

INHALTSVERZEICHNIS

1	Aufgabenstellung	4
2	Ausgangssituation	4
2.1	Lage, Nutzung und Infrastruktur	4
2.2	Zusammenfassung der Ergebnisse der Gefahrenbeurteilung.....	6
2.3	Schadstoffmenge und -eigenschaften.....	8
2.4	Untergrundaufbau im Sanierungsbereich.....	11
3	Festlegung von Sanierungsbereichen und Vorschlag von Sanierungszielen sowie vorläufigen Sanierungszielwerten	12
4	Auswahl prinzipiell geeigneter Sanierungsverfahren für die Grundwasserkontamination.....	14
4.1	Anforderungen und Randbedingungen	14
4.2	Desorptionsverfahren	16
4.3	Adsorption an Wasseraktivkohle	19
4.4	Air-Sparging	20
4.5	in-situ chemische Oxidation - ISCO	22
4.6	Mikrobieller Schadstoffabbau	24
4.7	Bewertung der Sanierungsverfahren.....	27
5	Vergleichende Bewertung der Sanierungsvarianten	31
5.1	Entwicklung der Sanierungsvarianten	31
5.2	Prognose zum Sanierungsverlauf und Abschätzung der erforderlichen Förderraten	32
5.3	Wirtschaftliche Bewertung der Sanierungsvarianten.....	36
5.4	Variantenvergleich und Sanierungsvorschlag	41
6	Vorplanung der Vorzugsvariante	42
6.1	Förderung und Reinigung des Grundwassers.....	42
6.2	Messtechnische Überwachung	46
6.3	Genehmigungsrelevante Sachverhalte	47
6.4	Kostenschätzung.....	48
7	Verwendete Unterlagen.....	49

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Schadstoffbelastung im Grundwasser	7
Tabelle 2: BTEX - Schadstoffmenge im Grundwasserhorizont	9
Tabelle 3: Chemisch – physikalische Eigenschaften der Hauptschadstoffe	9
Tabelle 4: Mengenanteile der einzelnen Substanzen an der Σ Monoaromaten	11
Tabelle 5: Sanierungsbereiche.....	13
Tabelle 6: Konzentrationen an Grundwasserinhaltsstoffen.....	15
Tabelle 7: Beladekapazität von Luftaktivkohle für die Hauptschadstoffe	19
Tabelle 8: Beladekapazität von Wasseraktivkohle für die Hauptschadstoffe	20
Tabelle 9: Sauerstoffbedarf (gerundet)	25
Tabelle 10: Bewertung der Sanierungsverfahren.....	29
Tabelle 11: Zusammenfassung der kumulativen Verfahrenskosten	39
Tabelle 12: Vorhandene Sanierungsbrunnen und vorgesehene Förderraten für die hydraulische Sanierung.....	42
Tabelle 13: Auslegung der Versorgungsleitungen der Grundwasserreinigungsanlage	43
Tabelle 14: Wesentliche Anlagenteile der Grundwasserreinigungsanlage	45
Tabelle 15: Leistungsdaten der Grundwasserreinigungsanlage	45
Tabelle 16: Beprobungsplan für die Grundwasserreinigungsanlage.....	47

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Zusammensetzung der BTEX im Schadenszentrum 2010 und 2013...	10
Abbildung 2: Grobfließbild 2stufige Strippanlage mit Luftaktivkohle zur Abluftreinigung	17
Abbildung 3: Prinzipskizze der katalytischen Oxidation bei der Luftreinigung	18
Abbildung 4: Einflussbereiche der Belüftungslanzen beim Airsparging	21
Abbildung 5: Schematischer Aufbau Sanierung mittels ISCO.....	22
Abbildung 6: Abgeschätzter Sanierungsverlauf.....	34
Abbildung 7: Lage und Wirkradien der Sanierungsbrunnen.....	35
Abbildung 8: Entwicklung der jährlichen Kosten für den Betrieb einer Grundwasserreinigungsanlage.....	38
Abbildung 9: Kumulative Kosten für den Betrieb einer Grundwasserreinigungsanlage über 4 Jahre	39

Abbildung 10: Entwicklung der spezifischen Sanierungskosten.....	40
Abbildung 11: Fließbild der Grundwasserreinigungsanlage	44

ANLAGENVERZEICHNIS

- Anlage 1 : Übersichtslageplan „Alter Hafen“ und Umgebung mit Anlagenstandort und Stromanschluss
- Anlage 2 : Darstellung der BTEX – Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Grundwasser von 05/03 bzw. von der Erstbeprobung bis 11/2013
- Anlage 3 : Geologischer Profilschnitt SW - NO
- Anlage 4 : Sanierungsbereiche mit Standort der Reinigungsanlage, Förder- und Infiltrationsbrunnen und Trassenführung der Anschlussleitungen
- Anlage 5 : Kostenschätzung der Grundwassersanierungsverfahren
- Anlage 6: Kostenschätzung der Sanierungsvarianten
- Anlage 7: Kostenschätzung für die Sanierungsüberwachung

1 Aufgabenstellung

Bei ersten Grundwasseruntersuchungen im Bereich des „Alten Hafens“ 1984 /G1/ wurden Kontaminationen des Grundwassers mit Mineralölkohlenwasserstoffen und BTEX festgestellt.

Im Zuge der Umwidmung des ehemaligen Flughafens Tempelhof zu einer Grün- und Freifläche wurde 2010 /G9/ im Bereich der Teilfläche „Alter Hafen“ eine Detailuntersuchung von Bodenluft, Boden und Grundwasser durchgeführt. Bei dieser Untersuchung wurden eine BTEX -, sowie untergeordnet eine LCKW – Belastung des Grundwassers nachgewiesen.

Lt. Schreiben der zuständigen Ordnungsbehörde /G10/, des Bezirksamts Tempelhof – Schöneberg von Berlin, wurde anhand der hohen BTEX – und insbesondere Benzolkonzentrationen im Grundwasser sowie der räumlichen Ausdehnung der Kontamination ein „erheblicher Gewässerschaden nach § 23 a BWG eindeutig nachgewiesen“. „Um eine Verlagerung von Schadstoffen sicher auszuschließen sind Maßnahmen zur Gefahrenabwehr im Sinne des § 4 (3) BBodSchG erforderlich“ /G10/.

Die IMAGO OHG wurde von der Grün Berlin GmbH mit der Grundlagenermittlung und Gefahrenbeurteilung im Vorfeld der Sanierungsplanung sowie der Vorplanung der Sanierung beauftragt.

Gegenstand des vorliegenden Berichts sind die Entwicklung von Sanierungsvarianten und die Vorplanung der Vorzugsvariante.

2 Ausgangssituation

2.1 Lage, Nutzung und Infrastruktur

Lage

Das Gelände des „Alten Hafens“ liegt im zentralen, nördlichen Teil des ehem. Flughafens Tempelhof, welcher sich etwa 4 km südlich des Berliner Stadtkerns, im Bereich des Zusammentreffens der Bezirke Tempelhof – Schöneberg, Kreuzberg und Neukölln befindet.

Die Teilflächen KF 1 (östliche Flugzeugwerft) und KVF2 (Tanklager Werft Ost, Flughafenvorfeld östliche Werft), welche Gegenstand der Sanierungsvorplanung sind, liegen im Bezirk Tempelhof – Schöneberg und umfassen eine Fläche von etwa 43.000 m².

Größe des Belastungsbereichs:	ca. 11.500 m ²
Geländehöhe:	ca. 47,80 m NHN
nördlich angrenzend:	Fahrbahn (Taxi Way)
nördlich in ca. 450 m Entfernung:	Columbiadam

nordöstlich in ca. 200 m Entfernung: Friedhof Columbiadamm, dahinter Columbiadamm

westlich, östlich, südlich angrenzend: Grünflächen der Parkanlage

Der Sanierungsbereich „Alter Hafen“ befindet sich unter einer Rasenfläche, welche mit Baumgruppen und Buschwerk bestanden ist. Die Oberflächenbefestigung des Vorfelds des „Alten Hafens“ sowie Gebäudereste sind unter einer mehrere Dezimeter mächtigen Bodenschicht teilweise noch vorhanden /G9/.

Aktuelle Nutzung

Der Sanierungsbereich ist Teil der öffentlichen Park- und Freizeitanlage Tempelhofer Freiheit.

Geplante Nachnutzung

Änderungen der aktuellen Nutzung als öffentlichen Park- und Freizeitanlage sind gegenwärtig nicht vorgesehen.

Historische Nutzung

Der „Alte Hafen“ war von 1923 – 1945 in Betrieb. Im Krieg wurde er stark zerstört und in den 50iger Jahren des letzten Jahrhunderts die Reste der Gebäude und technischen Einrichtungen abgetragen.

Zurückzuführen ist die vorliegende BTEX – Grundwasserkontamination voraussichtlich auf einen Eintrag des bis zum 2. Weltkrieg verwendeten hochoktanigen Flugbenzins in den Untergrund. Zur Erhöhung der Klopfestigkeit wurde dem Flugbenzin 40 bis 70 % Benzol („BiBo“, Benzin – Benzol) beigemischt bzw. bestand dieses zu 81 – 84 % aus Benzol („Motorenbenzol“) /G2/, /U8/, was den hohen Benzolanteil der Kontamination von bis zu 50 % erklärt. Nach /G2/ sollen die Benzin und Benzol unterirdisch getrennt gelagert worden sein.

Anlagenstandort, Energie, Wasser, Abwasser, Zuwegung

Die Aufstellung einer Sanierungsanlage soll am südwestlichen Schadensrand erfolgen (s. Anlage 1). Die Zufahrt ist über einen befestigten Weg möglich.

Die Einfahrt in die Parkanlage erfolgt von Westen, vom Haupttor Tor 11 am Tempelhofer Damm.

Ein Stromanschluss (125 A) ist in etwa 230 m Entfernung vom vorgesehenen Standort einer Sanierungsanlage vorhanden.

Ein Unterflurhydrant der Feuerwehrringleitung befindet sich in etwa 20 m Entfernung vom vorgesehenen Anlagenstandort.

Der nächste Schmutzwasserkanalschacht befindet sich in etwa 50 m Entfernung (Schacht 7).

Ein Frischwasseranschluss ist in der näheren Umgebung des Anlagenstandorts nicht vorhanden.

2.2 Zusammenfassung der Ergebnisse der Gefahrenbeurteilung

Belastungssituation Grundwasser und Boden

Die höchsten BTEX – Konzentrationen von > 10.000 µg/l wurden seit 2003 /G3/ durchgehend an den bereits vorhandenen Messstellen P39, P47, P72 und GWMB sowie an den zuletzt 2013 errichteten Messstellen GWMQ und GWMR analysiert (s. Anlage 2).

Bei Bodenuntersuchungen an GWMH /G4/ und GWMP, Q, R /G14/ wurden BTEX – Konzentrationen von etwa 5 -64 mg/kg festgestellt. Eine extrem hohe BTEX – Konzentration wurde an GWMR mit 1.255 mg/kg im Horizont von 17 – 18 m u GOK nachgewiesen. Signifikante BTEX – Konzentrationen im Boden wurden ausschließlich im grundwassergesättigten Bodenhorizont nachgewiesen.

Der Bereich mit BTEX – Konzentrationen von aktuell 1.180 µg/l (GWMT) bis max. 15.475 µg/l (P72) umfasst eine Fläche von etwa 6.800 m² (1.000 µg/l – Isokonz).e).

Innerhalb dieser Fläche hat vermutlich der Eintrag der BTEX in den Untergrund stattgefunden. Eine BTEX – Belastung im ungesättigten Bodenhorizont wurde allerdings nicht festgestellt.

Um dieses Belastungszentrum herum befindet sich ein Bereich von etwa 4.500 m², in welchem die Grundwassermessstellen BTEX – Konzentrationen von 247 µg/l (GWMS) bis max. 759 µg/l (P66, 100 µg/l – Isokonz).e) zeigen.

Vertikal erstreckt sich die BTEX - Grundwasserverunreinigung im Ergebnis der teufenorientierten Grundwasserprobenahmen an GWMP und GWMQ /G14/ bis zu einer Tiefe von etwa 28 m u GOK (425 µg/l). Eine sehr hohe Konzentration wurde an GWMR noch bis zu einer Tiefe von 25 – 26 m u GOK mit 9.429 µg/l BTEX nachgewiesen.

Das Belastungsmaximum mit BTEX – Konzentrationen von etwa 10.000 µg/l reicht an GWMP und GWMQ bis 21 m u GOK, an GWMR bis 26 m u GOK.

Dieser Befund stimmt mit dem an der DP – Sondierung DP12 überein, an welcher von 15 – 16 m u GOK bis 29 - 30 m u GOK ein Rückgang von 3.768 µg/l auf 121 µg/l BTEX festgestellt wurde.

Im Grundwasser ist damit insgesamt von einem kontaminierten Horizont von etwa 13 m bzw. von einem hoch belasteten Horizont von etwa 6 - 10 m Mächtigkeit auszugehen.

Im Boden erstreckt sich der mit BTEX belastete Horizont mit BTEX – Konzentrationen > 4 mg/kg im Ergebnis der Untersuchungen an den Linerproben /G14/ von etwa 15 m bis etwa 21 m u GOK (GWMQ) über 6 m.

Die höchsten Konzentrationen am Boden wurden nicht, wie erwartet, im Grundwasseranschnitts-horizont ab 15 m u GOK, sondern von 17 – 18 m u GOK (GWMR: 1.255 mg/kg Konzentrationsmaximum (s. Anlage 3: Profilschnitt), GWMH) bzw. 18 – 19 m u GOK (GWMP, GWMQ) nachgewiesen. Ursache ist möglicherweise ein niedrigerer Grundwasserspiegel bei Schadenseintritt.

Eine Schadstofffahne im Grundwasser hat sich nicht ausgebildet.

Die Konzentrationsverteilung und das –niveau der BTEX waren während der vorangegangenen, seit 2003 durchgeführten Untersuchungen vergleichsweise konstant.

An den Messstellen P5, P7, P39, P47, P72, GWMB, GWMQ und GWMR, welche hohe BTEX – Konzentrationen aufweisen, wurden ebenfalls Überschreitungen des sanierungsbedürftigen Schadenswerts (SSW, s. /U1/) von 5 µg/l für Naphthalin nachgewiesen. Diese fallen mit max. 21,8 µg/l an P47 (4 x SSW) jedoch wesentlich geringer aus, als bei den BTEX mit max. 15.475 µg/l an P72 (155 x SSW (100 µg/l)), sodass die BTEX, wie bisher, den Hauptschadstoff darstellen.

Der Kohlenwasserstoffindex überschreitet nur an P72 leicht den sanierungsbedürftigen Schadenswert (SSW) von 0,5 mg/l und liegt ansonsten überwiegend unter der Bestimmungsgrenze.

Bei den kurzkettigen Kohlenwasserstoffen von C₅ – C₁₀ wird auch bei Abzug der Monoaromaten – Konzentration, welche ebenfalls bei dieser Bestimmung mit erfasst werden, der SSW an P5, P6, GWMA, GWMH und der neu errichteten Messstelle GWMT leicht (max. 9 x SSW für Kohlenwasserstoffe an P5 mit 4,6 mg/l) überschritten.

LCKW wurden bei den aktuellen Grundwasseruntersuchungen nicht nachgewiesen.

In Anlage 2 ist eine Darstellung der aktuellen BTEX - Verteilung im Grundwasser enthalten. Die folgende Tabelle enthält eine Übersicht über das Konzentrationsniveau der Schadstoffe im Schadenszentrum und am Schadensrand.

Tabelle 1: Schadstoffbelastung im Grundwasser

Parameter	Konzentrationsniveau	
	Schadenszentrum	Schadensrand
BTEX	1.180 µg/l bis 15.475 µg/l, überwiegend > 1.000 µg/l	247 µg/l bis 759 µg/l, überwiegend > 100 µg/l
Naphthalin	1,9 – 21,8 µg/l	
MKW	2013 max. 1,36 mg/l, bei Voruntersuchungen max. 2,8 mg/l an P72	
LCKW	2013 < BG, bei Voruntersuchungen max. 600 µg/l DP18, 87 µg/l an GWMB	

Eine signifikante Boden- oder Bodenluftbelastung im ungesättigten Horizont mit BTEX, MKW oder PAK wurde bei den bis 2010 /G9/ durchgeführten Untersuchungen nicht festgestellt.

Gefährdungssituation

Die aus den seit 2003 /G3/ durchgeführten Untersuchungen bekannte Grundwasserkontamination mit BTEX sowie untergeordnet mit weiteren Monoaromaten (Trimethylbenzole), Naphthalin und kurzkettigen Kohlenwasserstoffen wurde 2013 erneut in Ausdehnung und Konzentrationsniveau bestätigt und eine schädliche Grundwasserverunreinigung damit mehrfach nachgewiesen.

Hauptbelastungsparameter sind die Xylole und Toluol sowie das toxikologisch besonders relevante Benzol.

Der Sanierungsbedürftige Schadenswert von 100 µg/l für alkylierte Benzole bzw. von 5 µg/l für Benzol wird auf einer Fläche von etwa 6.800 m² bzw. 5.000 m² deutlich, um etwa das 10 fache überschritten.

Die BTEX – Kontamination ist horizontal und vertikal eingegrenzt. Weiterhin ist keine Ausbreitungstendenz erkennbar.

Es wurde allerdings eine sehr hohe Schadstoffmenge für den grundwassergesättigten Horizont von 1,4 t BTEX (s. Pkt. 7 /G14/) abgeschätzt, sodass, auch wenn das Grundwasser in der Umgebung nicht genutzt wird, eine potenzielle Gefährdung der Verunreinigung bisher unbelasteten Grundwassers langfristig bestehen bleibt.

Um eine Verlagerung von Schadstoffen sicher auszuschließen wurden von der zuständigen Ordnungsbehörde Maßnahmen zur Gefahrenabwehr gefordert /G10/.

Die nachhaltig hohen, seit Beginn der BTEX - Untersuchungen 2003 /G3/ im Wesentlichen unveränderten BTEX – Konzentrationen zeigen, dass die natürlich ablaufenden schadstoffmindernden Prozesse zwar ausreichen, um eine Ausbreitung der BTEX – Belastung zu verhindern, aber in diesem Zeitraum nicht zu einer wesentlichen Reduzierung der im Grundwasserhorizont vorhandenen Schadstoffmenge geführt haben.

Ziel einer Sanierungsmaßnahme sollte es daher sein, mit verhältnismäßigen Mitteln die Schadstoffmenge im Grundwasserhorizont soweit zu reduzieren, dass für die verbleibende Restschadstoffmenge eine weitere Reduzierung durch natürlich ablaufende schadstoffmindernde Prozesse prognostiziert werden kann.

Eine Gefährdung über den Wirkungspfad Boden – Mensch durch die BTEX ist nicht gegeben. Aufgrund der hohen Grundwasserüberdeckung von 15 m und der gegenwärtigen Nutzung als Grünfläche ist keine Ausgasung in Gebäude (Kellerräume) zu befürchten. Eine gefahrlose Nutzung als Parkanlage ist damit möglich /G10/.

2.3 Schadstoffmenge und -eigenschaften

In Tabelle 2 werden die Ergebnisse der in /G13/ durchgeführten Mengenabschätzung tabellarisch zusammengefasst.

Die Abschätzung zeigt, dass von der gesamten im Grundwasserhorizont vorhandenen BTEX – Menge der bei Weitem höchste Anteil im Schadenszentrum am Bodenkorn adsorbiert vorliegt. Abhängig davon, welche Ausdehnung das an der Bohrung GWMR mit 1.255 mg/kg BTEX nachgewiesene Belastungsmaximum aufweist, können zu der abgeschätzten Schadstoffmenge noch 0,7 t - 3 t (1/4 – 1/1 Anteil der Fläche innerhalb der 10.000 µg/l Isokonze von 1.300 m², 1 m Horizont) dazu kommen.

Tabelle 2: BTEX - Schadstoffmenge im Grundwasserhorizont

	Fläche	Horizont	kont. Volumen	Ø Konzentration	Menge
am Bodenkorn adsorbiert im max. belasteten Bodenhorizont	6.800 m ²	2 m	13.600 m ³ Boden	50 mg/kg (Konzentrationen analysiert)	1.200 kg
am Bodenkorn adsorbiert im gesamten kontaminierten Grundwasserbereich	6.800 m ²	10 m	68.000 m ³ Boden	0,72 mg/kg (Konzentrationen aus K _d – Wert abgeschätzt)	88 kg
im Grundwasser gelöst	11.500 m ²	10 m	17.250 m ³ Grundwasser (Porosität 0,15 %)	6.100 µg/l (Konzentrationen analysiert)	105 kg
Summe					1.395 kg

Für die Co – Kontaminante Naphthalin wird aufgrund des wesentlich geringeren Konzentrationsniveaus auf eine Mengenabschätzung verzichtet, für die Verunreinigung mit kurzkettigen MKW < C₁₀ ebenso.

In der folgenden Tabelle sind die chemisch physikalischen Eigenschaften der Hauptschadstoffe zusammengefasst, welche für die Verfahrensauswahl von Bedeutung sind.

Tabelle 3: Chemisch – physikalische Eigenschaften der Hauptschadstoffe

Substanz	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Siedepunkt [°C]	Henry – Koeffizient [-]	Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{OC})	Wassergefährdungsklasse
Benzol	1.780	80	0,23	ca. 80	3
Toluol	550	111	0,26	ca. 100	2
Xylole	175 – 198	138 – 144	0,21 – 0,28	ca. 210	2
Ethylbenzol	168	136	0,35	ca. 200	1
Naphthalin	31	218	0,084	1.300	2

aus /U4/, /U5/

Die niedrigen Siedepunkte und hohen Henry – Koeffizienten (mit Ausnahme von Naphthalin) der vorliegenden Schadstoffe zeigen, dass diese eine hohe Flüchtigkeit aufweisen und damit Desorptionsverfahren wie Strippung oder Airsparging gut zugänglich sind.

Der vergleichsweise niedrige K_{OC} – Wert von Benzol, im Vergleich zu den anderen Schadstoffen, führt dazu, dass Benzol im Vergleich zu diesen schlechter an Wasser- oder Luftaktivkohle bindet. Da Benzol von den vorhandenen Schadstoffen der toxikologisch relevanteste, mit dem niedrigsten Einleit- oder Abluftgrenzwert ist, ist dies bei der Verfahrensauswahl zu beachten.

Die großen Unterschiede in der Wasserlöslichkeit und der Adsorbierbarkeit an organischem Material haben auch zur Folge, dass bei vergleichbaren Konzentrationen im Grundwasser bei Xylole eine wesentlich höhere Menge am Bodenkorn adsorbiert vorliegt, als bei Benzol. Die Verfügbarkeit von Benzol für eine

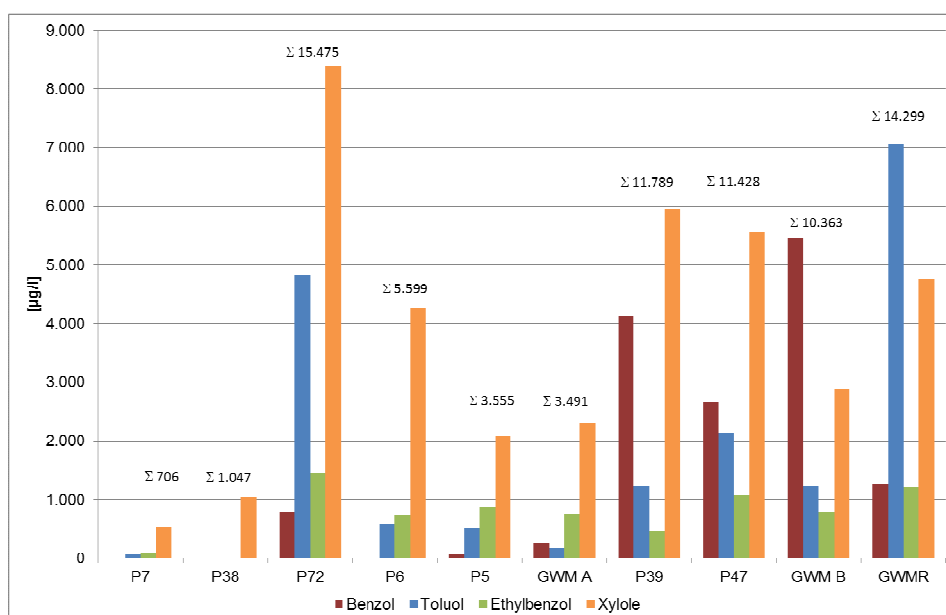
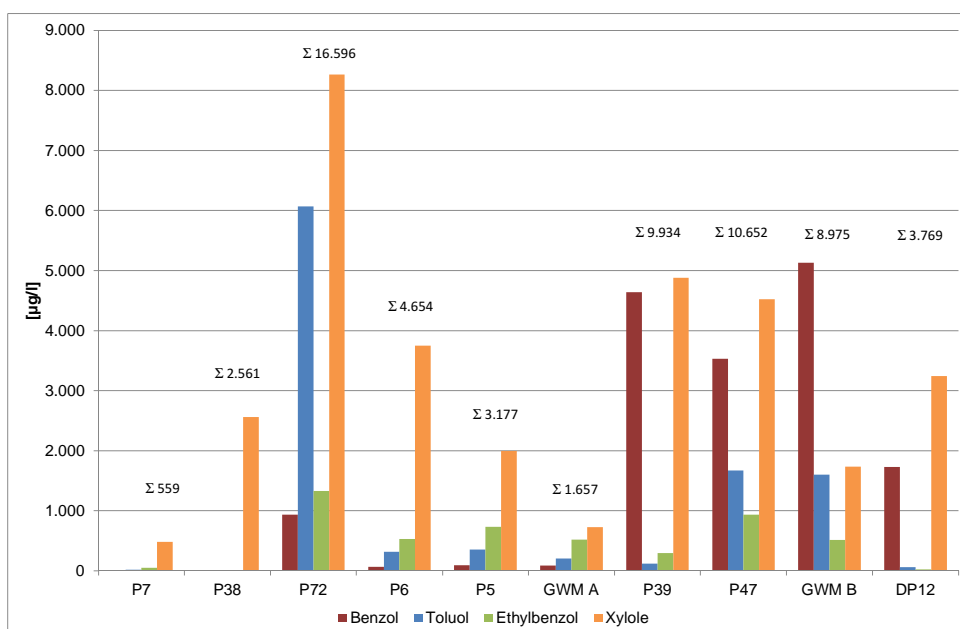
pump & treat Maßnahme ist dagegen am höchsten und nach deren Einstellung für diese Substanz von dem geringsten rebound – Effekt auszugehen.

Naphthalin weist von den vorhandenen Schadstoffen die stärkste Bindung an Aktivkohle oder organischen Bestandteilen im Boden und die niedrigste Flüchtigkeit auf.

Da die vorliegenden Schadstoffe überwiegend gut biologisch abbaubar sind und mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau unter anaeroben Bedingungen vor Ort nachgewiesen wurde, wird dieser ein Teil des zum Einsatz kommenden Sanierungsverfahrens sein.

Abbildung 1 zeigt die Zusammensetzung der BTEX für 2010 /G9/ und 2013 /G14/. Für 2010 wurde die direct push – Sondierung DP12 und für 2013 die neu errichtete Messstelle GWMR in die Darstellung aufgenommen.

Abbildung 1: Zusammensetzung der BTEX im Schadenszentrum 2010 und 2013



Ein Vergleich der Diagramme zeigt, dass sowohl die 2013 analysierten BTEX – Konzentrationen, als auch deren Zusammensetzung stark den 2010 Festgestellten ähneln.

An P7 und P38 sind die BTEX – Konzentrationen etwas niedriger und an GWMA höher, als bei der zuletzt 2010 durchgeführten Untersuchung.

Wie 2010, unterscheiden sich auch aktuell die Zusammensetzungen der hoch (>10.000 µg/l) mit BTEX belasteten Messstellen mit einem hohen Toluol – Anteil von aktuell 29 % an der westlichen Messstelle P72 und hohen Benzol – Anteilen (aktuell 21 – 50 %) an den östlich hiervon gelegenen Messstellen P39, P47 und GWMB.

Die Zusammensetzung an der neu errichteten Messstelle GWMR, ebenfalls im östlichen Teil der BTEX – Belastung, ähnelt wiederum der Messstelle P72 mit einem hohen Anteil an Toluol von 47 %.

Neben Toluol oder Benzol machen die Xylole > 40 % an allen Messstellen, mit Ausnahme von GWMB und GWMR im östlichen Teil des Schadens, den Hauptbestandteil der BTEX aus.

In der folgenden Tabelle sind die Mengenanteile der einzelnen BTEX an den am höchsten > 10.000 µg/l belasteten Grundwassermessstellen zusammengefasst:

Tabelle 4: Mengenanteile der einzelnen Substanzen an der Σ Monoaromaten

	Benzol [%]	Toluol [%]	Ethylbenzol [%]	o- Xylol [%]	m-, p- Xylol [%]	Σ BTEX [%]
P39	32,45	9,67	3,75	2,96	43,83	92,66
P47	21,35	17,21	8,63	2,24	42,35	91,79
P72	4,74	29,19	8,83	5,15	45,45	93,35
GWM B	49,97	11,16	7,14	1,21	25,13	94,60
GWMQ	10,95	9,54	14,18	6,86	48,30	89,83
GWMR	8,45	47,02	8,01	6,71	24,96	95,14

Der hohe Anteil der BTEX zeigt, dass die Trimethylbenzole nur einen geringen Anteil an der Σ Monoaromaten ausmachen.

Insgesamt weisen die Unterschiede in der BTEX – Zusammensetzung auf verschiedene Schadensursachen hin.

2.4 Untergrundaufbau im Sanierungsbereich

Anlage 3 zeigt einen geologischen Profilschnitt in Grundwasserfließrichtung (SW – NO) durch das Untersuchungsgebiet, beginnend an der Messstelle GWMG südwestlich des Schadens bis zur Messstelle GWMD im nordöstlichen Abstrom.

Der Grundwasserleiter im Bereich der BTEX – Kontamination ist im überwiegenden Teil ungegliedert. Mit Ausnahme der Leitfähigkeitssondierung LF2 (s.u.) sowie vereinzelter Reste des Saalegeschiebemergels, welche an den Messstellen GWM E und GWM L sowie an GWM M und GWM R erbohrt wurden, wurde kein flächig aushaltender stauender Horizont oberhalb des Grundwassergeringleiters des Holstein – Interglazial (52,40 m u GOK an FB Süd) nachgewiesen.

Die an der Leitfähigkeitssondierung LF 2 für den gesamten Grundwasserhorizont von 15 – 30 m u GOK interpretierte Schluffschicht wurde bei den vorangegangenen und aktuellen Messstellenbohrungen nicht angetroffen, sodass davon ausgegangen wird, dass im Sanierungsbereich keine aushaltende Mergelbank, sondern lediglich lokal gering mächtige Schichten bindigen Materials (GWMR: 19,2 – 20,50 m u GOK Geschiebemergel, 21,5 – 25,2 m u GOK: Schluff- und Geschiebemergellagen) vorhanden sind.

Anhand der aktuellen Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit ist von durchlässigem bis stark durchlässigem Material, überwiegend bestehend aus Mittel- und Grobsanden, teilweise mit Feinsandlagen im Grundwasserhorizont auszugehen (s. /G13/). Allerdings wird aus dem Profilschnitt in Anlage 3 auch der inhomogene Aufbau des Grundwasserleiters im Schadensbereich mit Sanden unterschiedlicher Körnung und schluffigen Beimengungen deutlich.

Folgende Durchlässigkeitsbeiwerte wurden anhand der Sieblinien ermittelt (s. /G13/):

- $2,6 \times 10^{-4}$ bis $2,3 \times 10^{-3}$ m/s (Mittel- / Grobsand)
- $4,2 \times 10^{-5}$ bis $5,3 \times 10^{-5}$ m/s (Feinsand, schluffig)

An einer Reihe von Bohrungen wurde im Grundwasserhorizont Kohle („Kohlegestein“, „Kohleflitter“) angetroffen, was für eine starke Rückhaltung der Schadstoffe am Aquifermaterial spricht.

Ähnlich zu der 2010 /G9/ durchgeführten Stichtagsmessung, ist von einem geringen Gefälle von $J = 0,00016$ m/m (November, Dezember 13) bis $J = 0,0004$ m/m (Mai 13) und demzufolge von einer geringen Abstandsgeschwindigkeit $v_a = 11 - 28$ m/a (Mittelsand) bzw. $2,5 - 7$ m/a (Schluff) im Untersuchungsgebiet auszugehen.

3 Festlegung von Sanierungsbereichen und Vorschlag von Sanierungszielen sowie vorläufigen Sanierungszielwerten

Unter Berücksichtigung der Schadstoffverteilung, den zu erwartenden unterschiedlichen Schadstoffmengen und den daraus resultierenden unterschiedlichen Sanierungsverläufen wird eine Gliederung in folgende Sanierungsbereiche vorgeschlagen:

Tabelle 5: Sanierungsbereiche

	Ausdehnung	Besonderheiten
Sanierungs- bereich 1: Belastungs- zentrum	Messstellen: P5, P6, P39, P47, P72, GWMA, GWMB, GWMH, GWMQ, GWMR, GWMT Fläche etwa 7.000 m ² (etwa 1.000 µg/l Isokonze) Horizont: 10 m kontaminierter Bodenbereich: 70.000 m ³ Grundwasservolumen bei effektiver Porosität 0,15: 10.500 m ³	vermuteter Eintragsort hohe Schadstoffmenge, vorwiegend am Bodenkorn gebunden, längerfristige Nachlieferung zu erwarten mikrobielle Abbauprodukte auf der Stufe der Eisenreduktion, Sulfidogenese und Methanogenese nachgewiesen, kein Konzentrationsrückgang bei Pump- versuchen an P47, P72 und GWMB /G7/
Sanierungs- bereich 2: horizontaler und vertikaler Schadens- rand	Messstellen P7, P38, P66, GWMS Fläche 11.500 m ² - 7000 m ² = 4.500 m ² (etwa 100 µg/l Isokonze) Horizont Schadensrand: 10 m unterhalb Sanierungsbereich 1: 21 – 26 m u GOK, 5 m kontaminierter Bodenbereich: 45.000 m ³ + 35.000 m ³ = 80.000 m ³ Grundwasservolumen bei eff. Porosität 0,15: 12.000 m ³	niedrigere Schadstoffkonzentrationen vorwiegend gelöste Schadstoffe, kaum Nachlieferung zu erwarten mikrobielle Abbauprodukte voraussichtlich auf Stufe der Nitratatmung

Im Sanierungsbereich liegt eine Grundwasserkontamination mit BTEX sowie untergeordnet Naphthalin und leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen vor, welche den Sanierungsbedürftigen Schadenswert /U1/ von 100 µg/l für alkylierte Benzole bzw. von 5 µg/l für Benzol auf einer Fläche von etwa 6.800 m² bzw. 5.000 m² deutlich, um etwa das 10 fache, überschreitet. Die abgeschätzte BTEX – Menge im Grundwasserhorizont ist mit etwa 1,4 t sehr hoch.

Anhand der Veränderung der Milieubedingungen im Belastungsbereich gegenüber dem Anstrom und Nebenstrom sind deutliche Hinweise auf einen Kohlenwasserstoffabbau unter anaeroben Bedingungen gegeben.

Diese natürlich ablaufenden schadstoffmindernden Prozesse sind zwar ausreichend, um eine Ausbreitung der BTEX – Belastung zu verhindern, jedoch wurde seit 2003 /G3/ keine wesentliche Abnahme der BTEX – Konzentrationen im Grundwasser im Schadenszentrum festgestellt.

Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sind daher erforderlich. Zur Konzentrationsminderung im Schadenszentrum soll eine aktive hydraulische Sanierungsmaßnahme durchgeführt und im Anschluss in MNA (Monitored natural attenuation) übergeleitet werden /G10/.

Dies wurde seitens des Vorgutachters /G9/ wie folgt vorgeschlagen formuliert:

- kurzfristige und zeitlich befristete Minimierung des Schadstoffpotenzials durch eine hydraulische Sanierung des Schadenszentrums (Quellensanierung)
- anschließende Überführung in ein monitored natural attenuation (MNA)

Ziel einer technischen Maßnahme zur Sanierung des Schadenszentrums sollte es daher sein, mit verhältnismäßigen Mitteln die Schadstoffmenge im Grundwasserhorizont soweit zu reduzieren, dass eine weitere Konzentrationsabnahme durch die natürlichen schadstoffmindernden Prozesse stattfindet und eine Überleitung in MNA erfolgen kann.

Eine vollständige Sanierung der Grundwasserbelastung bis auf das Niveau der Geringfügigkeitsschwellenwerte von 20 µg/l für die alkylierten Benzole und 1 µg/l für Benzol wird für den Standort mit sehr großer Wahrscheinlichkeit nicht möglich sein.

Die Überleitung von einer aktiven Sanierung in MNA sollte erfolgen können, wenn davon auszugehen ist, dass das Risiko einer Schadstoffausbreitung, welche auch derzeit nicht festzustellen ist, weiter minimiert wurde, d.h. das Angebot an alternativen Elektronenakzeptoren im Grundwasser im Anstrom für die verbliebene Restschadstoffmenge ausreicht.

Vorgeschlagen wird, die technische Sanierungsmaßnahme einzustellen, wenn in der Konzentrationsentwicklung der Schadstoffe während der Sanierung ein Plateau erreicht wurde und während eines halben Jahres keine weitere signifikante Konzentrationsabnahme erfolgt bzw. das Konzentrationsniveau im Schadenszentrum auf etwa 1.000 µg/l BTEX gesunken ist und sich im Randbereich, außerhalb des Belastungszentrums, eine Konzentrationsabnahme durch mikrobiellen Abbau abzeichnet.

Eine weitere Präzisierung der Sanierungsziele und insbesondere des vorgeschlagenen orientierenden Zielwerts von 1.000 µg/l BTEX für die technische Sanierungsmaßnahme erfolgt anhand des Sanierungsverlaufs, wenn die Erreichbarkeit der Ziele und der hierzu erforderliche wirtschaftliche Aufwand und damit die Verhältnismäßigkeit der durchgeführten Maßnahme besser beurteilt werden können.

4 Auswahl prinzipiell geeigneter Sanierungsverfahren für die Grundwasserkontamination

4.1 Anforderungen und Randbedingungen

Neben den unter Pkt. 2 aufgeführten planungsrelevanten Sachverhalten sind die folgenden Randbedingungen bei der Auswahl eines geeigneten Sanierungsverfahrens zu beachten.

Bei einer Einleitung von gereinigtem Grundwasser in die Regenwasserkanalisation, welche bei Einsatz eines pump & treat Verfahrens erforderlich werden kann, waren bei vergleichbaren Schäden folgende Einleitgrenzwerte einzuhalten:

BTEX	25 µg/l
Benzol	5 µg/l

Alternativ besteht die Möglichkeit einer Versickerung des gereinigten Grundwassers auf dem Gelände, im Randbereich des BTEX – Schadens (Sanierungsbereich 2). Vorgeschlagen wird, die in diesem Fall einzuhaltenden Einleitgrenzwerte höher, als bei einer Einleitung in den R - Kanal anzusetzen:

BTEX	100 µg/l
Benzol	10 µg/l

Eine Verschlechterung der vorhandenen Grundwasserqualität ist hierbei voraussichtlich nicht zu befürchten. Eine Einleitgenehmigung ist in beiden Fällen erforderlich.

Für die Abluft einer Strippanlage(s. Pkt. 4.2) oder einer Bodenluftabsaugung in Verbindung mit Airsparging oder einer ISCO – Maßnahme (4.4, 4.5) wurde seitens der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt bei ähnlichen Sanierungen eine Emissionsfreiheit des Verfahrens gefordert. Aufgrund des Vorhandenseins des karzinogenen Benzols in signifikanten Konzentrationen und der Lage des Sanierungsbereichs in einer öffentlichen Grünfläche, werden im vorliegenden Fall möglicherweise ähnliche Anforderungen gelten. Dies muss ebenfalls im Rahmen der Genehmigungsplanung geklärt werden.

Bei einer reinen mikrobiologischen in – situ Sanierung (s. Pkt. 4.6), bei welcher mit Sauerstoff bzw. Sauerstoffträgern angereichertes Grundwasser im Schadenszentrum (Sanierungsbereich 1) versickert wird, sollten sich die zulässigen Einleitkonzentrationen ebenfalls an dem hier vorliegenden Konzentrationsniveau der Schadstoffe orientieren.

In der folgenden Tabelle ist eine Übersicht über die die Grundwasserbeschaffenheit bestimmenden Parameter enthalten, welche bei der aktuellen und den vorangegangenen Untersuchungen ermittelt wurden.

Tabelle 6: Konzentrationen an Grundwasserinhaltsstoffen

Parameter	Einheit	Min.	Max.	Mittelwert	Median
Gesamthärte	[°dH]	14,7	35,4	20,8	20,0
Sulfid leicht freisetzb.	[mg/l]	0,01	5,64	0,81	0,30
Sulfat	[mg/l]	1,7	297	43,3	24,3
Phosphat	[mg/l]	0,04	1,34	0,30	0,19
Nitrat	[mg/l]	0,01	117	9,25	1,24
Nitrit	[mg/l]	0,01	0,43	0,09	0,02
Ammonium	[mg/l]	0,01	0,87	0,28	0,22
Methan	[µg/l]	0,1	18.600	5.035	1.307
Eisen ges.	[mg/l]	0,03	9,51	3,19	2,90
Eisen (II)	[mg/l]	0,02	40,4	3,37	2,24
Mangan	[mg/l]	0,01	7,20	0,49	0,29
DOC	[mg/l]	2,10	20,8	5,91	4,15
TOC	[mg/l]	2,10	20,9	6,29	4,20

Das Grundwasser im Sanierungsbereich ist mit Ø 21 °dH für Berlin und Brandenburg typisches hartes Wasser. Mit Werten von > 30 °dH we ist das Grundwasser teilweise sehr hohe Härtegrade auf.

Die Eisen- und Mangankonzentrationen sind ebenfalls vergleichsweise hoch, ebenso die im Grundwasser gelöste organische Substanz (DOC) mit Konzentrationen von überwiegend > 4 mg/l.

Ablagerungen und Verockerungen in Förder- / Entnahmehbrunnen und technischen Einrichtungen sind damit zu befürchten.

Aufgrund der Lage des Sanierungsbereichs in einer öffentlichen Grünanlage sollten die Lärmgrenzwerte für Wohngebiete /U10/ von 55 dB(A) tagsüber und 40 dB(A) nachts, d.h. da es bei den Sanierungsanlagen keinen Unterschied von Tag- und Nachtbetrieb gibt, 40 dB(A), eingehalten werden

Da mikrobieller Schadstoffabbau ein Bestandteil der Sanierungsstrategie sein wird, sollte das zum Einsatz kommende Sanierungsverfahren die Bedingungen für den mikrobiellen Abbau vor Ort zumindest nicht verschlechtern bzw. diesen intensivieren.

Neben den im Folgenden diskutierten, am weitesten verbreiteten Reinigungsverfahren, existieren weitere, wie z.B. die UV – Oxidation der Schadstoffe in der Gas- oder Wasserphase oder Bioreaktoren, welche eine generelle Eignung für die vorliegenden Schadstoffe aufweisen. Bei einer Ausschreibung sollten daher auch alternative Verfahren zugelassen werden, soweit kein wesentliches Verfahrensrisiko besteht.

Ein Bodenaustausch wird aufgrund der Größe des kontaminierten Bereichs von etwa 7.000 m² (Sanierungsbereich 1) und der großen Mächtigkeit der Überdeckung des Schadensbereichs mit unbelastetem Boden von 15 m nicht betrachtet.

4.2 Desorptionsverfahren

Aufgrund der hohen Flüchtigkeit der Hauptschadstoffe BTEX ist ein Desorptionsverfahren, bei welchem die Schadstoffe aus dem Grundwasser in die Luft übergehen, entweder on – site (Strippverfahren) oder in - situ (Airsparging, s. Pkt. 4.4) gut einsetzbar.

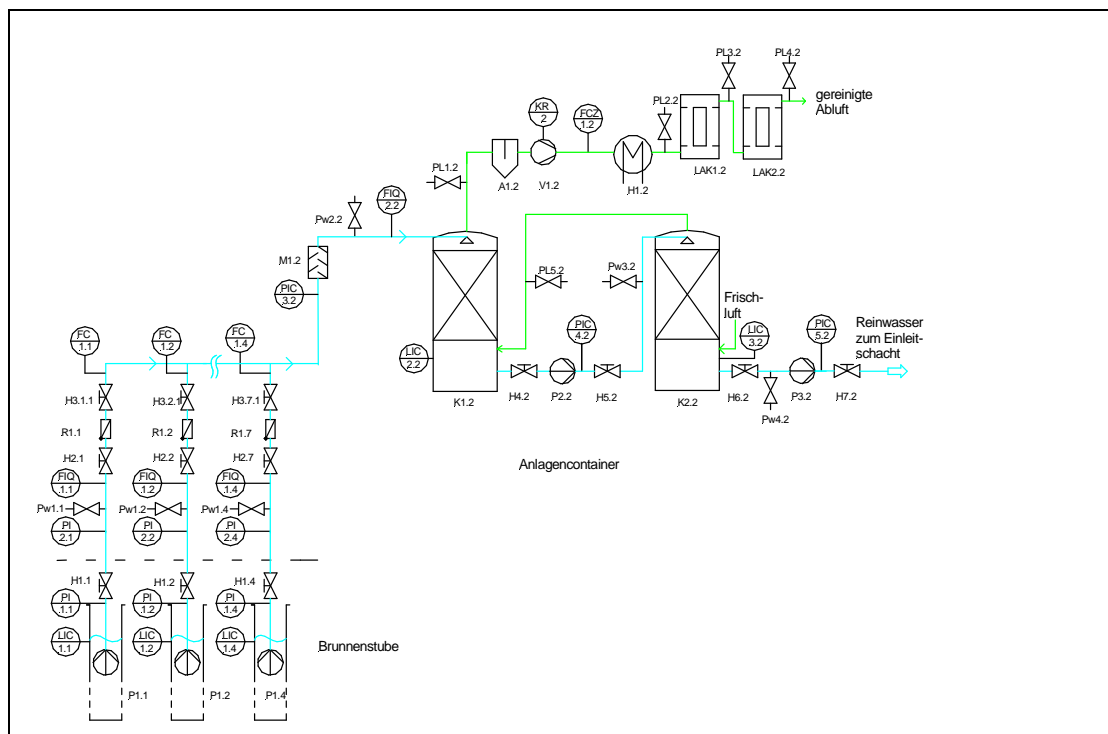
Im Folgenden wird die on – site Strippung mittels Strippkolonnen oder Kompaktstrippern diskutiert.

Beim Strippverfahren wird das verunreinigte Grundwasser aus Sanierungsbrunnen auf eine Füllkörperkolonne o.ä. gepumpt, in welcher im Gegenstrom Luft zugeführt wird. Dabei kommt es zu einem Stoffaustausch, bei dem die Schadstoffe aus der Wasserphase in die Gasphase übergehen. Das gereinigte Grundwasser kann in die Regenwasserkanalisation abgeleitet oder auf dem Gelände versickert werden.

Ein Vorteil der Versickerung nach Strippung besteht darin, dass das gereinigte Wasser am Auslauf der Strippkolonnen mit Sauerstoff angereichert ist, welcher bei einer Versickerung für die Intensivierung des mikrobiellen BTEX – Abbaus genutzt werden kann.

Die mit Schadstoffen beladene Abluft wird über eines der weiter unten aufgeführten Verfahren gereinigt.

Abbildung 2: Grobfließbild 2stufige Strippanlage mit Luftaktivkohle zur Abluftreinigung



Bei den vorhandenen BTEX – Konzentrationen ist eine 2stufige Strippanlage mit etwa 6 m Höhe der Kolonnen (je mind. 3 m Schüttung) für das Erreichen einer Einleitkonzentration von 20 µg/l BTEX bzw. 5 µg/l Benzol erforderlich.

Zur Erhöhung der Reinigungsleistung kann das Reinwasser durch einen Aktivkohle – Adsorptionsfilter auf die Reinigungszielwerte weiter abgereinigt werden.

Aufgrund der Störung des Kohlendioxid-/Karbonat-Gleichgewichtes beim Stripprozess kommt es bei harten Wässern zur Kalkausfällung in den Düsenverteiltern und auf den Füllkörpern der Strippskolonne, sodass eine Reinigung von Düsen und Füllkörpern bzw. Verteilerböden erforderlich wird. Bei hohen Härtegraden (> 20 °dH) kann eine Härtestabilisierung erforderlich sein.

Bei hohen Eisen- und Mangankonzentrationen wird eine Enteisungsstufe eingesetzt, in welcher dass im Grundwasser gelöste Eisen (II) gezielt oxidiert und im Anschluss in einer Filtereinheit, häufig einem Kiesbettfilter, abgetrennt wird.

Außerdem kann den Ausfällungen von Kalk oder oxidiertem Eisen in begrenztem Maß durch spezielle Bauformen, wie z.B. Vakuumstripper oder einer Kreisgasführung der Strippluft entgegengewirkt werden.

Im vorliegenden Fall weist das Grundwasser einen hohen Härtegrad sowie hohe Eisen – und Mangankonzentrationen auf, sodass bei der Auslegung einer Desorptionsstufe zusätzliche Verfahrensstufen bzw. eine regelmäßige Reinigungen der Anlage berücksichtigt werden müssen.

Eine besondere Bauform stellen Kompaktstripper dar. Statt der Füllkörperschüttung werden alternative Verfahren (z.B. Verteilerböden, Turbostrippensatz) zur

Herstellung einer großen Wasser-/Luft-Kontaktfläche angewandt. Dadurch können deutlich kleinere Baugrößen erreicht und die gesamte Anlagentechnik in Standard-Seecontainern eingehaust werden.

Bei hohen Eisen-, Mangan- oder Kalkgehalten können bestimmte Bauweisen von Kompaktstrippern vorteilhaft sein, da sich z.B. Verteilerböden deutlich einfacher von Ablagerungen befreien lassen, als Füllkörperschüttungen.

Aufgrund der Lage des Sanierungsbereichs in einer öffentlichen Grünanlage mit sensibler Nutzung wird gegenwärtig der Einsatz einer Kompaktanlage favorisiert.

Für die Abreinigung der Schadstoffe aus der Strippluft bestehen folgende Möglichkeiten:

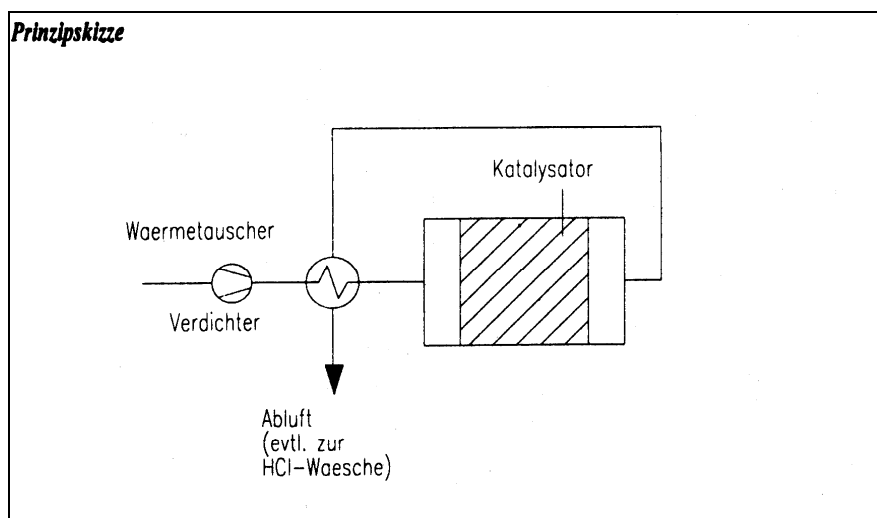
- Zerstörung der Schadstoffe mittels katalytischer Oxidation
- Anreicherung der Schadstoffe an einem Trägermaterial, üblicherweise Luftaktivkohle

Katalytische Oxidation

Bei der katalytischen Oxidation wird die erforderliche Reaktionstemperatur durch den Katalysator herabgesetzt, sodass die Schadstoffe bei einer niedrigeren Temperatur, als der Zündtemperatur an der Oberfläche des Katalysators (Edelmetall und/oder Mischoxide in Wabenform oder pelletiert als Schüttgut) oxidiert werden.

Die Rohluft wird im Wärmetauscher von dem den Katalysator verlassenden Reingas erhitzt. Die Verbrennungsluft wird über einen Verdichter, ggf. zusammen mit einem Zusatzbrennstoff oder über ein Heizaggregat zum Erreichen der Anspringtemperatur, dem Katalysator zugeführt.

Abbildung 3: Prinzipskizze der katalytischen Oxidation bei der Luftreinigung



Mit zunehmender Betriebszeit kann der Katalysator seine ursprüngliche Wirkung verlieren, was sich in der Verringerung der Reinigungsleistung zeigt. Die Ursachen liegen überwiegend in der Alterung, Verkokung, Staubablagerung und/oder Vergiftung. Bei der vorliegenden Grundwasserbeschaffenheit sind das

nachgewiesene Sulfid bzw. dessen gelöste Form Schwefelwasserstoff von Bedeutung, welche den Katalysator schädigen („Vergiften“). Zudem kann Methan zu Problemen bei der Regelung der Anlage führen.

Ein autothermer Betrieb einer katalytischen Oxidation ist ab C – Gehalten von ca. 0,5 – 1 g/m³ möglich. Bei den zu erwartenden Strippluftkonzentrationen ($C_W = 10.000 \text{ mg/m}^3$ BTEX im Grundwasser, Wasser- / Luftverhältnis: 1 : 50, $C_L = 200 \text{ mg/m}^3 = 0,2 \text{ g/m}^3$ in der Strippluft) wird ein autothermer Betrieb maximal kurzzeitig zu Sanierungsbeginn möglich sein.

Ein wesentlicher Vorteil der katalytischen Oxidation besteht darin, dass das toxikologisch besonders relevante Benzol sicher zerstört wird.

Adsorption an Luftaktivkohle

Der zu behandelnde Gasstrom durchströmt den Festbettadsorber, im Altlastenbereich häufig Luftaktivkohle, wobei die Schadstoffe in der Aktivkohleschüttung zurückgehalten werden.

Nach Erschöpfen der Beladepazität wird das Adsorptionsmaterial regeneriert. Bei den vorhandenen Hauptschadstoffen können mit den üblicherweise eingesetzten Steinkohleaktivkohlen, abhängig von der Konzentration im Luftstrom, folgende Beladepazitäten erreicht werden:

Tabelle 7: Beladepazität von Luftaktivkohle für die Hauptschadstoffe

Substanz	Beladepazität
Benzol	1 – 5 %
Toluol	2 - 8 %
Xylole	5 - 12 %

Eine Sonderform der Adsorptionsanlagen sind die Lösemittelrückgewinnungsanlagen, bei welchen die beladene Luftaktivkohle direkt in einer Anlage vor Ort regeneriert wird. Der Einsatz einer Lösemittelrückgewinnungsanlage ist aufgrund der hohen Anlagen- und Energiekosten nur bei sehr hohen Schadstoffkonzentrationen sinnvoll.

4.3 Adsorption an Wasseraktivkohle

Der Wirkmechanismus ist dem bei der Adsorption von Schadstoffen aus der Luft vergleichbar.

Das aus den Sanierungsbrunnen geförderte Grundwasser wird bei diesem Verfahren, ggf. nach einer vorgeschalteten Enteisung bzw. Filtration von Schwebstoffen, über ca. 3 – 4 Wasseraktivkohlefilter geleitet.

Die Beladepazität kann durch eine Erhöhung der Anzahl der in Reihe geschalteten Filter optimiert werden, da ggf. schwächer an das Adsorptionsmittel Aktivkohle bindende Schadstoffe, die deshalb verdrängt werden, in der nächsten Adsorptionsstufe wieder gebunden werden.

Natürliche Grundwasserinhaltsstoffe wie Eisen (II), Mangan und teilweise Kalk müssen auf einem vorgeschalteten Kiesbettfilter entfernt werden.

Ein Nachteil dieses Verfahrens besteht darin, dass neben den Schadstoffen, weitere im Grundwasser enthaltene organische Substanzen an der Aktivkohle binden bzw. sich Grundwasserinhaltsstoffe auf der Oberfläche der Kohle ablagern, was bei den vorliegenden hohen DOC – Gehalten von Bedeutung ist. Die nutzbare Beladepazität für die eigentlichen Schadstoffe kann hierdurch erheblich verringert werden.

Vorteilhaft gegenüber dem Strippverfahren ist dagegen der geringere Energiebedarf, da die Stufenpumpe und das Strippluftgebläse entfallen.

Folgende Beladepazitäten können bei den vorhandenen Schadstoffen erreicht werden:

Tabelle 8: Beladepazität von Wasseraktivkohle für die Hauptschadstoffe

Substanz	Beladepazität
Benzol	0,2 – 1 %
Toluol	1 - 3 %
Xylole	2 – 10 %

4.4 Air-Sparging

Beim Air – Sparging erfolgt das Strippen der flüchtigen Schadstoffe aus dem Grundwasser direkt im Untergrund.

In regelmäßigen Abständen werden Luftlanzen unter den Schadensbereich abgeteuft und Luft feindispers eingetragen. Die Schadstoffe gehen vom Wasser in die Luft über und werden nach Austritt aus dem Grundwasser über die Bodenluft abgesaugt. Die kontaminierte Luft wird z.B. über Luftaktivkohle (s.o.) abgereinigt.

Da Mergellagen im Sanierungsbereich nur vereinzelt angetroffen wurden (s. Pkt. 2.4), resultieren aus dem Untergrundaufbau keine wesentlichen Einschränkungen hinsichtlich der Anwendbarkeit dieses Verfahrens.

Wie bei den anderen Verfahren, bei denen das hydrochemische Milieu im Grundwasser verändert wird, besteht auch hier die Gefahr von Verblockungen durch Ausfällungsreaktionen (Fällung von Karbonat und Eisenoxidhydrat).

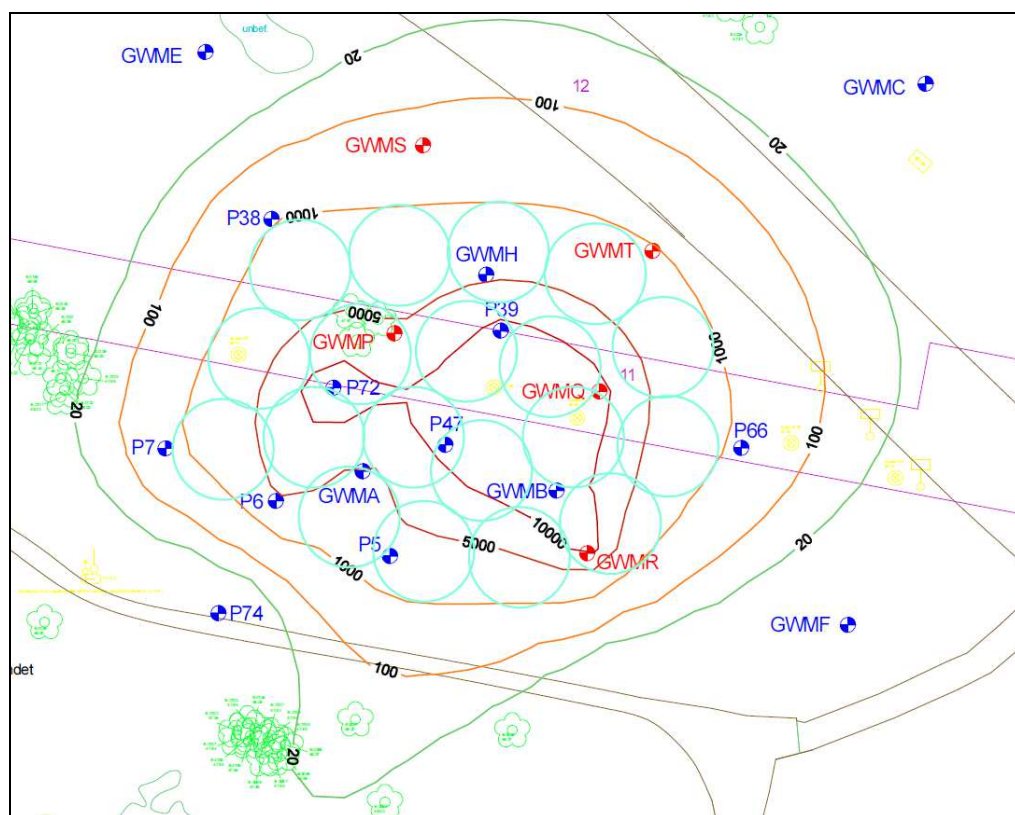
Vom Wirkungsgrad her ist die Strippung im Untergrund niedriger, als die in einer technischen Anlage einzuschätzen, da im Vergleich zum Grundwasservolumen nur eine geringe Luftmenge eingetragen wird und außerdem ein vergleichbar intensiver Kontakt von Wasser und Luft, wie er für den Stoffübergang erforderlich ist, nicht gewährleistet werden kann.

Positiv zu bewerten ist, dass durch den Lufteintrag eine allmähliche Umstellung des Grundwassermilieus hin zu weniger reduzierenden bzw. hin zu oxidierenden Verhältnissen erfolgt und auf diese Weise der mikrobielle Schadstoffabbau im Untergrund intensiviert wird (Biosparging).

Aufgrund der Größe der kontaminierten Fläche im Schadenszentrum (Sanierungsbereich 1) von etwa 7.000 m² ist eine sehr hohe Zahl an Luft – Injektionslanzen erforderlich, da die Reichweite begrenzt ist (Annahme: 10 m Radius je Belüftungslanze). Zudem müssen für jede Belüftungseinrichtung 15 m ungesättigter Bodenhorizont und zusätzlich etwa 15 m im Grundwasserhorizont durchteuft werden, um die Luft unterhalb und mit Abstand zum kontaminierten Horizont einzutragen und eine Verteilung der Luftblasen im Untergrund zu gewährleisten.

In der folgenden Abbildung sind die Einflussbereiche der Belüftungslanzen im Schadenszentrum (Sanierungsbereich 1) skizziert:

Abbildung 4: Einflussbereiche der Belüftungslanzen beim Airsparging



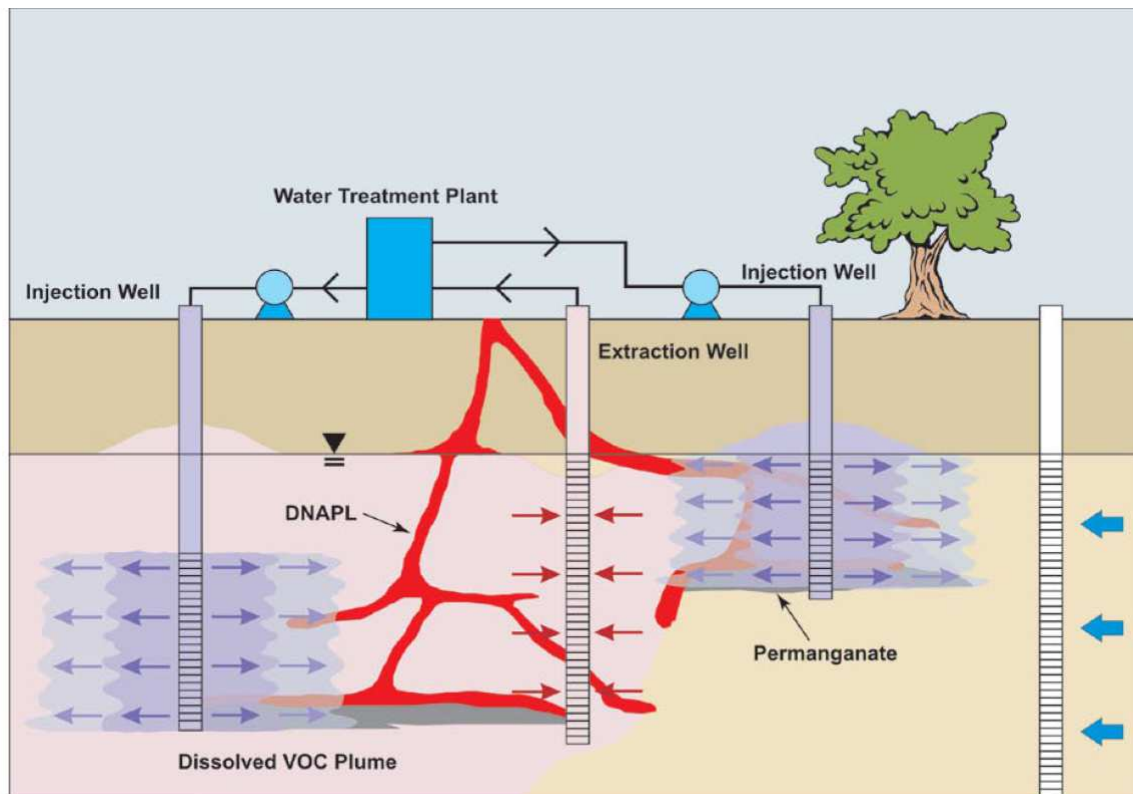
Bei einem Einflussradius von 10 m je Belüftungslanze ist eine sehr hohe Anzahl von etwa 20 Stück erforderlich, um die Fläche innerhalb der 1.000 µg/l – Isokonzente (Sanierungsbereich 1) abzudecken. Diese Belüftungslanzen müssen über Druckluftschläuche mit Gebläsen verbunden werden, was eine große Dichte an technischen Einrichtungen und damit verbundenen Nutzungseinschränkungen sowie während der Installationsphase eine Sperrung des Sanierungsbereichs erforderlich macht.

Nach Beendigung der Sanierung ist voraussichtlich ein Rückbau der Abschlüsse der Belüftungslanzen erforderlich. Die Zeitdauer für eine Sanierung mittels Airsparging, kombiniert mit einer Intensivierung des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbaus, wird aufgrund der hohen Schadstoffmenge, die für eine p & t – Maßnahme voraussichtlich übersteigen.

4.5 in-situ chemische Oxidation - ISCO

Bei der in – situ Oxidation wird ein Oxidationsmittel mittels Infiltrationslanzen in das Schadenszentrum eingebracht und bei Bedarf durch zusätzliche Förderbrunnen eine gerichtete Grundwasserströmung durch den Belastungsbereich zur Verteilung des Oxidationsmittels erzeugt.

Abbildung 5: Schematischer Aufbau Sanierung mittels ISCO



(aus: US EPA: Engineering Issue, In – situ chemical Oxidation, Scott G. Huling, Bruce E. Pivetz)

Allen Oxidationsmitteln ist gemeinsam, dass Kohlenwasserstoffe mit dem in das Grundwasser eingeleiteten Oxidationsmittel bis zur vollständigen Umwandlung in die Endprodukte Kohlendioxid und Wasser reagieren.

Der Untergundaufbau im Sanierungsbereich ist durch unterschiedliche Durchlässigkeiten gekennzeichnet, was beim Aufbau des Feldes aus Infiltrations- und Förderbrunnen zu berücksichtigen ist.

Ein gewisses Risiko stellen Schadstoffbelastungen in gering durchlässigen Bereichen (schluffiger Feinsand, Mergellinsen) dar, welche nur oberflächlich mit Oxidationsmittel versorgt werden.

Bei einer ungleichmäßigen Durchströmung des Sanierungsbereichs ist mit Verlusten an Oxidationsmittel bzw. Einbußen bei der Wirksamkeit zu rechnen.

Zur Ermittlung des Oxidationsmittelbedarfs und Untersuchung möglicher Nebenreaktionen mit weiteren Wasserinhaltsstoffen und Bestandteilen im Boden sind für jeden Anwendungsfall Vorversuche erforderlich (u.a. Ermittlung des SOD – Soil Oxidant Demand).

Durch diese Nebenreaktionen kommt es zu einem erheblich höheren Verbrauch an Oxidationsmittel, als sich stöchiometrisch aus der Abschätzung der Schadstoffmenge ergibt. Die dabei entstehenden Reaktionsprodukte, vor allem die Eisenoxidhydrate, können zu Verblockungen des Porenraums führen und damit die hydraulische Durchlässigkeit verschlechtern. Dies beeinträchtigt die Funktion der Infiltrationslanzen.

Mit der in – situ Oxidation ist eine Reduzierung der BTEX – Belastung voraussichtlich innerhalb von Wochen oder Monaten und damit in einem wesentlich kürzeren Zeitraum, als bei den bisher genannten Grundwassersanierungsverfahren zu erreichen, auch wenn durch die Nachlösung am Aquifermaterial gebundenen Schadstoffen eine mehrfache Dosierung von Oxidationsmittel erfolgen muss.

Folgende Oxidationsmittel werden für die in – situ Oxidation im Altlastenbereich eingesetzt:

- Wasserstoffperoxid
- Fentons Reagenz
- Peroxodisulfat
- Permanganat

Permanganat wirkt als Oxidationsmittel nicht auf Benzol, sodass es bei den vorliegenden Schadstoffen nicht geeignet ist.

Chemische Oxidation mit Wasserstoffperoxid und Fentons Reagenz

Wasserstoffperoxid ist ein starkes Oxidationsmittel. Allerdings ist es bei der Injektion in das Grundwasser instabil und reagiert mit organischen Materialien und Bestandteilen im Boden innerhalb von Stunden, sodass der Radius in welchem es in dieser Zeit im Untergrund verteilt werden kann, limitiert ist.

Einleitkonzentrationen für Wasserstoffperoxid liegen bei etwa 1 – 2 %. Der freigesetzte Sauerstoff kann für den oxidativen, mikrobiellen Schadstoffabbau verwendet werden und führt außerdem zu einer Oxidation des im Untergrund vorhandenen Stickstoffs und Schwefels zu Nitrat und Sulfat, welche für den anaeroben Kohlenwasserstoffabbau genutzt werden können (s. Pkt. 4.6). Nah der Einleitlanzen ist von einer teilweisen Abtötung der autochthonen Mikroorganismenflora auszugehen, welche allerdings nach dem Ende der ISCO – Maßnahme rasch wieder nachwächst.

Wasserstoffperoxid ist besonders reaktiv, wenn es mit Eisen (II) reagiert und Hydroxyl – Radikale ($\text{OH}\bullet$), Eisen (III)- und Hydroxydionen (OH^-) gebildet werden (Fentons Reagenz). Eisen (II) wird zumeist in Form von Eisen (II) salzen zugegeben.

Der optimale pH – Wert für die Stabilisierung des Eisen (II) liegt bei 2 bis 4, was eine Absenkung des pH – Werts im Aquifer und damit den Einsatz von Säure (Schwefelsäure) erforderlich macht.

Alternativ kann cheliertes Eisen (II) (z.B. mit Huminsäuren) zugegeben und damit stabilisiert werden. Eine pH – Wert Absenkung, welche die standorteigenen Mikroorganismen teilweise abtöten bzw. hemmen würde, ist dann nicht erforderlich.

Der bei der Einleitung direkt einsetzende, autolytische Zerfall des Wasserstoffperoxids ist exotherm und führt zu einer starken Erwärmung und Druckerhöhung. Deshalb sind eine Überwachung des Prozessverlaufs (u.a. Druck, Temperatur) und spezielle Einleitlanzen erforderlich.

Durch die Fentons – Reaktion kann eine Strippung der Schadstoffe auftreten, sodass dieses Verfahren mit einer Bodenluftabsaugung begleitet werden muss.

Die Halbwertszeit von Fentons Reagenz ist sehr gering, sodass die Infiltrationslanzen im Abstand von wenigen Metern gesetzt werden müssen. Bei einer Fläche des Schadenszentrums von 7.000 m² und einem Abstand der Lanzen von etwa 7 m wären etwa 40 Infiltrations- und Förderbrunnen erforderlich was zu hohen Kosten führt. Zudem ist die Fläche bei einer derartig dichten Installation von Brunnenköpfen während der Sanierung kaum nutzbar (s. Airsparging).

Der Einsatz von Wasserstoffperoxid (Lieferkonzentration 35 %) stellt hohe Anforderungen an den Arbeitsschutz. Aufgrund der exothermen Reaktion bei der Einleitung des Oxidationsmittels sollte der Sanierungsbereich während der Injektionsphasen gesperrt werden.

Chemische Oxidation mit Peroxodisulfat

Der Reaktionsweg ähnelt dem bei Fentons Reagenz, da der Abbauprozess auch hier durch eine radikalische Addition initiiert wird, jedoch verläuft die Reaktion deutlich langsamer.

Die Einsatzkonzentration am Wirkort (Porenwasser) sollte ca. 0,5 – 1 % betragen, um eine vollständige Reaktion zu bekommen und um genügend Oxidationsmittel für die Reaktion mit anderen Wasserinhaltsstoffen bzw. mit dem Sediment zur Verfügung zu stellen. Peroxodisulfat ist stabiler als Fentons Reagenz, die Halbwertszeit liegt im Bereich von Tagen bis Wochen, sodass die Infiltrationslanzen in größerem Abstand gesetzt werden können.

Peroxodisulfat ist deutlich weniger reaktiv als Fentons Reagenz. Dadurch kann es vorkommen, dass nicht alle Schadstoffe abgebaut werden und der Einleitvorgang häufiger wiederholt werden muss.

Die Kosten für das Oxidationsmittel sind höher als für Fentons Reagenz (s. Anlage 5).

4.6 Mikrobieller Schadstoffabbau

Aerober mikrobieller Schadstoffabbau

BTEX, MKW und Naphthalin können durch Mikroorganismen oxidiert und als Kohlenstoff- und Energiequelle genutzt werden. Die Fähigkeit zum Aromatenabbau ist bei den Mikroorganismen weit verbreitet und erfolgt entweder durch einen Oxygenaseangriff am aromatischen Ring (Benzol) oder durch eine

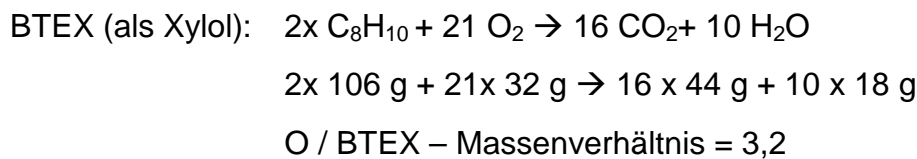
Seitenkettenoxygenasereaktion (Toluol, Xylole, Ethylbenzol). Der aerobe Abbau verläuft deutlich schneller, als der anaerobe, da die Oxidation die meiste Energie liefert und ist damit für ein technisches Sanierungsverfahren der effektivste Stoffwechselprozess.

Aufgrund der geringen Abstandsgeschwindigkeit erfolgt eine Verteilung von mit Sauerstoff oder mit Sauerstoffträgern angereichertem Grundwasser im Sanierungsbereich mit der natürlichen Grundwasserströmung nur äußerst langsam.

Eine schnellere und gerichtete Verteilung ist durch hydraulische Kreisläufe, bei welchen Grundwasser gefördert, mit Sauerstoff oder einem Sauerstoffträger angereichert und wieder versickert wird, realisierbar.

Der maximale Sauerstoffbedarf für eine vollständige mikrobielle Umsetzung der BTEX lässt sich anhand der folgenden stöchiometrischen Reaktionsgleichungen ermitteln.

Die linke Seite jeder Gleichung beschreibt in der ersten Zeile die Reaktion und in der zweiten Zeile das Mengenverhältnis der beiden Reaktionspartner für eine vollständige Umsetzung, angegeben über die Molmassen. Für die vollständige Umsetzung von 1 Mol Xylol (= 106 g, hier als Hauptbestandteil stellvertretend für BTEX) werden 10,5 Mol Sauerstoff (= 336 g) benötigt und das Massenverhältnis Sauerstoff zu BTEX ist $336 : 106 = 3,2$.



Nimmt man die Mengenschätzungen aus Tabelle 2, ergibt sich der folgende theoretische Sauerstoffbedarf (s. Tabelle 9). Der Sauerstoff kann entweder direkt, mit belüftetem Grundwasser oder über einen Sauerstoffträger, wie Wasserstoffperoxid, eingetragen werden. Die Umrechnung des Sauerstoffbedarfs in den Bedarf an Wasserstoffperoxid erfolgt anhand der stöchiometrischen Gleichung:

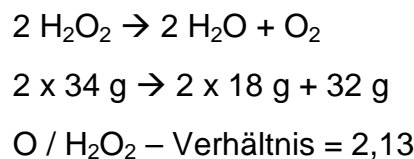


Tabelle 9: Sauerstoffbedarf (gerundet)

Kompartiment	BTEX - Menge	O ₂ - Bedarf für BTEX-Abbau	H ₂ O ₂ - Bedarf für BTEX-Abbau
gesättigter Bereich, gelöst	100 kg	320 kg	680 kg
gesättigter Bereich, gebunden	1.300 kg	4.200 kg	8.950 kg
Summe	1.400 kg	4.500 kg	9.630 kg

Bei üblichen Grundwassertemperaturen von ca. 10°C beträgt die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser ca. 0,011 kg/m³. Somit müssen etwa 410.000 m³ mit

Sauerstoff angereichertes Grundwasser versickert werden, um die notwendige Sauerstoffmenge einzubringen. Bei einer angenommenen Versickerungsrate von 6 m³/h (s. Pkt. 5.2) sind dafür ca. 8 Jahre erforderlich, was eine vergleichsweise lange Sanierungsdauer darstellt. Bei einem Langzeitbetrieb ist zudem die chemische und biologische Verockerung der Infiltrationssysteme zu berücksichtigen.

Der Sauerstoffbedarf für die Oxidation weiterer Grundwasserinhaltsstoffe oder einer ggf. wesentlich höheren Schadstoffmenge (s. Pkt. 2.3) wurde hierbei nicht berücksichtigt.

Bei Einsatz von Wasserstoffperoxid als 0,02 % ige Lösung muss eine Menge von ca. 48.000 m³ versickert werden, um die theoretisch erforderliche Sauerstoffmenge bereit zustellen. Bei der angesetzten Versickerungsrate von 6 m³/h wäre die erforderliche Sauerstoffmenge innerhalb von etwa 1 Jahr eingetragen.

Da die Verteilung der Milieuparameter zeigt, dass auch außerhalb der BTEX – Kontamination die mikrobielle Aktivität erhöht ist und weitere Stoffumsetzungen, möglicherweise mit geogenen Kohlenstoffquellen stattfinden sowie im Hinblick auf die Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Schadstoffmenge (s. Pkt. 2.3) stellt dies unter dem Gesichtspunkt der Erhöhung der Verfahrenssicherheit eine akzeptable Größenordnung dar.

Die Zugabe von Wasserstoffperoxid wird üblicherweise über eine Dosieranlage durchgeführt, in der 30%iges Wasserstoffperoxid mit gefördertem Grundwasser verdünnt und wieder versickert wird. Bei Bedarf ist eine Reinigung des gefördertem Grundwassers (z.B. Kombination mit den unter Pkt. 4.2, 4.3 aufgeführten Verfahren) erforderlich.

Anaerober Abbau

Die vorherrschenden Monoaromaten m, p – Xylol, Toluol und Ethylbenzol sind unter den aktuell vorherrschenden anaeroben Bedingungen mäßig abbaubar, ebenso wie Naphthalin. Trimethylbenzole werden vergleichsweise schlecht abgebaut.

Für Benzol ist ein Abbauweg unter anaeroben Bedingungen nicht belegt, wobei eine Abnahme von Benzol unter anaeroben Bedingungen nachgewiesen wurde /U3/.

Da bei Eintreten eines Kohlenwasserstoffschadens der natürlich im Grundwasser vorhandene Sauerstoff rasch verbraucht wird, kommt dem anaeroben Abbau hinsichtlich des Stoffumsatzes die größere Bedeutung zu. Die Bedingungen für einen aeroben Abbau sind häufig nur an den Fahnenrändern gegeben, während der anaerobe Abbau, wie im vorliegenden Fall auch, im Schadenszentrum stattfindet.

Die Untersuchungen der Milieubedingungen (s. /G9/, /G14/) zeigen einen BTEX – Abbau unter eisenreduzierenden, sulfidogenen und methanogenen Bedingungen im Zentrum der Belastung. Im nahen Abstrom (GWMS, GWMT, P66) sind bereits die Bedingungen für die effizientere Nitratatmung gegeben.

Die Umsetzung der BTEX unter anaeroben Bedingungen ist von Bedeutung, wenn der im Rahmen einer technischen Sanierungsmaßnahme eingebrachte Sauerstoff verbraucht ist und alternative Elektronenakzeptoren, welche während der Sanierung

aus den reduzierten Spezies gebildet wurden bzw. natürlich im Grundwasser zur Verfügung stehen für den Energiestoffwechsel genutzt werden müssen.

4.7 Bewertung der Sanierungsverfahren

In Tabelle 10 werden die Vor- und Nachteile der oben beschriebenen Sanierungsverfahren zusammengefasst.

Außerdem wird in Anlage 5 eine erste Kostenschätzung für die verschiedenen Sanierungsverfahren durchgeführt. Hierfür werden nur die Kosten für die eigentliche Sanierungsanlage (Anlageinstallation, Miete, Betriebsmittelverbrauch) berücksichtigt. Die Kosten für Anschlussleitungen (Strom-, Roh-, Reinwasser-, Steuer-, Bodenluftleitungen) und deren Unterflurverlegung werden nicht berücksichtigt. Diese sind etwa proportional zu den Kosten für Förder- und Infiltrationsbrunnen und fallen bei allen Sanierungsverfahren an.

In Anlage 5.2 werden der Aktivkohleverbrauch für die p & t Maßnahmen und in Anlage 5.3 der Oxidationsmittelbedarf für die ISCO – Maßnahme sowie der Bedarf an Wasserstoffperoxid für die in – situ Mikrobiologie abgeschätzt.

Für die Kostenschätzung in Anlage 5.1 werden bei den beiden betrachteten pump & treat Verfahren folgende Ansätze verwendet:

- Kosten für Luftaktivkohle: 2,50 €/kg
- Kosten für Wasseraktivkohle: 2,70 €/kg,
- Kosten für Strom: 0,22 €/kWh
- Größe Luftaktivkohlefilter beim Strippverfahren 2 x 250 kg
- Größe Wasseraktivkohlefilter 4x 1,5t

Für die p & t Maßnahme werden 4 Förderbrunnen (3 vorhanden) und 5 Infiltrationsbrunnen (2 vorhanden) sowie eine Dauer von vorläufig 2 Jahren angesetzt (s. Pkt. 5.2).

Für die Kostenschätzung zum Airsparging wurde ein Einflussbereich von 10 m um den jeweiligen Belüftungsbrunnen angesetzt. Die Abreinigung der aus der Bodenluft abgesaugten BTEX erfolgt über Luftaktivkohle. Etwa 50 % der vorhandenen Schadstoffmenge werden über die Bodenluft entfernt, 50 % mittels mikrobiologischem Schadstoffabbau. Es wird der doppelte Zeitbedarf, wie für eine p & t Maßnahme von 4 Jahren abgeschätzt, ebenso für die in – situ Mikrobiologie.

Für eine in – situ Oxidation werden folgende Kostenansätze verwendet:

- Kosten für Fentons Reagenz (H_2O_2 , $FeSO_4$ und Huminsäure): 900 €/t, Einsatzkonzentration 1 %
- Kosten für Natriumperoxodisulfat: 5.000 €/t, Einsatzkonzentration 1%

Hinzu kommen die Kosten für die Infiltrations- und Förderlanzen (bei Einflussradius von 7 m etwa 40 Stk.), für welche etwa 2/3 der Kosten der Belüftungsbrunnen beim

Airsparging (s. Pkt. 4.4) angesetzt wurden (mit 21 m u GOK geringere Tiefe, kleinerer Bohrdurchmesser, jedoch aufwendigere Ausführung der Brunnenköpfe).

Die Kosten für eine begleitende Bodenluftabsaugung, welche beim Einsatz von Fenton`s Reagenz erforderlich ist, wurden nicht berücksichtigt.

Für die Abschätzung des Oxidationsmittelbedarfs wurde davon ausgegangen, dass das Porenvolumen im Sanierungsbereich 1x mit dem Oxidationsmittel in der Wirkkonzentration ausgefüllt werden muss. Für Peroxodisulfat ist voraussichtlich ein Vielfaches dieser Menge erforderlich.

Die Aufstellung in Anlage 5.1 zeigt, dass die Kosten für den Oxidationsmittelverbrauch die Sanierungskosten einer ISCO - Maßnahme bestimmen. Vor einer Entscheidung zum Einsatz dieses Verfahrens sind daher unbedingt Vorversuche zur Ermittlung des tatsächlichen Oxidationsmittelbedarfs und der aus dem Verbrauch an Oxidationsmittel für die Oxidation von Boden- oder Grundwasserbestandteilen resultierenden Verluste erforderlich.

Bei der Verfahrensbewertung in Tabelle 10 werden, neben der Wirtschaftlichkeit, die Standorteignung und technologische Kriterien berücksichtigt. Folgende Bewertungskriterien werden angesetzt:

1. Eignung für den Standort (Platzbedarf, Nutzungseinschränkungen)
2. Erforderliche Vorarbeiten (weitere Untersuchungen, technologische Vorversuche)
3. Dauer der Maßnahme (Zeitdauer bis zum Beginn, Zeitdauer bis zum Erreichen der Sanierungsziele)
4. Mögliche Risiken (Restkontaminationen, Kostenstabilität)
5. Empfindlichkeit gegenüber den ermittelten Grundwasserinhaltsstoffen
6. Erforderliche Genehmigungen
7. Flexibilität des Verfahrens (u.a. Anpassung an Änderungen der Schadstoffzusammensetzung, veränderte Schadensgeometrie)
8. Beeinflussung des mikrobiellen BTEX - Abbaus
9. Anforderungen an den Arbeitsschutz
10. Nachsorgeerfordernis
11. Wirtschaftlichkeit

In der folgenden Tabelle werden die Sanierungsverfahren gegenübergestellt:

Tabelle 10: Bewertung der Sanierungsverfahren

		1	2	3	4
	Bewertungskriterien	p & t (Pkt. 4.2, 4.3)	Airsparging (Pkt. 4.4)	ISCO (Pkt. 4.5)	in – situ Mikrobiologie (s. Pkt. 4.6)
1	Eignung für den Standort	geringe Einschränkungen der Nutzung durch Brunnenstuben und Anlage	deutliche Nutzungseinschränkung durch hohe Zahl an Belüftungsbrunnen	deutliche Nutzungseinschränkung, zeitweise Sperrung	geringe Einschränkungen der Nutzung durch Brunnenstuben u. Anlage
2	erforderliche Vorarbeiten	keine	keine	weitere Untersuchungen, Vorversuche erforderlich	keine
3	Dauer der Maßnahme	mittel	lang	kurz	lang
4	mögliche Risiken	Plateaubildung im Konzentrationsverlauf weit oberhalb der Zielwerte	Verlängerung der Sanierungsdauer durch höhere Schadstoffmenge	Erhöhung der Kosten durch Erhöhung der Zahl an Infiltrationszyklen	Verlängerung der Sanierungsdauer durch höhere Schadstoffmenge
5	Empfindlichkeit gegenüber Grundwasserinhaltsstoffen	Wasseraktivkohle: hohe Empfindlichkeit Strippverfahren: regelmäßige Reinigung bzw. zusätzliche Verfahrensstufen (Enteisung) erforderlich	Gefahr von Verockerungen	Verlust an Oxidationsmittel durch natürliche Boden-, Grundwasserinhaltsstoffe (Vorversuche)	unempfindlich
6	Erforderliche Genehmigungen	Einleitgenehmigung	-	Einleitgenehmigung	Einleitgenehmigung
7	Flexibilität des Verfahrens	über Kombination verschiedener Verfahrensstufen oder Änderung der Fließrichtung zwischen Förder- / Infiltrationsbrunnen sehr flexibel	geringe Flexibilität, Eingriffsmöglichkeiten begrenzt	durch Erhöhung der Oxidationsmittelmenge Anpassung an höhere Schadstoffmenge	durch Änderung der Fließrichtung zwischen Förder- / Infiltrationsbrunnen flexibel
8	Beeinflussung mikrobieller Abbau	Wasseraktivkohle kaum Einfluss bei Strippung mit Versickerung Intensivierung des mikrobiellen Abbaus	Intensivierung des mikrobiellen Abbaus	kurzfristig teilweise Abtötung Mikroorganismen, mittelfristig Intensivierung des mikrobiellen Abbaus	Intensivierung des mikrobiellen Abbaus
9	Anforderungen an den Arbeitsschutz	Mittel, da belastetes Grundwasser gefördert wird	gering, da in situ Maßnahme	sehr hoch aufgrund Umgang mit gefährlichen Chemikalien	mittel, da Umgang mit H ₂ O ₂
10	Nachsorgeerfordernis	mittelfristige Kontrolle erforderlich, da Nachlösung von Schadstoffen erfolgen kann			

		1	2	3	4
	Bewertungskriterien	p & t (Pkt. 4.2, 4.3)	Airsparging (Pkt. 4.4)	ISCO (Pkt. 4.5)	in – situ Mikrobiologie (s. Pkt. 4.6)
11	Kosten	Strippung + LAK 225.500 € Strippung + KatOx 243.544 € Wasseraktivkohle 289.330 €	251.250 €	Fenton`s Reagenz 285.000 € Peroxodisulfat 411.000 €	162.900 €

Die betrachteten Verfahren weisen eine gute und insgesamt vergleichbare technologische Eignung auf.

Die höchsten Kosten wurden für das ISCO - Verfahren ermittelt. Durch das Erfordernis einer mehrfachen Dosierung an Oxidationsmittel können sich diese noch weiter erhöhen, was im Vorfeld durch weitere Untersuchungen, soweit möglich abgeklärt werden muss. Der Einsatz eines ISCO – Verfahrens ist bei dem vorliegenden Schadensfall nur zu empfehlen, wenn eine möglichst kurze Sanierungsdauer angestrebt wird, was gegenwärtig nicht bekannt ist.

Weiterhin sind die Kosten für den Einsatz einer Wasseraktivkohlereinigungsstufe im Rahmen einer p & t Maßnahme vergleichsweise hoch. Hauptursache hierfür ist die geringe Beladepazität der Wasseraktivkohle für Benzol. Zudem besteht das Risiko, dass die realisierbare Beladepazität der Aktivkohle aufgrund der vorhandenen Grundwasserinhaltsstoffe niedriger ist, als für die Kostenschätzung angesetzt, wodurch sich der Aktivkohleverbrauch weiter erhöhen würde. Der Einsatz einer Wasseraktivkohlereinigungsstufe wird daher nicht empfohlen.

Beim Airsparging liegen die Kosten etwa auf dem Niveau einer p & t Maßnahme mit Einsatz einer Strippanlage. Da die Nutzungseinschränkungen während der Sanierung höher, als bei p & t sind, diese Maßnahme länger andauert und weitere Eingriffsmöglichkeiten während der Sanierung nicht zur Verfügung stehen, wird ein Einsatz dieses Verfahrens ebenfalls nicht empfohlen.

Im Hinblick auf Kosten und Verfahrenssicherheit weisen die folgenden Verfahren die höchste Eignung auf und werden für die Entwicklung der Sanierungsvarianten berücksichtigt:

- in – situ Mikrobiologie
- pump & treat mit Einsatz von Luftaktivkohle oder einer KatOx – Anlage zur Strippluftreinigung

5 Vergleichende Bewertung der Sanierungsvarianten

5.1 Entwicklung der Sanierungsvarianten

Generell ist es möglich, die vorhandene Kontamination direkt im Untergrund (in – situ), in einer Reinigungsanlage auf dem Gelände (on – site) oder mit einer Kombination beider Verfahren abzureinigen. Hierfür stehen verschiedene Technologien zu Verfügung, welche unter Pkt. 4.2 bis Pkt. 4.6 diskutiert wurden.

Da die BTEX – Kontamination horizontal und vertikal eingegrenzt ist und keine Ausbreitungstendenz zeigt, muss eine Sanierungsmaßnahme keine Wirksamkeit für den Abstrom aufweisen, wie dies beispielsweise bei einer p & t Maßnahme mit einer Ableitung des gereinigten Grundwassers in den R – Kanal der Fall wäre.

Allerdings ist auch die natürliche Grundwasserströmung mit Abstandsgeschwindigkeiten von etwa 3 - 7 m/a im schluffigen Feindsand bzw. etwa 10 – 30 m/a in Mittel- und Grobsanden vergleichsweise gering, sodass bei einer in – situ Sanierung für die Verteilung von Chemikalien (Oxidationsmitteln) oder Sauerstoffträgern im Grundwasser eine unterstützende hydraulische Maßnahme (hydraulischer Kreislauf mit Grundwasserentnahme und -infiltration) erforderlich ist.

Mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau, welcher gegenwärtig unter anaeroben Bedingungen bereits stattfindet, ist in jedem Fall für die Nachreinigung des Belastungsbereichs, nach Beendigung einer technischen Sanierungsmaßnahme und Überleitung zu MNA von Bedeutung. Daneben ist die Überleitung in eine mikrobiologische Sanierung zu empfehlen, wenn bei einer p & t Sanierung über einen längeren Zeitraum keine weitere Konzentrationsabnahme erfolgt, d.h. ein Plateau in der Konzentrationsentwicklung erreicht wird (s. u.) und die Sanierung zunehmend unwirtschaftlich wird.

Da die vorhandenen Schadstoffe unter aeroben Bedingungen gut mikrobiologisch abbaubar sind, für Benzol ein anaerober Abbauweg bisher nicht beschrieben wurde und der aerobe Abbau unter Nutzung von Sauerstoff wesentlich schneller, als der anaerobe mit alternativen Elektronenakzeptoren (NO_3^{2-} , Fe^{3+} , SO_4^{2-}) erfolgt, sollte im Rahmen einer technischen Sanierung der oxidative Abbau genutzt werden und eine Anreicherung des Grundwassers mit Sauerstoff erfolgen.

Für den Sanierungsbereich 1, das Schadenszentrum (s. Pkt. 3) wird geprüft, ob hier die Schadstoffe mit einer technischen Maßnahme aktiv entfernt (Variante 1, 2) werden müssen oder ob eine Abreinigung allein durch mikrobiellen Schadstoffabbau in – situ (Variante 3) empfehlenswert ist.

Für eine Abreinigung des Schadenszentrums und insbesondere des Benzols, welches den toxikologisch relevantesten und auch mobilsten der vorhandenen Schadstoffe darstellt, mittels p & t Verfahren spricht, dass dessen Abbaubarkeit unter anaeroben Verhältnissen, welche sich nach Beendigung einer Sauerstoffzugabe wieder einstellen werden, im Gegensatz zu den anderen BTEX, nicht gesichert ist.

Im Sanierungsbereich 2 am Schadensrand ist bereits aktuell mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau auf einem höheren Energieniveau (Nitratatmung), als im Schadenszentrum festzustellen, sodass das vorhandene Abbaupotenzial von Beginn an genutzt bzw. aktiviert werden sollte.

Für den Schadensrand (Sanierungsbereich 2) wird davon ausgegangen, dass durch die Versickerung von belüftetem Grundwasser (Variante 1, 2) bzw. die Förderung von Grundwasser (Variante 3) eine weitere Intensivierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus erfolgt und keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich sind. Für den belasteten Horizont unterhalb des Schadenszentrums wird davon ausgegangen, dass sich durch die Sanierung die Bedingungen für mikrobiellen Abbau hier ebenfalls deutlich verbessern und dieser nicht weiter unterstützt werden muss.

Im Ergebnis des Verfahrensvergleichs unter Pkt. 4 werden folgende Sanierungsvarianten betrachtet:

Variante 1 / 2 Abreinigung der Schadstoffe on – site, Intensivierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus:

1. Stufe: p & t Maßnahme: Förderung des kontaminierten Grundwassers im Sanierungsbereich 1, Reinigung in einer Strippanlage mit Luftaktivkohle (Variante 1) / mit KatOx – Anlage (Variante 2), Versickerung des belüfteten Grundwassers im Sanierungsbereich 2, am Schadensrand

2. Stufe (optional): Mikrobiologische in situ Sanierung (hydraulischer Kreislauf): Förderung des Grundwassers am Schadensrand, Anreicherung mit Sauerstoff, Versickerung im ehem. Schadenszentrum (Sanierungsbereich 2) zur Nachreinigung, wenn die Fortsetzung der p & t Maßnahme unwirtschaftlich wird

Variante 3 Mikrobiologische in – situ Sanierung:

Installation eines hydraulischen Kreislaufs: Förderung des Grundwassers am Schadensrand (Sanierungsbereich 2), Anreicherung mit Sauerstoff, Versickerung im Schadenszentrum (Sanierungsbereich 1)

Bei dieser Variante ist eine Reinigung des Grundwassers auf dem Gelände nicht vorgesehen.

Hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit einer Versickerung mit BTEX belasteten Grundwassers, ohne vorherige Reinigung, ist die Zustimmungsfähigkeit der Behörde zu prüfen.

5.2 Prognose zum Sanierungsverlauf und Abschätzung der erforderlichen Förderraten

Im Folgenden wird eine erste Abschätzung des Sanierungsverlaufs einer p & t Maßnahme für die beiden unterschiedlich stark am Sediment bindenden Schadstoffe Benzol und Xylol, als Grundlage des wirtschaftlichen Vergleichs der Sanierungsvarianten durchgeführt.

Für die Abschätzung des Sanierungsverlaufs wird die Abnahme der Schadstoffkonzentration (C_w) im Grundwasser im Schadenszentrum (Sanierungsbereich 1) in

Abhängigkeit vom erfolgten Schadstoffaustrag ($\sum C_{W,n} \cdot V_{W,n}$) nach folgender Beziehung (analog zu /U12/, Gleichung 5-6) ermittelt:

$$C_{W,n+1} = C_{W,n} - (1 / (K_d \cdot m_B)) \cdot \sum C_{W,n} \cdot V_{W,n}$$

C_W - Konzentration im Wasser [mg/t]

$C_{W,0}$ - Ausgangskonzentration im Wasser [mg/t] – 10.000 mg/t

K_d - Verteilungskoeffizient zwischen Bodenmatrix und Wasser

m_B - Masse Boden [t] – 42.000 m³, 75.600 t

V_W - geförderttes Grundwasservolumen [t], pro Tag – 4 Brunnen a 1,5 m³/h – 144 m³/d

Diese Beziehung geht von der vereinfachten Annahme aus, dass nach Abpumpen des kontaminierten Grundwasservolumens unbelastetes Wasser aus der Umgebung nachströmt, welches beim Durchströmen des kontaminierten Bodens erneut bis zur Gleichgewichtskonzentration mit Schadstoffen beladen wird und die an der Bodenmatrix adsorbierten Schadstoffe durch mehrfache Wiederholungen dieses Austausches extrahiert werden. Bei dieser kontinuierlichen Extraktion muss die Schadstoffkonzentration im Grundwasserleiter und damit auch im gefördertten Grundwasser in Abhängigkeit vom gefördertten Grundwasservolumen bzw. der Sanierungszeit exponentiell in Form einer Abklingkurve abnehmen. Die Form der Abklingkurve ist vom Verteilungskoeffizienten K abhängig. Je höher das Sorptionsvermögen des Bodens für die Schadstoffe, desto höher ist der Verteilungskoeffizient und desto länger dauert die Grundwassersanierung.

Für eine erste Abschätzung des Sanierungsverlaufs wurde als Verteilungskoeffizient zwischen Boden und Wasser der K_d – Wert verwendet, welcher die Sorption von Schadstoffen an organischen Bodenbestandteilen beschreibt. Nach der Formel:

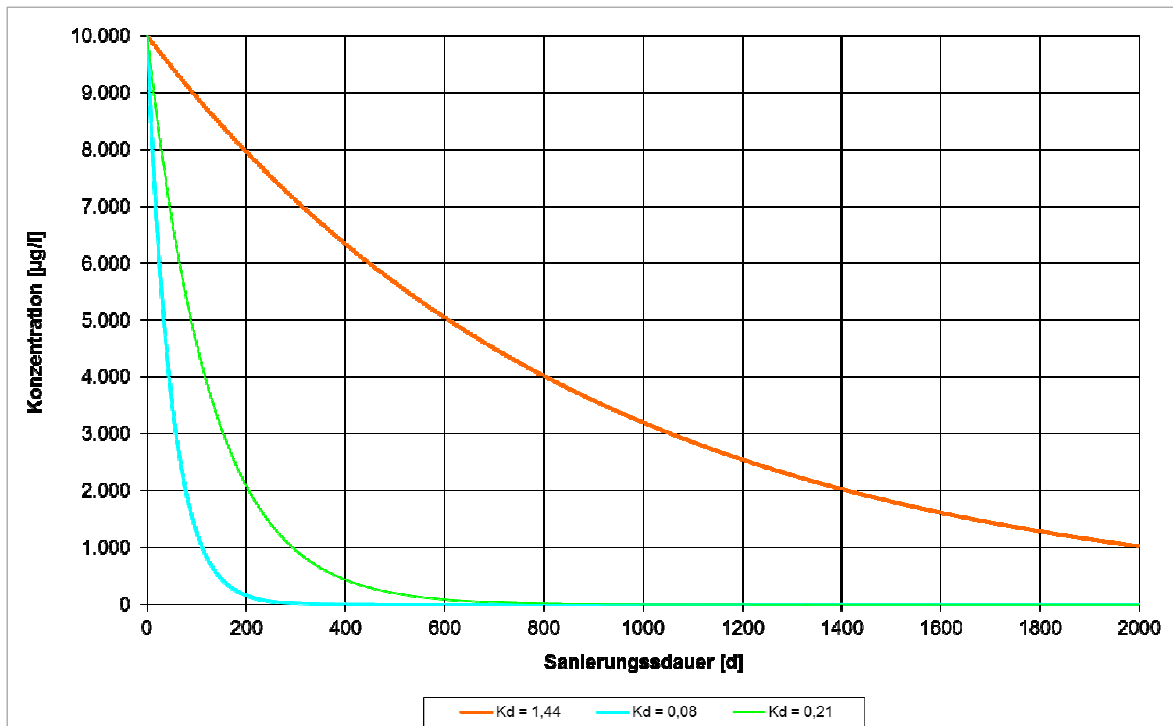
$$K_d = K_{OC} \cdot f_{OC}$$

können aus dem K_{OC} – Wert (s. Tabelle 3) und dem max. analysierten Organikgehalt von 0,001 g/g K_d - Werte von 0,08 (Benzol) bis 0,21 (Xylole) abgeschätzt werden. Die auf der Grundlage dieser theoretischen Beziehung abgeschätzten K_d – Werte und ermittelten Bodenkonzentrationen (0,72 mg/kg, s. Tabelle 2) sind sehr gering und liegen weit unter den analysierten BTEX – Konzentrationen im Boden. Es wurde daher zusätzlich der Verteilungskoeffizient der BTEX zwischen Boden und Wasser aus den während des Bohrfortschritts im Schadenszentrum entnommenen Boden- und Grundwasserproben wie folgt abgeschätzt:

$$K_d = C_{Boden} / C_{Wasser}$$

Für die an den Messstellen GWMP und GWMQ maximal belasteten Horizonte ergeben sich folgende K_d – Werte: 1,0 – 1,4. Die Messstelle GWMR wurde aufgrund der extrem hohen BTEX - Bodenkonzentration nicht berücksichtigt, da dies zu einem unplausibel hohen K_d - Wert geführt hätte.

Abbildung 6: Abgeschätzter Sanierungsverlauf



Die Grafik verdeutlicht, dass der Verteilungskoeffizient Boden / Wasser einen sehr großen Einfluss auf den Sanierungsverlauf hat.

Aus der Abschätzung des Sanierungsverlaufs für die Hauptschadstoffkomponente, die Xylole ($K_D = 0,21$), ergibt sich eine Dauer von etwa 2 Jahren, bis eine weitgehende Abreinigung der BTEX erfolgt ist. Bei einem K_D – Wert von 1,44, welcher aus den analysierten Boden- und Grundwasserkonzentrationen ermittelt wurde, hat zu diesem Zeitpunkt etwa eine Halbierung der Schadstoffkonzentration stattgefunden. Der flache Kurvenverlauf einem K_D – Wert von 1,44 verdeutlicht das Risiko, dass bei einer hohen am Bodenkorn adsorbierten Schadstoffmenge (1.255 mg/kg BTEX an GWMR) bereits bei hohen Grundwasserkonzentrationen ein Plateau im Konzentrationsverlauf erreicht wird und über lange Zeit kein wesentlicher Konzentrationsrückgang erfolgt, sodass die Wirtschaftlichkeit einer pump & treat Maßnahme sinkt. In diesem Fall ist eine Verfahrensumstellung sinnvoll, weshalb bei Variante 1 und 2 eine mikrobiologische Nachsanierung in Stufe 2 sowie bereits eine Intensivierung des mikrobiellen Abbaus während der p & t Maßnahme berücksichtigt wird.

Für Benzol (K_D – Wert = 0,08) wäre bereits in einem Jahr eine weitgehende Abreinigung erreicht. Da diese Substanz unter den natürlichen anaeroben Bedingungen voraussichtlich nur untergeordnet abgebaut wird, ist eine weitgehende Abreinigung mittels p & t oder aerobem mikrobiellen Schadstoffabbau vor Beendigung der aktiven Sanierung sinnvoll.

Für den wirtschaftlichen Variantenvergleich unter Pkt. 5.3 wird von einer Dauer der p & t Maßnahme von 2 Jahren ausgegangen.

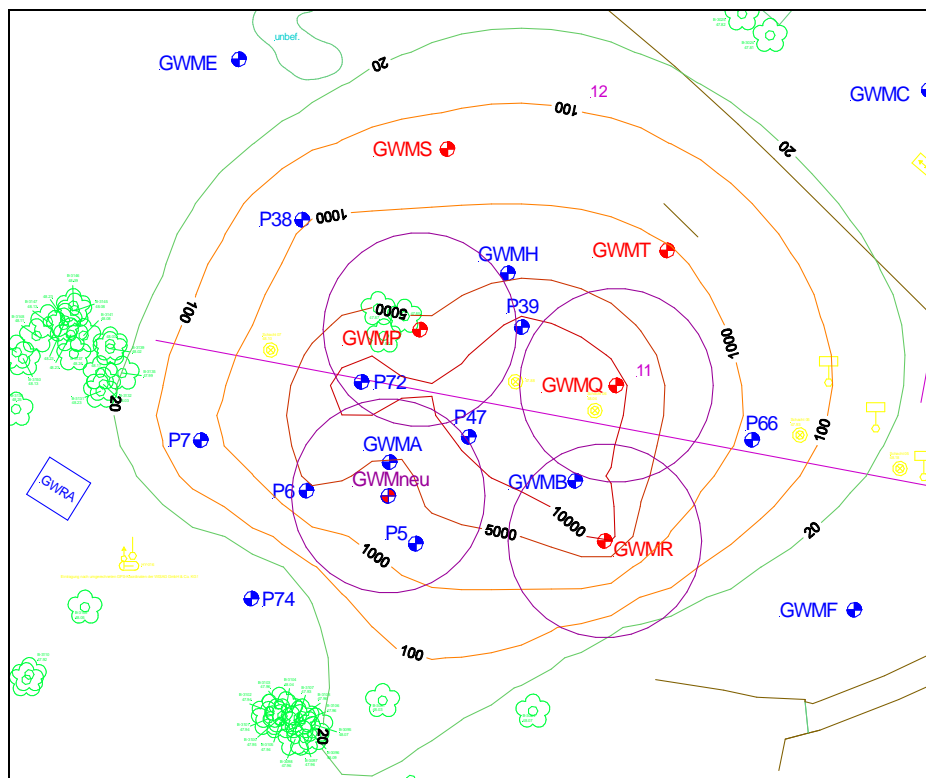
Bei allen 3 Sanierungsvarianten muss das Grundwasser gefördert und wieder versickert werden.

Bei einem p & t Verfahren (Variante 1, 2) oder einer mikrobiologischen in – situ Sanierung (Variante 3), bei welcher belastetes Grundwasser gefördert oder mit Sauerstoff angereichertes Wasser im Sanierungsbereich verteilt werden muss, lässt sich der Zeitraum, der für den Transport von mit BTEX belastetem Wasser (Retardation (R) = 2,2, geschätzt für Xylole) oder sauerstoffangereichertem Wasser (Retardation (R) = 1) zum Brunnen bei vorgegebener Förderrate Q, Höhe des belasteten Horizonts h = 6 m und effektiver Porosität n = 0,15 benötigt wird (Isochrone), vereinfachend nach der Zylinderformel abschätzen.

$$r_t = \frac{\sqrt{\frac{Q * t}{\pi * h * n}}}{R}$$

Die Zylinderformel kann hier wegen der geringen Abstandsgeschwindigkeiten angewendet werden. Aufgrund der Ausdehnung des Sanierungsbereichs werden 4 Entnahmebrunnen geplant, von welchen 3 bereits vorhanden sind (s. Abbildung 7).

Abbildung 7: Lage und Wirkradien der Sanierungsbrunnen



Als Wirkradius für die Entnahmebrunnen werden 20 m angesetzt. Dies liegt zwar über der Reichweite, welche bei den 2007 /G7/ durchgeführten Pumpversuchen erzielt wurde, jedoch traten bei den Pumpversuchen erhebliche technische Probleme auf und ist vermutlich der Zustand der verwendeten Förderbrunnen (möglicherweise verockerte Filtertrecken, gequollenes PVC – Filtermaterial) eine Ursache der geringen Förderraten und Reichweiten. Bei Pumpversuchen unter vergleichbaren geologischen Bedingungen, an im Durchmesser von 324 / 419 mm gebohrten

Sanierungsbrunnen, wurden noch Beeinflussungen an bis zu 20 m entfernten Pegeln beobachtet.

Bei 4 Entnahmebrunnen mit einer Reichweite von 20 m, welche das Belastungszentrum abdecken würden, ergibt sich bei Förderraten von 1,5 m³/h je Brunnen eine Dauer von 150 Tagen bis BTEX vom Rand des Belastungszentrums (Sanierungsbereich 1) in den Brunnen gelangen. Innerhalb eines Jahres würde das kontaminierte Grundwasservolumen in diesem Bereich 2 x ausgetauscht, was für die Mobilisierung des erwarteten hohen adsorbierten Schadstoffanteils mindestens erforderlich ist und nicht unterschritten werden sollte.

Da an den Sanierungsbrunnen zur Vermeidung einer starken Absenkung, welche zur Verockerung der Filterstrecke und Freilegung des Belastungshorizont führen kann, nur Förderraten von 1 – 2 m³/h realisiert werden sollen, führt eine geringere Zahl an Sanierungsbrunnen voraussichtlich zu einer deutlichen Verlängerung der Sanierungsdauer.

Soweit möglich, soll durch die Versickerung des gereinigten Grundwassers am Schadensrand die Durchströmung des Sanierungsbereichs 1 verbessert und eine höhere Förderrate an den Entnahmebrunnen ermöglicht werden.

Sauerstoffangereichertes Grundwasser, ohne Retardation, wird bereits in etwa 30 d vom Rand des Sanierungsbereichs 1 zu den Sanierungsbrunnen transportiert, sodass sowohl eine Versickerung von mit Sauerstoff angereichertem Grundwasser nach Strippung (Variante 1, 2), als auch eine mikrobielle in – situ Sanierung mit ähnlichen Förderraten erfolgversprechend erscheint.

Bei den Varianten 1 und 2 (Versickerung von mit Sauerstoff angereichertem Grundwasser nach Strippung) werden folgende Mengen an Sauerstoff pro Jahr in den Sanierungsbereich eingetragen:

– 52.560 m³ Grundwasser/ Jahr (4 x 1,5 m³/h), mit 0,011 mg/m³ O₂, 580 kg O₂ / Jahr

Die Abschätzung zeigt, dass mit der Versickerung von Grundwasser nach Strippung der leichtflüchtigen Schadstoffe innerhalb eines Jahres eine Menge von mehr als 1/10 des für den oxidativen Abbau der abgeschätzten Schadstoffmenge erforderlichen Sauerstoffs eingebracht werden kann.

Die Intensivierung des mikrobiellen Abbaus wird voraussichtlich außerdem zu einer Mobilisierung von Schadstoffen führen und damit die Abreinigung aus dem Untergrund verbessern.

5.3 Wirtschaftliche Bewertung der Sanierungsvarianten

Schwerpunkt des wirtschaftlichen Vergleichs der Sanierungsvarianten sind folgende Punkte:

- zeitliche Entwicklung der Kosten der verschiedenen Verfahren während der Sanierungsdauer - Einfluss sinkender BTEX – Konzentrationen im Sanierungsverlauf
- Kombinationsmöglichkeiten verschiedener Verfahren

Die BTEX – Konzentration von 10.000 µg/l, welche in der Kostenschätzung (s. Anlage 6) zu Sanierungsbeginn angegeben wurde, entspricht größenordnungsmäßig der an den hochbelasten Messstellen (P39, P47, P72, GWMB) und Sanierungsbrunnen (GWMQ, GWMR) im Schadenszentrum.

Für den Sanierungsverlauf wurde zugrunde gelegt, dass sich die abgereinigte Schadstoffmenge von Jahr zu Jahr halbiert. Nach 2 Jahren Sanierungsdauer ist hiernach mit etwa 1 t BTEX die überwiegende Schadstoffmenge entfernt. Dieser Sanierungsverlauf liegt zwischen dem in Abbildung 6 für die Xylole ($K_d = 0,21$) und die Σ BTEX ($K_d = 1,44$ geschätzt) dargestellten.

Für die Kostenschätzung wurde eine Zusammensetzung der Schadstoffmenge aus etwa gleichen Anteilen Benzol und Xylole zugrunde gelegt. Der Benzolanteil liegt zwar nur an der Messstelle GWMB bei 50 % und ansonsten darunter, jedoch ist Benzol aufgrund der niedrigen erreichbaren Beladepazität bestimmend für den Luftaktivkohleverbrauch bei Variante 1, sodass die angesetzte hohe Benzolmenge eine worst case Betrachtung darstellt.

Die Kosten für den Anlagenauf- und Abbau wurden, ebenso wie die laufenden Kosten für Strom, Miete und Betriebsmittel aus dem Verfahrensvergleich Pkt. 4.7 beibehalten. Die jährlichen Kosten für Luftaktivkohle bei Variante 1 wurden an den zeitlichen Verlauf des Schadstoffaustrags aus dem Grundwasser angepasst.

Da die zusätzlich erforderliche Verlegung der Anschlussleitungen bei allen 3 Sanierungsvarianten sehr ähnlich ist, wurde diese nicht berücksichtigt.

Die einmaligen Kosten für die Errichtung weiterer Förder- und Infiltrationsbrunnen und den Anlagenaufbau wurden auf 4 Jahre Sanierungsdauer aufgeteilt.

Der Stromverbrauch für die Sanierungsvarianten wurde wie folgt kalkuliert:

alle Sanierungsvarianten:

- 4 Stk. Brunnenpumpen 1 - 3 m³/h Förderleistung, Stromverbrauch je 0,6 kW
- Σ 2,4 kW für die Grundwasserförderung

in der Strippanlage zusätzlich:

- 2 Stk. Druckerhöhungspumpen (Stufen-, Austragspumpe), 6 - 10 m³/h Förderleistung, je 1,5 kW
- 1 Stk. Strippluftgebläse, 400 m³/h Förderleistung, 2,5 kW
- Σ 5,5 kW zusätzlich für Strippanlage

in der Katalytischen Oxidationsanlage zusätzlich:

- ca. 10 kW

für die Dosierstation der mikrobiologischen in – situ Sanierung:

- 1,6 kW

Für die Beladepazität der Luftaktivkohle wurden 60 % der theoretisch lt. Isotherme Erreichbaren angesetzt, da u.a. aufgrund der Mehrkomponentenadsorption und der

höheren Luftfeuchtigkeit die der Isotherme zugrunde liegenden Laborbedingungen in der Praxis nicht erreicht werden.

Die Aktivkohlemenge in einem Luftaktivkohlefilter zur Strippluftbehandlung bei Variante 1 wurde für eine einzuhaltende Verweilzeit von 2 – 3 s wie folgt ermittelt: Bei einer geförderten Grundwassermenge von 6 - 8 m³/h und einem Luft- / Wasserverhältnis von 50 : 1 ergibt sich ein Strippluftvolumenstrom von 400 m³/h. Für eine einzuhaltende Verweilzeit von 3 s resultiert hieraus eine Aktivkohlemenge je Filter von mindestens 330 l. Für den Variantenvergleich werden insgesamt zwei Filter mit je 500 l, entsprechend 250 kg Luftaktivkohle zur Abluftreinigung eingesetzt, d.h. in Summe etwa 500 kg Luftaktivkohle.

In den folgenden Grafiken ist der Verlauf der Kosten der Sanierungsvarianten:

- Variante 1: Strippanlage mit Luftaktivkohle
- Variante 2: Strippanlage mit KatOx – Anlage
- Variante 3: in – situ Mikrobiologie

während einer Sanierungsdauer von 4 Jahren, als Kosten je Sanierungsjahr (Abbildung 8) sowie als kumulierte Sanierungskosten (Abbildung 9) dargestellt.

Abbildung 8: Entwicklung der jährlichen Kosten für den Betrieb einer Grundwasserreinigungsanlage

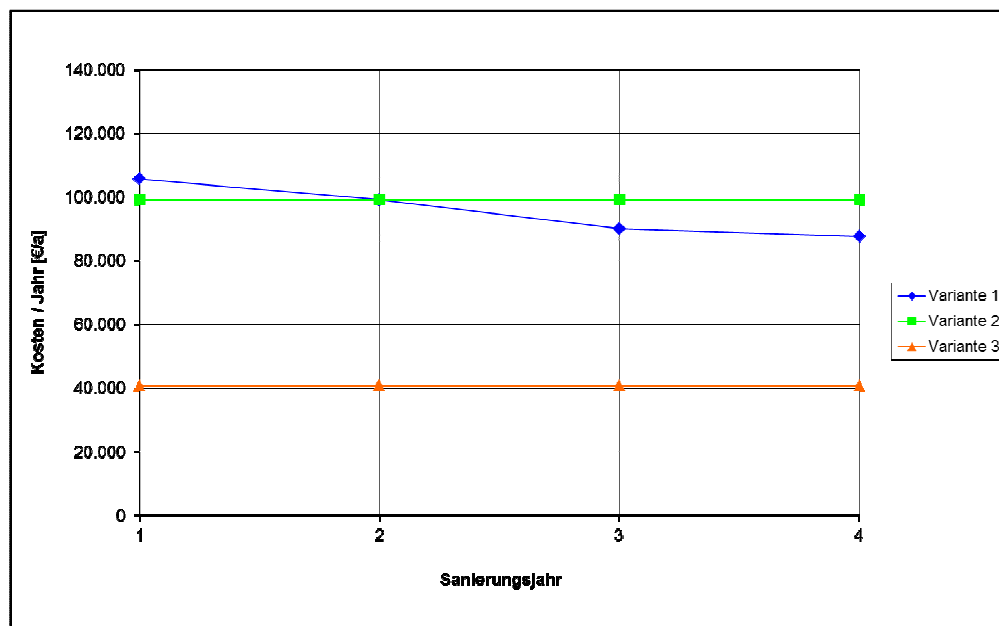


Abbildung 9: Kumulative Kosten für den Betrieb einer Grundwasserreinigungsanlage über 4 Jahre

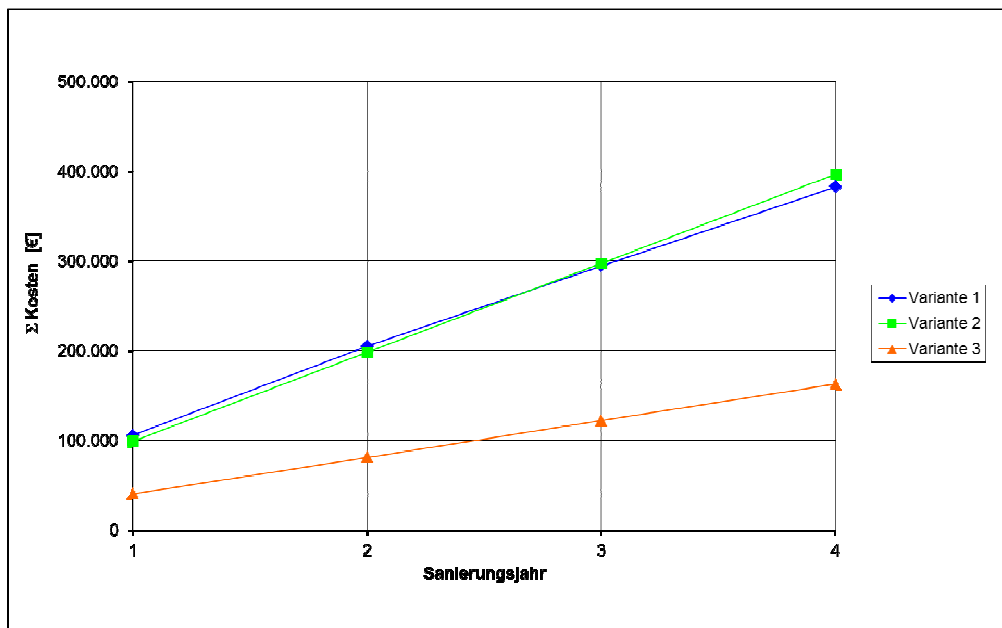


Tabelle 11: Zusammenfassung der kumulativen Verfahrenskosten

Jahr	1	2	3	4
Variante 1: Strippanlage /Luftaktivkohle	105.800 €	204.900 €	295.000 €	382.600 €
Variante 2: Strippanlage /KatOx - Anlage	99.200 €	198.400 €	297.600 €	396.800 €
Variante 3: in – situ Mikrobiologie	40.700 €	81.400 €	122.200 €	162.900 €

fett – voraussichtliche Kosten bis zur Beendigung der Sanierung

Die Aufstellung in Tabelle 11 sowie die obigen Abbildungen zeigen, dass die mikrobiologische in – situ Sanierung (Variante 3) während der gesamten Sanierungsdauer die niedrigsten Sanierungskosten aufweist. Die Kosten der Varianten 1 und 2 sind während der ersten beiden Sanierungsjahre, welche der für eine p & t Maßnahme veranschlagten Sanierungsdauer entsprechen, sehr ähnlich.

Aufgrund der längeren, veranschlagten Sanierungsdauer für eine mikrobiologische Sanierung, liegen auch die Kosten der Variante 3 nach 4 Jahren Sanierungsdauer auf einem ähnlichen Niveau.

Da zu Sanierungsbeginn von einem hohen Schadstoffaustrag aus dem Grundwasser ausgegangen wurde, welcher sich unmittelbar im Verbrauch an Luftaktivkohle niederschlägt, ist zu Beginn der Sanierung der Betrieb einer KatOx- Anlage voraussichtlich günstiger, als der Einsatz von Luftaktivkohle.

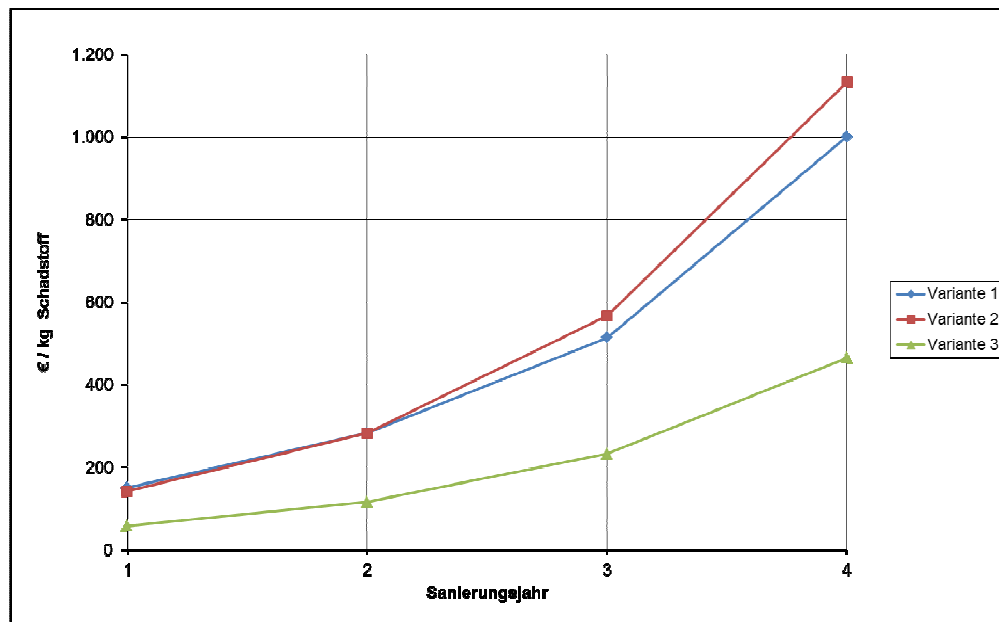
Aus Abbildung 8 wird weiterhin deutlich, dass allein bei einer Abluftreinigung mit Luftaktivkohle (Variante 1) die laufenden Kosten von der Menge entfernter Schadstoffe beeinflusst werden und zusammen mit dieser während der Sanierung abnehmen.

Bei Einsatz einer KatOx – Anlage wirkt sich die Änderung des Schadstoffaustrags oder der Konzentrationen, abgesehen von Zeiträumen, in welchen ein autothermer Betrieb vorliegt, nicht auf die laufenden Kosten aus.

Bei der mikrobiologischen in – situ Sanierung (Variante 3) treten ebenfalls keine zeitlichen Änderungen des Betriebsmittelverbrauchs auf. Während zu Sanierungsbeginn der mit dem Wasserstoffperoxid eingetragene Sauerstoff voraussichtlich vorwiegend in der nahen Umgebung der Versickerungsbrunnen verbraucht wird, erfolgt mit fortschreitender Abreinigung zunehmend auch eine Versorgung der Randbereiche. Die Versickerungsrate der Wasserstoffperoxid – Lösung bleibt hierbei konstant.

Zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit der Sanierungsvarianten werden in Abbildung 10 die spezifischen Sanierungskosten je kg Schadstoff dargestellt.

Abbildung 10: Entwicklung der spezifischen Sanierungskosten



Für die Bewertung der spezifischen Sanierungskosten wird auf eine durch Herrn Zimmermann /U13/ durchgeführte Auswertung von 18 Grundwassersanierungsfällen im ÖGP Berlin (Ökologisches Großprojekt) zurückgegriffen. Bei dieser Auswertung wurden spezifische Sanierungskosten von etwa 100 – 400 € je kg Schadstoff als niedrig beurteilt.

Die durchschnittlichen Sanierungskosten betragen etwa 900 – 1.040 €/kg Schadstoff, bei als „erfolgreich abgeschlossen“ bewerteten hydraulischen Sanierungen Ø 570 €/kg Schadstoff /U13/.

Bis zum 2. Sanierungsjahr sind damit die Kosten aller betrachteten Sanierungsvarianten sowie bis zum 4. Sanierungsjahr, der abgeschätzten Dauer der mikrobiologischen Sanierung, auch die Kosten der Variante 3 als vergleichsweise niedrig zu bewerten, wobei die Wirtschaftlichkeit wesentlich von der tatsächlich vorhandenen Schadstoffmenge abhängt.

Der Kostenverlauf in Abbildung 10 zeigt, dass bei fallenden Schadstoffkonzentrationen auch eine Reduzierung der Sanierungskosten, ggf. durch einen Wechsel des Sanierungsverfahrens, erfolgen sollte, da sonst die Sanierung unwirtschaftlich wird.

5.4 Variantenvergleich und Sanierungsvorschlag

Die niedrigste Sanierungskosten sind unabhängig von der Sanierungsdauer bei einer in – situ Mikrobiologie zu erwarten.

Höhere Schadstoffmengen, als die derzeit abgeschätzten 1.400 kg, wie sie aufgrund der hohen Bodenkonzentration an der Bohrung GWMR von 1.255 mg/kg BTEX (17 – 18 m u GOK) nicht auszuschließen sind, führen jedoch zu einer Verlängerung der Sanierungsdauer und möglicherweise auch zu einer unzureichenden Abreinigung besonders hoch belasteter Bereiche.

Ein p & t Verfahren, bei welchem Schadstoffe aus dem Sanierungsbereich entfernt und in einer Strippanlage auf dem Gelände abgereinigt werden, bietet diesbezüglich eine höhere Verfahrenssicherheit.

Aufgrund der höheren Verfahrenssicherheit und der nur vergleichsweise geringen zu erwartenden Kostenunterschiede zum Ende der Sanierungsdauer (2 oder 4 Jahre) wird daher eine Förderung des mit BTEX belasteten Grundwassers und dessen Reinigung in einer Strippanlage empfohlen.

Sollte seitens der Behörde eine weitgehende Emissionsfreiheit der Abluft gefordert werden, besteht zu Sanierungsbeginn bei Einsatz einer KatOx – Anlage eine wesentlich höhere Sicherheit, als bei Verwendung von Luftaktivkohle. Zudem erscheint dieses Verfahren aufgrund des hohen Luftaktivkohleverbrauchs zu Sanierungsbeginn etwas günstiger, als der Einsatz von Luftaktivkohle. Aufgrund der höheren Anlagen- und Energiekosten sollte der Einsatz einer KatOx - Anlage jedoch auf einen Zeitraum von etwa 1 Jahr zu Beginn der Sanierung begrenzt werden.

Nach dieser Zeit ist voraussichtlich bereits deutlicher Rückgang der BTEX – Konzentration im geförderten Grundwasser aufgetreten und insbesondere die Konzentration an Benzol, welches von den vorhandenen Schadstoffen im Grundwasser am mobilsten ist, deutlich gefallen (s. Abbildung 6).

Im Anschluss nach Abbau der KatOx – Anlage erfolgt die Reinigung der Strippluft über Luftaktivkohle, nachdem das Belastungsmaximum bereits abgereinigt wurde.

Falls nach den für eine p & t Maßnahme veranschlagten 2 Jahren Sanierungsdauer noch kein Konzentrationsniveau erreicht ist, welches eine Beendigung der technischen Sanierungsmaßnahme und die Überleitung zu MNA erlaubt, sollten der Abbau der Strippanlage und die Installation eines hydraulischen Kreislaufs zur mikrobiologischen in – situ Sanierung erfolgen. Die dann aus der p & t Maßnahme vorhandenen Brunnen und Leitungen können hierfür genutzt werden.

Die Entscheidung, ob eine Nachsanierung mittels in – situ Mikrobiologie erforderlich wird, hängt von dem am Bodenkorn im Grundwasserhorizont gebundenen Schadstoffpotenzial und dem daraus resultierenden Konzentrationsverlauf im

geförderten Grundwasser während der Sanierung ab und kann voraussichtlich zu Beginn des 2. Sanierungsjahres getroffen werden.

Bei unterschiedlichen Konzentrationsverläufen an den vier Sanierungsbrunnen kann eine mikrobiologische Nachsanierung ggf. auch nur gezielt in einem Teilbereich des aktuellen Sanierungsbereichs 1, wie beispielsweise die Umgebung der Brunnen GWMR, erforderlich werden.

6 Vorplanung der Vorzugsvariante

6.1 Förderung und Reinigung des Grundwassers

Für die folgenden Baugruppen und erforderlichen Leistungen wird eine erste Planung vorgenommen:

- Entnahme- / Infiltrationsbrunnen und Leistungssystem
- Grundwasserreinigungsanlage (2stufige Strippanlage mit katalytischer Oxidationsanlage für die Strippluftreinigung)

Die folgende Tabelle 12 enthält eine Übersicht über die vorhandenen und noch zu errichtenden Entnahme- und Versickerungsbrunnen.

Tabelle 12: Vorhandene Sanierungsbrunnen und vorgesehene Förderraten für die hydraulische Sanierung

	Brunnen	Förder- / Versickerungsrate	Bohrdurchmesser / Ausbau [mm]	Filterstrecke [m u GOK]
Entnahmebrunnen	vorhanden:			
	GWMP	1,0 – 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,04 – 21,04
	GWMQ	1,0 – 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,07 – 21,07
	GWMR	1,0 – 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	16,53 – 18,53
	neu zu errichten			
	GWMU	1,0 – 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,0 – 21,0
Versickerungsbrunnen	vorhanden:			
	GWMS	1,0 - 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,02 – 21,02
	GWMT	1,0 - 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,02 – 21,02
	neu zu errichten			
	GWMV	1,0 - 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,0 – 21,0
	GMMW	1,0 - 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,0 – 21,0
	GMMX	1,0 - 2,0 m³/h	324 / 140 x 8	17,0 – 21,0

In Anlage 4 zeigt die vorläufigen Brunnen- und Anlagenstandorte sowie eine mögliche Trassenführung der Anschlussleitungen von den Brunnen zur Anlage. Der Anlagenstandort ist am südwestlichen Schadensrand geplant, um Beeinträchtigungen der Besucher der Parkanlage möglichst gering zu halten.

Der vorläufige Ausbau der noch zu errichtenden Sanierungsbrunnen stellt eine Planungsgrundlage dar und wird anhand der angetroffenen Schichtenfolge präzisiert.

Um weitere Informationen zur Schadstoffverteilung im Sanierungsbereich zu erhalten, sollten ab 15 m u GOK (Grundwasseranschnitt) sowie im Anschluss bis 21 m u GOK alle 2 Meter und zusätzlich bei sensorischen Auffälligkeiten Bodenuntersuchungen auf BTEX durchgeführt werden.

Alle Leitungen werden frostsicher, unterflur in Verlegegräben eingebaut. In Anlage 4 ist eine mögliche Leitungsführung skizziert.

Von den Förderbrunnen zur Anlage werden jeweils Elektro- und Steuerkabel sowie PEHD – Rohrleitung für Rohwasser und gereinigtes Grundwasser verlegt.

Von den Versickerungsbrunnen zum Anlagenstandort sind jeweils 2x PEHD – Rohre vorgesehen, 1x zur Reinwasserableitung, 1x als Leerrohr zum späteren Einzug eines Elektro- und Steuerkabels. Dieses zweite Leerrohr soll optional genutzt werden, falls in der 2. Stufe der Sanierung eine Umstellung zu einer in – situ Mikrobiologie erforderlich wird und die Brunnen im Schadenszentrum für die Versickerung von mit H₂O₂ angereichertem Grundwasser genutzt werden, welches aus den ursprünglichen Versickerungsbrunnen am Schadensrand gefördert wird.

Die Auslegung der Wasserleitungen erfolgt für eine Strömungsgeschwindigkeit von 1 m/s, um den dynamischen Druckverlust und damit den Stromverbrauch der Brunnenpumpen zu minimieren. Jeder Brunnen erhält eine eigene Anschlussleitung zum Anlagenstandort (keine Sammelleitungen), um diesen optional für eine Grundwasserentnahme oder Versickerung nutzen zu können.

Für alle Leitungen wird, soweit möglich, ein gemeinsamer Verlegegraben genutzt.

Die Stromversorgungsleitung der Grundwasserreinigungsanlage wird von einem Verteilerkasten am Gebäude Nr. 153, etwa 230 m westlich des vorgesehenen Anlagenstandorts durch eine mit Buschwerk bestandene Grünfläche zur Anlage verlegt (s. Anlage 1). Es ist ein Stromanschluss von 125 A vorhanden.

In der folgenden Tabelle sind die Auslegung und Längen der zu verlegenden Leitungen zusammengefasst:

Tabelle 13: Auslegung der Versorgungsleitungen der Grundwasserreinigungsanlage

	Abschnitt	Roh-/Reinwasserleitung		Elektro- / Steuerkabel	Länge [m]	
		Auslegung:	Ø [mm]			
Rohwasser- leitungen	GWMP - Anlage	1,0 – 2,0 m ³ /h	32	NYY-J 4x2,5mm ² , mind. 5adriges Steuerkabel	103	
	GWMQ - Anlage	1,0 – 2,0 m ³ /h	32		120	
	Steuer-, Elektrokabel	GWMR – Anlage	1,0 – 2,0 m ³ /h		32	113
	GWMU – Anlage	1,0 – 2,0 m ³ /h	32		68	
	Summe	8 m³/h				404
Reinwasser- leitungen	Anlage – GWMS	1,0 - 2,0 m ³ /h	32	-	141	
	Anlage - GWMT	1,0 - 2,0 m ³ /h	32	-	150	
	2 x Anlage – GWMV	1,0 - 2,0 m ³ /h	32	-	138	

	Abschnitt	Roh-/Reinwasserleitung		Elektro- / Steuerkabel	Länge [m]
		Auslegung:	Ø [mm]		
	Anlage – GWMW	1,0 - 2,0 m³/h	32	-	31
	Anlage – GWMX	1,0 - 2,0 m³/h	32	-	84
	Summe	8 m³/h			2 x 544
Kostenschätzung Leitungsverlegung					
		[m]	[€/m]		[€]
	Σ Ø 32 HPEHD Druckrohrleitung	1.500	3,00	HDPE, PN12,5	4.500,00
	Σ Elektrokabel	400	3,00	NY-Y-J 4x2,5mm²	1.200,00
	Σ Steuerleitung	400	2,00	mindestens 5adrig	800,00
	Σ Hauptstromkabel Anschlusspunkt – Anlage (18 kW)	230	50,00	NY-Y-J 4x70mm²	11.500,00
	Verlegegraben	600	25,00	1 m u GOK	15.000,00
	Gesamtsumme:				33.000,00

Die obige Kostenschätzung beruht darauf, dass die Verlegegräben mittels Maschinenschachtung angelegt werden.

Abbildung 11 zeigt das Fließbild der Grundwasserreinigungsanlage. Aufgrund der festgestellten Grundwasserinhaltsstoffe wurden eine Enteisungsstufe (Oxidator, Filter) im Rohwasser und ein weiterer Filter im Reinwasser, vor Ableitung des gereinigten Grundwassers in die Versickerungsbrunnen berücksichtigt.

Abbildung 11: Fließbild der Grundwasserreinigungsanlage

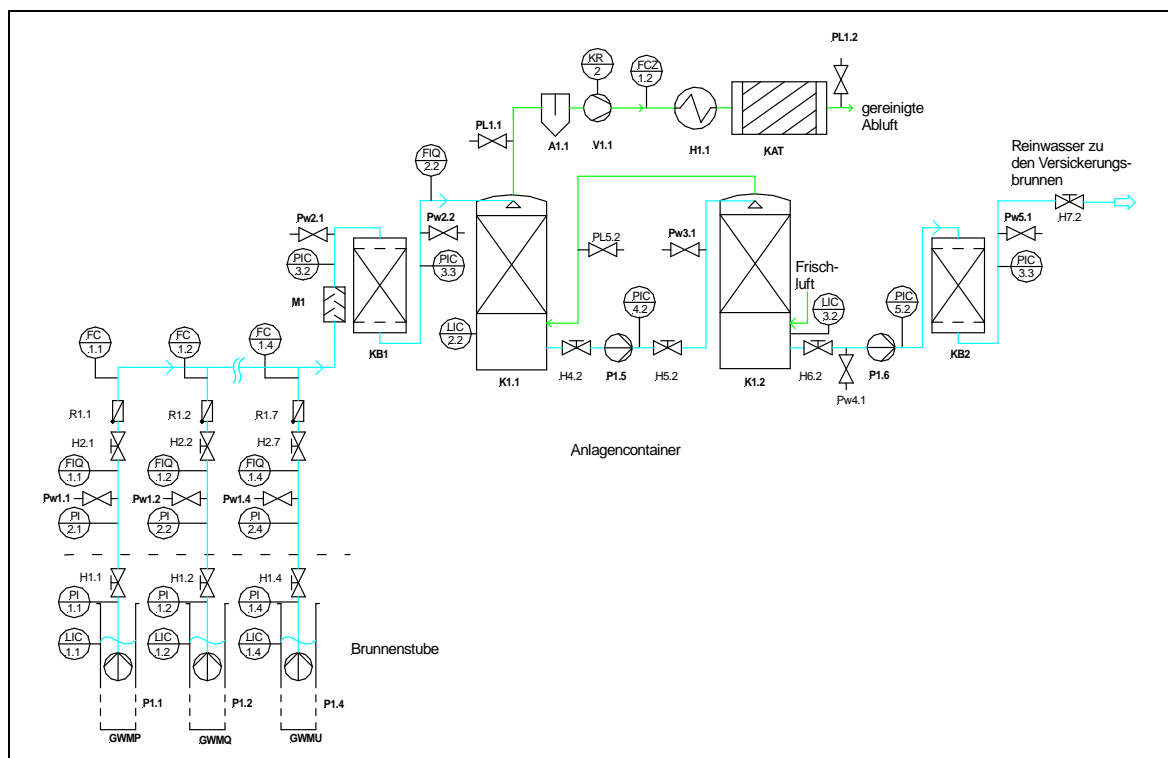


Tabelle 14: Wesentliche Anlagenteile der Grundwasserreinigungsanlage

Bez.	Bauteil	Funktion
P1.1 – P1.4	Unterwassermotorpumpen	Förderung des Grundwassers zum Anlagenstandort
Pw1.1 – Pw1.4	Probenahmestellen Rohwasser	Beprobung des Grundwassers aus jedem Sanierungsbrunnen
Pw2.1, Pw2.2	Probenahmestellen Mischwasser	Beprobung des Mischwassers aller angeschlossenen Sanierungsbrunnen vor und nach der Enteisungsstufe
M1	statischer Mischer / Oxidator	Vereinigung der Rohwasserströme aus den angeschlossenen Sanierungsbrunnen und Belüftung des Rohwassers
KB1, KB2	Filtereinheit	Abtrennung der (oxidierten) Grundwasserinhaltsstoffe
K1, K2	Strippkolonnen / Kompaktstripper	Reinigung des geförderten Grundwassers
P1.5	Stufenpumpe	Förderung des Grundwassers von K1.1 auf K2.2
Pw3.1	Probenahmestelle vorge-reinigtes Grundwasser	Beprobung des Ablaufs der 1. Strippkolonne
P1.6	Austragspumpe	Förderung des gereinigten Grundwassers zu den Versickerungsbrunnen
Pw5.1	Probenahmestelle Reinwasser	Beprobung des gereinigten Grundwassers
V1.1	Strippluftgebläse	Förderung der Strippluft über die Luftreinigungsstufe
PL1.1	Probenahmestelle Rohluft	Beprobung der BTEX belasteten Strippluft
A1.1	Wasserabscheider	Abtrennung von Kondenswasser aus der Strippluft
H1.1	Wärmetauscher / Heizregister	Erwärmung der Strippluft mit der Abluft des Katalysators, Erwärmung auf Reaktionstemperatur
KAT	Festbettkatalysator	Reinigung der Strippluft
PL1.2	Probenahmestelle Reinluft	Überwachung des Anlagenausgangs

In der folgenden Tabelle sind die wesentlichen Leistungsdaten der Grundwasserreinigungsanlage zusammengefasst:

Tabelle 15: Leistungsdaten der Grundwasserreinigungsanlage

Arbeitsbereich Wasserdurchsatz:	6 – 8 m ³ /h
Max. Schadstoffkonzentrationen	Benzol: 5.000 µg/l Toluol: 7.000 µg/l Xylole: 8.000 µg/l Σ BTEX: 15.000 µg/l Ethylbenzol: 2.000 µg/l Naphthalin: 25 µg/l MKW: 500 µg/l
Einzuhaltende Konzentrationen im Reinwasser zur Versickerung: (noch abzustimmen)	Benzol : 10 µg/l Σ BTEX : 100 µg/l
Maximal zulässige Schadstoffkonzentrationen in der Reinluft (nach TA-Luft /U10/) (noch abzustimmen)	Benzol : 1 mg/m ³ Emissionsminimierungsgebot

6.2 Messtechnische Überwachung

Die messtechnische Überwachung unterteilt sich in drei Aufgabenfelder:

1. Anlagenüberwachung der hydraulischen Maßnahme
2. Grundwassermonitoring Sanierungsbereich und Umfeld
3. Nachsorgeuntersuchungen (MNA)

zu 1: Bei der hydraulischen Sanierung in soll die Zulaufkonzentration an Schadstoffen an den insgesamt 4 Sanierungsbrunnen monatlich überprüft werden. Während einer einmonatigen Inbetriebnahmephase sollte das geförderte Grundwasser der einzelnen Brunnen 14tägig und im Anschluss monatlich auf BTEX analysiert werden, ebenso das Mischwasser aller Brunnen.

Hinzu kommen Analysen verschiedener Wasserinhaltsstoffen (Fe(II), Karbonathärte, Gesamthärte), welche die Stabilität des Anlagenbetriebs beeinflussen. Diese Untersuchungen sollen vorerst quartalsweise im Mischwasser aller Brunnen durchgeführt werden. Abhängig von den während der Grundwasserförderung auftretenden Veränderungen müssen die Probenahmestellen, Analysenparameter sowie das Untersuchungsintervall ggf. angepasst werden. Zusätzlich kommt eine regelmäßige Überprüfung der Einhaltung der Grenzwerte im Anlagenablauf und in der gereinigten Abluft dazu. Hierfür wird ein 14tägiges Intervall vorgeschlagen.

Eine Überprüfung der Reinigungsleistung der einzelnen Strippstufen sollte einmalig im 1. Betriebsmonat (Pw3.1) und im Anschluss quartalsweise durchgeführt werden. Ebenfalls quartalsweise sollte der Strippluftvolumenstrom gemessen werden, um Hinweise auf Verockerungen der Kolonnen zu erhalten.

zu 2: Zur Kontrolle des Sanierungserfolges und zur Überwachung des Sanierungsverlaufes sind Grundwassermonitoringkampagnen erforderlich. Es wird vorgeschlagen, hierzu halbjährlich die Grundwassermessstellen zu beproben und auf die Schadstoffe zu untersuchen.

Vor jeder Beprobungskampagne ist eine Stichtagsmessung der Grundwasserstände an allen Messstellen durchzuführen.

Die Kosten für eine Monitoringkampagne werden mit etwa 4.000 € abgeschätzt.

zu 3: Nach Beendigung der technischen Sanierungsmaßnahme und Überleitung in MNA ist mittelfristig eine Überwachung der fortschreitenden natürlichen Selbstreinigung erforderlich. Zu diesem Zweck werden vorerst jährliche Monitoringkampagnen mit Untersuchung der Schadstoffe und der Milieuparameter an allen Messstellen vorgeschlagen:

- Hydrogencarbonat, Mangan, Eisen ges., Eisen II, Methan, Sulfat, Sulfid, Nitrat (Optional: Ammonium)

Die Kosten für ein MNA - Monitoring werden mit etwa 6.200 € abgeschätzt. Eine Präzisierung des Untersuchungsumfangs und der dafür dann anfallenden Kosten kann erst gegen Ende der Sanierungsmaßnahme erfolgen. Ebenso ist für die Überleitung in MNA die Aufstellung eines MNA – Konzeptes erforderlich.

Die folgende Tabelle enthält einen Vorschlag für die Anlagenüberwachung der Grundwasserreinigungsanlage:

Tabelle 16: Beprobungsplan für die Grundwasserreinigungsanlage

Woche	1. Monat					1. Quartal				2. Quartal					ab 3. Quartal				
	1d	1	2	3	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32
Probenahmestelle / Parameter																			
Rohwasser (PW1.1-Pw1.4)																			
BTEX	x	x	x		x		x		x		x		x		x		x		x
Mischwasser (Pw2.1)																			
BTEX	x	x	x		x		x		x		x		x		x		x		x
Grundwasserinhaltsstoffe		x							x					x					x
vorgereinigtes Wasser (Pw3.1)		x							x					x					x
BTEX		x							x					x					x
Anlagenausgang (Pw5.1)																			
BTEX	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
vorgereinigte Abluft																			
BTEX (nur bei Luftaktivkohle)	x	x	x		x				x					x					x
Reinluft KatOx / LAK2 (PL1.2)																			
BTEX	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Volumenstrom		x							x					x					x

In Anlage 7 ist eine Kostenschätzung für die Sanierungsüberwachung der Strippanlage nach obigem Schema für eine Sanierungsdauer von 2 Jahren enthalten.

6.3 Genehmigungsrelevante Sachverhalte

Im Rahmen der Entwurfs- und Genehmigungsplanung müssen folgende Genehmigungen und Erlaubnisse eingeholt werden:

Für die Grundwasserentnahme ist eine Wasserrechtliche Genehmigung / Erlaubnis erforderlich, ebenso für die Versickerung des gereinigten Grundwassers auf dem Gelände. In diesem Zusammenhang werden die Einleitgrenzwerte abgestimmt.

Weiterhin müssen die von der Reinigungsanlage einzuhaltenden Abluftgrenzwerte abgestimmt werden.

Während des Betriebs der Grundwasserreinigungsanlage ist damit zu rechnen, dass die vorhandenen Kiesbettfilter rückgespült bzw. Anlagenteile gereinigt werden müssen. Die anfallenden Spülwässer müssen in die S-Kanalisation abgeleitet werden. Dazu ist beim zuständigen Versorger, neben der Einholung einer Einleitgenehmigung, auch die Zuweisung einer Einleitstelle erforderlich.

Generell besteht im Sanierungsbereich und dessen Umgebung ein Kampfmittelverdacht. Die Tiefbauarbeiten müssen daher mit einer Kampfmittelmessung begleitet werden.

Bei den Bohrarbeiten zur Errichtung der weiteren Förder- und Infiltrationsbrunnen, ist ein Kontakt der Mitarbeiter des Bohrunternehmens mit kontaminiertem Bodenmaterial nicht auszuschließen, weshalb ein A + S Plan erforderlich ist.

6.4 Kostenschätzung

Für die Kostenschätzung des Anlagenbetriebs der Grundwasserreinigungsanlage wurde jeweils der Betrieb der katalytischen Oxidationsanlage (1. Sanierungsjahr) und der Luftaktivkohlereinigungsstufe (2. Sanierungsjahr) für ein Jahr berücksichtigt. Die resultierenden Kosten werden in Anlage 6 als Variante 4 ermittelt. Die Kosten für eine möglicherweise erforderliche biologische Nachsanierung können gegenwärtig nicht weiter spezifiziert werden, da nicht bekannt ist, ob diese für den gesamten Sanierungsbereich 1 oder nur für eine Teilfläche erforderlich sein wird. Abhängig hiervon werden diese bei etwa 20.000 € ($\frac{1}{4}$ - $\frac{1}{2}$ Sanierungsbereich 1) bis 40.000 € (gesamter Sanierungsbereich 1) für ein Jahr liegen.

Insgesamt ergeben sich für die Grundwassersanierung, basierend auf der Kostenschätzung in Anlage 6, Variante 4, der Kostenschätzung für die Leitungsverlegung in Tabelle 13 und der Kalkulation für die Sanierungsüberwachung in Anlage 7 folgende Gesamtkosten:

- Verlegung der Rohwasser-, Reinwasser- und Elektroleitungen: 33.000 €
- Anlagenaufbau und Betrieb für eine Dauer von 2 Jahren: 203.000 €
- Anlagenüberwachung: 17.250 €
- Grundwassermonitoring: 4 x 4.000 €

Σ 269.250 €

zzgl 10 % Sicherheitszuschlag für Unvorhergesehenes

Σ 296.175 €

7 Verwendete Unterlagen

Gutachten:

Gutachten und Unterlagen

Lfd. Nr.	Datum	Gutachter / Quelle	Titel
G1	16.08.84	Ingenieurbüro für Umweltschutz Laboratorium für Geotechnik Dipl. Ing. H. Knausenberger	Bericht 1858 – Grundwasseruntersuchungen Flughafen Tempelhof
G2	31.10.94	WIB Ingenieurgesellschaft mbH	Erfassung, Bewertung und Gefährdungsabschätzung von Altlastenverdachtsflächen im Bereich des Flughafens Tempelhof
G3	30.06.03	AnalyTech GmbH	Ergebnisbericht: Zur Funktionsprüfung und Beprobung von Grundwassermessstellen sowie zur Untersuchung der Grundwasserproben auf MKW, BTEX und LHKW im Bereich des Flughafens Tempelhof
G4	10 / 2004	Terracon Laboratorium für Umwelt- und Pestizidanalytik GmbH	BV Technische Erkundung im Rahmen der Gefährdungsabschätzung Flughafen Berlin – Tempelhof – „Alter Hafen“
G5	01.08.05	Prof. Dr. Macholz Umweltprojekte GmbH	Kurzfassung – Gefährdungsabschätzung 2005 – Alter Hafen, Flugplatz Tempelhof
G6	13.09.05	Prof. Dr. Macholz Umweltprojekte GmbH	Gefährdungsabschätzung nach Sanierungsuntersuchung – Alter Hafen, Flugplatz Tempelhof
G7	25.08.07	Prof. Dr. Macholz Umweltprojekte GmbH	Abschlussbericht – Pumpversuch und Schlussfolgerungen für die Planung Alter Hafen, Flugplatz Tempelhof
G8	17.06.11	CDM Consult GmbH	Orientierende Untersuchung Phase II a - Ehem. Flughafen Berlin Tempelhof - frühere Bundesflächen, Liegenschaftsnummer 5097
G9	24.11.10	CDM Consult GmbH	Altlastenuntersuchungen Flughafen Berlin Tempelhof – Fläche des Landes Berlin – Teilfläche Alter Hafen -
G10	13.01.11	BZA Tempelhof - Schöneberg	Schreiben: Flughafen Tempelhof, Detailuntersuchungen „Alter Hafen“, Gutachten der Fa. CDM vom 24.11.10
G11	29.01.10	CDM Consult GmbH	Orientierende Altlastenuntersuchungen Flughafen Berlin Tempelhof – Fläche des Landes Berlin
G12	20.12.11	GuD Geotechnik und Dynamik Consult GmbH	Endbericht – Altlastenuntersuchungen auf dem Gelände Tempelhofer Freiheit (ehemaliger Flughafen Tempelhof) in 12101 Berlin
G13	Dezember 12	IMAGO Umwelt Consult oHG	Sanierungsplanung Tempelhofer Freiheit, Teilfläche „Alter Hafen“ / Grundlagenermittlung, Defizitanalyse und Untersuchungskonzept
G14	Dezember 13	IMAGO Umwelt Consult oHG	Sanierungsplanung Tempelhofer Freiheit, Teilfläche „Alter Hafen“ / Gefahrenbeurteilung

Literatur

- /U1/ Bewertungskriterien für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen in Berlin, Berliner Liste 2005, ABI. 35 / 22.07.2005
- /U2/ Entscheidungsgrundlagen für Sicherungs- und Sanierungskonzepte für militärische Tanklager, Band 1 und 2, Dr. Andreas Agel, Eckhard Löbel, Alstom Environmental Consult GmbH Stuttgart, Umweltbundesamt Berlin April 1999
- /U3/ Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralölkontaminierten Standorten; Kora – Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe / Mineralöl, MTBE, Helmholtz Zentrum für Umweltschutz UFZ, August 2008
- /U4/ Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen; LABO/ALA Unterausschuss Sickerwasserprognose, Juli 2003
- /U5/ Fachliche Grundlagen zur Beurteilung von flüchtigen organischen Substanzen in der Bodenluft bei Altlasten; Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 263, Wiesbaden 1999
- /U6/ Bundes – Bodenschutz – und Altlastenverordnung (BBodSchV), 12.07.1999
- /U7/ Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen, Teil II: Technische Regeln für die Verwertung 1.2 Bodenmaterial (TR Boden), Stand 05.11.2004
- /U8/ Chemie.de, Entwicklung der Ottokraftstoffe
- /U9/ Leitfaden „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“, J. Michels, T. Track, U. Gehrke, D. Sell; Dechema e.V., Umweltbundesamt, Fachgebiet III, 3.6
- /U10/ Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm - TA Lärm vom 26.08.98
- /U12/ Verteilung unpolarer organischer Verbindungen in der wasserungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (Modellversuch), Lehrstuhl für Allgemeine und Angewandte Geologie der Universität Tübingen, Peter Grathwohl, 1989
- /U13/ Altlastensymposium 26./27. Juni 2008; 15 Jahre Ökologisches Großprojekt Berlin: „Erfolge und Grenzen der hydraulischen Sanierung von Grundwasserschäden“, Dipl. Geol. A. Zimmermann, GESA mbH / BvS
- /U14/ Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft vom 24.07.2002