNGSKONZEPT TEILRAUM MÜNCHBACHAU / TRI-GRABEN	83
	A.6.1	Schadensbeschreibung	83
	A.6.2	Belastungssituation Sickerwasser und Grundwasser	86
	A.6.3	Bilanzierung von Frachten	92
	A.6.4	Prognose der Frachten nach einer Sanierung	92
A.7		HANDLUNGSKONZEPT SANIERUNGSTEILRAUM KLEINNIEDERUNG (IN-SITU- MOBILISIERUNG UND MNA)	95
	A.7.1	Durchgeführte Untersuchungen	95
	A.7.2	Untersuchungsergebnisse in der Kleinniederung	96
	A.7.2.1	Geologie / Hydrogeologie	98
	A.7.2.2	Mikrobiologische Untersuchungen zur Abbaubarkeit der MNT durch Mikroorganismen	105
	A.7.2.3	Untersuchungen zum In-Situ-Abbau der MNT	106
	A.7.3	Untersuchung zur Mobilisierung und Steigerung des Abbaus von STV	108
	A.7.4	Ergebnisse der Modellierung und des Tracerversuchs	113
	A.7.4.1	Modellaufbau	113
	A.7.4.2	Materialparameter	114
	A.7.4.3	Traceruntersuchungen	115
	A.7.4.4	Ergebnisse der Kalibrierung	116
	A.7.4.5	Transportmodellierung	117
	A.7.5	Vergleich von Sanierungsvarianten	124
	A.7.6	In-Situ-Mobilisierung (Alkoholspülung)	125
	A.7.7	Vergleich der Sanierungsvarianten	126
A.8		LITERATUR	130

**ABBILDUNGEN:**

Abb. 1:	Fragestellungen, Teilziele und Aufgabenpakete des Forschungsvorhabens MONASTA	3
Abb. 2:	Sicherungselemente und Bilanzebenen am Standort Stadtallendorf	9
Abb. 3:	Lageplan der betriebenen und stillgelegten Förderbrunnen des ZMW	10
Abb. 4:	Lageplan mit den Produktionsbereichen	15
Abb. 5:	Belastungssituation Boden	17
Abb. 6:	Verteilung der Schadstoffe im Boden (oben) und Grundwasser (unten)	18
Abb. 7:	Darstellung Belastungssituation (stockwerks- und schadstoffbezogen)	19
Abb. 8:	Schematische Zusammenstellung der in der Literatur beschriebenen möglichen Transformationsreaktionen von Nitroaromaten (GFI 2006)	22
Abb. 9:	Regressionsgeraden des Verhältnisses Feststoff- zu Lösungskonzentration für 2-Mononitrotoluol	37
Abb. 10:	Regressionsgeraden des Verhältnisses Feststoff- zu Lösungskonzentration für 2,4,6-Trinitrotoluol	38
Abb. 11:	Hydrogeologisches Modell Stadtallendorf	45
Abb. 12:	Schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Prozessmodellen mit dem Ziel der Beschreibung des Stofftransportes im Kluffgrundwasserleiter	49
Abb. 13:	Transportwege, Wassermengen und Geschwindigkeiten im Festgestein	51
Abb. 14:	Transport in einem durch ein Kontinuum dargestellten Kluftaquifer	53
Abb. 15:	Transport durch einen Gesteinskörper mit Einzelkluft	53
Abb. 16:	Schema zur Beschreibung der Abklingfunktionen	56
Abb. 17:	Auswirkungen der Außerbetriebnahme von ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11 ohne Bodensanierung	66
Abb. 18:	Auswirkungen der Außerbetriebnahme von ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11 mit Bodensanierung	66
Abb. 19:	Außerbetriebnahme ASB4, ASB6 und ASB11	67
Abb. 20:	Außerbetriebnahme ASB8	68
Abb. 21:	Außerbetriebnahme ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11	69
Abb. 22:	Außerbetriebnahme aller Wasserhaltungen	71
Abb. 23:	Außerbetriebnahme aller Wasserhaltungen und der Trinkwassergewinnung	72
Abb. 24:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Szenarienrechnung	73
Abb. 25:	Frachtentwicklung an ASB8 ab 1999	78
Abb. 26:	Frachtentwicklung an der TRI-Halde ab 1998	80
Abb. 27:	Lageplan und Grundwassergleichenplan Oktober 2007, Bereich Münchbach	85
Abb. 28:	Entwicklung der Schadstoffgehalte an der SWM06	87
Abb. 29:	Verteilung der 2MNT-Gehalte im Grundwasser im Bereich Münchbach, Oktober 2007	88
Abb. 30:	Entwicklung der MNT-Gehalte in P70A und P72	89

Abb. 31:	Fahnenentwicklung im Bereich Münchbach für den Parameter 2MNT	90
Abb. 32:	Verteilung der 2,4-Dinitrotoluolsulfonsäure-5-Gehalte im Grundwasser im Bereich Münchbach, Oktober 2007	91
Abb. 33:	Ermittlung der Frachten im Grundwasser nach der Sanierung des Münchbachs	94
Abb. 34:	Detailplan Kleinniederung mit der Darstellung der GWM und Brunnen	97
Abb. 35:	Grundwassergleichenplan und Verteilung von 2MNT für Oktober 2007 (Bereich Kleinniederung)	100
Abb. 36:	Wertepaare und Regressionsgeraden für 2-Mononitrotoluol (2:1-Eluate Kleinniederung und Münchbach, Batchversuche TRI-Halde)	103
Abb. 37:	Entwicklung der MNT-Gehalte nach Animpfen mit den von der Aktivkohle gewonnenen Mikroorganismen	106
Abb. 38:	Entwicklung der Schadstoffkonzentration in Batchversuchen mit nativ kontaminierten Sediment und nativen unkontaminierten Grundwasser bei 10°C; im Vergleich biotische und mit Quecksilberchlorid vergiftete (abiotische) Versuche	107
Abb. 39:	Entwicklung der 2-NT und 2MA-Konzentration eines Säulenversuches mit nativ unkontaminierten Sediment und nativen kontaminierten Grundwasser bei 10°C	108
Abb. 40:	2-Mononitrotoluol-Konzentration im Eluat bei einer 2-Mononitrotoluol-Konzentration im Sediment von 1.700 mg/kg	110
Abb. 41:	Vergleich der 2-Mononitrotoluol-Auswaschraten zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit bei Verwendung verschiedener Stimulanzen	111
Abb. 42:	Lage der Transportrandbedingungen	119
Abb. 43.1:	Ergebnisse der Szenarienberechnung im Eintrags-/Quellbereich P62	121
Abb. 43.2:	Szenarienberechnung im nahen Abstrom P69A	121
Abb. 43.3:	Szenarienberechnung im weiteren Abstrom P66	122
Abb. 44:	Vergleichende Darstellung der Fahnenentwicklung ausgesuchter Szenarien	123

## **TABELLEN:**

Tab. 1:	Übersicht Historie des Standortes Stadtallendorf	4
Tab. 2:	Parameterliste Grundwassermonitoring (ab 2004)	7
Tab. 3:	Haupt- und Teilzeile des F+E-Vorhabens MONASTA	24
Tab. 4:	Bewertung der Sensitivität der Eingangsparameter für das Transportmodell (Beispiel TNT)	33
Tab. 5:	Ermittelte Schadstoffmassen mittels Thießepolygonen*	36
Tab. 6:	Startwerte (Maximalwerte) für das numerische Transportmodell; Schadstofffrachten an der Grundwasseroberfläche (Einzugsbereich hydraulische Sicherung)	39
Tab. 7:	Schadstoffmassen in der ungesättigten Zone (Modellparameter)	40
Tab. 8:	Massen zur Berechnung der Eintragsdauer	41

Tab. 9:	Quellstärken, Frachten an der Grundwasseroberfläche und an den Fassungsanlagen	62
Tab. 10:	Zusammenfassung der Brunnen mit Überschreitung der GFS und errechneter Anteil des Rückhalts und des Abbaus bezogen auf die Fracht in der hydraulischen Sicherung	70
Tab. 11:	Mittlere Frachten in den Sicherungsbrunnen (Gesamtbeobachtungszeitraum)	75
Tab. 12:	Maximale Frachten in den Trinkwasserbrunnen bei Szenario VI (Außerbetriebnahme aller Brunnen der hydraulischen Sicherung ASB4-ASB6, ASB8, ASB11)	76
Tab. 13:	Frachten in ASB8	77
Tab. 14:	Mittlere Frachten in den Fassungselementen der TRI-Halde (2005 bis 2006, 2007) sowie Zielfrachten zur Außerbetriebnahme der hydraulischen Sicherung	79
Tab. 15:	Messrhythmus für das MNA-Konzept	82
Tab. 16:	Gesamtbilanzierung Ist-Zustand	92
Tab. 17:	Vor- und Nachteile der verschiedenen eingesetzten Substanzen	112
Tab. 18:	Materialparameter des Modells „Kleinniederung“	114
Tab. 19:	Deskriptive Parameter, Tracerversuch Kleinniederung	116
Tab. 20:	Szenarienberechnung in der Kleinniederung	118
Tab. 21:	Zusammenstellung der Ergebnisse der Szenarien bezogen auf unterschiedliche Schadensbereiche, Konzentrationen für den Parameter 2MNT [ $\mu\text{g/l}$ ], Geringfügigkeitsschwelle 1 $\mu\text{g/l}$ )	120
Tab. 22:	Tabelle mit Zusammenstellung der möglichen Sanierungsoptionen für die Kleinniederung und Grobkostenschätzung	128

## ANLAGEN:

Anl. 1: Übersichtslageplan Gesamtstandort

## DOKUMENTATION:

- Dok. 1: GFI GRUNDWASSERFORSCHUNGSINSTITUT GMBH DRESDEN (2006): Laborative Untersuchungen zur Ermittlung der Transformationskonstanten und der Sorptionsparameter des komplexen Nitroaromatengemisches im Festgestein am Standort Stadtallendorf
- Dok. 2: AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT KARLSRUHE (2005): Abschlussbericht AGK DIF 4/05 - Diffusionszellversuche Staffel 1-7
- AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT KARLSRUHE (2004): Abschlussbericht Arbeitspaket 5.2.4.3.4: Porositätsbestimmungen mittels Quecksilberporosimetrie

AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT  
KARLSRUHE (2004): Abschlussbericht zu Arbeitspaket 5.2.2.1:  
Probenahmetechniken, Vorschriften Bohrkerne und Arbeitspaket 5.2.3.1.4:  
Probenahmetechniken für die Untersuchung in Diffusionszellen

AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT  
KARLSRUHE (2004): Abschlussbericht zu Arbeitspaket 5.2.3.2: Tracertest  
Münchbachau und ASB12

AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT  
KARLSRUHE (2004): Abschlussbericht zu Arbeitspaket 5.2.3.2: Tracertest  
ASB 12

AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT  
KARLSRUHE (2005): Abschlussbericht AGK MOD 22/09 - Modellierung  
(hydraulisches Modell, Stofftransportmodell, Sensitivitätsuntersuchungen)

AGK LEHRSTUHL FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE, UNIVERSITÄT  
KARLSRUHE (2007): Abschlussbericht Berechnung ausgewählter Szenarien zur  
Prognose der Entwicklung von Schadstoffahnen basierend auf dem  
Stofftransportmodell des Verbundprojektes "Kontrollierter natürlicher Rückhalt  
und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und  
Grundwässer" (KORA)

R. TOUSSAINT (2006): Numerisch simulierter Transport von  
sprengstofftypischen Schadstoffen in einem Buntsandstein-Aquifer, Diss. Univ.  
Karlsruhe

- Dok. 3: ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003): Arbeitsplan zur Untersuchung des  
Rückhalts und Abbaus von Nitroaromaten im Festgesteinsgrundwasserleiter mit  
Schwerpunkt auf die gesättigte Zone und die Prognose des  
Ausbreitungsverhaltens der Schadstoffe sowie die Umsetzung der Erkenntnisse  
für Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003): Projekthandbuch MONASTA
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003): Auswertung hydrochemischer Daten,  
F & E-Vorhaben „MONASTA“, Stadtallendorf
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2006): Abschlussbericht zu Arbeitspaket  
5.2.1.3: Massenberechnungen für ausgesuchte Parameter
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2006): Abschlussbericht zu Arbeitspaket  
5.2.5.3: Methodenentwicklung zur Bestimmung des Schadstoffeintrags ins  
Grundwasser am Standort der ehemaligen DAG-Sprengstoffproduktionsanlage in  
Stadtallendorf Probenahmeverfahren
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2006): Abschlussbericht Anwendung der  
Methode zur Bestimmung des Schadstoffeintrags ins Grundwasser für  
ausgesuchte Teilgebiete der ehemaligen DAG-Sprengstoffproduktionsanlage in  
Stadtallendorf
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003): Hydrogeologisches Modell
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003): Vorgehensbeschreibung Teilaufgabe  
5.2.2: Auswahl und Beschreibung von Probenahmetechniken für das  
Festgestein/Grundwasser
- ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004): Arbeitspaket 5.2.3.3: Auswertung des  
Pumpversuchs an ASB12B und ASB12C
- BMBF (2005): KORA - Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von  
Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden –  
Standortkompendium November 2005



- Dok. 4: HYDROISOTOP GmbH (2005): Abschlussbericht: Isotopenhydrologische Untersuchungen an Brunnen und Grundwassermessstellen im Bereich Stadtallendorf
- Dok. 5: Genehmigungsbescheid zur Sanierung Münchbach/Tri-Graben vom 12.08.2008
- Dok. 6: ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2009): FKZ: 0330508 – Abschlussbericht zu den Untersuchungen zum MNT-Schaden Kleinniederung
- Dok. 7: FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR MOLEKULARBIOLOGIE UND ANGEWANDTE OEKOLOGIE, SCHMALLEMBERG (2008): Teilvorhaben 5.5: Untersuchungen der in Böden und Grundwasser ablaufenden Prozesse bei unterschiedlichen Milieubedingungen
- Dok. 8: HIM (2002): BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer“ – Anlage 1 zum Antrag auf Fördermittel für das Teilvorhaben 5.2 im Rahmen des Themenverbundes 5 „Rüstungsaltslasten“, Nutzung von Selbstreinigungspotenzialen in STV-belasteten Böden und Grundwasserleitern: Vorhabensbeschreibung Teilvorhaben 5.2: Prognose und Kontrolle des natürlichen Rückhalts und Abbaus von Nitroaromaten im Festgesteinsaquifer – Monitored natural attenuation am Rüstungsstandort MONASTA
- HIM (2004): FKZ 0330508 – Vorhabensbeschreibung Aufstockungsantrag Rückhalt, Abbau und Stimulation von Nitroaromaten (Schwerpunkt MNT)



## **A.1 PROBLEMSTELLUNG, ZIEL UND ARBEITSPROGRAMM**

Im Bereich der ehemaligen Sprengstoffwerke der DAG in Stadtallendorf wurden Untersuchungen zum Rückhalt und Abbau von Schadstoffen aus der Sprengstoffproduktion durchgeführt, die seitens des Bundes im Rahmen des F+E-Verbundes KORA und des Landes Hessen zu gleichen Teilen finanziert wurden. Unter Einbeziehung eines numerischen Stofftransportmodells wurde die Gesamtbilanz der Schadstoffe in Boden und Grundwasser bis zur Trinkwassergewinnung ermittelt und Kriterien für den weiteren Umgang mit der Sicherung der Trinkwassergewinnung aufgestellt.

Ziel des Forschungsvorhabens war es, die Auswirkungen der verbleibenden Stoffe auf das Grundwasser und auf die Trinkwassergewinnung im Festgestein (Buntsandstein) zu untersuchen. Im Einzelnen wurden folgende Aufgaben definiert:

- Beschreibung der Reaktions- und Transportbedingungen ausgewählter sprengstofftypischer Verbindungen (und Metaboliten) im Hinblick auf die Bestimmung eines Selbstreinigungspotenzials im Festgesteinsgrundwasser.
- Prognose der Schadstoffausbreitung mittels eines reaktiven Transportmodells: Hierzu ist die Ermittlung von Feldparametern im Grundwasser sowie die Quantifizierung von Transformations- und Transportverhalten im Grundwasser erforderlich.
- Entwicklung von Lösungsansätzen (NA) zum Umgang mit kontaminierten Bereichen außerhalb der hydraulisch gesicherten Bereiche.
- Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für die Fortführung der hydraulischen Sicherung.

Eine wesentliche Frage im F+E-Vorhaben war, bis zu welchem Punkt es sinnvoll und notwendig ist, die hydraulischen Sicherungsmaßnahmen am Standort zu betreiben. Hierzu wurden neben der Bewertung von NA-Prozessen die Gefährdungssituation, ökobilanzielle und administrative Kriterien herangezogen.

Im Rahmen eines Aufstockungsantrags wurden am Beispiel eines bisher nicht sanierten Mononitrotoluol-Schadens (Kleinniederung) die Grundlagen geschaffen, um auch den Einfluss von Schadstoffrückhalt und -abbau im Lockergestein der Talaue (mit Tallehmen und -kiesen wechselnder Durchlässigkeit und geringen Flurabständen) zu ermitteln. Es wurden daher folgende Fragestellungen untersucht:

- 1) Wie liegen die Schadstoffe in der Quelle vor bzw. welche Bindungsformen bestimmen die Schadstoffquelle?  
(Adsorption an verschiedene Bodenmaterialien oder residuale Phasen oder Komplexe)
- 2) Wie breiten sich Schadstoffe (i.W. MNT und polare Nitroaromaten) im Grund- und Sickerwasser aus?  
Die Ausbreitung ist neben hydraulischen Faktoren im Wesentlichen von Rückhalt und Abbau im Grundwasserleiter abhängig.
- 3) Kann durch Zugabe von Stimulanzien ein verbesserter **Rückhalt** und **Abbau** erreicht werden?  
(Die Erforschung der Stimulierungsmöglichkeiten des biotischen Abbaus ist für eine zuverlässige Prognose der Einflussmöglichkeiten auf die natürliche Reduzierung des Schadstoffpotenzials erforderlich.)

Die Ergebnisse bezogen auf diese Fragestellung sind detailliert in den Kapiteln 2, 3, 4 und 5 des Abschlussberichts zur Kleinniederung zusammengefasst.

Um eine behördliche Entscheidung über weitere Maßnahmen treffen zu können, wurden im Rahmen der Diskussion mit den Behörden weitere Fragen aufgeworfen und bearbeitet:

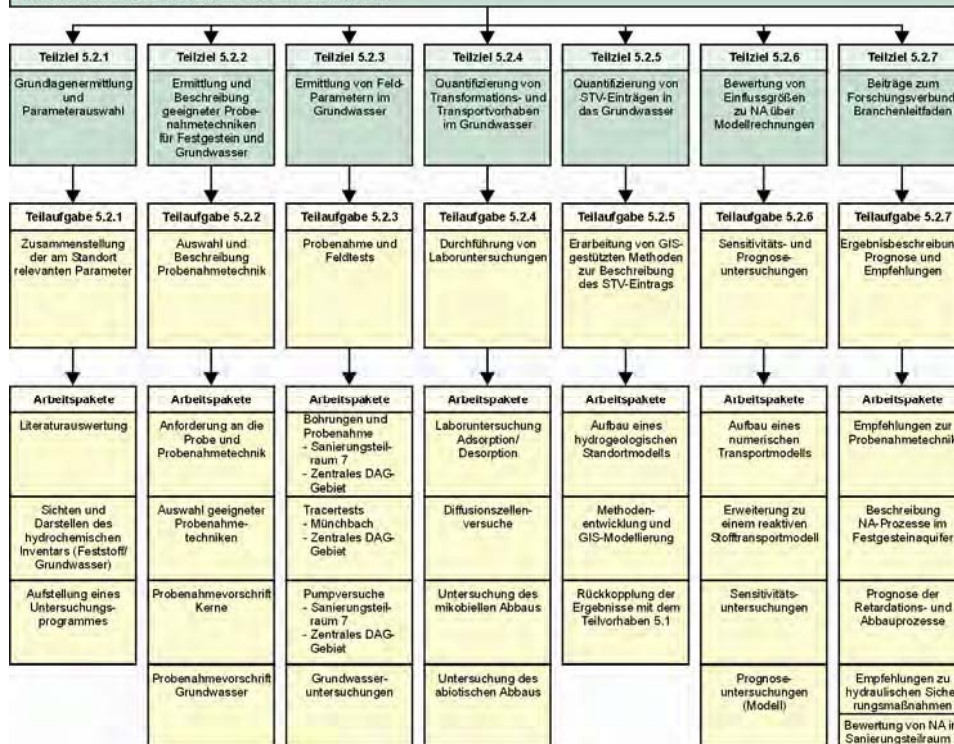
- 4) Wie ist die Gefährdung der Trinkwassergewinnung zu bewerten?  
(erweiterte Gefährdungsabschätzung)
- 5) Welche Sanierungsvarianten stehen zur Sanierung zur Verfügung?  
(Variantenprüfung, -vergleich)
- 6) Wie sieht der Aufbau des Versuchs zur In-Situ-Mobilisierung aus?
- 7) Wie ist die Aufbereitung des Prozesswassers (Alkohol-Schadstoff-Wassergemisch) sicher zu gestalten?

In der folgenden Abbildung sind die Fragestellungen, Arbeitspakete und Teilaufgaben für das Gesamtvorhaben dargestellt.

**F+E-Vorhaben Prognose und Kontrolle des natürlichen Rückhalts und Abbaus von Nitroaromaten im Festgestein - Monitored Natural Attenuation am Rüstungsaltsstandort Stadallendorf (MONASTA)**

**Hauptantrag (Bescheid vom 28.08.2002/08.07.2003/03.11.2004)**

- Hauptziel: Beschreibung der Reaktions- und Transportbedingungen ausgewählter STV (und Metabolite) im Hinblick auf die Bestimmung eines Selbstreinigungspotenzials im Festgesteinsgrundwasser
- Hauptziel: Prognosen der Schadstoffausbreitung
- Hauptziel: Lösungsansätze für kontaminierte Bereiche außerhalb der hydraulischen Sicherung
- Hauptziel: Handlungsempfehlungen für hydraulische Sicherungen



**F+E-Vorhaben Prognose und Kontrolle des natürlichen Rückhalts und Abbaus von Nitroaromaten im Festgestein - Monitored Natural Attenuation am Rüstungsaltsstandort Stadallendorf (MONASTA)**

**Aufstockungsantrag (Bescheid vom 17.05.2005)**

- Nachweis der Bindungsformen in der Schadstoffquelle
- Schadstoffausbreitung (i.V. MNT) im Grund- und Sickerwasser
- Aussagen zu Verbesserungsmöglichkeiten des Rückhalts und Abbaus im Quell- und Abstrombereich unter Zugabe von Reagenzien

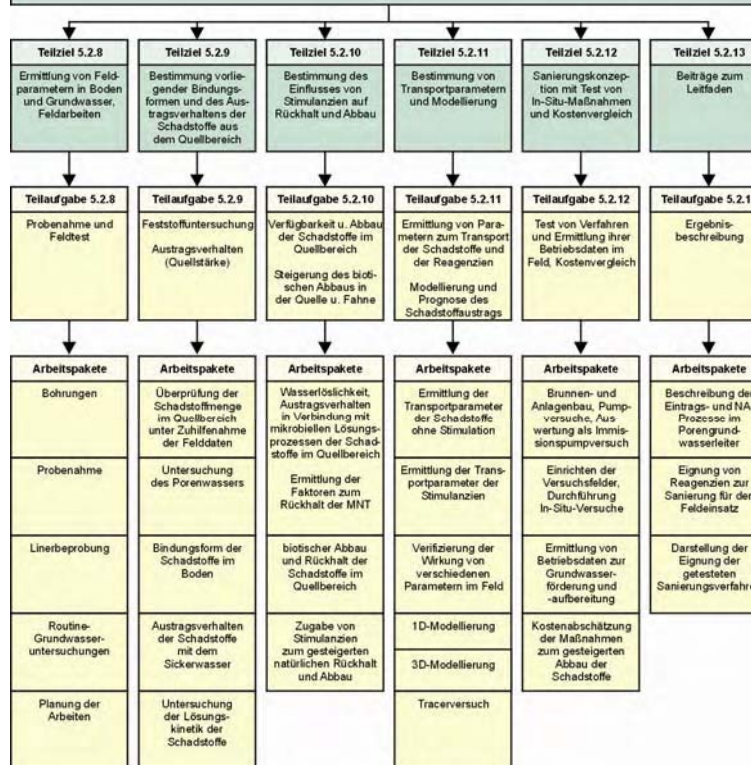


Abb. 1: Fragestellungen, Teilziele und Aufgabenpakete des Forschungsvorhabens MONASTA

## A.2 GRUNDLAGENERMITTLUNG

### A.2.1 Angaben zum Standort

#### A.2.1.1 Kurzer Abriss der Historie

Der Standort Stadtallendorf hat eine Größe von 4 km<sup>2</sup>. Hier wurden in den Jahren 1940 bis 1945 ca. 130.000 t Sprengstoff produziert. Die ehemalige Wassergewinnung für die Sprengstoffproduktion wird seit 1945 für die Wasserversorgung des mittelhessischen Raums genutzt. Der Standort liegt im mittleren Buntsandstein mit Flurabständen von weniger als 2 m bis zu mehr als 50 m. Seit dem Jahr 1981 läuft die lokale hydraulische Sicherung des Bereichs der so genannten TRI-Halde. Seit dem Jahr 1995 wurde die hydraulische Sicherung des Gesamtgebietes in Betrieb genommen. Eine nutzungsbezogene Bodensanierung, d.h. eine Sanierung der obersten Meter erfolgt seit dem Jahr 1994. Eine Übersicht ist in Tabelle 1 enthalten.

Tab. 1: Übersicht Historie des Standortes Stadtallendorf

1938	Im Zuge des nationalsozialistischen Rüstungsprogramms entsteht südlich der Ortschaft Allendorf im Landkreis Marburg-Biedenkopf auf ca. 400 ha das Werk Allendorf der Dynamit AG (DAG)
1939-1945	Erichtung von 430 Produktionsgebäuden. In 4 Produktionsketten werden bis zu 5.400 t/Monat TNT hergestellt. 6.000 m <sup>3</sup> /Tag Abwässer werden über einen Kanal in die Lahn eingeleitet.
1945	Einstellung des Betriebs
1947-1948	Teile der DAG werden zur Delaborierung von ca. 12.500 t Munition genutzt, weitere 4.100 t werden gesprengt und 600 t zerlegt.
1948	Die Anlagen werden demontiert und teilweise gesprengt.
seit 1948	Es erfolgt die Besiedlung und Umnutzung ehemaliger Produktionsgebäude, zunächst durch Gewerbebetriebe und später durch privaten Wohnungsbau. Die vorhandene Infrastruktur der Wasserwerke der DAG wird in die regionale Trinkwasserversorgung integriert.
Ende der 1970er Jahre	erste Erkundungen der Grundwassersituation an Belastungsschwerpunkten
1980	Betrieb einer lokalen hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde
Ende der 1980er Jahre	Durchführung von systematischen Bodenuntersuchungen
Ende 1995	Beginn der hydraulischen Sicherung des gesamten Geländes
2002 bis 2004	Sanierung der TRI-Halde
2005	Sanierung Kinzigstraße
2003 bis 2008	Untersuchung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse im Grundwasser (KORA / MONASTA)
Nov. 2008	Beginn der Sanierung der Schäden TRI-Graben und Münchbachaue unter Anwendung eines MNA-Konzeptes für Restbelastungen

### **A.2.1.2 Bislang durchgeführte Arbeiten (Erkundung, Sanierung)**

#### **Bodenuntersuchungen**

Im Rahmen der Erkundungsarbeiten wurden am Standort Stadtallendorf seit dem Jahr 1990 insgesamt

- ca. 14.000 Sondierungen bzw. Beprobungsfelder abgeteuft,
- ca. 37.000 Probenahmen und
- ca. 45.000 Bodenanalysen, insbesondere auf sprengstofftypische Parameter (STV)

durchgeführt (HMULV 2005).

#### **Bodensanierungsmaßnahmen**

Seit dem Jahr 1995 wurden am Standort Stadtallendorf Quellensanierungen durch Bodenaushub bis max. zur Festgesteinsgrenze ( $\varnothing$  ca. 3 m) durchgeführt. Die Baugruben liegen über die gesamte DAG-Fläche verstreut.

Die am Standort Stadtallendorf analysierten Schadstoffkonzentrationen und Schadstoffspektren variierten je nach Einzelstandort erheblich. Die letzten Bodensanierungsmaßnahmen im bewohnten Bereich des ehem. Sprengstoffwerks DAG wurden im Jahr 2005 durchgeführt (Kinzigstraße).

Im November 2008 begann die Sanierung des TRI-Grabens und der Münchbachaue. Die Stoffmengen sind im vorliegenden Bericht nicht berücksichtigt.

Die Gesamtsanierungsbilanz (HMULV 2005) zeigt, dass insgesamt mehr als 125 t STV im Zuge der Sanierungsmaßnahmen beseitigt wurden.

Der Abtrag der TRI-Halde, der größten Schadstoffquelle, wurde zwischen 2003 und 2004 durchgeführt. Im Zuge der Sanierung wurden insgesamt 93.239 t Boden und konditionierter Schlamm bewegt und thermisch behandelt. Die maximal gemessenen STV-Gehalte lagen bei mehr als 100.000 mg/kg (HMULV 2005).

## **Kanalsanierung**

In den Jahren 1996 bis 2004 wurde in mehreren Schritten die Kanalerkundung des DAG-Gebietes durchgeführt. Ziel war die möglichst vollständige Erkundung der Kanalsysteme bezüglich Schadstoffbelastung und Systemzusammenhängen.

Erwartungsgemäß zeigte sich in der Altkanalisation eine große Spannbreite an Belastungen mit STV, die von der analytischen Nachweisgrenze bis zu reinem Sprengstoff reichte. Bei der Schadstoffbelastung und dem Schadstoffinventar der einzelnen Haltungen bestand eine große Abhängigkeit von den angeschlossenen Produktionsgebäuden.

Insgesamt wurden 32.357 m der Kanalisation stillgelegt. Dabei wurden 4.108 m abgemauert, 1.135 m Haltungen entfernt und 27.114 m verdämmt. Insgesamt wurden ca. 3 t STV (HMULV 2005) bei der Kanalsanierung geborgen.

## **Grundwassermonitoring**

Im Rahmen des Grundwassermonitorings werden Wasserstandsmessungen und chemische Analysen an den Abschöpfbrunnen zur hydraulischen Sicherung des Standortes, an den Trinkwasserbrunnen des Zweckverbandes Mittelhessische Wasserwerke (ZMW) und an den Grundwassermessstellen durchgeführt. Dabei werden 145 Grundwassermessstellen und Brunnen überwacht. Die Datenbank enthält derzeit mehr als 140.000 Grundwasserstände, ca. 9.200 Probenahmen und ca. 161.000 Einzelanalysen.

Die aktuelle Parameterliste (ab 2004) ist in Tabelle 2 dargestellt.



Tab. 2: Parameterliste Grundwassermonitoring (ab 2004)

STV			
<b>2MNT</b>	<b>2,4,6-TNT</b>	1,3,5-TNB	
<b>3-MNT</b>	2,4,5-TNT	<b>2,4-DNT-Sulfonsäure-3</b>	
<b>4-MNT</b>	2-A-4-NT	<b>2,4-DNT-Sulfonsäure-5</b>	
2,3-DNT	2-A-6-NT	<b>Hexogen</b>	
<b>2,4-DNT</b>	<b>4-A-2,6-DNT</b>	<b>2-A-4,6-Dinitrobenzoesäure</b>	
2,5-DNT	<b>2-A-4,6-DNT</b>	<b>2,4-Dinitrobenzoesäure</b>	
<b>2,6-DNT</b>	MNB	<b>2,4,6-Trinitrobenzoesäure</b>	
3,4-DNT	1,3-DNB	4-Amino-2,6-Dinitrobenzylalkohol	
		2-Amino-4,6-Dinitrobenzylalkohol	
		Nitroxylol	
n-STV			
<u>Kationen:</u>	<u>Anionen:</u>	<u>Organische Leitparameter:</u>	<u>CKW:</u>
Natrium	Chlorid	AOX	1,1,2-Trichlorethylen
Kalium	Hydrogencarbonat	<b>DOC</b>	Tetraclourethylen
<b>Ammonium</b>	<b>Nitrat</b>	<b>TOC</b>	1,1,1-Trichlorethan
Calcium	<b>Sulfat</b>	<b>TIC</b>	Dichlormethan
Magnesium	<b>Phosphor gesamt</b>	<u>Aromaten:</u>	Tetrachlormethan
<b>Mangan</b>		BTEX	Vinylchlorid
<b>Eisen gesamt</b>		<u>Sonstige:</u>	Trichlormethan
Barium		<b>Sauerstoff</b>	cis-1,2-Dichlorethen
Zink		<b>Elektr. Leitfähigkeit</b>	trans-1,2-Dichlorethylen
		<b>pH-Wert</b>	

fett = Mindestprogramm

## Hydraulische Sicherung

Am Standort werden zum Schutz der Trinkwassergewinnung mehrere hydraulische Sicherungen betrieben. Diese sind zum einen im Bereich lokaler Belastungsschwerpunkte angeordnet (TRI-Halde, ASB8); zum anderen werden im 2. Hauptgrundwasserstockwerk insgesamt vier Sicherungsbrunnen mit Förderraten zwischen 5 und 15 m<sup>3</sup>/h betrieben, die einen Abstrom belasteten Grundwassers in Richtung auf die betriebenen Förderbrunnen des ZMW verhindern.

Die hydraulische Sicherung umfasst damit den kontinuierlichen Betrieb von fünf Abschöpfbrunnen (ASB4 bis 6, 8 und 11) sowie drei Abschöpfbrunnen auf dem Gelände der ehemaligen TRI-Halde (ASB1 bis ASB3). Zusätzlich wird über eine Tiefendränage im Abstrom und weitere sieben Sicherungsbrunnen (Abwehrbrunnen A bis F und Grundwassermessstelle P55) der oberflächennahe Abfluss der TRI-Halde erfasst. Das gesamte Wasser wird über die zentrale Wasseraufbereitungsanlage (Wasserwerk 3) gereinigt und nach der Reinigung dem Vorfluter, der Klein, zugeführt.

Seit der Inbetriebnahme der hydraulischen Sicherung im Mai 1995 wurden bis Ende 2007 insgesamt ca. 5,8 Mio. **m<sup>3</sup> Wasser** zur Reinigung über das Wasserwerk 3 geführt. In diesem Zeitraum wurden insgesamt ca. **1.320 kg STV** aus dem Grundwasser entfernt.

Im Bereich der TRI-Halde wurden seit der Inbetriebnahme **ca. 3.540 kg STV** (1984 bis Ende 2007) zusätzlich entfernt. Hiervon entfallen ca. **2.300 kg** auf den Zeitraum 1995 bis 2007.

Eine Prinzipskizze der Sicherungselemente der hydraulischen Sicherung zeigt Abbildung 2.

### **Trinkwassergewinnung**

Stadtallendorf zählt mit einer aktuellen Jahresförderleistung<sup>1</sup> von ca. 9,65 Mio. m<sup>3</sup> zu einem der größten Trinkwassergewinnungsgebiete von Nord- und Mittelhessen. Rund um das DAG-Gebiet befinden sich insgesamt 23 bis zu 150 m tiefe Förderbrunnen in Betrieb, die der Trinkwassergewinnung dienen und die durch die hydraulische Sicherung geschützt werden sollen. Damit liegt der Standort in den Schutz-zonen II und III der Wassergewinnung Stadtallendorf. Im Zuge umfangreicher Untersuchungen wurden die optimalen Förderkonstellationen in den Brunnen ermittelt, insbesondere im Bereich der Westflügelbrunnen (ahu 2004).

---

<sup>1</sup> Genehmigte Menge gem. Wasserrecht: 13 Mio. m<sup>3</sup> für die Wassergewinnung Stadtallendorf.

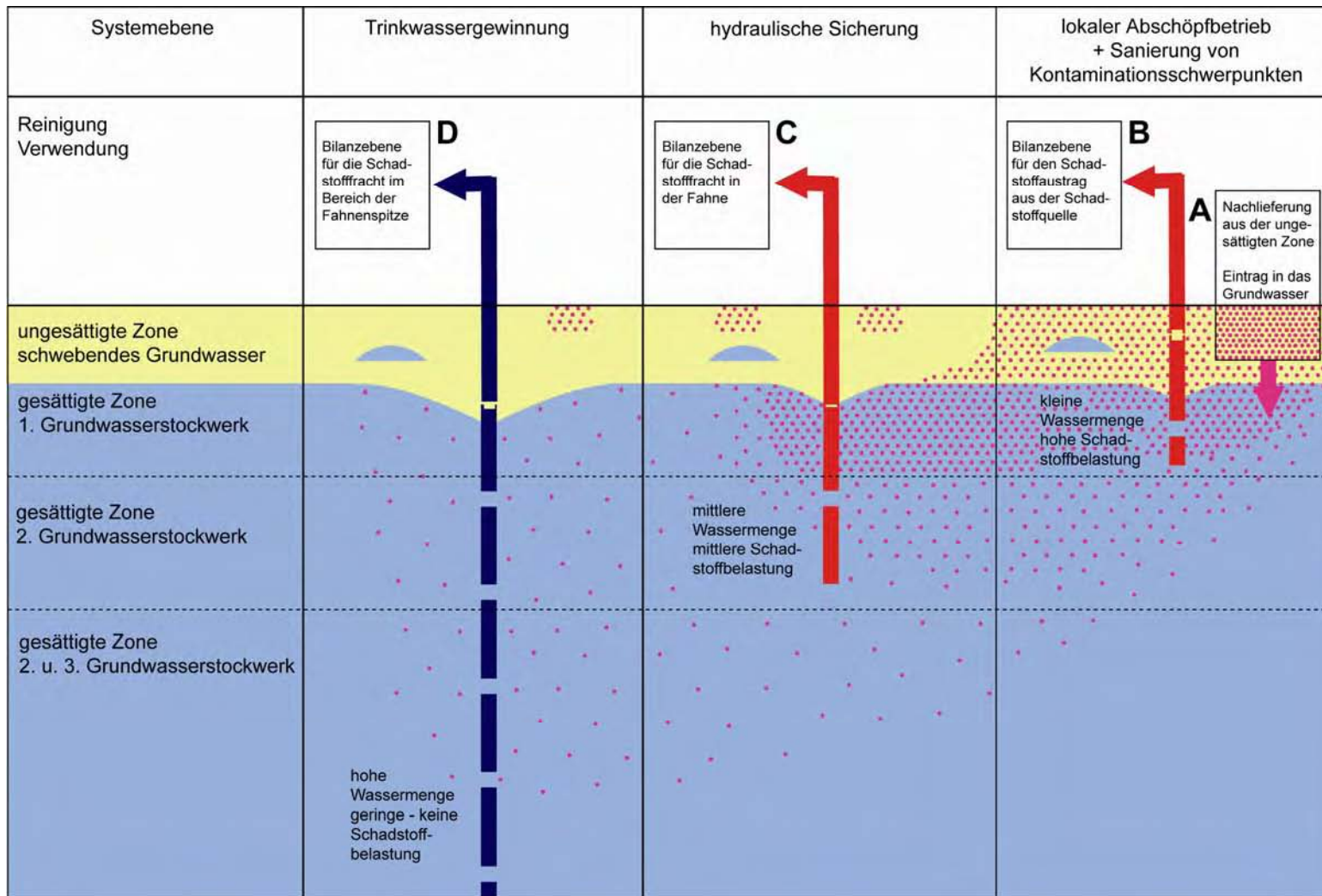


Abb. 2: Sicherungselemente und Bilanzebenen am Standort Stadtallendorf

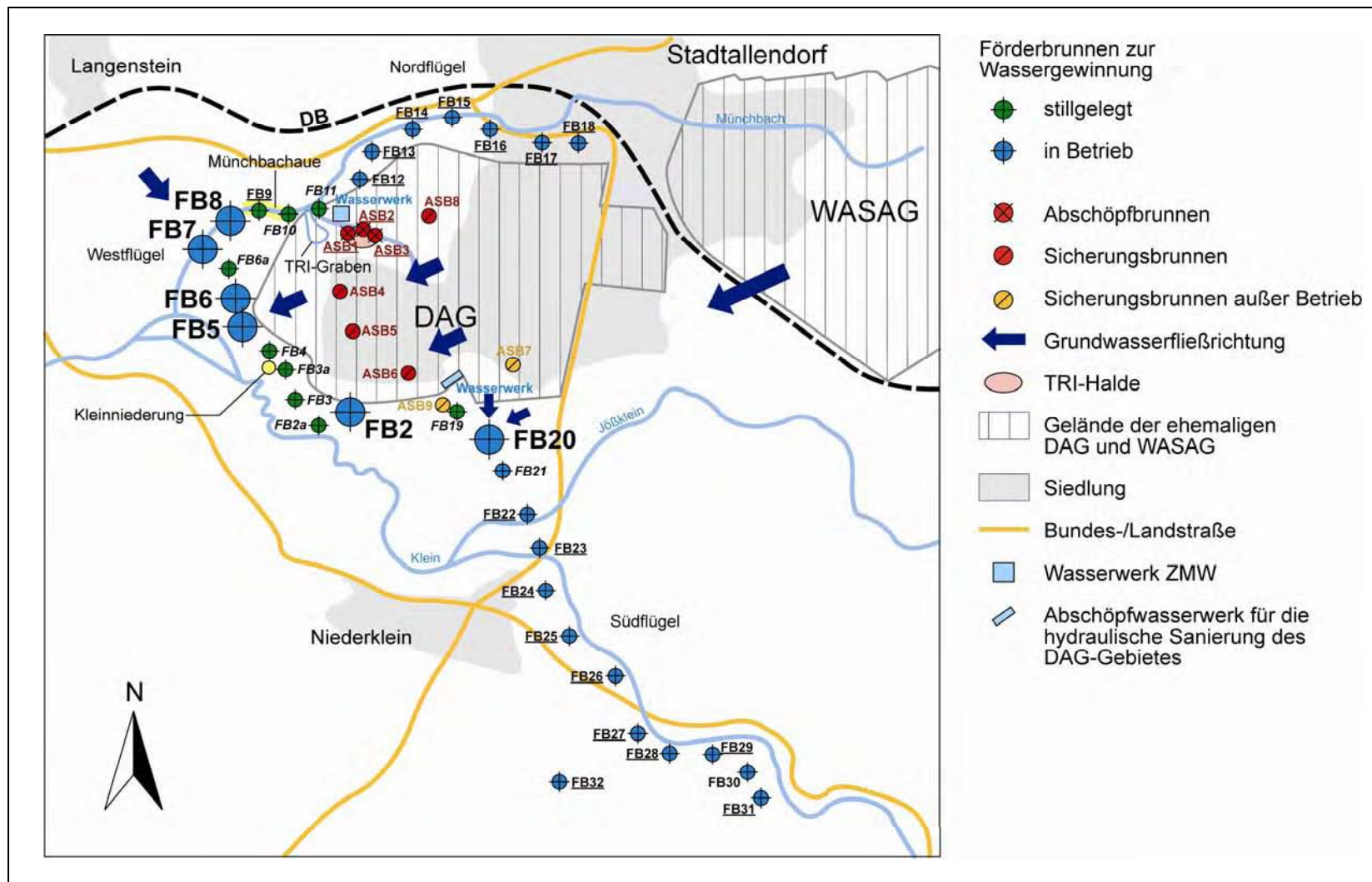


Abb. 3: Lageplan der betriebenen und stillgelegten Förderbrunnen des ZMW

## Tracerversuche

Am Standort Stadtallendorf wurden in den Jahren 1999 (2. Grundwasserstockwerk) und 2002 (TRI-Halde) Tracerversuche durchgeführt. Diese dienten insbesondere der Ermittlung der Grundwasserfließrichtungen und -geschwindigkeiten sowie der Überprüfung der Wirksamkeit der hydraulischen Sicherung (ahu 1999, ahu 2003). Die berechneten maximalen Abstandsgeschwindigkeiten im Hauptgrundwasserstockwerk variierten zwischen 1,3 m/d und 83 m/d und damit um das Sechzigfache. Die höchsten Abstandsgeschwindigkeiten wurden für südliche, die geringsten für westliche Fließrichtungen bestimmt. Dies deutet auf einen stark heterogenen Kluftgrundwasserleiter mit Zonen erhöhter Wasserwegsamkeiten und anisotropem Verhalten hin. Im Bereich der ehemaligen TRI-Halde wurden maximale Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,6 und 1,6 m/d ermittelt. Die Untersuchungen ergaben weiterhin, dass räumlich verteilt verschiedene Fließwege bzw. Fließpfade existieren: schnelle horizontale und vertikale Verlagerung über Klüfte oder eine Störungszone und langsame Fließzeiten horizontal und vertikal über Kleinklüfte, Schichtflächen und die Matrix, wahrscheinlich mit sehr langsamen Fließzeiten.

## Pumpversuche

Seit dem Jahr 1996 wurden mehrere Pumpversuche im Festgesteinsgrundwasserleiter durchgeführt (ahu 1997, ahu 2000, ahu 2004). Anhand der Ergebnisse wurden die vorhandenen Sicherungselemente optimiert (Brunnenneubau, Optimierung der Fördermengen, Lückenschluss der Einzugsgebiete). Weiterhin wurden Empfehlungen zur optimalen Betriebsweise der Förderbrunnen des ZMW, insbesondere der Westflügelbrunnen gegeben und umgesetzt.

## Sonderuntersuchungen

Weitere Untersuchungen wurden in den Jahren 1996 bis 2004 mit dem Ziel durchgeführt, den eluierbaren Schadstoffanteil abschätzen zu können und eine Beziehung zwischen Feststoff- und Lösungskonzentration herzustellen:

- Lysimeteruntersuchungen (DAG-Gelände) (PREUSS et al. 1996);
- Sickerwasseruntersuchungen (Versuchsbeete auf dem Experimentierfeld und dem DAG-Gelände) (HIM 1998);
- Eluatuntersuchungen (2:1-Eluate, Münchbach) (IBE 2003);
- Sickerwasseruntersuchungen (Sickerwassermessstellen Münchbach) (ahu 2003c);

- Batchversuche (GFI, TRI-Halde) (GFI 2004);
- Altersbestimmung und Ermittlung von mittleren Verweilzeiten des Grundwassers (HYDROISOTOP 2005).

Die Ergebnisse bildeten eine wichtige Grundlage für die im Rahmen des F+E-Vorhabens durchgeführten Auswertungen zum mobilisierbaren Schadstoffanteil auf Basis von Feststoff- und Lösungskonzentrationen.

### **A.2.1.3 Geologie / Hydrogeologie**

#### **Geologie**

Das Arbeitsgebiet liegt am Rand der südlichen Frankenberger Bucht im staffelartig gegliederten Übergangsbereich zwischen der „Neustädter Hochscholle“ im Osten und dem „Amöneburger Becken“ im Westen.

Der Untergrund im Einzugsgebiet wird geologisch durch Gesteine des Mittleren Buntsandsteins geprägt. Untergeordnet nehmen Oberer Buntsandstein, tertiäre Sedimente und tertiäre Basalte Einfluss. Südöstlich des Modellgebietes finden sich tertiäre Sedimente der Niederhessischen Senke (Tone, Schluffe, Mergel, Sande).

In dem in Abbildung 2 dargestellten Systemdiagramm sind die wesentlichen Elemente und die Transmissionspfade zusammengestellt.

Der strukturelle Bau ist durch flaches Einfallen der Schichten in westliche oder südliche Richtungen dominiert und wird durch eine Bruchschollentektonik geprägt. Die tektonischen Störungen zwischen den Bruchschollen wirken z.T. hydraulisch als Vorflut, da an ihnen verschiedene Grundwasserstockwerke miteinander kurzgeschlossen werden. Deshalb sind weit durchhaltende Störungssysteme von großer wasserwirtschaftlicher Relevanz.

Die wichtigsten tektonischen Elemente verlaufen N-S und NE-SW.

#### **Hydrogeologie**

Die Grundwasserbewegung im Untergrund vollzieht sich größtenteils auf den Klüften der Gesteine des Buntsandsteins und untergeordnet in sekundären Poren. Da die Buntsandsteinschichten durch unterschiedlich durchlässige Wechsellagerungen charakterisiert sind, kommt es innerhalb der Bruchschollen zur Ausbildung eines hydrogeologischen Stockwerksbaus. Vereinfacht kann der hydrogeologische Bau mit

„drei unvollständig getrennten Grundwasserstockwerken“ beschrieben werden, die sowohl über tektonische als auch lithologische Wegsamkeiten verbunden sind. Die Mächtigkeiten der einzelnen Einheiten sind stark schwankend (vgl. Systemdiagramm).

Das Grundwasserfließsystem ist ebenfalls durch den Stockwerksbau geprägt. Das **1. Grundwasserstockwerk** weist eine freie Grundwasser Oberfläche auf. Die ungesättigte Zone ist durch **schwebende Grundwasservorkommen** weiter vertikal gegliedert, insbesondere im Bereich der TRI-Halde.

In natürlichem Zustand ist das **2. Grundwasserstockwerk** gespannt und weist gegenüber dem 1. Grundwasserstockwerk ein leicht aufsteigendes Potenzial auf (ca. 0,5 bis 1,5 m höhere Druckhöhe). Innerhalb des 2. Grundwasserstockwerks (Hauptgrundwasserstockwerk) gibt es aufsteigende Gradienten. Die natürlichen vertikalen Fließverhältnisse bilden somit eine hydraulische Potenzialsperre. Das 2. Stockwerk ist Förderhorizont für die ZMW-Wassergewinnung der Wasserwerke Stadtallendorf und Wohratal und wird hier von allen Brunnen vollständig durchteuft.

Der obere Bereich des **3. Stockwerks** ist Förderhorizont der ZMW-Brunnen, die jedoch alle zwischen dem 2. und 3. Stockwerk, teilweise auch bis in das 1. Grundwasserstockwerk durchgehend verfiltert sind. Das 3. Grundwasserstockwerk wurde im Bereich WW Stadtallendorf nur im zentralen DAG-Gebiet durch eine einzelne Bohrung (P41) definiert erschlossen. Dort weist es eine gespannte Oberfläche auf und hat gegenüber dem 2. Grundwasserstockwerk eine um mehr als 4 m höhere Druckhöhe. Die hydraulischen Tests in ausgewählten Brunnen des ZMW zeigen, dass durch diese Druckunterschiede in den Brunnen des Nordflügels aufsteigende Strömungen entstehen (FB12–FB18). Bei den Westflügelbrunnen FB2 bis FB9 zeigen alle Brunnen bis auf FB4 und FB5 absteigende Strömungen vom 2. in das 3. Grundwasserstockwerk. Gleiches ist an FB27 (Südflügel) festzustellen.

Die Grundwasserwasserfließrichtung im 1. Stockwerk ist nur in einigen Teilbereichen (TRI-Halde) belegbar. Es ist davon auszugehen, dass sich das Grundwasser entsprechend der Morphologie auf die jeweiligen Oberflächengewässer zubewegt. Randlich der Talauen der größeren Bäche (Klein, Ohm) keilt das 1. Grundwasserstockwerk vermutlich aus.

Die Fließrichtungen im 2. Grundwasserstockwerk sind für den Bereich Stadtallendorf großräumig nach Westen gerichtet, werden aber wesentlich von der Grundwasserförderung an den ZMW-Brunnen beeinflusst. Generell besteht im westlichen und zentralen Bereich des DAG-Geländes ein relativ geringes Gefälle, welches auf die Förderbrunnen hin zunimmt. Im östlichen DAG-Gebiet wird das Gefälle

steiler. Innerhalb des 2. Grundwasserstockwerks besteht im DAG-Gebiet in der Regel ein aufsteigendes Potenzial.

Die Fließrichtungen im 3. Grundwasserstockwerk sind nicht bekannt. Es ist davon auszugehen, dass sie den Fließrichtungen des 2. Stockwerks folgen, jedoch weniger von der Morphologie beeinflusst werden.

Ausgehend von mehreren Tracerversuchen lassen sich Angaben zu Abstandsgeschwindigkeiten machen. Für den Solling ergeben sich Abstandsgeschwindigkeiten von ca. 1 m/d. Für die Hardegsen-Formation liegen die Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 1 und über 80 m/d.

#### **A.2.1.4 Schadstoffsituation auf dem Standort, Charakterisierung der Kontaminationen (Art, Lage)**

Aufgrund der Nutzungsgeschichte traten am Standort verschiedene Belastungsschwerpunkte auf, die sich sowohl von der Art als auch von der Höhe der Schadstoffbelastungen unterscheiden.

Der überwiegende Anteil der festgestellten Bodenbelastungen lag im westlichen Teil des DAG-Gebietes (TNT-Produktion, Säuregruppen, teilweise Abwasseranlagen), der gleichzeitig den Schwerpunkt der Wohnbebauung im DAG-Gebiet darstellt. Hieraus resultierte eine Überlagerung von hohen Schadstoffgehalten und sensibler Nutzung, die den umfangreichen Sanierungsbedarf und die prioritäre Bearbeitung bei der Bodensanierung begründeten.

Im Norden, Westen und Süden einem teilweise bewaldeten Bereich, waren Kontaminationen überwiegend auf Abwässer oder Abwasser-schlämme zurückzuführen, wobei die Neutralisationsschlammablagerung der TRI-Halde die mit Abstand höchsten Belastungen am Standort aufwies. Weiterhin befanden sich hier die beiden hoch kontaminierten Brandplätze sowie die ebenfalls belasteten Sprengstofflagerbunker.

Die Belastungsschwerpunkte orientierten sich im Wesentlichen an der Lage der Produktionsanlagen. Weitere Belastungsschwerpunkte lagen im Norden im Bereich eines Brandplatzes und im Nordosten des Produktionsgeländes im Bereich einer Granatenfüllstelle.

Im Osten lagen die ehemaligen Füllstellen und die Spaltanlage, ein überwiegend gewerblich-industriell, teilweise auch wohnlich genutzter Bereich. Erhöhte Schadstoffbelastungen waren im Bereich der ehemaligen Schmelz- und Gießhäuser, einem Delaboriergebäude sowie der Spaltanlage (Teermassen aus Gasreinigung) anzutreffen. Hohe MNT-Belastungen befanden sich außerdem in einem der beiden ehemaligen Vorproduktlager.



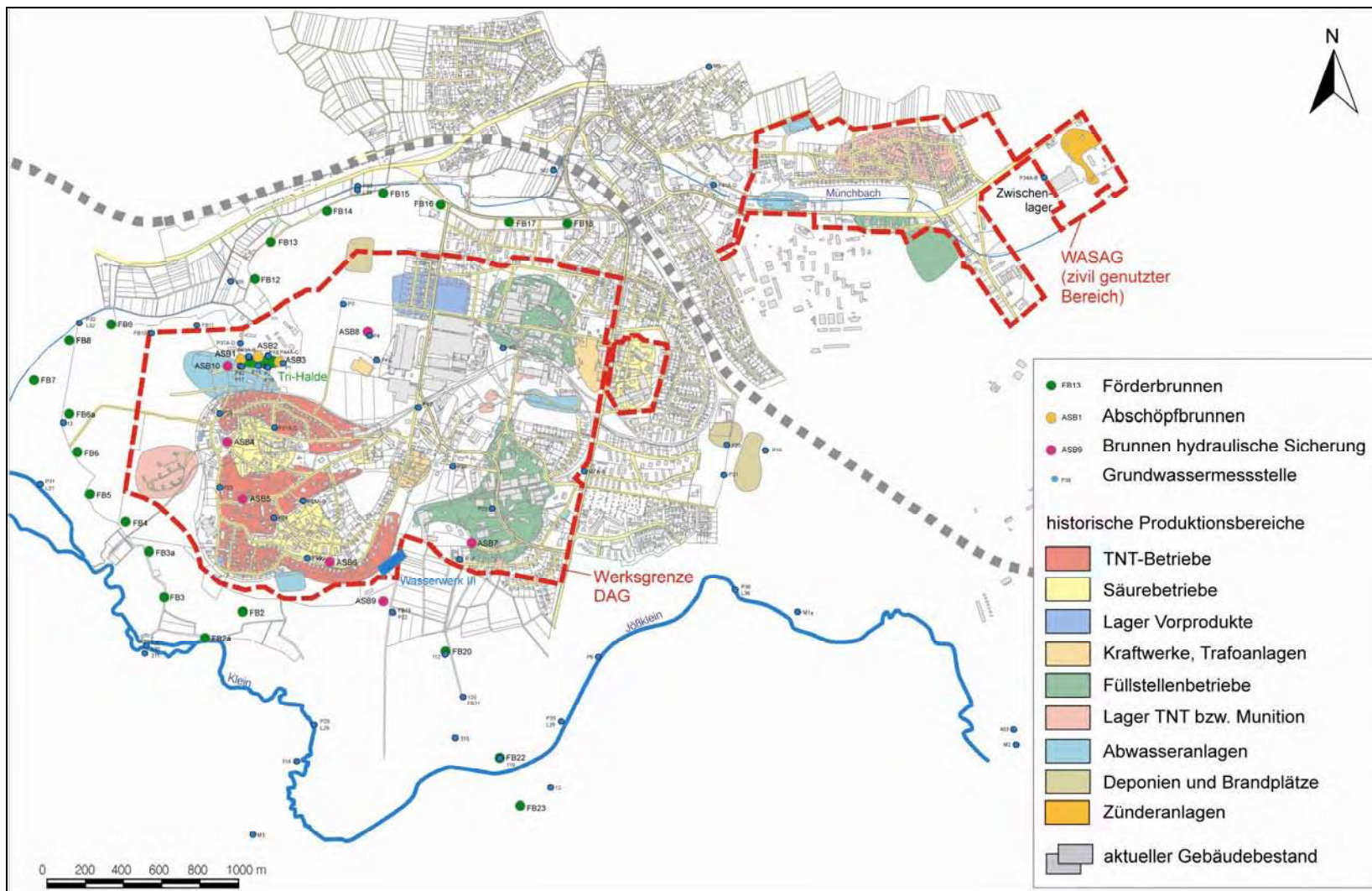


Abb. 4: Lageplan mit den Produktionsbereichen

## A.2.2 Ergebnisse der Auswertung des hydrochemischen Inventars (Feststoff und GW)

Flächenhafte diffuse Bodenbelastungen sowie lokale Belastungsschwerpunkte waren im gesamten DAG-Gebiet vorhanden und hatten in Verbindung mit den stoffspezifischen Eigenschaften der STV sowie deren Umwandlungsprodukten (Bildung von polaren Metaboliten) seit der Produktionsphase der Sprengstoff- und Munitionswerke zu einem langfristigen Schadstoffeintrag in das Grundwasser geführt.

In Bereichen mit abwasserbedingten Kontaminationen traten MNT, untergeordnet auch DNT als Hauptkontaminanten im Grundwasser auf. Beispiele für diesen Schadenstyp waren die TRI-Halde und die Belastungsherde in der Klein- und der Münchbachau. Es wird vermutet, dass die Monotoluole durch die Versickerung von Produktionsabwässern oder das Ablagern von Neutralisationsschlämmen eingetragen wurden (vgl. Abb. 5).

Im Boden finden sich v.a. die Schadstoffe der Trinitrotoluole sowie deren Abbauprodukte, die Aminodinitrotoluole. Untergeordnet treten die Aminonitrotoluole sowie 1,3,5-Trinitrobenzol, Hexyl und Trinitroxylol auf.

Die Stoffgruppen der Diaminotoluole, Dinitrobenzole und Dinitrosulfonsäuren sowie die Parameter 2,6-Diamino-4-Nitrotoluol, 2,4,6-Triaminotoluol, 2,2-Dinitrobiphenyl, 2,4-Dinitrobiphenylamin, 1,3-Dinitronaphtalin, 3-Nitrobiphenyl, 3-Nitroanilin, Mononitrobenzol, 2-Methyl-4,6-Dinitrophenol, 2,4,6-Trinitrobenzoesäure, 2,4,6-Trinitrophenol sowie Hexogen kommen nur in geringen Konzentrationen vor bzw. wurden selten analysiert (ahu 2004).

Ein Vergleich der unterschiedlichen Verteilung der Schadstoffe im Boden und im Grundwasser gibt Abbildung 5.

Die Abgrenzung einer oder mehrerer Belastungsfahnen ist aufgrund der hydrogeologischen Gegebenheiten (Kluftgrundwasserleiter, Stockwerksbau im DAG-Gebiet) nicht möglich. Daher wird in Abbildung 6 die stockwerks- und stoffbezogene Darstellung der Stoffgehalte anhand einer Übersichtsdarstellung für den Gesamtstandort wiedergegeben.

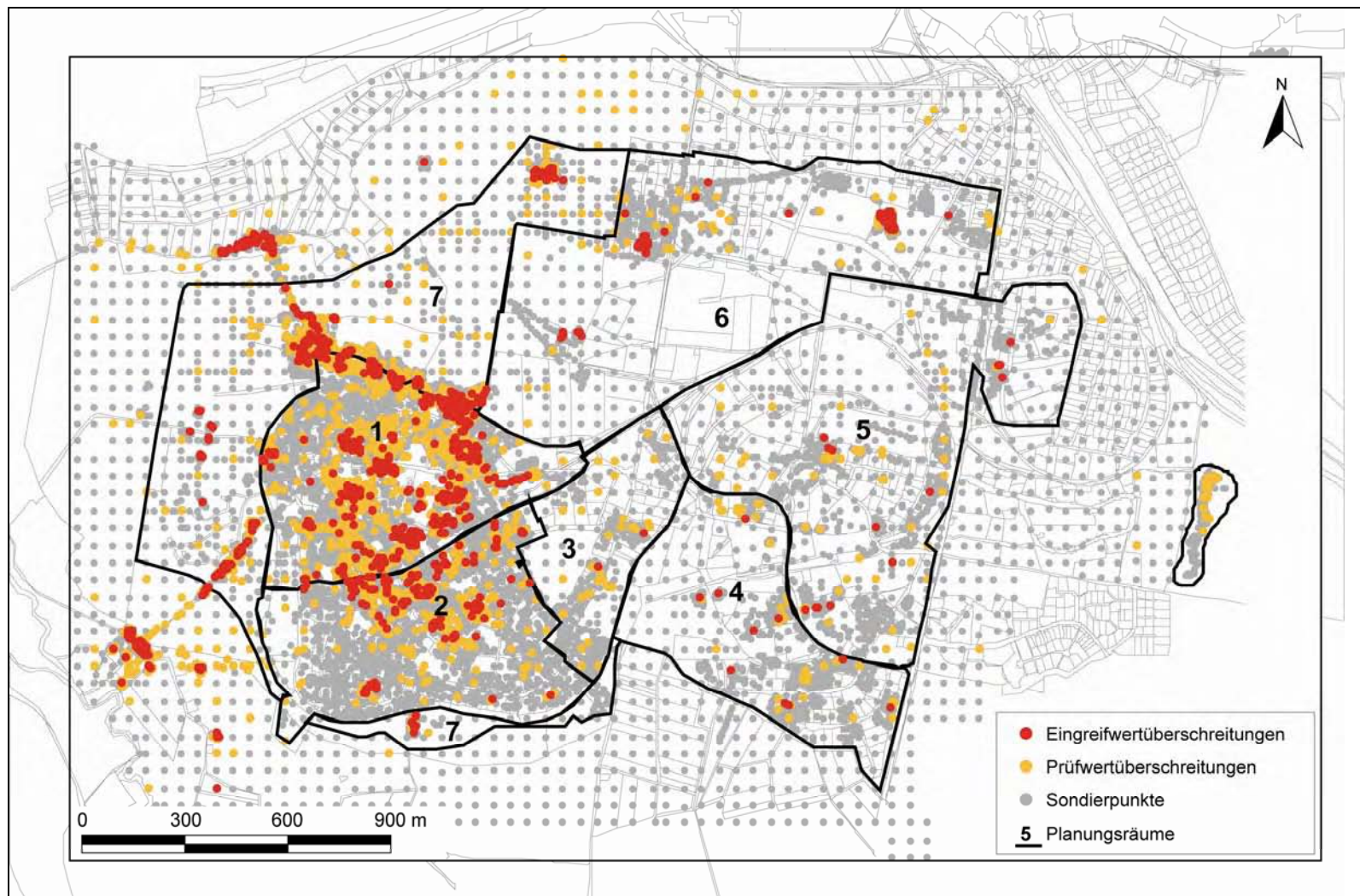


Abb. 5: Belastungssituation Boden

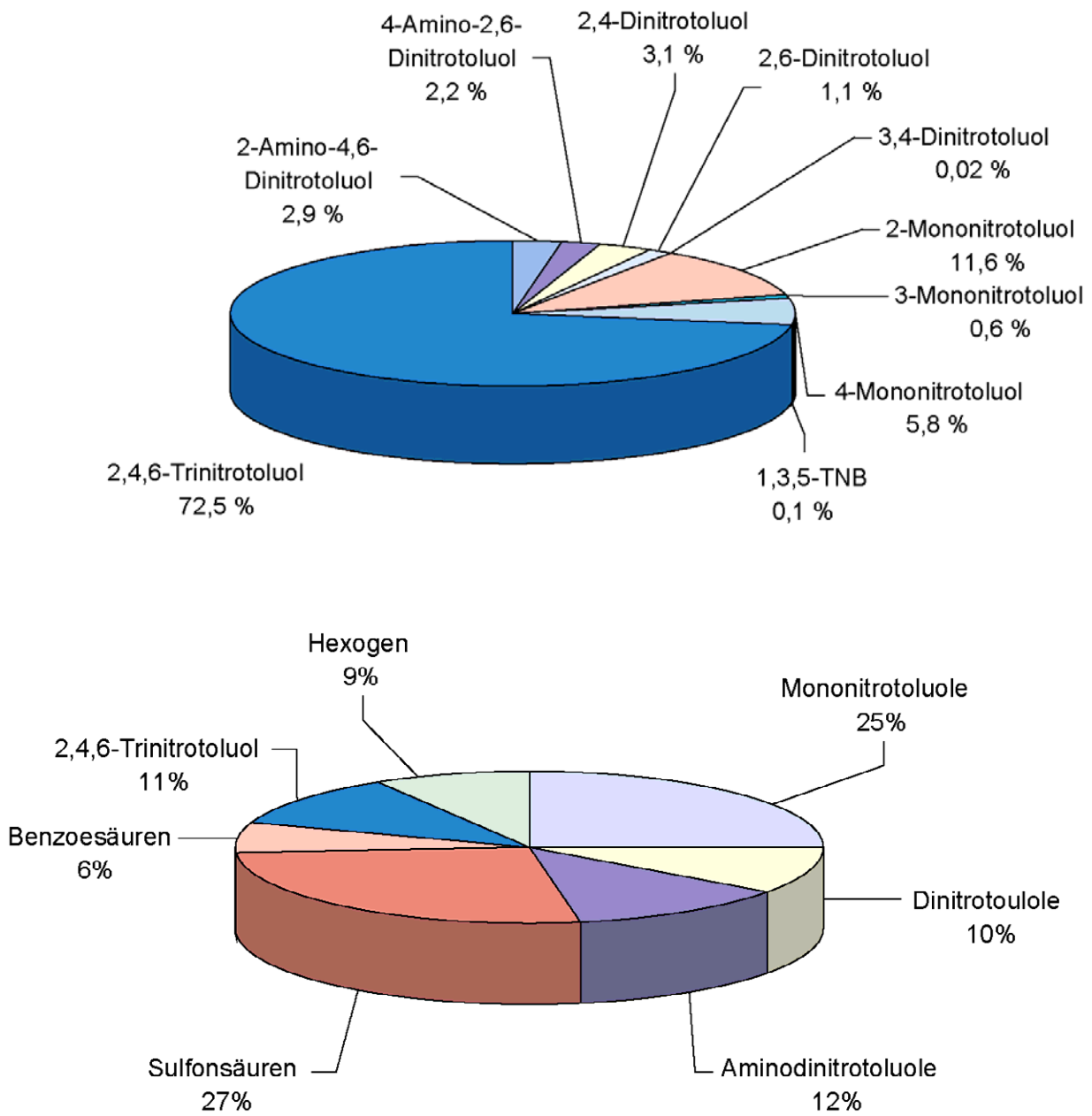


Abb. 6. Verteilung der Schadstoffe im Boden (oben) und Grundwasser (unten)  
 (Anm.: Zu Sulfonsäuren und Benzoessäuren liegen im Boden keine Untersuchungsergebnisse vor bzw. wurden in exempl. Untersuchungen in der Kleinniederung nicht nachgewiesen.)

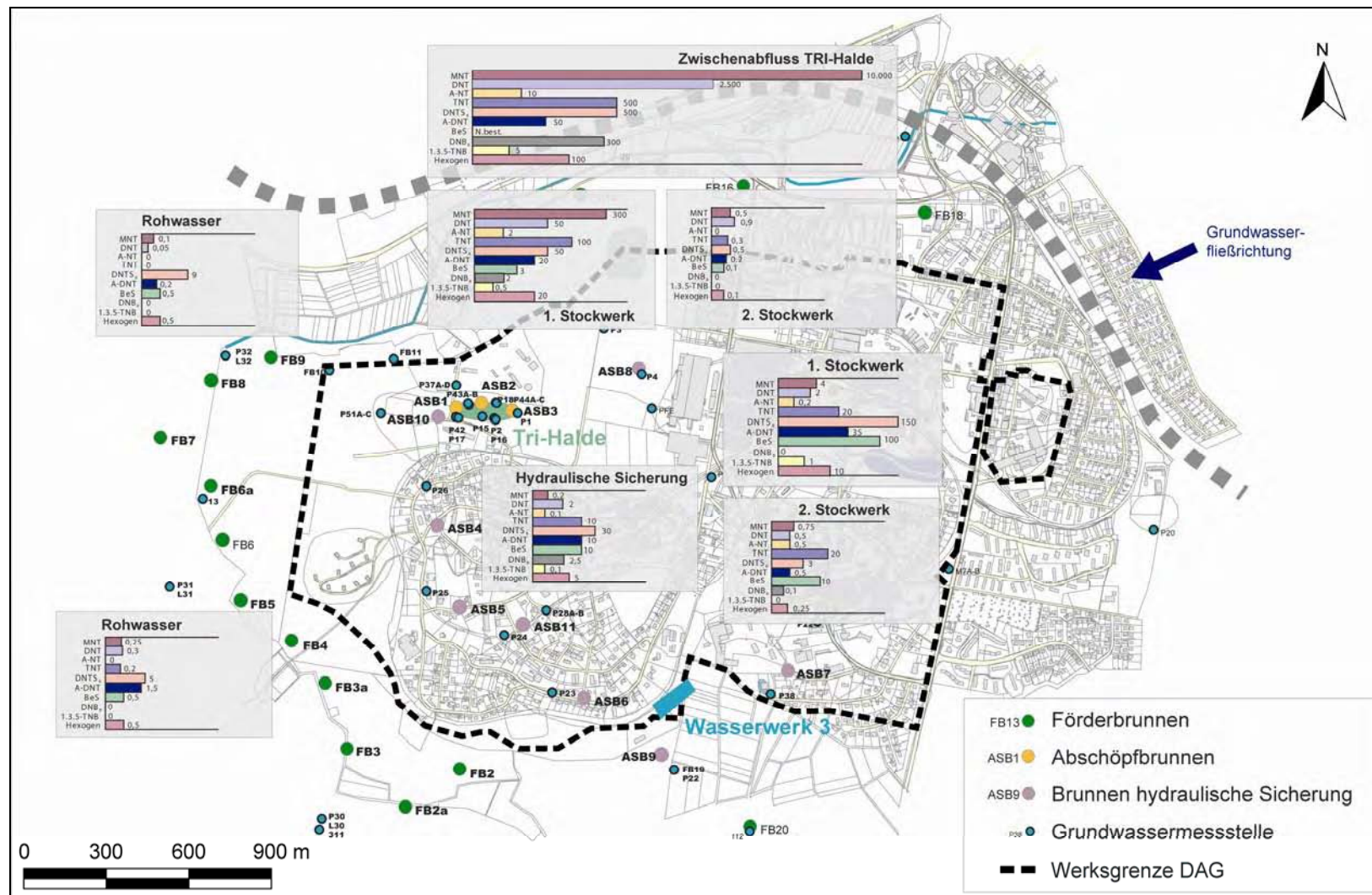


Abb. 7: Darstellung Belastungssituation (stockwerks- und schadstoffbezogen)

Nur im Bereich der Kleinniederung (Talauen-Grundwasserleiter) lässt sich anhand der bisherigen Ergebnisse eine Fahne innerhalb des Lockergesteinsaquifers kartieren (vgl. Kap. A.6)

Untergeordnet wurden lokal Belastungen mit BTEX und LCKW (aus anderen anthropogenen Quellen) nachgewiesen.

### A.2.3 Ergebnisse aus der Literaturrecherche

Für die **Bestimmung des Schadstoffaustrags** am Standort aus der Quelle wurden Untersuchungen des Bodenwassers mit Saugkerzen (DAG-Gelände) (PREUSS et al. 1996), Kleinlysimeteruntersuchungen (PREUSS et al. 1996), Eluatuntersuchungen (2:1-Eluate, Münchbach (IBE 2003), Batchversuche TRI-Halde, (GFI 2004), Sickerwasseruntersuchungen (Sickerwassermessstellen Münchbach) (ahu 2004) und Sickerwasseruntersuchungen an Pflanzbeeten (Versuchsbeete auf dem Experimentierfeld und dem DAG-Gelände (vgl. Abschlussbericht zum Projekt MOSALModellhafte Sanierung von Altlasten, 2000) vor. Auswertbar im Hinblick auf die Fragestellung sind die Saugkerzenuntersuchungen, die Eluatuntersuchungen sowie die Batchversuche. Auf Basis der vorliegenden Standortwerte wurden Regressionskurven für die maßgeblichen Parameter ermittelt, mit denen aus den vorhandenen Feststoffuntersuchungen im Boden die Quellstärken ermittelt werden konnten.

Weitere Literaturlauswertungen wurden zur Beschreibung des **Forschungsstandes** zur **Modellierung** des reaktiven Stofftransportes im Festgestein bzw. zur Grundwasserneubildung im Gebiet des Standortes Stadtallendorf durchgeführt. Die komplizierte Geologie des Standortes Stadtallendorf bestimmt im Wesentlichen die Hydraulik des Untersuchungsgebietes. Erst darauf aufbauend kann der Stofftransport modelliert werden. Der durch die Aquifergeometrie determinierte advective Transport am Standort bestimmt wesentlich die Ausbreitung von Schadstoffen. Der Standort Stadtallendorf verlangte daher zur Optimierung der Sicherung der Trinkwassergewinnungsanlage ein Programm, dass in der Lage ist, alle Geometrien zu berücksichtigen. Es wurde als Ergebnis der Literaturrecherche empfohlen, das Programm FEFLOW 5.2 im Projekt einzusetzen.

Für die **Bestimmung der Grundwasserneubildung** als wesentliche Eingangsgröße für das Modell wurden Literaturwerte ermittelt und auf der Basis von Abflussmessungen validiert, so dass als Ergebnis belastbare Daten zur flächendifferenzierten Grundwasserneubildung vorhanden waren. Diese sind ein wichtiger Eingangsparameter für das Stofftransportmodell.

Die vorhandene wissenschaftliche Literatur zu Möglichkeiten der **Entstehung sowie zur weiteren Transformation polarer Nitroaromaten** sowie zu den **unpolaren Nitroaromaten** wurde ausgewertet.

In Abbildung 8 ist eine Übersicht möglicher Transformationsreaktionen der Nitroaromaten dargestellt, die zu den unterschiedlichsten Metaboliten führen, welche dann weiter abgebaut werden können oder durch Reaktion mit der Sedimentmatrix nicht mehr bioverfügbar sind. Im Folgenden werden die einzelnen Reaktionstypen näher beschrieben.

**2,4,6-Trinitrotoluol** wird sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Verhältnissen zu Amino- oder Diaminotoluolen reduziert, nur unter strikt anaeroben Verhältnissen kann die Reduktion vollständig zum Triaminotoluol ablaufen (GFI 2006).

Die co-metabolische anaerobe Umsetzung von TNT wurde unter nitrat- und sulfatreduzierenden Bedingungen beobachtet. Als Metabolite wurden die beiden Nitroamine der ersten Reduktionsstufe 2A46DNT und 4A26DNT gefunden. Ohne Zugabe eines Elektronenakzeptors konnte keine TNT-Transformation nachgewiesen werden.

Die beiden Metabolite **4ADNT** und **2ADNT** können oxidativ weiter umgesetzt werden (z.B. Oxidationen am Methylring, Hydrolyseraktionen, Transformation zu Benzoesäuren). Eine echte Mineralisierung des TNT findet nur untergeordnet statt.

Der vollständige aerobe Abbau von **2,4-Dinitrotoluol** und **2,6-Dinitrotoluol** findet unter Freisetzung von Nitrit und Bildung von diversen Zwischenprodukten. Die Hemmung des DNT-Abbaus durch Metabolite ist sehr stark abhängig von dem spezifischen Bakterienstamm.

Der 26DNT-Abbau beginnt ähnlich wie der von 24DNT; nach Bildung eines Catechols kann allerdings unmittelbar die Ringspaltung erfolgen. Bei der Ringspaltung können die Dinitrotoluole als Wachstumssubstrat mikrobiell verwertet werden. Als reduktive Transformationsprodukte des 2,4-Dinitrotoluol und 2,6-Dinitrotoluol wurden vor allem Nitroso-, Aminonitro- und Diaminoverbindungen nachgewiesen.

Bei der Reduktion der Nitrogruppe am aromatischen Ring der **Mono-nitrotoluole** entstehen abhängig von der Stellung der Nitrogruppe Methylaniline (MA). Hierbei werden mehrere Abbauewege in der Literatur benannt; sie sind in GFI 2006 detailliert beschrieben.

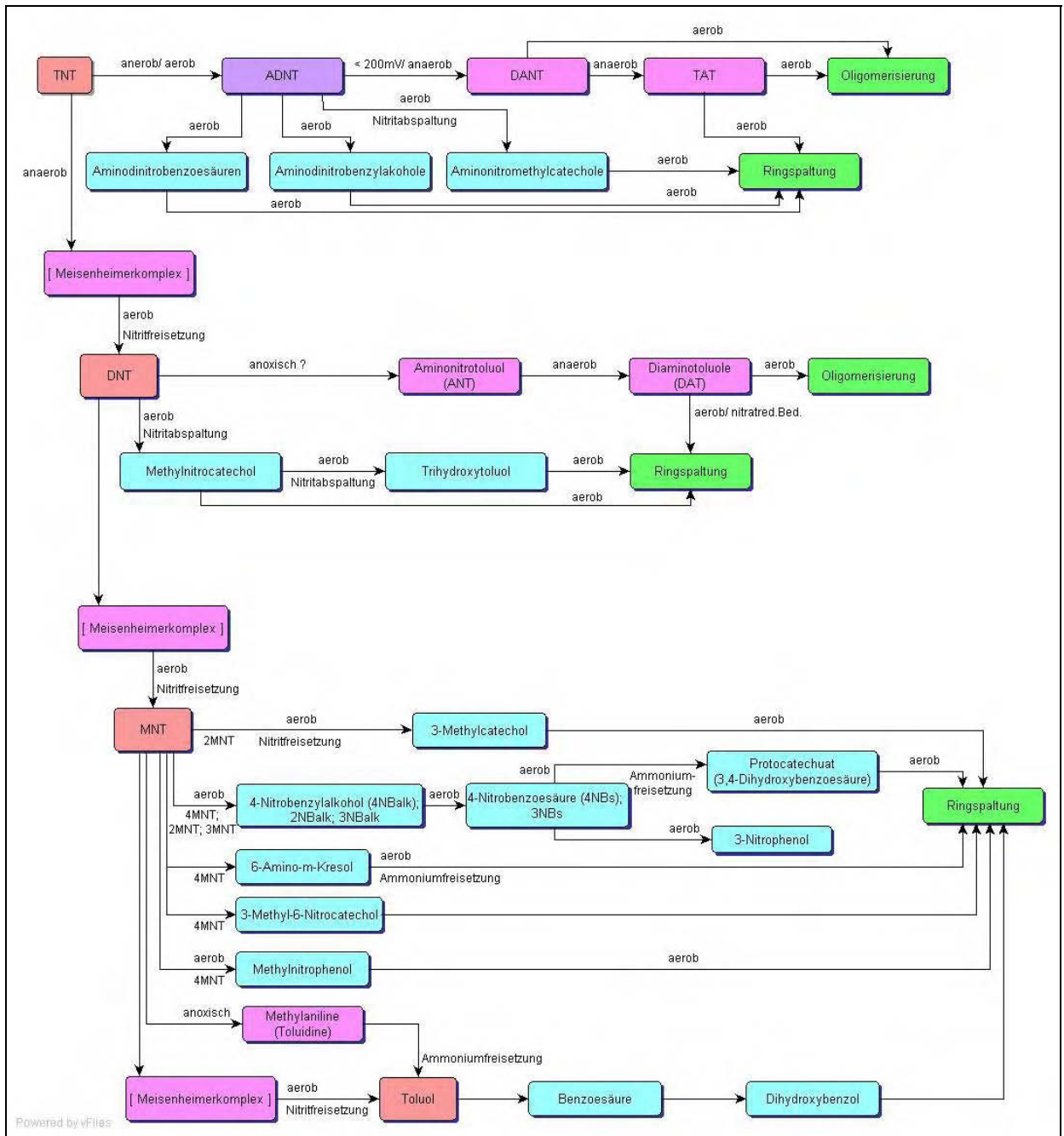


Abb. 8: Schematische Zusammenstellung der in der Literatur beschriebenen möglichen Transformationsreaktionen von Nitroaromaten (GFI 2006)



Eine Bildung der polaren Nitroaromaten (GFI 2006) ist demnach für folgende Stoffe unter folgenden Bedingungen bekannt:

- Dinitrotoluensulfonsäuren: als Nebenprodukte der Sulfitwäsche des TNT;
- Nitrobenzoesäuren: als Nebenprodukte der Sulfitwäsche des TNT und mikrobielle Oxidationsprodukte der Nitrotoluene;
- Nitrophenole: Lediglich für 3-Nitrophenol ist eine mikrobielle Bildung aus dem entsprechenden Toluol bekannt.

Ein Abbau ist vor allem für die disubstituierten Aromaten (Mononitrobenzoesäuren, Mononitrophenole) durch verschiedene Bakterien unter aeroben Bedingungen bekannt und untersucht. Lediglich für 2-Nitrobenzoesäure ist ausschließlich ein Abbauweg unter anaeroben Bedingungen erwähnt. Für 2,6-Dinitrophenol ist ein oxidativer Abbauweg bekannt. Für 2,4-Dinitrophenol und 2,4,6-Trinitrophenol ist jeweils nur eine aerob reduktive Mineralisierung durch spezielle Mikroorganismen gefunden worden. Für folgende Stoffe wurden in der Literatur keine Abbauwege gefunden: Dinitrotoluensulfonsäuren, 2,4,6-Trinitrobenzoesäure, 2,4-Dinitrobenzoesäure, 3,5-Dinitrophenol.

## A.3 DURCHFÜHRUNG UND ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN

### A.3.1 Konzept

Das Untersuchungskonzept orientierte sich an den formulierten Hauptzielen und den sich daraus ergebenden Teilzielen (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Haupt- und Teilzeile des F+E-Vorhabens MONASTA

Hauptziele	Teilziele
Beschreibung der Reaktions- und Transportbedingungen ausgewählter sprengstofftypischer Verbindungen (und Metaboliten) im Hinblick auf die Bestimmung eines Selbstreinigungspotenzials im Festgesteinsgrundwasserleiter.	Die für NA wichtigen Parameter, die bei vorangegangenen Untersuchungen z.T. erhoben wurden, werden zusammengestellt.  Für die Untersuchungen werden geeignete Probenahmetechniken für Festgesteinsaquifere und speziell für das Grundwasser ausgewählt, ggf. modifiziert und beschrieben.  Durch Tracertests und Pumpversuche werden die dem Transport zugrunde liegenden Parameter ermittelt. Hierzu sind Bohrarbeiten erforderlich.  Quantifizierung von Transformations- und Transportverhalten im Grundwasser.
Prognose der Schadstoffausbreitung  Im Ergebnis des Forschungsvorhabens soll eine Prognose der Schadstoffausbreitung mittels eines Modells erfolgen. Hierzu sind die Ermittlung von Feldparametern im Grundwasser sowie die Quantifizierung des Transformations- und Transportverhaltens im Grundwasser erforderlich.	Für eine zeitliche Abschätzung der Schadstoffausbreitung und Nachlieferung ist die Quantifizierung von STV-Einträgen in das Grundwasser erforderlich.  Über numerische und reaktive Modelle erfolgt eine Bewertung von Einflussgrößen zu NA.
Entwicklung von Lösungsansätzen (NA) zum Umgang mit kontaminierten Bereichen außerhalb der hydraulisch gesicherten Bereiche (Sanierungsteilraum 7)  Im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen und einer zu erstellenden Variantenstudie wird die Frage der Auswirkung von Natural Attenuation bewertet und in die Sanierungsüberlegungen einbezogen.	Die z.T. in der wassergesättigten Zone des Lockergesteinsaquifer befindlichen Schadstoffe (i.W. Mononitrotoluole) werden hinsichtlich ihres Transportes und ihres Einflusses für die Trinkwassergewinnung untersucht und bewertet.  Exemplarisch werden für die Bereiche Münchbach und Fischeiche Varianten des Monitored Natural Attenuation (MNA) als Sanierungsvarianten dargestellt und bewertet.
Handlungsempfehlung für die hydraulische Sicherung	Die Handlungsempfehlungen, die sich für die hydraulische Sicherung und das MNA ergeben, werden verallgemeinert und als Beitrag des Forschungsverbundes im Branchenleitfaden bereitgestellt.

Die Untersuchungsergebnisse dienen dem Prozessverständnis am Standort und der Parametrisierung des Stofftransportmodells, mit der die Prognose durchgeführt werden sollte.

### **A.3.2 Bohrungen, Probenahme und -lagerung**

Für die Untersuchungen wurden insgesamt sechs Festgesteinsbohrungen bis maximal 80 m Tiefe sowie insgesamt 32 Lockergesteinsbohrungen abgeteuft und zu Grundwassermessstellen und Sicherungsbrunnen (ASB12, B1, B2) ausgebaut. Die Bohrungen dienten zum einen der Gewinnung feldfrischer Proben unter Standortbedingungen und mussten besonderen Anforderungen genügen. Durch den Einsatz spezieller Bohrtechniken (Linerbohrungen) wurden ungestörte Proben ohne Verschleppung gewonnen. Die Proben wurden je nach den geplanten Untersuchungen teilweise gekühlt, teilweise gefroren direkt nach der Entnahme den Projektpartnern übergeben (ahu 2003). Mit den gewonnenen Proben wurden die Diffusionszellversuche, Batch- und Säulenversuche sowie Extraktions- und Elutionsuntersuchungen durchgeführt.

Weiterhin wurden Tracer- und Pumpversuche durchgeführt (vgl. Abschnitt A3.3), für die die neu errichteten Grundwassermessstellen und Brunnen als Eingabe- bzw. Beobachtungsmessstellen genutzt wurden.

### **A.3.3 Labor- und Felduntersuchungen**

#### **A.3.3.1 Tracer**

Insgesamt wurden drei Tracerversuche durchgeführt, zwei im Festgesteinsaquifer bzw. im Übergang Lockergestein/Festgestein (Bereich Münchbachau und zentrales DAG (ASB12), AGK 2004, AGK 2005, AGK 2007), ein weiterer Tracerversuch im Bereich der Kleinniederung. Zum Einsatz kamen ökotoxologisch unbedenkliche Tracer wie (Uranin, Natrium-Naphthionat, Amidorhodamin G und Eosin).

Der Einsatz der Grundwassermarkierungsversuche sollte zur Klärung folgender Fragestellungen beitragen:

- Klärung der hydraulischen Bedingungen und Einschätzung des Gefährdungspotenzials vor Ort;
- Verifizierung der Grundwasserfließrichtung, der Dispersion und der Abstandsgeschwindigkeit;
- Vergleich der ermittelten Fließrichtung mit den Verhältnissen der vorangegangenen Tracerversuche im westlichen DAG-Gebiet und der ehem. TRI-Halde;
- Untersuchung der Dynamik der Stoffausbreitung in Kluffundwasserleitern.

Mit den Ergebnissen wurden wichtige Rahmenparameter für die Modellierung der Strömung und des Stofftransportes gewonnen. Die Versuche wurden hinsichtlich der Abstandsgeschwindigkeit, der Dispersion und der vertikalen Stoffverlagerung ausgewertet. Die Auswertung einer Tracerdurchgangskurve ließ eine Abschätzung der Klufteigenschaften des Buntsandsteins am Standort zu. So betrug die ermittelte Kluftöffnungsweite ca. 0,5 mm und floss in das Transportmodell ein.

Die Traceruntersuchungen belegten, dass in dem Gebiet des DAG-Geländes schnelle Stoffverlagerungen entlang von Klüften mit langsamen Transportvorgängen in der Gesteinsmatrix gekoppelt sind. Im Bereich des westlichen DAG-Geländes lagen die dominierenden Abstandsgeschwindigkeiten bei bis zu 36,5 m/d.

Die Tracerversuche zeigten weiterhin, dass der Stofftransport im Kluftgrundwasserleiter ausgeprägt anisotrop erfolgt. Die höchste Stoffverlagerungsrate war hierbei an die Kluftorientierung des Untergrundes gekoppelt. Im zentralen Bereich des DAG-Geländes in der Nähe des ASB12 lagen die Abstandsgeschwindigkeiten ca. bei 10 m/d im Bereich der Solling-Formation.

Es konnte eine deutliche vertikale Verlagerung von Stoffen in tiefere Bereiche bestätigt werden. Besonders der Tracer Amidorhodamin G, der in ein schwebendes Grundwasserstockwerk injiziert wurde, führte an allen Messstellen zu Tracerdurchgängen. Die aus den Versuchen ermittelte Dispersivität (mittlere Vermischungslänge) betrug im Schnitt ca. 10 m.

Der Markierungsversuch im Bereich des Münchbachs dokumentierte eine deutliche horizontale Verlagerung von Tracern nach Westen in den porösen Auesedimenten ( $v_{\text{dom}}$  8,3 m/d). Eine vertikale Verlagerung der Tracerstoffe in den örtlichen Hauptgrundwasserleiter konnte dort nicht nachgewiesen werden. Innerhalb des obersten Grundwasserleiters der Solling-Formation kommt es zwischen den ungesättigten, schwebenden Grundwasserleitern und dem gesättigten Bereich zu einem schnellen vertikalen Transport in die tieferen Bereiche.

Im Bereich der Kleinniederung wurde der eingesetzte Tracer lediglich in dem betriebenen Förderbrunnen B2 nachgewiesen. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit betrug hier 0,38 m/d. Die Ergebnisse deuten auf das Fehlen von präferenziellen Fließwegen im Bereich der Kleinniederung hin und stützten die Annahme, dass relativ geringe Abstandsgeschwindigkeiten in der Kleinniederung vorliegen.

### A.3.3.2 Pumpversuche

Insgesamt wurden zwei Pumpversuche (Bereich ASB12, ahu 2005; Bereich Kleinniederung, ahu 2005) sowie ein Immissionspumpversuch (Lockergestein Kleinniederung, ahu 2007) durchgeführt. Die Ergebnisse der Pumpversuche waren zum einen Eingangsparameter für das hydraulische Standortmodell (K-Werte, Transmissivität). Zum anderen wurden wichtige Erkenntnisse im Bezug auf die möglichen Verweilzeiten des versickernden Wassers in der ungesättigten Zone gewonnen, die benötigt wurden, um die Abschätzung der Quellstärken und Frachten an der Grundwasseroberfläche leisten zu können.

Für das zentrale DAG-Gebiet (Festgesteinsgrundwasserleiter) wurden die im hydrogeologischen Standortmodell zusammengefassten relevanten Parameter bestätigt (ahu 2003).

Die in der Kleinniederung im Zeitraum 2005 bis 2007 durchgeführten Pumpversuche (Leistungs- und Immissionspumpversuche) ergaben wichtige Erkenntnisse zum Stoffbestand und zu den sehr variablen Konzentrationen in der Schadensquelle, zu den förderbaren Frachten und zum unterschiedlichen Verhalten polarer und unpolarer Stoffe im Grundwasserkörper (ahu 2005, ahu 2006, ahu 2007).

Aufgrund der Potenzialdifferenzen ist **der Schadstoffeintrag aus dem quartären Terrassenaquifer** in den Festgesteinsaquifer grundsätzlich möglich und wird durch die Förderung an den nahegelegenen Förderbrunnen des ZMW grundsätzlich verstärkt.

### A.3.3.3 Grundwasseruntersuchungen

Im Rahmen der Grundwasseruntersuchungen wurden am gesamten Standort in mehreren Messkampagnen Nitroaromaten und deren Abbauprodukte an 145 Grundwassermessstellen (jährlich / halbjährlich / monatlich) untersucht und in die Auswertungen mitaufgenommen. Die Auswertung der Untersuchungen lieferte wichtige Erkenntnisse zur Stoffverteilung und Konzentrationsentwicklung am Standort.

Für die Bereiche Kleinniederung und Münchbachaue lagen die ermittelten Fahnenlängen bei ca. 250 bis 300 m, die Fahnenbreiten bei ca. 100 bis 150 m. Die Fahnen ließen sich sowohl für unpolare Stoffe (Beispiel 2-Mononitrotoluol) als auch für polare Stoffe (Beispiel 2,4-Dinitrotoluolsulfonsäure-5) gut abgrenzen und zeigten ähnliche Erstreckungen. Die dominierenden Kontaminanten im Bereich der Kleinniederung waren die Mononitrotoluole. Diese stellten in der Quelle und im nahen Abstrom mehr als 80 %, teilweise bis zu mehr als 99 % der Gesamtbelastung.

Im weiteren Abstrom traten sie insbesondere zugunsten der Sulfonsäuren und der DNT deutlich zurück (ca. 60 bis 90 %). Toluidine wurden lediglich in der Schadensquelle nachgewiesen, hier allerdings in erheblichen Konzentrationen. Untergeordnet traten 2,4,6-Trinitrotoluol sowie die Aminodinitrotoluole auf. Die Messwertschwankungen im Fahnenzentrum waren für alle Grundwassermessstellen/Brunnen erheblich und lagen im Bereich mehrerer 10er-Potenzen. Wahrscheinlich wurden (Schadstoff-)Phasen kurzzeitig mobilisiert. In der Fahne nahmen die Gehalte kontinuierlich ab. Im Bereich der Kleinniederung wurde außerdem festgestellt, dass mit zunehmender Entfernung von der Schadensquelle die polaren Stoffe relativ zunahmen (ahu 2006).

Für den Gesamtstandort wurde auf Basis der Datenauswertung der Grundwasserdaten ein neues angepasstes Monitoringprogramm entwickelt, in dem sowohl die Parameter der STV als auch der NSTV unter Berücksichtigung der geltenden Genehmigungsbescheide festgelegt wurden.

#### **A.3.3.4 Isotopenuntersuchungen**

An 15 Brunnen bzw. Grundwassermessstellen aus dem Buntsandstein (Solling-, Hardeggen- und Detfurth-Formation) wurden Isotopenuntersuchungen durchgeführt (HYDROISOTOP 2005). Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der Grundwasseraltersstruktur mittels isotopenphysikalischer Untersuchungen. Insbesondere sollten die Anteile an jungem und an altem Grundwasser in den einzelnen Stockwerken im Buntsandstein festgestellt werden.

Zur Bestimmung der Grundwasserverweilzeit wurden verschiedene Isotope/Datierungstracer eingesetzt:

- Tritium
- Deuterium und Sauerstoff-18
- Kohlenstoff-14 / Kohlenstoff-13
- Krypton-85

Das für den Standort entwickelte hydrogeologische Modell, welches als Grundlage in die Modellerstellung einging, wurde durch die Isotopenuntersuchungen bestätigt und basiert damit auf schlüssigen Annahmen. So wurde für tief ausgebaute Messstellen festgestellt, dass kein wesentlicher Anteil an Jungwasser auftritt (Zustrom aus tieferen Aquiferbereichen). Weiterhin war festzustellen, dass in allen Messstellen mit zunehmender Tiefe abnehmende Tritiumgehalte nachgewiesen wurden.

Die erhaltenen mittleren Verweilzeiten für die „junge“ Komponente des Grundwassers am Standort ergaben Werte zwischen 3 und 23 Jahren. Diese Werte lieferten in Bezug auf die Bilanzierung des Stoffeintrags aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser wichtige Rahmenwerte für die Kalibrierung bzw. Einbeziehung der Abminderung (Transportprognose).

Die erhaltenen Daten zu Verweilzeiten und Alter der Wässer konnten mit den Ergebnissen des Grundwassermodells (AGK 2005) verglichen werden. Die bisherigen Modellergebnisse bezüglich Verweilzeiten und Alter des Grundwassers stimmten gut mit den Ergebnissen der Isotopenuntersuchungen überein.

#### **A.3.3.5 Diffusionszellversuche**

Insgesamt sieben Staffeln der Diffusionszellenversuche mit Tracern und ausgew. zudotierten Schadstoffen wurden durchgeführt. Die Versuche lieferten realistische Diffusionskoeffizienten, die zwischen  $2,7 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$  und  $7,0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$  lagen (AGK 2005). Die Diffusion wies damit eine durch Gesteinsheterogenitäten verursachte Varianz auf, die im Rahmen der Modellierung zu berücksichtigen war.

#### **A.3.3.6 Adsorption und Desorption**

In einem ersten Arbeitsschwerpunkt wurden aus den vorhandenen Monitoringdaten vom Standort die charakteristischen Milieubedingungen (Redoxpotenzial, pH-Wert,  $\text{O}_2$ -Gehalt,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{NO}_3$ , Fe-Konzentration) des zu untersuchenden Festgesteinsbereichs ausgegrenzt. Daraufhin wurden in Laborversuchen die Sorptionskapazität, Sorptionskonstante und Sorptionskinetik unter den ausgegrenzten Milieubedingungen ermittelt (GFI 2006). Als Gesteinsproben wurde Kernmaterial aus den Bohrungen verwendet. Die Versuche erfolgten mit kontaminiertem und unkontaminiertem Grundwasser vom Untersuchungsgebiet, um die Parameter möglichst unter den natürlichen Milieubedingungen und mit der standorttypischen Mischkontamination zu ermitteln. Ein weiterer Arbeitsschwerpunkt war die Untersuchung des Transportes ausgewählter STV in verschiedenen skaligen Festgesteinsbereichen, so z.B. zwischen Sandstein/Ton; Kluft/poröse Matrix und poröse Matrix/immob. Porenraum, um den Einfluss der Fließgeschwindigkeit auf die Sorption und Transformation der STV abzuschätzen.

Die Untersuchungen zur Adsorption der Nitroaromaten an gebrochenem Festgestein der Bohrung zeigten eine geringe Sorption der unpolaren und eine sehr geringe Sorption der polaren Nitroaromaten. TNT wies mit einem  $K_d$ -Wert von 0,5 l/kg die höchste Sorptionskonstante auf, gefolgt von 2,6-DNT mit 0,2 l/kg und den Aminodinitrotoluenen.

Aus der Reihe der polaren Nitroaromaten sorbierten die Sulfonsäuren am stärksten ( $K_d = 0,16$  l/kg) und die 2,4-DNBs am schwächsten ( $K_d = 0,08$  l/kg). Damit stellte sich aus der Liste der hier getesteten Nitroaromaten die 2,4-DNBs als der mobilste Stoff dar. Das Sorptionsgleichgewicht stellte sich relativ schnell ein.

Zur inversen Parameterermittlung wurde das Programm MODFLOW/MT3DMS genutzt. Die Säulenversuche zur Sorption sowie deren modellgestützte Auswertung mittels inverser Parameterermittlung wurden beendet. Dabei zeigte sich, dass eine Abbildung nach dem nicht linearen Isothermenmodell nach FREUNDLICH keine besseren Ergebnisse als das lineare Modell nach HENRY lieferte. Insbesondere beim Umgang mit dem Standortmodell ermöglicht HENRY mit nur einem Parameter eine leichtere Handhabung des Modells. Ein Vergleich der drei unterschiedlichen Gesteine zeigte, dass die Sorption in allen Gesteinen trotz unterschiedlicher Porositäten und damit unterschiedlicher Aufenthaltszeiten im Gestein vergleichbar war. Der Transport reagierte aber sehr sensibel auf die Porosität.

#### **A.3.3.7 Parameterbestimmung für biotischen und abiotischen Abbau**

Zur Ermittlung der biotischen und abiotischen Transformationsparameter wurden Laborversuche mit definiert gebrochenem Festgesteinsmaterial und mit ungebrochenem Festgestein unter standortnahen Fließregime und standorttypischen Milieubedingungen (Redoxbedingungen; Sauerstoffgehalt; Sulfat; Nitrat; DOC; TOC; Eisen- bzw. Mangengehalte) durchgeführt. Die Ermittlung der Parameter erfolgte dabei im standorttypischen STV-Gemisch, um konkurrierende Effekte der einzelnen STV in die Parameterermittlung einfließen zu lassen. Im Mittelpunkt stand dabei die Ermittlung der Transformationskinetik, die Detektion der dabei entstehenden Metabolite und die Ausgrenzung von limitierenden Randbedingungen für die STV-Transformation. Die abiotische Reduktion der Nitroaromaten sollte mit gegen im Festgestein und Grundwasser vorhandenen Elektronendonatoren erfolgen. Bei der Buntsandsteinformation (Wechsellagerungen aus Tonstein und Sandstein) galt es, insbesondere das Elektronendonatorpotenzial von Fe(II)- und Mn(II)-Verbindungen zu prüfen.

Hinsichtlich einer Transformation der polaren und unpolaren Nitroaromaten konnte eine biotische Transformation vor allem der unpolaren STV in der Reihenfolge 4-NT, 2-NT, 2,6-DNT, 2,4-DNT und TNT beobachtet werden (GFI 2006). Metabolite, die einen Hinweis auf die Art der Reaktion liefern könnten, wurden bisher mit Ausnahme einer Zunahme von 2- und 4-Amino-Dinitrotoluol nicht in Lösung nachgewiesen. Im Verlauf der Untersuchungen bestätigte sich, dass ein fehlendes Wachstumssubstrat den Abbau von TNT und 2,4-DNT limitierte. Die Zugabe von Sauerstoff bzw. Phosphat ergab keine wei-



tere Stimulierung des Abbaus. Glucose wurde als ein verwertbares Substrat (Glucose) als limitierende Bedingung für die vollständige Transformation des TNT beziehungsweise DNT identifiziert.

Die polaren Nitroaromaten zeigten mit Ausnahme der Trinitrobenzoesäure und dem 3,5-Dinitrophenol bisher keine Anzeichen einer Transformation, weder in den nativen (biotisch) noch in den vergifteten (abiotisch) Versuchen. Sie scheinen demzufolge unter den getesteten Milieubedingungen weniger reaktiv als die unpolaren Nitroaromaten zu sein. Polare Nitroaromaten unterliegen aufgrund ihrer Elektronenverhältnisse am Ring eher oxidativen Transformationsreaktionen als reduktiven. Im Umkehrschluss kann man folgern, dass auch bei Sauerstoffgehalten von mehr als 5 mg/l eine reduktive Transformation der unpolaren Nitroaromaten, aber keine Oxidation der polaren Nitroaromaten stattfindet.

#### **A.3.3.8 Ermittlung von Transportparametern aus Säulenversuchen**

Die Quantifizierung der in den Batchversuchen beobachteten Abbau- und Transformationsreaktionen erfolgte mittels inverser Modellierung der im Säulenversuch beobachteten Stofftransportprozesse. Als Modellierungsprogramm wurde PhreeqC verwendet, in welchem die Abbau- und Sorptionsprozesse speziell für die STV als Basic-Routinen eingefügt worden sind. Im mathematischen Prozessmodell wurde ein duales Porositätsmodell zur Abbildung der Strömung in den mobilen und immobilen wassergefüllten Porenbereichen des Buntsandsteins implementiert. Es konnten Abbaukonstanten für 24DNT, 26DNT und 2NT sowie Transformationskonstanten für TNT ermittelt werden. Im Rahmen der Batch- und Säulenversuche zeigte sich eine Abhängigkeit der Konstanten vom eingesetzten Grundwasser. Es wird davon ausgegangen, dass sowohl die Zusammensetzung des Schadstoffcocktails als auch die Konzentration der Schadstoffe den Abbau beeinflussen. So könnte beispielsweise das Vorhandensein bestimmter Schadstoffe (z.B. Mononitrobenzoesäuren) den Abbau der anderen Schadstoffe induzieren bzw. beschleunigen.

Die ermittelten Parameter beschreiben den Abbau und die Sorption im Grundwasserleiter, jedoch nicht in den Klüften, in denen die Strömungsgeschwindigkeit wesentlich größer ist. Um die Abhängigkeit der Transformation von der Strömungsgeschwindigkeit zu untersuchen, wurde eine in einem Buntsandstein künstlich erzeugte Kluft durchströmt und die Konzentrationsminderung der Schadstoffe gemessen (vgl. Kap. 5.2) (GFI 2006). Bei der Variation der Strömungsgeschwindigkeit deutete sich eine nahezu lineare Abhängigkeit der Stoffminderung von der Geschwindigkeit an: Mit steigender Geschwindigkeit wurde die Stoffminderung immer kleiner, so dass die Schadstoffe in immer höherer Konzentration die Kluft verließen. An-

hand dieser Ergebnisse wurde für die 3D-Modellierung empfohlen, den Stoffabbau und die Sorption in den großen Klüften und Störungen zu vernachlässigen (vgl. Abb. 16).

Im Rahmen der Parameterübertragung war es notwendig, die verschiedenen Modellierungsprogramme hinsichtlich ihrer Konsistenz der mathematischen Strömungsgleichung zu überprüfen. Bei Unterschieden, die für die Parameterübertragung von Bedeutung waren, war die Bildung einer Transferfunktion für jeden Parameter notwendig. Im Rahmen von MONASTA wurde für die Übertragung der ermittelten Parameter in das dreidimensionale Standortmodell eine Transferfunktion aufgestellt und so die sichere Übertragung gewährleistet. Außerdem wurden anhand der modelltechnischen Abbildung der Laborversuche die Auswirkungen der verschiedenen mathematischen Ansätze in den Stofftransportmodellen – sowohl der im Rahmen dieser Arbeit verwendeten als auch des dreidimensionalen Standortmodells – auf den Stofftransport im realen Klufftgrundwasserleiter dargestellt und diskutiert.

#### **A.3.3.9 Weitere Eingangsparameter für das numerische Transportmodell**

Die weiteren Eingangsparameter für das numerische Stofftransportmodell waren:

Porosität  
Quellstärke  
Diffusion  
Dispersivität

Diese Parameter gingen als direkte Eingabeparameter (Zahlenwerte als „mass materials“) in das Stofftransportmodell ein. Hierzu wurde zum einen auf Literaturwerte, zum anderen auch die in den Versuchen für den Standort verifizierten Zahlenwerte zurückgegriffen. Im Rahmen einer Sensitivitätsstudie wurde ermittelt, welche Parameter in besonderem Maß die Ergebnisse der Modellierung beeinflussen können.

Tab. 4: Bewertung der Sensitivität der Eingangsparameter für das Transportmodell (Beispiel TNT)

Eingangsparameter	Spannbreite Untersuchungen	Annahmen im Modell	Sensitivität (Prognose)	Bemerkung
Quellstärke Grundwasser- oberfläche	2,88 bis 5,4 kg/a	Worst Case	hoch	
Sorption	0,3 bis 1,0 l/kg	Anpassung mathem. *)	sehr hoch	*) Die mathematischen Unterschiede der Modelle im Quellen-/ Senkenterm (1D = Labor; 3D = Standortmodell) müssen durch eine Transferfunktion angepasst werden.
Abbau (in FEFLOW ein Senkenterm)	1,2*10 <sup>-8</sup> *s <sup>-1</sup> bis 5,8*10 <sup>-6</sup> *s <sup>-1</sup>	Anpassung an die Fließgeschwindigkeiten		
Diffusion	3 x 10 <sup>-11</sup> m <sup>2</sup> *s <sup>-1</sup> bis 3 x 10 <sup>-13</sup> m <sup>2</sup> *s <sup>-1</sup>	5 x 10 <sup>-11</sup> m <sup>2</sup> *s <sup>-1</sup>	gering	
Dispersion	5 bis 10 m	5 m	gering	

#### A.3.3.10 Analytik der STV und polaren Verbindungen

Die Standardgrundwasseruntersuchungen wurden gemäß den Vorgaben des Rahmenvertrags mit dem Labor durchgeführt (STV: DEV F 17 GC-MS und DEV F21, HPLC). Die übrigen nicht-sprengstofftypischen Parameter wurden gemäß DIN-Vorgaben durchgeführt.

Die STV-Untersuchungen durch das Grundwasserforschungsinstitut Dresden (GFI) an den Proben wurden für die unpolaren Stoffe mittels HPLC durchgeführt. Für die polaren Stoffe wurde das HPLC-Verfahren mittels Ionensuppression verwandt.

Für die Extraktion wurden verschiedene Methoden hinsichtlich ihrer Eignung zur Bestimmung der Nitroaromatengehalte im Festgestein getestet. Zum einen wurde eine sequenzielle Extraktion im Schüttelversuch durchgeführt und zum anderen erfolgte eine beschleunigte Lösemittelextraktion. Bei beiden Methoden wurde die Vorbehandlung des Festgesteins variiert, um mögliche Fehlerquellen bereits bei der Probenvorbehandlung aufzudecken.

#### Sequentielle Extraktion

Ziel der sequenziellen Extraktion war die Ermittlung der Konzentration und der Wasserverfügbarkeit der polaren und unpolaren Nitroaromaten im Festgesteinsmaterial. Die Verfügbarkeit der Nitroaromaten wurde in einem ersten Versuchsabschnitt durch die mehrfache Elution des Festgesteins mit Leitungswasser ermittelt. Die vollständige Ex-

traktion erfolgte im Weiteren mit Methanol und im letzten Schritt mit Natronlauge.

### **ASE (Accelerated Solvent Extraction)**

Die beschleunigte Lösemittlextraktion der Feststoffproben (ASE-Accelerated Solvent Extraction) ist ein schnelles Verfahren mit einem geringen Analysenaufwand, da die Probe in einem Schritt vollständig extrahiert wird. Die ASE-Extraktion erfolgt bei erhöhter Temperatur und Druck in einer verschließbaren Druckzelle. Bei hohen Temperaturen wird einerseits die Kinetik der Extraktion, d.h. die Desorption der Analyten aus dem Boden, beschleunigt, andererseits wird eine erhöhte Löslichkeit der Analyten im Extraktionsmittel erreicht. Durch den erhöhten Druck kann mit Temperaturen oberhalb des Siedepunktes des eingesetzten Lösungsmittels gearbeitet werden.

Bei der Verwendung von Festgestein bestanden Probleme vor allem in der Probenaufarbeitung vor der Extraktion. Hierbei können die sorbierten leichtflüchtigen Komponenten bei der Zerkleinerung der Probe verdampfen. Eine Extraktion des nicht zerkleinerten Festgesteins war jedoch nicht möglich. Es wurde eine Methode zur Zerkleinerung des Festgesteins erarbeitet, die unter Minimierung des Gasraumes bei der manuellen Zerkleinerung mit einem Hammer auf einem Edelstahlblock die Verdampfung leichtflüchtiger Komponenten einschränkte. Dabei wurde auf eine schnelle Durchführung der Zerkleinerung geachtet, die Kontaktzeit des Festgesteins mit der Gasphase betrug in etwa 5 Minuten. Das so zerkleinerte Festgestein wurde extrahiert und das Extrakt mit der HPLC vermessen.

Es zeigte sich eine schnelle und nahezu vollständige Elution der Schadstoffe durch Wasser, woraus eine gute Verfügbarkeit der Schadstoffe resultiert. Durch Zugabe von Lösungsmitteln (Methanol) konnte nur unter den Bedingungen einer ASE (beschleunigten Lösemittlextraktion) die Konzentration der am Festgestein nachgewiesenen Schadstoffe (vor allem 2-Mononitrotoluol) erhöht werden. Unter den Bedingungen einer Elution im Ultraschallbad oder auf einem Schüttler zeigte sich die Verwendung einer ungemahlten Probe des gebrochenen Buntsandsteins (Korngröße < 0,6 cm) vorteilhafter als das Mahlen der Probe, bei dem vor allem die leichtflüchtigen Schadstoffe verloren gingen. Weiterhin konnten durch den Einsatz von Quecksilber(II)-chlorid wirkungsvoller mikrobielle Abbauvorgänge inhibiert werden als durch Natriumazid.

Detaillierte Untersuchungen wurden im Verbund unter Leitung von Dr. Preiss FHITEM Hannover durchgeführt (PREISS 2007). Es wurde u.a. eine Standard-Arbeitsvorschrift (SAA 03.03\_050818\_Ha Bestimmung 12 polarer STV in Wasserproben mittels HPLC) für die Bestimmung polarer STV entwickelt, die bereits Grundlage für die Neuausschreibung der Analytik polarer STV am Standort Stadtallendorf war.

## A.4 ENTWICKLUNG EINES MODELLS ZUR PROGNOSEMÖGLICHKEIT

### A.4.1 Methodenentwicklung zur Abschätzung von STV-Einträgen

Die Bilanzierung der Schadstoffmassen ergab für die ausgewählten Stoffe (2-Mononitrotoluol, 2,6-Dinitrotoluol, 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol, 2,4,6-Trinitrotoluol), dass nach der nutzungsbezogenen Sanierung noch eine Schadstoffmenge von ca. 28,5 t im Boden verblieben ist. Die vier ausgewählten stoffgruppenbezogenen Parameter repräsentieren ca. 80 bis 90 % der Gesamtbelastung (bezogen auf die 10er-Liste) (s. Abb. 6; Kap. A.2).

Tab. 5 Ermittelte Schadstoffmassen mittels Thießepolygonen\*

Stoff	Gesamtmasse [t]	saniert (Baugruben) [t]	Rest [t]	Rest [%]
2,4,6-Trinitrotoluol	68,2	50,9	17,3	25,4
2-Mononitrotoluol	10,9	0,8	10,1	92,8
2,6-Dinitrotoluol	1,1	0,8	0,2	23,2
4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	2,1	1,2	0,9	43,1
Summe aller Parameter	82,2	53,7	28,5	34,7

\* Basiert auf digital vorliegenden Daten zu Feststoffgehalten. Nicht berücksichtigt sind der Bereich TRI-Halde, Schätzungen für nicht durch Sondierungen erfasste Bereiche und Schätzungen für die Kanalisation.

Für die Bestimmung des Schadstoffaustrags aus der Quelle lagen Saugkerzenuntersuchungen (Bodenwasser) (DAG-Gelände) (SCZÖS et al. 1996), Eluatuntersuchungen (2:1 Eluate, Münchbach) (IBE 2003), Batchversuche (GFI 2004), Sickerwasseruntersuchungen (Sickerwassermessstellen Münchbach, ahu 2004) und Sickerwasseruntersuchungen (Versuchsbeete auf dem Experimentierfeld und dem DAG-Gelände, HIM 1998) vor. Auswertbar waren die Saugkerzenuntersuchungen, die Eluatuntersuchungen sowie die Batchversuche. Beispielhaft sind für die Stoffe 2,4,6-TNT und 2 MNT die Ergebnisse dargestellt (s. Abb. 9 und Abb. 10).

Es zeigt sich, dass zwischen den Ergebnissen der Bodenwassergehalte (Saugkerzen, gemessen) (die in den Originaluntersuchungen sehr stark schwanken) und den Eluatgehalten (2:1-Eluate) erwartungsgemäß große Unterschiede existieren (s. Abb. 10).

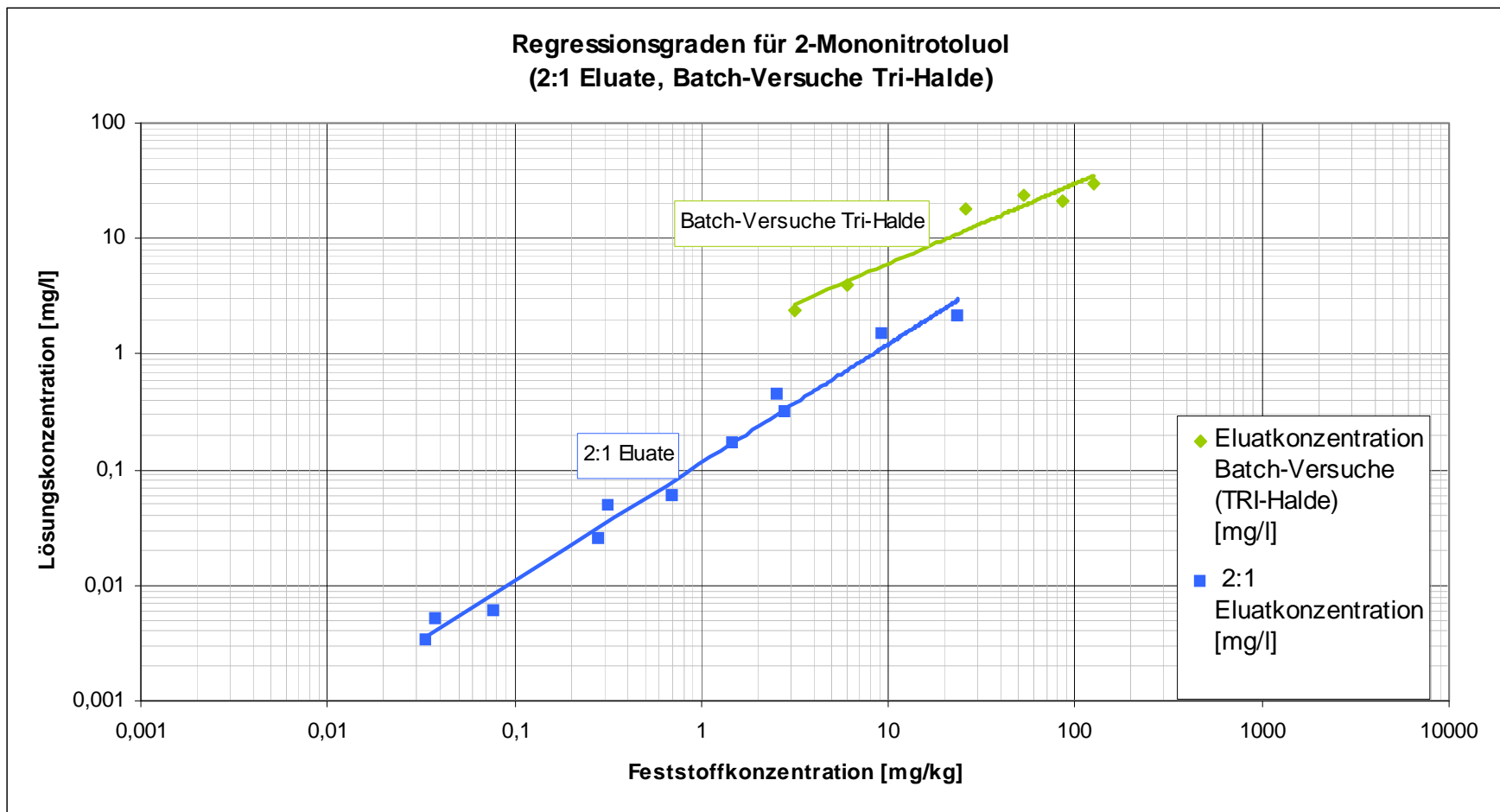


Abb. 9: Regressionsgeraden des Verhältnisses Feststoff- zu Lösungskonzentration für 2-Mononitrotoluol

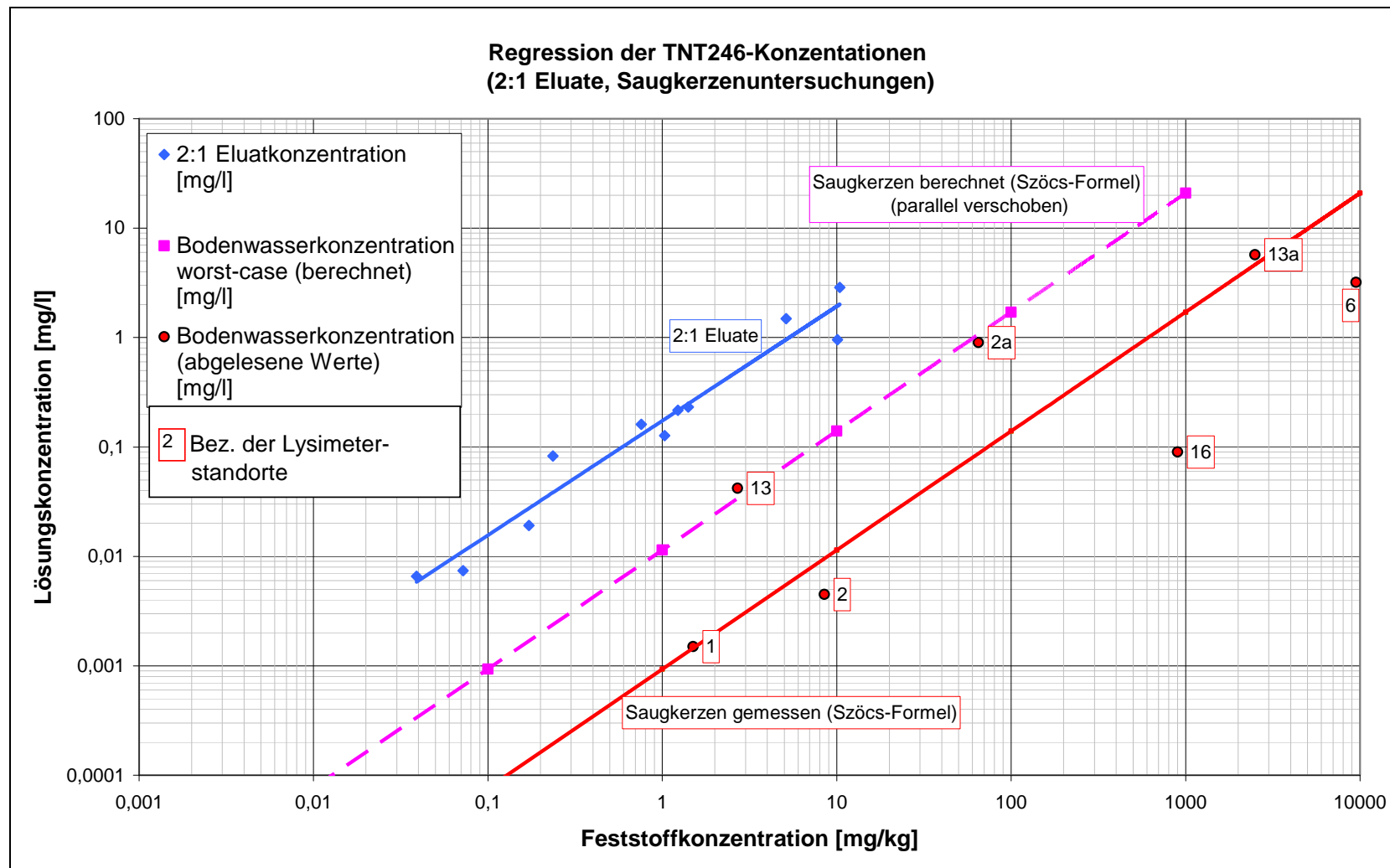


Abb. 10: Regressionsgeraden des Verhältnisses Feststoff- zu Lösungskonzentration für 2,4,6-Trinitrotoluol



Massenberechnungen, die sich auf die 4 häufigsten im Boden und Grundwasser gemessenen Schadstoffe beziehen (2,4,6-Trinitrotoluol, 2-Mononitrotoluol, 2,6-Dinitrotoluol und 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol) ergeben, dass im Rahmen der Bodensanierungen ca. 54 t STV entfernt wurden. Die Gesamtschadstoffmasse bezogen auf die 4 Hauptparameter beträgt ca. 82 t. Damit verbleiben ca. 28 t Schadstoffe im Boden.

Für eine Worst-Case-Betrachtung der Quellstärken sind die Ergebnisse der 2:1-Eluate geeignet (vgl. Tab. 6).

Die Charakterisierung der zahlreichen naturräumlichen und stofflichen Einflussfaktoren, welche den Schadstofftransport und die Abminderung beeinflussen (z.B. präferenzierter Fluss, organischer Kohlenstoffgehalt, Tongehalte chem. und phys. Gleichgewichtszustände etc.), sind aufgrund der großen Varianzen mit einem vernünftigen Aufwand nicht quantifizierbar und regionalisierbar. Eine Abschätzung muss daher gebietsintegriert durchgeführt werden. In Stadtallendorf wurde dies anhand der bilanzierten Frachten im Grundwasser und der Quellstärken in Zusammenhang mit einer relativen Bewertung der Schutzfunktionen der ungesättigten Zone vorgenommen. Aus der Differenz zwischen Schadstofffracht unterhalb der Quelle (Quellstärke) und Grundwasserfracht an den Brunnen wurde die Abminderung zwischen Quelle und Brunnen berechnet.

Tab. 6 Startwerte (Maximalwerte) für das numerische Transportmodell; Schadstofffrachten an der Grundwasseroberfläche (Einzugsbereich hydraulische Sicherung)

Stoff	Quellstärke* (2:1-Eluate) [kg/a]	Abminderung ungesättigte Zone [kg/a]	Frachten Grund- wassereintrag** [kg/a]
2,4,6-Trinitrotoluol	41,20	36,18	5,02
4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	5,85	4,09	1,76
2,6-Dinitrotoluol	3,20	2,78	0,42
2-Mononitrotoluol	4,21	3,79	0,42

\* Schadstofffracht unterhalb des durch Sondierungen erfassten Bereichs

\*\* Schadstofffracht an der Grundwasseroberfläche

Für die weiteren Berechnungen in dem Grundwassertransportmodell wurde davon ausgegangen, dass die Abminderung zu 90 % in der ungesättigten und zu 10 % in der gesättigten Zone abläuft. Das Verhältnis ergibt sich aus Sickerwasserzeiten in der ungesättigten Zone und Fließzeiten im Grundwasser, die aus Isotopenuntersuchungen (HYDROISOTOP 2005) ermittelt wurden. Die Ergebnisse wurden über die Transportmodellierung verifiziert.

**Schadstoffgesamtmasse der Schadstoffquellen**

Zur Abschätzung der Dauer des Eintrags wurde die Schadstoffgesamtmasse zugrunde gelegt. Sie wird folgendermaßen abgeschätzt:

Zu der berechneten Masse aus den bekannten und geschätzten Bodenkontaminationen in Horizont 1 bis 3 nach der Bodensanierung (Rest) wird die Masse in der ungesättigten Zone darunter (Horizont 4) addiert. Die Masse in der ungesättigten Zone setzt sich aus der maximal abgeschätzten Schadstoffmasse im Sickerwasser multipliziert mit einem Sättigungsindex von 0,4 und der maximal abgeschätzten sorbierten Schadstoffmasse multipliziert mit dem kluftbeeinflussten Bereich 0,15 zusammen. Die Werte 0,4 für die Wassersättigung und 0,15 für das kluftbeeinflusste Volumen wurden in den Untersuchungen an der TRI-Halde als Worst-Case-Werte ermittelt bzw. zugrunde gelegt.

Tab. 7: Schadstoffmassen in der ungesättigten Zone (Modellparameter)

Stoff	Horizont 2 (1-3 m Lockergestein)	Horizont 3 (3 m bis Festgestein)	Horizont 4 Sickerwasser im Porenraum max.	Horizont 4 sorbiert max.	Summe geschätzte Massen in der ungesättigten Zone)
	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
			x 0,4 (Sättigungsindex Untergrund TRIhalde)	x 0,15 (max. kluftbeeinflusster Bereich)	
2MNT	1	83	30	131	<b>245</b>
2,6-DNT	2	9	24	208	<b>243</b>
2,4,6-TNT	398	124	352	4.407	<b>5.281</b>
4-A-2,6-DNT	10	17	50	671	<b>748</b>
<b>Summe</b>	<b>411</b>	<b>233</b>	<b>456</b>	<b>5.417</b>	<b>6.517</b>

Daraus ergaben sich folgende Massen zur Berechnung der Zeiten für die Modellläufe.

Tab. 8: Massen zur Berechnung der Eintragsdauer

	Restmasse berechnet aus bekann- ten Boden- kontamina- tionen	Restmasse im Unter- grund der TRI-Halde	Restmasse ungesättigte Zone außerhalb der TRI-Halde (geschätzt)	Summe	Quellstärke (unterhalb der Quelle)	Zeit bei linearer Abnahme der Schadstoff- masse
Stoff	[kg]	[Kg]	[kg]	[kg]	kg/a	a
2,4,6-TNT	8.802	931	5.281	15.014	62	242
2MNT	5.538	3.985	245	9.523	zu heterogen, kann nur für die ein- zelnen Bereiche errechnet werden	
2,6-DNT	243	229	243	715	9	79
4-A-2,6- DNT	463	130	748	1.441	wie TNT: 242	

Die Zeit berechnet sich aus den Schadstoffmassen dividiert durch die Quellstärken. Dies bedeutet, dass sich bei einer TNT-Quellstärke von 62 kg/a bei einer linearen Abnahme eine Zeit von 242 Jahren errechnet.

Auf der Grundlage der o.a. Abschätzung wurde für die Modellrechnung als Worst-Case-Annahmen (Grundlage 2,4,6-TNT) eine Zeit von 250 Jahren für die Berechnungen in den Modellläufen festgelegt.

#### A.4.2 Transport und Transformation im Kluft-Grundwasserleiter

##### A.4.2.1 Strömungsmodell

Numerische Modelle werden eingesetzt, um geohydraulische Fragestellungen in Grundwassersystemen zu beantworten. Jede Modellvorstellung über die geohydraulische Beschaffenheit des Untergrunds inkorporiert Züge der Wirklichkeit, ohne den Anspruch auf absolute Wahrheit stellen zu dürfen. Dies gilt auch für numerische Grundwassermodelle. Diese sind dann erforderlich, wenn komplizierte Geometrien, Heterogenitäten und vertikale Strukturen berücksichtigt werden müssen.

Eine weitere Besonderheit, die Modelle notwendig macht, ist die relative Langsamkeit von Prozessen im Untergrund. Die oft langen Zeitskalen dieser Prozesse erfordern für praktische Entscheidungen Prognosen und Aussagen, die – wenn überhaupt – nur über Modelle gewonnen werden können. Zunächst sollen Modelle helfen, durch Interpretation von Messdaten vergangene geohydrologische Zustände oder

den Ist-Zustand nachzuvollziehen. Nach erfolgreichem Abschluss dieses Schritts dienen Modelle zur Prognose von Veränderungen oder zukünftigem Verhalten von Grundwassersystemen. Numerische Grundwassermodelle können auch hilfreich sein, die im konzeptionellen hydrogeologischen Modell beschriebenen und vorgegebenen Zusammenhänge noch besser zu verstehen und bei Datenmangel bzw. Informationsdefiziten gezielt Abhilfe zu schaffen.

Zur Modellierung der Strömung und des Transportes in Stadtallendorf wurde das Programm FEFLOW Version 5.2 eingesetzt. Dieses Programm basiert auf finiten Elementen und ermöglicht somit eine präzise dreidimensionale Wiedergabe des Standortes. Dieses Programm ermöglicht außerdem eine instationäre Modellierung und eine zeitlich variable Einbindung von Parametern wie z.B. variierende Brunnenentnahmen, unterschiedliche Grundwasserneubildungen etc. Aufgrund der Kompatibilität des Programms können mit GIS-Programmen generierte Daten in FEFLOW importiert werden.

Das Modell wurde am Standort Stadtallendorf eingesetzt zur:

- Beschreibung der geohydraulischen Situation in geklüfteten Aquiferen des Mittleren Buntsandsteins,
- Ermittlung von Einzugsgebieten von Trinkwasserbrunnen,
- Optimierung einer durch Sicherungsbrunnen künstlich erzeugten hydraulischen Barriere,
- Transportmodellierung zur Bilanzierung des Verbleibs von Schadstoffen am Standort und Verifizierung von Natural Attenuation-Vorgängen im Untergrund,
- Prognose der räumlichen und zeitlichen Ausbreitung von Kontaminationen.

Für den Modellraum Stadtallendorf (Fläche ca. 60 km<sup>2</sup>) wurde das Kontinuum-Modell verwendet. Die Heterogenität des Untergrundes wurde durch geohydraulische Einheiten mit unterschiedlichen Eigenschaften beschrieben. Die Kluftdichte wurde so hoch und die Vernetzung der Klüfte so gut angenommen, dass individuelle Klüfte nicht explizit behandelt werden müssen. Der integrierte Einfluss der Klüfte auf das Strömungsfeld, verursacht durch präferenzielle Orientierung der Klüfte, wurde in einem Anisotropiefaktor berücksichtigt. Bedeutende Störungen sowie Bereiche mit ausgeprägten Kluftsystemen wurden explizit in das Modell einbezogen.

Der Untersuchungsraum sollte alle für die Fragestellung relevanten hydrogeologischen Strukturen und Einheiten sowie die maßgebenden Fließwege enthalten. Die Abgrenzung hydrostratigraphischer Einheiten beinhaltete die Festlegung hydrogeologischer Einheiten mit vergleichbaren hydraulischen oder hydrochemischen Eigenschaften.

Die Abgrenzung des Modellraums orientierte sich an natürlichen geohydraulischen Grenzen (Abb. 11). Man unterscheidet am Standort drei Aquifer-Komplexe, nämlich den Solling-, den Hardegsen- und den Detfurth-Aquifer-Komplex. Die Aquifere sind jeweils durch gering-durchlässige Ton(stein)- und Silt(stein)lagen voneinander getrennt. Die Trennung ist nicht vollständig, da durch die Sedimentation bedingte hydraulische Fenster auftreten können. Zudem bewirken tektonische Trennflächen bereichsweise einen hydraulischen Kurzschluss der Aquifere. Das Modellgebiet wurde so groß gewählt, dass die Einzugsgebiete aller Förderbrunnen erfasst wurden. Darüber hinaus war es erforderlich, den Modellraum so groß zu wählen, dass das DAG-Gelände als Gebiet von besonderem Interesse möglichst im Modellzentrum lag. Dadurch konnte sichergestellt werden, dass sich der Einfluss der Modellrandeffekte nicht zu stark auf die relevanten Bereiche auswirken konnte.

Das Modellgebiet wurde mit finiten Elementen diskretisiert: Es wurde durch ca. 376.000 Zellen wiedergegeben und beinhaltete ca. 200.000 Knoten. Das Modell besaß 22 Schichten und 21 Lagen, um die heterogenen geologischen Verhältnisse differenziert wiedergeben zu können. Jede Modelllage war 15 m mächtig. Die mittleren Mächtigkeiten des Solling-Aquifers (45 m), des Hardegsen-Aquifers (90 m) und des Detfurth-Aquifers (60 m) konnten auf diese Weise durch mehrere Modelllagen wiedergegeben werden. Auch die meisten kartierten tektonisch bedingten Versätze (15 m bis 75 m) ließen sich durch die gewählten Schichtabstände darstellen. Die Anzahl der Lagen wurde bewusst in dieser Größenordnung gehalten, da zu wenige Lagen die verschiedenen Versatzbeträge nicht ausreichend wiedergeben hätten und die vertikale Auflösung der Parameterwechsel zu ungenau gewesen wäre.

Die Aufgabenstellung legte die Fläche des Modellgebietes in groben Zügen fest. Auf Grundlage des Isohypsenplans wurden die West- und Ostgrenze an Grundwasserhöhengleichen orientiert. Im Norden entsprach der Modellrand der Grenze zwischen den Einzugsgebieten der Brunnen der Wasserwerke Stadtallendorf und Wohratal. Im Süden sollten die Brunnen des Südflügels einbezogen werden. Brunnenrandbedingungen wurden bei den Brunnenentnahmen eingefügt. Die Tiefenlage der Brunnenverfilterungen musste korrekt in das Modell einbezogen werden. Die Kalibrierung erfolgte bei durchschnittlicher Brunnenentnahme für das Jahr 2004.

Für die Modellierung der Strömung in den Aquiferen im Bereich Stadtallendorf wurden  $k_{fx}$ - bzw.  $k_{fy}$ -Werte angenommen, die zwischen  $1 \cdot 10^{-4}$  m/s und  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s für die Sandsteinlagen variieren. Für die vorwiegend durch Siltsteinlagen dominierten Trennhorizonte wurden  $k_{fx}$ - und  $k_{fy}$ -Werte von  $1 \cdot 10^{-8}$  m/s angenommen. Die dimensionslosen Speicherkoeffizienten variieren im ungespannten Bereich zwischen  $4 \cdot 10^{-3}$  m/s und  $9 \cdot 10^{-3}$  m/s. Für die gespannten Aquifere wurde  $5 \cdot 10^{-4}$  angenommen. Im Modell wurden die kartierten Störungen integriert.

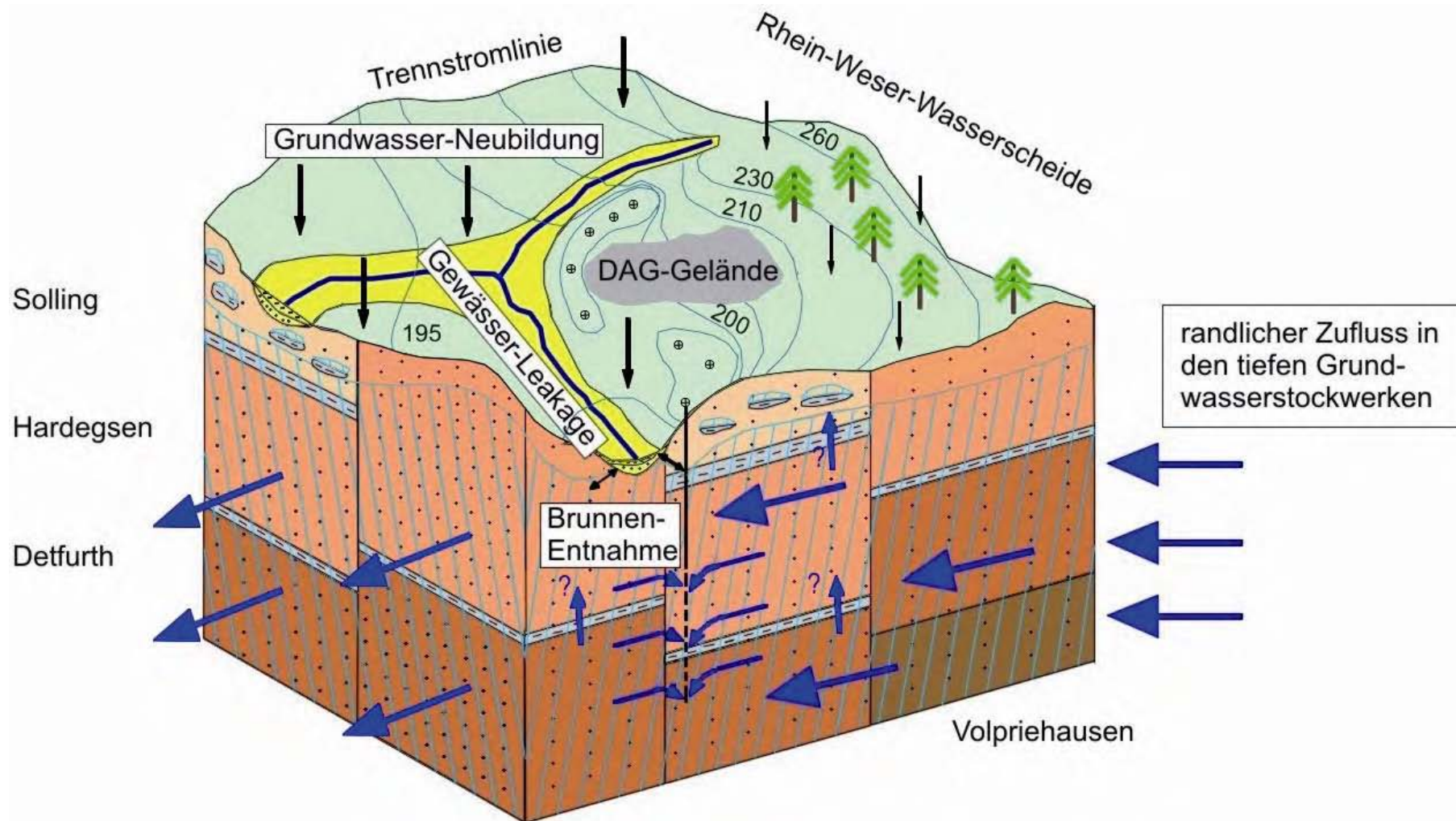


Abb. 11: Hydrogeologisches Modell Stadtallendorf

#### A.4.2.2 Transportmodell

Die Eingangsparameter für das Transportmodell sind wie folgt:

- anthropogene Schadstoffbelastung des Grundwassers,
- mikrobielle Transformation und Sorption der Schadstoffe im Aquifer,
- Dauer des Eintrags von Schadstoffen nach Sanierung und zeitlicher Verlauf des Schadstoffeintrags,
- Grundwasserentnahmen durch Brunnenförderung, zeitliche Variabilität der Brunnenförderung.

Der Stofftransport in Kluftgrundwasserleitern ist insbesondere durch den diffusiven Stoffaustausch zwischen der mobilen Phase im Kluftnetzwerk und der relativ immobilen Phase im Porenraum der Matrix gekennzeichnet. Neben der Sorption stellt die Matrixdiffusion einen wichtigen Retardationsfaktor für die Schadstoffausbreitung in geklüfteten Festgesteinen dar. Zur Vorbereitung des Transportmodells wurde die Matrixdiffusion in Diffusionszellversuchen ermittelt. Traceruntersuchungen belegten, dass im Gebiet des DAG-Geländes schnelle Stoffverlagerungen entlang von Klüften mit langsamen Transportvorgängen in der Gesteinsmatrix gekoppelt waren (ahu/AGK/GFI 2004, ahu 2004, ahu 2005). Im Bereich des westlichen DAG-Geländes lagen die dominierenden Abstandsgeschwindigkeiten bei bis zu 36,5 m/d.

Die Tracerversuche zeigten, dass der Stofftransport im Kluftgrundwasserleiter ausgeprägt anisotrop erfolgte. Die höchste Stoffverlagerungsrate war hierbei an die Kluftorientierung des Untergrundes gekoppelt. Im zentralen Bereich des DAG-Geländes wurden dominierende Abstandsgeschwindigkeiten von 6,4 m/d festgestellt (ahu 2005).

Markierungsversuche im Bereich des Münchbachs dokumentierten eine deutliche horizontale Verlagerung von Tracern nach Westen in den porösen Auesedimenten ( $v_{\text{dom}}$  8,3 m/d). Eine vertikale Verlagerung der Tracerstoffe in den örtlichen Hauptgrundwasserleiter konnte dort nicht nachgewiesen werden (ahu 2005). Eine schnelle vertikale Verlagerung wurde jedoch entlang von Trennflächen in den Tracerversuchen des zentralen DAG-Geländes festgestellt. Beim Transport in der porösen Sandsteinmatrix werden aufgrund des sehr großen Retentionsraums ( $4 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ ) in der ungesättigten und in der gesättigten Zone NA-Prozesse (Abbau, Rückhalt) nach dem Abklingen der schnellen Transportvorgänge eine große Rolle spielen.



Entscheidend für die Schadstoffminderung am Standort sind die Transformationsraten der STV. Die Transformation ist direkt abhängig von der Verweilzeit des Grundwassers. Je nachdem, ob der Schadstofftransport in der Matrix oder in Trennflächen stattfindet, ist daher mit sehr unterschiedlichem Abbau zu rechnen.

Neben der Transformation gingen die Sorption, die Dispersion und die Diffusion in das Transportmodell ein. Prinzipiell gilt: Es gibt keine Parameter, die für sich allein stehen. Jeder Parameter gehört zu einem Prozess. Der Parameterwert ist an das mathematische Modell geknüpft, mit dessen Hilfe er aus den Messwerten ermittelt wurde. Deshalb sind bei der Übertragung von in Modellen ermittelten Parametern auf ein anderes Modell die Fragestellungen zu klären, wie die Parameter zur Beschreibung der untersuchten Prozesse mathematisch in beide Modelle eingehen. Es muss daher eine Transfergleichung gefunden werden, mit welcher die Parameter von einem zum anderen Modell umgerechnet und damit übertragen werden können.

Bei der Transportmodellerstellung für den Standort Stadtallendorf zeigte sich, dass im Labor ermittelte Zahlenwerte zur Beschreibung des Transportes im Untergrund von Stadtallendorf nicht direkt auf das Modell übertragbar waren. So führten die im Labor ermittelten Transformationsraten im numerischen Transportmodell zu einem so starken Abbau der Schadstoffe, dass im Modell keine Frachten in sämtlichen Abschöpfbrunnen (ASB) bzw. Förderbrunnen (FB) auftraten. Am Standort treten jedoch nachweisbar zum Teil deutliche Frachten auf, die nur durch deutlich modifizierte Zahlenwerte zur Transformation beschrieben werden konnten.

Auch deutlich erhöhte Eintragsraten der Kontaminanten in die gesättigte Zone des Standortes ergaben keine zufriedenstellenden Modellergebnisse. So zeigte selbst ein um den Faktor 100 höherer Schadstoffeintrag (im Vergleich zum berechneten Eintrag) bei vorgegebenem Abbau und vorgegebener Sorption immer noch keine bzw. deutlich zu geringe Frachten in allen ASB und FB. Das Modell zeigte eindeutig auf, dass erhebliche Schwierigkeiten bei der genauen Beschreibung des Transportes in einem geklüfteten Aquifer bestehen.

Diese Probleme beruhen i.W. auf der unterschiedlichen Skalierung der Laborversuche (die Versuchsanordnung weist ein Volumen von wenigen Litern auf) und des Bereichs, für den das Modell Prognosen liefern muss (das zu modellierende Volumen beträgt mehrere Kubikkilometer). In dem Modellgebiet treten kleinskalige Effekte (wie der immobile Porenraum) in den Hintergrund und Fließ- und Abbauprozesse auf Klüften in den Vordergrund. Die Übertragung der im Labor gewonnenen Zahlenwerte auf den Standortmaßstab ist also nicht trivial. Nach momentanem Stand des Wissens ist nur eine annäherungsweise Interpretation der Vorgänge im heterogenen geklüfteten Untergrund von Stadtallendorf möglich. Unterschiedliche Transportwege in

unbekannten Trennflächen sowie hohe Flurabstände lassen allein schon die Abschätzung des Schadstoffeintrags nur annäherungsweise zu (vgl. Abb. 13). So muss die Vorgabe eines räumlich und zeitlich variablen Zahlenwertes zum Schadstoffeintrag in den heterogenen Grundwasserleiter bei einem Flurabstand von 40 m u. GOK – realistisch betrachtet – mit Skepsis bewertet werden. Ebenso sind die Zahlenwerte zur Sorption und zur Transformation aus Laborversuchen nur sehr bedingt auf einen geklüfteten Aquifer zu übertragen, in welchem sowohl die Gesamtheit aller Trennflächen wie auch die räumlich stark differenzierte Transportkinetik unbekannt sind.

Eine Beschreibung der Sorption und der Transformation in Laborversuchen zeigt jedoch, dass auch in einem Sandstein durchaus mit deutlicher Schadstoffminderung zu rechnen ist (GFI 2005). Die Übertragbarkeit auf den gesamten Standort ist jedoch durch den Haupttransport in den präferenziellen Fließwegen nicht gegeben. Unter der Vorgabe der am Standort messbaren Werte der Schadstofffrachten ist basierend auf Vereinfachungen und Annahmen dennoch ein prognosefähiges Transportmodell möglich, das die zeitliche Entwicklung der Schadstofffrachten nachbildet.

Die Schadstofffrachten können bei deutlich herabgesetzten Abbauraten für alle Brunnen dargestellt werden. Einzelne Fließpfade sind für die Aufgabenstellung (Bewertung der Außerbetriebnahme einzelner Brunnen, Szenarienberechnung) ohnehin irrelevant. Auch die Bewertung jeder einzelnen Abbaukinetik ist nicht durchführbar, mit Vereinfachungen und Annahmen, die an einem großflächigen Standort unerlässlich sind, lässt sich jedoch die zeitliche Entwicklung in groben Zügen darstellen

### **Annahmen zur Umformung der Zahlenwerte der Laborparameter für eine Integration in das Transportmodell**

Grundsätzlich gilt, dass die Ergebnisse aus Laborversuchen nicht nur an die geologische/hydrogeologische Realität, sondern auch an das verwendete numerische Grundwassermodell – in diesem Fall FEFLOW – angepasst werden müssen (GFI 2006, vgl. Kap.3).

Im Rahmen von MONASTA existiert der in Abbildung 12 dargestellte Zusammenhang zwischen der Parameterermittlung aus Laborversuchen und dem realen Kluftgrundwasserleiter über die beiden verwendeten Modellsysteme 1D-Doppelporositätsmodell und 3D-Standortmodell. Beide Modelle unterscheiden sich hinsichtlich ihres Einsatzzieles, ihrer mathematischen Lösungsalgorithmen und ihrer Abbildung der Abbaukonstanten, des Quellen- und Senkenterms und des Dispersionskoeffizienten (vgl. GFI 2006).

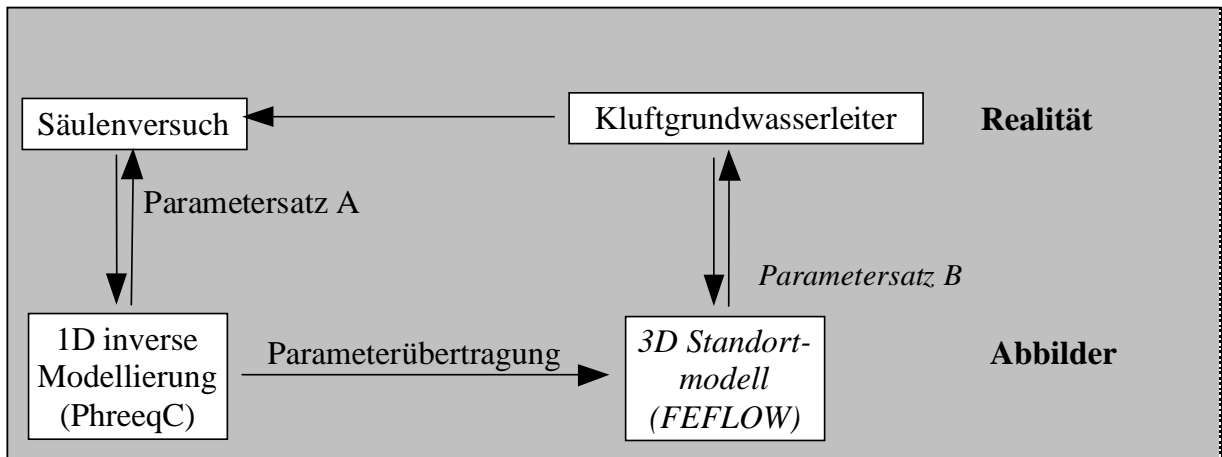


Abb. 12: Schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Prozessmodellen mit dem Ziel der Beschreibung des Stofftransportes im Kluftgrundwasserleiter

### Minderung des Abbaus durch Retardation

In FEFLOW geht der Retardationskoeffizient zusammen mit der Porosität direkt in die Transportgleichung für jedes Volumenelement ein. Die Sorption wird direkt mit der Abbaukonstanten 1. Ordnung gekoppelt, der Abbau wird also auch für die sorbierte TNT-Phase mitberechnet.

Der Abbau wird somit deutlich überschätzt, da in der Natur der Abbau nur in der wässrigen Phase stattfindet. Die in Batch- und Säulenversuchen ermittelten Zahlenwerte der Parameter werden umgerechnet. Es wird eine Abbaukonstante eingeführt, die den Abbau, der eigentlich nur in der wässrigen Phase stattfindet, auf die gelöste und sorbierte TNT-Menge bezieht.

Mithilfe einer Transferfunktion lassen sich die ermittelten Werte umrechnen und auf FEFLOW übertragen: Somit ist z.B. für 2,4,6-Trinitrotoluol die in das Standortmodell einzusetzende Abbaukonstante  $k_B$  etwa 11mal kleiner als die aus den Säulenversuchen ermittelte Abbaukonstante  $k_A$  (GFI 2006).

### **Minderung des Abbaus durch präferenziellen Transport in Trennflächen**

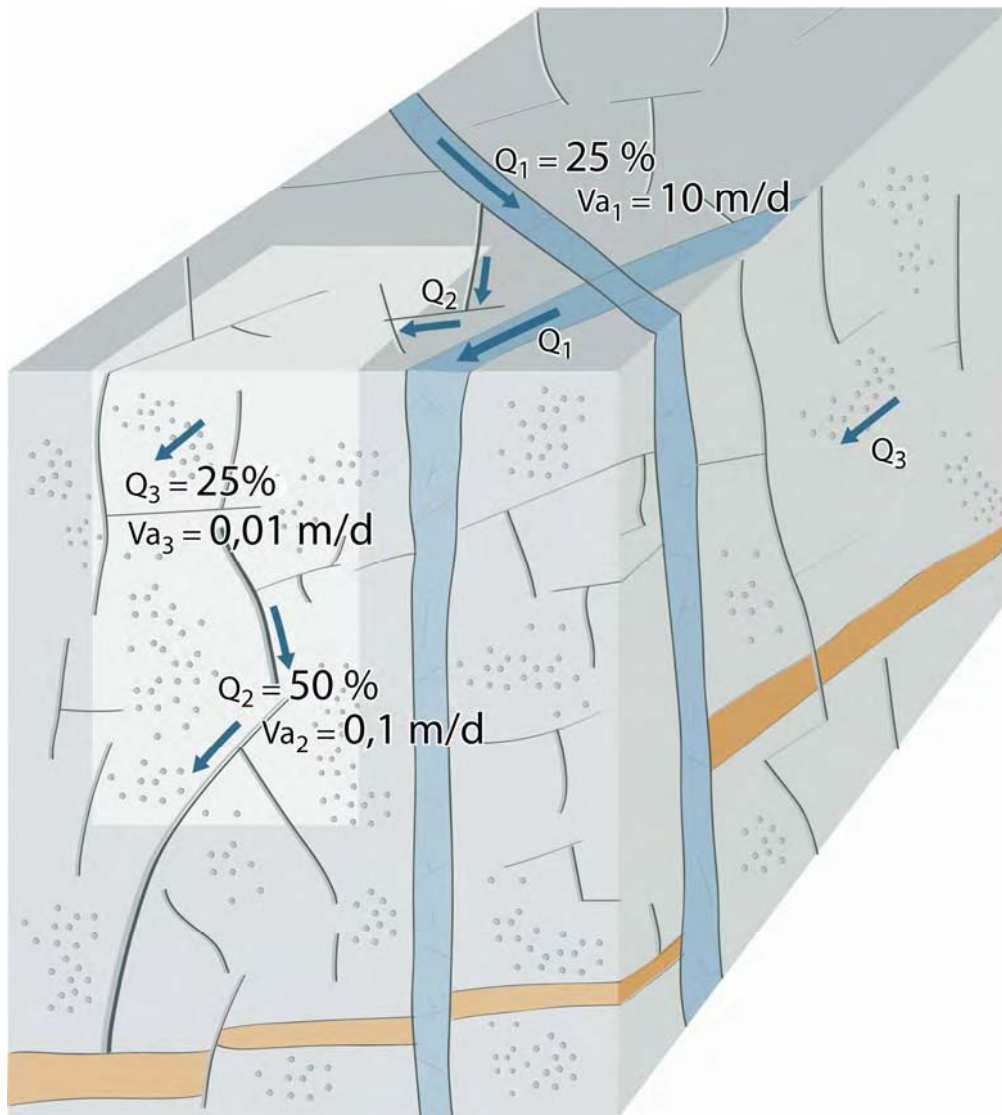
Durch die Bestimmung der Transformationsrate in einem Säulenversuch wird der Abbau deutlich überschätzt. Die Versuche werden mit einer Sandsteinmatrix durchgeführt, zum Transport der Kontaminanten tragen aber im Wesentlichen die Trennflächen bei. In den Trennflächen sind die Verweilzeiten für Kontaminanten um den Faktor 100 bis 1.000 kleiner als in der Gesteinsmatrix. Dementsprechend ist der Abbau auch deutlich geringer.

Ein Lösungsvorschlag ist eine Umrechnung der Abbaukonstante. Dazu benötigt man die Aufenthaltszeiten im Aquifer (langsame, mittlere und schnelle Komponente) und die dazugehörige Aufteilung des Grundwasserstroms. Im Fall von Stadtallendorf sind dies 30 % langsamer Abfluss, 45 % mittlerer und 25 % schneller Abfluss (s. Abb. 13).

Der Anteil des schnellen Abflusses in Störungen wurde im Standortmodell berechnet. Bei der Betrachtung des schnellen Abflusses konnten nur die Störungen einbezogen werden, die in der geologischen Karte dargestellt sind. Der Wert ist auf eine Bilanzierung des Gesamtwasserumsatzes bzw. des Umsatzes in den integrierten Störungen zurückzuführen (AGK 2006).

Der Anteil des mittleren Abflusses im Kluftnetzwerk wurde in einem exemplarischen kleinskaligen Modell ( $15 \text{ m}^3$ ) mit stochastisch generierten Klüften abgeschätzt (TOUSSAINT 2006). Eine Bilanzierung des Wasserumsatzes in den Klüften ergab, dass 66 % des Wassertransportes den Klüften und 33 % der Gesteinsmatrix zuzuordnen sind. Zu beachten ist hierbei, dass dem kleinskaligen Modell ein stochastisch generiertes Kluftnetzwerk zugrunde liegt, das schon beim geringen Volumen ca. 10.000 Klüfte enthält. Dieser Ansatz lässt sich aufgrund der hohen Kluftzahl nicht im Standortmodell umsetzen, da eine hohe Kluftzahl von mehreren Millionen enthalten würde und unmodellierbar wäre (TOUSSAINT 2006).

Das gleiche Ergebnis des Wasserumsatzes liefert das untenstehende kleinskalige Modell unter der Annahme, dass die Kluft ca. 3 % des Gesamtvolumens einnimmt. Auch hier beträgt das Verhältnis des Wasserumsatzes in den Klüften zum Wasserumsatz in der Matrix 66 % zu 33 %.



$Q_1$  = Fluss auf den Störungssystemen  
 $Q_2$  = Fluss auf den Klüften / Kleinstörungen / Schichtflächen ( $n = 1-3 \%$ )  
 $Q_3$  = Fluss in der Gesteins-Matrix ( $n_o = 15-20 \%$ )

- regionale Störung (diskrete Elemente nach HAGEN-POISEUILLE)
- Matrix mit Klüften und Poren (Kontinuum)
- hydraulisch wirksame Stauer

Abb. 13: Transportwege, Wassermengen und Geschwindigkeiten im Festgestein (generalisierte Zahlen aus den Modellberechnungen für den Buntsandstein bei Stadtallendorf)

Bei Annahme eines schnellen Abflusses von insgesamt 70 % in den Trennflächen verringert sich der in den Laborversuchen bestimmte Abbau je nach Substanz um den Faktor 15 (2,6-DNT), den Faktor 80 (2,4,6-TNT) und den Faktor 200 (2MNT). Dieser Wert kommt noch zum oben genannten Verringerungsfaktor in Abhängigkeit der Sorption hinzu, so dass man am Beispiel von 2,4,6-TNT den Laborwert für Abbau um den Faktor von insgesamt 880 verringern muss.

Eine Veränderung der Verweilzeit ist nicht möglich, da das Transportmodell auf einem Strömungsmodell basiert und eine Veränderung der Verweilzeit eine Veränderung der kalibrierten  $k_r$ -Werte nach sich ziehen würde. Bezieht man sowohl den Retardationskoeffizienten als auch den verminderten Abbau auf den Trennflächen in das Standortmodell ein, so verringert sich der in den Säulenversuchen bestimmte Zahlenwert des Abbaus je nach Nitroaromat und angenommenem Geschwindigkeitskontrast zwischen Kluft und Matrix um den Faktor 160 bis 2.200.

Der Geschwindigkeitskontrast basiert auf den Bestimmungen der Abstandsgeschwindigkeiten in den Trennflächen auf dem Standort durch Tracerversuche. Hier führte der Transport von Markierungsstoffen in den Trennflächen zu Abstandsgeschwindigkeiten von im Durchschnitt 10 m/d. Bei einer angenommenen Matrixdurchlässigkeit im Sandstein von max.  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s ist die Abstandsgeschwindigkeit in der Matrix ca. 0,01 m/d, was dem Faktor 1.000 entspricht. Je nach Annahme variierter Abstandsgeschwindigkeit in den Trennflächen bzw. variierenden Matrixdurchlässigkeiten ist von der oben genannten Spannbreite auszugehen. In der Bandbreite dieser Werte lassen sich die Frachten sowohl an den ASB als auch an den FB des Westflügels realistisch abbilden. Ein in FEFLOW exemplarisch gerechnetes Modell zeigt schon in sehr kleinen Räumen und unter Annahme einfachster Randbedingungen auf, dass die in Laborversuchen bestimmten Zahlenwerte nicht ohne Umformung auf den Standortmaßstab übertragbar sind.

Die Gesamtheit der Klüfte wird nicht explizit dargestellt, sondern durch die Gebirgsdurchlässigkeit ausgedrückt. Im gesamten Modell ist bei Vorgabe des natürlichen hydraulischen Gradienten die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  gleich. Mit fortlaufendem Transport von rechts nach links nimmt die Konzentration ab.

In der Einzelkluft ist die Abminderung sehr stark eingeschränkt. Dies dokumentiert sich in einer deutlich größeren Fracht.

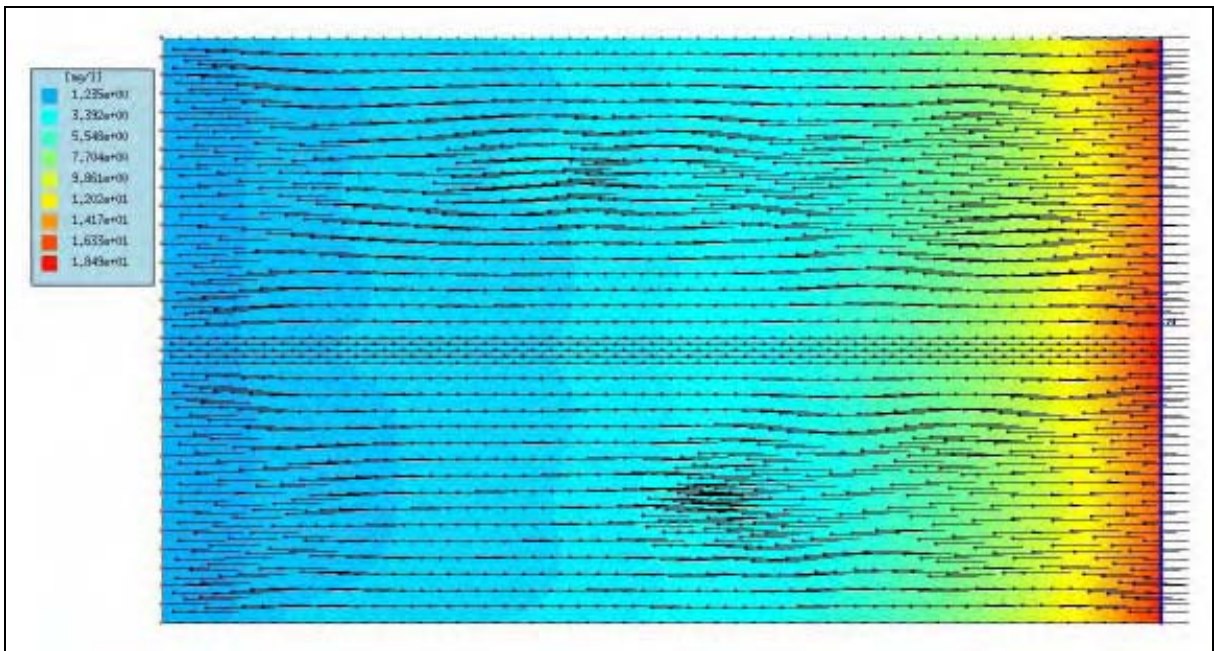


Abb. 14: Transport in einem durch ein Kontinuum dargestellten Kluftaquifer

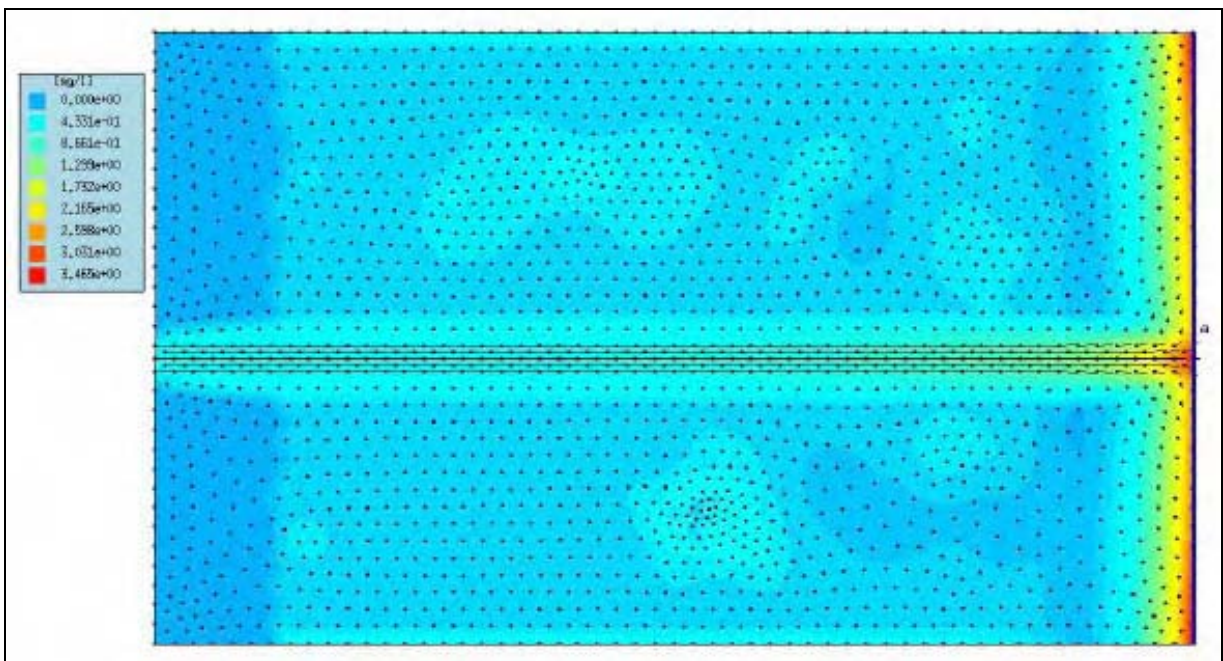


Abb. 15: Transport durch einen Gesteinskörper mit Einzelkluft

## Sensitivität der Parameter

Um eine gezielte Kalibrierung zu ermöglichen, wurde das Modell auf seine Sensitivität hinsichtlich regionaler Variationen der wichtigsten Eingangsparameter getestet. In diesem Zusammenhang wurden die Zahlenwerte der jeweiligen  $k_f$ -Werte, der Höhe der Grundwasserneubildung, der Leakagekoeffizienten sowie des randlichen Zuflusses variiert. Besonders die  $k_f$ -Werte und der randliche Zufluss erwiesen sich als sehr sensitiv für das Strömungsmodell.

Ebenso wurde das Transportmodell einer Sensitivitätsanalyse unterzogen. Die Parameter Dispersion, Diffusion, Porosität, Transformation, Sorption, Schadstoffeintrag und Trennflächengeometrie wurden variiert. Als erheblich sensitiv erwiesen sich die Sorption und insbesondere die Transformation. Eine geringe Variation der Parameter beeinflusste wesentlich die Länge und Ausprägung der Schadstofffahne. Von großer Relevanz war außerdem der Schadstoffeintrag. Dagegen zeigte sich, dass die Dispersion nur untergeordnet die Frachten an den Brunnen beeinflusst (vgl. Tab. 4).

Wegen des großen Einflusses der Verweilzeit auf die Entwicklung der Schadstofffahne wurde der Parameter des Durchlässigkeitsbeiwertes  $k_f$  einer Sensitivitätsstudie unterzogen. Hierbei wurde der Parameter um den Faktor 10 herauf- und heruntergesetzt. Eine Variation des  $k_f$ -Wertes um den Faktor 10 bewirkte v.a. bei Brunnen, die weit vom Schadstoffeintrag entfernt liegen, eine deutliche Veränderung der Fracht. Allgemein gilt, je länger der Fließweg zwischen Eintragsstelle und Brunnen ist, desto sensitiver reagiert das Modell auf die Variation.

Die Brunnen der TRI-Halde zeigten aus diesem Grund die geringste Sensitivität bei Parametervariation. Schon eine geringe Veränderung des  $k_f$ -Wertes und damit auch der Abstandsgeschwindigkeit führte dazu, dass die Konzentrations- und Frachtentwicklung im Modell deutlich beeinflusst wurde. Dies zeigte sich ebenfalls deutlich an den Förderbrunnen des Westflügels, die signifikante Variationen zeigten.

Die Sensitivitätsstudie zeigte noch einmal die Relevanz der Transportgeschwindigkeit und der Verweilzeit im Untergrund von Stadtalendorf auf. Die Heterogenität des Untergrundes ließ eine genaue und räumlich differenzierte Übertragungsrate der Transformationsrate vom Labor auf den Standort nicht zu. Darüber hinaus zeigte sich die Übertragung von Parametern stark abhängig von der Lage der Kontaminationsquellen zu den jeweiligen Brunnen. Aufgrund der bestehenden Ungenauigkeiten in der detaillierten Kenntnis des Untergrundes am Standort konnte im Modell nur eine einheitliche Übertragungsrate der Zahlenwerte der Transformation von Laboraten zum Modellmaßstab vorgenommen werden. Die Verwendung einer einheitlichen Übertragungsrate führte für die Nitroaromaten 2MNT, 2,6-DNT und 2,4,6-



TNT zu einer hinreichend genauen Beschreibung der Frachten an sämtlichen FB und ASB des Standorts.

### Parameterstudie

Für die Substanzen 2,4,6-Trinitrotoluol, 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol, 2,6-Dinitrotoluol und 2-Mononitrotoluol wurden verschiedene Szenarien gerechnet. Da viele Freiheitsgrade für das Transportmodell bestehen, wurde in einem ersten Schritt abgeschätzt, ob die Größenordnung der Eintragsfracht für die STV stimmte. Dazu wurden zunächst einmal der Abbau und die Sorption gleich Null angenommen. Die Eintragsfracht wurde maximal angesehen. In Einzelfällen zeichnete sich ab, dass die Eintragsfrachten zu gering angenommen wurden. Hier musste von zusätzlichen Eintragsquellen ausgegangen werden.

Insgesamt zeigte sich, dass der Schadstoffeintrag gut auf das Modell übertragbar war und mit dem Modell Informationsdefizite aufgezeigt werden konnten. In weiteren Schritten wurden für alle STV die Transformationsraten und die Sorptionsisothermen modifiziert, bis die gemessenen Frachten durch das Modell nachgezeichnet werden konnten. Hierbei zeigte sich, dass die im Labor bestimmten Daten vor der Übertragung auf das Transportmodell umgeformt werden mussten. Da innerhalb der Klüfte und der Störungen der Abbau viel geringer stattfand als in der Matrix, musste dieser Parameter anteilig am Stoffumsatz gewichtet werden. Mit Umrechnung dieser Laborparameter wurden die Schadstofffracht in den Brunnen beschrieben.

### Power-Function (Abklingfunktion)

Die Entwicklung einer Abklingfunktion der Quellterme und die Einbeziehung der Auswirkungen der Bodensanierung waren für die weiteren Modellläufe notwendig.

Zunächst wurde unter konservativen Annahmen davon ausgegangen, dass die Auswirkungen der Bodensanierung auf die Grundwassereinträge nach 20 Jahren beginnen (abgeleitet von den Isotopenuntersuchungen, diese belegen eine Sickerwasserzeit von 3 bis 23 Jahren). Es wurde daher für einen Zeitraum von 20 Jahren mit den Eintragsfrachten an der Grundwasseroberfläche von **vor der Bodensanierung** gerechnet.

Nach dieser Zeit werden die Frachten an der Grundwasseroberfläche um eine lineare Abklingfunktion 1 vermindert, bis nach weiteren 20 Jahre die prognostizierten Frachten **nach der Bodensanierung** erreicht werden. Dies ist nach den Massenberechnungen für den Parameter TNT eine Restmasse von 12 % für 2,6-DNT und 2A4,6-DNT von je 22 %.

Eine zweite Abklingfunktion war notwendig, um das Abklingen der Eintragsfrachten nach der Bodensanierung zu beschreiben. Hierfür wurde ein nicht-linearer Ansatz gewählt.

Die Abklingfunktion (Verminderung der Quellstärke durch den mit dem Sickerwasser ausgetragenen Anteil, **nicht der Teil, der im Grundwasser ankommt**) lässt sich folgendermaßen berechnen:

Der Wert für die jährliche Abnahme lässt sich mit einer Massenbilanzierung unter Kenntnis der im Modell verwandten Sickerwasserraten berechnen. Aus der Massenbilanz ist dann von der Quellstärke unterhalb der Schadstoffquellen die mit dem Sickerwasser im Modell jährlich ausgetragene Masse abzuziehen. Der Quellterm ist dann jährlich und kumulativ um die jährliche ausgetragene Stoffmasse zu vermindern. Der Austrag aus der Quelle mit dem Sickerwasser wird mit der maximalen Löslichkeit der jeweiligen Stoffe berechnet (Maximalfallbetrachtung).

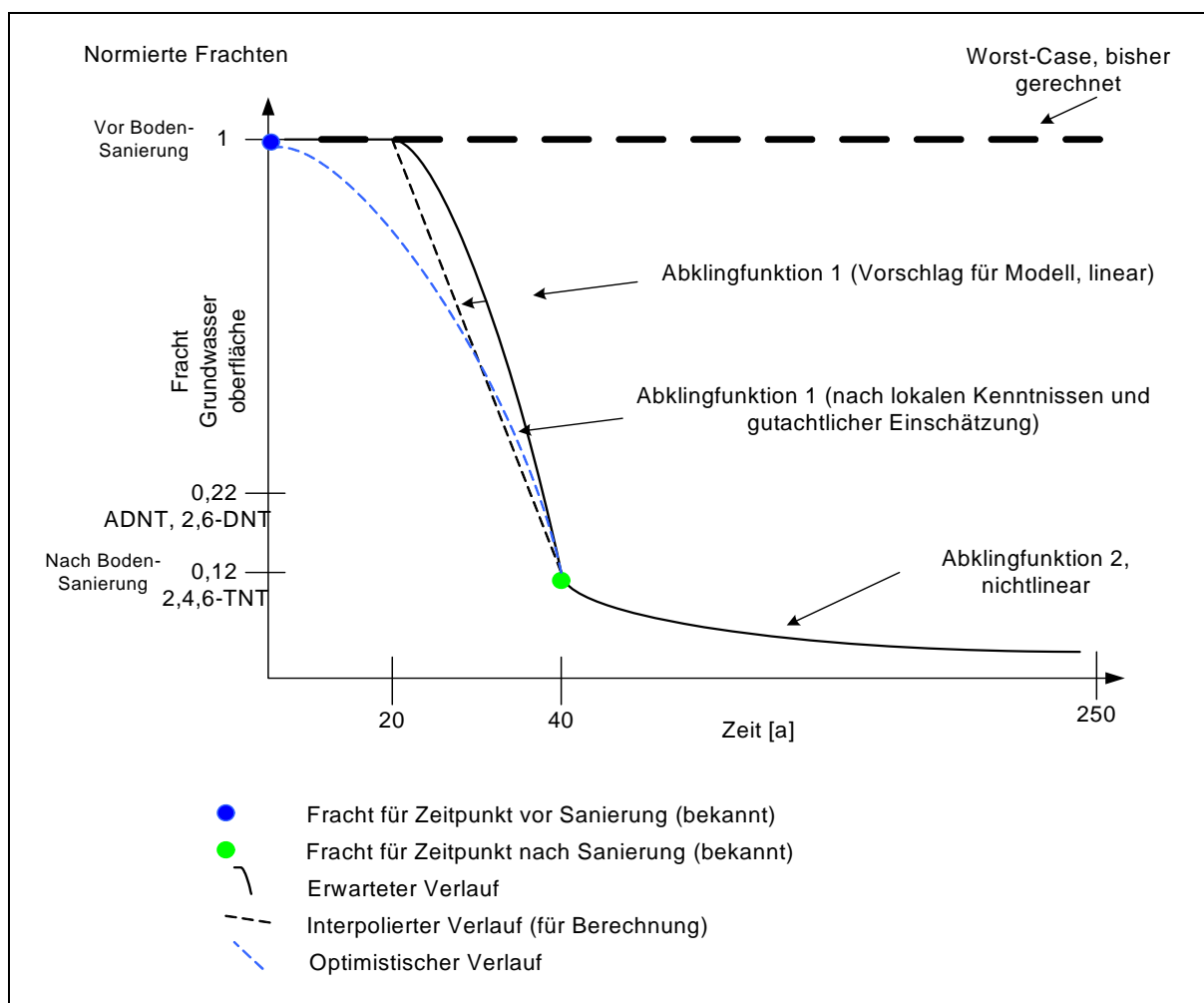


Abb. 16: Schema zur Beschreibung der Abklingfunktionen

Zur Berechnung kann über Normierung auf die ursprüngliche Schadstoffmasse  $M_0$  und Summation mit anschließender Subtraktion der Quellstärke für die Jahre 1 bis n die residuale Schadstoffmasse  $M_{(t)}$  berechnet werden. Die Formel lautet wie folgt:

$$M_{(t)} = \frac{M_0 - \sum_1^n \text{Quellstärke}}{M_0} \quad [\text{kg}]$$

mit

$M_{(t)}$  Schadstoffmasse zum Zeitpunkt  $t_1$  bis n [kg]

$M_0$  Schadstoffmasse nach der Sanierung [kg]

n Zeit [a]

Es wird stark vereinfachend davon ausgegangen, dass die Quellstärke und der Eintrag in das Grundwasser sich proportional zur verbleibenden Schadstoffmasse verhalten. Der Einbau in das Modell erfolgte durch die sogenannte *Time-varying Power Function*, welche der Kurvenform der gewünschten Abklingfunktion folgt.

## **A.5 SCHADSTOFFMINDERUNGSPROZESSE AM STANDORT STADTALLENDORF**

Die ersten Hinweise von Schadstoffminderungsprozessen lagen aus vorangegangenen Untersuchungen vor.

Im Rahmen des MOSAL-Vorhabens erfolgten bereits systematische Untersuchungen von Metaboliten. Im Boden und Sickerwasser von Versuchsbeeten wurden überwiegend die z.T. bekannten Aminoverbindungen (Aminodinitrotoluole, Aminonitrotoluole) nachgewiesen, die aus der Reduktion der Ausgangssubstanzen Mono-, Di- und Trinitrotoluol entstehen. Weitere Indizien für natürliche Rückhalte- und Abbauprozesse ergaben sich durch die Detektion der gleichen Zwischenprodukte im Grundwasser im Rahmen von jährlichen Monitoringuntersuchungen.

Weitere Hinweise auf die Transformation oder den Abbau von STV ergaben sich durch Verschiebung der Stoffspektren. Im Boden dominiert 2,4,6-Trinitrotoluol. Im Grundwasser wurde das Transformationsprodukt 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol in höheren Konzentrationen als das 2,4,6-Trinitrotoluol nachgewiesen. Außerdem wurde die Zunahme der Anteile von polaren Nitroaromaten im Grundwasser mit zunehmender Entfernung zur Quelle beobachtet.

### **A.5.1 Identifikation von Schadstoffminderungsprozessen**

Die Identifikation und Quantifizierung der Schadstoffminderungsprozesse erfolgte im Rahmen von MONASTA.

#### **Sorption**

Im Ergebnis der Untersuchungen für das aktuelle Forschungsprojekt MONASTA konnte festgestellt werden, dass die meisten Schadstoffe in dem am Standort typischen Konzentrationsniveau ein lineares Sorptionsverhalten aufweisen. Lediglich für 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) und die 2,4,6-Trinitrobenzoesäure wurde ein nichtlineares Sorptionsverhalten in einigen Festgesteinsproben der Bohrung ASB12 und P69 beobachtet.

In kleineren Säulenversuchen wurden unter grundwassertypischen Strömungsbedingungen Sorptionskennwerte ermittelt, die eine relativ geringe Sorption der unpolaren und vor allem auch der polaren STV ausdrücken. Die Quantifizierung erfolgte mittels einer inversen Modellierung des Stofftransportes unter Annahme eines Kontinuumsatzes zur Beschreibung der Porosität. In großen Säulen wurde die Sorption in Verbindung mit der Transformation der STV untersucht und unter Einsatz einer inversen Modellierung mit der Einbeziehung der

dualen Porosität (durchströmter und stagnanter Porenbereich) quantifiziert. Mit dieser Versuchsmethodik konnten Parameter für die Sorption in drei unterschiedlichen Versuchssystemen und unter Einsatz verschiedener Modellvorstellungen zur Beschreibung des Stofftransportes in einem Buntsandstein-Grundwasserleiter ermittelt werden, die die Spannweite der natürlichen Sorption erfassen und beschreiben. Mit der Angabe von Minimal- und Maximalwerten der Sorptionskonstanten ist es möglich, die natürliche Variation im Rahmen einer dreidimensionalen Modellierung abzubilden und eine gesicherte Prognose des Schadstoffrückhalts durch Sorption abzuleiten.

## **Abbau**

Es kamen zwei verschiedene Versuchssysteme (statische Batchversuche, eindimensionale Säulenversuche) zur Untersuchung des Abbaus bzw. der Transformation der polaren und unpolaren STV im Labormaßstab zum Einsatz. In Batchversuchen, die über einen Zeitraum von mehr als 1,5 Jahre liefen, wurde der Stoffabbau unter verschiedenen Milieubedingungen (Sauerstoffgehalt, Kohlenstoffgehalt, Phosphatgehalt) untersucht. Die Versuchsbedingungen wurden hinsichtlich Temperatur und Schadstoffzusammensetzung sowie der verwendeten Festgesteinsproben den natürlichen Bedingungen im Grundwasserleiter angepasst.

Es zeigte sich ein schneller Abbau der Mononitroaromaten (2NT, 4NT) und des 2,4-Dinitrotoluols (2,4DNT), ohne dass Metabolite nachgewiesen werden konnten. Weiterhin wurde eine Transformation des 2,6-Dinitrotoluols, ebenfalls ohne den Nachweis von Metaboliten, beobachtet.

Die Transformation des TNT war im Konzentrationsbereich von etwa 2,5 mg/l durch eine fehlende Kohlenstoffquelle im Grundwasser limitiert. Wurde diese Limitierung aufgehoben, konnte eine Reduktion des TNT zu 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol und 2-Amino-4,6-Dinitrotoluol beobachtet werden, wobei etwa 20 % des TNT als Aminoverbindungen nachweisbar waren. Die polaren Verbindungen 2,4-Dinitrobenzoesäure, die 2-Amino-4,6-dinitrobenzoesäure, die 2,4-Dinitrotoluolsulfonsäuren sowie die 2,4,6-Trinitrobenzoesäure erwiesen sich unter den getesteten Bedingungen eines Grundwasserleiters als persistent. Eine Transformation konnte einzig für 3,5-Dinitrophenol aus der Gruppe der polaren Verbindungen beobachtet werden.

Die Quantifizierung der in den Batchversuchen beobachteten Abbau- und Transformationsreaktionen erfolgte mittels inverser Modellierung der im Säulenversuch beobachteten Stofftransportprozesse. Als Modellierungsprogramm wurde PhreeqC verwendet, in welchem die Abbau- und Sorptionsprozesse speziell für die STV als Basic-Routinen

eingefügt worden sind. Im mathematischen Prozessmodell wurde ein duales Porositätsmodell zur Abbildung der Strömung in den mobilen und immobil wassergefüllten Porenbereichen des Buntsandsteins implementiert. Es konnten Abbaukonstanten für 24DNT, 26DNT und 2NT sowie Transformationskonstanten für TNT ermittelt werden. Im Rahmen der Batch- und Säulenversuche zeigte sich eine Abhängigkeit der Konstanten vom eingesetzten Grundwasser. Es wird davon ausgegangen, dass sowohl die Zusammensetzung des Schadstoffcocktails als auch die Konzentration der Schadstoffe den Abbau beeinflussen. So könnte beispielsweise das Vorhandensein bestimmter Schadstoffe (z. B. Mononitrobenzoesäuren) den Abbau der anderen Schadstoffe induzieren bzw. beschleunigen. Die ermittelten Reaktionskonstanten 1. Ordnung verdeutlichen die auch in den Batchversuchen beobachtete Abbausequenz der unpolaren STV in folgender Reihenfolge:  $4NT > 2NT > 24DNT > 26DNT / TNT$ . Erwartungsgemäß sind die Mononitroaromaten am schnellsten abgebaut worden.

Die ermittelten Parameter beschreiben den Abbau und die Sorption im Grundwasserleiter, jedoch nicht in den Klüften, in denen die Strömungsgeschwindigkeit wesentlich größer ist. Um die Abhängigkeit der Transformation von der Strömungsgeschwindigkeit zu untersuchen, wurde eine in einem Buntsandstein künstlich erzeugte Kluft durchströmt und die Konzentrationsminderung der Schadstoffe gemessen. Bei der Variation der Strömungsgeschwindigkeit deutete sich eine nahezu lineare Abhängigkeit der Stoffminderung von der Geschwindigkeit an: Mit steigender Geschwindigkeit wird die Stoffminderung immer kleiner, so dass die Schadstoffe in immer höherer Konzentration die Kluft verlassen. Anhand dieser Ergebnisse wird für die 3D-Modellierung empfohlen, den Stoffabbau und die Sorption in den großen Klüften und Störungen zu vernachlässigen.

### **A.5.2 Emissionsstärke, räumliche und zeitliche Ausbreitung, Austragsverhalten**

Für den Standort Stadtallendorf werden die Bilanzebenen analog zu den Lockergesteinsaquiferen (LABO 2005) (s. Abb. 1) folgendermaßen definiert:

- **Bilanzebene A** als Eintrag in das Grundwasser im Gesamtgebiet,
- **Bilanzebene B** für die Schadstofffracht in Quellennähe (lokale Hydraulische Sicherung an der TRI-Halde) ASB1 bis 3, Tiefendrain, Abwehrbrunnen, P55, Schacht 7/7a,
- **Bilanzebene C** für die Schadstofffracht in der Fahne die hydraulische Sicherung (ASB4 bis ASB6, ASB8 und ASB11) und
- **Bilanzebene D** die Rohwasserfassung im Westflügel.

Aufgrund der besonderen Situation in Stadtallendorf, in der alle wesentlichen Emissionsebenen durch aktive hydraulische Maßnahmen gesichert werden, ist eine Übertragbarkeit auch auf das Festgestein möglich.

Die Geringfügigkeitsschwellen werden in den Trinkwasserbrunnen (Bilanzebene D) derzeit nicht überschritten. Die Ausbreitung der Schadstoffe ist durch die Förderungen an den Sicherungsbrunnen und den Trinkwasserbrunnen begrenzt. Die dortigen Frachten können als quasistationär oder abnehmend bezeichnet werden. Die Trinkwassergewinnung verhindert ein weiteres Ausbreiten von STV in die Umgebung; eine vertikale Verlagerung des Schadens findet aufgrund der Potenzialverhältnisse und der angepassten Förderung nicht statt.

Für den Eintrag in das Grundwasser (Bilanzebene A) und für die Schadstofffrachten in der Fahne (hydraulische Sicherung, Bilanzebene C) wurden die in den nachfolgenden Tabellen angegebenen Frachten ermittelt. Dabei wurde zwischen maximalen Emissionsstärken, ermittelt anhand der 2:1 Eluate/Batchversuche und den Saugkerzenuntersuchungen an Kleinlysimetern unterschieden (vgl. Kap. A.4.1).

In Tabelle 9 sind die Quellstärken, Frachten an der Grundwasseroberfläche und an den Fassungsanlagen für die vier ausgesuchten Parameter enthalten.

Tab. 9: Quellstärken, Frachten an der Grundwasseroberfläche und an den Fassungsanlagen

## TNT

Bilanzierungsbereich		Emissionsstärke (bekannte Quellen) [kg/a]		Quellstärke Grundwasseroberfläche. [kg/a] (Bilanzebene A)		Fracht Fassungsanlagen [kg/a] Bilanzebene C
		Max	min	max	Min	
Hydraulische Sicherung	ASB4	2,8	0,84	0,37	0,21	0,11
	ASB5	5,1	0,67	0,78	0,32	0,32
	ASB6	7,9	3,2	1,06	0,59	0,25
	ASB11	2,6	0,68	0,53	0,32	0,32
	<b>Summe</b>	18,4	5,4	2,74	1,44	1
	ASB8	3,4	0,77	Unbekannte Quellen liefern weitere Einträge		6,6

## ADNT

Bilanzierungsbereich		Emissionsstärke (bekannte Quellen) [kg/a]		Quellstärke Grundwasseroberfläche. [kg/a] (Bilanzebene A)		Fracht Fassungsanlagen [kg/a] Bilanzebene C
		max	min	max	min	
Hydraulische Sicherung	ASB4	2,05	0,13	0,367	-	0,18
	ASB5	1,47	0,11	0,642	-	0,55
	ASB6	0,66	0,053	0,246	-	0,2
	ASB11	1,03	0,068	0,454	-	0,39
	<b>Summe</b>	5,2	0,36	1,69	-	1,31
	ASB8	0,49	0,038	Unbekannte Quellen liefern weitere Einträge		2,81



**MNT**

Bilanzierungsbereich		Emissionsstärke (bekannte Quellen) [kg/a]		Quellstärke Grundwasseroberfläche. [kg/a] (Bilanzebene A)		Fracht Fassungsanlagen [kg/a] Bilanzebene C
		max	min	max	min	
Hydraulische Sicherung	ASB 4	0,07	<0,01	0	0	<0,01
	ASB 5	<0,01	<0,01	0	0	<0,01
	ASB 6	<0,01	<0,01	0	0	<0,01
	ASB 11	<0,01	<0,01	0	0	<0,01
	<b>Summe</b>	0,07	<0,01	0	0	<0,01
	ASB8	<b>4,9</b>	<b>0,32</b>	<b>2,02</b>	<b>-</b>	1,61

**DNT**

Bilanzierungsbereich		Emissionsstärke (bekannte Quellen) [kg/a]		Quellstärke Grundwasseroberfläche. [kg/a] (Bilanzebene A)		Fracht Fassungsanlagen [kg/a] Bilanzebene C
		max	min	max	min	
Hydraulische Sicherung	ASB4	1,35	0,09	0	0	0
	ASB5	<b>1,33</b>	<b>0,089</b>	<b>0,187</b>	<b>0,0629</b>	<b>0,06</b>
	ASB6	<0,01	<0,01	-	-	0,05
	ASB11	<0,01	<0,01	-	-	0,01
	<b>Summe</b>	<b>2,7</b>	<b>0,18</b>	<b>0,378</b>	<b>0,117</b>	<b>0,12</b>
	ASB8	<0,01	<0,01	unbekannte Quellen liefern weitere Einträge		1,01

### A.5.3 Ergebnisse der Prognose

Für die Prognose der Auswirkung der Außerbetriebnahme einzelner Brunnen wurden sechs Szenarienrechnungen durchgeführt. Die Modellszenarien wurden mit den zuständigen Behörden und den Projektpartnern abgestimmt.

Zunächst wurde die Wirkung der Bodensanierung auf die Entwicklung der Grundwasserbelastung für das Szenario Abschalten der gesamten hydraulischen Sicherung mit (VI mit Bodensanierung) und ohne Bodensanierung (VI ohne Bodensanierung) simuliert.

Im Anschluss wurden fünf Szenarien (mit Einfluss der Bodensanierung) für alle Parameter gerechnet. Die Modellszenarien wurden mit den zuständigen Behörden und den Projektpartnern abgestimmt:

- 1) Abschalten eines Teils der hydraulischen Sicherung (III):  
Mit der Prognose solle die Wirkung von Teilmaßnahmen beurteilt werden.
- 2) Abschalten von ASB8 (V):  
ASB8 stellt einen singulären Schadensbereich mit relativ hohen Stofffrachten dar.
- 3) Abschalten der gesamten hydraulischen Sicherung (VI):  
Aus betriebstechnischen und ökonomischen Gründen sind die Auswirkungen des Abschaltens der gesamten hydraulischen Sicherung zu betrachten.
- 4) Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung und der hydraulischen Sicherung (VII):  
Die Simulation des Abschaltens der hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde zeigt die maximalen Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung auf.
- 5) Abschalten aller Brunnen (Sicherungs- und Trinkwasserbrunnen) (VIII):  
Das Abschalten aller Entnahmen simuliert die Schadstoffausbreitung in die Fläche.

Für das Szenario VIII wurden Kontrollpunkte gesetzt, an denen die Stoffkonzentrationen prognostiziert werden konnten. Die Darstellungen der Stoffkonzentrationsverläufe aus ausgewählten Förderbrunnen für die einzelnen Szenarien sind in den Abbildungen 19 und 20 für maximale Überschreitungen der Geringfügigkeitschwellen / Grundwasserorientierungswerte GFS-/GOW-Werte und für deren häufigste Überschreitungen dargestellt.

### A.5.3.1 Szenarienrechnungen

#### A.5.3.1.1 Einfluss der Bodensanierung

Es zeigte sich, dass sich die Bodensanierung i.W. auf die **Dauer** der Stoffbelastung im Grundwasser auswirkt: Bei Berücksichtigung der Bodensanierung treten die Maxima der Schadstoffkonzentrationen in den Trinkwasserbrunnen nach Abschaltung der hydraulischen Sicherung nach 10 bis 20 Jahren auf und klingen über max. 70 bis 150 Jahre ab (s. Abb. 17, 18 und 19). Ohne eine Bodensanierung würden ähnliche Maxima erreicht, die jedoch über die modellierte Zeit von 250 Jahren und danach andauern. Die auftretenden Maxima **ohne** Bodensanierung unterscheiden sich nur geringfügig (kleiner 10 %) von denen **mit** Bodensanierung. Anhand von Abbildung 19 ist dieser Effekt erkennbar.

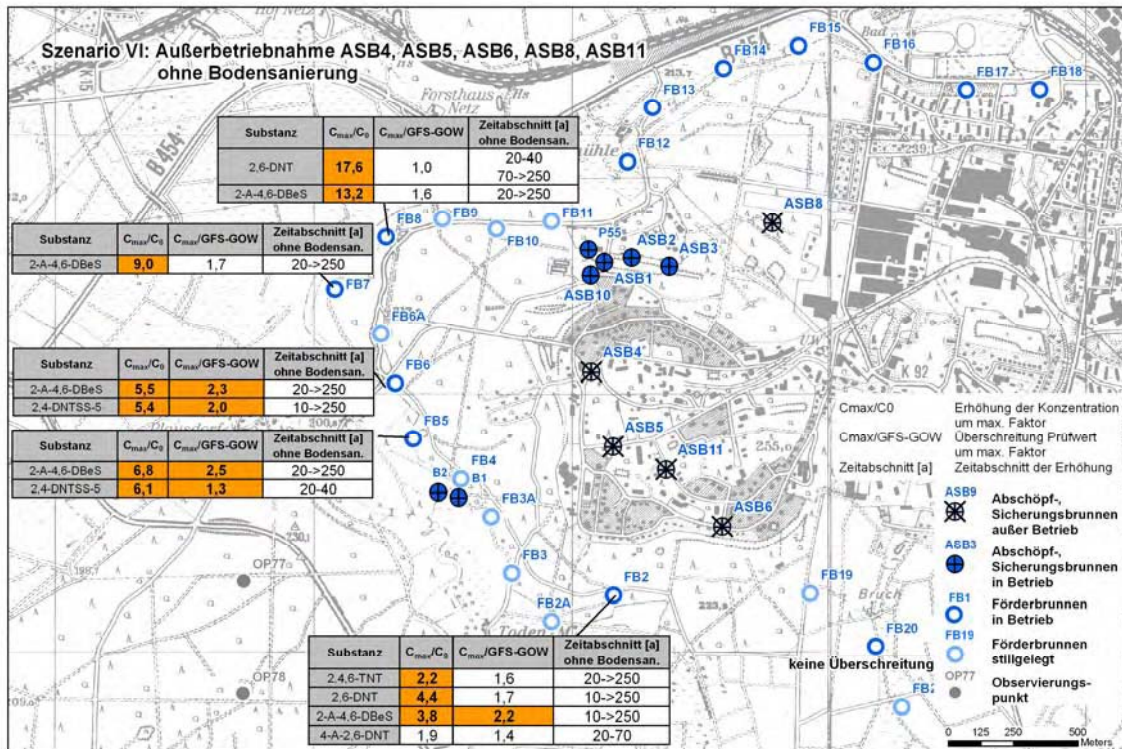


Abb. 17: Auswirkungen der Außerbetriebnahme von ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11 ohne Bodensanierung

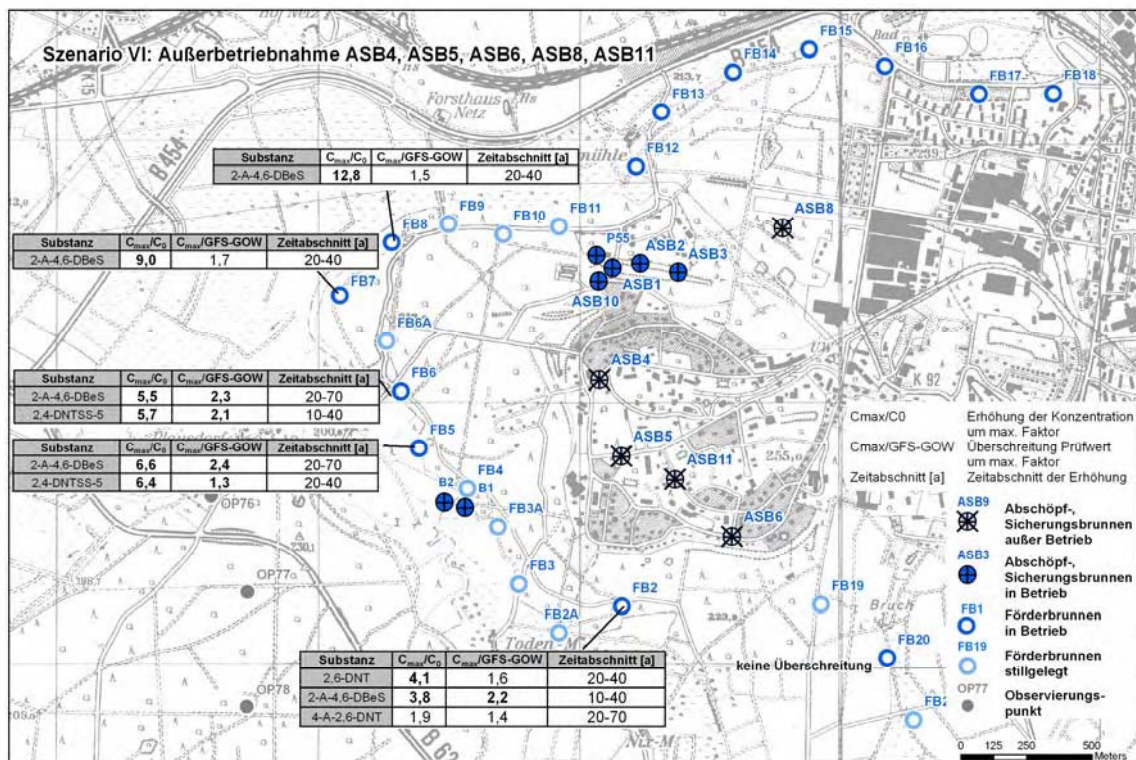


Abb. 18: Auswirkungen der Außerbetriebnahme von ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11 mit Bodensanierung

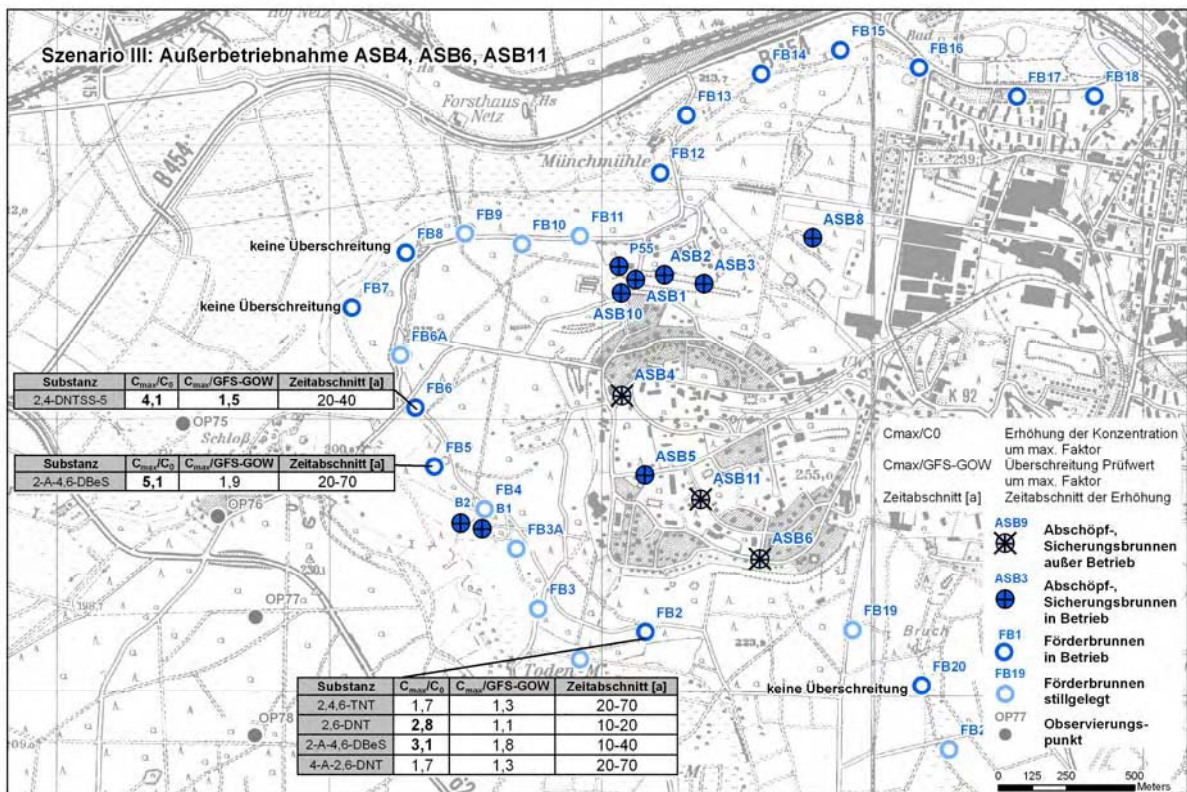


Abb. 19: Außerbetriebnahme ASB4, ASB6 und ASB11

### A.5.3.1.2 Abschalten eines Teils der hydraulischen Sicherung (Szenario III)

Das Abschalten der am geringsten belasteten Sicherungsbrunnen ASB4, ASB6 und ASB11 (s. Abb. 19) bewirkt einen maximalen Anstieg der Schadstoffkonzentrationen um den Faktor 5,1 (Trinkwasserbrunnen FB5, Parameter Benzoesäure) und eine Überschreitung der GFS-/GOW-Werte in einem Teil der Trinkwasserbrunnen von:

- FB2 2,4,6-Trinitrotoluol, 4-A-2,6-Dinitrotoluol, 2,6-Dinitrotoluol und 2-A-4,6-Benzoesäure um max. den Faktor 1,8
- FB5 2-A-4,6-Benzoesäure um max. den Faktor 1,9
- FB6 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure um max. den Faktor 1,5



### A.5.3.1.4 Abschalten der gesamten hydraulischen Sicherung (Szenario VI)

Das Abschalten der gesamten Hydraulischen Sicherung (Sicherungsbrunnen ASB4, ASB5, ASB6 und ASB11 sowie ASB8, vgl. Abb. 21) bewirkt einen maximalen Anstieg der Schadstoffkonzentrationen um den Faktor 12,8 (Trinkwasserbrunnen FB8, Parameter Benzoesäure) und eine Überschreitung der GFS-/GOW-Werte in:

- FB2 4-A-2,6-Dinitrotoluol, 2,6- Dinitrotoluol und 2-A-4,6-Benzoesäure um max. den Faktor 2,2
- FB5 2-A-4,6-Benzoesäure und 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure um max. den Faktor 2,4
- FB6 2-A-4,6-Benzoesäure und 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure um max. den Faktor 2,1
- FB7 2-A-4,6-Benzoesäure um den Faktor 1,7
- FB8 2-A-4,6-Benzoesäure um den Faktor 1,5

Die derzeitigen Frachten der hydraulischen Sicherung schlagen bei einem Abschalten der hydraulischen Sicherung parameterabhängig mit <1 % bis 88 % zu den Trinkwasserbrunnen durch (vgl. Tab. 10).

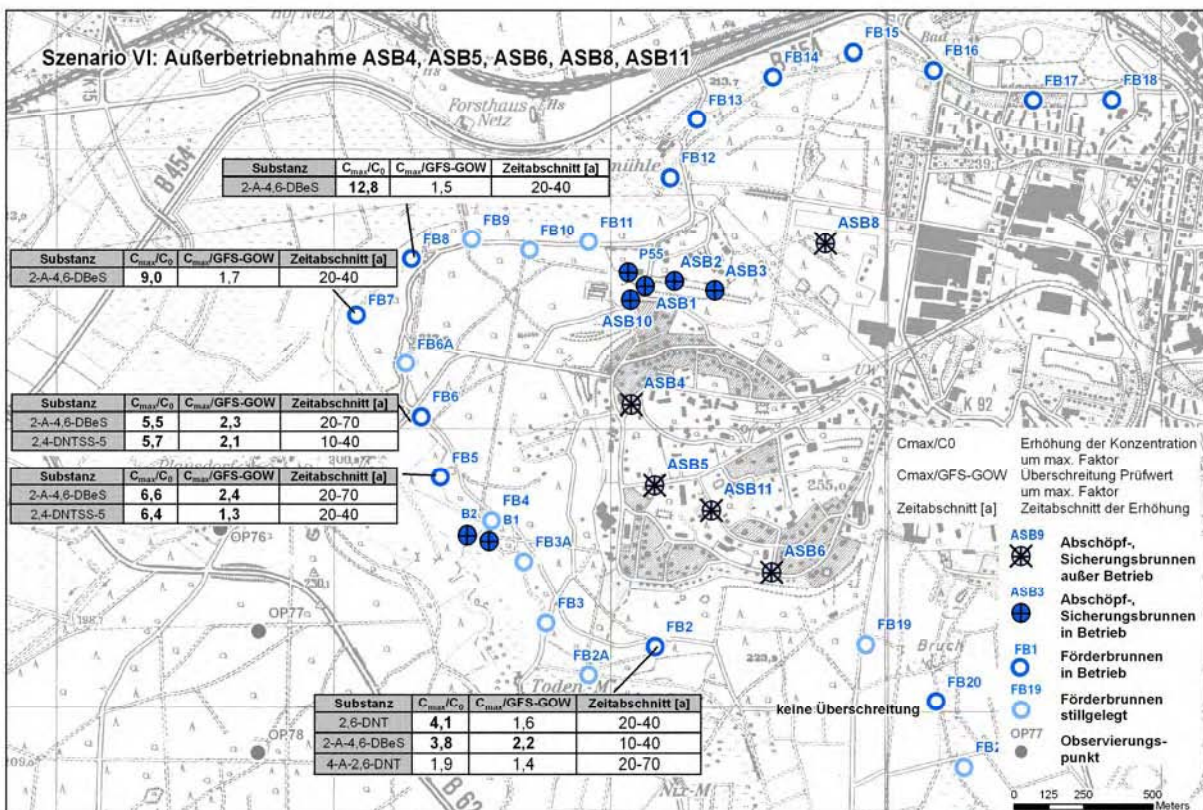


Abb. 21: Außerbetriebnahme ASB4, ASB5, ASB6, ASB8 und ASB11

Tab. 10: Zusammenfassung der Brunnen mit Überschreitung der GFS und errechneter Anteil des Rückhalts und des Abbaus bezogen auf die Fracht in der hydraulischen Sicherung (vgl. Dok. 1)

Modellierte Stoffe	Orte mit Überschreitung der GFS/GOW	Errechneter Anteil der Fracht in den FB aus der HS( %)	Anteil Rückhalt und Abbau ( %), bezogen auf die Fracht HS
2-A-4,6-Benzoessäure	FB2, FB5, FB6, FB7, FB8	84 %	16 %
2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure	FB5, FB6	88 %	12 %
4-A-2,6-Dinitrotoluol	FB2	4 %	96 %
2,4,6-Trinitrotoluol	-	<1 %	>99 %
2,6-Dinitrotoluol	FB2	<1 %	>99 %
2-Mononitrotoluol	-	5 %	95 %

#### A.5.3.1.5 Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung und der hydraulischen Sicherung (Szenario VII)

Das Abschalten der gesamten hydraulischen Sicherung (Sicherungsbrunnen ASB4, ASB5, ASB6, ASB11 und ASB8) sowie der lokalen hydraulischen Sicherungen an der TRI-Halde bewirkt einen maximalen Anstieg der Schadstoffkonzentrationen um den Faktor 66,6 (Trinkwasserbrunnen FB7, Parameter 2-Mononitrotoluol) und eine Überschreitung der GFS-/GOW-Werte in:

- FB2 2,4,6- Trinitrotoluol, 2,6- Dinitrotoluol und 2-A-4,6-Benzoessäure um max. den Faktor 2,3
- FB5 2-A-4,6-Benzoessäure, 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure um max. den Faktor 2,8
- FB6 2,4,6- Trinitrotoluol, 2,6- Dinitrotoluol, 2- Mononitrotoluol, 4-A-2,6-Dinitrotoluol, 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure und 2-A-4,6-Benzoessäure um max. den Faktor 21,6
- FB7 2,4,6- Trinitrotoluol, 2,6- Dinitrotoluol, 2- Mononitrotoluol und 2-A-4,6-Benzoessäure um den Faktor 28,5
- FB8 2,4,6- Trinitrotoluol, 2,6- Dinitrotoluol, 2- Mononitrotoluol und 2-A-4,6-Benzoessäure um den Faktor 21,9

2-Mononitrotoluol/2,6-Dinitrotoluol steigen aufgrund der hohen Ausgangsgehalte an der TRI-Halde um den Faktor 20 bis 70 in den Förderbrunnen FB6 bis FB8.



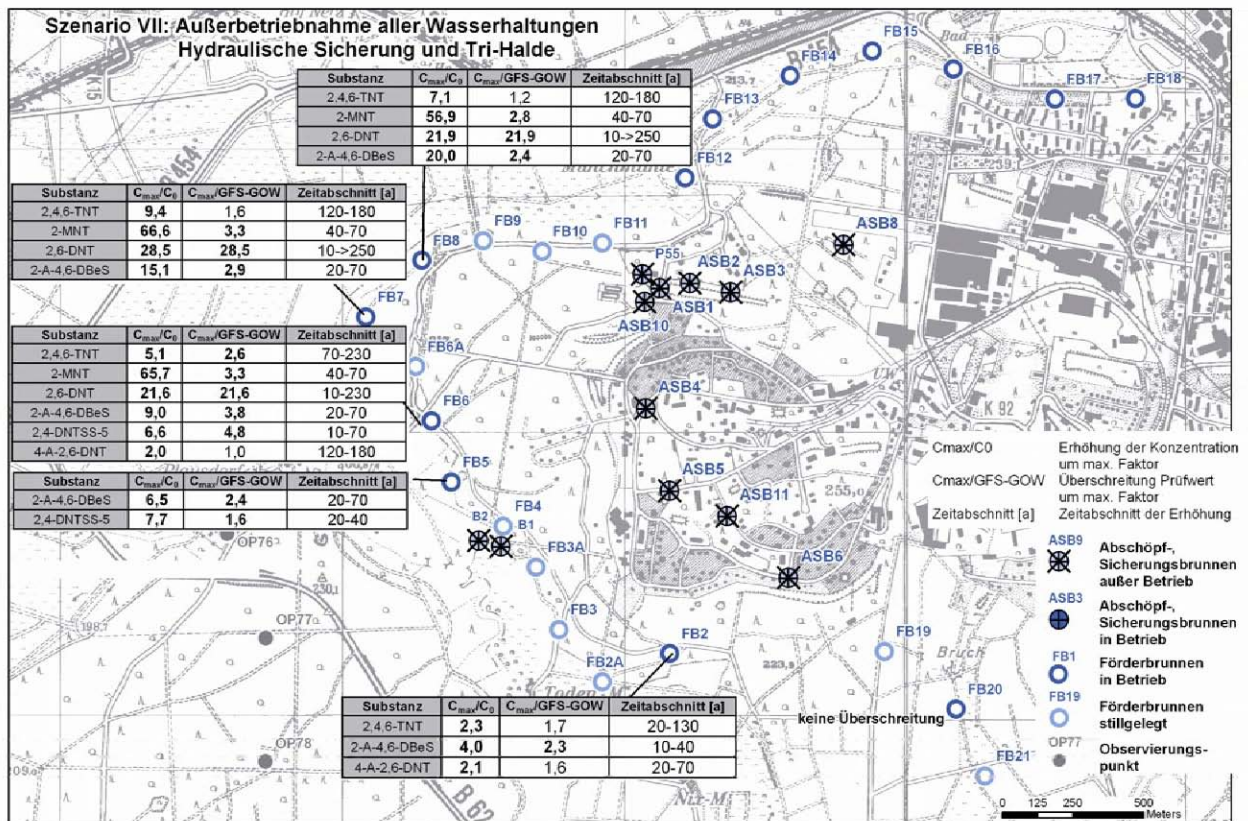


Abb. 22: Außerbetriebnahme aller Wasserhaltungen

**A.5.3.1.6 Abschalten aller Brunnen (Sicherungs- und Trinkwasserbrunnen) (Szenario VIII)**

Die Auswirkungen eines Abschaltens aller Fördereinrichtungen (hydraulische Sicherung, lokale hydraulische Sicherung an der TRI-Halde und Förderbrunnen im sog. Westflügel: FB2, FB5, FB6, FB7, FB8) wurde mit dem Setzen von Beobachtungspunkten (OP75 bis OP78) ca. 1 bis 2 km westlich der Fördereinrichtungen aus dem Modell prognostiziert.

Es zeigt sich, dass für die Parameter 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure und 2-A-4,6-Benzoessäure mit einem Konzentrationsanstieg um den Faktor 24,8 bis über 100 und einer Überschreitung der GOW-Werte von bis zu einem Faktor von 5,8 gerechnet werden muss.



- Mononitrotoluol wird nur bei einem Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde in den nördlichen Brunnen FB6, FB7 und FB8 prognostiziert.
- Die im Vergleich zu den GFS-/GOW-Werten verhältnismäßig höchsten Belastungen ergeben sich bei einem Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde für den Parameter 2,6-Dinitrotoluol (bis zu einem Faktor von 28,5).
- Die GFS-/GOW-Werte werden maximal um den Faktor 3,7 (Ausnahme 2,6-Dinitrotoluol bei Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde) überschritten.
- Bei dem Abschalten aller Fördereinrichtungen muss mit einer weiten Verbreitung v.a. der 2-A-4,6-Benzoessäuren und untergeordnet der 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure gerechnet werden (Überschreitung der GOW der Parameter 2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure und 2-A-4,6-Benzoensäure über einen Zeitraum von 120 Jahren um max. den Faktor 5,8 in Kontrollpunkten ca. 1 bis 2 km abstromig der Trinkwasserbrunnen).

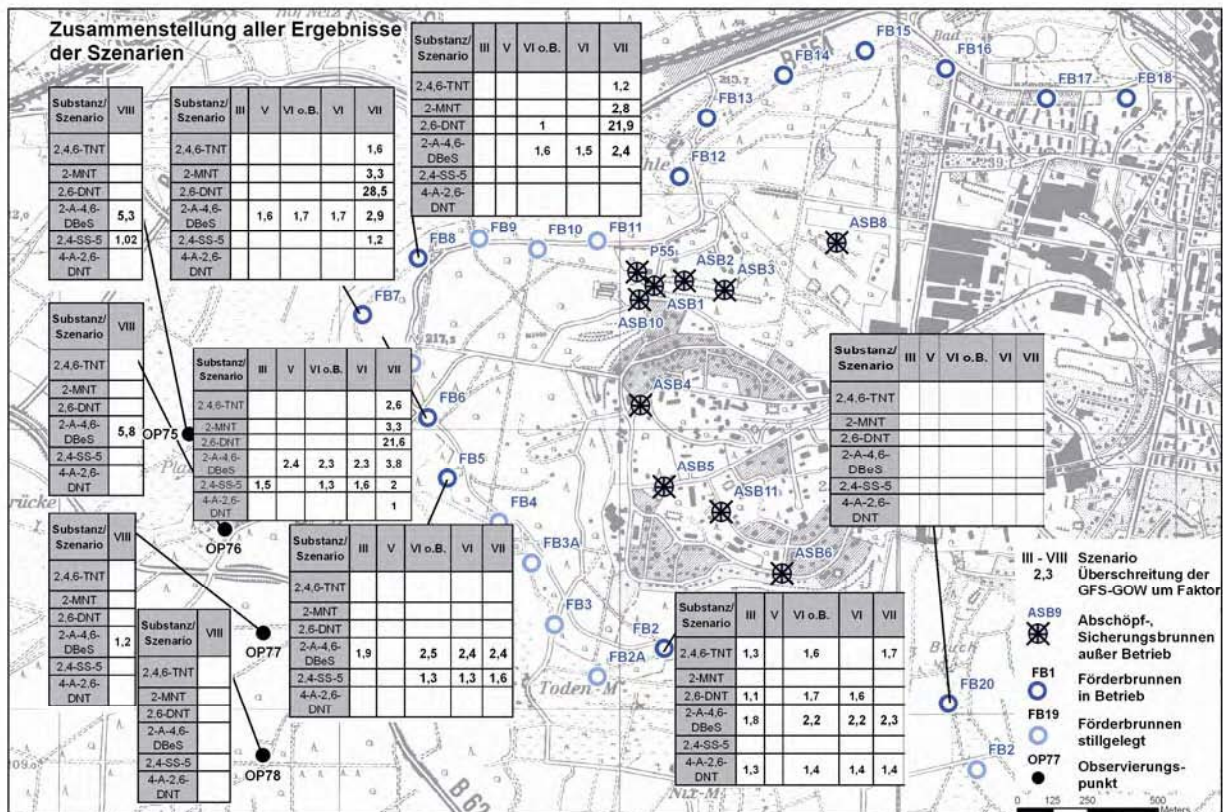


Abb. 24: Zusammenfassung der Ergebnisse der Szenarienrechnung

#### A.5.4 Handlungskonzept für den Gesamtstandort (MNA-Konzept)

Die Bodenbelastungen auf dem Standort sind, soweit technisch und ökonomisch möglich, saniert. Die derzeit betriebene hydraulische Sicherung dient dem Schutz der Trinkwassergewinnung. Die Trinkwassergewinnung ist mit einer modernen Aufbereitungsanlage ausgerüstet.

Als Genehmigungsanforderungen an ein MNA-Konzept spielen am Gesamtstandort Stadtallendorf i.W. die folgenden zwei Aspekte eine Rolle:

- Das Fehlen technisch machbarer und verhältnismäßiger **Sanierungsalternativen:**

Ein MNA-Konzept soll nur bei einem Fehlen technisch machbarer und verhältnismäßiger Sanierungsalternativen zum Tragen kommen. Die technischen Sanierungsalternativen sind im Bereich des ehemaligen Betriebsgeländes der Sprengstoffwerke in Stadtallendorf durch die nutzungsbezogene Bodensanierung ausgeschöpft. Restbelastungen im Festgestein lassen eine konventionelle Sanierung (z.B. durch Aushub) nur in Ausnahmefällen und mit einem sehr großen finanziellen Aufwand zu.

- Die überschaubare **Zeit** des Erreichens des Sanierungsziels:

Sanierungsziel ist der Schutz der Trinkwassergewinnung als wesentliches Schutzgut. Zielwerte für einen oder mehrere Parameter wurden bisher für Stadtallendorf nicht festgelegt. Die Ergebnisse der Prognoserechnungen zeigen, dass in einem absehbaren Zeitraum, auch bei Fortsetzung des Betriebs der hydraulischen Sicherung, eine Unterschreitung von GFS-/GOW-Werten nicht erreicht wird.

Für den zukünftigen Betrieb der hydraulischen Sicherung wurde ein Konzept erarbeitet. Das Konzept beinhaltet eine stufenweise Reduzierung der Förderung in der hydraulischen Sicherung und die Nutzung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse im Aquifer.

#### A.5.4.1 Bedingungen zur Umsetzung eines MNA-Konzeptes

Als Voraussetzung für die Prüfung, ob die hydraulischen Sicherungen im Bereich Stadtallendorf ganz oder vollständig in Zukunft außer Betrieb gesetzt werden können und damit ein MNA-Konzept verwirklicht werden kann, sind folgende Bedingungen zu erfüllen:

- **Die Frachten in der Bilanzebene C (d.h. ASB4 bis ASB6 und ASB11) dürfen nicht steigen.**

Als Vorschlag sind für den Bezugszeitraum die jährlichen Frachten des Gesamtbeobachtungszeitraums (1995 bis 2005) zu wählen. Durch diese Bedingungen wird gewährleistet, dass ein MNA-Konzept **nicht** berücksichtigt werden kann, wenn es aufgrund eines zeitlich verzögerten Eintrags oder einer weiteren Nachlieferung aus der ungesättigten Zone zu erhöhten Stoffeinträgen in der Zukunft kommen wird.

Tab. 11: Mittlere Frachten in den Sicherungsbrunnen (Gesamtbeobachtungszeitraum)

Mittlere Fracht in den Sicherungsbrunnen [kg/a]						
	2,4,6-Trinitrotoluol	4-A-2,6-Dinitrotoluol	2-Mononitrotoluol	2,6-Dinitrotoluol	2,4-Sulfonsäure-5	2-A-4,6-Benzoessäure
ASB4	0,11	0,18	<0,01	0	1,03	0,11
ASB5	0,32	0,55	<0,01	0,06	1,64	0,15
ASB6	0,25	0,2	<0,01	0,05	0,41	0,49
ASB11	0,32	0,39	<0,01	0,01	1,04	0,61
<b>Summe</b>	1	1,31	<0,01	0,12	4,12	1,36

- **Es muss gewährleistet sein, dass im Reinwasser der Trinkwassergewinnung keine sprengstofftypischen Schadstoffe auftreten.**

Diese Bedingung ist Voraussetzung für die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser. Aufgrund der modernen Trinkwasseraufbereitung und der engen Überwachung der Roh- und Trinkwasserqualität kann dies gewährleistet werden.

Die **hydraulische Sicherung** (d.h. ASB4 bis ASB6 und ASB11) kann außer Betrieb genommen werden, wenn gewährleistet werden kann und die Messungen ergeben, dass das natürliche Abbau- und Rückhaltepotenzial im Grundwasserleiter die Schadstofffrachten im Grundwasser so verringert, dass nach der Passage der Fließstrecke zwischen der hydraulischen Sicherung und der Trinkwassergewinnung die maximal prognostizierten Frachten nicht überschritten werden.

Die den Prognoserechnungen zugrunde liegenden Worst-Case-Annahmen werden durch den Vergleich mit den maximalen Frachten (Tab. 12) überprüft. Zeigt sich, dass die Worst-Case-Annahmen übertroffen werden, ist die hydraulische Sicherung wieder in Betrieb zu nehmen.

Tab. 12: Maximale Frachten in den Trinkwasserbrunnen bei Szenario VI (Außerbetriebnahme aller Brunnen der hydraulischen Sicherung ASB4-ASB6, ASB8, ASB11)

Prognostizierte max. Frachten in den Förderbrunnen [kg/a]						
	2,4,6-Trinitrotoluol	4-A-2,6-Dinitrotoluol	2-Mononitrotoluol	2,6-Dinitrotoluol	2,4-Sulfonsäure-5	2-A-4,6-Benzoessäure
FB2	0,18	0,28	0,00	0,05	0,74	1,38
FB5	0,01	0,03	0,00	0,01	1,01	0,62
FB6	0,04	0,11	0,01	0,01	2,4	1,01
FB7	0,03	0,05	0,03	0,02	0,70	0,87
FB8	0,04	0,05	0,06	0,03	0,33	1,23
FB20	0,01	0,02	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

- Der **ASB8** kann außer Betrieb genommen werden, wenn die Messungen ergeben, dass das natürliche Abbau- und Rückhaltepotenzial im Grundwasserleiter die Schadstofffrachten im Grundwasser so verringert, dass nach der Passage der Fließstrecke zwischen dem ASB8 und der Trinkwassergewinnung die für die hydraulische Sicherung prognostizierten Schadstofffrachten im Rohwasser nicht erhöht werden.

Die Modellrechnungen (Szenario V) zeigen, dass ein maximaler Anstieg für den Parameter 2-A-4,6-Benzoessäure in dem Brunnen FB6 um einen Faktor 8,4 und eine Überschreitung des GOW von 2,4 zu erwarten ist.

Aufgrund der Tatsache, dass im ASB8 verhältnismäßig hohe Frachten gemessen wurden, die nicht mit den ermittelten geringen Quellstärken im Boden korrespondieren (wahrscheinlich gibt es unentdeckte Quellen), empfiehlt es sich, vor der Abschaltung tolerable Restfrachten als Mindestkriterien festzulegen. Auf der Basis der Prognoseergebnisse sollte der Wert auf ca. 1/8 der bisherigen Frachten für den Parameter 2-A-4,6-Benzoessäure festgelegt werden (vgl. Abb. 19, Szenario 5, Außerbetriebnahme ASB8).

Für die Ermittlung der Basis-Frachten werden die Daten bis einschließlich zum Jahr 2002 einbezogen, da ab dem Jahr 2003 eine deutlich ansteigende Fracht für die Mononitrotoluol (Erkundungen und Sanierungsmaßnahmen Kinzigstr.) festzustellen ist.

Zur Orientierung sind in Tabelle 14 die Frachten für die Jahre 1998 bis 2002, 2003 bis 2006 (deutlich sanierungsbeeinflusst) und 2007 (abklingende Sanierungseffekte) aufgeführt.

Tab. 13: Frachten in ASB8

	1998-2002 [kg/a]	2003-2006 [kg/a]	2007	Zielfracht zum Abschalten des Brunnens	Zielfracht aktuell unterschritten
<b>2,4,6-Trinitrotoluol</b>	6,59	7,22	6,07	<b>6,59</b>	Ja
<b>4-A-2,6-Dinitrotoluol</b>	2,81	3,81	2,08	<b>2,81</b>	Ja
<b>2-Mononitrotoluol</b>	1,61	14,88	8,43	<b>1,61</b>	Nein
<b>2,6-Dinitrotoluol</b>	1,01	0,74	0,48	<b>1,01</b>	Ja
<b>2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure</b>	0,69	0,046	0,3	<b>0,69</b>	Ja
<b>2-A-4,6-Benzoessäure</b>	4,41	2,5	1,55	<b>0,55</b>	Nein

Es zeigt sich, dass bereits im Jahr 2007 tolerable Restfrachten an ASB8 für alle Parameter außer für die 2-A-4,6-Benzoessäure und den Parameter 2-Mononitrotoluol erreicht wurden.

In Abbildung 25 sind die Frachtentwicklungen an ASB8 für die sechs Parameter dargestellt.

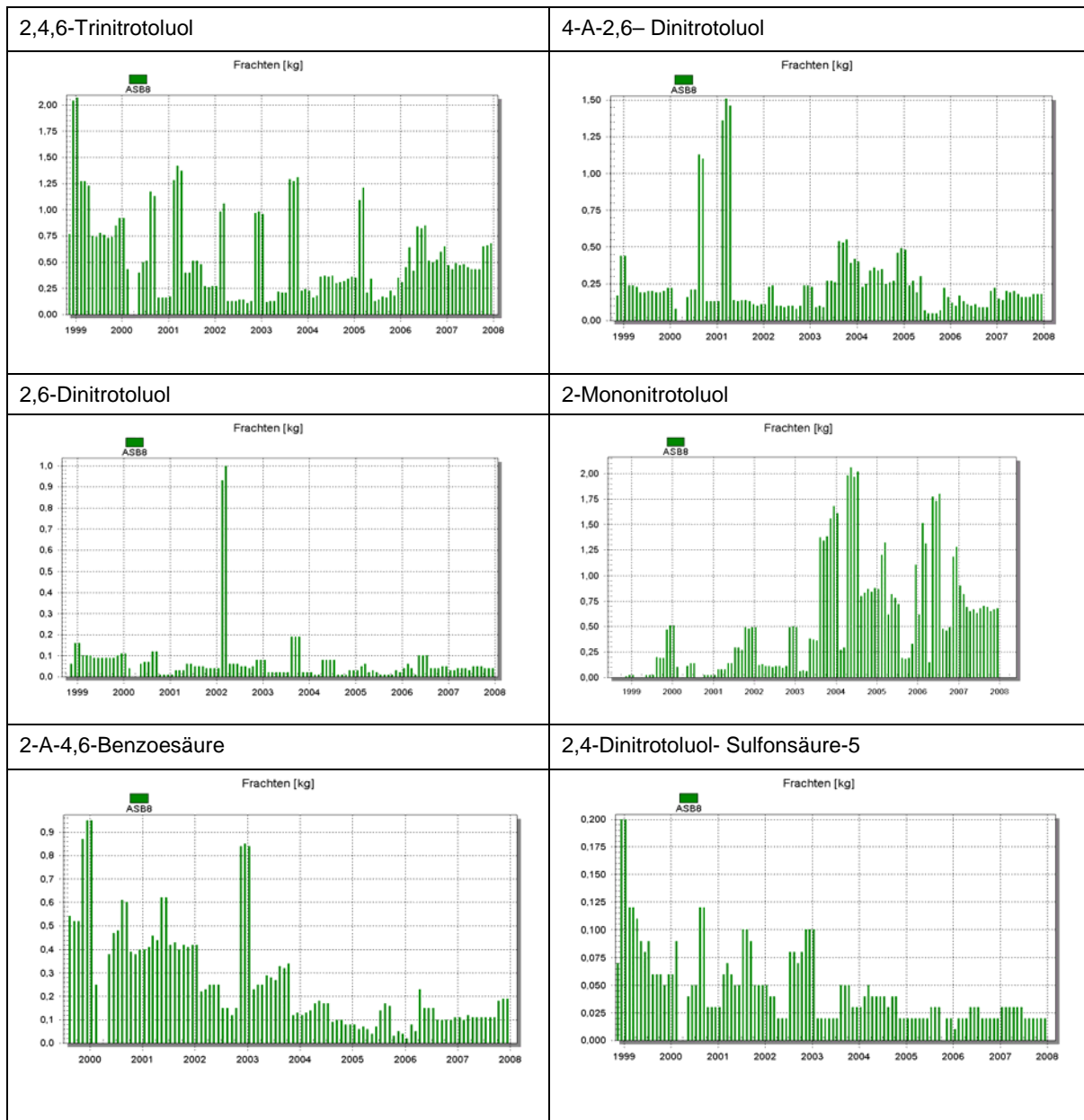


Abb. 25: Frachtentwicklung an ASB8 ab 1999 (Angaben in kg/Monat)



- Es kann geprüft werden, die **lokale hydraulische Sicherung an der TRI-Halde** außer Betrieb zu nehmen, wenn die Frachten dauerhaft tolerable Restfrachten nicht überschreiten.

Die Modellrechnungen zeigen, dass Auswirkungen für alle modellierten Parameter zu erwarten sind. Als Mindestkriterien sind daher folgende Frachtannahmen zu treffen:

2,4,6-Trinitrotoluol:	1/5 der Ausgangsfrachten
2,6-Dinitrotoluol:	1/20 der Ausgangsfrachten
2-Mononitrotoluol:	1/60 der Ausgangsfrachten
4-A-2,6- Dinitrotoluol:	wird über die Frachten von 2,4,6-Trinitrotoluol begrenzt
2,4-Dinitrotoluol-Sulfonsäure-5:	1/6 der Ausgangsfrachten
2-A-4,6-Benzoessäure:	1/10 der Ausgangsfrachten

Für den Bereich TRI-Halde wurden die Daten ab dem Jahr 2005 zugrunde gelegt, weil diese den Zustand nach der Sanierung widerspiegeln. Für die Zeit vor der Sanierung liegen außerdem für wesentliche Fassungselemente (P55, Abwehrbrunnen) keine Daten vor, da diese später errichtet wurden. Berücksichtigt wurden die Daten der ASB1 bis ASB 3, der Messstelle P55, der Abwehrbrunnen, der Tiefendrainage und des Schachtes 7/7A<sup>2</sup>.

In Abbildung 26 ist die Frachtentwicklung für die Fassungselemente an der ehem. TRI-Halde dargestellt. Für die weiteren Fassungselemente sind die Darstellungen in Dokumentation 2 abgelegt. Es ergeben sich folgende Frachten für die Betrachtungszeiträume an der ehem. TRI-Halde:

Tab. 14: Mittlere Frachten in den Fassungselementen der TRI-Halde (2005 bis 2006, 2007) sowie Zielfrachten zur Außerbetriebnahme der hydraulischen Sicherung

Stoff	2005-2006	2007	Zielfracht zum Abschalten der lokalen hydraulischen Sicherung
2,4,6-Trinitrotoluol	18,72	17,60	3,74
4-A-2,6-Dinitrotoluol	5,72	3,20	1,15
2-Mononitrotoluol	120,08	62,13	2,40
2,6-Dinitrotoluol	13,25	11,34	0,66
2,4-Dinitrotoluol-5-Sulfonsäure	2,19	1,35	0,37
2-A-4,6-Benzoessäure	0,74	1,42	0,07

<sup>2</sup> Für den Schacht 7/7A liegen pro Jahr lediglich vier Analysenergebnisse vor, so dass die Berechnung auf Basis einer geringeren Datendichte erfolgen musste.



Abb. 26: Frachtentwicklung an der TRI-Halde ab 1998 (exemplarische Darstellung für den Tiefendrain, Angaben in kg/Monat)

### **A.5.4.2 Umsetzung**

Nach Klärung der Akzeptanz der Maßnahmen kann die hydraulische Sicherung schrittweise außer Betrieb genommen werden. Dazu sind in Gesprächen mit dem Betreiber der Trinkwassergewinnung und anderen Interessengruppen die Randbedingungen für die Umsetzung des Konzeptes zu entwickeln:

- Öffentlichkeit von Daten,
- gemeinsames Auswerten und Interpretation der Monitoringergebnisse,
- Prüfung technischer Maßnahmen im Wasserwerk.

Als mögliche Umsetzung sind folgende Schritte denkbar:

#### **I. Schritt: Hydraulische Sicherung**

- ca. 2009: Außerbetriebnahme ASB4 bis ASB6 und ASB11
- 2010 bis 2015: Mess- und Verifizierungsphase (I):  
In dieser Zeit werden die Brunnen und Pumpen der hydraulischen Sicherung in Betriebsbereitschaft gehalten. Die Probenahme erfolgt über die eingebauten Pumpen.
- 2015 bis 2040: Mess- und Verifizierungsphase (II):  
Die Brunnen und Leitungen bleiben erhalten, die Pumpen werden ausgebaut. Die Probenahme erfolgt über den Einbau mobiler Probenahmeeinrichtungen.

#### **II. Schritt: ASB8**

Außerbetriebnahme von ASB8 nach Unterschreiten von o.g. Frachten (für die Kostenrechnungen angenommen 2025) mit:

- 2025 bis 2030: Mess- und Verifizierungsphase (I):  
In dieser Zeit werden der Brunnen und die Pumpe an ASB8 in Betriebsbereitschaft gehalten. Eine Probenahme erfolgt über die eingebauten Pumpen.
- 2030-2055: Mess- und Verifizierungsphase (II):  
Die Brunnen bleiben erhalten, die Pumpen werden ausgebaut. Die Probenahme erfolgt über den Einbau von mobilen Probenahmeeinrichtungen.

### III. Schritt: Ehemalige TRI-Halde

Außerbetriebnahme der lokalen hydraulischen Sicherung an der TRI-Halde nach Unterschreiten der o.g. Frachten (für die Kostenrechnungen wurden 100 Jahre, d.h. das Jahr 2110 angenommen) mit:

- 2110 bis 2115: Mess- und Verifizierungsphase (I) ca. 5 Jahre: In dieser Zeit werden die Brunnen und Pumpen der lokalen hydraulischen Sicherung in Betriebsbereitschaft gehalten. Eine Probenahme erfolgt über die eingebauten Pumpen.
- 2115 bis 2140 Mess- und Verifizierungsphase (II): Die Brunnen bleiben erhalten, die Pumpen werden ausgebaut, die Aufbereitung geht außer Betrieb. Die Probenahme erfolgt über den Einbau von mobilen Probenahmeeinrichtungen.

Demnach wäre im Jahr 2140 nach der Mess- und Verifizierungsphase II an der TRI-Halde die komplette hydraulische Sicherung außer Betrieb.

#### A.5.4.3 Standortspezifisches Monitoring- und Rückfallkonzept

Die Überwachung im Rahmen des MNA-Konzeptes verläuft in den Brunnen der hydraulischen Sicherung und in den Trinkwasserbrunnen. Die Überwachung erfolgt in der Bilanzenebene B (lokale hydraulische Sicherung) und C (hydraulische Sicherung) vierteljährlich durch Anschalten der Pumpen und eine repräsentative Beprobung zu Beginn des Pumpens sowie nach einer Woche Pumpbetrieb. Die Bilanzenebene D (Rohwasseruntersuchung) erfolgt wie bisher monatlich.

Tab. 15: Messrhythmus für das MNA-Konzept

Ort	Überwachungsrythmus (derzeit)	Überwachungsrythmus MNA-Konzept
ASB1 bis 3, Tiefendrain, P55	monatlich, vierteljährlich	vierteljährlich
ASB4 bis ASB6, ASB8 und ASB11	monatlich	vierteljährlich
FB2, FB7, FB8, FB6, FB5, FB20	vierteljährlich	monatlich
Messstellen zwischen Bilanzenebene C und Bilanzenebene D	jährlich	jährlich

Als **Rückfallkonzept** besteht die Möglichkeit, die einzelnen Elemente der hydraulischen Sicherung wieder in Betrieb zu nehmen, da die vorhandene Infrastruktur für einen genügend langen Zeitraum zur Verfügung steht.

## **A.6        HANDLUNGSKONZEPT    TEILRAUM    MÜNCH-               BACHAUE / TRI-GRABEN**

Die Ergebnisse des F+E-Vorhabens mündeten – als erster Verwertungserfolg – in einen Genehmigungsantrag zur Sanierung einer kontaminierten Fläche im Außenbereich des Standortes Stadtallendorf. Die Sanierung erfolgt durch einen konventionellen Bodenaushub. Die Einbeziehung der Ergebnisse ermöglichte eine deutliche Reduzierung der auszuhebenden und zu entsorgenden Bodenmassen in einer Größenordnung von mehreren hundert bis tausend Kubikmetern mit einer entsprechend großen Einsparung für die bautechnischen Maßnahmen und die Entsorgung.

Mit Bescheid vom 03.07.2008 wurde der Sanierungsplan für verbindlich erklärt. Die Umsetzung der Maßnahme begann im November 2008. Der Bescheid des Regierungspräsidiums Gießen ist in Dokumentation 5 enthalten.

In der Genehmigung wurden gemäß Sanierungsplan Auflagen formuliert, die aus den beschriebenen Verhältnissen am Standort resultieren.

Der in Aussicht gestellte MNA-Prozess in den jeweils sanierten Teilbereichen muss in dem qualifizierten Monitoring die Langzeitprognosen der STV-Konzentrationen bzw. -frachten innerhalb von fünf Jahren nach Sanierungsende erreichen. Bei Nichterreichen dieser Prognose wird im Rahmen einer Einzelfallentscheidung über weitere Maßnahmen entschieden.

Die Gesamtlaufzeit des MNA-Prozesses wird gem. Bescheid zunächst auf zehn Jahre begrenzt. Wenn die Langzeitprognose erreicht wird, kann er verlängert werden.

### **A.6.1        Schadensbeschreibung**

Bei dem Schaden in der Münchbachaue handelt es sich um einen Schaden (i.W. Mononitrotoluole und Stoffe aus der Abwasserbeseitigung (Sulfonsäuren)), der über den ehem. TRI-Graben und über die Gewässersohle eingetragen wurde. Die Schadstoffe befinden sich im gesättigten und im ungesättigten Bereich. Die Hauptkontaminationen befinden sich in einem Bereich bis zu einer Tiefe von 5 m und einer Länge von 300 m unter dem Gewässerbett. Die Breite liegt bei 5 bis 10 m nördlich und südlich des Gewässers.

Im Rahmen der Untersuchungen zum Forschungsvorhaben MONASTA wurden drei Fahnenaufnahmen im Bereich Münchbach durchgeführt. Es wurden die Grundwassermessstellen P85 bis P95 (Ausbau in der Aue) und eine tiefere Grundwassermessstelle (P70B)

im Festgestein (Solling) errichtet. Im Bereich des Münchbachs besteht ein dichtes Grundwassermessstellennetz aus insgesamt 17 Grundwassermessstellen und 5 Sickerwassermessstellen.

Oberflächennah kann zwischen

- Sickerwasser (es handelt sich um lokal begrenzte Sickerwasservorkommen bzw. Stauwasserhorizonte) und
- Grundwasser in der Aue (Auengrundwasserleiter) sowie
- Grundwasser im Festgestein

unterschieden werden.

Die Wasserstände in den Sickerwassermessstellen liegen aktuell zwischen 1,98 m (SWM01) und 4,23 m u. GOK an SWM06. Die gemessenen **Sickerwasserstände** liegen alle mindestens 1 m, teilweise sogar mehr als 2 m unterhalb der Gewässersohle des Münchbachs. Es treten erhebliche Schwankungen auf (1,78 bis 4,35 m).

Die Flurabstände im **Auengrundwasser** liegen zwischen 3,12 m (P73A) bis 5,35 m u. GOK (P70). Auch diese liegen deutlich (ca. 2 bis 3 m) unterhalb der Sohle des Münchbachs.

Der Münchbach hat westlich der Messstelle P47 bachabwärts keine Anbindung an das Auengrundwasser. Die Abstände zwischen Gewässersohle und Grundwasserstand im Auengrundwasserleiter betragen ca. 2,7 m (P70).

In der P73A liegen die Flurabstände im April 2008 bei ca. 3,12 m u. GOK. Der Wasserstand an der P73B (Solling) liegt bei ca. 6 bis 7 m u. GOK. Es ist damit ein deutlich abwärts gerichteter Gradient ausgebildet, d.h. Schadstoffe können in das Grundwasserstockwerk des Solling eingetragen werden.

Der Grundwassergleichenplan aus Oktober 2007<sup>3</sup> zeigt (Abb. 27) wie in den vergangenen Jahren in der Aue einen nach Westen gerichteten Grundwasserfluss.

---

<sup>3</sup> Grundwassergleichenplan zum Zeitpunkt der Jahresbeprobung Herbst 2007.

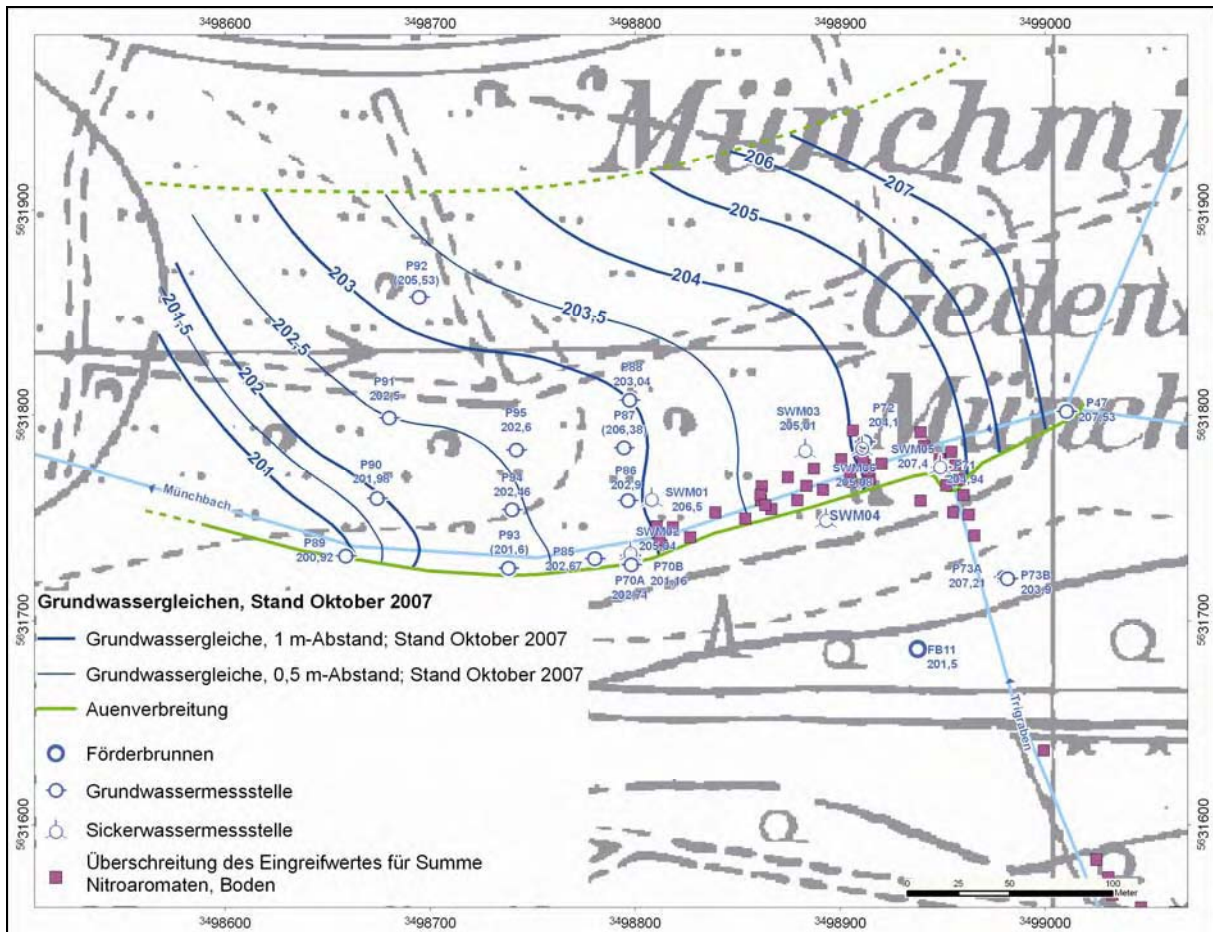


Abb. 27: Lageplan und Grundwassergleichenplan Oktober 2007, Bereich Münchbach

Im Bereich der Aue wurden die Gleichen so konstruiert, dass sie nördlich des Münchbachs der Grundwasserfließrichtung und der Abflussrichtung des Münchbachs folgen.

Die maximalen Fließgeschwindigkeiten in der Aue betragen zwischen 2 m/Tag und max. 10 m/Tag (AGK 2005). Der ermittelte Rückerhalt an den Grundwassermessstellen mit Tracernachweisen war allerdings sehr gering (<0,1 %), was darauf hindeutet, dass der Hauptgrundwasserfluss wesentlich langsamer vonstatten geht. Das ist auch aus den Durchlässigkeiten und den Gefällen der Grundwasseroberfläche so zu erwarten. Demnach beträgt die mittlere Abstandsgeschwindigkeit je nach Variabilität der kf-Werte und der Porosität P (ca. 0,1) weniger als 50 m/Jahr.

Die Fließrichtung im Festgestein ist nach Westen gerichtet. Die maximalen Fließgeschwindigkeiten im Solling betragen zwischen ca. 2 m/Tag bis 4 m/Tag (ahu 2001).

### **A.6.2 Belastungssituation Sickerwasser und Grundwasser**

Im Sickerwasser werden seit dem Jahr 2005 im Vergleich zu den Messungen direkt nach Errichtung der Sickerwassermessstellen (2004) nur noch geringe Gehalte an Nitroaromaten festgestellt (vgl. Abb. 28). Die Werte gingen innerhalb von einem Jahr um ca. vier Größenordnungen zurück. Dies deutet darauf hin, dass residuale 2-NT-Phasen im Untergrund vorhanden sind, die durch Bautätigkeit (Grundwassermessstellen) mobilisiert wurden.

Die Ergebnisse werden auch durch die Lysimeteruntersuchungen des Fraunhoferinstituts Schmallenberg bestätigt, die in gestört eingebauten Lysimetern ebenfalls um mehrere Größenordnungen höhere Frachten als in natürlich gelagerten Lysimetern festgestellt haben. Mobilisierungseffekte in Folge von Bohrungen und Bautätigkeiten wurden ebenfalls in der Kleinniederung und im Untergrund der TRI-Halde festgestellt (ahu 2002; ahu 2008).

Dieses Ergebnis ist wichtig, um die Auswirkungen einer Sanierung im Bereich Münchbach beschreiben zu können: Es muss davon ausgegangen werden, dass durch die Baumaßnahmen ein stoßweiser Schadstoffaustrag mit exponentiell abnehmender Tendenz erfolgt, der durch eine nachlaufende Wasserhaltung gefasst wird, um den Stoffaustrag in den Grundwasserleiter zu minimieren.



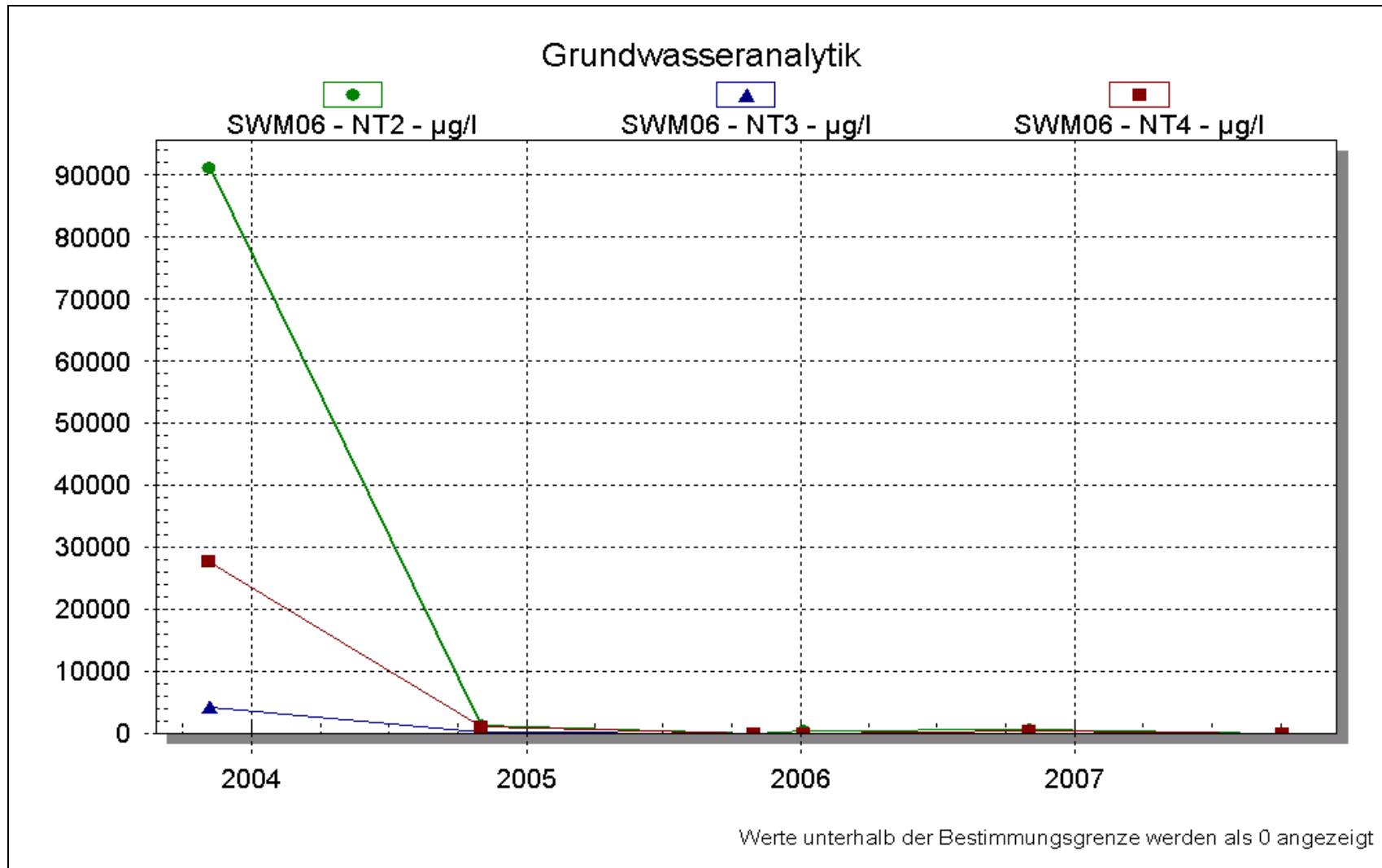


Abb. 28: Entwicklung der Schadstoffgehalte an der SWM06

### Auengrundwasserleiter

Die aktuelle Verteilung der **2MNT-Gehalte** im Grundwasser zeigt sich folgendermaßen (vgl. Abb. 29):

- Die Grundwassermessstellen P70A und P71 zeigen Gehalte zwischen 77 und 453 µg/l für Σ MNT, die Messstelle P72 zeigt die vergleichsweise höchsten Gehalte (6.070 µg/l 2MNT).
- In den im Jahr 2005 errichteten GWM wurden in der P95 213 µg/l 2MNT nachgewiesen, in den südlicher gelegenen GWM P93 und P94 Konzentrationen zwischen 37,8 und 437 µg/l. In der GWM P86 wurden aktuell 1.020 µg/l für 2MNT nachgewiesen.
- In der abstromigen Messstellenkette P89 bis P92 wurden keine MNT nachgewiesen.

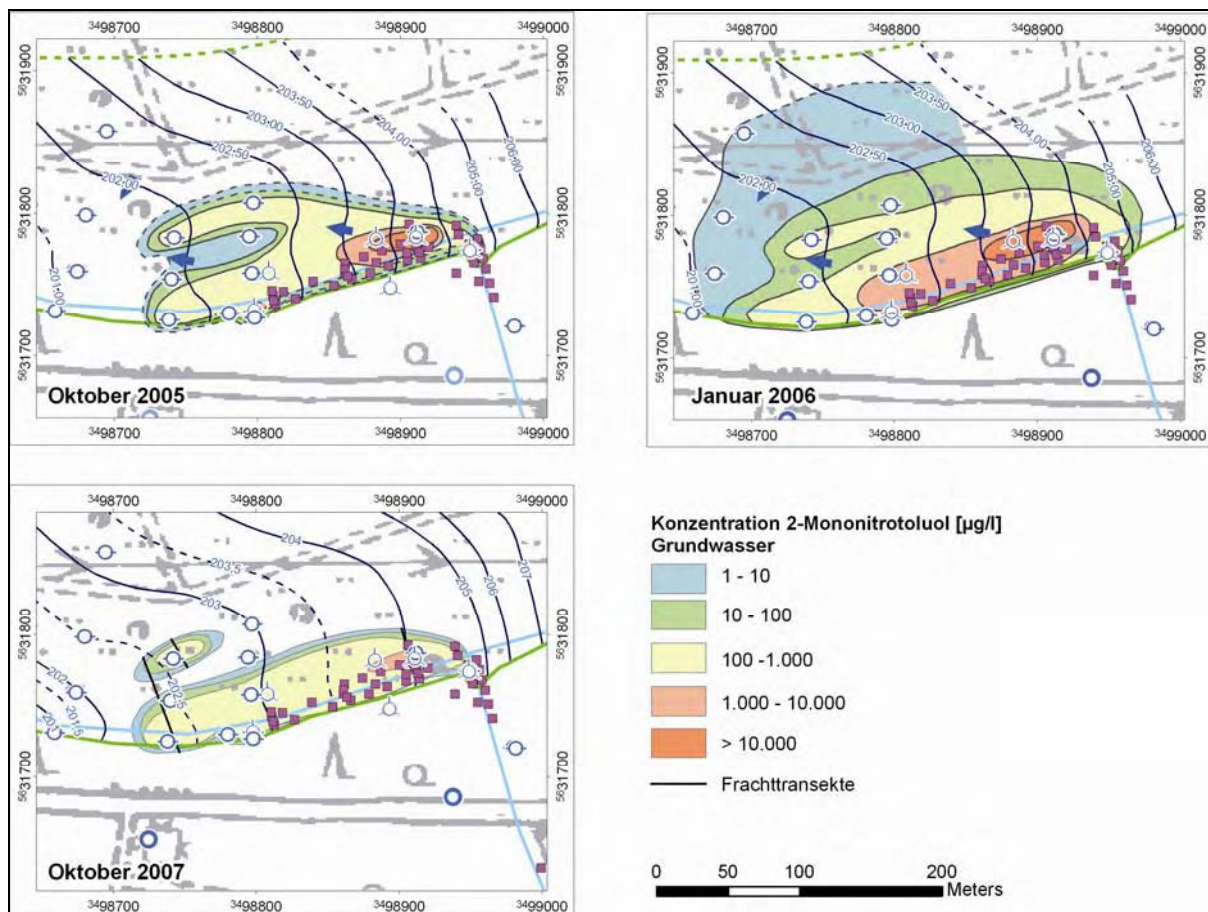


Abb. 29: Verteilung der 2MNT-Gehalte im Grundwasser im Bereich Münchbach, Oktober 2007

Die Anteile der Sulfonsäuren sind bezogen auf die Gesamtgehalte an STV in Grundwassermessstellen mit vergleichsweise niedrigen Gesamt-STV-Gehalten deutlich höher. In Grundwassermessstellen mit hohen Gesamt-STV-Gehalten sind die Anteile der Sulfonsäuren niedriger. Es zeigt sich das Abbauverhalten der Mononitrotoluole, die nach Ergebnissen des F+E-Vorhabens MONASTA (GFI 2006; GFI 2007) einen guten, vollständigen Abbau der Mononitrotoluole und praktisch keinen Abbau der Sulfonsäuren ergab, so dass der prozentuale Anteil der Sulfonsäuren deutlich ansteigen kann.

Exemplarisch ist der Verlauf der Konzentrationsentwicklung für die MNT in Abbildung 30 dargestellt.

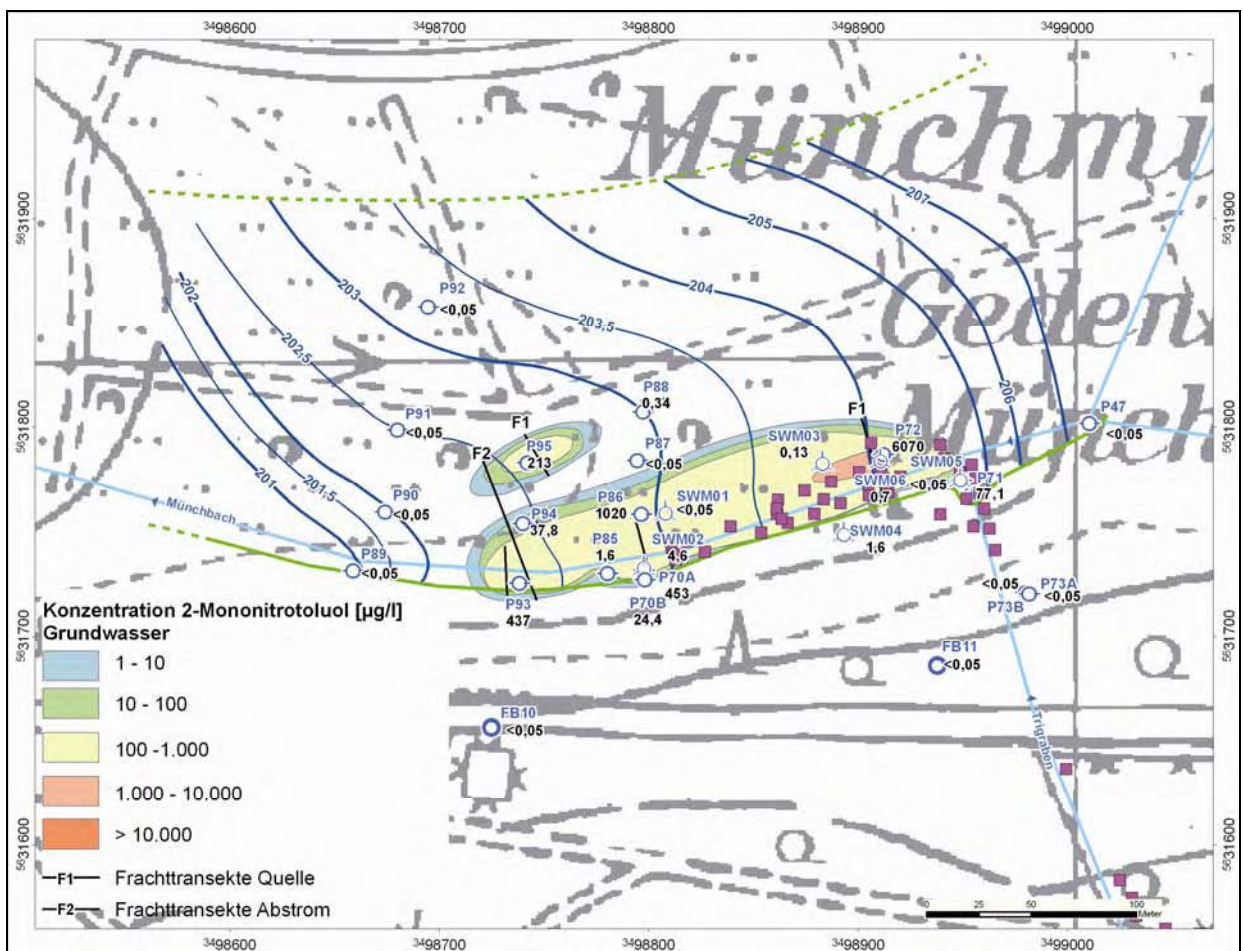


Abb. 30: Entwicklung der MNT-Gehalte in P70A und P72

Die Schadstoffentwicklungen im Auengrundwasserleiter zeigen abnehmende Gehalte. Die MNT und SS sind die Hauptbelastungsparameter (vgl. Abb. 29 und 30). Die Fahnenentwicklung des Parameters 2MNT ist in Abbildung 31 dargestellt.

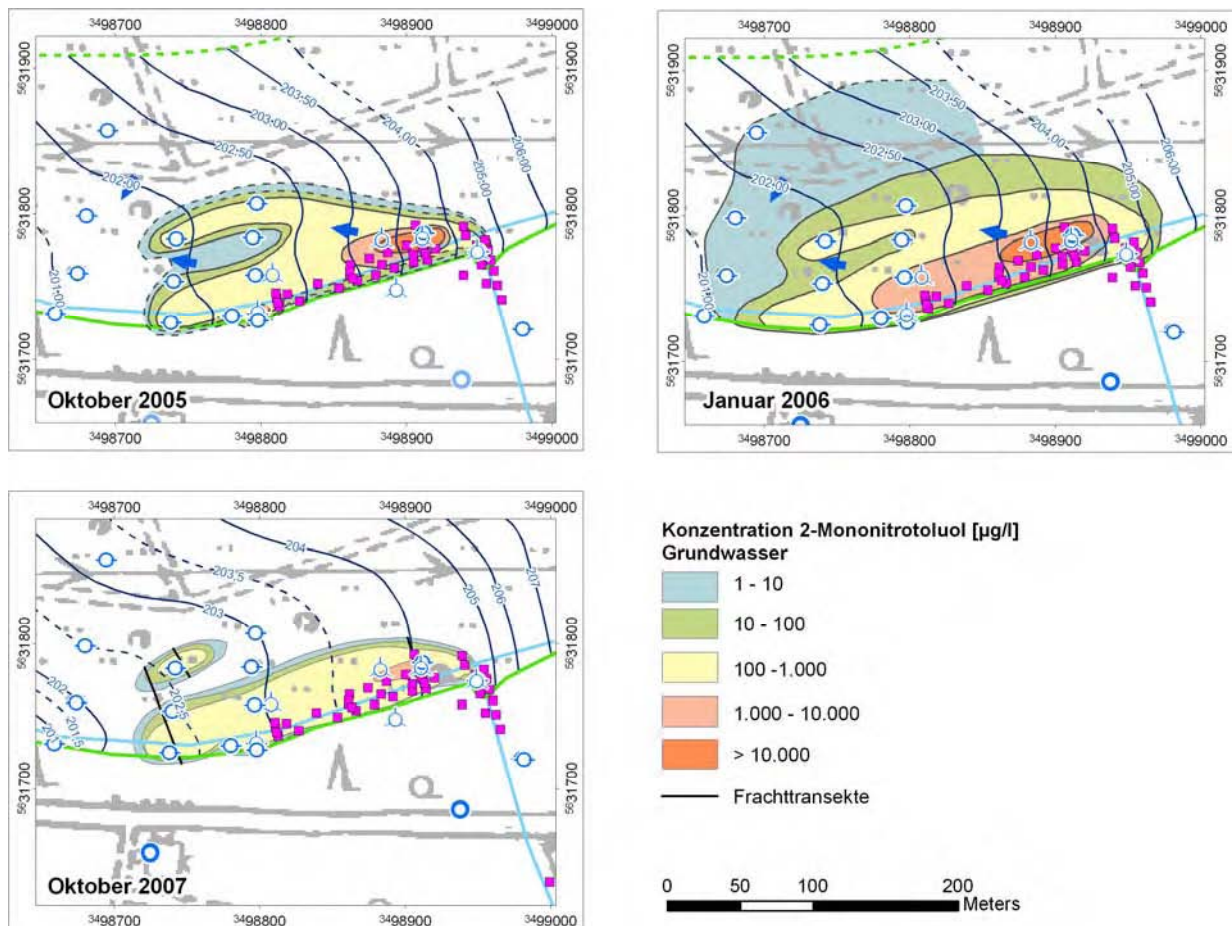


Abb. 31: Fahnenentwicklung im Bereich Münchbach für den Parameter 2MNT

Die Hauptbelastungen liegen weiter in den Messstellen P72, P86, P93, P95 und P70A. Die Fahnen erstrecken sich parallel zum Münchbach.

Die maximalen Gehalte wurden an der GWM P72 mit 27,1 µg/l für **2,4-Dinitrotoluolsulfonsäure-5** und an P70A mit 258 µg/l nachgewiesen. Die nachgewiesenen Grundwasserbelastungen orientieren sich ebenfalls am Verlauf des Münchbachs (vgl. Abb. 32).

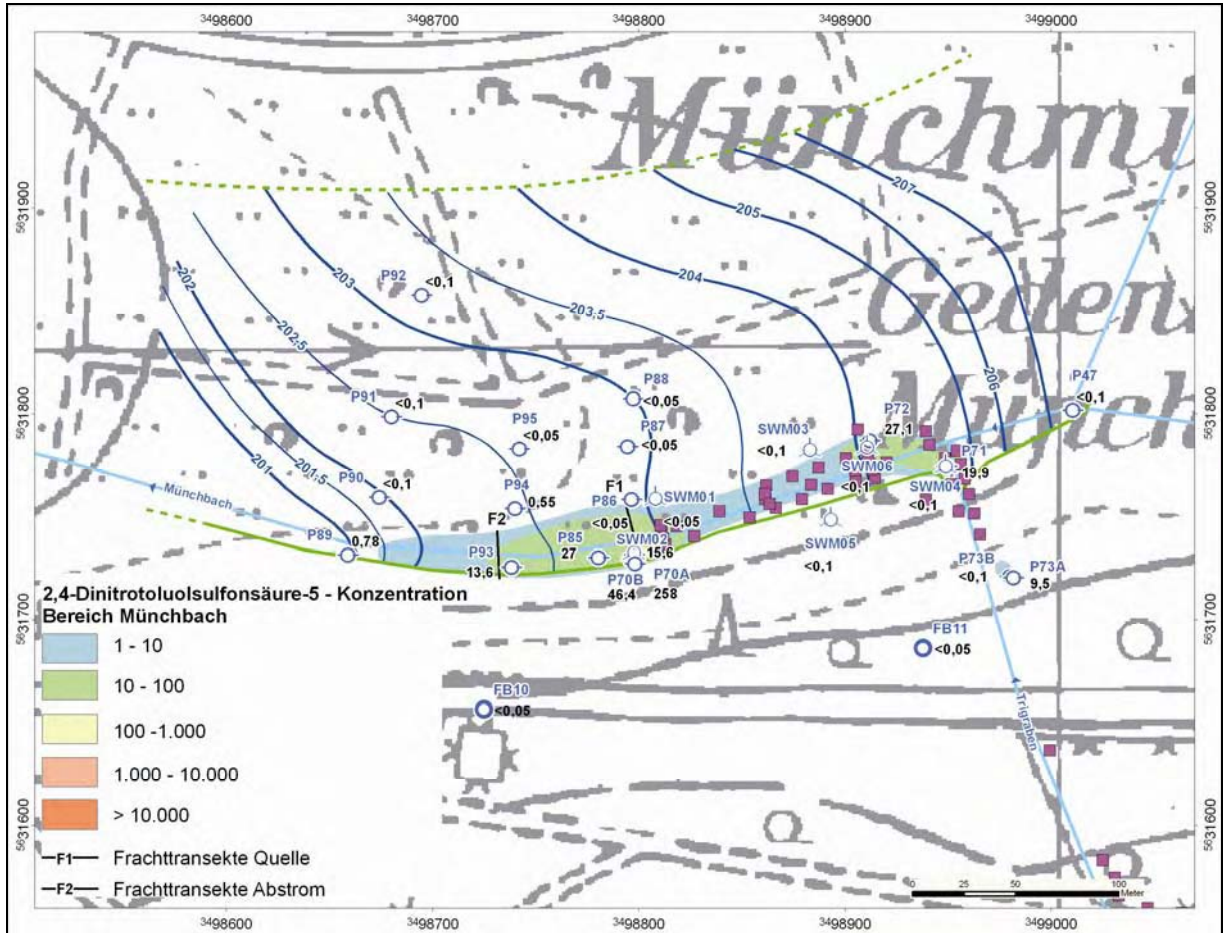


Abb. 32: Verteilung der 2,4-Dinitrotoluolsulfonsäure-5-Gehalte im Grundwasser im Bereich Münchbach, Oktober 2007

### A.6.3 Bilanzierung von Frachten

Die **aktuelle Fracht im Auengrundwasserleiter** lässt sich an den Bilanzebenen F1 (direkter Abstrom Schadenszentrum) und F2 (weiterer Abstrom) Frachten für den Parameter 2MNT, die Summe MNT und die Summe Nitroaromaten ermittelt. Sie beträgt für die Hauptparameter MNT 1,12 kg/a (F1) und 0,23 kg/a (F2).

Tab. 16: Gesamtbilanzierung Ist-Zustand

Pfad	Transportrichtung	Durchfluss [m³/h]	Fracht Σ 2-NT [kg/a]		Fracht Σ MNT [kg/a]		Fracht Σ 2,4-DNTSS-5 [kg/a]		Fracht Σ NA [kg/a]	
			F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Sickerwasser Auen-Grundwasser	vertikal	0,09	n.B.		0,001		n.B.		0,024	
Talauen-Grundwasser	horizontal	0,11	1,12	0,23	1,79	0,37	0,08	0,01	2,01	0,42
Austrag Talauen-Grundwasser in Festgesteinsgrundwasser (Gesamtfahne)	vertikal	0,21	0,91		1,33		0,091		1,5	
Austrag in das Festgestein zwischen den Bilanzebenen (F1 und F2)	vertikal	0,04	0,74		-		0,02		-	

### A.6.4 Prognose der Frachten nach einer Sanierung

#### Bereich TRI-Graben

Für die Prognose der Frachten im Bereich TRI-Graben wurden die Annahmen aus dem Bereich Münchbach übertragen. Eine deutliche Abnahme der Frachten durch die Sanierungsmaßnahmen von ca. 94 % (94 % der Nitroaromaten werden aus dem Boden entfernt) wird prognostiziert.

Für den Bereich TRI-Graben liegen die Ergebnisse der Modellierung vor, die eine Ableitung von Frachten ermöglichen. Die unter Worst-Case-Annahmen ermittelten Frachten an der Grundwasseroberfläche für den Bereich TRI-Graben liegen nach Angaben von ahu (2005) und AGK (2008) bei ca. 4,6 kg/a für die vier modellierten Parameter (2-NT, 2,6-DNT, 2,4,6-TNT und 2-A-4,6-DNT).

Nach der Berechnung ergeben sich mittelfristig folgende Frachten:

2,4,6-TNT: 0,06 [kg/a]  
2MNT: 0,084 [kg/a]  
2,6 DNT: 0,078 [kg/a]  
2-A-4,6-DNT: 0,057 [kg/a]

### **Bereich Münchbach**

Durch die geplanten Sanierungsmaßnahmen für den Bereich Münchbach kann eine Reduzierung der Frachten von ca. 76 % für die Summe der Nitroaromaten erreicht werden (vgl. Abb. 33). Die aktuell gemessenen Frachten von ca. 3,53 kg/a lassen unter Ansatz der linearen Beziehung eine Fracht nach Sanierung von ca. 0,85 kg/a erwarten. Diese teilt sich auf in einen Austrag von ca. 0,49 kg/a in den Auengrundwasserleiter und 0,36 kg/a in den unterlagernden Festgesteinsgrundwasserleiter (Solling).

In Abbildung 33 (s. nächste Seite) wurden sowohl die Daten aus dem Jahr 2004 als auch die aktuellen Daten zusammen dargestellt, um die Unterschiede zu verdeutlichen.

Die Schadstoffmenge in der Quelle wird durch die geplante Bodensanierung in einer Größenordnung von 76 % und durch die Maßnahmen am TRI-Graben um 94 % reduziert.

Die prognostizierten Frachten sind laut Genehmigung mittelfristig zu erreichen. Für den Zeitraum der Sanierung bis max. 1 Jahr danach werden aufgrund von Mobilisierungseffekten höhere Frachten erwartet. Als Sanierungsziel wurde vorgeschlagen, dass mittelfristig, d.h. ca. 3 bis 5 Jahre, eine Abnahme der Frachten auf die prognostizierten Werte zu erreichen und nachzuweisen ist.

### **Monitoringkonzept**

Im Bescheid zur Sanierung wurden Auflagen zur Überwachung der erwarteten Prozesse verfügt. Diese sind wie folgt:

- monatliche bzw. vierteljährliche Untersuchungen an den nahegelegenen Förderbrunnen des ZMW und an ausgesuchten Grundwassermessstellen im direkten Abstrom des Sanierungsbereichs;
- Schaffung der infrastrukturellen Voraussetzung für eine Inbetriebnahme eines ehemaligen Förderbrunnens;
- Erstellung von Statusberichten in regelmäßigen Abständen.

Als Leitparameter sind mindesten die Hauptparameter inkl. der beiden Sulfonsäuren zu überwachen, die in dem Parametersatz des Monitoringprogramms enthalten sind.

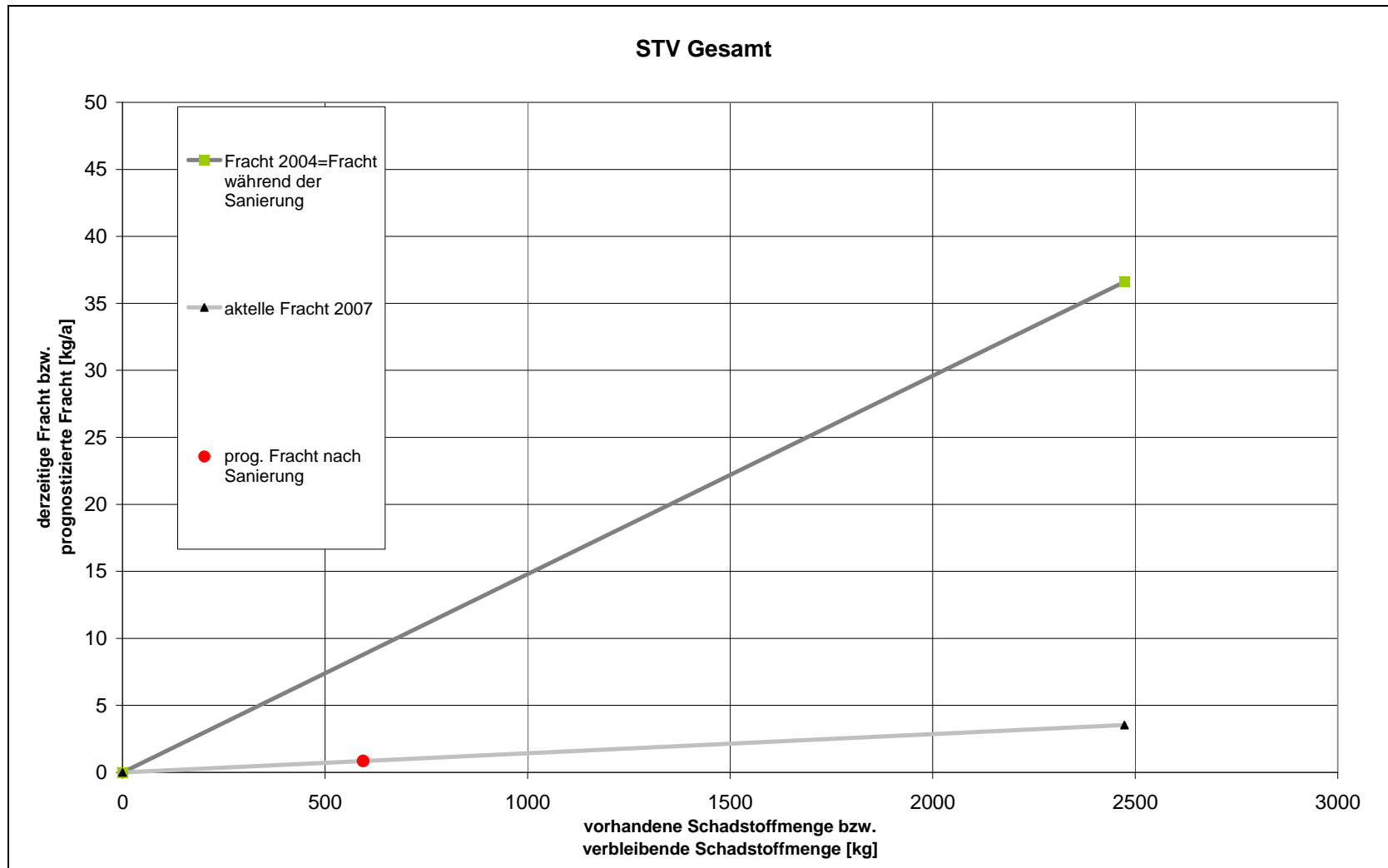


Abb. 33: Ermittlung der Frachten im Grundwasser nach der Sanierung des Münchbachs



## **A.7 HANDLUNGSKONZEPT SANIERUNGSTEILRAUM KLEINNIEDERUNG (IN-SITU-MOBILISIERUNG UND MNA)**

### **A.7.1 Durchgeführte Untersuchungen**

Im Folgenden sind die durchgeführten Arbeiten im Bereich der Kleinniederung im Gesamtbearbeitungszeitraum aufgelistet, getrennt nach Boden, Grundwasser und speziellen Untersuchungen.

#### **Boden**

- Variantenuntersuchung zur Sanierung der Kleinniederung ahu/IBE 2003;
- Bodenuntersuchungen im Rahmen der Erkundung des Sanierungsteilraumes durch IBE (Standorterkundungsuntersuchungen der Jahre 2003 und 2004);
- Bodenuntersuchungen (ahu 2007) im Rahmen der Nachuntersuchungen im Bereich Kleinniederung zur vertikalen und lateralen Eingrenzung des Schadensbereiches. Die Untersuchungen dienten neben der Absicherung früherer Untersuchungen auch der Vorbereitung von Sanierungsmaßnahmen und wurden nicht im Rahmen im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA durchgeführt.

#### **Durchgeführte Untersuchungen im Grundwasser**

- Grundwasseruntersuchungen im Rahmen der Variantenuntersuchung zur Sanierung der Kleinniederung (ahu AG , IBE 2003);
- Grundwasseruntersuchungen des Monitoringprogramms der Jahre 2003 bis 2007 im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA;
- Grundwasseruntersuchungen im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA der Jahre 2004 bis 2007 (ahu AG; GFI GmbH);
- Grundwasseruntersuchungen im Rahmen der Betriebsführung der Abwasserbehandlungsanlage in der Kleinniederung 2005 bis 2008 (ahu AG, 2006 bis 2008) im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA;

- Traceruntersuchungen im Rahmen eines Tracerversuches in der Kleinniederung (AGK 2007) im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA.

### **Spezielle Untersuchungen, Laboruntersuchungen zur Abbau und Rückhalt, Aufbereitung, Modell**

- Bodenuntersuchungen und Versuche zum Rückhalt bzw. Abbau im Rahmen des Aufstockungsvorhabens zum F+E-Vorhaben MONASTA der Jahre 2004 bis 2007 (ahu AG; GFI GmbH);
- Untersuchungen der Arbeitsgruppe Dr. Spain/Dr. Nishino;
- Technikumsversuche von GFI zur Sorption von MNT/Ethanol an Aktivkohle und zu den Auswirkungen von MNT-Belastungen auf Mikroorganismen in Belebtschlamm;
- Hydraulische Modellierung des Bereichs der Kleinniederung mittels eines Strömungsmodells (AGK 2006);
- Stofftransport-Modellierung des Bereichs der Kleinniederung mittels eines kombinierten Strömungs- und Stofftransportmodells (AGK 2008).

## **A.7.2 Untersuchungsergebnisse in der Kleinniederung**

### **A.7.2.1 Lage und Situation**

Die im Rahmen der Erkundung sukzessive errichteten 18 Lockergesteinsgrundwassermessstellen P62 bis P69A, P74 bis P83 und die beiden Brunnen B1 und B2 erschließen den Terrassenaquifer der Kleinniederung, die beiden Grundwassermessstellen P69B (Schadensquelle) und P76B (Abstrom in der Fahne) den unterlagernden Festgesteinsaquifer (Unterer Hardeggen) (vgl. ahu 2006). Ein Übersichtsplan mit der Lage der Grundwassermessstellen und Brunnen sowie der Lage der Kleinniederung im Bezug zum Gesamtstandort ist in Anlage 1 (Übersichtsplan) wiedergegeben. Das Gebiet liegt in der Schutzzone II der Wassergewinnung Stadtallendorf des ZMW.

Der Detailplan für den Bereich Kleinniederung ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

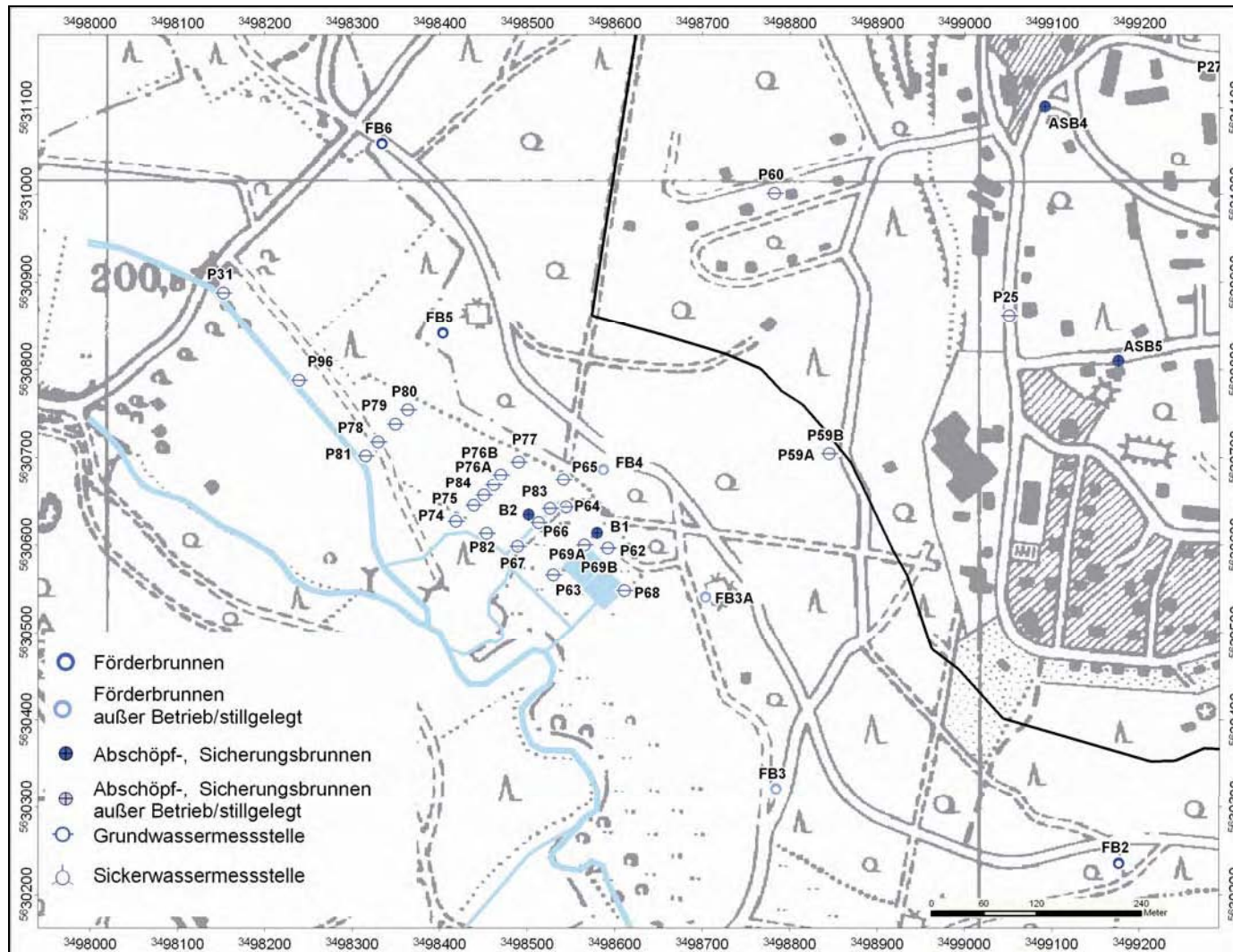


Abb. 34: Detailplan Kleinniederung mit der Darstellung der GWM und Brunnen

### A.7.2.1 Geologie / Hydrogeologie

In den Profildarstellungen des Berichts der ahu AG aus dem Jahr 2007 (ahu 2007) sind die hydrogeologischen und geologischen Verhältnisse in Form von Profilen im Hauptschadensbereich dargestellt. In Anlage 2 dieses Gutachtens ist ein weiteres Längsprofil dargestellt, in dem zusätzlich der FB5 und das unterlagernde Festgestein mit in die Darstellung aufgenommen wurde.

Der Aufbau des Untergrundes im Bereich Kleinniederung sieht wie folgt aus:

- 0 bis 0,2 m u. GOK: Mutterboden bzw. Auffüllung im Bereich der Wege.
- 0 bis max. 5 m u. GOK: Wechsellagerung aus Ton, Schluff und Feinsand, teilweise mittelsandig, teilweise mit org. Beimengungen, meist grau bis schwarz (Auenlehm). In einigen Bohrungen im Nordwesten (3.01-B049, 3.01-B054, 3.01-B068, 3.01-B071, L10, L27) des untersuchten Gebietes wurde Torf in einer maximalen Mächtigkeit von 0,9 m erbohrt. Eine weitere Differenzierung ist nicht möglich. Die Mächtigkeit des geringer durchlässigen Auenlehms nimmt jeweils nach Nordosten in Richtung Festgestein und nach Südosten hin ab, hier beträgt die Mächtigkeit lediglich 1 bis 2 m. In einigen Bohrungen (L30, P69A/B, 4.00B7-23/-24/-27) wurden geringmächtige Tonlagen (max. 1,2 bis 1,4 m) angetroffen.
- Kieseinheiten wurden im Hauptschadensbereich nicht angetroffen, lediglich an Brunnen B1 wurde eine Grobkieslage im Aquifertiefsten angetroffen. Es handelt sich fast ausschließlich um Mittelsande, grobsandig, schluffig bis schwach schluffig, vereinzelt kiesig; in der Messstelle P62 ist diese durch eine feinsandige Einschaltung (Mächtigkeit 2,5 m) unterbrochen. Die Mächtigkeiten dieser Schicht liegen zwischen 4 m und maximal 7 m.
- Die Festgesteinsgrenze wurde fast immer bei ca. 7 bis 12 m u. GOK (ca. 190 bis 194 mNN) angetroffen.

#### Grundwasserflurabstände

Die Grundwasserflurabstände liegen bei 1 bis 3,3 m u. GOK, abhängig von der Topografie. Der Terrassenaquifer im Bereich der Kleinniederung ist, wie bereits aus den Auswertungen in ahu 2004, 2006, 2007 bekannt, in diesem Bereich gespannt. Im Südostbereich verringert sich die Mächtigkeit der geringer durchlässigen Schicht, so dass hier ein freier Grundwasserspiegel anzutreffen ist.

### **Grundwasserfließverhältnisse**

Die Grundwasserfließrichtung ist grundsätzlich von Südosten nach Nordwesten parallel zur Klein gerichtet. Im Nordwesten biegt die Grundwasserfließrichtung nach Westen ab, hier tritt das Grundwasser in die Klein über. Das Gefälle ist relativ gering (ca. 0,003). Die Klein liegt ca. 150 m südwestlich des untersuchten Bereichs, einige Altarme und Entwässerungsgräben verlaufen durch das bzw. nahe an dem Untersuchungsgebiet vorbei.

Bei der Förderung an B2 mit 6 m<sup>3</sup>/h bildet sich ein Absenktrichter aus, in dessen Einflussbereich v.a. die Messstellen P66, P83 und P76A liegen. Auf der Basis der aktuell konstruierten Grundwassergleichen (ahu 2008) ist davon auszugehen, dass mit der Fördermenge von 6 m<sup>3</sup>/h der gesamte Fahnenbereich im Bereich der Kleinniederung durch den Brunnen B2 erfasst wird. Dies bestätigen die Fahnenbilder Oktober 2006 und Oktober 2007.

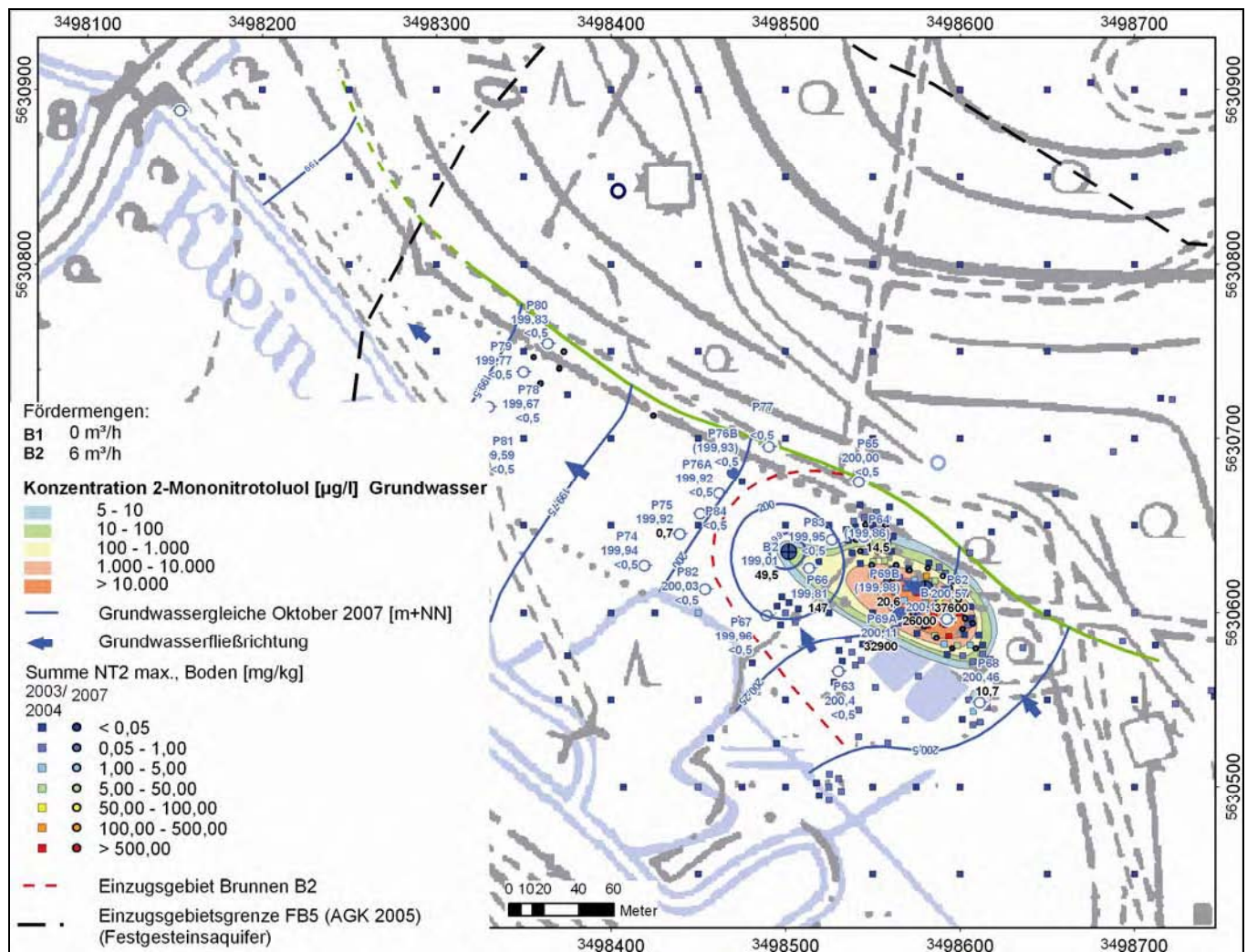


Abb. 35: Grundwassergleichenplan und Verteilung von 2MNT für Oktober 2007 (Bereich Kleinriedung)

## Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen

Als Hauptkomponenten treten im Boden vor allem 2-Mononitrotoluol und 4-Mononitrotoluol z.T. im g/kg-Bereich auf. In der Mehrzahl der Proben wurden auch die reduzierten Metabolite 4-Methylanilin, 2-Methylanilin und ADNT im Boden nachgewiesen.

Die im Jahr 2007 erstmals im Boden untersuchten Parameter der Sulfonsäuren wurden in keiner Probe nachgewiesen.

In vielen Proben wurden auch die reduktiven Metabolite der DNT's, die Aminonitrotoluole nachgewiesen. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass die Milieubedingungen am Standort eine mikrobiologische Reduktion der Nitroaromaten zu Methylanilinen und Aminonitrotoluolen zulassen. Es wurden jedoch nur Metaboliten der ersten Reduktionsstufe, d.h. es wurde nur eine Nitrogruppe reduziert, nachgewiesen. Im Gegensatz zu den MNT ist die Verteilung der Methylaniline in den Sedimentproben homogener. Aufgrund ihrer besseren Wasserlöslichkeit werden diese Stoffe auch dann vertikal transportiert, wenn die MNT in der oberen Schicht immobil vorliegen.

Die Eigenschaften der erbohrten Sedimentproben sind im Wesentlichen durch geringe TOC-Gehalte und zum Teil sehr große Fraktionen an Ton und Schluff aber auch durch ausschließlich sandige und kiesige Bereiche charakterisiert. Die Schadstoffkonzentrationen korrelieren dabei nicht mit den Ton- oder Schluffgehalten der Sedimente. So wurden hohe Feststoffkonzentrationen auch in kiesigen, sandigen Proben bestimmt, die gut wasserführend sind.

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen sind flächen- und tiefendifferenziert in ahu (2008) dargestellt.

Im vermuteten Haupteintragsbereich (GWM P62 und L30/P97) ist der gesamte Lockergesteinsabschnitt in ca. 7 bis 11 m Tiefe deutlich kontaminiert. Eine eindeutige Tiefendifferenzierung in einem bestimmten Bodenhorizont oder einer einheitlichen Tiefe ist nicht festzustellen. So treten sowohl in den feinkörnigen als auch in den besser durchlässigen Bereichen Gehalte mit STV-Konzentrationen von mehr als 100 mg/kg auf.

**Eluatuntersuchungen** wurden an insgesamt 12 Bohrungen durchgeführt. Bei den Bohrungen wurden jeweils die Proben ausgewählt, die aufgrund der Feststoffuntersuchungen erhöhte Stoffgehalte bezogen auf die STV (v.a. 2,4,6-Trinitrotoluol, 2-Mononitrotoluol, 2,6-Dinitrotoluol und 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol) und die Methylaniline in unterschiedlichen Bodenarten aufwiesen. Die Bewertung erfolgte v.a. im Hinblick auf die im Rahmen des F+E-Vorhabens MONASTA gewonnenen Ergebnisse zum Feststoff-/Eluat-Verhältnis. Für die Darstellung der Ergebnisse wurden alle vorhandenen Ergebnisse darge-

stellt. Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden mit der jeweiligen Nachweisgrenze berücksichtigt.

Eine Differenzierung nach verschiedenen Hauptbodenarten bzw. nach dem Tongehalt wurde untersucht, ein systematischer Zusammenhang konnte **nicht** abgeleitet werden.

Exemplarisch sind in Abbildung 36 die Ergebnisse für den Hauptparameter 2MNT dargestellt.

Es zeigt sich, dass die berechnete Regressionsgerade für die Eluate aus der Kleinniederung in einem ähnlichen Wertebereich liegt wie die bereits vorhandenen Ergebnisse zu den Batchversuchen an der TRI-Halde. Insbesondere das Wertepaar für die maximal ermittelte Lösungskonzentration für 2-Mononitrotoluol von 918<sup>4</sup> mg/l (Feststoff 1.350 mg/kg) liegt innerhalb des erwarteten Bereichs. Der Vergleich zeigt allerdings auch, dass ein Großteil der aktuellen Werte über denen liegt, die im Bereich Münchbach ermittelt wurden.

---

<sup>4</sup> Der ermittelte Wert liegt deutlich (Faktor 1,5) oberhalb der Löslichkeit für 2-Mononitrotoluol von 600 mg/l (GFI 2007). Das 2:1-Eluat wurde hergestellt, indem ca. 150 g Probe (bez. auf Trockenmasse) mit 300 ml Wasser versetzt und 24 h geschüttelt wurden. Die Trennung der festen und flüssigen Phase erfolgte durch Filtration (ohne Druck) über Blaubandfilter (2 µm). Das noch trübe Eluat wurde im Hinblick auf leichtflüchtige und empfindliche Substanzen (Methylaniline) nicht weiterbehandelt, sondern direkt für die Analysen verwendet. Dadurch werden die im trüben Eluat vorhandenen Feinstoffanteile bei der Probenvorbereitung (Toluol-Extraktion) für die GC-Analyse miterfasst.



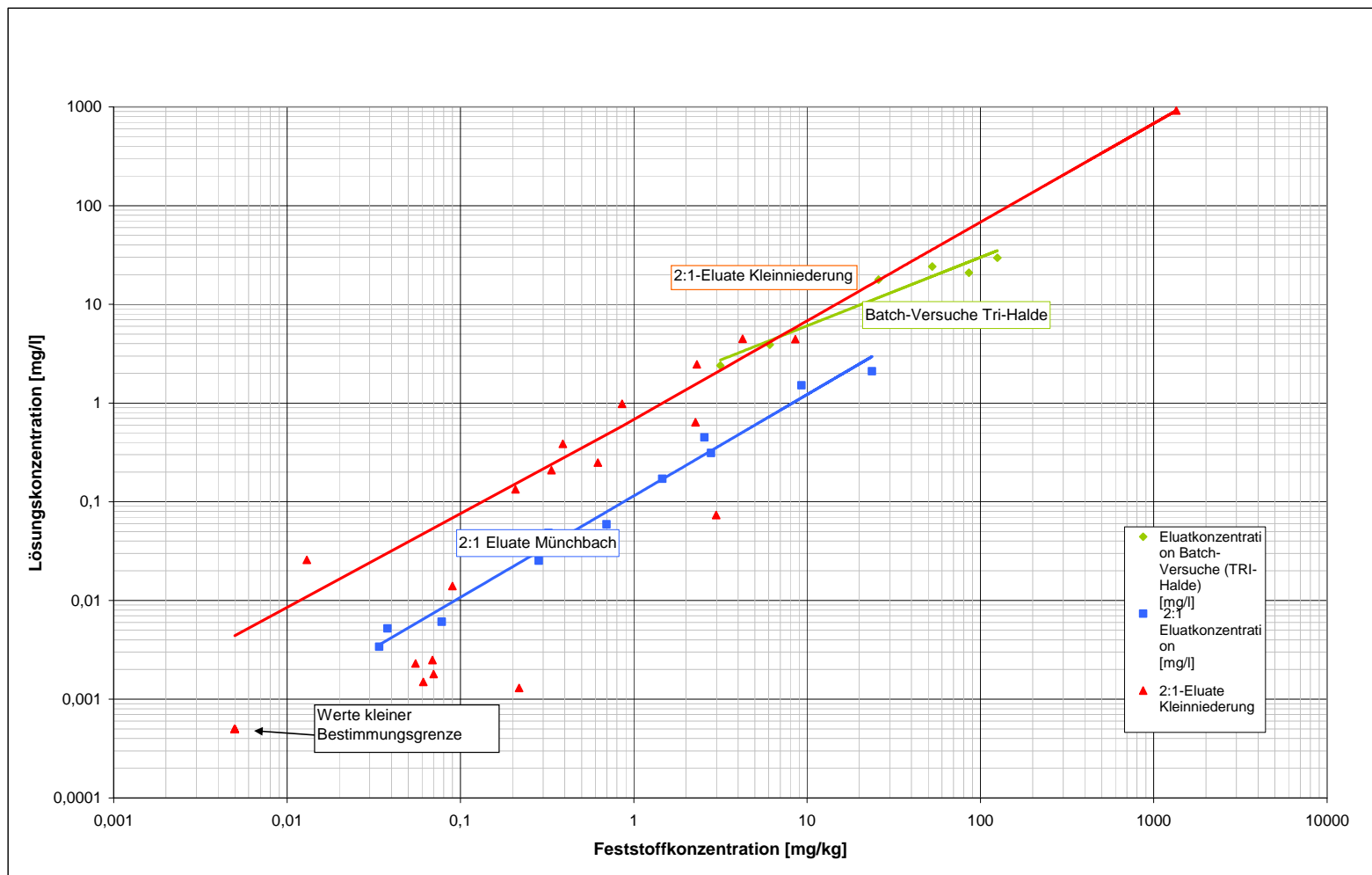


Abb. 36: Wertepaare und Regressionsgeraden für 2-Mononitrotoluol (2:1-Eluate Kleinniederung und Münchbach, Batchversuche TRI-Halde)

## **Untersuchungen zur Sorption**

Die Sorption der STV ist in den stark organikhaltigen Sedimenten (hohe TOC-Gehalte) um etwa zwei Zehnerpotenzen größer als in den sandigen Sedimenten (geringe TOC-Gehalte). Die Aminonitroverbindungen sorbieren in diesen Sedimenten im Vergleich mit den MNT und den Methylanilinen am stärksten. Neben den Sorptionsreaktionen mit der organischen Matrix sind auch spezifische Sorptionsmechanismen mit den am Standort weitverbreiteten Tonmineralien ersichtlich. So sind in Proben mit hohen Tongehalten trotz des relativ hohen TOC von 0,3 % (bei TOC > 0,05 % dominiert laut HADERLEIN (1993) die Sorption an organischer Matrix) spezifische Sorptionseffekte des 4NT und der möglicherweise dissoziiert vorliegenden Methylaniline nachweisbar, die zu einer vergleichsweise wirksamen Sorption der genannten Stoffe an den Tonmineralien führen. Dominant ist jedoch die Sorption an TOC-haltigen Sedimenten. Die Unterschiede zwischen den einzelnen STV in ihrem spezifischen Sorptionsverhalten sind zwar sichtbar aber beeinflussen den Wert der ermittelten Sorptionskennwerte nicht so dominant, wie es die Eigenschaften der Sedimente (TOC-Gehalt, Ton- und Schluffgehalt) vermögen.

## **Porenwasserkonzentration**

Auf Grundlage der ermittelten Sorptionskonstanten und der theoretisch berechneten maximalen Konzentration des 2NT im Sediment wird deutlich, dass in vier von zehn am Standort gewonnen Proben das 2NT in Phase vorliegen müsste. Daraufhin wurde versucht, das Porenwasser zu untersuchen bzw. die 2NT-Phase aus dem Sediment zu mobilisieren.

Die Abtrennung des Porenwassers gelang für das sandige Sediment vollständig, für das ton- und schluffhaltige Sediment dagegen nur zur Hälfte. Die Ergebnisse zeigten, dass in beiden untersuchten Sedimenten die 2NT-Gehalte im Sediment so hoch sind, dass sie nicht durch Sorption erklärbar sind.

### **A.7.2.2 Mikrobiologische Untersuchungen zur Abbaubarkeit der MNT durch Mikroorganismen**

Die Arbeitsgruppe Spain/Nishino hat im Rahmen des F+E-Vorhabens MONASTA u.a. Untersuchungen an Proben aus der Kleinniederung durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war, festzustellen, ob Mikroorganismen vorhanden sind, welche die Hauptkomponenten in der Kleinniederung (MNT) mikrobiologisch abbauen können und welche limitierenden Faktoren für den Abbau vorhanden sind.

Im Zuge dieser Untersuchungen wurden Bodenproben und Grundwasserproben in der Kleinniederung entnommen und untersucht. Weiterhin wurde im August 2007 eine Probe der beladenen Aktivkohle der Reinigungsanlage an der TRI-Halde genommen und untersucht.

Es konnte eine wirksame biologische Aktivität in den Grundwasserproben festgestellt werden, die zu einem Abbau der MNT geführt hat. Dieses wurde v.a. in den geringer belasteten Grundwasser-Proben (< 1 mg/l Summe STV) festgestellt. In Bereichen mit hohen STV-Konzentrationen aus dem Hauptschadensbereich wurde keine relevante mikrobiologische Aktivität festgestellt.

Die Versuche mit der Aktivkohle von der Aufbereitungsanlage an der ehemaligen TRI-Halde zeigen, dass ein hohes Abbaupotenzial durch die Mikroorganismen vorhanden ist. Die Mikroorganismen stammen dabei aus dem Grundwasser. Sie reichern sich entweder auf der Aktivkohle an (aus dem geförderten Grundwasser) oder sie „wachsen“ weiter auf der Aktivkohle.

Dies bestätigt die hohen Standzeiten der Anlage an der ehemaligen TRI-Halde und die hohen rechnerischen Beladungen an der TRI-Halde, die ohne eine biologische Aktivität nicht erklärbar wären.

Exemplarisch ist in Abbildung 37 die Konzentrationsentwicklung der Hauptkomponenten der MNT in Abhängigkeit von der Zeit dargestellt.

Die Arbeitsgruppe empfiehlt auf Grundlage der Untersuchungen, entweder die gebrauchte Aktivkohle als Bioreaktor zu nutzen oder die Mikroorganismen bei einem Wechsel zu „ernten“ und für die Anzucht von MNT abbauenden Mikroorganismen zu nutzen.

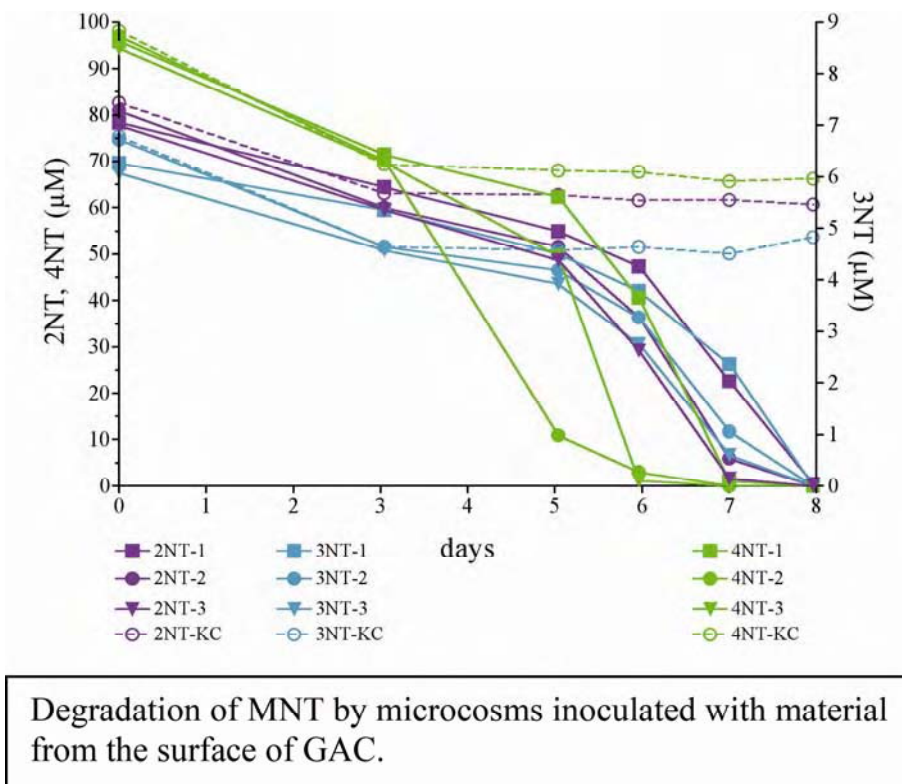


Abb. 37: Entwicklung der MNT-Gehalte nach Animpfen mit den von der Aktivkohle gewonnenen Mikroorganismen<sup>5</sup>

### A.7.2.3 Untersuchungen zum In-Situ-Abbau der MNT

Es wurden Versuche zum **Abbau der MNT und der Methylaniline** mit nativen Mikroorganismen unter limitierten Bedingungen (geringer Sauerstoffgehalt, niedrige Temperatur, geringer TOC-Gehalt), wie sie im Grundwasserleiter vorliegen, durchgeführt. Im Ergebnis zeigte sich, dass auch die nativen Mikroorganismen einen Abbau der STV bewältigen können. Besonders die Mononitroaromaten (2NT, 4NT, 3NT) und 24DNT sowie TNT zeigten in den biotisch aktiven Ansätzen einen stärkeren Rückgang als in den biotisch inhibierten Versuchen (vgl. Abb. 38 und Abb. 39).

<sup>5</sup> Einheit  $\mu\text{M}$  = Mikromol.  
Für 2-Mononitrotoluol bedeutet das:  $137 \mu\text{g/Liter} = 1 \mu\text{M}$ .

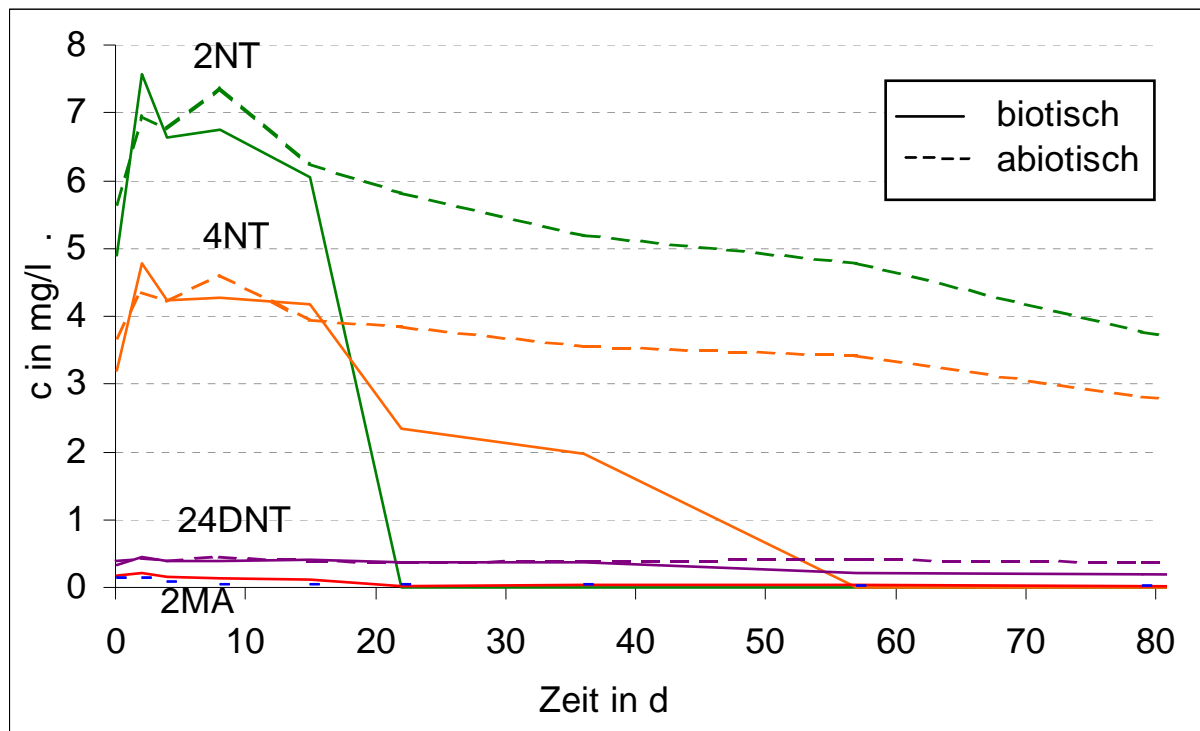


Abb. 38: Entwicklung der Schadstoffkonzentration in Batchversuchen mit nativ kontaminierten Sediment und nativen unkontaminierten Grundwasser bei 10°C; im Vergleich biotische und mit Quecksilberchlorid vergiftete (abiotische) Versuche

Als toxische Schwellenkonzentration wurden 15 mg/l STV in Summe ermittelt. Bereits ab 30 mg/l STV konnten im Batchversuch Abbaureaktionen nicht mehr deutlich nachgewiesen werden, wenngleich die biotischen Ansätze eine mikrobielle Aktivität mit einer Bildung geringer Mengen unbekannter Metaboliten bei einer Maximalkonzentration von 500 mg/l STV zeigten. Durch den Einsatz von Ethanol konnte entsprechend für die meisten Stoffe ein unverminderter biotischer Abbau bis zur toxischen Konzentration von etwa 30 mg/l Summe STV festgestellt werden.

Aus diesen Untersuchungen wird deutlich, dass in der Schadstoffquelle kaum ein biotischer Abbau stattfinden wird. Jedoch im Abstrom, wenn die Schadstoffkonzentration durch Verdünnung und Sorption unter 20 mg/l absinkt, kommen biotische Abbauprozesse vor allem für die MNT zum Tragen. Die Bildung von Methylanilinen konnte dabei sowohl durch Säulenversuche im Labormaßstab (s. Abb. 39) als auch durch das Grundwassermonitoring und Bodenuntersuchungen belegt werden.

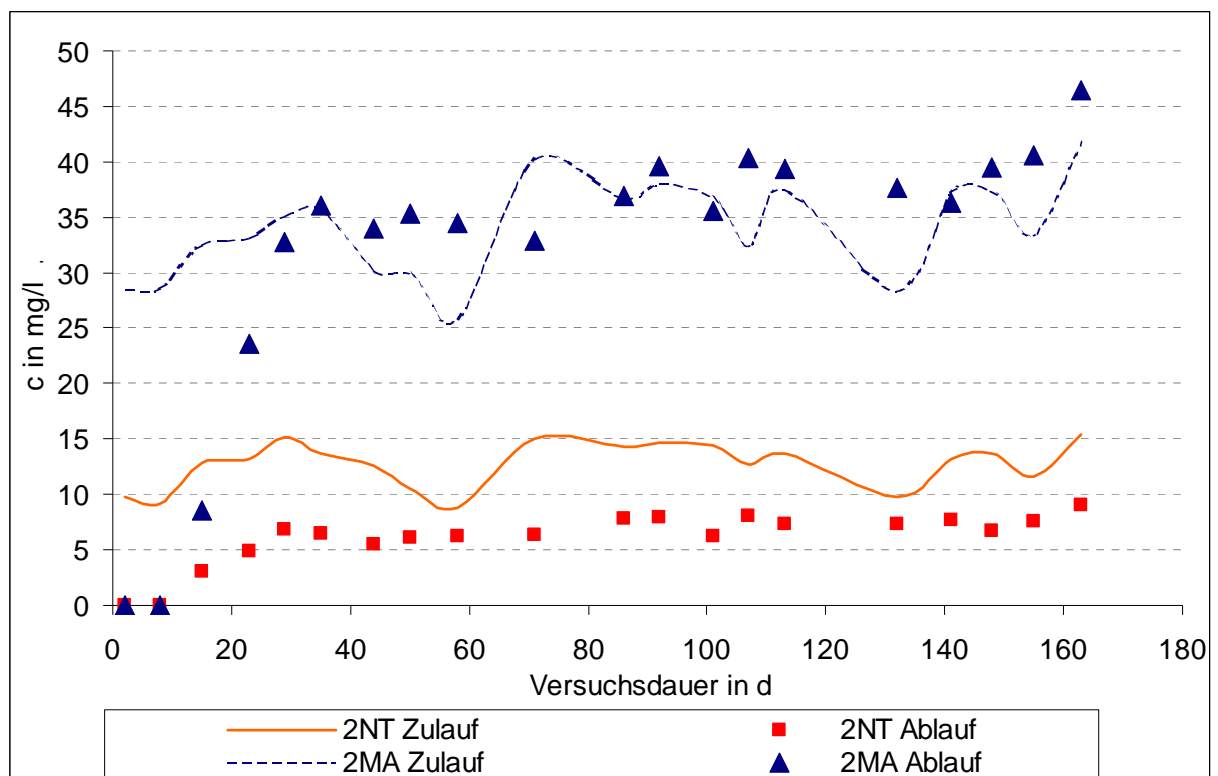


Abb. 39: Entwicklung der 2-NT und 2MA-Konzentration eines Säulenversuches mit nativ unkontaminierten Sediment und nativen kontaminierten Grundwasser bei 10°C; deutlich sichtbar der unvollständige Durchbruch des 2NT aufgrund von Abbauprozessen und die Bildung des 2MA während des Versuchs

### A.7.3 Untersuchung zur Mobilisierung und Steigerung des Abbaus von STV

#### Phasenverhalten 2-Mononitrotoluol

Das 2NT bildet aufgrund seiner Dichte von  $1,2\text{g/cm}^3$  eine **DNAPL-Phase**, das heißt eine **schwerere Phase als Wasser** aus. Diese konnte in Versuchen mit Leitungswasser und Zugabe von reinem 2NT am Gefäßboden sichtbar nachgewiesen werden. Diese Phase verschwand visuell nach Zugabe geringer Mengen Sediment. Im Ergebnis dieses Versuchs wird davon ausgegangen, dass sich 2NT-Tröpfchen um das Sediment herum anlagern und somit weder gelöst noch sorptiv an das Sediment gebunden vorliegen. In mikroskopischen Untersuchungen wurde diese Vermutung bestätigt. Es konnten künstlich erzeugte 2NT-Phasen um jedes einzelne Sedimentkorn herum visualisiert werden. Weiterhin wurde mit den mikroskopischen Untersuchungen deutlich, dass sich das ebenfalls zugegebene Wasser um die 2NT-Phase herum anlagert, eine sichtbare Grenzfläche ausbildet und somit nicht zur so-

fortigen Auflösung der Phase führt. Die mikroskopischen Untersuchungen zeigten die Stabilität von residualer, am Sediment assoziierter 2NT-Phase. Damit bestätigt sich die aus den Feststoffuntersuchungen und den Sorptionsuntersuchungen gewonnene Hypothese, dass 2NT in hohen Konzentrationen residuale Phase ausbilden kann.

Entscheidend für eine Sanierung ist die **Mobilität** der sich ausbildenden 2NT-Phase. Diese hydraulische Mobilität setzt die Kohärenz der Phase voraus. Ist diese Bedingung nicht gegeben, so ist die Phase allein infolge einer hydromechanischen Krafteinwirkung nicht bewegbar und somit immobil. Versuche, aus dem natürlich kontaminierten Sediment die Phase durch Anlegen eines Überdrucks zu entfernen, scheiterten. Das 2NT war immobil. Es konnten im abgetrennten Porenwasser nur etwa 36 % der gesamten STV-Masse vom Sediment separiert werden. Andererseits ist die am Sediment haftende 2NT-Phase bei der Extraktion des kontaminierten Sedimentes mit Lösemitteln schnell eluierbar. Die durchgeführten mikroskopischen Untersuchungen zeigten, dass sich die 2NT-Phase gegen eine wässrige Phase „abschirmen“ kann und so eine Auflösung nur über die damit minimierte Grenzfläche 2NT/Wasser möglich ist. Diese Limitierung führt u.U. zu dem beobachteten Effekt, dass trotz unterschiedlich stark kontaminierter Böden nahezu vergleichbare 2NT-Konzentration im Sicker- bzw. während der Waschversuche beobachtet werden.

### **Rückhalt von Mononitroaromaten**

Es wurde festgestellt, dass die Schadstoffe im Quellbereich wahrscheinlich in Phase vorliegen. Die Festlegung von Phasen in Lockergesteinsaquiferen mittels Fixierung wird als äußerst schwierig und unsicher eingeschätzt. Es müssten eher hydraulische Barrieren (z.B. Dichtwände) eingebracht werden, die die Schadstoffphase langfristig und zuverlässig abschirmen. Das ist aus unserer Sicht in der Kleinniederung nicht zielführend.

Die Einbringung von Adsorbentien bewirkt immer eine Gleichgewichtssorption (Konzentration am Sorbens ist im thermodynamischen Gleichgewicht mit der Konzentration in Lösung), es sei denn, eine chemische Bindung zwischen den Adsorbentien und dem Schadstoff wird erreicht. Werden ausschließlich physikalische Kräfte bei der Adsorption wirksam, müssten die „beladenen“ Adsorbentien (Adsorbate) wieder vollständig aus dem Untergrund entfernbar sein. Ein wirklicher Rückhalt wird damit nicht erreicht.

Weiterhin hat sich in den Untersuchungen des GFI mit dem Material aus dem Buntsandstein die Sorption der MNT als reversibel gezeigt. Das Einbringen von Adsorbentien zur Fixierung (Rückhalt) wird in der Kleinniederung daher als nicht zielführend gesehen.

Aus diesen Gründen wurden keine weiteren Untersuchungen zur Steigerung des Rückhalts durchgeführt, sondern die Erhöhung der Verfügbarkeit der in Phasen gebundenen MNT für den biotischen In-Situ-Abbau im Labormaßstab untersucht und ein Feldversuch zur Erprobung dieser Möglichkeit vorgeschlagen.

### Elutionsversuche zur Mobilisierung und zum Abbau von Schadstoffen aus kontaminiertem Sediment

Um den Effekt der Phasenauflösung durch **Elution mit Wasser und Lösemitteln** in Verbindung mit dem vertikalen Sickerwassertransport zu untersuchen, wurden Säulenversuche zur Elution durchgeführt. Dabei wurde mit Wasser als auch mit drei verschiedenen Lösemitteln (Ethanol, 1-Propanol, Butanol) eluiert. Es zeigte sich, dass durch den Einsatz von Ethanol die höchsten Auswaschraten für den Hauptschadstoff 2NT erzielt werden konnten. Es bildete sich keine eigenständige Alkohol-DNAPL-Phase, sondern das 2NT wurde vollständig im Alkohol gelöst, der wiederum mit Wasser mischbar ist.

Bei den durchgeführten laborativen Untersuchungen zum Austrag von 2NT mit einer hundertprozentigen Ethanollösung zeigte sich mit dem ersten Spülschritt ein fast vollständiger Austrag des 2NT (s. Abb. 40). Die 2NT-Konzentration im Eluat war im ersten Spülschritt stark abhängig von der Gesamtmenge des 2NT im Versuch. Es wurden in Abhängigkeit der 2-Mononitrotoluol-Menge im Sediment (14 mg/kg bis 3.000 mg/kg) Konzentrationen von etwa 25 mg/l bis 5 g/l 2-Mononitrotoluol im Ethanol-Eluat gemessen. Schon im zweiten Spülschritt war die Konzentration des 2-Mononitrotoluol um eine bis zwei Zehnerpotenzen kleiner als im ersten Schritt.

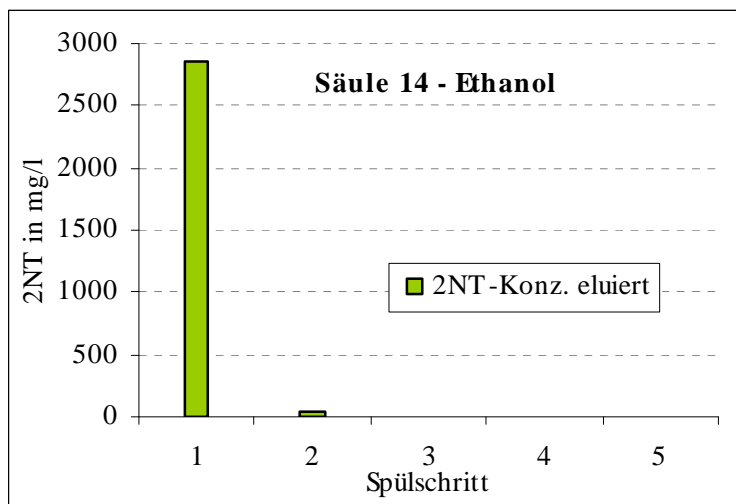


Abb. 40: 2-Mononitrotoluol-Konzentration im Eluat bei einer 2-Mononitrotoluol-Konzentration im Sediment von 1.700 mg/kg



Im ungesättigten Bereich erfolgt durch den Einsatz von Ethanol bereits mit einem 13-fachen Austausch der Feldkapazität eine vollständige Reinigung des Bodens, während bei Einsatz von Wasser ein 150-facher Austausch notwendig wäre.

Der Tongehalt in den Sedimenten vermindert dabei den 2NT-Austrag nur insoweit, dass der Wassertransport in diesen Sedimenten wesentlich langsamer verläuft als in den stärker sandigen Sedimenten und damit vor allem zu zeitlichen Unterschieden führt. Die Massenbilanz zeigt vergleichbare 2NT-Austräge in beiden Sedimenttypen.

Durch den Einsatz einer 30 %igen Ethanollösung konnten bei einem Versuch mit einer natürlich kontaminierten Sedimentprobe auch die anderen Hauptschadstoffe wie 4NT, die Methylaniline und Aminodinitrotoluole vollständig eluiert werden.

Aus den bisher durchgeführten laborativen Untersuchungen wurden Auswaschraten für die einzelnen eingesetzten Stoffe bestimmt und in der folgenden Abbildung dargestellt.

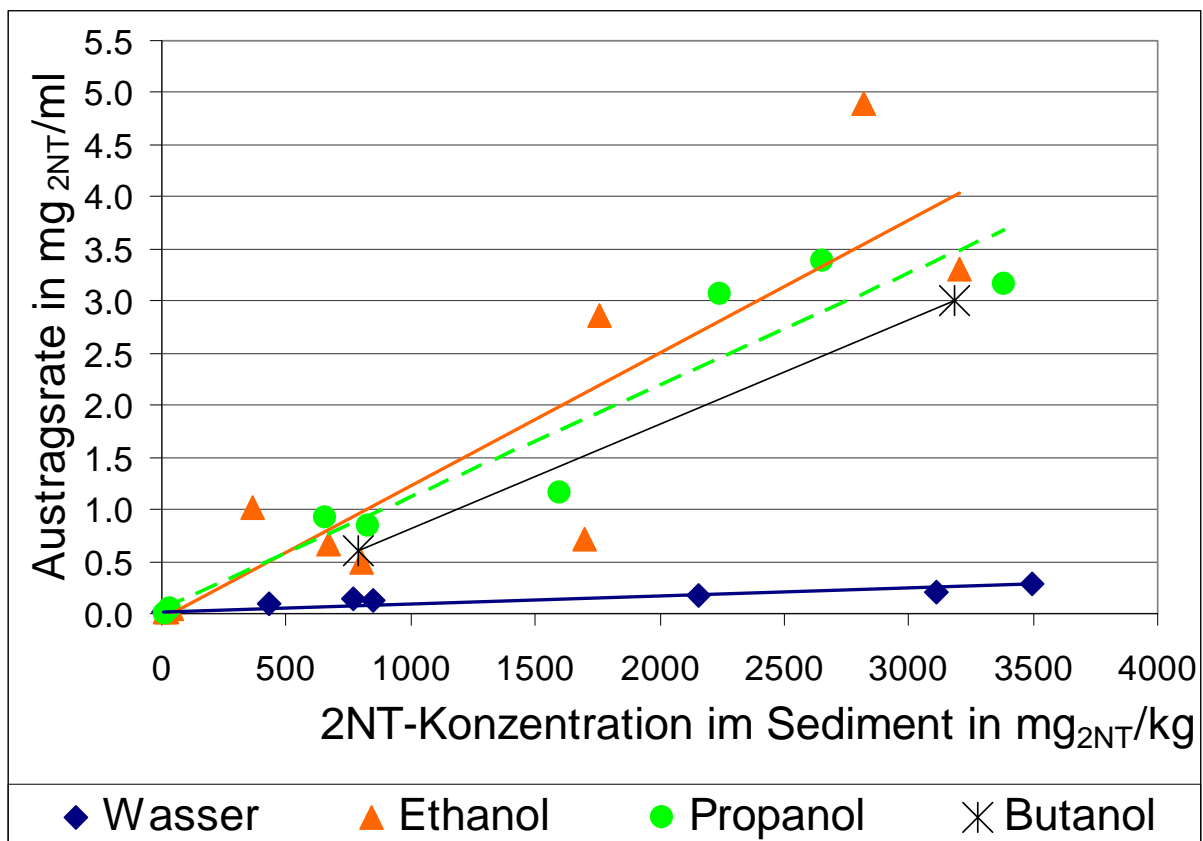


Abb. 41: Vergleich der 2-Mononitrotoluol-Auswaschraten zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit bei Verwendung verschiedener Stimulanzen

Der Vergleich der Alkohole fällt aufgrund der Streuung der berechneten Raten etwas schwerer, wenngleich Ethanol bezüglich der Auswaschungsraten als geringfügig besser als 1-Propanol und Butanol eingestuft werden kann. Weiterhin trat bei der Elution mit Ethanol eine trübe 2-Mononitrotoluol-Ethanol-Phase auf, beim Einsatz von 1-Propanol war diese Phase stets klar. Der Einsatz von Butanol ist in der ungesättigten Zone ebenfalls empfehlenswert, wenn man bedenkt, dass es möglich ist, die gesamte 2-Mononitrotoluol-Menge aus dem Untergrund als eigenständige mobile 2-Mononitrotoluol-Butanol-Phase getrennt vom Grundwasser zu fördern. Weiterhin ist mit dem Einsatz des Butanol ein Abdriften des 2-Mononitrotoluol mit seiner Dichte  $>1$  in den Grundwasserstauerbereich nicht zu befürchten.

Für einen Eintrag in den gesättigten Bereich ist die Abbaubarkeit des Stoffes ebenfalls von Bedeutung, so dass unter diesem Gesichtspunkt Ethanol empfohlen wird.

Die Batch- und Säulenversuche des GFI zur Elution des Hauptschadstoffes 2-Mononitrotoluol haben ergeben, dass in Bezug auf die Fragestellung die Bodenelution mittels verschiedener Alkohole gute Ergebnisse zeigt. Die verschiedenen Elutionsflüssigkeiten haben bezogen auf die Fragestellung die folgenden, in Tabelle 18 dargestellten Vor- und Nachteile.

Tab. 17: Vor- und Nachteile der verschiedenen eingesetzten Substanzen

Substanz	Vorteile	Nachteile
Propanol	2NT zeigt gute Löslichkeit keine eigene Phase gut abbaubar	WGK1
Ethanol	2NT zeigt sehr gute Löslichkeit keine eigene Phase sehr gut abbaubar	WGK1 Es wurden Emulsionen in den Batchversuchen beobachtet (ggf. Erhöhung der Viskosität).
1-Butanol	2NT zeigt gute Löslichkeit bildet aufschwimmende Phase, kann ggf. geskimmt werden	WGK1 bildet aufschwimmende Phase, daher nur geeignet für Schäden mit MNT-Phasen im ungesättigten Bereich
Tenside	geringere Konzentrationen nötig	werden immer mit Co-Solventen eingesetzt Wirksamkeit abhängig von der Mizellenkonzentration <sup>6</sup> schwieriger zu handhaben als Alkohole
Fixierung	keine Mobilisierung keine tox. Metabolite	bisher keine Erfahrungen mit MNT Erfahrungen liegen nur für TNT vor Versuche wurden ex situ durchgeführt

<sup>6</sup> Mizellen sind Gebilde, die das Tensid zusammen mit dem vom Tensid umhüllten MNT darstellen.

Die Alkohole haben den Vorteil, dass sie die zum Absinken neigende 2MNT-Phase gut lösen. Dabei bildet Ethanol keine eigenen Phasen aus, sondern vermischt sich gut mit Wasser. Butanol hingegen löst die 2-Mononitrotoluol-Phase und bildet eine eigene Butanol-/2-Mononitrotoluol-Phase, die aufschwimmt. Butanol ist daher gut für Schäden einsetzbar, bei denen die Phasen in der ungesättigten Zone liegen. Das ist hier nicht bzw. nur zum Teil der Fall, da auch relevante Schadstoffmengen im gesättigten Bereich liegen.

Ethanol und 1-Butanol sind beide gut bzw. sehr gut abbaubar und haben die Wassergefährdungsklasse 1.

Da Ethanol keine eigenen Phasen bildet, müssen die technischen Möglichkeiten zur Aufbereitung des zu hebenden Grundwassers abgesichert werden. Hierzu ist die Wasseraufbereitungsanlage entsprechend auszurüsten.

#### **A.7.4 Ergebnisse der Modellierung und des Tracer-versuchs**

##### **A.7.4.1 Modellaufbau**

Das Untersuchungsgebiet im Bereich der Kleinniederung wird in drei hydrogeologische Einheiten gegliedert: Den oberen Horizont bilden Auenlehme, die mit einer Mächtigkeit von ca. 3 bis 5 m die gesamte Talau überlagern. Die darunter liegende Talfüllung besteht aus Sanden und Kiesen mit einer maximalen Mächtigkeit von 8 m. Die Talau keilt nach Norden hin aus. Sandsteine der Hardeggen-Formation bilden den Untergrund des Modellraumes und werden im Norden des Gebietes nur von einer geringmächtigen Schicht aus Verwitterungsmaterial überlagert.

Die Grundwasserströmung verläuft hauptsächlich in den Auensedimenten und den Hardeggen-Gesteinen. Dominierende Fließrichtung ist SE-NW. Der Austausch mit den unterlagernden Festgesteinen ist aufgrund der Potenzialverhältnisse unter den gegebenen Bedingungen vernachlässigbar klein. Werden jedoch Förderbrunnen im tieferen Festgesteinsbereich in Betrieb genommen, so ist eine Grundwasserbewegung aus der Talau nach unten möglich. Umgekehrt sind bei einer Förderung an den Brunnen in der Talau aufwärts gerichtete Grundwasserströmungen hydraulisch möglich. Der Auen-Grundwasserleiter steht in Kontakt mit dem Vorfluter Klein. Unter Normalbedingungen (Niedrigwasser) tritt Grundwasser in die Vorflut über.

Die Auensedimente sind durch unregelmäßige Sand- und Schluffeinschaltungen in den Kiesen und Sanden hydrogeologisch sehr heterogen. Dies zeigen auch die Ergebnisse der Pumpversuche, die  $k_f$ -Werte zwischen  $5 \cdot 10^{-4}$  und  $3 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  ergaben. Die Auensedimente weisen zudem durch ihre Schichtung vermutlich eine vertikal geringere Durchlässigkeit und damit eine Anisotropie auf.

Für die Modellierung werden instationäre Bedingungen und gespannte Grundwasserverhältnisse vorausgesetzt. Die in den Pumpversuchen ermittelten Speicherkoeffizienten schwanken zwischen 0,001 und 0,2. Für das instationäre Modell wird der Speicherkoeffizient  $S = 0,01$  vorgegeben.

In vertikaler Richtung ist der Modellraum in fünf Schichten, also sechs Ebenen untergliedert. Die obere Schicht umfasst die Auenlehme bzw. den am Hang abgelagerten Verwitterungsschutt in einer konstanten Mächtigkeit. Die topographische Höhe der Schichtoberfläche wurde aus Messwerten und der TK 25 extrapoliert. Darunter folgt ein quartärer Kies-/Sand-Aquifer mit variablen Mächtigkeiten von 0 m bis 8 m. Dieser ist im oberen Bereich überwiegend sandig, im unteren überwiegend kiesig. Insgesamt ist die Einheit sehr heterogen aufgebaut und von zahlreichen tonigen und schluffigen Linsen durchzogen. In Richtung NE wird die ganze Einheit sandiger und es keilen der Kies-/Sand-Aquifer sowie der Auenlehm gegen das unterlagernde Festgestein aus, welches die unterste Einheit bildet.

#### A.7.4.2 Materialparameter

Die folgende Tabelle zeigt die Parameterkonfiguration des 3D-Strömungsmodells „Kleinniederung“. Die  $k_f$ -Werte wurden im Zuge der Grobkalibrierung angepasst, während die übrigen Parameter direkt aus dem Konzeptmodell übernommen und beibehalten wurden.

Tab. 18: Materialparameter des Modells „Kleinniederung“

	Auenlehm	Auensedimente	Hardeggen
effektive Porosität [-]	0,01	0,15	0,03
$k_f$ -Wert horizontal [m/s]	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-6} - 7 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$ bis $5 \cdot 10^{-5}$
$k_f$ -Wert vertikal [m/s]	$1 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-7} - 7 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$ bis $5 \cdot 10^{-6}$

Die Kalibrierung der  $k_f$ -Werte konnte aufgrund der zusätzlichen Daten auf weitere Bereiche des Modellgebietes ausgeweitet werden.

### A.7.4.3 Traceruntersuchungen

Die Schadstoffausbreitung aus der Quelle in den Grundwasserleiter wurde mithilfe eines idealen, nichtreaktiven Tracers bewertet. Durch den Vergleich der bekannten räumlichen Schadstoffausbreitung von 2MNT mit den Ergebnissen des Tracerversuchs können auch Aussagen zum Schadstoffabbau und zur Retardation in situ gemacht bzw. untermauert werden. Der Einsatz des Grundwassermarkierungsversuchs an der in der Kleinniederung verfilterten Messstelle P69a sollte zur Klärung folgender Fragestellungen beitragen:

- Im Bereich der Schadensquelle liegen oberflächennah hohe Konzentrationen an MNT und deren Abbauprodukte vor. Ein Tracerversuch in diesem Gebiet ist eine wichtige Planungsgrundlage für das weitere Vorgehen in diesem Bereich.
- Verifizierung der Fließrichtung und Fließbahnen in dem heterogenen Auesedimentkörper. Die Dispersion und die Abstandsgeschwindigkeit sollen ermittelt werden.
- In der Kleinniederung wurde ein Sicherungsbrunnen B2 eingerichtet. Die Wirksamkeit des Sicherungsbrunnens soll überprüft werden.
- Einsatz des Tracers zur Gefährdungsabschätzung der vertikalen Verlagerung von Schadstoffen aus dem Porengrundwasserleiter der Kleinaue in den tiefer gelegenen Hauptgrundwasserleiter der Hardegsen-Formation im Bereich des FB5.

Der Tracer Natriumnaphthionat wurde am 02.03.2006 eingespeist. Der Tracer wurde in die Messstelle P69A eingegeben. Die Untersuchung auf den eingegebenen Stoff erfolgte im Abstrom der Eingabestelle an dem Brunnen B2 sowie an den Messstellen P67 und P76A, P79, P80, P83 und am Förderbrunnen FB5.

Einzig im Brunnen B2, der während des Tracerversuchs konstant betrieben wurde, wurde der Tracer nachgewiesen. Der beobachtete Tracerdurchgang trat ca. 6 Monate nach der Injektion ein. Diese Zeitspanne entsprach der Prognose der Verweilzeit im Grundwasserströmungsmodell der Kleinniederung. Die ermittelten Konzentrationen zeigten insgesamt geringe Konzentrationen. Der Gesamtwiedererhalt des Tracers betrug 250 g bzw. 3,2 % der Eingabemenge. Der Tracerdurchgang zeigte ein abruptes Auftreten und Verschwinden des Markierungsstoffes, jedoch kein klassisches Tailing, daher sind keine Aussagen zur Dispersion bzw. Diffusion möglich. Die deskriptive Auswertung ergab folgende Parameter:

Tab. 19: Deskriptive Parameter, Tracerversuch Kleinniederung

Entnahmestelle	B 2
Markierungsstoff	Na-Naphtionat
Eingabestelle	P 69a
Hydr. Gradient (%)	0,14
x (m)	80,00
t Erstankunftszeit (d)	185
t Zeit bis Maximalkonzentration (d)	225
$v_{\text{Max}}$ (m/d)	0,43
$v_{\text{dom}}$ (m/d)	0,36
$v_{\text{mean}}$ (m/d)	0,38

Der Rückerhalt an B2<sup>7</sup> ist mit ca. 3,2 % insgesamt gering. Die Ergebnisse bestätigen die Modellannahmen und die Ergebnisse der Pumpversuche für den Bereich Kleinniederung mit Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,5 m pro Tag.

#### A.7.4.4 Ergebnisse der Kalibrierung

Nach der Kalibrierung zeigten fast alle Messstellen eine Abweichung von maximal 0,1 m von den gemessenen Werten und zeigen damit eine gute Anpassung. Für am Modellrand gelegene Bereiche war die Anpassung weniger gut; hier spielen offenbar Randeffekte (Übergang Aquifer zum Festgestein) eine größere Rolle.

Eine Besonderheit wurde im Umfeld des Brunnens B2 ermittelt. Um der hohen Fördermenge und dem vergleichsweise kleinen Absenktichter von B2 gerecht zu werden, musste im Festgestein eine sehr hohe Durchlässigkeit angenommen werden, indem ein Großteil (ca. 60 bis 70 %) des geförderten Wassers aus dem Festgestein zuströmt. Die Zone erhöhter Durchlässigkeit wurde gemäß dem lokalen Streichen des Trennflächengefüges des Festgesteins etwa N-S orientiert.

Die Validierung der Ergebnisse hat gezeigt, dass unterschiedliche Situationen / Brunnenentnahmemengen mit denselben Parametern gut angepasst werden können.

Von AGK wurde berechnet, dass mit den eingestellten Entnahmemengen an den Brunnen die Fahne zu fassen ist. Hinsichtlich der zu entnehmenden Wassermengen ist noch eine weitere Optimierung über das Modell möglich.

<sup>7</sup> Der Minderbefund kann auf der hohen Belastung des Grundwassers im Bereich des P69A resultieren. Die Natrium-Ionen des Markierungsstoffs können durch Ionen aus den Schadstoffen substituiert werden. Damit wird die Fluoreszenz des Tracers reduziert und die Tracerintensität nimmt ab. Diese Erscheinung tritt insbesondere beim Tracer Na-Naphtionat auf.

Derzeit wird der Brunnen B2 mit einer konstanten Förderrate von 6 m<sup>3</sup>/h betrieben. Der Brunnen B1 wird derzeit nur zu Probenahmezwecken kurzzeitig betrieben. Die für die hydraulische Absicherung der durchzuführenden Versuche notwendigen Fördermengen an den Brunnen lassen sich über das Grundwasserströmungsmodell der Universität Karlsruhe berechnen. Es können dann auch Entnahmen aus weiteren Grundwassermessstellen/Brunnen (P69A/P69B) berücksichtigt werden.

#### **A.7.4.5 Transportmodellierung**

Die Zugabe des Schadstoffs zur Modellierung des Schadensherdes wurde punktförmig mittels der 4. Randbedingung durchgeführt. Die Gesamtschadstoffmenge wurde dabei auf mehrere Eintragungspunkte verteilt, um den flächenhaften Eintrag zu simulieren (vgl. Abb. 42).

Zur Berücksichtigung der Materialparameter wurden die Werte für die Sorption, die Transformation (Abbau 1. Ordnung), die Dispersivität und die effektive Diffusion in das Modell übernommen. Die bereits im Modell für den Gesamtstandort genutzten Werte wurden, soweit möglich, auf das Modell der Kleinniederung übertragen.

Die Kalibrierung des Transportmodells erfolgte über die Schadstoffkonzentrationsentwicklung der Jahre 2002 bis 2007. Die Kalibrierung erfolgte in erster Linie über eine Anpassung der Abbauraten, weniger über eine Anpassung der Sorption. Problematisch bei der Kalibrierung waren die bereits eingangs beschriebenen, stark schwankenden Stoffgehalte. Die Genauigkeit der kalibrierten Stoffgehalte lag nach Abschluss der Kalibrierung bei ca. 1 bis 5 % Abweichung zwischen den Ende 2007 gemessenen und simulierten Stoffgehalten für den Parameter 2MNT.

Für die Szenarienbetrachtung wurden insgesamt acht Szenarien mit dem Hauptparameter 2MNT gerechnet (vgl. Tab. 20). Die Laufzeiten lagen alle bei 250 Jahren bzw. 500 Jahren. Die Szenarien 1 bis 3 beschreiben die hydraulische Sicherung, die Szenarien 4 bis 8 eine angenommene Verminderung der Quellstärken ohne den Betrieb der hydraulische Sicherung.

Tab. 20: Szenarienberechnung in der Kleinniederung

Szenario	Bedingung
1	Betrieb B1 mit 0,5 m <sup>3</sup> /h und B2 mit 6 m <sup>3</sup> /h
2	Betrieb B1 mit 0,5 m <sup>3</sup> /h und B2 mit 6 m <sup>3</sup> /h, zus. Betrieb von P62 mit 0,5 m <sup>3</sup> /h
3	Kein Betrieb der Brunnen
4	Um 50 % reduzierte Schadstoffmenge über 30 Jahre
5	Um 66 % reduzierte Schadstoffmenge über 45 Jahre
6	Um 80 % reduzierte Schadstoffmenge über 75 Jahre
7	Um 85 % reduzierte Schadstoffmenge über 100 Jahre
8	Um 95 % reduzierte Schadstoffmenge über 300 Jahre

Die Ergebnisse der Transportmodellierung sind in Dokumentation 2 enthalten. Zusammenfassend lässt sich Folgendes feststellen:

Die MNT-Fahne baut sich nach der hydraulischen Sicherung nicht mehr auf. Das liegt wahrscheinlich an den guten Abbaubedingungen außerhalb der Quelle (SPAIN 2007). Ob dies auch so eintreten wird, ist nach praktischen Erfahrungen des „Rebounds“ bei Herdsanierungen durch hydraulische Maßnahmen zu bezweifeln.

Alle berechneten Szenarien zeigen, dass in den ersten 10 bis 20 Jahren nach Start der Simulation die deutlichsten Veränderungen der Konzentrationen für 2MNT auftreten (vgl. Abb. 43.1-43.3). Dies wirkt sowohl auf die im Schadenszentrum gelegenen Grundwassermessstellen als auch auf die im weiteren Abstrom gelegenen Grundwassermessstellen/Brunnen.



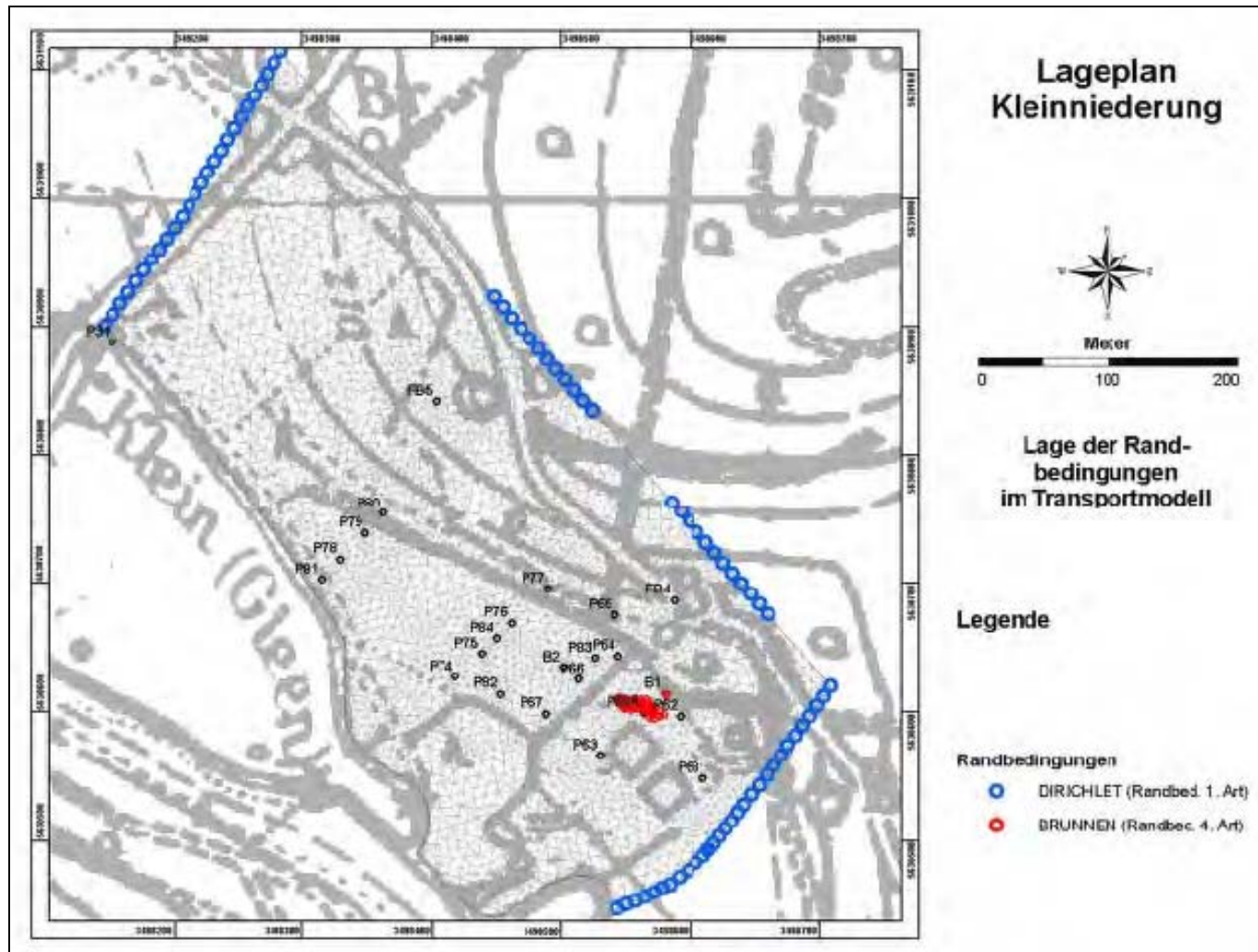


Abb. 42: Lage der Transportrandbedingungen (rot markiert: Lage der Eintragungspunkte im Hauptschadensbereich)

In Tabelle 22 sind die Ergebnisse der Modellläufe für den Parameter 2MNT für die einzelnen Szenarien zusammengefasst. Hierbei wurden die messstellen-/brunnenbezogenen Ergebnisse folgendermaßen zugeordnet:

Quelle: P62  
 Direkter Abstrom Quellbereich: B1, P69A  
 Weiterer Abstrom P66 und B2

Im Schadenszentrum (Quelle) verbleiben signifikante Konzentrationen, da in diesem Bereich ein nur sehr geringer Abbau der Schadstoffe durch Mikroorganismen angenommen wird (hohe Konzentrationen der Schadstoffe verhindern das Auftreten von Mikroorganismen).

Der Geringfügigkeitsschwellenwert für den Parameter 2MNT von 1 µg/l wird im quellennahen Abstrom in keinem Szenario unterschritten. In der Fahne (P66, B2) ist nach maximal 30 Jahren unabhängig von den betrachteten Szenarien die Geringfügigkeitsschwelle von 2MNT unterschritten.

Tab. 21: Zusammenstellung der Ergebnisse der Szenarien bezogen auf unterschiedliche Schadensbereiche, Konzentrationen für den Parameter 2MNT [µg/l], Geringfügigkeitsschwelle 1 µg/l)

	Bereich	Hydraulische Sicherung	Erweiterte hydraulische Sicherung	Keine Maßnahmen	Reduktion Quellstärke um				
					50 %	66 %	80 %	85 %	95 %
	Szenario	1	2	3	4	5	6	7	8
Start	Quelle P62	37.900							
	Naher Abstrom P69A	33.200							
	Weiterer Abstrom P66	1.480							
	Brunnen B2	51							
10 Jahre	Quelle P62	7.710	863	12.420	11.420	11.470	11.560	12.600	11.420
	Naher Abstrom P69A	4.050	4.067	4.245	3.930	4.051	4.083	4.480	3.930
	Weiterer Abstrom P66	6,25	162	*	2,27	6,2	6,2	2,3	2,27
	Brunnen B2	0,47	12,45	*	34,5	1,25	1,23	1,24	1,2
Ende (250/500 a)	Quelle P62	9.150	104,60	12.080	944	727	743	703	129
	Naher Abstrom P69A	1.950	200,3	3.885	345	317	309	248	59
	Weiterer Abstrom P66	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Brunnen B2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

\* Wert nach Einschätzung des Gutachters unplausibel

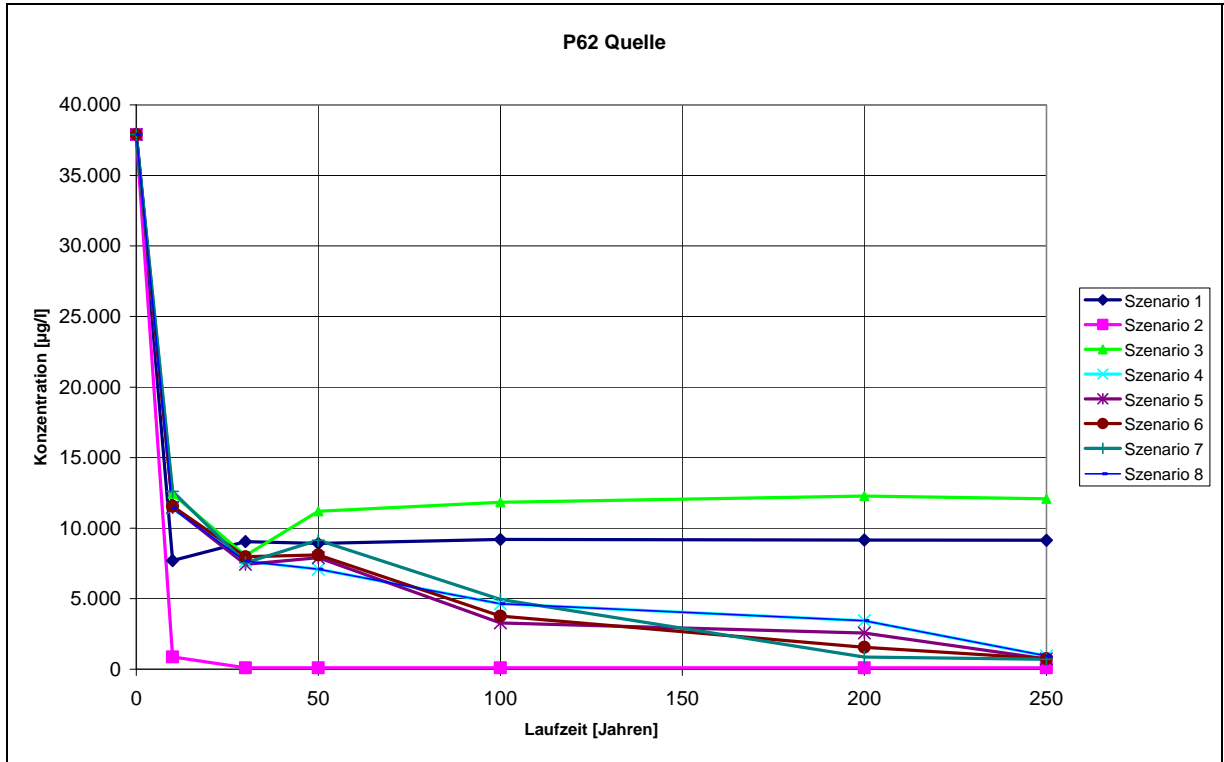


Abb. 43.1: Ergebnisse der Szenarienberechnung im Eintrags-/Quellbereich P62

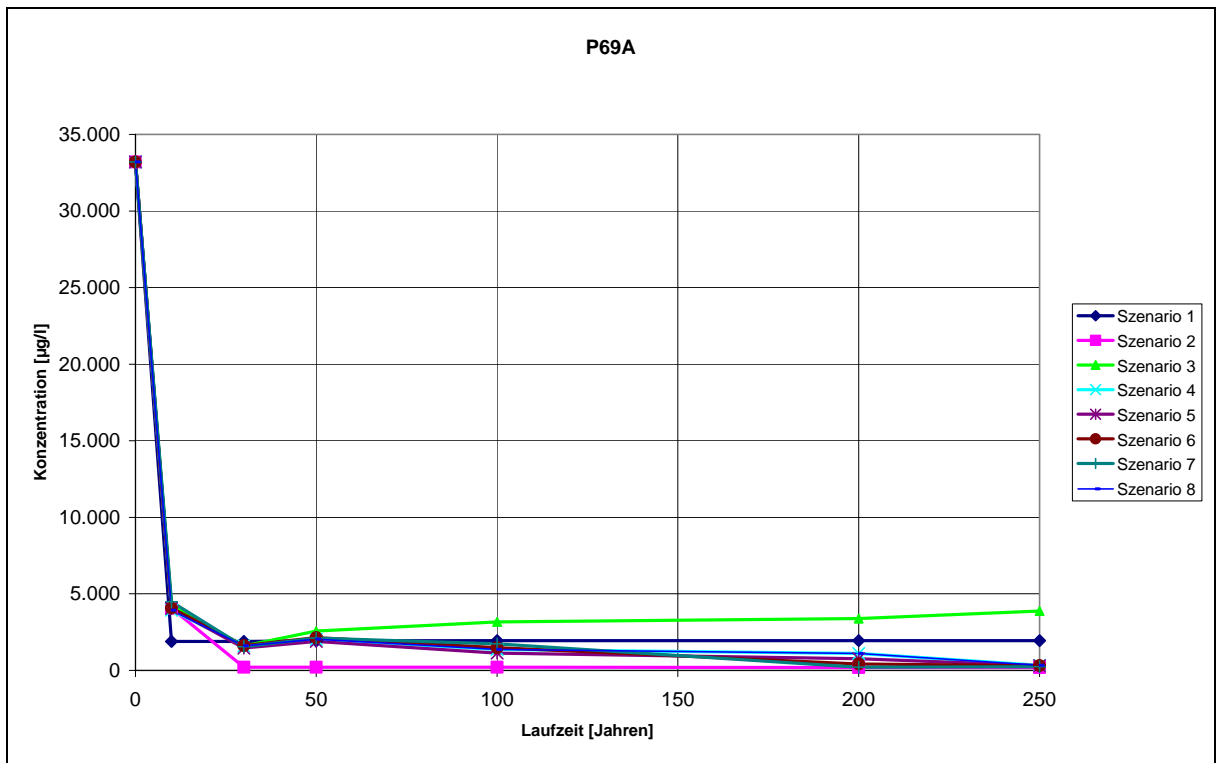


Abb. 43.2: Szenarienberechnung im nahen Abstrom P69A

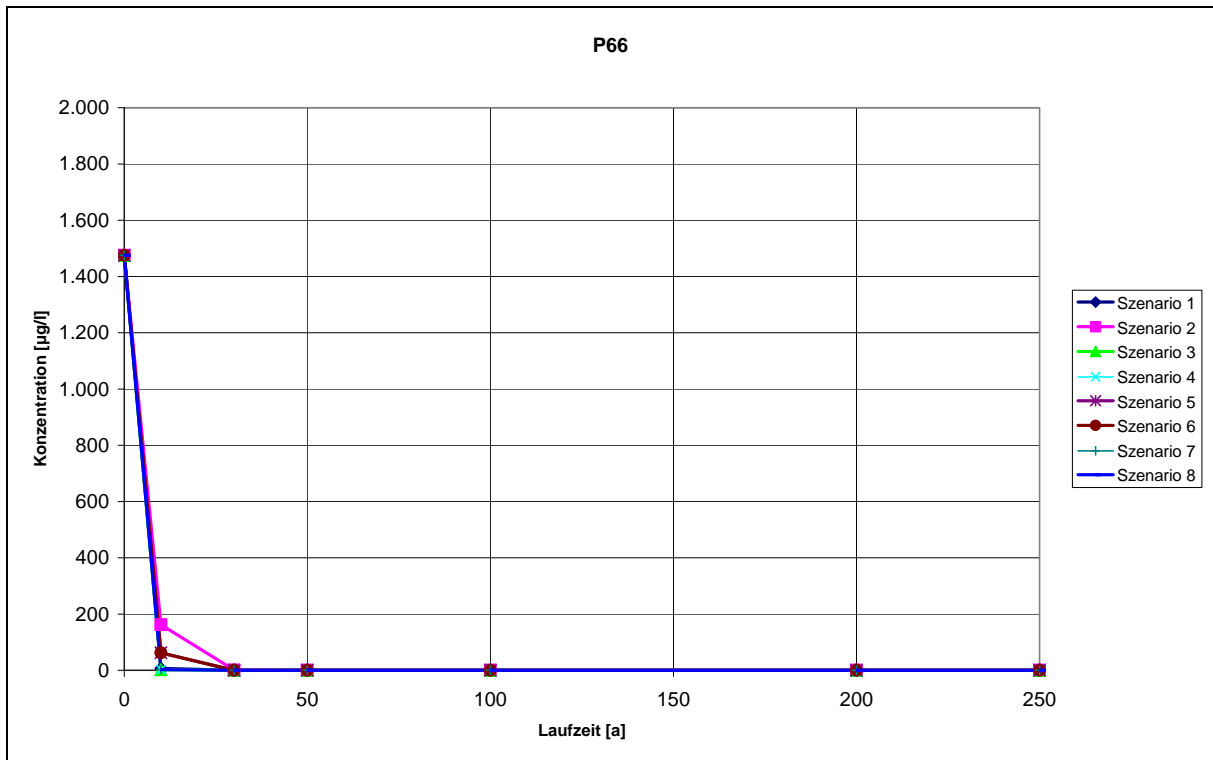
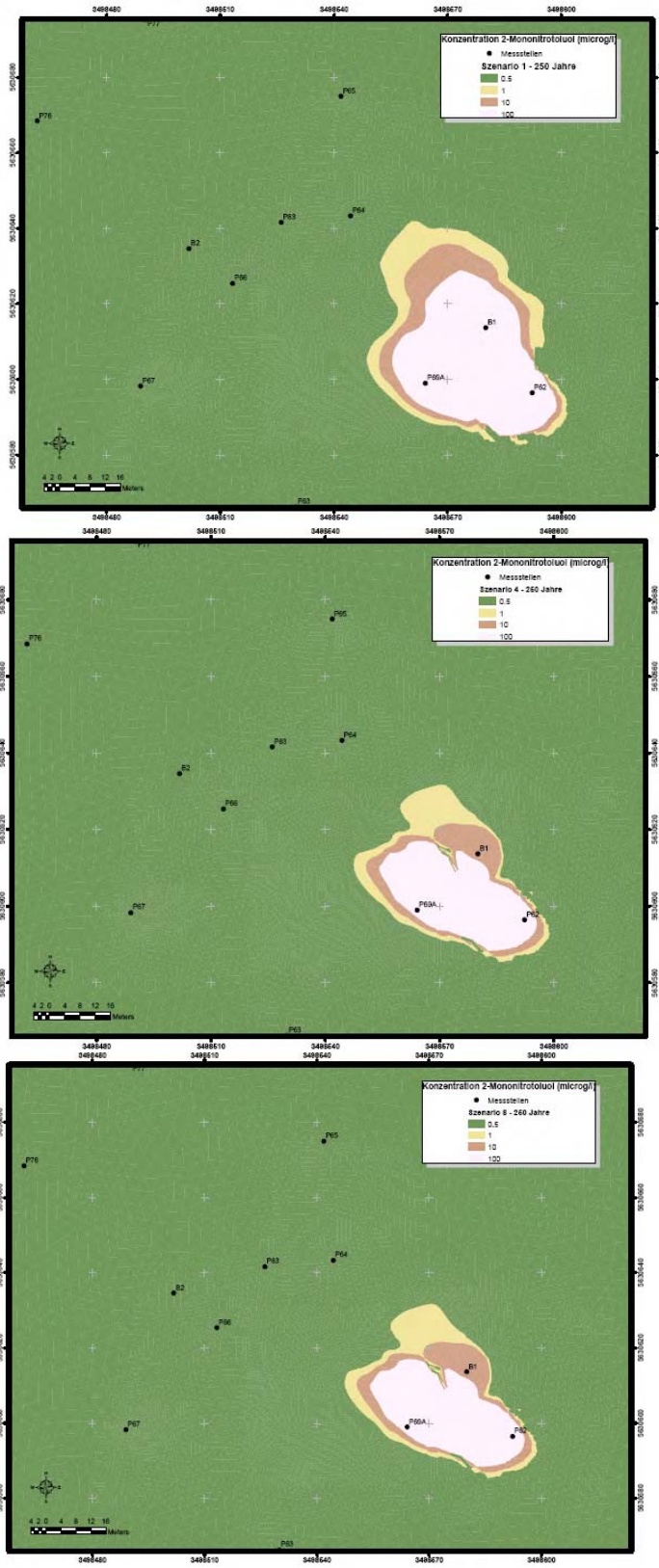


Abb. 43.3: Szenarienberechnung im weiteren Abstrom P66

Die Fahnenbilder sind exemplarisch nach einer Laufzeit von jeweils 250 Jahren für die Szenarien 1, 4 und 8 (vgl. Abb. 44) wiedergegeben.

Die hydraulische Sicherung ist nach den Ergebnissen der Modellierung eine wirkungsvolle Maßnahme zur Unterbindung der Schadstoffausbreitung in der Fahne. Im Schadenszentrum führt dies in absehbarer Zeit aber nicht zu einer nachhaltigen Reduzierung der Grundwasserbelastung. Ein Aussetzen der hydraulischen Sicherung führt in der P69A zu einer langfristig ansteigenden Konzentration der Konzentrationen für 2MNT.

Bei einem Verbleib von Restbelastungen im Boden (z.B. nach einer Teilsanierung der Quellen bzw. Schadstoffabnahmen über die angenommenen Zeiten) zeigen die Szenarien 4 bis 8 im Grundsatz (s. Fahnenbilder), dass die Ausbreitung der Fahne durch natürliche Schadstoffminderungsprozesse unterbunden wird.



**Szenario 1:** Betrieb der hydraulischen Sicherung mit den Brunnen B1 und B2

**Szenario 4:** keine hydraulische Sicherung, Entfernung von 50 % der Schadstoffmasse

**Szenario 8:** keine hydraulische Sicherung, Entfernung von 95 % der Schadstoffmasse

Abb. 44: Vergleichende Darstellung der Fahnenentwicklung ausgesuchter Szenarien

### A.7.5 Vergleich von Sanierungsvarianten

Es wurden die Varianten „Hydraulische Sicherung“, „Auskoffern mit verschiedenen Verfahren“, „In-Situ-Mobilisierung (ENA)“ und zum Vergleich „Monitored Natural Attenuation (MNA)“ betrachtet (ahu 2008). Der Variantenvergleich dient der behördlichen Einschätzung der Verhältnismäßigkeit von Sanierungsmaßnahmen. Die Variante „Monitored Natural Attenuation“ wurde einbezogen, um den Fall beurteilen zu können, dass aktive Maßnahmen im Schadensherd sich als nicht geeignet oder nicht angemessen herausstellen sollten.

Die Variante „**Hydraulische Sicherung**“ umfasst den Betrieb der vorhandenen Brunnen über die Sanierungsanlage in der Kleinniederung mit einem Betrieb der Brunnen B1 und B2. Die Aufbereitungsanlage sowie die technische Infrastruktur (Leitungen, Pumpen usw.) müssen in regelmäßigen Abständen erneuert werden.

Für die Variante „**Auskoffern des Schadens**“ wurde sowohl der konventionelle Aushub mittels Umspundung, Grundwasserabsenkung und Aushub mittels Bagger sowie ein Aushub mittels Großbohrungen und entsprechender Einhausung betrachtet. Die überschrittenen Großbohrungen haben Durchmesser von ca. 1.200 mm und werden verrohrt ausgeführt. Die Zwickel zwischen Bohrungen werden nachträglich ausgebohrt. Der entnommene Boden wird ersetzt. Begleitet werden diese Maßnahmen von einer hydraulischen Sicherung, die auch nachlaufend betrieben wird.

Die Variante „**In-Situ-Mobilisierung**“ ist in A.7.6 beschrieben.

Für alle Varianten wurden die Investitions-/Baukosten für kurzfristige Maßnahmen (Bodenaushub, Großbohrungen, Alkoholspülung) ermittelt. Weiterhin wurden die jährlichen Betriebskosten für die hydraulische Sicherung (mit geschätzten Laufzeiten) und die notwendige Überwachung des Bereichs mit jährlichen Monitoringbeprobungen und Auswertungen kalkuliert. Um zukünftige Kostensteigerungen zu berücksichtigen, wurde eine Steigerung der Betriebskosten und der sonstigen Kosten von 3 % pro Jahr einkalkuliert.

Folgende Laufzeiten für die Einzelmaßnahmen (Grundlage der Abschätzung: Erfahrungen aus vergleichbaren Projekten und Modellergebnisse) wurden zugrunde gelegt:

Hydraulische Sicherung:	250 Jahre
Bodenaushub mit nachlaufender hydraulischer Sicherung:	10 Jahre
Nachlaufende hydraulische Sicherung nach Ethanolespeisung:	10 Jahre
Monitored Natural Attenuation:	250 Jahre

### **A.7.6 In-Situ-Mobilisierung (Alkoholspülung)**

Bei der In-Situ-Mobilisierung (vgl. Abschn. A.7.3) wird Ethanol über Rigolen und über Lanzen in den Boden eingebracht. Die residuale Mononitrotoluole-Phase wird gelöst. Es ist vorgesehen, das Wasser-Alkohol-Schadstoff-Gemisch (Solubilisat) im Bereich der Eintragstelle zu heben und in einem Bioreaktor mit nachgeschalteter Aktivkohlereinigung zu reinigen. In zwei weiteren Brunnen wird der Abstrom hydraulisch gesichert. Die Planung des vorbereitenden Feldversuchs zur Klärung der Machbarkeit ist in Kapitel 8 enthalten.

Die technische Machbarkeit (Versickerung des Alkohols) ist nach derzeitigem Stand der Technik möglich und stellt auch kein unüberwindbares technisches Problem dar. Da es sich bei Ethanol um eine brennbare Flüssigkeit handelt, sind Ex-Schutzmaßnahmen erforderlich.

Ein gewisses Risiko stellt ein möglicher Eintrag des Solubilisats in den FestgesteinGrundwasserleiter dar, das aber u.E. durch hydraulische Barrieren beherrschbar ist.

Die Wirksamkeit der Alkoholspülung ist bisher nur im Labor erforscht. Hier wurden nach einer 10-maligen Spülung nahezu 100 % der Schadstoffe ausgetragen.

Die Wirksamkeit des Verfahrens ist i.W. davon abhängig, wie der Alkohol in situ an die residuale Schadstoffphase gebracht werden kann. Dies ist bisher nicht bekannt und kann nur durch einen Vorversuch im Feld geklärt werden.

Bei der In-Situ-Mobilisierung mit Alkohol handelt es sich um ein ENA-Verfahren. Die Eingabe des Alkohols in den Grundwasserleiter innerhalb der Schutzzone II einer Trinkwassergewinnung ist genehmigungspflichtig und im Rahmen einer Ausnahmegenehmigung realisierbar.

Da die Feldversuche bisher noch nicht durchgeführt wurden, wurden die Kosten für die Feldversuche mit zwei Annahmen hochgerechnet. Hierbei wurde eine Variante mit einem Abstand der Rigolen von 1,5 m und der Injektionsbrunnen von 2 m und eine Variante mit einem engeren Abstand der Rigolen von 1 m und Injektionsbrunnen von 1,5 m gerechnet (Minimalannahme; Maximalannahme).

Die Höhe der Kosten der Sanierung kann erst nach den Ergebnissen der Voruntersuchungen belastbar angegeben werden. Eine der größten Unwägbarkeiten bei den Kosten ist die zu veranschlagende Ethanolmenge und die Anordnung der Rigolen und Injektionsbohrungen.

Für beide Annahmen wird von einer nachlaufenden hydraulischen Sicherung für einen Zeitraum von 10 Jahren und einer Gesamt-Beobachtungszeit von ebenfalls 10 Jahren ausgegangen (vgl. ahu 2008).

Die Kosten ergeben sich wie folgt:

Feldversuch:	262.500 €
Bau-Investkosten Minimalannahme:	1,5 Mio. €
Bau-Investkosten Maximalannahme:	4,6 Mio. €
Betriebskosten inkl. Erneuerung Anlage pro a:	43.700 €
Betriebskosten (10 Jahre)	501.000 €
Gesamt (10 a):	2,3 bis 5,2 Mio. €

Dem stehen Kosten der klassischen Verfahren in ähnlicher Größenordnung gegenüber. In der Summe ergeben sich Kosten für die Variante **konventioneller Aushub** zu ca. **3,0 bis 4,6 Mio. €** und für die Variante **Großbohrungen** zu ca. **2,4 bis 3,9 Mio. €**

Die Kosten für die nachlaufende Sicherung/Sanierung und Überwachung des Grundwassers nach Aushub für 10 Jahre und für die Überwachung des Erfolgs der Maßnahme für ca. 10 Jahre ergeben sich zu ca. 501.000 €

### A.7.7 Vergleich der Sanierungsvarianten

Die Vor- und Nachteile der betrachteten Varianten sind in Tabelle 23 dargestellt.

Der Vergleich der Sanierungsvarianten zeigt, dass unter ökologischen und langfristig auch ökonomischen Gesichtspunkten (dauernder Betrieb) die Sicherungsvariante der hydraulischen Sicherung wenig nachhaltig ist und zudem ein Ende der Sanierung nicht sicher angenommen werden kann.

Die In-Situ-Mobilisierung der Schadstoffe in der Quelle ist – verlaufen die Vorversuche positiv – unter Verfahrens- und Kostengesichtspunkten eine belastbare Alternative zu den Varianten Auskoffnung und Großbohrungen.

Stellt man das Kriterium „Endlichkeit einer Sanierung“ in den Vordergrund, bleibt daher ein direkter Vergleich zwischen In-Situ-Mobilisierung und der Entfernung des Schadensherdes mit verschiedenen Verfahren (Auskoffnung und Großbohrungen). Hier zeigt der



Kostenvergleich, dass die Alkoholspülung bei einem Nachweis der Wirksamkeit eine günstige Alternative zur Auskoffierung darstellen kann. Zudem ist diese Variante mit einem vergleichsweise geringen Eingriff in Natur und Landschaft verbunden.

Eine genaue Planung ist erst nach der Durchführung des Feldversuchs möglich.

Eine Beschränkung auf MNA ist aufgrund bundesweit abgestimmter und fachlich begründeter Handlungsgrundsätze (LABO 2005) nicht möglich, da einerseits eine relevante Schadensquelle im Einzugsgebiet der Trinkwassergewinnung liegt und andererseits aktive Sanierungs- und Sicherungsmöglichkeiten existieren, die eine verhältnismäßige Sanierung des Schadens ermöglichen. MNA kann aber bei der Frage, in welchem Umfang die Quelle beseitigt werden muss, eine bedeutende Rolle spielen. Dies wurde am Standort Stadtallendorf für die Sanierung der Münchbachaue erfolgreich umgesetzt. Hier wurden tolerable Restfrachten im Grundwasser zugrunde gelegt, um den Umfang und die Wirkung der Quellensanierung abschätzen und bewerten zu können.

Tab. 22: Tabelle mit Zusammenstellung der möglichen Sanierungsoptionen für die Kleinniederung und Grobkostenschätzung

Kriterien	Technik	Wirksamkeit		rechtliche Einordnung	Kosten		Bewertung
	Beschreibung, techn. Umsetzung	Wirkung	Laufzeit		Baukosten	Überwachungs- und Betriebskosten [€] pro a 10 a 30 a Gesamt 250 a	
Sanierungsvarianten							
Hydraulische Sicherung	Der Abstrom wird hydraulisch über die vorhandenen Brunnen B2 und B1 gesichert.  technisch problemlos	vollständige Sicherung des Bereichs ist hydraulisch möglich	>250 a	möglich	keine  Erneuerung Anlage und Erneuerung Grundwassermessstellen ist in den Betriebskosten enthalten	43.700 501.000 2,2 Mio. 121 Mio.	mögliche Option, hohe Kosten bei langer Laufzeit  aus ökologischen Gründen (Energie/CO <sub>2</sub> ) nicht zu präferieren
In-Situ-Mobilisierung mit Ethanol <sup>2)</sup>	Mobilisierung und verbesserter Abbau  hydraulische Sicherung  Grundwasseraufbereitung mittels Biofilter und A-Kohle  Technisch nicht erprobt	Durchführung von Feldversuchen unbedingt erforderlich	ca. 10a  mit Nachreinigung und nachlaufender hydraulischer Sicherung und Überwachung	Eingabe des reaktiven Stoffes (Ethanol) über eine Ausnahmegenehmigung in der Schutzzone möglich	<u>Versuch</u> mit 21 m <sup>3</sup> Ethanol, Erweiterung hydraulische Sicherung, Ethanol: 262.500 €  <u>Sanierung</u> : 2 Optionen mit Maximal- und Minimalannahmen, abhängig von den Ergebnissen des Feldversuchs, Kosten zwischen 1,5 und 4,5 Mio. €, wesentlicher Kostenfaktor: einzuspeisende Ethanolmenge	43.700 501.000 entfällt entfällt	Es wird eine relevante Reduzierung der Schadstofffrachten erwartet.  muss über einen Feldversuch erkundet werden  Machbarkeit fraglich
Auskoffern	Injektionswand / Spundwand  Wasserhaltung  Auskoffern/ Großbohrungen  Entsorgen  hoher Aufwand, schwierige Baubedingungen/BE, hohe Anforderungen an die Arbeitssicherheit, ggf. Emissionen durch Mobilisierung	Bis zu 93 % der Schadstoffe können beseitigt werden.	ca. 10a  inkl. nachlaufende hydraulische Sicherung	möglich	ca. 2,5 bis 4,1 Mio., je nach Aushubvariante	43.700 501.000 entfällt entfällt	Es wird eine relevante Reduzierung der Schadstofffrachten erwartet.
Großbohrungen	Wasserhaltung  überschnittene Großbohrungen  Entsorgen	hoher technischer Aufwand, schwierige Baubedingungen, hohe Anforderungen an die Arbeitssicherheit	ca. 10a  inkl. nachlaufende hydraulische Sicherung	möglich	Ca. 1,9 – 3,4 Mio. je nach Aushubvariante	43.700 501.000 entfällt entfällt	Es wird eine relevante Reduzierung der Schadstofffrachten erwartet.

	Technik	Wirksamkeit		rechtliche Einordnung	Kosten		
Kriterien	Beschreibung, techn. Umsetzung	Wirkung	Laufzeit		Baukosten	Überwachungs- und Betriebskosten [€] pro a 10 a 30 a Gesamt 250 a	Bewertung
Sanierungsvarianten							
		ggf. Emissionen durch Mobilisierung					
Vergleich mit MNA							
MNA	qualifiziertes Monitoring, ohne Probleme umsetzbar	Sicherheit u.E. gewährleistet Der Abbau läuft vollständig ab, die Fahne ist stationär.	>250 a	nach der vorliegenden Rechtslage nur möglich, wenn keine anderen verhältnismäßigen Verfahren möglich sind	keine (Messstellenerneuerung ist in die Betriebskosten integriert)	8.700 100.000 435.000 <b>24 Mio.</b>	kommt nach gutachtlicher Einschätzung wegen der behördlichen Kriterien als alleinige Variante nicht in Betracht  einsetzbar bei der Festlegung des Sanierungsgrades

## A.8 LITERATUR

- AGK (2007): Abschlussbericht Tracerversuch – Kleinniederung – Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, 2007, in Vorbereitung.
- AGK (2005): Abschlussbericht Tracerversuch – ASB 12 Arbeitspaket 5.2.3.2 Tracertest – Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, 2005.
- AGK (2004): Abschlussbericht Tracerversuch – Münchbachaue Arbeitspaket 5.2.3.2 Tracertest – Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, 2004.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2006a): Teilaufgabe 5.2.8, Probenahme und Feldtests, Teilaufgabe 5.2.12 Test von Verfahren und Ermittlung derer Betriebsdaten im Feld, Kostenvergleich, Auswertung der durchgeführten Feldarbeiten und Grundwasseruntersuchungen im Bereich der Kleinniederung Gutachten im Auftrag der HIM GmbH. Aachen, 19.9.2006.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2006b) Teilaufgabe 5.2.12: Test von Verfahren und Ermittlung der Betriebsdaten im Feld, Kostenvergleich, Empfehlung zur Einrichtung der Versuchsfelder und zur Durchführung von In-Situ-Versuchen, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH. Aachen, 30.11.2006
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2005): Massenberechnung ausgesuchter STV in der ungesättigten Zone, Aachen.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004a): Variantenprüfung zur Sanierung des 7. Planungsraumes und Bereichen außerhalb des DAG-Gebietes. Arbeitspaket 2.2 – 2.4: Auswertung der Untersuchungen im Bereich der Kleinniederung, Frachtenberechnungen. Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004b): Variantenprüfung zur Sanierung des 7. Planungsraumes und Bereichen außerhalb des DAG-Gebietes. Arbeitspakete 2.2 – 2.4: Auswertung der durchgeführten Untersuchungen und Frachtberechnungen in den Bereichen Münchbach, Tri-Graben, Gerinne, Frachtenberechnungen. Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004c): Variantenprüfung zur Sanierung des 7. Planungsraumes und Bereichen außerhalb des DAG-Gebietes. Arbeitspaket 3.2: Auswirkung der Restbelastungen, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen.

- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004d): Datenauswertung der Feststoffanalysen des Bodens, F+E-Vorhaben „MONASTA“, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen. (unveröffentl.).
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2004e): Auswertung des Langzeitpumpversuches an ausgesuchten Westflügelbrunnen, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen 2004.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003a): Auswertung hydrochemischer Daten, F+E-Vorhaben „MONASTA“, Stadtallendorf, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen 2003.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003b): Auswahl und Beschreibung von Probennahmetechniken für das Festgestein/Grundwasser, F+E-Vorhaben „MONASTA“, Stadtallendorf, Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Aachen 2003.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003c). Hydrogeologisches Standortmodell, Gutachten im Auftrag der HIM-ASG. Aachen, 18.10.2003.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2003d) Tracerversuch TRI-Halde; Abschlußbericht im Auftrag der HIM GmbH, Aachen 2003.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (2000): Hydraulische Sicherung Stadtallendorf – Auswertung des Betriebspumpversuchs an den Sicherungsbrunnen ASB4, 5, 6 und 11. Gutachten im Auftrag der HIM-ASG. Aachen, 18.09.2000.
- ahu – ahu AG Wasser · Boden · Geomatik (1997): Auswertung der Pumpversuche an den Förderbrunnen FB 3, FB 4, FB 6 und FB 20 (Inbetriebnahme Westflügel / Absenkungsbereich FB 20). Gutachten im Auftrag der HIM-ASG. Aachen, 10.09.1997.
- ahu /AGK (1999): Tracerversuch DAG-Gelände Stadtallendorf. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der HIM GmbH, Stadtallendorf. Aachen.
- ahu / AGK / GFI (2004): Untersuchungsprogramm Forschungsvorhaben MONASTA, vorgestellt auf dem Statusgespräch am 17.02.2004 in Stadtallendorf. (unveröffentl.).
- GFI – Grundwasserforschungsinstitut Dresden (2004): Ermittlung des Transports unpolarer und polarer Nitroaromaten in gestörten Bodenproben der TRI-Halde unter ungesättigten Verhältnissen; Arbeitsbericht September bis Dezember 2004.

- HIM – HIM GmbH (1998): Rüstungsaltsstandort Stadtallendorf – Verringerung des Gefährdungspotenzials niedrig belasteter Böden. 3. Zwischenbericht zu den Pflanzversuchen auf dem Experimentierfeld und im DAG-Gebiet (Stand: 18.02.1998), aufgestellt durch Planungsgemeinschaft Rüstungsaltsstandort Stadtallendorf, IBE Dr. Born – Dr. Ermel GmbH, Das Baugrundinstitut Dipl.-Ing. Knierim GmbH.
- IBE – IBE Dr. Born – Dr. Ermel GmbH (2003): Sanierungsuntersuchung Planungsteilraum 7 / außerhalb. Auswertungsbericht, erstellt im Auftrag der HIM GmbH (Stand: 20.02.2003).
- HMULV – Hessisches Ministerium f. Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz unter Mitwirkung der HIM GmbH, Bereich Altlastensanierung – HIM-ASG (2005): Boden gut gemacht.
- HMULF (2000): MOSAL-Abschlussbericht, Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des TNT-Sanierungsprojektes Stadtallendorf/Hessen, [http://www.him-stadtallendorf.de/buerger/brosch/ab\\_01.pdf](http://www.him-stadtallendorf.de/buerger/brosch/ab_01.pdf)
- LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2005): Positionspapier: Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung vom 01.06.2005
- PRECHTEL et al. (2008): Vortrag auf dem Abschluss-Statusseminar des Themenverbundes 5 "Rüstungsaltslasten" Nutzung von Natural Attenuation Potenzialen in mit Sprengstofftypischen Verbindungen (STV) belasteten Böden und Grundwässern, 17./18. Juni 2008, Berlin, Neue Mälzerei (<http://www.natural-attenuation.de/content.php?pageId=3459&lang=de>)
- PREISS (2007): Bestimmung von 12 polaren STV in Wasserproben mittels HPLC, SAA NR.: SAA 03.02\_0502 22\_Hannover, 2007.
- PREUSS et al. (1996): Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Rüstungsaltsstandortes Stadtallendorf; Abschlussbericht der Arbeitsgruppe Rüstungsaltslasten an der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz; im Auftrag des Landes Hessen.
- STEINER et al. (2007): KORA TV 8, Untersuchung der rechtlichen Rahmenbedingungen für den kontrollierten natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer.