

Kernkraftwerk Brokdorf

Antrag auf Wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung von borhaltigen Abwässern in die Elbe

Gewässerökologisches Gutachten zur Wasserrahmenrichtlinie

Stand: Februar 2020



Auftragnehmer und Bearbeitung:



Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung, Aufgabenstellung	6
2	Rechtliche Rahmenbedingungen und Methodik	6
2.1	Wasserrahmenrichtlinie	6
2.2	Wasserhaushaltsgesetz	7
2.3	Oberflächengewässerverordnung	7
2.4	Urteile des EuGH und des BVerwG.....	9
2.5	Verschlechterungsverbot	9
2.5.1	Ort der Verschlechterung.....	10
2.5.2	Maßgeblicher Ausgangszustand.....	10
2.5.3	Dauer der Verschlechterung	10
2.5.4	Messbarkeit	11
2.5.5	Biologische Qualitätskomponenten	11
2.5.6	Hydromorphologische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	11
2.5.7	Chemische Qualitätskomponente: flussgebietsspezifische Schadstoffe	12
2.5.8	Chemischer Zustand	12
2.5.9	Ausgleichsmöglichkeit	13
2.5.10	Wahrscheinlichkeit	13
2.5.11	Summation	13
2.5.12	Verschlechterungsprüfung	14
2.6	Verbesserungsgebot.....	14
2.7	Grundwasser	16
2.8	Bewirtschaftungsplan Elbe	16
3	Vorhabenbeschreibung und Wirkfaktoranalyse	16
3.1	Chemische und physikalische Eigenschaften von Bor und Borsäure	16
3.2	Beabsichtigte Borableitung	17
4	Wirkmatrix.....	18
4.1	Ökologisches Potenzial	18
4.2	Chemischer Zustand	19
5	Untersuchungsgebiet	20

5.1	Oberflächenwasserkörper	20
5.2	Hydrologie	21
5.3	Gewässerstruktur	22
5.4	Einstufung nach Salzgehalt.....	23
5.5	Borgehalte im Übergangsgewässer	23
6	Chemischer Zustand	29
6.1	Aktuelle Bewertung	29
7	Ökologisches Potenzial	31
7.1	Aktuelle Bewertung der Qualitätskomponenten und Zielerreichung.....	31
7.2	Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten	33
7.2.1	Allgemeines	33
7.2.2	QK Phytoplankton.....	39
7.2.3	QK Makrophyten	42
7.2.4	QK Fischfauna	42
7.2.5	QK benthische wirbellose Fauna	42
8	Verträglichkeit mit dem Maßnahmenprogramm des Bewirtschaftungsplans.....	42
9	Zusammenfassung.....	43
10	Literaturverzeichnis.....	45
Anhang	48

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung der Tideelbe mit Halinitätszonen bei niedrigem Oberwasserabfluss eine Stunde vor Tnw, aus ARGE (1998).....	23
Abbildung 2: Korrelation zwischen Borkonzentration und Leitfähigkeit in der Elbe	25
Abbildung 3: Borkonzentrationen vom 2. bis 8. Januar 2017, berechnet aus der Korrelationsgleichung.....	26
Abbildung 4: Borkonzentrationen vom 1. bis 31. August 2016, berechnet aus der Korrelationsgleichung.....	26
Abbildung 5: Bewertung des chemischen Zustands nach OGewV unter Berücksichtigung der Änderungsrichtlinie 2013/39/EU (aus FGG Elbe 2015a).....	29
Abbildung 6: Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen..... Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe im Elbestrom nach WRRL, aus dem 2. Bewirtschaftungsplan, (FGG-Elbe 2015a).	31
Abbildung 7: Auszug aus dem Wasserkörper Steckbrief (MELUND 2015).....	32
Abbildung 8: Chlorophyll-a-Gehalte des Phytoplanktons und Chlorid- bzw. Salzgehalte..... im Längsschnitt des Elbe-Ästuars (aus ARGE Elbe 1998)	40
Abbildung 9: Relative Anteile ausgewählter Arten an der Gesamtzellzahl des Phytoplanktons im Längsschnitt der Elbe im Herbst 1987 (aus ARGE Elbe 1998)	41

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Allgemeine Bestimmungen für das höchste, das gute und das mäßige ökologische Potenzial der biologischen Qualitätskomponenten von künstlichen oder erheblich veränderten Gewässern nach Anlage 4, Tabelle 6 zur Oberflächengewässerverordnung	8
Tabelle 2: Wirkmatrix Qualitätskomponenten (QK).....	19
Tabelle 3: Stoffe des chemischen Zustands (n. Anlage 8 OGewV)	20
Tabelle 4: Abflusswerte in der Unterelbe (aus FGG Elbe 2017)	21
Tabelle 5: Allgemeine Beschreibung des Übergangsgewässers (ARGE Elbe 2004).....	22
Tabelle 6: Borgehalte in der Elbe	24
Tabelle 7: Tidebedingte Maximalwerte des Borgehalts der Elbe vor dem KBR berechnet aus den Stundenmittelwerten der Leitfähigkeit.....	26
Tabelle 8: Analyse der tidebedingten Maxima der Borgehalte in der Elbe bei Brokdorf	28
Tabelle 9: pH-Werte an den Messstellen Glückstadt und St. Margarethen im Zeitraum 2015 - 2017.....	28
Tabelle 10: Ziele des Bewirtschaftungsplans (FGG Elbe, 2015a).....	33
Tabelle 11: Berechnung der Borkonzentration nach Vermischung mit durchschnittlich vorbelastetem Elbewasser	34

Tabelle 12: Berechnung der Borkonzentration nach Vermischung mit hoch vorbelastetem Elbewasser.....	36
Tabelle 15: Relevante Schwellen- und Grenzwerte für Borkonzentrationen in Gewässern.....	37
Tabelle 14: Zusammenstellung der Toxizitätswerte zur Extrapolation von HC ₅ und UQN-V (aus Nendza 2003)	39

1 Einleitung, Aufgabenstellung

Das Kernkraftwerk Brokdorf verwendet zur Leistungs- und Reaktivitätsregelung sowie aus sicherheitstechnischen Gründen (Sicherstellung der Unterkritikalität) Bor in Form von Borsäure in Behältern und Leitungen, die zum Primärkreis des Kernreaktors gehören und an ihn angeschlossen sind.

Mit der endgültigen Einstellung des Leistungsbetriebs und mit der sukzessiven Entleerung von Systemen werden Teile der borhaltigen Wässer nicht mehr benötigt. Nach Abtransport der Brennelemente in das Standortzwischenlager (sog. Brennelementefreiheit) kann auch die restliche Menge an borhaltigen Systemwässern entfallen.

Die abzugebende Menge beträgt ca. 10 Mg Bor bzw. 57 Mg Borsäure (H_3BO_3). Dieses liegt in unterschiedlichen Konzentrationen verteilt auf ein Gesamtvolumen von ca. 4.500 m³ vor.

Prüfungsmaßstab im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren ist das wasserrechtliche Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot. Dafür liefert dieses Gutachten die Grundlage.

Es sind die Methodik von LAWA (2017) sowie sinngemäß die Hinweise des LBV SH (2017) zu beachten.

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist die Bewertung der aus dem Vorhaben folgenden Auswirkungen auf den chemischen Zustand und das ökologische Potenzial des Gewässers. Hierfür wird geprüft, ob eine Verschlechterung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands erfolgt und ob das Verbesserungsgebot der WRRL beeinträchtigt wird. Dazu werden die Qualitätskomponenten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) herangezogen, die in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) genannt sind.

Das borhaltige Wasser enthält Radionuklide, unter anderem Tritium. Die Abgabe von Radionukliden ist durch die wasserrechtliche Erlaubnis des staatlichen Umweltamtes Itzehoe (vom 10.03.1983, zuletzt geändert am 15.09.1999) abgedeckt und muss im vorliegenden Erlaubnisverfahren nicht erneut untersucht werden. Die Aussagen des Gutachtens beschränken sich also auf die Abgabe der borhaltigen Wässer. Abgesehen von methodischen Problemen die die Beurteilung von Wechselwirkungen nach sich brächte, ist nach den unter 2.5.11 beschriebenen Regeln keine Bewertung von Summationseffekten verschiedener Vorhaben vorgesehen.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen und Methodik

2.1 Wasserrahmenrichtlinie

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000, kurz WRRL) ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks u.a.:

- a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- b) Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,

- c) Anstrebens eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen und durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen,
- d) Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung, und
- e) Beitrag zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.

Das grundlegende Umweltziel gemäß Art. 4 Abs. 1 Buchst. a) iii) der WRRL in Bezug auf die Gewässer ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands der Oberflächenwasserkörper bzw. des guten ökologischen Potenzials der künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächengewässer. Die Bedingungen für die Erreichung dieses Ziels sind für die einzelnen Qualitätskomponenten – biologisch, hydromorphologisch und physikalisch-chemisch – in Anhang V der WRRL vorgegeben. Ferner muss auch der gute chemische Zustand erreicht werden, das ist laut Richtlinie „der chemische Zustand, den ein Oberflächenwasserkörper erreicht hat, in dem kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen vorkommt, die in Anhang IX und gemäß Artikel 16 Absatz 7 oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft über Umweltqualitätsnormen auf Gemeinschaftsebene festgelegt sind.“ In Art. 4 Abs. 1 Buchst. a) Punkt iv) der WRRL ist darüber hinaus eine „Phasing Out“-Verpflichtung für die prioritären gefährlichen Stoffe vorgegeben. In Anbetracht der besonderen Gefährlichkeit dieser Verbindungen – sie sind toxisch, persistent und bioakkumulierbar – wird für die 20 als prioritär gefährlich eingestuften Stoffe (u. a. Hg, Cd und TBT) eine vollständige Einstellung aller anthropogen verursachten Einträge in die Umwelt bis spätestens 2028 vorgesehen.

2.2 Wasserhaushaltsgesetz

Das grundlegende Konzept der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für Oberflächengewässer findet sich in den Paragraphen 25 bis 42 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) wieder. Geregelt werden hier die für Oberflächengewässer zu erreichenden Bewirtschaftungsziele einschließlich der einzuhaltenen Fristen sowie der zulässigen Ausnahmen.

Der Antrag ist als Gewässerbenutzung im Sinne des § 9 Abs. 1 Nr. 4 des Wasserhaushaltsgesetzes (Einbringen und Einleiten von Stoffen in Gewässer) zu verstehen.

Nach § 27 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) sind erheblich veränderte oberirdische Gewässer wie das Übergangsgewässer der Elbe so zu bewirtschaften, dass

1. eine Verschlechterung ihres ökologischen Potenzials und ihres chemischen Zustands vermieden wird und
2. ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.

2.3 Oberflächengewässerverordnung

Das WHG hat die Regelung wichtiger Detailfragen zur Bewirtschaftung der Oberflächengewässer auf die Verordnungsebene verlagert. Nach § 23 Absätze 1 und 2 des WHG sind konkrete Anforderungen an die Gewässereigenschaften, an die Benutzung von Gewässern sowie Ermittlung, Beschreibung,

Festlegung und Einstufung sowie Darstellung des Gewässerzustands durch eine Bundesverordnung zu regeln.

Diese Verordnung regelt bundeseinheitlich die detaillierten Aspekte des Schutzes der Oberflächengewässer und enthält Vorschriften zur Kategorisierung, Typisierung und Abgrenzung von Oberflächenwasserkörpern entsprechend den Anforderungen der WRRL.

Die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) stellt neben dem Wasserhaushaltsgesetz die Umsetzung der WRRL in deutsches Recht dar. Die OGewV liegt seit dem 20. Juli 2016 in einer aktualisierten Fassung vor. Sie dient auch der Umsetzung der Richtlinie 2013/39/EU, in der die Umweltqualitätsnormen für verschiedene Stoffe des chemischen Zustands geändert wurden. Auch sind neue Stoffe in die Listen aufgenommen worden. Die OGewV enthält in § 7 Übergangsregelungen, die den Zeitpunkt der Anwendbarkeit für verschiedene Stoffe regeln.

Nach WHG und OGewV gilt für natürliche Wasserkörper der „ökologische Zustand“ und für erheblich veränderte Wasserkörper das „ökologische Potenzial“. Da der betroffene Wasserkörper „Übergangsgewässer“ ein erheblich veränderter Wasserkörper ist (s. 5.1), wird im Folgenden letzterer Begriff verwendet. Die Einstufung des ökologischen Potenzials richtet sich nach den in Anlage 3 zur OGewV aufgeführten Qualitätskomponenten. Allgemeine Einstufungskriterien für das Potenzial von Oberflächengewässern sind in Anlage 4 OGewV enthalten. Diese sind in der folgenden Tabelle wiedergegeben:

Tabelle 1: Allgemeine Bestimmungen für das höchste, das gute und das mäßige ökologische Potenzial der biologischen Qualitätskomponenten von künstlichen oder erheblich veränderten Gewässern nach Anlage 4, Tabelle 6 zur Oberflächengewässerverordnung

Höchstes ökologisches Potenzial	Gutes ökologisches Potenzial	Mäßiges ökologisches Potenzial
Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässers ergeben, weitestgehend den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Gewässer vergleichbar ist.	Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten weichen geringfügig von den Werten ab, die für das höchste ökologische Potenzial gelten.	Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten weichen mäßig von den Werten ab, die für das höchste ökologische Potenzial gelten. Diese Werte sind in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei einem guten ökologischen Potenzial der Fall ist.

Die OGewV enthält keine Bestimmungen für die Bewertungsstufen „unbefriedigend“ und „schlecht“. Dies erschwert die Prognose, ob es durch ein Vorhaben beispielsweise zu einer Abwertung von „mäßig“ zu „unbefriedigend“ kommen kann.

Bei den Einstufungen sind die in Anlage 5 zur OGewV dargestellten Bewertungsmethoden zu verwenden. Auf diese Bewertungsmethoden wird in den Kapiteln zu den einzelnen Qualitätskomponenten Bezug genommen.

Gemäß § 5 Abs. 4 OGewV wird das ökologische Potenzial nach der am schlechtesten bewerteten biologischen Qualitätskomponente nach Anlage 3 Nr. 1 i.V.m. Anlage 4 bemessen. Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials als Gesamtbewertung kann nicht besser sein als die jeweils am schlechtesten bewertete biologische Qualitätskomponente („One out - all out“-Prinzip). Die übrigen Qualitätskomponenten sind für die Einstufung unterstützend heranzuziehen. Wird eine der Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe nicht eingehalten, kann das ökologische Potenzial höchstens als „mäßig“ bewertet werden.

Der chemische Zustand des Oberflächenwasserkörpers kann nur dann als „gut“ eingestuft werden, wenn alle Umweltqualitätsnormen des Anhangs 8 OGewV eingehalten werden, andernfalls wird er als „nicht gut“ eingestuft.

Die OGewV regelt nicht, ob und nach welcher Methode das Verschlechterungsverbot geprüft werden soll.

2.4 Urteile des EuGH und des BVerwG

Laut einem Urteil des EuGH vom 1.7.2015 zur Weservertiefung (Rechtssache C-461/13) kann die Genehmigung für ein konkretes Vorhaben versagt werden, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands eines Oberflächengewässers bzw. eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands eines Oberflächengewässers gefährdet.

Eine Verschlechterung liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente um eine Klasse verschlechtert. Ist jedoch die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet, stellt jede Verschlechterung dieser Komponente eine „Verschlechterung des Zustands“ eines Oberflächenwasserkörpers dar.“

Weitere Konkretisierungen aus Urteilen, wie dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts zur Elbvertiefung vom 9. Februar 2017 (BVerwG 7 A 2.15), werden in den Kapiteln 2.5 und 2.6 näher beschrieben.

2.5 Verschlechterungsverbot

Das Verschlechterungsverbot ist auf die Qualitätskomponenten des ökologischen Potenzials und auf den chemischen Zustand anzuwenden.

In der „Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot“ der LAWA (2017) werden Empfehlungen zur Bewertung des Verschlechterungsverbots gemacht. In einer aktualisierten Fassung der Handlungsempfehlung ist auch das Urteil des Bundesverwaltungsgerichts zur Elbvertiefung vom 9. Februar 2017 (BVerwG 7 A 2.15) berücksichtigt worden.

In Schleswig-Holstein sind auch die bislang nur in einer Entwurfsfassung vorliegenden Hinweise „Straßenbau und WRRL“ (LBV-SH 2017) zu beachten.

Es wird unterschieden zwischen Verschlechterung und nachteiliger Veränderung. Dabei führt eine nachteilige Veränderung innerhalb einer Qualitätskomponente noch nicht zu den Rechtsfolgen einer Verschlechterung.

Im Folgenden werden die Prüfpunkte aus LAWA (2017) kurz erläutert und ggf. um die Hinweise aus LBV-SH (2017) ergänzt:

2.5.1 Ort der Verschlechterung

- Maßgeblich ist der Zustand des betroffenen Wasserkörpers insgesamt, d.h. es kann nicht nur die unmittelbare Einleitstelle beurteilt werden.
- Zu prüfen sind auch Auswirkungen auf weitere, bei Fließgewässern z. B. unterliegende, Wasserkörper.
- Lokal begrenzte Veränderungen sind grundsätzlich irrelevant. Ort der Beurteilung sind die für den Wasserkörper repräsentativen Messstellen.

Die lokale Begrenzung wird in einem Urteil des Oberverwaltungsgerichts Rheinland-Pfalz (vom 08.11.2017, Aktenzeichen: 1 A 11653/16) am Beispiel eines Wasserkraftwerkes näher konkretisiert:

- Die Ausleitungsstrecke einer Wasserkraftanlage ist mit etwa 140 Metern sehr kurz, während der gesamte Wasserkörper (hier die "untere Lahn") ungefähr 53 Kilometer misst. Schon diese Größenverhältnisse zeigen, dass es sich bei einer Verschlechterung der Struktur und des Sohlsubstrats der Ausleitungsstrecke nur um eine lokal begrenzte Veränderung ohne Auswirkungen auf den Gesamtwasserkörper handeln könnte.

2.5.2 Maßgeblicher Ausgangszustand

- Maßgeblicher Ausgangszustand für die Beurteilung, ob eine Verschlechterung zu erwarten ist, ist grundsätzlich der Zustand des Wasserkörpers, wie er zum Zeitpunkt der letzten Behördenentscheidung vorliegt. In der Regel kann dafür der Zustand herangezogen werden, der im geltenden Bewirtschaftungsplan dokumentiert ist. Soweit jedoch neuere Erkenntnisse vorliegen, insbesondere aktuelle Monitoringdaten, so sind diese heranzuziehen.
- Gibt es konkrete Anhaltspunkte für eine entscheidungserhebliche Verbesserung oder Verschlechterung des Zustands seit der Dokumentation im aktuellen Bewirtschaftungsplan, die nicht durch neuere Erkenntnisse wie aktuelle Monitoringdaten abgedeckt sind, z. B. aufgrund von realisierten Maßnahmen des Maßnahmenprogramms, sind weitere Untersuchungen erforderlich.
- Bei der Prüfung des Verschlechterungsverbots (§ 27 Abs. 2 Nr. 1 WHG) in Bezug auf eine wasserrechtliche Erlaubnis, deren zeitliche Geltung unmittelbar an eine vorhergehende Erlaubnis anschließt, ist auf den chemischen Ist-Zustand unter Berücksichtigung der bisherigen Einleitungen abzustellen (BVerwG, Urteil v. 02.11.2017, 7 C 25/15).

2.5.3 Dauer der Verschlechterung

- Kurzzeitige Verschlechterungen können aus Gründen der Verhältnismäßigkeit außer Betracht bleiben, wenn mit Sicherheit davon auszugehen ist, dass sich der bisherige Zustand kurzfristig wiederinstellt. Für diese Prognoseentscheidung ist eine Einzelfallbetrachtung vorzunehmen, bei der insbesondere Größe, Verwirklichungsdauer und Auswirkungen auf das Gewässer für das Vorhaben insgesamt zu berücksichtigen sind.

Nach LBV-SH (2017) ist unter einer temporären/vorübergehenden Beeinträchtigung die kurzzeitige Veränderung des Wasserkörpers zu verstehen, die sich ohne Sanierungsmaßnahmen selbst wieder behebt.

2.5.4 Messbarkeit

- Eine Veränderung des chemischen oder ökologischen Zustands, die in Bezug auf den jeweiligen Wasserkörper voraussichtlich messtechnisch nicht nachweisbar sein wird, stellt keine Verschlechterung dar. Dies gilt unabhängig von dem Zustand des Gewässers, also auch bei Gewässern, die hinsichtlich bestimmter Komponenten bereits in die schlechteste Zustandsstufe fallen. Nicht nachweisbare Veränderungen stellen damit auch keine nachteiligen Veränderungen dar.

Das Urteil des Bundesverwaltungsgerichts zur Elbvertiefung (Urteil v. 9.2.2017, Az. 7 A 2.15) enthält nähere Bestimmungen für den Begriff der Messbarkeit. Das BVerwG betrachte die Beschreibung der Änderungen als „nicht mess- und beobachtbar“ oder „innerhalb der bisherigen Schwankungsbreite liegend“ als angemessen. Wörtlich führt das BVerwG (Rn. 533) dazu aus: „Dass Änderungen, die mit Messverfahren nicht erfasst werden können, keine relevanten Wirkungen zeitigen, ist plausibel. Darüber hinaus können aber auch messbare Änderungen, namentlich bei dynamischen Parametern, marginal sein, wenn sie in Relation zur natürlichen Band- oder Schwankungsbreite nicht ins Gewicht fallen.“ Zum Beispiel hält das Gericht die Annahme für plausibel, dass eine kleinräumige Abnahme der spezifischen Wasseroberfläche um maximal 7 %, die bezogen auf einen Sauerstoffgehalt von 3 mg/l einen rechnerischen Absink von 0,21 mg/l zur Folge hätte, auch für den betroffenen Teilbereich im Gesamtkontext nicht ins Gewicht fällt und keinen maßgeblichen Einfluss auf die biologischen QK hat.

2.5.5 Biologische Qualitätskomponenten

- Eine Verschlechterung liegt vor, wenn sich der Zustand mindestens einer biologischen Qualitätskomponente um eine Stufe verschlechtert, auch wenn dies nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt. Befindet sich die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Zustandsklasse, stellt jede nachteilige Veränderung (s. Messbarkeit) eine Verschlechterung dar.

In der Praxis ist also zunächst zu prüfen, ob eine voraussichtlich messbare Änderung eintreten wird. Ist dies der Fall, dann ist auf die Verfahren der Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung zurückzugreifen. Mit diesen kann eingeschätzt werden, ob eine der Qualitätskomponenten (QK) abgewertet werden könnte. Die Grenzwerte an den Klassengrenzen ergeben sich aus den sogenannten Qualitätsquotienten.

2.5.6 Hydromorphologische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

- Den hydromorphologischen, chemischen und allgemein chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten kommt nur unterstützende Bedeutung für die biologischen Qualitätskomponenten zu.

- Verschlechtert sich die Zustandsklasse einer unterstützenden hydromorphologischen oder allgemeinen physikalisch-chemische Qualitätskomponente, ist dies ein Indiz, dass auch eine nachteilige Veränderung der relevanten biologischen Qualitätskomponente vorliegt. Allein der Wechsel der Zustandsklasse bei den unterstützenden Qualitätskomponenten genügt jedoch nicht für das Vorliegen einer Verschlechterung. Für die Verschlechterung ist zusätzlich erforderlich, dass dies über eine negative Auswirkung auch einen Wechsel der Zustandsklasse der biologischen QK bewirken wird. Ist die biologische QK bereits in schlechtem Zustand, dann reicht eine negative Auswirkung für das Eintreten des Verschlechterungsverbots aus.
- Im Urteil des BVerwG vom 9.2.2017 (zur Elbvertiefung) wird es nicht als Mangel angesehen, wenn die Querverbindungen zwischen den biologischen und den unterstützenden QK nicht näher definiert und nach Klassenstufen gerastert, sondern die Wirkzusammenhänge nur verbal-argumentativ beschrieben werden. Auch weist das Urteil darauf hin, dass schon die Wasserrahmenrichtlinie und die Oberflächengewässerverordnung die erforderlichen Konkretisierungen und Verknüpfungen nicht aufweisen. Zu den unterstützenden QK gehören auch die im nächsten Punkt behandelten Flussgebietsspezifischen Schadstoffe.

2.5.7 Chemische Qualitätskomponente: flussgebietsspezifische Schadstoffe

- Wenn ein Oberflächenwasserkörper in sehr gutem oder gutem ökologischen Zustand ist und infolge eines Vorhabens eine Umweltqualitätsnorm (UQN) für einen flussgebietsspezifischen Schadstoff (Anlage 6 OGewV) überschritten wird, erfolgt eine Herabstufung des ökologischen Zustands auf mäßig. Damit liegt eine Verschlechterung vor.
- Ab dem ökologischen Zustand „mäßig“ bleiben Verschlechterungen bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen (Überschreitungen einer UQN) für die Prüfung des Verschlechterungsverbots unbeachtlich, solange sie sich nicht auf die Einstufung des Zustands mindestens einer biologischen Qualitätskomponente auswirken, also eine Abstufung mindestens einer biologischen Qualitätskomponente auf unbefriedigend oder schlecht bewirken. Die Überschreitung der UQN eines flussgebietsrelevanten Stoffes ist jedoch Anlass, die Einstufung der relevanten biologischen Qualitätskomponenten ggf. zu überprüfen.

2.5.8 Chemischer Zustand

Das EuGH-Urteil vom 1.7.2015 (s. Kap. 2.4) behandelt die Beurteilung einer Verschlechterung des chemischen Zustands von Oberflächengewässern nicht. Der „chemische Zustand“ ist keine Qualitätskomponente im Sinne des Anhang V der WRRL. Eine Abwertung der Einstufung ist hier also nicht ohne weiteres zu prüfen, da die Stoffe des chemischen Zustands nicht in fünf Zustandsklassen eingeteilt werden können. Bei LAWA (2017) werden die folgenden Handlungsempfehlungen beschrieben:

- Eine Verschlechterung des chemischen Zustands liegt bei Oberflächenwasserkörpern vor, wenn infolge eines Vorhabens mindestens eine Umweltqualitätsnorm (UQN) für einen Stoff nach Anlage 8 Tabellen 1 und 2 OGewV überschritten wird.
- Aus der Fokussierung auf die einzelne Qualitätskomponente nach Anhang V WRRL folgt ferner, dass eine Verschlechterung auch dann anzunehmen ist, wenn der chemische Zustand bereits wegen Überschreitung einer anderen UQN nicht gut ist. Keine Verschlechterung ist

gegeben, wenn sich zwar der Wert für einen Stoff verschlechtert, die UQN aber noch nicht überschritten wird (sog. Auffüllung).

- Bei einer bereits überschrittenen UQN ist auch die weitere Konzentrationserhöhung durch Immissionen als Verschlechterung des chemischen Zustands anzusehen.

Aus den Formulierungen ergibt sich, dass jedes Überschreiten einer UQN zum Eintritt einer Verschlechterung führt, unabhängig davon ob schon andere UQNs überschritten sind. Wenn die UQN eines Stoffes schon überschritten ist, dann ist jede weitere Konzentrationserhöhung bei diesem Stoff eine Verschlechterung. Jeder Stoff des chemischen Zustands wird somit sinngemäß wie eine biologische Qualitätskomponente behandelt.

Aus rechtlicher Sicht sind keine Rückwirkungen von Stoffen des chemischen Zustands auf die biologischen Qualitätskomponenten zu untersuchen. Der chemische Zustand dient, anders als die chemische QK oder die hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen QK nicht zur Unterstützung der Bewertung der biologischen QK.

2.5.9 Ausgleichsmöglichkeit

- Ein Vorhaben kann zulässig sein, wenn es zwar für sich genommen den Zustand eines Wasserkörpers verschlechtern würde, aber begleitende Maßnahmen im Rahmen des Vorhabens (vermeidende Maßnahmen) oder an anderer Stelle (ausgleichende Maßnahmen), die sich positiv auf den Zustand des betroffenen Wasserkörpers auswirken, dazu führen, dass die Verschlechterung nicht eintritt.

Darüber hinaus werden im Urteil des Bundesverwaltungsgerichts zur Elbvertiefung vom 9. Februar 2017 (BVerwG 7 A 2.15) weitere Aussagen zur Methodik der Prognose des Verschlechterungsverbots gemacht.

Es enthält u.a. Regelungen zu folgenden Punkten:

2.5.10 Wahrscheinlichkeit

- Ob ein Vorhaben eine Verschlechterung des Zustands eines OWK bewirken kann, beurteilt sich nicht nach dem für das Habitatrecht geltenden besonders strengen Maßstab, wonach jede erhebliche Beeinträchtigung ausgeschlossen sein muss, sondern nach dem allgemeinen ordnungsrechtlichen Maßstab der hinreichenden Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts. Eine Verschlechterung muss daher nicht ausgeschlossen, darf aber auch nicht sicher zu erwarten sein.

Auch bei LBV-SH (2017) wird davon ausgegangen, dass die Arbeit mit Prognosewahrscheinlichkeiten möglich ist.

2.5.11 Summation

- Weder die Wasserrahmenrichtlinie noch das Wasserhaushaltsgesetz verlangen, dass bei der Vorhabenzulassung auch die kumulierenden Wirkungen anderer Vorhaben zu berücksichtigen sind. Laut oben genanntem Urteil des BVerwG besteht für eine solche "Summationsbe-

trachtung" im Genehmigungsverfahren auch weder eine Notwendigkeit noch könnte dieses Sachproblem auf der Zulassungsebene angemessen bewältigt werden.

Ergänzende Aussagen zur Verschlechterungsprüfung macht ein Urteil des Oberverwaltungsgerichts Rheinland-Pfalz (vom 08.11.2017, Aktenzeichen: 1 A 11653/16).

2.5.12 Verschlechterungsprüfung

- Eine Verschlechterungsprüfung wird dadurch erschwert, dass es auch weiterhin nicht nur an abgestimmten Bewertungsverfahren etwa für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten, sondern auch und gerade an anerkannten Standardmethoden und Fachkonventionen für die Auswirkungsprognose bei der Vorhabenzulassung mangelt. Derzeit erfordert daher jede Prüfung des Verschlechterungsverbots eine nicht normativ angeleitete fachgutachterliche Bewertung im Einzelfall. Besonders schwierig gestaltet es sich dabei, die prognostizierten Auswirkungen in Zustandsklassen einzuordnen und im Einzelnen festzustellen, wann etwa ein "Klassensprung" in eine schlechtere Klasse vorliegt. Erschwerend kommt hinzu, dass Vorhaben in aller Regel direkte Auswirkungen auf die hydromorphologischen oder die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten haben, die indirekten Auswirkungen auf die für die Einstufung und Verschlechterung maßgeblichen biologischen Qualitätskomponenten aber schwer vorherzusagen sind. Vorhabenträger und Planfeststellungsbehörde werden sich daher nicht selten bei der Prognose damit behelfen müssen darzulegen, ob und inwiefern sich die für die Einstufung der biologischen Qualitätskomponenten maßgeblichen Umstände ändern und im Anschluss daran eine Auswirkungsprognose vorzunehmen. Diese muss nachvollziehbar, schlüssig und fachlich untersetzt sein.

Wenn sich die Zustandsstufe der unterstützenden chemisch-physikalischen Qualitätskomponente (QK) verschlechtert und sich dies so nachteilig auf eine biologische QK auswirkt, so wird auch deren Zustandsklasse verschlechtert. Es soll daher geprüft werden, ob die Änderungen der unterstützenden QK unterhalb der Messbarkeitsschwelle liegen, so dass von vornherein alle Auswirkungen auf Zustandsklassen auszuschließen sind.

2.6 Verbesserungsgebot

Für das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand ist das Verbesserungsgebot zu beachten.

Im oben zitierten Urteil des EuGH (s. Kap. 2.4), welches die Notwendigkeit einer Prüfung von Vorhaben nach den Kriterien der WRRL regelt, wird das Verbesserungsgebot zwar gefordert, es wird aber, im Unterschied zum Verschlechterungsverbot, nicht näher konkretisiert, wie es zu prüfen ist.

Näher definiert wird das Verbesserungsgebot in dem Urteil des BVerwG vom 11.08.2016 (s. Kap. 2.4):

- Das wasserrechtliche Verbesserungsgebot steht einem Vorhaben entgegen, wenn sich absehen lässt, dass dessen Verwirklichung die Möglichkeit ausschließt, die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie fristgerecht zu erreichen.
- Dabei ist nicht jeder Eintrag zugleich als ein Verstoß gegen das Verbesserungsgebot zu bewerten. Eine Sperrwirkung entfaltet das Verbesserungsgebot vielmehr nur, wenn sich absehen lässt, dass die Verwirklichung eines Vorhabens die Möglichkeit ausschließt, die Umwelt-

ziele der WRRL, also ein gutes ökologisches Potenzial und einen guten chemischen Zustand, fristgerecht zu erreichen (BVerwG, Urteil v. 11.08.2016, Az. 7 A 1/15, Rn. 169 bei juris).

- Dabei ist auf den relevanten nach §§ 82 und 83 WHG erstellten Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm abzustellen, die im Hinblick auf das Verbesserungsgebot das „Wie“ der Zielerreichung des guten ökologischen und des guten chemischen Zustandes konkretisieren.

Auch im Urteil des BVerwG vom 9.2.2017 zur Elbvertiefung wird das Verbesserungsgebot weiter konkretisiert:

Bedeutung des Maßnahmenprogramms

- Das Verbesserungsgebot ist vor allem durch die wasserwirtschaftliche Planung zu verwirklichen. Die Maßnahmenprogramme nach § 82 WHG sind das zentrale Instrument der wasserwirtschaftlichen Planung und führen die Schritte auf, die unternommen werden sollen, um die Gewässer einem guten ökologischen Zustand/Potenzial und chemischen Zustand zuzuführen.
- Im Urteil des BVerwG wurde es nicht beanstandet, dass sich die Fachgutachter und die Planfeststellungsbehörden bei der Prüfung, ob die Zielerreichung gefährdet wird, am Maßnahmenprogramm anknüpfen und sich darauf beschränken, ob die darin für das Erreichen eines guten ökologischen Potenzials/Zustands in den OWK vorgesehenen Maßnahmentypen durch das Vorhaben ganz oder teilweise behindert bzw. erschwert werden.

Wahrscheinlichkeit des Eintretens

- Für einen Verstoß gegen das Verbesserungsgebot ist maßgeblich, ob die Folgewirkungen des Vorhabens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit faktisch zu einer Vereitelung der Bewirtschaftungsziele führen (ordnungsrechtlicher Wahrscheinlichkeitsmaßstab).

Prüfumfang

- Die Genehmigungsbehörden haben bei der Vorhabenzulassung wegen des Vorrangs der Bewirtschaftungsplanung grundsätzlich nicht zu prüfen, ob die im Maßnahmenprogramm nach § 82 WHG vorgesehenen Maßnahmen zur Zielerreichung geeignet und ausreichend sind.

Ein weiteres Urteil des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) vom 02.11.2017 (7 C 25.15; 7 C 26.15) bezieht sich auf Quecksilber-Einleitungen durch das Kohlekraftwerk Staudinger.

- Bei der Prüfung, ob durch die erlaubte Gewässerbenutzung die anzustrebende Verbesserung des Gewässerzustandes gefährdet wird, kann nicht allein auf die Reduzierung der Einleitungen abgestellt werden. Es muss vielmehr von der tatsächlichen Schadstoffbelastung ausgegangen werden.

Im zitierten Urteil des BVerwG wurde das Urteil der Vorinstanz gerügt, welche „die Einhaltung des Verschlechterungsverbots und des Verbesserungsgebots in einer gemeinsamen Prüfung zusammenfassend mit der Begründung bejaht, die Erlaubnis lasse keine zusätzlichen Einleitungen zu, sondern reduziere die durch die genehmigte Anlage bereits vorgenommenen Einträge“. Damit werden die unterschiedlichen Maßstäbe von Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot verkannt.

Der Sinn dahinter ist, dass auch abnehmende Einleitungen eines Schadstoffs, dessen UQN im Gewässer überschritten ist, immer noch dazu beitragen können, dass die UQN überschritten bleibt. Dies würde aber dem Verbesserungsgebot widersprechen.

2.7 Grundwasser

Eine Notwendigkeit für die Betrachtung des Grundwassers im Sinne der Umsetzung der WRRL dienenden Grundwasserverordnung (GrwV) lässt sich aus dem oben zitierten Urteil des EuGH nicht ableiten. Da im vorliegenden Fall das Grundwasser nur mittelbar, d.h. über Influenz aus dem Oberflächengewässer betroffen sein kann, halten wir eine Betrachtung des Oberflächenwassers für abdeckend. Selbst wenn es zu einer Beeinflussung des Grundwassers kommen sollte, ist das Oberflächengewässer in jedem Fall stärker betroffen.

2.8 Bewirtschaftungsplan Elbe

Die Ergebnisse der Überwachung der Oberflächengewässer und die Bewertung des ökologischen Potenzials werden im Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe 2015a) dokumentiert. Die FGG Elbe ist eine gemeinsame Einrichtung des Bundes und mehrerer Bundesländer. Der Bewirtschaftungsplan ist in § 83 des Wasserhaushaltsgesetzes geregelt. Er muss die in Artikel 13 Absatz 4 in Verbindung mit Anhang VII der Richtlinie 2000/60/EG (WRRL) genannten Informationen enthalten. Der erste Bewirtschaftungsplan stammte aus dem Jahr 2009 (FGG Elbe 2009), der aktuell gültige wurde im Dezember 2015 veröffentlicht.

Im Bewirtschaftungsplan erfolgte die Bewertung der Qualitätskomponenten „in Kombination aus gewässerökologischen Untersuchungen wie der Bestimmung der biologischen Qualitätskomponenten (QK) und der Betrachtung der unterstützenden Komponenten wie der Hydromorphologie (Gewässermorphologie, Durchgängigkeit, Wasserhaushalt), immissionsseitigen chemisch-physikalischen Messungen, einer Belastungsanalyse sowie Analogieschlüssen“.

3 Vorhabenbeschreibung und Wirkfaktoranalyse

3.1 Chemische und physikalische Eigenschaften von Bor und Borsäure

Das chemische Element Bor (Elementsymbol B) hat die Ordnungszahl 5 und steht daher in der 3. Hauptgruppe über Aluminium sowie in der 2. Periode zwischen Beryllium und Kohlenstoff. Es ist chemisch gesehen ein Halbmetall und hat eine Atommassenzahl von 10,81. Unter Normbedingungen ist der Aggregatzustand fest. Reines Bor kommt in der Natur nicht vor.

Bor ist ein eher seltenes Element mit einem sehr geringen Anteil von ca. 10 ppm in der Erdkruste vertreten. Gegenüber magmatischen Gesteinen ist es in Sedimentgesteinen angereichert, die höchsten B-Gehalte weisen tonreiche Sedimente mariner Herkunft auf. In Lagerstätten kommt Bor als Na-, Mg- oder Ca-Borat (z.B. Borax) vor. Im Wasser kommt das Element hauptsächlich als undissoziierte Borsäure (H_3BO_3) vor, im Meerwasser liegt die Konzentration bei 4,6 mg/l Bor. In Binnengewässern

schwanken die Konzentrationen im Bereich von 10 - 50 µg/l. Im anthropogen unbeeinflussten Grundwasser liegen Konzentrationen von ca. 50 µg/l vor (LUBW 2012).

Borsäure lässt sich als H_3BO_3 oder besser als $\text{B}(\text{OH})_3$ schreiben, sie ist eine sehr schwache ($\text{pK}_s = 9,25$) und wasserlösliche Säure. Unterhalb von pH 7 liegt Borsäure fast ausschließlich undissoziiert vor. Oberhalb von pH 7 beruht die Säurewirkung auf der Aufnahme eines Hydroxid-Ions (OH^-) und der Bildung des Tetrahydroxoborat-Ions $[\text{B}(\text{OH})_4]^-$, dabei wird ein H^+ frei. Formal ist Borsäure somit eine Lewissäure. Das Anion $[\text{B}(\text{OH})_4]^-$ wird bei pH-Werten von 8,5 bis 10 am stärksten an anorganischen und organischen Austauscheroberflächen gebunden (Scheffer & Schachtschabel 2002). Da bei den in der Elbe vorliegenden pH-Werten die Borsäure nur geringfügig als Anion vorliegt (s. 5.5), ist keine nennenswerte Adsorption an Schwebstoffen anzunehmen.

Landpflanzen benötigen Bor als Spurennährelement. Bei zu geringen Borgehalten im Boden treten Mangelercheinungen ein. Je nach Bedarf der Nutzpflanzen und den Borgehalten wird im Ackerbau auch borhaltiger Dünger eingesetzt. Zu hohe Borgehalte können Bor-Toxizität verursachen.

In der Trinkwasserverordnung ist ein Grenzwert von 1 mg/l Bor festgelegt.

Bor-10 und Bor-11 sind stabile Isotope, die in etwa im Mischungsverhältnis 1:4 vorkommen. Borsäure bzw. Bor wird im Primärwasserkreislauf von Kernkraftwerken als Neutronenabsorber eingesetzt. Dazu dient B-10 durch seinen besonders großen Absorptions-Wirkungsquerschnitt für thermische Neutronen. Im Kernkraftwerk Brokdorf wird mit Bor-10 angereichertes Bor verwendet, bei dem ein Mischungsverhältnis von 1:2,6 eingestellt wird. Das biologische Verhalten dieses Bors mit höherem Bor-10-Anteil ist weitgehend identisch mit dem des natürlichen Bors. In geochemischen Prozessen wie der Calcitbildung kann es zu einer Fraktionierung der Isotope aufgrund ihres relativ großen Masseunterschiedes von ca. 10 % kommen, die jedoch für biologische Vorgänge unerheblich ist.

3.2 Beabsichtigte Borableitung

Vorgesehen ist die Abgabe borhaltiger Wässer über die TR-Kontrollbehälter zusammen mit der Elbe zuvor entnommenem Wasser in die Elbe. Nach Abzug der Vorbelastung aus der Elbe (s. 5.5) soll eine kraftwerksbedingte zusätzliche Borkonzentration im eingeleiteten Wasserstrom von **0,5 mg Bor/l** eingehalten werden. Die Einleitkonzentration setzt sich also zusammen aus 0,5 mg/l plus der jeweiligen natürlichen Borkonzentration in dem zuvor der Elbe entnommenen Wasser.

Die einzuhaltende Gesamtfracht, die insgesamt in die Elbe eingetragen werden soll, beträgt ca. 10 Mg Bor. Die Einleitung soll nur in dem Zeitfenster 1 h nach Kenterpunkt Flutstrom bis 1 h vor Kenterpunkt Ebbestrom erfolgen. Pro Tag sind dann maximal zwei Abgaben à ca. 4 Stunden möglich. Auf dem Abgabeprotokoll zu jeder Abgabe soll zusätzlich die gemessene Borkonzentration im Kontrollbehälter dokumentiert werden. Die Dokumentation der Abgabe borhaltiger Wässer soll darüber hinaus auch in den Monatsberichten erfolgen.

Die Abgabe der borhaltigen Abwässer wird sich somit über einen längeren Zeitraum erstrecken. Berücksichtigt man, dass das letzte Bor erst abgegeben werden kann, wenn Brennelementfreiheit erreicht ist, d.h. nach heutiger Planung ca. 2027, so werden sich die Abgaben borhaltiger Abwässer über einen Zeitraum von mehreren Jahren erstrecken.

Nähere Angaben hierzu enthält der Erläuterungsbericht.

4 Wirkmatrix

4.1 Ökologisches Potenzial

In der folgenden Tabelle 2 sind die Qualitätskomponenten des ökologischen Potenzials nach Anlage 3 zur Oberflächengewässerverordnung dargestellt. Es werden nur die Qualitätskomponenten abgebildet, die für Übergangsgewässer relevant sind (Spalte Ü in Anlage 3 zur OGewV). Für den Wirkfaktor Boreinleitung ist zu prüfen, ob dieser Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten hat, etwa infolge einer bestimmten Ökotoxizität.

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten sind nicht zu prüfen, weil die Einleitung erkennbar keine Auswirkungen auf Strömungsverhältnisse und andere morphologische Parameter haben kann.

Auch die chemischen Qualitätskomponenten (Flussgebietsspezifische Schadstoffe) sind nicht betroffen, weil Bor und Borverbindungen in dieser Stoffgruppe nicht genannt sind.

Betroffen sind auch nicht die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Borsäure hat keine Auswirkungen auf die dort aufgeführten Parameter:

Auch indirekt wirkt sich der Eintrag von borhaltigem Wasser nicht auf den Sauerstoffhaushalt aus.

Die elektrische Leitfähigkeit kann zwar prinzipiell durch Zufuhr von Elektrolyten beeinflusst werden, jedoch ist dieser Effekt vernachlässigbar vor dem Hintergrund der natürlichen Salzgehalte in der Elbe. Wie unter 5.5 beschrieben, liegt das B/Cl-Verhältnis bei ca. 1/5000 und ändert sich durch die Einleitung nur unwesentlich. Zudem liegt Borsäure bei neutralen pH-Werten undissoziiert vor und erhöht auch aus diesem Grund nicht die Leitfähigkeit.

Bor findet sich auch nicht unter den Parametern der QK Nährstoffverhältnisse.

Die Bewertung der Qualitätskomponenten wird dem 2. Bewirtschaftungsplan (FGG Elbe 2015a) sowie aktuellen Dokumenten der FGG Elbe entnommen. Eigene Bewertungen sind nicht erforderlich.

Es ist nicht von vornherein auszuschließen, dass sich der Eintrag von Borverbindungen auf die biologischen Qualitätskomponenten auswirkt, indem Zonen mit ökotoxisch wirkenden Konzentrationen entstehen. Dieser Wirkungszusammenhang wird daher in die unten stehende Wirkmatrix aufgenommen.

Tabelle 2: Wirkmatrix Qualitätskomponenten (QK)

Biologische Qualitätskomponenten		Parameter	relevante Wirkfaktoren
QK-Gruppe	Qualitätskomponente		Einleitung von borhaltigen Wässern
Gewässerflora	Phytoplankton	Artenzusammensetzung, Biomasse	■
	Makrophyten/Phytobenthos	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit	■
Gewässerfauna	Benthische wirbellose Fauna	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit	■
	Fischfauna	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit, Altersstruktur	■
Hydromorphologische Komponenten		Parameter	keine Auswirkungen
Morphologie		Tiefenvariation	
		Menge, Struktur und Substrat des Bodens	
		Struktur der Gezeitenzone	
Tidenregime		Süßwasserzustrom	
		Seegangbelastung	
Chemische Qualitätskomponenten		Parameter	
Flussgebiets-spezifische Schadstoffe	synthetische und nicht-synthetisch Schadstoffe in Wasser, Sedimenten oder Schwebstoffen	Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV	
Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten		mögliche Parameter	
allgemeine physikalisch-chemische Komponenten	Sichttiefe	Sichttiefe	
	Temperaturverhältnisse	Wassertemperatur	
	Sauerstoffhaushalt	Sauerstoffgehalt/-sättigung	
	Salzgehalt	Chlorid, Leitfähigkeit bei 25 °C, Salinität	
	Nährstoffverhältnisse	Gesamt-P, ortho-P, Gesamt-N, Nitrat-N, Ammonium-N	

4.2 Chemischer Zustand

In der folgenden Tabelle 3 sind die Stoffgruppen des chemischen Zustands nach Anlage 8 der Oberflächengewässerverordnung dargestellt. Da Bor oder Borverbindungen nicht zu den Stoffen des chemischen Zustands gehören, sind keine Auswirkungen auf diesen zu erwarten.

Tabelle 3: Stoffe des chemischen Zustands (n. Anlage 8 OGewV)

Stoffgruppe	Teilmengen		Wirkfaktor
			Einleitung von borhaltigen Wässern
Prioritäre Stoffe	prioritäre gefährliche Stoffe	ubiquitäre Stoffe	keine Auswirkungen
	Bestimmte andere Schadstoffe		
Nitrat			

5 Untersuchungsgebiet

5.1 Oberflächenwasserkörper

Der vom Vorhaben betroffene Oberflächenwasserkörper ist innerhalb der Tide-Elbe das „Übergangsgewässer“ (Kennziffer DESH_T1.5000.01), dies ist in etwa der Elbeabschnitt zwischen der Schwingemündung bei Stade und dem Übergang in die Nordsee bei Cuxhaven und reicht von km 654,9 bis km 727,7.

Das Übergangsgewässer wurde von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe im 2. Bewirtschaftungsplan (FGG-Elbe 2015a) als erheblich veränderter Oberflächenwasserkörper (HMWB = heavily modified water body) eingestuft. Dies bedeutet nach § 5 OGewV, dass statt des guten Zustands ein gutes Potenzial anzustreben ist. Zieltermin für das Erreichen des guten ökologischen Potenzials dieses Wasserkörpers ist nach FGG Elbe (2015) spätestens das Jahr 2027. Die Verlängerung bis zum Ende der 3. WRRL Bewirtschaftungsperiode erfolgte insbesondere aufgrund „technischer Unmöglichkeit“ und „natürlicher Gegebenheiten“.

Eine Betrachtung dieses Oberflächenwasserkörpers wird als abdeckend im Hinblick auf andere Wasserkörper angesehen. Stoffe, die bei Brokdorf in die Elbe eingeleitet werden, gelangen nicht mehr in relevanten Mengen in den ca. 27,6 km entfernten Wasserkörper „Elbe (West)“ oberhalb des Übergangsgewässers, denn laut Bergemann et al. (1996) beträgt der Tideweg eines Wasserteilchens durchschnittlich 15-20 und maximal 25 km/d. Zusätzliche Sicherheit besteht darin, dass die Boreinleitung nur bei ablaufendem Wasser betrieben wird (s. 3.2).

Wenn das Vorhaben beim Übergangsgewässer nicht zur Verschlechterung einer biologischen Qualitätskomponente führt, dann sind auch die benachbarten Oberflächenwasserkörper nicht von Abwertungen betroffen.

5.2 Hydrologie

Der Bereich des Vorhabens liegt bei Stromkilometer 682,5 im Bereich der unteren Tideelbe. Die Tideelbe erstreckt sich zwischen dem Wehr bei Geesthacht (Strom-km 585,9) und der Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven bei Strom-km 727,7.

Die obere Tideelbe zwischen dem Tidewehr und dem Stadtgebiet Hamburg ist etwa 300-500 m breit und 4-6 m tief. Bei Bunthaus teilt sich der Strom in die beiden etwa 16 km langen Elbearme der Süder- und Norderelbe. Im Bereich des Hamburger Hafengebiets ist die Elbe etwa 400-500 m breit und 15-18 m tief. Bei km 626 fließen beide Arme wieder zusammen und bilden die an dieser Stelle rund 500 m breite untere Tideelbe. Ab hier verbreitert sich die Elbe bis zur Pinnaumündung auf rund 2,5 km und weiter auf etwa 17,5 km im Mündungsbereich bei Cuxhaven (Boehlich & Strotmann 2008). Der Höhenunterschied der Flusssohle zwischen Geesthacht und Cuxhaven beträgt nur rund 12 m. Daraus ergibt sich eine im Vergleich zur mittleren und oberen Elbe herabgesetzte Fließgeschwindigkeit mit einer Fließzeit von etwa 12 Tagen bei mittlerem Hochwasserstand und etwa 70 Tagen bei mittlerem Niedrigwasserstand auf diesem Abschnitt (IKSE 2005).

Die folgende Tabelle gibt den mittleren langjährigen Abfluss an den einzelnen Messstellen wieder. Dabei fallen die Messstellen Grauerort, Brunsbüttel und Cuxhaven in das Übergangsgewässer. Der Abfluss nimmt in Richtung Cuxhaven zu, weil laufend Nebenflüsse in die Elbe münden. Der Standort Brokdorf liegt zwischen den Messstellen Grauerort und Brunsbüttel. Im Bereich des Vorhabens ist daher von einem mittleren Abfluss von mindestens 778 m³/s auszugehen.

Tabelle 4: Abflusswerte in der Unterelbe (aus FGG Elbe 2017)

Gewässer	Messstelle	Bezugspegel	Abfluss-faktor	MQ (langjährige Reihe) in m ³ /s am Bezugspegel	MQ (langjährige Reihe) in m ³ /s (Messstelle)	Zeitreihe
Elbe	Cuxhaven	Neu Darchau	1,210	707	855	1874-2015
Elbe	Brunsbüttel		1,143		808	
Elbe	Grauerort		1,100		778	
Elbe	Seemannshöft		1,078		762	
Elbe	Zollenspieker		1,026		725	

Der mittlere Tidenhub liegt bei rund 2,0 m bei Geesthacht, bei 3,5 m in Hamburg St. Pauli und bei 3,0 m in Höhe Cuxhaven (IKSE, 2005).

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde die Tideelbe in der Bestandsaufnahme und Erstbewertung in vier Oberflächenwasserkörper (OWK) unterteilt:

- Elbe (Ost): Tideelbe vom Wehr Geesthacht im Osten über die Stromspaltung bei Bunthaus bis zur Harburger Eisenbahnbrücke (Süderelbe) und der Muggenburger Schleuse (Norderelbe),

- Hafen: Der Hamburger Hafen von der westlichen Grenze des Wasserkörpers Elbe (Ost) bis zum Mühlenberger Loch,
- Elbe (West): Tideelbe ab Mühlenberger Loch bis zur Schwingemündung,
- Elbe (Übergangsgewässer): Elbe von der Schwingemündung bei Stade bis zur Seegrenze bei Cuxhaven, km 654,9 bis 727,7.

Der für das Vorhaben zu betrachtende Oberflächenwasserkörper (OWK) ist somit das **Übergangsgewässer** der Elbe. Stark schwankende abiotische Faktoren verursachen eine hohe Variabilität der biologischen Qualitätskomponenten, die sowohl durch marine als auch limnische Einflüsse geprägt sind. Sie erschweren erheblich die Aufstellung auch modellhafter Referenzbedingungen und bei Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper die Definition des höchsten ökologischen Potenzials (BSU et al. 2014).

Von ARGE Elbe (2004) werden folgende allgemeine Daten zum Oberflächenwasserkörper angegeben:

Tabelle 5: Allgemeine Beschreibung des Übergangsgewässers (ARGE Elbe 2004)

<u>Obligatorische Faktoren</u>	
geographische Breite (Hochwert)	5944821 bis 5974508
geographische Länge (Rechtswert)	3535485 bis 3480164
Tidehub	mesotidal (<3,1 m)
Salzgehalt	oligohalin bis polyhalin (0,3 bis 22 ‰)
<u>Optionale Faktoren</u>	
Tiefe	<30 m unter Kartennull (KN)
Strömungsgeschwindigkeit	<1,5 m/s
Wellenexposition (Auflaufhöhe)	<2 m
Verweildauer (mittl. Abflussverhältnisse)	<25 Tage
Durchschnittliche Wassertemperatur	11 bis 12 °C
Schwankungsbereich Wassertemperatur	-0,3 bis 26 °C
Durchmischungseigenschaften	polymiktisch
durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates	Schluff/Weichsedimente bis Kies
Gestalt:	
Wattfläche (KN bis +3 m)	48 %
Flachwasser (KN bis -2 m)	11 %
Tiefwasser (unter -2 m bez. auf KN)	41 %
Mittlerer Gehalt abfiltrierbare Stoffe (Trübung)	120 mg/l (oberflächennah)
Schwankungsbereich abfiltrierbare Stoffe	5 bis 770 mg/l (oberflächennah)

5.3 Gewässerstruktur

Der Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 200/60/EG im Koordinierungsraum Tideelbe (B-Bericht, BSU et al. 2005) bezeichnet die Gewässerstruktur im Übergangsgewässer als „stark verändert“. Das Übergangsgewässer gilt aufgrund dieser Einstufung als „erheblich veränderter Wasserkörper“ (= HMWB, Heavily Modified Water Body), (vgl. Kap. 7.1).

5.4 Einstufung nach Salzgehalt

Die Oberflächenwasserkörper der Tideelbe werden anhand ihres Salzgehaltes in die Kategorien Fluss, Übergangsgewässer und Küstengewässer unterteilt (ARGE Elbe, 2001).

Die Salzgehalte bei Brokdorf variieren je nach Tidephase und Oberwasserabfluss. Die folgende Abbildung zeigt die spezielle Situation bei niedrigem Oberwasserabfluss eine Stunde vor Tideniedrigwasser. Die dann einsetzende Flut verschiebt die Grenzen zwischen den Halinitätszonen um ca. 15 km stromaufwärts. Bei niedrigem Oberwasserabfluss liegt Brokdorf an der mixo-oligohalinen Zone nach ARGE Elbe (1998).

Das Übergangsgewässer als Untersuchungsgebiet im Wechselbereich zwischen oligo- und polyhaliner Zone und ist insgesamt charakterisiert durch Salzgehalte von 0,3 - 22 ‰.

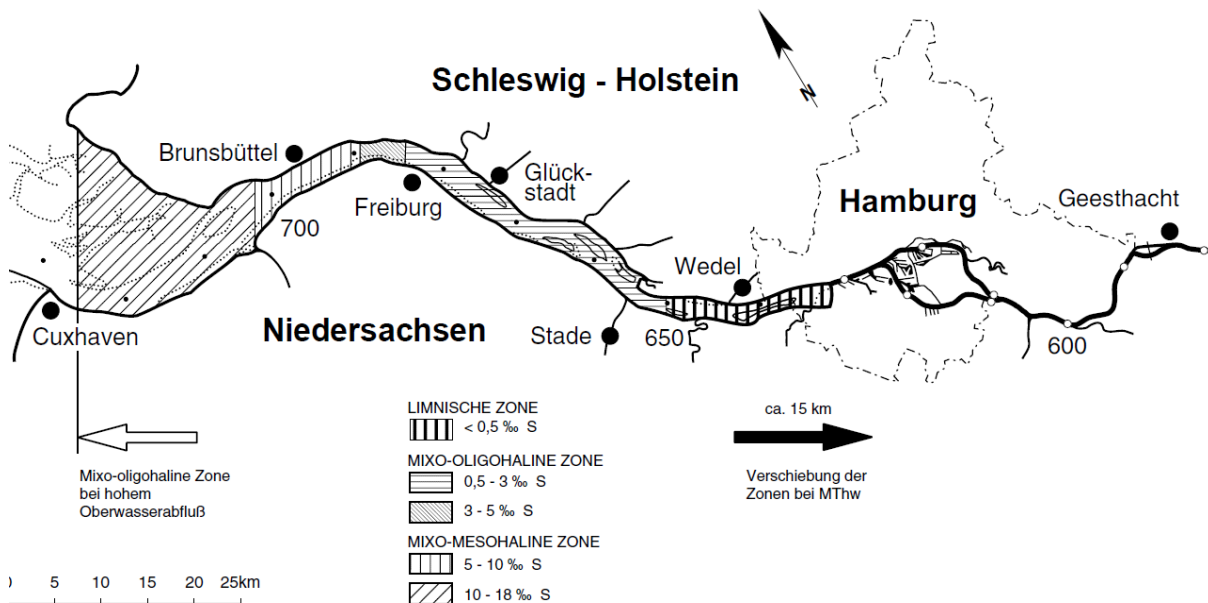


Abbildung 1: Darstellung der Tideelbe mit Halinitätszonen bei niedrigem Oberwasserabfluss eine Stunde vor TnW, aus ARGE (1998).

5.5 Borgehalte im Übergangsgewässer

Regelmäßige Messungen der Borgehalte im Übergangsgewässer (Daten aus dem FIS der FGG-Elbe, 2019) finden bei Brunsbüttelkoog (km 694) statt. Die Messwerte aus den Jahren 2015-2017 sind in Tabelle 6 wiedergegeben.

Da sich die Einleitstelle am KBR jedoch mehr als 10 km elbaufwärts bei km 682,5 befindet und eine Abhängigkeit von der Nähe zur Nordsee anzunehmen ist, wurde zur genauen Ermittlung des Borgehalts am Standort KBR über einen Zeitraum von 12 Monaten (02-2018 bis 02-2019) stichprobenartig der Borgehalt des Elbewassers in 36 Proben (s. Anhang) gemessen. Der gemessene Borgehalt am KBR schwankte zwischen ca. 0,1 und 1,3 mg/kg und lag im Mittel bei 0,436 mg/kg und damit etwas höher als in Brunsbüttel (s. Tabelle 6), obwohl bezüglich der Entfernung zum Meer ein geringerer Wert zu erwarten gewesen wäre. Ursächlich für die hohen Borgehalte ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die trockene Witterung und damit die geringen Oberwasserabflüsse im Jahr 2018.

Zeitreihenanalysen zeigen, dass die Borkonzentrationen sehr regelmäßig im Tidezyklus schwanken. Da sowohl der Gehalt des Elbewassers vor dem KBR an Bor als auch seine Leitfähigkeit im Wesentlichen vom Anteil des Meerwassers abhängen sollte, wurde für die 36 Bor-Messungen der Borgehalt gegen die gleichzeitig gemessene Leitfähigkeit des Elbewassers aufgetragen (s. Abbildung 2). Die Korrelation zwischen Borgehalt und Leitfähigkeit, die sich daraus ergibt, ist deutlich zu sehen. Die Güte der Korrelation ist unmittelbar erkennbar und zeigt sich auch in der Nähe des im Diagramm angegebenen Bestimmtheitsmaßes R^2 zum Wert 1. Die zugehörige Trendgerade hat die Formel:

$$\text{Bor [mg/kg]} = 7,31 \cdot 10^{-5} \cdot \text{Leitfähigkeit [\mu S/cm]}$$

Praktisch gleichartiges Verhalten zeigt sich auch für Messwerte bsplw. von der Messstelle Brunsbüttelkoog. Eine analoge Auswertung der Daten aus dem Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe ergibt eine vergleichbare Korrelation mit einem sehr ähnlichen Proportionalitätsfaktor zwischen Leitfähigkeit und Borgehalt ($7,33 \cdot 10^{-5} \text{ (mg/kg)/(\mu S/cm)}$ für Daten der Jahre 2015 bis 2017). Hier zeigt sich auch, dass diese Korrelation im Wesentlichen eine Eigenschaft des Meerwassers bzw. Meerwasseranteils im Übergangsgewässer Elbe ist.

Bestätigt wird dieser Zusammenhang auch durch das Einbeziehen von Bor-Messwerten aus dem limnischen Teil der Elbe. In Geesthacht, wo ein Meerwassereinfluss ausgeschlossen werden kann, wurden in den Jahren 2015-2016 (neueste verfügbare Daten des FIS der FGG Elbe) ein Borgehalt von im Mittel 0,078 mg/l festgestellt. Dieser Wert stimmt gut mit den Minimalwerten der Tabelle 6 überein. Die Standardabweichung beträgt in Geesthacht nur 0,0097 mg/l, daraus leitet sich ein Variationskoeffizient von 12 % ab, der verglichen mit den Werten im Übergangsgewässer (s. Tabelle 6) viel geringer ist. Daraus wird klar, dass sich die Höhe und die Streuung der Borgehalte beim KBR nicht aus dem Oberwasserzufluss erklären können. Entsprechend dem Bestimmtheitsmaß der oben genannten Regressionsgeraden lassen sie sich ganz überwiegend durch den tidebedingt schwankenden Meerwassereinfluss beschreiben.

Tabelle 6: Borgehalte in der Elbe

	Messwerte Bor bei Brunsbüttel km 694 n = 28	Messwerte Bor bei KBR km 682,5 n = 36	Aus der Leitfähigkeit (n = 26.280) errechnete Borgehalte am KBR
Zeitraum	2015-2017	2/2018 - 2/2019	2015-2017
Mittelwert (mg/l)*	0,379	0,436	0,216**
min (mg/l)	0,063	0,08	0,038
max (mg/l)	1,370	1,31	1,14
StdAbw (mg/l)	0,269	0,383	0,171
Variationskoeffizient (%)	71	88	79
* am KBR wurde in mg/kg gemessen, der Unterschied zwischen mg/l und mg/kg kann bei den hier			

vorherrschenden Salzgehalten im Wasser vernachlässigt werden.

** Die Mittelwerte der einzelnen Jahre betragen 0,26; 0,23 und 0,16 , dies zeigt, dass es auch zwischen den Jahren erhebliche Unterschiede geben kann

Die Gegenüberstellung in der oben stehenden Tabelle zeigt, dass die errechneten Daten für Brokdorf erwartungsgemäß geringer sind als die gemessenen Borgehalte in Brunsbüttel. Bemerkenswert ist die große Streuung der Werte um den Mittelwert, unabhängig von der Art der Messung oder Berechnung.

Es ist davon auszugehen, dass die aquatische Fauna und Flora, die im Übergangsgewässer vorkommt, an die Schwankungen der Borgehalte angepasst ist und diese tolerieren muss. Neben dem Borgehalt sind auch noch zahlreiche weitere Parameter den Schwankungen unterworfen.

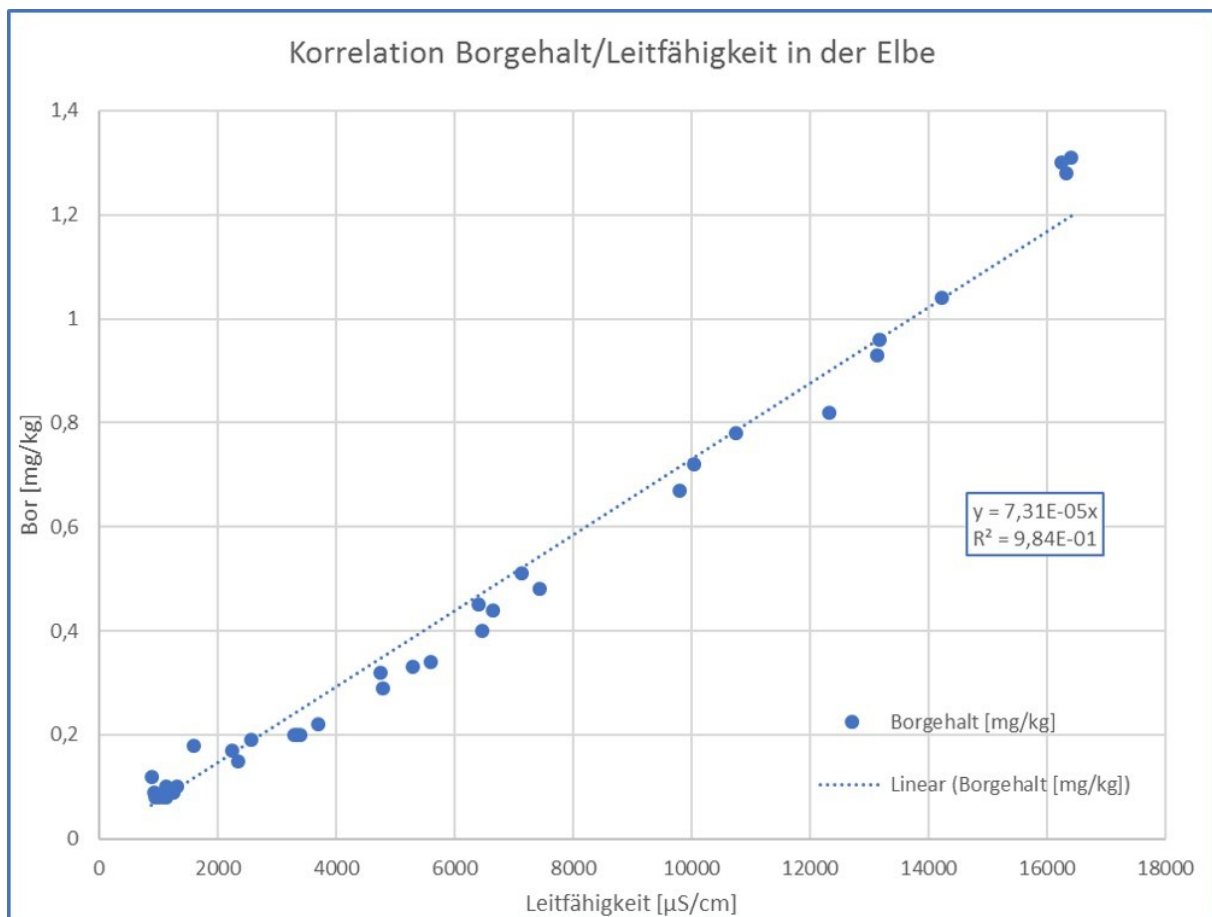


Abbildung 2: Korrelation zwischen Borkonzentration und Leitfähigkeit in der Elbe

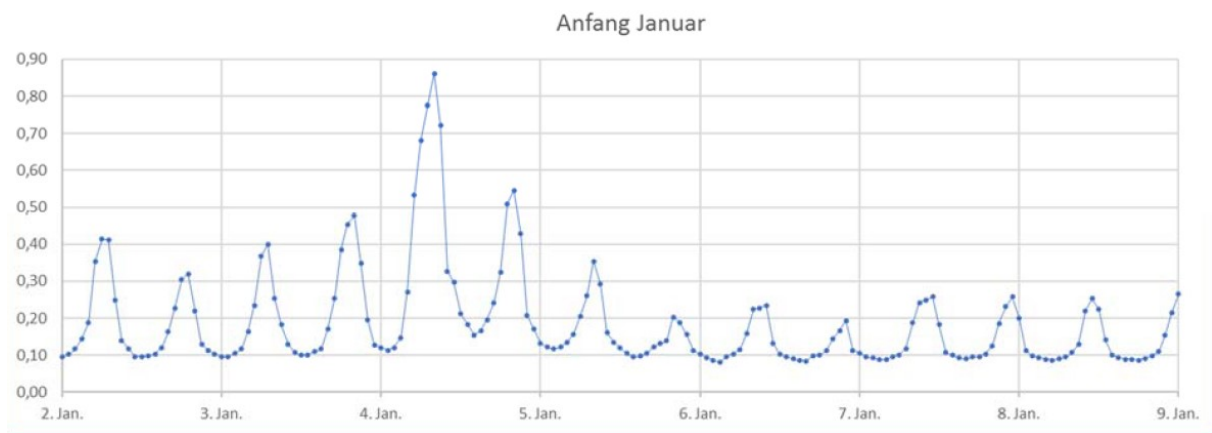


Abbildung 3: Borkonzentrationen vom 2. bis 8. Januar 2017, berechnet aus der Korrelationsgleichung

Abbildungen 3 und Abbildung 4 zeigen zwei Beispiele für die periodische Variation des Borgehalts der Elbe im Tidebereich, die auf das tidebedingte Einströmen des borhaltigen Meerwassers zurückzuführen ist, einmal für die Zeit vom 2. bis zum 8. Januar 2017 (Abbildung 3) und zum anderen für den August 2016 (Abbildung 4). Tabelle 7 zeigt die Werte der Maxima des Borgehalts für den in Abbildung 4 dargestellten Zeitraum.

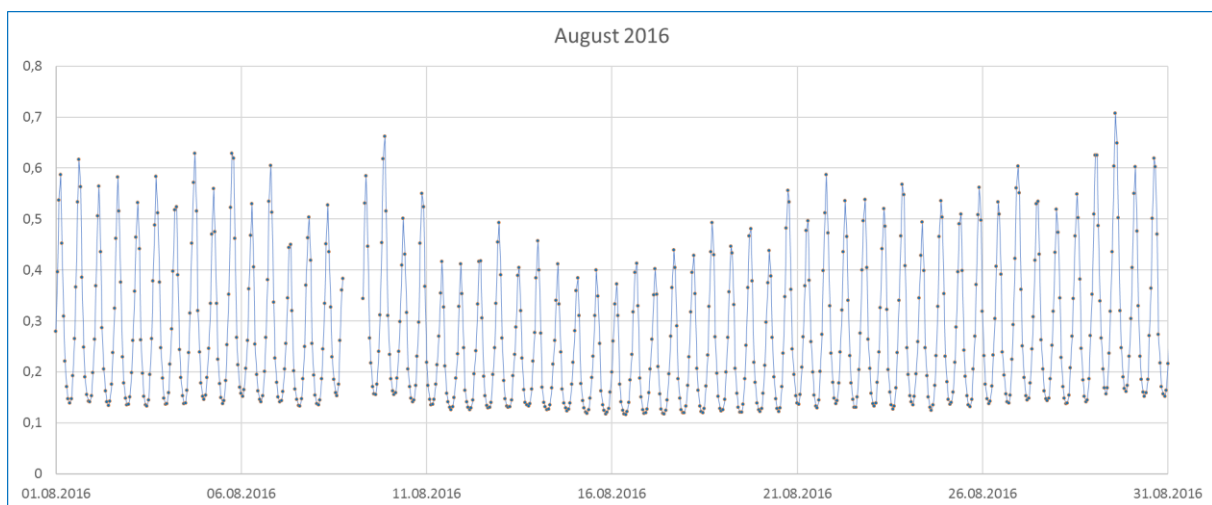


Abbildung 4: Borkonzentrationen vom 1. bis 31. August 2016, berechnet aus der Korrelationsgleichung

Tabelle 7: Tidebedingte Maximalwerte des Borgehalts der Elbe vor dem KBR berechnet aus den Stundenmittelwerten der Leitfähigkeit

Datum Uhrzeit	Tidemaximum des Borgehalts [mg/l]	Datum Uhrzeit	Tidemaximum des Borgehalts [mg/l]
01.08.2016 03:00	0,5865	16.08.2016 16:00	0,4128
01.08.2016 15:00	0,6172	17.08.2016 04:00	0,4026
02.08.2016 04:00	0,5645	17.08.2016 16:00	0,4386

02.08.2016 16:00	0,5818	18.08.2016 05:00	0,4289
03.08.2016 05:00	0,5318	18.08.2016 17:00	0,4921
03.08.2016 17:00	0,5828	19.08.2016 05:00	0,4462
04.08.2016 06:00	0,5242	19.08.2016 18:00	0,4807
04.08.2016 18:00	0,6289	20.08.2016 06:00	0,4382
05.08.2016 06:00	0,5594	20.08.2016 18:00	0,5555
05.08.2016 18:00	0,6282	21.08.2016 07:00	0,4959
06.08.2016 07:00	0,5294	21.08.2016 19:00	0,5874
06.08.2016 19:00	0,6049	22.08.2016 07:00	0,5360
07.08.2016 08:00	0,4496	22.08.2016 20:00	0,5375
07.08.2016 20:00	0,5029	23.08.2016 08:00	0,5206
08.08.2016 08:00	0,5278	23.08.2016 20:00	0,5677
08.08.2016 22:00	—*)	24.08.2016 09:00	0,4944
09.08.2016 09:00	0,5839	24.08.2016 21:00	0,5353
09.08.2016 21:00	0,6614	25.08.2016 10:00	0,5094
10.08.2016 09:00	0,5012	25.08.2016 22:00	0,5623
10.08.2016 21:00	0,5496	26.08.2016 10:00	0,5327
11.08.2016 10:00	0,4169	26.08.2016 23:00	0,6034
11.08.2016 22:00	0,4115	27.08.2016 12:00	0,5346
12.08.2016 11:00	0,4173	28.08.2016 00:00	0,5193
12.08.2016 23:00	0,4932	28.08.2016 13:00	0,5491
13.08.2016 12:00	0,4045	29.08.2016 02:00	0,6251
14.08.2016 00:00	0,4569	29.08.2016 14:00	0,7075
14.08.2016 13:00	0,4116	30.08.2016 03:00	0,6023
15.08.2016 02:00	0,3848	30.08.2016 15:00	0,6194
15.08.2016 14:00	0,3993	31.08.2016 04:00	0,5775
16.08.2016 03:00	0,3728	31.08.2016 16:00	0,5961
*) zwischen 08.08. 19:00 und 09.08. 7:00 nahezu konstante Werte (ca. 0,36 mg/l) deuten auf Messfehler hin und wurden nicht verwendet			

Die Analyse aller tidebedingten Maxima des Borgehaltes für die Jahre 2015 bis 2018 ergibt die in der folgenden Tabelle 8 dargestellten Ergebnisse.

Tabelle 8: Analyse der tidebedingten Maxima der Borgehalte in der Elbe bei Brokdorf

Zeitraum	2015	2016	2017	2018	2015 – 2018
Anzahl der Maxima	707	706	707	710	2830
Mittelwert der Maxima (mg/l)	0,45	0,43	0,30	0,69	0,47
min der Maxima (mg/l)	0,06	0,07	0,07	0,06	0,06
max der Maxima (mg/l)	1,10	1,13	1,14	1,50	1,50
StdAbw der Maxima (mg/l)	0,27	0,20	0,17	0,43	0,32

Es ist erkennbar, dass auch für die tidebedingten Maxima eine große Schwankungsbreite besteht, die sich im Wert der Standardabweichung (StdAbw) zeigt und für die vergangenen vier Jahre 2015 bis 2018 im Bereich von ca. 0,3 mg/l liegt. Im Mittel dieser Jahre ist die statistische Schwankung der Flutmaxima des natürlichen Borgehaltes ähnlich groß wie die statistische Schwankung aller Borgehalte, wie sie in Tabelle 6 dargestellt ist.

Die Spezies, in der das Bor in der Elbe vorkommt, ist entscheidend vom pH-Wert des Gewässers abhängig. Bei Längsprofilmessungen in der Fahrrinne der Elbe (Daten aus dem FIS der FGG-Elbe (2019)) sind die beiden zum KBR (km 682,5) nächstgelegenen Messstellen Glückstadt (km 675,5) und St. Margarethen (km 689). Die pH-Werte an diesen Messstellen zeigen keine große Streuung und liegen im Bereich 7,9-8,0.

Tabelle 9: pH-Werte an den Messstellen Glückstadt und St. Margarethen im Zeitraum 2015 - 2017

	Glückstadt km 675,5	St. Margarethen km 689	gesamt
n	16	16	32
Mittelwert	7,94	7,98	7,96

Borsäure als sehr schwache einprotonige Säure hat einen pKs-Wert (negativer dekadischer Logarithmus der Säurekonstante) von 9,25.

Unter Anwendung des Massenwirkungsgesetzes (MWG) lassen sich mit folgender Formel die Konzentrationen der Borsäure-Spezies bei dem in der Elbe vorherrschenden pH berechnen.

$$c(\text{B}(\text{OH})_4^-) = [\text{KS} \cdot c(\text{H}_3\text{BO}_3)] / c(\text{H}_3\text{O}^+)$$

dabei ist c die molare Konzentration des Stoffes und K_S ist die Säurekonstante von Borsäure. Die Berechnung zeigt, dass bei pH Werten um 8 fast die gesamte Borsäure undissoziiert vorliegt, der Anteil des Borat-Ions liegt bei nur ca. 5 %.

6 Chemischer Zustand

6.1 Aktuelle Bewertung

Der chemische Zustand (vgl. § 6 Oberflächengewässerverordnung, OGewV) wird nach den in Anlage 8 zur OGewV aufgeführten Stoffen eingestuft. Für die Stoffe werden Umweltqualitätsnormen (UQN) angegeben. Werden bei allen Stoffen die UQN eingehalten, ist der chemische Zustand „gut“. Wird bei mindestens einem Stoff die UQN überschritten, ist der chemische Zustand „nicht gut“.

In der folgenden Grafik ist die aktuelle Bewertung des chemischen Zustands der gesamten Tideelbe wiedergegeben.

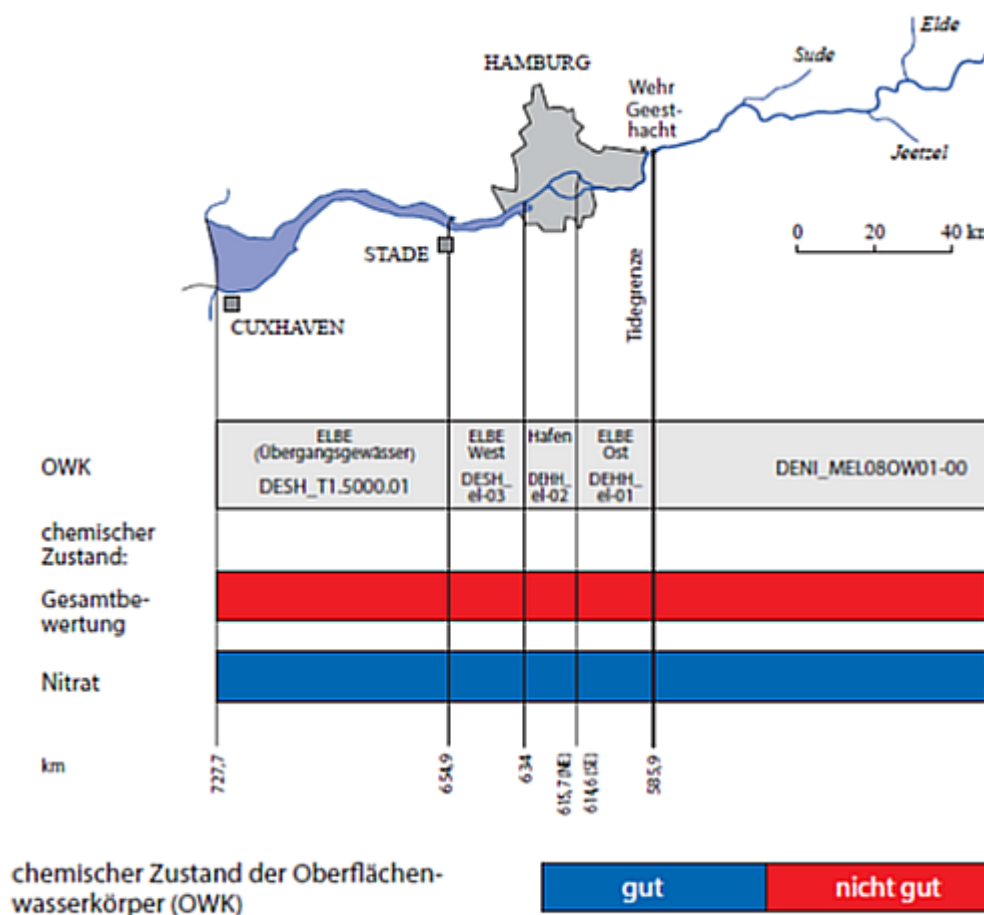


Abbildung 5: Bewertung des chemischen Zustands nach OGewV unter Berücksichtigung der Änderungsrichtlinie 2013/39/EU (aus FGG Elbe 2015a).

Zusammenfassend stellt der Bewirtschaftungsplan für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe fest, dass kein Wasserkörper den guten chemischen Zustand erreicht hat.

Bei den prioritären nichtorganischen Stoffen lagen im Übergangsgewässer im Zeitraum von 2008 bis 2013 Grenzwertüberschreitungen durch Quecksilber und TBT vor. Insbesondere Quecksilber ist im gesamten Einzugsgebiet der unteren Elbe und der Tideelbe ubiquitär vorhanden, da es atmosphärisch und aus Altlasten eingetragen wird. Bei Biotauntersuchungen ist die UQN für Quecksilber in Fischen nahezu flächendeckend überschritten, so dass ein guter chemischer Zustand in naher Zukunft nicht erreichbar ist. (MELUR Schleswig-Holstein, 2015a). Auch sind die UQN für einige organische Stoffe überschritten.

Auf eine detaillierte Beschreibung des chemischen Zustands wird an dieser Stelle verzichtet, da keine Auswirkungen auf den chemischen Zustand zu erwarten sind.

7 Ökologisches Potenzial

7.1 Aktuelle Bewertung der Qualitätskomponenten und Zielerreichung

Eine zusammenfassende aktuelle Gesamteinstufung der Tideelbe ist in den folgenden Grafiken wiedergegeben:

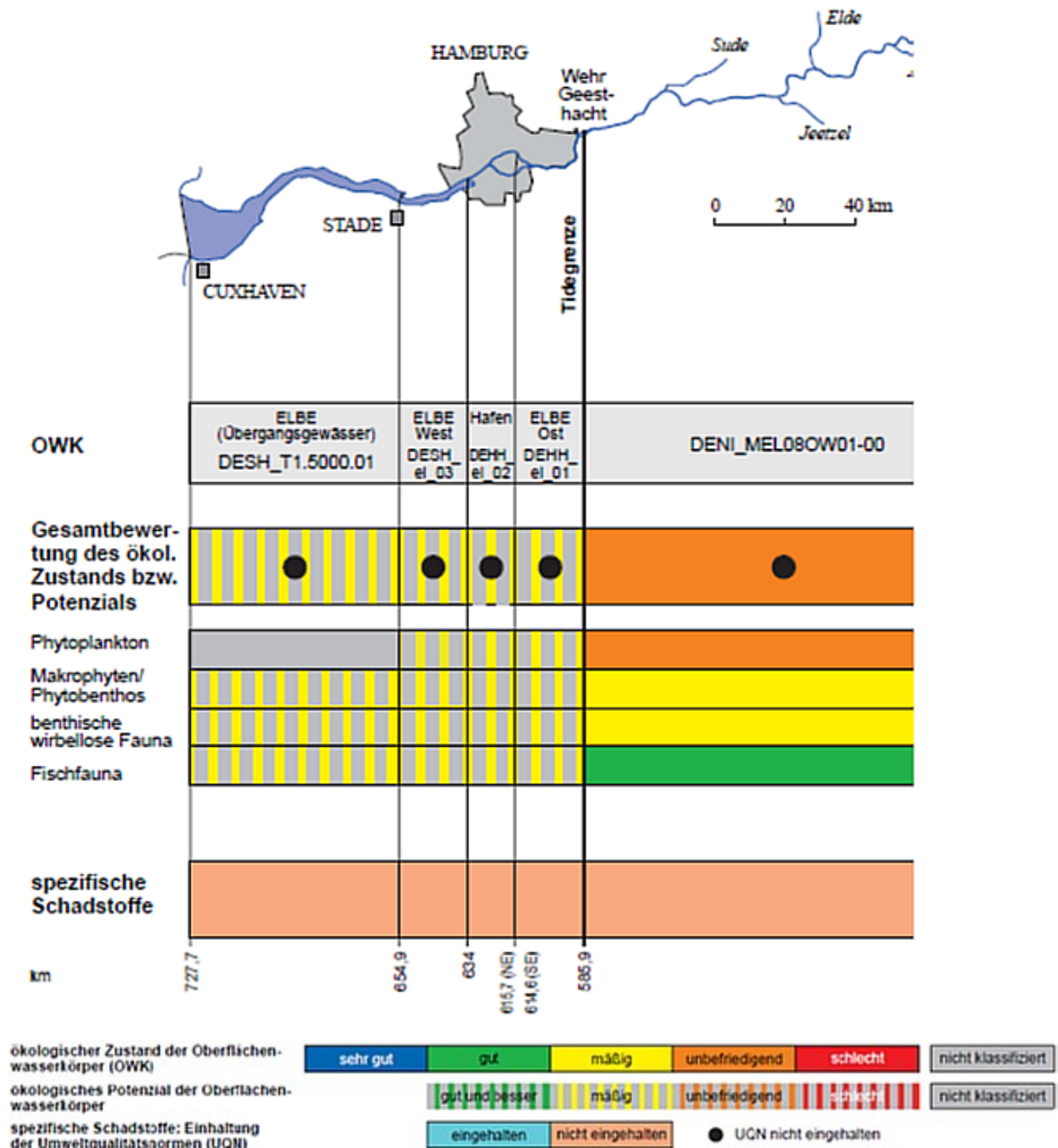


Abbildung 6: Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe im Elbestrom nach WRRL, aus dem 2. Bewirtschaftungsplan, (FGG-Elbe 2015a).

Etwas differenzierter ist die Gesamtbewertung im „Wasserkörper Steckbrief“ (MELUR 2015) dargestellt.

Bewertung des Gewässerzustandes für den 2. Bewirtschaftungszeitraum gem. EG-WRRL					
ökologisches Potenzial				chemischer Zustand	
sehr gut (1)	gut (2)	mäßig (3)		gut (1,2)	schlecht (3,4)
unbefriedigend (4)	schlecht (5)	nicht bewertet (nb)			nicht bewertet (nb)
Ökologisches Potenzial				Chemischer Zustand	4
Phytoplankton	nb	Morphologie	nb	Chemischer Zustand ohne Quecksilber	4
Großalgen und Angiospermen	3	Durchgängigkeit		Chemischer Zustand Nitrat	1
Benthische Wirbellose	3	Wasserhaushalt		Andere nationale Stoffe	nb
Fische	3	allg. chem-phys. Parameter	nicht eingehalten		
		Spez. synth./nicht synth. Schadstoffe	nicht eingehalten		

Abbildung 7: Auszug aus dem Wasserkörper Steckbrief (MELUND 2015)

Aus dem Wasserkörper-Steckbrief geht zusätzlich hervor, dass die Hydromorphologische Qualitätskomponente „Morphologie“ nicht bewertet wurde. Durchgängigkeit und Wasserhaushalt sind in Übergangsgewässern nicht relevant. Die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter gelten als „nicht eingehalten“, dies ist auf die Überschreitung von Orientierungswerten aus der OGewV für Gesamt-Phosphor zurückzuführen.

Auf den chemischen Zustand (rechte Seite der Abbildung) wurde in Kap. 6.1 bereits eingegangen.

Der Bewirtschaftungsplan bewertet für den Bereich des Übergangsgewässers (DESH_T1.5000.01) in der Gesamtbewertung nicht den ökologischen Zustand, sondern das ökologische Potenzial. Der Grund dafür ist, dass das Übergangsgewässer zwar nicht als künstliches Gewässer, sondern als „erheblich veränderter Wasserkörper“ (= HMWB, Heavily Modified Water Body) eingestuft wird. Diese Einstufung hat sich seit dem ersten Bewirtschaftungsplan (FGG Elbe 2009) nicht geändert. Für diese Wasserkörper vom Typ HMWB könnte der gute ökologische Zustand theoretisch nur bei signifikanter Einschränkung oder Aufgabe der Nutzungen realisiert werden. Für diese Wasserkörper ist bei deren Zustandseinstufung das Erreichen des auf Basis der Qualitätskomponenten ermittelten ökologischen Potenzials maßgebend. Als signifikante Belastungsquellen werden für das Übergangsgewässer angegeben:

- Nährstoffanreicherung,
- Schadstoffbelastung,
- Habitatveränderung.

Die Grafik zeigt, dass die ökologischen Qualitätskomponenten in fast allen Oberflächenwasserkörpern der Tideelbe als „mäßig“ bewertet werden.

Im aktuellen Bewirtschaftungsplan (FGG Elbe, 2015a) wird die Zielerreichung für das Übergangsgewässer bis 2021 wie folgt bewertet:

Tabelle 10: Ziele des Bewirtschaftungsplans (FGG Elbe, 2015a).

Name	Übergangsgewässer der Elbe	Bemerkungen
Code des Wasserkörpers	T1.5000.01	
erheblich verändert?	ja	
künstlich?	nein	
Zielerreichung „guter chemischer Zustand“	unwahrscheinlich	Mögliche Einstufungen: wahrscheinlich, unwahrscheinlich, unklar oder unbekannt, für beide Zielsetzungen wird eine Fristverlängerung bis nach 2021 für erforderlich gehalten, der Zeitpunkt der Zielerreichung wird in Anhang A5 zum Bewirtschaftungsplan mit 2027 angegeben
Zielerreichung „gutes ökologisches Potenzial“	unwahrscheinlich	
Grund für die Fristverlängerung	technische Unmöglichkeit natürliche Gegebenheiten	

7.2 Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten

7.2.1 Allgemeines

Wie unter 4.1 beschrieben, ist nicht von vornherein auszuschließen, dass sich der Eintrag von Borverbindungen auf die biologischen Qualitätskomponenten auswirkt, indem im Gewässer Bereiche mit ökotoxisch wirkenden Konzentrationen entstehen könnten.

Die geplante zusätzliche Konzentration bei der Einleitung von 0,5 mg/l B stellt eine Borkonzentration dar, die im Übergangsgewässer der Elbe bei Brokdorf in vielen Fällen bereits von den natürlichen Borgehalten überschritten wird.

Zur Berechnung der Konzentration nach einer ersten Vermischung mit dem Elbwasser wird im Folgenden derselbe Ansatz verfolgt, wie er seit Errichtung des KBR für radiologische Nachweise zur Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser verwendet wurde (vgl. zuletzt im Technischen Bericht zur Berechnung der potenziellen Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe (DSR 2019)). Nach diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass sich das Kühlwasser im Restbetrieb des KBR für die Berechnung des Nahbereichs mit der für den Menschen ungünstigsten Einwirkungsstelle im Verhältnis 1:2,86 mit Elbewasser vermischt. Maximal wird als Kühlwassermenge ein Volumenstrom von 10 m³/s ($Q_{\text{Einleitung}}$) angenommen, der sich nach diesem Ansatz in einen Elbeteilstrom von 18,6 m³/s einmischt, so dass ein vermischter Elbeteilstrom von 28,6 m³/s ($Q_{\text{Vermischungswasser}}$) entsteht. Die 28,6 m³/s entsprechen 4,0 % des Gesamtabflusses in der Elbe von 712 m³/s am Pegel Neu Darchau bzw. 5,1 % des mittleren Abflusses im Sommerhalbjahr. Dies entspricht einem Mischungsverhältnis f_v von **0,35** ($Q_{\text{Einleitung}} / Q_{\text{Vermischungswasser}}$) im Sinne der AVV zu § 47 StrlSchV. Dieses Mischungs-

verhältnis ergab sich ursprünglich aus Untersuchungen zur Inbetriebsetzung des Kraftwerks. In einer neuen Untersuchung des Instituts für Turbomaschinen und Fluid-Dynamik der Leibniz-Universität Hannover (TFD 2020) wurde das Mischungsverhältnis auch für kleinere Kühlwassereinleitungen und ohne deutlich erwärmtes Kühlwasser, wie sie im Rückbau geplant sind, (exemplarisch für etwa 10 m³/s) hinterfragt und bestätigt. Der Mischungsmechanismus, insbesondere der vertikalen Vermischung im Fluss unterscheidet sich. Außerdem kann der räumliche Bereich ein wenig ausgedehnter sein (nach TDF 2020 maximal 1400 m). Als Mischungsverhältnis ist aber weiterhin der bisherige Wert (s.u.) korrekt. Im Fernbereich würde sich der Kühlwasserstrom mit dem gesamten Abfluss der Elbe vermischt haben.

Die folgende Tabelle zeigt die Berechnung für den Nahbereich unter der Voraussetzung, dass in der Elbe eine mittlere Ausgangskonzentration von Bor vorliegt. Hierbei wird der errechnete mittlere Borgehalt der Jahre 2015 bis 2017 in Brokdorf (s. Tabelle 6) angesetzt.

Tabelle 11: Berechnung der Borkonzentration nach Vermischung mit durchschnittlich vorbelastetem Elbewasser

	Abfluss	Bor-Konzentration	Bor-Fracht (bei 10 m ³ /s Kühlwasser)	Maximalfracht in 4 h (Einleitedauer) bei max. Kühlwassermenge (10 m ³ /s)
	m ³ /s	mg/l	g/s	kg
Kühlwasser KBR	10*	0,716**	7,16	103
Vermischungswasser (4 % des MQ der Elbe bei Neu Darchau) mit mittlerer Borkonzentration der Jahre 2015-2017 (s. Tabelle 6, rechte Spalte)	18,6	0,216	4,02	58
Kühlwasser+Vermischungswasser im Nahbereich der Einleitstelle (4 % des MQ der Elbe bei Neu Darchau)	28,6	0,391	11,2	161
Oberwasserabfluss der gesamten Elbe ohne Vermischung mit Kühlwasser, mittlere Borkonzentration	712***	0,216	154	
* Maximale Kühlwassermenge während der Einleitung borhaltiger Abwässer **Dieser Wert ergibt sich aus der Konzentration des der Elbe entnommenen Kühlwassers (0,216 mg/l) zuzüglich der kraftwerksbedingten Zusatzkonzentration von 0,5 mg/l ***Mittel der Jahre 1926 – 2014 an der Messstelle Neu Darchau				

Erwartungsgemäß sind die Borkonzentrationen in dem mit dem Kühlwasser vermischten Elbewasser im Nahbereich höher, wenn man die mittlere Vorbelastung der Elbe mit Bor hinzurechnet. Wie jedoch Tabelle 6 zeigt, sind schon die natürlichen, tidebedingten Schwankungen genauso groß wie die Vermischungskonzentrationen im Nahbereich. Vergleicht man die Bor-Frachten im Kühlwasser von ca. 7 g/s (davon kraftwerksbedingt 5 g/s) mit den Frachten im Gesamtstrom der Elbe von 154 g/s, so kommt man auf einen Anteil von ca. 4,5 % (davon kraftwerksbedingt ca. 3 %) und auch dies nur wäh-

rend der Abgabephase von jeweils 4 h pro Tidephase (s. 3.2). Eine Erhöhung der Frachten und Konzentrationen um (kraftwerksbedingte) 3 % ist wesentlich geringer als die Schwankungen im Tideverlauf und auch als die Schwankungen der Jahresmittelwerte einzelner Jahre (s. Tabelle 9). Solche geringfügigen Veränderungen können messtechnisch nicht mehr erfasst werden, weil bei einer Messung nicht festgestellt werden kann, ob die Veränderung auf Einleitungen oder auf natürliche Schwankungen zurückgeht (s. 2.5.4). Bezogen auf das gesamte Übergangsgewässer sind die geplanten Boreinleitungen also nicht relevant und stellen keine nachteilige Veränderung dar.

Verglichen mit den Bormessungen am KBR aus 2018/19 (s. Tabelle 6) liegt der Borgehalt direkt an der Einleitstelle über dem Mittelwert, aber deutlich innerhalb des durch die Standardabweichung 2018/19 definierten Streubereichs. Bereits im Nahbereich der Einleitstelle liegt der kraftwerksbeeinflusste Borgehalt von im Mittel ca. 0,39 mg/l wieder unter dem Mittelwert aus diesen Bormessungen 2018/19. Er liegt dort auch schon wieder am Rande des Streubereichs der Borgehalte, die sich aus dem Mittelwert und der Standardabweichung für die Jahre 2015 bis 2017 ergibt (s. Tabelle 6). Dieser Borgehalt fällt etwa auf das 86. Perzentil und liegt damit deutlich innerhalb der doppelten Standardabweichung. Der Borgehalt im Nahbereich wird somit von ca. 14 % der natürlichen Borgehalte überschritten. Damit liegt die Konzentration bereits im Nahbereich in einer Größenordnung, an die die aquatischen Organismen im Übergangsgewässer bereits angepasst sind, so dass negative Auswirkungen ausgeschlossen werden können.

Verglichen mit den Schwankungen der tidenbedingten Maxima ist die kraftwerksbedingte Erhöhung im Nahbereich um 0,175 mg/l (s. Tabelle 11) für alle betrachteten Jahre gering. Selbst für das vor dem KBR borarme Hochabflussjahr 2017 ist die Standardabweichung der Tidenmaxima in Höhe von 0,17 mg/l (vgl. Tabelle 8) nicht/kaum geringer als diese kraftwerksbedingte Erhöhung des Borgehalts im Nahbereich der Einleitstelle. Für Bedingungen wie in den anderen Jahren (2015, 2016, 2018) würde diese Erhöhung des Borgehalts durch die geplanten Ableitungen des KBR im Nahbereich unter den natürlichen Schwankungen der Tidenmaxima (0,21 bis 0,43 mg/l) untergehen (vgl. Tabelle 8).

In der folgenden Tabelle wird untersucht, welche Borgehalte im Nahbereich zu erwarten sind, wenn in der Elbe Maximalwerte vorliegen:

Tabelle 12: Berechnung der Borkonzentration nach Vermischung mit hoch vorbelastetem Elbewasser

	Abfluss	Bor-Konzentration
	m ³ /s	mg/l
Kühlwasser KBR	10*	0,97**
Vermischungswasser (4 % des MQ der Elbe bei Neu Darchau***) mit hoher Borkonzentration (Mittelwert der Maxima 2015-2018, s. Tabelle 8)	18,6	0,47
Kühlwasser+Vermischungswasser im Nahbereich der Einleitstelle (4 % des MQ der Elbe bei Neu Darchau)	28,6	0,65
* Maximale Kühlwassermenge während der Einleitung borhaltiger Abwässer **Dieser Wert ergibt sich aus der Konzentration des der Elbe entnommenen Kühlwassers (Mittelwert der Maxima 0,47 mg/l) zuzüglich der kraftwerksbedingten Zusatzkonzentration von 0,5 mg/l ***Mittel der Jahre 1926 – 2014 an der Messstelle Neu Darchau		

Aus der Tabelle 12 geht hervor, dass bei maximaler Vorbelastung der Elbe im Nahbereich Konzentrationen von 0,65 mg/l Bor zu erwarten sind. Diese Konzentrationen treten jedoch nur kurzzeitig auf, da die Maxima der Vorbelastungen kurze Peaks sind und die Konzentrationen schnell wieder sinken (s. Abbildung 3 und Abbildung 4). Die oben am Beispiel der mittleren Konzentrationen getroffenen Aussagen zur nicht messtechnischen Erfassbarkeit gelten auch bei hohen Vorbelastungen in der Elbe, da die kraftwerksbedingte Zusatzkonzentration gleich bleibt. Die errechnete Mischkonzentration im Nahbereich von 0,65 mg/l Bor liegt auch innerhalb des Schwankungsbereichs natürlich vorkommender Borkonzentrationen in der Elbe bei Brokdorf, so dass sicher davon auszugehen ist, dass die aquatische Flora und Fauna an diese Konzentrationen angepasst ist.

Nach der Methodik der LAWA (2017) sind Verschlechterungen, die nur lokal wirken, nicht relevant (s. 2.5.1); um das Verschlechterungsverbot zu prüfen, muss immer der gesamte Oberflächenwasserkörper in den Blick genommen werden. Im vorliegenden Fall ist jedoch auch lokal nicht von einer Verschlechterung auszugehen, weil auch hier die Veränderungen im Bereich der natürlichen Schwankungen liegen, an die die Fauna und Flora des Übergangsgewässers angepasst ist. Das Vorhaben der Boreinleitung führt daher nicht zu messbaren Veränderungen der biologischen Qualitätskomponenten. Messbar wäre beispielsweise die Verringerung der Artenzahl oder der Abundanz einer Art. Eine Abwertung innerhalb einer Bewertungsklasse des ökologischen Potenzials einer Qualitätskomponente ist sicher auszuschließen, daher ist erst recht eine Verschlechterung um eine Bewertungsklasse auszuschließen. Auf eine ausführliche Darstellung und Bewertung des aktuellen Zustands der biologischen Qualitätskomponenten kann daher an dieser Stelle verzichtet werden.

Die folgende Tabelle dient der Einordnung der beabsichtigten Einleitkonzentrationen in den Rahmen, der u. a. durch gesetzliche Grenzwerte gegeben ist.

Tabelle 13: Relevante Schwellen- und Grenzwerte für Borkonzentrationen in Gewässern

Wert	Bedeutung	Schutzziel	Quelle
0,39 mg/l	<i>mittlere Konzentration im Nahbereich der Einleitstelle nach Vermischung mit 4 % des MQ der Elbe bei mittlerer Vorbelastung (s. Tabelle 11)</i>		
0,5 mg/l	Gesundheitlicher Leitwert der WHO	Menschen	WHO 1998a
0,65 mg/l	<i>mittlere Konzentration im Nahbereich der Einleitstelle nach Vermischung mit 4 % des MQ der Elbe bei maximaler Vorbelastung (s. Tabelle 12)</i>		
1 mg/l	PNEC Wert für Oberflächenwasserbiozöosen	alle biologischen Qualitätskomponenten	ECETOC 1997, bestätigt durch LUBW 2012
1 mg/l	Grenzwert der Trinkwasserverordnung	menschliche Gesundheit	TrinkwV, Stand 2019
3 mg/l	Anforderung der Abwasserverordnung, Anhang 41. Der Parameter gilt nur bei Anlagen, in denen Borosilikatglas hergestellt bzw. verarbeitet wird. Der Wert ist im Abwasser vor der Vermischung mit anderem Abwasser zu bestimmen.	alle biologischen Qualitätskomponenten	Abwasserverordnung*, Stand 2019
4 mg/l	NOEC für Schilf (die Pflanze kommt auch an der Unterelbe häufig vor)	Makrophyten	ECETOC 1997, Bergmann et al. 1995
4-5 mg/l	<i>Borkonzentration des Meerwassers</i>		LUBW 2012
10 mg/l	LOEC für Süßwasseralgen	QK Phytoplankton	ECETOC 1997
487 mg/l	Medianwert der LC50-Werte für Fische	QK Fische	Hamilton & Buhl 1990 (zit. nach GESTIS-Stoffdatenbank 2019)

In der Tabelle werden folgende Abkürzungen verwendet:

LC50 - Letale Dosis oder Konzentration für 50 Prozent der Individuen, erforderlich ist eine Angabe der Einwirkungszeit, z.B. 48 h oder 96 h

NOEC - (No Observed Effect Concentration), gibt an, dass bei der entsprechenden Konzentration keine beobachtbaren Effekte eintreten

LOEC - Lowest Observed Effect Concentration, niedrigste Konzentration, bei der Effekte eintreten, unterhalb dieses Schwellenwertes liegt der Bereich der NOEC-Werte

PNEC - (Predicted No Effect Concentration) Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration für die Umwelt,
UQN - Umweltqualitätsnorm

* Die geltende wasserrechtliche Erlaubnis zur Kühl- und Abwassereinleitung (Staatliches Umweltamt Itzehoe, zuletzt geändert 1999) orientiert sich in Bezug auf die Parameter Chemischer Sauerstoff-bedarf (CSB), Phosphor gesamt und Stickstoff gesamt, ebenfalls an der Abwasserverordnung, hier an Anhang 31

Die Tabelle zeigt, dass relevante Werte wie der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 1 mg/l im Nahbereich der Einleitstelle bei mittlerer und auch bei hoher Vorbelastung unterschritten werden.

Auch die 3 mg/l, die im Abwasser von Borosilikatglas-Herstellern gelten, werden unterschritten. Der Wert gilt unabhängig von der Art des Vorfluters. Verglichen mit diesem Wert ist die beantragte Zusatzkonzentration von 0,5 mg/l Bor um den Faktor 6 geringer.

Es sollen vorsorglich die prognostizierten Konzentrationen anhand von Effektkonzentrationen aus der Literatur bewertet werden.

Dafür werden folgende Begriffsdefinitionen verwendet:

- LD₅₀ / LC₅₀ - Letale Dosis oder Konzentration für 50 Prozent der Individuen, erforderlich ist eine Angabe der Einwirkungszeit, in der Regel 48 h oder 96 h
- EC_x - Effektkonzentration, bei der ein bestimmter, nicht tödlicher Effekt eintritt, z. B. Wachstumsminderung
- NOEC - (No Observed Effect Concentration), gibt an, dass bei der entsprechenden Konzentration keine beobachtbaren Effekte eintreten
- LOEC - Lowest Observed Effect Concentration, niedrigste Konzentration, bei der Effekte eintreten, unterhalb dieses Schwellenwertes liegt der Bereich der NOEC-Werte
- PNEC - (Predicted No Effect Concentration) Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration für die Umwelt, beim Menschen als DNEL (Derived No Effect Level) bezeichnet
- HC₅ - (Hazardous Concentration) Gefährliche Konzentration für 5 % der Spezies (nicht der Individuen), Ausgangspunkt für die Ableitung von UQN
- TGK – Toxische Grenzkonzentration, gleichzusetzen mit dem NOEC

Aus vorliegenden Effektkonzentrationen wurde von Nendza (2003) mit einem statistischen Verfahren ein HC₅-Wert von 0,200 mg/l abgeleitet, der noch für 5 % der Spezies eine gefährliche Konzentration darstellt. Der HC₅-Wert wird wiederum mit einem Sicherheitsfaktor von 2 auf den UQN-Vorschlag (UQN-V) von 0,100 mg/l heruntergerechnet.

Da Bor ein geogenes Element ist, wurde von Nendza (2003) grundsätzlich der „Added-Risk-Approach“ verwendet, dabei wird auch die geogene Hintergrundbelastung von Gewässern berücksichtigt. Der UQN-V bildet sich aus der Summe der Hintergrundkonzentration und der maximal möglichen Addition (MPA), welche wiederum der PNEC des Stoffes entspricht. Nur „aufgrund der sehr geringen Hintergrundwerte in Nord- und Mitteleuropa (< 1 % der PNEC) [wurde] auf die Anwendung des Added-Risk-Approach verzichtet“ (Nendza 2003). Diese Aussage kann aber nicht für die deutlich höheren Hintergrundkonzentrationen in Übergangsgewässern (s. 5.5) gelten. Die OGewV (dort Anlage 6 und Anlage 8) sieht die Möglichkeit vor, in Übergangsgewässern und Küstengewässern andere UQN fest-

zulegen als in den übrigen oberirdischen Gewässern. Da die Hintergrundkonzentrationen im Brackwasserbereich stark schwanken, ist es sehr fraglich, ob eine UQN für Übergangsgewässer überhaupt herleitbar ist oder ob sie zielführend wäre.

Die maximal im Nahbereich einleitungsbedingt entstehenden Bor-Konzentrationen können daher nicht unter Maßgabe des UQN-Vorschlags von 0,100 mg/l bewertet werden.

Der UQN-Vorschlag ist zwischenzeitlich nicht in das Regelwerk übernommen worden und daher rechtlich nicht bindend.

Zur Ableitung des HC₅ wurden von Nendza (2003) die im Folgenden aufgeführten TGK und NOEC-Werte verwendet. Diese Werte werden anschließend mit der Situation der biologischen QK im Übergangsgewässer in Zusammenhang gebracht. Einige der Artengruppen wie Bakterien, Protozoen, Kleinkrebse (sofern planktisch und nicht benthisch lebend) und Amphibien sind keiner biologischen QK zuzuordnen und sind daher nicht für die wasserrechtliche Prüfung relevant.

Tabelle 14: Zusammenstellung der Toxizitätswerte zur Extrapolation von HC₅ und UQN-V (aus Nendza 2003)

Gruppe	Spezies	Endpunkt	Konz. [µg B/l]
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	TGK	290000
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	NOEC	400
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	TGK	20300
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	TGK	161
Protozoen	<i>Chilomonas paramecium</i>	TGK	10560
	<i>Entosiphon sulcatum</i>	TGK	278
	<i>Uronema parudzi</i>	TGK	30300
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC	10000
	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	11900
Fische	<i>Carassius auratus</i>	NOEC	10900
	<i>Ictalurus punctatus</i>	NOEC	1350
	<i>Micropterus salmoides</i>	NOEC	1390
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	1100
	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	18300
Amphibien	<i>Bufo fowleri</i>	NOEC	33000
	<i>Rana pipiens</i>	NOEC	16500
Insekten	<i>Chironomus decorus</i>	NOEC	10000

7.2.2 QK Phytoplankton

In diese QK gehören die in Tabelle 14 aufgeführten Algen. Von allen Artengruppen kommen in dieser Gruppe die geringsten TGK bzw NOEC-Werte vor.

Das Übergangsgewässer ist allgemein eine Absterbezone für phytoplanktische Algen. Bedingt durch Schwebstoffe und größere Wassertiefen werden hier die Lichtbedingungen für Algen zur Elbmündung hin schlechter, so dass die Phytoplankton-Biomasse, gemessen an der Chlorophyll-a-Konzentration kontinuierlich stark abnimmt (ARGE Elbe 1998, s. folgende Abbildung).

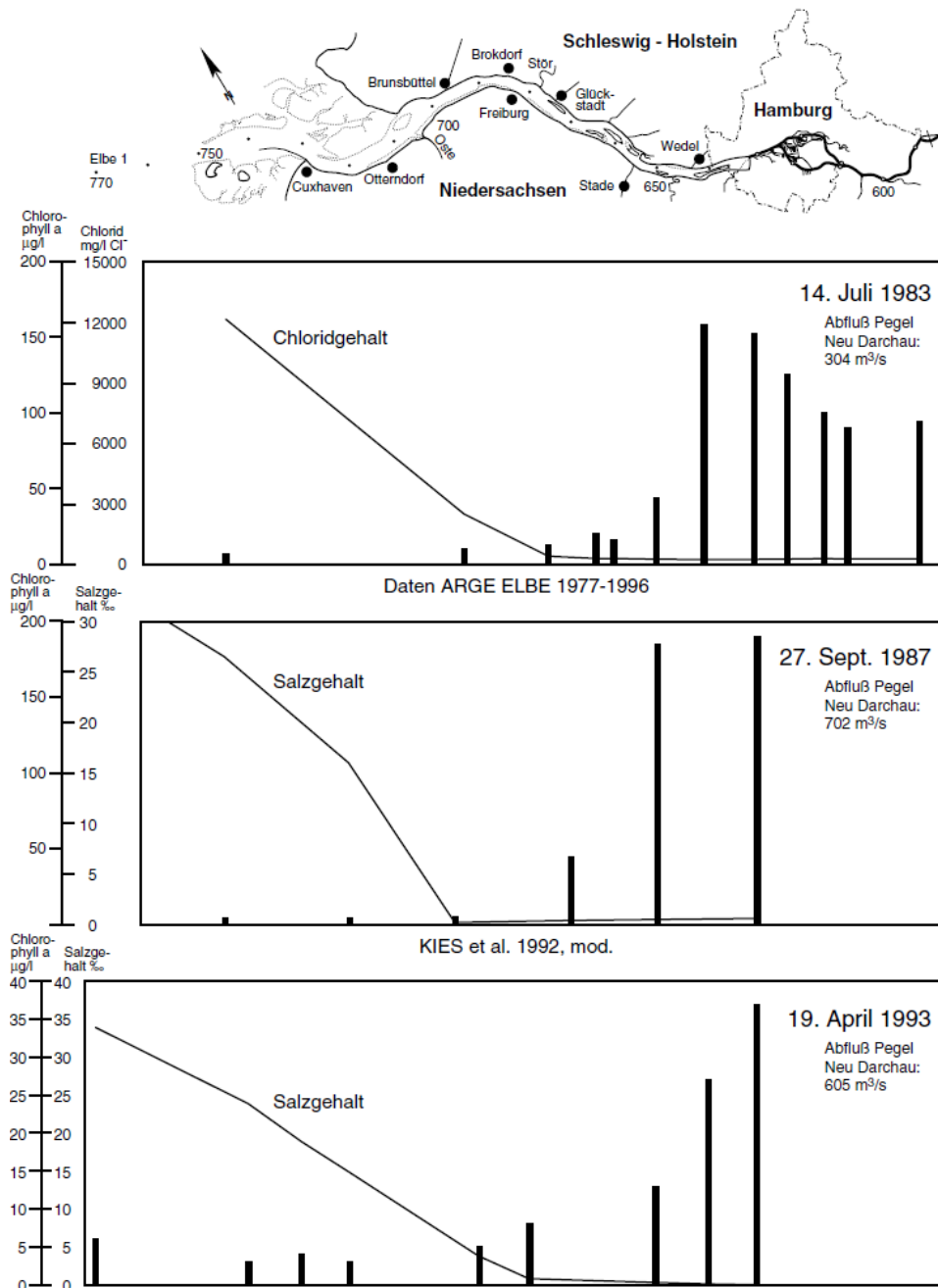


Abbildung 8: Chlorophyll-a-Gehalte des Phytoplanktons und Chlorid- bzw. Salzgehalte im Längsschnitt des Elbe-Ästuars (aus ARGE Elbe 1998)

Die limnische Grünalge *Scenedesmus quadricauda* (s. Guiry 2020) kommt auch in der Unterelbe vor. Nach Angaben von ARGE Elbe (1998) kann diese Art bis in die brackige Halinitätszone bei Cuxhaven hinein nachgewiesen werden (s. folgende Abbildung).

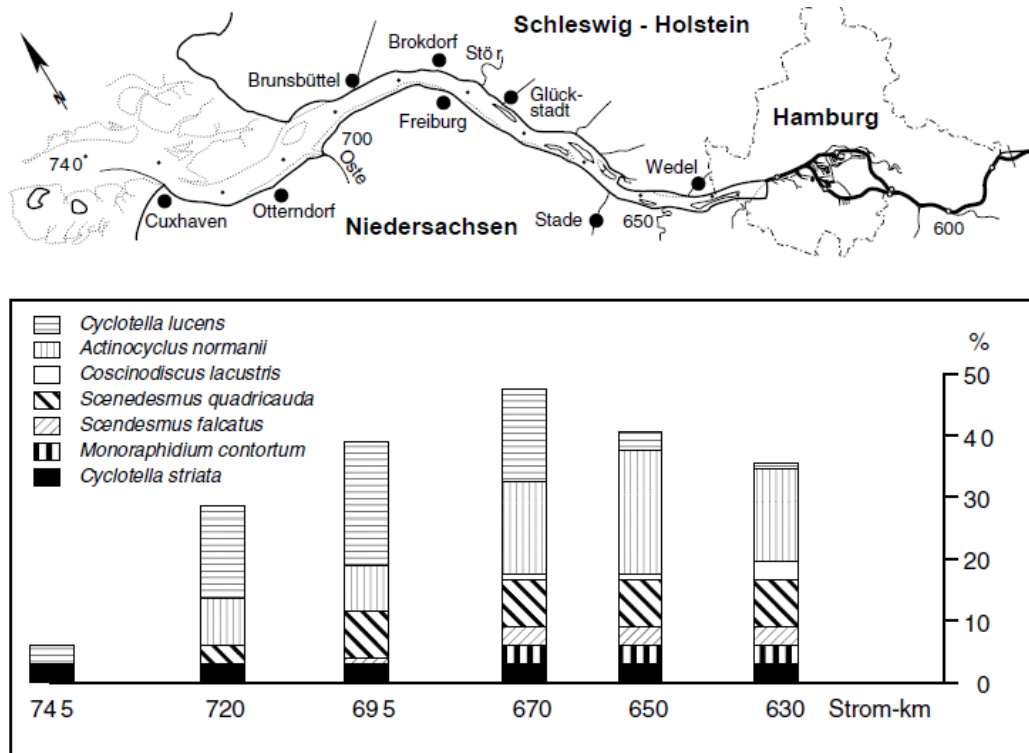


Abbildung 9: Relative Anteile ausgewählter Arten an der Gesamtzellzahl des Phytoplanktons im Längsschnitt der Elbe im Herbst 1987 (aus ARGE Elbe 1998)

Für die Art *Scenedesmus quadricauda* ist eine Empfindlichkeit gegenüber Bor belegt. Die TGK/NOEC für Bor liegt bei 0,160 mg/l (s. Tabelle 14) und damit niedriger als die im Nahbereich zu erwartenden Konzentrationen. Ein Absterben von Algen dieser Art durch die geplanten Einleitungen des KBR ist jedoch aus mehreren Gründen nicht zu erwarten:

- Der Nahbereich erstreckt sich nach TDF (2020) über ca. 1.400 m. Bei einer Fließgeschwindigkeit von ca. 0,2 m/s in Ufernähe benötigt ein Planktonteilchen für diese Strecke ca. 117 Minuten. Dagegen sind die Toxizitätswerte für die Art bei einer Einwirkungszeit von 8 Tagen (s. Nendza 2003) ermittelt wurden. Eine Einleitung soll 4 Stunden dauern, schon daher können keine mehrtägigen Einwirkungszeiten entstehen.
- Durch den zunehmenden Salzwassereinfluss nimmt nicht nur der Borgehalt zu, sondern auch zahlreiche weitere Parameter (Chlorid, Natrium, Sulfat, Calcium u. a.). Daher lässt sich letztlich nicht bestimmen, welcher Faktor abgesehen von der Änderung der Lichtverhältnisse für das Absterben der Algen tatsächlich mitentscheidend ist und ob Bor überhaupt dazu beiträgt.

Ohnehin ist die QK Phytoplankton im Bewirtschaftungsplan der FGG Elbe (2015) nicht bewertet worden, daher ist kein maßgeblicher Ausgangszustand für eine Verschlechterungsprognose bestimmbar. Wegen des zwangsläufigen Absterbens des limnischen Phytoplanktons im Übergangsgewässer erscheint eine Bewertung der Qualitätskomponente hier auch nicht sinnvoll.

Aus diesen Gründen tritt keine Verschlechterung der QK Phytoplankton ein.

7.2.3 QK Makrophyten

Wasserpflanzen wurden in der Studie von Nendza (2003) nicht berücksichtigt. Andere verfügbare Untersuchungen von Schilf (*Phragmites spec.*) ergaben, dass Schilf relativ tolerant ist. Darauf deutet auch hin, dass die Art in Ästuaren wie dem Elbmündungsbereich mit höheren Borgehalten häufig vorkommt. Bei 4 mg/l Bor wurden noch keine Effekte festgestellt, 8 mg/l wurden über 2-3 Monate noch toleriert und bei dauerhaften 8 mg/l ließen sich Einschränkungen bei Wachstum und Ertrag nachweisen (s. Bergmann et al. 1995, zit. n. WHO 1998b). Da auch die allgemeine PNEC für Oberflächenwasserbiozöten von 1 mg/l (s. Ecetoc 1997, LUBW 2012) im Nahbereich der Einleitungen eingehalten wird, ist sowohl für Schilf als auch für andere Makrophyten eine Verschlechterung auszuschließen.

7.2.4 QK Fischfauna

Wie Tabelle 14 zeigt, liegen bereits die NOEC-Werte für Fischarten deutlich höher als die im Nahbereich der Einleitung zu erwartenden Konzentrationen. Daher ist keine Beeinflussung oder gar Verschlechterung der QK Fische durch das Vorhaben zu erwarten.

7.2.5 QK benthische wirbellose Fauna

Tabelle 14 zeigt, dass die NOEC-Werte für Insekten, die im Benthos vorkommen können, deutlich höher liegen als die im Nahbereich der Einleitung zu erwartenden Konzentrationen. Dies gilt auch für die Artengruppe der Krebstiere, von denen zwar nicht die ausgewählten Arten, jedoch andere Arten der Gruppe benthisch leben. Daher ist keine Beeinflussung oder gar Verschlechterung der QK benthische wirbellose Fauna durch das Vorhaben zu erwarten.

8 Verträglichkeit mit dem Maßnahmenprogramm des Bewirtschaftungsplans

Mit bestimmten Maßnahmen soll in den Oberflächengewässern ein guter ökologischer Zustand oder, wie im vorliegenden Fall, ein gutes ökologisches Potenzial erzielt werden.

In den Oberflächengewässern der FGG Elbe sind im zweiten Bewirtschaftungszeitraum fast 25.500 Maßnahmen geplant (FGG Elbe 2015a, b). Die WRRL unterscheidet (§ 82 Abs. 3 und 4 WHG) zwischen „grundlegenden“, „ergänzenden“ und „zusätzlichen“ Maßnahmen. Diese sind im Bewirtschaftungsplan (FGG Elbe 2015a) zusammenfassend dargestellt.

Bei den grundlegenden Maßnahmen handelt es sich im Wesentlichen um die rechtliche und inhaltliche Umsetzung anderer gemeinschaftlicher Wasserschutzvorschriften in Bundes- und/oder Landesrecht. Die im Bewirtschaftungsplan aufgeführten Richtlinien haben jedoch keinen Bezug zu den Einleitungen des KBR.

Als überregionale ergänzende Maßnahmen werden zusammenfassend genannt:

- Verbesserung der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit,
- Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen,
- Ausrichtung auf ein nachhaltiges Wassermengenmanagement,

- Verminderung regionaler Bergbaufolgen,
- Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels.

Zur Behebung von Belastungen durch Abflussregulierung und hydromorphologischen Änderungen werden einzelne Maßnahmengruppen wie Habitatverbesserung, Auenentwicklung etc. genannt, die jedoch durch das Vorhaben nicht erkennbar beeinflusst werden.

Auch die Reduzierung der Belastung aus diffusen Quellen steht nicht im Zusammenhang mit der punktförmigen Einleitung des KBR.

Die Maßnahmen zur Reduzierung der stofflichen Belastung aus Punktquellen betreffen insbesondere den Bau oder die Verbesserung von Kläranlagen und werden daher durch das Vorhaben nicht beeinflusst.

Auf eine umfassende Darstellung aller Maßnahmen kann an dieser Stelle verzichtet werden, da das Vorhaben, wie in Kapitel 7.2 gezeigt wurde, keinen Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten hat und ebenfalls alle anderen im Rahmen der WRRL zu bewertenden Qualitätskomponenten und deren Parameter und auch den chemischen Zustand nicht verändert. Es können also keine Umstände eintreten, unter denen Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Potenzials behindert werden könnten.

Gegen das Verbesserungsgebot wird somit durch die geplanten Einleitungen nicht verstoßen.

9 Zusammenfassung

Das Kernkraftwerk Brokdorf beabsichtigt, eine Menge von insgesamt 10 Mg Bor abzugeben, die nach dem Leistungsbetrieb nicht mehr benötigt wird.

Dafür ist eine Prüfung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots und des Verbesserungsgebotes erforderlich.

Die Methodik folgt im Wesentlichen den Hinweisen der LAWA (2017) sowie aktuellen, einschlägigen Urteilen des Bundesverfassungsgerichts.

Der betroffene Wasserkörper ist das Übergangsgewässer der Elbe, welches in etwa von Stade bis Cuxhaven reicht. In diesen Wasserkörper wird die Bormenge eingeleitet. Grundlage für die aktuelle Bewertung des Wasserkörpers ist der Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe 2015). Das ökologische Potenzial wird gegenwärtig als „mäßig“ bewertet, dies entspricht der mittleren von 5 Bewertungsklassen.

Im eingeleiteten Wasserstrom soll eine kraftwerksbedingte Zusatzkonzentration von 0,5 mg/l Bor eingehalten werden. Die Einleitung wird sich über einen Zeitraum von mehreren Jahren erstrecken.

Auswirkungen auf die hydromorphologischen Qualitätskomponenten sind auszuschließen, ebenso Effekte auf die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten, weil deren Parameter nicht von der Boreinleitung betroffen sind. So wird bei den Nährstoffverhältnissen der Borgehalt nicht bewertet.

Die flussgebietsspezifischen Schadstoffe und der chemische Zustand sind ebenfalls nicht betroffen, weil für Bor oder Borverbindungen keine Umweltqualitätsnorm (UQN) festgelegt wurde. Ein UQN-

Vorschlag von 0,100 mg/l liegt seit 2003 vor, wurde jedoch nicht in das Regelwerk übernommen. Dieser Wert würde im Fall einer Einführung nicht für das betroffene Übergangsgewässer gelten.

Die Prüfung des Verschlechterungsverbots wird daher nur für die biologischen Qualitätskomponenten vorgenommen.

In der Elbe bei Brokdorf sind Borgehalte von im Mittel 0,22 mg/l anzutreffen, es gibt jedoch starke Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren, ebenso schwanken die Werte während eines Tidezyklus in Abhängigkeit davon, ob gerade borhaltiges Meerwasser oder borarmes Flusswasser aus dem Einzugsgebiet vorherrscht. Eine hohe Korrelation mit der Leitfähigkeit ist festzustellen.

Nach einer Vermischung mit dem Abfluss der Elbe, der im Nahbereich mit 4 % des Abflusses am Pegel Neu-Darchau angenommen wird, sind in geringer Entfernung zur Einleitstelle Konzentrationen von ca. 0,39 mg/l Bor zu erwarten. Diese Werte liegen im natürlichen Schwankungsbereich der Bor-konzentrationen, der tide- und witterungsbedingt auch ohne das Vorhaben besteht.

Innerhalb der Artengruppe des Phytoplanktos kommen zwar Arten vor, die gegenüber Bor empfindlich reagieren könnten, jedoch werden die dafür erforderlichen Einwirkungszeiten im Nahbereich des Vorhabens nicht erreicht. Eine Bewertung der QK Phytoplankton ist für Übergangsgewässer nicht sinnvoll, da hier eine Absterbezone für Phytoplankton vorliegt, daher wurde die QK im Bewirtschaftungsplan nicht bewertet. Einer Verschlechterungsprognose fehlt es daher bereits an der Bestimmung des Ausgangszustandes.

Das Vorhaben verstößt somit nicht gegen das Verschlechterungsverbot, weil:

- die Veränderung der Borgehalte vor dem Hintergrund der natürlichen Schwankungen nicht messbar sein werden,
- Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten ausgeschlossen werden können, da die Konzentration im Nahbereich Werten entspricht, an die die Organismen im Übergangsgewässer angepasst sind,
- die Veränderungen nur lokal und nicht über den gesamten Oberflächenwasserkörper wirksam sind.

Das Verbesserungsgebot ist nicht betroffen, weil die vorgesehenen Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Potenzials durch das Vorhaben nicht behindert werden.

10 Literaturverzeichnis

AbwV - Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327)

ARGE Elbe - Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (1998): Kleinlebewesen der Tideelbe - eine Literaturstudie über Benthos, Aufwuchs, Aggregate und Plankton von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart. Bearbeitet von Dr. Jeannette-Cornelie Riedel-Lorjé und Ute Ehrhorn

ARGE Elbe mit Wassergütestelle Elbe - Sonderaufgabenbereich Tideelbe (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - Koordinierungsraum Tideelbe - Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II / Anhang IV der WRRL) des Tideelbestroms (C-Bericht)- Entwurf - Stand: 31.08.2004

Bergmann, W., Bruchlos, P., und Marks, G. (1995): Ein Beitrag zur Frage des toxischen Bor-Grenzwertes in Gewässern für *Phragmites australis* - Schilfrohr. *Tenside Detergents* 32, 229-237

DSR Ingenieurgesellschaft mbH (2019): Technischer Bericht - Berechnung der potentiellen Strahlenexposition in der Umgebung des Kernkraftwerkes Brokdorf während der Stilllegung und Abbau infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Wasser gemäß AVV zu § 47 StrlSchV, Entwurf vom 25. Januar 2019

ECETOC – European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (1997): Ecotoxicology of some inorganic borates. Special Report No. 11, 3/1997. Brüssel

Flussgebietsgemeinschaft Elbe - FGG Elbe (Hg.) (2015a): Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021.

Flussgebietsgemeinschaft Elbe - FGG Elbe (Hg.) (2015b): Aktualisierung des Maßnahmenprogramms nach § 82 WHG bzw. Artikel 11 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021.

Flussgebietsgemeinschaft Elbe - FGG Elbe (Hg.) (2019a): Fachinformationssystem der FGG Elbe, www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe; abgerufen im Juni 2019

GESTIS-Stoffdatenbank (2017): Hrsg. Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, Bearbeitungsstand 3.6.2019 <http://www.dguv.de/ifa/gestis/gestis-stoffdatenbank/index.jsp>

Guiry, W. in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2020): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 14 January 2020.

Hamilton, S.J., & K.J. Buhl (1990): Acute Toxicity of Boron, Molybdenum, and Selenium to Fry of Chinook Salmon and Coho Salmon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19(3):366-373; Hamilton, S.J. 1995. Hazard Assessment of Inorganics to Three Endangered Fish in the Green River, Utah. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 30(2):134-142

HPA - Freie und Hansestadt Hamburg (FHH), Hamburg Port Authority (Hrsg.)(2017): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Elbegebiet, Teil III, 2014; Hamburg 2017

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe - IKSE (Hg.) (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet - ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick.

Krieg, H.-J., Oesmann, S. & G. Stiller (2010): Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und -einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars - unter besonderer Berücksichtigung von Biomasseschädigungen des Phytoplanktons, des Zooplanktons und der Fischeier und Fischlarven sowie die Folgen auf den Sauerstoffhaushalt. Gutachten i.A. Koordinierungsraum Tideelbe/ARGE ELBE. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 118 S. + Anhang.

LAWA (Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser - Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016

LAWA (Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2017): Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. - Beschlossen auf der 153. LAWA-Vollversammlung 16./17. März 2017 in Karlsruhe, (unter nachträglicher Berücksichtigung der Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts vom 9. Februar 2017, Az. 7 A 2.15 „Elbvertiefung“), Ständiger Ausschuss der LAWA Wasserrecht (LAWA-AR)

LBV-SH (Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein) (2017): Entwurf – Straßenbau und WRRL - Hinweise zur Erstellung eines Beitrages über die Vereinbarkeit eines Straßenbauvorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach §§ 27 und 47 WHG in Schleswig-Holstein, Stand Januar 2017, Bearbeitung: Arbeitsgruppe WRRL

Lübbe, E. (1985): Nutzenbezogene Gewässerzustandsbeschreibung für die landwirtschaftliche Nutzung. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 73, 163-176

LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2002/2012): Bor - Ableitung einer Geringfügigkeitsschwelle zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen, aktualisiert 2012

Marcussen, C.E., and J.J. Yurk 1990. Boron: Acute Toxicity to Mysids (*Mysidopsis bahia*) Under Flow-Through Conditions. Lab.Proj.ID No.3903004000-0215-3140, ESE, Gainesville, FL :44 p.

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR Schleswig-Holstein) (2015a): Erläuterungen zum Bewirtschaftungsplan (gem. Art. 13 EG-WRRL bzw. § 83 WHG) SH-Anteil der FGE Elbe. 2. Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021: 345 S.

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR Schleswig-Holstein) (2015b): Maßnahmenplanung (gem. Art. 11 EG-WRRL bzw. § 82 WHG) im SH-Anteil der FGE Elbe - 2. Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021: 141 S.

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR Schleswig-Holstein) (2015): Wasserkörper-Steckbrief, heruntergeladen aus Wasserkörper und Nährstoffinformation SH des MELUND SH, <http://zebis.landsh.de/webauswertung/pages/home/welcome.xhtml>

Nable, R.O. & J.G. Paull (1991): Mechanism and genetics of tolerance to boron toxicity in plants. Current Topics Plant Biochem. Physiol. 10, 257-273

Nendza M. (2003): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern. - Umweltforschungsplan des Bundesumweltministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 276

Oberflächengewässerverordnung - OGewV (Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer), Ausfertigungsdatum 20.06.2016 (BGBl. I S. 1373)

Rowe, R.I., C. Bouzan, S. Nabili, C. Eckhert (1998): The response of trout and zebrafish embryos to low and high boron concentrations is U-shaped. *Biological Trace Element Research* 66, 261-270

Scheffer, F. & Schachtschabel P. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde* - 15. Auflage. neubearbeitet und erweitert von H.P. Blume u. a.

TFD (2020): Bewertung der Ausbreitung der Kühlwasserfahne des KBR bei reduzierter Kühlwassermenge und Temperaturdifferenz, Institut für Turbomaschinen und Fluid-Dynamik der Leibniz-Universität Hannover.

Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001), Ausfertigungsdatum: 21.05.2001, in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die durch Artikel 4 Absatz 21 des Gesetzes vom 18. Juli 2016 (BGBl. I S. 1666) geändert worden ist.

Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 4. Dezember 2018 (BGBl. I S. 2254) geändert worden ist.

WHO (1998a): Addendum to Volume 1: Guidelines for drinking-water quality. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Genf

WHO World Health Organization (1998b): Environmental Health Criteria 204 - Boron.- First draft prepared by Ms C. Smallwood, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik: ABL EG Nr. L 327/1, 22.12.2000.

Anhang**Borbestimmung in Elbewasser**

Probe: VC-Einlauf
 Messgerät: ICP-MS 7700
 Element: Bor

Datum	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Borgehalt [mg/kg]
21.02.2018	1252	0,09
22.02.2018	1321	0,1
23.02.2018	887	0,12
27.02.2018	1005	0,08
28.02.2018	1100	0,08
01.03.2018	938	0,09
02.03.2018	945	0,08
05.03.2018	3400	0,2
05.03.2018	3700	0,22
06.03.2018	6650	0,44
07.03.2018	6470	0,4
08.03.2018	5300	0,33
08.03.2018	5600	0,34
28.03.2018	2350	0,15
01.04.2018	1135	0,08
14.04.2018	3300	0,2
08.05.2018	3340	0,2
18.05.2018	7433	0,48
06.06.2018	4800	0,29
18.06.2018	9800	0,67
06.07.2018	10050	0,72
18.07.2018	12330	0,82
16.08.2018	14220	1,04
30.08.2018	16250	1,3
13.09.2018	16320	1,28
27.09.2018	16410	1,31
09.10.2018	7130	0,51
30.10.2018	13180	0,96
05.11.2018	6407	0,45
12.11.2018	13140	0,93
03.12.2018	10750	0,78
20.12.2018	4755	0,32
03.01.2019	2568	0,19
18.01.2019	1595	0,18
14.02.2019	1134	0,1
25.02.2019	2240	0,17

Die Messungen erfolgten angelehnt an die DIN EN ISO 17294-2:2017-01 gemessen mittels ICP-MS. Die Einzelmessfehler liegen abhängig vom Messwert zwischen 4 % und 20 %. Je kleiner der Messwert, desto größer der Messfehler.