

# Elbebericht

Entwicklung des ökologischen und chemischen Zustands  
der Elbe 2009 – 2012



## Schwerpunktthema Nährstoffe



Elbe Water Quality Report  
2009 - 2012

Key issue: nutrients



## Impressum

Gemeinsamer Bericht der Bundesländer der Flussgebietsgemeinschaft Elbe:

Freistaat Bayern  
Land Berlin  
Land Brandenburg  
Freie und Hansestadt Hamburg  
Land Mecklenburg-Vorpommern  
Land Niedersachsen  
Freistaat Sachsen  
Land Sachsen-Anhalt  
Land Schleswig-Holstein  
Freistaat Thüringen

und der Bundesrepublik Deutschland

Herausgeber: Flussgebietsgemeinschaft Elbe  
Otto-von-Guericke-Straße 5  
39104 Magdeburg  
[www.fgg-elbe.de](http://www.fgg-elbe.de)

Redaktion: Arbeitsgruppe Oberflächengewässer (AG OW) der FGG  
Elbe

Ansprechpartner: Dr. Gregor Ollesch, Geschäftsstelle der Flussgebietsge-  
meinschaft Elbe

Layout: Deckblatt; Zeichnung: Dipl.-Ing. Ludwig Krause - Stadtpla-  
ner DASL/SRL

Redaktionsschluss: März 2017

Zitiervorschlag: Flussgebietsgemeinschaft Elbe (2017): Elbebericht, Entwicklung des  
ökologischen und chemischen Zustands der Elbe 2009 – 2012, Schwerpunktthema  
Nährstoffe. Magdeburg, 92 S.



# Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	III
Tabellenverzeichnis .....	V
Abkürzungsverzeichnis .....	VI
<b>1 Zusammenfassung .....</b>	<b>7</b>
<b>2 Abstract .....</b>	<b>12</b>
<b>3 Einleitung .....</b>	<b>17</b>
<b>4 Entwicklungen allgemeiner Parameter und ausgewählter Qualitätskomponenten im Zeitraum 2009 bis 2012.....</b>	<b>20</b>
<b>4.1 Hydrometeorologische Entwicklung und Besonderheiten im Zeitraum 2009 bis 2012</b>	<b>20</b>
<b>4.2 Allgemeine und physikalisch-chemische Parameter .....</b>	<b>24</b>
4.2.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert .....	24
4.2.2 Chlorophyll-a.....	27
<b>4.3 Schadstoffe .....</b>	<b>29</b>
4.3.1 Prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe.....	29
4.3.2 Flussgebietspezifische Schadstoffe .....	36
<b>4.4 Biologische Qualitätskomponenten .....</b>	<b>42</b>
4.4.1 Methodische Erläuterungen.....	42
4.4.2 Zustands- /Potenzialbewertung .....	43
<b>4.5 Besondere Ereignisse im Berichtszeitraum .....</b>	<b>45</b>
4.5.1 Unfallbedingte Gewässerbelastung.....	45
4.5.2 Fischeaufstieg am Wehr Geesthacht .....	45
<b>5 Schwerpunktthema Nährstoffe .....</b>	<b>47</b>
<b>5.1 Ziele der Bewirtschaftung.....</b>	<b>47</b>
5.1.1 Grundlagen zu Stickstoff und Phosphor .....	47
5.1.2 Bewirtschaftungsziele .....	48
<b>5.2 Stickstoff .....</b>	<b>51</b>
5.2.1 Gesamtstickstoffkonzentration in der Elbe .....	51
5.2.2 Gesamtstickstofffrachten in der Elbe und den Nebenflüssen .....	55
5.2.3 Stickstoffspezies in der Elbe.....	58
5.2.4 Nitrat im Grundwasser .....	63
<b>5.3 Phosphor .....</b>	<b>66</b>
5.3.1 Gesamtphosphorkonzentration in der Elbe .....	66
5.3.2 Gesamtphosphorfrachten in der Elbe und den Nebenflüssen .....	70
5.3.3 Phosphorspezies in der Elbe.....	73
<b>5.4 Fazit.....</b>	<b>76</b>
5.4.1 Stickstoff .....	76
5.4.2 Phosphor .....	76
<b>6 Ausblick auf den nächsten Elbebericht.....</b>	<b>78</b>
<b>Literatur .....</b>	<b>79</b>
<b>Anhang 1: Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustands (Anlage 7 der OGewV 2011).....</b>	<b>82</b>



---

<b>Anhang 2: Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials (Anlage 5 der OGewV 2011).....</b>	<b>85</b>
---	-----------



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Übersichtskarte mit den im Text erwähnten Orten und Messstellen.....	18
Abbildung 4-1: Abflussentwicklung an den Pegeln Schöna und Neu Darchau von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen)..	21
Abbildung 4-2: Abflussentwicklung der wichtigen Elbenebenflüsse von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen) .....	22
Abbildung 4-3: Entwicklung des Tidescheitel (Messstelle St. Pauli) im Tideelbebereich (Datengrundlage: Tidescheitel aus kontinuierlichen Messungen) .....	23
Abbildung 4-4: Entwicklung der Sauerstoffkonzentration und Tagesamplitude an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Werte aus kontinuierlichen Messungen) .....	25
Abbildung 4-5: Chlorophyll-a-Konzentrationen an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Schmilka und Seemannshöft monatliche Einzelproben, Schnackenburg zweiwöchige Einzelproben) .....	28
Abbildung 4-6: Summe Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren; JD-UQN 0,002 µg l <sup>-1</sup> , farblich unterlegt sind die Jahre mit Überschreitungen der JD-UQN (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	33
Abbildung 4-7: Entwicklung der Tributylzinnverbindungen an der Messstelle Seemannshöft von 2007 bis 2014, grau unterlegt sind die Jahre vor und nach dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	34
Abbildung 4-8: Entwicklung der Summe der HCH-Verbindungen an der Messstelle Dessau (Mulde) von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	34
Abbildung 4-9 - Folgende Seite: Konzentrationswerte für PCB 138, 158 und 180 von 2009 bis 2012 in unterschiedlichen Kornfraktionen (Datengrundlage: Monatsmischproben aus Absetzbecken für Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg, Seemannshöft und Mulde, monatliche Einzelproben aus Zentrifugenerhebungen für Schw. Elster, Saale, Havel) .....	36
Abbildung 4-10: Konzentrationswerte für Arsen und Zink von 2009 bis 2012 in unterschiedlichen Kornfraktionen (Datengrundlage: Monatsmischproben aus Absetzbecken für Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg, Seemannshöft und Mulde, monatliche Einzelproben aus Zentrifugenerhebungen für Schwarze Elster, Saale, Havel) .....	40
Abbildung 4-11: Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands (Quelle: Rakon A) .....	43
Abbildung 4-12: Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und spezifischen Schadstoffe im Elbestrom (Quelle: FGG Elbe 2009a) .....	44
Abbildung 4-13: Bild des 2010 errichteten Doppelschlitzpasses und Wehr Geesthacht (Foto: FGG Elbe) .....	46
Abbildung 5-1: Darstellung der N <sub>ges</sub> -Konzentration für Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mittel .....	52
Abbildung 5-2: Medianwerte und Trends der N <sub>ges</sub> -Konzentration von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage:	



zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	53
Abbildung 5-3: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von $N_{ges}$ von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	54
Abbildung 5-4: Entwicklung der $N_{ges}$ -Fracht in Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) .....	55
Abbildung 5-5: Vergleich der $N_{ges}$ -Frachten an Messstellen im Längsverlauf der Elbe von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Schnackenburg, monatliche Einzelproben Wittenberg, Magdeburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft).....	57
Abbildung 5-6: Zeitlicher Verlauf der Konzentration der Stickstoffspezies von 1997 bis 2012 an der Messstelle Schnackenburg [in $mg\ l^{-1}$ ], grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben) .....	62
Abbildung 5-7: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in der FGG Elbe hinsichtlich Nitrat (Quelle: FGG Elbe 2009a).....	64
Abbildung 5-8: Darstellung der $P_{ges}$ -Konzentration für Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mittel.....	67
Abbildung 5-9: Medianwerte und Trends der $P_{ges}$ -Konzentration von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	68
Abbildung 5-10: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von $P_{ges}$ von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	69
Abbildung 5-11: Entwicklung der $P_{ges}$ -Fracht in Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) .....	70
Abbildung 5-12: Vergleich der $P_{ges}$ -Frachten an Messstellen im Längsverlauf der Elbe von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Schnackenburg, monatliche Einzelproben Wittenberg, Magdeburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft).....	71
Abbildung 5-13: Zeitlicher Verlauf der Konzentration der P-Spezies von 1997 bis 2012 an der Messstelle Schnackenburg [in $mg\ l^{-1}$ ], grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben) .....	75



## Tabellenverzeichnis

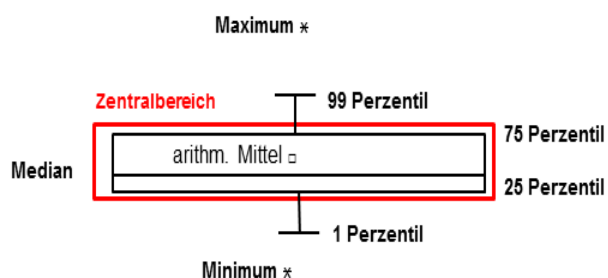
Tabelle 4-1: Klimatologische Kennwerte der Jahre 2009 bis 2012 und Vergleich mit Referenzperioden (Datengrundlage: Temperaturtagesmittelwerte, Niederschlagstagessummen) .....	20
Tabelle 4-2: Übersicht zu den hydrologische Hauptwerten der Jahre 2009 bis 2012 und Vergleich mit den langjährigen gewässerkundlichen Hauptwerten [in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen) .....	21
Tabelle 4-3: Durchschnittswerte und maximaler Tagesmittelwert (Max.) der Wassertemperatur im Referenzzeitraum für die Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft [in $^{\circ}\text{C}$ ] (Datengrundlage: Tagesmittelwerte und Tagesmaximum aus kontinuierlichen Messungen).....	24
Tabelle 4-4: Statistische Kenngrößen der pH-Werte an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesminimum und -maximum aus kontinuierlichen Messungen) .....	26
Tabelle 4-5: Liste prioritär gefährlicher Stoffe und UQN (UQN in $\mu\text{g l}^{-1}$ ); Biota-UQN wurden bei den Auswertungen nicht berücksichtigt. ....	30
Tabelle 4-6: Zusammenstellung prioritäre Stoffe und bestimmte andere Stoffe (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	30
Tabelle 5-1: Überblick über die Anforderungen zu den Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern in Deutschland (Quelle: FGG Elbe 2016) .....	49
Tabelle 5-2: Statistische Kennwerte der $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	51
Tabelle 5-3: Vergleich der Jahresfrachten und der flächenspezifischen Jahresfrachten für $\text{N}_{\text{ges}}$ von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	57
Tabelle 5-4: Statistische Kennwerte der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	58
Tabelle 5-5: Statistische Kennwerte der $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	60
Tabelle 5-6: Statistische Kennwerte der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) .....	61
Tabelle 5-7: Vergleich der Jahresfrachten und der flächenspezifischen Jahresfrachten für $\text{P}_{\text{ges}}$ von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben) .....	72
Tabelle 5-8: Statistische Kennwerte der $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentration der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft) $\frac{1}{2}$ BG ist 0,005 [ $\text{mg l}^{-1}$ ] als Minimum .....	73



## Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
BLMP	Bund-Länder-Mess-Programm
CAS	Chemical Abstracts Service, internationale Registriernummer für chemische Stoffe
CIS	Common Implementation Strategy
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FIS	Fachinformationssystem
HCH	Hexachlorcyclohexan
JD	Jahresdurchschnitt
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
mm	Millimeter
N	Stickstoff
$N_{\text{ges}}/N_{\text{tot}}$	Gesamtstickstoff
$\text{NH}_4^+\text{N}$	Ammoniumstickstoff
$\text{NO}_2^-\text{N}$	Nitritstickstoff
$\text{NO}_3^-\text{N}$	Nitratstickstoff
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
o- $\text{PO}_4\text{P}$	Orthophosphat-Phosphor
P	Phosphor
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
$P_{\text{ges}}/P_{\text{tot}}$	Gesamtphosphor
QK	Qualitätskomponente
RaKon	Rahmenkonzeption der LAWA zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern
UQN	Umweltqualitätsnorm
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WWBF	Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen
z. T.	zum Teil
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration

Erläuterung zu den Box Plot Diagrammen in den Abbildungen 3-9, 3-10, 4-1 und 4-8.







# 1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht knüpft an den Elbebericht 2008 an und umfasst den Berichtszeitraum von 2009 bis 2012. Es werden Ergebnisse des koordinierten Überwachungsprogramms der Bundesländer vorgestellt und mit Umweltqualitätsnormvorgaben verglichen, die im Berichtszeitraum gültig waren. Die Grundlagendaten sind im Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe vorgehalten und abrufbar. 2009 wurden der Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm nach WRRL erstellt und veröffentlicht, so dass sich der vorliegende Bericht auf die Darstellung ausgewählter Parameter und Schadstoffe konzentriert. Darüber hinaus wird das Thema „Nährstoffe“ intensiver betrachtet.

Mit Ausnahme des Jahres 2010 sind die Jahre im Berichtszeitraum z. T. erheblich wärmer als die langjährigen Jahresmittelwerte der Lufttemperatur. Die Jahresniederschlagssummen weisen für die Stationen Dresden, Magdeburg und Hamburg eine hohe Variabilität auf. Der niedrigste Wert liegt mit nur 443 mm im Jahr 2012 in Magdeburg. Die Dynamik der Abflussentwicklung an den Pegeln Schöna und Neu Darchau zeigt insgesamt eine ähnliche Entwicklung. Im Januar 2011 waren die Elbe selbst und auch ihre wichtigen Nebenflüssen von bedrohlichen Hochwassersituationen betroffen. In der Tideelbe wurde an insgesamt 20 Tagen des Berichtszeitraums die Sturmflutmarke überschritten mit einem Pik im Winter 2011/2012.

Die Jahresdurchschnittswerte der Wassertemperatur liegen an den beispielhaft ausgewählten Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft um bis zu 2,1°C über den langjährigen Mittelwerten. Die Werte der Sauerstoffkonzentration weisen eine hohe Variabilität und saisonale Dynamik auf. Der höchste Sauerstoffkonzentrationswert liegt bei 19,7 mg l<sup>-1</sup> in Schnackenburg. Im Frühjahr und Frühsommer liegen die Sauerstofftagesmaxima photosynthesebedingt um bis zu 5 mg l<sup>-1</sup> über den Tagesminima. Mit zunehmender Erwärmung bildet sich im Mündungstrichter der Elbe in den Vegetationsperioden ein „Sauerstofftal“ aus, das sich verstärkt und im Hochsommer den kritischen Wert von 3 mg l<sup>-1</sup> Sauerstoff teilweise unterschreitet. Die Sekundärbelastung durch Algenentwicklung in der Oberen und Mittleren Elbe ist neben der hydromorphologischen Veränderung durch wasserbauliche Eingriffe eine wichtige Einflussgröße bei der Ausprägung des Sauerstofftals. Die pH-Werte variieren im Elbelängsprofil nur wenig. Zum Teil liegen sie im Sommer über den Orientierungswerten und den optimalen Werten für Fische. Sauerstoffhaushalt und pH-Werte zeigen die Eutrophierungsproblematik in der Elbe an. Dem entsprechen sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen, die im Berichtszeitraum in Schmilka sommerliche Höchstwerte von über 150 µg l<sup>-1</sup> und in Schnackenburg von nahezu 300 µg l<sup>-1</sup> erreichen.

Prioritäre Stoffe und einige weitere Schadstoffe (u. a. Schwermetalle, Pestizide und Industriechemikalien) bestimmen mit ihren gesetzlichen vorgegebenen Umweltqualitätsnormen (UQN) den chemischen Zustand der Wasserkörper. Die Monitoringergebnisse für den Zeit-



raum 2009 bis 2012 an den Messstellen Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg und Seemannshöft zeigen, dass der größte Teil der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) und der Normvorgaben liegt. Überschreitungen der UQN treten für alle ausgewählten Messstellen für die Summe aus Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren auf. Eine deutliche Überschreitung liegt für die Messstelle Seemannshöft für Tributylzinnverbindungen vor. Der Schadstoff Hexachlorcyclohexan (HCH) weist nur an der Mulde Überschreitungen auf.

Von den insgesamt 162 flussgebietsspezifischen Schadstoffen sind für die Elbe nur wenige von Relevanz. In der Elbe überschreiten die Polychlorierte Biphenyle (PCB) -Kongenerne 138, 153 und 180 zum Teil die UQN. Die höchsten PCB-Konzentrationen treten in Schmilka auf. Die Stoffkonzentrationen nehmen im Berichtszeitraum jedoch in Schmilka, Magdeburg und Schnackenburg kontinuierlich ab. Auch bei Arsen und Zink treten Überschreitungen der UQN an einigen Messstellen an der Elbe oder der wichtigen Nebenflüsse auf. Die jährlichen Mittelwerte der Arsenkonzentrationen im Mündungsbereich der Mulde liegen bis zum Vierfachen über der UQN. Im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes erfolgt der Zinkeintrag überwiegend aus den Teileinzugsgebieten der Mulde und Saale, so dass es auch noch an den Messstellen Magdeburg und Schnackenburg zu einer UQN-Überschreitung kommt. Ein wesentlicher Teil der Schadstoffeinträge aus der Mulde wird durch den Muldestausee zurückgehalten, damit reduziert sich der Eintrag in die Elbe.

Die Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt unter Berücksichtigung des schlechtesten Bewertungsteilergebnisses der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (QK). In der Gesamtbewertung müssen die Wasserkörper der Binnenelbe überwiegend mit „mäßig“ eingestuft werden. Ursache für diese Bewertung ist in der Regel die QK Phytoplankton. Die Fischfauna weist in den Wasserkörpern der Elbe selbst einen „guten“ Zustand auf. In der Tideelbe wurde das ökologische Potenzial als „mäßig“ festgelegt, da zum Bewertungszeitpunkt keine abgestimmte Methode vorlag.

2010 wurde am Wehr Geesthacht am Nordufer eine weitere Fischaufstiegsanlage eröffnet, als Auflage für die Betriebsgenehmigung für das Kohlekraftwerk Moorburg. Der 550 m lange Doppelschlitzpass mit 49 Becken hat eine Breite von 16 m. Das mit der Eröffnung begonnene Monitoring belegt die Effektivität des Fischpasses und die Verbesserung der Aufstiegsituation am einzigen Wehr in der deutschen Elbe.

Als wichtiges Element des ersten Bewirtschaftungsplans 2009 wurden überregional bedeutende Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen (WWBF) für die FGG Elbe identifiziert. Dazu gehört u. a. die Reduzierung der Belastung durch Nährstoffeinträge, die auch für die vorgelagerten Küstengewässer von großer Bedeutung ist. Eine besonders wichtige Zielgröße ist hier der Jahresmittelwert  $2,8 \text{ mg l}^{-1}$  für die Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}$ ) -Konzentration am Übergabepunkt limnisch/marin.



Die  $N_{ges}$ -Konzentrationen an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft weisen im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 eine hohe Variabilität auf. Die Jahresmittelwerte in Schmilka liegen bei 4,7 bis 5,8 mg l<sup>-1</sup> und in Schnackenburg nur noch bei 3,4 bis 4,3 mg l<sup>-1</sup>. In Seemannshöft erreichen sie in den Jahren 2009 bis 2011 noch nicht die Zielvorgaben, werden aber 2012 knapp eingehalten. Bei langfristiger Betrachtung ist grundsätzlich eine Abnahme der Mittel- und Medianwerte  $N_{ges}$ -Konzentration zu verzeichnen, die sich jedoch im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 nicht signifikant abzeichnet. Die Variabilität der hydrometeorologischen Randbedingungen kann eine der möglichen Ursachen sein, die die kurzfristige Trendentwicklung überlagert. Die Auswertung der Konzentrationsverläufe aus Einzelmessdaten zeigt die zu erwartende Saisonalität mit hohen  $N_{ges}$ -Konzentrationen im Winter und geringen Werten im Sommer. In Schmilka ist dieser Rhythmus durch kurzfristige Schwankungen im Abfluss modifiziert und daher nicht so deutlich ausgeprägt. Die absoluten  $N_{ges}$ -Frachten von 1997 bis 2012 in der Elbe bei Seemannshöft schwanken zwischen 170.000 t im Jahr 2002 und 71.000 t in 2004 bzw. 70.000 t in 2012. In den Jahren 2010 und 2011 liegt hier die absolute Fracht wieder deutlich über der der Vorjahre und erreicht mit 140.000 bzw. 125.000 t zwischenzeitlich das Niveau der 1990er Jahre. Der generelle abnehmende Trend der  $N_{ges}$ -Frachten wird bei Betrachtung der normierten Jahresfrachten deutlicher. Dies trifft insbesondere für das Jahr 2002 zu, das durch ein Hochwasser gekennzeichnet ist. Die normierte Fracht in 2002 beträgt mit 104.000 t nur etwa 2/3 der absoluten Fracht. Dennoch ist festzustellen, dass im Berichtszeitraum die Jahre 2010 und 2011 auch die normierten  $N_{ges}$ -Frachten eine deutliche Abweichung nach oben aufweisen. Auch in den wichtigen Nebenflüssen der Elbe treten in den Jahren 2010 und 2011 erhöhte Stickstoff (N) -Frachten auf. In Abhängigkeit von Einzugsgebietseigenschaften variiert die flächenspezifische  $N_{ges}$ -Fracht erheblich. Im Einzugsgebiet der Havel liegt sie mit 0,3 t km<sup>-2</sup> deutlich unter der der anderen Teilgebiete und der in Seemannshöft berechneten, die bei 0,7 t km<sup>-2</sup> liegt. Demgegenüber ist die flächenspezifische  $N_{ges}$ -Fracht der Mulde im Berichtszeitraum mit 1,59 t km<sup>-2</sup> deutlich höher.

Die Mittelwerte für Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) schwanken von 0,06 bis 0,16 mg l<sup>-1</sup> und liegen damit unter dem Orientierungswert für den guten Zustand bzw. das gute Potenzial. Auch die Nitritstickstoff (NO<sub>2</sub>-N) -Werte unterschreiten die Vorgaben der novellierten Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Die Mittelwerte der Konzentrationen für Nitratstickstoff (NO<sub>3</sub>-N) liegen zwischen 2,1 und 4,0 mg l<sup>-1</sup> und damit unter der UQN. Die Spitzenwerte der NH<sub>4</sub>-N-Konzentration liegen im Winter und sind seit 1997 durch den Ausbau kommunaler Kläranlagen rückläufig. Auch die NO<sub>2</sub>-N-Konzentrationen weisen Höchstwerte im Winter auf. Durch Einträge bei Regenentlastung aus Mischwasserkanalisation können einzelne Konzentrationsspitzen auftreten. NO<sub>3</sub>-N ist die mit



Abstand bedeutendste Teilspezies. Im Winterhalbjahr liegen bis zu 90 % des Gesamtstickstoffs als  $\text{NO}_3\text{-N}$  vor. Im Sommer vermindert sich dieser Anteil auf unter 50 %.

Durch europäische Richtlinien sowie nationale Gesetze und Verordnungen ist der Grenzwert für Grundwasser in Deutschland auf  $50 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat bzw.  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  Nitratstickstoff festgesetzt. Im Jahr 2009 haben im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes 28 % der insgesamt über 220 Grundwasserkörper den Grenzwert überschritten und befinden sich damit im schlechten chemischen Zustand. Die Schwerpunkte der Belastung liegen im Nordwesten des Einzugsgebietes und in einem Bereich, der sich vom nördlichen Thüringen über das südliche Sachsen-Anhalt bis nach Sachsen erstreckt. 13 Grundwasserkörper weisen einen steigenden Trend der Nitratbelastung auf. In hohem Maße erfolgen die Nitratreinträge in das Grundwasser durch die landwirtschaftliche Nutzung und die Nutztierhaltung.

Die Variabilität der Gesamtposphor ( $\text{P}_{\text{ges}}$ ) -Konzentration an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft ist gering. Die Jahresmittelwerte der  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Konzentration schwanken zwischen  $0,13 \text{ mg l}^{-1}$  in Schnackenburg und  $0,17 \text{ mg l}^{-1}$  an den beiden anderen Messstellen. Alle Mittelwerte liegen im Berichtszeitraum über den Orientierungswerten. Betrachtet man den Zeitraum 1997 bis 2012, ist eine Abnahme der jährlichen Mittel- und Medianwerte der  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Konzentration erkennbar, bei einer hohen Schwankungsbreite zwischen den Jahren. Daher ist im Berichtszeitraum kein signifikant abnehmender Trend festzustellen. Die Auswertung der Zeitreihe von Einzelproben zeigt, anders als bei Stickstoff, keine Saisonalität. Auffällig sind hingegen hohe Phosphor (P) -Einzelwerte, die in der Regel mit hohen Schwebstoffkonzentrationen zusammenfallen und in Verbindung mit Niederschlägen oder Niederschlags-/Schneesmelzsituationen stehen. Die  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Dynamik wird in Seemannshöft auch durch die Tide und der damit verbundenen Schwebstoffdynamik beeinflusst. Vom grundsätzlichen langjährigen Abnahmetrend weichen die Jahre 2002 und 2010 durch Hochwasserereignisse ab. Innerhalb von 10 Jahren ist die P-Fracht in Seemannshöft um nahezu die Hälfte auf  $3.300$  bis  $4.000 \text{ t a}^{-1}$  zurückgegangen. Wie auch beim Stickstoff kommt es vor Magdeburg durch die Zuflüsse von Mulde und Saale in der Elbe zu einem sprunghaften Anstieg der  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Frachten von ca.  $1.500$  bis  $2.000 \text{ t}$  auf über  $3.000 \text{ t}$ . Da ein Teil des Phosphors partikulär gebunden ist, kommt der Schwebstoffdynamik an den Messstellen große Bedeutung zu. Die wichtigen Nebenflüsse tragen ca. 40 % zur normierten Fracht am Übergabepunkt limnisch/marin in Seemannshöft bei. Nur für die Havel ist über den Berichtszeitraum eine Abnahme der P-Frachten zu beobachten. Die flächenspezifischen Jahresfrachten liegen im Berichtszeitraum für Mulde und Saale eng beieinander. Im Haveleinzugsgebiet liegen diese bei  $0,02 \text{ t km}^{-2}$ . Dies liegt überwiegend an den Verbesserungen der Abwasser- und Regenwasserbehandlung vor allem im Großraum Berlin, der im Einzugsgebiet der Havel liegt. Die spezifischen P-Jahresfrachten im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster sind mit  $0,012 \text{ t km}^{-2}$  als Mittelwert im Berichtszeitraum noch geringer als im Haveleinzugsgebiet. Als



Ursache kann neben den geringen Abflüssen auch die braunkohletagebaubedingte hohe Eisenkonzentration in der Schwarzen Elster angenommen werden.

Die Jahresmittelwerte der orthophosphat-Phosphor ( $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) -Konzentration liegen zwischen 0,033 und 0,060  $\text{mg l}^{-1}$ . Im Hinblick auf  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  werden im Berichtszeitraum die Anforderungen an die Erreichung des guten Zustands bzw. Potenzials erreicht. Auffällig sind jedoch die hohen Standardabweichungen und Differenzen zwischen Minimum- und Maximumwerten. Ursächlich ist dies auf eine signifikante saisonale Komponente in der Entwicklung der  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentration mit hohen Konzentrationen im Winterhalbjahr zurückzuführen. Diese Dynamik wird durch die Bindung von  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  im Sommer in der Phytoplanktonbiomasse bestimmt. Die Einhaltung des Orientierungswertes für  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  ist demnach nicht ein Zeichen für den guten Zustand, sondern Folge der mit der Algenblüte verbundenen Umverteilung in biologisch gebundenen Formen im Gesamtphosphor.

Insgesamt haben sich die  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentrationen und die Konzentrationen der N-Spezies über einen längeren Zeitraum betrachtet positiv entwickelt. Im Berichtszeitraum selbst schwächt sich die langjährig festzustellende Konzentrationsabnahme ab. Für diesen Zeitraum liegt kein signifikanter Trend vor. Eine vergleichbare zeitliche Dynamik mit hohen Werten in 2010 und 2011 ist auch an Messstellen außerhalb des Elbeeinzugsgebietes festzustellen. In der Regel werden die Orientierungsvorgaben für  $\text{N}_{\text{ges}}$  und den N-Spezies eingehalten. Im Hinblick auf den Meeresschutz besteht hinsichtlich einer weiteren Verminderung der N-Einträge jedoch noch Handlungsbedarf, der auch übermäßig belastete Grundwasserkörper betrifft. Ebenso ist bei Phosphor langfristig an den ausgewählten Messstellen ein abnehmender Trend erkennbar, der jedoch im Berichtszeitraum aufgrund der hydrologischen Variabilität nicht signifikant ist. Die gewässertypspezifischen Orientierungswerte für  $\text{P}_{\text{ges}}$  werden überschritten, so dass weitere Maßnahmen umgesetzt werden müssen. In weit stärkerem Maße als für N kann für die Elbe durch das Monitoring von Phosphor und weiterer Parameter, wie pH-Wert und Sauerstoffgehalt, die Intaktheit der Ökosystemfunktion oder Defizite aufgezeigt werden.

Der nächste Elbebericht wird die Entwicklung der Schadstoffe und Nährstoffe für den Zeitraum 2013 bis 2015 darstellen und darüber hinaus ein neues Schwerpunktthema aufgreifen.



## 2 Abstract

This Elbe Water Quality Report is continuing a series of Quality Reports first published in 1997 and comprises the period 2009 to 2012. In the report the results of the coordinated monitoring programme of the federal states are presented and compared with relevant environmental quality standards. The basic data are available in the Data Information System (FIS) of the Elbe River Basin Community (RBC Elbe). In 2009 the RBC Elbe compiled and published a first River Basin Management Plan (RBMP) and Programme of Measures (PoM). This report concentrates on the presentation of selected parameters and contaminants with a special focus on the issue “nutrients”.

The time span considered in the report has been in part substantially warmer than the long-term average of air temperature with the exception of 2010. Sums of annual rainfall are characterized by a high variability at the meteorological stations Dresden, Magdeburg and Hamburg. The lowest value is recorded at Magdeburg with only 443 mm in 2012. The temporal dynamic of discharge at the gauging stations Schöna and Neu Darchau shows similar patterns. In January 2011 the River Elbe and important tributaries were affected by floods. For the tidal estuary a total of 20 storm surges occurred with a peak number in winter 2011/2012.

The annual average water temperature at the selected stations Schmilka, Schnackenburg and Seemannshöft lies up to 2.1°C above the long-term average. The levels of oxygen concentrations show a high variability and seasonal dynamic. The highest oxygen concentration, 19.7 mg l<sup>-1</sup>, has been measured at Schnackenburg. Due to photosynthesis, the daily maximum values of oxygen concentration are up to 5 mg l<sup>-1</sup> above the daily minima in spring and early summer. With increasing temperature during the growing season a zone of oxygen depletion develops in the Elbe estuary which intensifies in midsummer and partly falls below the critical value of 3 mg l<sup>-1</sup>. Aside from hydromorphological alteration, the secondary pollution by algae growth in the upper and middle reach of the River Elbe is the important driver for the oxygen depletion. The pH-values vary marginally in the longitudinal profile of the Elbe. To some extent the summer pH-values are above the orientation values and the optimum conditions for fish. Oxygen balance and pH-values point to the problem of eutrophication in the River Elbe. Accordingly, very high summerly chlorophyll-a concentrations above 150 mg l<sup>-1</sup> at Schmilka and of almost 300 mg l<sup>-1</sup> at Schnackenburg are measured during the reporting period.

The chemical status of a water body is defined by legal environmental quality standards (EQS) of priority substances and several other pollutants (i. e. heavy metals, pesticides and industrial chemicals). The results for the monitoring stations Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg and Seemannshöft show, that during the reporting period 2009 – 2012 the



measured values are predominantly below the analytical detection limit and the EQS. However, exceedances of the EQS are detected at all mentioned monitoring stations concerning the sum of Benzo(g,h,i)perylene and Indeno(1,2,3-cd)pyren. Also, the EQS for Tributyltin is exceeded considerably at Seemannshöft. For Hexachlorocyclohexane (HCH) elevated values above the EQS are only measured in the Mulde, a tributary river of the Elbe.

Of 162 River Basin Specific Substances few are relevant for the Elbe. Polychlorinated biphenyl (PCB) (congener 138, 153 and 180) partly exceeds the EQS. The highest PCB concentrations are found at Schmilka. However, the values have been decreasing continuously during the reporting period at Schmilka, Magdeburg and Seemannshöft. Also for arsenic and zinc exceedances of EQS appear in the River Elbe or important tributaries. The annual average concentration of arsenic at the confluence of the Mulde and the Elbe is up to four times higher than the EQS. The input of zinc into the River Elbe originates in the sub catchments Mulde and Saale and leads also to an exceedance of the EQS at the downstream monitoring stations Magdeburg and Schnackenburg. A substantial part of the pollutants from the Mulde catchment is retained in the Mulde-Reservoir and, hence, the inputs into the Elbe are reduced.

For the assessment of the ecological status of water bodies the lowest classification of one of the biological quality elements is taken into account (one-out all-out principle). The inland water bodies of the River Elbe have been evaluated predominantly as “moderate”. For most of the water bodies this is caused by the classification of the biological quality element phytoplankton. On the contrary, the biological quality element fish fauna shows a “good” status. The ecological potential of the tidal Elbe has been defined as “moderate” due to a lack of evaluation methods.

In 2010 at the weir Geesthacht an additional fish pass at the northern bank has been opened which was built as legal requirement for the operating permission of the coal-fired power plant at Moorburg. The double-slot fish pass is 550 m long and encompasses 49 pools each 16 m wide. The fish monitoring which has started with the opening demonstrates the effectiveness of the fish pass and the improvements for fish migration at the sole weir in the German part of the River Elbe.

In the first RBMP 2009 of the RBC Elbe the identification of significant water management issues has been an important step. The reduction of nutrient pollution is one of the significant water management issues that affect also the coastal water bodies. The target concentration of 2.8 mg l<sup>-1</sup> as annual average for total nitrogen (N<sub>tot</sub>) at the transition area limnic/marine is of particular importance.

The concentrations of N<sub>tot</sub> at the monitoring stations Schmilka, Schnackenburg and Seemannshöft are characterized by a high variability during the reporting period 2009 –



2012. The annual average values at Schmilka range from 4.7 to 5.8 mg l<sup>-1</sup> and at Schnackenburg only from 3.4 to 4.3 mg l<sup>-1</sup>. From 2009 to 2011 the target concentration has not been achieved but in 2012 the objective has just been met. In the long-term, a general reduction of average and median concentrations of N<sub>tot</sub> has been recorded, though this decrease is not significant in the reporting period. A possible cause is the variability of hydro-meteorological conditions which superpose the short-term trend. The analyses of concentration development of single measured values show the seasonality with high concentrations of N<sub>tot</sub> in winter and low values in summer. This rhythm is modified at Schmilka by short term variations in discharge and thus, at this station, not as pronounced. The total loads of N<sub>tot</sub> in the Elbe at Seemannshöft vary from 1997 to 2012 between 170.000 t in 2002, 71.000 t in 2004 and 70.000 t in 2012 respectively. Total loads in 2010 and 2011 lie above the previous years and reach with 140.000 and 125.000 t the level of the 1990ties. The generally decreasing trend becomes more obvious for the standardized loads of N<sub>tot</sub>. This is especially the case in 2002 which is characterized by a flood event. With 104.000 t the standardized load is only 2/3 of the total load. However, it has been ascertained that in the reporting period the years 2010 and 2011 show an upward deviation. The area specific load of N<sub>tot</sub> varies due to sub-catchment characteristics. In the Havel catchment the load of 0.3 t km<sup>-2</sup> lies below the other sub-catchments and the calculated area specific load of 0.7 t km<sup>-2</sup> at Seemannshöft. In contrast, the area specific load of 1.59 t km<sup>-2</sup> in the Mulde catchment is significantly higher.

The average values of ammonia nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N) vary from 0.06 to 0.16 mg l<sup>-1</sup> and with that lie below the orientation value for “good” status/potential. Also the monitoring results for nitrite nitrogen (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N) are below the targets of the amended surface water ordinance. Average concentration of nitrate nitrogen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N) is in between 2.1 and 4.0 mg l<sup>-1</sup> and thus below the EQS. The peak values of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N have been recorded in winter and declining since 1997 because of the improvement of sewage plants. NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N show highest concentrations in winter, too. However, single peaks of concentration may occur through inputs from precipitation reliefs of mixed water sewers. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N is the most important species of nitrogen. In winter up to 90 % of N<sub>tot</sub> consist of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N which is reduced to 50 % in summer.

For Groundwater the threshold value of 50 mg l<sup>-1</sup> nitrate or 11.3 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N has been established by German laws and European directives. In 2009 28 % of 220 groundwater bodies in the German part of the Elbe river basin exceed the EQS. Main area of concern is the north-western part of the basin and, furthermore, a zone reaching from northern Thuringia and southern Saxony-Anhalt to Saxony. In addition, 13 groundwater bodies are characterized by an increasing trend of nitrate concentration. Main driver for the input of nitrate into groundwater is intensive agriculture and livestock farming.





The variability of total phosphorus concentrations ( $P_{\text{tot}}$ ) at the monitoring stations Schmilka, Schnackenburg and Seemannshöft is low. The annual average concentrations of  $P_{\text{tot}}$  vary from 0.13 mg l<sup>-1</sup> at Schnackenburg to 0.17 mg l<sup>-1</sup> at both other stations. All annual average values lie above the orientation value. A decrease of annual average and annual median values of  $P_{\text{tot}}$  is obvious for the long-term period from 1997 to 2012 with high interannual variation. Therefore, no significant decreasing trend can be observed in the reporting period. In contrast to nitrogen, the time series of single measured values are not characterized by seasonality. However, there are distinct peaks of high  $P_{\text{tot}}$  concentrations which coincide with high concentrations of suspended sediment caused by rainfall or rainfall/snowmelt situations. The tide and the related suspended sediment dynamic affect the variation of  $P_{\text{tot}}$  at Seemannshöft. The year 2002 and 2010 deviate from the long-term trend because of flood occurrences. Within 10 years the load of  $P_{\text{tot}}$  at Seemannshöft has been reduced by almost a half to 3.300 and 4.000 t a<sup>-1</sup>. Similar to nitrogen, the  $P_{\text{tot}}$  load increases abruptly from a range of 1.500 to 2.000 t a<sup>-1</sup> upstream from Magdeburg to more than 3.000 t a<sup>-1</sup> at Magdeburg station. The suspended sediment dynamic at the respective monitoring station is of high importance due to the fact that phosphorus is partly particle-bound. The important tributaries contribute approximately 40 % of the standardized load at the transition zone limnic/marine at Seemannshöft. A reduction of  $P_{\text{tot}}$  loads during the reporting period has been monitored only for the Havel. The area specific loads of  $P_{\text{tot}}$  are similar for the Mulde and Saale catchments. But with 0.02 t km<sup>-2</sup> the load is much lower in the Havel catchment which is mainly due to improved sewage treatment in the greater area of Berlin. The area specific loads with an average of 0.012 t km<sup>-2</sup> in the catchment of the Schwarze Elster are even lower than in the Havel. There is evidence that beside low discharge rates also high concentration of iron from open pit mining could be the reason.

The annual average concentrations of orthophosphate phosphorus (o-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P) vary from 0.033 to 0.060 mg l<sup>-1</sup>. With regard to o-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P the demands for a good ecological status/potential have been achieved. However, the high standard deviations and differences between minima and maxima are conspicuous. These differences are caused by a significant seasonality in the dynamic of o-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P concentration with high values in winter. The binding of o-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P in phytoplankton biomass during summer triggers this behavior. Therefore, the adherence of orientation values for o-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P in these waterbodies is not an indication for a good status but the consequence of redistribution into biological forms of  $P_{\text{tot}}$  during algae blooms.

Overall, the concentrations of  $N_{\text{tot}}$  and of nitrogen species develop downward in long-term perspective. This longtime decrease of concentrations extenuates during the reporting period. There is no significant trend to identify. A comparable temporal dynamic with elevated values in 2010 and 2011 can also be observed at monitoring stations outside the Elbe River



basin. Generally, the orientation values for  $N_{\text{tot}}$  and for nitrogen species are met. But there is need for action with respect to marine environment protection to continuously reduce the nitrogen input into coastal water bodies and also for groundwater bodies with nitrogen pollution. Similarly, for phosphorus long-term decreasing trends are significant at the selected monitoring stations though insignificant during the reporting period because of the hydrological variability. The water body specific orientation values for  $P_{\text{tot}}$  are exceeded and thus further measures have to be set in place. To a larger degree even than for nitrogen, the monitoring of phosphorus and additional parameters, i. e. pH or oxygen concentration, can demonstrate the functioning of the ecosystem or deficits in the River Elbe.

The next Elbe Water Quality Report will describe the development of pollutants and nutrients for the period 2013 - 2015 and focus on another key issue, the fish fauna in the river basin.



### 3 Einleitung

Nach dem letzten Elbebericht 2008 legt die FGG Elbe nun einen weiteren Bericht über die Ergebnisse des koordinierten Überwachungsprogramms der Bundesländer sowie des ökologischen und chemischen Zustands der Elbe für den Berichtszeitraum 2009 bis 2012 vor.

Damit wird die Berichtsfolge in einem mehrjährigen Format fortgesetzt. Ab 2013 ist vorgesehen, einen dreijährigen Berichtszeitraum einzuhalten. Grundsätzlich wird auf Bestehendes und Bewährtes zurückgegriffen; die Auswahl der stofflichen Parameter und der für den ökologischen Zustand der Gewässer maßgeblichen biologischen QK orientiert sich sowohl an den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als auch der Tochterrichtlinien, bzw. an Gesetzen und Verordnungen. Darüber hinaus werden z. T. auch elbespezifische Problemstoffe berücksichtigt. Wie bisher wird auf die Vollständigkeit der Datendarstellung in Form von Abbildungen und Tabellen großer Wert gelegt. Die Abbildung 3-1 beschreibt die Lage der wesentlichen Fließgewässer und Messstellen.

Die grundlegenden Daten für die ausgewählten Messstellen der Elbe und wichtiger Nebengewässer sind im Datenportal und Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe als Einzelwerte abrufbar (<http://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal.html>). Vor dem Hintergrund der Vorgaben der WRRL dient das FIS der FGG Elbe insbesondere der Dokumentation der Gewässerüberwachung im Einzugsgebiet der Elbe. Es stellt einen einzigartigen Pool historischer und aktueller Messdaten dar und umfasst folgende Funktionen:

- über 5 Mio. Messwerte — frei abrufbar (Stand: Ende März 2016),
- historische Zeitreihen - zurückgehend bis 1926 für einzelne Parameter,
- Abruf nach QK der WRRL (biologisch, chemisch, physikalisch-chemisch, hydromorphologisch),
- Abruf nach verschiedenen Kompartimenten (Wasserphase, Schadstoffe, Sediment, Biota),
- Abruf nach verschiedenen Messvorgängen (Längsprofile, Querprofile, kontinuierliche Messungen),
- Abruf nach Parametergruppen (Arzneistoffe, Schwermetalle, Pestizide),
- Export in Tabellenformat,
- Grafiken,
- Kartentool für die Messstellenauswahl,
- Übersicht der Messstellen und Messprogramme der FGG Elbe.

Der Datenbestand wird im Rahmen der aktuellen koordinierten Elbemessprogramme fortlaufend erweitert (<http://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/messprogramme.html>).

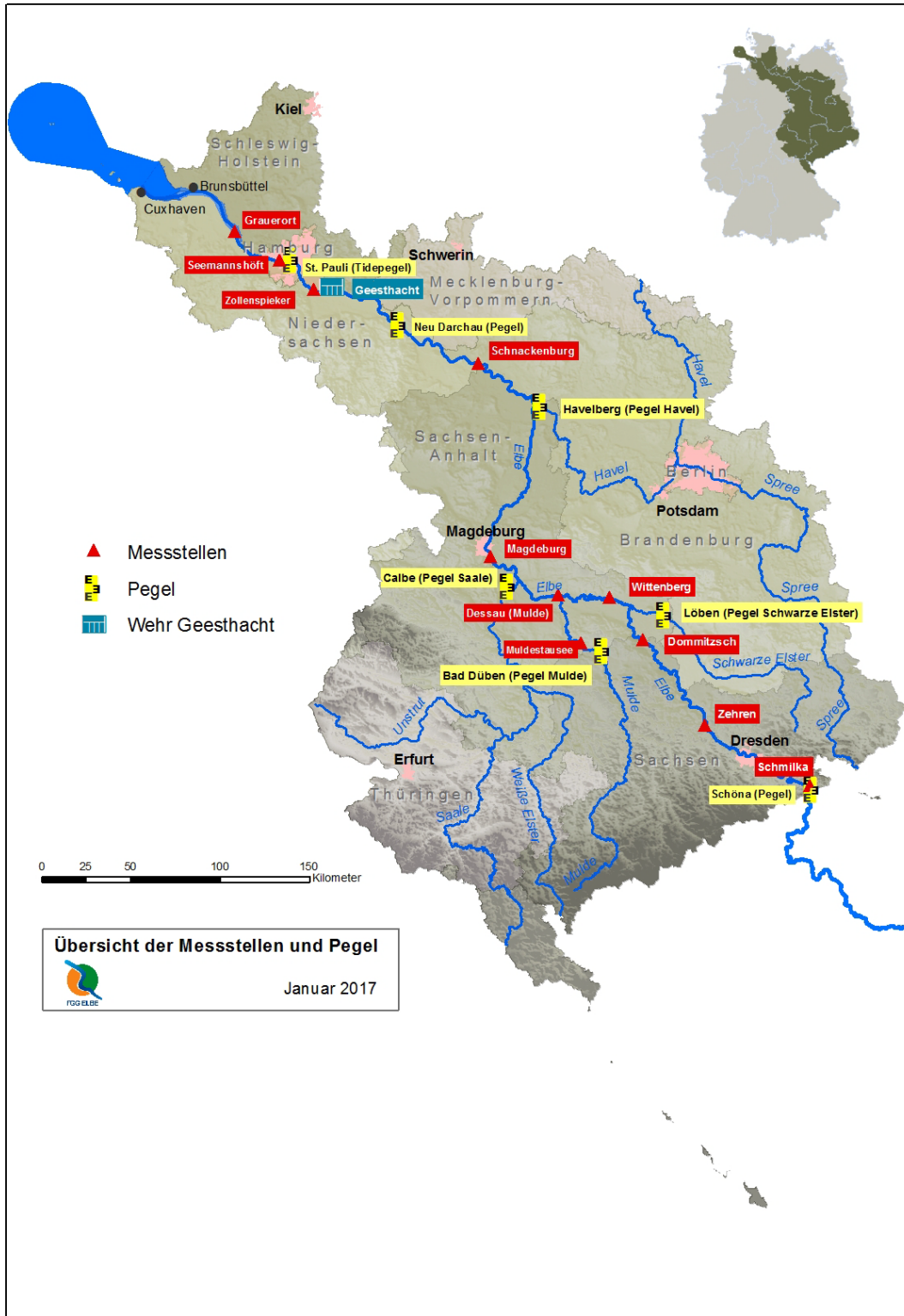


Abbildung 3-1: Übersichtskarte mit den im Text erwähnten Orten und Messstellen



Zentraler Arbeitsschwerpunkt der FGG Elbe im Berichtszeitraum war die Erstellung des gemeinsamen Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms durch die Länder und deren Verabschiedung am Ende des Jahres 2009. Im Bewirtschaftungsplan sind das deutsche Elbeeinzugsgebiet charakterisiert sowie die Grundzüge der Bewirtschaftungsplanung und Schritte zum Erreichen der Umweltziele der WRRL erläutert (FGG Elbe 2009a). Dies ist mit einer umfassenden Darstellung der Zustandsbewertung verbunden. Der Elbebericht greift auf diesen Bewirtschaftungsplan zurück, darüber hinaus erfolgt eine Fokussierung auf die zeitliche Entwicklung der dargestellten allgemeinen Parameter, der Schadstoffe und der Nährstoffe im Berichtszeitraum von 2009 bis 2012.

Neu im Elbebericht ist die Aufnahme eines wechselnden Schwerpunktthemas und seine Behandlung über die Vorgaben der WRRL hinaus. Als Schwerpunkt des vorliegenden Berichtes wurde das Thema „Nährstoffe“ gewählt. Die Belastung mit Nährstoffen ist eine der im Rahmen der Umsetzung der WRRL in der FGG Elbe identifizierten WWBF. Deshalb werden nicht nur die Daten zu N- und P-Verbindungen dargestellt, sondern auch, soweit möglich, Kausalitäten aufgezeigt. Die Darstellung reicht teilweise weiter zurück als der Berichtszeitraum und geht zur Verdeutlichung bestimmter Aussagen in wenigen Fällen auch über 2012 hinaus. Grundsätzlich erfolgt der Vergleich der Messwerte mit den im Berichtszeitraum gültigen Normen in Gesetzen und Verordnungen. Bei Bedarf wird auch auf Vergleichswerte aus anderen bundesweit abgestimmten Dokumenten, z. B. der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zurückgegriffen. Auf die novellierte OGeV von 2016 wird dann verwiesen, wenn dort wesentliche Änderungen einzelner Qualitätsnormvorgaben erfolgen und somit die vorgestellten Monitoringergebnisse in einen aktuellen Bewertungsbezug eingeordnet werden.



## 4 Entwicklungen allgemeiner Parameter und ausgewählter Qualitätskomponenten im Zeitraum 2009 bis 2012

### 4.1 Hydrometeorologische Entwicklung und Besonderheiten im Zeitraum 2009 bis 2012

Die klimatologischen Kennwerte der beispielhaft dargestellten Wetterwarten Dresden (Flughafen), Magdeburg und Hamburg (Flughafen) zeichnen sich durch deutliche Abweichungen von den langjährigen Werten der Referenzperioden aus (Tabelle 4-1). Die Jahresmittelwerte der Lufttemperatur lagen zwischen 8,1 °C (Dresden, 2010) und 10,5 °C (Magdeburg, 2011). Mit Ausnahme des Jahres 2010 war der Betrachtungszeitraum zum Teil erheblich wärmer als die Mittelwerte aus dem Zeitraum 1961 bis 1990. Dies trifft auch beim Vergleich der Jahresdurchschnittswerte 2009 bis 2012 mit dem Zeitraum 1981 bis 2010 zu. Durch die höheren Jahresmittelwerte der drei Stationen von 1981 bis 2010 ist die Abweichung jedoch nicht so deutlich. Das Jahr 2010 war um bis zu 1,3 °C kälter als im Zeitraum 1981 bis 2010.

Tabelle 4-1: Klimatologische Kennwerte der Jahre 2009 bis 2012 und Vergleich mit Referenzperioden (Datengrundlage: Temperaturtagesmittelwerte, Niederschlagstagesummen)

	Mittelwert 1961-1990*		Mittelwert 1981-2010*		2009		2010		2011		2012	
	N	T	N	T	N	T	N	T	N	T	N	T
Dresden	667	8,9	664	9,4	664	9,5	886	8,1	678	10,0	583	9,6
Magdeburg	494	8,7	520	9,5	574	10,1	754	8,5	469	10,5	443	10,0
Hamburg	770	8,6	793	9,4	752	9,8	713	8,2	715	10,0	731	9,3

\*Quelle: <http://www.dwd.de/mittelwerte>, N=Niederschlagssumme in mm, T=Jahresdurchschnittstemperatur in °C

Im Unterschied zur Temperatur weisen die Niederschlagssummen für die Jahre 2009 bis 2012 bei den ausgewählten Stationen eine größere Variabilität aus. Der niedrigste Wert liegt mit 443 mm in Magdeburg im Jahr 2012. Mit 886 mm ist die Jahresniederschlagssumme im Jahr 2010 in Dresden doppelt so hoch und in Hamburg noch um den Faktor 1,7 höher. Die Werte in den Jahren 2011 und 2012 liegen in der Regel unter den Referenzwerten der jeweiligen Station.

Das Abflussverhalten wird insbesondere durch die Niederschlagsvariabilität bestimmt. Die hydrologischen Kennwerte des Pegels Schöna, dem ersten Pegel nach der Grenze zu Tschechien, weisen 2009 bis 2012 sowohl abflussarme als auch überdurchschnittlich abflussreiche Jahre aus (Tabelle 4-2). Der höchste Durchfluss wurde im Januar 2011 mit  $2.040 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ermittelt und ist damit einer der fünf höchsten bislang aufgezeichneten Abflüsse in einer Zeitreihe von 1955 bis 2012 (Informationsplattform Undine 2016). Ein ebenso einzustufendes Hochwasserereignis wurde im Januar 2011 mit  $3.590 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  am Pegel Neu Darchau aufgezeichnet. Dies entspricht einem 25- bis 50-jährigen Ereignis (StALU WM 2011).

Das Hochwasser entwickelte sich aus einer abschmelzenden Schneedecke, die sich im Dezember 2010 aufgebaut hatte (Böhme et al. 2011). Die Abflussentwicklung an den Pegeln Schöna und Neu Darchau zeigt eine insgesamt zu erwartende ähnliche Dynamik (Abbildung 4-1).

Tabelle 4-2: Übersicht zu den hydrologische Hauptwerten der Jahre 2009 bis 2012 und Vergleich mit den langjährigen gewässerkundlichen Hauptwerten [in  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen)

Pegel Schöna (Elbe-km 2,1)						
langjährig			2009	2010	2011	2012
MNQ	103	NQ	89	93	114	113
MQ	308	MQ	298	400	304	287
MHQ	1.300	HQ	1.120	1.300	2.040	1.080
Pegel Neu Darchau (Elbe-km 536,4)						
langjährig			2009	2010	2011	2012
MNQ	272	NQ	215	269	322	268
MQ	708	MQ	636	986	833	686
MHQ	2.040	HQ	1.940	2.140	3.590	1.800

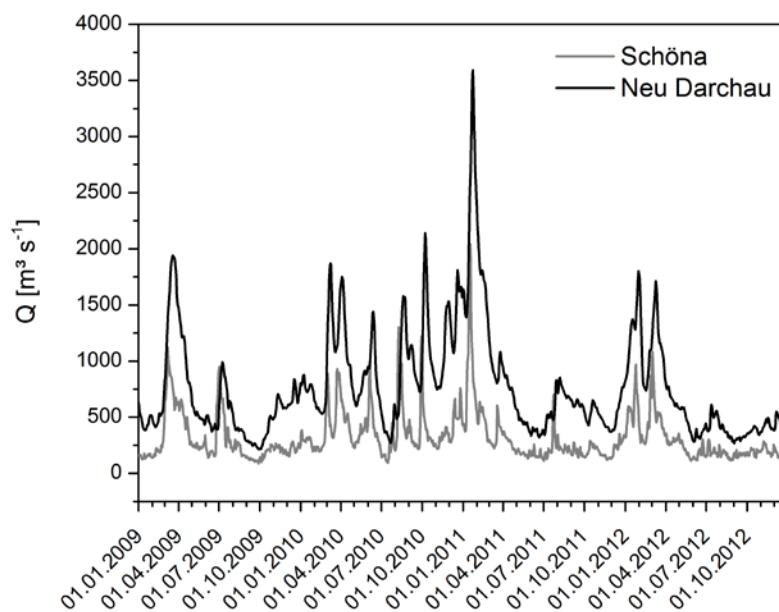


Abbildung 4-1: Abflussentwicklung an den Pegeln Schöna und Neu Darchau von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen)

Auch die Abflüsse der großen Nebenflüsse der Elbe im deutschen Teil des Einzugsgebietes spiegeln diese Dynamik wider (Abbildung 4-2). Für die Schwarze Elster, die Mulde, die Saale und die Havel sind die Hochwassersituationen erkennbar, insbesondere im Januar 2011. Dabei weist die Havel aufgrund der vielen durchflossenen Seen eine ausgeglichene Dynamik aus.

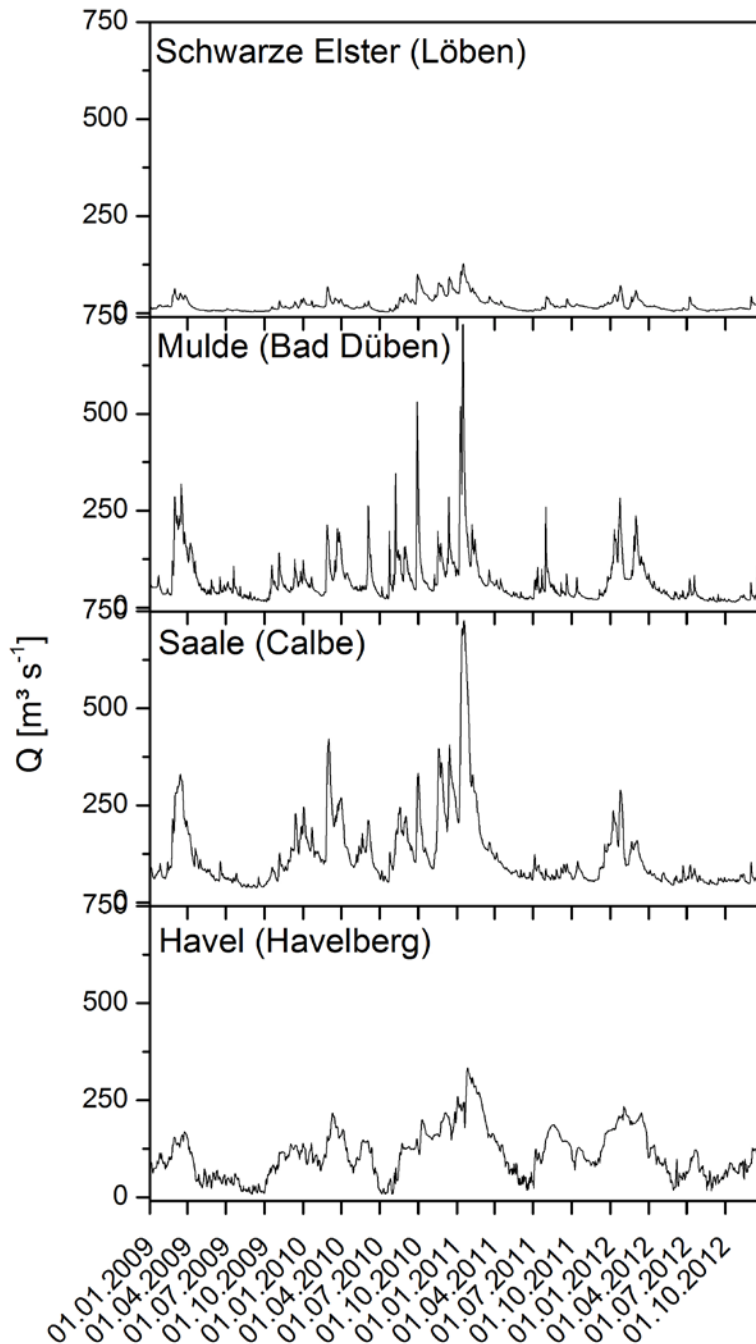


Abbildung 4-2: Abflussentwicklung der wichtigen Elbenebenflüsse von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen)

In der Tideelbe, deren Grenze zur Binnenelbe durch das Wehr Geesthacht markiert wird, verringert sich der Einfluss des Oberwasserabflusses und wird durch die Tidedynamik abgelöst (Abbildung 4-3). Im Betrachtungszeitraum gab es insgesamt 20 Tage, an denen das Tidehochwasser die Sturmflutmarke überschritt. Zwölf dieser über 850 cm Pegelnormalpunkt liegenden Tidescheitelwasserstände lagen zwischen November 2011 und Januar 2012. Ursache waren Sturmtiefs, die vom Ostatlantik nach Skandinavien zogen und zum Teil Orkanstärke aus westlichen Richtungen erreichten.



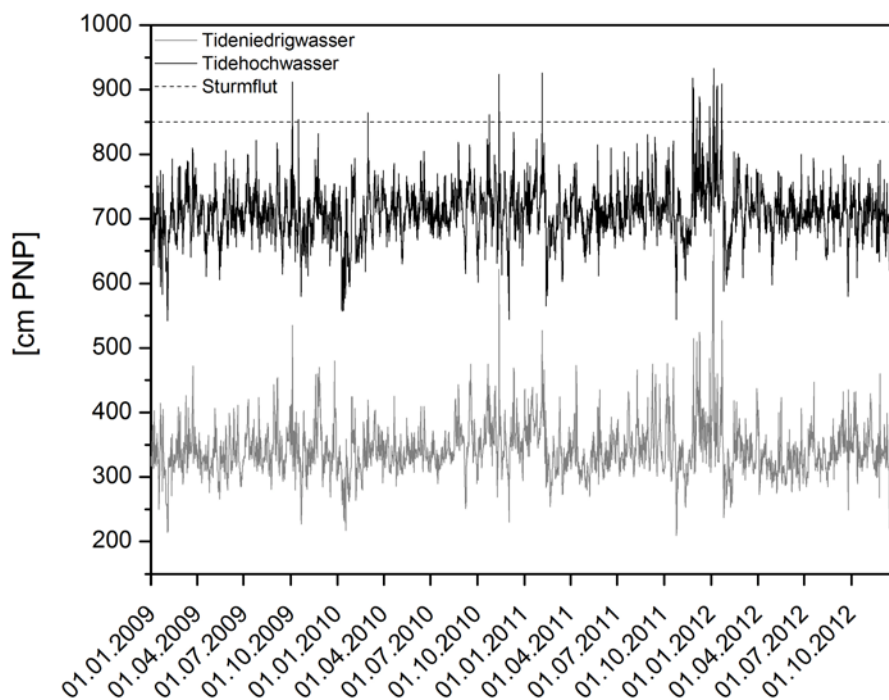


Abbildung 4-3: Entwicklung des Tidescheitel (Messstelle St. Pauli) im Tideelbereich (Datengrundlage: Tidescheitel aus kontinuierlichen Messungen)

#### **BOX 1**

Drei der vier Jahre im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 waren überdurchschnittlich warm, nur das Jahr 2010 war relativ kalt. Im Jahr 2011 trat ein Hochwasser in der Elbe und den wichtigen Nebenflüssen infolge der Schneeschmelzdynamik auf. Im Winter 2011/2012 gab es im Tideelbereich eine Aufeinanderfolge mehrerer Sturmfluten.



## 4.2 Allgemeine und physikalisch-chemische Parameter

### 4.2.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert

Die Wassertemperatur ist eine der wichtigsten Steuergrößen in Gewässerökosystemen. Im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 liegen die Jahresdurchschnittstemperatur und die maximale Temperatur bei den automatischen Messstationen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft im Bereich der langjährigen Messwerte (Tabelle 4-3). Die Jahresmittelwerte bewegen sich zwischen 11,1 °C in Seemannshöft (2010) und 12,4 °C in Schmilka (2009). Mit wenigen Ausnahmen liegen die Jahresdurchschnittstemperaturen an den drei Messstellen bis zu 2,1 °C über den langjährigen Mittelwerten und bestätigen damit auch den Trend bei den klimatologischen Parametern. Obwohl das Jahr 2010 von der Lufttemperatur kühler als der langjährige Durchschnitt war, trat an der Messstelle Schnackenburg mit 27,2 °C ein neuer Höchstwert der Tagesmitteltemperatur auf. Im Januar 2009, Januar 2010 und Februar 2012 kam es zu starkem Eisgang auf der Mittleren Elbe, der vereinzelt zum Ausfall automatischer Messstationen führte. Darüber hinaus kam es auch zu Sperrungen für die Schifffahrt.

*Tabelle 4-3: Durchschnittswerte und maximaler Tagesmittelwert (Max.) der Wassertemperatur im Referenzzeitraum für die Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft [in °C] (Datengrundlage: Tagesmittelwerte und Tagesmaximum aus kontinuierlichen Messungen)*

		2009	2010	2011	2012
<b>Schmilka</b>	Ø 11,8 (1994-2012)	11,9	10,9	12,4	12,3
	Max. 27,2	22,1	25,8	22,6	23,3
<b>Schnackenburg</b>	Ø 11,4 (1990-2012)	12,5	11,7	11,9	11,8
	Max. 27,2	23,6	27,2	23,4	24,4
<b>Seemannshöft</b>	Ø 11,9 (1990-2012)	12,3	11,1	11,7	11,7
	Max 26,5	23,2	25,6	21,5	22,0

Die Medianwerte der Sauerstoffkonzentration liegen für die drei ausgewählten Messstellen zwischen 9,2 und 12,4 mg l<sup>-1</sup>. Abbildung 4-4 verdeutlicht die hohe Variabilität der Messwerte im Jahresgang. Die niedrigsten Werte liegen bei ca. 2 mg l<sup>-1</sup> im Juli 2011 in Seemannshöft, und der höchste Wert tritt mit einem Tagesmaximum von 19,7 mg l<sup>-1</sup> in Schnackenburg Ende Juni 2011 auf. Im Vergleich zu Schnackenburg sind die jahreszeitlichen Verläufe in Schmilka klar ausgeprägt. Die Sauerstoffgehalte erreichen im Sommer generell hohe Werte. Im Frühjahr und Frühsommer liegen die Sauerstofftagesmaxima photosynthesebedingt um bis zu 5 mg l<sup>-1</sup> über den Tagesminima. Auffallend in Schnackenburg ist in den Jahren 2009 und 2010 darüber hinaus auch das Auftreten von kürzeren Perioden mit relativ geringen Sauerstoffkonzentrationen im Sommer, die auch an weiteren, hier nicht gezeigten

Messstellen im Elbestrom, aufgezeichnet werden. Diese Situationen fallen mit einer Verringerung des pH-Wertes und der Chlorophyll-a-Konzentration zusammen (vgl. Kap. 4.2.2). An der Messstelle Seemannshöft weicht die zeitliche Entwicklung der Sauerstoffkonzentration von denen der Messstellen im Binnenbereich des Elbestroms deutlich ab. Dies liegt vor allem an der geringeren Tagesamplitude als auch den zum Teil sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen im Sommer. Mit zunehmender Erwärmung bildet sich im Mündungstrichter der Elbe in der Vegetationsperiode ein „Sauerstofftal“ aus, das im Hochsommer den kritischen Wert von  $3 \text{ mg l}^{-1}$  Sauerstoff teilweise unterschreitet. Wanderwillige Fische können diesen Bereich nicht mehr oder nur noch zum Teil durchschwimmen. Neben hydromorphologischen Veränderungen durch wasserbauliche Eingriffe ist die Sekundärverschmutzung durch abgestorbene Algen, die sich aufgrund einer übermäßigen Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet oberhalb des Wehres Geesthacht massenhaft in der Oberen und Mittleren Elbe entwickeln können, eine weitere wichtige Einflussgröße bei der Ausprägung des Sauerstofftals.

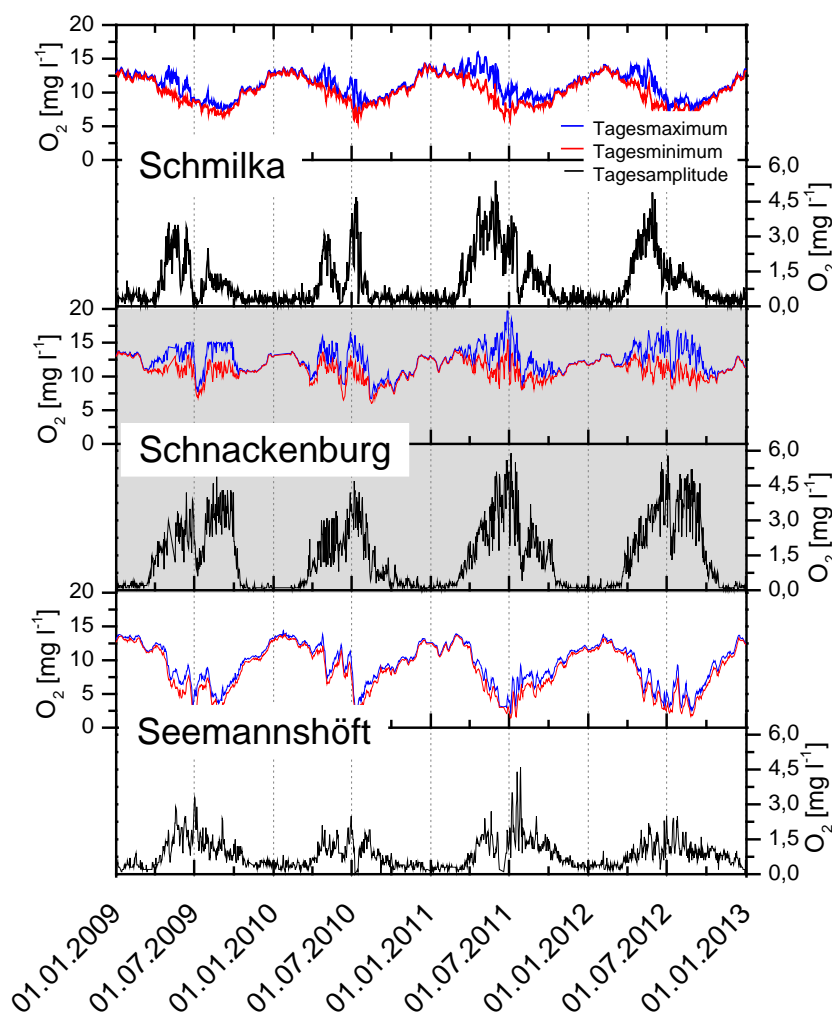


Abbildung 4-4: Entwicklung der Sauerstoffkonzentration und Tagesamplitude an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Werte aus kontinuierlichen Messungen)



Tabelle 4-4 stellt die Dynamik der pH-Werte im Berichtszeitraum dar, die im Tagesminimum bei wenig über 7 und im Tagesmaximum bei über 9 liegen. Sie liegen damit in den Wertebereichen der Vorjahre und variieren im Elbelängsprofil nur wenig. Während im Winterhalbjahr die Tagesamplitude sehr gering ist, kann diese im Sommerhalbjahr bei bis zu 1 liegen. Der tageszeitliche Wechsel von Produktion und Respiration der Algen führt in der Vegetationsperiode zu dieser Variabilität, die sich auch in der zeitgleich auftretenden Sauerstoffdynamik widerspiegelt. Die hohen sommerlichen pH-Werte überschreiten zum Teil die optimalen Werte für Fische. In Kombination mit den hohen Sauerstoffsättigungen bzw. -übersättigungen sind die in der Elbe vorherrschenden pH-Werte als Anzeiger für eine hohe Trophie und damit der Eutrophierungsproblematik anzusehen (Eckartz-Vreden et al. 2015).

*Tabelle 4-4: Statistische Kenngrößen der pH-Werte an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Tagesminimum und -maximum aus kontinuierlichen Messungen)*

		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	Tagesminimum	7,74	0,31592	7	7,7	9
	Tagesmaximum	7,94	0,46777	7,3	7,7	9,5
	Tagesamplitude	0,20	0,22570	0	0,1	1
Schnackenburg	Tagesminimum	8,15	0,42399	7,2	8	9,2
	Tagesmaximum	8,32	0,52074	7,3	8,1	9,4
	Tagesamplitude	0,17	0,15577	0	0,1	0,8
Seemannshöft	Tagesminimum	7,86	0,27689	7,2	7,8	8,9
	Tagesmaximum	8,00	0,32156	7,2	7,9	9,2
	Tagesamplitude	0,14	0,12412	0	0,1	0,8

### **BOX 2**

*Die beobachteten Wassertemperaturen in der Elbe liegen im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 über dem langjährigen Durchschnitt. Im Jahr 2010 wurde in Schnackenburg ein neuer Höchstwert gemessen.*

*Die Sauerstoffkonzentrationen weisen eine hohe Saisonalität auf. Photosynthesebedingt kommt es in der Vegetationsperiode zu Tag-Nacht-Rhythmen und einer zeitweisen Sauerstoffübersättigung. In der Tideelbe bildet sich im Sommer ein „Sauerstofftal“ aus, mit für Fische kritisch niedrigen Werten. Die pH-Werte im Elbestrom erreichen im Sommerhalbjahr zum Teil kritisch hohe Werte für aquatische Lebensgemeinschaften.*



#### 4.2.2 Chlorophyll-a

Die Konzentration von Chlorophyll-a (Chl-a) ist ein Indikator für die Phytoplanktonbiomasse in der Elbe. Im Berichtszeitraum werden in Schmilka sommerliche Höchstwerte von über  $150 \mu\text{g l}^{-1}$  erreicht. In Schnackenburg werden im Sommer Werte von nahezu  $300 \mu\text{g l}^{-1}$  gemessen (Abbildung 4-5). Die Konzentration nimmt stromab bis Zollenspieker bei Hamburg weiter zu. An der Messstelle Seemannshöft werden deutlich geringere Konzentrationen von Chl-a festgestellt. Im Vergleich z. B. mit dem Rhein liegen die sommerlichen Werte in der Elbe in einzelnen Jahren zum Teil um den Faktor zehn höher, trotz vergleichbarer Abnahme der Nährstoffkonzentrationen seit den 1990er Jahren (Hardenbicker et al. 2014). Fischer (2015) diskutiert, dass neben abiotischen Faktoren, wie der Aufenthaltszeit des Phytoplanktons im Gewässersystem oder Licht- und Nährstoffverhältnissen auch der Fraßdruck auf die Algenpopulationen (Grazing) eine wichtige Rolle spielt. Die Entwicklung des Phytoplanktons wird wesentlich durch die Dynamik des Phytobenthos in den Nebenflüssen und im tschechischen Teil des Elbeinzugsgebietes beeinflusst. Dementsprechend stellen die Diatomeen als relevante Phytobenthosgruppe den größten Teil der Biomasse im Elbestrom dar. In der langfristigen Entwicklung der Chl-a-Konzentration ist auch die nachhaltige Störung des Ökosystems durch die toxische Wirkung der Schadstoffeinträge bis in die 1990er Jahre zu berücksichtigen, so dass ein Vergleich mit ursprünglichen Bedingungen erschwert ist.

Im Verlaufe des Elbestroms von Schmilka bis Zollenspieker erhöht sich die sommerliche Chl-a-Konzentration. Es kommt aber auch zum Teil zu einem Einbruch der Chl-a-Konzentration im Früh- als auch im Hochsommer und einem darauf folgenden Wiederanstieg auf ähnlich hohe Konzentrationswerte. Dieses Verhalten ist auf eine Verminderung der Anteile von Diatomeen zurückzuführen, die nur in geringem Umfang durch Grünalgen ersetzt werden; gleichzeitig geht die Sauerstoff-Tagesamplitude als Folge der verminderten Primärproduktion auf nahezu null zurück. Auch das zweite Konzentrationsmaximum wird von Diatomeen dominiert. Diese Unterteilung in zwei Algenblüten im Frühling und Sommer mit einem dazwischenliegenden „Klarwasserstadium“ ist aus Seen bekannt und für die Elbe bereits bei Pusch und Fischer (2006) ohne Erklärungsansatz beschrieben. Die Ausprägung der Frühjahrsalgenblüte ist durch abiotische Faktoren gesteuert, zu denen als wichtigster die Abflussentwicklung zählt (Hardenbicker et al. 2014).

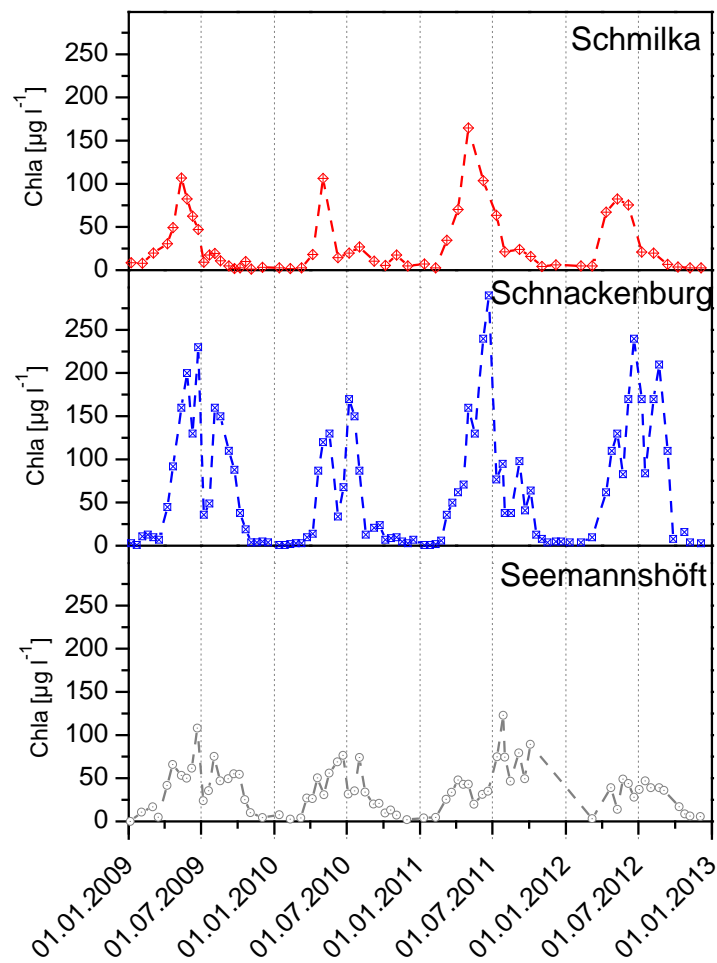


Abbildung 4-5: Chlorophyll-a-Konzentrationen an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: Schmilka und Seemannshöft monatliche Einzelproben, Schnackenburg zweiwöchige Einzelproben)

### BOX 3

Die Chlorophyll-a-Konzentration im Elbestrom ist mit Werten bis zu  $300 \mu\text{g l}^{-1}$  sehr hoch und nimmt im Stromverlauf bis Hamburg zu. Die Algenblüte ist in zwei Phasen mit Spitzen im Frühjahr und Sommer unterteilt.



## 4.3 Schadstoffe

### 4.3.1 Prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe

Die prioritären Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe, die ein erhebliches Risiko für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit darstellen, sind in Anlage 7 der OGewV (2011) aufgeführt. Dazu gehören vor allem Schwermetalle, Pestizide und Industriechemikalien. Die für diese Stoffe festgelegten UQN sind Grenzwerte und dienen der europaweit harmonisierten Einstufung des chemischen Zustands von Oberflächenwasserkörpern. Wird eine UQN überschritten, ist der chemische Zustand als „nicht gut“ einzustufen. Im Berichtszeitraum werden 13 der prioritären Stoffe als prioritär gefährliche Stoffe klassifiziert, die besonders toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind (Tabelle 4-5, vgl. auch Gesamtaufstellung im Anhang 1). Für diese Stoffe besteht das Ziel einer Beendigung oder schrittweisen Einstellung von Einleitung/Emission und Verlusten. Für die Einstufung des chemischen Zustands wurden die UQN für Biota noch nicht berücksichtigt. Weitergehende Informationen zu sedimentgebundenen Stoffen sind im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe aufgeführt (FGG Elbe 2013).

Die Zusammenstellung der Ergebnisse für die prioritären Stoffe an den Messstellen Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg und Seemannshöft für den Berichtszeitraum zeigt, dass der größte Teil der Werte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze<sup>1</sup> oder unterhalb der UQN liegt. Bei den bromierten Diphenylethern und Chlorpyrifos liegen die Bestimmungsgrenzen zum Teil über den Werten der UQN, die in diesen Fällen als eingehalten gilt. Überschreitungen der UQN treten für alle ausgewählten Messstellen für die Summe aus Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren auf. Als Produkte einer unvollständigen Verbrennung von Kraftstoffen oder Hausbrand kommen diese Stoffe überall vor und lassen sich nicht eindeutig einer Punktquelle zuordnen. Ausnahmen sind Altlasten im Bereich von Kokereien und Gaswerken. Dominantes Herkunftsgebiet für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind urbane Systeme (FGG Elbe 2015). Überschreitungen der UQN treten auch bei den als prioritär eingestuften Tributylzinn-Verbindungen auf, so u. a. deutlich an der Messstelle Seemannshöft. Diese organischen Zinnverbindungen sind hochtoxisch und wurden in der Vergangenheit für Antifouling-Anstriche und als Biozide in Holzschutzmitteln, Ausrüstungstextilien und Silikondichtmassen eingesetzt (UBA 2003). Eine Freisetzung aus diesen Produkten ist auch in den kommenden Jahren noch zu erwarten.

---

<sup>1</sup> Die Bestimmungsgrenze ist die kleinste Konzentration eines zu analysierenden Stoffes, die quantitativ mit einer festgelegten Präzision bestimmt werden kann. Erst oberhalb der Bestimmungsgrenze werden quantitative Analyseergebnisse angegeben.



Tabelle 4-5: Liste prioritär gefährlicher Stoffe und UQN (UQN in  $\mu\text{g l}^{-1}$ ); Biota-UQN wurden bei den Auswertungen nicht berücksichtigt.

	JD <sup>1</sup> -UQN ohne Übergangsgewässer	JD-UQN Übergangsgewässer	ZHK <sup>2</sup> -UQN ohne Übergangsgewässer	ZHK-UQN Übergangsgewässer	Biota-UQN (Nassgewicht)
Anthracen	0,1	0,1	0,4	0,4	-
Bromierte Diphenylether	0,0005	0,0002	-	-	-
Cadmium und Verbindungen	≤ 0,08 bis 0,25 je nach Wasserhärte	0,2	≤ 0,45 bis 1,5 je nach Wasserhärte	≤ 0,45 bis 1,5 je nach Wasserhärte	-
C10-13-Chloralkane	0,4	0,4	1,4	1,4	-
Endosulfan	0,005	0,0005	0,01	0,004	-
Hexachlorbenzol	0,01	0,01	0,05	0,05	10
Hexachlorbutadien	0,1	0,1	0,6	0,6	55
HCH	0,02	0,002	0,04	0,02	-
Quecksilber und Verbindungen	0,05	0,05	0,07	0,07	20
Nonylphenol	0,3	0,3	2	2	-
Pentachlorbenzol	0,007	0,0007	-	-	-
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyren	0,05	0,05	0,1	0,1	-
Benzo(b)fluoranthren	Σ = 0,03	Σ = 0,03	-	-	-
Benzo(k)fluoranthren					
Benzo(g,h,i)perylen	Σ = 0,002	Σ = 0,002	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren					
Tributylzinnverbindungen	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	-

<sup>1</sup> JD = Jahresdurchschnitt; <sup>2</sup> ZHK = Zulässige Höchstkonzentration

Folgende Seite:

Tabelle 4-6: Zusammenstellung prioritäre Stoffe und bestimmte andere Stoffe (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)

Legende zur Tabelle 4-6:

k. Q.	keine UQN
	keine Werte im FIS
u. B.	alle Werte unter BG
B > Q	BG > UQN
	Werte < UQN
	Werte 1 - 2 UQN
	Werte > 2 UQN
*	Messstelle Grauerort für PAK
	Überschreitung OGewV-2016





	Schmilka								Magdeburg								Schnackenburg								Seemannshöft*								
	2009		2010		2011		2012		2009		2010		2011		2012		2009		2010		2011		2012		2009		2010		2011		2012		
	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD	ZHK	JD
Alachlor	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.							u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
Anthracen																		u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
Atrazin								u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
Benzol																	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
bromierte Diphenylether	B>Q	k.Q.						B>Q	k.Q.							B>Q	k.Q.							k.Q.									
Cadmium	u.B.	u.B.			u.B.	u.B.	u.B.	u.B.								u.B.	u.B.																
C10-C13 Chloralkane										u.B.	u.B.	u.B.	u.B.																				
Chlorfenvinphos	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.			
Chlorpyrifos(-ethyl)								u.B.	u.B.								u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	B>Q		B>Q		u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
1,2-Dichlorethan	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Dichlormethan	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
bis(2-Ethylhexyl)phthalat (DEHP)		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Diuron																u.B.	u.B.																
Endosulfan (Summe)	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.							u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
Fluoranthen																								u.B.	u.B.								
Hexachlorbenzol																																	
Hexachlorbutadien	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.							u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.			u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.			
HCH (Summe)	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.																		
Isoproturon																																	
Blei		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	k.Q.		
Quecksilber																																	
Naphthalen		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	k.Q.		
Nickel		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	k.Q.		
Nonylphenol	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.				u.B.	u.B.															u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
Octylphenol	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Pentachlorbenzol	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.			
Pentachlorphenol	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.								u.B.	u.B.							u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.			
PAK-Benzo(a)pyren																								u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.		
PAK-Benzo(b)fluoranthen + Benzo(k)fluoranthen		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.			
PAK-Benzo(g,h,i)perylene + Indeno(1,2,3-cd)pyren		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.			
Simazin	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.					u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.			
TBT-Kation								B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q			B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q	B>Q			
Trichlorbenzene (Summe)	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.							u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.			
Trichlormethan		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Trifluralin		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Tetrachlorkohlenstoff	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Cyclodiene (Summe)	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
DDT (Summe)		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.			
p',p'-DDT		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.			
Tetrachlorethylen		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Trichlorethylen		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.		k.Q.		k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.	u.B.	k.Q.			
Nitrat		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.		k.Q.			



Die Summenwerte aus Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren schwanken für die ausgewählten Messstellen im Elbestrom zwischen  $0,051 \mu\text{g l}^{-1}$  am 12.01.2011 in Schmilka und Werten unter der BG. Ca. 15% der Analyseergebnisse liegen unterhalb der BG (Abbildung 4-6). Mit Ausnahme der Saale in den Jahren 2010 bis 2012 ist die Belastung in den Nebenflüssen gering und in der Regel unterhalb der UQN. In Mulde und Havel wird der JD-Wert der UQN jedoch im Jahr 2012 überschritten. Die deutliche Variabilität und vor allem die Spitzenbelastungen sind mit hohen Abflüssen verbunden und verdeutlichen den sedimentgebundenen Charakter der Schadstoffe bzw. deren Remobilisierungspotenzial bei höheren Abflüssen (FGG Elbe 2013).

Die Konzentration der Tributylzinnverbindungen überschreitet für die Messstelle Seemannshöft sowohl die UQN für den JD als auch sehr häufig die zulässige Höchstkonzentration. Im Berichtszeitraum liegen Werte bis  $0,0068 \mu\text{g l}^{-1}$  vor. Abbildung 4-7 verdeutlicht für einen Zeitraum von 2007 bis einschließlich 2014 die abnehmende Tendenz und belegt damit die Wirksamkeit der starken Nutzungseinschränkung und des Verbotes in Verbraucherprodukten seit 2010.

Obwohl HCH an den ausgewählten Messstellen des Elbestroms selbst keine Überschreitung der UQN aufweist, handelt es sich um einen kritischen Schadstoff, der bei der Bewertung des chemischen Zustands für den ersten Bewirtschaftungszeitraum insgesamt zu einer Zielverfehlung geführt hat (FGG Elbe 2010). Überschreitungen der UQN für den JD für die Summe der CH-Isomere<sup>2</sup> treten 2009 und 2011 in der Mulde auf. Die zulässige Höchstkonzentration von  $0,04 \mu\text{g l}^{-1}$  wird bei zwei Probenahmen im Berichtszeitraum an der Messstelle Dessau (Mulde) überschritten (Abbildung 4-8).  $\gamma$ -HCH war als „Lindan“ das meistverwendete Insektizid in der DDR und wurde bis 1990 in der Region Bitterfeld hergestellt. Andere Isomere entstanden als Produktionsrückstände (UBA 2016). Der Eintrag von HCH aus Altlasten kann sich vor allem nach Hochwasserereignissen auf die Fische auswirken. So wies das UBA für Brassen in der Mulde in den zwei Jahren nach dem Hochwasser 2002 Gehalte über den zulässigen Werten der Rückstands-Höchstmengen-Verordnung nach. Nach 2004 bis 2009 sanken die Belastungswerte kontinuierlich und wurden für 2009 als „unauffällig“ eingestuft (UBA 2010).

---

<sup>2</sup> Isomere sind chemische Verbindungen, die aus der gleichen Zahl gleicher Atome bestehen, sich jedoch in der Art der Verknüpfung bzw. in der räumlichen Anordnung der Atome/Atomgruppen im Molekül unterscheiden und so zu unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften führt.

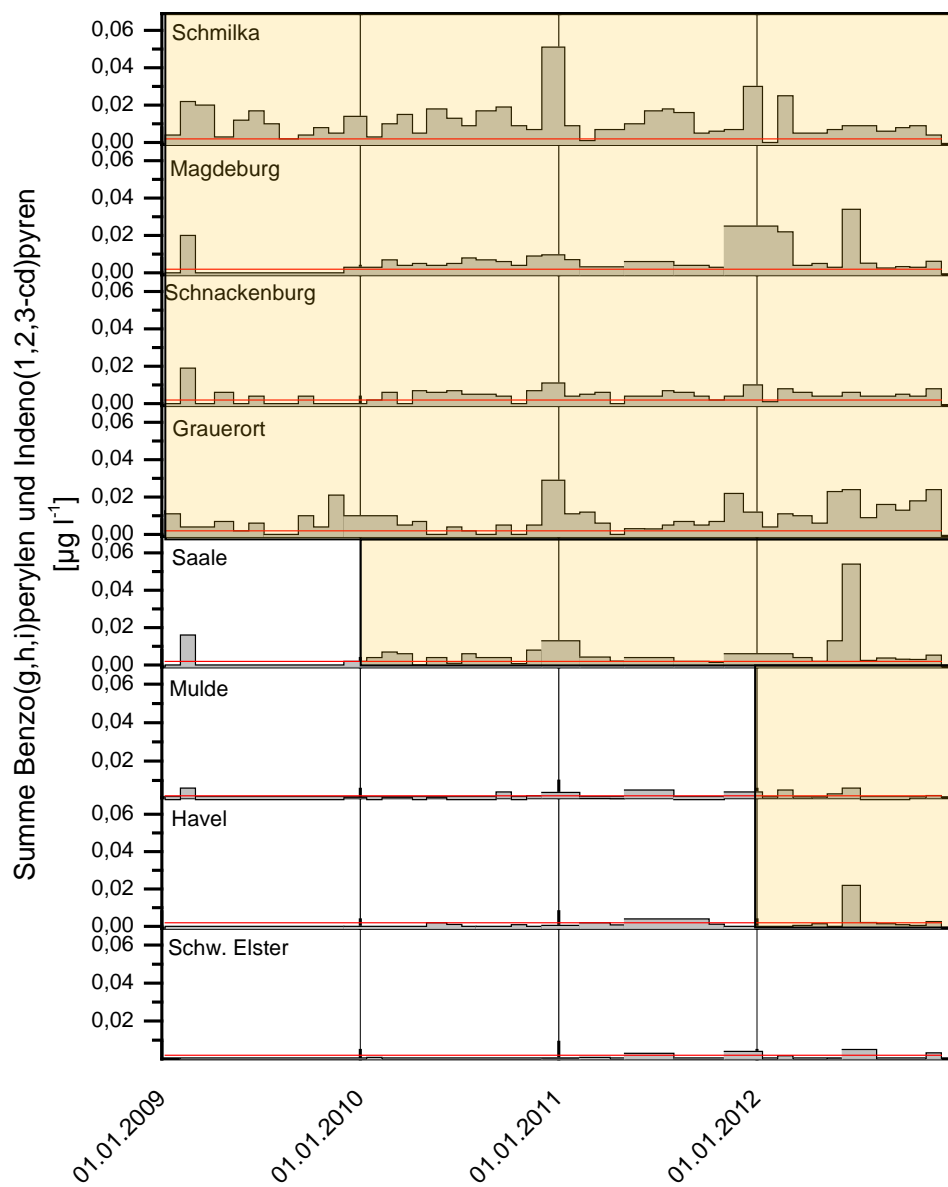


Abbildung 4-6: Summe Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren; JD-UQN 0,002 µg l<sup>-1</sup>, farblich unterlegt sind die Jahre mit Überschreitungen der JD-UQN (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)

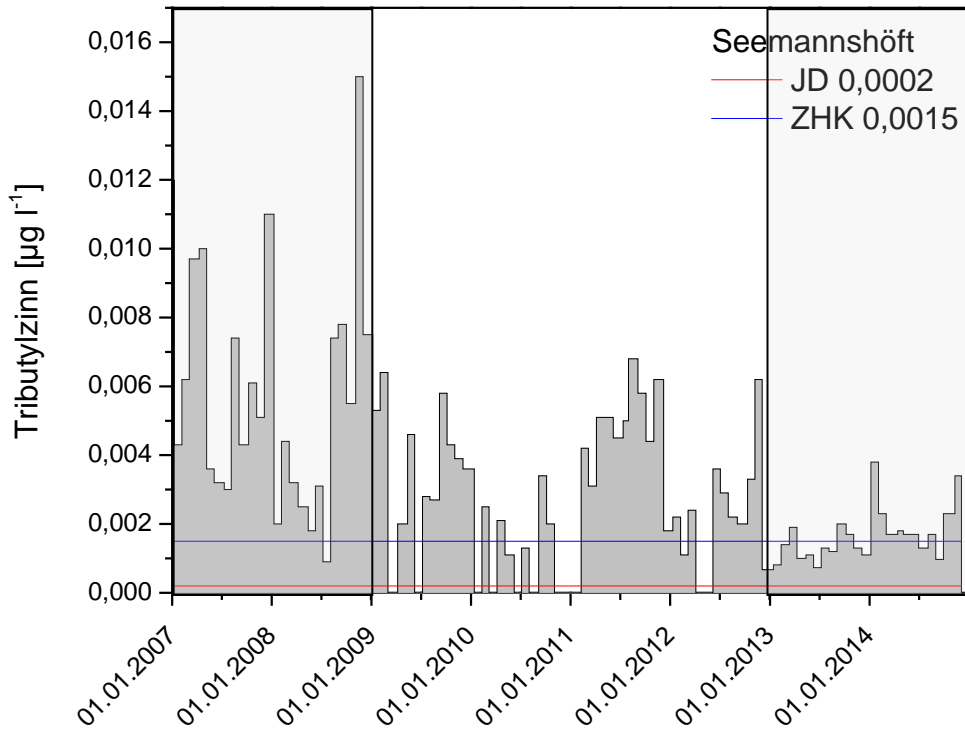


Abbildung 4-7: Entwicklung der Tributylzinnverbindungen an der Messstelle Seemannshöft von 2007 bis 2014, grau unterlegt sind die Jahre vor und nach dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)

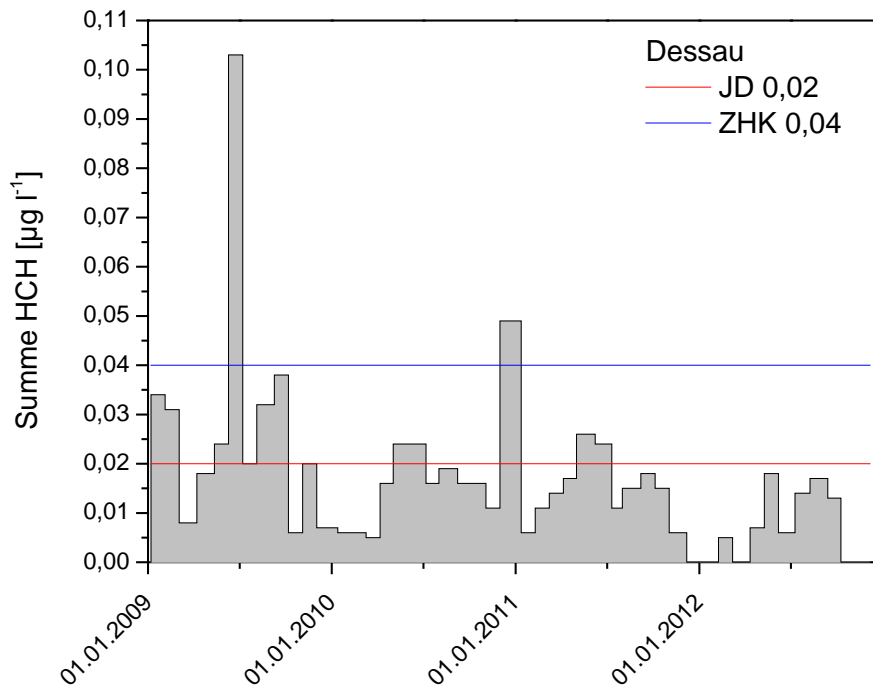


Abbildung 4-8: Entwicklung der Summe der HCH-Verbindungen an der Messstelle Dessau (Mulde) von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)



#### **BOX 4**

*Die prioritären Stoffe und die bestimmten anderen Schadstoffe gemäß OGeV umfassen vor allem Schwermetalle, Pestizide und Industriechemikalien. Überschreitungen der UQN treten bei der Summe aus Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren an allen ausgewählten Messstellen auf. Hohe Konzentrationen gehen vor allem mit sedimentmobilisierenden erhöhten Abflüssen einher. Tributylzinnverbindungen weisen eine UQN-Überschreitung sowohl beim Jahresdurchschnitt als auch bei der zulässigen Höchstkonzentration an der Messstelle Seemannshöft auf. Die Konzentrationen dieser Verbindungen sind jedoch deutlich rückläufig. Erhöhte HCH-Werte wurden nur in der Mulde nachgewiesen.*



#### 4.3.2 Flussgebietsspezifische Schadstoffe

Bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen handelt es sich um eine national abgestimmte Liste von Stoffen, die in signifikanten Konzentrationen an repräsentativen Oberflächenwasserkörpermessstellen nachgewiesen werden. Diese Liste wird regelmäßig überprüft und aktualisiert. Bei Überschreitung einer UQN dieser synthetischen oder nichtsynthetischen Schadstoffe ist der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial höchstens als „mäßig“ einzustufen. Die für den Berichtszeitraum geltende OGewV von 2011 listet in einer Anlage 162 Stoffe auf (vgl. Anlage 2). Die Bewertung der UQN erfolgt in der Wasserphase und/oder im Schwebstoff bzw. Sediment. Insbesondere bei der Probenahme und der Auswahl der Korngrößenfraktion für die Analytik von Schwebstoffen bzw. Sedimenten ist während des Berichtszeitraums eine Anpassung vorgenommen worden. Deshalb ist zur Vergleichbarkeit mit den Elbeberichten bis einschließlich 2008, sofern möglich, auch die Korngrößenfraktion < 2 mm angegeben, zusätzlich zu der ab 2011 vorgegebenen Fraktion < 63 µm.

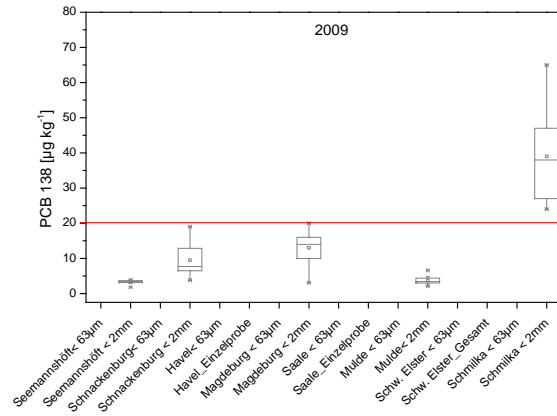
Von den 162 Stoffen, die insgesamt betrachtet werden, sind im Berichtszeitraum für den Elbestrom nur wenige von Relevanz. Dazu zählen vor allem Kongenere der PCB<sup>3</sup>. PCBs sind persistente, krebserregende organische Verbindungen, die bis in die 1980er Jahre in Elektrobauteilen, Lacken, Anstrichstoffen, Dichtungs- und Isoliermaterialien oder Kunststoffen eingesetzt wurden. Seit 2001 ist die Herstellung und der Einsatz von PCB weltweit verboten (Stockholmer Übereinkommen 2001). In der Elbe treten 2009 bis 2012 für die Kongenere 138, 153 und 180 erhöhte Konzentrationen und Überschreitungen der UQN auf, insbesondere in Schmilka (Abbildung 4-9). 2009 liegen hier die Mittelwerte bei der Korngrößenfraktion < 2 mm mit ungefähr 40 µg kg<sup>-1</sup> (PCB 138, 153) bzw. 30 µg kg<sup>-1</sup> (PCB 180) um das eineinhalb- bis zweifache über der UQN, nehmen aber im Berichtszeitraum kontinuierlich ab. Während sie 2010 noch in der Größenordnung der UQN liegen, sind diese in 2011 und 2012 nur noch bei einzelnen Proben überschritten. Die Messstellen weiter stromab und in den Mündungsbereichen der wichtigen Nebenflüsse weisen keine Überschreitung auf. Auch an den Messstellen Magdeburg und Schnackenburg sind abnehmende PCB-Konzentrationen zu verzeichnen.

*Abbildung 4-9 - Folgende Seite: Konzentrationswerte für PCB 138, 158 und 180 von 2009 bis 2012 in unterschiedlichen Kornfraktionen (Datengrundlage: Monatsmischproben aus Absetzbecken für Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg, Seemannshöft und Mulde, monatliche Einzelproben aus Zentrifugenuntersuchungen für Schw. Elster, Saale, Havel)*

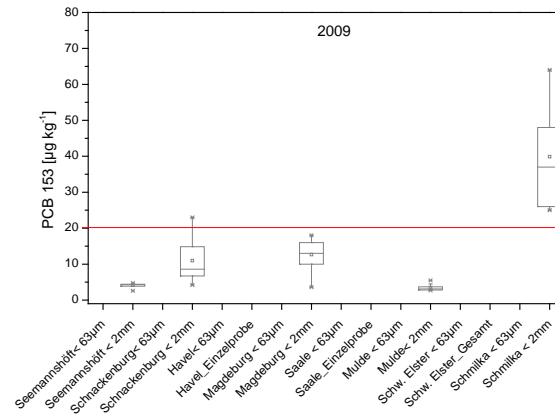
<sup>3</sup> PCB sind chlorierte Kohlenwasserstoffe, deren einheitliches Grundgerüst ähnlich wie das der Dioxine aufgebaut ist. Insgesamt gibt es 209 mögliche Verbindungen (Kongenere). 12 Kongenere werden als dioxinähnliche PCB bezeichnet, die eine den Dioxinen ähnliche räumliche und elektronische Struktur haben. Die giftigste dioxinähnliche Wirkung zeigt das PCB 126 (UBA 2017: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dioxine-dioxinahnliche-pcb-in-umwelt-nahrungsketten>).



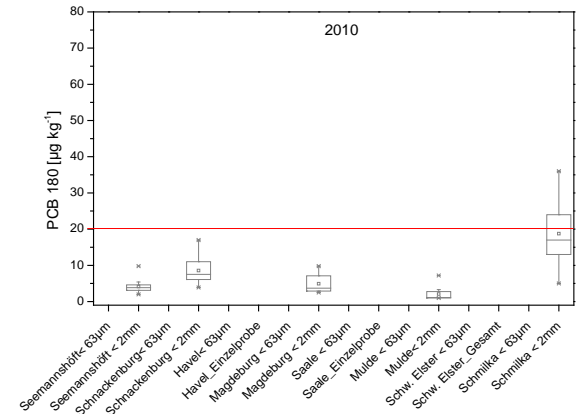
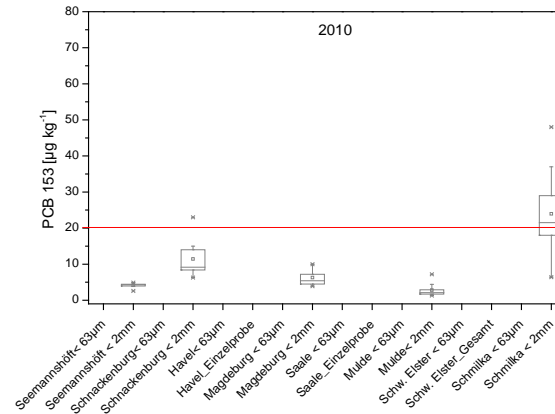
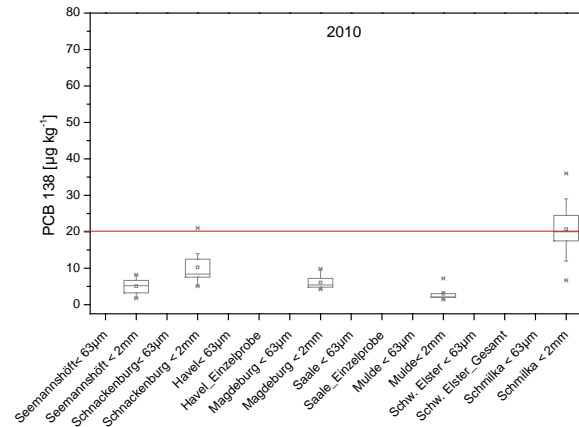
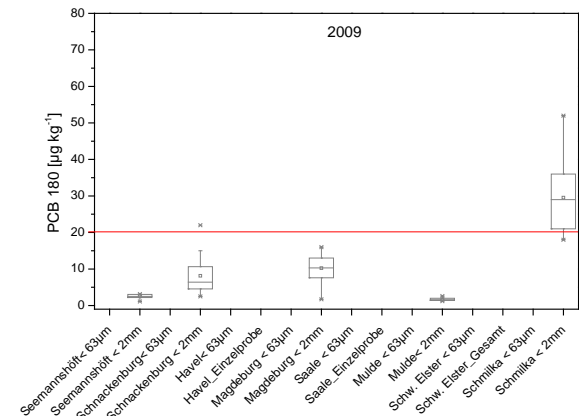
### PCB 138



### PCB 153

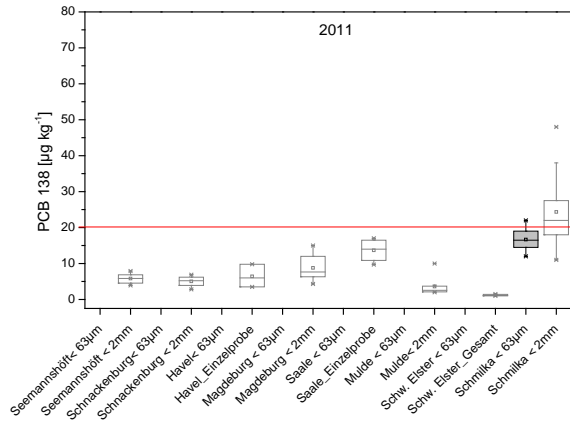


### PCB 180

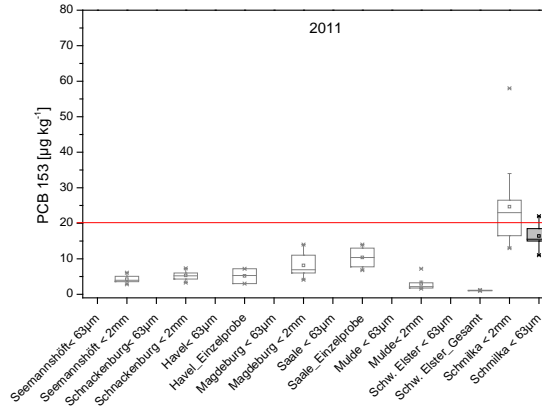




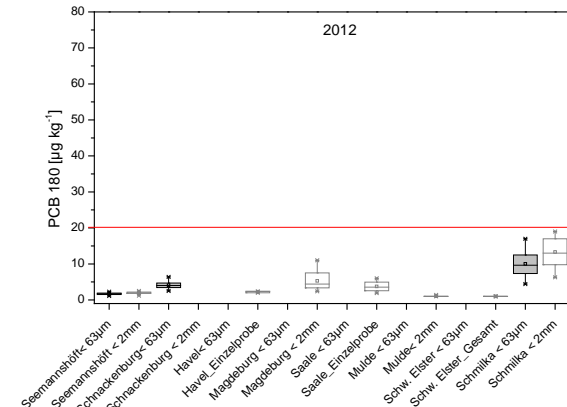
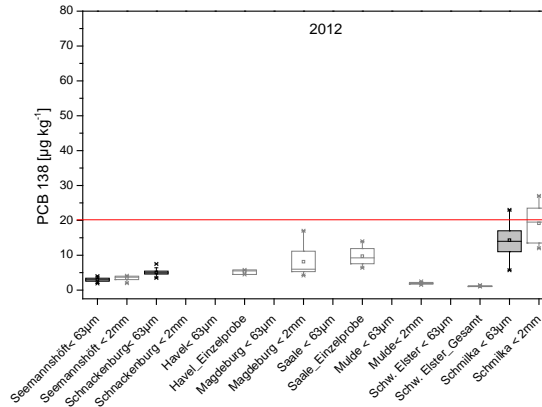
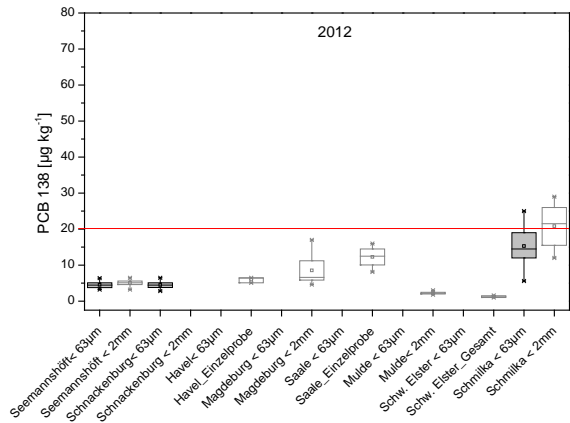
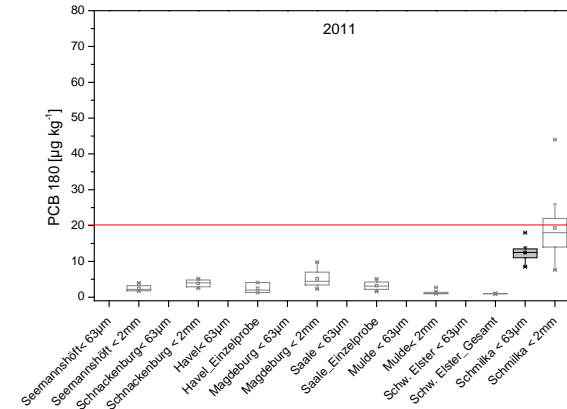
### PCB 138



### PCB 153



### PCB 180



Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mittel





Neben den PCBs treten UQN-Überschreitungen bei Arsen und Zink im Elbestrom oder in den großen Nebenflüssen auf (Abbildung 4-10). Generell bewegen sich hier die Mittelwerte der Konzentrationen für das Metalloid Arsen im Bereich der UQN oder darunter. Zwischen 2009 und 2012 ist eine leicht abnehmende Tendenz erkennbar. Eine Ausnahme bildet die Mulde, die im Mündungsbereich zur Elbe deutliche Überschreitungen der UQN in allen Jahren sowohl in der Korngrößenfraktion  $< 20 \mu\text{m}$  als auch in der Fraktion  $< 63 \mu\text{m}$  aufzeigt. Die Einzelkonzentrationswerte liegen zwischen ca. 220 und ca.  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ . Die Mittelwerte der Konzentrationen liegen mehr als das Vierfache über der UQN. Die Belastung mit Arsen im Einzugsgebiet der Mulde ist überwiegend durch die Einleitung von Grubenwässern zu erklären, die mit oxidierten Erz- und Begleitmineralen angereichert sind. Im Abstrombereich nach Stollenwassereinleitungen wurden Konzentrationen von mehreren tausend bis über zehntausend  $\text{mg kg}^{-1}$  gemessen (FGG Elbe 2014a).

Die Mittelwerte der Schwebstoffkonzentrationen für Zink liegen im Berichtszeitraum an Messstellen im Elbestrom und auch in den Nebenflüssen über der UQN von  $800 \text{ mg kg}^{-1}$ . Während an der deutsch-tschechischen Grenze bei Schmilka noch keine Überschreitungen festzustellen sind, kommt es vor allem durch den Zinkeintrag aus den Einzugsgebieten der Saale und Mulde an der Messstelle Magdeburg, die stromab nach den Mündungen liegt, ebenfalls zu einer UQN-Überschreitung. Die Werte sinken im weiteren Elbeverlauf Richtung Schnackenburg ab und unterschreiten in Seemannshöft wieder die Qualitätsnorm. Die Jahresmittelwerte der Konzentrationen für Zink im Schwebstoff liegen in der Mulde bei Dessau in allen vier Jahren des Berichtszeitraums unabhängig von der Korngrößenfraktion deutlich über  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$ . Einzelne Proben erreichen Konzentrationswerte von über  $2.500 \text{ mg kg}^{-1}$ . Auch die verfügbaren Konzentrationswerte von Einzelproben und den korrespondierenden Mittelwerten an der Saalemündung in die Elbe liegen in den Jahren 2011 und 2012 deutlich über der UQN. Herkunftsbereiche für Zink sind neben den Altbergbauregionen und der Freisetzung bei der Verhüttung auch die urbanen Gebiete mit ca. 1/3 Eintragsanteil.

Der Stoffrückhalt von Arsen und Zink im Muldestausee, der oberhalb der Messstelle liegt, wird mit jeweils ca. 50 % abgeschätzt (Junge 2013). Dies verdeutlicht die große Bedeutung des Muldestausees als Schadstoffsенke für das gesamte Elbeeinzugsgebiet.

Auch für den flussgebietsspezifischen Schadstoff Bentazon, einem Kontaktherbizid, treten in 2009 und 2012 hohe Konzentrationswerte in der Wasserphase auf. In Magdeburg und Seemannshöft sind anders als in Schmilka im Juli 2009 und Anfang Dezember 2012 so hohe Einzelwerte zu verzeichnen, so dass die UQN, die einen JD-Wert von  $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$  zulässt, beinahe überschritten wird. Ursache sind ungewöhnlich hohe Einzelkonzentrationen von 9,0 bzw.  $6,8 \mu\text{g l}^{-1}$  an der Messstelle Dessau in der Mulde, die sich stromab in der Elbe durch Durchmischung und Verdünnung vermindern. Bentazon wird bereits seit den 1970er Jahren



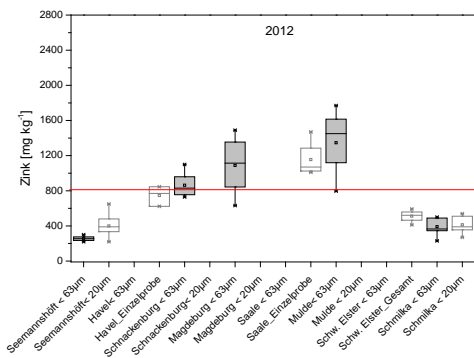
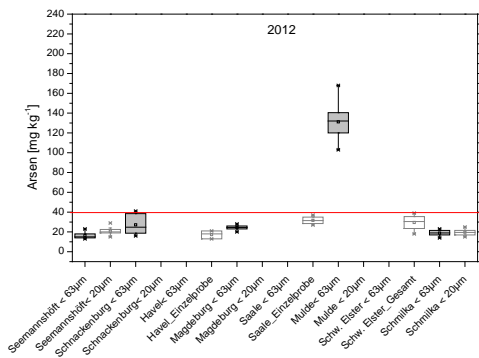
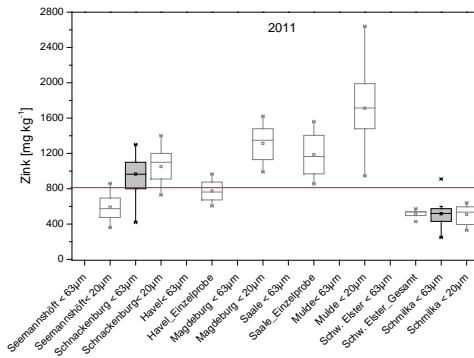
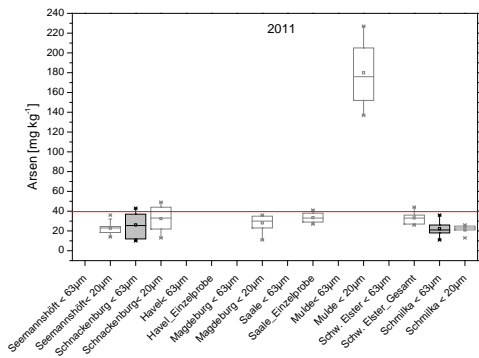
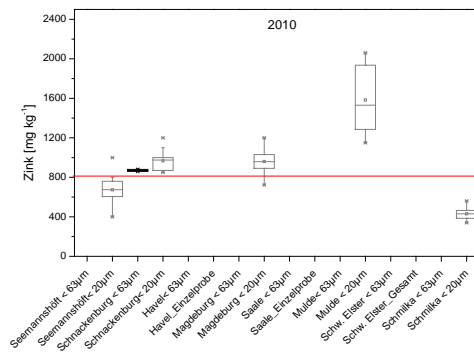
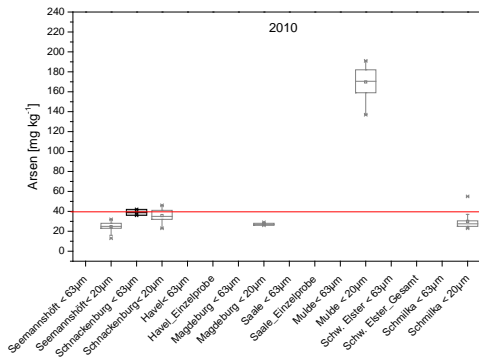
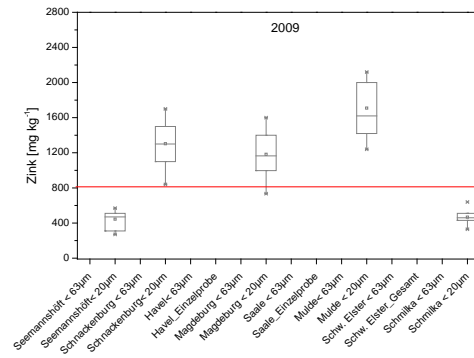
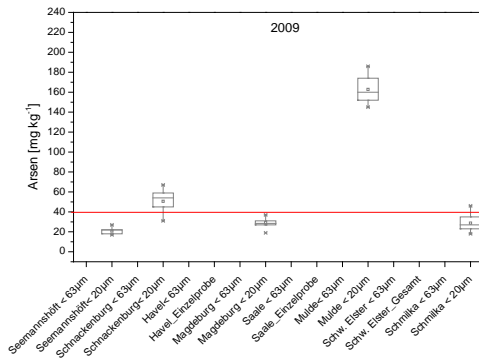
als Pflanzenschutzmittel eingesetzt, so dass Belastungen sowohl aus Altanwendungen als auch aus gegenwärtigem Einsatz stammen können (LHW Sachsen-Anhalt 2014).

#### **BOX 5**

Von den insgesamt 162 betrachteten flussgebietspezifischen Stoffen, sind im Berichtszeitraum für den Elbestrom nur wenige von Relevanz. Erhöhte Konzentrationen und Überschreitungen der UQN werden für die PCB-Kongenerne 138, 153 und 180 festgestellt, mit den höchsten Werten in Schmilka. Die PCB-Konzentrationen nehmen im Berichtszeitraum kontinuierlich ab. Darüber hinaus gibt es Überschreitungen der UQN für Arsen und Zink im Elbestrom und in den großen Nebenflüssen. Hauptquelle für Arsen sind Grubenwassereinleitungen in die Mulde. Der Zinkeintrag betrifft überwiegend die Teileinzugsgebiete Saale und Mulde. An der Messstelle Dessau (Mulde) treten 2012 sehr hohe Konzentrationswerte des flussgebietspezifischen Schadstoffs Bentazon, einem Kontakherbizid, auf.

*Folgende Seite:*

*Abbildung 4-10: Konzentrationswerte für Arsen und Zink von 2009 bis 2012 in unterschiedlichen Kornfraktionen (Datengrundlage: Monatsmischproben aus Absetzbecken für Schmilka, Magdeburg, Schnackenburg, Seemannshöft und Mulde, monatliche Einzelproben aus Zentrifugenuntersuchungen für Schwarze Elster, Saale, Havel)*



Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mitte



## 4.4 Biologische Qualitätskomponenten

### 4.4.1 Methodische Erläuterungen

Die Bewertung des Zustands der Oberflächenwasserkörper in den Kategorien Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer erfolgt im Berichtszeitraum auf Grundlage des Common Implementation Strategy (CIS) -Leitfadens Nr. 13 (Europäische Kommission 2003) in Kombination aus gewässerökologischen Untersuchungen wie der Bestimmung der biologischen QK und der Betrachtung der unterstützenden Komponenten wie der Hydromorphologie (Gewässermorphologie, Durchgängigkeit, Wasserhaushalt), immissionsseitigen chemisch-physikalischen Messungen, einer Belastungsanalyse sowie Analogieschlüssen (Expertenwissen). Hierdurch werden flächendeckende Gewässerbewertungen und belastbare Grundlagen für Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele und den damit verbundenen wasserwirtschaftlichen Vollzug bei angemessenem Aufwand für die Überwachung ermittelt und statistisch aufgearbeitet. Die Bewertung des ökologischen Zustands eines natürlichen Wasserkörpers erfolgt gewässertypspezifisch unter Berücksichtigung des „schlechtesten“ Bewertungsteilergebnisses (one-out-all-out-Prinzip) aus den einzelnen biologischen QK (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos [Gesamtmakrophyten], Makrozoobenthos, Fische) und den UQN für spezifische Schadstoffe sowie unterstützend anhand von allgemeinen physikalisch-chemischen (Hintergrund-/Orientierungswerte) und hydromorphologischen QK. So wird z. B. ein Wasserkörper, der nur in einer biologischen QK deutliche Defizite aufweist (z. B. könnte wegen fehlender ökologischer Durchgängigkeit der „gute“ Zustand der QK „Fischfauna“ nicht erreicht werden), ebenso als „mäßig“ oder „schlecht“ eingestuft wie ein Wasserkörper, in dem zahlreiche Defizite und Überschreitungen von UQN vorliegen. Für die Interpretation der Ergebnisse und Maßnahmenableitung kommt daher den Einzelergebnissen eine hohe Bedeutung zu. Der Zustand wird auf einer 5-stufigen Skala dargestellt („sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“, „schlecht“) (Abbildung 4-11). Hydromorphologische QK werden zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials von Fließgewässern und Seen „unterstützend“ herangezogen. Die Ermittlung des ökologischen Potenzials für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper erfolgt auf der Grundlage der in den CIS-Leitlinien der Europäischen Kommission erarbeiteten Vorgaben. Die LAWA untersetzte das Vorgehen in Deutschland in den RaKon-Papieren VI „Ermittlung des guten ökologischen Potenzials - Produktdatenblatt 2.2.2“ (LAWA 2012).

Nach den Vorgaben der WRRL wird das „höchste ökologische Potenzial“ dann erreicht, wenn alle hydromorphologischen Verbesserungsmaßnahmen ausgeführt sind, die keine signifikant negativen Auswirkungen auf Nutzungen haben. Bei Nichteinhaltung mindestens einer der festgelegten UQN aus der Liste der flussgebietspezifischen Schadstoffe kann die

Einstufung bestenfalls in den „mäßigen“ ökologischen Zustand bzw. das „mäßige“ ökologische Potenzial erfolgen (s. Kap. 4.3.2).

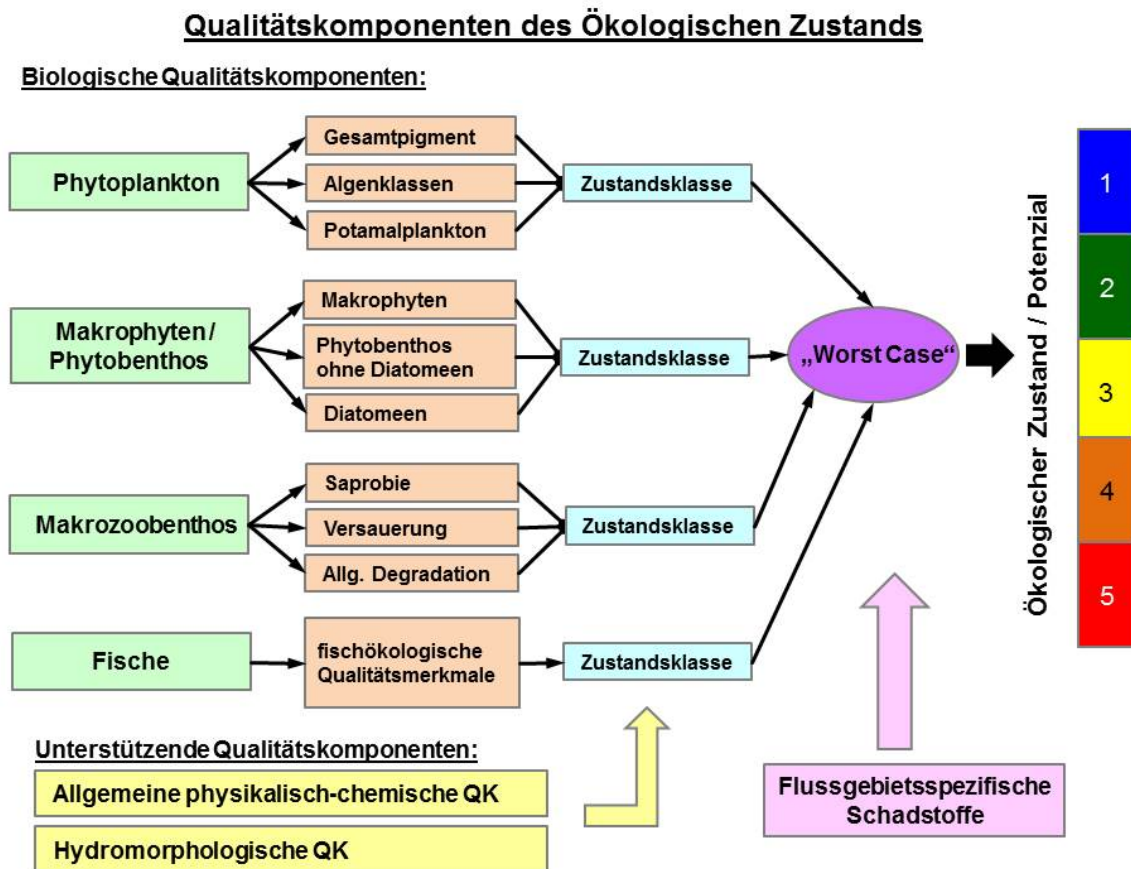


Abbildung 4-11: Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands (Quelle: Rakon A)

#### 4.4.2 Zustands- /Potenzialbewertung

Auf der Basis von Monitoringdaten aus dem Jahr 2007 und 2008 wurde bereits im Elbebericht 2008 die ökologische Zustandsbewertung bzw. das Potenzial der Wasserkörper des Elbestroms und der Mündungsbereiche der wichtigen Nebenflüsse dargestellt (FGG Elbe 2010). 2008/2009 erfolgte eine Aufbereitung auf einer konsolidierten Datenbasis im Rahmen der Erstellung des Entwurfs des Bewirtschaftungsplans der FGG Elbe (FGG Elbe 2009a) (Abbildung 4-12). Die Wasserkörper unterhalb der Tidegrenze bis zur Mündung bei Cuxhaven sind als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft. Unabhängig von der Bewertung der einzelnen biologischen QK ist das ökologische Gesamtpotenzials als „mäßig“ eingestuft, da zu diesem Zeitpunkt keine abgestimmten und etablierten Bewertungsmethoden vorlagen. Auffallend ist die „schlechte“ Bewertung der QK Makrophyten/Phytobenthos der Wasserkörper im urbanen Bereich. Dennoch nahmen die Beobachtungszahlen von See- und Schweinswalen in der oberen Tideelbe zu (mündl. Mitteilung Behörde für Umwelt und Energie der Freien und Hansestadt Hamburg). Von der deutsch-tschechischen



Grenze bis zum Wehr Geesthacht wird der Gesamtzustand überwiegend als „unbefriedigend“ eingestuft. Generell ist dies auf einen „unbefriedigenden“ Zustand der QK Phytoplankton zurückzuführen (vgl. Kap. 4.2.2). Zusätzlich kommt es zu Überschreitungen der Qualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe (vgl. Kap. 4.3.2). Demgegenüber weist die Fischfauna einen „guten“ Zustand auf.

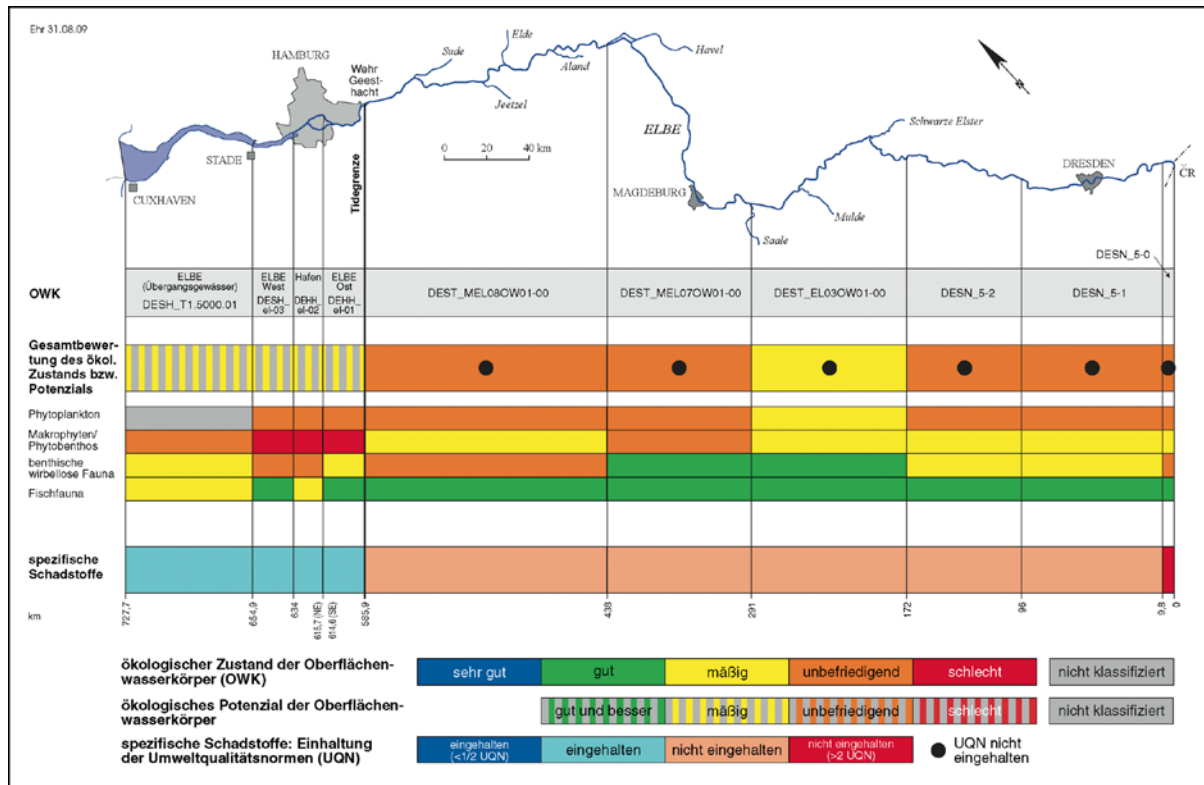


Abbildung 4-12: Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und spezifischen Schadstoffe im Elbestrom (Quelle: FGG Elbe 2009a)

### BOX 6

Die Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials der Tideelbe wurde mit „mäßig“ festgesetzt, da keine abgestimmten Methoden für diese besonderen Wasserkörper vorlagen. Die Wasserkörper der Binnenelbe sind überwiegend als „unbefriedigend“ eingestuft. Ursachen sind in der Regel der „unbefriedigende“ Zustand der Qualitätskomponente Phytoplankton sowie Normüberschreitungen bei den flussgebietspezifischen Schadstoffen.



## **4.5 Besondere Ereignisse im Berichtszeitraum**

### 4.5.1 Unfallbedingte Gewässerbelastung

Im Berichtszeitraum von 2009 bis 2012 kam es insgesamt zu 31 Meldungen unfallbedingter Gewässerbelastungen im Rahmen des Internationalen Warn- und Alarmplans für die Elbe (IKSE 2015). In der überwiegenden Anzahl der Fälle waren Erdölprodukte und andere schwimmende Stoffe der Grund. Durch die vier im deutschen Anteil des Elbegebiets liegenden internationalen Warnzentralen Dresden, Magdeburg, Hamburg und Potsdam erfolgten im Berichtszeitraum drei Meldungen. Dabei handelt es sich um Unfälle mit Alt- bzw. Schmieröl, die zu keiner Beeinträchtigung des Gewässers führten. Nur eine Meldung zu einem Ereignis im Hafen Brunsbüttel bezog sich auf den Elbestrom selbst.

### 4.5.2 Fischaufstieg am Wehr Geesthacht

Zum Aufbau und zur Stabilisierung der Fischpopulation erfolgt in der Mittleren Elbe und den Nebenflüssen ein Besatz mit Jungfischen. Im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 erfolgte z. B. ein Besatz mit mehreren 1.000 Jungstören und ca. 500.000 Jungaalen. Die Durchgängigkeit ist ein wichtiges Element für eine nachhaltige Entwicklung des aktuellen Artenspektrums und Bestandes einheimischer Elbefische hin zu einer dem Leitbild gerechten potenziell natürlichen Fischfauna. Im deutschen Lauf der Elbe ist das Wehr Geesthacht, das 1960 errichtet wurde, die einzige Barriere. Durch eine mehrfach umgestaltete Aufstiegshilfe in Form einer als Raugerinne ausgestalteten Umgehung am südlichen Ufer ist das Wehr seit 1998 zumindest teilweise für Wanderfische durchgängig (FGG Elbe 2014b). Auf der Nordseite errichtete die Vattenfall Europe Generation AG als Auflage der Betriebsgenehmigung für das Kohlekraftwerk Moorburg einen 550 m langen Doppelschlitzpass, der seit Ende 2010 in Betrieb ist. Der Schlitzpass ist als Kastenprofil mit einer Breite von 16 m und mit 49 Becken auf einer Länge von jeweils 9 m ausgebildet (Schwevers und Neumann 2012). Ergebnisse des mit der Errichtung der Anlage seit 2010 verbundenen Monitorings belegen die Wirksamkeit der Verbesserung der Aufstiegssituation. Im ersten Jahr der Überwachung überwandern 43 Arten mit Hilfe des Doppelschlitzpasses das Wehr (Adam et al. 2012). Hervorzuheben ist insbesondere, dass sich im Artenspektrum auch der Stint, eine früher für die Elbe charakteristische Art, und die Quappe, deren Population in der Binnenelbe nach der Errichtung des Wehres 1960 zusammengebrochen war, befinden (Adam et al. 2012).



*Abbildung 4-13: Bild des 2010 errichteten Doppelschlitzpasses und Wehr Geesthacht (Foto: FGG Elbe)*





## 5 Schwerpunktthema Nährstoffe

### 5.1 Ziele der Bewirtschaftung

#### 5.1.1 Grundlagen zu Stickstoff und Phosphor

Nährstoffe aus punktuellen und diffusen Quellen beeinträchtigen über unterschiedliche Eintragspfade das Grundwasser und die Oberflächengewässer und verursachen so z. T. erheblichen ökonomischen und ökologischen Schaden. Die Reduzierung der Nährstoffeinträge ist für die FGG Elbe eine der wichtigen überregionalen Wasserbewirtschaftungsfragen bei der Umsetzung der WRRL (FGG Elbe 2009b, FGG Elbe 2016, Trepel 2016). Hauptaugenmerk liegt dabei auf den Makronährstoffen Stickstoff und Phosphor.

Stickstoff ist ein unverzichtbarer Nährstoff, der z. B. in pflanzlichen und tierischen Eiweißen oder Enzymen vorkommt. Neben dem überwiegend elementaren atmosphärischen Stickstoff treten anorganische und organische N-Verbindungen auf. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) erläutert die grundlegenden Prozesse, Eigenschaften und Umweltrelevanz in einem aktuellen Sondergutachten (SRU 2015). Stickstoff ist in terrestrischen und Meeresökosystemen der limitierende Wachstumsfaktor. Durch langjährige hohe Überschüsse von Stickstoff in der Landwirtschaft kommt es zu Stoffaustrag vor allem ins Grundwasser, in Oberflächengewässer und letztendlich in die Meere. Durch Veränderungen des natürlichen Verhältnisses von Phosphor zu Stickstoff kann es zu negativen Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft kommen. Dies kann über die Phytoplanktonbiomasse und dem Verhältnis von Phytoplankton zu Makrophyten bis zu einer Änderung der Artenzusammensetzung reichen (NITROLIMIT 2013, Piepoch et al. 2015).

Das Element Phosphor ist ein essentieller Nährstoff, der in Lebensprozessen aller Organismen eine Schlüsselfunktion erfüllt. Phosphor übernimmt eine zentrale Aufgabe im Energiestoffwechsel der Zelle, ist ein wesentlicher Bestandteil der Nucleinsäuren und unabdingbar für den Struktur- und Skelettaufbau. Neben Stickstoff ist die P-Verfügbarkeit in Böden oftmals der limitierende Faktor für die Pflanzenproduktion. Unter natürlichen Bedingungen enthalten Böden relativ geringe Mengen von P, der meist in Form von immobilen, wenig pflanzenverfügbaren Verbindungen vorliegt. Zur Gewährleistung von stabilen und hohen Erträgen wird in der konventionellen Landwirtschaft der Einsatz von P-Düngern praktiziert. Durch Bodenerosion und Abschwemmung aber auch durch Drainageeinträge können P-Verbindungen in die Oberflächengewässer gelangen. Wichtige Quellen für P-Einträge sind darüber hinaus auch Siedlungsabwässer. Für stehende Gewässer besteht ein enger Wirkungszusammenhang zwischen der Phosphor- und der Chlorophyllkonzentration bzw. trophischen Situation (Dillon und Rigler 1973). Die erhöhte P-Verfügbarkeit führt zur selektiven Bevorteilung bestimmter, unter diesen Bedingungen konkurrenzstarker Arten. Gleichzeitig nimmt die Häufig-



keit der Arten ab, die an differenzierte Habitate und geringe Nährstoffverfügbarkeit gebunden sind. Darüber hinaus können weitere Eutrophierungserscheinungen bis hin zu sauerstoffdefizitbedingten Fischsterben auftreten. In den Meeren ist Phosphor in der Regel nicht der limitierende Nährstoff (vgl. oben). In Kapitel 4.2.2 ist die Entwicklung der Chlorophyllkonzentration in den Elbewasserkörpern dargestellt und diskutiert. Die Bewertung der biologischen QK Phytoplankton ist in Kapitel 4.4.2 erläutert.

### 5.1.2 Bewirtschaftungsziele

Die FGG Elbe hat im Rahmen der Erstellung des ersten Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms im Jahr 2009 WWBF für das Elbeeinzugsgebiet erarbeitet und länderübergreifend abgestimmte Bewirtschaftungsansätze formuliert. So sind für das deutsche Elbegebiet folgende Bewirtschaftungsfragen überregional bedeutsam:

- Belastungen durch Nährstoffeinträge,
- Belastungen durch Schadstoffeinträge,
- Belastungen durch hydromorphologische Veränderungen, wie fehlende Durchgängigkeit,
- Belastungen durch Wasserentnahmen und -überleitungen sowie
- Belastungen durch den Bergbau.

In der FGG Elbe bestehen überregionale Anforderungen an die Nährstoffverhältnisse von Wasserkörpern für die der Elbe vorgelagerten Küstengewässer, den Tideelbestrom sowie den Elbestrom. Darüber hinaus ergeben sich Anforderungen an die Nährstoffeinträge bei der Bewirtschaftungsplanung für Stand- und Fließgewässer. Bei der überregionalen Bewirtschaftungsplanung für die Flussgebietseinheit Elbe zu Nährstoffeinträgen wird davon ausgegangen, dass die Anforderungen, die sich aus den Küstengewässern ergeben, am weitreichendsten sind und deren Einhaltung auch die Anforderung im Elbestrom erfüllt (FGG Elbe 2009b). Die Vorgehensweise zur Ableitung des überregionalen Bewirtschaftungsziels für die angestrebte Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Elbe innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums ist in einem Hintergrunddokument beschrieben.

Im Zuge der Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms 2015 wurden die überregionalen Bewirtschaftungsziele für die angestrebte Reduzierung der Nährstoffeinträge konkretisiert. Tabelle 5-1 fasst die Anforderungen zusammen, die im Hintergrunddokument zum aktualisierten Bewirtschaftungsplan näher erläutert sind (FGG Elbe, 2016).



Tabelle 5-1: Überblick über die Anforderungen zu den Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern in Deutschland (Quelle: FGG Elbe 2016)

Kategorie	Anforderung	Konzentration	Statistik
EG-WRRL vom 22.12.2000			
	Anforderung für den guten Zustand/das gute Potenzial von Oberflächengewässern gemäß Anhang V. Artikel 10 fordert den kombinierten Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen.	Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen QK gewährleistet sind.	
Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (ABL. L vom 31.12.1991, S. 1).			
	Überwachungswert Qualitätsanforderungen für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten	Grundwasser 50 mg l <sup>-1</sup> Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) Oberflächengewässer 50 mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
Richtlinie 2006/118/EG vom 12.12.2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung			
Grundwasser	Qualitätsnorm	50 mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Jahresmittelwert
Grundwasserverordnung vom 09.11.2010 (BGBl. I S. 1513)			
Grundwasser	Schwellenwert	50 mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (entspricht 11,3 mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N)	Jahresmittelwert
OGewV vom 20.07.2011 (BGBl. I. S. 1429)			
Oberirdische Gewässer ohne Übergangs- und Küstengewässer	UQN (Chemischer Zustand)	50 mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	JD-UQN in mg l <sup>-1</sup>
Biologische Bewertungsverfahren Küstengewässer (Schwellenwert für die Grenze gut/mäßig) (Beschluss der Kommission vom 20.09.2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß WRRL und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG)			
Küstengewässer Typen N3/4 bzw. NEA 3/4	Schwellenwert für die Grenze gut/mäßig biologische QK Phytoplankton	10,8 µg l <sup>-1</sup> Chlorophyll-a	90-Perzentil der Sommerwerte



Kategorie	Anforderung	Konzentration	Statistik
LAWA-Papier zum Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) 2011			
Küstengewässer Typen N3/N4 bzw. NEA 3/4	einheitliches Reduzierungsziel $N_{ges}$ für alle in die Nordsee mündenden Flüsse	$2,8 \text{ mg l}^{-1} N_{ges}$	Jahresmittelwert am Übergabepunkt limnisch/marin
LAWA-Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland (LAWA 2014b)			
Binnengewässer	meeresökologisch maximale mittlere jährliche N-Konzentrationen im Binnenland	$2,8 \text{ mg l}^{-1} N_{ges}$ bis $5,0 \text{ mg l}^{-1} N_{ges}$	Bewirtschaftungsempfehlung, diesen Jahresmittelwert in Planungseinheit einzuhalten
LAWA-RaKon-Papier 2014 (LAWA 2014a)			
Fließgewässer	Orientierungswert	$0,1 - 0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{NH}_4^+\text{-N}$ gewässertypspezifisch	Jahresmittelwert
Fließgewässer	Orientierungswert	$0,07 - 0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ gewässertypspezifisch	Jahresmittelwert
Fließgewässer	Orientierungswert	$0,1 - 0,3 \text{ mg l}^{-1} P_{ges}$ gewässertypspezifisch	Jahresmittelwert
Seen	Orientierungswert	$0,03 - 0,09 \text{ mg l}^{-1} P_{ges}$ gewässertypspezifisch	Jahresmittelwert

Darüber hinaus sind in der novellierten Fassung der OGewV Bewirtschaftungsziele für die  $N_{ges}$ -Konzentrationen für alle in die Nordsee mündenden Flüsse festgeschrieben und gewässertypspezifische Orientierungswerte für  $\text{NH}_4\text{-N}$ , Ammoniak-Stickstoff,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $P_{ges}$  sowie  $\text{PO}_4\text{-P}$  angegeben (OGewV 2016).

#### **BOX 7**

*Stickstoff ist ein essentieller Nährstoff. Durch hohe Überschüsse in der Umwelt über einen langjährigen Zeitraum kommt es zum Austrag ins Grundwasser, in Oberflächengewässer und in die Meere. Auch Phosphor hat eine Schlüsselfunktion in allen Lebensprozessen. Durch Bodenerosion, Abschwemmung, Drainagen und Siedlungsabwassereinleitungen gelangen Phosphorverbindungen in die Gewässer und führen zu einer Eutrophierung. Der übermäßige Eintrag von Nährstoffen ist in der Flussgebietseinheit Elbe eine der Wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen. Eine Belastungsreduzierung ist auch für den Meeresschutz wichtig und erfordert deshalb eine überregionale Bewirtschaftungsplanung.*



## 5.2 Stickstoff

### 5.2.1 Gesamtstickstoffkonzentration in der Elbe

Die Konzentrationen von  $N_{\text{ges}}$  an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft weisen im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 eine hohe Variabilität auf (Tabelle 5-2). Generell ist eine Abnahme im Elbeverlauf von ca.  $2 \text{ mg l}^{-1}$  erkennbar. Ein direkter Vergleich der unterschiedlichen Messstellen ist jedoch aufgrund der im Berichtszeitraum noch abweichenden Analysemethoden in Schmilka nicht möglich. Die  $N_{\text{ges}}$ -Mittelwerte in Schmilka reichen von  $4,7$  bis  $5,8 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Medianwerte liegen unter den Mittelwerten, was auf eine vermehrte Verteilung der Einzelwerte unterhalb des Mittelwertes hinweist. Mit Ausnahme des Jahres 2012 liegen die Konzentrationswerte in Schnackenburg und Seemannshöft relativ eng beieinander.

Tabelle 5-2: Statistische Kennwerte der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$N_{\text{ges}}$	5,2	1,095	3,7	5,0	8,6
Schnackenburg		3,4	0,803	2,3	3,2	5,4
Seemannshöft		3,3	1,112	1,9	3,2	5,4
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$N_{\text{ges}}$	5,8	1,088	4,4	5,6	9,3
Schnackenburg		4,3	1,224	2,4	3,75	7
Seemannshöft		3,9	1,089	2,1	3,85	7
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$N_{\text{ges}}$	5,7	0,999	4,0	5,45	7,7
Schnackenburg		4,0	0,973	2,9	3,7	6,2
Seemannshöft		3,7	1,214	2,3	3,5	6,4
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$N_{\text{ges}}$	4,7	0,753	3,8	4,45	7
Schnackenburg		3,4	0,936	2,2	3,05	5,7
Seemannshöft		2,8	0,811	1,5	2,65	4,2

Für Schnackenburg schwankt die  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration zwischen  $4,3$  und  $3,4 \text{ mg l}^{-1}$ , mit dem höchsten Wert 2010 und den geringsten Werten 2009 und 2012. Mit  $3,9 \text{ mg l}^{-1}$  liegt der Höchstwert in Seemannshöft im Jahr 2010 deutlich über den ökologischen Meeresschutzziele und der in der 2016 novellierten OGeV festgelegten Zielkonzentration von  $2,8 \text{ mg l}^{-1}$  am



Grenzscheitel limnisch/marin (BLMP 2011). Im Jahr 2012 erreicht der Mittelwert in Seemannshöft jedoch diese Vorgaben.

Eine Betrachtung der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen beispielhaft für die Messstelle Seemannshöft für den längeren Zeitraum 1997 bis 2012 zeigt eine grundsätzliche Abnahme der Mittelwerte und Medianwerte (Abbildung 5-1). Vor allem die Minimumwerte reduzieren sich bis zum Jahr 2003 und schwanken in den darauf folgenden Jahren bei Werten um  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Mittel- und Medianwerte der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration weisen diese Konstanz nicht auf, sondern sind wie die Maxima durch eine höhere Variabilität gekennzeichnet. Dies führt dazu, dass ein für Seemannshöft aber auch für weitere Messstellen im Elbeinzugsgebiet signifikant abnehmender Trend der Medianwerte nur für einen langen Zeitraum nachweisbar ist (Abbildung 5-2). Die Trendstärke ist dabei in Schmilka geringer als an den Messstellen Schnackenburg oder Seemannshöft.

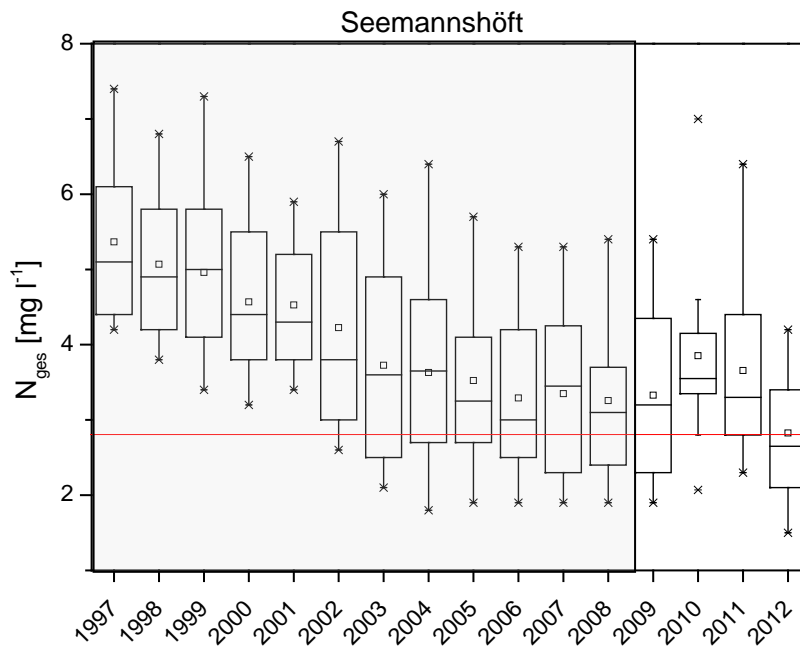


Abbildung 5-1: Darstellung der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration für Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mittel

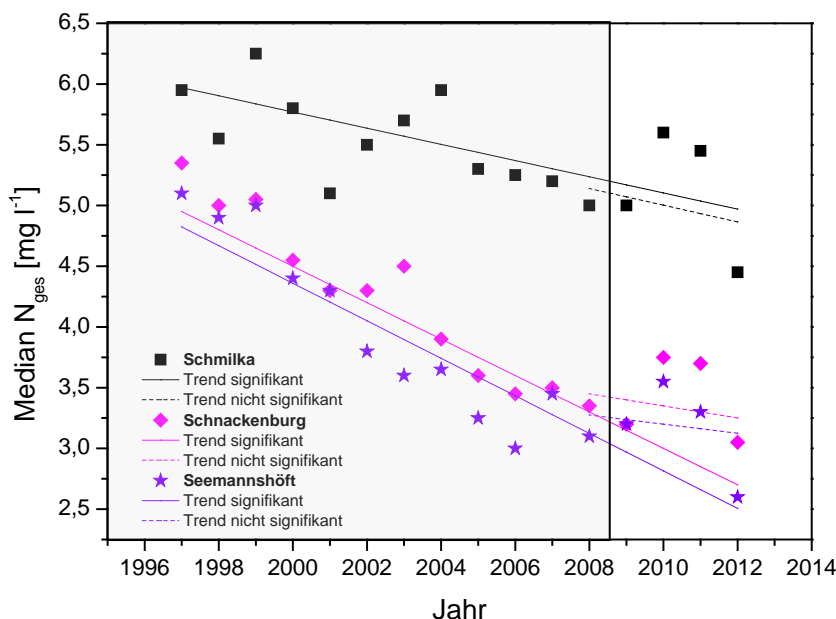


Abbildung 5-2: Medianwerte und Trends der  $N_{ges}$ -Konzentration von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

Seit 2008 ist für eine fünfjährige Zeitspanne, die den Berichtszeitraum 2009 bis 2012 einschließt, aufgrund der hohen Variabilität kein signifikant negativer Trend zu identifizieren. Mögliche Ursachen dieser Variabilität sind die hydrologischen und meteorologischen Randbedingungen, die eine kurzfristige Trendentwicklung überlagern (FGG Elbe 2016).

Abbildung 5-3 verdeutlicht diese Entwicklung für den Zeitraum 1997 bis 2012 anhand der Konzentrationsverläufe aus Einzelmessdaten. In Schnackenburg und Seemannshöft wird im Berichtszeitraum ein Jahrgang mit geringen, relativ konstanten  $N_{ges}$ -Werten im Sommerhalbjahr und höheren Werten im Winterhalbjahr deutlich. Grundsätzlich ist diese jahreszeitliche Dynamik auch in Schmilka vorhanden. Sie wird jedoch durch kurzfristige Schwankungen im Abfluss modifiziert, die u. a. von der Stauraumbewirtschaftung in Tschechien abhängig sind. Auffallend sind darüber hinaus für Schnackenburg und Seemannshöft im Berichtszeitraum die relativ hohen Konzentrationen in den Wintern 2009/10 und 2010/11, die durch längere kalte Witterungsperioden gekennzeichnet sind. Demgegenüber sind die beiden darauffolgenden Winter relativ warm mit entsprechend geringen  $N_{ges}$ -Konzentrationen.

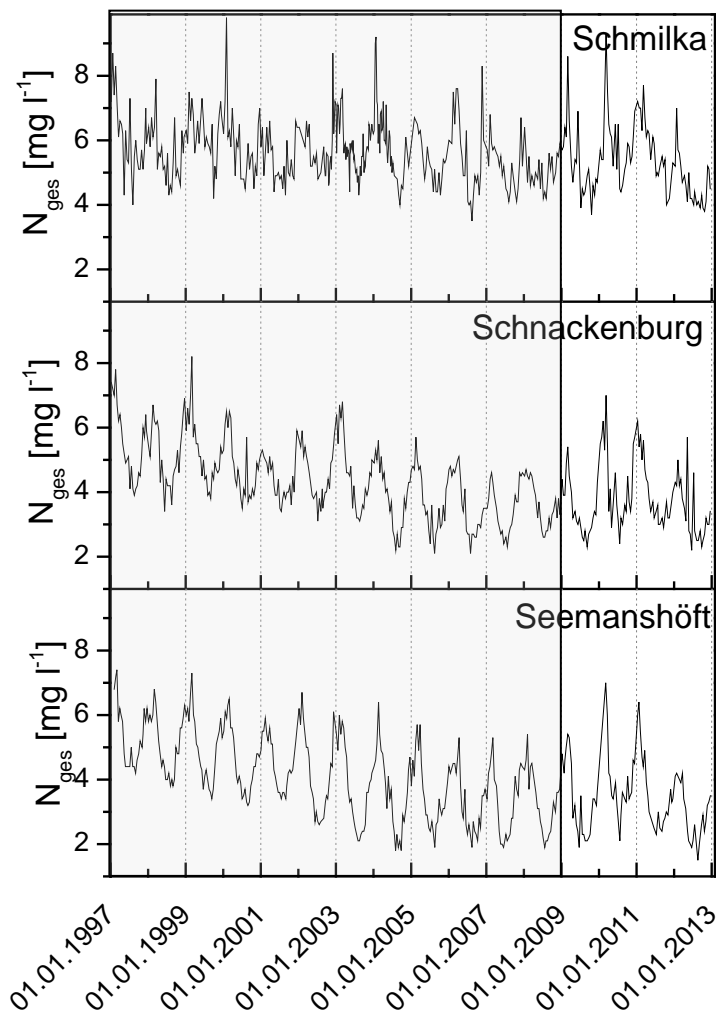


Abbildung 5-3: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von  $N_{ges}$  von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

#### **BOX 8**

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen weisen im Berichtszeitraum an den ausgewählten Messstellen eine hohe Variabilität auf. Daher sind signifikant abnehmende Trends der Medianwerte nur für einen langen Zeitraum (1997 – 2012) nachweisbar. Eine mögliche Ursache für die hohe Variabilität sind die wechselnden hydrologischen und meteorologischen Randbedingungen. Der Jahresgang der Gesamtstickstoffkonzentration unterliegt einer deutlichen Saisonalität.



## 5.2.2 Gesamtstickstofffrachten in der Elbe und den Nebenflüssen

Betrachtungen der N-Frachten lassen neben der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationsentwicklung auch Aussagen über die absolute Menge der N-Verbindungen zu und eignen sich daher auch zum Vergleich mit anderen Mengengrößen im N-Kreislauf. Darüber hinaus lässt sich eine Maßnahmenwirksamkeit häufig über eine Mengenreduzierung abschätzen, so dass der maßnahmenspezifische Beitrag zum Erreichen der Bewirtschaftungsziele quantifizierbar ist. Es kann zwischen der absoluten Fracht, in die die jahresspezifische Abflusssituation einfließt und einer normierten Fracht unterschieden werden. Die Normierung korrigiert unterschiedliche Abflussmengen des Einzeljahres durch einen Vergleich mit den langjährigen durchschnittlichen Abflussmengen. Der so eintretende ausgleichende Effekt erhöht die Vergleichbarkeit der Jahre und ist in Abbildung 5-4 beispielhaft für die Messstelle Seemannshöft dargestellt. Die absoluten  $N_{\text{ges}}$ -Frachten von 1997 bis 2012 schwanken hier zwischen 170.000 t (2002) und 71.000 t (2004) bzw. 70.000 t (2012).

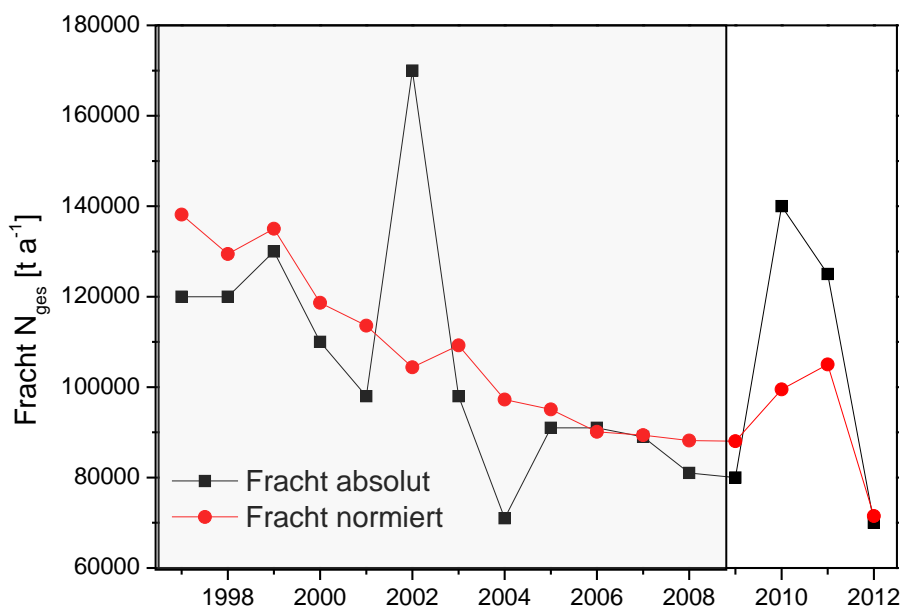


Abbildung 5-4: Entwicklung der Nges-Fracht in Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben)

Mit Ausnahme des 2002 registrierten Maximalwerts, ist bis 2009 eine Abnahme der  $N_{\text{ges}}$ -Frachten erkennbar. 2010 und 2011 liegen die absoluten Frachten wieder deutlich über den Vorjahren und erreichen mit 140.000 bzw. 125.000 t das Niveau der 1990er Jahre.

Der generelle abnehmende Trend der  $N_{\text{ges}}$ -Frachten wird bei Betrachtung der normierten Jahresfrachten deutlicher. Dies trifft insbesondere für das Jahr 2002 zu, das durch ein Hochwasser gekennzeichnet ist. Die normierte Fracht beträgt mit 104.000 t nur etwa 2/3 der



absoluten Fracht. Dennoch ist festzustellen, dass die normierten  $N_{\text{ges}}$ -Frachten in den Jahren 2010 und 2011 auch eine deutliche Abweichung nach oben aufweisen.

Diese zeitliche Variabilität tritt auch an weiteren Elbe-Messstellen auf. So schwankt die  $N_{\text{ges}}$ -Fracht in Schmilka zwischen 48.000 und 58.000 t und nimmt danach im Stromverlauf zu (Abbildung 5-5). Diese Zunahme ist zunächst gering, erhöht sich jedoch sprunghaft durch die Einmündung der Mulde und der Saale zwischen den Messstellen Wittenberg und Magdeburg, um dann auf hohem Niveau bis Seemannshöft relativ konstant zu bleiben. Die Abweichungen von diesem Verlauf können durch messstellenspezifische Besonderheiten hervorgerufen sein. Sie verdeutlichen aber auch die Unsicherheiten, die hinsichtlich des Monitorings und der Analytik in einem großen Flusssystem wie der Elbe bestehen.

Auch die wichtigen Nebenflüsse der Elbe zeigen in den Jahren 2010 und 2011 hohe Werte der  $N_{\text{ges}}$ -Frachten (Tabelle 5-3). Dabei trägt die Saale mit in der Regel über 20.000 t einen großen Teil der Gesamtfracht in die Elbe ein, gefolgt von der Mulde mit ca. 10.000 t sowie der Havel und der Schwarzen Elster. Im Vergleich zum Zeitraum 1997 bis 2012 sind die Mittelwerte der normierten Frachten für den Berichtszeitraum 2009 bis 2012 nur unerheblich geringer. Trotz vergleichbar großer Einzugsgebiete beträgt die  $N_{\text{ges}}$ -Fracht der Havel nur 1/3 der Saale. Die spezifische  $N_{\text{ges}}$ -Fracht der Havel liegt mit  $0,3 \text{ t km}^{-2}$  deutlich unter der der anderen großen Nebenflüsse der Elbe, die in Seemannshöft selbst  $0,7 \text{ t km}^{-2}$  beträgt. Ursache sind in der Regel nicht geringere N-Einträge sondern vor allem das hohe Retentionspotenzial für N in den Ökosystemen der Flusseen der Unteren Havel mit hohen Verweilzeiten. Demgegenüber ist die spezifische  $N_{\text{ges}}$ -Fracht der Mulde mit 1,74 bzw.  $1,59 \text{ t km}^{-2}$  deutlich höher. Als relativ schnell fließender Mittelgebirgsfluss besitzt sie nur ein geringes Retentionspotenzial.

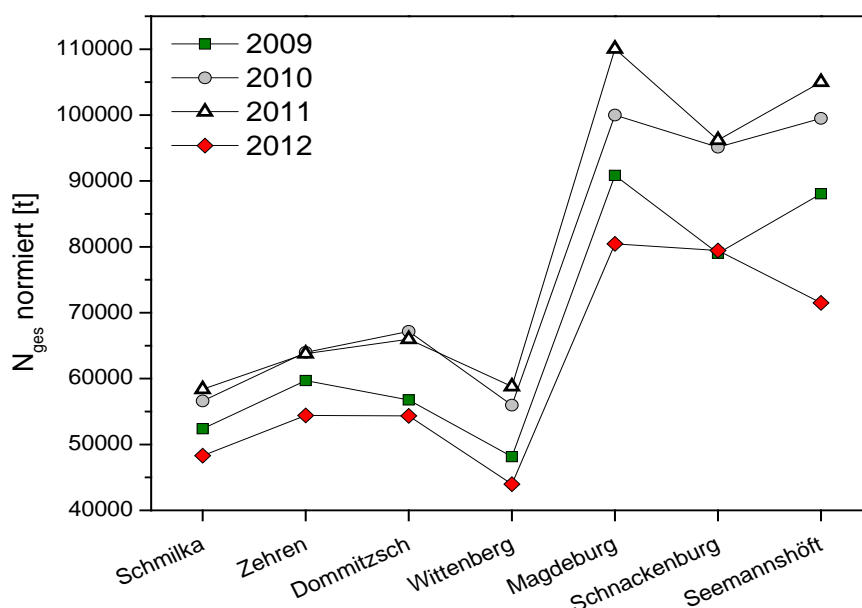




Abbildung 5-5: Vergleich der  $N_{ges}$ -Frachten an Messstellen im Längsverlauf der Elbe von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Schnackenburg, monatliche Einzelproben Wittenberg, Magdeburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

Tabelle 5-3: Vergleich der Jahresfrachten und der flächenspezifischen Jahresfrachten für  $N_{ges}$  von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)

	Schwarze Elster	Mulde	Saale	Havel
<b>Normierte Jahresfrachten <math>N_{ges}</math> [t]</b>				
2009	2.082,6	10.642,4	22.265,6	6.406,6
2010	2.014,0	10.120,8	23.736,3	7.822,1
2011	1.965,9	9.758,1	26.931,3	8.001,1
2012	1.859,9	8.805,3	18.777,1	6.831,4
<b>Mittelwert normierte Jahresfrachten <math>N_{ges}</math> [t]</b>				
1997-2012	2.091,7	10.733,3	22.931,5	7.270,3
2009-2012	1.980,6	9.831,7	22.927,5	7.265,3
<b>Mittelwert spezifische Jahresfrachten <math>N_{ges}</math> [t km<sup>-2</sup>]</b>				
1997-2012	0,48	1,74	0,97	0,30
2009-2012	0,46	1,59	0,97	0,30

#### **BOX 9**

Die absoluten Gesamtstickstofffrachten schwanken in Seemannshöft von 1997 bis 2012 zwischen 170.000 t (2002) und 71.000 t (2002) bzw. 70.000 t (2012). Bis 2009 ist eine Abnahme erkennbar, 2010 und 2011 liegen die Frachten deutlich höher. Durch die Einmündung der Mulde und der Saale kommt es im Längsverlauf zu einer sprunghaften Frachterhöhung. Auch die wichtigen Nebenflüsse der Elbe zeigen für die Jahre 2010 und 2011 hohe Frachtwerte. Dabei liegt die spezifische Gesamtstickstofffracht der Havel mit 0,3 t km<sup>-2</sup> deutlich unter der der anderen großen Elbe-Zuflüsse.



### 5.2.3 Stickstoffspezies in der Elbe

Die Tabellen 5-4 bis 5-6 fassen die Kennwerte der Stickstoffspezies Ammoniumstickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), Nitritstickstoff ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) und Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) zusammen. Die im Berichtszeitraum gültige OGewV (2011) gibt für  $\text{NH}_4\text{-N}$  einen Orientierungswert für die Erreichung des sehr guten Zustandes/Potenzials von  $0,04 \text{ mg l}^{-1}$  vor. In der novellierten Fassung (OGewV 2016) wird ein Orientierungswert für  $\text{NH}_4\text{-N}$  für den guten Zustand bzw. das gute Potenzial ergänzt, der gewässertypspezifisch für die Elbe bei  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$  liegt. Darüber hinaus sind in der OGewV 2016 auch Orientierungswerte für  $\text{NO}_2\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  sowie eine UQN für  $\text{NO}_3\text{-N}$  vorgegeben.

*Tabelle 5-4: Statistische Kennwerte der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querfilmschproben für Seemannshöft)*

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NH}_4\text{-N}$	0,14	0,129	0,01	0,09	0,46
Schnackenburg		0,07	0,058	0,025	0,025	0,23
Seemannshöft		0,16	0,062	0,05	0,15	0,3
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NH}_4\text{-N}$	0,11	0,0819	0,01	0,08	0,31
Schnackenburg		0,08	0,059	0,025	0,07	0,22
Seemannshöft		0,12	0,074	0,025	0,085	0,29
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NH}_4\text{-N}$	0,11	0,085	0,01	0,10	0,26
Schnackenburg		0,06	0,048	0,025	0,025	0,2
Seemannshöft		0,14	0,057	0,08	0,13	0,27
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NH}_4\text{-N}$	0,10	0,079	0,01	0,08	0,34
Schnackenburg		0,06	0,055	0,025	0,025	0,23
Seemannshöft		0,16	0,060	0,08	0,15	0,3



Die Mittelwerte für  $\text{NH}_4\text{-N}$  schwanken von 0,06 bis 0,16  $\text{mg l}^{-1}$  und liegen damit unter dem Orientierungswert für den guten Zustand bzw. das gute Potenzial (Tabelle 5-4). Auffällig sind die Abnahme der mittleren Konzentration von Schmilka nach Schnackenburg und der Wiederanstieg bis Seemannshöft.

$\text{NO}_2\text{-N}$  ist ein wichtiger Verschmutzungsindikator. Wie die Ammoniumstickstoffwerte so unterschreiten auch die Nitritstickstoffwerte die Vorgaben der novellierten OGeV (2016) (Tabelle 5-5). Die Mittelwerte liegen zwischen 0,01 und 0,04  $\text{mg l}^{-1}$ . Die Standardabweichung und die Differenz von Mittelwert zu Median sind in der Regel gering. In Schmilka und Seemannshöft liegen die betrachteten Werte über den Werten der Messstelle Schnackenburg. Diese Abnahme der Ammonium- und Nitritstickstoffwerte in der mittleren Elbe ist auf die Nitrifikationsleistung und eventuell Prozesse der anaeroben Ammoniumoxidation (Anammox) in der Elbe als „Selbstreinigung“ zurückzuführen (BfG 2015).

Die Mittelwerte der Konzentrationen für Nitratstickstoff liegen zwischen 2,1 und 4,0  $\text{mg l}^{-1}$  und damit deutlich unter der UQN, die bei 50  $\text{mg l}^{-1}$  Nitrat bzw. 11,3  $\text{mg l}^{-1}$  Nitratstickstoff liegt (Tabelle 5-6). Die Medianwerte liegen unter den Mittelwerten. Generell nehmen die Nitratkonzentrationen von Schmilka bis Seemannshöft ab. Die Minimumkonzentrationen schwanken in Schmilka zwischen 2,4 und 2,8  $\text{mg l}^{-1}$ , in Schnackenburg und Seemannshöft liegen diese bei geringen 1,2 bis 1,3  $\text{mg l}^{-1}$  mit einzelnen Abweichungen und liegen deutlich unter den sommerlichen  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentrationswerten. Wie auch die Gesamtstickstoffminima selbst, weisen die Nitratstickstoffminima im Berichtszeitraum kaum Variabilität auf. (vgl. Kap. 5.2.1).

Abbildung 5-6 zeigt die zeitliche Variabilität der Stickstoffspezies und Gesamtstickstoff am Beispiel der Messstation Schnackenburg. Die Höchstwerte der Ammoniumstickstoffkonzentration liegen im Winter und haben sich über einen Betrachtungszeitraum von 1997 bis 2012 aufgrund des Ausbaus kommunaler Kläranlagen und Erhöhung der Anschlussgrade mehr als halbiert. Grundsätzlich weisen auch die Nitritstickstoffwerte im Winterhalbjahr die Maximalwerte und eine abnehmende Tendenz auf. Neben Temperatureffekten auf die Selbstreinigung der Gewässer kann z. B. eingetragenes Streusalz im Winter die Reinigungsleistung einer Kläranlage beeinträchtigen und so zu den höheren Werten beitragen. Dieser Rhythmus wird bei  $\text{NO}_2\text{-N}$  jedoch durch einzelne Konzentrationsspitzen überlagert, die mit Abflusserhöhungen einhergehen (Abbildung 5-6). Ursächlich kann dies vor allem auf Einträge bei Regenentlastung aus Mischwasserkanalisation zurückzuführen sein. Die Nitratstickstoffkonzentrationen sind um das Hundertfache höher als die Nitritstickstoffkonzentrationen, weisen aber ebenfalls ein winterliches Maximum auf. Es wird deutlich, dass die Spitzenwerte der Nitratstickstoffkonzentration auch über einen langen Betrachtungszeitraum seit 1997 eine hohe Variabilität aufweisen. Demgegenüber sind die sommerlichen Werte nicht nur im



Berichtszeitraum relativ konstant niedrig, sondern bereits seit 2003. Da Nitratstickstoff die mit Abstand bedeutendste der gemessenen Teilspezies der N-Verbindungen ist, spiegelt sich dieses Verhalten auch im  $N_{\text{ges}}$  wider (Abbildung 5-3). Im Winterhalbjahr liegen durchschnittlich bis zu 90 % des  $N_{\text{ges}}$  als Nitratstickstoff vor. Die restlichen Anteile bestehen aus Ammonium- und Nitritstickstoff. Dieser Anteil ist auch über einen langen Zeitraum seit 1997 nahezu unverändert. Im Sommer vermindert sich der Anteil des Nitratstickstoffs deutlich und beträgt zum Teil unter 50 % ohne das die beiden weiteren gemessenen Stickstoffspezies einen Anteil haben. Im Sommerhalbjahr wird ein Teil des Stickstoffs durch Assimilation organisch gebunden und bei der Laboranalyse des Gesamtstickstoffs in der unfiltrierten Wasserprobe mit erfasst. Dieser organische Stickstoffanteil ist zunächst immobilisiert und muss zur erneuten Verfügbarkeit remineralisiert werden.

*Tabelle 5-5: Statistische Kennwerte der  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)*

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_2\text{-N}$	0,03	0,009	0,002	0,027	0,044
Schnackenburg		0,01	0,007	0,005	0,005	0,025
Seemannshöft		0,03	0,022	0,01	0,003	0,1
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_2\text{-N}$	0,03	0,011	0,012	0,035	0,056
Schnackenburg		0,01	0,009	0,005	0,014	0,034
Seemannshöft		0,03	0,022	0,01	0,02	0,1
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_2\text{-N}$	0,03	0,012	0,01	0,033	0,053
Schnackenburg		0,01	0,009	0,005	0,005	0,035
Seemannshöft		0,03	0,024	0,01	0,03	0,12
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_2\text{-N}$	0,03	0,010	0,018	0,032	0,052
Schnackenburg		0,01	0,006	0,005	0,005	0,026
Seemannshöft		0,04	0,028	0,01	0,025	0,09



Tabelle 5-6: Statistische Kennwerte der  $\text{NO}_3^-$ -N-Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_3^-$ N	3,3	0,813	2,5	3,05	5,7
Schnackenburg		2,8	0,974	1,3	2,55	5
Seemannshöft		2,6	1,082	1,2	2,45	4,8
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_3^-$ N	4,0	1,004	2,7	3,8	7,3
Schnackenburg		3,6	1,245	1,2	3,25	6,5
Seemannshöft		3,2	1,132	1,3	3,15	6
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_3^-$ N	3,9	0,826	2,8	3,6	5,5
Schnackenburg		3,2	1,241	1,6	2,9	5,7
Seemannshöft		3,0	1,180	1,2	2,9	5,3
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{NO}_3^-$ N	3,1	0,609	2,4	2,95	4,4
Schnackenburg		2,5	0,888	1,3	2,4	4,4
Seemannshöft		2,1	0,928	0,9	2	3,7

#### **BOX 10**

Die Mittelwerte für Ammoniumstickstoff schwanken von 0,06 bis 0,16  $\text{mg l}^{-1}$  und liegen damit unter dem Orientierungswert für den guten Zustand bzw. das gute Potenzial. Auch die Nitritstickstoffwerte unterschreiten die Vorgaben der novellierten Oberflächengewässerverordnung. Die Mittelwerte der Konzentrationen für Nitratstickstoff liegen zwischen 2,1 und 4,0  $\text{mg l}^{-1}$  und damit unter der UQN. Die Spitzenwerte der Ammoniumstickstoffkonzentration liegen im Winter und sind seit 1997 durch den Ausbau kommunaler Kläranlagen rückläufig. Auch die Nitritstickstoffkonzentrationen weisen Höchstwerte im Winter auf. Durch Einträge bei Regenentlastung aus Mischwasserkanalisation können Konzentrationsspitzen auftreten. Nitratstickstoff ist die mit Abstand bedeutendste Teilspezies. Im Winterhalbjahr liegen bis zu 90 % des Gesamtstickstoffs als Nitratstickstoff vor. Im Sommer vermindert sich dieser Anteil auf unter 50 %.

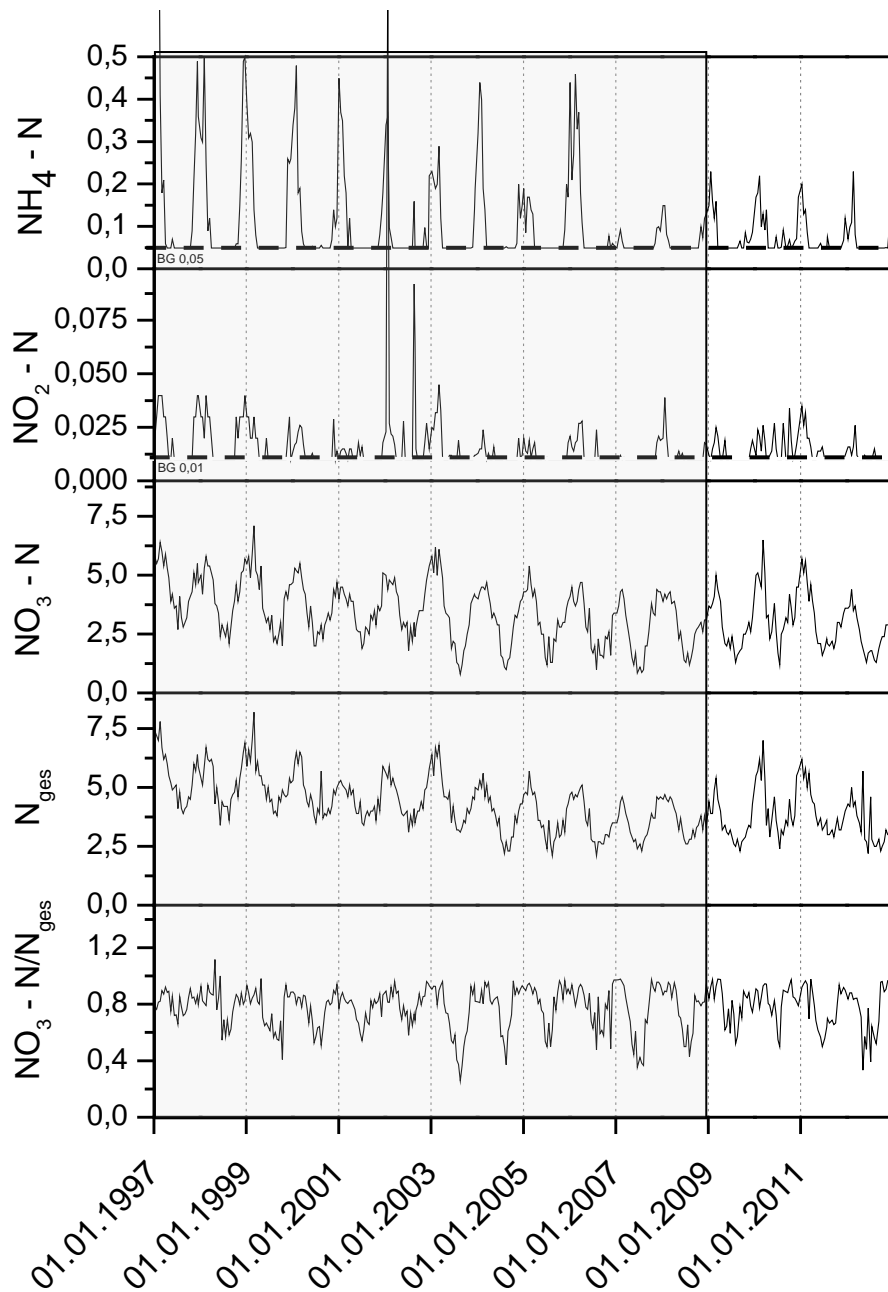


Abbildung 5-6: Zeitlicher Verlauf der Konzentration der Stickstoffspezies von 1997 bis 2012 an der Messstelle Schnackenburg [in  $\text{mg l}^{-1}$ ], grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben)





#### 5.2.4 Nitrat im Grundwasser

Die N-Belastung ist nicht nur ein Problem in Oberflächengewässern sondern auch im Grundwasser. Hier sind die N-Konzentrationen und -Frachten häufig nur bedingt von der aktuellen Eintragssituation in das Gesamtsystem abhängig, da unterschiedliche hydrologische und chemische Prozesse wirken. Dazu zählen z. B. das Witterungsgeschehen und die Abflussbildung einschließlich Grundwasserneubildung, aber auch Fruchtwechsel und Bodenbearbeitung (BMU 2012). Zusätzlich zu Prozessen in der ungesättigten Bodenzone tritt die Denitrifikation als wichtigster Prozess im Grundwasser selbst auf (Wriedt 2004). Grundsätzlich sind dazu Sauerstoffabschluss, denitrifizierende Bakterien und ein Elektronendonator notwendige Voraussetzungen. Neben organischer Substanz kann auch reduziertes Eisen oder Schwefel ein Elektronendonator sein. Typischerweise ist dieser Pyrit.

Durch europäische Richtlinien sowie nationale Gesetze und Verordnungen ist der Grenzwert für Grundwasser in Deutschland auf  $50 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat bzw.  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  Nitratstickstoff festgesetzt (Tabelle 5-1). In 2009 überschritten im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes 28 % der insgesamt über 220 Grundwasserkörper den Grenzwert und befanden sich damit aufgrund von Nitratbelastung im schlechten chemischen Zustand. Die Schwerpunkte der Belastung lagen im Nordwesten des Einzugsgebietes und in einem Bereich, der sich vom nördlichen Thüringen über das südliche Sachsen-Anhalt bis nach Sachsen erstreckt (Abbildung 5-7). 13 Grundwasserkörper weisen einen steigenden Trend der Nitratbelastung auf. In hohem Maße erfolgen die Nitratreinträge in das Grundwasser durch die landwirtschaftliche Nutzung und die Nutztierhaltung (FGG Elbe 2009b). Für Deutschland wird im „Nitratbericht 2012“ eine schrittweise deutliche Verringerung der Nitratkonzentration festgestellt (BMU 2012). Die Abnahme der Belastung tritt nur langsam und allmählich ein und hat sich insgesamt abgeschwächt, so dass auch bei der Bewertung des chemischen Zustands im Zuge der Aktualisierung der Bewirtschaftungsplanung weiterhin 28 % der Grundwasserkörper eine Nitratkonzentration über dem Grenzwert aufweisen. Aber nur noch bei sechs Grundwasserkörpern gibt es einen steigenden Trend der Nitratbelastung. Aus den Nitratkonzentrationswerten sind nur eingeschränkt Aussagen über die Bedeutung für die Oberflächengewässer möglich, da dazu die Betrachtung der Frachten vorgenommen werden muss. Die Höhe der Grundwasserneubildung variiert von Jahr zu Jahr und hat großen Einfluss auf die Nitratkonzentrationen und -frachten.

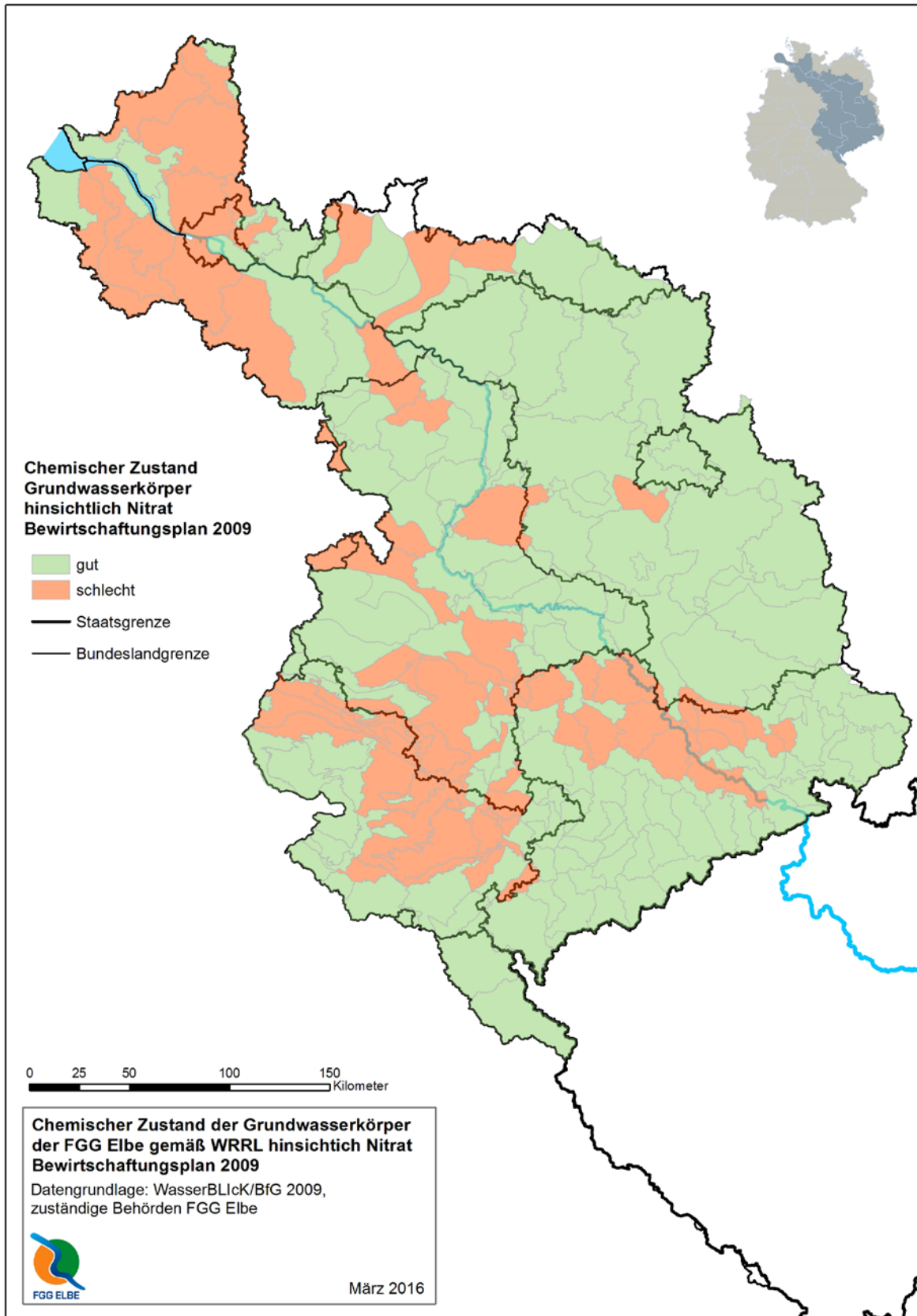


Abbildung 5-7: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in der FGG Elbe hinsichtlich Nitrat (Quelle: FGG Elbe 2009a)

**BOX 11**

*Im Jahr 2009 überschritten 28 % von 220 Grundwasserkörpern den Grenzwert von 50 mg l<sup>-1</sup> Nitrat bzw. 11,3 mg l<sup>-1</sup> Nitratstickstoff. Die Belastungsschwerpunkte waren räumlich eingegrenzt. Die Abnahme der Belastung tritt nur langsam und allmählich ein und hat sich insgesamt abgeschwächt, so dass auch bei der Bewertung des chemischen Zustands im Zuge der Aktualisierung der Bewirtschaftungsplanung weiterhin 28 % der Grundwasserkörper eine Nitratkonzentration über dem Grenzwert aufweisen.*



## 5.3 Phosphor

### 5.3.1 Gesamtphosphorkonzentration in der Elbe

Die Konzentration von Gesamtphosphor ( $P_{\text{ges}}$ ) an den Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft weisen im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 eine relativ geringe Variabilität auf (Tabelle 5-7). Die Jahresmittelwerte schwanken von gleichbleibenden  $0,13 \text{ mg l}^{-1}$  in Schnackenburg bis zu  $0,17 \text{ mg l}^{-1}$  in Schmilka und Seemannshöft. Die Medianwerte liegen nur geringfügig unter den Mittelwerten. Insbesondere in Verbindung mit den deutlich höheren Maximalwerten in Schmilka ( $0,42 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Seemannshöft ( $0,26 \text{ mg l}^{-1}$ ) wird deutlich, dass die Datenmenge durch wenige besonders hohe Werte geprägt ist. Insgesamt liegen die Mittelwerte und Mediane der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration in Schnackenburg unter den Werten in Schmilka und Seemannshöft. Im Jahr 2010 sind die ermittelten Mittel- und Medianwerte niedriger als in den übrigen Jahren des Berichtszeitraums.

Tabelle 5-7: Statistische Kennwerte der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$P_{\text{ges}}$	0,17	0,055	0,11	0,16	0,39
Schnackenburg		0,13	0,040	0,039	0,14	0,2
Seemannshöft		0,17	0,033	0,12	0,17	0,25
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$P_{\text{ges}}$	0,16	0,058	0,09	0,14	0,33
Schnackenburg		0,13	0,030	0,07	0,12	0,19
Seemannshöft		0,14	0,024	0,11	0,14	0,19
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$P_{\text{ges}}$	0,15	0,048	0,1	0,16	0,32
Schnackenburg		0,13	0,029	0,079	0,13	0,18
Seemannshöft		0,16	0,043	0,09	0,16	0,26
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$P_{\text{ges}}$	0,17	0,066	0,1	0,15	0,42
Schnackenburg		0,13	0,025	0,08	0,13	0,17
Seemannshöft		0,17	0,024	0,12	0,17	0,21

Alle Mittelwerte der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration im Berichtszeitraum liegen über dem gewässertyp-spezifischen Orientierungswert an der Klassengrenze gut zu mäßig (LAWA RaKon 2014) , der sowohl für den Gewässertyp 10 (Schmilka) als auch für den Gewässertyp 20 (Schnackenburg, Seemannshöft) bei  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  liegt. Die Überschreitungen liegen zwischen  $0,02$  und  $0,07 \text{ mg l}^{-1}$  bzw.  $20 \%$  bis  $70 \%$ .

Wie auch beim N zeigt eine Betrachtung der Entwicklung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen über einen Zeitraum von 1997 bis 2012 grundsätzlich eine abnehmende Tendenz der Mittel- und Medianwerte (Abbildung 5-8). Während bis 2005 die Mittel- und Medianwerte zum Teil deutlich über  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$  liegen, befinden sie sich danach alle unter diesem Wert. Im Berichtszeitraum liegen nur noch Maximalwerte oder statistische Ausreißer über  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Konzentrationen im oberen Wertebereich vermindern sich bei langfristiger Betrachtung deutlich, weisen aber eine hohe innerjährliche Schwankungsbreite auf, die bis zu  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  betragen kann, z. B. zwischen 2002 und 2003. Auch die  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen im unteren Wertebereich sinken ab, wenn auch nicht so stark. Deutlich wird auch, dass der Zentralbereich, der durch das 25- bis 75- Perzentil begrenzt wird, generell enger wird. Die Schwankungsbreite der Konzentrationswerte nimmt bei bestehender Variabilität zwischen den Jahren ab. Dementsprechend kann für alle drei Messstellen über einen Betrachtungszeitraum seit 1997 ein signifikant abnehmender Trend identifiziert werden. Die Trendstärke ist für den Binnenelbebereich ausgeprägter als für Seemannshöft (Abbildung 5-9).

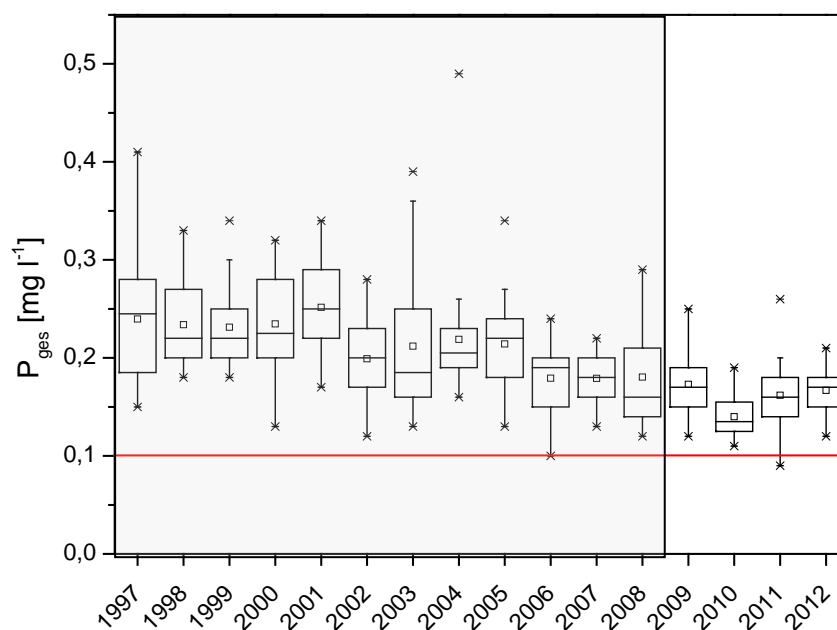


Abbildung 5-8: Darstellung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration für Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben) Boxbereich: 25- und 75- Perzentil, Whisker: 1- und 99- Perzentil, Linie im Boxbereich: Medianwert, Quadrat: arithm. Mittel



Die hohe Variabilität der Werte verhindert jedoch, dass diese Signifikanz bei einer Trendbeurteilung über den Berichtszeitraum und unter Einschluss des Jahres 2008 auftritt. Ein Teil der Variabilität kann durch die hydrologische Entwicklung des jeweiligen Jahres unter Berücksichtigung von Hochwassersituationen erklärt werden (vgl. unten).

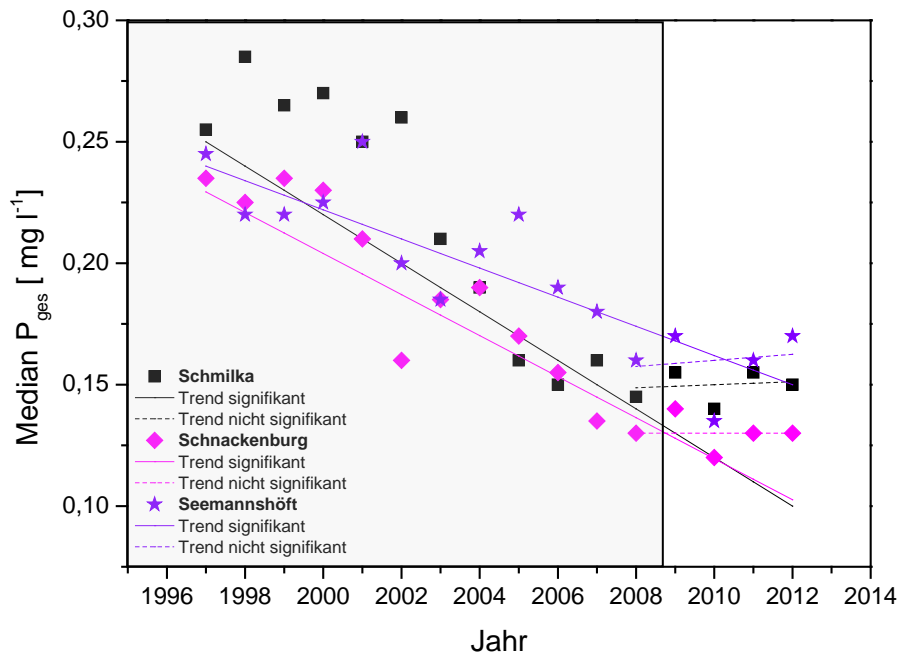


Abbildung 5-9: Medianwerte und Trends der  $P_{ges}$ -Konzentration von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

Die grundsätzliche Abnahme der  $P_{ges}$ -Konzentration und deren unterschiedliche Ausprägung werden in Abbildung 5-10 auch anhand von Werten aus Einzelproben deutlich. Die Zeitreihen weisen jedoch anders als für N keine ausgeprägte Saisonalität auf. Auffällig ist hingegen, dass Einzelwerte sowohl in Schmilka als auch Schnackenburg besonders hohe Konzentrationen von z. T. über  $0,5 \text{ mg l}^{-1}$  aufweisen. Diese „Ausreißer“ nehmen innerhalb des Zeitraums von 1997 bis 2012 ab. Die Spitzenwerte in Schmilka fallen in der Regel mit Situationen hoher Schwebstoffkonzentration bzw. Trübung zusammen und werden durch Niederschläge oder im Winter auch durch Niederschlags-/Schneeschnelzsituationen hervorgerufen. Insbesondere bei der Verminderung erosiver Stoffeinträge von Ackerflächen in die Gewässer konnten seit 1997 Erfolge zumindest im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes erzielt werden. In Seemannshöft sind diese Situationen mit hoher  $P_{ges}$ -Konzentration weniger deutlich ersichtlich und mit ein Grund für die geringere Trendstärke an dieser Messstelle. Darüber hinaus unterliegen die Schwebstoffdynamik und die  $P_{ges}$ -Konzentration in Seemannshöft dem Einfluss der Tide.

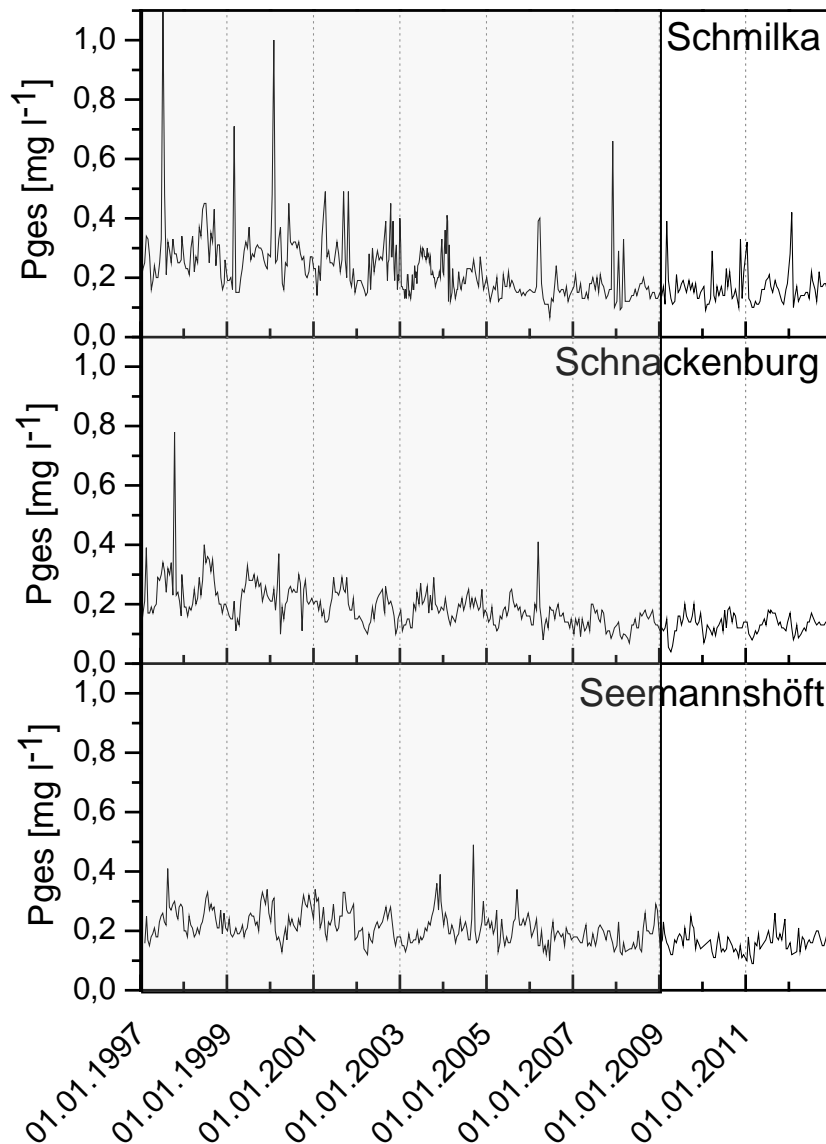


Abbildung 5-10: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von  $P_{ges}$  von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

#### **BOX 12**

Die Gesamtposphorkonzentrationen weisen im Berichtszeitraum insgesamt eine geringe Variabilität auf, sind jedoch durch einige hohe Maximalwerte geprägt. Alle Mittelwerte im Berichtszeitraum an den ausgewählten Messstellen liegen über dem gewässertypischen Orientierungswert. Von 1997 bis 2012 liegt ein signifikant abnehmender Trend der Mittel- und Medianwerte vor, der für den Berichtszeitraum aufgrund der hydrologisch bedingten Variabilität nicht bestätigt werden kann. Situationen mit besonders hohen Gesamtposphorkonzentrationen weisen auch überdurchschnittliche Schwebstoffkonzentrationen auf und fallen in Zeiträume mit erhöhtem Niederschlag oder Schneeschmelzen.



### 5.3.2 Gesamtposphorfrachten in der Elbe und den Nebenflüssen

Der Einfluss der hydrologischen Variabilität ist auch bei der Betrachtung der Frachtentwicklung erkennbar. Abbildung 5-11 zeigt die  $P_{\text{ges}}$ -Jahresfracht in Seemannshöft für einen Zeitraum seit 1997. Der Höchstwert der absoluten Fracht liegt für das Jahr 2002 bei nahezu 7.500 t, dagegen ist sie 2008, 2009 und 2012 mit ungefähr 3.500 t nur halb so hoch. Von der grundsätzlichen Abnahme der  $P_{\text{ges}}$ -Frachten weichen die Jahre 2002 und 2010 mit hochwasserbedingten höheren Werten ab. 2003 und 2004 lag die Jahresabflussmenge deutlich unter dem Durchschnitt, so dass die geschätzten absoluten Frachten relativ gering sind. Die normierten Jahresfrachten gleichen diese Unterschiede in der Abflussdynamik aus (vgl. Kap. 5.2.2). Der Höchstwert liegt im Jahr 2001 bei ca. 6.000 t, zeitgleich mit den höchsten Konzentrationswerten in Seemannshöft (Abbildung 5-8). Im Berichtszeitraum schwankt die normierte  $P_{\text{ges}}$ -Fracht zwischen 4.000 und 3.300 t. Damit ist die Fracht in Seemannshöft in den letzten 10 Jahren um fast die Hälfte zurückgegangen.

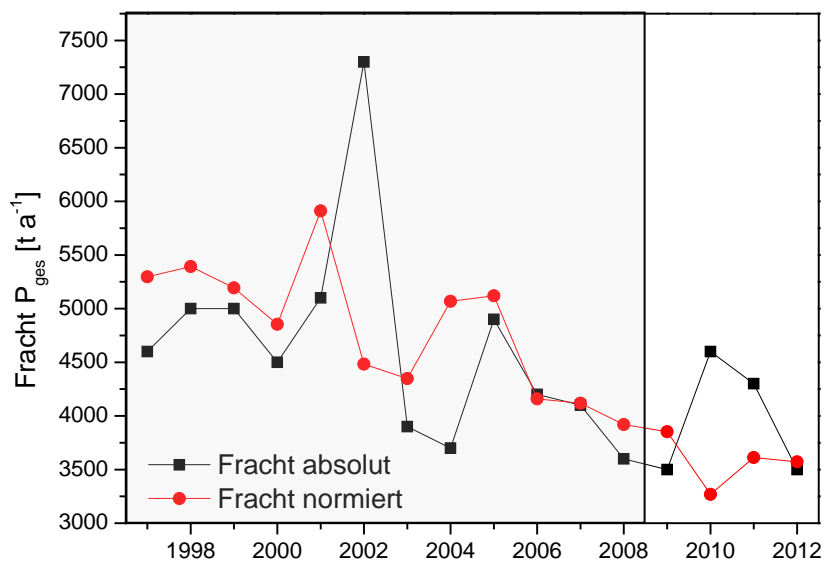


Abbildung 5-11: Entwicklung der  $P_{\text{ges}}$ -Fracht in Seemannshöft von 1997 bis 2012, grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Querprofilmischproben)



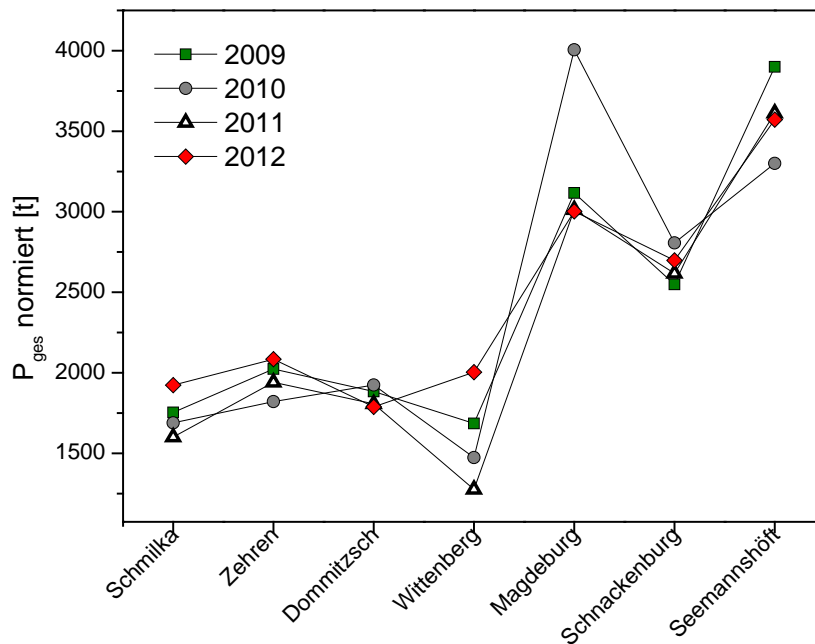


Abbildung 5-12: Vergleich der  $P_{ges}$ -Frachten an Messstellen im Längsverlauf der Elbe von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Schnackenburg, monatliche Einzelproben Wittenberg, Magdeburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)

Die zeitliche Dynamik der normierten  $P_{ges}$ -Frachten in Seemannshöft während des Berichtszeitraums findet sich nur eingeschränkt auch an weiteren Elbe-Messstellen. In Wittenberg und Magdeburg sind die Variabilitäten besonders hoch. Abweichend von Seemannshöft liegen die Jahre mit den höchsten normierten Frachten für  $P_{ges}$  nicht im Jahr 2009 sondern im Jahr 2012 bzw. 2010. In den sächsischen Messstellen Schmilka, Zehren und Dommitzsch sind diese Variabilitäten ebenso wie in Schnackenburg wesentlich geringer. 2010 sind die  $P_{ges}$ -Frachten an diesen Messstellen gering und entsprechen damit der Entwicklung in Seemannshöft. Wie auch beim N kommt es vor Magdeburg durch die Zuflüsse von Mulde und Saale zu einem sprunghaften Anstieg der  $P_{ges}$ -Frachten von ca. 1.500 bis 2.000 t auf über 3.000 t (Abbildung 5-12). Da ein Teil des Phosphors partikulär gebunden ist, kommt der Schwebstoffdynamik an den Messstellen große Bedeutung zu. Die Abnahme der P-Fracht ist z. B. zwischen Magdeburg und Schnackenburg auf eine in der Regel geringere und ausgeglichene Schwebstoffdynamik bzw. Trübung im Stromverlauf zurückzuführen.

Im Jahr 2010 treten relativ geringe  $P_{ges}$ -Frachten auch in den Nebenflüssen Havel, Schwarze Elster, Mulde und Saale auf, deren Summe zwischen 1.270 t im Jahr 2010 und 1.760 t 2009 schwankt (Tabelle 5-7). Damit tragen diese Nebenflüsse ca. 40 % der normierten  $P_{ges}$ -Fracht am Übergabepunkt limnisch/marin in Seemannshöft bei. Nur für die Havel ist über den Berichtszeitraum eine Abnahme der Frachten zu beobachten. Demgegenüber ist über einen längeren Zeitraum seit 1997 für alle Nebenflüsse eine Verminderung der Mittelwerte der normierten Jahresfrachten erkennbar. Die spezifischen Jahresfrachten liegen im Mittel wäh-



rend des Berichtszeitraumes für Mulde und Saale mit 0,037 bzw. 0,030 t km<sup>-2</sup> relativ eng beieinander, im Haveleinzugsgebiet bei 0,020 t km<sup>-2</sup>. Hier schlagen die Verbesserungen der Abwasser- und Regenwasserbehandlung, vor allem im Großraum Berlin, zu Buche. Darüber hinaus können die Flusseen zur Retention von P beitragen, wenn auch mit hoher Variabilität und individuellen Randbedingungen (Kleeberg und Hupfer 2012). Die spezifischen Jahresfrachten im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster sind mit 0,012 t km<sup>-2</sup> als Mittelwert im Berichtszeitraum noch geringer als im Haveleinzugsgebiet. Als Ursache kann neben den geringen Abflüssen auch die braunkohletagebaubedingte hohe Eisenkonzentration in der Schwarzen Elster angenommen werden, durch die P in Form von Eisenphosphat ausgefällt werden kann.

*Tabelle 5-7: Vergleich der Jahresfrachten und der flächenspezifischen Jahresfrachten für P<sub>ges</sub> von 2009 bis 2012 (Datengrundlage: monatliche Einzelproben)*

	<b>Schwarze Elster</b>	<b>Mulde</b>	<b>Saale</b>	<b>Havel</b>
Normierte Jahresfrachten P <sub>ges</sub> [t]				
2009	57,9	268,9	862,8	571,0
2010	46,4	169,8	553,8	499,4
2011	54,6	215,2	693,2	453,8
2012	58,3	247,2	695,3	389,1
Mittelwert normierte Jahresfrachten P <sub>ges</sub> [t]				
1997 - 2012	60,2	243,0	821,6	622,8
2009 - 2012	53,0	225,3	701,3	478,3
Mittelwert spezifische Jahresfrachten P <sub>ges</sub> [t km <sup>-2</sup> ]				
1997 - 2012	0,014	0,039	0,035	0,026
2009 - 2012	0,012	0,037	0,030	0,020

### **BOX 13**

*Der Höchstwert der absoluten Gesamtphosphorfracht seit 1997 liegt in Seemannshöft im Jahr 2002 bei ca. 7.500 t. Dagegen beträgt sie 2008, 2009 und 2012 nur 3.500 t. Die normierte Gesamtphosphorfracht schwankt im Berichtszeitraum zwischen 4.000 und 3.300 t. Innerhalb von 10 Jahren hat sich die Fracht in Seemannshöft nahezu halbiert. Die Variabilität der normierten Gesamtphosphorfracht differiert zwischen den Messstellen zum Teil erheblich. Die wichtigen Nebenflüsse tragen mit ca. 40 % am Übergabepunkt limnisch/marin bei. Einflussfaktoren für Unterschiede in den flächenspezifischen Jahresfrachten sind vor allem eine verbesserte Abwasserbehandlung und durch den Braunkohletagebau bedingte hohe Eisenkonzentrationen.*



### 5.3.3 Phosphorspezies in der Elbe

Tabelle 5-8 stellt die Konzentration von orthophosphat-Phosphor ( $\text{o-PO}_4\text{P}$ ) der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft von 2009 bis 2012 dar. Die im Berichtszeitraum gültige OGeV (2011) gibt als Anforderung für die Erreichung des sehr guten Zustandes bzw. Potenzials für  $\text{o-PO}_4\text{P}$  einen Wert von  $0,02 \text{ mg l}^{-1}$  vor. In der novellierten Fassung (OGeV 2016) wird ein Orientierungswert für die Erreichung des guten Zustandes/Potenzials ergänzt, der gewässertypspezifisch für den Elbestrom bei  $0,07 \text{ mg l}^{-1}$  liegt (vgl. LAWA RaKon 2014). Die Mittelwerte der  $\text{o-PO}_4\text{P}$ -Konzentration liegen zwischen  $0,042$  und  $0,060 \text{ mg l}^{-1}$ . Mit Ausnahme des Jahres 2011 treten die niedrigsten Jahresmittelwerte in Schnackenburg auf. Die Orientierungswerte für den guten Zustand werden im Berichtszeitraum eingehalten. Auffällig ist jedoch die relativ hohe Standardabweichung, die sich auch in den deutlichen Unterschieden zwischen Minimum- und Maximumwerten widerspiegelt.

*Tabelle 5-8: Statistische Kennwerte der  $\text{o-PO}_4\text{P}$ -Konzentration der Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft der Jahre 2009 bis 2012 [in  $\text{mg l}^{-1}$ ] (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben für Schmilka, Schnackenburg, zweiwöchige Querprofilmischproben für Seemannshöft)  $\frac{1}{2}$  BG ist  $0,005 \text{ [mg l}^{-1}]$  als Minimum*

2009						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{o-PO}_4\text{P}$	0,057	0,030	0,005	0,061	0,120
Schnackenburg		0,047	0,038	0,005	0,054	0,120
Seemannshöft		0,060	0,035	0,02	0,055	0,130
2010						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{o-PO}_4\text{P}$	0,051	0,021	0,005	0,053	0,096
Schnackenburg		0,054	0,030	0,005	0,064	0,010
Seemannshöft		0,044	0,020	0,005	0,050	0,080
2011						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{o-PO}_4\text{P}$	0,055	0,031	0,005	0,065	0,098
Schnackenburg		0,039	0,028	0,005	0,040	0,079
Seemannshöft		0,033	0,021	0,010	0,040	0,060
2012						
		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Median	Maximum
Schmilka	$\text{o-PO}_4\text{P}$	0,060	0,032	0,005	0,061	0,120
Schnackenburg		0,040	0,032	0,005	0,040	0,091
Seemannshöft		0,042	0,017	0,01	0,040	0,060

Die Höchstwerte schwanken von  $0,060$  bis  $0,13 \text{ mg l}^{-1}$  und liegen damit in der Regel doppelt so hoch wie der Mittelwert und in der Größenordnung der  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Konzentrationen.



Im Unterschied zur zeitlichen Entwicklung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration zeigt die  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentration eine signifikante saisonale Komponente auf. Abbildung 5-13 verdeutlicht die hohen Konzentrationswerte im Winterhalbjahr und niedrige Werte im Sommer, z. T. unterhalb der Bestimmungsgrenze, ohne dass insgesamt die  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration zurückgeht. Dementsprechend liegt der Anteil des  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  am  $P_{\text{ges}}$  im Winterhalbjahr bei 50 bis 80 % und geht auf unter 10 % im Sommer zurück. In den Jahren des Berichtszeitraums, und auch davor, kommt es jedoch zu einer kurzzeitigen Erhöhung der  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Sommer, die mit der Verminderung der Konzentrationen des Chlorophyll-a zeitlich zusammenfällt (vgl. Kap. 4.2.2). Es wird deutlich, dass die saisonale Dynamik im Verhältnis von  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  zum  $P_{\text{ges}}$  durch die Bindung  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  in der Phytoplanktonbiomasse bestimmt wird. Die Einhaltung des Orientierungswertes für  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  ist demnach nicht ein Zeichen für den guten Zustand, sondern Folge der mit der Algenblüte verbundenen Umverteilung in biologisch gebundenen Formen im  $P_{\text{ges}}$ .

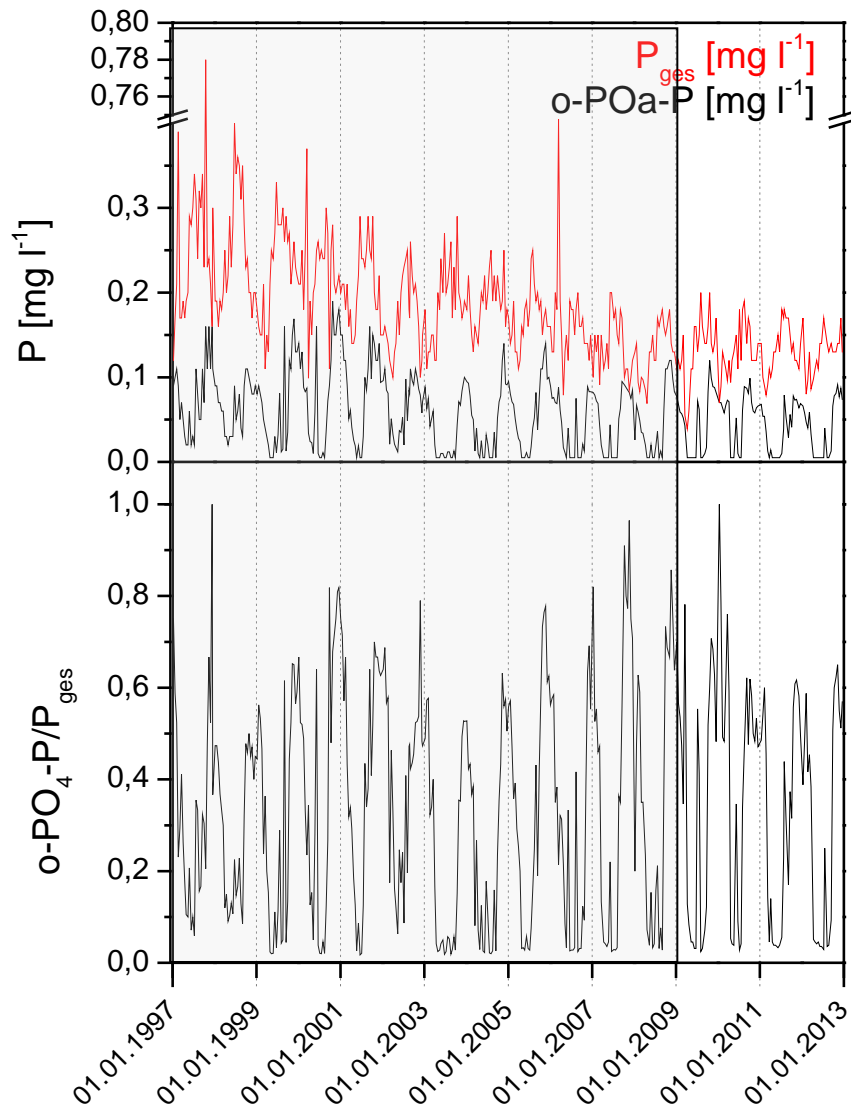


Abbildung 5-13: Zeitlicher Verlauf der Konzentration der P-Spezies von 1997 bis 2012 an der Messstelle Schnackenburg [in  $\text{mg l}^{-1}$ ], grau unterlegt sind die Jahre vor dem Berichtszeitraum (Datengrundlage: zweiwöchige Einzelproben)

#### **BOX 14**

Die Mittelwerte der orthophosphat-Phosphorkonzentration liegen zwischen  $0,033$  und  $0,060 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Orientierungswerte für den guten Zustand werden im Berichtszeitraum eingehalten. Die orthophosphat-Phosphorkonzentration weist eine signifikante saisonale Komponente auf. Die Dynamik im Verhältnis von orthophosphat-Phosphor zu Gesamtphosphor wird durch die Bindung von orthophosphat-Phosphor in der Biomasse ausgelöst.



## 5.4 Fazit

### 5.4.1 Stickstoff

Die Betrachtung der  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration und der Konzentrationen der N-Spezies für die ausgewählten Messstellen an der Elbe und der wichtigen Nebenflüsse verdeutlicht, dass sich die Werte über einen längeren Zeitraum insgesamt positiv entwickeln. Dieser Trend schwächt sich ab, so dass für den Berichtszeitraum 2009 bis 2012 keine statistische Signifikanz vorliegt. Ursächlich ist dies durch hohe Werte in den Jahren 2010 und 2011 sowohl für die Konzentrationen als auch bei den normierten Jahresfrachten begründet. Eine vergleichbare Dynamik mit erhöhten Werten in 2010 und 2011 ist z. B. auch im Einzugsgebiet der Weser oder in Schleswig-Holstein, aber auch bei Messungen in oberflächennahem Grundwasser zu beobachten (FGG Weser 2016, LLUR SH 2014, Grüne Liga 2016). Neben der langfristigen durch Maßnahmen bedingten Trendentwicklung haben auch überregional wirkende hydro-meteorologische Einflüsse einen wichtigen Anteil.

Insgesamt werden die Orientierungswerte sowohl für  $N_{\text{ges}}$  als auch für die N-Spezies in den Oberflächenwasserkörpern in der Regel eingehalten. Unter Einbeziehung der Vorgaben für den Meeresschutz zeigt sich jedoch insbesondere im Hinblick auf den Parameter  $N_{\text{ges}}$  noch überregionaler Handlungsbedarf, um auch über mehrere Jahre hinweg die gesetzten Bewirtschaftungsziele zu erreichen. Im Bereich des Grundwassers kommt es noch häufig zu Verfehlungen der Umweltziele hinsichtlich des Parameters  $\text{NO}_3^- \text{N}$ . Die Ziele sowohl für Grundwasser- aber auch Oberflächenwasserkörper sind nur durch aufeinander und miteinander abgestimmtes Handeln der Hauptbelastungsverursacher erreichbar. Der erste Bewirtschaftungsplan und das gemeinsame Maßnahmenprogramm der FGG Elbe (FGG Elbe 2009a), die zu Beginn des Berichtszeitraum 2009 bis 2012 erarbeitet und beschlossen wurden, sowie deren Aktualisierung 2015 bilden dafür wichtige Ausgangspunkte.

Die Auswertung der Monitoringdaten zeigt, dass es auch für die Messstellen an der Elbe auf Basis von Einzelprobennahmen möglich ist, unterschiedliche Eintragsprozesse zu identifizieren. Dies trifft z. B. für  $\text{NH}_4^+ \text{N}$  aus Kläranlagen sowie  $\text{NO}_2^- \text{N}$  aus Regenentlastungen zu. In dieser Differenzierungsmöglichkeit liegt mittelfristig auch ein Potenzial, die Wirkung von Maßnahmen rückblickend zu verstehen und damit die Wirksamkeit von geplanten Maßnahmen besser abzuschätzen.

### 5.4.2 Phosphor

Wie beim Stickstoff zeigt auch die Entwicklung der P-Konzentrationen an den ausgewählten Messstellen über einen längeren Zeitraum einen abnehmenden Trend. Aufgrund der hydrologischen Variabilität ist im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 jedoch kein signifikanter Trend der P-Konzentrationen oder der -Jahresfrachten zu verzeichnen. Die stetige Verringerung



der Schwankungsbreite in den Jahreswerten der P-Konzentrationen verdeutlicht die Wirksamkeit von Maßnahmen, die vor allem stoßartige Belastungssituationen minimieren.

Trotz der langfristigen deutlichen Abnahme der P-Konzentrationen werden die gewässertypspezifischen Orientierungswerte für  $P_{ges}$  im Berichtszeitraum überschritten, so dass weitere Maßnahmen zur Minderung der Einträge notwendig sind. Eine hohe Anzahl von Maßnahmen wurde im ersten WRRL-Bewirtschaftungszeitraum (2009 bis 2015) geplant und umgesetzt (FGG Elbe 2012). Die Orientierungswerte für den guten Zustand für die  $o\text{-PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen werden im Berichtszeitraum 2009 bis 2012 eingehalten. Dies ist vornehmlich auf die Umverteilung von  $o\text{-PO}_4\text{-P}$  zu  $P_{ges}$  im Zuge der sommerlichen Phase der Primärproduktion zurückzuführen. Zusammen mit den hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen und dem in Seemannshöft zum Teil kritischen Sauerstoffhaushalt wird allerdings auch die Notwendigkeit einer weiteren nachhaltigen Reduzierung der P-Einträge deutlich.

In weit stärkerem Maße als für Stickstoff kann für die Elbe durch das Monitoring von Phosphor und unter Berücksichtigung weiterer Parameter, wie kontinuierliche Messungen von pH-Wert und Sauerstoffgehalt, die intakte Ökosystemfunktion oder deren Defizite aufgezeigt werden. Neben der an Orientierungswerten messbaren Reduktion der P-Einträge besteht so auch die Möglichkeit einer integrativen Erfolgskontrolle auf Basis der funktionalen Parameter.



## 6 Ausblick auf den nächsten Elbebericht

Der nächste Elbebericht wird die Jahre 2013 bis 2015 behandeln und damit einen weiteren dreijährigen Berichtszeitraum umfassen. In dieser Zeit sind bei der Umsetzung der WRRL weitere entscheidende Schritte unter Einbindung der Öffentlichkeit durchgeführt worden. Dazu zählen vor allem eine intensive Diskussion und inhaltliche Befassung mit den WWBF zunächst in der FGG Elbe und danach im Rahmen einer öffentlichen Anhörung. Die Ergebnisse finden sich in Erläuterungsdokumenten zur Anhörung und Hintergrunddokumenten zum Bewirtschaftungsplan wieder. Der Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm wurden aktualisiert, 2014/15 einer öffentlichen Anhörung unterzogen und nach anschließenden Korrekturen im Dezember 2015 veröffentlicht. Die darin vorgestellte erneute Zustandsbewertung wird auch Eingang in den Elbebericht 2013 – 2015 finden, des Weiteren die Entwicklung der Schadstoffbelastung unter Berücksichtigung neuer Umweltqualitätsvorgaben. Die Trends in der Nährstoffproblematik werden aufgegriffen und durch aktuelle Informationen und Monitoringwerte erneut bewertet. Darüber hinaus wird ein neues Schwerpunktthema vorgestellt. Die Ausführungen zu Schadstoffen im vorliegenden Bericht werden durch einen weiteren in Vorbereitung befindlichen Bericht der FGG Elbe ergänzt. Dieser befasst sich mit der zeitlichen Dynamik von Konzentrationen und Frachten ausgewählter Schadstoffe und deren Relevanz für die Elbe.





## Literatur

- ADAM, BEATE; FALLER, MARKUS; GISCHKAT, STEFAN; HUGGARD, HENRIK; LÖWENBERG, SVEN UND MAST, NICOLA (2012): Ergebnisse nach einem Jahr fischökologischen Monitorings am Doppelschlitzpass Geesthacht. *Wasserwirtschaft* (4) 2012, 49 - 57
- BÖHME, MARIA.; BÖTTCHER, FALK; LEFEBVRE, CHRISTIANA; LÖPMEIER; FRANZ-JOSEF; MÜLLER-WESTERMEIER, GERHARD; PIETZSCH, SASKIA; RIECKE, WOLFGANG; SCHMITT, HANS-HELMUT (2011): Die Witterung in Deutschland 2011, Klimastatusbericht 2011 DWD, 47 S.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2015): Jahresbericht 2014/2015. Freilandmessungen der Stickstoffretention in der Elbe.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) UND BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (Hrsg.) (2012): Nitratbericht 2012, Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 94 S.
- BLMP (BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM) (2011) [Ad hoc-AG Nährstoffreduzierung des Bund-Länder-Messprogramms]: Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Bund-Länder-Messprogramm/Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, 50 S
- DILLON, PETER J. UND RIGLER, FRANK (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY*. 19 (5). 767-773
- ECKARTZ-VREDEN, GABRIELE; FOERSTER, JULIA UND VÖLKER, JEANETTE (2015): Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandgewässern von Nordrhein-Westfalen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2015 (8), 231 - 236
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document n.°13 - Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential - Produced by Working Group 2A. Luxemburg.
- FGG ELBE (2009a): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Magdeburg.
- FGG ELBE (2009b): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Nährstoffe. 22 S.
- FGG ELBE (2010): Elbebericht 2008. Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms der Bundesländer über den ökologischen Zustand der Elbe nach EG-WRRL sowie Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen. 86 S.
- FGG ELBE (2012): Maßnahmenprogramm Elbe, Eine Zwischenbilanz. 35 S.
- FGG ELBE (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg.
- FGG ELBE (2014a): Untersuchung des Verteilungsverhaltens von Schwermetallen und Arsen bei der Einleitung von Stollenwässern in Fließgewässer. Schlussbericht. 165



## S. und Anhänge

- FGG ELBE (2014b): Ertüchtigung der Fischaufstiegsanlage am Südufer des Wehres Geesthacht. Machbarkeitsstudie. 52 S.
- FGG ELBE (2015): Hintergrunddokument zu der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage „Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen“ – Teilaspekt Schadstoffe -
- FGG ELBE (2016): Hintergrunddokument zu der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage „Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen“ – Teilaspekt Nährstoffe -
- FGG WESER (2016): Hintergrundpapier: Ableitung von Bewirtschaftungszielen und Maßnahmen gem. § 44 WHG (Art. 4 EG-WRRL) bezüglich der Stickstoffeinträge in die Küstengewässer für den Bewirtschaftungsplan 2015 bis 2021. 32 S.
- FISCHER, HELMUT (2015): Zur Steuerung der Trophie großer Flüsse. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2015 (8), 225- 230
- GRÜNE LIGA (2016): Verminderung der Nährstoffbelastung – zentrales Thema für Flussgebietsmanagement, Trinkwasserversorgung und Meeresschutz. 32 S.
- HARDENBICKER, PAULIN; ROLINSK, SUSANNE; WEITERE, MARKUS AND FISCHER, HELMUT (2014): Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. International Review of Hydrobiology 2014, 99, 287–299
- INFORMATIONSPLATTFORM UNDINE (2016):  
<http://undine.bafg.de/servlet/is/Entry.8606.Display/index.html>  
(Zugriff 02.06.2016)
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2015): Internationaler Warn- und Alarmplan Elbe, Übersicht der Meldungen im Zeitraum 01/2007 – 07/2015. 7 S.
- JUNGE, FRANK W. (2013): Schadstoffsенke Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002.- unveröff. Bericht Junge-Erdwissen, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien Hansestadt Hamburg (Auftraggeber), Abschlussbericht, November 2013: 70 S. (mit Anlagen)
- KLEEBOG, ANDREAS UND HUPFER, MICHAEL (2012): Untersuchungen zur Phosphormobilität in Berliner Flusseen. Abschlussbericht. Unveröffentlicht. 38 S.
- LLUR SH (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (Hrsg.) (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins, Entwicklung und Bewirtschaftungsziele. 91 S.
- LHW ST (LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT DES LANDES SACHSEN-ANHALT) (2014): Pflanzenschutzmittel in den Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts 2007 bis 2011. 66 S.
- LAWA (2012): LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung, Produktdatenblatt 2.2.2, RaKon VI – Ermittlung des guten ökologischen Potenzials – Fließgewässer – (Stand 21. August 2012).
- LAWA (2014): Rahmenkonzeption (RaKon) Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Aktualisierte Fassung.
- NITROLIMIT (Hrsg.) (2013): NITROLIMIT, Stickstofflimitation in Binnengewässern. Ist Stick-



stoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Diskussionspapier, Band 1, Mai 2013, Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen. 21 S.

PIEPOCH, MARC; BRAUNS, MARIO; HAUER, RICHARD; WEITERE, MARKUS UND VALETT, MAURICE (2015): Ecological Simplification: Human Influences on Riverscape Complexity. *BioScience* Vo. 65, No 11. 1057-1065

PUSCH, MARTIN UND FISCHER, HELMUT (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. (Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5) 385 S.

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (Hrsg.) (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem Sondergutachten. 564 S.

SCHEWERS, ULRICH UND NEUMANN, CHRISTOF (2012): Maßnahmen zur Gewährleistung der Passierbarkeit des Doppelschlitzpasses Geesthacht. *Wasserwirtschaft* (4) 2012, 23-27

STALU WM (STAATLICHES AMT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT WESTMECKLENBURG) (2011): Dokumentation Elbehochwasser Januar 2011, Teil 1 Meteorologische Situation und Hydrologischer Verlauf des Hochwassers. 32 S.

STOCKHOLMER ÜBEREINKOMMEN (2001): <http://chm.pops.int/> (Zugriff 02.06.2016)

TREPEL, MICHAEL (2016): Towards ecohydrological nutrient management for river basin districts. *Ecohydrology & Hydrobiology*. Volume 16,(2), 92–98

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2003): TBT – Zinnorganische Verbindungen – Eine wissenschaftliche Bestandsaufnahme. UBA Texte 16/03. 132 S.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2010): Hintergrundpapier. Fische aus Mulde und Elbe kaum noch mit Lindan und seinen Nebenprodukten belastet. 4 S.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2016): [https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/selected\\_results/18923](https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/selected_results/18923) (Zugriff 11.05.2016)

VERORDNUNG ZUM SCHUTZ DER OBERFLÄCHENGEWÄSSER (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) Ausfertigungsdatum: 20.07.2011

VERORDNUNG ZUM SCHUTZ DER OBERFLÄCHENGEWÄSSER (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) Ausfertigungsdatum: 20.06.2016

VERORDNUNG ZUM SCHUTZ DES GRUNDWASSERS (Grundwasserverordnung – GrwV) Ausfertigungsdatum: 09.11.2010

WRIEDT, GUNTER (2004): Modelling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany. Dissertation Universität Potsdam. 195 S.



## Anhang 1: Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustands (Anlage 7 der OGewV 2011)

1. Die zur Einstufung des chemischen Zustands zugrunde zu legenden Stoffe und deren Umweltqualitätsnormen<sup>1)</sup> ergeben sich aus den Tabellen 1, 2 und 3. Sofern nicht anders angegeben, gelten die UQN für die Gesamtkonzentration aller Isomere. Die Nummerierung folgt der Tabelle in Anhang I der Richtlinie 2008/105/EG.
2. Die Einhaltung der UQN ist für die in der Tabelle 1 aufgeführten Schadstoffe zu überwachen, für die es Einleitungen oder Einträge im Einzugsgebiet der für den Oberflächenwasserkörper repräsentativen Messstelle gibt. Die Einhaltung der UQN ist für die in den Tabellen 2 und 3 aufgeführten Schadstoffe zu überwachen, für die es signifikante Einleitungen oder Einträge im Einzugsgebiet der für den Oberflächenwasserkörper repräsentativen Messstelle gibt. Einleitungen oder Einträge sind signifikant, wenn zu erwarten ist, dass die halbe UQN überschritten ist.
3. Die Einhaltung der UQN, gekennzeichnet als JD-UQN, ist anhand des Jahresdurchschnittswertes nach Maßgabe der Anlage 8 Nummer 3.2.2 zu überprüfen. Die UQN, gekennzeichnet als ZHK-UQN, sind anhand der zulässigen Höchstkonzentration nach Maßgabe der Anlage 8 Nummer 3.2.1 zu überprüfen.

**Tabelle 1: Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe**

Nr.	Stoffname	Chemical Abstracts Service (CAS)-Nummer	JD-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	JD-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach §3 Nr. 2 WHG	ZHK-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	ZHK-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach §3 Nr. 2 WHG	Biota-UQN in µg/kg Nassgewicht Oberflächen-gewässer
(1)	Alachlor	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Anthracen <sup>2)</sup>	120-12-7	0,1	0,1	0,4	0,4	
(3)	Atrazin	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benzol	71-43-2	10	8	50	50	
(5)	Bromierte Diphenyl-ether <sup>2), 3), 4)</sup>	32534-81-9	0,0005	0,0005	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(6)	Cadmium und Cadmiumverbindungen <sup>2)</sup> (je nach Wasserhärteklasse <sup>5)</sup> )	7440-43-9	≤ 0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	0,2	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	
(7)	C10-13-Chloral-kane <sup>2)</sup>	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Chlorfenvinphos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos- Ethyl)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(10)	1,2-Dichlorethan	107-06-2	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(11)	Dichlormethan	75-09-2	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(12)	Bis(2ethyl-hex-yl)phthalat (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfan <sup>2), 6)</sup>	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranthen	206-44-0	0,1	0,1	1	1	
(16)	Hexachlorbenzol <sup>2), 3)</sup>	118-74-1	0,01	0,01	0,05	0,05	10 <sup>7)</sup>
(17)	Hexachlorbutadien <sup>2)</sup>	87-68-3			0,6	0,6	55 <sup>8)</sup>
(18)	HCH <sup>2), 9)</sup>	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Blei und Bleiverbindungen	7439-92-1	7,2	7,2	nicht anwendbar	nicht anwendbar	



Nr.	Stoffname	Chemical Abstracts Service (CAS)-Nummer	JD-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	JD-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach §3 Nr. 2 WHG	ZHK-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	ZHK-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach §3 Nr. 2 WHG	Biota-UQN in µg/kg Nassgewicht Oberflächen-gewässer
(21)	Quecksilber und Quecksilberverbindungen <sup>2)</sup>	7439-97-6	0,05	0,05	0,07	0,07	20
(22)	Naphthalin	91-20-3	2,4	1,2	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(23)	Nickel und Nickelverbindungen	7440-02-0	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(24)	Nonylphenole <sup>2)</sup> (4-Nonylphenol) <sup>2)</sup>	84852-15-3 <sup>10)</sup>	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octylphenole ((4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol))	140-66-9	0,1	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(26)	Pentachlorbenzol <sup>2), 3)</sup>	608-93-5	0,007	0,0007	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(27)	Pentachlorphenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) <sup>2), 11)</sup>	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
	Benzo(a)pyren <sup>2), 3)</sup>	50-32-8	0,05	0,05	0,1	0,1	
	Benzo(b)fluoranthen <sup>2), 3)</sup>	205-99-2	Σ = 0,03	Σ = 0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
	Benzo(k)fluoranthen <sup>2), 3)</sup>	207-08-9					
	Benzo(g,h,i)perylen <sup>2), 3)</sup>	191-24-2	Σ = 0,002	Σ = 0,002	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
	Indeno(1,2,3-cd)pyren <sup>2), 3)</sup>	193-39-5					
(29)	Simazin	122-34-9	1	1	4	4	
(30)	Tributylzinnverbindungen <sup>2)</sup> (Tributylzinn-Kation) <sup>2), 3)</sup>	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	
(31)	Trichlorbenzole <sup>12)</sup>	12002-48-1	0,4	0,4	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(32)	Trichlormethan	67-66-3	2,5	2,5	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0,03	0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar	

**Tabelle 2: Umweltqualitätsnormen für bestimmte andere Schadstoffe**

Nr.	Stoffname	CAS-Nummer	JD-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	JD-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach §3 Nr. 2 WHG
(6a)	Tetrachlorkohlenstoff	56-23-5	12	12
(9a)	Cyclodien Pestizide:		Σ = 0,01	Σ = 0,005
	Aldrin	309-00-2		
	Dieldrin	60-57-1		
	Endrin	72-20-8		
	Isodrin	465-73-6		
(9b)	DDT insgesamt <sup>13)</sup>	nicht anwendbar	0,025	0,025
	Para-para- DDT	50-29-3	0,01	0,01
(29a)	Tetrachlorethylen	127-18-4	10	10



Nr.	Stoffname	CAS-Nummer	JD-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	JD-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach § 3 Nr. 2 WHG
(29b)	Trichlorethylen	79-01-6	10	10

**Tabelle 3: Umweltqualitätsnormen für Nitrat**

Nr.	Stoffname	CAS-Nummer	JD-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	JD-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach § 3 Nr. 2 WHG	ZHK-UQN in µg/l Oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	ZHK-UQN in µg/l Übergangsgewässer und Küstengewässer nach § 3 Nr. 2 WHG
34	Nitrat		50			

- 1) Mit Ausnahme von Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel (Metalle) sind die UQN als Gesamtkonzentrationen in der gesamten Wasserprobe ausgedrückt. Bei Metallen bezieht sich die UQN auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.
- 2) Hinweis: Stoff ist nach Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft. Innerhalb der Stoffgruppe zu Nummer 5 gilt das nur für Pentabrombiphenylether (CAS-Nummer 32534-81-9).
- 3) Der Gesamtgehalt kann auch aus Messungen des am Schwebstoff adsorbierten Anteils ermittelt werden. Der Gesamtgehalt bezieht sich in diesem Fall
  1. bei Entnahme mittels Durchlaufzentrifuge auf die Gesamtprobe;
  2. bei Entnahme mittels Absetzbecken oder Sammelkästen auf eine Fraktion kleiner 63 µm.
- 4) Für die unter bromierte Diphenylether fallende Gruppe prioritärer Stoffe, die in der Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20.11.2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 331 vom 15.12.2001, S. 1) aufgeführt sind, gilt die UQN für die Summe der Kongenere der Nummer 28 (CAS-Nr. 41318-75-6), 47 (CAS-Nr. 5436-43-1), 99 (CAS-Nr. 60348-60-9), 100 (CAS-Nr. 68631-49-2), 153 (CAS-Nr. 68631-49-2) und 154 (CAS-Nr. 207122-15-4).
- 5) Bei Cadmium und Cadmiumverbindungen hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: < 40 mg CaCO<sub>3</sub>/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg CaCO<sub>3</sub>/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l). Zur Beurteilung der Jahresdurchschnittskonzentration an Cadmium und Cadmiumverbindungen wird die UQN der Härteklasse verwendet, die sich aus dem fünfzigsten Perzentil der parallel zu den Cadmiumkonzentrationen ermittelten CaCO<sub>3</sub>-Konzentrationen ergibt.
- 6) Die UQN bezieht sich auf die Summe der zwei (Stereo-)Isomere alpha-Endosulfan (CAS-Nr. 959-98-8) und beta-Endosulfan (CAS-Nr. 33213-65-9).
- 7) Anstelle der Umweltqualitätsnorm für Biota kann eine JD-UQN von 0,0004 µg/l überwacht werden.
- 8) Anstelle der Umweltqualitätsnorm für Biota kann eine JD-UQN von 0,003 µg/l überwacht werden.
- 9) Die UQN bezieht sich auf die Summe der Isomere alpha-, beta-, gamma- und delta-HCH.
- 10) 4-Nonylphenol (branched), Synonyme: 4-Nonylphenol, branched, Nonylphenol, technische Mischung.
- 11) Bei der Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) gilt jede einzelne Umweltqualitätsnorm, d. h. die UQN für Benzo(a)pyren, die UQN für die Summe von Benzo(b)fluoranthren und Benzo(k)fluoranthren und die UQN für die Summe von Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren müssen eingehalten werden. S. o. (fortlaufende Nummerierung).
- 12) Die UQN bezieht sich auf die Summe von 1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB und 1,3,5-TCB.
- 13) DDT insgesamt umfasst die Summe der Isomere 1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 50-29-3; EU-Nr. 200-024-3), 1,1,1-Trichlor-2(o-chlorphenyl)-2-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 789-02-6; EU-Nr. 212-332-5), 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)-ethylen (CAS-Nr. 72-55-9; EU-Nr. 200-784-6) und 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 72-54-8; EU-Nr. 200-783-0).



## Anhang 2: Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials (Anlage 5 der OGewV 2011)

1. Die UQN für flussgebietspezifische Schadstoffe ergeben sich aus nachstehender Tabelle.
2. Die Einhaltung der UQN ist nur im Hinblick auf solche Schadstoffe zu überwachen, die in signifikanten Mengen in das Einzugsgebiet der für den Oberflächenwasserkörper repräsentativen Messstelle eingeleitet oder eingetragen werden. Mengen sind signifikant, wenn zu erwarten ist, dass die Hälfte der UQN überschritten wird.
3. Die Einhaltung der UQN für flussgebietspezifische Schadstoffe wird anhand des Jahresdurchschnittswertes nach näherer Maßgabe von Anlage 8 Nummer 3 überprüft.
4. Bei der Überwachung von in signifikanten Mengen eingetragenen Schadstoffen ist eine Probenahme mindestens alle drei Monate vorzusehen, soweit sich aus Nummer 4 der Anlage 9 keine höheren Messfrequenzen ergeben.

Nr.	CAS-Nr.	Stoffname	UQN oberirdische Gewässer einschließlich Übergangsgewässer sowie Küstengewässer nach § 7 Absatz 5 Satz 2 WHG	
			Wasserphase µg/l <sup>1)</sup>	Schwebstoff oder Sediment mg/kg <sup>2)</sup>
1	95-85-2	2-Amino-4-Chlorphenol	10	
2	7440-38-2	Arsen		40
3	2642-71-9	Azinphos-ethyl	0,01	
4	86-50-0	Azinphos-methyl	0,01	
5	92-87-5	Benzidin	0,1	
6	100-44-7	Benzylchlorid (a-Chlortoluol)	10	
7	98-87-3	Benzylidenchlorid (a,a-Dichlortoluol)	10	
8	92-52-4	Biphenyl	1	
9	302-17-0	Chloralhydrat	10	
10	57-74-9	Chlordan (cis und trans)	0,003	
11	79-11-8	Chloressigsäure	10	
12	95-51-2	2-Chloranilin	3	
13	108-42-9	3-Chloranilin	1	
14	106-47-8	4-Chloranilin	0,05	
15	108-90-7	Chlorbenzol	1	
16	97-00-7	1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	5	
17	107-07-3	2-Chlorethanol	10	
18	59-50-7	4-Chlor-3-Methylphenol		
19	90-13-1	1-Chlornaphthalin	1	
20		Chlornaphthaline (techn. Mischung)	0,01	
21	89-63-4	4-Chlor-2-nitroanilin	3	
22	88-73-3	1-Chlor-2-nitrobenzol	10	
23	121-73-3	1-Chlor-3-nitrobenzol	1	
24	100-00-5	1-Chlor-4-nitrobenzol	10	
25	89-59-8	4-Chlor-2-nitrotoluol	10	
26	121-86-8	2-Chlor-4-nitrotoluol	1	



Nr.	CAS-Nr.	Stoffname	UQN oberirdische Gewässer einschließlich Übergangsgewässer sowie Küstengewässer nach § 7 Absatz 5 Satz 2 WHG	
			Wasserphase µg/l <sup>1)</sup>	Schwebstoff oder Sediment mg/kg <sup>2)</sup>
27	83-42-1	2-Chlor-6-nitrotoluol	1	
28	38939-88-7	3-Chlor-4-nitrotoluol	1	
29	89-60-1	4-Chlor-3-nitrotoluol	1	
30	5367-28-2	5-Chlor-2-nitrotoluol	1	
31	95-57-8	2-Chlorphenol	10	
32	108-43-0	3-Chlorphenol	10	
33	106-48-9	4-Chlorphenol	10	
34	126-99-8	Chloropren	10	
35	107-05-1	3-Chlorpropen (Allylchlorid)	10	
36	95-49-8	2-Chlortoluol	1	
37	108-41-8	3-Chlortoluol	10	
38	106-43-4	4-Chlortoluol	1	
39	615-65-6	2-Chlor-p-toluidin	10	
40	87-60-5	3-Chlor-o-toluidin	10	
41	95-74-9	3-Chlor-p-toluidin	10	
42	95-79-4	5-Chlor-o-toluidin	10	
43	56-72-4	Coumaphos	0,07	
44	108-77-0	Cyanurchlorid (2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin)	0,1	
45	94-75-7	2,4-D	0,1	
46	8065-48-3	Demeton (Summe von Demeton-o und -s)	0,1	
47	298-03-3	Demeton-o	0,1	
48	126-75-0	Demeton-s	0,1	
49	919-86-8	Demeton-s-methyl	0,1	
50	17040-19-6	Demeton-s-methyl-sulphon	0,1	
51	106-93-4	1,2-Dibromethan	2	
52	14488-53-0	Dibutylzinn-Kation	0,01 <sup>3)</sup>	0,1
53		2,4/2,5-Dichloranilin	2	
54	608-27-5	2,3-Dichloranilin	1	
55	554-00-7	2,4-Dichloranilin	1	
56	95-82-9	2,5-Dichloranilin	1	
57	608-31-1	2,6-Dichloranilin	1	
58	95-76-1	3,4-Dichloranilin	0,5	
59	626-43-7	3,5-Dichloranilin	1	
60	95-50-1	1,2-Dichlorbenzol	10	
61	541-73-1	1,3-Dichlorbenzol	10	
62	106-46-7	1,4-Dichlorbenzol	10	
63	91-94-1	3,3-Dichlorbenzidin	10	
64	108-60-1	Dichlordiisopropylether	10	
65	75-34-3	1,1-Dichlorethan	10	





Nr.	CAS-Nr.	Stoffname	UQN oberirdische Gewässer einschließlich Übergangsgewässer sowie Küstengewässer nach § 7 Absatz 5 Satz 2 WHG	
			Wasserphase µg/l <sup>1)</sup>	Schwebstoff oder Sediment mg/kg <sup>2)</sup>
66	75-35-4	1,1-Dichlorethen(Vinylidenchlorid)	10	
67	540-59-0	1,2-Dichlorethen	10	
68	3209-22-1	1,2-Dichlor-3-nitrobenzol	10	
69	99-54-7	1,2-Dichlor-4-nitrobenzol	10	
70	611-06-3	1,3-Dichlor-4-nitrobenzol	10	
71	89-61-2	1,4-Dichlor-2-nitrobenzol	10	
72	120-83-2	2,4-Dichlorphenol	10	
73	78-87-5	1,2-Dichlorpropan	10	
74	96-23-1	1,3-Dichlorpropan-2-ol	10	
75	542-75-6	1,3-Dichlorpropen	10	
76	78-88-6	2,3-Dichlorpropen	10	
77	120-36-5	Dichlorprop	0,1	
78	62-73-7	Dichlorvos	0,0006	
79	109-89-7	Diethylamin	10	
80	60-51-5	Dimethoat	0,1	
81	124-40-3	Dimethylamin	10	
82	298-04-4	Disulfoton	0,004	
83	106-89-8	Epichlorhydrin	10	
84	100-41-4	Ethylbenzol	10	
85	122-14-5	Fenitrothion	0,009	
86	55-38-9	Fenthion	0,004	
87	76-44-8	Heptachlor	0,1	
88	1024-57-3	Heptachlorepoxyd	0,1	
89	67-72-1	Hexachlorethan	10	
90	98-82-8	Isopropylbenzol (Cumol)	10	
91	330-55-2	Linuron	0,1	
92	121-75-5	Malathion	0,02	
93	94-74-6	MCPA	0,1	
94	7085-19-0	Mecoprop	0,1	
95	10265-92-6	Methamidophos	0,1	
96	7786-34-7	Mevinphos	0,0002	
97	1746-81-2	Monolinuron	0,1	
98	1113-02-6	Omethoat	0,1	
99	301-12-2	Oxydemeton-methyl	0,1	
100	56-382	Parathion-ethyl	0,005	
101	298-00-0	Parathion-methyl	0,02	
102	7012-37-5	PCB-28	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
103	35693-99-3	PCB-52	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02



Nr.	CAS-Nr.	Stoffname	UQN oberirdische Gewässer einschließlich Übergangsgewässer sowie Küstengewässer nach § 7 Absatz 5 Satz 2 WHG	
			Wasserphase µg/l <sup>1)</sup>	Schwebstoff oder Sediment mg/kg <sup>2)</sup>
104	37680-73-2	PCB-101	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
105	31508-00-6	PCB-118	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
106	35065-28-2	PCB-138	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
107	35065-27-1	PCB-153	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
108	28655-71-2	PCB-180	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
109	14816-18-3	Phoxim	0,008	
110	709-98-8	Propanil	0,1	
111	1698-60-8	Pyrazon (Chloridazon)	0,1	
112	93-76-5	2,4,5-T	0,1	
113	1461-25-2	Tetrabutylzinn	0,001 <sup>3)</sup>	0,04
114	95-94-3	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	1	
115	79-34-5	1,1,2,2-Tetrachlorethan	10	
116	108-88-3	Toluol	10	
117	24017-47-8	Triazophos	0,03	
118	126-73-8	Tributylphosphat (Phosphorsäuretributylester)	10	
119	52-68-6	Trichlorfon	0,002	
120	71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	10	
121	79-00-5	1,1,2-Trichlorethan	10	
122	95-95-4	2,4,5-Trichlorphenol	1	
123	88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	1	
124	15950-66-0	2,3,4-Trichlorphenol	1	
125	933-78-8	2,3,5-Trichlorphenol	1	
126	933-75-5	2,3,6-Trichlorphenol	1	
127	609-19-8	3,4,5-Trichlorphenol	1	
128	76-13-1	1,1,2-Trichlortrifluorethan	10	
129	668-34-8	Triphenylzinn-Kation	0,0005 <sup>3)</sup>	0,02
130	75-01-4	Vinylchlorid (Chlorethylen)	2	
131	95-47-6	1,2-Dimethylbenzol (o-Xylol)	10	
132	108-38-3	1,3-Dimethylbenzol (m-Xylol)	10	
133	106-42-3	1,4-Dimethylbenzol (p-Xylol)	10	
134	25057-89-0	Bentazon	0,1	
135	834-12-8	Ametryn	0,5	
136	314-40-9	Bromacil	0,6	
137	15545-48-9	Chlortoluron	0,4	
138	7440-47-3	Chrom		640
139	57-12-5	Cyanid	10	
140	38260-54-7	Etrimphos	0,004	



Nr.	CAS-Nr.	Stoffname	UQN oberirdische Gewässer einschließlich Übergangsgewässer sowie Küstengewässer nach § 7 Absatz 5 Satz 2 WHG	
			Wasserphase µg/l <sup>1)</sup>	Schwebstoff oder Sediment mg/kg <sup>2)</sup>
141	51235-04-2	Hexazinon	0,07	
142	7440-50-8	Kupfer		160
143	67129-08-2	Metazachlor	0,4	
144	18691-97-9	Methabenzthiazuron	2	
145	51218-45-2	Metolachlor	0,2	
146	98-95-3	Nitrobenzol	0,1	
147	7287-19-6	Prometryn	0,5	
148	5915-41-3	Terbutylazin	0,5	
149	7440-66-6	Zink		800
150	62-53-3	Anilin	0,8	
151	1689-84-5	Bromoxynil	0,5	
152	333-41-5	Diazinon	0,01	
153	83164-33-4	Diflufenican	0,009	
154	133855-98-8	Epoxiconazol	0,2	
155	21087-64-9	Metribuzin	0,2	
156	85-01-8	Phenanthren	0,5	
157	137641-05-5	Picolinafen	0,007	
158	23103-98-2	Pirimicarb	0,09	
159	60207-90-1	Propiconazol	1	
160	7782-49-2	Selen <sup>4)</sup>	3	
161	7440-22-4	Silber <sup>4)</sup>	0,02	
162	7440-28-0	Thallium <sup>4)</sup>	0,2	

<sup>1)</sup> UQN für die Wasserphase sind, wenn nicht ausdrücklich anders bestimmt, als Gesamtkonzentrationen in der gesamten Wasserprobe ausgedrückt.

<sup>2)</sup> UQN für Schwebstoffe und Sedimente beziehen sich auf die Trockensubstanz. Umweltqualitätsnormen für Sedimente beziehen sich auf eine Fraktion kleiner 63 µm. UQN für Schwebstoffe beziehen sich

1. bei Entnahme mittels Durchlaufzentrifuge auf die Gesamtprobe;
2. bei Entnahme mittels Absetzbecken oder Sammelkästen auf eine Fraktion kleiner 63 µm.

<sup>3)</sup> Ersatzweise für fehlende Schwebstoff- oder Sedimentdaten.

<sup>4)</sup> Die UQN bezieht sich auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch einen 0,45 µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.



[www.fgg-elbe.de](http://www.fgg-elbe.de)