

FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.

Machbarkeitsstudie: Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom der Pleiße am Standort Kippe Witznitz II Bericht Phase 2



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, fib@fib-ev.de

Amtsgericht Cottbus - Vereinsregister VR 3792

Geschäftsführung: Dr. Michael Haubold-Rosar

Bearbeitung:

Dr. Christian Hildmann, c.hildmann@fib-ev.de, 03531 7907-25

M.Sc. Sarah Kruber, s.kruber@fib-ev.de

Stand: 2. März 2023

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung und Fazit	5
2	Aufgabenstellung und Hintergrund	7
2.1	Veranlassung und Zielsetzung	7
2.2	Mikrobiell induzierte Eisenretention im Untergrund	9
3	Standort Kippe Witznitz II	11
3.1	Lage und Entstehung	11
3.2	Eisen- und Sulfatbelastung der Kippe Witznitz	11
3.3	Hydrogeologie und Durchlässigkeiten	14
4	Infiltrationsvermögen der Kippe Witznitz	18
4.1	Notwendigkeit der Infiltrationsversuche	18
4.2	Infiltration mittels DSI-Technologie	18
4.3	Aufbau des Infiltrationsversuches	19
4.4	Standort für den Infiltrationsversuch	20
4.5	Durchführung und Ergebnisse der Infiltrationsversuche	20
4.6	Abschätzung der k_f -Werte aus den Infiltrationsversuchen	22
5	Konzeption der Grundwasserbehandlungsanlage	24
5.1	Grundannahmen für den Standort	24
5.2	Behandlungsregime	25
5.2.1	Förder- und Infiltrationsregime	25
5.2.2	Benötigte Glycerinmenge	31
5.2.3	Viskosität des Glycerins	31
5.2.4	Nährstoffzugaben	32
5.2.5	Eisensorption und Rücklösung	32
5.3	Anlagenstandort	32
5.3.1	Stoffherde der Eisen- und Sulfatbelastung in der Kippe	32
5.3.2	Zonierung der Behandlungsstrecke	33
5.3.3	Praktikabilität und mögliche Standortkonflikte	33
5.4	Ausfällung von Eisensulfiden und Verblockung des Untergrundes	35
5.5	Technischer Aufbau der Behandlungsanlage	36
5.6	Vorerkundung und Lage des ersten Behandlungsmoduls	38
5.7	Betriebsmonitoring	41
5.8	Projektfortschreibung	41
5.9	Kostenschätzung	46
5.9.1	Kosten für den Bau eines Moduls	46
5.9.2	Kosten für den Bau der gesamten Anlage	48
5.9.3	Wirtschaftlichkeit	48

6	Genehmigungsfähigkeit des Verfahrens	50
6.1	Grundsätze	50
6.2	Infiltrierte Stoffe	50
6.2.1	Glycerin als Kohlenstoffquelle	50
6.2.2	Phosphor und Stickstoff als Nährstoffe	51
6.3	Anlagenaufbau und mögliche Belastungspfade	51
6.4	Wasserrechtliche Genehmigungsfähigkeit	52
6.5	Belange des Naturschutzes	52
7	Wirkungsabschätzung	54
7.1	Zu erwartende Wirkung der Anlage auf Pleiße und Grundwasser	54
7.2	Nachhaltigkeit	56
7.2.1	Dauerhafte Festlegung im Untergrund	56
7.2.2	Dauer der Behandlung	57
8	Beantwortung der Prüffragen	59

1 Zusammenfassung und Fazit

Der Pleiße strömen im Bereich der Kippe Witznitz große Mengen an Eisen und Sulfat zu, die zu einer erheblichen Gewässerbelastung führen. Deshalb wird nach Möglichkeiten gesucht, diese Belastung spürbar zu reduzieren. In diesem Zuge wurde durch das FIB e.V. in einem ersten Schritt geprüft, ob das Verfahren der mikrobiell induzierten Eisenretention, das in der Lausitz erfolgreich getestet wurde, auch an diesem Standort grundsätzlich eingesetzt werden kann. Bei dem Verfahren werden durch die Zugabe einer Kohlenstoffquelle sulfatreduzierende Bakterien im Grundwasserleiter aktiviert. Diese verstoffwechseln den zugesetzten Kohlenstoff, wobei Sulfid entsteht. Das Sulfid wiederum verbindet sich mit dem im Grundwasser vorhandenen Eisen zu Eisensulfid, was direkt im Grundwasserleiter ausgefällt wird. Es verbleibt dort auf Dauer, eine Entsorgung ist nicht erforderlich.

Im Ergebnis der ersten Prüfphase konnte festgestellt werden, dass die Grundwasserbeschaffenheit mit den teils sehr hohen Eisengehalten von bis 4.200 mg/L und Sulfatgehalten bis zu 11.000 mg/L als „hot spot“ sehr wohl für eine solche Behandlung geeignet ist. Auch die hydrogeologische Struktur lässt mit dem Anstrom aus dem Kippenbereich in die Pleiße dies zu, wenngleich die k_f -Werte im Vergleich zu dem Pilotprojekt an der Ruhlmühle in der Lausitz deutlich geringer sind. Die wesentlichen Parameter konnten aus den vorliegenden Daten differenziert nach den beiden Anstromseiten im Bilanzgebiet 4 dargestellt werden. Auf jeder Seite der Pleiße erfolgte ein Infiltrationsversuch, bei dem festgestellt wurde, dass mit rund 2 m³/h ausreichend Wasser in den Grundwasserleiter eingebracht werden kann. Mit einem Verblocken des Untergrundes ist absehbar nicht zu rechnen. Nachteilige Auswirkungen des Verfahrens auf die Umwelt können entweder direkt oder durch entsprechende Vorkehrungen beim Anlagenbau ausgeschlossen werden. Durch die positiven Umweltwirkungen und aufgrund der Genehmigung des Anlagenbetriebs an der Ruhlmühle steht der Genehmigung einer Behandlungsanlage auf der Kippe Witznitz grundsätzlich nichts entgegen.

Mit dem hier vorliegenden, beide Prüfphasen zusammen betrachtenden, Bericht wird eine mögliche Behandlungsanlage weiter präzisiert. Als Vorzugsstandort für eine solche Anlage gelten die beiden Hangschultern oberhalb des tiefen Einschnitts, in dem die Pleiße fließt. Neben dem Aspekt der Praktikabilität ist ein Abstand von 80 m beiderseits der Pleiße einzuhalten, um die Untergrundbehandlung mit Infiltrationsraum, Reaktions- und Sicherheitszone aufnehmen zu können. Deshalb verläuft die Infiltrationslinie linksseitig der Pleiße ein Stück oberhalb der Hangschulter.

Da der Pleiße von beiden Seiten erhebliche Mengen an Eisen und Sulfat zuströmen, ist das gesamte Bilanzgebiet 4 als „hot spot“ und deshalb als behandlungswürdig anzusehen. Dies umfasst die Bereiche beidseitig der Pleiße auf einer Fließstrecke von rund 2185 m. Für die Hebung und Infiltration des Wassers werden auf jeder Seite 257 Lanzen benötigt. Die von uns vorgeschlagene Anlagenkonfiguration sieht einen modularen Aufbau aus 6 Abschnitten vor, die jeweils für sich autark arbeiten. Wir schlagen vor, das erste Modul rechtsseitig zu installieren, wo höhere Eisenkonzentrationen gemessen wurden. Der genaue Standort kann über die Vorerkundung, bei dem später ohnehin benötigte Bohrungen vorab als Linerbohrungen erfolgen, festgelegt werden. Das Bohrgut ist hinsichtlich seiner physikalischen und chemischen Beschaffenheit zu analysieren; Wasseranalysen geben entscheidende Hinweise auf die Bereiche höchster Eisenkonzentrationen im Zustrom zur Pleiße.

Stöchiometrisch steht der Festlegung des Eisens nichts entgegen, da ausreichend Sulfat vorhanden ist. Damit kann, wie an der Ruhlmühle, die Reduzierung der Eisenfracht um mehr als 90 % gelingen.

Ab einer Reduktion des Eisenzutritts um 80 % kann der Orientierungswert von 1,8 mg/L Eisen in der Pleiße für alle Abflussklassen eingehalten werden.

Der grundsätzliche Anlagenaufbau sieht vor, dass in jedem der 6 Module rund 86 einzeln ansteuerbare Lanzen sowohl für die Hebung als auch die Infiltration des Wassers vorgesehen sind. Dabei wird in jeweils einer Lanze infiltriert, zwei Lanzen beidseitig der Infiltrationslanzen pausieren und aus 25 anderen Lanzen wird über ein zusätzliches Steigrohr Wasser entnommen. So umgehen wir die Problematik eines störenden Absenkungstrichters durch vorgelagerte Brunnen oder die Nachteile der Nutzung von Fremdwasser. Das gehobene Wasser wird in einer Mischstation mit Glycerin als Kohlenstoffquelle sowie anfänglich mit Stickstoff und Phosphor als Nährstoffen versetzt und dann wieder infiltriert. Für die Mischstation, Anlagensteuerung und Bevorratung von Glycerin und Nährstoffen sind zwei Container notwendig. Weiter wird ein Stromanschluss sowie eine Zuwegung benötigt.

Gemäß den der Pleiße zuströmenden Eisenfrachten ergibt sich ein jährlicher Glycerinbedarf von 67 t (linksseitig 51 t). Für das Wachstum der sulfatreduzierenden Bakterien veranschlagen wir zu Beginn des Anlagenbetriebes eine jährliche Zugabe von 1.250 kg NH₄-N (linksseitig 955 kg) und 1.350 kg PO₄-P (linksseitig 1.050 kg). Die Substratmengen bemessen sich auf ein Modul.

Der Betrieb der Anlage sollte rückgekoppelt an die jeweils aktuelle Grundwasserbeschaffenheit erfolgen. Hierzu sind in einem Monitoringkonzept die Beprobung alle zwei Monate sowohl von Pegeln im Anstrom als auch von Kontrollpegeln im Abstrom vorgesehen. Zusätzlich soll die Substratzugabe über die automatische Messung der Leitfähigkeit des gehobenen Wassers angepasst werden, um der Heterogenität der Kippe gerecht zu werden.

Der Bau der gesamten Anlage (sechs Module) könnte innerhalb von 6,5 Jahren realisiert werden. Für den Bau eines Moduls rechnen wir mit Kosten von rund 3.610.000 €. Dazu kommen 71.000 € für Ausschreibungen und Genehmigungen, 740.000 € für den jährlichen Betrieb und 119.000 € für das begleitende Monitoring. Für den Bau aller sechs Module werden in der Summe 21.063.000 € veranschlagt. Der Anlagenbetrieb würde die Abreinigung des Abflusses der Pleiße in Höhe von etwa 3 m³/s ersetzen. Darauf bezogen betragen die Kosten 5,4 €/Cent/m³, sodass der Anlagenbetrieb als wirtschaftlich eingeschätzt wird. Der Betrieb der Anlage wird sicherlich über viele Jahre (> 25 Jahre) hinweg erfolgen müssen; der aktuelle Wissensstand lässt eine Prognose, wann dieser wieder eingestellt werden kann, nicht zu.

Zusammenfassend ist der Betrieb einer Anlage zur mikrobiell induzierten Eisenretention im Anstrom zur Pleiße auf der Kippe Witznitz im Bilanzgebiet 4 möglich und durchführbar. Bei einer vollständigen Behandlung rechnen wir damit, dass der Orientierungswert von 1,8 mg/L Eisen durchweg eingehalten und damit die Gewässerbelastung erheblich reduziert werden kann. Die nächsten Schritte zur Realisierung wären die Durchführung der beschriebenen Vorerkundung (**Schritt 1: Bestimmung der Lage des ersten Behandlungsmoduls**, **Schritt 2: Genehmigung** und **Schritt 3: Ausbau des Grundwassermessnetzes für Modul 1** aus Kap. 5.8) und die vertiefende Werksplanung der Anlage. Für diese Schritte rechnen wir mit Kosten von 1.444.000 €.

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 (>2 mg/L) als rotbraune Verfärbung sichtbar (ULRICH et al., 2019). 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 & A. MÜLLER, 2015).

Aktuell werden im Einzugsgebiet der Pleiße im Bereich Tagebau 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 im Mittel bis über 1.600 (Maximum 4.200) mg/L Fe^{2+} , die Sulfatkonzentrationen über 4.700 (Maximum 11.000) 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.

Aufbauend auf den Bericht der Phase 1 (HILDMANN & KRUBER, 2021) ist der vorliegende Bericht um die Aspekte mögliche Anlagen- und Betriebskonzeption sowie Kosten, nötige Erkundungen und Wirkungsabschätzung auf angrenzende Wasserkörper ergänzt.

Folgende Prüffragen sind zu beantworten:

Phase 1

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?

Phase 2

1. Anlagenstandort: Wo befindet sich der Vorzugsstandort für die Behandlung? Dabei sind mehrere Faktoren zu berücksichtigen:
 - a) die Eisen- und Sulfatkonzentrationen und -frachten im Grundwasser,

- b) der für den Substratumsatz notwendige Abstand zum Oberflächengewässer,
 - c) Fragen der Praktikabilität (Zugänglichkeit etc.).
2. Anlagengröße: Wie groß ist die Anlage zu dimensionieren? Kann ein schrittweiser (modularer) Aufbau erfolgen?
3. Behandlungserfolg: Mit welchen Effekten ist durch die Anlage zu rechnen?
 - a) Wie stark lässt sich die Eisenkonzentration im Grundwasseranstrom verringern? (Beachtung des beidseitigen Zustromes, ggf. Unterteilung beidseitig/links/rechts)
 - b) Wie stark kann damit die Pleiße hinsichtlich der Eisen- und Sulfatkonzentration entlastet werden?
4. Anlagenaufbau: Wie müsste der grundsätzliche Aufbau der Anlage aussehen? Wie wären Wasserhebung, Reinfiltration, Dosierung und Energieversorgung grob zu dimensionieren?
5. Substratbedarf: Von welchem Bedarf an organischem Substrat (Glycerin) und Nährstoffen ist auszugehen?
6. Monitoring: Welches Monitoring ist für die Steuerung der Anlage und für die Erfolgskontrolle erforderlich und wie kann dieses an dem Standort umgesetzt werden?
7. Erkundung: Welche weiteren Untersuchungen des Standortes sind im Vorfeld erforderlich? Die Erfahrung hat gezeigt, dass eine ausreichende Standorterkundung unverzichtbar ist und oft unterschätzt wird.
8. Kosten: Wie hoch sind die voraussichtlichen Kosten für den Bau, den Betrieb und die Unterhaltung/Wartung der Anlagen einschl. Monitoring? Wie lange müsste der Betrieb erfolgen?
9. Zusammenfassung: Ist der Bau einer Grundwasserbehandlung an dem Standort möglich und empfehlenswert? Falls ja: Welches sind die nächsten notwendigen Schritte zur Umsetzung der Technologie?

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).

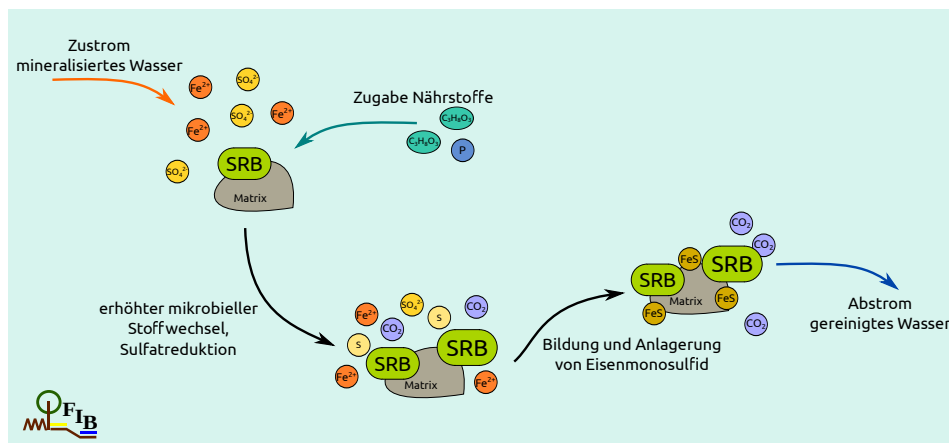
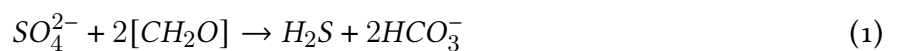


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Sulfatreduktion (HILDMANN & WALKO, 2020).



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, RAGUSA & CATCHESIDE, 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)¹.

¹Das 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.

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, M. MÜLLER & SAMES, 2010).

Teilweise direkt durch die Kippe fließt die Pleiße. Aufgrund der Bergbauaktivität wurde der Verlauf des Oberflächengewässers 1965 verlegt (BÜTTCHER, M. MÜLLER & SAMES, 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 4,0 mg/L (Abb. 4, Werte PL6). Dies zeigen auch die chemischen Analysen der Wässer aus den Grundwassermessstellen mit ihren sehr hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen. Die Sulfatkonzentration der Pleiße liegt im Mittel bei 170 mg/L und haben seit 2016 den Orientierungswert von 200 mg/L nicht überschritten.

Dieser beidseitig von Kippe umgebende Bereich zwischen der Wyhramündung (MST 4 + 5) bis zum Kippenaustritt bei Neukieritzsch (MST 6) 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 m³/min angegeben, für den rechtsseitigen Anstrom 0,17 m³/min. Die Wassermengen werden sich nach den Modellrechnungen bis 2100 bis auf 0,37 bzw. 0,2 m³/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).

Die Wasseranalysen der Grundwassermessstellen des Bilanzgebietes lassen auf eine räumlich stark heterogene Wasserqualität schließen. Die pH-Werte schwanken in einem Bereich von 3,4 bis 5,9 (Abb. 5). Ebenso verhält es sich mit den Eisen- (Fe gelöst: 40 - 4200 mg/L, Abb. 6) und Sulfatkonzentrationen (2400 - 11000 mg/L, Abb. 7). Eine Lokalisierung der Konzentrationsherde ist aufgrund der geringen Datenlage nicht möglich. Die GWM befinden sich hauptsächlich in Ufernähe. Vor allem zum Chemismus des Grundwassers rechtsseitig der Pleiße kann keine Aussage getroffen werden.

Die hydraulischen Eigenschaften der Kippe sind ebenfalls stark heterogen. Eine Schichtabfolge aus den verfügbaren Bohrdaten lässt sich nicht für den gesamten Kippenbereich ableiten. Schon

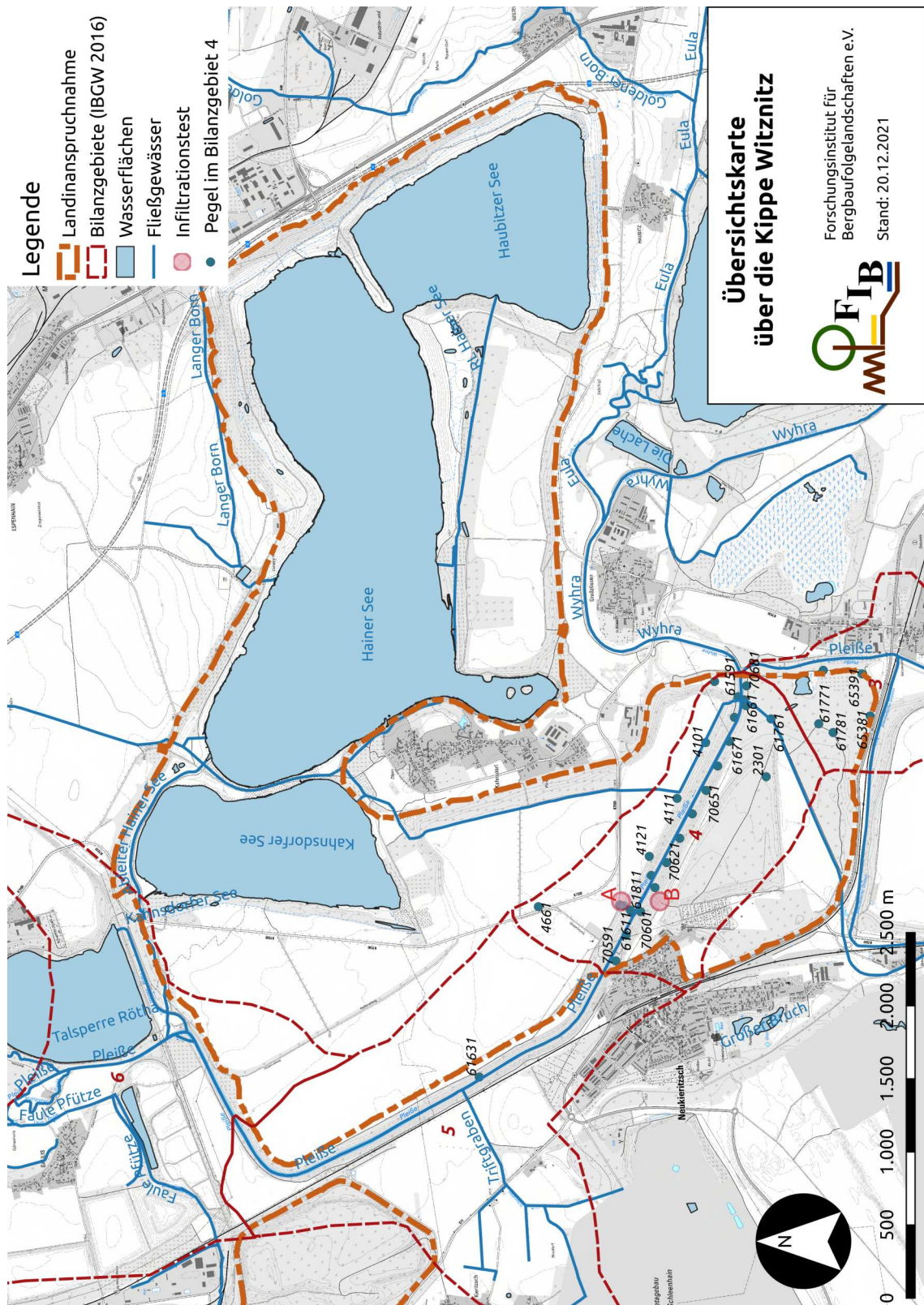


Abbildung 2: Das Untersuchungsgebiet Kippe Witznitz II mit den Bilanzgebieten (BÜTTCHER & KACIREK, 2017).

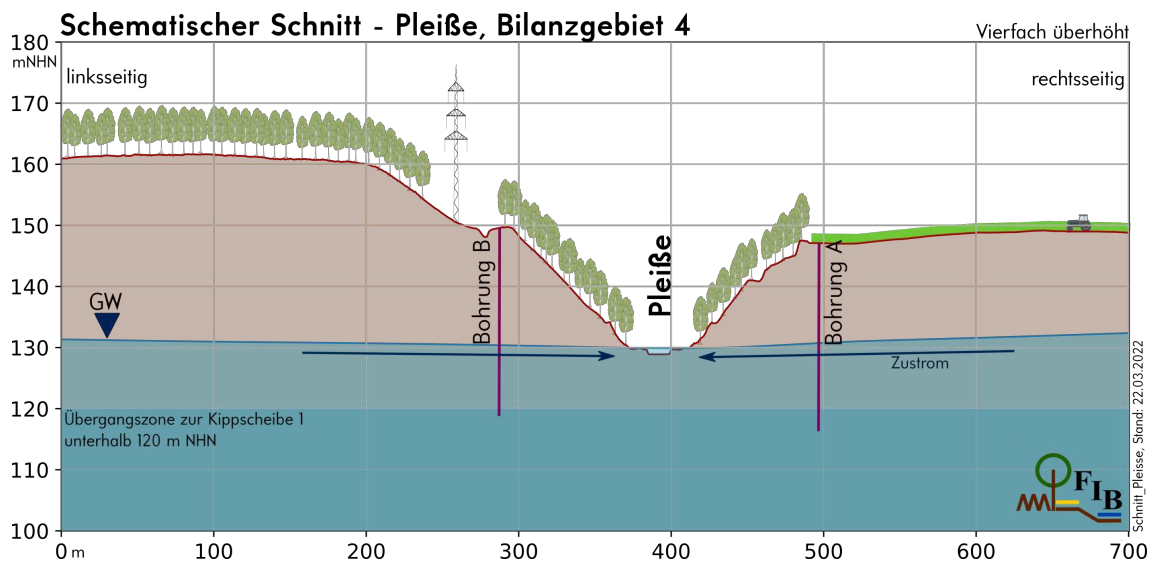


Abbildung 3: Schematischer Schnitt einschließlich der Infiltrationsbohrungen im Bereich des Bilanzierungsgebietes 4.

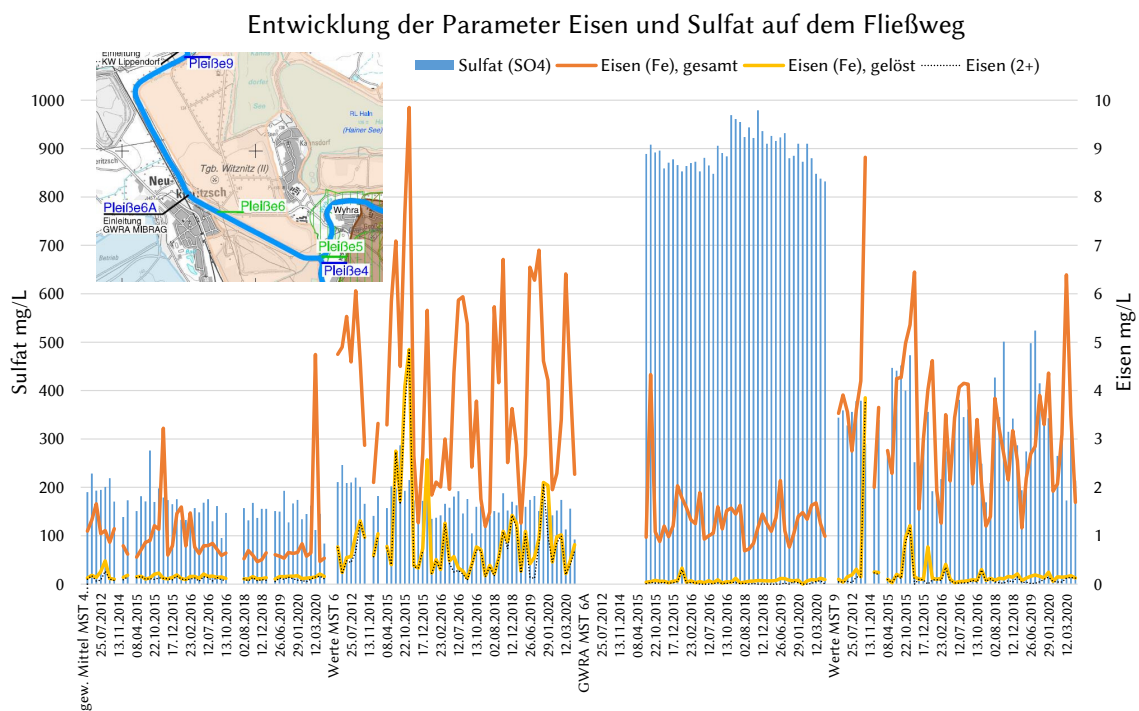


Abbildung 4: Eisen- und Sulfatkonzentrationen (2010 bis 2020) an einzelnen Messstellen entlang der Pleiße im Bereich des Bilanzgebietes 4 und 5. GWRA MST 6A bildet die Einleitparameter des zugeleiteten Wassers aus der Grubenwasserreinigungsanlage der MIBRAG ab und repräsentiert nicht die Wasserqualität der Pleiße an diesem Punkt.

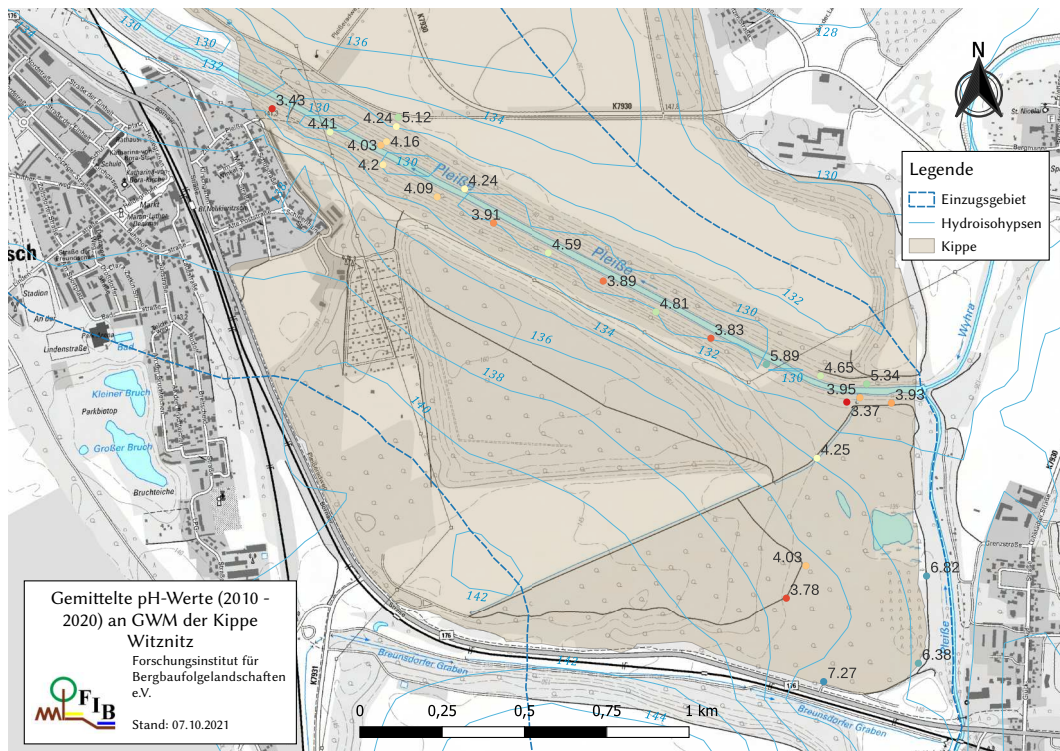


Abbildung 5: pH-Werte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

örtlich nah gelegene Bohrungen weisen stark unterschiedliche Texturen auf (Abb. 8). 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. Für eine zukünftige Planung der Anlage und des Betriebs sind daher zusätzliche Untersuchungen zwingend erforderlich. Ein mögliches Erkundungskonzept ist in Kapitel 5.6 erarbeitet worden.

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 die GW-Messstellen 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

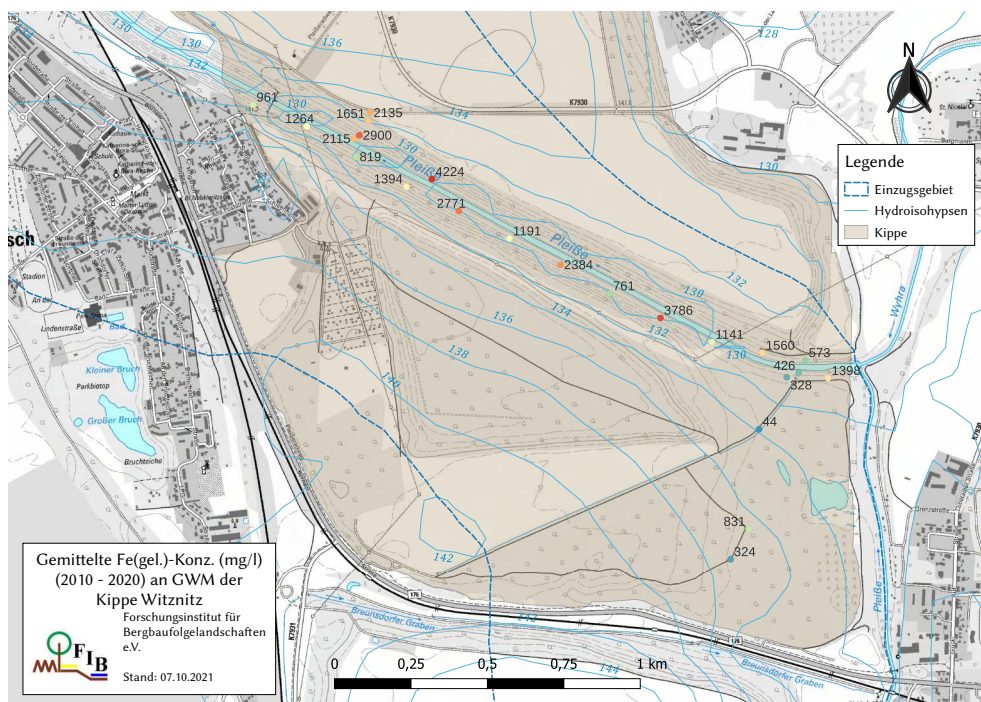


Abbildung 6: Eisenkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

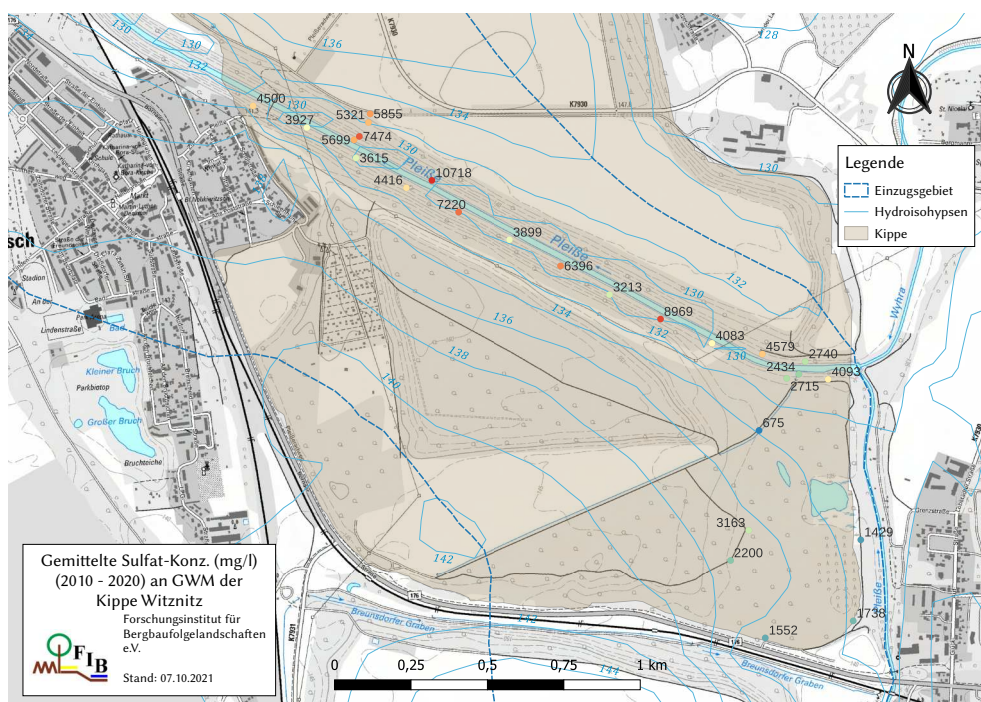


Abbildung 7: Sulfatkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

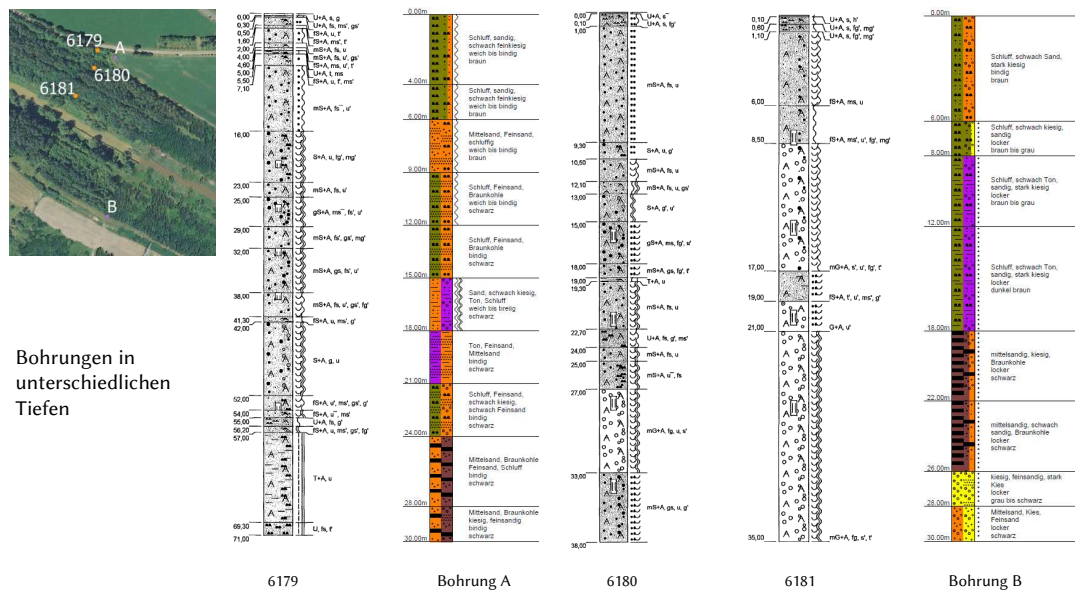


Abbildung 8: Vergleich der Bohrprofile der GW-Messstellen 6179, 6180, 6181 und der Bohrungen der Infiltrationsversuche

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	$7,8 \cdot 10^{-6}$

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, M. MÜLLER & SAMES, 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.

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. Eine Behandlung kann nur erfolgreich sein, wenn die Kohlenstoffquelle in einer Menge eingebracht werden kann, die stöchiometrisch ausreicht, um die Ausfällung der Eisen- bzw. Sulfatkonzentrationen zu ermöglichen. Im Idealfall verbleibt nur eine geringfügige Eisenkonzentration im Grundwasser.

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



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).

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 arbeitete (Abb. 9). Das Bohrgerät spülte für jeden DSI-Infiltrationsversuch 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, sodass eine weitere Differenzierung innerhalb des Grundwasserleiters möglich ist.

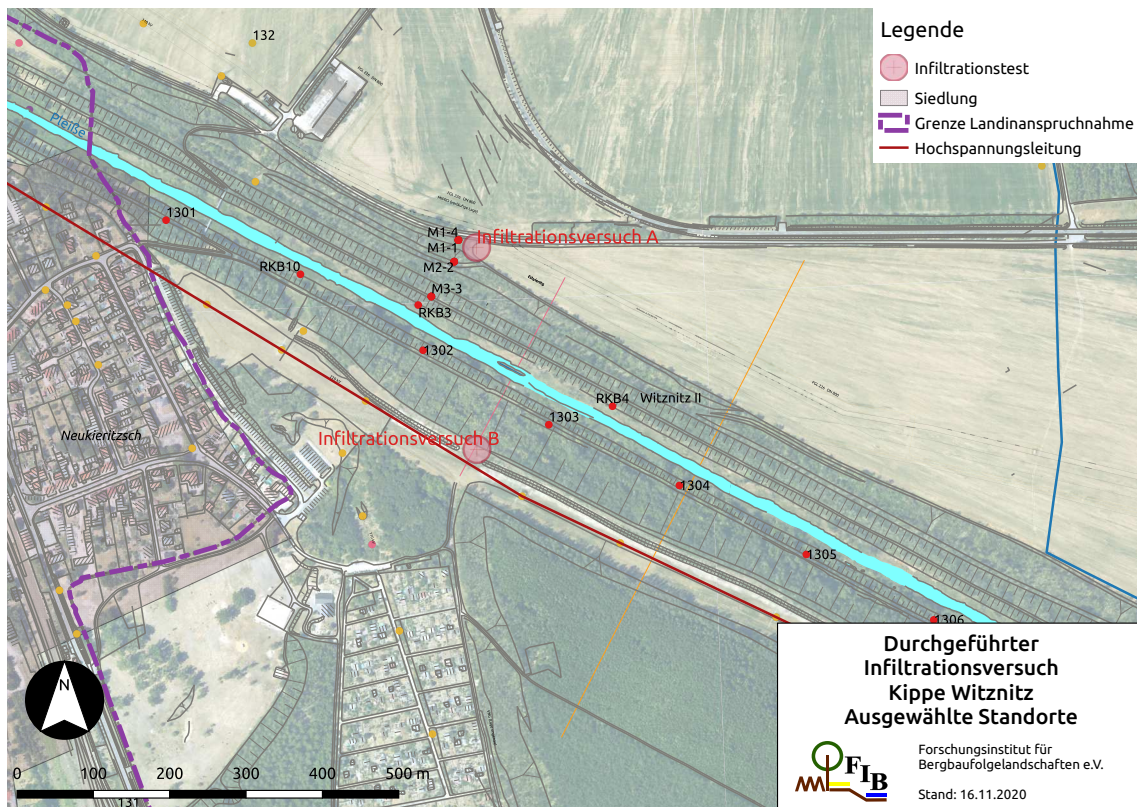


Abbildung 10: Standorte der beiden Infiltrationsversuche an der Pleiße.

4.4 Standort 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.

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

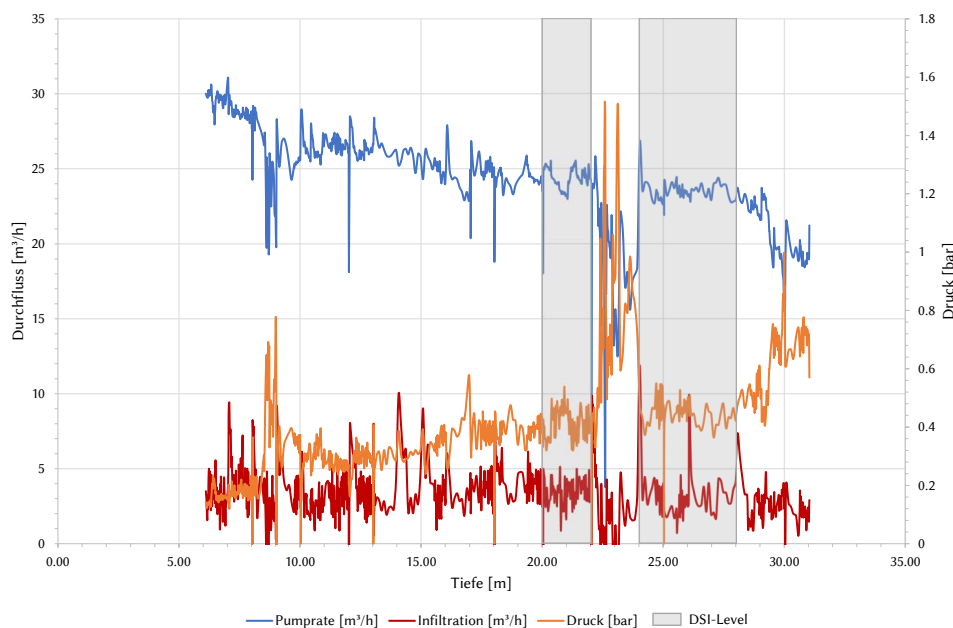


Abbildung 11: Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt A

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.

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 m³/h (Abb. 13). Bohrpunkt B weist ebenfalls bei 0 bar einen Durchfluss von 2 m³/h auf (Abb. 14). Auch auf der nächsten Stufe (3 m³/h) ist die Druckerhöhung von 0,05 bar gering, sodass die optimalen Infiltrationsmengen für Bohrpunkt B mit 2 bis 3 m³/h zu bemessen sind. Höhere Infiltrationsmengen sind auch mit Überdruck durchführbar.

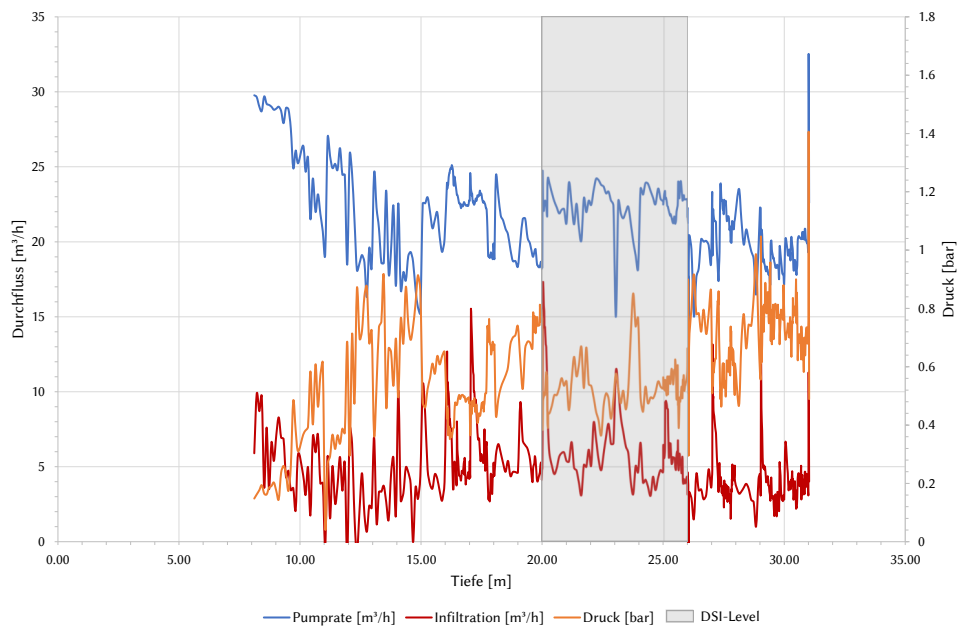


Abbildung 12: Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt B

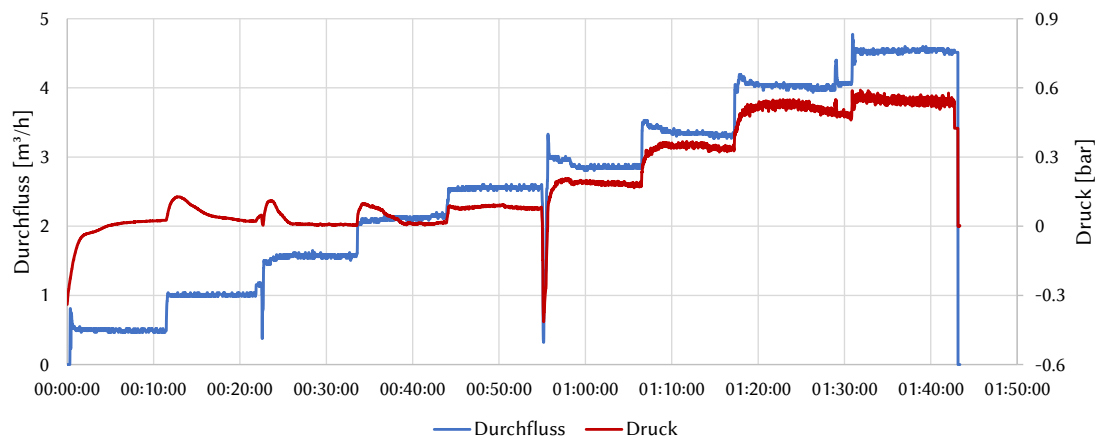


Abbildung 13: Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt A

4.6 Abschätzung der k_f -Werte aus den Infiltrationsversuchen

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

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

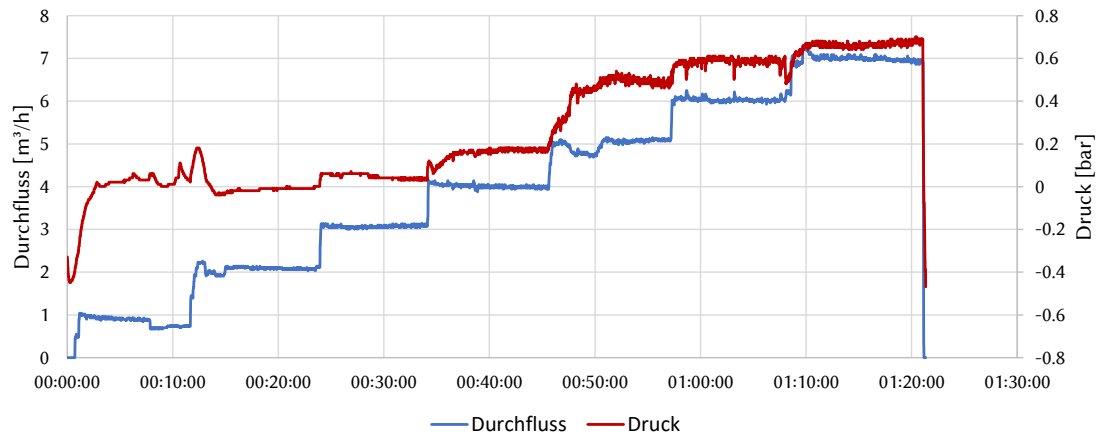


Abbildung 14: Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt B

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 Konzeption der Grundwasserbehandlungsanlage

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 wurden, 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, BÜTTCHER & STOLLBERG (2009) nachvollzogen und dargestellt. Das Modell des Kippenkörpers, das für das hydrogeologische Modell durch IBGW verwendet wird, wird in BÜTTCHER, M. MÜLLER & SAMES (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 $2,4 \cdot 10^{-7}$ m/s), sodass 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 einer dritten Kippscheibe ist für die Fragestellung nicht von Bedeutung. Die Übergangszone zur

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

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

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 3 m auf 250 m, links der Pleiße etwa 5,1 m auf 745 m). Unter Nutzung der bekannten 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 (3 bzw. 2,5 Jahre) benötigt.

5.2 Behandlungsregime

5.2.1 Förder- und Infiltrationsregime

Mithilfe des Infiltrationsversuches (Kap. 4) konnte gezeigt werden, dass im optimalen Druckbereich je Lanze mindestens 2 m³/h rechtsseitig und 3 m³/h linksseitig der Pleiße infiltriert werden können. Dies ist nur ein Fünftel der Menge, die an der Ruhlmühle infiltriert wurde.

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.

Der hydraulische Anstrom aus dem Grundwasser in die Pleiße erfolgt in einem Querschnitt, der nach unserer Schätzung beidseitig bei einer Tiefe von rund 10 m liegt. Dabei gehen wir von keiner signifikanten Änderung der Untergrundeigenschaften (k_f -Wert, Porosität) auf dem Fließweg zur Pleiße aus, da es sich bei der Pleiße um einen künstlichen Einschnitt in den Kippenkörper handelt. Nimmt man die Pleiße als Kastenprofil an, so kann sowohl von links als auch von rechts Wasser über eine 10 m lange Schnittstelle aus dem Grundwasser exfiltrieren (bei einem Kreisprofil wären es 11,78 m) (Abb. 15). Dieser Wert korrespondiert mit der Tiefe zwischen Pleißeoberfläche und Wechsel von der durchlässigeren zu der weniger durchlässigen Kippscheibe (Kap. 5.1).

Bei einer, durch die Infiltrationsversuche bestimmten, maximal möglichen Infiltration von 48 m³/d (2 m³/h) rechtsseitig und 60 m³/d (3 m³/h) linksseitig der Pleiße würde sich unter Berücksichtigung der effektiven Porosität (Kap. 5.1) ein Kugelradius von etwa 4,80 m auf beiden Seiten ergeben. Der Durchmesser der Infiltrationsfigur von 9,60 m entspricht damit in etwa der zu behandelnden vertikalen Tiefe. Mit der Annahme einer horizontalen Überlappungszone von einem Meter könnte ein

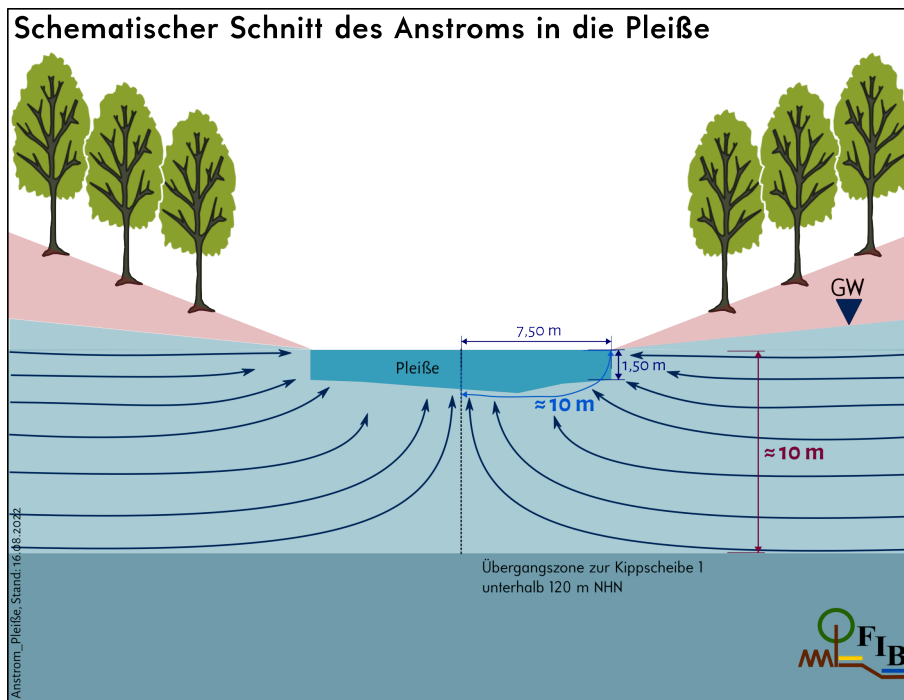


Abbildung 15: Abbildung zur Verdeutlichung des Grundwasseranstroms in die Pleiße

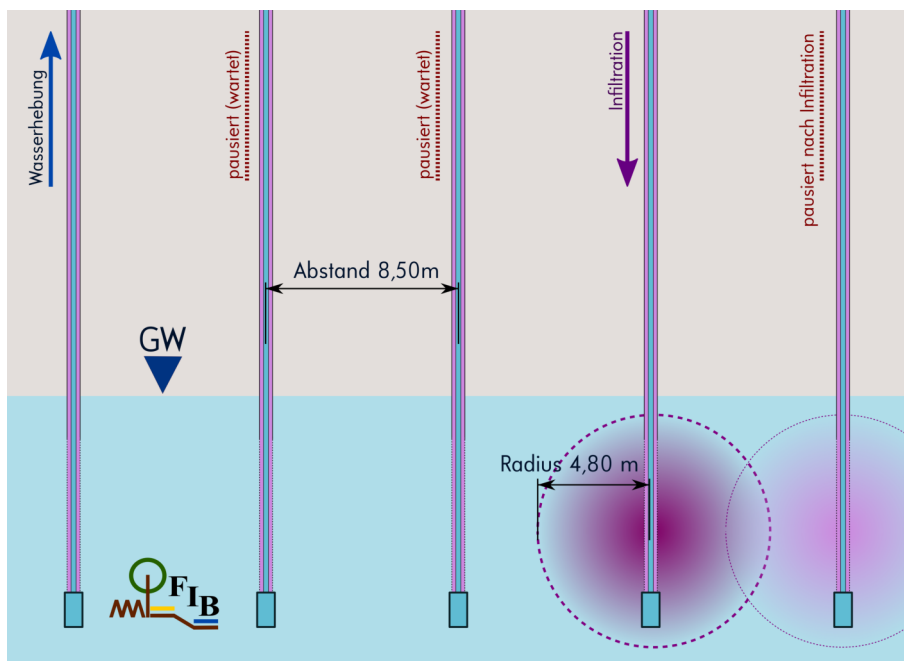


Abbildung 16: Schematische Darstellung der Infiltrationslanzen, die zugleich zur Wasserhebung genutzt werden (Ausschnitt).

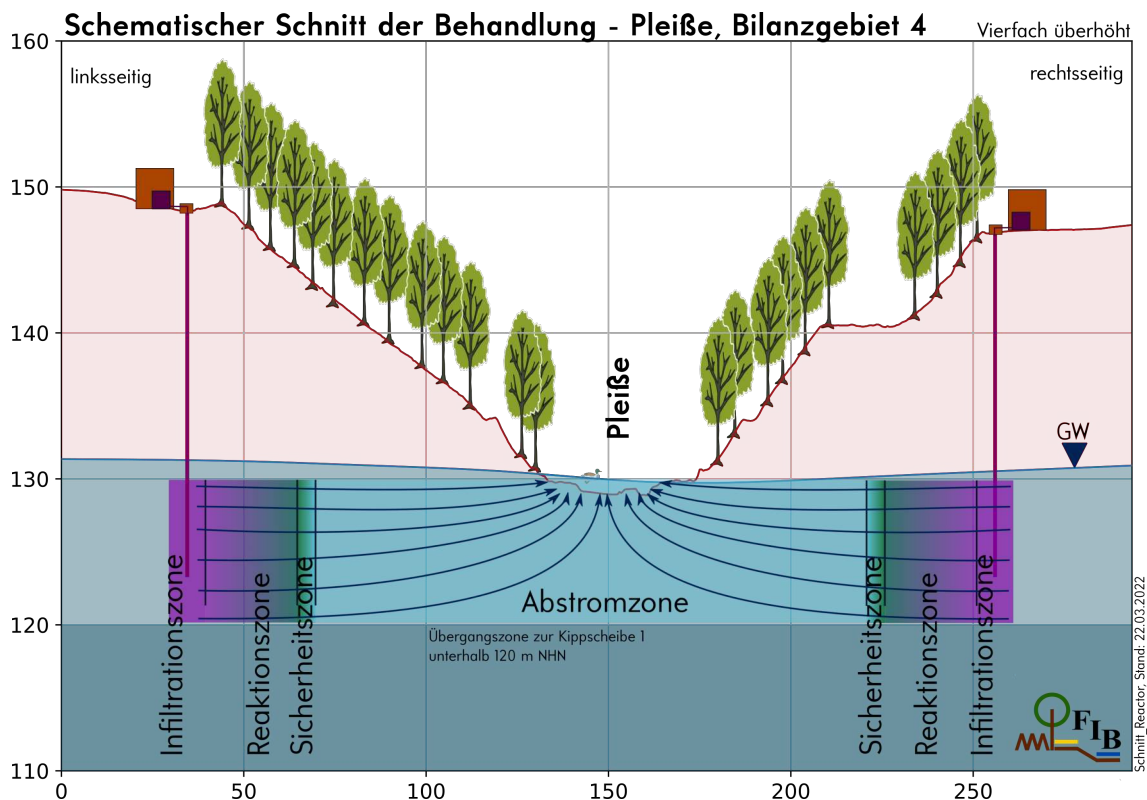


Abbildung 17: Schematischer Schnitt im Bereich einer möglichen Untergrundbehandlungsanlage an der Pleiße.

Lanzenabstand von 8,50 m realisiert werden (Ruhlmühle: 3,50 m und Lanzen in drei verschiedenen Tiefen). Für die Behandlung der kompletten Fließstrecke von jeweils 2185 m je Seite ergeben sich dann 257 Lanzen je Seite.

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), sodass anstelle eines kontinuierlichen Infiltrationsprozesses ein Zyklus aus stöchiometrisch überdosierter Infiltration und nachfolgendem Abstrom möglich wird. Dies wurde auch an der Pilotanlage Ruhlmühle genutzt. Von einer nennenswerten Querdispersion wird bei den Betrachtungen hier nicht ausgegangen (vgl. auch GILLBRICHT & RADMANN, 2017).

Abb. 17 zeigt einen Schnitt durch den Anstrombereich der Pleiße im Bilanzgebiet 4. Aus der Querprofilmessung von 2009 der Pleiße an Messstelle 6 (Fußgängerbrücke Neukieritzsch) kann eine Tiefe von ca. 1,5 m abgeleitet werden (Sohle bei 127,47 m NHN). Die Tiefe des Gewässers ist relevant zur Abschätzung der Exfiltrationsfläche von Grundwasser in die Pleiße (Kap. 5.2.1).

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 der entstehende Kugelradius von 4,8 m als ausreichend betrachtet. Der oberste 1 m des Grundwassers sollte nicht behandelt

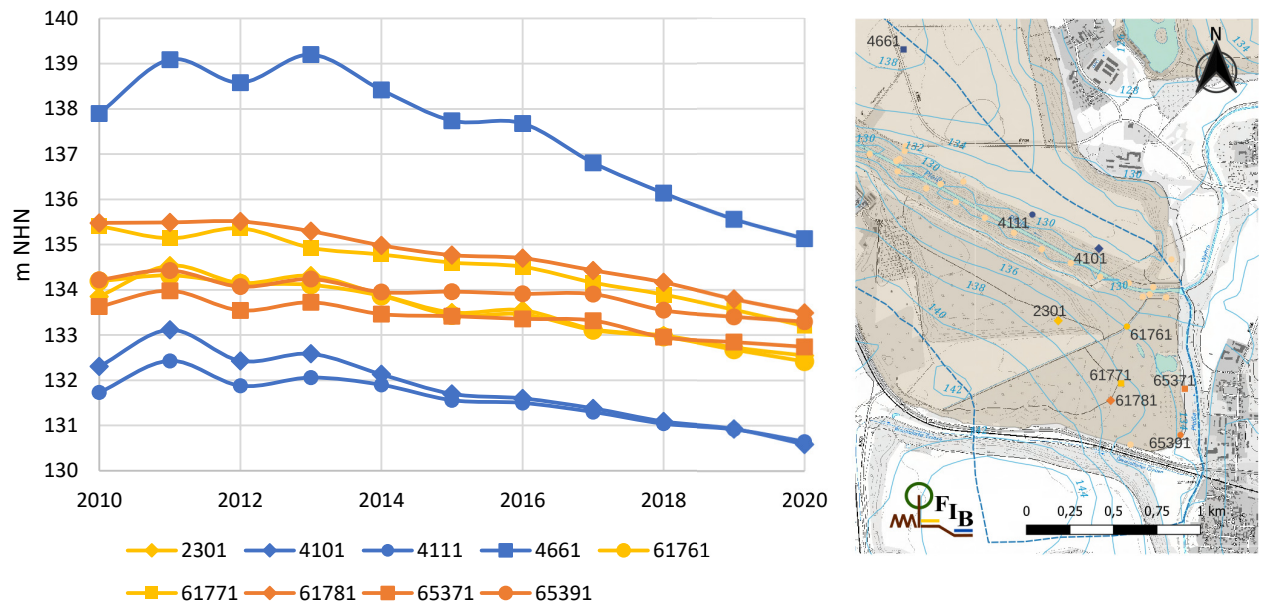


Abbildung 18: Beispielhafte Entwicklung des Grundwasserstandes an 9 Pegeln im Einzugsgebiet der Pleiße rechtsseitig (blau) und linksseitig (gelb, orange)

werden, da in diesem Bereich durch Schwankungen des Grundwasserspiegels eine Re-Oxidation des festgelegten Eisensulfids nicht ausgeschlossen werden kann. Vergleicht man die Minima der Grundwasserstände der Jahre 2010 bis 2020 mit dem Median im selben Zeitraum, so ergeben sich im Mittel Schwankungen von 0,6 m. Neun der 28 untersuchten Messstellen, die sich sowohl rechts- als auch linksseitig der Pleiße befinden, weisen eine Schwankung größer einem Meter auf. Betrachtet man die Wasserstände dieser 9 Pegel im zeitlichen Verlauf, wird deutlich, dass die hohe Schwankungsbreite aus der kontinuierlichen Abnahme des Grundwasserstandes resultiert (Abb. 18). Das kann einerseits die Folge der vergangenen drei Trockenjahre sein, andererseits besteht die Möglichkeit, dass sich ein neues hydrologisches Gleichgewicht nach dem Bergbau dort einstellt. Weitergehende Änderungen sind mit dem voranschreitenden Klimawandel möglich, die nicht Gegenstand dieser Studie sind. Solange jedoch über das hydraulische Potential ein Zustrom aus dem Grundwasser in die Pleiße erfolgt, kann das Grundwasser innerhalb der Behandlungsanlage nur begrenzt weiter abgesenkt werden. Diese Tatsache muss für die spätere Planung der Behandlungstiefe berücksichtigt werden (siehe S. 40). Für eine variable Infiltrationstiefe ist derzeit aufgrund des einzubringenden Filterkieses keine praktikable Lösung bekannt.

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 wurde (HILDMANN & WALKO, 2020).

Der Vergleich der nachströmenden Wassermengen mit der angedachten Infiltration von gut 48 bzw. 60 m³ je Infiltrationsereignis zeigt, dass die Wasserentnahme über einen Brunnen allein nicht erfolgen kann: Durch einen gedachten Kreis mit einem Radius von 4,8 m (inkl. Abzug des Überlappungsbereichs mit der benachbarten Lanze) strömen nach dem Darcy-Gesetz und den oben beschriebenen k_f -Werten der Lanze etwa 0,397 m³/d rechtsseitig und 0,569 m³/d linksseitig der Pleiße zu. Es bedarf rechtsseitig der Pleiße 121 Tage bis 48 m³ und linksseitig 105 Tage bis 60 m³ Wasser je Lanze nachgelaufen sind. Für den Abtransport des ausgebildeten Glycerin-Wasser-Gemisches bedarf es 104 (rechtsseitig) bzw. 91 Tage (linksseitig) bis 9,6 m Fließstrecke zurückgelegt und erneut infiltriert werden kann.

Eine Lösung des Wassermengenproblems besteht darin, eine Lanze durch mehrere parallel betriebene Brunnen zu versorgen. Dafür wird die Behandlungstrecke in drei Abschnitte (Module) unterteilt, die jeweils 86 bzw. 85 Lanzen enthalten (Abb. 22 auf Seite 40). Jede Lanze wird so ertüchtigt, dass sie zugleich auch als Brunnen verwendet werden kann. Pro Abschnitt wird in eine Lanze das Glycerin-Wasser-Gemisch infiltriert, während aus anderen Brunnen (ohne die Nachbar-Lanzen, s. u.) Wasser gefördert wird. Die Periode eines Abschnittes richtet sich nach der Zeit, die es bedarf, bis die benötigten 48 bzw. 60 m³ Wasser wieder der Lanze zugelaufen sind und beträgt rechtsseitig 121 und linksseitig 105 Tage. Die Menge des Wassers ergibt sich aus der kugelförmigen Infiltrationsfigur mit 4,80 m Durchmesser. Somit kann die Anlage ohne Fremdwasserzufuhr betrieben werden. Die Ergiebigkeit der Brunnen wurde mit 2,3 m³/d rechtsseitig bzw. 5,6 m³/d linksseitig abgeschätzt. Um die jeden Tag für die Infiltration benötigte Wassermenge mit einer Reserve sicherzustellen, gehen wir von einem parallelen Einsatz von jeweils 25 Brunnen aus.

Dabei ist zu gewährleisten, dass die Entnahme aus Brunnen das Strömungsverhalten im Bereich der Infiltrationslinie nicht beeinträchtigt. Um die Entnahmebreite (b) des Absenkungstrichters abzuschätzen, wurde die Formel nach TODD (2005) genutzt (HÖLTING & COLDEWEY, 2013)

$$b = \frac{Q}{k_f \cdot h_M \cdot i_0} \quad (4)$$

Es wird bei der Entnahmerate Q von maximal 2,5 m³/d je Lanze ausgegangen. Die Grundwassermächtigkeit h_M wird mit 10 m angenommen. i_0 entspricht dem natürlichen Grundwassergefälle. Hier wurden die berechneten Werte aus Kap. 5.1 herangezogen. Es ergeben sich Entnahmebreiten (Brunnen bis Ende Absenkungstrichter, $b/2$) von rund 13,1 m (rechtsseitig) bzw. 9,3 m (linksseitig). Zur Absicherung sollten zwei benachbarte Lanzen links und zwei rechts der Infiltrationslanze pausieren.

Schließlich soll ausgeschlossen werden, dass bereits infiltriertes Glycerin erneut gehoben wird. Dazu ist die Zeitdauer des Abstroms der vollständigen Infiltrationskugel von rund 104 Tagen (rechtsseitig) bzw. 91 Tagen (linksseitig) zu berücksichtigen. Dazu wird folgendes Förderungs- und Infiltrationsregime vorgeschlagen (Abb. 19): Jeweils 25 Lanzen werden zur Wasserhebung verwendet, um damit das Wasser-Glyceringemisch in eine Lanze zu infiltrieren. Zwischen Hebung und Infiltration befinden sich zur Sicherheit zwei pausierende Lanzen (s.o.). Mit jedem Tag rückt der zur Wasserhebung genutzte Lanzenblock ebenso wie die Infiltrationslanze um eine Lanze weiter (Abb. 19, Tag 2 und Tag 5), bis alle Lanzen mit Ausnahme der zu Beginn zur Infiltration und den beiden benachbarten pausierenden Lanzen zur Förderung genutzt worden sind. Am Tag 60 würde die Nutzung der Lanzen, in die bereits infiltriert wurde, zur Wasserhebung zu einer Förderung Glycerin-haltigen Wasser führen. Deshalb pausiert die Anlage nun 44 Tage (im Beispiel eines rechtsseitigen Anlagenaufbaus), bis die Glycerinfahne der zuerst zur Infiltration genutzten Lanze vollständig abgeströmt ist. Am Tag

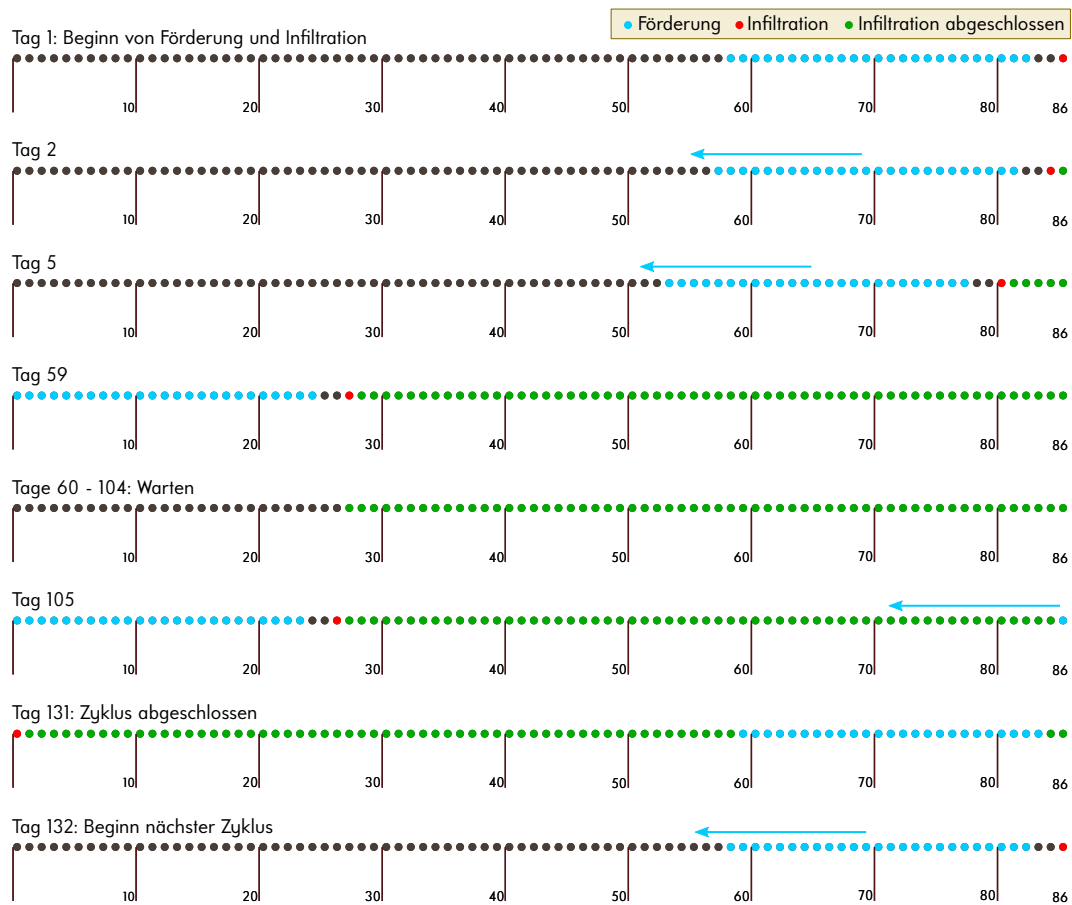


Abbildung 19: Schematische Darstellung des vorgeschlagenen Förderungs- und Infiltrationsregimes rechtsseitig, um die Förderung von bereits infiltriertem Glycerin auszuschließen. Durch die notwendige Wartezeit ist die Zykluszeit länger als die minimale Zeit zum Abstrom der Glycerinfahne.

105 kann diese nun zur Wasserhebung genutzt werden. Nachfolgend werden die Lanzen, in die noch kein Wasser-Glycerinmisch eingbracht wurde, zur Infiltration genutzt. Am 131. Tag wird dann der Zyklus beendet und der nächste Zyklus kann beginnen.

Mit der über 121 Tagen liegenden Zykluszeit (rechtsseitig; 105 Tage linksseitig) ist zudem sichergestellt, dass die gehobene Wassermenge auch wieder nachgeströmt ist. Da der Zyklus jedoch länger als 104 Tage beträgt, ist in den Tagen 105-131 unbehandeltes Wasser hindurchgeströmt. Deshalb ist die Glycerinzugabe stöchiometrisch über den Faktor 1,26 überzudosieren. Durch die Dispersion im Grundwasserleiter verteilt sich das Glycerin dann ausreichend, um den gesamten Grundwasseranstrom zu behandeln (auch an der Pilotanlage Ruhlmühle wurde mit einer stöchiometrischen Überdosierung zur besseren Einmischung gearbeitet).

Für die linke Seite ergibt sich analog ein 117 Tage andauernder Zyklus mit einer Pause von Tag 60 bis 90. Die Überdosierung erfolgt mit dem Faktor 1,29.

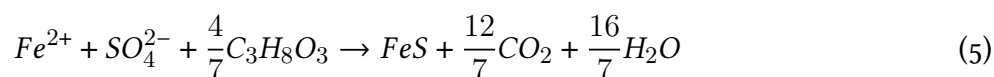
Durch eine Erhöhung der Pausenzeit mit gleichzeitiger Erhöhung der Überdosierung kann die Wasserhebung reduziert werden. Um dies optimal zu steuern, sollten Tracerversuche durchgeführt

werden (S. 40). Diese dienen der Abschätzung der longitudinalen Dispersion.

5.2.2 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 etwas mehr als 1 kg/d im Rahmen dieser Betrachtung zunächst vernachlässigt werden können.

Die Zielkonzentration an Glycerin bemisst sich an der Vorratswirksamkeit der 131 bzw. 117 Tage, bis erneut das Glycerin-Wasser-Gemisch in den Grundwasserkörper infiltriert wird. Zur vollständigen Festlegung des vorhandenen Eisens im Grundwasser beträgt sie demnach 5850 mg/L Glycerin rechtsseitig und 3140 mg/L Glycerin linksseitig der Pleiße.

5.2.3 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 (Beheizung des Glycerincontainers, Auslegung der Pumpen). Es soll nun betrachtet werden, ob das bereits vermischte Wasser im Untergrund ein verändertes Fließverhalten erwarten lässt, da die einzubringenden Konzentrationen um das 5- bis 10-fache höher sind als an der Ruhlmühle. Die Viskosität ist temperaturabhängig und die Temperaturen im Untergrund betragen nur etwa 12 °C. Die dynamische Viskosität des Glycerin-Wasser-Gemisches mit der Zielkonzentration von 5850 mg/L Glycerin beträgt $1,26 \cdot 10^{-3}$ kg/m/s. Im Vergleich zu reinem Wasser ist damit die Viskosität um den Faktor 1,01 erhöht, was in der Praxis ohne Relevanz sein dürfte. Selbst bei einer 10fachen Überdosierung (54 g/L Glycerin) berechnet sich die dynamische Viskosität des Glycerin-Wasser-Gemisches mit $1,44 \cdot 10^{-3}$ kg/m/s und einer Relation zu Wasser von 1,16. Somit sollte die Infiltration und Dispersion im Aquifer nicht beeinträchtigt werden.

5.2.4 Nährstoffzugaben

Neben der Kohlenstoffquelle Glycerin benötigen Bakterien für ihr Wachstum noch weitere Inhaltsstoffe, vor allem Stickstoff- und Phosphatverbindungen. An der Ruhlmühle wurde aus diesem Grund dem Glycerin-Wasser-Gemisch eine Nährlösung beigemischt. Im Vergleich zum Pilotprojekt an der Ruhlmühle unterscheidet sich das Grundwasser in der Kippe Witznitz dahingehend, dass die Phosphorkonzentrationen deutlich niedriger (ca. 50 %) sind. Anders verhält es sich mit den Ammonium-N Konzentrationen. Diese entsprechen im Grundwasser der Kippe Witznitz im Median (3,4 mg/L) ungefähr den Anfangskonzentrationen an der Ruhlmühle. Diese nahmen mit der Zeit jedoch ab, sodass zusätzlich Stickstoff mit infiltriert wurde.

Nach CUNHA, SANCINETTI & RODRIGUEZ (2013) sind bei einem C:N:P Verhältnis von 50:20:1 höhere Abbauraten des Sulfates zu verzeichnen als bei dem bei der Wasserbehandlung im anaeroben Bereich üblichen Verhältnis von 350:5:1. Für die ermittelten Zielkonzentrationen ergibt sich ein Verhältnis in mg/L

rechts: 5850 mg/L Glycerin : 107 mg/L NH₄-N : 118 mg/L PO₄-P

links: 3140 mg/L Glycerin : 57 mg/L NH₄-N : 64 mg/L PO₄-P

Sobald die nötige Biomasse aufgebaut wurde, kann die Nährstoffzugabe gestoppt werden. Das kann über die N- und P-Gehalte im Abstrom abgeleitet werden. Steigen diese über den Hintergrundwert (inkl. Sicherheitsaufschlag), erfolgt keine weitere Zugabe.

5.2.5 Eisensorption und Rücklösung

Durch das vormals stark mineralisierte Grundwasser kommt es zu Austauschprozessen im Aquifer. Die Eisenionen adsorbieren an den Oberflächen der Partikel im Grundwasserleiter. Wenn das behandelte Wasser abströmt, kann es zur Rücklösung des Eisens kommen und den Erfolg der Grundwasserbehandlung verzögern. Gleiche Überlegungen wurden im Abschlussbericht des Pilotprojektes Ruhlmühle ausführlich geschildert (WALCO et al., 2018). Damit sich der Behandlungserfolg in der Pleiße nicht verzögert, schlagen wir eine Überdosierung des Glycerins vor, bis das absorbierte Eisen vollständig ausgetragen wurde. Nach WEBER, KOCH & BILEK (2017) kann die sorbierte Eisenmenge mit 15 bis 30 % der KAK_{eff} abgeschätzt werden. Die Versuche wurden mit Sedimenten aus dem Bereich Schlabendorf durchgeführt, deren Textur sich vom Mitteldeutschen Revier unterscheidet. Für sichere Ergebnisse schlagen wir Säulenversuche mit dem bei den Bohrungen anfallenden Material aus der Kippe Witznitz vor, um die Glycerindosierung optimal steuern zu können.

5.3 Anlagenstandort

5.3.1 Stoffherde der Eisen- und Sulfatbelastung in der Kippe

Innerhalb des Bilanzgebietes 4 konnten aufgrund unzureichender Daten keine Kernzonen einer besonderen Belastung durch die Pyritverwitterung lokalisiert werden (Kap. 3.2). Folglich wird weiterhin empfohlen, die Behandlung für das gesamte Bilanzgebiet 4 durchzuführen. Um dem heterogenen Vorkommen hoher Eisen- und Sulfatkonzentrationen gerecht zu werden, schlagen wir eine Steuerung der Glycerinzugabe mittels Wasseranalysen und Leitfähigkeitsmessungen vor (Kapitel 5.7).

5.3.2 Zonierung der Behandlungsstrecke

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:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (6)$$

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 5400 mg/L eine Abbauezeit von 610 Tagen und ein Reaktionsraum von 56 m. Linksseitig sind es ausgehend von einer Glycerin-Konzentration von 3140 mg/L eine Abbauezeit von 600 Tagen und ein Reaktionsraum von 63 m (Reaktionszone, siehe Abb. 17).

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. 17). Aufgrund der Morphologie des Pleiße-Einschnittes ergibt sich eine weitere Abstromzone zwischen dem Ende der Sicherheitszone und dem Exfiltration in die Pleiße. Die Laufzeit des Wassers beträgt von der Infiltrationslinie bis in die Pleiße etwa 3 Jahre (rechtsseitig) bzw. 3,75 Jahre (linksseitig).

Für die Untergrundbehandlung ergeben sich drei relevante Zonen: die Einmischung des Glycerins (oder Kohlenstoffes), der Abbau des Kohlenstoffes im eigentlichen Reaktionsraum (und damit auch die Festlegung des Eisens als Eisensulfid) sowie eine nachgeschaltete Sicherheitszone (Abb. 17). Dahinter strömt dann das behandelte Wasser ab und der Pleiße zu.

5.3.3 Praktikabilität und mögliche Standortkonflikte

Die Lokalisierung der Anlage muss so erfolgen, dass alle drei Zonen ausgebildet werden können, also mindestens 80 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. 17). 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

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

Parameter	Einheit	linksseitig	rechtsseitig
Eiseneinträge ¹	kg/d	437	584
Grundwasserzustrom ¹	m ³ /min	0,24	0,17
Infiltrationsversuch			
max. Infiltrationsmenge	m ³ /h	2-3	2
k_f -Wert	m/s	$5,02 \cdot 10^{-6}$	$3,41 \cdot 10^{-6}$
Betrachtung des Bilanzgebietes 4			
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	3140	5850
Anlagenzonierung			
Infiltrationszone	m	4,8	4,8
Reaktionszone	m	63	56
Sicherheitszone	m	12,6	11,2

¹ Datengrundlage aus BÜTTCHER & KACIREK (2017)

festzustellen, dass den Autoren für das Bilanzgebiet 4 keine Hochwasserdaten zur Verfügung standen.

- 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. 17 dargestellt, vor. Rechtsseitig der Pleiße bietet sich der Grenzbereich von Gehölzstreifen und Acker an, linksseitig südlich der Strommasten zwischen Acker und Wald (siehe Abbildung 22). Die Stromversorgung linksseitig erfolgt durch eine Stromanbindung in Neukieritzsch. Die Anlage rechtsseitig der Pleiße kann ebenfalls mit Strom aus Neukieritzsch betrieben werden. Mithilfe der Fußgängerbrücke könnte ein Kabel über die Pleiße hinweg verlegt werden.

Derzeit wird diskutiert, rechtsseitig der Pleiße eine *Freiflächen-Photovoltaikanlage* zu errichten. Zum derzeitigen Stand können hierzu nur einige generelle Aussagen getroffen werden. Der Platzbedarf der Untergrundbehandlungsanlage beschränkt sich auf die Lanzenreihe mit einer Zuwegung, die Dosierstation (je Modul zwei Container, siehe Kap. 5.5) sowie die vorgelagerte Reihe von Monitoringpegeln (Abb. 22). Grundsätzlich ergibt sich daraus kein Konflikt mit dem Aufbau der Anlage

zur Untergrundbehandlung, wenn die benötigten Flächen freigehalten und der Zugang zu den Monitoringpegeln im Anstrom gewährleistet wird (idealerweise außerhalb der umzäunten Bereiche). Synergieeffekte könnten sich durch den für die PV-FFA benötigten Netzanschluss ergeben.

Rechtsseitig der Pleiße wird derzeit über den Anbau von Luzerne auf den landwirtschaftlichen Flächen versucht, die Grundwasserneubildung soweit zu reduzieren, dass ein Zustrom eisenhaltigen Wassers in die Pleiße reduziert wird. Eine Realisierung der Untergrundbehandlung auf dieser Flußseite steht damit nicht im Widerspruch, solange noch Grundwasser in die Pleiße abströmt.

5.4 Ausfällung von Eisensulfiden und Verblockung des Untergrundes

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. 5) zu berücksichtigen. Deshalb wurden ausgehend von den wesentlichen Elementkonzentrationen 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. 20 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.

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 (bis 4.200 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 56 m bzw. linksseitig 63 m aus (Kap. 5.3.2), so reichte der Porenraum rechnerisch rechtsseitig auch bei einer Ablagerung innerhalb nur eines Zehntels der Strecke (5,60 m) für 117 Jahre aus (linksseitig: 369 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.

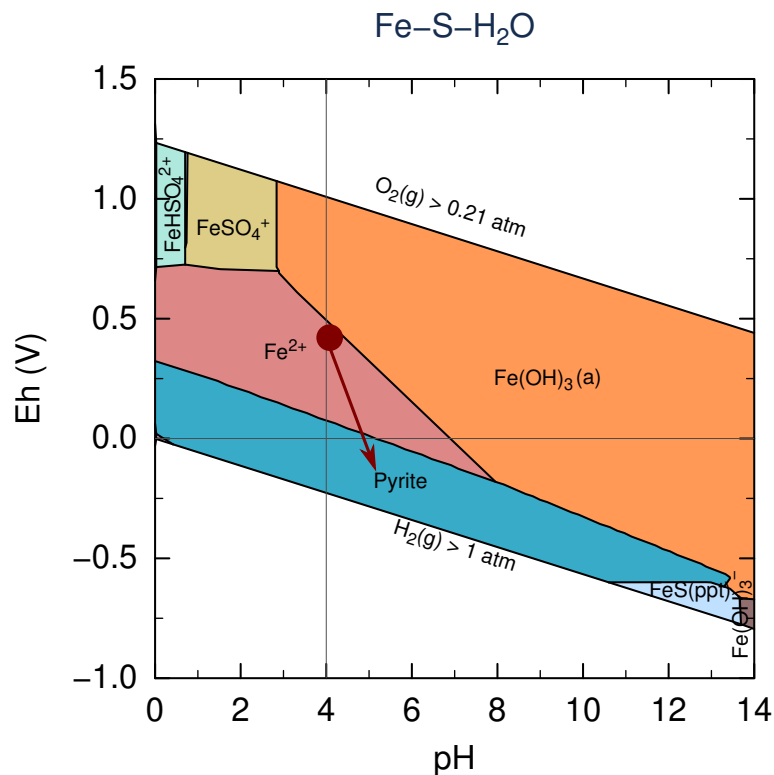


Abbildung 20: Eh-pH-Diagramm der Spezies Eisen in Wasser am Beispiel der Grundwasserbeschaffenheit des Pegels 6180 (roter Punkt). Durch die Zugabe einer Kohlenstoffquelle wird der Eh-Wert abgesenkt und durch die mikrobielle Aktivität der pH-Wert erhöht (roter Pfeil).

5.5 Technischer Aufbau der Behandlungsanlage

Es muss Grundwasser gehoben werden, das im nächsten Schritt mit Glycerin und ggf. einer Nährlösung vermischt wird. Anschließend muss das Glycerin-Wasser-Gemisch dem Grundwasser zugeführt werden. Daraus ergeben sich die drei Anlageneinheiten:

- Förderbrunnen
- Dosiereinrichtung
- Infiltrationseinheiten

Das vorliegende Anlagenkonzept ist in Zusammenarbeit mit Hölscher Wasserbau GmbH entstanden. In Kapitel 5.2.1 wurde bereits erläutert, dass die Gesamtlänge der Behandlungsstrecke in 3 Abschnitte je Seite unterteilt werden kann. Die Anlage ist so konzipiert, dass jeder Abschnitt unabhängig voneinander behandelt wird. Die technische Umsetzung für einen Abschnitt wird nachfolgend Modul genannt.

Wasserhebung

Es werden insgesamt 514 Förderbrunnen, 86 (bzw. 85) pro Modul, bis zu einer Tiefe von 30 m ausgebaut. Die Lokalisierung der Filterstrecke erfolgt in Anbetracht der Infiltrationstests vor Ort.

25 Brunnen fördern täglich die Infiltrationsmenge für eine Lanze. Um das Strömungsverhalten in näherer Umgebung der Infiltrationslanze nicht zu beeinflussen, werden die zwei Brunnen rechts und links dieser Lanze nicht für die Wasserentnahme veranschlagt. Somit müssen pro Lanze 1,9 m³/d (bzw. 2,4 m³/d linksseitig) gefördert werden. Das Wasser wird mit einer Unterwasserförderpumpe Typ Grundfos SQ 2-50, die intermittierend betrieben wird, gehoben.

Die Brunnen sind mit Druck- sowie Leitfähigkeitssonden ausgestattet. Mit den Drucksonden kann der Wasserstand erfasst werden und ein Trockenlauf der Pumpen verhindert werden. Die Messung der Leitfähigkeit ist für die Dosierung des Glycerins maßgebend (s.u.).

Das geförderte Wasser wird mittels Zuleitung zur Dosierstation transportiert. Die Zuleitungen sind unterirdisch in mindestens 1,20 m Tiefe zu verlegen, um den Frostschutz zu garantieren.

Dosierung

Das geförderte Wasser wird in einen von zwei 20 ft High Cube Seecontainern überführt. In diesen findet die Dosierung sowie die Steuerung statt. Die Intermediate Bulk Container (IBC), gefüllt mit Glycerin, lagern in einem der Container. Dieser ist als Side Door Container konzipiert, sodass mittels Radlader die IBCs verstaut werden können. Ebenfalls befinden sich dort Ansetz- und Dosierbehälter inklusive Rührwerk. Jedes Modul besitzt eine separate Mischstation.

Die gesamte Anlage muss sauerstofffrei betrieben werden, um die Sulfatreduktion im Untergrund anzutreiben und das Eisen nicht in der Anlage bereits auszufällen. Um die Nährlösung anzusetzen, werden die Feststoffe Ammoniumchlorid und Natriumphosphat in einem Teilstrom des geförderten Wassers gelöst. Dieser Schritt bringt etwas Sauerstoff in das System. Aufgrund des hohen Eisengehaltes des Wassers sollte eine Enteisungsanlage vorgeschaltet werden. Diese behandelt pro Woche ca 2-3 m³ Wasser. Das entspricht einem Anteil von weniger als 1 % am Gesamtförderstrom. Damit soll sichergestellt werden, das Rohre und Pumpen nicht durch das ausfallende Eisen zugesetzt werden.

Im zweiten Container werden die Nährstoffe in fester Form gelagert. Schaltschrank, eine speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) sowie der Sammelbalken für die 86 Brunnenpumpen sind dort ebenfalls installiert. Mittels MID werden die Volumenströme erfasst. Neben Durchflüssen können auch Pegelstände, zeitliche Abläufe und Störmeldungen erfasst, gespeichert und in Form von Betriebsberichten verarbeitet werden.

Zu der geförderten Wassermenge werden die Substrate zudosiert und anschließend in einem statischen Mischer homogenisiert. Es erfolgt eine lanzenspezifische Steuerung der Dosierung, die mit der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit rückgekoppelt ist (siehe Kapitel 5.7). In der Anlaufphase sollte noch nicht die vollständige Menge an Glycerin infiltriert werden, da die Mikrobiologie etwas Zeit zur vollständigen Etablierung benötigt.

Reinfiltration

Die Förderbrunnen bilden gleichzeitig auch die Infiltrationseinheiten und sind als DSI-Lanzen ausgebaut. Sie werden nach einem festen Turnus abwechselnd beaufschlagt. Es existiert neben dem

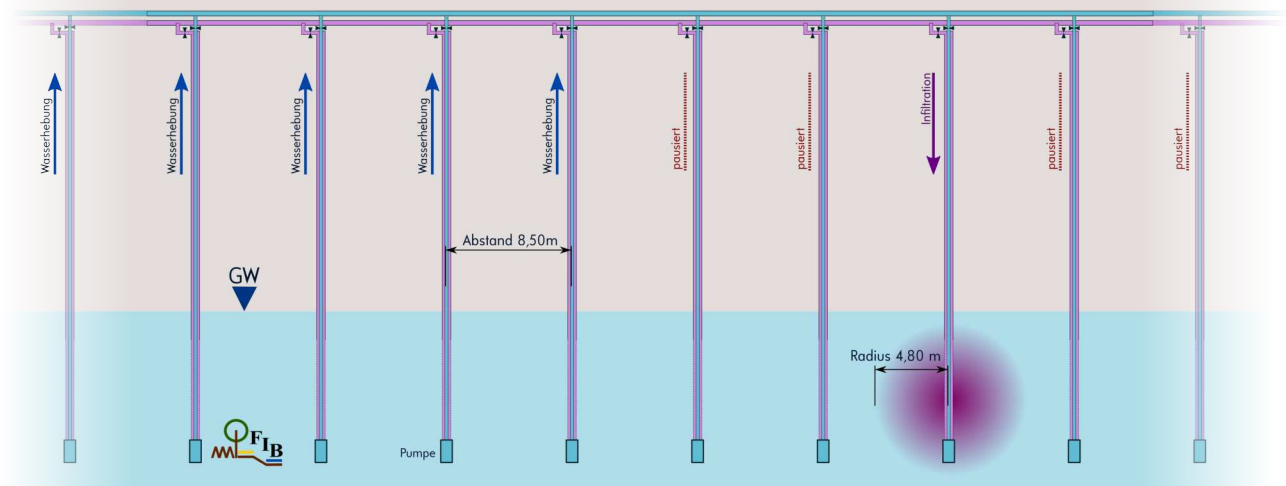


Abbildung 21: Schematische Übersicht der fördernden, pausierenden und infiltrierenden Lanzen

Brunnenrohr somit noch eine separate Steigleitung. Dazu werden alle DSI-Lanzen mittels Stichleitung an einem Rohr verbunden. Diese können mit einem automatischen Kugelhahn geöffnet und verschlossen werden. So kann in nur einen Brunnen infiltriert werden, während die anderen zur Wasserförderung genutzt werden können (Abb. 21).

5.6 Vorerkundung und Lage des ersten Behandlungsmoduls

Die Heterogenität des Untergrundes wird immer wieder unterschätzt. Dabei führen bereits relative Unterschiede in den Wasserleitfähigkeiten zu einer Ablenkung des Wassers und dazu, dass nicht alle Bereiche mit der gleichen Intensität durchströmt werden. Dies konnte auch am Standort Ruhlmühle beobachtet werden. Während es sich hierbei um einen gewachsenen Standort in einer geologischen Rinnenstruktur handelt, die eine homogenere Verteilung hätte erwarten lassen können, sind bei der Verkippung regelmäßig verschiedene Sedimentqualitäten durcheinander verstäurzt worden. Deshalb ist von einem deutlich heterogenen Untergrund auszugehen, der durch die vorliegenden Bohrungen nur im Ansatz widerspiegelt wird. Daraus leiten wir ab, dass Einsparungen bei der Erkundung später zu erheblichen Fehlinterpretationen und Mehrkosten führen können.

Für den Anlagenbetrieb und einer optimalen Nutzung der Wasser- sowie Glycerinressourcen müssen folgende Parameter bekannt sein:

- Konzentration Eisen, Aluminium, Sulfat
- k_f -Wert
- Porosität
- hydraulische Gradienten (vor und hinter der Anlage)

Die Stofffrachten im Bilanzgebiet 4 der Kippe Witznitz sind nach den erhobenen Daten der Grundwassergüte räumlich stark heterogen. Für den Bau des ersten Moduls bietet sich der Abschnitt mit

den höchsten Eisen- und Sulfateinträgen in die Pleiße an. Nach BÜTTCHER & KACIREK (2017) ist dieser rechtsseitig zu finden. Um diesen zu lokalisieren, sollten rechtsseitig 21 Linerbohrungen bis zur Stauschicht durchgeführt werden, die zum späteren Zeitpunkt die Förderbrunnen bzw. Infiltrationslanzen bilden sollen. Das entspräche einem Abstand zwischen zwei Bohrungen von ca. 100 m. Das Bohrgut ist chemisch (u. a. Pyritgehalte) sowie bodenphysikalisch zu analysieren. Das Bohrloch sollte für die spätere Nutzung ausgebaut und vermessen werden. Im Anschluss werden Wasserproben des anstehenden Grundwassers für hydrochemische Analysen genommen. Dies ermöglicht eine erste Einschätzung über mögliche Belastungsherde sowie Zusammenhänge der Konzentration mit der elektrischen Leitfähigkeit (Regressionskurven). Außerdem schlagen wir vor, am Bohrgut von 3 der 21 Linerbohrungen mikrobiologische Untersuchungen vorzunehmen. Dabei sollen SRB erkannt und quantifiziert werden. Diese geben einen Eindruck über die ursprünglich vorhandene Biomasse. Über Säulenversuche mit dem gewonnenen Bohrgut soll zudem die spezifische Halbwertszeit des Glycerinumsatzes in Abhängigkeit von der Dosierung ermittelt werden. Durch die feinere Körnung des Materials könnte diese von den Erfahrungen des Standortes Ruhlmühle abweichen. Der Parameter ist für die Dimensionierung der Anlage (Breite der Reaktionszone) von Bedeutung.

Um das Strömungsverhalten im Untergrund abzuschätzen, ist das hydraulische Gefälle zu bestimmen. Dafür sollte ein Messnetz vor und hinter den Infiltrationslanzen aufgebaut werden. Dabei werden bestehende Messstellen integriert. Für ein späteres Betriebsmonitoring sollte dieses Messnetz ebenfalls die Reaktions- und Sicherheitszonen abdecken (Abb. 17), sowie die ersten Meter hinter der Infiltration. Das bedeutet, dass im Anstrom der Anlage eine Pegelreihe und zwischen Anlage und Pleiße drei Pegelreihen installiert werden sollten.

Zwischen Infiltrationslanze und Pleiße existieren linksseitig bereits 12 Pegel in einem Abstand von rund 200 m (Ausnahme Pegel 61661). Diese sollten auf 22 Pegel ergänzt werden. Rechtsseitig existieren 4 Pegel, die ebenfalls auf 22 erweitert werden sollten. Diese Pegel repräsentieren die Sicherheitszone. Im Bereich der Reaktionszone gibt es rechtsseitig in 35 m Entfernung des möglichen Anlagenstandortes eine Berme. Diese sollte für den Ausbau weiterer Pegel genutzt werden. Auf linker Seite der Pleiße erscheint der Übergang vom Acker zum Gehölzstreifen praktikabel. Die Entfernung beträgt aber rund 60 m und liegt somit am Ende der Reaktionszone. Um gleiche Verhältnisse auf beiden Seiten zu schaffen, müssten die Pegel in einer Entfernung von 40 m installiert werden und würden somit den Ackerschlag queren. Ob der Aufbau von Pegeln an dieser Stelle realisierbar ist, hängt u. a. von der Flächenverfügbarkeit ab. Auch die Reaktionszone sollte mit je 22 Pegeln an beiden Seiten repräsentiert werden.

In Nähe der Infiltrationslinie sollte zur Überwachung eine Pegelreihe entlangführen. Wir schlagen einen Abstand von 10 m vor. Abzüglich des errechneten 4,80 m Infiltrationsradius ergibt sich rund 5 m Fließweg. Mit den ermittelten Fließzeiten von rund 0,1 m/d ergeben sich eine zeitliche Verzögerung von Infiltration zu Messung von 50 Tagen. Da die Beaufschlagung der Lanzen in einem 131 (bzw. 117) tägigen Turnus erfolgt, wird diese Zeit als ausreichend erachtet, um ggf. Anpassungen an der Steuerung vorzunehmen.

Am Grundwasserzustrom der Anlage linksseitig der Pleiße bietet es sich an, den Messriegel in ca. 100 m Entfernung zur Anlage durch den Wald zu setzen. Hier kann der Pegel 61761 in das Messnetz integriert werden. Auf rechter Seite müsste die Pegelreihe in 100 m Abstand über den Acker verlaufen.

Die Bohrungen der Messstellen sollten ebenfalls als Linerbohrung vollzogen werden und das Bohrgut anschließend analysiert werden. Des Weiteren muss die Begehbarkeit zu allen Messstellen

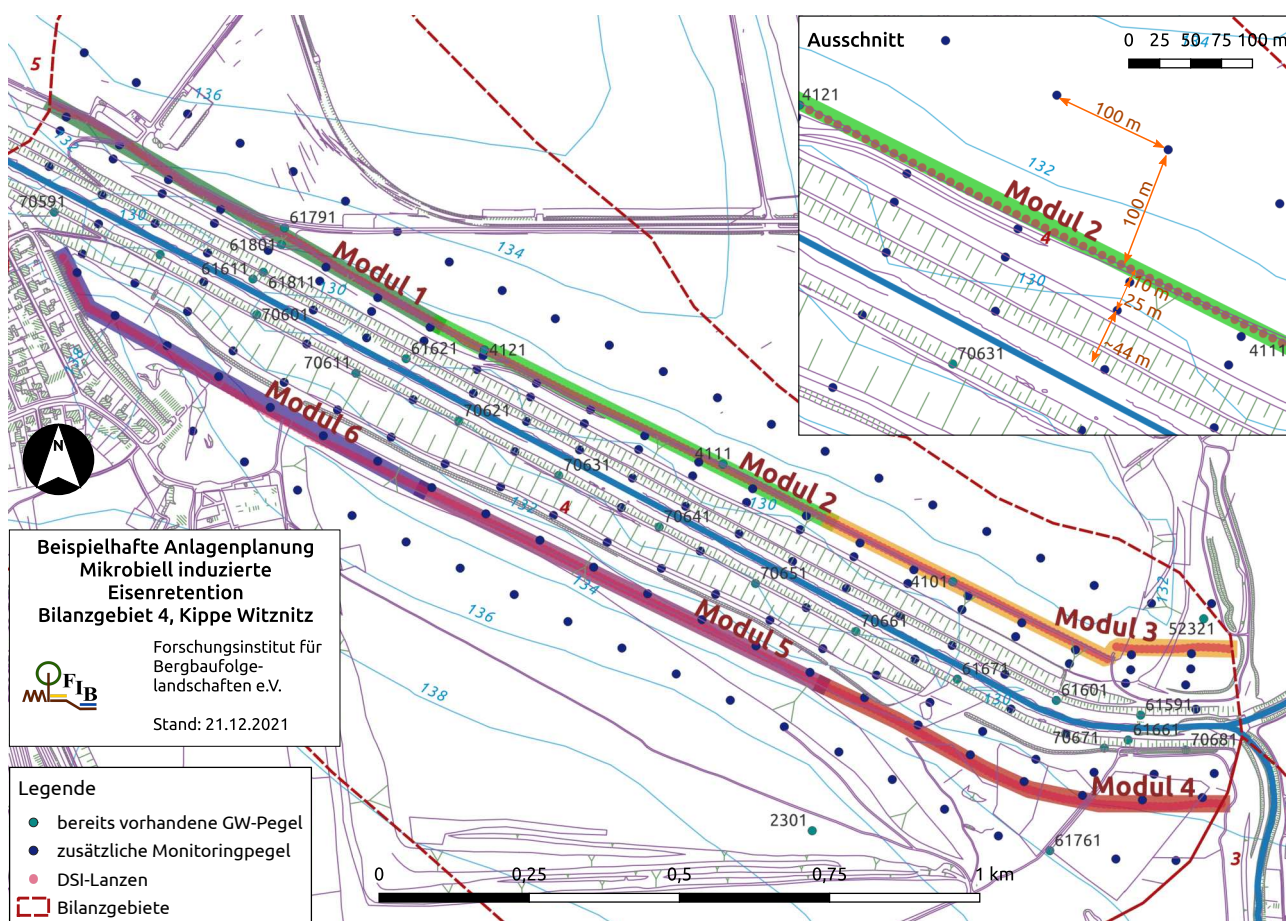


Abbildung 22: Verortung eines möglichen Anlagenstandortes inklusive Monitoring-Messnetz und Einteilung in Module

sichergestellt werden. Hier ist ggf. ein zusätzlicher Ausbau der Wege zu berücksichtigen.

Mit angelegtem Grundwassermessnetz sollten pro Modul 2 Tracerversuche durchgeführt werden, um sowohl die Dispersion als auch die Behandlungszeit abzuschätzen.

Mit den so gesammelten Daten ist ein hydrogeologisches Modell aufzubauen, um die Fließwege und die Behandlungstiefe abzuschätzen. Dieses sollte in regelmäßigen Abständen mit neu gewonnenen Daten aktualisiert werden. Dies ermöglicht ein frühes Eingreifen, sollte es zu hydrologischen Änderungen kommen.

Dieses Modell sollte das Einzugsgebiet des Bilanzgebietes 4 umfassen. Dabei sollen die Grundwassererneubildung und der Zustrom sowie Abstrom genauer betrachtet werden. Über einen Modellauf mit Klimaprojektionen sollen zudem die zukünftigen Grundwasserstände im Bereich der Infiltrationsriegel abgeschätzt werden.

Während des Anlagenbaus sollten, wie in der Vorerkundung, an jedem Bohrpunkt k_f -Werte, Porosität und Infiltrationsmengen bestimmt werden. Diese sind entscheidend für die Fließzeiten und die nachströmende Wassermenge. Gegebenenfalls muss dann eine Anpassung des Anlagenbaus bzw.

der Steuerung erfolgen.

5.7 Betriebsmonitoring

Für die Steuerung sowie die Bemessung des Behandlungserfolges der Anlage ist ein Betriebsmonitoring durchzuführen, um eine optimale Nutzung der Substrate zu gewährleisten.

Die zugeführte Glycerinmenge ist abhängig von der vorhandenen Eisen- und Sulfatkonzentration im Grundwasser. Mithilfe von Wasseranalysen soll eine Regressionskurve zwischen Konzentration einzelner Ionen (Fe, SO₄) und der Leitfähigkeit aufgestellt werden. Unter der Annahme, dass der größte Teil der Eisenfracht aus dem oberhalb liegenden Einzugsgebiet zuströmt, ermöglicht dies eine ortsspezifische Dosierung. Über eine kontinuierliche Messung der elektrischen Leitfähigkeit an jeder Lanze kann dann die tatsächlich benötigte Glycerinmenge injiziert werden. Dafür sind vor und während des Anlagenbetriebes Wasseranalysen durchzuführen. Die Wasserproben sind an den Lanzen sowie an den einzelnen Messstellen des Messnetzes zu nehmen. Aufgrund der schlechteren Permeabilität des Untergrundes ist mit höheren Wasserverweilzeiten zu rechnen. Die Beprobung sollte in der Anfangsphase alle 2 Monate durchgeführt werden. In situ wird die Leitfähigkeit an den einzelnen Standorten gemessen.

Eine vollständige Wasseranalyse sollte auch Sulfid, DOC, o-Phosphat und verschiedene N-Spezies beinhalten. Sulfid als Reaktionsprodukt der Sulfatreduktion und DOC als Summenparameter für die organischen Kohlenstoffverbindungen geben Auskunft über das Abbauverhalten und mögliche Über- oder Unterdosierung des Glycerins. Phosphat und Stickstoff sind als Nährstoffe für die Mikroorganismen essentiell. Deren Vergleich mit den Hintergrundwerten signalisiert, wann die anfänglich zusätzliche Nährstoffzugabe beendet werden kann oder wann sie gegebenenfalls wieder gestartet werden muss. Zusätzlich sollten zweimal jährlich an Wasserproben 3 verschiedener Lanzen eine mikrobiologische Untersuchung der SRB vorgenommen werden.

Fragen zur aktuellen hydrologischen Situation können mit jährlich durchgeführten Stichtagsmessungen beantwortet werden. Diese aktualisieren das Grundwassermodell und geben Auskunft über den Einfluss der Behandlung auf die Strömungslinien. Außerdem sind sie nötig zur Bestimmung der aktuellen hydraulischen Gradienten. Auf Grundlage dieser Informationen kann der Betriebsablauf angepasst werden.

Ein Fließgewässermonitoring besteht an den Messstellen PL 4, PL 5 und PL 6. An Messstelle PL 4 sollte das Messprogramm um die Durchflussmessung erweitert werden. Dies gibt genauere Informationen zum Ausgangszustand des Gewässers vor Eintritt in die Behandlungszone. An Terminen der Stichtagsmessungen sollten ebenfalls Wasserstände erfasst werden.

5.8 Projektfortschreibung

Für den reinen Bau der kompletten Anlage mit sechs Modulen rechnen wir mit fünfeinhalb Jahren Bauzeit (Abb. 23, 24). Nicht inkludiert sind Verhandlungen mit den Grundeigentümern am Vorzugsstandort. Die vorliegende zeitliche Planung ist auf eine schnelle Realisierung der Anlage und somit einem schnellst möglichem Erfolg der Behandlung ausgelegt. Eine Streckung des Zeitplanes ist möglich, jedoch muss beachtet werden, dass sich die Kosten durch z. B. zusätzliche Baustelleneinrichtungen erhöhen.

Schritt 1: Bestimmung der Lage des ersten Behandlungsmoduls

Für die Bestimmung des ersten Behandlungsmoduls sind folgende Schritte nötig (Abb. 23, 24), die im nachfolgenden Text beschrieben sind.

- Ausschreibungen
- Anzeige der Bohrungen
- Boden- und Wasserprobenahme
- bodenphysikalische und -chemische, hydrochemische und mikrobiologische Analysen der Proben
- Säulenversuche zur Optimierung der Glycerindosierung
- Tracertests zur Abschätzung der Längsdispersion und Behandlungszeit

Im ersten Schritt sollte die Lage des ersten Behandlungsmoduls ermittelt werden. Im Vorfeld müssen Ausschreibungen getätigt und die Anzeige der Bohrungen spätestens 6 Monate vor Bohrbeginn erfolgen. Die Analysen (auch mikrobiologisch) aller Boden- und Wasserproben inklusive derer Auswertung sollte am Ende des zweiten Quartals des ersten Jahres abgeschlossen sein. Sobald der Standort für Modul 1 bestimmt ist, sollten Tracertests beginnen. Mit ersten Ergebnissen ist bereits im vierten Quartal des ersten Jahres zu rechnen. Im dritten Quartal des zweiten Jahres sollte der Tracer die ersten beiden Messpegel erreicht haben. Die Messung wird fortgeführt bis der Tracer die letzte Pegelreihe erreicht hat. Mit Teilen des gewonnenen Bohrmaterials sollen die in den Kapiteln 5.2.5 und 5.6 vorgeschlagenen Säulenversuche durchgeführt werden. Diese sind vor Beginn der Errichtung des Grundwassermessnetzes abzuschließen.

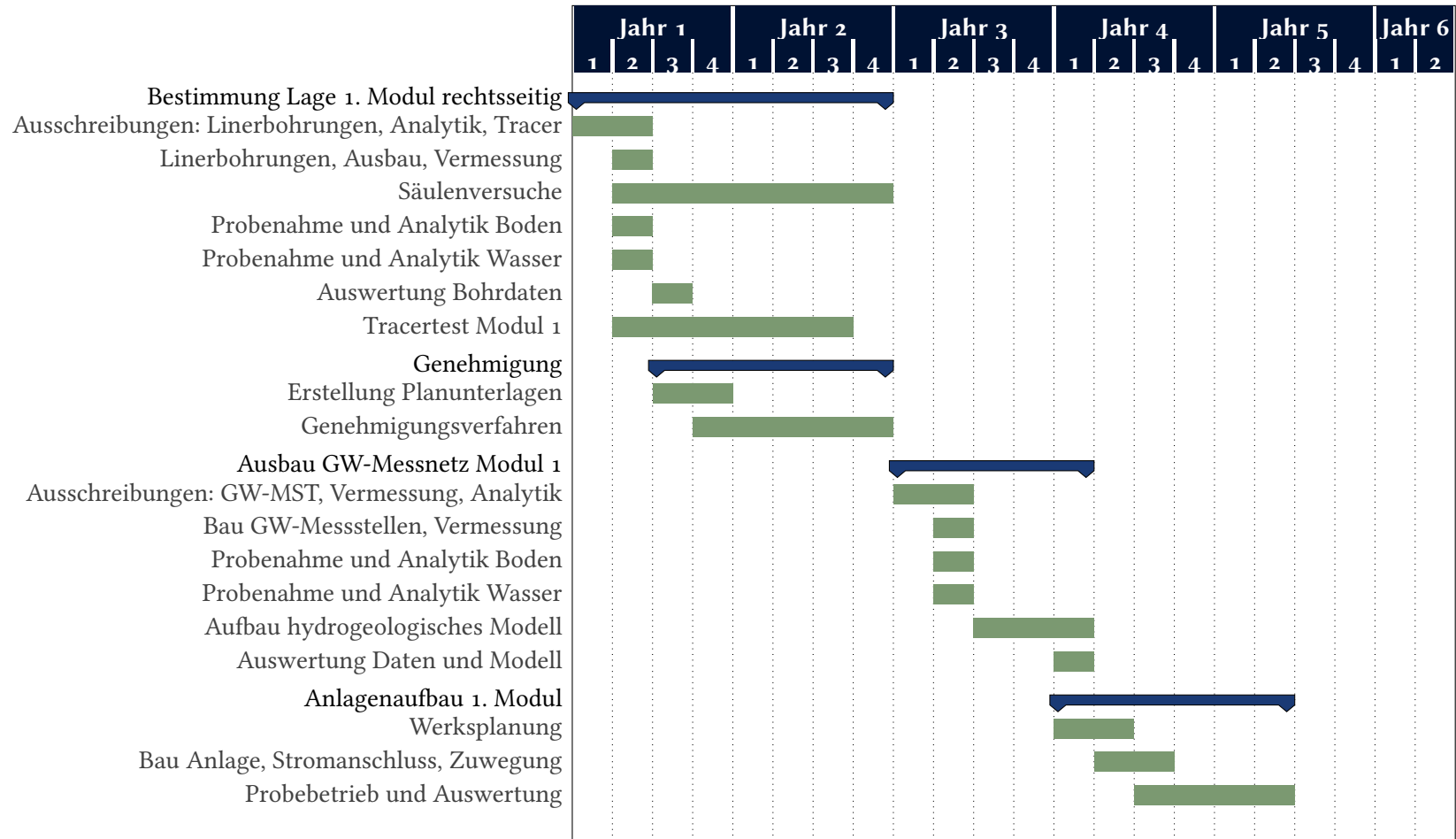


Abbildung 23: Möglicher Zeitplan des Anlagenbaus in Quartalen, wenn zuerst ein Probemodul und im Anschluss die restlichen fünf Module gebaut werden, Teil 1

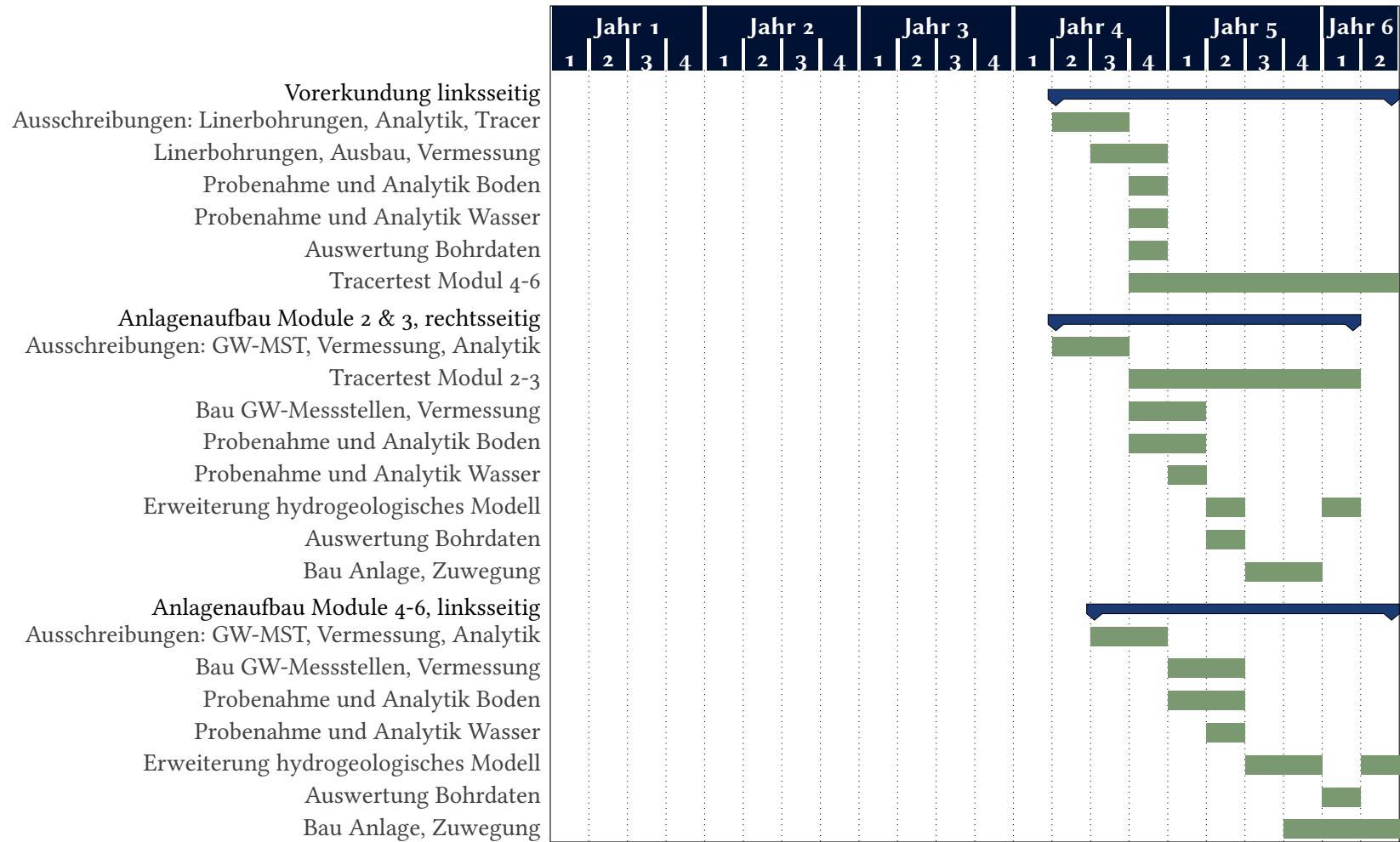


Abbildung 24: Möglicher Zeitplan des Anlagenbaus in Quartalen, wenn zuerst ein Probemodul und im Anschluss die restlichen fünf Module gebaut werden, Teil 2

Schritt 2: Genehmigung

Schritt 2 umfasst folgende Aufgabe:

- Erstellung Planunterlagen inkl. Genehmigungsverfahren

Zeitnah nach Beginn der Vorerkundung können mit Hilfe der Boden- und Wasserdaten sowie den ersten Ergebnissen der Tracertests die Planungsunterlagen erstellt werden. Den zeitlichen Aufwand für das Einholen der Genehmigung inkl. Erstellung der Planunterlagen schätzen wir mit insgesamt 18 Monaten ab. Diese Schätzung kann in beide Richtungen variieren. Das Genehmigungsverfahren sollte für den gesamten Bau aller 6 Module eingeleitet werden, da nur durch den Bau der gesamten Anlage ausreichende Verbesserungen an der Pleiße zu erwarten sind (siehe Kap. 7.1).

Schritt 3: Ausbau des Grundwassermessnetzes für Modul 1

Folgende Aufgaben sind für den Ausbau des Grundwassermessnetzes durchzuführen:

- Ausschreibungen
- Grundwassermessstellenbau inkl. Vermessung
- Boden- und Wasserprobenahme
- bodenphysikalische und -chemische, hydrochemische Analysen der Proben
- Erstellung eines hydrogeologischen Modells inkl. Nutzung von Klimaprojektionen zur Ermittlung von Behandlungstiefe und Fließwegen

Mit Beginn des dritten Jahres sollte das Grundwassermessstellennetz für Modul 1 angelegt werden und die Analytik folgen. Im Anschluss kann ab dem dritten Quartal des dritten Jahres mit dem Aufbau des hydrogeologischen Modells begonnen werden. Wie auf Seite 40 beschrieben, sollte die zukünftige klimatische Veränderung berücksichtigt werden, um die Behandlungstiefe zu bestimmen.

Schritt 4: Anlagenaufbau des ersten Moduls

Zusammenfassend gestaltet sich der Anlagenaufbau in die nachfolgenden Teilaufgaben:

- Werksplanung
- Bau der Anlage, Stromanschluss, Verkehrsfläche
- Probetrieb

Zu Beginn von Jahr 4 beginnt der Aufbau des 1. Moduls, der innerhalb des 3. Quartals von Jahr 4 voraussichtlich beendet sein wird. Der halbjährige Probetrieb startet im Anschluss des Baus. Dieser beinhaltet einen einmonatigen Betrieb durch die Baufirma zur technischen Kontrolle der Anlage sowie den weiteren Betrieb mit 5 Monaten, um erste Ergebnisse erheben zu können. Damit ist auch sichergestellt, dass die gewonnenen Informationen aus den Tracertests in den Probetrieb eingehen. Der Probetrieb dient zur technischen Optimierung der Anlage. Die Ergebnisse können auf die weiteren Module übertragen werden. Ein Nachweis für den Behandlungserfolg ist in der kurzen Zeit weder Ziel noch zu erwarten. Die Zeiten des Probetriebs können variabel gestaltet werden. Für die Zeitplanung ist die kürzeste sinnvolle Zeitspanne eingesetzt worden. Weitere Streckungen und Verzögerungen können auftreten, sind aber von unserer Seite nicht qualifiziert abschätzbar.

Schritt 5: Vorerkundung linksseitig der Pleiße

Die Vorerkundung linksseitig der Pleiße unterscheidet sich in ihrer Durchführung kaum von dem Ablauf von Schritt 1. Lediglich ist kein Säulenversuch geplant.

- Ausschreibungen erstellen
- Boden- und Wasserprobenahme
- bodenphysikalische und -chemische, hydrochemische und mikrobiologische Analysen der Proben
- Tracertests zur Abschätzung der Längsdispersion und Behandlungszeit

Parallel zum Probetrieb findet bereits linksseitig der Pleiße die Vorerkundung statt. Diese benötigt den gleichen Zeitrahmen wie die rechtsseitige Vorerkundung.

Schritt 6: Anlagenaufbau der Module 2 bis 6 inkl. Grundwassermessnetz

Der letzte Schritt ist der Aufbau der restlichen Anlage, der die folgenden Aufgaben enthält:

- Ausschreibungen
- Grundwassermessstellenbau inkl. Vermessung
- Boden- und Wasserprobenahme
- bodenphysikalische und -chemische, hydrochemische Analysen der Proben
- Tracertests zur Abschätzung der Längsdispersion und Behandlungszeit
- Erweiterung des hydrogeologischen Modells
- Bau der Anlage, Stromanschluss, Verkehrsfläche

Sobald die Bohrungen linksseitig abgeschlossen sind, kann im vierten Quartal des vierten Jahres das Grundwassermessstellennetz der Module 2 und 3 (rechtsseitig) aufgebaut werden. Währenddessen starten die Tracerversuche für die Module 2 bis 6, mit deren Beendigung am ersten bzw. zweiten Quartal des fünften Jahres zu rechnen ist. Während der Auswertung der Boden- und Wasserdaten sollte das Messnetz linksseitig aufgebaut werden. Im Anschluss können die Module 2 und 3 und darauf folgend die Module 4 bis 6 gebaut werden. Nach 4 Quartalen (Ende zweites Quartal Jahr 6) ist die Anlage betriebsbereit fertiggestellt.

Nach Abschluss der Tracertests werden die hydrogeologischen Modelle rechts und links der Pleiße mit den erhobenen Daten aktualisiert.

5.9 Kostenschätzung

5.9.1 Kosten für den Bau eines Moduls

Die durchgeführte Kostenschätzung wird zunächst für die Planung, den Bau und den Betrieb eines Moduls vorgestellt.

Tabelle 4: Kosten eines Moduls rechtsseitig der Pleiße aufgeschlüsselt in einmalig und jährlich anfallende Kosten ohne Preissteigerungen.

	Kostengruppe	Fälligkeit	Kosten pro Modul
1	Lage erstes Behandlungsmodul	einmalig	425.000 €
2	Anlagenaufbau inkl. Messnetz	einmalig	3.185.000 €
3	Substrat Zugabe rechtsseitig	jährlich	431.000 €
4	Betrieb der Anlage	jährlich	309.000 €
5	Monitoring und Berichtswesen	jährlich	119.000 €
6	Ersatz & Reparaturen	jährlich	63.000 €
7	Planungskosten	einmalig	71.000 €

Die Lageermittlung des ersten Behandlungsmoduls beinhaltet 21 Linerbohrungen inklusive Ausbau, Probenahme, Wasser- und Bodenanalysen und Auswertung der erhobenen Daten. Die Kostenstelle beträgt 316.000 € und fällt nur einmal pro Uferseite an. Hinzu kommen die vorgeschlagenen Säulenversuche aus Kapitel 5.2.5 und 5.6. Die Kosten für die Säulenversuche fallen für die übrigen 5 Module nicht an.

Der Anlagenbau beinhaltet gleichzeitig das Errichten von 28 GW-Messstellen und die dazugehörigen analytischer Methoden der Boden- und Wasseruntersuchungen, zwei Tracertests, die Erstellung eines hydrogeologischen Modells sowie die Ermittlung anlagenrelevanter Parameter. Der Anlagenbau umfasst die Planung, die Kosten des zusätzlichen Baus von DSI-Lanzen, der mit einem günstigeren Bohrverfahren vollzogen werden soll, die Verlegung und Anschluss der Rohr-, Mess- und Stromleitungen, sowie die technische Ausrüstung von Pumpen, Sonden und der Steuer- und Regeltechnik. Ein einmonatiger Probebetrieb seitens des Anlagenbauunternehmens zur technischen Kontrolle ist ebenfalls in der Kalkulation enthalten.

Für die Planung werden 71.000 € veranschlagt. Diese setzen sich zum überwiegenden Teil aus anfallenden Kosten für die Erstellung der Planunterlagen für das Genehmigungsverfahren zusammen und zum geringen Teil für das Erstellen von Ausschreibungen. Die Erstellung der Planunterlagen konzentriert sich auf das Zusammentragen der Ergebnisse aus der Vorerkundung und dem Grobkonzept der Anlagenplanung. Zusätzlich könnten Kosten für Auflagen der Behörde oder Ausgleichsmaßnahmen hinzukommen, die derzeit nicht qualifiziert abgeschätzt werden können. Kosten, die für die Datenerhebung anfallen, sind nicht in der Summe eingeschlossen, da diese in die Rubrik *Lage erstes Behandlungsmodul* fallen. Es ist zu beachten, dass die Kosten zur Erstellung der Genehmigungsunterlagen nur einmalig anfallen, insofern man die komplette Anlage beantragt.

Mögliche Kosten (Gebühren) für die Genehmigung sowie Kosten durch mögliche Landinanspruchnahme (Grunderwerb) werden nicht berücksichtigt.

Für den Bau des ersten Moduls ergeben sich Kosten von etwa 3.185.000 €.

Neben den Baukosten ist der Betrieb der Anlage mit zusätzlichen regelmäßig anfallenden Kosten verbunden. Die Substratzugabe ist errechnet aus den rechtsseitig ermittelten Substratdosierungen sowie auf dem im Vorfeld definierten Förder- und Infiltrationsregime. Als Nährlösung werden Ammoniumchlorid und Natriumphosphat veranschlagt. Der Verbrauch liegt jährlich bei 67.340 kg Glycerin, 4.680 kg Ammoniumchlorid und 7.280 kg Natriumphosphat. Der Anlagenbetrieb umfasst

den Stromverbrauch sowie Personalkosten.

Eine wissenschaftliche Begleitung ist für die korrekte und situationsangepasste Steuerung der Anlage nötig. Hierzu zählen die Wasserprobenahme, die chemische und biologische Wasseranalyse sowie Berichtswesen und Aktualisierungen des Grundwassermodells (119.000 €). Somit ergeben sich insgesamt jährliche Kosten von rund 859.000 € (Tab. 4, Punkt 3, 4, und 5).

Für die jährlich anfallenden Reparaturen wurden pauschal $\frac{1}{25}$ der Kosten für die Ausrüstungsteile der Anlage (ohne Bohrungen) ab dem sechsten Jahr angesetzt.

5.9.2 Kosten für den Bau der gesamten Anlage

Für den Bau der gesamten Anlage nach dem vorgestellten Zeitplan kalkulieren wir Kosten von 21.063.000 € (Tab. 5). Diese setzen sich zusammen aus den Planungskosten von 86.000 €, den Investitionskosten von 18.861.000 € und den in diesem Zeitraum anfallenden Betriebskosten der Module 1 bis 3 von 2.116.000 €.

Die Planungskosten für die gesamte Anlage fallen nur gering höher aus, als die Planungskosten von 71.000 € für ein Modul. Dies ist dem hohen Kostenanteil zur Erstellung der Planunterlagen geschuldet, die sowohl für ein Modul als auch für die gesamte Anlage mit geschätzten 52.000 € einmalig anfallen.

Die reinen Betriebskosten aller 6 Module (Tab. 5, Jahr 6) schätzen wir auf jährlich 4.703.000 € exklusive möglichen Reparaturkosten. Die Kosten für den Substratverbrauch variieren zwischen links- und rechtsseitigen Modulen aufgrund der verschiedenen Eisenfrachten. In Abhängigkeit der beschriebenen Eisenrücklösung innerhalb des Fließweges (Kapitel 5.2.5) kann es zu einer zeitlichen Verschiebung der Glycerinmengen und somit der Kosten kommen. Reparaturen sind ab Jahr 6 jährlich mit $\frac{1}{25}$ der Anlagenkosten bepreist. Somit ergeben sich mit einer Inflationsrate von 2 % p.a. nach 25 Jahren Betrieb Gesamtkosten von 174.969.000 € (Tab. 5, Jahr 30). Es ist zu beachten, dass die Behandlungsdauer weit mehr als diese 25 Jahre betragen wird (Kap. 2.1).

5.9.3 Wirtschaftlichkeit

Abschließend soll die Dimension der Kosten des hier vorgestellten Verfahrens mit denen einer aktiven Eisenabscheidung über Neutralisation und Oxidation verglichen werden.

Die Abreinigung des der Pleiße zuströmenden Grundwassers erspart die Behandlung des kompletten Abflusses der Pleiße, der im Mittel in diesem Fließgewässerabschnitt etwa 3 m³/s entspricht. Davon ausgehend errechnen sich für die Behandlung mit der hier vorgestellten Technologie Kosten in Höhe von 5,4 €-Cent/m³ Wasser, einschließlich der Abschreibung der Anlage über 25 Jahre. Von der Abschreibung ausgenommen sind anfallende Kosten durch Bohrungen, Berichtswesen und Betriebsmonitoring. Pro Jahr ergeben sich Abschreibungskosten von rund 378.000 €. Zusammen mit den Betriebskosten von 4,7 Mio € im Jahr (vgl. Tabelle 5 Summe Jahr 6) entstehen Gesamtkosten von rund 5 Mio € jährlich ohne Berücksichtigung der Inflation.

$$\frac{5.081.000 \text{ €}}{31.536.000 \text{ s} \cdot \text{a}^{-1} \cdot 3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 0.054 \text{ €} \cdot \text{m}^3 \quad (7)$$

Als Vergleich können die in HILDMANN, BILEK et al. (2019) angegebenen Kosten für ein wesentlich schwächer mineralisiertes Bemessungswasser (336 mg/L Eisen) herangezogen werden. Diese werden

Tabelle 5: Kosten der Anlage in k€ für Bauzeit (Jahre 1 - 5), Betrieb (Jahr 6) und kumuliert über verschiedene Zeitspannen mit einer Inflationsrate von 2 % p.a. ab Jahr 7

	Bau Jahre 1-5	Betrieb Jahr 6	kumulativ mit 2 % Inflation pro Jahr bis				
			Jahr 10	Jahr 15	Jahr 20	Jahr 25	Jahr 30
Lage 1. Modul rechtsseitig	482	-	482	482	482	482	482
Planungskosten	86	-	86	86	86	86	86
Ausbau GW-Messnetz Modul 1	809	-	809	809	809	809	809
Anlagenaufbau 1. Modul	2.677	-	2.677	2.677	2.677	2.677	2.677
Vorerkundung linksseitig	482	-	482	482	482	482	482
Anlagenaufbau Module 2 & 3	5.871	-	5.871	5.871	5.871	5.871	5.781
Anlagenaufbau 4-6	8.540	-	8.540	8.540	8.540	8.540	8.540
Substrat	1.077	2.135	11.113	23.383	36.930	51.886	68.400
Strom & Personal	773	1.855	9.654	20.313	32.082	45.075	59.421
Monitoring & Berichte	266	713	3.449	6.156	9.145	12.444	16.087
Ersatz & Reparaturen	-	378	1.968	4.141	6.541	9.190	12.114
Summe	21.063	5.081	45.131	72.940	103.645	137.542	174.969

einschließlich der Abschreibungskosten und der Deponierung des Eisenschlammes mit 33 €/Cent/m³ Wasser angegeben. Auch liegen die Investitionskosten der hier vorgeschlagenen Anlage mit etwa 21 Mio € deutlich niedriger als z. B. die Kosten für die Wasserbehandlungsanlage Plessa mit 80 Mio €, die für bis zu 1,6 m³/s ausgelegt ist. Deshalb schätzen wir das vorgeschlagene Verfahren als durchaus wirtschaftlich ein.

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 Oberflächenwasser 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; C₃H₈O₃; 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, PINTO & LIMA, 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)².

Ökotoxikologisch wird eine akute aquatische Toxizität mit Werten von über 885 mg/L angegeben. Bei Wasserflöhen (*Daphnia magna*) beträgt die LC₅₀ 1955 mg/L. Als PNEC (predicted no effect concentration) werden für Süßwasser 0,885 mg/L, bei intermittierenden Freisetzungen 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 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, sodass mögliche negative Folgen (Überdüngung, Sauerstoffzehrung) durch Anpassung des Betriebsregimes rechtzeitig kompensiert werden können. Das gilt vor allem für die

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

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 tatsächlichen Havarie kann bereits durch den Anlagenaufbau entgegengewirkt werden, in dem die Kohlenstoffquelle wie das Glycerin in 1 m³-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 Glycerins deutlich unter 100 m³ liegen wird, ist die Anlage in die Gefährdungsstufe A einzuordnen (§39 (1) AwSV). Ferner ist der Anlagenaufbau an den Hangschultern des Pleiße-Einschnittes vorgesehen, sodass 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.

6.4 Wasserrechtliche Genehmigungsfähigkeit

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass einer wasserrechtlichen Genehmigung der Gewässerbenutzung grundsätzlich nichts entgegensteht, 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.

Schließlich verweisen wir auf das Pilotprojekt Ruhlmühle, in dem für einen vergleichbaren Anlagenbetrieb eine wasserrechtliche Genehmigung erwirkt werden konnte. Nachteilige Folgen für das Grund- oder Oberflächenwasser konnten dort, trotz eines engmaschigen Monitorings, zu keiner Zeit festgestellt werden.

6.5 Belange des Naturschutzes

Die Pleiße mit ihren angrenzenden Flächen ist im Bereich der Kippe Witznitz nicht Teil eines Naturschutzgebietes, eines Landschaftsschutzgebietes oder einer anderen naturschutzfachlichen Schutzkategorie. Es befinden sich in diesem Bereich auch keine Natura-2000-Gebiete (FFH-Gebiete, Vogelschutzgebiete). Wesentliche Einschränkungen durch den Naturschutz sind beim Bau einer Behandlungsanlage in diesem Bereich deshalb nicht zu erwarten.

Auf den Schutz des vorhandenen Bodens sollte, vor allem bei der Errichtung der Zufahrtswege, Rücksicht genommen werden, z. B. durch die Einbindung einer bodenkundlichen Baubegleitung.

Eine wesentliche Beeinträchtigung von Bodenorganismen ist nicht zu erwarten. Von einer Wiederbesiedlung des Grundwasserleiters durch Organismen über Mikroben hinaus gehen wir nicht aus, da zum einen die Zeit seit Verstärkung des Materials und Grundwasserwiederanstieg zu kurz und zum anderen die Lebensbedingungen in dem Lockersediment und dem extremen Chemismus ungeeignet sind. Die mikrobielle Lebensgemeinschaft wird hingegen durch die Zugabe von Kohlen- und Nährstoffen gezielt stimuliert.

Bei dem Bau der Anlage können, bedingt durch den Bau von Zuwegungen und die Aufstellung von Anlagenbestandteilen, jedoch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen entsprechend der Eingriffsregelung nach BNatSchG notwendig werden.

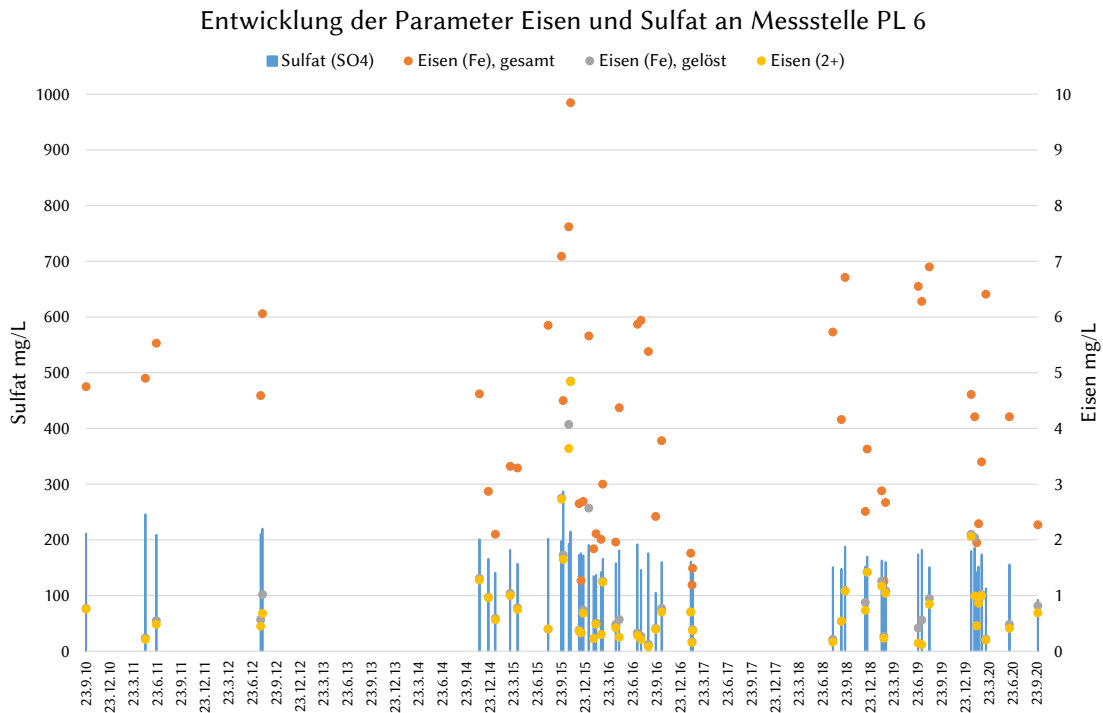


Abbildung 25: Eisen- und Sulfatkonzentrationen (2010 bis 2020) an der Messstelle PL 6 (Fußgängerbrücke Neukieritzsch) im Bereich des Bilanzgebietes 4.

7 Wirkungsabschätzung

7.1 Zu erwartende Wirkung der Anlage auf Pleiße und Grundwasser

Die Behandlung des Grundwassers hat zum Ziel, die Reaktionsprodukte der Pyritverwitterung auszufällen und ein mögliches Auswaschen zu verhindern. Im folgenden Kapitel soll die Wirkung dieser Behandlung auf das Fließgewässer und Grundwasser abgeschätzt werden.

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben ist die Eisenbelastung im Bilanzgebiet 4 (repräsentiert durch Messstelle PL 6) am größten. Dort liegen die Eisenkonzentrationen im Mittel bei 4,1 mg/L, in den Sommermonaten auch über 6 mg/L (Abb. 25). Diese Werte sind aufgrund der grobmaschigen Beprobungszeiträume wenig repräsentativ, machen aber die Problematik deutlich. Laut der Oberflächengewässerverordnung (Anlage 7 zu §5 Absatz 4 Satz 2 OGeWV), in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie, wird für einen guten ökologischen Zustand bzw. Potenzial des Fließgewässertyps 17 ein Orientierungswert von 1,8 mg/L für Eisen und 200 mg/L für Sulfat angegeben.

Es ist zu prüfen, wie stark der Zustrom von Eisen im Bilanzgebiet 4 verringert werden müsste, um diese Konzentrationen in der Pleiße zu erreichen. Daraus kann auch beantwortet werden, ob eine vollständige Behandlung gegenüber einer Teilbehandlung sinnvoll ist.

Die Landesdirektion Sachsen hat fünf Abflussklassen definiert (Tab. 7). Diese beziehen sich auf den Abfluss am Pegel Böhlen. Unter der Annahme, dass der Eisenzutritt durch das Grundwasser in allen Abflussklassen konstant bleibt, kann mithilfe der Abflussdaten von 2010 bis 2020 an PL

Tabelle 6: Maximale tägliche Eisenfracht aus Bilanzgebiet 4 als Eintrag in die Pleiße, um die Eisenkonzentration in Neukieritzsch (A), Trachenauer Wehr (B) bei 1,8 mg/L zu halten. Angaben in Klammern beziehen sich auf berechnete Eisenfrachten des minimalen und maximalen Abflusses je Abflussklasse

Abflussklasse	Abfluss (m ³ /s)	Fe-Fracht (kg/d)			
		Neukieritzsch		Trachenauer Wehr	
1	<3	217	(147 - 289)	194	(117 - 310)
2	3-5	427	(230 - 675)	424	(267 - 640)
3	5-8	707	(423 - 981)	721	(489 - 1132)
4	8-10	1168	(1031 - 1327)	1214	(1086 - 1364)
5	>10	1644	(1198 - 1929)	1668	(1240 - 2018)

6 (Neukieritzsch, Fußgängerbrücke) und PL 10A (Trachenauer Wehr) der maximale Eintrag von Eisen ermittelt, der eine Eisenkonzentration von 1,8 mg/L bedingt (Tab. 6). 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. Fällung und Sedimentation von Eisen sowie Resuspension werden nicht berücksichtigt.

Die im Bericht berücksichtigte Fracht von insgesamt 1023 kg Fe/d kann nur in der Abflussklasse 4 und 5 kompensiert werden. Es ist rechnerisch ein Mindestabfluss von 6,6 m³/s in Neukieritzsch bzw. 7,3 m³/s am Trachenauer Wehr zu gewährleisten. Betrachtet man die jährliche Abflussverteilung, wie in Tabelle 7 dargestellt, wird eine Verschiebung der Aufttrittshäufigkeiten in Richtung geringerer Abflüsse deutlich. Dies ist wahrscheinlich durch Trockenjahre bedingt. Somit sollte die Behandlung für Abflussklasse 1 und 2 ausgelegt werden. Es müsste eine Reduzierung um mindestens rund 800 kg Fe/d erfolgen, um den Schwellenwert von 1,8 mg/L in allen Abflussklassen zu unterschreiten.

Bei einer wie oben beschriebenen Abnahme der Fracht von rund 80 % ergibt sich unter Einbeziehung der Grundwasserzutritte nach BÜTTCHER & KACIREK (2017) eine Reduktion der Eisenkonzentration um 1400 mg/L. Bei der Eisensulfidbildung wird das in die Pleiße eingetragene Sulfat ebenfalls gemindert. Rechnerisch ergäbe sich eine Reduzierung von mehr als 2000 mg/L. Dies entspräche im Mittel einer Halbierung der derzeitigen Sulfatkonzentrationen im Grundwasser.

Beim Pilotversuch an der Ruhlmühle wurde eine Reduktion des Eisens von 89 bis 97 % und des Sulfates von 96 bis 100 % beobachtet (HILDMANN & WALKO, 2020). Zwar lagen auch dort die Sulfatmengen stöchiometrisch über denen des Eisens, jedoch wurde ebenfalls Aluminium durch die entstandenen Sulfide abgebunden. Diese Reduktionsraten liegen somit höher als die für einen Behandlungserfolg benötigten 80 %.

Für die Pleiße sind mit ähnlichen Effekten zu rechnen. Das Verhältnis von Aluminium zu gelöstem Eisen liegt in der Pleiße im Mittel bei 6 % und bewegt sich damit in der gleichen Größenordnung wie an der Ruhlmühle mit 4 % im Anstrom. An Standorten mit geringer Eisenkonzentration kann das Verhältnis auch bis 25 % betragen. Dies hat jedoch keinen nennenswerten Einfluss auf die benötigte Substratmenge.

7.2 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.

7.2.1 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. Eine durch den Klimawandel bedingte Absenkung des Grundwasserspiegels soll mithilfe des hydrogeologischen Modells genauer betrachtet werden (S. 40). 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.

Die Sauerstoffkonzentrationen liegen innerhalb der Kippe im Median bei 1 bis 4 mg/L. An den Messstellen am südlichen Kippenrand liegen sie sogar bei unter 0,2 mg/L (Abb. 26). Der Großteil der Grundwassermessstellen liegt am Ufer der Pleiße. Dort sind auch die höchsten Sauerstoffkonzentrationen gemessen worden. Nicht zu klären ist, inwieweit es Wechselwirkungen zwischen der Pleiße

Tabelle 7: Verteilung der Abflussklassen der Jahre 2010 bis 2020 bezugnehmend zum Pegel Böhlen

Jahr	Anzahl Tage je Abflussklasse				
	1	2	3	4	5
m ³ /s	< 3	3 - 5	5 - 8	8 - 10	> 10
2010		59	140	42	124
2011		114	142	43	66
2012		201	93	16	56
2013		35	120	65	145
2014	7	220	119	8	11
2015	53	174	97	20	21
2016	30	193	111	14	18
2017	57	150	119	20	19
2018	167	106	74	11	7
2019	150	165	32	8	10
2020	252	94	15	2	3
Summe	716	1511	1062	249	480

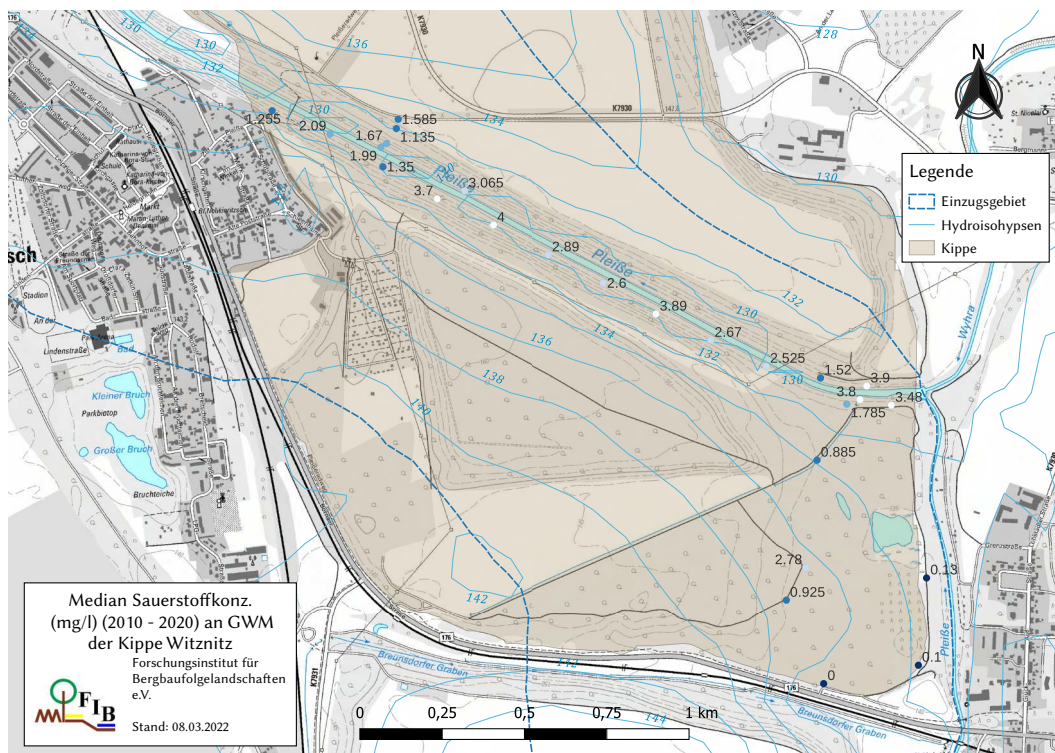


Abbildung 26: Sauerstoffwerte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4

und dem anstehenden Grundwasser in diesem Bereich gibt, die die erhöhten Sauerstoffkonzentrationen erklären würden. Es ist aber zu sagen, dass die ufernahen Messstellen den Chemismus des Grundwassers der Kippe Witznitz ggf. nur bedingt repräsentieren.

Die Relation aus Eisen(II) zu Eisen-gesamt zeigt an allen Messstellen (Ausnahme 61761: 70 %), dass das Eisen zu mindestens 90 % als Eisen(II) vorliegt. Dies deutet auf reduzierende Bedingungen im Grundwasser hin. Mithilfe der Redoxspannung und des pH-Werts wurde der rH-Wert (pH-Wert unabhängiges Maß für das Redoxverhalten) ermittelt (HÖLTING & COLDEWEY, 2013):

$$rH = 2 \cdot \frac{E_H}{E_N} + 2 \cdot pH \quad (8)$$

E_H steht für die Redoxspannung in mV und E_N für die NERNST-Spannung, die 57,17 mV (bei 15°C) beträgt. Die gemittelten rH-Werte zeigen, dass an keiner Messstelle oxidierende Bedingungen vorherrschen. Deshalb bleiben die ausgefällten Eisensulfide trotz der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen fixiert. Aus diesem Grund erwarten wir keine zusätzliche Glycerinzugabe nach Beendigung der Behandlung, um die Sulfide im Untergrund festzulegen.

7.2.2 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), wenngleich 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. 7.1 wurde dargelegt, dass aktuell eine Verringerung der Eisenfracht aus dem Grundwasser in die Pleiße im Bilanzgebiet 4 um rund 800 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.

8 Beantwortung der Prüffragen

Phase 1

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

Die vorgefundenen Konzentrationen an Eisen und Sulfat im Grundwasser sind mit 40 bis 4.200 mg/L Eisen und 2.400 bis 11.000 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 3,4 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 10 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 34 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, sodass 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 m³/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 369 Jahre bzw. rechtsseitig 117 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 stellten, 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.

Phase 2

1. Anlagenstandort: Wo befindet sich der Vorzugsstandort für die Behandlung? Dabei sind mehrere Faktoren zu berücksichtigen:

- a) die Eisen- und Sulfatkonzentrationen und -frachten im Grundwasser,

Die Messdichte im Bilanzgebiet 4 ist zu gering, um Belastungsherde zu lokalisieren. Es wird vorgeschlagen, den gesamten Bilanzraum 4 zu behandeln und die Glycerindosierung in Abhängigkeit der Eisen- und Sulfatkonzentration vorzunehmen. Dazu müssen in Abständen Wasseranalysen vorgenommen und die elektrische Leitfähigkeit regelmäßig geprüft werden.

- b) der für den Substratumsatz notwendige Abstand zum Oberflächengewässer,

Der notwendige Abstand von Anlage zur Pleiße beträgt auf beiden Seiten 80 m. Dieser setzt sich zusammen aus dem Infiltrationsraum, der Reaktionszone und einer Sicherheitszone.

- c) Fragen der Praktikabilität (Zugänglichkeit etc.).

Die Pleiße fließt als tiefer Einschnitt durch den Kippenbereich. Die Uferbereiche sind durch starke Neigung charakterisiert. Die Anlage muss, um ausreichend Fließstrecke zu gewährleisten, auf den Hangschultern verortet werden, auch wenn somit tiefere Bohrungen nötig sind. Um die derzeitige Landnutzung nicht einzuschränken, sollte die Anlage im Übergangsbereich von Acker zu Wald (linksseitig) bzw. Gehölzstreifen zu Acker (rechtsseitig) errichtet werden. Der benötigte Strom kann aus Neukieritzsch bezogen werden.

2. Anlagengröße: Wie groß ist die Anlage zu dimensionieren? Kann ein schrittweiser (modularer) Aufbau erfolgen?

Die Anlage behandelt auf beiden Seite eine Länge von 2185 m mit jeweils 257 Lanzen. Die Anlage wird in 6 gleichgroße Module unterteilt. Jedes Modul besteht aus einer eigenen Mischstation und kann somit unabhängig voneinander betrieben werden. Dies ermöglicht einen schrittweisen Aufbau.

3. Behandlungserfolg: Mit welchen Effekten ist durch die Anlage zu rechnen?

- a) Wie stark lässt sich die Eisenkonzentration im Grundwasseranstrom verringern? (Beachtung des beidseitigen Zustromes, ggf. Unterteilung beidseitig/links/rechts)

Beim Pilotvorhaben an der Ruhlmühle konnte eine Eisenreduktion im Grundwasser bis über 90 % beobachtet werden. Da auch in der Kippe Witznitz die Sulfat-Konzentrationen überstöchiometrisch vorliegen, soll die Glycerinzugabe anhand der Eisenkonzentration bemessen werden. Somit kann das Eisen nahezu komplett eliminiert werden.

- b) Wie stark kann damit die Pleiße hinsichtlich der Eisen- und Sulfatkonzentration entlastet werden?

Bereits bei einer Reduktion von 80 % des Eisenzutritts in die Pleiße kann der Orientierungswert von 1,8 mg/L Eisen in allen Abflussklassen erreicht werden. Maßgeblich ist eine Erhaltung der Abflussmenge der Pleiße. Bei einem Rückgang des Zuflusses der Pleiße in das Bilanzgebiet verringert sich die Verdünnung des Zustroms aus dem Kippenkörper.

4. Anlagenaufbau: Wie müsste der grundsätzliche Aufbau der Anlage aussehen? Wie wären Wasserhebung, Reinfiltration, Dosierung und Energieversorgung grob zu dimensionieren?

Die Anlage besteht auf 6 Modulen mit je 86 (85) DSI-Lanzen, die sowohl das Förderbrunnen als auch Infiltrationseinheit dienen. Sie sind doppelt verrohrt (Brunnenleitung, Steigleitung) und können separat angesteuert werden. 25 Brunnen fördern die Wassermenge für eine Infiltrationslanze (1,9 bzw. 2,4 m³/d pro Brunnen). Das gehobene Wasser wird zur Mischstation gebracht. Diese besteht aus zwei Seecontainern, die mit Steuer- und Regeltechnik, Ansetz- und Dosierbehälter ausgestattet sind und gleichzeitig als Chemikaliendepot dienen. Das Wasser wird mit den Substraten versetzt und gelangt durch eine Leitung, die alle Infiltrationslanzen verbindet, zum gewünschten Infiltrationspunkt. Dies wird durch automatische Kugelhähne realisiert. Für die Stromversorgung müssten Kabel nach Neukieritzsch verlegt und ans Hauptnetz angeschlossen werden. Der Strombedarf wird auf rund 1300 kWh pro Tag geschätzt.

5. Substratbedarf: Von welchem Bedarf an organischem Substrat (Glycerin) und Nährstoffen ist auszugehen?

Für die nach BÜTTCHER & KACIREK (2017) angegebenen Eisenfrachten in die Pleiße müssen täglich 960 kg Glycerin ins Grundwasser eingebracht werden. Aufgrund der heterogenen Verteilung der Eisen- und Sulfatströme wird der Vorschlag unterbreitet, die Dosierung mit Glycerin anhand Wasseranalysen und Leitfähigkeitsmessungen flexibel vorzunehmen. In der Anlaufphase wird neben Glycerin auch eine Nährlösung aus P- und N-Verbindungen beigemischt in einem C:N:P-Verhältnis von 50:20:1. Je Infiltration ergeben sich im Mittel rechtsseitig 4,8 kg NH₄-N (linksseitig 3,1 kg) und 5,2 kg PO₄-P (linksseitig 3,4 kg). Jährlich ist eine Menge von 67 t Glycerin (linksseitig 51 t), 1.250 kg NH₄-N (linksseitig 955 kg) und 1.350 kg PO₄-P (linksseitig 1.050 kg) nötig.

6. Monitoring: Welches Monitoring ist für die Steuerung der Anlage und für die Erfolgskontrolle erforderlich und wie kann dieses an dem Standort umgesetzt werden?

Das Monitoring setzt sich aus den drei Bausteinen: Wasseranalysen, Stichtagsmessung und Fließgewässermonitoring zusammen. Mithilfe von Wasseranalysen (alle 2 Monate) und stetiger Messung der elektrischen Leitfähigkeit soll lanzenpezifisch die notwendige Glycerindosierung ermittelt werden. Das Grundwassermodell sollte mit Stichtagsmessungen regelmäßig (jährlich) aktualisiert werden. Es dient der Einschätzung hydrologischer Verhältnisse und ermöglicht Steuerungsanpassungen der Anlage. Für die Erfolgskontrolle kann neben den Wasseranalysen am Abstrompegel das derzeit laufende Fließgewässermonitoring der Pleiße genutzt werden. Zusätzlich sollte an PL 4 Durchflussmessungen durchgeführt werden, um im Modell eine Mengenbilanzierung durchführen zu können.

7. Erkundung: Welche weiteren Untersuchungen des Standortes sind im Vorfeld erforderlich? Die Erfahrung hat gezeigt, dass eine ausreichende Standorterkundung unverzichtbar ist und oft unterschätzt wird.

Pro Modul sollten an der Infiltrationslinie 7 Linerbohrungen (Abstand ca. 100 m) durchgeführt und das Bohrgut analysiert werden. Das Bohrloch ist auszubauen und Wasserproben zu nehmen. Ein Messnetz vor und hinter der Anlage ist zu errichten. Das Bohrgut aus neu angelegten Messstellen sollte ebenfalls analysiert werden. Grundwasserstände und Wasserqualität sind zu erheben, sowie Tracerversuche durchzuführen. Aus diesen Daten sollte ein hydrogeologisches Modell aufgebaut werden.

8. Kosten: Wie hoch sind die voraussichtlichen Kosten für den Bau, den Betrieb und die Unterhaltung/Wartung der Anlagen einschl. Monitoring? Wie lange müsste der Betrieb erfolgen?

Für den Bau eines Moduls rechnen wir mit Kosten von rund 3.610.000 € und Planungskosten von 71.000 €. Für den jährlichen Betrieb kommen 740.000 € und für das Monitoring 119.000 € hinzu.

Für den Bau aller sechs Module werden Kosten in Höhe von 21.063.000 € veranschlagt. Der Betrieb wird mit 5.081.000 € jährlich abgeschätzt. Der Anlagenbetrieb würde die Abreinigung des Abflusses der Pleiße in Höhe von etwa 3 m³/s ersetzen. Darauf bezogen betragen die Kosten 5,4 €-Cent/m³, sodass der Anlagenbetrieb als wirtschaftlich eingeschätzt wird.

Der Betrieb der Anlage wird weit über 25 Jahre hinweg erfolgen müssen; der aktuelle Wissensstand lässt eine Prognose, wann dieser wieder eingestellt werden kann, nicht zu.

9. Zusammenfassung: Ist der Bau einer Grundwasserbehandlung an dem Standort möglich und empfehlenswert? Falls ja: Welches sind die nächsten notwendigen Schritte zur Umsetzung der Technologie?

Der Betrieb einer Anlage zur mikrobiell induzierten Eisenretention im Anstrom zur Pleiße im Bilanzgebiet 4 der Kippe Witznitz ist möglich und durchführbar.

Bei einer vollständigen Behandlung rechnen wir damit, dass der Orientierungswert von 1,8 mg/L Eisen durchweg eingehalten und damit die Gewässerbelastung erheblich reduziert werden kann. Es besteht aufgrund von Absorptionsprozessen im Aquifer die Möglichkeit, dass sich Eisen in das bereits behandelte Wasser desorbiert. Um diese Mengen adäquat abschätzen zu können und Gegenmaßnahmen zu ergreifen, sollten Säulenversuche durchgeführt werden.

Die Darstellung eines möglichen zeitlichen Ablaufes zur Errichtung der Anlage ist in Abb. 23 und Abb. 24 veranschaulicht. Die nächsten Schritte zur Realisierung wären die Erstellung der Planunterlagen für das Genehmigungsverfahren. Die Ermittlung des Grundeigentums auf den Flächen muss geklärt werden, um die Vorerkundung und anschließenden Bau der Anlage realisieren zu können. Anschließend soll die im Bericht beschriebene Vorerkundung rechtsseitig der Pleiße vorgenommen werden. Diese beinhaltet Linerbohrungen inklusive der Analyse des Bohrmaterials, Ausbau der Bohrungen und Grundwasseranalysen. Ein Tracertest soll an den Bohrungen beginnen. Mit dem gewonnenen Bohrgut sollen Säulenversuche durchgeführt werden.

Anschließend soll das GW-Messnetz am ersten Modul errichtet werden. Aus den so gewonnenen Daten kann eine vertiefende Werksplanung der Anlage erfolgen. Eine detaillierte Beschreibung ist in Kap. 5.8 zu finden.

Literatur

- BILEK, F. (2004): Beschaffenheitsprognose für den Grundwasser-Abstrom aus Braunkohle-Tagebaukippen auf der Basis von experimentell bestimmten Parametern und geochemisch charakterisierten Sedimenten. Diss. Dresden: Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- 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. Im Auftrag der LMBV. Leipzig: Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH.
- 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. Im Auftr. der LMBV. Leipzig: Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH.
- CUNHA, M. P., SANCINETTI, G. P. & RODRIGUEZ, R. P. (2013): Influence of C/N/P ratio on sulphate removal in anaerobic batch reactors. In: *13th World Congress on Anaerobic Digestion*.
- 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. Folgeprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfLUG) zum Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. Essen, Velbert: Umweltbüro Essen und chromgruen.
- HILDMANN, C., BILEK, F., UHLIG, M. & WALKO, M. (2019): Reinigungsverfahren sowie wirtschaftliche Bewertung und Selektion der Best-Praxis-Verfahren gegen Acid-Mine-Drainage (TP 1.8). Techn. Ber. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. URL: https://www.vitamin.sachsen.de/download/1-8_Endbericht_20191128_Rechtschr_korr.pdf.
- HILDMANN, C. & KRUBER, S. (2021): Machbarkeitsstudie: Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom der Pleiße am Standort Kippe Witznitz II - Bericht Phase 1. Techn. Ber. Finsterwalde: Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB).
- HILDMANN, C. & WALKO, M. (2020): Biologische Gewässersanierung: Das Pilotprojekt Ruhlmühle. In: *Wasser – Lebensgrundlage für Landschaften: 25 Jahre FIB e.V.* Hrsg. von M. HAUBOLD-ROSAR, D. KNOCHKE & C. HILDMANN. Bd. 3. Schriftenreihe des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften e.V. Düren: Shaker Verlag. Kap. 7, 109–120.
- HIMML, M. & SCHÄFER, W. (2010): Hinweise zur Erstellung und Beurteilung von Grundwassermodellen im Altlastenbereich. Bd. 12. LANUV-Arbeitsblatt. Recklinghausen: LANUV NRW.

- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W. G. (2013): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 8. Berlin, Heidelberg: Springer, 7–238. ISBN: 978-3- 8274-2353-5. DOI: [10.1007/978-3-8274-2354-2](https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2354-2).
- 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. Finsterwalde: Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.
- 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. The University of Iowa. IOWA Comprehensive Petroleum Underground Storage Tank Fund Board.
- MOTA, C. J., PINTO, B. P. & LIMA, A. L. DE (2017): Glycerol: A Versatile Renewable Feedstock for the Chemical Industry. Springer. ISBN: 978-3-319-59375-3. DOI: [10.1007/978-3-319-59375-3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-59375-3).
- OTTOW, J. C. G. (2011): Mikrobiologie von Böden. Berlin, Heidelberg: Springer. DOI: [10.1007/978-3-642-00824-5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-00824-5).
- PRANGE, H. (2007): Ochre Pollution as an Ecological Problem in the Aquatic Environment: Solution Attempts from Denmark. Hrsg. von EDMUND-SIEMERS-STIFTUNG. Norderstedt: Books on Demand, 80.
- PREUß, V. (2004): Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebauseen. Bd. 9. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt. Dissertation. Cottbus: Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus.
- 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.
- WALKO, M., HILDMANN, C., SCHÖPKE, R., REGEL, R., UHLMANN, W. & PEZENKA, C. (2018): Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom zu Bergbaufolgelassen und Fließgewässern am Standort Ruhlmühle - Abschlussbericht. Techn. Ber. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.
- WALTHER, A. et al. (2014): Sulfatprognose für die bergbaubeeinflussten Bereiche der Grundwasserkörper SAL GW 059 und SAL GW 051 im Südraum Leipzig. Techn. Ber. Im Auftr. der LMBV mbH und MIBRAG mbH. Freiberg/S.: TU Bergakademie Freiberg, GEOMontan Freiberg, IBGW Leipzig, GFI Dresden.
- WEBER, A., KOCH, C. & BILEK, F. (2017): Quartalsbericht II 2017 - Teilleistung 1 - Prognose der Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung. Techn. Ber. Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Grundwasser-Consulting-Institut GmbH Dresden.
- 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. Im Auftr. der LMBV. Leipzig: Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH.

Rechtsquellen

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

OGewV Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer 1 (OGewV), vom 20.06.2016, Fassung vom 09.12.2020

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

Abbildungsverzeichnis

1	Schematische Darstellung der Sulfatreduktion (HILDMANN & WALKO, 2020).	10
2	Das Untersuchungsgebiet Kippe Witznitz II mit den Bilanzgebieten (BÜTTCHER & KACIREK, 2017).	12
3	Schematischer Schnitt im Bereich des Bilanzierungsgebietes 4.	13
4	Eisen- und Sulfatkonzentrationen an einzelnen Messstellen entlang der Pleiße im Bereich des Bilanzgebietes 4 und 5.	13
5	pH-Werte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4	14
6	Eisenkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4	15
7	Sulfatkonzentrationen in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4	15
8	Vergleich der Bohrprofile der GW-Messstellen 6179, 6180, 6181 und der Bohrungen der Infiltrationsversuche	16
9	Durchführung des Infiltrationsversuches.	19
10	Standorte der beiden Infiltrationsversuche an der Pleiße.	20
11	Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt A	21
12	Profil der Pump- und Infiltrationsraten der Erkundungsbohrung am Bohrpunkt B	22
13	Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt A	22
14	Ergebnisse des stufenweisen Infiltrationstests am Bohrpunkt B	23
15	Abbildung zur Verdeutlichung des Grundwasseranstroms in die Pleiße	26
16	Schematische Darstellung der Infiltrationslanzen	26
17	Schematischer Schnitt im Bereich einer möglichen Untergrundbehandlungsanlage an der Pleiße.	27
18	Beispielhafte Entwicklung des Grundwasserstandes an 9 Pegeln im Einzugsgebiet der Pleiße	28
19	Schematische Darstellung des vorgeschlagenen Förderungs- und Infiltrationsregimes	30
20	Eh-pH-Diagramm der Spezies Eisen	36
21	Schematische Übersicht der fördernden, pausierenden und infiltrierenden Lanzen	38
22	Verortung eines möglichen Anlagenstandortes	40
23	Möglicher Zeitplan des Anlagenbaus in Quartalen	43
24	Möglicher Zeitplan des Anlagenbaus in Quartalen	44
25	Eisen- und Sulfatkonzentrationen (2010 bis 2020) an der Messstelle PL 6	54
26	Sauerstoffwerte in den Grundwassermessstellen entlang der Pleiße im Bilanzgebiet 4	57

Tabellenverzeichnis

1	Durchlässigkeitsbeiwerte einiger Bohrungen des Untersuchungsgebietes.	16
2	Kennwerte für das Bilanzgebiet 4 aus dem Baseline-Szenario von BÜTTCHER & KACI- REK (2017).	24
3	Zusammenfassende Übersicht über die links- und rechtsseitige Differenzierung we- sentlicher Grundlagen und Anlagenparameter.	34
4	Kosten eines Moduls rechtsseitig der Pleiße aufgeschlüsselt in einmalig und jährlich anfallende Kosten	47
5	Kosten der Anlage in k€ für Bauzeit (Jahre 1 - 5), Betrieb (Jahr 6) und kumuliert über verschiedene Zeitspannen	49
6	Maximale tägliche Eisenfracht aus Bilanzgebiet 4 als Eintrag in die Pleiße, um die Eisenkonzentration in Neukieritzsch, Trachenauer Wehr bei 1,8 mg/L zu halten. . .	55
7	Verteilung der Abflussklassen der Jahre 2010 bis 2020 bezugnehmend zum Pegel Böhlen	56