

FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.

# **Machbarkeitsstudie: Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom der Pleiße am Standort Kippe Witznitz II Bericht Phase 1**



Anwendungsorientierte Forschung  
für nachhaltige Lösungen



*Bericht* für die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

*Kontakt:*

Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB)

Brauhausweg 2

03238 Finsterwalde

Tel. 03531/ 7907-0

[www.fib-ev.de](http://www.fib-ev.de), [fib@fib-ev.de](mailto:fib@fib-ev.de)

Amtsgericht Cottbus - Vereinsregister VR 3792

Geschäftsführung: Dr. Michael Haubold-Rosar

*Bearbeitung:*

Dr. Christian Hildmann, [c.hildmann@fib-ev.de](mailto:c.hildmann@fib-ev.de), 03531 7907-25

M.Sc. Sarah Kruber, [s.kruber@fib-ev.de](mailto:s.kruber@fib-ev.de)

Stand: 28. Mai 2021

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung und Fazit</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Aufgabenstellung und Hintergrund</b>	<b>6</b>
2.1	Veranlassung und Zielsetzung . . . . .	6
2.2	Mikrobiell induzierte Eisenretention im Untergrund . . . . .	8
<b>3</b>	<b>Standort Kippe Witznitz II</b>	<b>9</b>
3.1	Lage und Entstehung . . . . .	9
3.2	Eisen- und Sulfatbelastung der Kippe Witznitz . . . . .	9
3.3	Hydrogeologie und Durchlässigkeiten . . . . .	11
<b>4</b>	<b>Infiltrationsvermögen der Kippe Witznitz</b>	<b>15</b>
4.1	Notwendigkeit der Infiltrationsversuche . . . . .	15
4.2	Infiltration mittels DSI-Technologie . . . . .	15
4.3	Aufbau des Infiltrationsversuches . . . . .	16
4.4	Standorte für den Infiltrationsversuch . . . . .	16
4.5	Durchführung und Ergebnisse der Infiltrationsversuche . . . . .	17
4.6	Abschätzung der $k_f$ -Werte aus den Infiltrationsversuchen . . . . .	20
<b>5</b>	<b>Prüfung der Machbarkeit des Verfahrens</b>	<b>21</b>
5.1	Grundannahmen für den Standort . . . . .	21
5.2	Benötigte Glycerinmenge . . . . .	22
5.3	Viskosität des Glycerins . . . . .	23
5.4	Infiltrationsprozess . . . . .	23
5.5	Zustrom und Wasserversorgung . . . . .	24
5.6	Reaktionsprozess: Abbau des infiltrierten Glycerins . . . . .	25
5.7	Zonierung und Lokalisierung einer Behandlungsanlage . . . . .	26
5.8	Umfang der Behandlung und Einfluss auf die Pleiße . . . . .	27
5.9	Ausfällung von Eisensulfiden . . . . .	27
5.10	Verblockung des Untergrundes . . . . .	28
5.11	Nachhaltigkeit . . . . .	29
5.11.1	Dauerhafte Festlegung im Untergrund . . . . .	29
5.11.2	Dauer der Behandlung . . . . .	29
<b>6</b>	<b>Genehmigungsfähigkeit des Verfahrens</b>	<b>30</b>
6.1	Grundsätze . . . . .	30
6.2	Infiltrierte Stoffe . . . . .	31
6.2.1	Glycerin als Kohlenstoffquelle . . . . .	31
6.2.2	Phosphor und Stickstoff als Nährstoffe . . . . .	31
6.3	Anlagenaufbau und mögliche Belastungspfade . . . . .	32
6.4	Wasserrechtliche Genehmigungsfähigkeit . . . . .	33
6.5	Belange des Naturschutzes . . . . .	33

<b>7</b>	<b>Schlussfolgerungen und Ausblick</b>	<b>34</b>
7.1	Beantwortung der Prüffragen . . . . .	34
7.2	Ausblick: Weitere notwendige Arbeiten . . . . .	36



diesem Standort ist auch die notwendige Logistik realisierbar. Die Anlagenelemente sind hier auch vor Hochwasser geschützt.

***Abschließend konnten keine Ausschlusskriterien identifiziert werden, die gegen den Einsatz des Verfahrens der mikrobiell induzierten Eisenretention am Standort der Kippe Witznitz sprechen. Es wird deshalb empfohlen, die Planung für diesen Standort weiter voranzutreiben und dabei einen geeigneten Anlagenaufbau zu konzipieren.***

## 2 Aufgabenstellung und Hintergrund

### 2.1 Veranlassung und Zielsetzung

Der Abbau der Braunkohle erfolgte auch im Südraum von Leipzig durch große Tagebaue. Die umgelagerten tertiären Sedimente wurden dabei zwangsläufig belüftet. Dies trifft durch die durchgeführten Grundwasserabsenkungen auch für die Randbereiche der Gruben zu. Mit der Belüftung konnten die im Sediment vorhandenen Eisensulfide, besonders Pyrit und Markasit, oxidiert werden. In der Folge kommt es nach dem Wiederanstieg des Grundwassers zu einem Transport von Eisen und Sulfat vor allem aus den Kippen über das Grundwasser in die Vorfluter.

Bei der Oxidation des Fe(II) zu Fe(III) und schließlich zu Eisenhydroxid werden Protonen abgegeben und der pH-Wert der Oberflächengewässer abgesenkt. Das Eisen ist bereits in geringen Konzentrationen ( $>3$  mg/L) als rotbraune Verfärbung sichtbar. Das Eisenhydroxid färbt das Wasser nicht nur braun, sondern behindert durch die Trübung des Wassers auch die Photosynthese submerser Makrophyten und den Gasaustausch an den Kiemen von Fischen und Insektenlarven (PRANGE, 2007). Hohe Sulfatkonzentrationen wiederum wirken korrosiv auf Beton und beeinträchtigen die Trinkwassergewinnung. Sie haben auch einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Gewässerfauna (HALLE & MÜLLER, 2015).

Aktuell werden in der Pleiße (Gebiet Witznitz) hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen bzw. -frachten gemessen, die die Gewässerqualität der Pleiße beeinträchtigen (hot spot). Anders als im Oberflächengewässer betragen die Eisenkonzentrationen im Grundwasser bis über 2.000 (4.000) mg/L  $\text{Fe}^{2+}$ , die Sulfatkonzentrationen über 6.000 (12.200) mg/L. Ein Schwerpunkt des Zustroms ist der Bereich zwischen der Mündung der Wyhra in die Pleiße und Neukieritzsch. Modellrechnungen gehen davon aus, dass in diesem Bereich noch über lange Zeiträume ( $> 100$  Jahre) mit einem erhöhten Eisenzustrom zu rechnen ist. Für das Jahr 2015 wurden für den genannten Abschnitt Eiseneinträge in Höhe von 437 kg/d links und 584 kg/d rechts der Pleiße ermittelt (BÜTTCHER & KACIREK, 2017).

Deshalb wird nach Wegen gesucht, die Belastung für die Pleiße spürbar zu verringern. Hierzu hat die LMBV das Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB) beauftragt, im Rahmen einer Machbarkeitsstudie herauszufinden, ob eine Behandlung des Grundwassers über die heterotrophe, mikrobiologische Sulfatreduktion und die damit induzierte Eisenfällung eine umsetzbare Lösung für das Problem darstellt. Das Verfahren ist bereits erfolgreich im Lausitzer Revier unter anderen Standortbedingungen getestet worden (HILDMANN & WALKO, 2020). Die Prüfaufgabe fokussiert sich damit auf die Übertragbarkeit auf die für die Kippe Witznitz spezifischen Standorteigenschaften. Als Ergebnis dieser Art der Grundwasserbehandlung werden Eisensulfide im Untergrund ausgefällt, wodurch der Zustrom von Eisen- und Sulfationen in das Fließgewässer deutlich reduziert wird.

Bohrungen zeigten, dass am Standort Kippe Witznitz II feinkörnige Sedimente vorherrschen

(Kippenböden mit  $k_f$ -Werten um  $10^{-5}$  bis  $10^{-6}$  m/s). Der Zustrom stark belasteten Grundwassers erfolgt von beiden Seiten des Fließgewässers (BÜTTCHER & KACIREK, 2017). Daher sind insbesondere die hydraulischen Verhältnisse (Strömungsregime, Fließzeiten usw.) zu untersuchen und hinsichtlich des Einsatzes des in Vorgängerprojekten (Skadodamm, Ruhlmühle) erprobten Sanierungsverfahrens zu beurteilen. Dabei sind auch Reliefbesonderheiten, wie der Einschnitt der Pleiße in die Kippe, zu berücksichtigen.

Mit der Machbarkeitsstudie soll in einem ersten Schritt die grundsätzliche Machbarkeit des Einsatzes der Technologie der Grundwasserbehandlung durch heterotrophe Sulfatreduktion ermittelt werden. Falls dies möglich ist, sind in einem zweiten Schritt die möglichen Standorte und notwendigen weiteren Arbeitsschritte zu identifizieren.

Folgende Prüffragen sind für die grundsätzliche Machbarkeit zu beantworten:

1. Grundwasserbeschaffenheit: Lassen die vorgefundenen Stoffkonzentrationen eine Behandlung mit dem Verfahren zu?
2. Hydrogeologische Struktur: Ist in dem in die Pleiße entwässernden Grundwasserleiter eine Behandlung möglich? Zu berücksichtigen sind die hydraulische Durchlässigkeit, die Grundwasserströmung und die Heterogenität der Kippenmassen. Die Bewertung ist separat für die links- als auch die rechtsseitigen Kippengrundwasserleiter durchzuführen.
3. Hydraulik im Grundwasserleiter: Kann die Behandlung bei den vorherrschenden Korngrößen im Grundwasserleiter erfolgen?
  - a) Wie kann das Substrat eingebracht werden?
  - b) Infiltrationsversuch: Kann ausreichend Wasser infiltriert werden?
  - c) Ist mit einem Zusetzen (Clogging) des Porenraums zu rechnen?
  - d) Wie nachhaltig ist das Verfahren? Wie lange sind voraussichtlich die Anlagen zu betreiben? Erfolgt eine Rücklösung nach Abschluss der Infiltration?
4. Anlagenstandort: Gibt es einen Standort, der die Behandlung grundsätzlich zulässt? (Betrachtung von Faktoren wie Hochwasser, Zugänglichkeit, Energieversorgung)
5. Gibt es möglicherweise erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt im Zusammenhang mit der Errichtung/dem Betrieb der Anlagen (z.B. bei Fehldosierung)? Welche Maßnahmen werden getroffen um diese auszuschließen?
6. Wie wird die Genehmigungsfähigkeit der Anlagen eingeschätzt?
7. Zusammenfassung: Gibt es Ausschlusskriterien, die gegen den Einsatz des Verfahrens an dem Standort sprechen? Falls Probleme identifiziert werden: sind diese lösbar und unter welchen Randbedingungen?

Kann abschließend empfohlen werden, den Einsatz der Technologie weiter zu prüfen/ zu planen?

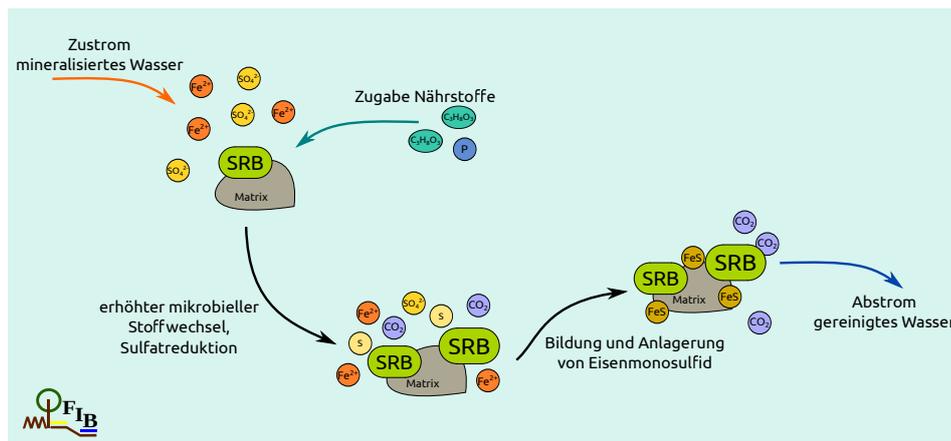
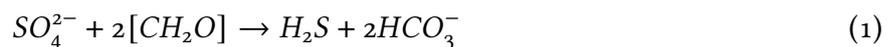


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Sulfatreduktion (HILDMANN & WALKO, 2020).

## 2.2 Mikrobiell induzierte Eisenretention im Untergrund

Durch die Belüftung der Kippe und des angrenzenden Gewachsenen sind die darin enthaltenen Eisensulfide, v. a. Pyrit und Markasit, oxidiert worden und zu Eisen und Sulfat verwittert. Mit dem Grundwasserstrom geraten diese in Lösung und werden in Richtung des entlastenden Oberflächengewässers transportiert.

Mithilfe der Sulfatreduktion wird der vorangegangene Verwitterungsprozess umgekehrt. Dabei wird das Sulfat reduziert, der entstehende Sulfidschwefel fällt mit dem Eisen wieder als Eisensulfid (Pyrit, Markasit etc.) aus, wodurch es im Untergrund festgelegt und somit nicht mehr in das Oberflächengewässer transportiert wird. Sulfatreduzierende Bakterien (SRB) nutzen bei sauerstoffarmen bzw. anoxischen Bedingungen den Sauerstoff des Sulfates für ihren Stoffwechsel. Zudem benötigen sie eine Kohlenstoffquelle ( $CH_2O$ ), die mikrobiologisch verstoffwechselt werden kann (Abb. 1).



Da es insbesondere in den Braunkohlenbergbaukippen an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen fehlt, ist das Verfahren zwingend auf die Einbringung einer geeigneten Kohlenstoffquelle, wie z. B. Glycerin, angewiesen.

Der Einsatz der Sulfatreduktion für die Behandlung saurer Grubenwässer (AMD) wird bereits seit längerem diskutiert und dessen prinzipielle Eignung durch verschiedene Versuche belegt (ELLIOTT ET AL., 1998; KATZUR ET AL., 2001; PREUSS, 2004; GAST ET AL., 2010). Das Ziel des Verfahrens ist die Umkehrung der Pyritverwitterung, nämlich die Bildung von Eisensulfiden. Damit die Reaktionsprodukte auf Dauer festgelegt werden, sind dauerhaft reduzierende Bedingungen erforderlich, wie sie i. d. R. in Grundwasserleitern vorzufinden sind. Durch die Zugabe einer Kohlenstoffquelle wird die Aktivität sulfatreduzierender Bakterien (SRB) angeregt, die für ihren Stoffwechsel den Sauerstoff des Sulfats nutzen (Abb. 1). Das dabei entstehende Sulfid kann dann zusammen mit dem Eisen zu Eisenmonosulfid ausgefällt werden. Schließlich kann sich das Eisenmono- zu Eisendisulfid umbilden

und dabei zusätzliche Alkalinität freigesetzt werden (BILEK, 2004). Am Beispiel des Pilotprojektes an der Ruhlmühle (bei Neustadt/Spree, Lausitzer Revier) konnte das Verfahren erfolgreich erprobt werden (HILDMANN & WALKO, 2020)<sup>1</sup>.

### **3 Standort Kippe Witznitz II**

#### **3.1 Lage und Entstehung**

Der Kippenkomplex Witznitz II (Abb. 2) liegt im Kreis Leipziger Land begrenzt durch die Ortschaften Neukieritzsch im Westen, Lobstädt im Süden und Kahnsdorf im Osten. Betrieben wurde der Tagebau von 1945 bis 1993 als Erweiterung des Tagebaus Dora und Helene II (1912 - 1919) (BÜTTCHER ET AL. (2010)).

Teilweise direkt durch die Kippe fließt die Pleiße. Aufgrund der Bergbauaktivität wurde der Verlauf des Oberflächengewässers 1965 verlegt (BÜTTCHER ET AL. (2010)) und verläuft nördlich von Neukieritzsch. An der südöstlichen Grenze der Kippe mündet die Whyra in den Vorfluter. Sie bildet hydrologisch einen wichtigen Zufluss für die Pleiße.

Abb. 3 zeigt einen schematischen Schnitt der Kippe im Bereich des Bilanzgebietes 4 (s. u.).

#### **3.2 Eisen- und Sulfatbelastung der Kippe Witznitz**

Die Auswertung sowohl der vorliegenden Berichte als auch der Daten zeigt, dass der Schwerpunkt der Eisenbelastung der Pleiße in dem Kippenbereich stromaufwärts von Neukieritzsch und beidseitig der Pleiße liegt. Die stärkste Zunahme der Eisenkonzentration der Pleiße erfolgt in diesem Bereich von im Mittel 0,9 mg/l auf 3,9 mg/l (Abb. 4, Werte MST 6). Dies zeigen auch die chemischen Analysen der Wässer aus den Grundwassermessstellen mit ihren sehr hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen.

Dieser beidseitig von Kippe umgebende Bereich zwischen der Wyhramündung bis zum Kippenaustritt bei Neukieritzsch wird in IBGW (2017) als Bilanzgebiet 4 näher betrachtet. Das hier zuströmende Wasser stammt sowohl von links als auch von rechts der Pleiße allein aus der Kippe. Für 2015 werden für den linksseitigen Anstrom 0,24 m<sup>3</sup>/min angegeben, für den rechtsseitigen Anstrom 0,17 m<sup>3</sup>/min. Die Wassermengen werden sich nach den Modellrechnungen bis 2100 bis auf 0,37 bzw. 0,2 m<sup>3</sup>/min erhöhen (Baseline-Szenario). Für diesen Bereich werden im Mittel Eisenkonzentrationen von 1289 mg/L linksseitig und 2322 mg/L rechtsseitig angegeben. Damit verbunden sind Eisenfrachten in einer Höhe von 439 kg/d linksseitig und 584 kg/d rechtsseitig (2015), die nach dem Baseline-Szenario bis 2100 sogar noch ansteigen (684 kg/d bzw. 678 kg/d).

Im Vergleich zu den anderen von IBGW (2017) dargestellten Bilanzgebieten ist es naheliegend, mit einer Behandlung innerhalb des Bilanzgebietes 4 zu beginnen. Deshalb erfolgten auch die Infiltrationsversuche in diesem Bereich (Kap. 4).

---

<sup>1</sup>Das Verfahren war an der Ruhlmühle erfolgreich und konnte die Eisen- und Sulfatkonzentrationen an den Beobachtungspegeln bis auf geringe Restkonzentrationen absenken. Als problematisch erwies sich der geologische Aufbau des Untergrundes, da im Bereich der Infiltrationslinie eine zunächst nicht bekannte Rinnenstruktur ausgebildet war. Dadurch kam es zur Durchmischung mit mehr Wasser als berechnet, sodass der Behandlungseffekt vor allem an den weiter entfernten Beobachtungspegeln geringer ausfiel. Dies hätte durch eine genauere Erkundung des Standortes vermieden werden können.



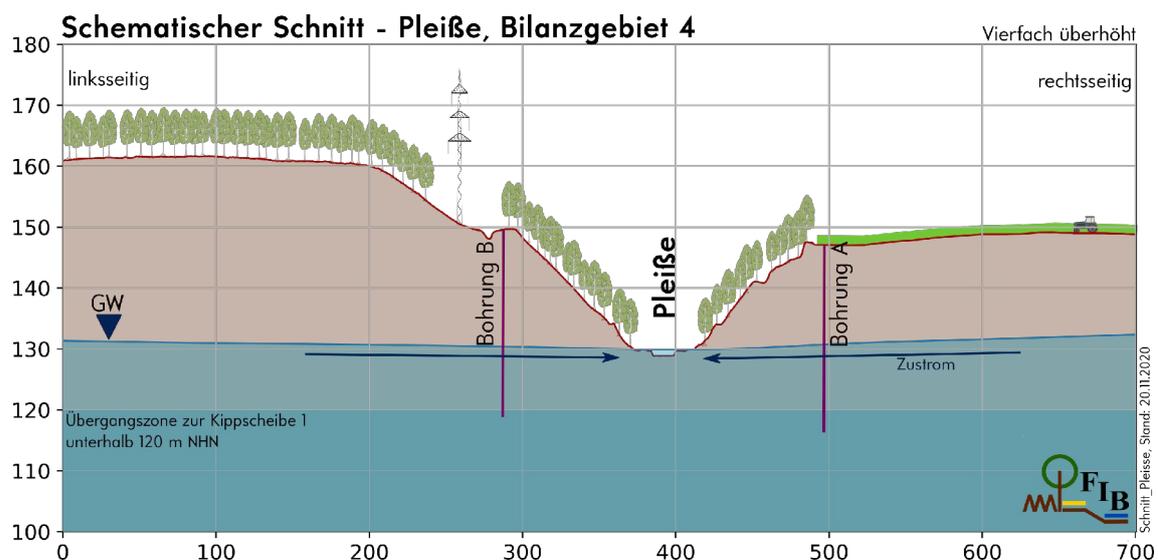


Abbildung 3: Schematischer Schnitt im Bereich des Bilanzierungsgebietes 4.

Die Wasseranalysen der Grundwassermessstellen des Bilanzgebietes lassen auf eine räumlich stark heterogene Wasserqualität schließen. Die pH-Werte schwanken in einem Bereich von 3,45 bis 5,9 (Abb. 8). Ebenso verhält es sich mit den Eisen- (430 - 5000 mg/L, Abb. 5) und Sulfatkonzentrationen (2300 - 12600 mg/L, Abb. 6). Eine Lokalisierung der Konzentrationsherde ist aufgrund der geringen Datenlage nicht möglich.

Die hydraulischen Eigenschaften der Kippe sind ebenfalls stark heterogen. Eine Schichtabfolge aus den verfügbaren Bohrrdaten lässt sich nicht für den gesamten Kippenbereich ableiten. Schon örtlich nah gelegene Bohrungen weisen stark unterschiedliche Texturen auf (Abb. 7). Zusammen mit den fehlenden Kenntnissen zum Untergrund sowie den präferentiellen Fließwegen lässt sich keine Teilbehandlung der Fließstrecke nach jetzigem Wissensstand konzipieren. Für die Machbarkeit wird im Folgenden das gesamte Bilanzgebiet 4, differenziert nach links- und rechtsseitigem Zustrom, betrachtet.

### 3.3 Hydrogeologie und Durchlässigkeiten

Da der Grundwasserleiter nur beschränkt für Messungen zugänglich ist, wird die Wasserleitfähigkeit anhand der bei Bohrungen angetroffenen Korngrößenverteilungen mithilfe von Rechenverfahren abgeschätzt. Die so ermittelten  $k_f$ -Werte reichen im fraglichen Bereich von  $10^{-4}$  m/s bis hin zu stauenden Verhältnissen um  $10^{-9}$  m/s, liegen im Schwerpunkt jedoch bei Werten um  $10^{-5}$  –  $10^{-6}$  m/s (Tab. 1; die meisten Werte stammen aus dem nahen Uferbereich – von den beidseits der Pleiße weiter entfernt am Feld-/Waldrand gelegenen Bohrungen, dem potentiellen Infiltrationsbereich (präsentiert durch 6179, 6180, 3943, 4101, 4111, 4121, 1981) liegen kaum  $k_f$ -Werte vor).

Das Verfahren, mittels Sieb- und Schlämmanalysen die  $k_f$ -Werte zu bestimmen, weist eine methodische Schwäche auf. Das Bohrgut wird homogenisiert, bevor es über eine Sieb-Kaskade aufgetrennt wird. Für die weitere, rechnerische Auswertung wird damit unterstellt, dass das Sediment auch im

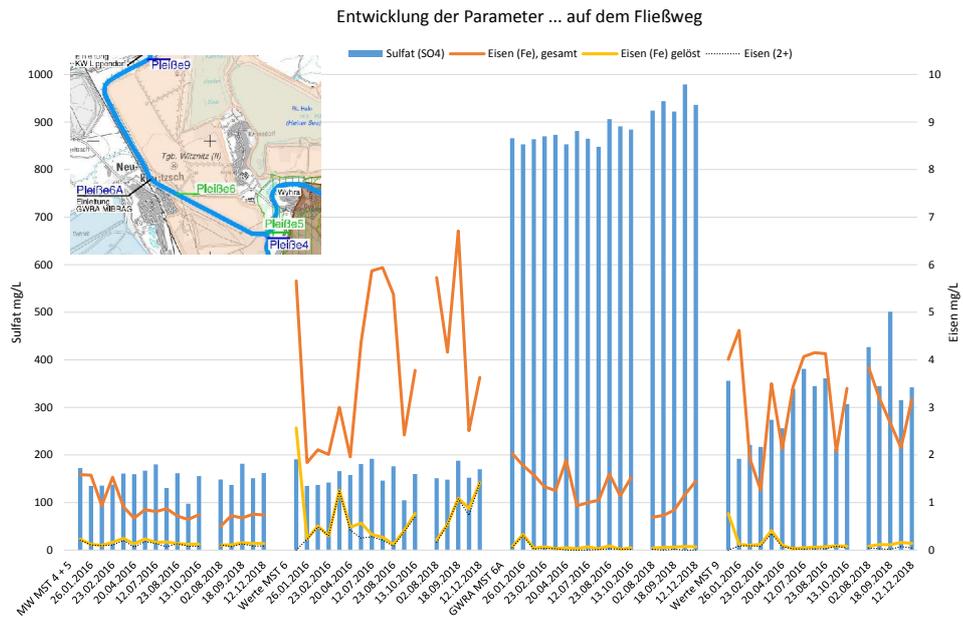


Abbildung 4: Eisen- und Sulfatkonzentrationen der Jahre 2016 und 2018 im Bereich des Bilanzgebietes 4



Abbildung 5: Eisenkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4



Abbildung 6: Sulfatkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

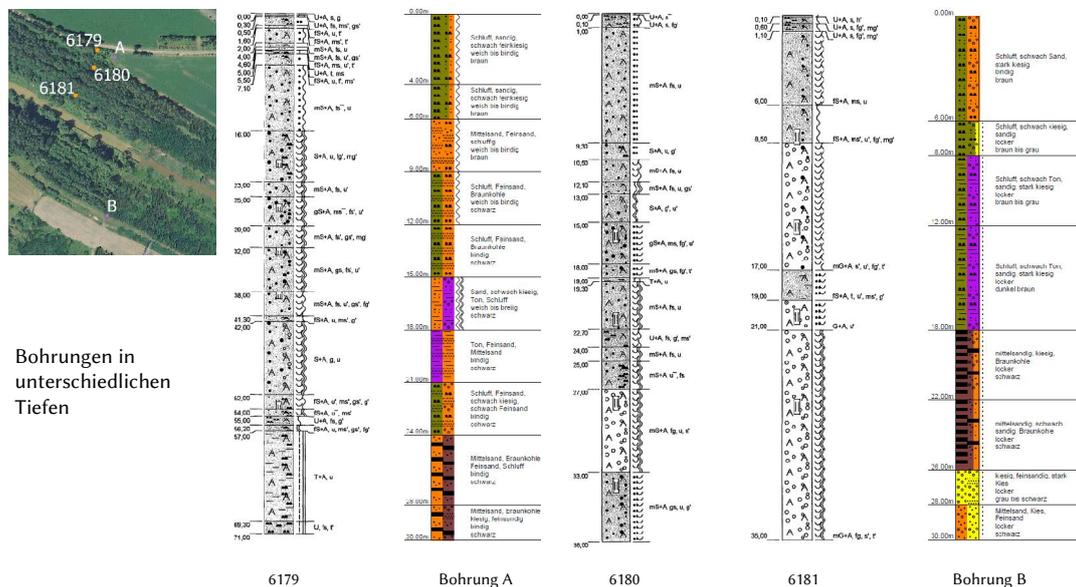


Abbildung 7: Vergleich der Bohrprofile der GW-Messstellen 6179, 6180, 6181 und der Bohrungen der Infiltrationsversuche



Abbildung 8: pH-Werte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

Untergrund innerhalb der erbohrten Schicht in einer homogenen Verteilung vorliegt. Dies entspricht jedoch nicht der Realität, die vielmehr durch einen heterogenen Aufbau des Untergrundes geprägt ist. Aus den Bohraufnahmen geht hervor, dass die erbohrten Feinkornanteile vielerorts als Linsen oder in Klümpchen/ Bröckchen vorliegen (z. B. ID 6180, 6181), die ggf. vom Grundwasser umströmt werden. Die tatsächliche, effektive Wasserleitfähigkeit wird also über der mittels Siebanalyse gewonnenen Werte liegen. Aussagen hierzu sind nicht aus den vorliegenden Bohrdaten ableitbar und können nur durch direkte Messungen gewonnen werden.

Die heterogene Verteilung des Sedimentes kann zudem zur Ausbildung präferentieller Fließwege führen. In diesen Fällen wechseln durchlässigere und weniger durchlässige Bereiche so ab, dass ein Teil des Wassers erheblich schneller durch den Untergrund strömt, als nur anhand der Bohrdaten angenommen würde.

Insgesamt ist festzustellen, dass die vorliegenden Daten die große Heterogenität sowohl des Untergrundes als auch der Grundwasserchemie widerspiegeln. Eine weitergehende Differenzierung des Anstroms der Pleiße im Bilanzgebiet 4 ist damit nur bedingt möglich (vgl. vorgenommene Differenzierungen im hydrogeologischen Modell, BÜTTCHER ET AL. (2010)). Vor der Realisierung einer Anlage zur mikrobiellen Eisenretention an diesem Standort sind deshalb weitergehende Schritte zur genaueren Erkundung zu empfehlen, um Anlagenbau und Dosierung ggf. anzupassen. Damit sollte die Heterogenität des Standortes zumindest besser eingegrenzt werden können.

Tabelle 1: Durchlässigkeitsbeiwerte einiger Bohrungen des Untersuchungsgebietes.

ID GWM/Bohrung	$k_f$ -Werte-Bereich
6179	$8,6 \cdot 10^{-6} - 2,5 \cdot 10^{-4}$
6180	$1,6 \cdot 10^{-5} - 5,7 \cdot 10^{-5}$
6181	$1,1 \cdot 10^{-6} - 7,8 \cdot 10^{-5}$
6161	$8,4 \cdot 10^{-6}$
6162	$6,3 \cdot 10^{-6}$
7060	$7,8 \cdot 10^{-6}$
7061	$5,7 \cdot 10^{-6}$
7062	$5,3 \cdot 10^{-6} - 6,1 \cdot 10^{-6}$
7063	$4,2 \cdot 10^{-5}$
7064	$6,7 \cdot 10^{-6}$
7065	$5,9 \cdot 10^{-6}$
7066	$7,8 \cdot 10^{-6}$

## 4 Infiltrationsvermögen der Kippe Witznitz

### 4.1 Notwendigkeit der Infiltrationsversuche

An den Standorten Skado-Damm und Ruhlmühle sind die Kohlenstoffquellen erfolgreich über die Infiltration mittels DSI-Lanzen (s. u.) eingebracht worden. Infiltration hierfür zu nutzen ist naheliegend, da sich flüssige Kohlenstoffquellen wie Glycerin oder Methanol mit dem Grundwasser vermischen lassen und so über Diffusionsprozesse einen größeren Raum im Untergrund erreichen. So kann sich im Grundwasserleiter eine reaktive Zone ausbilden (Untergrundreaktor). Analog werden auch bei der Behandlung von Altlasten hierfür Stoffe infiltriert.

Aktuell und damit auch für die Kippe Witznitz steht kein alternatives Verfahren zur Verfügung, was nicht die Infiltration nutzt, d. h. es ist nach unserer Kenntnis derzeit alternativlos. Die Verwendung z. B. von Schlitzgräben führt zu einem zusätzlichen Sauerstoffeintrag in das Grundwasser, was der Sulfatreduktion abträglich ist.

Sowohl für die Einschätzung, ob das Verfahren der mikrobiell induzierten Eisenretention an dem Standort Witznitz überhaupt grundsätzlich geeignet ist, als auch später für die Dimensionierung einer solchen Anlage ist die Menge des in der Zeit infiltrierbaren Wassers bzw. Stoffgemisches eine bestimmende Größe. Nur dann, wenn die Kohlenstoffquelle in so ausreichender Menge eingebracht werden kann, dass die Eisen- bzw. Sulfatkonzentration entsprechend ihres stöchiometrischen Verhältnisses, dass im Idealfall nur mehr eine geringfügige Eisenkonzentration im Grundwasser verbleibt, kann auch die Behandlung erfolgreich sein.

### 4.2 Infiltration mittels DSI-Technologie

Sowohl am Standort Skado-Damm als auch an der Ruhlmühle wurde das Wasser-Glycerin-Gemisch mittels Düsen-Saug-Infiltrationslanzen (DSI-Lanzen) sehr erfolgreich und unkompliziert in den Untergrund eingebracht. Dabei handelt es sich um Kunststoffrohre standardmäßig mit 2 m Filterstrecke,

die in den Untergrund eingespült werden. Darüber lässt sich der entsprechende Grundwasserleiterabschnitt mit den gewählten Fluiden/Suspensionen beaufschlagen.

Die DSI-Lanzen gehen auf den im November 2019 verstorbenen Brunnenbauer Werner Wils zurück und sind patentrechtlich geschützt (DE102006039141A1 19.04.2007). Sie haben sich vielfach bei der Reinfiltration des zur Trockenhaltung von Baugruben gehobenen Grundwassers bewährt.

Bei dieser Art der Einbringung wird die Infiltration dadurch erleichtert, dass die Ausströmgeschwindigkeit aus der Lanze durch die Öffnungen hindurch erhöht ist („Düsen“) und dass sich mit dem abströmenden Grundwasser zugleich eine Saugwirkung ergibt. Damit braucht das zu infiltrierende Wasser nicht mit hohem Druck eingebracht werden. Ggf. kann beim Einspülen der Lanzen eine ideale Tiefe ermittelt werden, bei der unter Ausnutzung lokaler Heterogenitäten die maximale Infiltrationsleistung möglich ist.

Neben den oben geschilderten Vorzügen können mit vertretbarem Aufwand zahlreiche dieser Lanzen in einer Reihe quer zum Grundwasserfluss eingespült werden, ggf. auch in verschiedenen Tiefen. Somit reichen Dispersions- und Diffusionsprozesse aus, um das abströmende Grundwasser in einem Tiefenbereich möglichst vollständig zu behandeln.

Alternativ dazu können Schluckbrunnen eingesetzt werden, die jedoch aufgrund ihres kostenintensiveren Aufbaus (Ausbau der Brunnen, Filterstrecke) und ihrer Infiltrationsleistung (geringere Infiltrationsgeschwindigkeit; kolmationsanfällig) nicht präferiert werden.

#### **4.3 Aufbau des Infiltrationsversuches**

Mit dem Infiltrationsversuch konnte die tatsächliche (effektive) Infiltrationsmenge im Gelände bestimmt werden. Auch damit wurden letztlich nur Punktinformationen gewonnen, die nicht einfach in die Fläche extrapoliert werden können. Sie ermöglichen es aber, die effektiven Wasserleitfähigkeiten mit den über die Siebanalysen gewonnenen Werten zu vergleichen und damit eine bessere Einschätzung der vorliegenden Daten (Kap. 4.6).

Für den Infiltrationsversuch wurde ein speziell ausgerüstetes Kleinbohrgerät eingesetzt, das im Spülbohrverfahren arbeitet (Abb. 9). Das Bohrgerät spülte für jeden DSI-Reinfiltrationsversuch eine Infiltrationslanze ein, wobei mit einer speziellen Bohrmesstechnik teufenabhängig die spezifischen Parameter wie die infiltrierbare Menge an Wasser je Zeiteinheit oder der Wasserdruck erfasst und aufgezeichnet wurden. Alle Daten wurden für die spätere Auswertung manuell/ automatisch gespeichert. Die Messung mit der DSI-Lanze wird dabei nicht allein bei einer Tiefe durchgeführt, sondern in mehreren Tiefen, so dass eine weitere Differenzierung innerhalb des Grundwasserleiters möglich ist.

#### **4.4 Standorte für den Infiltrationsversuch**

Die Standorte für die Infiltrationsversuche wurden so ausgewählt, dass sie in Bereichen liegen, die für die spätere Anlage einer Behandlungslinie in Frage kommen und damit für die weitere Bearbeitung den größten Informationsgewinn versprechen. Deshalb sind sowohl rechts als auch links der Pleiße jeweils an einem Standort eine Infiltrationsmessung durchgeführt worden. Die Lage der Standorte ist in Karte Abb.10 dargestellt.



Abbildung 9: Durchführung des Infiltrationsversuches. Durchführung der Bohrung am Standort B (oben), die notwendigen Wassertanks (unten links) sowie die Durchführung des Infiltrationstests selbst am Standort A (unten rechts).

#### 4.5 Durchführung und Ergebnisse der Infiltrationsversuche

Die zwei Bohrungen erfolgten bis zu einer Endteufe von 30 m u.GOK. Ab einer Teufe von 6 m u.GOK (Bohrpunkt A) bzw. 8 m u. GOK (Bohrpunkt B) wurde mit dem DSI-Spühlversuch begonnen. Die Düsen-Saug-Infiltration-Technik (DSI) ermöglicht erhöhte Infiltrationskapazitäten an geeigneten Bodenhorizonten. Diese werden anhand spezifischer Parameter während der Bohrung erkannt. Diese Parameter sind Pumprate, Rückfluss und Druck. Die Infiltration errechnet sich aus der Differenz der Pumprate und dem Rückfluss.

Tiefenpunkte im Aquifer mit erhöhter Infiltrationsleistung bei gleichzeitiger Druckminderung werden als DSI-Punkte lokalisiert. Für den Bohrpunkt A haben Hölscher Wasserbau die Tiefen 20 bis 22 m u.GOK und 24 bis 28 m u.GOK als DSI-Punkte bestimmt (Abb. 11). Zwischen diesen beiden Punkten ist eine etwa 2 m dicke Sperrschicht zu erkennen, die durch niedrige Infiltration mit gleichzeitig hohen Drücken erkennbar ist. Die ebenfalls hohen Infiltrationsmengen in 14 bis 15 m u.GOK Tiefe liegen außerhalb des Aquifers, der bei einer Tiefe zwischen 17 und 18 m u.GOK beginnt und unterhalb der Endteufe der Bohrung von 30 m u.GOK endet. Dort herrschen Infiltrationsraten (Verhältnis der Infiltration zur Pumprate, dimensionslos) im Mittel von 0,14, bei 24 m u.GOK sogar 0,45.

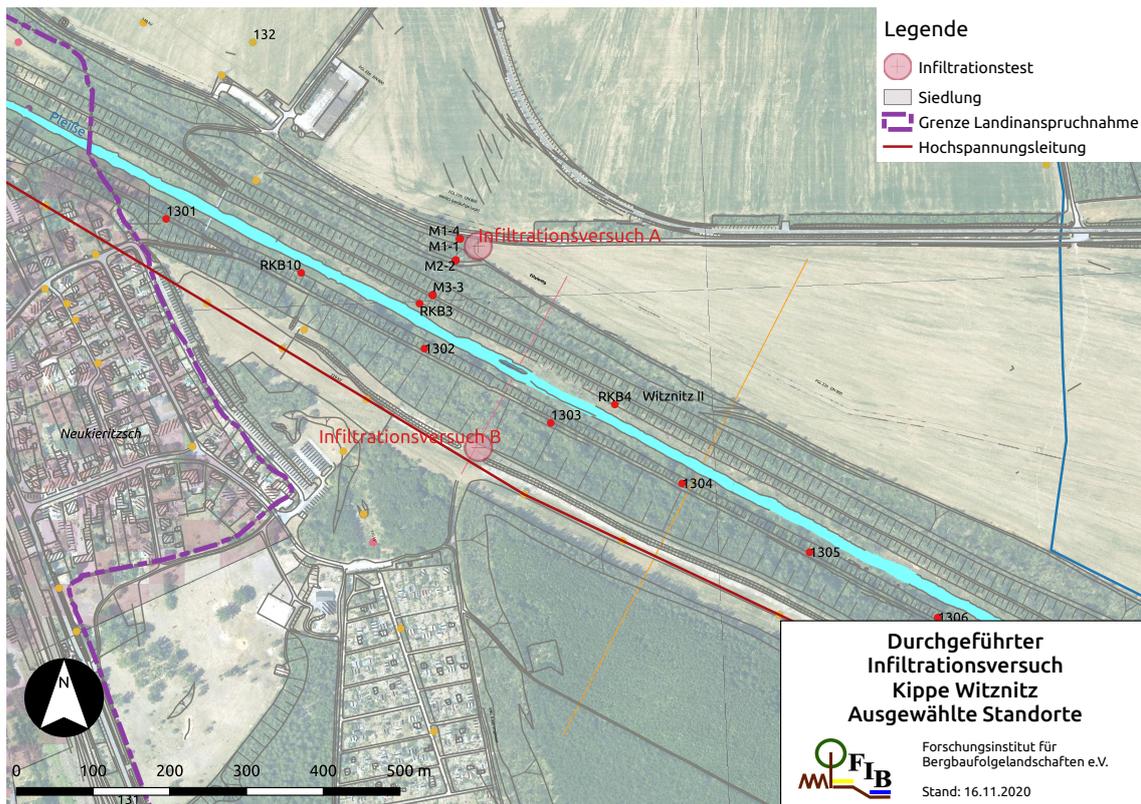


Abbildung 10: Standorte der beiden Infiltrationsversuche an der Pleiße.

An Bohrpunkt B wurde der DSI-Punkt für die Tiefe 20 bis 26 m u.GOK bestimmt (Abb. 12). In diesem Bereich herrschen die geringsten Drücke für die Infiltration innerhalb des Aquifers. Das Grundwasser liegt dort ebenfalls ab einer Tiefe zwischen 17 und 18 m u.GOK vor. Die mittlere Infiltrationsrate liegt mit 0,29 wesentlich höher als bei Bohrpunkt A. In einer Tiefe von 20 m u.GOK befindet sich die maximale Infiltrationsrate mit 0,76.

Für die in der Vorerkundung ermittelten DSI-Punkte wurden im nächsten Schritt Infiltrationsversuche durchgeführt. Dabei wurde der Infiltrationsdruck an der Geländeoberkante bei steigenden Infiltrationsmengen gemessen. Negative Drücke lassen auf einen Saugeffekt im Grundwasserleiter schließen. An beiden Bohrpunkten wurde dieser Saugeffekt nicht beobachtet. Dennoch lässt sich aus diesen Versuchen, der optimale Betriebspunkt der Brunnen bestimmen. Bei einem Druck von 0 bar lässt sich das Wasser ohne zusätzlichen Aufwand in den Grundwasserkörper infiltrieren. Die maximal infiltrierbare Menge beträgt bei Bohrpunkt A 2 m<sup>3</sup>/h (Abb. 13). Bohrpunkt B weist ebenfalls bei 0 bar einen Durchfluss von 2 m<sup>3</sup>/h auf (14). Auch auf der nächsten Stufe (3 m<sup>3</sup>/h) ist die Druckerhöhung von 0,05 bar gering, sodass die optimalen Infiltrationsmengen für Bohrpunkt B mit 2 bis 3 m<sup>3</sup>/h zu bemessen sind. Höhere Infiltrationsmengen sind auch mit Überdruck durchführbar.

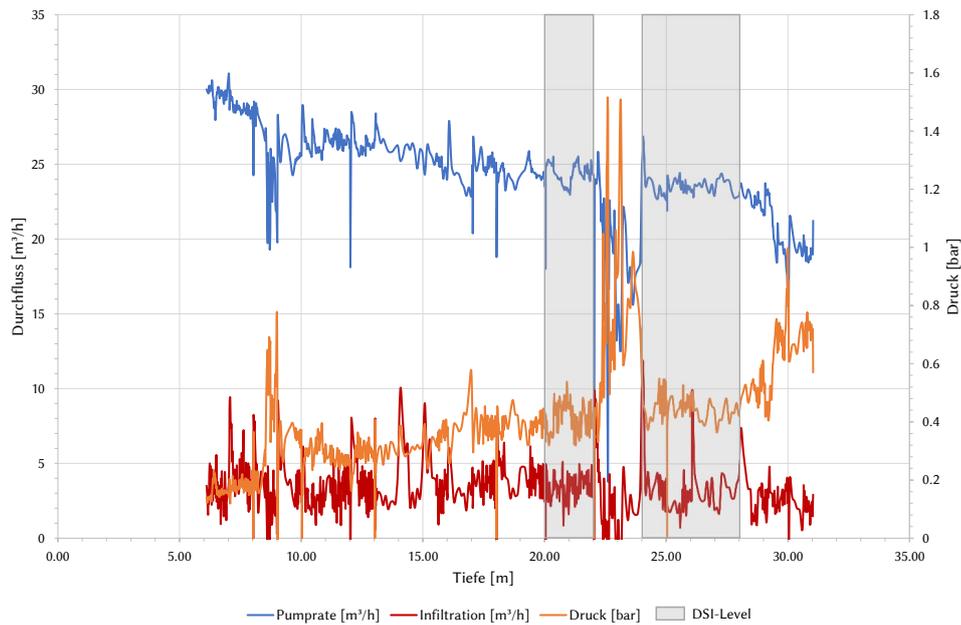


Abbildung 11: Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt A

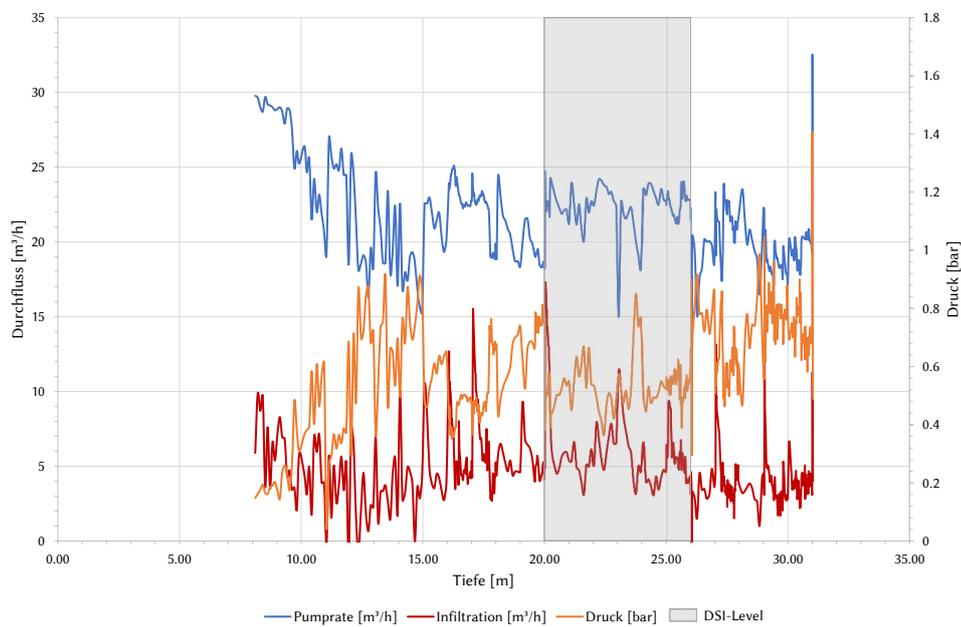


Abbildung 12: Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt B

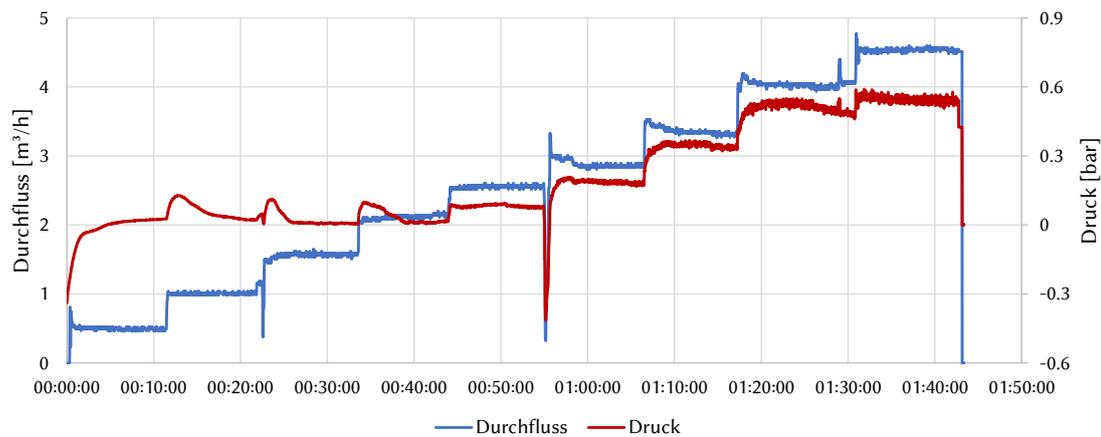


Abbildung 13: Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt A

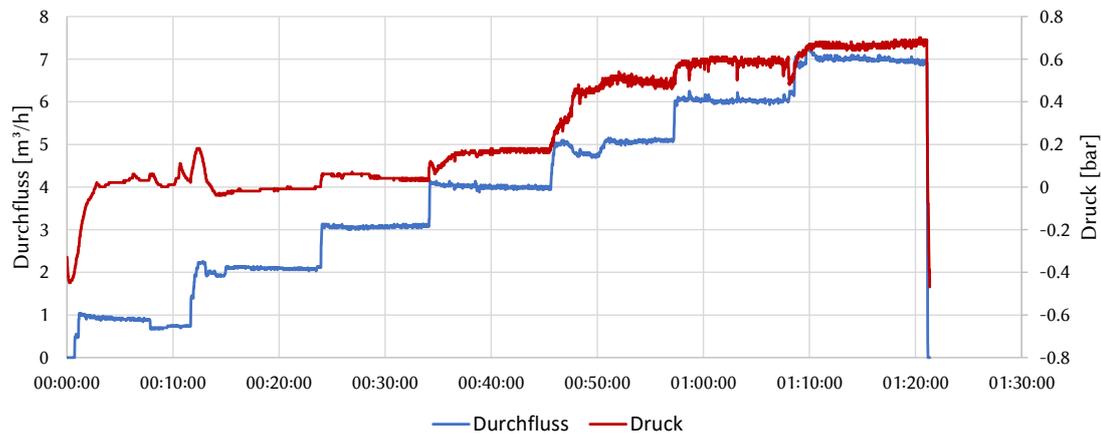


Abbildung 14: Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt B

#### 4.6 Abschätzung der $k_f$ -Werte aus den Infiltrationsversuchen

Der verwendete Versuchsaufbau kann nach HÖLTING & COLDEWEY (2013) als Packer-Test interpretiert werden:

$$k_f = \frac{1}{2\pi} \cdot \frac{V}{l_{Bl} \cdot h_s} \cdot \ln\left(\frac{l_{Bl}}{r_{Bl}}\right) \quad (3)$$

wobei  $r$  den Radius und  $l$  die Länge des durchlässigen Teils des Bohrloches, in diesem Fall die verfilterten DSI-Punkte, bezeichnen. Aus den Messungen der Infiltrationsraten und dem Druck ergeben sich daraus für den Standort A (rechts der Pleiße) ein  $k_f$ -Wert von  $4,29 \cdot 10^{-6}$  m/s und für den Standort B (links der Pleiße) von  $6,86 \cdot 10^{-6}$  m/s. Zur Einordnung der Werte siehe Kap. 5.1.

## 5 Prüfung der Machbarkeit des Verfahrens

### 5.1 Grundannahmen für den Standort

#### Ausgaben aus dem geohydrologischen Modell

Für das Bilanzgebiet 4 werden von BÜTTCHER & KACIREK (2017) als Baseline-Szenario die in Tab. 2 wiedergegebenen Kennwerte angegeben. Der Vergleich der Jahre 2015 und 2027 zeigt nur geringe Veränderungen an und lässt keine zeitnahe Verringerung der Belastung erwarten.

Für die weitere Einschätzung der Machbarkeit der Grundwasserbehandlung am Standort der Kippe Witznitz ist es erforderlich, trotz der Heterogenität des Kippensedimentes belastbare Werte für den Grundwasserzustrom verwenden zu können. Das hydrogeologische Modell, mit dem die in Tab. 2 angegebenen Werte ermittelt wurde, wurde über die Messungen von Abfluss und Konzentrationen in der Pleiße geprüft (BÜTTCHER & KACIREK, 2017). Eine differenziertere Aussage über die Variabilität der Grundwasserbehandlung ist erst durch weitere Erkundungen gegeben. Aus diesem Grund werden in den kommenden Kapiteln die durch die Infiltrationsversuche gewonnenen Parameter für das gesamte Bilanzgebiet 4 zur Berechnung herangezogen.

#### Kippenaufbau im Bereich des Bilanzgebietes 4

Die Ausgangssubstrate der Kippe und der Kippenaufbau werden in ZIMMER ET AL. (2009) nachvollzogen und dargestellt. Das Modell des Kippenkörpers, das für das hydrogeologische Modell durch IBGW verwendet wird, wird in BÜTTCHER ET AL. (2010) mit mehreren Schnitten veranschaulicht. Die dort dargestellten Schnitte S1, S2 und S3 stellen die Situation *rechts* der Pleiße dar (Bilanzgebiet 4O). Im Anstrombereich der Pleiße werden hier  $k_f$ -Werte von  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s,  $6 \cdot 10^{-6}$  und  $9 \cdot 10^{-6}$  (bzw.  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s) angegeben. Die Basis der Kippe liegt mit mehr als 30 bis 45 m deutlich tiefer als die Pleiße. Zwischen der ersten Kippscheibe auf dem gewachsenen und der zweiten Kippscheibe, die bei 120 m NHN beginnt, ist eine 20 m mächtige Übergangszone angegeben (Abb. 3). Diese Übergangszone hat  $k_f$ -Werte, die um mindestens eine Dimension niedriger ausfallen ( $8 \cdot 10^{-8}$ ,  $1,6 \cdot 10^{-7}$  und  $2 \cdot 10^{-7}$  m/s), so dass diese in dieser Abfolge als Grundwassergeringleiter anzusprechen ist und den Betrachtungsraum nach unten hin abschließt.

Im Anstrombereich *links* der Pleiße (Bilanzgebiet 4W) liegen die Schnitte S4, S5 und S6. Die  $k_f$ -Werte im Bereich der 2. Kippscheibe, in der die Pleiße verlegt ist, betragen hier  $8,7 \cdot 10^{-6}$  m/s (bzw.  $3,6 \cdot 10^{-6}$  m/s im unmittelbaren Pleiße-Umfeld von Schnitt 4). Die Überlagerung der zweiten Kippscheibe mit

Tabelle 2: Kennwerte für das Bilanzgebiet 4 aus dem Baseline-Szenario von BÜTTCHER & KACIREK (2017).

Gebiet	Jahr	Fe-Fracht (kg/d)	GW-Zutritt (m <sup>3</sup> /h)
4O	2015	584	0,17
4W	2015	439	0,24
4O	2027	612	0,18
4W	2027	440	0,24

einer dritten Kippscheibe ist für die Fragestellung nicht von Bedeutung. Die Übergangszone zur ersten Kippscheibe weist wieder geringere  $k_f$ -Werte aus ( $2,3 \cdot 10^{-7}$  m/s).

### **Ableitung summarischer Kennwerte für den Wasserfluss**

Ausgehend von der bekannten Exfiltration in die Pleiße (s. o.) nehmen wir die Pleiße vereinfachend als zylindrische Stromröhre an, der jeweils von links und rechts Wasser zuströmt. Die treibenden Potentiale ergeben sich aus den Grundwasserisohypsen, die uns für 2018 vorlagen (rechts der Pleiße etwa 3m auf 250 m, links der Pleiße etwa 5,1 m auf 745 m). Unter Nutzung der bekannte Formel von Darcy ergeben sich daraus die beiden  $k_f$ -Werte von  $9,17 \cdot 10^{-6}$  m/s rechts der Pleiße und  $2,27 \cdot 10^{-5}$  m/s links der Pleiße. Dies stimmt von den Größenordnungen her sowohl mit den Modellannahmen als auch mit den Ergebnissen der Infiltrationsmessungen überein. Die  $k_f$ -Werte links der Pleiße sind durchgängig etwas höher als rechts der Pleiße.

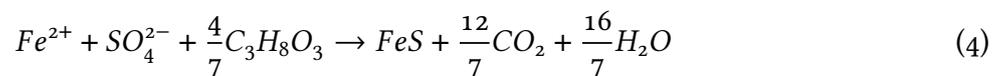
Ein weiterer Kennwert zur Charakterisierung der Kippensedimente ist die effektive Porosität. Da uns hierzu keine hinreichenden Messungen vorlagen, wurden diese nach HELMBOLD mit 0,104 rechts der Pleiße und 0,127 links der Pleiße geschätzt.

Damit kann die Abstandsgeschwindigkeit berechnet werden. Sie beträgt 0,09 m/d rechts der Pleiße und 0,11 m/d links der Pleiße. D. h. um 100 m Strecke zu durchfließen, werden rund 1100 bzw. 900 Tage benötigt.

### **5.2 Benötigte Glycerinmenge**

Für die Festlegung des Eisens als Eisensulfid ist es erforderlich, dass die SRB über eine Kohlenstoffquelle zunächst das Sulfat reduzieren. Auch wenn sich prinzipiell außer Glycerin auch andere Kohlenstoffquellen eignen, wie z. B. Methanol, wird hier zunächst von der Infiltration von Glycerin ausgegangen. Glycerin wurde erfolgreich am Standort Ruhlmühle getestet (HILDMANN & WALKO, 2020), wurde dort bereits in Sachsen im Pilotversuch durch die Behörden zugelassen und ist als Beiprodukt der Biodieselproduktion verfügbar.

Die Berechnungen erfolgen stöchiometrisch anhand der Formel



Da ausweislich der chemischen Grundwasseranalysen im Gebiet stöchiometrisch mehr Sulfat als Eisen im Grundwasser enthalten ist, kann die Berechnung an den Eisengehalten festgemacht werden. So ergibt sich für das Bilanzgebiet 4 ein rechnerischer Glycerinbedarf von rund 550 kg/d rechtsseitig der Pleiße und 410 kg/d links der Pleiße, insgesamt also rund 960 kg Glycerin/d.

Die Auswertung der Grundwasseranalysen ergab, dass die Glycerinzehrung durch enthaltenen Sauerstoff und enthaltenes Nitrat mit etwa 2 kg/d im Rahmen dieser Betrachtung zunächst vernachlässigt werden können.

Die Zielkonzentration an Glycerin im Grundwasser zur vollständigen Festlegung des vorhandenen Eisens beträgt danach 2250 mg/L Glycerin rechtsseitig und 1200 mg/L Glycerin linksseitig der Pleiße.

### 5.3 Viskosität des Glycerins

Glycerin ist bekannt dafür, eine sehr hohe dynamische Viskosität zu besitzen (1,4 kg/m/s bei 20°C). Deshalb sind bei der Einmischung des Glycerins in das gehobene Wasser entsprechende technische Vorkehrungen vorzunehmen. Es soll nun betrachtet werden, ob das bereits vermischte Wasser im Untergrund ein verändertes Fließverhalten erwarten lässt. Die Viskosität ist zudem temperaturabhängig und die Temperaturen im Untergrund betragen nur etwa 12 °C. Unter der Annahme einer 10fachen Überdosierung (22,5 g/L Glycerin) berechnet sich die dynamische Viskosität des Glycerin-Wasser-Gemisches mit  $1,3 \cdot 10^{-3}$  kg/m/s. Im Vergleich zu reinem Wasser ist damit die Viskosität um den Faktor 1,06 erhöht, was in der Praxis ohne Relevanz sein dürfte.

### 5.4 Infiltrationsprozess

Mit Hilfe des Infiltrationsversuches (Kap. 4) konnte gezeigt werden, dass im optimalen Druckbereich mindestens 2 m<sup>3</sup>/h infiltriert werden können. Dies ist nur ein Fünftel der Menge, die an der Ruhlmühle infiltriert wurde. Dennoch kann damit genügend Wasser infiltriert werden, auch wenn ggf. der Infiltrationsprozess eine längere Zeit in Anspruch nimmt. Eine ggf. erhöhte Viskosität spielt dabei keine Rolle (s.o.).

Ohne ein späteres Anlagendesign vorweg zu nehmen, soll nun abgeschätzt werden, ob unter den gegebenen Standortunterschieden die Infiltration so vorgenommen werden kann, dass damit der der Pleiße zuströmende Wasserstrom vollständig behandelt wird.

Übereinstimmend mit den Annahmen am Pilotstandort Ruhlmühle gehen wir davon aus, dass das über eine der DSI-Lanzen infiltrierte Wasser sich während der Infiltration selbst um die Lanze herum ausbreitet. Je nach Länge der Infiltrationsstrecke kann die sich ergebende Infiltrationsfigur eher kugelförmig oder wie ein Zylinder ausgeformt sein. Aufgrund der nur geringen Abstandsgeschwindigkeit ist bestenfalls mit einer sehr geringen Verformung dieser Infiltrationsfigur zu rechnen.

Unter Berücksichtigung der effektiven Porosität (Kap. 5.1) ergäbe sich bei der Infiltration von 10,2 m<sup>3</sup> ein Radius von etwa 2,50 m (als Zylinder). Als Zwischenergebnis lässt sich festhalten, dass die Infiltration so grundsätzlich erfolgen könnte. Der Abstand der Lanzen könnte dabei auf 5 m festgelegt werden (Ruhlmühle: 3,50 m und Lanzen in drei verschiedenen Tiefen). Ein größerer Abstand der Lanzen ist denkbar, jedoch steigt dann das benötigte Infiltrationsvolumen nichtlinear an. Aufgrund der begrenzten Wasserverfügbarkeit wird davon abgeraten.

Diese Art der Infiltration, bei der das Infiltrat im gesamten Zielquerschnitt eingebracht wird, gewährleistet zudem, dass eine ausreichende Durchmischung des Glycerins mit dem Wasser im Untergrund erfolgt. Daten zur Dispersivität des Untergrundes lagen uns nicht vor. Durch die Längsdispersion erfolgt eine Durchmischung in Fließrichtung (HIMML & SCHÄFER, 2010; LOVANH ET AL., 2000), so dass anstelle eines kontinuierlichen Infiltrationsprozesses ein Zyklus aus stöchiometrisch überdosierter Infiltration und nachfolgendem Abstrom möglich wird. Von einer nennenswerten Quersdispersion wird bei den Betrachtungen hier nicht ausgegangen (vgl. auch GILLBRICHT & RADMANN, 2017).

Die Behandlung eines 5 m mächtigen Grundwasserabschnitts wird überschlägig als ausreichend erachtet. Abb. 15 zeigt einen Schnitt durch den Anstrombereich der Pleiße im Bilanzgebiet 4. Der oberste 1 m des Grundwassers sollte nicht behandelt werden, da in diesem Bereich durch Schwankungen des Grundwasserspiegels eine Re-Oxidation des festgelegten Eisensulfids nicht ausgeschlossen werden

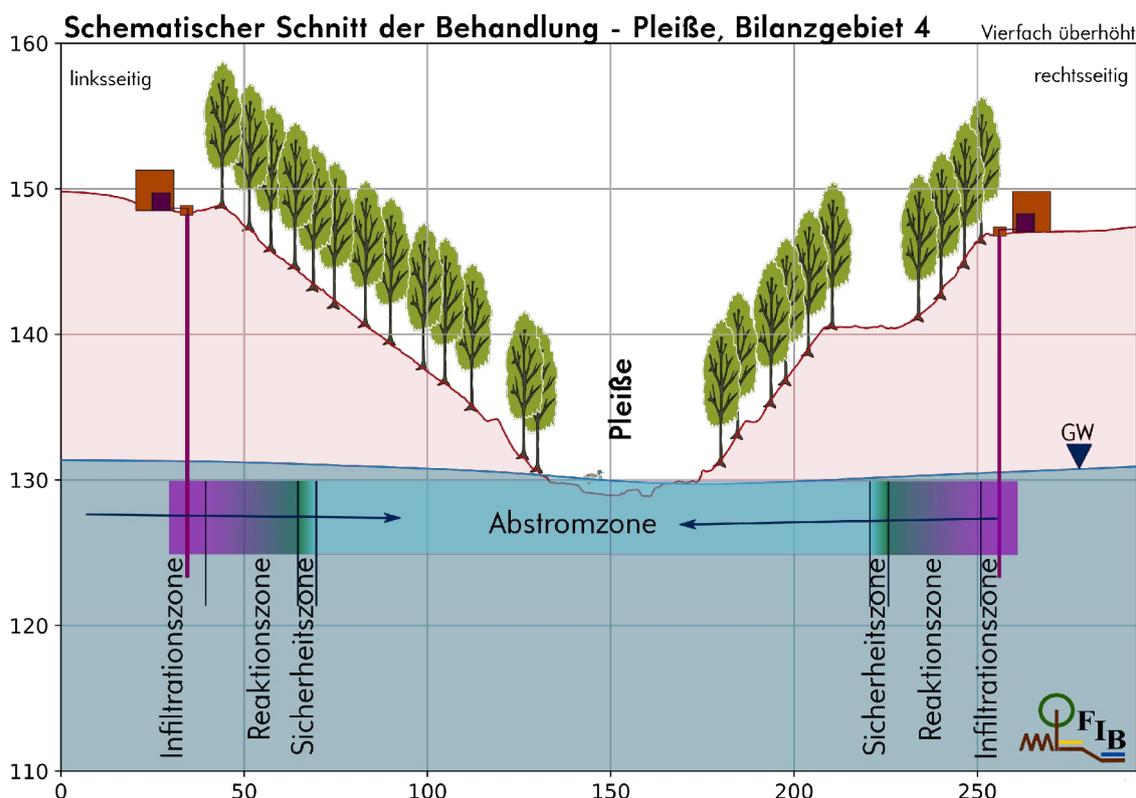


Abbildung 15: Schematischer Schnitt im Bereich einer möglichen Untergrundbehandlungsanlage an der Pleiße.

kann. In den Jahren 2018 und 2019 betragen die Wasserstandsschwankungen der Grundwassermessstellen des Bilanzgebietes 4 im Mittel 0,3 m, im Maximum 0,8 m. Die Schwankung kann auch höher anzunehmen sein. Jedoch lagen uns keine weiteren Daten vor, um dies mit einer zufriedenstellenden Zeitreihe zu validieren. Des Weiteren ist der obere Bereich der Grundwasserlamelle mit Sauerstoff angereichert. Die Sulfatreduktion findet dort nicht vorrangig statt.

Bei der Behandlung eines 10 m mächtigen Grundwasserabschnitts, also bis zu einer Tiefe von 120 m NHN, dem Ansatzpunkt der Übergangszone zur Kippscheibe 1, wird möglicherweise Grundwasser behandelt, das – entsprechend dem Gefälle der Pleiße – erst viel weiter stromabwärts exfiltrierte. Für eine genauere Aussage müsste jedoch auf der Grundlage zusätzlicher Informationen der Grundwasserfluss detaillierter berechnet werden (Kap. 7.2).

## 5.5 Zustrom und Wasserversorgung

Für die Frage, ob der Grundwasserzustrom am Standort selbst eine ausreichende Versorgung mit Wasser zur Durchmischung mit Glycerin bietet, sind aufbauend auf den Standortbedingungen Annahmen zu treffen.

Am einfachsten wäre es, einen Teilstrom des anströmenden Grundwassers zu heben, mit Glycerin zu vermischen und wieder zu infiltrieren. So wurden am Standort Ruhlmühle Brunnen im Anstrom

zur Anlage betrieben, aus denen etwa die Hälfte des Wassers für den Prozess entnommen wird (HILDMANN & WALKO, 2020).

Durch eine gedachte 5 m breite und 5 m tiefe Fläche strömen der Pleiße etwa 0,238 m<sup>3</sup>/d rechtsseitig und 0,336 m<sup>3</sup>/d linksseitig der Pleiße zu. Der Vergleich mit der angedachten Infiltration von gut 10 m<sup>3</sup> je Infiltrationsereignis und einer Infiltrationsrate von z. B. 2 m<sup>3</sup>/h weisen darauf hin, dass die Entnahme des Wasser gut durchdacht erfolgen muss. Dabei ist auch zu gewährleisten, dass die Entnahme aus Brunnen das Strömungsverhalten im Bereich der Infiltrationslinie nicht beeinträchtigt. Zudem ist bei den vorliegenden  $k_f$ -Werten zu erwarten, dass die Förderleistung jedes Brunnen nur gering ist, also eine größere Zahl von Brunnen bedürfte. Nach unserer Einschätzung ist jedoch eine temporäre Entnahme eines Teilstroms mit nachfolgender Reinfiltration technisch realisierbar. Dieser Aspekt ist in einer vertiefenden Untersuchung (Phase 2) näher zu untersuchen und darzustellen.

Alternativ hierzu könnte zusätzliches Wasser verwendet werden. Mögliche Quellen wären der Kahnsdorfer See oder die GWRA des Tagebaus Vereinigtes Schleenhain, TF Peres. Mit der Infiltration von Fremdwasser würde sich jedoch das geohydrologische Regime im Anstrom ändern, da es während der Infiltration auch einen Abstrom in die entgegengesetzte Richtung gibt, der später dann wieder zurückfließen wird. Besonders bei einem Einsatz von Wasser aus der GWRA würde auch die Hydrochemie im Grundwasserleiter verändert, z. B. durch einen vermehrten Sauerstoffeintrag, der durch zusätzliche Kohlenstoffzugaben wieder abgebaut werden müsste. Zudem ist davon auszugehen, dass eine wasserrechtliche Genehmigung hierfür schwerer zu erwirken ist. Als Vorzugslösung sehen wir deshalb die oben beschriebene Grundwasserförderung an.

## 5.6 Reaktionsprozess: Abbau des infiltrierten Glycerins

Der Abbau von Kohlenstoff kann nach OTTOW (2011) so beschrieben werden, dass nach einer Latenzzeit ein exponentieller Abbau des Kohlenstoffes stattfindet (Abbaukinetik 1. Ordnung). Dieser lässt sich formulieren als:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (5)$$

Daraus lässt sich die Strecke mithilfe der Abstandsgeschwindigkeit berechnen, die benötigt wird, bis die durch die Infiltration erhöhte DOC-Konzentration wieder auf den Ausgangswert zurückfällt. Die Halbwertszeit, die für diese Berechnung erforderlich ist, kann aus den Versuchen an der Ruhlmühle mit etwa 70 Tagen abgeleitet werden.

In den Messwerten der Kippe Witznitz beträgt der DOC-Gehalt etwa 10 mg/L, d. h. nach der Infiltration ist der Rückgang auf diesen Wert zu betrachten.

Rechtsseitig der Pleiße ergibt sich so mit einer Glycerin-Konzentration von etwa 2250 mg/L eine Abbauzeit von 515 Tagen und ein Reaktionsraum von 47 m. Linksseitig sind es ausgehend von einer Glycerin-Konzentration von 1200 mg/L eine Abbauzeit von knapp 500 Tagen und ein Reaktionsraum von 53 m (Reaktionszone, siehe Abb. 15).

Daran sollte sich ein *Sicherheitsbereich* anschließen, in dem noch nicht verstoffwechseltes Glycerin umgesetzt werden kann, bevor die Pleiße erreicht wird. Es wird vorgeschlagen, diesen mit 20 % des Reaktionsbereiches zu bemessen (Abb. 15). Aufgrund der Morphologie des Pleiße-Einschnittes ergibt sich eine weitere Abstromzone zwischen dem Ende der Sicherheitszone und dem Exfiltration in die Pleiße.

Tabelle 3: Zusammenfassende Übersicht über die links- und rechtsseitige Differenzierung wesentlicher Grundlagen und Anlagenparameter.

Parameter	Einheit	linksseitig	rechtsseitig
Eiseneinträge <sup>1</sup>	kg/d	437	584
Grundwasserzustrom <sup>1</sup>	m <sup>3</sup> /min	0,24	0,17
<b>Infiltrationsversuch</b>			
max. Infiltrationsmenge	m <sup>3</sup> /h	2-3	2
$k_f$ -Wert	m/s	$6,86 \cdot 10^{-6}$	$4,29 \cdot 10^{-6}$
<b>Betrachtung des Bilanzgebietes 4</b>			
mittlerer $k_f$ -Wert	m/s	$2,27 \cdot 10^{-5}$	$9,17 \cdot 10^{-6}$
eff. Porosität	-	0,127	0,104
Abstandsgeschwindigkeit	m/d	0,11	0,09
Glycerinbedarf	kg/d	410	550
Glycerinkonz. im reinfiltrierten Grundwasser	mg/L	1200	2250
<b>Anlagenzonierung</b>			
Infiltrationszone	m	2,5	2,5
Reaktionszone	m	53	47
Sicherheitszone	m	11	10

<sup>1</sup> Datengrundlage aus BÜTTCHER & KACIREK (2017)

## 5.7 Zonierung und Lokalisierung einer Behandlungsanlage

Für die Untergrundbehandlung ergeben sich drei relevante Zonen: die Einmischung des Glycerins (oder Kohlenstoffs), der Abbau des Kohlenstoffs im eigentlichen Reaktionsraum (und damit auch die Festlegung des Eisens als Eisensulfid) sowie eine nachgeschaltete Sicherheitszone (Abb. 15). Dahinter strömt dann das behandelte Wasser ab und der Pleiße zu.

Die Lokalisierung der Anlage muss nun so erfolgen, dass alle drei Zonen ausgebildet werden können, also in etwa 70 m Abstand von der Pleiße gegeben sind. Des weiteren sind praktische Gründe in Erwägung zu ziehen:

- Die Pleiße liegt im Bereich der Kippe in einem tiefen Einschnitt (Abb. 15). Der Einschnitt ist überwiegend von Gehölzen bewachsen und nur teilweise zugänglich. Linksseitig der Pleiße ist eine Berme mit einem Weg ausgebildet, die jedoch zu nah an der Pleiße liegt. Auch auf der rechten Seite ist eine Berme vorhanden, jedoch kein deutlicher Weg.
- Rechtsseitig der Pleiße befindet sich (abschnittsweise) ein breiterer Absatz, der jedoch nicht genutzt werden kann, da dort Produktenleitungen (Ethylen) entlang geführt werden.
- Innerhalb des Einschnittes ist mit Hochwasser zu rechnen. Die Wasserstände der Pleiße können bei Hochwasser erheblich (um mehr als den Faktor 10) ansteigen. Einschränkend ist jedoch festzustellen, dass den Autoren für das Bilanzgebiet 4 keine Hochwasserdaten zur Verfügung standen.

Tabelle 4: Maximale tägliche Eisenfracht aus Bilanzgebiet 4 als Eintrag in die Pleiße, um die Eisenkonzentration in Neukieritzsch (A), Trachenauer Wehr (B) bei 2 mg/L zu halten.

Abflussklasse	Abfluss (m <sup>3</sup> /s)	Fe-Fracht (kg/d)	
		Neukieritzsch	Trachenauer Wehr
1	<3	275	298
2	3-5	467	482
3	5-8	877	901
4	8-10	1172	1263
5	>10	1785	1777

- Sowohl der Bau einer solchen Anlage als auch der spätere Betrieb bedarf einer praktikablen Anfahrt. Diese könnte am ehesten an den Hangschultern des Einschnittes realisiert werden. Dazu müsste jeweils ein schmaler Streifen der landwirtschaftlichen Flächen in Anspruch genommen werden.

Soll eine Anlage zur mikrobiell induzierten Eisenretention realisiert werden, schlagen wir deshalb den Standort oberhalb der Hangschultern, wie in Abb. 15 dargestellt, vor. Wie die Anlage dann genau zu dimensionieren ist und welche Anlagenteile zu errichten sind, ist gesondert zu entwickeln.

## 5.8 Umfang der Behandlung und Einfluss auf die Pleiße

Nachdem gezeigt werden konnte, dass grundsätzlich eine Behandlung möglich ist, soll weitergehend betrachtet werden, wie stark der Zustrom von Eisen im Bilanzgebiet 4 verringert werden müsste, um eine sichtbare Verbesserung des Zustands der Pleiße zu erreichen. Daraus kann auch beantwortet werden, ob eine vollständige Behandlung gegenüber einer Teilbehandlung sinnvoll ist.

Für die fünf Abflussklassen der Pleiße wurde anhand der Abflussdaten an Pegel 6 (Neukieritzsch, Fußgängerbrücke) und Pegel 10A (Trachenauer Wehr) der maximale Eintrag von Eisen ermittelt, der eine Eisenkonzentration an diesen Pegeln von 2 mg/L bedingt (Tab. 4). Dieser Wert gilt als Schwellenwert für die Sichtbarkeit der Eisenbelastung in Gewässern (ULRICH ET AL., 2019). Dabei wurde ebenfalls der Zustrom von Eisen über das Grundwasser im Bilanzgebiet 5 nach BÜTTCHER & KACIREK (2017) berücksichtigt. Es wird die Annahme getroffen, dass der Eisenzutritt durch das Grundwasser in allen Abflussklassen konstant bleibt.

Die im Bericht berücksichtigte Fracht von insgesamt 1023 kg Fe/d schlägt sich sichtbar in den Abflussklassen 1 bis 3 an beiden Pegeln wieder. Es müsste eine Reduzierung um mindestens rund 700 kg Fe/d erfolgen, um den Schwellenwert von 2 mg/L in allen Abflussklassen zu unterschreiten.

## 5.9 Ausfällung von Eisensulfiden

Wesentlich für die Funktionsfähigkeit des Untergrundreaktors ist es, dass die Reaktionsprodukte auch tatsächlich als Eisensulfid ausfallen können. Dabei sind nicht nur die sehr hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen, sondern auch die sehr niedrigen pH-Werte (bis herunter zu pH 3,45, Abb. 8) zu berücksichtigen. Deshalb wurden ausgehend von den wesentlichen Elementkonzentrationen

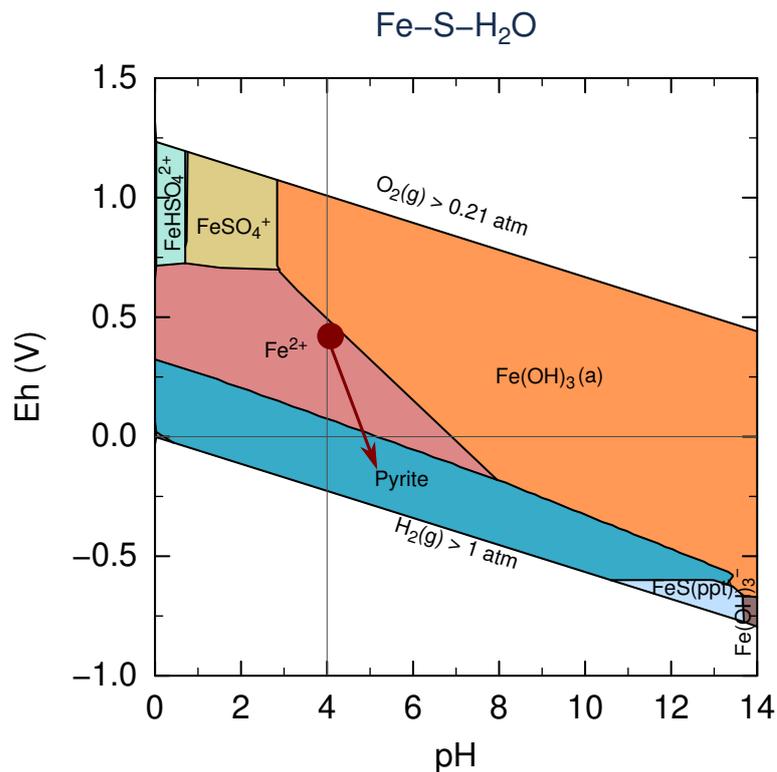


Abbildung 16: Eh-pH-Diagramm der Spezies Eisen in Wasser am Beispiel der Grundwasserbeschaffenheit des Pegels 6180 (roter Punkt). Durch die Zugabe einer Kohlenstoffquelle wird der Eh-Wert abgesenkt und durch die mikrobielle Aktivität der pH-Wert erhöht (roter Pfeil).

des Grundwassers im Pegel 6180 mittels PhreeqC Berechnungen durchgeführt, in welchen pH-Wertbereichen und unter welchen Redoxbedingungen von der Fällung von Eisensulfiden auszugehen ist. Abb. 16 zeigt, dass in den zu erwartenden pH-Wert-Bereichen und unter den durch die Sulfatreduktion zu erwartenden leicht negativen Redoxwerten mit der Ausfällung von Eisendisulfid (Pyrit) zu rechnen ist. Im Untergrundreaktor kann deshalb aus der chemischen Betrachtung heraus die Eisenretention erfolgen.

## 5.10 Verblockung des Untergrundes

Mit der Fällung des Eisens als Eisendisulfid bzw. Eisenmonosulfid wird ein Teil des Porenraums in Anspruch genommen. Die Menge des ausfallenden Eisens wird sich nach der Infiltration im Reaktionsraum entsprechend dem biologischen Abbau des Glycerins einstellen, ggf. mit einer gewissen Verzögerung. Während des Betriebs der Pilotanlage Ruhlmühle konnte keine Verblockung festgestellt werden, es fanden sich auch keine Hinweise auf eine Verblockung in der nach Abschluss der Arbeiten durchgeführten Linerbohrung nahe der Infiltrationslinie.

Anders als im Pilotprojekt an der Ruhlmühle sind hier die Eisenkonzentrationen deutlich höher

(2322 bzw. 1289 mg/L) und zugleich der effektive Porenraum geringer. Die größte Ablagerung wäre nach der Durchmischung zu erwarten, sobald der Reduktionsprozess in Gang gekommen ist. Geht man von dem abgeschätzten Reaktionsraum von rechtsseitig 47 m bzw. linksseitig 53 m aus (Kap. 5.6), so reichte der Porenraum rechnerisch rechtsseitig auch bei einer Ablagerung innerhalb nur eines Zehntels der Strecke (4,70 m) für 190 Jahre aus (linksseitig: 590 Jahre).

Tatsächlich wird die Verblockung bei einer Infiltrationslinie, die weiter von der Pleiße entfernt ist, geringer ausfallen, da der durchströmte Querschnitt insgesamt größer ist. Zudem kann zwischen der Sulfidbildung und der Ausfällung entsprechend der Kinetik noch einmal eine Transportstrecke liegen, sodass die Verblockung längere Zeit in Anspruch nimmt.

Dennoch kann bei einem jahrzehntelangen Betrieb (entsprechend der Prognose des fortgesetzten Eisenzustroms) eine Verblockung des Untergrundes nicht ausgeschlossen werden. Abhilfe kann dann das Versetzen der Infiltrationslanzen schaffen. Es wird deshalb vorgeschlagen, die Lanzen bereits bei der Anlage nicht alle auf einer Linie zu platzieren, sondern durch Vor- und Rücksprünge auch im Fall der partiellen Verblockung den Wasserabfluss zu gewährleisten und Ersatzstandorte für die umgesetzten Lanzen vorzuhalten. Bei dem Versatz handelt es sich jeweils nur um wenige Meter.

## **5.11 Nachhaltigkeit**

Für eine langfristige Lösung des Problems erhöhter Eisenzuflüsse sollen hier zwei Aspekte weiter betrachtet werden: Ist erstens mit dem vorgeschlagenen Verfahren eine dauerhafte Festlegung des Eisens möglich und zweitens, ob von einer Behandlung des Grundwassers über einen längeren Zeitraum auszugehen ist.

### **5.11.1 Dauerhafte Festlegung im Untergrund**

Das hier vorgeschlagene Verfahren führt zur Bildung von Eisensulfid, wobei die zunächst gebildeten Eisenmonosulfide mehr oder weniger rasch in stabilere Eisendisulfide umgebildet werden. Dies konnten auch die Ergebnisse an der Ruhlmühle zeigen. Die ausgefällten Eisensulfide verbleiben im Untergrund, solange es zu keiner erneuten Belüftung und Reoxidation des Sedimentes kommt. Nach dem Abschluss des Bergbaus ist nicht absehbar, warum die Grundwasserstände dort wieder absinken sollten, zumal nach BÜTTCHER & KACIREK (2017) eher von höheren Zuflüssen auszugehen ist, was auf steigende Grundwasserstände hinweist. Das Verfahren ist deshalb nachhaltig, weil auch nach Beendigung der Infiltration von Kohlenstoff das Eisensulfid stabil im Untergrund verbleibt. Zudem wird kein Deponieraum an anderer Stelle benötigt und nicht nur das Eisen, sondern auch ein Teil der Sulfatfracht abgereichert.

### **5.11.2 Dauer der Behandlung**

Die absehbare Dauer des Eiseneintrags in die Pleiße ist von Bedeutung, da die Notwendigkeit einer lang andauernden Behandlung auch zu einer anderen Anlagenkonfiguration führen kann. In dem Bericht von BÜTTCHER & KACIREK (2017) werden in der Prognose für das Bilanzgebiet 4 im Baseline-Szenario noch für das Jahr 2100 linksseitig 684 kg Fe/d und rechtsseitig 678 kg Fe/d angegeben – was einer deutlichen Zunahme zum aktuellen Eisenzustrom entspricht (1362 kg Fe/d statt aktuell etwa 1023

kg Fe/d). Schwerpunkt der Berechnungen waren die Wassermengen, nicht die hydrogeochemischen Prozesse im Grundwasserleiter.

Abweichend hiervon berechnen (WALTHER ET AL., 2014, Anlage Kap. 7) im Rahmen der Sulfatprognose (bei der die hydrogeochemischen Prozesse in den Grundwasserleitern mit betrachtet werden) auch die Eisen-II-Fracht zur Pleiße mit deutlich geringeren Werten von aktuell rund 250 kg/d und für das Jahr 2100 mit gut 100 kg/d. Damit beträgt die Eisenfracht nur rund ein Viertel von der durch BÜTTCHER & KACIREK (2017) ausgewiesenen Eisenfracht. Allerdings lag der Schwerpunkt der Bearbeitung und damit auch der Modellkalibrierung auf der Abbildung der Sulfat- und nicht der Eisenfrachten. Die Unterschiede könnten mit der im Modell erwarteten Siderit-Bildung erklärt werden (WALTHER ET AL., 2014), wengleich die pH-Werte in den Grundwasseranalysen teils unterhalb des Sideritpuffers (5,5 bis 6,3) liegen.

Eine abschließende Aussage kann im Rahmen der hier vorliegenden Studie aufgrund dieser Differenzen nicht abgeleitet werden. In Kap. 5.8 wurde dargelegt, dass aktuell eine Verringerung der Eisenfracht aus dem Grundwasser in die Pleiße im Bilanzgebiet 4 um rund 700 kg/d notwendig wäre. Unter der Annahme der Prognose steigender Eisenfrachten wäre die Behandlung über das Jahr 2100 hinaus fortzuführen. Nur dann, wenn wie in WALTHER ET AL. (2014) dargestellt, die Eisenfrachten deutlich sinken, könnte die Behandlung schrittweise zurückgefahren werden bzw. aussetzen.

## **6 Genehmigungsfähigkeit des Verfahrens**

### **6.1 Grundsätze**

Bei dem vorgestellten Verfahren handelt es sich wasserrechtlich um eine Gewässerbenutzung, dessen wesentliche Bestandteile die Hebung eines Teilstroms des Grundwassers, der Einmischung einer Kohlenstoffquelle (Glycerin) sowie ggf. erforderlicher Nährstoffe (Phosphor, Stickstoff) und die nachfolgende Reinfiltration des Wassers in den Grundwasserleiter sind. Ziel ist die Schaffung eines in-situ Reaktionsraums für die Sulfatreduktion und Eisenfällung.

Die Wirksamkeit des Glycerins wird während der Einfahrphase durch Zugabe von Nährstoffen (Phosphor, Stickstoff) optimiert. Im Abstrombereich bildet sich der Untergrundreaktor aus, in dem die eisen- und sulfatreduzierenden Mikroorganismen (SRB) eine erhöhte Besiedlungsdichte erreichen, die Sanierungsreaktionen ablaufen und Reaktionsprodukte abgeschieden werden.

Behandelt wird der Teil des Grundwassers, der der Pleiße zuströmt, der durch besonders hohe Eisenkonzentrationen gekennzeichnet ist und in der Pleiße bei Zufuhr von Sauerstoff gewässerökologisch negative Eisenhydroxidausfällungen verursacht.

Eine Genehmigung ist über die Zeitdauer der notwendigen Behandlung zu erteilen.

Das Ziel der Gewässerbenutzung ist der Gewässerschutz. Mit der beabsichtigten Grundwassersanierung wird der Zustrom von Eisen und Sulfat aus dem Grundwasser in die Pleiße als Oberflächen-gewässer verringert.

## 6.2 Infiltrierte Stoffe

### 6.2.1 Glycerin als Kohlenstoffquelle

Für den Anlagenbetrieb ist eine Kohlenstoffquelle erforderlich, um über die reduzierenden Verhältnisse eine Festlegung von Eisen und Sulfat als Eisensulfat zu erreichen. Im Pilotprojekt an der Ruhlmühle wurde hierzu Glycerin verwendet, worauf nachfolgend näher eingegangen werden soll. Grundsätzlich könnten auch andere Kohlenstoffquellen eingesetzt werden. Hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit ergibt sich jeweils das gleiche Dilemma: Damit die SRB ihre Wirkung entfalten können, müssen diese die Kohlenstoffquelle verstoffwechseln können. Aufgrund der damit einhergehenden Sauerstoffzehrung sind diese Stoffe regelmäßig in die Wassergefährdungsklasse 1 (AwSV) eingestuft. Seine Einstufung in die Wassergefährdungsklasse 1 ergibt sich aus seiner guten Wasserlöslichkeit, aber nicht aus einer tatsächlich zu besorgenden Gefährdung der Wasserlebewesen (s. u.).

Entsprechend AwSV wird Glycerin in der Datenbank Rigoletto des Umweltbundesamtes unter der Kennnummer 116 geführt und in die WGK 1 eingeordnet. Ein M-Faktor wird nicht angegeben.

Glycerin (Glycerol / Propan-1,2,3-triol / 1,2,3-Trihydroxypropane; C<sub>3</sub>-H<sub>8</sub>-O<sub>3</sub>; CAS: 56-81-5; EC 200-289-5) ist ein Zuckeralkohol und der einfachste dreiwertige Alkohol, ein Triol. Es ist in allen natürlichen Fetten und Ölen als Fettsäureester vorhanden und spielt eine zentrale Rolle als Zwischenprodukt in verschiedenen Stoffwechselprozessen.

Glycerin ist bei Raumtemperatur eine farb- und geruchlose, viskose und hygroskopische Flüssigkeit, die süßlich schmeckt. Das Glycerinmolekül ist stark polar und daher gut wasserlöslich.

Als Lebensmittelzusatzstoff findet Glycerin unter der Nummer E 422 Anwendung. Wegen seiner wasserbindenden Eigenschaften wird Glycerin eingesetzt, um das Austrocknen von Lebensmitteln zu verhindern. Es findet sich unter anderem in Kaugummi, Überzügen, Schokoladen- und Kakao- sowie Fleischerzeugnissen (MOTA ET AL. (2017), ECHA-Datenbank). Glycerin ist außerdem in Kosmetikartikeln und Tabakwaren enthalten. Darüber hinaus wird Glycerin als Frostschutzmittel, Schmierstoff und Weichmacher verwendet.

Weitergehende Informationen zu den Eigenschaften und zur Toxikologie von Glycerin finden sich in der Stoffdatenbank der europäischen Chemikalienagentur (ECHA)<sup>2</sup>.

Ökotoxikologisch wird eine akute aquatische Toxizität mit Werten von über 885 mg/L angegeben. Bei Wasserflöhen (*Daphnia magna*) beträgt die LC<sub>50</sub> 1955 mg/L. Als PNEC (predicted no effect concentration) werden für Süßwasser 0,885 mg/L, bei intermittierenden Freisetzen 8,85 mg/L angegeben. Humantoxikologisch ist Glycerin in den üblichen Anwendungsfällen unbedenklich. Der DNEL (Derived No Effect Level) wird bei oraler Aufnahme von der ECHA mit 229 mg/kg Körpergewicht/Tag angegeben.

### 6.2.2 Phosphor und Stickstoff als Nährstoffe

Die SRB benötigen außer einer Kohlenstoffquelle auch Nährstoffe, vor allen Phosphor und Stickstoff. Diese Nährstoffe sind in gewissen Konzentrationen im Grundwasser bereits enthalten. Für ein optimales Wachstum kann es zu Beginn des Anlagenbetriebs notwendig sein, diese Nährstoffe zusätzlich mit zu infiltrieren, um für die zunehmende Bakterienbiomasse zu genügen. Es ist davon auszugehen, dass nach einer anfänglichen Infiltration die Nährstoffe innerhalb der Bakterienpopulation rezykliert

<sup>2</sup><https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14481/6/1>

werden, d. h. die Nährstoffe, die beim Abbau abgestorbener Bakterien wieder freigesetzt werden, von den SRB erneut aufgenommen werden. Nur dann, wenn mit dem abströmenden Grundwasser ein Teil der Nährstoffe verloren geht, sind diese später wieder zu ergänzen. Eine kontinuierliche Zugabe ist nicht vorgesehen.

### **6.3 Anlagenaufbau und mögliche Belastungspfade**

Der prinzipielle Anlagenaufbau beinhaltet die Hebung eines Teilstroms des Grundwassers, die Vermischung mit der Kohlenstoffquelle und ggf. mit Nährstoffen und die nachfolgende Reinfiltration in das Grundwasser. Für die Genehmigung sind deshalb zwei Fälle zu betrachten.

Im ordnungsgemäßen Anlagenbetrieb findet ein wiederkehrender Eintrag von Kohlenstoff (Glycerin) und ggf. Nährstoffen (Phosphor, Nitrat) in das Grundwasser statt. Die infiltrierten Mengen werden in Abhängigkeit von der zu beobachtenden Sanierungswirkung dosiert und der Kohlenstoff innerhalb des sich ausbildenden Grundwasserreaktors vollständig verstoffwechselt. D. h., die DOC-Werte im Grundwasser entsprechen vor dem Abstrom in die Pleiße den DOC-Hintergrundwerten vor dem Einstrom in die Infiltrationslinie. Über ein Monitoring des Grundwassers wird gewährleistet, dass es zu keiner Verschlechterung der Wasserqualität kommt, weder hinsichtlich des DOC noch der Nährstoffe. Vielmehr kommt es zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität, die die Pleiße anströmt, da die Eisen- und Sulfatgehalte verringert werden.

Die angegebenen Einsatzmengen werden in Abhängigkeit von der zu beobachtenden Sanierungswirkung dosiert, so dass mögliche negative Folgen (Überdüngung, Sauerstoffzehrung) durch Anpassung des Betriebsregimes rechtzeitig kompensiert werden können. Das gilt vor allem für die Phosphorzugabe, die auf das notwendige Minimum zu reduzieren ist.

Im Havariefall würde die in der Anlage gelagerte Kohlenstoffquelle wie das Glycerin entweder überdosiert oder unkontrolliert auslaufen:

- Um eine Überdosierung auszuschließen, findet eine kontinuierliche Kontrolle der Anlage statt und es werden die infiltrierten Mengen an die beim Grundwassermonitoring gemessenen Konzentrationen rückgekoppelt.
- Einer tatsächliche Havarie kann bereits durch den Anlagenaufbau entgegen gewirkt werden, in dem die Kohlenstoffquelle wie das Glycerin in 1 m<sup>3</sup>-IBC-Containern vorgehalten wird und eine Rückhaltung durch eine doppelwandige Anlage (§18 (1) AwSV) vorgesehen wird (zusätzlich: Schutz vor Vandalismus). Da die Menge des gelagerten Glycerin deutlich unter 100 m<sup>3</sup> liegen wird, ist die Anlage in die Gefährdungsstufe A einzuordnen (§39 (1) AwSV). Ferner ist der Anlagenaufbau an den Hangschultern des Pleiße-Einschnittes vorgesehen, so dass diese vor Hochwasser geschützt ist.

Sollte dennoch ein IBC-Container außerhalb der Container auslaufen, so ist davon auszugehen, dass durch die Viskosität des unverdünnten Glycerins und die unterschiedlichen Laufzeiten bis zur Pleiße, bedingt durch die Heterogenität des Untergrundes, sowie des Abbaus während des Transportes von keiner erheblichen Belastung der Pleiße auszugehen ist. Zudem käme es in der Pleiße zu einer weiteren Verdünnung. Schließlich wird Glycerin sowohl anaerob als auch aerob durch Mikroorganismen rasch abgebaut.



## 7 Schlussfolgerungen und Ausblick

### 7.1 Beantwortung der Prüffragen

Die hohen Eisen- und Sulfatfrachten qualifizieren in erster Linie das Bilanzgebiet 4 als Standort für die Behandlung des zuströmenden Grundwassers.

Schlussfolgernd können die zu Beginn aufgeworfenen Prüffragen wie folgt beantwortet werden:

1. Grundwasserbeschaffenheit: Lassen die vorgefundenen Stoffkonzentrationen eine Behandlung mit dem Verfahren zu?

Die vorgefundenen Konzentrationen an Eisen und Sulfat im Grundwasser sind mit 430 bis 5.000 mg/L Eisen und 2.300 bis 12.600 mg/L Sulfat bemerkenswert hoch. Die Sulfatwerte liegen dabei stöchiometrisch durchgängig über den Eisenkonzentrationen, gemessen an der möglichen Festlegung als Eisensulfid. Die pH-Werte schwanken im Bilanzgebiet 4 in einem Bereich von 3,45 bis 5,9. Entsprechend der chemischen Modellierung kann mit einer Ausfällung des Eisens bei entsprechender Sulfatreduktion als Eisendisulfid gerechnet werden.

2. Hydrogeologische Struktur: Ist in dem in die Pleiße entwässernden Grundwasserleiter eine Behandlung möglich? Zu berücksichtigen sind die hydraulische Durchlässigkeit, die Grundwasserströmung und die Heterogenität der Kippenmassen. Die Bewertung ist separat für die links- als auch die rechtsseitigen Kippengrundwasserleiter durchzuführen.

Der Grundwasserleiter ist mit mehr als 10 m sowohl rechts- als auch linksseitig ausreichend mächtig. Darunter (unterhalb 120 m NHN) setzt die Übergangszone zur ersten Kippscheibe an, die deutlich geringere  $k_f$ -Werte aufweist. Aufgrund des geringen Gefälles der Pleiße wird davon ausgegangen, dass die Behandlung einer 5 m tiefen Grundwasserlamelle ausreichend ist. Dies ist durch weitere Daten und Berechnungen zu untersetzen. Die grundsätzliche Struktur ist links- und rechtsseitig durchaus vergleichbar; die wesentlichen Parameter sind in Tab. 3 auf Seite 26 differenziert nach der Anstromseite zusammengestellt.

Aus den vorliegenden Daten kann keine mögliche Reoxidation des Pyrits durch einen sinkenden Grundwasserspiegel abgeleitet werden.

3. Hydraulik im Grundwasserleiter: Kann die Behandlung bei den vorherrschenden Korngrößen im Grundwasserleiter erfolgen?

- a) Wie kann das Substrat eingebracht werden?

Das Substrat kann über Infiltrationslanzen in den Untergrund eingebracht werden, so wie dies an der Ruhlmühle erfolgte. Eine Mischung des Glycerins auch in höheren Konzentrationen wird als unproblematisch eingeschätzt. Jedoch ist der Wasserzustrom zur Pleiße vergleichsweise gering, so dass das Wasser über eine Vielzahl von Brunnen gehoben werden müsste, was grundsätzlich machbar ist. Alternativ ist die Verwendung von Oberflächenwasser denkbar, was jedoch nicht als Vorzugslösung empfohlen wird.

- b) Infiltrationsversuch: Kann ausreichend Wasser infiltriert werden?

Der Infiltrationsversuch hat gezeigt, dass mit rund 2 m<sup>3</sup>/h eine ausreichende Menge an Wasser in den Untergrund infiltriert werden kann.

- c) Ist mit einem Zusetzen (Clogging) des Porenraums zu rechnen?

Selbst unter der Annahme, dass die Ausfällung nur in einem Zehntel des abgeschätzten Reaktionsraumes erfolgt, ist absehbar nicht mit einer Verblockung des Porenraums zu rechnen. Bis zur vollständigen Ausnutzung des Porenraums würden linksseitig 190 Jahre bzw. rechtsseitig 590 Jahre vergehen. Sollte es doch zu einem Clogging kommen, könnte dies später durch das Versetzen von Infiltrationslanzen gelöst werden.

- d) Wie nachhaltig ist das Verfahren? Wie lange sind voraussichtlich die Anlagen zu betreiben? Erfolgt eine Rücklösung nach Abschluss der Infiltration?

Das Verfahren wird als nachhaltig eingestuft, da das Eisen als Eisensulfid im Untergrund festgelegt wird (kein Deponieraum erforderlich). Zudem wird gleichzeitig Sulfat abgereichert. Solange der Grundwasserstand in der Kippe nicht wieder abgesenkt wird, ist von keiner Rücklösung des Eisensulfids auszugehen. Der Betrieb der Anlagen sollte erfolgen, bis die Eisenfrachten keine nachteiligen Auswirkungen auf die Pleiße besorgen lassen. Der Endpunkt eines Anlagenbetriebes kann noch nicht prognostiziert werden, ein Betrieb aber langfristig (deutlich länger als 20 Jahre) erforderlich sein.

4. Anlagenstandort: Gibt es einen Standort, der die Behandlung grundsätzlich zulässt? (Betrachtung von Faktoren wie Hochwasser, Zugänglichkeit, Energieversorgung)

Im Bereich des Bilanzgebietes 4, der als extremer hot spot anzusprechen ist, bieten sich die Hangschultern oberhalb des Pleiße-Einschnittes an. Hier könnte eine Zuwegung realisiert werden, Hochwasser spielt in diesem Bereich keine Rolle. Die Energieversorgung könnte von Neukieritzsch aus organisiert werden.

5. Gibt es möglicherweise erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt im Zusammenhang mit der Errichtung/ dem Betrieb der Anlagen (z. B. bei Fehldosierung)? Welche Maßnahmen werden getroffen, um diese auszuschließen?

Grundsätzlich ist der Anlagenbetrieb so vorgesehen, dass erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt ausgeschlossen werden können. Vielmehr ist es das Ziel des Anlagenbetriebs, zu einer erheblichen Verbesserung der Wasserqualität in der Pleiße beizutragen. Maßnahmen gegen Störungen im Anlagenbetrieb sind bei der Erstellung des Anlagenkonzeptes mit vorzusehen, wie eine adäquate Anlagenüberwachung oder eine doppelwandige Ausführung bei der Lagerung der Kohlenstoffquelle. Bereits jetzt kann jedoch abgeschätzt werden, dass z. B. auslaufendes Glycerin bei einer Havarie bedingt durch den Abstand zum Gewässer und die unterschiedlichen Fließpfade auf dem Weg zum Gewässer zu keinen erheblichen Schäden führen wird.

Erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt, die die Genehmigung in Frage stellen, werden im Zusammenhang mit der Errichtung der Anlage an dem vorgesehenen Standort nicht gesehen.

6. Wie wird die Genehmigungsfähigkeit der Anlagen eingeschätzt?

Einer wasserrechtlichen Genehmigung der Gewässerbenutzung steht grundsätzlich nichts entgegen, da die eingesetzten Stoffe in Verbindung mit einem der Vorsorge verpflichteten

Anlagenaufbau und -betrieb keine Verschlechterung der Gewässerqualität besorgen lässt. Vielmehr ist von einer Verbesserung der Gewässerqualität auszugehen, da durch den Betrieb des Untergrundreaktors Eisen und Sulfat dauerhaft als Eisensulfid dort zurückgehalten werden. Zudem wurde auch der ähnlich aufgebaute Anlagenbetrieb an der Ruhlmühle von den zuständigen Behörden genehmigt. Diese Einschätzung beruht auf der Hebung und Re-Infiltration des lokalen Grundwassers. Die Verwendung externen Wassers, etwa aus dem Kahnsdorfer See, wird hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit als kritischer angesehen, ist aber auch keine Vorzugslösung.

7. Gibt es Ausschlusskriterien, die gegen den Einsatz des Verfahrens an dem Standort sprechen? Falls Probleme identifiziert werden: sind diese lösbar und unter welchen Randbedingungen?

Ausschlusskriterien gegen das Verfahren wurden nicht identifiziert. Eine Herausforderung stellt die notwendige Hebung eines Teilstroms des Grundwassers dar, die angepasst erfolgen muss, ohne die Infiltration zu beeinträchtigen (s. o.). Hierfür existiert jedoch ein Lösungsansatz über mehrere parallel zu betreibende Brunnen.

8. Kann abschließend empfohlen werden, den Einsatz der Technologie weiter zu prüfen und zu planen?

**Ja, abschließend wird empfohlen, die Planung für diese Technologie am Standort des Bilanzgebietes 4 der Kippe Witznitz weiter voranzutreiben.** Trotz der erheblichen standörtlichen Unterschiede zum Pilotprojekt an der Ruhlmühle konnten keine Ausschlusskriterien identifiziert werden. Vielmehr kommt es darauf an, einen geeigneten Anlagenaufbau und später -betrieb zu beschreiben, um so die Fragen der Wasserhebung und der möglichen Verblockung des Untergrundes zu berücksichtigen. Dem steht der erwartete erhebliche positive Effekt auf die Wasserqualität der Pleiße entgegen, die aktuell (und zumindest über die weiteren Jahrzehnte) mit mehr als 1 t Eisen pro Tag belastet wird.

## 7.2 Ausblick: Weitere notwendige Arbeiten

Auch wenn die grundsätzliche Machbarkeit des Verfahrens an dem Standort Kippe Witznitz festgestellt wurde, sind für eine Entscheidung, ob ein Anlagenbetrieb tatsächlich durchgeführt werden kann und sollte, noch einige Fragen offen. Diese sollten in der geplanten zweiten Phase des Projektes soweit möglich geklärt werden, um so belastbare Entscheidungsgrundlagen zu erhalten.

Folgende Aspekte sehen wir hierzu als vordringlich an:

- Erstellung eines Anlagenkonzeptes zur mikrobiell induzierten Eisenretention im Bereich der Kippe Witznitz

Nachdem in dem vorliegenden Bericht die wesentlichen Eckdaten für den Betrieb einer derartigen Anlage herausgearbeitet wurden, ist darauf aufbauend ein Anlagenkonzept zu erstellen. In einem solchen Grobkonzept sind die notwendigen Anlagenkomponenten für die Wasserhebung, Mischung mit Glycerin und/oder anderen Zusatzstoffen und die nachfolgende Infiltration zu entwickeln. Dazu gehören auch die benötigten Flächen und die Lage der Infiltrationslinien über den gesamten Bereich des Bilanzgebietes 4. Auch ist darzustellen, wie weit über einen modularen Aufbau der Anlage eine schrittweise Realisierung möglich ist.

- Ableiten der notwendigen Behandlungstiefe

Durch den Übergangsbereich zur Kippscheibe 1 ist der Grundwasserleiter im Pleiße-Einschnitt auf etwa 10 m begrenzt. Hier wollen wir über ein überschlägiges Modell die notwendige Behandlungstiefe weiter eingrenzen.

- Erkundungskonzept zur Optimierung der Behandlung

Die hydrogeologische Datengrundlage im Bilanzgebiet 4 bedarf der weiteren Untersetzung. Es ist anzunehmen, dass die summarischen Parameter hierfür nicht ausreichen. Auch die im hydrogeologischen Modell (BÜTTCHER ET AL., 2010) verwendeten Abschnitte sind für die weitere Anlagenplanung weiter zu verfeinern. Nur so ist es möglich, herauszufinden, ob die Länge der Behandlungslinien reduziert werden kann oder eine differenzierte Zugabe des Kohlenstoffs möglich wird. Im nächsten Schritt wollen wir deshalb ein Erkundungskonzept zur Optimierung der Behandlung erarbeiten. So ist z. B. zu erarbeiten, wo zusätzliche Bohrungen oder Grundwassermessstellen erforderlich sind. Die Durchführung der Bohrungen und deren Auswertungen sind bislang nicht Gegenstand der Phase 2.

- Entwickeln des Behandlungsregimes

Notwendig ist ein durchgängiges Behandlungsregime, das aufbauend auf den hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters und der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers die mögliche Abfolge der Infiltrationszyklen, den Substratbedarf und ggf. weiter notwendige Nährstoffgaben berücksichtigt.

- Technische Umsetzung und Logistik

Die technischen Installationen der erfolgreichen Vorgängerprojekte sollen auf die Verhältnisse am Vorzugsstandort angepasst werden. Es wird geprüft, wie Energieversorgung, Logistik, Wasserhebung, Dosierung und Reinfiltration am Standort umgesetzt werden kann. Es werden Vorschläge zum Betriebsablauf gegeben und der Personalaufwand für Betrieb und Anlagenwartung abgeschätzt. Art und Umfang der Automatisierungstechnologie, Überwachungs- und Sicherheitstechnik bestimmen dabei entscheidend den Personalaufwand für den laufenden Sanierungsbetrieb.

- Konzept für das Betriebsmonitoring

Es werden Vorschläge zum Betriebsmonitoring und der wissenschaftlichen Begleitung unterbreitet. Ein Bestandteil der Anlagenplanung ist es, die technischen Voraussetzungen für das Betriebsmonitoring zu schaffen. Dafür sind Anzahl und Lage der Beobachtungsmessstellen zu planen. Deren Art und Ausbau bestimmen die Art der Beprobung, die zu erwartende Qualität der Grundwasseranalysen sowie die Möglichkeiten der Datenverarbeitung und modelltechnische Auswertung. Ein Monitoringplan soll die Probenahmeintervalle und das Analysenprogramm festlegen. Auch im automatisch laufenden Anlagenbetrieb ist eine wissenschaftliche Begleitung angeraten. Sie bildet die Grundlage für die Anlagensteuerung mit Förder- bzw. Infiltrationsraten und Betriebsintervallen sowie die Einstellung der zu verabreichenden Substrat- und/oder Nährstoffmengen.

- Grobe Kostenschätzung

Abschätzung der einzuplanenden Kosten für eine detaillierte, anlagenbezogene Standorterkundung inklusive einer modelltechnisch überprüften Wirkungsanalyse zum vorgeschlagenen Anlagenaufbau und den Feldversuch zum Test der Eintragstechnologie, für den Bau der Sanierungsanlage und deren Betrieb sowie für Betriebsmonitoring, Datenauswertung und Berichtswesen.

- Berichtserstellung

Alle zusammengetragenen Detailinformationen, die Vorschläge zum Anlagenbau und -betrieb, die anlagenrelevanten Berechnungen sowie den daraus resultierenden Abschätzungen und Beurteilungen werden in Berichtsform zusammengestellt.

## Literatur

- BILEK, F. (2004): *Beschaffenheitsprognose für den Grundwasser-Abstrom aus Braunkohle-Tagebaukippen auf der Basis von experimentell bestimmten Parametern und geochemisch charakterisierten Sedimenten*. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Dresden.
- BÜTTCHER, H. & KACIREK, A. (2017): *Hydrogeologische Modellierung zur Ableitung der Wirksamkeit einer flächenspezifischen Nutzungsänderung auf den Eiseneintrag in die Pleiße: Baseline- und Best-Case-Szenario*. Techn. Ber., Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig. Im Auftrag der LMBV.
- BÜTTCHER, H., MÜLLER, M. & SAMES, D. (2010): *Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs und der daraus folgenden Exfiltration eisenbelasteter Grundwässer aus den Kippen des ehemaligen Tagebaus Witznitz in die Fließgewässer Pleiße und Whyra: Teilbericht 4: Aufbau eines reaktiven Stofftransportmodells für den Kippenkörper Kahnsdorf und Prognose der zukünftigen Stoffeinträge aus dem Kippenkörper in die Pleiße (2. überarbeitete Fassung)*. Techn. Ber., Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig. Im Auftr. der LMBV.
- ELLIOTT, P., RAGUSA, S. & CATCHESIDE, D. (1998): *Growth of sulfate-reducing bacteria under acidic conditions in an upflow anaerobic bioreactor as a treatment system for acid mine drainage*. In: *Water Research*, **32**, 12: 3724–3730.
- GAST, M., SCHÖPKE, R., WALKO, M. & BENTHAUS, F. C. (2010): *In-Situ-aquifer treatment by Microbial Sulfate reduction*. In: *Mine Water and Innovative Thinking*, IMWA Sydney, 119–122.
- GILLBRICHT, C. A. & RADMANN, K.-J. (2017): *Mythos Dispersion – wieso Modelle die Wirklichkeit nicht abbilden*. In: *altlasten spektrum*, **26**, 1: 11–16.
- HALLE, M. & MÜLLER, A. (2015): *Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat: Abschlussbericht*. Techn. Ber., Umweltbüro Essen und chromgruen, Essen, Velbert. Folgeprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfLUG) zum Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012.
- HILDMANN, C. & WALKO, M. (2020): *Biologische Gewässersanierung: Das Pilotprojekt Ruhlmühle*. In: HAUBOLD-ROSAR, M., KNOCH, D. & HILDMANN, C. [Hrsg.]: *Wasser – Lebensgrundlage für Landschaften: 25 Jahre FIB e.V., Schriftenreihe des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften e.V.*, Bd. 3, Kap. 7, 109–120. Shaker Verlag, Düren.
- HIMML, M. & SCHÄFER, W. (2010): *Hinweise zur Erstellung und Beurteilung von Grundwassermodellen im Altlastenbereich, LANUV-Arbeitsblatt*, Bd. 12. LANUV NRW, Recklinghausen.
- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W. G. (2013): *Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. 8. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg.
- KATZUR, J., LIEBNER, F., LIEBNER, C., WELZEL, H.-P. & HETTRICH, K. (2001): *Untersuchungen zum Stoffumsatz und zur Beschaffenheit der Kippengrundwässer in Braunkohlenbergbaugebieten und Möglichkeiten zu deren Beeinflussung*. Techn. Ber., Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Finsterwalde.

- LOVANH, N., ZHANG, Y.-K., HEATHCOTE, R. C. & ALVAREZ, P. J. (2000): *Guidelines to Determine Site-Specific Parameters for Modeling the Fate and Transport of Monoaromatic Hydrocarbons in Groundwater*. Techn. Ber., IOWA Comprehensive Petroleum Underground Storage Tank Fund Board. The University of Iowa.
- MOTA, C. J., PINTO, B. P. & DE LIMA, A. L. (2017): *Glycerol: A Versatile Renewable Feedstock for the Chemical Industry*. Springer.
- OTTOW, J. C. G. (2011): *Mikrobiologie von Böden*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- PRANGE, H. (2007): *Ochre Pollution as an Ecological Problem in the Aquatic Environment: Solution Attempts from Denmark*. Books on Demand, Norderstedt.
- PREUSS, V. (2004): *Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebauseen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd. 9*. Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbus. Dissertation.
- ULRICH, C., BANNEHR, L., HUPFER, M. & SCHULZE, M. (2019): *Entwicklung von Indizes zur Ableitung der Eisenkonzentration verockerter Fließgewässer mittels hyperspektraler VNIR- und SWIR-Daten*. In: Publikationen der DGPF, **28**: 558–571.
- WALTHER, A., HOTH, N., SIMON, A., USSATH, M., GEISSLER, R. J., M., BÜTTCHER, H., CERANSKI, H., HEILAND, M. H., K., WEBER, A., KOCH, C. & BILEK, F. (2014): *Sulfatprognose für die bergbaubeeinflussten Bereiche der Grundwasserkörper SAL GW 059 und SAL GW 051 im Südraum Leipzig*. Techn. Ber., TU Bergakademie Freiberg, GEOMONTAN Freiberg, IBGW Leipzig, GFI Dresden, Freiberg/S. Im Auftr. der LMBV mbH und MIBRAG mbH.
- ZIMMER, N., BÜTTCHER, H. & STOLLBERG, R. (2009): *Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs und der daraus folgenden Exfiltration eisenbelasteter Grundwässer aus den Kippen des ehemaligen Tagebaus Witznitz in die Fließgewässer Pleiße und Whyra: Teilbericht 2: Ermittlung der geologischen Verhältnisse der Kippe und Quantifizierung der Stoffmengenverteilung (Eisen/ Schwefel) in der Kippe (2. überarbeitete Fassung)*. Techn. Ber., Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig. Im Auftr. der LMBV.

## Rechtsquellen

**AwSV** Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV), vom 18. April 2017

**SächsWG** Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) vom 12. Juli 2013, Fassung vom 09.05.2015

## Abbildungsverzeichnis

1	Schematische Darstellung der Sulfatreduktion (HILDMANN & WALKO, 2020). . . . .	8
2	Das Untersuchungsgebiet Kippe Witznitz II mit den Bilanzgebieten (BÜTTCHER & KACIREK, 2017). . . . .	10
3	Schematischer Schnitt im Bereich des Bilanzierungsgebietes 4. . . . .	11
4	Eisen- und Sulfatkonzentrationen der Jahre 2016 und 2018 im Bereich des Bilanzgebietes 4 . . . . .	12
5	Eisenkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4 . . . . .	12
6	Sulfatkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4 . . . . .	13
7	Vergleich der Bohrprofile der GW-Messstellen 6179, 6180, 6181 und der Bohrungen der Infiltrationsversuche . . . . .	13
8	pH-Werte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4 . . .	14
9	Durchführung des Infiltrationsversuches. Durchführung der Bohrung am Standort B (oben), die notwendigen Wassertanks (unten links) sowie die Durchführung des Infiltrationstests selbst am Standort A (unten rechts). . . . .	17
10	Standorte der beiden Infiltrationsversuche an der Pleiße. . . . .	18
11	Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt A .	19
12	Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt B .	19
13	Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt A . . . . .	20
14	Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt B . . . . .	20
15	Schematischer Schnitt im Bereich einer möglichen Untergrundbehandlungsanlage an der Pleiße. . . . .	24
16	Eh-pH-Diagramm der Spezies Eisen . . . . .	28

## Tabellenverzeichnis

1	Durchlässigkeitsbeiwerte einiger Bohrungen des Untersuchungsgebietes. . . . .	15
2	Kennwerte für das Bilanzgebiet 4 aus dem Baseline-Szenario von BÜTTCHER & KACIREK (2017). . . . .	21
3	Zusammenfassende Übersicht über die links- und rechtsseitige Differenzierung wesentlicher Grundlagen und Anlagenparameter. . . . .	26
4	Maximale tägliche Eisenfracht aus Bilanzgebiet 4 als Eintrag in die Pleiße, um die Eisenkonzentration in Neukieritzsch (A), Trachenauer Wehr (B) bei 2 mg/L zu halten. . . . .	27