Neubau der Bundesautobahn A 20

Von Bau-km **10+449,335** bis Bau-km **14+440,408** von NK nicht vorhanden nach NK 2222 112-0,563 km

Nächster Ort: **Glückstadt**Baulänge: **3,991km** 

## **Planfeststellung**

A 20 - Nord-West-Umfahrung Hamburg

Landesgrenze Niedersachsen / Schleswig-Holstein bis B 431

# Anhang 4 - Prozesswasser im Zuge der Herstellung der A20 Elbguerung

Die vorliegende Unterlage stellt eine vollständig überarbeitete Deckblattfassung mit Stand Dezember 2020 dar.



## **PROZESSWASSER**

im Zuge der Herstellung der A20 Elbquerung







	Inhal	t	Seite
1	AUFG	ABENSTELLUNG	4
2	BEDA	RF VON PROZESSWASSER	4
	2.1.	Baugruben	4
	2.2.	Auflastbereiche und Strassendämme	5
	2.3.	Tunnelbau	5
3	TECHI	NISCHE ANLAGEN IN DER ELBE	6
4	TECHI	NISCHE ANLAGEN BINNENSEITS DES DEICHES	8
	4.1.	Anmachbecken (Pos. 2 Prozesswasserkreislauf)	9
	4.2.	Frischbetonitbecken (Pos. 3 Prozesswasserkreislauf)	10
	4.3.	Separationsanlage (Pos. 7 Prozesswasserkreislauf)	12
	4.5.	Altbentonitbecken (Pos. 8 Prozesswasserkreislauf)	14
	4.6.	Zentrifugen (Pos. 10 Prozesswasserkreislauf)	14
	4.7.	Prozesswasserbecken (Pos. 11 Prozesswasserkreislauf)	15
	4.8.	Reduzierung von Ammonium	16
	4.8.1.	Biologische Reinigung	16
	4.8.2.	Druckflotationsanlage	17
5	PROG	NOSTIZIERTE BELASTUNGEN	19
	5.1.	Baugruben	19
	5.2.	Porenwasser	19
	5.3.	Tunnelvortrieb	20
6	PARA	METER DER BENTONITSUSPENSION	21
	6.1.	Zusammensetzung und Verfahren	21
	6.1.1.	Additive	21
	6.2.	Umweltauswirkungen und Neutralisierung	24
	6.2.1.	Toxizität	24
	6.2.2.	Ausbreitung in den anstehenden Boden durch das Bohrverfahren	25
	6.3.	Stoffgruppen und Wirkung	27
	6.3.1.	Natürlicher Ursprung	28
	6.3.2.	Modifizierter Ursprung	29
	6.3.3.	Synthetischer Ursprung	30
	6.3.4.	Wirkungsweise und Reinigung	31
	6.3.5.	Flockungshilfsmittel	31
	6.3.6.	Wirkungsweise und Reinigung	32
7	PARA	METER DER ELBE	33
	7.1.	Parameter der OGewV Anlage 3 Nr. 3.2 allgemein physikalisch-chemische	
		Qualitätskomponenten in Verbindung mit Anlage 7	34
	7.1.1.	Wassertemperatur	34
	7.1.2.	pH-Wert (zusätzlich zu Anlage 3)	34

	7.1.3.	Leitfähigkeit	35
	7.1.4.	Chlorid	36
	7.1.5.	Abfiltrierbare Stoffe (zusätzlich zur Anlage 3)	36
	7.1.6.	Sauerstoff	37
	7.1.7.	Ammonium	37
	7.1.8.	Nitrit-N (zusätzlich zur Anlage 3)	39
	7.1.9.	Nitrat-N	39
	7.1.10	.Gesamtstickstoff	39
	7.1.11	.Ortho-Phosphat-P	39
	7.1.12	.Gesamtphosphor	40
	7.2.	Parameter der OGewV Anlage 6, Umweltqualitätsnormen für	
		flussgebietsspezifische Schadstoffe	40
	7.2.1.	Parameter, die erhöht werden	40
	7.2.2.	Parameter, die konstant bleiben	40
	7.2.3.	Parameter, die verringert werden	40
	7.3.	Parameter der OGewV Anlage 8, Umweltqualitätsnormen	41
	7.3.1.	Parameter, die erhöht werden	41
	7.3.2.	Parameter, die konstant bleiben	41
	7.3.3.	Parameter, die verringert werden	41
8	EINLE	TWERTE	42
9	VERD	ÜNNUNGSEFFEKTE	43
ΑN	ILAGE 1		4

Index	Revision von	Datum
А	gesamter Inhalt	28.06.2019
В	Einleitwerte gegen Protokollerklärung getauscht	22.09.2019
С	gesamter Inhalt	03.05.2020
D	Aktualisierungen Einleitwerte bis inkl. 2019, gesamter Inhalt	11.12.2020

### Anlage

[ 1 ] Datentabelle Inhaltstoffe Elbe, Bewirtschaftungszeitraum (Dez 09 – Dez 19) mit Grenzwerten und Veränderungen im Bauprozess

#### 1 AUFGABENSTELLUNG

Beim Bauvorhaben der Elbquerung im Zuge der Gesamtmaßnahme A 20 werden für die einzelnen Bauabschnitte zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedliche Mengen an Prozesswasser benötigt. Dieser Bericht soll den Bedarf, die Entnahme, die vorrübergehende Nutzung, die Reinigung und die Rückleitung des Elbwassers und zu geringen Teilen auch des Grundwassers beschreiben. Die Beschreibungen gelten ausschließlich für die temporäre Nutzung von Elb- und Grundwasser während der Herstellung des Bauwerkes.

#### 2 BEDARF VON PROZESSWASSER

Im Wesentlichen kann die Baumaßnahme in Bezug auf den Bedarf von Prozesswasser in drei Teilbereiche unterteilt werden.

#### 2.1. BAUGRUBEN

Bei der Erstellung der Baugruben (Startbaugrube Tunnelvortrieb und Baugruben für die Tröge in offener Bauweise) wird zur Sicherung gegen hydraulischen Grundbruch, über den Zeitraum von 21 Monaten, Grundwasser in einem Volumen von 50.000 m³ benötigt. (siehe Planfeststellungsbeschluss, Landesgrenze Niedersachsen / Schleswig-Holstein bis B 431, vom 30.12.2014, S. 14-15)

Der Bodenaushub in den Baugruben erfolgt immer in einer mit Wasser gefüllten Baugrube. Erst wenn bei der Startbaugrube, die nach unten abdichtende Kleischicht abgetragen wird, versickert anteilig das eingefüllte Baugrubenwasser. Dieses versickernde Grundwasser wird über die Grundwasserbrunnen gefasst und wieder der Baugrube zugeführt. Nachdem bei der Startbaugrube die endgültige Tiefe erreicht wird und die Unterwasserbetonsohle errichtet ist, wird ein weiteres Versickern des Baugrubenwassers verhindert. In der Startbaugrube befinden sich zu diesem Zeitpunkt ca. 50.000 m³ Wasser.

Das erforderliche Wasser für den Aushub der Baugruben wird aus dem Grundwasserleiter, also aus den pleistozänen Sanden, entnommen. Die analytische Untersuchung der Beschaffenheit des Grundwassers liegt in Form der Stellungnahme "Geotechnische u. hydrogeologische Angaben zum Fachbeitrag WRRL" der Grundbauingenieure Steinfeld und Partner GbR vor (Bienert, 2016).

Nach der Wasserentnahme und der Nutzung im Bereich der Startbaugrube wird das Wasser in das auf der Baustelleneinrichtungsfläche befindliche Prozesswasserbecken gepumpt und später zur Herstellung der Trogbaugruben sukzessive wiederverwendet. Nach Ende der Nutzung wird das entnommene Grundwasser in der Wasserbehandlungsanlage aufbereitet und in die Elbe eingeleitet (siehe Kapitel 4.3 & 4.6 & 4.8). Die Grundwasserentnahme ist mit Herstellung der Unterwasserbetonsohle im Startschacht und den Trogbaugruben beendet. Von diesem Startschacht aus beginnen

später die beiden Tunnelbohrmaschinen (TBM) mit dem Vortrieb der Tunnelröhren. Während des Tunnelvortriebs wird kein Grundwasser mehr entnommen.

#### 2.2. AUFLASTBEREICHE UND STRASSENDÄMME

Durch das Aufbringen von Auflast und der Vorbelastung der Straßendämme werden Setzungen erzeugt. Die Setzungen werden durch das Auspressen von Porenwasser aus den organischen Weichschichten aus Klei und Torf hervorgerufen (Bienert, 2016). Die Gesamtsumme des ausgepressten Porenwassers beträgt ca. 60.000 m³. Das Porenwasser wird seitlich der Auflastbereiche bzw. der Dämme in Gräben gefasst und zum Prozesswasserbecken geleitet. Das Volumen des Porenwassers tritt während der Bauphase der Baugruben aus. Deshalb sollten das Prozesswasserbecken und die gesamte Anlage zur Behandlung des Prozesswassers zwar schon früh funktionsbereit sein, aber nicht permanent betrieben werden. Um die Speicherkapazität des Prozesswasserbeckens während der Bauphase der Startbaugrube nutzen zu können, muss das Becken zu Beginn der Arbeiten zur Verfügung stehen.

#### 2.3. TUNNELBAU

Während des Tunnelbaus, der über einen Zeitraum von ca. 25 Monaten erfolgt, wird Wasser zur Herstellung der Stützsuspension und als Brauchwasser (Kühlung, Reinigung, etc.) benötigt. Dieses Wasser soll dem Übergangsgewässer Elbe entnommen, aufbereitet und nach mehrmaligem Durchlaufen des Flüssigkeitskreislaufs über mehrere Reinigungsstufen wieder in die Elbe eingeleitet werden. Der Brauchwasserbedarf und damit die maximale Elbwasserentnahme liegt bei 83 l/s (entspricht 300 m³/h) und die maximale Einleitmenge in die Elbe beträgt 100 l/s (entspricht 360 m³/h) (siehe auch PFB Schleswig-Holstein vom 30.12.2014, Kap. 2.2.1.2).

Die Prozesswasseraufbereitung wird über einen Zeitraum von ca. 5 Jahren vorgehalten, aber mit sehr unterschiedlicher Intensität betrieben. Während das Porenwasser aufbereitet werden muss, wird die Anlage nur sporadisch eingesetzt, um gesammelte Mengen zu behandeln. Während der Baugrubenherstellung wird das Becken als Speicherbecken verwendet. Erst während des Tunnelvortriebes wird die Anlage bis an die Auslegungsgrenze betrieben.

#### 3 TECHNISCHE ANLAGEN IN DER ELBE

Es ist vorgesehen einen Schwimmponton mit Festmacherdalben in die Elbe zu bauen. Am Schwimmponton wird die Entnahmepumpe installiert. Im Bereich zwischen Schwimmponton und Fahrwasser wird eine Rohrleitung mit mehreren Auslässen zur Rückgabe des Wassers installiert und gegen Eisgang geschützt.

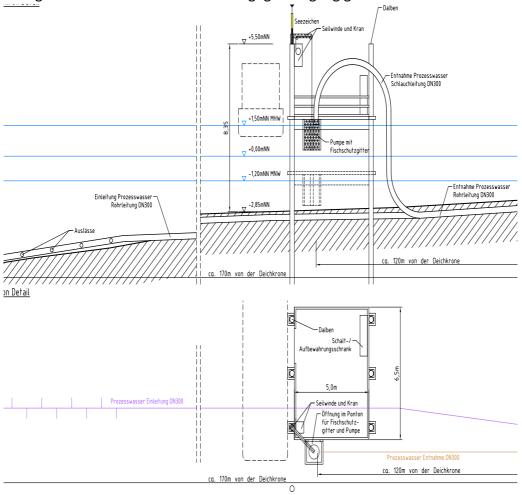
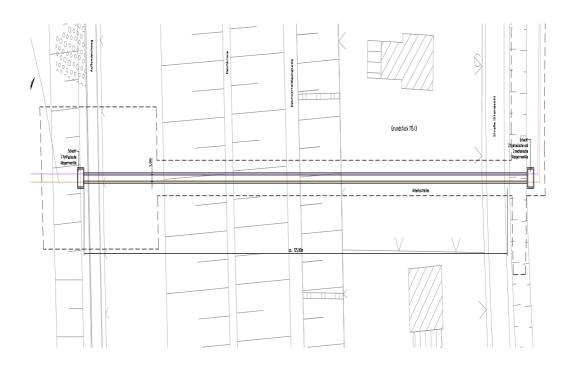


Abbildung 1: Möglicher Schwimmponton zur Wasserentnahme und -rückgabe, (Quelle: BabEng)

Die Pumpe wird mit Fischschutzgittern umgeben. Der Schwimmponton wird für Wartungszwecke begehbar ausgerüstet und gemäß schifffahrtspolizeilicher Anordnung markiert und gegen Anprall geschützt.

Die Bauzeit für die Herstellung der Pfähle (Festmacherdalben) nimmt nur einen kurzen Zeitraum in Anspruch, die Störung ist also nur von kurzer Dauer. Sie werden im Rüttelverfahren eingebracht, welches verglichen mit dem Rammverfahren wesentlich störungsärmer ist.

Die Entnahme- und Rückgabeleitungen werden möglichst rechtwinklig unter dem Deichkörper hindurchgeführt, damit sie einer Deichverteidigung nicht im Wege sind und das Landschaftsbild nicht stören.



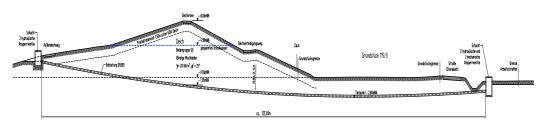


Abbildung 2: Durchführung der Prozesswasserleitung unterhalb des Deiches, (Quelle: BabEng)

#### 4 TECHNISCHE ANLAGEN BINNENSEITS DES DEICHES

Binnenseits des Deiches werden die Entnahme- und Rückgabeleitungen frostfrei abgedeckt zur Baustelleneinrichtungsfläche geführt. Auf der Baustelleneinrichtungsfläche wird das Wasser in Abhängigkeit seiner chemisch-physikalischen Konstitution im Anmachbecken aufbereitet (Einmischen von Sodaasche, Anpassen des pH-Werts, siehe Kapitel 4.1) und vorgehalten. Aus dem Anmachbecken wird das Wasser als Prozesswasser, für Kühlwasser und für das Bentonit-Wassergemisch (Slurry) benutzt. Die Hauptmenge des Wassers wird in dem Bentonit-Wassergemisch, der sogenannten Slurry, verwendet.

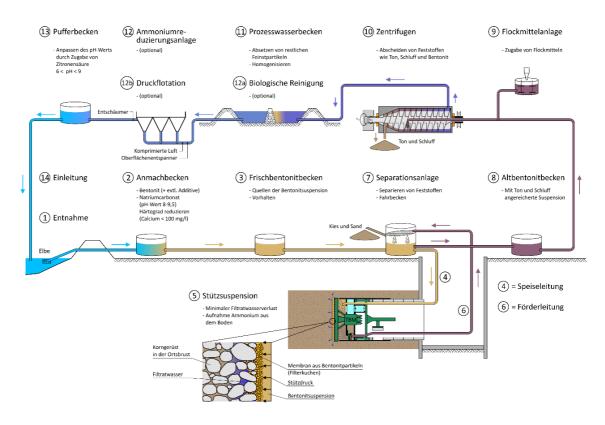


Abbildung 3: Schematische Darstellung Prozesswasserkreislauf, (Quelle: BabEng)

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Stationen der Prozesswassernutzung und -aufbereitung binnenseits des Deichs erläutert.

### 4.1. ANMACHBECKEN (POS. 2 PROZESSWASSERKREISLAUF)



Bild 1: Becken mit Anmachwasser (Hintergrund), (Quelle: BabEng)

Im Anmachbecken wird das Wasser zur besseren Aufnahme von Bentonit vorbereitet. Voraussetzung für die Verwendung in einer Bentonitsuspension sind ein Calciumgehalt von < 100 mg/l und ein leicht alkalischer pH-Wert. Zu diesem Zweck wird das Wasser auf seine Eigenschaften geprüft und gegebenenfalls Sodaasche oder Backpulver (Natriumcarbonat) zur Reduktion der Wasserhärte beigemischt. Zusätzlich wird der pH-Wert des Wassers in einen Bereich von 8 bis 9,5 eingestellt.

#### 4.2. FRISCHBETONITBECKEN (POS. 3 PROZESSWASSERKREISLAUF)



Bild 2: Becken mit Frischbentonit und Bentonitmischanlage, (Quelle: BabEng)

Beim Durchfließen der Mischanlage wird dem Prozesswasser Bentonit zugeführt. Die Menge der Zugabe wird den technischen Erfordernissen in Abhängigkeit der Geologie angepasst. Das Frischbentonit wird im Frischbentonitbecken bis zum Einsatz zwischengelagert.

In Bild 2 sind im Vordergrund zwei Frischbentonitbecken zu sehen. Im Hintergrund befinden sich vier Bentonitsilos mit den zugehörigen Mischanlagen und das bereits erwähnte Becken mit Anmachwasser.

Bentonit selbst ist ein Ton, dessen Hauptbestandteil das Tonmineral Montmorillonit ist. Dieses Tonmineral kann Wasser in seine kristalline Struktur aufnehmen und quillt dadurch auf. Bentonit selbst ist im Wasser nicht löslich und liegt deshalb immer als Suspension, also im Wasser fein verteilte Tonteilchen, vor. Diese Bentonitsuspension entwickelt eine eigene Stabilität, die durch Energieeintrag reduziert werden kann, die sogenannte Thixotropie. Dieses Phänomen wird ausgenutzt, um an der Ortsbrust stabile Verhältnisse zu schaffen (Übertragung des Stützdrucks) und mit der Suspension als Transportmedium den abgebauten Boden zu fördern.

In der Lebensmittel- und Getränkeindustrie wird Bentonit auch als Klär- und Fällmittel benutzt. Diese Eigenschaft rührt insbesondere von der sehr hohen Aufnahmefähigkeit des Bentonits. So hat ein Gramm Bentonit eine innere Oberfläche von 400 m² bis

600 m². Beim Kontakt mit Bentonit werden deshalb viele Verschmutzungen aufgenommen und an das Bentonit gebunden.

In der Abwasserbehandlung wird Bentonit ebenfalls eingesetzt. Die negativ geladenen Bentonitteilchen binden positive geladene Teilchen (z.B. Schwermetalle), was zur Agglomeration und Ausflockung führt (Matthes, 1999).

Dieser Effekt wird auch bei dem Einsatz im Prozesswasser (Elbwasser) zu einer deutlichen Reduktion einiger Fremdstoffe führen, die mit dem Elbwasser in das Prozesswasser gelangen, wie z.B. Schwermetalle. Diese Auswirkungen, auf die einzelnen aufgelisteten Parameter, werden in den folgenden Kapiteln ausgeführt.

#### 4.3. SEPARATIONSANLAGE (POS. 7 PROZESSWASSERKREISLAUF)



Bild 3: Separationsanlage (Hydrozyklone oben, Siebe im Mitteldeck, Bentonitbecken unten), (Quelle: BabEng)

In der Separationsanlage wird die zur Stützung der Ortsbrust und zum Transport des ausgehobenen Bodens verwendete Bentonitsuspension gereinigt und für den nächsten Einsatz vorgehalten. Dafür wird die Bentonitsuspension über Siebe unterschiedlicher Maschengröße geleitet und anschließend die feineren Bodenteilchen in den Hydrozyklonen (Bild 3, ganz oben) entwässert. Die Bodenteilchen werden über die Siebe abgetrennt und über Förderbänder dem Bodenmanagement zugeführt. Die gereinigte Bentonitsuspension verbleibt in den Tanks unterhalb der Siebe und steht für die Wiederverwendung im Kreislauf zur Verfügung.

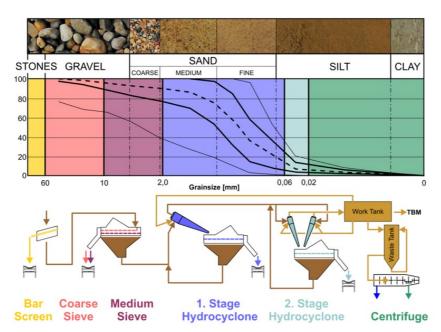


Abbildung 4: Darstellung der unterschiedlichen Komponenten der Separation und welche Bodenbestandteile sie herausfiltern, (Quelle: BabEng)

#### 4.4. STÜTZSUSPENSION - FILTERKUCHEN (POS. 5 PROZESSWASSERKREISLAUF)



Bild 4: Ortsbrust durch das Schneidrad fotografiert: Bentonitfilterkuchen mit Werkzeugspuren und einer Fehlstelle durch Entnahme einer Bodenprobe, (Quelle: BabEng)

Die Bentonitsuspension wird in die Abbaukammer der TBM gepumpt und dort unter einem vorausberechneten Stützdruck gehalten. Dadurch wirkt die Bentonitsuspension an der Ortsbrust (die Fläche des Bodens direkt vor dem Schneidrad) und stützt den Boden. Dies ist die wichtigste Funktion der Bentonitsuspension.

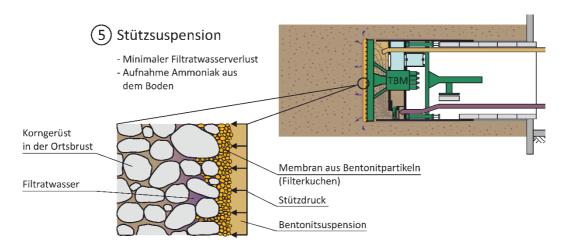


Abbildung 5: Stützsuspension und Filterkuchen einer Slurry-TBM, (Quelle: BabEng)

Zusätzlich transportiert die Bentonitsuspension auch den abgebauten Boden aus der TBM heraus und zur Separationsanlage. Dort findet der oben beschriebene Reinigungsprozess statt und die Bentonitsuspension wird wieder zur TBM gepumpt.

#### 4.5. ALTBENTONITBECKEN (POS. 8 PROZESSWASSERKREISLAUF)



Bild 5: Altbentonit zur Aufbereitung gesammelt im Altbentonitbecken, (Quelle: BabEng)

Die Bentonitsuspension wird während des Kreislaufes durch TBM und Separationsanlage zunehmend mit Ton-, Schluff- und Sandpartikeln angereichert. Diese lassen sich in der Separation nicht mehr in vollem Umfang abtrennen, dadurch steigt die Dichte der Suspension. Aus technischen Gründen wird die Bentonitsuspension bei einer Dichte oberhalb von ca. 1,3 t/m³ ausgeschieden und in das Altbentonitbecken gepumpt.

#### 4.6. ZENTRIFUGEN (POS. 10 PROZESSWASSERKREISLAUF)

Vom Altbentonitbecken wird die Suspension zu den Zentrifugen gepumpt. Dabei wird ein Flockungshilfsmittel zugegeben. Diese Flockungshilfsmittel sind langkettige Polymere, die die Reinigung in der Zentrifuge durch Verkettung der Schmutzpartikel unterstützen. Die zusammengeketteten Schmutzpartikel (Schluff, Ton, Bentonit, etc.) erhöhen die Wichte und lassen sich dadurch, bei der sehr schnell drehenden Zentrifuge, besser zur Außenseite beschleunigen und dort als Schlamm austragen.

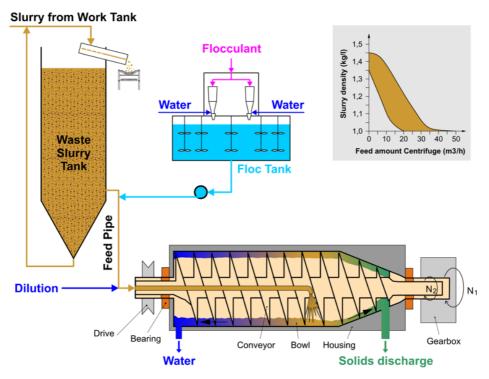


Abbildung 6: Altbentonitbecken, Flockmittelanlage und Zentrifuge, (Quelle: BabEng)

Durch den Austrag des Bentonits werden auch die restlichen unlöslichen Inhaltsstoffe überwiegend ausgetragen und über die Schlammbeseitigung entfernt. Hierbei werden nicht nur das Bentonit selbst, sondern auch die am Bentonit anhaftenden bzw. vom Bentonit eingelagerten Stoffe aus dem Prozesswasser entfernt. Dabei kommt es zur Reinigung vieler Stoffe, insbesondere aus dem Elbwasser oder geogen eingetragene Metalle und Schwermetalle werden mit dem Bentonit ausgetragen.

Der Schlamm liegt stichfest zur Abfuhr vor und kann gegebenenfalls mit Kalk oder Zement vermischt werden, um die Konsistenz zu verfestigen, bevor er dem Bodenmanagement zugeführt wird.

#### 4.7. PROZESSWASSERBECKEN (POS. 11 PROZESSWASSERKREISLAUF)

Das so vorgereinigte Prozesswasser (Zentratwasser der Zentrifuge) geht zur weiteren Reinigung in das Prozesswasserbecken. Vor der Rückgabe des Wassers in die Elbe werden der pH-Wert und die Ammoniumkonzentration angepasst (weitere Erläuterung zu chemischen und physikalischen Auswirkungen in den folgenden Kapiteln). Das Wasser durchströmt vor der Rückgabe mindestens einen Bodenfilter. Das Prinzip der Bodenfilter wird auch in der Trinkwassergewinnung eingesetzt, um Flusswasser zu Trinkwasser zu reinigen. Insbesondere in den Bodenfiltern bleiben sehr feine Stoffe hängen und das durchströmende Wasser ist überwiegend frei von trübenden Bestandteilen.



Bild 6: Beispiel eines Prozesswasserbeckens, (Quelle: BabEng)

#### 4.8. REDUZIERUNG VON AMMONIUM

Nach bzw. während des Ausscheidens auch der feinsten Schwimmpartikel wird das Wasser bei Bedarf einem zusätzlichen Reinigungsprozess unterzogen, um einen geologisch bedingten, erhöhten Ammoniumanteil abzubauen (Bienert, 2016). Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten. Nach dem Durchlaufen der gewählten Alternative wird das Wasser nach Beprobung in die Elbe abgeleitet.

Mögliche Vorgehensweisen zur Reduzierung der Ammoniumkonzentration im Prozesswasser werden im Folgenden vorgestellt.

#### 4.8.1. Biologische Reinigung

Eine Möglichkeit das Prozesswasser vom angesammelten Ammonium zu reinigen, ist der Abbau mittels biologischer Reinigung. Dieser Prozess besteht aus zwei Stufen, während derer das Ammonium erst zu Nitrat und anschließend zu molekularem Stickstoff abgebaut wird. Die Umwandlung erfolgt durch die Stoffwechselprozesse verschiedener Bakterienarten, die auch in den Belebungsstufen und Filtrationen von Klärwerken eingesetzt werden.

In der ersten Stufe, der Nitrifikation, finden zwei Teilprozesse statt. Zuerst wird das Ammonium von Nitritbakterien unter aeroben Bedingungen zu Nitrit oxidiert. Als Nebenprodukt dieses Prozesses fallen Wassermoleküle an, es gibt also keine gewässerschädigenden Nebenprodukte. Im zweiten Teilprozess findet die Oxidation von Nitrit zu Nitrat durch Nitratbakterien statt. Da es sich bei beiden Teilprozessen um aerobe Reaktionen handelt, ist eine Belüftung für die Becken der Nitrifikationsstufe notwendig.

Denitrifikanten wandeln in der zweiten Stufe das entstandene Nitrat zu molekularem Stickstoff um, der anschließend in die Atmosphäre abgegeben wird. Dieser Vorgang kann nur unter anaeroben Verhältnissen stattfinden, da die Bakterien Nitrat nur in Ermangelung von gelöstem Sauerstoff als Elektronenakzeptor nutzen. Um die Reaktion möglich zu machen ist außerdem ein Donator notwendig, welcher in diesem Fall durch die Zugabe von Methanol künstlich zur Verfügung gestellt wird. Die Endprodukte der Denitrifikation sind molekulares Wasser und molekularer Stickstoff, welcher aus dem Becken in die Luft entweicht.

Die entsprechenden Bakterien werden beispielsweise auf Blähtonmaterial angesiedelt, der sich durch seine große Oberfläche im Verhältnis zu seinem Volumen auszeichnet. Damit der Ammoniumabbau stattfinden kann, darf die Wassertemperatur 12°C nicht unterschreiten, da die Bakterien bei niedrigeren Temperaturen ihren Stoffwechselprozess einstellen. Das Prozesswasser durchläuft diese Blähtonfilter und wird dabei vom Ammonium gereinigt.

Als Beispiel für diese Vorgehensweise wird das Zentralklärwerk Lübeck herangezogen, welches auf die oben beschriebene Art und Weise ein tägliches Abwasservolumen von 50.000 m³ reinigt und initiale Ammoniumkonzentrationen um 80 bis 85 % von 50 bis 70 mg/l auf <10 mg/l reduziert. Die Ammoniumkonzentration des Prozesswassers ist von vergleichbarer Dimension, die anfallenden Wassermengen jedoch geringer.

#### 4.8.2. Druckflotationsanlage

Als weitere Methode der Ammoniumreduktion gibt es die Möglichkeit der Druckflotation. Wie in Abbildung 7 dargestellt, wird dabei das Prozesswasser aus dem Prozesswasserbecken in und durch die Druckflotationsanlage geleitet, wo mit Hilfe von Luftblasen bestimmte Inhaltsstoffe herausgetrennt werden. Während bei feinkörnigen Bestandteilen in einer Suspension die hydrophoben und hydrophilen Eigenschaften der herauszutrennenden Stoffe ausgenutzt werden, erfolgt das Trennen bei in der Suspension gelösten Stoffen, wie in diesem Fall dem Ammonium, mit der Druckentspannungsflotation unter Ausnutzung der allgemeinen Gasgesetzte.

Zuerst wird der pH-Wert angepasst, Tenside zugegeben und dann das "belastete" Prozesswasser mit Druckluft versetzt. Tenside reduzieren die Oberflächenspannung des Wassers, wodurch der Reinigungsprozess schneller und mit weniger Energieaufwand durchgeführt werden kann. Der geringe Einsatz der Tenside sind aufgrund der minimalen Mengen unbedenklich für die Umwelt und werden später in der Elbe biologisch abgebaut. Möglichst gleichmäßig über die Grundfläche verteilt wird Druckluft von unten in die Behandlungsbecken der Druckflotationsanlage eingeleitet. Die komprimierte Luft dehnt sich dabei aus und steigt in Luftblasen zur Oberfläche. Freies Ammoniak, das im Wasser enthalten ist, geht in den

Luftblasen in seine gasförmige Phase über und wird so zur Oberfläche mitgerissen, wo es in die Umgebungsluft entweicht. Durch eine Erhöhung des pH-Wertes wird vermehrt Ammonium in Ammoniak umgewandelt und der Ammoniakaustrag erhöht.

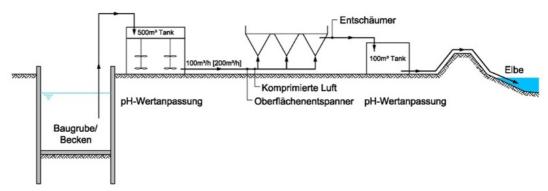


Abbildung 7: Druckflotationsanlage zur Reduzierung des Ammoniumgehalts, (Quelle: BabEng)

Zur Reduzierung des Ammoniumgehalts im Prozesswasser kann alternativ, mit entsprechendem Umbau- und Kostenaufwand, außerdem auf industrielle Lösungen, wie z.B. das ByoFlex System der Byosis Group o.ä., zurückgegriffen werden (Abbildung 8).

Dabei wird das Prinzip der Druckluftflotation eingesetzt, um mit einem zusätzlichen Arbeitsschritt als Endprodukt das handelbare Düngemittel Ammoniumsulfat ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) zu erhalten.

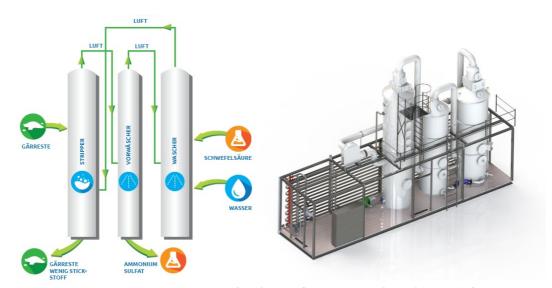


Abbildung 8:Prozess der Ammoniumstrippung (links) und Aufbau der Anlage (rechts) beispielhaft im patentierten ByoFlex System, (schematisch. (Quelle: Byosis Group BV (2019))

Nach erfolgreicher Reduzierung des Ammoniums wird der pH-Wert wieder in den Bereich des pH-Wertes der Elbe, der gemäß Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016) noch zu genehmigen ist (derzeit zwischen 7,3 und 8,2) eingestellt und das Wasser wird in die Elbe abgeführt.

#### 5 PROGNOSTIZIERTE BELASTUNGEN

#### 5.1. BAUGRUBEN

Es ist geplant, die Baugruben mit Unterwasserbetonsohlen herzustellen. Der Aushub erfolgt nach Herstellung der seitlich wasserdichten Baugrubenwände im Unterwasseraushubverfahren. Dies bedeutet, dass die Baugrube ständig mit Wasser gefüllt sein muss, welches über Grundwasserbrunnen gewonnen werden soll. Diese Grundwasserbrunnen befinden sich direkt neben den Baugruben. Nach Installation einer Brunnenanlage mit vollständiger Ausfilterung über die Höhe des pleistozänen Grundwasserleiters wird das durch den Unterwasseraushub des Bodens aus der Baugrube entfernte Bodenvolumen durch die aushubbegleitende Einleitung von Grundwasser ausgeglichen. Für nähere Informationen zur Zusammensetzung des Grundwassers siehe "Hydrogeologisches Gutachten zur Ermittlung der Auswirkungen des Elbtunnels auf die Grundwasserverhältnisse" (Grundbauingenieure Steinfeld und Partner GbR, 2007). Nach Einbringen der Sohlpfähle wird die Baugrubensohle für die Durchführung der Unterwasserbetonarbeiten mit Taucherhilfe vorbereitet. Dabei wird der beim Aushub durch im Wasser schwebende Feinteile entstehende und sich auf der Baugrubensohle in einer Mächtigkeit von bis zu mehreren Dezimetern absetzende dünnflüssige Schlamm abgepumpt und im Prozesswasserbecken entwässert.

Bei diesem Verfahrensschritt wird das Baugrubenwasser mit zusätzlichen Schwebstoffen durchsetzt.

Zusätzlich kommt es mit dem Boden in Berührung, so dass das Wasser mit den im Boden bereits vorhandenen Schadstoffen belastet wird. Hier ist in erster Linie die deutlich erhöhte Konzentration von Ammonium zu nennen (siehe Kapitel 4.8).

Durch die Betonage der Unterwassersohle kommt das Wasser mit Zement in Kontakt. Dadurch ist zu erwarten, dass ein erhöhter pH-Wert auftreten wird. Das Baugrubenwasser wird nach seiner Verwendung in dem Prozesswasserbecken zwischengespeichert und beim Aushub der nächsten Baugrube wiederverwendet. Erst nach Aushub aller Baugruben wird das Prozesswasser über die zuvor beschriebene Behandlung gereinigt und in die Elbe rückgeführt.

#### 5.2. PORENWASSER

Im Bereich der Aufschüttungen werden, durch die aufgebrachten Auflasten, im Zuge des Setzungsprozesses auf der gesamten Fläche ca. 60.000 m³ Porenwasser ausgepresst. Dieser Porenwasseranfall wird gefasst und in das Prozesswasserbecken geleitet. Das ausgepresste Porenwasser hat die gleiche Qualität wie das Grundwasser des Stauhorizontes und ist weniger stark mit Ammonium belastet als das Baugrubenwasser, welches häufiger durch den Baugrund gepresst wird und sich dadurch mit Ammonium anreichert (siehe auch Berechnung im Kapitel A7.1.8). Im Prozesswasserbecken erfolgt die Behandlung entsprechend des gesamten Prozesswassers.

#### **5.3. TUNNELVORTRIEB**

Die Bentonitsuspension kommt mit den geologischen Schichten in Kontakt. Daher werden sich in der Suspension Schwebstoffe anreichern. Die Zusammensetzung der Schwebstoffe ist abhängig von der Geologie und somit variabel. Zu Beginn und Ende des Vortriebes wird sich beispielsweise geologiebedingt Ammonium in der Suspension anreichern. Außerdem kann das Prozesswasser mit sulfidischen Verbindungen aus dem Bodenmaterial in Kontakt kommen. Das Prozesswasser ist alkalisch und durch die Abwesenheit von freiem Sauerstoff als reduzierendes Milieu charakterisiert, weshalb während des Tunnelvortriebs sulfidische Verbindungen (z.B. Pyrit) im Prozesswasser nicht oxidiert werden. Demnach werden während der Vortriebsarbeiten weder Sulfat noch Schwefelsäure in das Prozesswasser freigesetzt. Erst auf den Bodenzwischenlagern kann über den Kontakt mit Umgebungsluft die Oxidation stattfinden. Dabei können an der Oberfläche geringe Mengen an Sulfat entstehen. Aufgrund dessen wird während der Zeit mit Präsenz von Glimmerton die Flächen der Zwischenlagerdeponien reduziert und der Boden eher hoch aufgefüllt. Dadurch werden die Oberflächenbereiche, die oxidieren können und damit Sulfat freisetzen können, gering gehalten. Das Sickerwasser wird über den Prozesswasserkreislauf gereinigt, der Boden wird dem Bodenmanagement zugeführt.

Restbestände von organischem Bentonit, Polymeren und Flockmittel sind zusätzlich möglich. Diese Substanzen werden in der nachgeschalteten Behandlung soweit gereinigt, dass das Prozesswasser unter Einhaltung der Grenzwerte, gemäß Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016), in die Elbe rückgeführt werden kann.

Wichtig für die gesamte Bewertung der Nutzung des Prozesswassers ist die Tatsache, dass für den Bauprozess auch Trinkwasser benutzt werden könnte. Dieses Wasser würde nach der Nutzung zur Kläranlage abgeschlagen werden und dort nach der Reinigung in die Elbe gelangen. Dabei würde nicht nur wertvolles Trinkwasser verbraucht werden, sondern zusätzlich unnötige Energie aufgebracht und verschwendet werden. Zuerst müsste Grundwasser zu Trinkwasser aufbereitet werden, dann wird es im Bauprozess mit Fremdstoffen durchmischt und anschließend wieder gereinigt und abgeleitet. Bei der gewählten Methode, das Brauchwasser aus der Elbe zu entnehmen, entfällt die anfängliche Reinigung auf Trinkwasser-Niveau und somit werden erheblich Ressourcen eingespart.

#### **6 PARAMETER DER BENTONITSUSPENSION**

#### **6.1. ZUSAMMENSETZUNG UND VERFAHREN**

Auf dem Markt sind generell drei Bentonitarten gebräuchlich: natürlicher Calcium- oder Natriumbentonit, aktivierter Natriumbentonit und polymermodifizierter Bentonit. Dabei kann aktivierter Natriumbentonit durch Aktivierung mit Sodaasche aus natürlichem Bentonit hergestellt werden. Als Aktivierung wird hier der Überführungsprozess der Sodaasche in eine chemische Verbindung mit Bentonit bezeichnet, der die Reaktivität des Bentonits, d.h. die Reaktionsgeschwindigkeit oder Reaktionsausbeute erhöht. Ziel ist es, den Ionenaustausch zu maximieren und die angestrebten Produkteigenschaften, wie Quell- oder Adsorptionsfähigkeit, zu optimieren.

In diesem Fall bedeutet das, dass beispielsweise ein Ca-Bentonit durch Austausch der Ca-Kationen in der Zwischenschicht mit den Na-Kationen der Sodaasche chemisch in einen Na-Bentonit überführt wird. Dabei werden die ausgetauschten Ca-Kationen als Calciumcarbonat ausgefällt. Der angestrebte Endzustand kann so bewusst gesteuert werden und das Produkt, der Aktivbentonit, unterliegt dann geringeren als den natürlichen Schwankungen.

Die Aktivierung steigert neben den rheologischen Eigenschaften der Suspension insbesondere das Quell- und Wasseraufnahmevermögen des Bentonits. Auch der Aktivierungsgrad kann gesteuert werden, wodurch eine systematische Anpassung des Bentonits an den Einsatzbereich ermöglicht wird.

Die zusätzliche Zugabe von Polymeren ergibt polymermodifiziertes Bentonit, wodurch beispielsweise die Viskosität reguliert werden, oder die Wasserzugänglichkeit verbessert und somit der Quellprozess beschleunigt wird. Dies wird teilweise eingesetzt, da die rheologischen Eigenschaften der Bentonitsuspension zeitabhängig sind. Das bedeutet je länger die mechanische Beanspruchung der Flüssigkeit dauert, desto dünnflüssiger wird sie (Praetorius & Schößer, 2016). Außerdem kann der Kontaminationsschutz erhöht werden. Die Suspension wird also gegenüber Einflüssen aus dem anstehenden Boden geschützt, um die notwendigen Eigenschaften zu erhalten.

Je nach Geologie sind verschiedene Additivkombinationen zur Einstellung einer stabilen Suspension, mit den zur Gewährleistung der Stabilität an der Ortsbrust während des Vortriebs erforderlichen thixotropen Eigenschaften, notwendig.

#### 6.1.1. Additive

Je nach gewünschtem Effekt des Additivs muss die richtige Polymerfamilie und das entsprechende Produkt gewählt werden. Grundsätzlich finden Polymere als Zusatzstoffe
Anwendung zur Viskositätsregulierung, Filtratreduktion, Toninhibierung, Verflüssigung
und Flockung, sowie als mechanische Stopfmittel (LCM) und Schmiermittel.
Strukturell kommen als Toninhibitoren lineare Moleküle und zur Filtrationskontrolle verzweigte Moleküle zum Einsatz, während vernetzte Polymere seltener und nur in speziellen Fällen Anwendung finden. Die Eigenschaften der einzelnen Additive bedingen sich
oft gegenseitig, weshalb eine genaue Abgrenzung einzelner oft nicht möglich ist. Dient

ein Additiv zum Beispiel als Viskositätsregulierer, wirkt es durch die Bildung von Gel meist auch der Filtratreduzierung entgegen. Die Wirkung eines Polymers in der Bentonitsuspension hängt weiterhin von der Einsatzmenge ab. Je nach Konzentration kann ein Additiv gelbildend oder flokkulierend wirken. Ob der Einsatz von Additiven notwendig ist und welche Stoffe verwendet werden, hängt von der vorhandenen Geologie und ihrer Wechselwirkung mit der Bentonitsuspension ab. (Praetorius & Schößer, 2016)

Häufig zur Optimierung der Bentonitsuspension verwendete Polymertypen sind in Tabelle 1 gelistet.

	Stärke	Xan- than	Gua- ran	PAC	HEC	CMC	PAM	PHPA
<b>CAS-Nummer</b>	9005-	11138-	9000-	-	9004-	9004-	s. Ta-	64742-
	25-8	66-2	30-0		62-0	32-4	belle 2	47-8
Linear (L) /	L, V	L, V	V	V	V	V	V	L
Verzweigt								
(V)								
Anionisch	N, (A,	Α	N	Α	N	Α	N, K, A	N, K, A
(A)/	K)							
Kationisch								
(K)/								
Nichtionisch								
(N)								
Natürlich	N	N	N	M	М	M	S	S
(N)/ Modifi-								
ziert (M)/								
Synthetisch								
(S)								
Filtrations-	Ja	Nein	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
kontrolle	NI - ' -	NI - 1 -	NI-'-	1 -	1 -	1 -	NI - ' -	1 -
Toninhibitor	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja	Ja	Nein	Ja
Viskositäts-	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
regulierer	4	4	4	4	4	4	4 2	4
Wasserge-	1	1	1	1	1	1	1-2	1
fährdungs-								
klasse		1 -	1 -	1 -	1 -		N1 - * -	N1 - * -
Bakt. Zerset-	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nein	Nein
zung	-:-/:	D			(2047)	1 December 1		2 (2046)

Tabelle 1: In Stützflüssigkeit gängige Polymertypen nach Umweltbundesamt (2017) und Praetorius und Schößer (2016) mit: PAC – Polyanionische Cellulose, HEC – Hydroxethylcellulose, CMC – Carboxymethylcellulose, PAM – Polyacrylamid und PHPA – Partiell Hydrolisiertes Polyacrylamid

An dieser Stelle sei erwähnt, dass durch die Reinigung des Prozesswassers alle diese, während der Baumaßnahme zugeführten Stoffe wieder gereinigt und die genehmigten Grenzwerte zur Einleitung des Prozesswassers in die Elbe (Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016)) eingehalten werden.

#### Viskositätsregulierer:

Neben Bentonit als grundlegendem Viskositätsregulierer werden der Suspension zum Aufbau einer Gelstruktur, also zur Erhöhung der Viskosität, weitere Stoffe hinzugefügt. Die Gelstruktur entsteht durch ein in Wasser gequollenes polymeres Netzwerk. Letzteres steht mit der umliegenden Flüssigkeit in Wechselwirkung, deren Ausprägungen wiederum die Eigenschaften des Gels bestimmen. Natürliche und modifizierte organische Viskositätsregulierer sind zum Beispiel hydrophile Polysaccharide, die durch Bildung von Wasserstoffbrücken stabile Hydrogele bilden. Andere Gelbildner sind assoziative Viskositätsregulierer, die durch die Anlagerung von suspendierten Teilchen Gel bilden. Diese sind sowohl hydrophil als auch hydrophob und werden vertreten durch Stoffe wie Polyacrylamide (PAM), Celluloseether und hydrophob modifizierte Polyacrylate. (Praetorius & Schößer, 2016)

#### Filtratreduzierer:

Durch die Bildung eines optimalen Filterkuchens werden die Filtratverluste in das umliegende Gebirge minimiert. Die Wirkung der entsprechenden Additive ist die des mechanisch-physikalischen Verstopfens der Filterkuchenporen. Dazu werden Polymere eingesetzt, die aus Makromolekülen bestehen, wie zum Beispiel modifizierte Cellulosen. Diese bilden in der Suspension ladungsbedingt eine dicke Hydrathülle aus, die dann an die Tonpartikel adsorbiert wird. Dies verkleinert die Porenräume im Filterkuchen. Frei vorliegende Polymerpartikel können aufgrund ihrer Mobilität und Plastizität dann noch offene Porenräume belegen. Filtratverlust kann auch mit hohen Polymerkonzentrationen nicht vollständig verhindert werden, bei konstanten Bedingungen nimmt er jedoch mit steigender Additivkonzentration ab. Reduzierte Filterkuchendurchlässigkeit wirkt sich in beide Richtungen aus, nicht nur weniger Filtrat fließt ab, auch weniger Kontamination fließt ein. Dies wiederrum führt zu einer stabileren Suspension. (Praetorius & Schößer, 2016)

#### Toninhibitoren:

In tonhaltigem Boden wie Ton oder Schluff kann der Kontakt mit Wasser zu problematischem Quellverhalten des abzubauenden Bodens und damit verbundener Verklebung des Schneidrades führen. Um diesem Effekt entgegenzuwirken können der Bentonitsuspension toninhibierende Polymere zugesetzt werden: zum Beispiel Carboxymethylcellulosen (CMC), Polyanionische Cellulosen (PAC) oder Hydroxyethylcellulosen (HEC). Diese hindern die Tonpartikel an der Ortsbrust bei Kontakt mit der Stützflüssigkeit an der Wasseraufnahme. (Praetorius & Schößer, 2016)

#### Stopfmittel:

Das Abfließen von Suspension in große Porenräume des Baugrundes kann zum Abfall des Stützdrucks und damit zu Instabilität an der Ortsbrust führen. Ausgleichende Maßnahmen können dann mittels eines Stopfmittels durchgeführt werden. Dieses kann sein: Bentonitgranulat, Kokosnussfasern oder quellfähige beziehungsweise vernetzende Polymere. Je nach Anwendung erfüllen auch Mischungen den Zweck. (Praetorius & Schößer, 2016)

#### Flockungsmittel:

Nach Durchlaufen des Prozesswasserkreislaufs und vor der Einleitung in die Elbe werden Flockungsmittel eingesetzt, um Feinstanteile, wie Tonpartikel, aus der Suspension zu entfernen. Sie können auch verwendet werden, um andere Additive aus dem Kreislauf zu entfernen, um das Prozesswasser nach dem Gebrauch und vor der Einleitung in den Vorfluter zu reinigen.

Es wird zwischen Flockungshilfsmitteln und Primärflockungsmitteln unterschieden. Erstere sind ionische oder neutrale wasserlösliche Polymere, die durch elektrostatische Wechselwirkungen zum Verklumpen der zu entfernenden Stoffe führen (Jaeger, 1994). Da diese Stoffe, wie zum Beispiel Bentonit, oftmals eine negative Ladung tragen, handelt es sich bei den Flockungshilfsmitteln meist um kationische Polymere.

Bei Primärflockungsmitteln handelt es sich meist um anorganische Mineralsalze wie Eisensalz (WGK 1) oder Aluminiumsalze (nwg – WGK 1). Sie schließen den zu flockenden Stoff ein und bilden so eine Flocke, deren Masse groß genug ist, um aus der Suspension entfernt zu werden.

#### 6.2. UMWELTAUSWIRKUNGEN UND NEUTRALISIERUNG

In der Regel werden Polymere als gesundheitlich unbedenklich eingestuft (Domininghaus, Elsner, Eyerer & Hirth, 2008). Dennoch können durch den ionischen Charakter Wechselwirkungen mit der Umwelt auftreten.

#### 6.2.1. Toxizität

Die Toxizität von Polymeren ist abhängig vom Ionencharakter des jeweiligen Stoffes. Eine Zuordnung von Ionencharakter zu den einzelnen Polymeren ist in Tabelle 1 verzeichnet.

Deutlich wird dies bei der Betrachtung von Polyacrylamiden. Nicht-ionische und anionisch modifizierte Polyacrylamide verfügen im Allgemeinen über geringe orale und dermale Toxizitätswerte (z.B. LD50, oral >2,5 g/kg). Kationische Polyacrylamide neigen hingegen dazu, an den Kiemen der Fische zu adsorbieren. Sie besitzen daher eine höhere Fischtoxizität (LD50, oral >5,0 g/kg) als die nicht-ionischen und anionischen Flockungshilfsmittel (Schumann et al., 1997). Aus diesem Grund werden beispielsweise kationische Polyacrylamidderivate mit einer Kationenstärke >15 % in die Wassergefährdungsklasse (WGK) 2 eingeordnet. Eine

fachgerechte und bestimmungsgemäße Anwendung dieser Stoffe in der Abwasserbehandlung wird dadurch aber nicht eingeschränkt.

Eine Überdosierung synthetischer Flockungshilfsmittel bei der Reinigung von Abwässern führt durch ihre mangelnde Abbaubarkeit zu einer Akkumulation in Gewässern oder Böden. Zur Umweltverträglichkeit dieser Stoffe liegen bisher keine Langzeitstudien vor.

Die beschriebene Akkumulation kann bei bestimmten Stoffen zu einer aquatischen Toxizität führen. Aus diesem Grund werden die potenziell schädlichen, kationischen Polymere vor der Wiedereinleitung des Prozesswassers in den Vorfluter durch die Zugabe von umweltunbedenklichen, anionischen Polymeren neutralisiert. Damit wird der Eintrag von möglicherweise giftigen Stoffen in das Ökosystem der Elbe verhindert.

#### 6.2.2. Ausbreitung in den anstehenden Boden durch das Bohrverfahren

Additive werden dem Anmachwasser nur in sehr geringen Mengen zugegeben. Die nachfolgende Beispielrechnung zeigt, dass daher der Eintrag von Additiven während des Bohrprozesses, in den die TBM umgebenden Boden durch den Verlust von Bentonitsuspension vernachlässigbar ist. Dabei werden ausschließlich radiale Verluste betrachtet, da der Boden in Vortriebsrichtung vor der Ortsbrust im weiteren Verlauf der Arbeiten durch das Schneidrad wieder abgebaut wird. Bei einer gängigen maximalen Beispielkonzentration eines Additivs von 2 kg/m³ Bentonitsuspension und einem Flüssigkeitsverlust von ca. 10 l/m² Tunneloberfläche im radialen Peripheriebereich werden somit max. 0,02 kg/m² ausgetragen. Es kann ein radialer Einflussbereich von der Ausdehnung eines Ausbruchdurchmessers (13,90 m) um den Tunnel angesetzt werden (Abbildung 9).

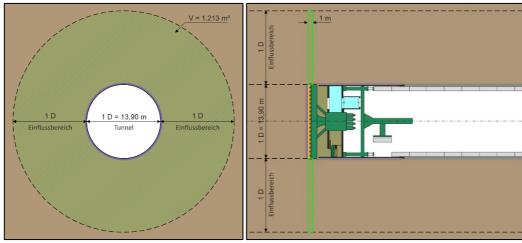


Abbildung 9: Einflussbereich, (Quelle: BabEng)

Additivverlust pro m² Tunneloberfläche:

$$2 \frac{kg}{m^3} = 0,002 \frac{kg}{l}$$
$$0,002 \frac{kg}{l} * 10 \frac{l}{m^2} = 0,02 \frac{kg}{m^2}$$

Tunnelumfangsfläche pro Meter Vortrieb

$$2 * \pi * r * 1 m$$
  
 $2 * \pi * r * 1 m = 43.66m^2$ 

Menge Additivverlust pro Meter Vortrieb

$$0.02 \frac{kg}{m^2} * 43,66 m^2 = 0.87 kg$$

Volumen Boden im Einflussbereich pro Meter Vortrieb

$$\pi * (R2^2 - R1^2) * 1m =$$
  
 $\pi * (20,85^2 - 6,95^2) * 1m = 1213m^3$ 

Masse Boden im Einflussbereich pro Meter Vortrieb

$$1213m^3 = 1.900 \frac{kg}{m^3} = 2.304.700kg$$

Konzentration Additiv im Einflussbereich pro Meter Vortrieb

$$\frac{0,87 \ kg}{2.304.700 \ kg} = 0,00000038 \ kg \ Additv \ pro \ kg \ Boden$$

Bei einem Einflussbereich von einem Ausbruchdurchmesser um den Tunnel herum wird ein Bodenvolumen von ca. 1.213 m³ beeinträchtigt. Mit einer typischen Bodendichte von 1.900 kg/m³ ergibt sich ein Bodengewicht von 2.304.700 kg pro Meter Vortrieb. Bei einem Additivverlust von 0,87 kg je Meter Vortrieb ergibt sich folglich ein Anteil von Additiv im Einflussbereich von 0,00000038 kg Additiv pro kg Boden. Mit anderen Worten werden im Einflussbereich des Tunnels maximal 0,000038 Massen-% Additiv in den Boden eingetragen. Dies ist vernachlässigbar.

#### 6.3. STOFFGRUPPEN UND WIRKUNG

Polymere sind lang- oder kurzkettige Moleküle, die aus einer Mehrzahl von Monomeren zusammengesetzt sind. Sie sind chemisch aktiv und grundsätzlich gilt, je länger die Kette, desto höher das Wasserbindevermögen (Praetorius & Schößer, 2016). Die Stoffgruppe der Polymere ist vielfältig und kann generell in drei Typen unterteilt werden: natürliche, modifizierte und synthetische Polymere. Darunter wiederrum finden sich lineare, verzweigte und vernetzte Molekülstrukturen. Natürliche Polymere oder Biopolymere werden im Organismus von Lebewesen synthetisiert und bilden dessen Grundbausteine. Dazu gehören zum Beispiel Proteine oder Polysacharide wie Stärke oder Cellulose (Praetorius & Schößer, 2016). Modifizierte Polymere sind Produkte der Weiterverarbeitung von Biopolymeren, zum Beispiel Stärkederivate. Synthetisch werden Polymere durch Polymerisation industriell oder im Labor hergestellt.

Die genaue Art und die Dosierung des Zusatzstoffs sind abhängig von den geologischen Bedingungen. Polymere werden der Suspension nach der Zugabe von Sodaasche und Bentonit zugemischt, wobei man trockene und flüssige Typen unterscheidet. Andere Additive wie Tenside, Verdünnungsmittel und falls nötig LCMs werden nach den Polymeren zuletzt zugegeben.

Die Wahl des Polymers basiert gewöhnlich auf seiner primären Eigenschaft. Polymere haben zusätzlich sekundäre Eigenschaften, die nicht immer von Vorteil oder zielführend im System der Bentonitsuspension sind. Demnach ist die genaue Kenntnis der Stoffeigenschaften eines Polymers und die gezielte Kombination von Polymeren mit einander ergänzenden Eigenschaften bei der Auswahl entscheidend. Dabei sind grundsätzlich die chemischen Eigenschaften des Moleküls wie die molare Masse, Ladung, Ladungsdichte, Struktur oder Aktivität von Bedeutung. Die molare Masse M bedingt zum Beispiel ob ein Polymer als Additiv zur Verflüssigung (M<10.000 g/mol), zur Filtrationsreduzierung (200.000 g/mol<M<1.000.000 g/mol) oder als Toninhibitoren und zur Viskositätsregulierung (M>5.000.000 g/mol) genutzt werden kann. Die Neigung des Polymermoleküls sich an Tonpartikel zu binden, sowie seine Toleranz gegenüber Calcium steigen mit der Negativität der Ladung. Grundsätzlich sind die meisten Polymere, die in Bentonitsuspensionen Anwendung finden, anionisch, also negativer Ladung. Die Wirkung und Effektivität von Polymeren in der Bentonitsuspension hängen außerdem von der Art und Menge der in der Suspension vorliegenden Feststoffpartikel ab (O.V., 2018).

#### 6.3.1. Natürlicher Ursprung

#### Stärke:

Das Zusetzen von Stärke ( $C_6H_{10}O_5$ ) zur Stützflüssigkeit verhindert das Abfließen in umliegende Bodenschichten. Bei Stärke handelt es sich um ein Polysaccharid, genauer eine D-Glucose, welche in der Bundesrepublik Deutschland zu ca. 62 % aus Kartoffeln gewonnen wird (Oelmeyer, 2001). Obwohl unter gegebenen Bedingungen eigentlich löslich, wird Stärke in Anwesenheit von Calcium und Magnesium aus der Lösung mit ausgefällt. Stärke ist natürlich vorliegend nichtionisch und bedingt keine Wechselwirkungen mit Elektrolyten.

Stärkederivate können aber auch anionisch oder kationisch vorliegen, wobei letztere als Flockungshilfsmittel fungieren (siehe Kapitel 6.3.5). Stärke wird mikrobiell abgebaut, wodurch die Stabilität der Suspension gefährdet wird. Nach Europäischer Richtlinie 1272/2008/EG fällt Stärke in Kategorie 2 (chronisch wassergefährdend). In Deutschland ist sie nach Einstufung des Umweltbundesamtes (2017) als WGK 1 klassifiziert. Die Einstufung ist damit nicht eindeutig gegeben.

#### Xanthan (Xanthan Gummi):

Xanthan (C<sub>35</sub>H<sub>49</sub>O<sub>29</sub>)<sub>n</sub> ist ein Polysaccharid, konkreter D-Glucose, D-Mannose und D-Galacturonsäure. Es handelt sich um ein natürliches Polyanion, welches sich durch gute Wasserlöslichkeit auszeichnet. Das lineare Grundgerüst besteht aus langen Seitenketten, die durch Ineinanderschlingen leicht Netze ausbilden. Es ist ein Bestandteil von Zellwänden und wird in der Natur von Mikroorganismen (*Xanthomonas campestris*) gebildet. Diese Zellwandbestandteile werden beispielsweise von den Mikroorganismen des Überschussschlamms in Klärwerken gebildet und sind leicht biologisch abbaubar. In Lösung verursacht es hohe Viskosität und pseudoplastische Lösungseigenschaften, wobei diese von der Temperatur abhängen. Neben seinen Eigenschaften der Resistenzerhöhung der Suspension gegen Salzgehalt dient es als suspensionsförderndes Additiv. Obwohl es nicht als Filtrationsreduzierer wirksam ist, kann es in Kombination mit solchen eingesetzt werden, zum Beispiel mit CMC und Bentonit. Laut Umweltbundesamt (2017) ist Xanthan Gummi schwach wassergefährdend und fällt somit in die WGK 1.

#### Guaran (Guar Gummi):

Guaran oder Guargummi wird aus den Samen der Guarbohne gewonnen und ist wie Xanthan ein Molekül aus der Gruppe der Polysaccharide. Im Gegensatz dazu ist es jedoch nichtionisch. Als Additiv erhöht es die Viskosität der Bentonitsuspension und die Stabilität der Ortsbrust, und verringert den Filtratverlust, das Abfließen in den umliegenden Boden. Es reagiert empfindlich auf Hitze und degradiert bei Temperaturen von >65°C, was in der Konsequenz zu einer Abnahme der Suspensionsviskosität und -stabilität führt. Wie die meisten Biopolymere kann es jedoch durch Methangärung mikrobiell leicht abgebaut werden, was die Stabilität

der Suspension gefährdet. Eine hohe Toleranz weist es hingegen gegen Salze in der Bentonitsuspension auf.

Im Rahmen eines Gutachtens des Umweltbundesamts zu den Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten im Jahr 2012 wurde das Gefährdungspotenzial von Guarmehl als Gelmittel betrachtet. Im Gutachten wird darauf hingewiesen, dass keine Beurteilungswerte für Guarmehl vorliegen, es "aufgrund seines Einsatzes als Lebensmittelzusatz und seiner guten Abbaubarkeit" jedoch angenommen werde, dass von dem Stoff kein hohes Gefährdungspotenzial ausgehe (Umweltbundesamt, 2012).

Der Einstufung des Umweltbundesamtes (2017) nach fällt Guar Gummi in die WGK 1.

#### 6.3.2. Modifizierter Ursprung

Modifizierte Cellulosen (PAC, HEC, CMC):

Modifizierte Cellulosen werden vielseitig eingesetzt, unter anderem zur Filtratverlustreduzierung, Toninhibierung, Fluidstabilisierung oder Viskositätsregulierung. Bei letzterer hängt der Effekt stark von der molaren Masse des eingesetzten Moleküls ab. Die Viskosität steigt mit der molaren Masse. Zu der Gruppe der modifizierten Cellulosen gehören beispielsweise Substanzen wie PACs, HECs oder CMCs. PACs und Natrium-CMCs sind anionisch, wohingegen HECs nichtionisch und deshalb effektiv in salzhaltigen Lösungen sind.

Natrium-CMC wirkt auch bei niedrigen Konzentrationen filtratreduzierend. Dies bedeutet, dass die Suspensionsqualität und der Filterkuchen insofern verbessert werden, dass weniger Wasser aus der Suspension in den Untergrund gelangt. Es wird von Tonpartikeln adsorbiert und wie Stärke in Anwesenheit von Calcium und Magnesium kopräzipitiert.

Die Polymergruppen der PACs, HECs und CMCs werden nach Umweltbundesamt (2017) als WGK 1 klassifiziert. Alle modifizierten Cellulosen sind biologisch leicht abbaubar und reichern sich nicht nennenswert in Organismen an.

#### 6.3.3. Synthetischer Ursprung

#### Polyacrylamid:

Polyacrylamid ( $(C_3H_5NO)n$ ) wird aus dem Monomer Acrylamid ( $C_3H_5NO$ ) synthetisch hergestellt. Es kann kationisch, anionisch und nichtionisch vorliegen. Es liegt in unterschiedlichen molaren Massen vor und quillt in Wasser.

In großer Konzentration in Wasser wirkt Polyacrylamid filtratreduzierend (Praetorius & Schößer, 2016).

Der natürliche biologische Abbau von Polyacrylamiden ist schlecht und erfolgt primär über Licht und Scherkräfte zu biologisch gut abbaubaren Verbindungen, die weiter zu H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> und NO<sub>3</sub> abgebaut werden können. Monomere werden beim Abbau nicht neu gebildet.

Polyacrylamid weist kein gesundheitsschädliches Potential auf und fällt je nach Ionencharakter in die WGK 1 oder WGK 2 (siehe Tabelle 2). Das Monomer Acrylamid fällt hingegen aufgrund seines erbgutverändernden und karzinogenen Potenzials in die WGK 3 (Bundesinstitut für Risikobewertung [BfR], 2019). Geringfügige Restbestände von Acrylamid in Polyacrylamiden gelten derzeit nach Einschätzung des österreichischen Umweltbundesamtes (2019) als technisch unvermeidbar, weshalb Polyacrylamid anhand seines Restmonomergehalts klassifiziert wird. Nach Einstufung des Umweltbundesamtes (2017) werden Polyacrylamide wie folgt eingestuft (Tabelle 2):

	Restmonomer- gehalt	WGK	CAS - Nummer
PAM, anionisch	<0,1 %*	2	
PAM, kationisch	>15,0 %*		25568-39-2, 26006-22-4,
			26796-75-8, 35429-19-7,
		2	52285-95-7, 55216-72-3,
			60162-07-4, 68227-15-6,
			69418-26-4
	≤15,0 % u.	1	9003-05-8
	<0,1 %*	1	
PAM, nicht ionisch	<0,1 %*	1	9003-05-8

Tabelle 2: PAM Klassifizierungen, (Quelle: Umweltbundesamt (2017))

Das Potenzial des Stoffes zur Anreicherung in Organismen ist gering, die Wasserlöslichkeit und Mobilität in Böden jedoch relativ hoch. Nach Richtlinie 98/83 EG der Europäischen Union ist für Acrylamid ein Grenzwert von  $0,1~\mu g/l$  in Trinkwasser einzuhalten.

<sup>\*</sup>Eine bestimmungsgemäße und fachgerechte Anwendung dieses Stoffes zur Trinkwasseraufbereitung, Oberflächenwassersanierung oder Abwasserbehandlung wird durch diese Einstufung nicht eingeschränkt.

#### PHPA:

Partiell hydrolisierte Polyacrylamide sind Co-Polymere linearer Struktur von Acrylaten und Acrylamiden. Sie wirken stark toninhibierend und werden zur Viskositätserhöhung und Filtratreduzierung eingesetzt. Eine Überdosierung führt zur Flockung der Bentonitpartikel. Gegenüber hartem Wasser zeigen PHPAs nur geringe Toleranz und im Laufe der Separation unter mechanischer Einwirkung zerfallen die Moleküle.

Laut Umweltbundesamt (2017) fällt PHPA als "Aliphatischer Kohlenwasserstoff mit einem Aromatengehalt <1 % und einem Siedebeginn >140 C" in die WGK 1.

#### 6.3.4. Wirkungsweise und Reinigung

Polymere werden der Suspension, falls notwendig, nur in geringen Mengen von  $1\text{-}2~\text{kg/m}^3$  zugegeben. Im Verhältnis zum Volumen der Suspension entspricht dies 0,1-0,19~%. Die Polymerkonzentration im gesamten Prozesswasser ist daher vernachlässigbar. Außerdem werden weiterhin während des Separationsprozesses Polymere aus dem Kreislauf entfernt, da sie an dem abgebauten Boden anhaften. Sie werden zusätzlich von der Flockmittelreinigung, die im folgenden Kapitel behandelt wird, entfernt.

#### 6.3.5. Flockungshilfsmittel

Bentonit und andere Tonpartikel besitzen einen zu geringen Durchmesser, um ohne Hilfsmittel aus der Stützsuspension gefiltert zu werden. Daher kommen Flockungsmittel zum Einsatz, wodurch die Feinstpartikel koagulieren und mit einer Zentrifuge oder einer Kammerfilterpresse aus dem Wasser entfernt werden können. Verwendet werden hierfür kationische Polymere, die durch elektrostatische Wechselwirkungen an den negativ geladenen Tonpartikeln adsorbieren. Dadurch wird die Ladung der Tonteilchen neutralisiert und sie stoßen sich nicht mehr gegenseitig ab und verklumpen. Die daraus entstehenden Flocken haben einen ausreichenden Durchmesser, um anschließend mit der Zentrifuge oder Kammerfilterpresse aus dem Prozesswasser gefiltert zu werden.

Kationische Polyelektrolyte stellen eine wichtige Klasse der Flockungshilfsmittel dar. Sie werden vorrangig für kommunale Kläranlagen und für andere organische Schlämme verwendet. Kationische Polyelektrolyte reagieren basisch in Wasser und erhöhen daher den pH-Wert. Sie bilden bei einer geringeren Einsatzkonzentration größere und stabilere Flocken und weisen somit eine wesentlich höhere Trenneffektivität zwischen fester und flüssiger Phase auf als anorganische Flockungsmittel (Oelmeyer, 2001). Dazu gehören Polydiallyldimethylammoniumchlorid (Poly-DADMAC) und gering konzentriertes Polyacrylamid, welches vorrangig von kommunalen Kläranlagen, wie beispielsweise auch vom Zentralklärwerk Lübeck, als Flockungshilfsmittel genutzt wird (siehe auch Kapitel 6.3.6). Beide Stoffe fallen in die WGK 2 und liegen kationisch vor, wobei Polyacrylamide auch anionisch und nichtionisch vorliegen können (Umweltbundesamt, 2017). Bei

beiden Stoffen handelt es sich um synthetische Produkte. Beispielhaft wird die Vorgehensweise des Zentralklärwerkes Lübeck in Kapitel 6.3.6 beschrieben. Andere organische, jedoch natürliche Flockungshilfsmittel sind kationische Derivate der Stärke. Diese sind biologisch relativ leicht abbaubar und klimaneutral herstellbar (Oelmeyer, 2001). Da Stärke auch als Polymer fungiert, sind genauere Informationen in Kapitel 6.3.1.1 beschrieben.

Zu den natürlichen Flockungshilfsmitteln gehören auch Aluminiumsulfat,  $Al_2(SO_4)_3$ , Polyaluminiumchlorid,  $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ , und Eisensalze wie Eisen(III)-chlorid, FeCl<sub>3</sub>, und Eisen(II)-sulfat, FeSO<sub>4</sub>. Diese Stoffe eint ihr anionischer Charakter. Da sie allesamt anorganisch sind, sind sie nicht biologisch abbaubar. Zugleich sind sie aber auch weder fischtoxisch noch bioakkumulierend und fallen alle in die WGK 1 (Carl Roth GmbH + Co KG 2015, 2017, 2018). Im Wasser reagieren diese Stoffe sauer, das heißt der pH-Wert des Wassers sinkt leicht.

#### 6.3.6. Wirkungsweise und Reinigung

Auf Grund der Fischtoxizität von kationischen Polymeren, sollte nicht "überflockt" werden. Es muss also weniger Polymer der Suspension zugegeben werden, als notwendig wäre, um sämtliche Feststoffe auszufiltern. Damit wird dafür gesorgt, dass bei der Einleitung in den Vorfluter keine freien kationischen Polymere im Prozesswasser vorhanden sind. Um dies sicherzustellen, wird das Prozesswasser vor dem Einleiten mittels Polyelektrolyttitration in einem Labor auf der Baustelle getestet, welches auch die Tests zur Bentonitqualität durchführt. Bei diesem Verfahren werden der Probe so lange entgegengesetzt geladene Polyelektrolyte zugeführt, bis das Strömungspotential den Wert null erreicht und somit vollständig neutralisiert ist. Gemessen wird die Ladung mit einem Partikelladungsdetektor. Sollte die Dosierung der kationischen Polymere zu hoch ausgefallen sein, werden anionische Polymere zur Neutralisation zugegeben.

Im Zentralklärwerk der Entsorgungsbetriebe Lübeck werden als Flockungsmittel Polymere auf Polyacrylamidbasis in flüssiger Form verwendet. Die Flockung geschieht dann mittels einer 0,1-prozentigen Lösung, die dem Schlamm im Bandeindicker zugemischt wird. Dabei werden weniger Polymere zugegeben als nötig, um sicherzustellen, dass kein Überschuss im Einleitwasser verbleibt. Kontrolliert wird dies zusätzlich mittels Flockungsstichprobe. Dabei wird einer Probe des Filtrats nach erfolgtem Flockvorgang eine kleine Menge Schlamm hinzugefügt. Zeigt diese daraufhin keine weiteren Flockungsvorgänge an, wird das Filtrat als zur Einleitung genügend polymerfrei angesehen.

#### 7 PARAMETER DER ELBE

Die Elbe ist gemäß Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässer (OGewV) im Bereich der Baustelle ein Übergangsgewässer. In der OGewV sind Parameter zur Bewertung des Überganggewässers in der Anlage 3 in Verbindung mit Anlage 7, Anlage 6 und Anlage 8 enthalten. Hierbei handelt sich um Qualitätskomponenten bzw. um Richtwerte zur Beurteilung der Gewässerqualität. Zur Beurteilung der Gewässerqualität im Bereich der Prozesswassereinleitstelle ist die zugehörige Messstelle 120207 des schleswig-holsteinischen Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) für dieses Übergangsgewässer maßgeblich. Diese befindet sich im Bereich von Brunsbüttel (Bild 7).

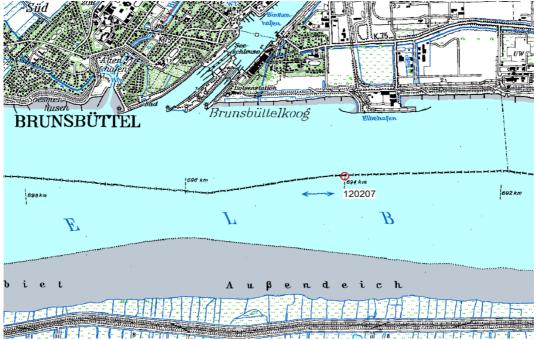


Bild 7: Lage der Messstelle im Übergangsgewässer Elbe für den Baustellenbereich, (Quelle: LLUR)

An dieser Messstelle werden überwiegend monatlich Proben entnommen und diese labortechnisch untersucht. Die Messwerte der Jahre 2009 bis 2019 wurden vom LLUR übergeben und ausgewertet. In diesen Jahren wurden insgesamt ca. 563 unterschiedliche Parameter in stark unterschiedlicher Häufigkeit gemessen.

In der OGewV werden für ein Oberflächengewässer ca. 80 unterschiedliche relevante Parameter bzw. Qualitätskomponenten zur Bewertung des Gewässers herangezogen. Im Zuge dieses Berichts wurden die ca. 80 relevanten Werte der OGewV aus dem Gesamtumfang der Messwerte herausgefiltert und einzeln bzw. der chemischen Gruppe folgend bewertet, siehe Anhang 1. Diese Bewertung erfolgt in zwei Schritten, dabei wird zuerst die Beeinflussung der Qualitätskomponenten durch die Nutzung des Elbwassers als Prozesswasser beurteilt. Anschließend wird die Langzeitwirkung auf den betroffenen Wasserkörper der Elbe betrachtet. Hierfür werden die voraussichtlichen

Auswirkungen der Wiedereinleitung mit den an der Einleitstelle gemessenen Werten der letzten Jahre verglichen.

## 7.1. PARAMETER DER OGEWV ANLAGE 3 NR. 3.2 ALLGEMEIN PHYSIKALISCH-CHEMISCHE QUALITÄTSKOMPONENTEN IN VERBINDUNG MIT ANLAGE 7

#### 7.1.1. Wassertemperatur

Die Wassertemperatur der Elbe schwankt im genannten Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,7°C und maximal 23,2°C. Während der Nutzung als Prozesswasser wird sich die Temperatur vorübergehend erhöhen. Während des Aufenthaltes im Prozesswasserbecken jedoch werden sich Temperaturen in diesem Wertebereich einstellen.

Die Veränderung der Einleittemperatur wird durch die Aufenthaltsdauer in den Prozesswasserbecken (ca. eine Woche) und die vorherrschenden Klimabedingungen (Sonneneinstrahlung, Niederschlag und Außentemperatur) in der Elbmarsch beeinflusst. Eine Beeinflussung der Rückgabetemperatur durch den Bauprozess ist ausgeschlossen.

Die Einleitungsbedingungen entsprechen also nicht den Grundlagen des "Wärmelastplan für die Tideelbe" (Sonderaufgabenbereich der Länder Hamburg, Niedersachsen, Schleswig-Holstein mit der Wassergütestelle Elbe, Dezember 2008). Der Wärmelastplan gilt für Emittenten, die das Elbwasser als Kühlwasser benutzen und mit einer Temperatur von über 28°C eintragen, welche die letale Temperatur für viele Fischarten ist. Das Prozesswasser wird diesen Einfluss nicht haben, sondern wie jeder natürliche Zufluss seine Temperatur den klimatischen Randbedingungen anpassen.

Zur Vermeidung von Schädigungen der Lebewesen in der Elbe ist ein oberer Grenzwert für die Rückgabetemperatur, trotz der rein klimatischen Beeinflussung, festzulegen. Aus biologischer Sicht wird deshalb in der Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016) die Rückgabe unter 25°C gefordert.

#### 7.1.2. pH-Wert (zusätzlich zu Anlage 3)

Der pH-Wert in der Elbe schwankt über die Jahre zwischen 7,3 und 8,2. Im Zuge der Nutzung als Prozesswasser wird der pH-Wert durch Kontakt zu unterschiedlichen Materialien, wie Unterwasserbeton, Sodaasche zur Vorbereitung als Stützsuspension, Druckflotation, etc. verändert. Bei der Nutzung des Prozesswassers als Anmachwasser für die Bentonitsuspension wird, wie oben dargelegt, ein pH-Wert um die 8,5 angestrebt. Nach der Nutzung und Reinigung des Prozesswassers wird vor dem Einleiten des Wassers in die Elbe der pH-Wert an den natürlichen Schwankungsbereich der Elbe angepasst.

## 7.1.3. Leitfähigkeit

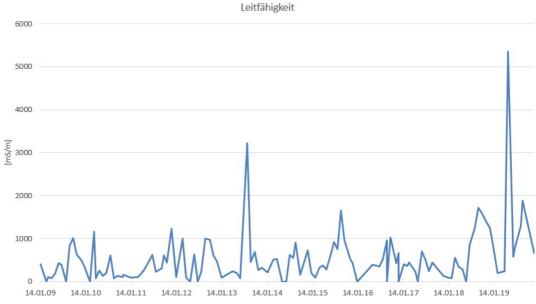


Abbildung 10: Verlauf Messung Leitfähigkeit, Monatswerte LLUR, (Quelle bearbeitet BabEng)

Die Leitfähigkeit schwankt im Untersuchungsbereich zwischen 73 mS/m und 5.350 mS/m, wobei der Mittelwert aller Werte bei 601 mS/m liegt (Abbildung 10). Durch die Nutzung als Prozesswasser, wird sich die Leitfähigkeit des entnommenen Elbwassers erhöhen und sich auf ca. 50 % über der Entnahmeleitfähigkeit einpendeln.

Zur Festlegung des einzuhaltenden Einleitwertes der Leitfähigkeit wird folgende Berechnung auf der sicheren Seite liegend herangezogen:

Dauer der Tunnelvortriebe:

24 Monate + 1 Monat Versatz zwischen beiden Röhren = 25 Monate

Erhöhung der mittleren Leitfähigkeit des Prozesswassers während des Tunnelvortriebs um 50 %:

Jahresmittel der Leitfähigkeit beträgt 601 mS/m. Erhöhung um 50 %:  $601 \text{ mS/m} \times 1,5 = 902 \text{ mS/m}$ 

Folglich erhöht sich durch die Nutzung des Prozesswassers die mittlere Leitfähigkeit in der Leitung zur Einleitstelle auf 902 mS/m anstelle von 601 mS/m. Dies be-trifft einen Zeitraum von 25 Monaten.

#### 7.1.4. Chlorid

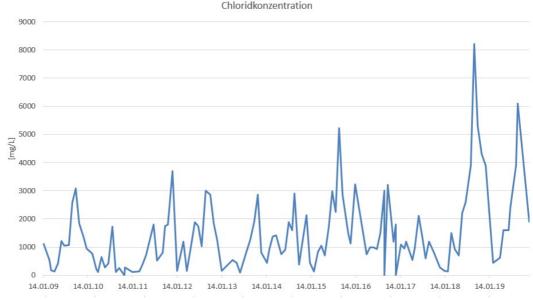


Abbildung 11: Verlauf Messung Chlorid, (Quelle BabEng)

Der Chlorid-Wert in der Elbe schwankt über die Jahre zwischen 104 mg/l und 8.200 mg/l (Abbildung 11). Die Erfahrung zeigt, dass sich der Chlorid-Wert im Zuge der Nutzung als Prozesswasser durch Kontakt zu unterschiedlichen Materialien, wie Flockmittel, Säuren, etc. um bis zu 20 % erhöht.

Zur Ermittlung der tatsächlichen Beeinflussung des Gewässers wird folgende Berechnung (wie oben) auf der sicheren Seite liegend herangezogen: Dauer der Tunnelvortriebe:

24 Monate + 1 Monat Versatz zwischen beiden Röhren = 25 Monate

Erhöhung der mittleren Chloridgehalt des Prozesswassers um 20 %: Jahresmittel des Chloridgehaltes beträgt 1.522 mg/l. Erhöhung um 20 %: 1.522 mg/l x 1,2 = 1.826 mg/l

Folglich erhöht sich durch die Nutzung des Prozesswassers der mittlere Chloridgehalt in der Leitung zur Einleitstelle auf 1.826 mg/l anstelle von 1.522 mg/l. Dies betrifft einen Zeitraum von 25 Monaten.

# 7.1.5. Abfiltrierbare Stoffe (zusätzlich zur Anlage 3)

Der Anteil der abfiltrierbaren Stoffe der Elbe schwankt im genannten Untersuchungszeitraum zwischen minimal 1 mg/l und maximal 570 mg/l. Während der Nutzung als Prozesswasser werden diese Stoffe überwiegend reduziert und über die unterschiedlichen Reinigungsstufen ausgeschieden. Die Rückführung erfolgt am unteren Ende des natürlichen Schwankungsbereichs.

#### 7.1.6. Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt der Elbe schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 4,9 mg/l und maximal 14,6 mg/l. Durch die vielen Prozesse (Separation, Kühlturm, Druckflotation, Belüftung beim Überpumpen in das Prozesswasserbecken etc.) wird viel Sauerstoff aus der Umgebungsluft in das Prozesswasser eingetragen. Die Rückführung erfolgt im oberen Bereich der natürlichen Schwankungsbreite.

#### 7.1.7. Ammonium

Der Ammoniumgehalt der Elbe schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,01 mg/l und maximal 0,28 mg/l.

Bei der Nutzung des ammoniumhaltigen Grundwassers im Bereich der Startbaugrube und der Baugruben für die Tunnel in offener Herstellung wird Ammonium aus dem Baugrund bzw. aus dem Grundwasser in das Prozesswasser eingetragen. Gleiches gilt auch in reduzierter Form für die Tunnelherstellung in Bereichen, innerhalb derer der Baugrund Ammonium enthält.

Als erstes wird das Grundwasser im Bereich der Baugrube gefördert und als Wasserauflast für den Unterwasseraushub genutzt. Das Grundwasser auf der schleswig-holsteinischen Seite hat eine Ammonium-Belastung von ca. 24 mg/l (Bienert, 2016). Dieser Anteil an Ammonium wird noch weiter durch den Aushub von Ammonium belasteten Baugrund angereichert. Auch wenn nicht mit reißenden oder aufmischenden Greifern gearbeitet wird, lässt sich die Lösung weiterer Ammoniumanteile nicht vollständig unterbinden. Im Boden des schleswig-holsteinischen Baugrunds befinden sich 12,6 mg Ammonium in ca. 100 g Feststoff. Der ammoniumhaltige Klei besitzt einen durchschnittlichen Wassergehalt von 70 %. Daraus ergibt sich ein ungefährer Ammoniumanteil von 7,4 mg/l Baugrund. Dieser Anteil wird nur teilweise gelöst, da durch einen Aushub mit großen Greifern nicht jedes Teilchen Baugrund mit dem Prozesswasser in Berührung kommt. Zur weiteren Ermittlung wird auf der sicheren Seite liegend von einer 25-prozentigen Lösungsrate ausgegangen. Das heißt ein Viertel des im Baugrund befindlichen Ammoniums geht in Lösung und belastet damit zusätzlich das Prozesswasser.

Es ergibt sich somit die höchste Ammonium-Konzentration des Prozesswassers nach dem Aushub der Baugruben, also vor dem Tunnelvortrieb. Unter Berücksichtigung der oben genannten Randbedingungen ist von folgender Ammoniumkonzentration nach Aushub der Baugruben auszugehen:

Grundbelastung Grundwasser: 24 mg/l

Anzahl der Einsätze des Baugrubenwassers während des Aushubes: 6-fach Max. Belastung des Baugrubenwassers während der Erstellung der Baugruben: 24 mg/l + 6 x 0.25 x 7.4 mg/l = 35.1 mg/l

Die maximale Belastung während des Tunnelvortriebes resultiert aus der geringeren Vorbelastung des Prozesswassers aus der Elbe mit maximal 0,3 mg/l

Ammonium und der anschließenden Durchmischung des aufgefahrenen Baugrundes in der Stützsuspension. Obwohl die Zugabe von Bentonit die Aufnahme von Ammonium reduziert, wird in der folgenden Betrachtung dieser eigentlich positive Effekt nicht beachtet. Auf der sicheren Seite liegend wird vom Löseverhalten in Wasser ausgegangen.

Die ammoniumhaltigen Böden befinden sich oberflächennah, sowohl auf schleswig-holsteinischer als auch auf niedersächsischer Seite. Der Gehalt an Ammonium in den Böden ist in Niedersachsen (12,0 mg/100 g Trockenmasse) geringer als in Schleswig-Holstein (12,6 mg/100 g Trockenmasse). Aufgrund dessen wird in der weiteren Betrachtung der höhere Wert aus Schleswig-Holstein betrachtet.

Grundbelastung Elbwasser: 0,3 mg/l (aufgerundet)
Durchfluss während eines Vortriebszyklus: 2.800 m³/h
Dauer eines Vortriebes: 2000 mm / 25 mm/min = 80 min

Die angenommene Länge eines Vortriebes (Vorschub der TBM) von 2.000 mm ist die Standardlänge der Tübbingringe für einen Verkehrstunnel.

Das gepumpte Volumen der Bentonitsuspension während der Vorschubzeit, ergibt die Suspensionsmenge, die in Kontakt mit dem Baugrund kommt:

 $2.800 \text{ m}^3/\text{h} \times 80 \text{ min} / 60 \text{ min/h} = 3.733 \text{ m}^3$ 

Das Volumen des, in diesem Zeitraum gelösten Bodens beträgt: 304 m<sup>3</sup>

Verhältnis Boden zu Umlaufvolumen: 304 m³ / 3.733 m³ = 0,08

Ammonium Anteil der in Lösung geht: 0,25 x 7,4 mg/l = 1,85 mg/l

Ammonium Anteil je Vortrieb zusätzlich im Prozesswasser:

 $0.08 \times 1.85 \text{ mg} = 0.15 \text{ mg/l}$ 

Anzahl der Einsätze des Prozesswassers während des Vortriebes, basierend auf der berechneten Austauschrate der Suspension: 6-fach

Max. Belastung des Prozesswassers während der Erstellung des Tunnels:

 $0.3 \text{ mg/l} + 6 \times 0.15 \text{ mg/l} = 1.2 \text{ mg/l}$ 

## Zusammenfassung:

Während des Tunnelvortriebs erhöht sich die Belastung des Prozesswassers mit Ammonium von 0,28 mg/l auf 1,2 mg/l. Dies entspricht einer Vervierfachung des Ammoniumwertes im Prozesswasser, liegt aber dennoch weit unter dem in der Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016) festgelegten Einleitungsgrenzwert.

Während des Aushubs der Baugruben erfolgt die maximale Belastung des Prozesswassers mit Ammonium, die wie oben berechnet 35,1 mg/l beträgt. Im Bericht zur Flotation von elbe-link (27.03.2009) wurden die Versuche der Ammoniumreduzierung im Prozesswasser dargelegt. Es wurde versuchstechnisch nachgewiesen,

dass der Ammoniumgehalt unter die erforderlichen 10 mg/l gesenkt werden kann. Folglich ist eine Reduzierung des Ammoniumanteils durch eine, der in Kapitel 4.8 beschriebenen Methoden, insbesondere während des Baugrubenaushubs vorzusehen.

# Gesamtwirkung auf die Elbe:

Es ist zu bedenken, dass auch ohne Bautätigkeiten das Ammonium-belastete Grundwasser durch die hydraulische Verbindung in die Elbe gelangt. Dieser "Ammonium-Zufluss" ist in den derzeitigen Messungen der Ammonium-Belastung der Elbe bereits enthalten. Durch die Baumaßnahme kommt darüber hinaus kein zusätzliches Ammonium in das Gewässer. Lediglich wird das Grundwasser als Prozesswasser benutzt und nach der Reduzierung des Ammoniumanteils in die Elbe eingeleitet.

## 7.1.8. Nitrit-N (zusätzlich zur Anlage 3)

Der Nitritgehalt im Wasser der Elbe schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,00 mg/l und maximal 0,07 mg/l. Da die Bakterien der Nitrifikation, die das Ammonium während der biologischen Reinigung erst in Nitrit und dann in Nitrat umwandeln, ausschließlich gemeinsam auftreten, kommt es zu keiner Anreicherung von Nitrit im Prozesswasser.

#### 7.1.9. Nitrat-N

Der Nitratgehalt im Elbwasser schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,9 mg/l und maximal 6,3 mg/l. Dieser Parameter wird durch die Nutzung als Prozesswasser nicht verändert, die Rückführung erfolgt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

#### 7.1.10.Gesamtstickstoff

Der Gehalt an Stickstoff im Elbwasser schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 1,4 mg/l und maximal 7,6 mg/l. Dieser Parameter wird durch die Nutzung als Prozesswasser um den löslichen Anteil im Boden erhöht, diese Erhöhung liegt jedoch innerhalb des Schwankungsbereiches.

Definitionsgemäß folgt er den Maßgaben der unter Kapitel 7.1.8 bis 7.1.10 beschriebenen Einzelbestandteile der Gesamtstickstoff-Zusammensetzung. Durch die Ammonium-Reinigung während der Bauphase der Baugruben und der geringen Anreicherung im Prozesswasser, werden dem Gewässerkörper Elbe durch die Bauarbeiten keine schädlichen Mengen anorganischen Stickstoffs zugeführt.

# 7.1.11.Ortho-Phosphat-P

Der Gehalt an Ortho-Phosphat-Phosphor in der Elbe schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,04 mg/l und maximal 0,12 mg/l. Dieser Parameter wird durch die Nutzung als Prozesswasser nicht verändert. Die Rückführung erfolgt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

# 7.1.12.Gesamtphosphor

Der Gehalt an Gesamtphosphor im Elbwasser schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen minimal 0,09 mg/l und maximal 1,10 mg/l. Dieser Parameter wird durch die Nutzung als Prozesswasser nicht verändert. Die Rückführung erfolgt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

# 7.2. PARAMETER DER OGEWV ANLAGE 6, UMWELTQUALITÄTSNORMEN FÜR FLUSSGEBIETSSPEZIFISCHE SCHADSTOFFE

Anstelle der Einzelbewertung jedes Parameters, der an der Referenzstelle gemessen wurde und dessen Vergleich mit den in der Anlage 6 festgelegten Jahresdurchschnittswerten (JD-UQN) bzw. der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) erfolgt in diesem Bericht eine qualitative Bewertung der Beeinflussung des jeweiligen Parameters in Gruppen.

## 7.2.1. Parameter, die erhöht werden

Kein Parameter, der in der Anlage 6 genannt wird, erfährt eine Erhöhung durch die Nutzung als Prozesswasser. Durch die Nutzung im Kreislauf des Prozesswassers werden diese Stoffe nicht zusätzlich eingebracht, sondern durch die Reinigung bzw. durch das eingesetzte Bentonit aus dem, als Prozesswasser eingesetzten, Elbwasser herausgefiltert.

## 7.2.2. Parameter, die konstant bleiben

Alle der in Anlage 6 genannten Parameter, bis auf Arsen, Kupfer und Thallium, bleiben durch die Nutzung als Prozesswasser konstant. Die Rückführung erfolgt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

## 7.2.3. Parameter, die verringert werden

Arsen, Kupfer und Thallium werden durch die Nutzung des Elbwassers als Prozesswasser verringert. Die Reduzierung erfolgt zum einen durch das eingesetzte Bentonit, mit dem diese Stoffe leicht Bindungen eingehen, und zum anderen durch die Ausscheidung während des Reinigungsprozesses der Bentonitsuspension. Hierbei werden die an dem Bentonit haftenden Schadstoffe mit aus dem Wasser entfernt. Die Rückführung erfolgt innerhalb oder unterhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

# 7.3. PARAMETER DER OGEWV ANLAGE 8, UMWELTQUALITÄTSNORMEN

Anstelle der Einzelbewertung jedes Parameters, der an der Referenzstelle gemessen wurde und dessen Vergleich mit den in der Anlage 8 festgelegten Jahresdurchschnittswerten (JD-UQN) bzw. der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) erfolgt in diesem Bericht eine qualitative Bewertung der Beeinflussung des jeweiligen Parameters in Gruppen.

#### 7.3.1. Parameter, die erhöht werden

Kein Parameter, der in der Anlage 8 genannt wird, erfährt eine Erhöhung durch die Nutzung als Prozesswasser.

## 7.3.2. Parameter, die konstant bleiben

Alle der in Anlage 8 genannten Parameter, bis auf Blei, Cadmium, Quecksilber, Trichlormethan, cis-Heptachlorepoxyd und Benzo(b)fluoranthen, bleiben durch die Nutzung als Prozesswasser konstant. Die Rückführung erfolgt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

#### 7.3.3. Parameter, die verringert werden

Blei, Cadmium, Quecksilber, Trichlormethan, cis-Heptachlorepoxyd und Benzo(b)fluoranthen werden durch die Nutzung des Elbwassers als Prozesswasser verringert. Die Reduzierung erfolgt durch das eingesetzte Bentonit, durch die Ausscheidung der Feststoffe während des Reinigungsprozesses der Bentonitsuspension und durch die Belüftung im nachlaufenden Reinigungsprozess. Die Rückführung erfolgt innerhalb oder unterhalb des natürlichen Schwankungsbereichs.

#### 8 EINLEITWERTE

Da die Einleitwerte immer in Abhängigkeit der Entnahmewerte stehen, sind auch Schwankungen der Einleitwerte unvermeidbar. Dabei ist insbesondere die Verweilzeit des Prozesswassers im Baubereich zu berücksichtigen.

Die, oben dargelegten, zu erwartenden Auswirkungen des Prozesses auf das entnommene Elbwasser sind dabei als obere Grenzwerte festzulegen.

Die in der Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen vom April 2016 (Amt für Planfeststellung Verkehr, 2016) dargelegten Parameter sind im Zuge der Prozesswasserentnahme und -rückgabe, nach Maßgabe der vor Ausführungsbeginn zu beantragenden Genehmigung, zu messen und zu dokumentieren.

Die Beprobung hat mit genormten Nachweisverfahren zu erfolgen. Im Einzelnen sind das:

Wassertemperatur DIN 38404-C4 pH-Wert (vor Ort) DIN EN ISO 10523 Leitfähigkeit DIN EN 27888 (C8)

Chlorid DIN EN ISO 10304-1/-2 (D19/20)

Sauerstoffgehalt DIN EN 25814 (G22)
Ammonium-N DIN EN ISO 11732 (E23)

Nitrit-N DIN EN ISO 10304-1/-2 (D19/20)

Nitrat-N DIN EN ISO 13395 (D28)
Gesamtstickstoff DIN EN ISO 11905-1 (H36)
Ortho-Phosphat-Phosphor DIN EN ISO 15681-2 (D46)
Gesamtphosphor DIN EN ISO 11885 (E22)

# 9 VERDÜNNUNGSEFFEKTE

Die Überprüfung der Veränderungen der Wasserqualität erfolgt an der Messstelle für diesen Bereich des Oberflächengewässers Elbe, die LLUR Messstelle Brunsbüttel. Die Nutzung des Prozesswassers ist mit den Auswirkungen auf den gesamten Wasserkörper zu vergleichen. Die Einleitmenge des Prozesswassers mit 0,1 m³/s in die Elbe ist erheblich kleiner als der Oberflächenwasserabfluss der Elbe. Die Elbe hat im Bereich der Einleitstelle ein Oberflächenfließvolumen von ca. 799 m³/s. Hierbei ist das zusätzliche Fließvolumen durch den Tidenhub auf der sicheren Seite liegend nicht berücksichtigt worden. Der Volumenstrom der Prozesswassereinleitung beträgt mit maximal 0,1 m³/s also nur 0,0125 % des Gesamtgewässerstromes. Somit wird jede Erhöhung von einzelnen Parametern mit dem Divisor 7.990 verringert.

Lübeck, den 11.12.2020

Tim Babendererde

i.A. Frieda Lange

i.A. Insa Bremer

# **B LITERATURVERZEICHNIS**

- Amt für Planfeststellung Verkehr (2016). *Protokollerklärung Prozesswasser. Anlage 13.4 der Planfeststellungsunterlagen* (Schleswig-Holstein Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr, Hrsg.).
- Bienert, F. (2016). *Geotechnische und hydrogeologische Angaben für den Fachbeitrag zur Wasserrahmenrichtlinie* (Grundbauingenieure Steinfeld und Partner GbR, Hrsg.). Hamburg.
- Bundesinstitut für Risikobewertung. (2019). *Acrylamid*. Zugriff am 29.04.2019. Verfügbar unter: https://www.bfr.bund.de/de/a-z\_index/acrylamid-4185.html
- Byosis Group BV (2019). *ByoFlex,* Byosis Group BV. Verfügbar unter: http://byosis.com/de/byoflex-prozess
- Carl Roth GmbH + Co KG (Hrsg.). (2015). Sicherheitsdatenblatt. Aluminiumsulfat Octadecahydrat reinst.
- Carl Roth GmbH + Co KG (Hrsg.). (2017). Sicherheitsdatenblatt. Eisen(III)-chlorid.
- Carl Roth GmbH + Co KG (Hrsg.). (2018). Sicherheitsdatenblatt. Eisen-(II)-sulfat-Heptahydrat.
- Domininghaus, H., Elsner, P., Eyerer, P. & Hirth, T. (2008). *Kunststoffe. Eigenschaften und Anwendungen* (VDI-Buch, 7., neu bearb. und erw. Aufl.). Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72401-8
- Jaeger, W. (1994). *Polymere für die Wasserreinigung,* Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH. Spektrum der Wissenschaft: 5. Zugriff am 27.06.2019. Verfügbar unter: https://www.spektrum.de/magazin/polymere-fuer-die-wasserreinigung/821557
- Matthes, W. (1999). Sorption of Heavy-Metal Cations by Al and Zr-Hydroxy-Intercalated and Pillared Bentonite. *Clays and Clay Minerals*, *47*(5), 617–629. https://doi.org/10.1346/CCMN.1999.0470508
- O.V. (2018). Mudschool. Baroid.
- Oelmeyer, G. (2001). Flockungsuntersuchungen im Labor- und technischem Maßstab beim Einsatz von Polyelektrolyten an Hafenschlick-Suspensionen. Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg.
- Praetorius, S. & Schößer, B. (2016). *Bentonithandbuch. Ringspaltschmierung für den Rohrvortrieb* (Bauingenieur-Praxis). Berlin: Ernst & Sohn, A Wiley Brand.
- Schumann, H., Obst, K., Friedrich, C., Pattard, M., Pluta, H. J., Hahn, J. et al. (1997). *Umwelt-verträglichkeit von Chemikalien zur Abwasserbehandlung* (Berichte der Abwassertechnischen Vereinigunng, Forschungsbericht, Bd. 6).
- Umweltbundesamt (Hrsg.). (2012). *Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten*.
- Umweltbundesamt. (2017). *Rigoletto*, Umweltbundesamt. Zugriff am 27.06.2019. Verfügbar unter: https://webrigoletto.uba.de/rigoletto/public/searchRequest.do?event=request
- Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.). (2019). *Acrylamid*. Zugriff am 12.06.2019. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/schadstoff/acrylamid/

# **ANLAGE 1**

lage zum Bericht vom 11.12.2020 BE Parameter	Matrix Einheit 2009 2010	2011 2012	2013 2014	2015 2016 2017 7018	Oberflächengewässerverordnung - OGewV (Wasser)   2019   12/2003 - 12/2019   Anlage 8   Anlage 6   Anlage 6   Anlage 8   Anlage 8   Parameter
	Min.         Mittel.         Max.         Min.         Mittel.           unfiltr.         °C         2,0         10,3         17,8         1,0	Max. Min. Mittel. Max. Min. Mittel. 9,7 17,8 1,1 10,9 21,2 4,0	Max. Min. Mittel. Max. Min. Mittel. Max. Min. 1,3 20,2 4,4 12,8 23,2 2,9 12,3 21,8 3,4	H. Max. Min. Mittel. Max. Min. Mittel. Max. Min. Mittel. Max. Min. Mittel. Max. 12,3 19,9 4,3 13,2 21,5 0,8 11,2 19,6 0,7 11,0	1,27009   1,27
0 Wassertemperatur 0 pH-Wert 50% Leitfähigkeit	unfiltr. 7,4 7,6 7,9 7,6 unfiltr. mS/m 82 457 1.006 73	7,7 7,8 7,6 7,9 8,2 7,8 297 1.163 85 409 1.223 92	7,9 8,0 7,6 7,9 8,1 7,8 8,0 8,1 7,7 568 997 75 618 3.220 161 506 903 89	7,9 8,1 7,8 8,0 8,1 7,9 8,0 8,1 7,9 7,9 590 1.649 301 555 1.024 132 375 707 84 856	8,1 7,3 7,9 8,2 7,3 7,9 8,2 pH-Wert 1,718 195 1,309 5,350 73 601 5,350 Leiffinigkeit
50% Leitfähigkeit 20% Chlorid - Abfilt. Stoffe		524 1.720 115 1.174 3.695 150 1 96 167 5 131 271 5	465 3.005 104 1.000 2.867 374 1.335 2.894 136 140 332 5 91 325 55 195 570 1	1.733 5.225 748 1.759 3.226 270 1.010 2.100 140 2.818 157 568 15 103 222 2 179 372 13 98	8.200 450 2.320 6.100 104 1.522 8.200 Chlorid 243 298 1 137 570 Abfit. Stoffe
- Abfilt. Stoffe  0 Sauerstoff_Sonde  0 Sauerstoffsättigungsindex_Sonde	unfiltr. % 85.60 91.07 97.70 74.10 8	10,34 12,82 7,93 9,69 13,17 7,30 88,02 105,20 82,10 89,24 100,60 81,00 8	140 332 5 91 325 55 195 570 1 163 11,63 4,91 9,24 12,20 7,30 10,00 13,30 8,24 1,01 95,00 80,00 89,41 93,00 82,20 91,95 103,40 86,30	10,19 12,40 6,78 9,46 12,28 7,05 10,41 14,56 7,20 9,79 93,73 101,20 68,10 86,36 95,20 75,40 86,61 95,20 78,80 86,17	12,03     7,43     9,93     13,34     4,91     9,87     14,56     Sauerstoff_Sonde       91,70     67,30     85,46     95,00     67,30     88,62     105,20     Sauerstoffslittigungsindex_Sonde
5% Ba Ammonium-N	filtr. mg/l 0,01 0,03 0,07 0,01 filtr. mg/l 0,003 0,009 0,025 0,003 0		,04 0,28 0,01 0,03 0,12 0,01 0,02 0,06 0,01	0,03 0,11 0,01 0,02 0,04 0,01 0,02 0,06 0,01 0,04 0,010 0,029 0,002 0,006 0,012 0,001 0,006 0,023 0,002 0,019	0,10 0,01 0,04 0,09 0,01 0,03 0,28 Ammonium-N 0,040 0,002 0,002 0,000 0,001 0,001 0,002 0,000 Nitrit-N
0 Nitrit-N 0 Nitrat-N ISW Ba Ges. Stickstoff	filtr. mg/l 1,48 3,07 4,96 2,65	3,97 6,28 1,83 2,86 4,57 1,50 5,25 7,60 2,10 3,64 5,60 1,90	,37 3,70 1,80 2,96 4,33 1,46 2,57 3,59 1,22 ,24 4,70 2,20 3,69 5,80 2,00 3,49 5,40 1,90	2,61 4,00 1.84 2.52 4,09 1,39 2,64 3,80 0,94 2,26 3,43 5,40 2,20 3,08 4,40 2,00 3,51 5,30 1,40 2,95	3.80 1.29 2.42 4.53 0.94 2.66 6.28 NSTREN 5.30 1.70 3.31 6.50 14.0 3.48 7.60 Ges. Sickstoff Ges.
5% Bo Ges. Stickstoff 0 o-Phosphat-P 0 Ges. Phosphor	unfiltr. mg/l 0.18 0.39 0.66 0.23	5,25 7,60 2,10 3,64 5,60 1,90 0,07 0,08 0,04 0,07 0,09 0,05 0,43 1.10 0.11 0.41 0.96 0.12	(,24 4,70 2,20 3,69 5,80 2,00 3,49 5,40 1,90 (,07 0,10 0,05 0,07 0,11 0,05 0,07 0,12 0,05 (,36 0,52 0,17 0,34 0,67 0,14 0,26 0,41 0,17	3,43 5,40 2,20 3,08 4,40 2,00 3,51 5,30 1,40 2,95 0,08 0,10 0,06 0,09 0,12 0,06 0,07 0,11 0,05 0,07 0,37 1,00 0,12 0,27 0,43 0,21 0,36 0,50 0,99 0,24	5.30 1,70 3.31 6.50 1,40 3.48 7.60 Ges. Sicksoff Ges. Sick
O Cyanid, gesamt	unfiltr. μg/l	020 020 020 020 020 020	3 4 5	0.20 0.20 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10	0.12 0.10 0.58 3.46 0.1 0.21 3.5 10 Syanid, gesamt
- Blei - Cadmium		10,9 24,0 0,7 10,0 26,0 0,3 0,02 0,02 0,03 0,02	2,0 26,0 0,4 7,7 18,0 2,0 13,5 34,0 0,9 ,03 0,04 0,02 0,03 0,07 0,02 0,02 0,04 0,02	10,7 39,0 1,8 9,7 17,2 6,5 17,1 29,0 1,6 12,7 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,	36,6 0,8 11,8 30,0 1,3 14,0 Biel 0,05 0,05 0,06 0,09 0,02 0,05 0,38 Cadmium
- Cadmium	unfiltr. μg/l 0,08 0,17 0,38 0,07	0,02 0,05 0,02 0,05 0,02 0,24 0,39 0,04 0,24 0,57 0,02 1,78 2,30 1,80 2,08 2,30 1,00	0.03 0,04 0,02 0,03 0,07 0,02 0,00 0,02 0,00 0,02 0,00 0,02 0,00 0	0.05 0.20 0.04 0.05 0.05 0.05 0.14 0.38 0.05 0.05 0.19 0.57 0.05 0.14 0.28 0.05 0.13 0.35 0.05 0.21 172 2.50 1.91 2.42 2.85 1.90 2.81 5.96 1.80 2.64	0.55
0 Nickel	unfiltr. µg/l 2,50 5,42 9,20 2,30	5,78 9,90 1,90 5,16 7,50 0,9	5,2 10,0 3,2 5,3 9,5 1,5 5,8 13,0 1,6	5,7 15,0 3,4 5,9 9,9 5,6 9,4 14,7 2,1 6,7	260 august 2,000 (0.00 f.) 1.00 (0.0
- Quecksilber - Quecksilber	fiftr   µg/l   1,30   1,30   1,00	0,01 0,03 0,00 0,02 0,05 0,01	,03 0,07 0,00 0,01 0,03 0,01 0,02 0,05 0,00	0.03	0.01 0.00 0.00 0.00 0.01 0.01 0
- Arsen - Arsen 0 Chrom	filtr. $\mu g l l$ 0 0 unfiltr. $\mu g l l$ 3 5 9 3 filtr. $\mu g l l$ 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	6 9 2 5 9 3	6 8 2 5 10 3 7 13 3	2 3 2 3 4 2 2 3 4 6 6 13 2 6 10 5 9 15 2 6 6	2 2 2 4 5 4 5 4 5 4 5 5 5 6 5 6 6 6 6 6 6 6 6
0 Chrom	110t. μg/l 0 unfiltr. μg/l 2 6 15 2 filtr. μg/l 4	7 13 1 6 14 1	6 9 2 6 12 3 8 20 2	7 15 2 6 12 5 11 17 3 6	4 U 1 9 U 2 7 000 Crom
- Kupfer - Kupfer	unfiltr. μg/l 5 10 17 6	8 15 2 3 4 3 11 20 4 10 17 4	3 4 1 3 4 4 5 3 3 3 10 22 2 11 26 2	3 5 3 6 13 3 4 10 2 3 9 20 5 13 23 7 14 19 1 9	3 2 3 0 1 4 13 Mapter 3 2 3 0 1 4 15 Mapter 11 1 1 1 12 16 16 Kupter
0 Zink 0 Zink 0 Selen	filtr. μg/l 3   16   17   18   16   17   18   17   18   18   18   18   18	5 9 3 4 5 3 58 95 6 59 110 10	4 b 2 4 b 2 4 12 3 58 89 25 63 120 20 77 210 27	5 11 3 5 9 3 5 11 3 7 60 160 13 44 75 38 79 128 6 48	15 g 5 7 g 5 120 15 15 15 16 17 17 17 17 17 17 17 17 17 17 17 17 17
0 Selen 0 Silber			0 0 0 0 1 1	0 0	U 0 0 0 1 1 3 Selem 0 1 1 0 Selem 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1
0 Silber	nitr. μg/l unfiltr. μg/l		0,01 0,01 0,02 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01	0,13 0,29 0,01 0,04 0,12 0,01 0,25 1,20 0,01	0.01 0.01 0.01 0.02 0.02 Siber 0.01 0.01 0.05 Siber
- Thallium - Thallium	nitr. μg/l		0,0 0,0 0,1 0,0 0,0 0,0 0,0	0,1 0,1	0.1 0.1 0.1 0.0 0.0 0.0 0.1 0.2 Thallium 0.1 0.1 0.0 0.0 0.0 0.1 Thallium
0 Quinoxyfen 0 Bifenox 0 2,2',3,4,4'-Pentabromdiphenylether	unfiltr. μg/l 0,020 0,020 0,020 0,010 0 μηfiltr μg/l 0,0800 0,0800 0,0800 0,0800 0	0800	010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,0024 0,0024 0,0024 0,0024 0,0024	0,0024 0,0024 0,0001 0,	0,005 0,010 0,010 0,010 0,005 0,011 0,000 0,000 0,015 0,540 Quinavyfen 0,0500 0,001 0,000
u 4-nonyipnenoie	unfiltr. μg/l 0,001 0,001 0,001 0,001 0	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,10 0,10	0,10 0,10 0,10 0,10 0,10 0,10		0,001 0,001 0,001 0,01 0,014 2,2',3,4.4'-Pentatromdiphenylether 0,1 0,10 0,1 0,3 2 4-nonylphenole
0 Chlorhenzol	unfiltr. μg/l 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0 0 0 0 0,019 0,020 0,002 0,003 0,006 0,003 0	0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,005	0 0 0 1 Chlorbenzol 0,005 0,000 0,000 0,000 0,000 0,004 0,020 0,007 Picolinafen
0 Picolarder	ustra:         µg/1         0,000 <td< td=""><td>.003 0.003 0.003 0.003 0.003 0.003 0.003</td><td>0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003</td><td>0,0003 0,0003 0 0,0003 0,0003 0</td><td>0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,000 0,000 0,0003 0,0003 0,0003 0,0005 PCS 28 0,0005 PCS 25 0,0005 PCS</td></td<>	.003 0.003 0.003 0.003 0.003 0.003 0.003	0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003	0,0003 0,0003 0 0,0003 0,0003 0	0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,000 0,000 0,0003 0,0003 0,0003 0,0005 PCS 28 0,0005 PCS 25 0,0005 PCS
0 PCB 101 0 PCB 138	unfiltr.         µg/1         0,0003<	0,003 0,003 0,00000 0,0	0,003 0,00000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,000000	0,0003 0,0003 0 0,0003 0,0003 0	0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0005 PCB 101
0 PCB 153 0 PCB 180	unfiltr ug/I 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.	0,003 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,0000	003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003	0,0003 0,0003 0 0,0003 0,0003 0	0,0003 0,0003 0,0003 0,0006 0,0003 0,0003 0,0006 0,0005 PCB 153
0 1-Chlor-2-nitrobenzol	unfiltr. µg/l	0,0003 0,0003 0,0	0,0003 0,0003 0,0003	0,003 0,003 0	10 1-Chlor-2-nitrobenzol
0 1-Chlor-4-nitrobenzol 0 Nitrobenzol 0 Propiconazol	unnitr. µg/1 unfitr. µg/1 unfitr. µg/1 0.0 0.0 0.0 0.0	00 00 00 00 00	00 00 00 00 00 00		30 1:Chlor4-nitrobenzol 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 1,0 Propionazol
Parathion-methyl	unint. pg/1 0,04 0,04 0,01	0,04 0,04 0,04 0,00 0,00 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0	0,01 0,04 0,04 0,02 Parathion-methyl
0 Parathion-ethyl 0 Linuron	unfiltr. μg/l 0,040 0,040 0,040 0,005 ( unfiltr. μg/l 0,1 0,1 0,1 0,0	0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,00 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,1 0,1 0,1
0 Mondiuron	unfiltr. μg/l 0,1 0,1 0,1 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,01	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,4 Chlortoluron 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,05 0,00 2,00 Mnonlinuron
0 Linuron Chlortoluron Monolinuron Methabensthiazuron Prometryn Terbuthylazin Metazachlor	unfiltr. µg/i 0,1 0,1 0,1 0,0		0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 2,0 Methybenathiazuron 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,5 Prometryn
0 Metazachlor		0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,5 Terbuthylazin 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,4 Metazachlor
0 Metazachlor 0 Metolachlor 0 2,4-0	unfiltr. μg/l 0,1 0,3 0,0 0,0 0,0 unfiltr. μg/l 0,03 0,04 0,10 0,01 unfiltr. μg/l 0,03 0,04 0,10 0,01 unfiltr. μg/l 0 0 0 0 0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,03 0,03 0,	U,U U,U 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,2 Metolachlor 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,02 0,03 0,00 0,20 2,4-0
0 MCPA 0 Dichlorprop 0 Mecoprop 0 Mecoprop	untitr. µg/I 0 0 0 0 0 unfiltr. µg/I 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0 0 0 2 MCPA 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 Dichlorprop
0 Mecoprop 0 Hexazinon		0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,02 0,03 0,01 0,01 0,01 0,01	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0         0,0         0,0         0,0         0,0         0,0         0,1         Mecoprop           0,01         0,01         0,01         0,01         0,01         0,05         0,07         Mexazinon
Hexazinon  Ametryn  Metriburin  Chloridazon  Bromacil  Bentazon  Britanen	unifor   μg/1   0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.1 0.1 0.5 Ametryn 0.0 0.0 0.0 0.0 0.1 0.1 0.2 Metribuin
0 Chloridazon 0 Bromacil	unfiltr. μg/l 0,1 0,1 0,1 0,0 0,0 unfiltr. μg/l 0,1 0,1 0,1 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.0 0.0 0.0	0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.1 0.1 Chloridazon 0.0 0.0 0.0 0.0 0.1 0.1 Bromacil
0 Bentazon 0 Pirimicarb		0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,0 0,02 0,02 0,01 0,01 0,01 0,01	0,0 0,1 0,0 0,1 0,2 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,1 0,0 0,0 0,2 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.1 0.0 0.0
0 Pirimicarb 0 Phenanthren 0 Imidacloprid	unfiltr. pg/1 0,02 0,02 0,02 0,01 unfiltr. pg/1 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,5 Phenanthren 0,0060 0,010 0,010 0,0110 0,020 0,0110 0,0370 0,0000 0,0100 (midacloprid
0 Imidacloprid 0 Fenpropimorph 0 Flufenacet	unfitz. μg/l unfitz. μg/l unfitz. μg/l unfitz. μg/l 0,040 0,040 0,040 0,010 (	0,037 0,040 0,020 0,020 0,020 0,020 0	0,001 0,001 0,001 0,001 020 0,020 0,020 0,020 0,020 0,020 0,020	0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,006 0,006 0,006 0,000	0,006 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,002 0,006 0,002 20,000 Fengrophmorph 0,010 0,020 0,020 0,000 0,010 0,021 0,046 0,000 0,000 Fengrophmorph
0 Flufenacet 0 Flurtamone 0 Chloressiesäure	unfiltr. μg/l 0,05 0,05 0,05 0,01 unfiltr. μg/l	0,02 0,03 0,01 0,01 0,01 0,01	,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01	0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01	0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,05 0,02 0,10 Flutamone 0,06 2 Chloresigiaure
0 Chloressigsäure 0 Bromoxynil 0 Diflufenican	unfiltr. μg/I 0,1 0,1 0,1 0,0	0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,01 0,01 0,019 0,020 0,002 0,003 0,006 0,003 0	0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1 0,1	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0
0 Diffufenican 0 Diazinon 0 Dicklorvos 0 Etrimphos 0 Etrimphos	unfiltr. µg/l	0,01	0.01 0.01 0.01 0.01 0.01 0.01 0.01	0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,00 0,00	0,00 0,01 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,01 0,00
0 Etrimphos 0 Azinnhos-methyl	unfitr. μg/1 0,06000 0,06000 0,06000 0,00500 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0	002 003 003 003 003	103 0.03 0.03 0.03 0.03 0.03 0.03	0,002 0,002 0,002 0,002 0,003 0	0,002 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 Etrimphos 0,01 0,03 0,03 0,01 0,02 0,05 0,00 Azinghos-methyl
0 Azinphos-methyl 0 Azinphos-ethyl 0 Malathion	unfiltr. μg/l 0,05 0,05 0,05 0,01	0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03	0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03	0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,01 0,01	0,01 0,01 0,01 0,01 0,02 0,05 0,01 Azinphos ethyl 0,01 0,01 0,02 0,04 0,02 Malathion
O Malathion O Dimethoat O Fenthion O Fenthon O Fentorhion O Methoat	unfiltr. μg/l 0,04 0,04 0,04 0,01 unfiltr. μg/l 0,040 0,060 0,060 0,060 0,010 unfiltr. μg/l 0,040 0,040 0,040 0,005 (unfiltr. μg/l 0,040 0,040 0,040 0,040 0,005 (unfiltr. μg/l 0,040	0,055 0,060 0,040 0,040 0,040 0,040 0	040 0,040 0,020 0,020 0,020 0,020 0,020 0,020		0.016 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.027 0.060 0.00 0.100 Dimethost
0 Fenitrothion	unfiltr. μg/I 0,040 0,040 0,040 0,005 (0 unfiltr. μg/I 0,040 0,040 0,040 0,005 (0 unfiltr. μg/I 0,040	0,037 0,040		0.0100 0.013 0	0,005 0,007 0,000 0,000 Fentrothion 0,0020 0,0113 0,0240 0,0004 0,0004 0,0006 Omethoat
	unfiltr. µg/l unfiltr. µg/l	000	2000 2000 2000	0,005 0,005	0,005 0,005 0,005 0,008 Phoxim
0 Dimoxystroin	unfiltr. μg/1 0,0075 0,0088 0,0100 0,0025 0, unfiltr. μg/1 0,020 0,020 0,020 0,010 (	,0048 0,0050 0,0025 0,0025 0,0025 0,019 0,020 0,020 0,020 0,020 0,020 0	020 0,020 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010	0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,010 0,000 0,005	0,0002 0,0002 0,0002 0,0002 0,0002 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,000 0,0
0 Triphenylzinn-Kation 0 Dimoxystrobin 0 Carbendazim 0 Terbutryn 0 Anilin	unfiltr. µg/l 0,020 0,020 0,020 0,010 ( unfiltr. µg/l 0,0500 0,0500 0,0500 0,0100 0, unfiltr. µg/l 0,0500 0,0500 0,0500 0,0100 0,	0,03 0,04 0,16 0,01 0,0250 0,0100 0,0100 0,0100 0,0100 0,0	0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01	0,01         0,010         0,010         0,010         0,010         0,010         0,010         0,010         0,010         0,010         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0,01         0,025         0         0         0,025         0         0         0,025         0	0,01 0,01 0,01 0,01 0,00 0,00 0,01 0,16 0,02 0,10 Carbendazim 0,0039 0,0100 0,0100 0,0100 0,0019 0,0144 0,0810 0,000 0,0
0 Summe(LAS-C10,C11,C12,C13)	unfiltr. µg/l unfiltr. µe/l		0,1 0,1 0,1 0,1		
Perfluoroktansulfonsäure Isomeren     Hexachlorbenzol	unfiltr. µg/I 0,00 0,00 0,00 0,00	0.00 0.00 0.00 0.00	U,UU190 0,00304 0,00500 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0		0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.0 0.4 0.0 0.1 0.0 0.
0 Fluoranthen 0 4,4-DDT		0,00 0,00 0,00 0,00		0,01 0,01	0,0150 0,00304 0,00500 0,00500 0,00013 7,20000 Perfluoroktansulfonsäure Isomeren 0,001 0,000 0,001 0,0
n leader	unfiltr. μg/I 0,0100 0,0169 0,0330 0,0100 0, unfiltr. μg/I 0,00 0,00 0,00 0,00		296 0,0540 0,0100 0,0122 0,0200 0,0100 0,0114 0,0180 0,0012 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0	0.0154 0.0490 0.0032 0.0148 0.0250 0.0100 0.0243 0.0360 0.0010 0.075 0	0,01 0,00190 0,00004 0,00500 0,00500 0,00011 7,20000Perfluoretansulforsiare toomeren 0,0010 0,00
0 Isodrin 0 Endrin	$unfiltr.$ $\mu g/l$ $0,000$ $0,00$ $0,00$ $0,0$	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 0,001	0,0154 0,0490 0,0032 0,0148 0,0250 0,0100 0,0243 0,0364 0,0010 0,0075 0	0,01
0 Isodrin 0 Endrin 0 Dieldrin 0 Aldrin / Summe Cyclodien Pestizide	unitatr:	100,01 (0,0)(0,001 (0,001 (0,0	0,001 0,001	0,0154 0,0490 0,0032 0,0148 0,0250 0,0100 0,0243 0,0364 0,0010 0,0075 0	0,0013
Sodrin   Sodrin	Unitary   1951   0,0000   0,0180   0,9180   0,0000   0,000	0.001 0.000 0.001 0.001 0.01	0,001 0,001 0,002 0,003 0,003 0,003 0,004	0.44 0.29	0,015
Stodrin   Stodrin	Uniter:	0.001 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.000 0.001 0.001 0.01	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0.0154 0.0490 0.0032 0.0148 0.0250 0.0100 0.0249 0.0360 0.0010 0.0075 0 0.0154 0.0490 0.0032 0.0010 0.0025 0 0.001	0,001
0	Uniform   1997   0.0100   0.	0.001 0.000 0.000	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0,44 0,89 0,000 0,0013 0,0007 0,0015 0,0041 0,0002 0,0013 0,0034 0,0006 0,0013 0	0,001
0	Unifor   197	0.001 0.000 0.001 0.001 0.01 0	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0,001
0	Unifor   197	0.001 0.000 0.001 0.001 0.01 0	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0,001
0	Unifor   197	0.001 0.000 0.001 0.001 0.01 0	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0,001
0	Unifor:	0.001   0.00	0,001 0,001 0,001 0,003 0,003 0,003 0,003	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0.0015
0 Isodrin 0 Diedrin 0 Diedrin 0 Diedrin 1 Aldrin/Summe Cyclodien Pestizide 0 13.5-fricklorberezol 1 12.4-fricklorberezol 1 Tributykini-Auton 1 12.3-fricklorberezol 2 Pertacklorpenool 1 Pestacklorpenool	Unifor:	0.001	0,001	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0.0019
0 Isodrin 0 Index 0 Detection 0 Detection 0 Detection 0 Detection 0 L3_5-Trickloreard 0 Head-failure	Uniform   High   0.0110   0.0150   0.	0.001	0,001	0.44 0.29 0.0011 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0008 0.0005 0.0013 0	0.0019
1	Uniform   High   0.0110   0.0150   0.	0.001 0.001	0,001	0,646 0,95	0.0019
bloddin	Uniform   High   0.0110   0.0150   0.	0.001 0.001	0,001	0.44 0.69 0.0013 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0028 0.0000 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0.0019
blodein	Uniform   High   0.0110   0.0150   0.	0.001		0,646 0,95	0.0019
1	Winfatt   Help   0.0110   0.0100   0.	0.001	0,001	0,000 0,001 0,000	0.0019
0 Indrin 0 Indrin 0 Deletin 0 Deleti	Uniform   High   0.000   0.0	0.001		0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 0,001 0 0,001 0,0050 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0,001 0,0050 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0 0,001 0,0050 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0,001 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0,001 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0,001 0,0050 0,0050 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0.0019
Union Control of the Control of C	Unifor:   Hg/T   0.0100   0.	0.001		0.44 0.29	0.0019
O bodrin  Debtin Service  Debt	Unifor:   197	0.001		0.44 0.29	0.0019
O bodrin  Debtin Service  Debt	Winfatt	0.001		0.44 0.29 0.0013 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0024 0.0000 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0.0019
0 hodrin 0 Folden 1 Folden 1 Folden 2 Dieselon 1 Folden 2 Dieselon 2 Dieselon 3 Folden 4 Folden 3 Folden 4 Folden 4 Folden 4 Folden 4 Folden 4 Folden 4 Folden 5 Fold	Winfatt	0.001		0.44 0.99	0.0019
0 hodrin 0 kiddrin 0 kiddr	Uniform   Hear   County   Co	0.001		0.44 0.29 0.0013 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0024 0.0000 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0.0015
0. hodrin 0. lodein 0. lod	Uniform   High   0.0100   0.	0.001		0.44 0.99	0.0015
0. hodrin 0. lodein 0. lod	Uniform   High   0.0100   0.	0.001		0.44 0.29 0.0013 0.0007 0.0015 0.0041 0.0002 0.0012 0.0024 0.0000 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0.0013 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0.0015
Section   Sectio	Uniform   High   0.0100   0.	0.001		0.44 0.99	0.0019

Erhöhung unbeeinflusst reduziert Der Grenzwert liegt unterhalb der Nachweisgrenze, deshalb alle Mittel- bzw. Maxwerte im Alarmbereich. Grenzwerte gilt für Sediment, hilfweise verwendet, da für Wasseranalyse kein Grenzwert vorhanden Härte Stufe 3 angenommen





A20-Elbquerung Wasserparameter Elbe Zeitaum 2009 bis 2019