



Salzgitter Flachstahl GmbH

Eisenhüttenstraße 99
38239 Salzgitter

**Anlage 8.1
WRRL-Verträglichkeitsstudie**

- Antragsunterlagen für eine gehobene wasserrechtliche Erlaubnis
für die Einleitung von behandeltem Abwasser in den Lahmanngraben -

Stand: 10.01.2020

Einleiterlaubnis der Kläranlage der Salzgitter Flachstahl GmbH

WRRL-Verträglichkeitsstudie



Auftraggeber:
Dr. Born - Dr. Ermel GmbH
Achim

Januar 2020

Auftraggeber: Dr. Born - Dr. Ermel GmbH
Achim

Titel: Einleiterlaubnis der Kläranlage der Salzgitter Flachstahl GmbH
WRRL Verträglichkeitsstudie

Auftragnehmer: BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR

Auf der Muggenburg 30
28217 Bremen
Telefon +49 421 6207108
Telefax +49 421 6207109

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon +49 4764 921050
Telefax +49 4764 921052

Lerchenstraße 22
24103 Kiel
Telefon +49 431 53036338

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR:
Jörg Scholle - Projektleitung
David Kopetsch - Fische
Petra Schmitt - Makrozoobenthos

AquaEcology GmbH & Co. KG:
Claus Dürselen - Makrophyten / Phytobenthos
Thomas Raabe - Chemie
Claudia Pezzei - Makrophyten / Phytobenthos, Chemie

Bremen,07.01.2020



Jörg Scholle

6.3.4	Versauerungszustand	76
6.3.5	Nährstoffverhältnisse	76
6.3.6	Zusammenfassung	78
6.4	Chemische Qualitätskomponenten (flussgebietspezifische Schadstoffe).....	80
6.5	Chemischer Zustand	81
7.	Vorhabenbedingte Auswirkungen auf das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand	83
7.1	Auswirkungen auf das ökologische Potenzial.....	83
7.1.1	Biologische Qualitätskomponenten	83
7.1.1.1	Makrophyten und Phytobenthos	83
7.1.1.2	Makrozoobenthos	88
7.1.1.3	Fischfauna	98
7.1.2	Hydromorphologische Qualitätskomponenten	106
7.1.3	Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	106
7.1.4	Chemische Qualitätskomponenten (flussgebietspezifische Schadstoffe).....	107
7.2	Auswirkungen auf den chemischen Zustand	107
7.3	Kumulative Betrachtung	107
8.	Vorhabenbedingte Auswirkungen bezüglich der Zielerreichung der WRRL	109
8.1	Verschlechterungsverbot	109
8.1.1	Ökologisches Potenzial	109
8.1.2	Chemischer Zustand.....	110
8.2	Verbesserungsgebot	110
8.2.1	Ökologisches Potenzial	110
8.2.2	Chemischer Zustand.....	113
	Literatur.....	114
	Anhang	117

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Übersichtsplan Abwasserableitung der Kläranlage (Antragsunterlagen Salzgitter Flachstahl GmbH 2020).	23
Abb. 2:	Betrachtungsraum mit Lage der Wasserkörper 16053 und 16035 der Aue / Erse, den Messstellen von LAVES/NLWKN sowie die im Rahmen des Gutachtens zusätzlich untersuchten Probestellen (Z1-Z5).	28
Abb. 3:	Lage der Messstellen für die Untersuchung von Makrozoobenthos und Makrophyten / Phytobenthos.	48
Abb. 4:	Saprobiewerte der Wasserkörper 16053 und 16035 Aue / Erse in den Jahren 2009-2018.	60
Abb. 5:	Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Wasserkörper 16053 und 16035 Aue / Erse in den Jahren 2009-2018.	61
Abb. 6:	Lage der Befischungsstrecken in der Aue und Erse.	63
Abb. 7:	Bestandsdichte (Individuen/100 m Befischungsstrecke) in verschiedenen Jahren an der Messstelle Wahle/Vechelade im WK 16053.	68
Abb. 8:	Bestandsdichte (Individuen/100m Befischungsstrecke) in verschiedenen Jahren an der Messstelle Ohof im WK 16035.	71
Abb. 9:	Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Temperatur-Schwerpunktvorkommen (nach Halle et al. 2016) und Darstellung der Abundanzen an der Messstelle Z2 sowie den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).	89
Abb. 10:	Korrelation zwischen den Temperaturpräferenzen der Makrozoobenthostaxa an den Messstellen Z2, Üfingen und Wierthe (Probenahme 2017/2018) und dem Saprobien-Index (li.) sowie dem Fauna-Index (re.).	90
Abb. 11:	Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Chlorid-Schwerpunktvorkommen und Darstellung der Abundanzen an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).	92
Abb. 12:	Schwerpunktkonzentrationen für Chlorid der Makrozoobenthos-Arten an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).	93
Abb. 13:	Verteilung der Chlorid-Konzentrationen an mindestens "gut" bewerteten Messstellen mit Chlorid > 100 mg/l auf die Fließgewässertypen, N = 49 (aus Halle & Müller 2017).	94
Abb. 14:	Box-Whisker-Plots der Score-Werte (0 bis 1) des PERLODES-Bewertungsmoduls Allgemeine Degradation für drei Salzkategorien (aus Halle & Müller 2017).	94
Abb. 15:	Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Sulfat-Schwerpunktvorkommen und Darstellung der relativen Artenzahlen (li.) und Abundanzen (re.) an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).	96
Abb. 16:	Bewertung der Messstellen in den WK 16053 und 16035 mit den Indices SPEAR _{organic} (li.) und SPEAR [%] (re.) (Probenahmen 2017/2018).	97

Abb. 17:	Gewässerbezogene Anforderungen für Ammoniak NH ₃ -N in Abhängigkeit von Einwirkdauer und Einwirkhäufigkeit. Aus LUBW (2015).	101
Abb. 18:	Arten-Sensitivität von Wasserorganismen gegenüber Sulfat Bei weichen, mittelharten und harten Wasserbedingungen. Quelle: Elphick et al. 2011, leicht modifiziert. Grün markiert: Fischarten, <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle), <i>Oncorhynchus kisutch</i> (Coho-Lachs), <i>Pimephales</i> (Amerikanische Dickkopfelnritze).	103
Tab. 1:	Klassifizierung der betroffenen Wasserkörper.....	27
Tab. 2:	Ökologische Potenzialklassen nach EQR für die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos beim Fließgewässertyp 15 mit Diatomeen-Typ 12.2, PoD-Typ 10, Makrophyten-Typ TNm (nach Schaumburg et al. 2012).	34
Tab. 3:	Ökologische Potenzialklassen nach EQR für die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos beim Fließgewässertyp 18 mit Diatomeen-Typ 8.1, PoD-Typ 10, Makrophyten-Typ TRk (nach Schaumburg et al. 2012).	34
Tab. 4:	Arteninventar der Ufervegetation an den sechs beprobten Standorten im Jahr 2017.	41
Tab. 5:	Arteninventar der Ufervegetation an den Standorten Z2, Z3 und Wierthe im Jahr 2018.	42
Tab. 6:	Zusammenfassende Ökologische Potenzialklassen der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos sowie der Einzelmodule der eigenen Untersuchungen in den Jahren 2017 und 2018 sowie der regelmäßigen NLWKN-Beprobungen (fett umrandet).	46
Tab. 7:	Klassengrenzen des Saprobienindex für die Fließgewässertypen 15 und 18.	50
Tab. 8:	Substratanteile (%) der Makrozoobenthos-Probestellen im Oktober 2017 und April/Juni 2018.....	51
Tab. 9:	Physikalisch-chemische Werte an den Makrozoobenthos-Probestellen im Oktober 2017 und April/Juni 2018.	52
Tab. 10:	Kennwerte der Makrozoobenthos-Probestellen (MHS+DIN) im Oktober 2017 und im April/Juni 2018.	55
Tab. 11:	Bewertung der Makrozoobenthos-Probestellen Beddingen (Z2), Fischau (Z3) und Steterburger Graben (Z5) im Oktober 2017 und April 2018 nach PERLODES.	58
Tab. 12:	Bewertung der Makrozoobenthos-Probestellen Üfingen, Wierthe, Wendeburg und Ohof im Oktober 2017 und April/Juni 2018 nach PERLODES.....	59
Tab. 13:	Fischbewertung mit fiBS an den Messstationen im WK 16053.	65
Tab. 14:	FiBS-Bewertungen auf Basis der Probenahmen 2006-2017 an der Messstelle Wahle/Vechelade im WK 16053.	66
Tab. 15:	Relative Abundanz (%) der erfassten Fischarten je Messstelle und Untersuchungsjahr im WK 16053, mit Angabe der Dominanzklassen nach Schwerdtfeger (1978).	67
Tab. 16:	FiBS-Bewertungen auf Basis der Probenahmen 2001-2017 an der Messstelle Ohof im WK 16035.....	69

Tab. 17:	Relative Abundanz (%) der erfassten Fischarten an der Messstelle Ohof im WK 16035 für die Jahre 2001, 2011 und 2017, mit Angabe der Dominanzklassen nach SCHWERDTFEGER (1978).	70
Tab. 18:	Jahresmittelwerte für Sulfat und Chlorid im Brauchwasser von Salzgitter Flachstahl sowie aus dem Wasserwerk Börßum.	75
Tab. 19:	Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter an den Messstellen Z4 (Daten von 2017/2018), Üfingen, Wendeburg und Ohof (jeweils Daten von 2015-2017).....	79
Tab. 20:	Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten: Überschreitungen der Anforderungen der OGewV in den Wasserkörpern 16053 und 16035.	80
Tab. 21:	Flussgebietspezifische Schadstoffe: Überschreitungen im WK 16053.	81
Tab. 22:	Ergebnistabelle der abgeleiteten Sulfat- und Chlorid-Orientierungswertvorschläge für den Übergang von der ökologischen Zustandsklasse „gut“ zu „mäßig“ (Halle & Müller 2015, 2017).	87
Tab. 23:	Beurteilungskriterien für Nitrit in mg/l NO ₂ -N nach EIFAC 1984 verändert. Quelle: LUBW (2015)	100
Tab. 24:	Übersicht über die Ergebnisse verschiedener Studien zur Toxizität von Sulfat.	104
Tab. 25:	Aktuelle Bewertung des ökologischen Potenzials in den Wasserkörpern 16053 und 16035 Aue/Erse (NLWKN 2019).	109
Tab. 26:	Maßnahmen für die WK 16053 und 16035 aus dem Bewirtschaftungsplan für den Zeitraum 2016-2021 (FGG Weser 2016).....	111

Glossar

BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
EQR	Ecological Quality Ratio
EuGH	Europäischer Gerichtshof
HK	Häufigkeitsklasse
HMWB	Heavily Modified Waterbody
LAVES	Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LC	Lethal Concentration
MZB	Makrozoobenthos
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PoD	Phytobenthos ohne Diatomeen
QK	Qualitätskomponente
RHB	Regenrückhaltebecken
RL	Rote Liste
SZFG	Salzgitter Flachstahl GmbH
TOC	Total Organic Carbon
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WK	Wasserkörper
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Anlass und Aufgabenstellung

Die Salzgitter Flachstahl GmbH betreibt auf dem Werksgelände in Salzgitter-Watenstedt eine Abwasserbehandlungsanlage für die Reinigung industrieller, gewerblicher und häuslicher Abwässer. Das in den Lahmanngraben eingeleitete gereinigte Abwasser wird über die Aue den Regenrückhaltebecken (RHB) „Üfinger Teiche“ zugeführt und von dort aus zurück in die Aue geleitet. Vor dem Hintergrund der im Jahr 2020 auslaufenden wasserrechtlichen Erlaubnis der Salzgitter Flachstahl GmbH zur Einleitung von geklärten Abwässern in die Aue ist das Verschlechterungsverbot sowie das Verbesserungsgebot in Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu berücksichtigen.

Das anfallende Abwasser wird in einer zentralen mechanisch-biologischen Werkskläranlage nach dem Stand der Technik behandelt. Eine Machbarkeitsstudie zur Einführung der 4. Reinigungsstufe zeigt, dass durch ein Filtrationsverfahren (Flockungsfiltration) in Verbindung mit Adsorption an Aktivkohle oder Ozonung eine deutliche Reduzierung der eingeleiteten Stoffe erreicht werden kann. Die Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe ist für das Jahr 2023 vorgesehen und wird daher bei der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen bereits berücksichtigt.

Als relevante Wasserkörper (WK) im Wirkraum des Vorhabens wurden die WK 16053 und 16035 der Aue identifiziert. Vorhabenbedingte Wirkfaktoren, die die gemäß WRRL zu betrachtenden Qualitätskomponenten (QK) beeinflussen können, sind hydraulischer Stress, Erhöhung der Wassertemperatur, Nähr- und Schadstoffeinträge, Veränderung des Sauerstoffgehalts, des Lichtklimas und des Salzgehalts. Für die Beurteilung des Vorhabens werden Auswirkungen auf den chemischen Zustand und das ökologische Potenzial betrachtet. Das ökologische Potential wird anhand der biologischen QK (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos) sowie der hydromorphologischen QK, physikalisch-chemischen QK und spezifischen chemischen QK bewertet. Die Ergebnisse und Bewertungen des chemischen Zustands, der physikalisch-chemischen und chemischen QK sind ausführlich in einem weiteren Gutachten (AquaEcology 2019, Anlage 8.2) dargestellt.

Beurteilungsgrundlage

Als Grundlage für die Beurteilung des Ist-Zustands der QK wurden Daten verwendet, die in den Jahren 2017 und 2018 durch BioConsult und AquaEcology erhoben wurden und der Erfassung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands der WK 16053 und 16035 dienten. Zusätzlich wurden die verfügbaren Monitoringdaten des NLWKN und des LAVES bis zum Jahr 2017 einbezogen. Messergebnisse und Auswertungen der physikalisch-chemischen Parameter sowie zu den Schadstoffen sind in Anlage 8.2 dargestellt.

Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten

Aus den Wirkfaktoren hydraulischer Stress, Erhöhung der Wassertemperatur, Nährstoffeinträge, Veränderung des Sauerstoffgehalts und des Lichtklimas lassen sich keine deutlichen kläranlagen-

bedingten Belastungen der **QK Makrophyten und Phytobenthos** ableiten. Eine Beeinträchtigung ist dagegen durch den erhöhten Salzgehalt gegeben. Die typspezifischen Referenzarten der Makrophyten und des Phytobenthos der betrachteten Wasserkörper sind überwiegend nicht salzertragend. Eine Ansiedlung empfindlicher Referenzarten wird daher sehr wahrscheinlich durch die hohen Salzgehalte verhindert. Wie auch bei der QK Makrozoobenthos scheinen hauptsächlich die hohen Chloridwerte für das Ausbleiben der empfindlichen Arten verantwortlich zu sein, während die Gewässerflora gegenüber Sulfat vermutlich eine höhere Toleranz aufweist. Inwieweit die Schadstoffe, deren Konzentrationen die UQN überschreiten, in den gefundenen Konzentrationen schädigende Wirkungen auslösen können, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. Eine Beeinträchtigung der Wasserpflanzen durch die vorhandenen Einleitungen lässt sich nicht mit Sicherheit ausschließen.

Auswirkungen auf die Bewertung des **Makrozoobenthos** in den WK 16053 und 16035 durch die Wirkfaktoren hydraulischer Stress, Erhöhung der Wassertemperatur, Nährstoffeinträge, Veränderungen des Sauerstoffgehalts und Schadstoffeinträge lassen sich nicht festzustellen. Ein Einfluss der erhöhten Wassertemperatur und der organischen Belastung ist im WK 16053 gegeben, dieser ist jedoch nicht ausschließlich vorhabenbedingt und wirkt sich nicht auf die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente aus. Unter den näher betrachteten Parametern Chlorid und Sulfat ist nur für ersteren ein Zusammenhang mit der Gesamtbewertung erkennbar. Es ist davon auszugehen, dass infolge der erhöhten Chloridkonzentrationen im WK 16053 anspruchsvolle und empfindlichere Arten fehlen, deren Vorkommen die Bewertung des Wasserkörpers mitbestimmen. Im WK 16053 ist daher eine bestehende Beeinträchtigung der Wirbellosenzone aufgrund der Chlorideinträge der Kläranlage wahrscheinlich. Der WK 16035 wird aktuell bereits mit einem „guten“ ökologischen Potenzial bewertet, hier lassen sich keine vorhabenbedingten Beeinträchtigungen nachweisen.

Die Wirkfaktoren hydraulischer Stress, erhöhte Chloridkonzentrationen und Verminderung des Sauerstoffgehaltes werden bezüglich ihrer Auswirkungen auf die QK **Fischfauna** der Aue-Wasserkörper 16053 und 16035 als unkritisch eingeschätzt. Die im WK 16053 vorhandenen z.T. einleitungsbedingten Temperaturerhöhungen sind neben Strukturdefiziten und fehlender Durchgängigkeit möglicherweise eine weitere Ursache für die Abwesenheit einiger empfindlicher Referenzarten. Durch die erhöhten Sulfatkonzentrationen lässt sich eine Beeinträchtigung empfindlicher Lebensstadien (Eier, Larven) nicht vollständig ausschließen, deutliche Auswirkungen sind jedoch nicht zu erwarten. Selbiges gilt für die zeitweise lokal erhöhten Ammoniakgehalte (indirekter Teilbeitrag der Kläranlage). Hinweise auf eine Beeinträchtigung der Fischfauna durch Schadstoffeinträge liegen nicht vor, unabhängig vom Altersstadium kann ein negativer Einfluss durch die Schadstoffeinträge jedoch nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Auf Wasserkörperebene lassen sich für die WK 16053 und 16035 auf Basis der Bestanduntersuchungen im Jahr 2017 und auf Grundlage älterer Daten keine Beeinträchtigungen der Fischfauna erkennen, die sich ursächlich auf die Einleitungen zurückführen lassen.

Auswirkungen auf die unterstützenden QK

Die unterstützenden Qualitätskomponenten werden vorrangig zur Prognose der Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten herangezogen. Auswirkungen auf die **Hydromorphologie** sind durch stark erhöhte Abflüsse aufgrund von Mischwasserabschlägen zu erwarten. Potenzielle Belastungen werden sich auf kleinräumige Bereiche oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ beschränken.

Im betrachteten Zeitraum traten zeitweilige Überschreitungen der Vorgabewerte aus der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) bei den **physikalisch-chemischen Parametern** Temperatur, TOC, Chlorid, Sulfat, Gesamtphosphor und Orthophosphat-P sowie Unterschreitungen des Sauerstoffgehalts auf. Das beantragte Vorhaben führt nicht zu einer Veränderung der Einleitungen, die zu weiteren Überschreitungen der physikalisch-chemischen Parameter führen. Als relevante, mindestens teilweise einleitungsbedingt veränderte Parameter werden zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Biologie die Parameter Wassertemperatur, Chlorid, Sulfat sowie die Nährstoffe Gesamtphosphor, Orthophosphat-P, Ammonium-N, Ammoniak-N und Nitrat-N betrachtet.

Auswirkungen auf die chemischen Qualitätskomponenten

Die Ergebnisse der Messkampagne zu den chemischen QK ergaben im WK 16053 Überschreitungen der jeweiligen Umweltqualitätsnorm (UQN) bei den flussgebietspezifischen Schadstoffen Cyanid und Selen, die eindeutig auf die Einleitungen der Kläranlage zurückzuführen sind. Eine Überschreitung der UQN der genannten Schadstoffe führt dazu, dass in dem betroffenen WK das „gute“ ökologische Potenzial nicht erreicht werden kann.

Auswirkungen auf den chemischen Zustand

Eine Überschreitung der UQN trat im WK 16053 für Benz(a)pyren, Fluoranthen, PFOS sowie die Halbmetalle/Metalle Bor, Molybdän, Nickel, Uran und Vanadium auf. Der Eintrag dieser Stoffe ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Kläranlage zurückzuführen. Da sich die Einleitungen des Klärwerks zukünftig nicht verändern werden, ist ein Anstieg der Belastung nicht zu erwarten.

Vorhabenbedingte Auswirkungen bezüglich der Zielerreichung WRRL

Zukünftig werden sich die Einleitungsmengen im Vergleich zu den Vorjahren nicht verändern. Da das beantragte Vorhaben zu keiner Veränderung der Wirkfaktoren führen wird und die entsprechende Belastung bereits seit langem besteht, ohne zu einer fortdauernden Degradation zu führen, ist nicht von einer **Verschlechterung** der jeweiligen Potenzialklasse der biologischen Qualitätskomponenten in den WK 16053 und 16035 auszugehen. Eine Verschlechterung des chemischen Zustands ist ebenfalls nicht zu erwarten.

Zur Zielerreichung gemäß § 27 WHG („**Verbesserungsgebot**“) ist eine Reduzierung derjenigen Schadstoffe nach OGewV, Anlage 6 und 8 erforderlich, deren Konzentration eine Überschreitung der UQN zeigen. Aufgrund der geplanten Einführung der 4. Reinigungsstufe ist die Zielerreichung hinsichtlich der kläranlagenbedingten Überschreitungen möglich. In Bezug auf die biologischen Qualitätskomponenten treten Beeinträchtigungen durch Chlorid und eingeschränkt auch durch Sulfat auf, die in den WK 16053 und 16035 Konzentrationen über dem jeweiligen Zielwert der OGewV aufwiesen. Aufgrund der generell geringeren Toxizität von Sulfat wird davon ausgegangen, dass ein „gutes“ ökologisches Potenzial auch bei gleichbleibender Belastung durch die Umsetzung der geplanten Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und zur Nährstoffreduzierung wahrscheinlich erreicht werden kann. Es ist allerdings nach derzeitigem Kenntnisstand auch davon auszugehen, dass positive Effekte der Maßnahmen wie die Ansiedlung empfindlicher und anspruchsvoller Arten (v.a. des Makrozoobenthos, Makrophyten) in beiden Wasserkörpern aufgrund der Chloridbelastung nur eingeschränkt auftreten bzw. unterbleiben werden.

Eine vorhabenbedingte Gefährdung der Zielerreichung gemäß § 27 WHG kann bei unveränderten Chlorideinträgen nicht ausgeschlossen werden.

1. Anlass und Aufgabenstellung

Über die Kläranlage auf dem Betriebsgelände der Salzgitter Flachstahl GmbH werden behandelte Abwässer in Oberflächengewässer eingeleitet. Im Jahr 2020 endet die bestehende wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung der Kläranlagenabwässer. Vor dem Hintergrund der auslaufenden Genehmigung ist ein erneuter Antrag für eine wasserrechtliche Erlaubnis und damit die Erarbeitung entsprechender Antragsunterlagen erforderlich. Die Antragsunterlagen schließen u.a. auch gewässerökologische Aspekte in Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein.

Aufgabe ist die Erarbeitung eines Fachberichtes, der zum einen die gewässerökologische Bewertung der relevanten Qualitätskomponenten nach WRRL vorsieht und zum anderen die Auswirkungen der Einleitungen auf das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand der betroffenen Oberflächenwasserkörper beurteilt. Maßgeblich ist dabei die Beantwortung der Frage, ob die Einleitungen eine nicht zulässige Verschlechterung des ökologischen Potenzials oder des chemischen Zustands im Sinne der WRRL bedingen können, oder ob die Erreichung des guten ökologischen Potenzials oder des chemischen Zustands durch die Einleitungen verhindert werden können.

Das vorliegende gewässerökologische Gutachten beschreibt und bewertet die Auswirkungen der beantragten Einleitungen gemäß der Anforderungen der WRRL. Eine Grundlage der Beurteilungen bilden die in einem weiteren Gutachten (Anlage 8.2) ausführlich dargestellten Ergebnisse zu den unterstützenden physikalisch-chemischen und chemischen Qualitätskomponenten sowie zum chemischen Zustand.

2. Rechtliche Grundlagen

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL-Richtlinie – RL 2000/60/EG) dient der Schaffung eines Ordnungsrahmens zum Schutz aller Oberflächengewässer und des Grundwassers. Sie hat das Ziel, einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologische Potenzial und den guten chemischen Zustand zu erhalten oder zu erreichen („Verbesserungsgebot“). Eine nachteilige Veränderung des Zustands bzw. des Potenzials ist grundsätzlich zu vermeiden („Verschlechterungsverbot“), Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen können unter bestimmten Voraussetzungen aber zulässig sein. Die WRRL wurde auf Bundesebene im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt (vgl. insbesondere §§ 27 bis 31 WHG). Nach § 27 Abs. 1 WHG gilt:

"Oberirdische Gewässer sind, soweit sie nicht nach § 28 als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, so zu bewirtschaften, dass

- 1. eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und*
- 2. ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden."*
3. Ferner gilt nach § 27 Abs. 2 WHG:
- 4. "Oberirdische Gewässer, die nach § 28 WHG als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, sind so zu bewirtschaften, dass*
- 5. eine Verschlechterung ihres ökologischen Potenzials und ihres chemischen Zustands vermieden wird und*
- 6. ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden".*

Werden die Eigenschaften eines Gewässers verändert und sind deshalb der gute ökologische Zustand oder das gute ökologische Potenzial sowie der gute chemische Zustand nicht zu erreichen oder ist eine Verschlechterung des Zustands/Potenzials eines Gewässers nicht zu vermeiden, so ist dies nach § 31 Abs. 2 WHG zulässig (vgl. Art. 4 Abs. 7 WRRL), wenn

- 1. „dies auf einer neuen Veränderung der physischen Gewässereigenschaften oder des Grundwasserstandes beruht,*
- 2. die Gründe für die Veränderung von übergeordnetem öffentlichen Interesse sind oder wenn der Nutzen der neuen Veränderung für die Gesundheit oder Sicherheit des Menschen oder für die nachhaltige Entwicklung größer ist als der Nutzen, den die Erreichung der Bewirtschaftungsziele für die Umwelt und Allgemeinheit hat,*

3. *die Ziele, die mit der Veränderung des Gewässers verfolgt werden, nicht mit anderen geeigneten Maßnahmen erreicht werden können, die wesentlich geringere nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt haben, technisch durchführbar und nicht mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden sind und*
4. *alle praktisch geeigneten Maßnahmen ergriffen werden, um die nachteiligen Auswirkungen auf den Gewässerzustand zu verringern".*

Gemäß § 8 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) bedarf die Benutzung eines Gewässers der wasserrechtlichen Erlaubnis. Benutzungen im Sinne des WHG sind u.a. das Einbringen und Einleiten von Stoffen in Gewässer (§ 9 Abs. 1 Nr. 4.). Die Erlaubnis ist zu versagen, wenn schädliche, auch durch Nebenbestimmungen nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässeränderungen zu erwarten sind oder andere Anforderungen nach öffentlich-rechtlichen Vorschriften nicht erfüllt werden (WHG § 12 Abs. 1).

Nach § 57 Abs. 1 WHG darf eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) nur erteilt werden, wenn

1. *die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist,*
2. *die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und*
3. *Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.*

Die bundeseinheitliche Regelung von Detailfragen der WRRL hat das WHG auf die Verordnungsebene verlagert (Oberflächengewässerverordnung (OGewV)). Die erstmals am 25. Juli 2011 verabschiedete OGewV wurde am 20. Juni 2016 durch eine neue Fassung ersetzt. Damit wird den veränderten EU-rechtlichen Vorgaben sowie aktuellen Erkenntnissen aus Wissenschaft und Vollzug Rechnung getragen (vgl. www.bmu.de/GE153). Hier sind u. a. die Anpassungen bei den prioritären Stoffen und den Umweltqualitätsnormen durch die Richtlinie 2013/39/EU sowie der Kommissionsbeschluss 2013/480/EU zur Interkalibrierung der nationalen Bewertungsverfahren zu nennen.

Der Europäische Gerichtshof (EuGH) hat zudem im Zusammenhang mit dem Klageverfahren gegen den Planfeststellungsbeschluss zur Anpassung der Unter- und Außenweser die bis dato strittige Auslegung des WRRL-Verschlechterungsverbots geklärt. In seinem Grundsatzurteil vom 01.07.2015 (Rs. C-461/13) stellt das Gericht fest, dass bei der Prüfung des Vorliegens einer Verschlechterung eine „kombinierte Zustandsklassen-/ Status Quo-Theorie“¹ anzuwenden sei. Demnach liegt eine Verschlechterung des Gewässerzustands vor, sobald sich der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente im Sinne ihres Anhangs V um eine Klasse verschlechtert, auch wenn dies nicht zu

¹ Der EuGH hatte zu entscheiden, ob bereits jede negative Abweichung vom Ist-Zustand eine Verschlechterung im Sinne der WRRL darstellt („Status-Quo-Theorie“), oder dies erst bei einer Herabstufung der Zustands- bzw. Potenzialklasse einer Qualitätskomponente der Fall ist („Zustandsklassen-Theorie“).

einer Verschlechterung der Einstufung des WK insgesamt führt. Ist die betreffende Qualitätskomponente im Sinne von Anhang V bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet, stellt jede nachteilige Verschlechterung dieser Komponente eine Verschlechterung des Gewässerzustands im Sinne von Art. 4 Abs.1 Buchst. a Ziff. i WRRL dar (vgl. auch FÜSSER & LAU 2015; LAWA 2017).

Das Urteil des EuGH wurde durch die nachfolgenden Urteile des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) zur geplanten Anpassung der Weser (Rs. 7 A 1.15) und Elbe (Rs. 7 A 2.15) sowie durch die Handlungsanweisungen der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2017) weiter konkretisiert. Die dieser Studie zugrundeliegende methodische Auslegung des Verschlechterungsverbots wird in Kap. 3.2 ausführlich beschrieben.

3. Arbeitsschritte und methodische Grundlagen

3.1 Arbeitsschritte

Die Untersuchung möglicher Auswirkungen des Vorhabens auf die nach §§ 27 bis 31 WHG maßgebenden Bewirtschaftungsziele umfasst die folgenden Arbeitsschritte:

Beschreibung des Vorhabens und der relevanten Wirkpfade

Wesentliche Grundlagen für die Beurteilung der voraussichtlichen Auswirkungen der Einleitungen auf die Ziele der WRRL sind die in den Antragsunterlagen der Salzgitter Flachstahl AG genannten Rahmenbedingungen zu den beantragten Einleitmengen der Kläranlage in die Aue. Auf dieser Basis wurden die Auswirkungen auf die relevanten Qualitätskomponenten der WRRL in den betroffenen Wasserkörpern beurteilt.

Identifizierung und Beschreibung der durch das Vorhaben betroffenen Wasserkörper

Es werden die von der Einleitung betroffenen WK (Wasserkörper) identifiziert. Potenziell vom Vorhaben betroffen sind alle WK, für die aufgrund der Reichweite und Intensität der Vorhabenwirkungen ein möglicherweise bewertungsrelevanter Einfluss auf die Qualitätskomponenten (QK) bzw. die Parameter nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann.

Beschreibung und Bewertung der Wasserkörper (Ist-Zustand)

Es wird eine Übersicht über den aktuellen ökologischen Zustand bzw. des Potenzials der relevanten WK für die verschiedenen biologischen QK gegeben. Grundlage sind aktuelle eigene Untersuchungen aus den Jahren 2017 und 2018 sowie Daten aus dem behördlichen WRRL-Monitoring (LAVES/NLWKN). Soweit möglich werden die Bewertungen anhand der ökologischen Qualitätskennzahlen konkretisiert. Die Betrachtung umfasst die biologischen QK Makrophyten & Diatomeen, benthische Wirbellosenfauna (nachfolgend Makrozoobenthos) und die Fischfauna. Daneben wird auf die unterstützende QK Hydromorphologie sowie weitere physikalisch-chemische Parameter eingegangen. Der Ist-Zustand der QK bzw. Parameter stellt den Vergleichszustand für die Beurteilung möglicher Verschlechterungen durch die beantragten Einleitungen dar; für die Überprüfung von Verstößen gegen das Verbesserungsgebot wird der bis zum Jahr 2021 angestrebte gute ökologische Zustand / das gute ökologische Potenzial herangezogen. Die Ergebnisse und Bewertungen des chemischen Zustands, der physikalisch-chemischen und chemischen QK sind ausführlich in einem weiteren Gutachten (Anlage 8.2 der Antragsunterlagen, im Folgenden zitiert als AquaEcology 2019) dargestellt.

Abschätzung der vorhabenbedingten Auswirkungen

Die Auswirkungsprognose basiert auf den vorliegenden Informationen zum Ist-Zustand und der aktuellen Vorhabenbeschreibung. Die Bewertung erfolgt komponentenspezifisch vor dem Hintergrund der aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen der WRRL. Zusätzlich werden die Konsequenzen für die unterstützenden Parameter abgeschätzt.

Prüfung einer Verschlechterung des ökologischen Zustands/Potenzials

Es erfolgt eine Bewertung der zu erwartenden Veränderungen hinsichtlich einer möglichen Verschlechterung des ökologischen Zustands/Potenzials auf Basis der „kombinierte Zustandsklassen-/ Status Quo-Theorie“ (vgl. Kap. 3.2.2).

Prüfung von Gefährdungen der Zielerreichung des guten ökologischen Zustands/Potenzials

Es erfolgt eine Betrachtung, ob das Vorhaben mit den Bewirtschaftungszielen nach § 27 WHG bzw. einer Gefährdung der Zielerreichung vereinbar ist (Verstoß gegen das Verbesserungsgebot oder die Phasing out-Verpflichtung) (vgl. Kap. 3.2.2).

Ausnahme von den Bewirtschaftungszielen

Mögliche Ausnahmegründe gemäß § 31 Abs. 2 WHG werden in der Studie nicht berücksichtigt.

Schadensmindernde Maßnahmen und Vorkehrungen

Es wird geprüft, ob Vorkehrungen zur Verminderung nachteiliger Veränderungen auf die QK eines Wasserkörpers notwendig bzw. geplant sind oder ob bereits umgesetzte Maßnahmen ihre vorgesehene Funktion erfüllen.

3.2 Methodische Grundlagen

Nachfolgend werden zu einzelnen Arbeitsschritten weitergehende methodische Hinweise gegeben.

3.2.1 Bewertung des Gewässerzustands

Der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial wird nach Anhang V WRRL anhand der kennzeichnenden biologischen QK bewertet. Für die hier betrachteten als erheblich verändert eingestuftem Wasserkörper ist die Bewertung des ökologischen Potenzials relevant. Unterstützend werden hydromorphologische, chemische und physikalisch-chemische QK herangezogen. Abhängig von der Kategorie der Wasserkörper (Fließ-, Übergangs- und Küstengewässer) sind dabei unterschiedliche QK zu bewerten (vgl. Anlage 3 der OGewV).

Die Skala für die Bewertung des ökologischen Potenzials ist fünfstufig gegliedert und unterscheidet die Kategorien höchstes, gutes, mäßiges, unbefriedigendes und schlechtes ökologisches Potenzial. Das Bewirtschaftungsziel in erheblich veränderten Gewässern ist das „gute ökologische Potenzial“. Der Zielzustand definiert sich hierbei als geringfügige Abweichung vom „höchsten ökologischen Potenzial“.

Die Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials erfolgt nach § 5 (4) OGewV gewässertypspezifisch anhand der biologischen QK, wobei die am schlechtesten bewertete Komponente die Gesamtbewertung bestimmt („one out – all out“ Prinzip). Unterstützend werden die hydromorpho-

logischen, chemischen und physikalisch-chemischen QK hinzugezogen; ihnen kommt eine wesentliche Bedeutung bei der Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse, zur Ursachenklärung und Maßnahmenplanung sowie bei der Erfolgskontrolle zu.

In einigen Fällen haben die unterstützenden QK auch unmittelbaren Einfluss auf die Gesamtbewertung. So setzt das gute Potenzial voraus: „Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen des Oberflächengewässertyps, der mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer am ehesten vergleichbar ist. [...]“ (vgl. OGEwV, Anlage 4, Tabelle 6). Sowohl für die Erreichung des guten Potenzials als auch in allen anderen Klassen müssen die hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen QK Bedingungen aufweisen, unter denen die für die biologischen QK beschriebenen Werte plausibel erscheinen. So sind z. B. für den Sauerstoffgehalt als physikalisch-chemischen Parameter Anforderungen für das gute Potenzial in Fließgewässern laut Anlage 7 OGEwV formuliert. Diese müssen entsprechend in einem Bereich liegen, in dem die Funktionsfähigkeit des Gewässers und eine typspezifische Besiedlung mit mindestens guter biologischer Güteinstufung gewährleistet sind. Hinsichtlich der unterstützenden chemischen QK kann der gute Zustand nur dann erreicht werden, wenn die in Anlage 6 Tabelle 2 (OGEwV 2016) aufgeführten Umweltqualitätsnormen (UQN) vollständig eingehalten werden. Ansonsten gilt laut § 5 (5) OGEwV:

„Wird eine Umweltqualitätsnorm oder werden mehrere Umweltqualitätsnormen nach Anlage 3 Nummer 3.1 in Verbindung mit Anlage 6 nicht eingehalten, ist der ökologische Zustand oder das ökologische Potenzial höchstens als mäßig einzustufen“.

3.2.2 Bewertung der vorhabenbedingten Auswirkungen

Das Kernstück der WRRL sind die Umweltziele nach Art. 4, die aus einem Verschlechterungsverbot und einem Verbesserungsgebot bestehen. Sie sind auf Bundesebene in den §§ 27 und 44 WHG geregelt. Der EuGH stellt in seinem Urteil vom 01.07.2015 (Az. C-461-13) fest, dass die Umweltziele innerhalb des EU-Rechtsraums verbindliche Vorgaben für die Vorhabengenehmigung darstellen. Die Mitgliedsstaaten sind demnach verpflichtet,

„[...] die Genehmigung für ein konkretes Vorhaben zu versagen, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands bzw. eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands zu dem nach der Richtlinie maßgeblichen Zeitpunkt gefährdet.“ (Rn 51)

Davon ausgenommen sind lediglich solche Vorhaben, für die eine Ausnahmegenehmigung vorliegt. Bei der Beschreibung der Vorhabenwirkungen wird hier dem Ansatz des EuGH gefolgt. Berücksichtigt werden daher nur solche Auswirkungen, die zu einer Verschlechterung des Gewässerzustands führen oder aber das Erreichen der Umweltziele behindern bzw. verhindern können.

Verschlechterungsverbot

Bei der Anwendung des Verschlechterungsverbots ist laut dem Urteil des EuGH (Az. C-461-13) eine kombinierte „**Zustandsklassen-/Status-Quo-Theorie**“ anzuwenden. Zur Beurteilung von nachteiligen Auswirkungen auf die QK gelte also grundsätzlich:

- Nicht jede nachteilige Veränderung des Gewässerzustands stellt automatisch eine Verschlechterung dar.
- Eine Verschlechterung liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer QK im Sinne des Anhangs V WRRL um eine Klasse verschlechtert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer schlechteren Einstufung des Wasserkörpers insgesamt führt.
- Ist eine QK bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet (schlechter Zustand/Potenzial), stellt jede weitere Verschlechterung dieser Komponente auch eine Verschlechterung des Wasserkörpers dar.

Damit tritt der EuGH auch der bisherigen Auslegung entgegen, wonach im Rahmen einer Interessensabwägung nur „erhebliche“ Beeinträchtigungen eine Verschlechterung darstellen („Bagatellvorbehalt“). Solche Abwägungen sind laut EuGH der Ausnahmeregelung nach Art. 4 Abs. 7 WRRL vorbehalten. Die LAWA (2017) folgt dieser Einschätzung und fasst in ihren Handlungsanweisungen zusammen (S. 35):

„Die Erheblichkeit nachteiliger Veränderungen bemisst sich danach, ob ein Wechsel der Zustandsklasse bei einer bewertungsrelevanten Qualitätskomponente erfolgt, soweit sich diese nicht bereits in der niedrigsten Zustandsklasse befindet. Damit kann auch eine minimale Veränderung zum Wechsel der Zustandsklasse führen und erheblich sein, während eine nachteilige Veränderung innerhalb der Zustandsklasse unbeachtlich (irrelevant) bleibt.“

Während bei der Beurteilung von Verschlechterungen der biologischen QK die „kombinierte Zustandsklassen-/Status-Quo-Theorie“ anzuwenden ist, geht der EuGH in seinem Urteil nicht explizit darauf ein, inwieweit dieses Schema auch für die unterstützenden QK gilt. Das Gericht verweist lediglich auf die Vorgaben in Anhang V Ziff. 1.1 der WRRL, welcher den „unterstützenden“ Charakter der hydromorphologischen, chemischen und allgemeinen physikalisch-chemischen QK hervorhebt. Die LAWA (2017) schlussfolgert daraus, dass dieser nicht nur auf die Zustands- oder Potenzialbewertung zutrifft, sondern logischerweise auch auf die Beurteilung von Verschlechterungen. Die Herabstufung einer unterstützenden QK stellt demnach keine Verschlechterung per se dar; vielmehr ist die Folgewirkung für die übergeordneten biologischen QK maßgebend. Dieses „Nachrangverhältnis“ zwischen biologischen und unterstützenden QK wird auch im „Elbe-Urteil“ des BVerwG betont (Rs 7 A 2.15, Rn 496-498). Die Indizwirkung der unterstützenden QK führe aber in jedem Falle dazu, dass der Vorhabenträger dezidiert darlegen muss, warum eine negative Veränderung einer unterstützenden QK keine negativen Auswirkungen auf die Einstufung der biologischen QK hat – insbesondere, wenn diese bereits einen „schlechten“ Zustand aufweist. Ausnahmen von dieser Regelung betreffen nur die Einstufungen des „guten“ und „sehr guten“ Zustands, die z. T. in direkter Abhängigkeit von den unterstützenden QK vorgenommen werden (vgl. Kap. 3.2.1).

Verbesserungsgebot

Abschließend wird geprüft, ob die Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials in den betroffenen Wasserkörpern entsprechend des Verbesserungsgebots durch die Gewässernutzung erschwert oder gefährdet wird (vgl. § 27 WHG). Dabei werden die Auswirkungen der Einleitungen den im Rahmen der Bewirtschaftung nach § 82 WHG geplanten Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potenzials gegenübergestellt und beurteilt, ob diese behindert oder verzögert werden und somit eine fristgerechte Zielerreichung gefährdet ist.

Berücksichtigt werden Maßnahmen im Maßnahmenprogramm des Bewirtschaftungsplans (FGG Weser 2016) für den Zeitraum 2015-2021, die sich innerhalb des Wirkungsbereichs des Vorhabens befinden.

Die Prüfmaßstäbe für Verstöße gegen das Verbesserungsgebot der WRRL werden im „Elbe-Urteil“ des BVerwG (Rs. 7 A 2.15) konkretisiert. Demnach ist die Genehmigung für ein Vorhaben zu versagen, wenn dieses konkret die Erreichung des guten ökologischen Potenzials/Zustands und eines guten chemischen Zustands in einem WK gefährdet (Rn 53). Fristverlängerungen sind hier jedoch zulässig. In dem Urteil wird zudem präzisiert, wann von einer Gefährdung der Zielerreichung auszugehen ist; hier gelte laut BVerwG der allgemeine ordnungsrechtliche Wahrscheinlichkeitsmaßstab (Rn 582). Relevant ist somit, ob die Folgewirkungen des Vorhabens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit faktisch die Erreichung der Bewirtschaftungsziele in einem Wasserkörper verhindern.

Phasing out-Verpflichtung

Nach Art. 4 Abs. 2 WRRL sind die Emissionen prioritär gefährlicher Stoffe schrittweise einzustellen (phasing out). Die Phasing out-Verpflichtung wurde bisher nicht in deutsches Recht umgesetzt.

Prüfung vorhabenbedingter nachteiliger Auswirkungen (Verschlechterungen) auf die Qualitätskomponenten und den chemischen Zustand nach OGewV

Es werden zunächst nutzungsbedingt zu erwartende Veränderungen auf die unterstützenden QK (hydromorphologische, chemische und physikalisch-chemische QK) beschrieben. Aufbauend darauf erfolgt die Beschreibung und Bewertung vorhabenbedingter Veränderungen der biologischen QK. Parallel dazu werden mögliche Auswirkungen des Vorhabens auf den chemischen Zustand bestimmt. Für die Analysen werden folgende Kriterien berücksichtigt:

Raumbezug: Bezugsraum für die Bewertung von Verschlechterungen sind jeweils die betroffenen WK in ihrer offiziellen Abgrenzung, d. h. maßgebend ist, ob ein Vorhaben zu einer Verschlechterung auf der Ebene eines gesamten Wasserkörpers führt. Lokal begrenzte Beeinträchtigungen, die nicht zu einer Verschlechterung des ökologischen Potenzials eines Wasserkörpers als Bezugsgröße führen, sind demzufolge keine Verschlechterungen im Sinne der WRRL bzw. des WHG.

Zeitbezug: Innerhalb der Prognose über die nutzungsbedingten Veränderungen der QK muss deren Dauer berücksichtigt werden. So werden kurzfristige bzw. vorübergehende Veränderungen laut LAWA (2017) nicht als Verschlechterung gewertet, wenn sich der Wasserkörper innerhalb kurzer Zeit und ohne Verbesserungsmaßnahmen erholt (z. B. nach einer zeitlich begrenzten Baumaßnahme). Eine Ausnahme stellen hierbei solche QK dar, die bereits in der niedrigsten Klasse

eingestuft sind; hier gilt das Verschlechterungsverbot auch für kurzfristige bzw. vorübergehende Veränderungen (vgl. Füsser & Lau 2015).

Messbarkeit: Die Frage, wie mit messtechnisch nicht nachweisbaren Veränderungen umgegangen werden soll, greift das BVerwG in seinem „Elbe-Urteil“ (Rs. 7 A 2.15) auf. So können rein theoretische, d. h. aus Berechnungen oder Modellen abgeleitete, aber in der Natur nicht nachweisbare Veränderungen auch nicht als solche gewertet werden. Dabei ist irrelevant, ob die Veränderungen tatsächlich nicht auftreten, oder ob lediglich ein geeignetes Mess- und Bewertungsverfahren fehlt (Rn 502-508). Demnach können nur mess- bzw. beobachtbare zukünftige Veränderungen einem Vorhaben zugeordnet und ggf. als Verschlechterung gewertet werden. Dies trifft auch zu, wenn sich die betroffene QK bereits im schlechtesten Zustand befindet (vgl. LAWA 2017).

Schadensmindernde Maßnahmen

Ggf. vorzusehende oder umgesetzte Maßnahmen zur Minderung der nutzungsbedingten Auswirkungen auf die QK werden benannt und es wird dargelegt, welche mindernden Effekte von diesen Maßnahmen zu erwarten oder bereits belegt sind.

Abschließende fachgutachterliche Einschätzung

Vor und auch noch nach der Implementierung der WRRL in deutsches Recht wurden die Maßstäbe zur Feststellung einer Verschlechterung kontrovers diskutiert. Das EuGH-Urteil (Juli 2015) und die nachfolgenden Beschlüsse des BVerwG zum geplanten Ausbau der Weser (Aug. 2016) und der Elbe (Februar 2017) haben den Rahmen zwar abgesteckt, ohne jedoch die Vorgehensweise im Detail vorzugeben. Eine weitere Konkretisierung erfolgte u. a. durch die Handlungsempfehlungen der LAWA (2017). Die Feststellung eines durch Vorhabenwirkungen ausgelösten Klassenwechsels bei den biologischen QK bzw. einer nachteiligen Veränderungen einer bereits als „schlecht“ eingestuft biologischen QK gemäß der „kombinierten Zustandsklassen-/Status-Quo-Theorie“ sollte u. E. soweit wie möglich durch Anwendung des jeweiligen (QK-spezifischen) Bewertungsverfahrens auf den „Prognosezustand“ erfolgen (s.o.). Eine fachliche Plausibilitätsprüfung ist unabhängig von formalen Bewertungsergebnissen immer erforderlich.

4. Beschreibung des Vorhabens und der Wirkfaktoren

4.1 Beantragte Einleitungen

Die Salzgitter Flachstahl GmbH (SZFG) betreibt auf dem Werksgelände in Salzgitter-Watenstedt eine mechanisch-biologische Abwasserbehandlungsanlage für die Reinigung der anfallenden Abwässer aus den Produktionsanlagen des integrierten Hüttenwerkes der SZFG, der Gewerbe- und Industriebetriebe südlich der Industriestraße Mitte, des Industriegebiets Watenstedt-Ost sowie der angrenzenden Ortschaften Salzgitter-Drütte, Salzgitter-Immendorf und Salzgitter-Watenstedt. Der Standort verfügt über eine bestehende gehobene wasserrechtliche Erlaubnis aus dem Jahr 1996 zum Einleiten von behandeltem Abwasser aus der Werkskläranlage in den Lahmanngraben (Direkteinleiter). Bei dem einzuleitenden Abwasser handelt es sich um Prozessabwasser, hauptsächlich aus der Eisen- und Stahlerzeugung und der Steinkohleverkockung, sowie um Abschlämmswasser aus offenen Kühlkreisläufen, Sanitärabwasser, Niederschlagswasser und sonstiges unverschmutztes Abwasser (Abb. 1). Das in den Lahmanngraben eingeleitete gereinigte Abwasser wird über den Beddinger Graben, die Aue und die ausgebaute Fischau (Zulaufgraben) dem Regenrückhaltebecken (RHB) „Üfinger Teiche“ zugeführt und von dort aus zurück in die Aue geleitet. Dieser Bachlauf hatte seine ursprüngliche Quelle im Bereich des 1939 entstandenen Industriegebietes Salzgitter-Watenstedt. Die Quelle der heutigen Aue befindet sich westliche des Zweigkanals Salzgitter und östlich der Ortslage Bleckenstedt. Der Hauptabfluss in der Aue entstammt jedoch der Werkskläranlage der Salzgitter Flachstahl GmbH (vgl. Antragsunterlagen, Salzgitter Flachstahl GmbH 2020).

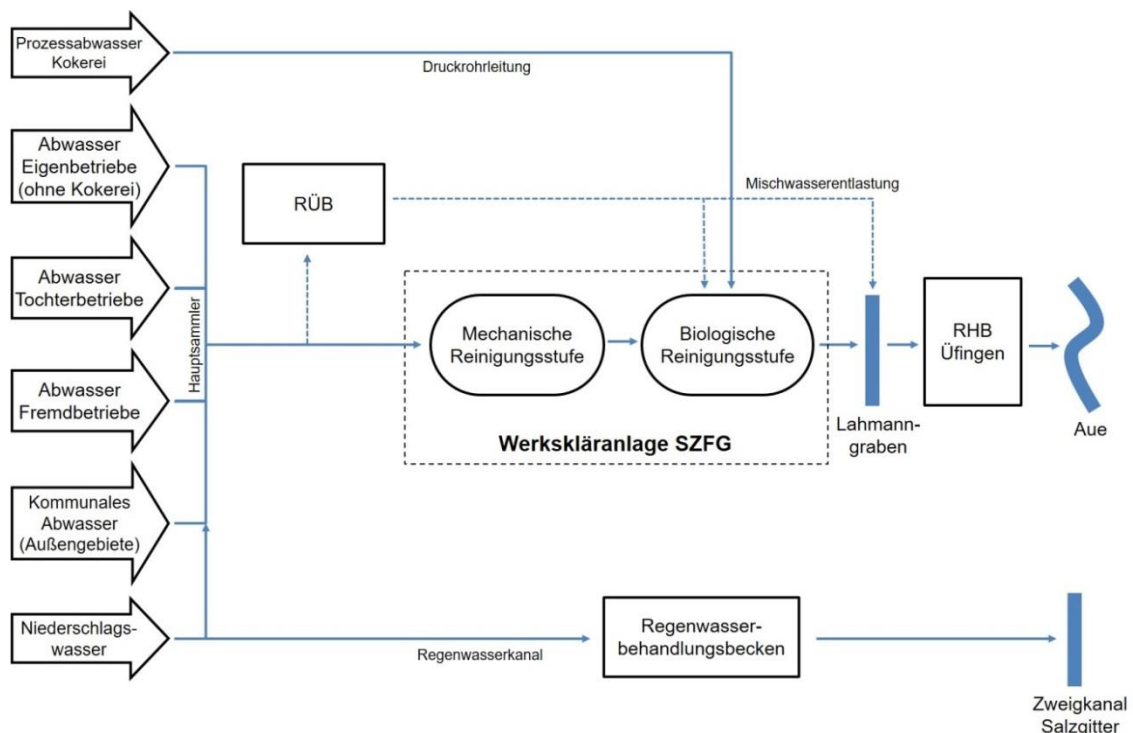


Abb. 1: Übersichtsplan Abwasserableitung der Kläranlage (Antragsunterlagen Salzgitter Flachstahl GmbH 2020).

Beantragte Abwassermengen

Im Rahmen der Antragsstellung für eine gehobene wasserrechtliche Erlaubnis werden zwei Gewässerbenutzungen beantragt. Diese Einleitungen umfassen zum einen die Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der Abwasserbehandlungsanlage der Salzgitter Flachstahl GmbH und zum anderen den Punkt der Gewässerbenutzung bei der Einleitung im Falle eines Mischwasserentlastungsereignisses. Aufgrund der Lage der Abwasserbehandlungsanlage (SZFG) und dem zum vorgelagerten Kanalnetz zugehörigen Mischwasserentlastungsbauwerk erfolgt die Gewässerbenutzung an zwei Punkten und bedingt die getrennte Beantragung der Gewässerbenutzung.

Als erste Gewässerbenutzung der Salzgitter Flachstahl GmbH (SZFG) wird beantragt,

1. das industriell-gewerbliche Abwasser aus Betrieben und Betriebsteilen der SZFG sowie aus Fremdbetrieben
2. das kommunale Abwasser aus den angrenzenden Ortschaften SZ-Drütte, SZ-Immendorf und SZ-Watenstedt, aus der Werkstraße Barum und aus dem Flüchtlingsheim südlich der Industriestraße Mitte
3. das von den Grundstücken zu 1. und 2. in die Mischwasserkanalisation abfließende Niederschlagswasser

bis zu einer Menge von 850 l/s, 3.060 m³/h, 73.440 m³/d und 15.000.000 m³/a nach Behandlung in der Abwasserbehandlungsanlage der SZFG in Salzgitter-Beddingen in den Lahmanngraben (Gemarkung Watenstedt, Flur 4, Flurstück 5/73, UTM-Koordinaten – E: 32 3596626, N: 5783238) einzuleiten.

Als zweite Gewässerbenutzung der SZFG wird beantragt,

4. im Falle einer Mischwasserentlastung Abwasser durch das der Abwasserbehandlungsanlage vorgelagerte Regenüberlaufbecken in den Lahmanngraben (Gemarkung Watenstedt, Flur 4, Flurstück 5/73, UTM-Koordinaten – E: 32 3596653, N: 5783274) einzuleiten. Die maximale Mischwasserentlastungsmenge zu 4. beträgt bis zu 1.600 l/s, 5.740 m³/h, 76.560 m³/d und 1.500.000 m³/a.

Das gereinigte Abwasser und Niederschlagswasser zu 1. bis 3. sowie die eingeleitete Wassermenge im Falle einer Mischwasserentlastung zu 4. wird über den Lauf von Lahmanngraben – Beddinger Graben – Zweigkanal-Düker – Zulaufgraben den Rückhaltebecken (RHB) Üfingen zugeführt. Die RHB Üfingen werden so bewirtschaftet, dass am Ablauf der RHB, d.h. an der Ableitungsstelle in die Aue, eine Abwassermenge von 1.000 l/s, 3.600 m³/h und 86.400 m³/d nicht überschritten wird.

Reinigungsprozesse

Das anfallende Abwasser wird in einer zentralen mechanisch-biologischen Werkskläranlage nach dem Stand der Technik behandelt. Schadstoffe wie Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen (u. a. Nitrat) werden unter Anwesenheit und weitestgehendem Abbau der Hemmstoffe Phenol und Cyanid aus dem Abwasser eliminiert. Die zukünftige Einhaltung der nach Vorgaben der Abwasser-

verordnung beantragten Überwachungswerte (vgl. Antragsunterlagen Salzgitter Flachstahl GmbH 2020) für die Einleitungsstelle in den Lahmanngraben am Ablauf der Werkskläranlage gewährleistet, dass die Schadstofffracht im gereinigten Abwasser so gering gehalten wird, wie dies technisch möglich ist.

Eine Machbarkeitsstudie zur Einführung der 4. Reinigungsstufe zeigt, dass durch ein Filtrationsverfahren (Flockungsfiltration) in Verbindung mit Adsorption an Aktivkohle oder Ozonung eine deutliche Reduzierung der eingeleiteten Stoffe erreicht werden kann. Dies betrifft u.a. Nährstoffe (Gesamtphosphor, Orthophosphat-P), Trübstoffe (Abfiltrierbare Stoffe), Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs, u.a. Benzo(a)pyren, Fluoranthen), Perfluorierte Tenside (u.a. PFOS), Cyanide und Metalle. Eine Reduktion der Salze (Chlorid, Sulfat) ist dagegen nicht zu erwarten. Die Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe ist bereits für das Jahr 2023 vorgesehen und wird daher in der vorliegenden Studie bei der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen berücksichtigt.

4.2 Wirkfaktoren

Durch die eingeleiteten Abwassermengen in die Aue sind folgende Wirkfaktoren für die biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna, Makrozoobenthos und Gewässerflora zu berücksichtigen:

- Hydraulischer Stress
- Erhöhung der Wassertemperatur
- Nährstoffeinträge
- Veränderung des Sauerstoffgehalts
- Veränderung des Lichtklimas
- Veränderung des Salzgehalts
- Schadstoffeinträge

Des Weiteren ist im Hinblick auf die chemischen Qualitätskomponenten und den chemischen Zustand zu prüfen, ob die in der OGewV (2016) vorgegebenen Umweltqualitätsnormen (UQN) für Schadstoffe eingehalten werden.

Hydraulischer Stress

Eine Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten kann unter Umständen zu Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie führen. Entsprechende Schädigungen der Habitatstrukturen können negative Auswirkungen auf die biologischen QK hervorrufen. Direkte Störungen auf biologische QK ergeben sich bei extremen Abflüssen durch eine unkontrollierte Verdriftung stromabwärts.

Erhöhung der Wassertemperatur

Die Gewässertemperatur und der jahreszeitliche Temperaturverlauf haben Einfluss auf den Stoffwechsel der aquatischen Organismen und wirken sich insbesondere bei Fischen auf das Fortpflanzungsverhalten und die Entwicklung von Eiern und Larven aus. Des Weiteren beeinflusst die Temperatur den Sauerstoffgehalt im Wasser, da die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser bei steigenden Temperaturen abnimmt und die biologische Abbaurate beeinflusst wird. Potenzielle Sauerstoffdefizite können durch erhöhte Temperaturen demnach verstärkt werden.

Nährstoffeinträge

Durch die Einträge von Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor sowie zehrbarem organischen Material werden die biologischen QK maßgeblich beeinflusst. Diese Prozesse laufen einerseits über ein erhöhtes Angebot an Nährstoffen, andererseits über die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der Aue, da es durch den Abbau organischer Substanzen zu einer verstärkten Zehrung von Sauerstoff kommen kann. Des Weiteren kann Stickstoff in Form von Nitrit und Ammoniak bei entsprechenden Konzentrationen direkte toxische Wirkung auf Organismen besitzen.

Veränderung des Sauerstoffgehalts

Sauerstoffdefizite können durch den verstärkten Abbau organischen Materials bei erhöhten Nährstoffeinträgen stattfinden. Hohe Wassertemperaturen beschleunigen diesen Prozess.

Veränderung des Lichtklimas

Pflanzen können nur in den Gewässerbereichen wachsen, in denen genügend Licht ankommt, so dass sie eine positive Fotosynthesebilanz erreichen können. Maßgebend sind insbesondere die Wassertiefe (Wasserstand) und die Konzentration an Trübstoffen. Ein Eintrag von Trübstoffen kann potenziell den Lichteinfall reduzieren.

Veränderung des Salzgehalts

Beeinträchtigungen können durch stoffliche Einträge entstehen, die z.B. auf die Leitfähigkeit oder den pH-Wert einwirken und damit eine indirekte Wirkung auf aquatische Organismen entfalten. Einige Stoffe, wie z.B. Chlorid und Sulfat können in sehr hoher Dosierung auch eine direkte schädigende Wirkung entfalten.

Schadstoffeinträge

Schadstoffe können chronisch und akut toxisch auf Wasserorganismen wirken, so dass die Auswirkungen von schleichenden Schädigungen bis hin zu direkter Mortalität reichen können. Bei den Schadstoffen wird unterschieden zwischen den Schadstoffen, die den chemischen Zustand des Gewässers bestimmen (Anlage 8, OGewV 2016) und den flussgebietsspezifischen Schadstoffen nach Anlage 6, OGewV (2016), die sich aus synthetischen und nicht-synthetischen Schadstoffen zusammensetzen.

5. Identifizierung und Beschreibung der vom Vorhaben betroffene Oberflächenwasserkörper

Relevant sind diejenigen Wasserkörper, die aufgrund der Reichweite und Intensität der nutzungsbedingten Wirkungen wahrscheinlich betroffen sind. Eine Betroffenheit besteht dann, wenn das geplante Vorhaben die Erhaltung des Zustands bzw. des Potenzials oder die für die Erreichung des angestrebten guten Zustands bzw. Potenzials erforderlichen Qualitätskomponenten beeinflusst.

Die Kläranlage speist die gereinigten Abwässer über den Lahmanngraben in den Wasserkörper 16053 Aue/Erse ein. Der sich nach etwa 13 km stromab anschließende Wasserkörper 16035 Aue/Erse ist potenziell ebenfalls betroffen. Im Rahmen dieser Studie werden deshalb für die **WK 16053 und 16035** die in Kap. 4.2 genannten Wirkfaktoren betrachtet. Die Einstufungen der beiden Wasserkörper gemäß der betrachteten QK ist in Tab. 1 aufgelistet. Abb. 2 zeigt das entsprechende Gewässersystem mit den behördlichen Messstellen und den für das Vorhaben zusätzlich untersuchten Probestellen.

Tab. 1: Klassifizierung der betroffenen Wasserkörper.

	WK 16053 Aue / Erse	WK 16035 Aue / Erse
Ökoregion	Norddeutsches Hügel- und Bergland	Norddeutsches Tiefland
Fließgewässertyp	Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche (18)	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (15)
Status	HMWB - erheblich verändert	HMWB - erheblich verändert
Makrophytentyp	kleine rhithral-geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TRk)	mittelgroße, rhithral-geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TRm)
Diatomeentyp	D 8.1	D 12.2
Phytobenthostyp	PB 10	PB 10
Fischregion	Hasel-Gründlings-Region	Hasel-Gründlings-Region

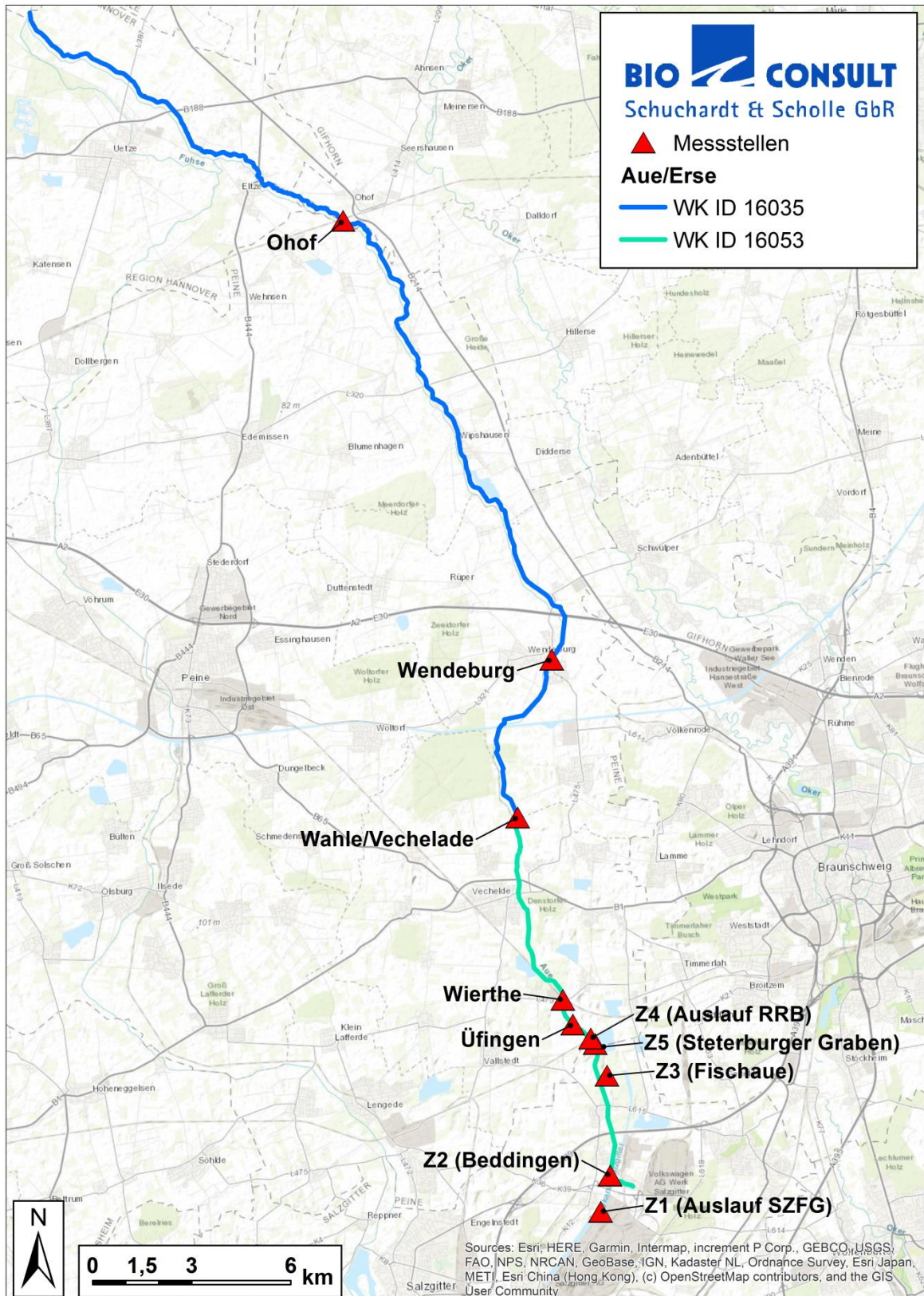


Abb. 2: Betrachtungsraum mit Lage der Wasserkörper 16053 und 16035 der Aue / Erse, den Messstellen von LAVES/NLWKN sowie die im Rahmen des Gutachtens zusätzlich untersuchten Probestellen (Z1-Z5).

6. Beschreibung und Bewertung der Wasserkörper (Ist-Zustand)

6.1 Biologische Qualitätskomponenten

6.1.1 Makrophyten und Phytobenthos

Die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos berücksichtigt für die Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. des ökologischen Potenzials alle mit dem Gewässerboden bzw. festen Substraten im Gewässer assoziierten Pflanzen. Es werden dabei drei verschiedene Kompartimente bzw. auf die Auswertung bezogen Module unterschieden.

Zu den Makrophyten zählen alle Blütenpflanzen, Farne und Moose sowie die Armleuchteralgen (Charophyceae). Vertreter dieser Gruppen sind ausnahmslos mit bloßem Auge sichtbar. Sie können vollständig untergetaucht (submers), teilweise über der Wasseroberfläche wachsend (emers) oder schwimmend an der Oberfläche (natant) vorkommen.

Beim Phytobenthos unterscheidet man zwischen Diatomeen und den restlichen Algengruppen, die in diesem Fall als Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) bezeichnet werden. Diatomeen sind einzellige, mikroskopisch kleine Organismen mit einer festen Silikatwand (daher der deutsche Name Kieselalgen). Viele Vertreter aus dieser Gruppe sind im Gewässer an feste Substrate gebunden und bilden dort bei massenhaftem Vorkommen sichtbare braune Beläge. Zum Kompartiment PoD gehören Vertreter aller anderen Algengruppen sowie der Cyanobakterien (alter Name Blaualgen). Ein Teil dieser Organismen kann makroskopisch sichtbar sein, wenn es sich um koloniebildende (z.B. fädige) Formen handelt. Der Rest ist nur mit Hilfe eines Mikroskops erkennbar.

Im vorliegenden Verfahren wurden an sechs Standorten im Jahr 2017 sowie drei Standorten im Jahr 2018 eigene Felduntersuchungen durchgeführt (s. Abb. 4). Für die Beurteilung der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos wurde außerdem auf Daten des NLWKN zurückgegriffen, die im Rahmen des turnusmäßigen WRRL-Monitorings durchgeführt werden.

6.1.1.1 Hintergrund und Bewertungsverfahren

In Anlage 4 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) werden die Klassen 1 bis 3 für den ökologischen Zustand bei der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos in Fließgewässern wie folgt definiert.

Sehr guter Zustand:

„Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen. Es gibt keine erkennbaren Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz.“ (OGewV 2016)

Guter Zustand:

„Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde. Die phytobenthische Lebensgemeinschaft wird nicht durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt.“ (OGewV 2016)

Mäßiger Zustand:

„Die Zusammensetzung der makrophytischen und phytobenthischen Taxa weicht mäßig von der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz erkennbar. Die phytobenthische Lebensgemeinschaft kann durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt und in bestimmten Gebieten verdrängt werden.“ (OGewV 2016)

Die Klassifizierung für die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos erfolgt mit Hilfe eines multimetrischen Bewertungssystems. Dabei werden zunächst die drei Kompartimente in separaten Modulen anhand verschiedener Indices berechnet und die Ergebnisse als „Ecological Quality Ratio“ (EQR) in einer einheitlichen Skala von „0“ bis „1“ normiert.

Makrophyten

Für die Makrophyten wird der Referenzindex (RI) berechnet. Grundsätzlich werden alle aquatischen Makrophyten für jede Typausprägung (in der vorliegenden Untersuchung TNm, mittelgroße potamal-geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes sowie TRk, kleine rhithral-geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes) in drei (A bis C) unterschiedliche Artengruppen eingeteilt (Schaumburg et al. 2012). Die für jede vorkommende Art in einer fünfstufigen Skala von 1 (sehr selten) bis 5 (sehr häufig) nach Kohler (1978) aufgenommene Pflanzenmenge wird zur Berechnung des Index in metrische Quantitätsstufen umgewandelt, indem die Mengenstufe mit 3 potenziert wird (Stufe 3 ergibt damit beispielsweise die Quantität 27). Anschließend werden für die Artengruppen A und C sowie für alle vorkommenden Arten die Quantitäten aufsummiert. Der Referenzindex (RI) berechnet sich dann als

$$RI = \frac{\text{Gesamtquantität Artengruppe A} - \text{Gesamtquantität Artengruppe C}}{\text{Gesamtquantität aller Taxa}} \cdot 100$$

Um eine gesicherte Bewertung für das Modul zu erhalten, muss die Gesamtquantität aller Taxa mindestens 17 betragen, die Anzahl der submersen und zugleich indikativen Taxa 2 sein und der Anteil der eingestuften Arten über 75 % liegen (Schaumburg et al. 2012). Bei einer nachweislich vorliegenden Makrophytenverödung (Fehlen von Makrophyten aufgrund anthropogen bedingter

Einflüsse) wird der Referenzindex auf -100 gesetzt. Die Bewertung gilt damit als gesichert, das Modul erhält den Wert 0 und wird mit den anderen Kompartimenten verrechnet.

Diatomeen

Für die Diatomeen wird der Diatomeenindex (DI) berechnet. Er setzt sich aus mehreren Teilmodulen zusammen. Zunächst wird die Referenzartensumme (ASR) auf Basis der prozentualen Häufigkeiten (Abundanz) berechnet. Für die Referenzarten wird dabei unterschieden zwischen allgemeinen Referenzarten, die entweder der silikatischen oder der karbonatischen Ausprägung eines Fließgewässers zugeordnet werden, und typspezifischen Referenzarten, die den jeweiligen Diatomeen-Typ (in der vorliegenden Untersuchung 8.1 bzw. 12.2) kennzeichnen (Schaumburg et al. 2012).

In einem weiteren Teilmodul wird der Trophie-Index (TI) nach Rott et al. (1999) als Maß für die Belastung des Systems mit Nährstoffen ermittelt. Die Diatomeen sind als Indikatoren besonders geeignet. Den Arten sind dazu spezifische Trophiewerte und Gewichtungsfaktoren zugeordnet.

Der Diatomeenindex wird nach Normierung der beiden Teilmodule durch Mittelwertbildung ermittelt. Schließlich wird über den Halobienindex (H) noch die Salzbelastung des Systems berücksichtigt. Dabei wird der Anteil der salzliebenden Taxa ermittelt. Liegt der Index über 15, so erfolgt nach der Verschneidung der anderen Teilmodule eine Abwertung um eine Zustandsklasse (Schaumburg et al. 2012).

Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)

Für das Phytobenthos ohne Diatomeen wird der Bewertungsindex (BI) ermittelt. Dazu werden die Taxa typspezifisch (in der vorliegenden Untersuchung Phytobenthos-Typ 10) in vier Bewertungskategorien (A bis D) eingeteilt, die bestimmte ökologische Zustände kennzeichnen. Für die Berechnung des Index werden zunächst für jede der vier Kategorien die für die einzelnen Taxa abgeschätzten Häufigkeiten nach einer fünfstufigen Skala quadriert und aufsummiert und anschließend nach folgender Formel verrechnet.

$$BI = \frac{\text{Summe A} + 0,5 \cdot \text{Summe B} - 0,5 \cdot \text{Summe C} - \text{Summe D}}{\text{Summe A} + \text{Summe B} + \text{Summe C} + \text{Summe D}} \cdot 100$$

Die Bewertung für das Modul gilt als gesichert, wenn mindestens fünf eingestufte Taxa gefunden werden oder bei weniger als fünf Taxa die Summe der quadrierten Häufigkeiten größer als 16 ist (Schaumburg et al. 2012).

Gesamtbewertung Makrophyten/Phytobenthos

Nach Normierung (Skala von 0 bis 1) erfolgt per Mittelwertbildung aus den drei Modulen die Gesamtbewertung für die Qualitätskomponente. Sollte für ein Modul eine gesicherte Auswertung nicht möglich sein, wird die Bewertung aus den beiden restlichen Modulen ermittelt. Sind die Ergebnisse für zwei Module nicht gesichert, so wird die Gesamtbewertung mit dem Ergebnis des dritten Moduls angegeben, jedoch mit dem Zusatz, dass dieses Ergebnis kritisch zu überprüfen ist.

Die detaillierten Berechnungen sowie weitere ausführliche Informationen können der Verfahrensanleitung entnommen werden (Schaumburg et al. 2012).

Zur automatischen Berechnung der Einzelindices für die drei Kompartimente Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) sowie der Gesamtbewertung gibt es ein Softwaretool (PHYLIB Vers. 5.3), in das die erhobenen Daten zusammen mit weiteren notwendigen Informationen wie den Fließgewässertyp und die Typisierungen für die Einzelmodule, eingelesen werden. Dieses Tool wurde für die Auswertung der im Rahmen dieser Untersuchung benutzten Daten angewendet.

Nach Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) bzw. der Verfahrensanleitung (Schaumburg et al. 2012) gelten für den hier betrachteten Gewässertyp 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse - hier WK 16035) in karbonatischer Ausprägung mit Makrophytentyp TNm, PoD-Typ 10 und dem Diatomeen-Typ 12.2 die in

Tab. 2 aufgeführten ökologischen Zustandsklassen anhand von EQRs. Für den Gewässertyp 18 (Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche - hier WK 16053) mit Makrophytentyp TRk, PoD-Typ 10 und dem Diatomeen-Typ 8.1 sind die entsprechenden Zustandsklassen und Werte in Tab. 3 aufgeführt.

Tab. 2: Ökologische Potenzialklassen nach EQR für die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos beim Fließgewässertyp 15 mit Diatomeen-Typ 12.2, PoD-Typ 10, Makrophyten-Typ TNm (nach Schaumburg et al. 2012).

Ökologische Potenzialklasse	gesichert bewertete Module (PoD: Phytobenthos ohne Diatomeen, D: Diatomeen, M: Makrophyten)						
	M+D+PoD	M+D	M+PoD	D+PoD	M	D	PoD
1 - sehr gut	1,00-0,65	1,00-0,60	1,00-0,67	1,00-0,68	1,00-0,58	1,00-0,61	1,00-0,75
2 - gut	0,64-0,48	0,59-0,42	0,66-0,50	0,67-0,52	0,57-0,40	0,60-0,43	0,74-0,60
3 - mäßig	0,47-0,28	0,41-0,22	0,49-0,30	0,51-0,32	0,39-0,20	0,42-0,24	0,59-0,40
4 - unbefriedigend	0,27-0,12	0,21-0,06	0,29-0,14	0,31-0,17	0,19-0,03	0,23-0,08	0,39-0,25
5 - schlecht	0,11-0,00	0,05-0,00	0,13-0,00	0,16-0,00	0,02-0,00	0,07-0,00	0,24-0,00

Tab. 3: Ökologische Potenzialklassen nach EQR für die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos beim Fließgewässertyp 18 mit Diatomeen-Typ 8.1, PoD-Typ 10, Makrophyten-Typ TRk (nach Schaumburg et al. 2012).

Ökologische Potenzialklasse	gesichert bewertete Module (PoD: Phytobenthos ohne Diatomeen, D: Diatomeen, M: Makrophyten)						
	M+D+PoD	M+D	M+PoD	D+PoD	M	D	PoD
1 - sehr gut	1,00-0,69	1,00-0,66	1,00-0,75	1,00-0,66	1,00-0,75	1,00-0,56	1,00-0,75
2 - gut	0,68-0,50	0,65-0,45	0,74-0,55	0,65-0,50	0,74-0,50	0,55-0,39	0,74-0,60
3 - mäßig	0,49-0,30	0,44-0,25	0,54-0,33	0,49-0,32	0,49-0,25	0,38-0,24	0,59-0,40
4 - unbefriedigend	0,29-0,12	0,24-0,06	0,32-0,14	0,31-0,17	0,24-0,03	0,23-0,08	0,39-0,25
5 - schlecht	0,11-0,00	0,05-0,00	0,13-0,00	0,16-0,00	0,02-0,00	0,07-0,00	0,24-0,00

6.1.1.2 Kartierung und Probenahme

Gemäß Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) wird für die Auswertung der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos das oben beschriebene Bewertungsverfahren PHYLIB - Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (Schaumburg et al. 2012) vorgeschrieben. Dieses Verfahren wurde für die vorliegende Untersuchung entsprechend der in den folgenden Absätzen beschriebenen Methodik angewendet.

Entsprechend der Verfahrensanleitung (Schaumburg et al. 2012) wird die Qualitätskomponente mit den drei Kompartimenten (Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen) einmal pro Jahr während der Hauptvegetationsperiode (Juni bis September) untersucht. Nach Anlage 10 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) soll eine Beprobung ein- bis zweimal pro Jahr stattfinden. Die Kartierung und Probenahme fand am 05.09.2017 sowie am 07.08.2018 an zwei Messstellen im Abschnitt bis zu den RHB „Üfinger Teiche“ (Z2, Z3) sowie an den Messstationen Steterburger Graben (Z5), Üfingen, Wierthe, Wendeburg und Ohof statt (s. Abb. 3). Die Messstelle Steterburger Graben lag dabei im natürlichen Abschnitt der Aue vor dem Auslauf aus den Regenrückhaltebecken und sollte als unbelastete Vergleichsstelle dienen.

Makrophyten

Durch Begehung eines strukturell homogenen Abschnittes von jeweils ca. 100 m Länge gegen die Fließrichtung wurden nach Aufnahme allgemeiner Standortfaktoren (Tiefe, Breite, Beschattung, Sedimentverhältnisse etc.) die im Gewässer vorkommenden Makrophyten bestimmt und deren Menge und Bedeckungsgrad nach festgelegten Skalen (Kohler 1978) erfasst. Eine Dominanz von Sumpfpflanzen (Helophyten) im Gewässerbett, die für die ökologische Bewertung ebenfalls berücksichtigt werden muss, gab es in den beprobten Streckenabschnitt nicht.

Bei der Kartierung muss auch eine sog. Makrophytenverödung berücksichtigt werden. Darunter versteht man eine anthropogen bedingte Abwesenheit der Makrophyten im Gewässer. Bei einem Vorliegen führt die Bewertung des Kompartiments automatisch zu 0. Die Verfahrensanleitung zählt eine ganze Reihe möglicher Ursachen für eine Makrophytenverödung auf. Neben mechanischen Einwirkungen wie Mahd, Räumung und Ausbaggerung werden auch stoffliche Belastungen (Nährstoffe, organische Stoffe, Versalzung) aufgeführt. Da letztere durch den Ausstoß über die Industriekläranlage mindestens auf der Strecke bis zu den RHB „Üfinger Teiche“ angenommen werden können, wurde (zunächst) auf eine Einbeziehung der Makrophytenverödung in die Bewertung verzichtet, um unvoreingenommen die Klassifizierung vornehmen zu können. Dass dies im Endeffekt keine Rolle gespielt hat, wird sich später zeigen. An den Beprobungsstrecken unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ wurde keine Verödung angenommen.

Diatomeen

Zur Bestimmung der benthischen Diatomeengesellschaften wurden im Gewässer optisch sichtbar bewachsene Hartsubstrate (z.B. Steine) entnommen und der Belag vorsichtig mit einer feinen Zahnbürste in ein Probengefäß überführt. Von Feinsedimenten im Gewässer wurde der Belag auf der Oberfläche mit einem Löffel entnommen. Die Proben wurden vor Ort mit Ethanol fixiert. Nach Anfertigung von Schalenpräparaten wurden diese später im Labor mikroskopisch ausgewertet.

Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)

Für die Erfassung des übrigen Phytobenthos (PoD) wurden Proben von optisch sichtbaren Belägen und Aufwüchsen verschiedener Substrate (z.B. Steine, Pflanzenstängel und -blätter, Holzreste, Sedimente etc.) entnommen. Dabei wurde jeweils schon vor Ort die Wuchsform bestimmt und die Häufigkeit in vorgegebenen Klassen (Schaumburg et al. 2012) abgeschätzt. Die entnommenen Proben wurden mit Lugol'scher Lösung für die spätere Bestimmung im Labor fixiert.

6.1.1.3 Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung

Standort Z2

Für die Messstelle Z2 konnte im Jahr 2017 kein Gesamtergebnis festgestellt werden, weil keines der drei Module gesichert bewertet war. Phytobenthos wurde nicht gefunden. Das Modul Diatomeen wurde mit 4,45 (unbefriedigend) bewertet. Es wurden insgesamt 42 Arten gefunden. Die Referenzartensumme betrug 0,92 und der Trophieindex 3,37. Mit einem Anteil von 43,45 % war *Mayamaea agrestis* die häufigste Art, gefolgt von *Navicula veneta* mit 16,32 %. Alle anderen Arten waren eher selten mit Anteilen unter 5 %. Es kamen keine Versauerungszeiger vor und der Rote

Liste Index betrug 0,08. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet, wobei ausschließlich *Potamogeton pectinatus* gefunden wurde. Diese Art gilt als Störzeiger (Artengruppe C) mit einem Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten. Der Gesamtdeckungsgrad betrug 25 % und die Gesamtquantität submerser eingestufte Taxa 27.

Die Gesamtbewertung des Standorts Z2 im Jahr 2018 ergab 5,49 (schlecht), wobei die Module Diatomeen und Phytobenthos nicht gesichert bewertet werden konnten. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,85 (unbefriedigend) bewertet, die Referenzartensumme betrug 18,99 und der Trophieindex 3,33. Am häufigsten kam die Art *Planothidium pericavum* mit einem Anteil von 15,14 % vor. *Cocconeis placentula* var. *placentula* und *Sellaphora seminulum* waren mit einem Anteil von 13,46 % bzw. 10,82 % ebenfalls häufig vertreten. Mit Anteilen zwischen 1 und 10 % waren *Navicula veneta*, *Nitzschia capitellata* var. *capitellata*, *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *saprophillum*, *Nitzschia umbonata*, *Nitzschia amphibia*, *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Fragilaria brevistriata* var. *brevistriata*, *Nitzschia palea* var. *palea* und *Planothidium lanceolatum* vertreten. Die übrigen Arten kamen nur mit einer Häufigkeit von <1 % vor. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet. Es wurden nur zwei Arten gefunden, und zwar *Lemna minor* und *Potamogeton pectinatus* mit jeweils einer Häufigkeit von 3. Beide Arten sind Störzeiger. Die Gesamtquantität betrug 54 und die Anzahl submerser und eingestufte Taxa 2. Der Gesamtdeckungsgrad lag bei 13 %. Das Modul Phytobenthos wurde durch die Software zwar mit 1,46 (sehr gut) bewertet, wobei jedoch nur eines der gefundenen Taxa eingestuft werden konnte. Damit ist die Bewertung nicht gesichert. Es wurden *Chantransia*-Stadien mit einer Häufigkeit von 1 gefunden, sowie *Chroococcopsis gigantea* und *Chaetophorales* mit jeweils einer Häufigkeit von 3.

Standort Z3

An der Messstelle Z3 konnte im Jahr 2017 nur das Modul Diatomeen mit einem Ergebnis von 3,18 (mäßig) gesichert bewertet werden. Die Referenzartensumme betrug 31,38 und der Trophieindex 3,03. Es wurden 46 Arten gefunden, wobei ein Massenvorkommen von *Cocconeis placentula* var. *placentula* mit einem Anteil von 54,99 % festgestellt wurde. Weitere häufige Arten waren *Navicula veneta* mit 10,67 % und *Nitzschia palea* var. *palea* mit 6,27 %. Die Arten *Sellaphora seminulum*, *Nitzschia abbreviata*, *Mayamaea agrestis*, *Navicula gregaria*, *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum*, *Nitzschia capitellata* var. *capitellata* und *Nitzschia umbonata* kamen mit Anteilen zwischen 1 % und 5 % vor. Es wurden keine Versauerungszeiger gefunden und der Rote Liste Index betrug 0. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet, ist aber nicht gesichert, weil die Anzahl der eingestufte Taxa zu gering war. Es wurden zwei Taxa gefunden, und zwar *Glyceria maxima* (Artengruppe B: Verbreitung im mittleren Belastungsbereich) und *Potamogeton pectinatus* (Störzeiger), wobei nur *P. pectinatus* als submers eingestuft wurde. Die Gesamtquantität betrug 64 und der Gesamtdeckungsgrad 80 %. Das Modul Phytobenthos wurde mit 1,46 (sehr gut) bewertet, wobei nur *Rhizoclonium hieroglyphicum* mit einer Häufigkeit von 3 gefunden wurde. Auch damit ist diese Bewertung nicht gesichert.

Die Gesamtbewertung für die Messstelle Z3 im Jahr 2018 betrug 2,34 (gut), wobei das Modul Makrophyten nicht gesichert bewertet werden konnte und damit nicht in die durchschnittliche Gesamtbewertung eingeht. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,07 (mäßig) bewertet, der Trophieindex betrug 3 und die Referenzartensumme 33,87. Am häufigsten war *Cocconeis placentula* var. *placentula* mit einem Anteil von 56,92 %. Die Arten *Navicula veneta*, *Sellaphora seminulum* und *Nitzschia amphibia* kamen mit einer Häufigkeit von 6,49 %, 4,98 % und 3,25 % vor. Weitere

Arten, die mit einem Anteil zwischen 1 % und 3 % vorkamen, waren *Nitzschia pusilla*, *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *saprophilum*, *Nitzschia capitellata* var. *capitellata*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *Nitzschia umbonata*, *Nitzschia abbreviata*, *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum*, *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum*, *Planothidium pericavum* und *Mayamaea atomus* var. *atomus*. Das Modul Makrophyten bekam eine Bewertung von 5,49 (schlecht), wobei von den drei gefundenen Arten nur eine eingestuft werden konnte und die Bewertung damit nicht gesichert ist. Die gefundenen Arten waren *Potamogeton pectinatus* (Störzeiger) mit einer Häufigkeit von 4, sowie *Phragmites australis* und *Agrostis* sp. mit jeweils einer Häufigkeit von 1. Der Gesamtdeckungsgrad betrug 41 %. Das Modul Phytobenthos wurde mit 1,51 (gut) bewertet. Von den 14 gefundenen Taxa konnten 7 eingestuft werden. Am häufigsten waren *Chamaesiphon* und *Cladophora glomerata* (Artengruppe B) mit einer Häufigkeit von 4 zu finden. *Cladophora rivularis* (B) und *Rhizoclonium hieroglyphicum* (B) wurde die Häufigkeitsklasse 3 zugeordnet. Seltener, mit einer Häufigkeit von 1 oder 2, waren *Hydrococcus*, *Chaetophorales*, *Stigeoclonium farctum*, *Heteroleoblenia*, *Chamaesiphon incrustans* (B), *Characiopsis minuta* (B), *Ulothrix zonata* (B), *Oscillatoriales*, *Phormidium* und *Oedogonium* (Störzeiger) zu finden.

Standort Z5

Die Gesamtbewertung der Messstelle Z5 im Jahr 2017 betrug 4,24 (unbefriedigend), wobei alle drei Module gesichert bewertet werden konnten. Wie bereits weiter oben erwähnt, wurde diese Messstelle oberhalb der Einleitungen durch die RHB „Üfinger Teiche“ in der Aue kartiert. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,81 (unbefriedigend) bewertet, die Referenzartensumme betrug 13,68 und der Trophieindex 3,09. Es konnten 61 Taxa gefunden werden. Die häufigste Art war mit einem Anteil von 21,80 % *Melosira varians*. Relativ häufig waren auch *Planothidium lanceolatum* (12,18 %), *Navicula gregaria* (7,27 %) und *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum* (6,41 %). Alle weiteren Arten kamen mit einem Anteil unter 5 % vor. Es wurden keine Versauerungszeiger gefunden und der Rote Liste Index betrug 0. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) eingestuft. Der Gesamtdeckungsgrad betrug 80 % und die Gesamtquantität submerser Taxa 65. Es wurden 10 Taxa gefunden, von denen 5 submers vorkamen und eingestuft wurden, der Anteil eingestufte Arten lag bei 98,46 %. Von den submersen Arten kamen *Lemna minor* (Störzeiger Artengruppe C) und *Potamogeton crispus* (C) mit einer Häufigkeit von 3 am meisten vor. *Elodea nuttallii* (C) kam mit einer Häufigkeit von 2 vor und sowohl *Leptodictyum riparium* (C) als auch *Potamogeton pectinatus* (C) mit einer Häufigkeit von 1. Das Modul Phytobenthos wurde mit 4,17 (unbefriedigend) bewertet. Es wurden 9 Arten gefunden, wobei 7 Taxa eingestuft werden konnten und die häufigste Art *Enteromorpha pilifera* (C) mit einer Häufigkeit von 4 war. *Oscillatoria limosa* (C) kam mit einer Häufigkeit von 2 vor, allen anderen Arten wurde die Häufigkeitsklasse 1 zugewiesen.

Standort Üfingen

Die Gesamtbewertung für die Messstelle Üfingen im Jahr 2018 betrug 4,32 (unbefriedigend), wurde aber aufgrund des Halobienindex auf 5 (schlecht) herabgestuft. Die Strecke wurde im Rahmen des regulären dreijährigen Monitorings zur Umsetzung der WRRL vom NLWKN unterhalb der Einleitungen in die Aue aus den RHB „Üfinger Teiche“ beprobt. Die Daten wurden zur Verfügung gestellt. Das Modul Phytobenthos konnte nicht gesichert bewertet werden. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,93 (mäßig) bewertet, die Referenzartensumme betrug 8,25 und der Trophieindex 3,04. Der Halobienindex war mit 16,67 sehr hoch, was auf einen erhöhten Salzgehalt

im Gewässer deutet. Mit > 15 erfolgt eine Abstufung um eine Klasse bei der Gesamtbewertung der Komponente. Die häufigsten Arten waren *Nitzschia fonticola* var. *fonticola* mit einem Anteil von 41,25 % und *Planothidium delicatulum* mit einem Anteil von 30 %. Mit einem Anteil zwischen 1 % und 10 % waren *Cocconeis placentula* var. *placentula*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Halamphora veneta*, *Planothidium minutissimum*, *Nitzschia amphibia* und *Planothidium* sp. recht häufig vertreten, alle anderen Arten kamen mit einer Häufigkeit < 1 % vor. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,11 (schlecht) bewertet. Von den 12 gefundenen Arten kamen 8 submers vor und konnten eingestuft werden. Mit einer Häufigkeit von 5 war *Potamogeton pectinatus* (C) die dominierende Art. Mit einer Häufigkeit von 3 kamen *Potamogeton crispus* (C) und *Elodea nuttallii* (C) vor. *Nasturtium officinale* (B), *Potamogeton berchtoldii* (C), *Lemna minor* (C) und *Potamogeton pusillus* (C) kamen mit einer Häufigkeit von 1 oder 2 vor. Mit *Berula erecta* konnte auch eine Referenzart der Artengruppe A gefunden werden. Sie kam mit einer Häufigkeit von 1 (submers) bzw. 2 (emers) vor. Das Modul Phytobenthos wurde mit 1,77 (gut) bewertet. Es wurden allerdings nur 2 Taxa gefunden und eingestuft. *Cladophora glomerata* (B) wurde die Häufigkeitsklasse 3 zugeordnet, *Heteroleibleinia kuetzingii* (C) wurde mit einer Häufigkeit von 1 eingestuft.

Standort Wierthe

Die Gesamtbewertung der Messstelle Wierthe im Jahr 2017 betrug 4,18 (unbefriedigend). Das Modul Phytobenthos konnte nicht gesichert bewertet werden. Für das Modul Diatomeen betrug die Bewertung 3,63 (unbefriedigend), die Referenzartensumme betrug 21,98 und der Trophieindex 3,18. Mit 39,13 % war *Nitzschia fonticola* var. *fonticola* die häufigste Art. Weitere relativ häufige Arten waren *Cocconeis placentula* var. *placentula* (12,56 %), *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (7,97 %), *Nitzschia amphibia* (6,76 %), *Planothidium granum* (4,11 %), *Halamphora veneta* (3,62 %), *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum* (3,62 %) und *Navicula veneta* (3,38 %). Alle anderen Arten kamen mit einer Häufigkeit von unter 2 % vor. Versauerungszeiger wurden keine gefunden und der Rote Liste Index betrug 0. Die Bewertung des Moduls Makrophyten betrug 4,82 (schlecht). Es wurden 6 Taxa gefunden, von denen 4 submers vorkamen und eingestuft werden konnten. Die Gesamtquantität betrug 37 und die Gesamtdeckung 10 %. Am häufigsten war *Lemna minor* (C) zu finden (Häufigkeitsklasse 3). Eine Häufigkeit von 2 wiesen *Persicaria hydropiper* (B) und *Potamogeton pectinatus* (C) auf. *Typha*, *Nasturtium officinale* (B) und *Elodea nuttallii* (C) kamen mit einer Häufigkeit von 1 vor. Das Modul Phytobenthos wurde mit 1,46 (sehr gut) bewertet, wobei jedoch nur *Cladophora rivularis* mit einer Häufigkeit von 1 gefunden werden konnte. Das Modul war damit nicht sicher bewertet.

Die Gesamtbewertung für die Messstelle Wierthe im Jahr 2018 betrug 4,41 (unbefriedigend), wobei das Modul Phytobenthos nicht gesichert bewertet werden konnte. Das Modul Diatomeen wurde mit 4,11 (unbefriedigend) bewertet, die Referenzartensumme betrug 8,41 und der Trophieindex 3,25. Auffallend hoch war der Halobienindex mit 10,98, was auf einen erhöhten Salzgehalt im Gewässer deutet. Mit 66,37 % war *Nitzschia fonticola* var. *fonticola* die häufigste Art. Mit einem Anteil zwischen 1 % und 5 % waren die Arten *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Planothidium granum*, *Nitzschia amphibia*, *Planothidium delicatulum*, *Navicula veneta*, *Cocconeis placentula* var. *placentula*, *Halamphora veneta*, *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum* und *Rhoicosphenia abbreviata* zu finden. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet, wobei drei der sechs gefundenen Taxa eingestuft werden konnten. Die Gesamtquantität betrug 43. Mit einer Häufigkeit von 3 wurde *Elodea nuttallii* (C) am häufigsten gefunden. *Potamogeton pectinatus* (C) und *Lemna minor* (C) wurden der Häufigkeitsklasse 2 zugeordnet und *Berula erecta* (A), *Nasturti-*

um officinale (B) sowie *Persicaria amphibia* (C) der Häufigkeitsklasse 1. Das Modul Phytobenthos wurde mit 3,43 (mäßig) bewertet. Es wurden 4 Taxa gefunden und zwei davon eingestuft. *Pleurocapsa minor* (C) und *Chaetophorales* wurden der Häufigkeitsklasse 3 zugeordnet. *Cladophora glomerata* (B) kam mit einer Häufigkeit von 2 und *Chamaesiphon* mit einer Häufigkeit von 1 vor.

Standort Wendeburg

Für die Messstelle Wendeburg wurde im Jahr 2017 eine Gesamtbewertung von 3,31 (mäßig) ermittelt, wobei nur das Modul Diatomeen gesichert bewertet wurde. Es wurden keine Arten im Phytobenthos gefunden. Das Modul Diatomeen wies eine Referenzartensumme von 31,09 und einen Trophieindex von 3,11 auf. Mit 15,22 % war *Cocconeis placentula* var. *euglypta* die häufigste Art, gefolgt von *Nitzschia fonticola* var. *fonticola* mit 10,44 %. Weitere relativ häufige Arten waren *Cocconeis placentula* var. *placentula* mit 8,70 %, *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum* mit 8,48 % und *Navicula gregaria* mit 5,65 %. Alle weiteren Arten kamen mit einer Häufigkeit von unter 5 % vor. Es wurden keine Versauerungszeiger gefunden und der Rote Liste Index betrug 0. Insgesamt konnten 57 Taxa gefunden werden. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet, wobei 3 Arten gefunden wurden von denen 2 submers vorkamen und eingestuft werden konnten. Die Gesamtquantität betrug 16 und der Gesamtdeckungsgrad 10 %. Die drei Arten *Phalaris arundinacea* (B), *Potamogeton pectinatus* (C) und *Lemna minor* (C) kamen alle mit einer Häufigkeit von 2 vor.

Im Jahr 2018 wurde diese Messstelle im Rahmen des Routine-Monitorings zur Umsetzung der WRRL vom NLWKN beprobt. Die Daten wurden zur Verfügung gestellt. Die Beprobung der Messstelle Wendeburg ergab eine Gesamtbewertung von 2,44, also ein gutes ökologisches Potenzial. Alle drei Module konnten gesichert bewertet werden. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,29 (unbefriedigend) bewertet. Die Referenzartensumme betrug 33,25 und der Trophieindex 3,16. Mit 14,78 war der Halobienindex erhöht, es kam aber zu keiner Abwertung um eine Potenzialklasse (> 15). Der Rote Liste Index betrug 0. Mit 30 % kam *Cocconeis placentula* var. *placentula* am häufigsten vor. *Fragilaria ulna* var. *ulna* (8,75 %), *Nitzschia amphibia* (6 %), *Navicula lanceolata* (6 %), *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua* (4,25 %) und *Melosira varians* (3 %) waren ebenfalls relativ häufig vertreten. Insgesamt wurden 37 Taxa gefunden. Das Modul Makrophyten wurde mit 2,17 (gut) bewertet. Es wurden 8 Arten gefunden, von denen 6 als submers eingestuft werden konnten. *Phalaris arundinacea* (B) kam am häufigsten vor (HK 3). Weiter wurden noch *Solanum dulcamara*, *Rorippa amphibia*, *Myosotis scorpiodes* (B), *Berula erecta* (A), *Glyceria maxima* (B), *Potamogeton pectinatus* (C) und *Elodea nuttallii* (C) gefunden. Mit *Berula erecta* wurde eine Referenzart gefunden, außerdem kamen eine Reihe Taxa aus der Artengruppe B vor. Das Modul Phytobenthos wurde mit 1,61 (gut) bewertet. *Cladophora glomerata* (B) und *Phormidium retzii* (B) waren am häufigsten (jeweils HK 3). *Chamaesiphon* wurde mit der Häufigkeitsklasse 2 und *Closterium acerosum* (C) mit der Häufigkeitsklasse 1 beurteilt.

Standort Ohof

Für die Messstelle Ohof wurde im Jahr 2017 eine Potenzialklasse von 3,94 (unbefriedigend) berechnet, wobei keine Arten des Phytobenthos gefunden wurden. Das Modul Diatomeen wurde mit 3,24 (mäßig) bewertet, wobei eine Referenzartensumme von 31,55 und ein Trophieindex von 3,03 ermittelt wurden. Mit einem Anteil von 13,92 % war *Cocconeis placentula* var. *euglypta* die häufigste Art, gefolgt von *Planothidium dubium* mit 9,75 %. Alle weiteren Arten kamen mit einem

Anteil von unter 5 % vor, insgesamt wurden 56 Arten gefunden. Es waren keine Versauerungszeiger vorhanden und der Rote Liste Index lag bei 0,1. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet. Es wurden 4 Arten gefunden, von denen 3 submers vorkamen und eingestuft werden konnten. Die Gesamtquantität betrug 118 und der Gesamtdeckungsgrad 30 %. *Elodea nuttallii* (C) wurde mit der Häufigkeitsklasse 4 bewertet, gefolgt von *Lemna minor* (C) und *Lemna minuta* (C) mit der Häufigkeitsklasse 3. *Phalaris arundinacea* (B) wurde mit einer Häufigkeit von 2 bewertet.

Im Jahr 2018 wurde diese Messstelle im Rahmen des Routine-Monitorings zur Umsetzung der WRRL vom NLWKN beprobt. Die Daten wurden zur Verfügung gestellt. Die Gesamtbewertung für die Messstelle Ohof betrug 3,29 (mäßig), wobei alle drei Module gesichert bewertet werden konnten. Die Gesamtdeckung an diesem Standort betrug 75 %. Das Modul Diatomeen wurde mit 2,71 (mäßig) bewertet. Die Referenzartensumme betrug 47,75, der Trophieindex 2,88. Auch hier war der Halobienindex mit 9,09 erhöht. Die häufigsten Arten waren *Amphora pediculus* mit einem Anteil von 34,75 % und *Planothidium rostratum* mit 27,5 %. Mit 8,5 % war *Cocconeis placentula* var. *placentula* auch relativ häufig zu finden. Mit Anteilen zwischen 1 % und 5 % waren folgende Taxa vertreten: *Planothidium delicatum*, *Planothidium granum*, *Fragilaria berevistriata* var. *brevistriata*, *Hippodonta capitata*, *Opephora olsenii*, *Planothidium* sp., *Amphora ovalis*, *Navicula simulata*, *Fragilaria pulchella* und *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum*. Die übrigen Arten kamen mit < 1 % vor, insgesamt wurden 22 Taxa gefunden. Das Modul Makrophyten wurde mit 5,49 (schlecht) bewertet. Von den fünf gefundenen Arten konnten vier als submers eingestuft werden. *Elodea nuttallii* (C) war mit einer Häufigkeitsklasse von 5 die dominante Art. Mit einer Häufigkeit von 3 war *Lemna minor* (C) ebenfalls häufig vertreten. *Phalaris arundinacea* (B), *Potamogeton crispus* (C) und *Spirodela polyrhiza* (C) wurde die Häufigkeitsklasse 2 zugeordnet. Das Modul Phytobenthos wurde mit 2,67 (mäßig) bewertet, wobei alle sechs gefundenen Taxa eingestuft werden konnten. Am häufigsten (Häufigkeitsklasse 3) waren *Cladophora glomerata* (B), *Enteromorpha pilifera* (C) und *Closterium moniliferum* (B). *Chamaesiphon incrustans* (B) und *Heteroleibleinia kuetzingii* (C) wurden mit einer Häufigkeit von 2 gefunden und *Closterium accerosum* (C) mit einer Häufigkeit von 1.

Ufervegetation

Zusätzlich zu den Makrophyten im Gewässer wurde bei den Aufnahmen auch die jeweilige unmittelbare Ufervegetation qualitativ erfasst. In Tab. 4 ist ein Arteninventar für die Standorte Z2, Z3, Z5, Wierthe, Wendeburg und Ohof für die Beprobung im September 2017 zusammen gestellt.

Bei den gefundenen Taxa handelt es sich um eine typische Ufervegetation mit Arten, die gut an die hohe Bodenfeuchtigkeit angepasst sind. Die Artenzusammensetzung ist auch charakteristisch für sehr nährstoffreiche Standorte, wobei an jeder Beprobungsstelle außer an Z3 mindestens einer der folgenden Verschmutzungszeiger gefunden wurde: *Calystegia sepium*, *Urtica dioica*, *Sambucus nigra*, *Rumex obtusifolium*. An Z3 wurde zwar in der Ufervegetation kein Verschmutzungszeiger gefunden, mit *Glyceria maxima* wurde jedoch ein Verschmutzungszeiger in der Makrophytenvegetation aufgenommen.

Tab. 4: Arteninventar der Ufervegetation an den sechs beprobten Standorten im Jahr 2017.

Ufervegetation September 2017		
Z2	Z3	Z5
<i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Populus canadensis</i> <i>Salix</i> sp. <i>Sambucus nigra</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i> <i>Crepis capillaris</i> <i>Equisetum littorale</i> <i>Galium palustre</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Myosotis arvense</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Taraxacum officinalis</i> <i>Trifolium pratense</i>	<i>Cirsium arvense</i> <i>Epilobium angustefolium</i> <i>Galium palustre</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Solidago canadensis</i> <i>Stellaria nomoralis</i> <i>Urtica dioica</i>
Wierthe	Wendeburg	Ohof
<i>Carduus oleraceum</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Galium palustre</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Salix</i> sp. <i>Urtica dioica</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Artemisia vulgaris</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Heracleum sphondyleum</i> <i>Lysimachia nummularia</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Quercus robur</i> <i>Rubus</i> sp. <i>Rumex obtusifolius</i> <i>Salix</i> sp. <i>Sambucus nigra</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Viccia cracca</i>	<i>Acer campestre</i> <i>Acer platanoides</i> <i>Alnus glutinosa</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Populus canadensis</i> <i>Salix</i> sp. <i>Solanum dulcamara</i> <i>Stachys palustris</i> <i>Urtica dioica</i>

In Tab. 5 ist die Ufervegetation der eigenen Aufnahmen vom August 2018 an den Standorten Z2, Z3 und Wierthe zusammengestellt. Am Standort Z3 war die Vegetation kurz vor der Kartierung gemäht worden, sodass nur noch drei Arten bestimmt werden konnten. Insgesamt bestand die Ufervegetation vorwiegend aus Arten, die an hohe Bodenfeuchtigkeit und hohe Nährstoffkonzentration angepasst sind. An den Standorten Z2 und Wierthe wurden außerdem die Verschmutzungszeiger *Calystegia sepium*, *Sambucus nigra* und *Urtica dioica* gefunden.

Tab. 5: Arteninventar der Ufervegetation an den Standorten Z2, Z3 und Wierthe im Jahr 2018.

Ufervegetation September 2017		
Z2	Z3	Wierthe
<i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Populus canadensis</i> <i>Salix</i> sp. <i>Sambucus nigra</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Galium palustre</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Carex</i> sp. <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Salix</i> sp. <i>Sambucus nigra</i> <i>Urtica dioica</i>

6.1.1.4 Vergleich der Ergebnisse mit älteren Kartierungen

An den Beprobungsstellen Üfingen, Wierthe, Wendeburg und Ohof wurde vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) in den Jahren von 2009 bis 2016 die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos im Rahmen der regelmäßigen Erhebungen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgenommen. Diese Daten wurden für die aktuelle Auswertung zur Verfügung gestellt.

Standort Üfingen

An der Messstelle Üfingen wurde die Gesamtbewertung in jedem Jahr aufgrund unterschiedlicher Faktoren angepasst und dabei auf- oder abgewertet. Die vorläufige Gesamtbewertung war in den Jahren 2009 und 2012 eine 4 (unbefriedigend), wurde aber um eine Ökologische Potenzialklasse auf 5 (schlecht) abgestuft. Der Grund dafür war ein erhöhter Anteil an Trophiezeigern bei den Diatomeen und 2012 auch bei den Makrophyten. Im Jahr 2015 wurde aufgrund des hohen Deckungsgrades die Gesamtbewertung von 5 (schlecht) auf 4 (unbefriedigend) verbessert. Die Ökologische Potenzialklasse 5 wird nur bei einer Deckung < 25 % vergeben.

Das Modul Diatomeen wurde in den Jahren 2009 und 2012 gesichert bewertet, zunächst mit 4 (unbefriedigend) und im Endergebnis mit 5 (schlecht). Im Jahr 2015 blieb es bei einer Ökologischen Potenzialklasse von 4 (unbefriedigend). 2009 wurden 42 Diatomeen-Arten gefunden, die häufigste war *Nitzschia fonticola* mit 53,00 %. *Fragilaria fasciculata*, *Nitzschia amphibia*, *Amphora veneta*, *Fragilaria pulchella* und *Cocconeis placentula* waren ebenfalls relativ häufig. Im Jahr 2012 wurden 44 Arten gefunden. Die häufigsten waren *Cocconeis placentula* var. *placentula* (29,45 %), *Nitzschia fonticola* var. *fonticola* (14,84 %), *Planothidium frequentissimum* var. *frequentissimum* (10,50 %), *Rhoicosphenia abbreviata* (6,62 %) und *Halamphora veneta* (5,25 %). Die Diatomeen-Gesellschaft war im Jahr 2015 dominiert von *Nitzschia frustula* var. *frustula*, die mit 70,42 % vorkam. *Nitzschia amphibia* war mit 7,04 % vertreten und alle übrigen Arten kamen mit einer Häufigkeit von unter 5 % vor. Insgesamt wurden in diesem Jahr 31 Arten, also deutlich weniger als in den übrigen Jahren, gefunden. Die Diversität war im Jahr 2017 bei den eigenen Untersuchungen mit 61 Arten am größten, die Diatomeen-Arten unterschieden sich zu den unterschiedlichen Zeitpunkten deutlich. Auch die dominanten Arten waren zu jedem Beprobungszeitpunkt andere.

Standort Wendeburg

Die Messstelle Wendeburg wurde vom NLWKN in den Jahren 2012 und 2015 beprobt. 2012 wurde die Gesamtbewertung von 3 (mäßig) auf 4 (unbefriedigend) abgewertet aufgrund vermehrten Algenwachstums und einem hohen Anteil verschmutzungstoleranter Diatomeen-Arten. Im Jahr 2015 wurde das Gewässer ebenfalls mit der Ökologischen Potenzialklasse 4 (unbefriedigend) bewertet.

Die Zusammensetzung der Diatomeen-Arten wurde 2012 mit 3 (mäßig) bewertet und im Jahr 2015 mit 2 (gut), wurde aber jeweils um eine Stufe nach unten korrigiert aufgrund von vermehrt auftretenden verschmutzungs- und salztoleranten Arten. Im Jahr 2012 wurden 58 Arten gefunden. Am häufigsten kam *Rhoicosphenia abbreviata* vor, mit einem Anteil von 22,03 %. Weitere relativ häufige Arten waren *Amphora pediculus* (15,5 %), *Gomphonema pumilum* var. *pumilum* (12,09 %) und *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum* (11,88 %). 2015 war die Diversität mit 36 gefundenen Arten deutlich niedriger. Die häufigste Art war *Cocconeis placentula* var. *euglypta* mit einem Anteil von 31,72 %. *Cocconeis placentula* var. *lineata* (17,19 %), *Amphora pediculus* (11,14%) und *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua* (6,54 %) wurden ebenfalls relativ häufig gefunden. Die übrigen Arten kamen jeweils mit einem Anteil von unter 5 % vor. Im Jahr 2017 war die Diversität mit 57 gefundenen Arten wieder höher. Die häufigste Art war ebenfalls *Cocconeis placentula* var. *euglypta* mit einem Anteil von 15,22 %. Die übrigen häufigen Arten unterschieden sich aber von denen der früheren Beprobungen.

Das Modul Makrophyten wurde 2012 mit 3 (mäßig), jedoch nicht gesichert, und in den anderen beiden Jahren mit 5 (schlecht) bewertet. 2012 wurde die Bewertung aufgrund starker Veralgung um eine Stufe herabgesetzt und im Jahr 2015 um eine Stufe aufgewertet wegen des hohen Gesamtdeckungsgrades. Im Jahr 2012 wurden 3 Arten gefunden, von denen 2 als submers eingestuft werden konnten. Die gefundenen Makrophyten-Arten waren *Glyceria maxima*, *Leptodictyum riparium* und *Potamogeton pectinatus* und wurden als Häufigkeitsklasse 2 eingestuft. Die Arten bevorzugen nährstoffreiche Standorte, bei *Glyceria maxima* handelt es sich um einen Verschmutzungszeiger. Im Jahr 2015 wurden 6 Makrophyten-Arten gefunden, von denen 3 als submers eingestuft wurden. Der Deckungsgrad betrug 70 %. Am häufigsten kam *Potamogeton pectinatus* vor mit einer Häufigkeitsklasse von 5. Ebenfalls häufig waren *Rorippa amphibia* (HK 3) und *Myosotis scorpioides* (HK 3). Mit *Calystegia sepium* wurde ein Verschmutzungszeiger gefunden, der aber nur vereinzelt vorkam (HK 1). Bei der Beprobung 2017 wurden 3 Arten gefunden, von denen 2 als submers eingestuft wurden. Der Deckungsgrad betrug nur 10 %.

Das Modul Phytobenthos ohne Diatomeen konnte nur im Jahr 2015 bewertet werden. Es wurden 8 Arten gefunden, die Bewertung betrug 4 (unbefriedigend). Am häufigsten kamen *Vaucheria* (HK 5), *Oedogonium* (HK 4), *Cladophora glomerata* (HK 3) und *Enteromorpha pilifera* (HK 3) vor.

Standort Ohof

Für die Messstelle in Ohof liegen biologische Daten aus den Jahren 2009, 2012, 2015, 2017 und 2018 vor. In den Jahren 2009, 2015 und 2017 wurde eine vorläufige Gesamtbewertung von 4 (unbefriedigend) ermittelt, wobei die Bewertung für das Jahr 2009 auf 5 (schlecht) herabgestuft wurde. 2012 wurde eine Bewertung von 3 (mäßig) erreicht, jedoch auf 4 (unbefriedigend) herabgestuft, und 2018 wurde ebenfalls eine Gesamtbewertung von 3 (mäßig) ermittelt.

Das Modul Diatomeen wurde in jedem Jahr mit 3 (mäßig) bewertet, wobei aufgrund von Hypertrophie und verschmutzungstoleranter Arten die Bewertung in den Jahren 2009 und 2012 auf 5 (schlecht) geändert wurde. Im Jahr 2009 wurden 47 Arten gefunden. Die häufigsten waren *Amphora pediculus* (12,79 %), *Amphora libyca* (12,09 %), *Rhoicosphenia abbreviata* (10,9 %), *Nitzschia frustulum* (9,24 %), *Nitzschia amphibia* (6,87 %) und *Cocconeis placentula* (5,92 %). Im Jahr 2012 wurden ähnlich viele Arten, nämlich 43, gefunden. Am häufigsten kamen *Amphora pediculus* (14,8 %), *Cocconeis pediculus* (13,95 %), *Planothidium rostratum* (10,78 %), *Cocconeis placentula* var. *placentula* (8,88 %), *Planothidium engelbrechtii* (8,25 %) und *Amphora copulata* (7,19 %) vor. 2015 wurden ebenfalls 34 Diatomeen-Arten gefunden. *Amphora pediculus* (21,25 %), *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (15,66 %), *Rhoicosphenia abbreviata* (9,17 %), *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua* (8,95 %) und *Planothidium dubium* (7,16 %) waren die häufigsten. Im Jahr 2017 war die Diversität der Diatomeen-Gemeinschaft mit 56 Arten am höchsten. 2018 konnten 22 Arten gefunden werden, wobei *Amphora pediculus* (34,75 %), *Planothidium rostratum* (27,5 %), *Cocconeis placentula* var. *placentula* (8,5 %), *Planothidium delicatulum* (4,75 %) und *Planothidium granum* (4,0 %) am häufigsten vorkamen.

Das Modul Makrophyten wurde 2009 und 2015 mit 4 (unbefriedigend) und 2017 und 2018 mit 5 (schlecht) bewertet. Die Bewertung für 2012 wurde von 3 (mäßig) auf 4 (unbefriedigend) geändert, da *Sparganium* vermehrt zu finden war und die Vegetation arten-, deckungs- und wuchsform-arm war. Von den 5 Arten, die 2009 gefunden wurden, konnten 4 als submers eingestuft werden. Die häufigsten waren *Elodea nuttallii* (HK 4), *Sparganium emersum* (HK 3) und *Phalaris arundinacea* (HK 3). Dieselben drei Arten wurden 2012 als submers eingestuft, wobei insgesamt sieben Arten gefunden werden konnten. *Sparganium emersum* war mit einer Häufigkeitsklasse von 4 stärker vertreten als im Jahr 2009. Der Gesamtdeckungsgrad lag im Jahr 2015 bei 40 %, es wurden 6 Makrophyten-Arten eingestuft. Die häufigsten waren *Elodea nuttallii* (HK 4), *Lemna minor* (HK 3), *Sparganium emersum* (HK 3) und *Nasturtium officinale* (HK 3). Im Jahr 2017 wurden 4 Arten gefunden und 3 davon als submers eingestuft. Auch in diesem Jahr war *Elodea nuttallii* mit einer Häufigkeit von 4 am stärksten vertreten. Ebenfalls häufig waren *Lemna minor* (HK 3) und *Lemna minuta* (HK 3). Im Jahr 2018 wurden 5 Arten gefunden und 4 davon als submers eingestuft. Am häufigsten war wieder *Elodea nuttallii* (HK 5). *Lemna minor* kam mit einer Häufigkeit von 3 vor und *Potamogeton crispus* und *Spirodela polyrhiza* mit einer Häufigkeit von 2.

Das Modul Phytobenthos wurde im Jahr 2015 mit 4 (unbefriedigend) und 2018 mit 3 (mäßig) bewertet. Im Jahr 2015 wurden 6 Arten gefunden. *Vaucheria* war mit einer Häufigkeit von 5 sehr stark vertreten und *Enteromorpha pilifera* mit einer Einstufung von 3 ebenfalls relativ häufig. 2018 konnten 6 Arten gefunden werden. *Cladophora glomerata*, *Enteromorpha pilifera* und *Closterium moniliferum* (jeweils HK 3) waren die häufigsten Arten. *Chamaesiphon incrustans* und *Heteroleibleinia kuetzingii* wurde die Häufigkeitsklasse 2 zugeordnet und *Closterium acerosum* die Häufigkeitsklasse 1.

2010 wurde nur eine Erhebung des PoD durchgeführt, wobei das Modul nicht gesichert mit 2 bewertet wurde. Es konnten 13 Arten gefunden werden, von denen *Cladophora glomerata* mit einer Häufigkeit von 3 die dominierende Art war.

6.1.1.5 Zusammenfassende Bewertung

In Tab. 6 sind alle Ergebnisse der eigenen Untersuchungen in den Jahren 2017 und 2018 sowie die Beprobungen des NLWKN rückwirkend bis 2009 noch einmal zusammenfassend für die einzelnen Module sowie als Gesamtbewertung für die Qualitätskomponente dargestellt.

Das Gesamtbild wird an allen Messstationen von den Potenzialklassen schlecht (5 - rot) und unbefriedigend (4 - orange) beherrscht. Das gilt insbesondere für die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente sowie für das Modul Makrophyten. Das Modul Diatomeen wurde in den letzten Jahren im Schnitt mit unbefriedigend oder mäßig bewertet. Zwei Dinge sind jedoch auffällig. Zum einen die oft guten bis sehr guten Bewertungen des Moduls Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD), wenn es beprobt wurde, und zum anderen die gute Bewertung der Makrophyten am Standort Wendeburg bei der Erhebung durch den NLWKN im Jahr 2018.

Die guten Klassifizierungen des PoD beruhen auf wenigen Taxa bis teilweise nur einer einzigen Art über die Auswertung mit dem PHYLIB-Tool. Wenn die gefundenen Taxa nicht gerade Störzeiger der Artengruppe C sind und die Häufigkeit über selten hinaus geht, kann es zu einer solchen Bewertung kommen. Aus gutachterlicher Sicht kann dies jedoch nicht bestätigt werden. Die Gesellschaft des Phytobenthos ohne Diatomeen ist sehr artenarm. Um einer guten Bewertung und damit der Funktionalität in einem ausbalancierten System gerecht zu werden, müssten mehr typische Referenzarten in moderaten Dichten gefunden werden. Eine Klassifizierung von unbefriedigend bis maximal mäßig wäre derzeit angebracht.

Die gute Bewertung der Makrophyten am Standort Wendeburg im Jahr 2018 ergab sich aus der Auswertung der zur Verfügung gestellten Daten mit dem PHYLIB-Tool. Eine mögliche offizielle Herabstufung wurde hier nicht berücksichtigt. Durch die zusätzliche gute Bewertung des PoD (siehe vorherigen Absatz) ergab sich eine Gesamtbewertung von gut für den Standort Wendeburg im Jahr 2018. Das sollte hinterfragt werden. Gleiches gilt für die Gesamtbewertung am Standort Z3 im Jahr 2018, die durch die gute Bewertung des PoD und die nicht gesicherte Bewertung der Makrophyten zustande kam.

Tab. 6: Zusammenfassende Ökologische Potenzialklassen der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos sowie der Einzelmodule der eigenen Untersuchungen in den Jahren 2017 und 2018 sowie der regelmäßigen NLWKN-Beprobungen (fett umrandet).

✓ Bewertung des Moduls gesichert, - Bewertung des Moduls nicht gesichert, ↓ Herabstufung, ↑ Heraufstufung.

Potentialklassen	oberhalb RRB		WK 16053				WK 16035					
	Z2	Z3	Üfingen / Z5 (2017)		Wierthe		Wendeburg		Ohof			
2018												
Makrophyten	5,49	✓	5,49	-	5,11	✓	5,49	✓	2,17	✓	5,49	✓
Diatomeen	3,85	-	3,07	✓	3,93	✓	4,11	✓	3,29	✓	2,71	✓
Phytobenthos (PoD)	1,46	-	1,51	✓	1,77	-	3,43	-	1,61	✓	2,67	✓
Gesamtbewertung	5,49		2,34		4,32	↓	4,41		2,44		3,29	
2017												
Makrophyten	5,49	-	5,49	-	5,49	✓	4,82	✓	5,49	-	5,49	✓
Diatomeen	4,45	-	3,18	✓	3,81	✓	3,63	✓	3,31	✓	3,24	✓
Phytobenthos (PoD)	-		1,46	-	4,17	✓	1,46	-	-		-	
Gesamtbewertung	-		3,18		4,24		4,18		3,31		3,94	
2015 Wierthe 2016												
Makrophyten					(5)→(4)	✓↑	(5)→(4)	✓↑	(5)→(4)	✓↑	(4)	✓
Diatomeen					(4)	✓	(4)	✓	(2)→(3)	✓↓	(3)	✓
Phytobenthos (PoD)					(4)	✓	-		(4)	✓	(4)	✓
Gesamtbewertung					(4)		(5)		(4)		(4)	
2012												
Makrophyten					(5)→(4)	✓↑			(3)→(4)	↓	(3)→(4)	✓↓
Diatomeen					(3)→(5)	✓↓			(3)→(4)	✓	(3)→(5)	✓↓
Phytobenthos (PoD)					-				-		-	
Gesamtbewertung					(4)→(5)	↓			(3)→(4)		(3)→(4)	↓
2009												
Makrophyten					(4)	✓					(4)	✓
Diatomeen					(4)→(5)	✓↓					(3)→(5)	✓↓
Phytobenthos (PoD)					-						-	
Gesamtbewertung					(4)→(5)	↓					(4)→(5)	↓

6.1.2 Makrozoobenthos

6.1.2.1 Datenbasis

Zur Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die zu betrachtenden Wasserkörper wurde die Benthoszönose an den Probestellen Beddingen (Z2), Fischau (Z3) sowie an der Messstelle Wierthe (48482090) jeweils im Oktober 2017 und im April 2018 untersucht (s. Abb. 3).

Die Beschreibung des Bestands basiert außerdem auf Daten des NLWKN von den WRRL-Messstellen Üfingen (48482020), Wierthe (48482090), Wendeburg (48482079) in der Aue sowie Rietze (48482240) und Ohof (48482104) in der Erse. Es wurden Daten aus den Jahren 2009-2018 zur Verfügung gestellt. Als Ergänzung fand im Herbst 2017 eine zusätzliche Beprobung an den Messstellen Üfingen, Wendeburg und Ohof statt. Die Probe der Messstelle Üfingen konnte allerdings nicht ausgewertet werden, da das Material im Probengefäß eingetrocknet war. Aufgrund der Daten aus dem Frühjahr 2018 und der nur etwa 1 km entfernten Messstelle Wierthe wird die Datenlage in diesem Wasserkörper dennoch als ausreichend angesehen. Eine weitere Probestelle wurde im Steterburger Graben vor dem Auslauf aus den RHB „Üfinger Teiche“ untersucht, um einen Vergleich zu einem nahegelegenen, durch die Kläreinleitungen weitgehend unbeeinflussten Gewässer zu haben. Das Beprobungskonzept war mit dem Auftraggeber und dem NLWKN Braunschweig abgestimmt.

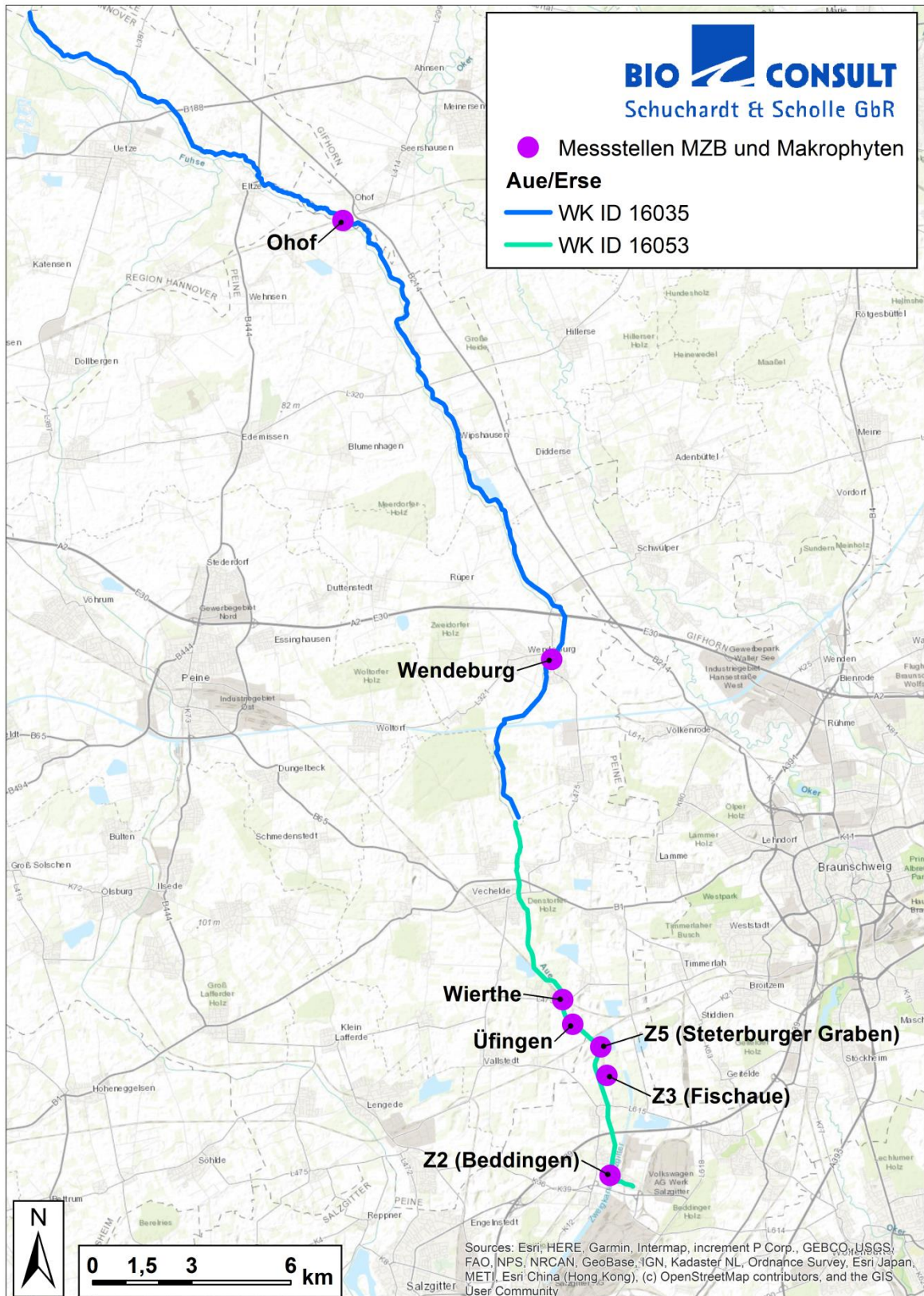


Abb. 3: Lage der Messstellen für die Untersuchung von Makrozoobenthos und Makrophyten / Phytobenthos.

Die Erhebungen erfolgten entsprechend den Vorgaben des „Methodischen Handbuches Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006). Es wurden quantitative Untersuchungen mittels Multi-Habitat-Sampling (MHS) mit anschließender Lebensortierung durchgeführt. Im Anschluss erfolgte eine zusätzliche halbquantitative BOG/DIN-Beprobung von Habitaten, die durch das MHS-Sampling nicht repräsentativ abgedeckt erschienen. Für die BOG/DIN-Probe wurden besonders besiedlungs-trächtige Habitate ausgewählt.

Die Datenlage zur Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird insgesamt als gut bewertet.

6.1.2.2 Bewertungsgrundlage

Als Bewertungsgrundlage dient das für die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelte Verfahren PERLODES mit dem Auswertungsprogramm ASTERICS Version 4.0.4 (ASTERICS 2013). Das Bewertungssystem integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässers. Neben einer zusammenfassenden Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des Potenzials, da es sich hier um erheblich veränderte Gewässer (HMWB) handelt, werden je nach Fließgewässertyp unterschiedliche Indices berechnet. Für die hier vorliegenden Fließgewässertypen 15 „Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse“ (Messstellen Wendeburg, Ohof) und 18 „Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche“ (Beddingen, Fischau, Üfingen, Wierthe) basiert die Bewertung auf den Modulen „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“. Der Saprobienindex spiegelt den saprobiellen Zustand eines Gewässers wider und gibt damit Hinweise auf die Belastung durch organische Einträge. Je höher der Saprobiewert, desto höher ist die Intensität des Abbaus organischer Substanzen, was wiederum mit einer Abnahme des Sauerstoffgehalts verbunden ist. Bei sehr hohen Saprobiewerten dominieren tolerante Chironomiden und Oligochaeten. Die Klassengrenzen für die Saprobiewerte sind für jeden Fließgewässertyp festgelegt (Tab. 7). Das Modul „Allgemeine Degradation“ zeigt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (z.B. Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide) an, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt. Das Modul ist aus typspezifischen Einzelindices, sogenannten „Core Metrics“, aufgebaut, die zu einem multimetrischen Index verrechnet und abschließend in eine Qualitätsklasse überführt werden. Für die hier vorliegenden Fließgewässertypen setzt sich das Modul aus den einzelnen Metrics Fauna-Index, Anteil der Litoral-Arten, Anteil der Eintags-/Stein-/Köcherfliegen-Abundanzen (EPT) sowie Anzahl der Köcherfliegen-Arten zusammen. Als Zusatzinformation wird der Anteil der Neozoa angegeben. Die Ergebnisse der einzelnen Metrics werden in einen Wert zwischen 0 (schlechtester theoretisch auftretender Zustand) und 1 (Referenzzustand) überführt. Die Klassengrenzen sind für alle Fließgewässertypen einheitlich: >0,8 sehr gut; 0,6-0,8 gut; 0,4-0,6 mäßig; 0,2-0,4 unbefriedigend; ≤0,2 schlecht. Die ökologische Zustands- bzw. Potenzialklasse ergibt sich schließlich aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule, wobei das Modul mit dem schlechtesten Ergebnis die Gesamtbewertung bestimmt (Meier et al. 2006). Die Plausibilität der Bewertungsergebnisse wird anschließend durch eine gutachterliche Beurteilung überprüft. Als Grundlage für die Bestandsbeschreibung dienen vorwiegend die Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018. An den behördlichen WRRL-Messstellen wird zur Beurteilung des Bestands zusätzlich ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2009-2016 herangezogen.

Tab. 7: Klassengrenzen des Saprobienindex für die Fließgewässertypen 15 und 18.

Qualitätsklasse „Saprobie“	Klassengrenzen Typ 15	Klassengrenzen Typ 18
sehr gut	$\leq 1,85$	$\leq 1,80$
gut	$> 1,85-2,30$	$> 1,80-2,25$
mäßig	$> 2,30-2,90$	$> 2,25-2,85$
unbefriedigend	$> 2,90-3,45$	$> 2,85-3,40$
schlecht	$> 3,45$	$> 3,40$

6.1.2.3 Charakterisierung der Probestellen

Tab. 8 gibt eine Übersicht über die an den Probestellen vorhandenen Substratanteile. An den meisten Standorten wurde eine vorwiegend sandige Gewässersohle vorgefunden. An den Probestellen Beddingen (Z2), Üfingen und Wendeburg dominierten Steine verschiedener Größen, gemischt mit Kies und gröberem Sand. Bei der Probestelle Fischaue (Z3) handelt es sich um einen betonierten Kanal mit feiner Schlammauflage auf der Sohle. Ein höherer Anteil an Schlamm findet sich an den Abschnitten mit größeren Makrophytenbeständen (Steterburger Graben, Wierthe, Ohof). An den Probestellen Wierthe und Ohof waren im Herbst große Bestände an Wasserpest vorhanden, während an der Probestelle im Steterburger Graben (Z5) die Brunnenkresse große Kissen ausgebildet hatte. An der Probestelle Z2 wurde stellenweise Kammlaichkraut in dichteren Beständen gefunden. Größere Mengen an Falllaub wurden an den Standorten Z5 und Wierthe festgestellt.

Tab. 8: Substratanteile (%) der Makrozoobenthos-Probestellen im Oktober 2017 und April/Juni 2018.
Anteile der dominanten Substrate sind fett gekennzeichnet.
* Daten vom NLWKN Braunschweig

Substratanteile (%)	Beddingen (Z2)		Fischaue (Z3)		Steterburger Graben (Z5)		Üfingen (48482020)		Wierthe (48482090)		Wendeburg (48482079)		Ohof (48482104)	
	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018*	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018*	Herbst 2017	Frühjahr 2018*
Megalithal	10	5												
Makrolithal	30	15									55			
Mesolithal		5					25	30				15		
Mikrolithal												5		
Akal		10												15
Psammal / Psammopelal	25	35	25	25	20	60	15	10	30	70	30	10	30	35
Argyllal								10				10		10
Technolithal (Beton)			50	50										
Algen												10		
Submerse Makrophyten	30	25	25	25	50	10	25	10	25	20	5	40	60	25
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	5	5			5		5		5	10	5		5	
Xylal (Holz)								5					5	
CPOM (Grobpartikuläres organisches Material)					25	30	30	15	40		5			5
FPOM (Feinpartikuläres organisches Material)								20				10		10

Begleitend zu den Makrozoobenthos-Erfassungen wurden an den Probestellen die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und –sättigung gemessen (Tab. 9). Auffällig ist die hohe Wassertemperatur an den nahe der Einleitung gelegenen Probestellen Beddingen und Fischaue, die im Herbst um ca. 7-8°C bzw. im Frühjahr um mehr als 3°C gegenüber den am gleichen Tag weiter unterhalb untersuchten Probestellen erhöht war. Die Leitfähigkeit ist an allen Standorten mit Werten > 1000 µS/cm relativ hoch. Für die Fließgewässertypen 15 und 18 werden von Pottgiesser (2018) Orientierungswerte von 450-850 µS/cm bzw. 750-1.250 µS/cm angegeben. Auf die generell erhöhte Leitfähigkeit im Gebiet wird auch im Wasserkörperdatenblatt 16035 Aue/Erse (NLWKN 2016) hingewiesen. Der pH-Wert liegt an den vier unterhalb gelegenen Probestellen insbesondere im Frühjahr leicht über den Orientierungswerten von 7,0-8,2 (FGTyp 18) bzw. 7,0-8,5 (FGTyp 15). Die bei den aktuellen Untersuchungen erfassten Werte liegen im Rahmen der in den vergangenen Jahren an den NLWKN-Messstellen Üfingen, Wierthe, Wendeburg und Ohof aufgenommenen Werte (s. Anhang Tab. A- 1).

Tab. 9: Physikalisch-chemische Werte an den Makrozoobenthos-Probestellen im Oktober 2017 und April/Juni 2018.

	Beddingen (Z2)		Fischaue (Z3)		Steterburger Graben (Z5)		Üfingen (48482020)		Wierthe (48482090)		Wendeburg (48482079)		Ohof (48482104)	
	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018*	Herbst 2017	Frühjahr 2018	Herbst 2017	Frühjahr 2018*	Herbst 2017	Frühjahr 2018*
Wassertemperatur [°C]	21,7	21,6	20,9	21,3	13,2	17,6	14,2	19,5	14,3	17,9	13,7	20,0	13,8	19,7
Leitfähigkeit [µS/cm]	1573	1782	1565	1735	1032	1085	1487	1534	1461	1685	1379	1704	1193	1550
pH-Wert	7,8	7,3	7,9	7,5	7,8	7,7	8,4	8,7	8,5	8,8	8,3	8,7	8,9	8,8
Sauerstoffgehalt [mg/l]	7,6	6,6	8,2	10,5	7,7	13,7	9,2	11,5	9,7	14,6	10,8	10,1	12,1	14,4
Sauerstoffsättigung [%]	85	75	94	120	74	138	94	124	96	154	104	111	117	157

* Daten vom NLWKN Braunschweig

6.1.2.4 Artenspektrum

Das Arteninventar der untersuchten Standorte wird wesentlich geprägt durch die strukturelle Ausstattung und die Strömungsverhältnisse. Die Kennwerte der Probestellen sind in Tab. 10 zusammengefasst. Auf der Grundlage der aktuellen Erfassungen von 2017 und 2018 lassen sich die sieben Gewässerabschnitte anhand ihrer Artenzusammensetzung in vier Gruppen einteilen:

Z2 Beddingen / Z3 Fischaue

Die etwa 2-3 m breiten, stark ausgebauten Gewässerabschnitte in der Aue oberhalb der RHB „Üfinge Teiche“ wiesen mäßige Fließgeschwindigkeiten mit vereinzelt Turbulenzen auf. An beiden Probestellen waren Hartsubstrate in Form von unterschiedlich großen Steinen (Z2) bzw. Beton (Z3) vorhanden. Etwa ein Viertel der Substrate wurde durch submerse Pflanzen, vor allem durch Kammlaichkraut, gebildet. Ein wichtiger besiedlungsrelevanter Faktor ist an diesen Abschnitten die Wassertemperatur, die infolge der Klärwassereinleitungen dauerhaft deutlich erhöht ist. Die Zönose wies mit insgesamt 27 (Z2) bzw. 26 Taxa (Z3) einen eher geringen Artenreichtum auf, erreichte aber v.a. im Frühjahr sehr hohe Abundanzen, die von nur wenigen Arten bestimmt wurden. Trotz der starken bis sehr starken Verbauung wurden an beiden Gewässerabschnitten neben toleranten und verschmutzungsanzeigenden Arten auch einige spezialisierte Arten gefunden. Dominante Art im Herbst war die Köcherfliege *Hydropsyche angustipennis*, die schnellere Strömung bevorzugt und ihre Gespinste an Hartsubstrate, vorzugsweise Steine, anheftet. Die Art war im Frühjahr an der Probestelle Z2 weiterhin häufig, während an Z3 die detritus- bzw. pflanzenliebende Köcherfliegen-Gattung *Athripsodes* spp. sehr hohe Anzahlen erreichte. Insgesamt ist der Anteil der fließgewässertypischen Arten eher gering. Chironomiden waren im Frühjahr an beiden Probestellen abundant, an Z2 auch Tubificiden. Diese beiden Gruppen gelten generell als Anzeiger eines

schlechten saprobiellen Zustands und können Hinweise auf die Belastung der Gewässerabschnitte durch organisches Material geben. An der Probestelle Z3 wurden zudem hohe Besiedlungsdichten der als eher anspruchsvoll geltenden Großlibellen (v.a. Großer Blaupfeil *Orthetrum cancellatum*) sowie der laut Rote Liste gefährdeten Erbsenmuschel *Pisidium supinum* (Rote Liste Kategorie 3) nachgewiesen. Ebenso war ein kleiner Bestand der stark gefährdeten Köcherfliege *Athripsodes bilineatus* (RL Kategorie 2 im niedersächsischen Hügelland) vorhanden. An Z2 wurde *Pisidium supinum* nur in geringen Abundanzen festgestellt. Als einziges Neozoon trat die wärmeliebende Spitze Blasenschnecke *Physella acuta* im Herbst häufiger auf. Der geringe Artenreichtum und die hohen Dominanzen einzelner Arten sind wahrscheinlich auch durch die hohen Wassertemperaturen bedingt.

Z5 Steterburger Graben

Das Gewässer Steterburger Graben vor dem Auslauf aus den RHB „Üfinger Teiche“ stellte sich als strukturarmer, im Herbst stark mit Brunnenkresse verkrauteter Abschnitt mit sehr geringer Strömung dar. Der vorwiegend schlammige Gewässerboden war sowohl im Frühjahr als auch im Herbst von einem hohen Anteil an Falllaub aus dem einseitig angrenzenden Gehölzstreifen bedeckt.

Die mäßig artenreiche Zönose wurde vor allem im Herbst in sehr hohem Maße von verschiedenen Schneckenarten (u.a. *Anisus vortex*, *Planorbis planorbis*, *Planorbarius corneus*) dominiert. Im Frühjahr wurden hohe Anzahlen der im Sediment lebenden Schlammfliege *Sialis lutaria* erfasst. Es überwogen Stillgewässerarten sowie Besiedler von Wasserpflanzen und schlammigem Gewässerboden. Neozoen waren nicht vorhanden. Es wurden Einzelfunde der gefährdeten Arten *Agrypnia pagetana* (RL Kategorie 2 im nds. Hügelland), *Agabus didymus* (RL Kategorie 3 im nds. Hügelland) und *Physa fontinalis* (RL Kategorie 3) festgestellt. Insgesamt entspricht die vorgefundene Besiedlung aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeit und der starken Verkrautung nur in sehr geringem Maße der fließgewässertypischen Referenz.

Üfingen / Wierthe








Die beiden in geringem Abstand zueinander gelegenen Abschnitte der Aue waren gekennzeichnet durch eine vorwiegend geringe Strömung, sandig-schlammigen Gewässerboden und einen hohen Anteil organischer Substrate in Form von Makrophyten und Falllaub bzw. Feindetritus. An der Probestelle Üfingen waren auch größere Steine vorhanden. Die Probestelle Wierthe wies mit insgesamt 51 Taxa den größten Artenreichtum aller untersuchten Standorte auf. Aus dem Abschnitt bei Üfingen liegen nur aus dem Frühjahr Daten vor, hier waren die Artenzahlen mit 20 Taxa deutlich geringer. Im Frühjahr traten insbesondere Köcherfliegen und Libellen arten- und individuenreich auf. Eine dominante Art war zudem die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*. Im Herbst waren an der Probestelle Wierthe Schnecken zahlreich, vor allem die eingewanderten Arten *Potamopyrgus antipodarum* und *Physella acuta*, die etwa ein Drittel der Individuen stellten. Die Besiedlung bestand vorwiegend aus Arten, die sandig-schlammige Böden oder Wasserpflanzen als Substrat bevorzugen. Gefährdete Arten wurden an der Probestelle Üfingen nicht, an der Probestelle Wierthe nur vereinzelt erfasst: Es traten die Ohrschlamm Schnecke *Radix auricularia* (RL Kategorie G = Gefährdung anzunehmen), die Ruderwanze *Cymatia rogenhoferi* (RL Kategorie R = extrem selten im nds. Hügelland) und die Gemeine Keiljungfer *Gomphus vulgatissimus* (RL Kategorie G im nds. Hügelland) auf.

Wendeburg / Ohof

Die weiter unterhalb im Fließgewässertyp 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse) untersuchten Abschnitte der Aue bzw. Erse wiesen eine Breite von etwa 5 m und eine mäßige bis turbulente Strömung auf. Strukturell zeigten sich deutliche Unterschiede: Die Probestelle Wierthe befindet sich an den Siedlungsbereich angrenzend nahe einer Brücke, der Gewässerboden bestand zu großen Teilen aus eingebrachten Steinen auf sandig-kiesigem Substrat. Submerse Makrophyten wurden im Frühjahr in größeren Anteilen beprobt. Die Probestelle Ohof liegt in einem verhältnismäßig naturnahen, von alten Erlen gesäumten Abschnitt der Erse. Die Gewässersohle war vorwiegend sandig, in den vor allem im Herbst ausgedehnten Wasserpest-Beständen fanden sich Schlammablagerungen. Beide Standorte wiesen mit insgesamt 28 (Wendeburg) und 29 Taxa (Ohof) eine relativ geringe Artenvielfalt auf. Die Zönose wurde in hohem Maße dominiert von dem strömungsliebenden Flohkrebs *Gammarus pulex*. Weitere fließgewässertypische Arten traten nur in geringen Abundanzen auf. In den Abschnitten wurde ein kleinerer Bestand der Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* nachgewiesen, für die im niedersächsischen Flachland eine Gefährdung anzunehmen ist (RL Kategorie G). Als weitere gefährdete Arten traten an der Probestelle Wendeburg der Käfer *Oulimnius tuberculatus* (RL 3), an der Probestelle Ohof die Erbsenmuschel *Pisidium amnicum* (RL 2) und die Köcherfliege *Brachycentrus subnubilus* (RL 3 im nds. Flachland) jeweils in geringen Anzahlen auf. Außerdem wurde an der Probestelle Ohof ein Einzelexemplar der nach Anhang II und IV der FFH-RL geschützten Libellen-Art *Ophiogomphus cecilia* erfasst.

Tab. 10: Kennwerte der Makrozoobenthos-Probestellen (MHS+DIN) im Oktober 2017 und im April/Juni 2018.

* Daten vom NLWKN Braunschweig, jeweils nur MHS-Probe

	Beddingen (Z2)	Fischau (Z3)	Steterburger Graben (Z5)	Üfingen (48482020)	Wierthe (48482090)	Wendeburg (48482079)	Ohof (48482104)
							
Taxazahl Gesamt	27	26	51	-	51	28	29
- 2017	12	15	38	-	32	21	25
- 2018	23	18	31	20*	37	16*	12*
Ind./m² (nur MHS)							
- 2017	761	270	1092	-	726	804	817
- 2018	1125	2124	291	623*	1107	254*	650*
Anzahl Rote Liste- Arten	1	2	3	-	3	2	3 / 1 FFH-Art
Dominante Taxa							
- 2017	<i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Physella acuta</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Physella acuta</i> <i>Simulium</i> sp.	<i>Anisus vortex</i> <i>Planorbis planorbis</i>	-	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Cloeon dipterum</i>	<i>Gammarus pulex</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<i>Gammarus pulex</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i>
- 2018	Tubificidae <i>Hydropsyche angustipennis</i> Chironomidae	<i>Pisidium supinum</i> Chironomidae <i>Athripsodes</i> spp.	<i>Sialis lutaria</i> <i>Planorbis planorbis</i> <i>Planorbarius corneus</i>	<i>Aphelocheirus aestivalis</i> <i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Anabolia nervosa</i>	<i>Anabolia nervosa</i> <i>Aphelocheirus aestivalis</i> <i>Mystacides</i> sp.	<i>Gammarus pulex</i>	<i>Gammarus pulex</i> <i>Aphelocheirus aestivalis</i> <i>Hydropsyche pellucidula</i>

6.1.2.5 Gefährdete Arten

Als Grundlage für die Einstufung des Gefährdungsgrades für Schnecken und Muscheln dient die Rote Liste der wirbellosen Tiere Deutschlands (BfN 2011). Für Libellen, Köcher- und Eintagsfliegen sowie Käfer und Wanzen erfolgt die Einstufung anhand der Roten Listen für Niedersachsen und Bremen (Haase 1996, Melber 1998, Reusch & Haase 2000, Altmüller & Clausnitzer 2007). Für die Messstellen Wendeburg und Ohof ist hier die Beurteilung der Bestände im Naturraum niedersächsisches östliches Tiefland maßgeblich, während sich die übrigen Probestellen im niedersächsischen Hügel- und Bergland befinden.

Insgesamt wurden bei den Erhebungen im Herbst 2017 und im Oktober 2018 13 auf der Roten Liste geführte Arten nachgewiesen. Der Großteil davon wurde jeweils mit wenigen Individuen erfasst. Als etabliert in der Aue und Erse kann die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* angesehen werden, für die laut Reusch & Haase (2000) im niedersächsischen Flachland eine Gefährdung anzunehmen ist. Insbesondere an den Probestellen Üfingen und Wierthe wurde die Art in großen Beständen erfasst, in einer kleineren Population auch an den zur Naturregion östliches Tiefland zählenden Abschnitten bei Wendeburg und Ohof. Eine größere Population bildete ebenfalls die gefährdete Erbsenmuschel *Pisidium supinum* (RL Kategorie 3) an der Probestelle Z3 im Steterburger Graben aus. Informationen zum Vorkommen der nachgewiesenen Arten der Roten Liste finden sich in der Beschreibung der Probestellen (siehe oben).

An der Probestelle Ohof wurde ein Exemplar der nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie geschützten Großlibelle *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Flussjungfer) erfasst. Die Art ist in Niedersachsen in der Aller-Region verbreitet, der Erhaltungszustand wird jedoch als ungünstig eingeschätzt (NLWKN 2011). Die etwa 3-4 Jahre im Wasser lebenden Larven bevorzugen strömungsberuhigte Bereiche mit vegetationsarmem, sandig-kiesigem Gewässerboden. *Ophiogomphus cecilia* wurde seit 2009 bei den alle drei Jahre durchgeführten Untersuchungen nach WRRL regelmäßig nachgewiesen. Eine Reproduktion an diesem Standort kann als gesichert angesehen werden.

6.1.2.6 Bewertung nach PERLODES

Die Bewertungsergebnisse nach PERLODES für die erheblich veränderten Wasserkörper der Aue / Erse sind in Tab. 11 und Tab. 12 dargestellt. Für die Beschreibung der Ergebnisse werden ähnliche Gewässerabschnitte zusammengefasst.

Z2 Beddingen / Z3 Fischaue

Die Gesamtbewertung nach PERLODES ergibt für beide Probestellen sowohl im Frühjahr als auch im Herbst die ökologische Potenzialklasse „unbefriedigend“ (Tab. 11). Diese Bewertung leitet sich aus der Einstufung des Moduls „Allgemeine Degradation“ ab. Aufgrund der geringen Abundanzen der Indikatorarten gilt allerdings nur das Ergebnis an Z3 im Frühjahr als gesichert. Das Modul „Saprobie“ wird mit „mäßig“ bewertet. Die untersuchten Standorte liegen mit Saprobiewerten von 2,27 bis 2,64 zumeist im mittleren Bereich der Klasse „mäßig“ (2,25-2,85). Ausschlaggebend für die relativ hohen Saprobiewerte sind die Vorkommen von Arten mit einer gewissen Toleranz

gegenüber organischer Verschmutzung wie Tubificiden oder die eingewanderte Schneckenart *Physella acuta*. Für die „unbefriedigende“ Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ sind die geringe Anzahl an fließgewässertypischen Arten, der sehr hohe Anteil an Stillgewässerarten sowie der meist geringe Anteil an EPT-Taxa verantwortlich. Lediglich bei der Frühjahrsprobenahme an Z3 wurde ein höherer Anteil und auch eine höhere Artenzahl an Köcherfliegen nachgewiesen.

Z5 Steterburger Graben

Der Abschnitt im Steterburger Graben vor dem Auslauf aus den RHB „Üfänger Teiche“ wird mit der Potenzialklasse „schlecht“ bewertet (Tab. 11). Diese Einstufung beruht auf der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“, während der saprobielle Zustand mit „mäßig“ eingestuft wird. Der Saprobiewert befindet sich im oberen (Herbst) bzw. mittleren Bereich (Frühjahr) der Qualitätsklasse. Die einzelnen Indices des Moduls „Degradation“ werden durchgängig mit schlecht bewertet. Aufgrund der sehr geringen Strömung und der starken Verkräutung hat dieser Standort eher den Charakter eines Stillgewässers und weist daher nur einen sehr geringen Anteil an fließgewässertypischen Arten auf.

Üfingen / Wierthe

Im Frühjahr werden die beiden ca. 1 km voneinander entfernt liegenden Abschnitte der Potenzialklasse „mäßig“ zugeordnet, im Herbst wird die Probestelle „Wierthe“ mit „unbefriedigend“ bewertet (Tab. 12). Für den Saprobien-Index werden mit 2,23 bis 2,35 sehr ähnliche Werte an der Klassengrenze von „gut“ zu „mäßig“ (2,25) berechnet. An der Probestelle Üfingen wird mit 2,23 der beste Wert ermittelt, hier ist der Anteil der Tubificiden im Frühjahr deutlich geringer als an der Probestelle Wierthe. Das Modul „Allgemeine Degradation“ wird im Frühjahr jeweils mit „mäßig“ bewertet, die einzelnen Indices erhalten für beide Probestellen die gleiche Bewertung. So wird der Anteil der Litoral-Arten als „schlecht“ eingestuft, der Anteil der anspruchsvolleren EPT-Taxa jedoch als „gut“. Die Anzahl und die Abundanzen der fließgewässertypischen Arten werden als „mäßig“ beurteilt. Im Herbst wird das Modul „Degradation“ an der Probestelle Wierthe als „unbefriedigend“ bewertet, die einzelnen Indices werden ebenfalls jeweils um eine Klasse schlechter bewertet.

Wendeburg / Ohof

Die beiden breiteren Abschnitte im Fließgewässertyp „Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse“ werden in die ökologische Potenzialklasse „mäßig“ eingeordnet, die Probestelle Ohof erreicht im Frühjahr sogar eine „gute“ Bewertung (Tab. 12). Der saprobielle Zustand wird durchgehend mit „gut“ bewertet. Arten, die eine erhöhte saprobielle Belastung anzeigen wie z.B. Tubificiden, sind nur in sehr geringem Umfang vorhanden. Das Modul „Degradation“ wird im Herbst an beiden Probestellen mit „mäßig“ bewertet. Im Frühjahr wird an der Probestelle Wendeburg ebenfalls ein „mäßiges“, allerdings nicht gesichertes Ergebnis erzielt, die Probestelle Ohof wird als „sehr gut“ eingestuft. Der sehr geringe Anteil der Stillgewässerarten weist auf typspezifische Strömungsverhältnisse hin. Der Anteil der EPT-Taxa wird mit ca. 40% im Frühjahr als „gut“ bewertet, die Artenvielfalt der Köcherfliegen ist dagegen eher gering. Das Vorkommen der fließgewässertypischen Arten wird an der Probestelle Ohof im Frühjahr als „sehr gut“ bewertet, allerdings ist die Artenzahl insgesamt und die Anzahl der Indikatorarten eher gering.

Tab. 11: Bewertung der Makrozoobenthos-Probestellen Beddingen (Z2), Fischau (Z3) und Steterburger Graben (Z5) im Oktober 2017 und April 2018 nach PERLODES.

() = Ergebnis nicht gesichert

Probestelle Untersuchungszeit- punkt	Beddingen (Z2)		Fischau (Z3)		Steterburger Graben (Z5)	
	10/2017	04/2018	10/2017	04/2018	10/2017	04/2018
FG-Typ	18	18	18	18	18	18
Ökologische Potenzialklasse	(unbefried.)	(unbefried.)	(unbefried.)	unbefried.	schlecht	schlecht
Saprobien-Index	2,50	2,60	2,64	2,27	2,34	2,50
QK Saprobie	(mäßig)	mäßig	(mäßig)	mäßig	mäßig	mäßig
Score Degradation	0,23	0,24	0,37	0,29	0,06	0,07
QK Degradation	(unbefried.)	(unbefried.)	(unbefried.)	unbefried.	schlecht	schlecht
• Fauna-Index Typ 14/16	unbefried.	unbefried.	mäßig	schlecht	schlecht	schlecht
<i>Ergebnis</i>	-0,60	-0,80	0,55	-1,56	-1,24	-1,20
<i>Score</i>	0,29	0,21	0	0,12	0,12	0,12
• Anteil Litoral-Arten	schlecht	schlecht	schlecht	unbefried.	schlecht	schlecht
<i>Ergebnis (%)</i>	21,2	28,2	14,8	12,0	34,6	36,6
<i>Score</i>	0	0	0,01	0,25	0	0
• Anteil EPT	mäßig	unbefried.	unbefried.	gut	schlecht	schlecht
<i>Ergebnis (% HK)</i>	23,1	19,6	18,8	31,5	3,9	4,1
<i>Score</i>	0,45	0,37	0,35	0,65	0	0
• Anzahl Trichoptera-Arten	schlecht	mäßig	schlecht	mäßig	schlecht	schlecht
<i>Ergebnis</i>	1	5	2	5	0	1
<i>Score</i>	0,1	0,5	0,2	0,5	0	0,1
• Anteil Neozoa	8,7	0,6	24,0	0	0	0

Tab. 12: Bewertung der Makrozoobenthos-Probestellen Üfingen, Wierthe, Wendeburg und Ohof im Oktober 2017 und April/Juni 2018 nach PERLODES.

Untersuchungszeitpunkt	Üfingen	Wierthe		Wendeburg		Ohof	
	04/2018*	10/2017	04/2018	10/2017	06/2018*	10/2017	06/2018*
FG-Typ	18	18	18	15	15	15	15
Ökologische Potenzialklasse	mäßig	unbefried.	mäßig	mäßig	(mäßig)	mäßig	gut
Saprobien-Index	2,23	2,35	2,28	2,19	2,16	2,30	2,04
QK Saprobie	gut	mäßig	mäßig	gut	gut	gut	gut
Score Degradation	0,45	0,32	0,43	0,55	0,51	0,49	0,91
QK Degradation	mäßig	unbefried.	mäßig	mäßig	(mäßig)	mäßig	sehr gut
• Fauna-Index Typ 14/16 bzw. 15/17	mäßig	unbefried.	mäßig	mäßig	unbefried.	mäßig	sehr gut
<i>Ergebnis</i>	-0,06	-0,42	-0,30	0,55	0,0	0,49	1,27
<i>Score</i>	0,53	0,37	0,42	0,59	0,37	0,47	1,12
• Anteil Litoral-Arten	schlecht	schlecht	schlecht	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
<i>Ergebnis (%)</i>	22,4	19,0	28,8	1,6	2,9	2,65	0,3
<i>Score</i>	0	0	0	0,92	0,86	0,87	0,98
• Anteil EPT	gut	mäßig	gut	unbefried.	gut	unbefried.	gut
<i>Ergebnis (% HK)</i>	29,5	26,8	31,1	16,7	39,3	14,6	40,7
<i>Score</i>	0,61	0,54	0,65	0,26	0,74	0,22	0,77
• Anzahl Trichoptera-Arten	mäßig	unbefried.	mäßig	unbefried.	unbefried.	mäßig	unbefried.
<i>Ergebnis</i>	5	3	7	3	3	4	3
<i>Score</i>	0,5	0,3	0,7	0,37	0,37	0,49	0,37
• Anteil Neozoa	0,9	33,7	0,6	8,2	0,4	9,9	0

* Daten vom NLWKN Braunschweig

6.1.2.7 Vergleich mit Daten der WRRL-Messstellen aus den Jahren 2009-2016

Aus den beiden Wasserkörpern der Aue / Erse liegen Daten der behördlichen WRRL-Messstellen Üfingen (48482020), Wierthe (48482090), Wendeburg (48482079), Rietze (48482240) und Ohof (48482104) vor. Die Untersuchungen fanden im Zeitraum 2009-2016 statt. Die Kennwerte der Benthosbesiedlung und die Ergebnisse der PERLODES-Bewertung sind im Anhang in Tab. A- 2 zusammengefasst. Die Artenzusammensetzung der älteren Untersuchungen ist ähnlich wie in den aktuellen Erfassungen, saisonale und evtl. bearbeiterspezifische Unterschiede werden jedoch auch deutlich.

Modul „Saprobie“

Der Vergleich der Saprobiewerte deutet auf abnehmende organische Einträge im Verlauf des Gewässers hin (Abb. 4). Die zusätzlichen Probestellen Z2, Z3 und Z5 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ weisen alle einen „mäßigen“ saprobiellen Zustand auf. Insbesondere an diesen nahe der Kläranlage gelegenen Probestellen sind die Werte im Vergleich zu den stromab lokalisierten Probestellen deutlich erhöht. An den Probestellen Üfingen und Wierthe, die beide im Fließgewässertyp 18 liegen, bewegen sich die Werte um die Klassengrenze von „gut“ zu „mäßig“. Die Messstellen im Fließgewässertyp 15 werden überwiegend mit „gut“ bewertet. In den Abschnitten der Aue und im Steterburger Graben bis zum Auslauf der RHB „Üfinger Teiche“ lässt sich daher anhand der benthischen Besiedlung eine erhöhte organische Belastung feststellen.

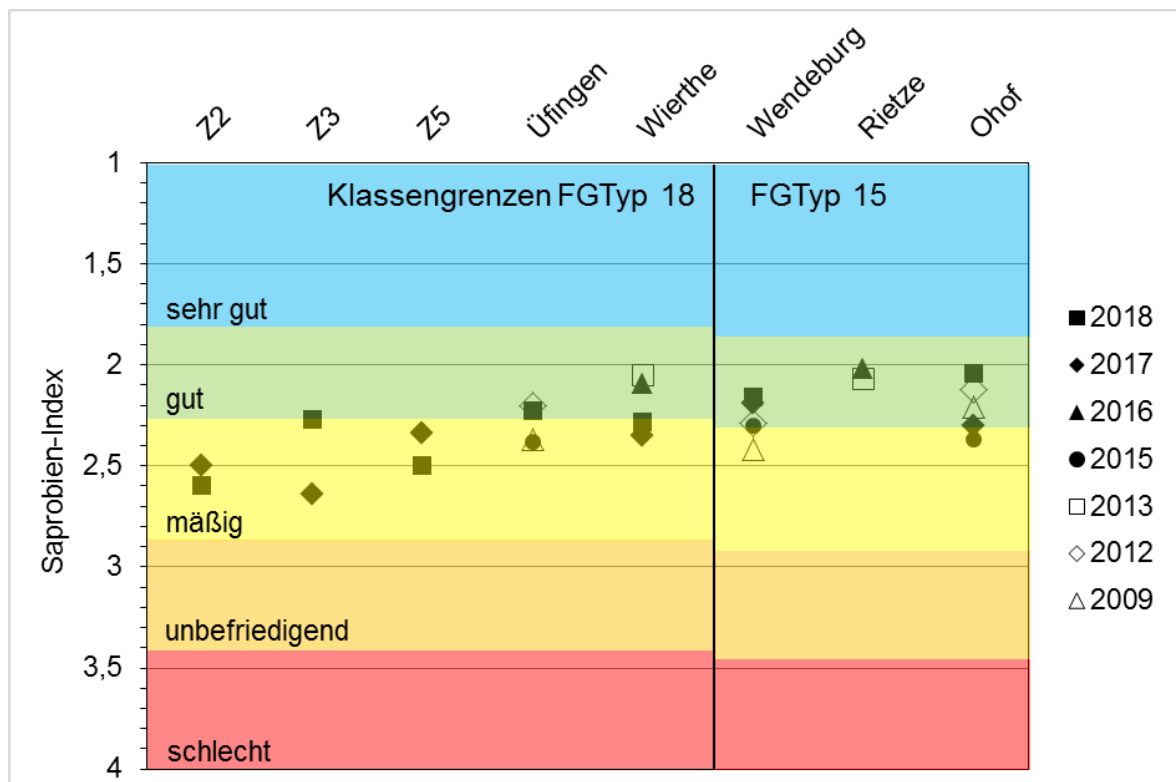


Abb. 4: Saprobiewerte der Wasserkörper 16053 und 16035 Aue / Erse in den Jahren 2009-2018.

Modul „Allgemeine Degradation“

Die Bewertungen des Moduls „Allgemeine Degradation“ der einzelnen Untersuchungsjahre weisen an einigen Probestellen eine erhebliche Spannweite auf (Abb. 5). So erstrecken sich die Bewertungen der Probestelle Ohof über vier Klassen von „sehr gut“ (2012, 2018) bis „unbefriedigend“ (2015). Dennoch lässt sich aus den Ergebnissen im Verlauf des Gewässers die Tendenz zu einer Zunahme der Strukturvielfalt und der naturnahen Gewässermorphologie ablesen. Die beiden oberhalb gelegenen Probestellen Z2 und Z3 werden durchgehend mit „unbefriedigend“ bewertet. Dies erscheint vor dem Hintergrund der starken Verbauung und strukturellen Verarmung plausibel. Die zusätzliche Probestelle Z5 im Steterburger Graben hat vielmehr den Charakter eines Stillgewässers und wird entsprechend als „schlecht“ hinsichtlich der fließgewässertypischen Ausprägung eingestuft. Die ca. 600 m oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ gelegene Messstelle Üfingen wird mit

„mäßig“ bis „unbefriedigend“ bewertet, wobei aus Sicht des NLWKN aufgrund der geringen Abundanzen und der fehlenden Eintags- und Steinfliegen eine „unbefriedigende“ Bewertung angemessener erscheint. Die sich etwa 1 km weiter unterhalb anschließende Probestelle Wierthe wird überwiegend mit „mäßig“ bewertet, was aufgrund der Defizite hinsichtlich der fließgewässertypischen Arten, aber der relativ artenreich vertretenen Köcherfliegen und des Vorkommens anspruchsvoller Arten plausibel erscheint. Die Messstelle Wendeburg im Fließgewässertyp 15 wird ebenfalls vorwiegend als „mäßig“ eingestuft, jedoch bereits mit Tendenz zu „gut“. Im Unterschied zu den weiter oberhalb gelegenen Probestellen nimmt hier die Fließgeschwindigkeit und entsprechend auch die Abundanzen der strömungsliebenden Arten wie *Gammarus pulex* zu. Die Probestellen „Rietze“ und „Ohof“ in der Erse werden hinsichtlich der Gewässermorphologie überwiegend mit „gut“ bewertet. Der Anteil fließgewässertypischer und anspruchsvollerer Arten ist relativ hoch, vor allem Köcherfliegen wurden in einigen Jahren in hoher Abundanz und Artenzahl erfasst. Von Bedeutung sind die beiden Probestellen auch als Lebensraum für die FFH-Art *Ophiogomphus cecilia*. Defizite bestehen u.a. hinsichtlich der Eintags- und Steinfliegen, in einigen Untersuchungsjahren wurden zudem insgesamt sehr geringe Artenzahlen und Abundanzen festgestellt. Die zumeist „gute“ Bewertung des Moduls erscheint an diesen beiden Probestellen dennoch plausibel.

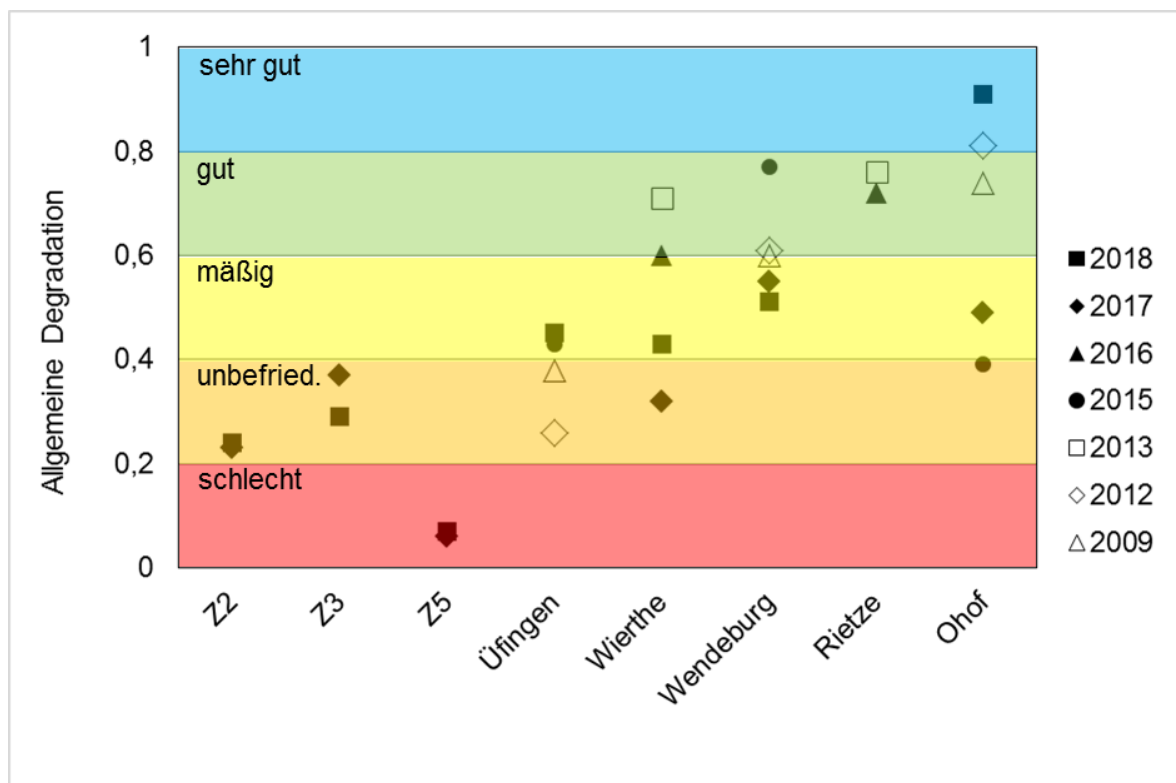


Abb. 5: Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Wasserkörper 16053 und 16035 Aue / Erse in den Jahren 2009-2018.

6.1.2.8 Fazit

Im Verlauf der Aue / Erse ist in Fließrichtung eine zunehmende Verbesserung des saprobiellen Zustands sowie der Gewässermorphologie festzustellen. Deutlich erhöhte Saprobiewerte traten an den Probestellen Beddingen (Z2, ca. 1,5 km unterhalb des Auslaufs der Kläranlage Salzgitter) und

Fischau (Z3, ca. 4 km unterhalb des Auslaufs der Kläranlage Salzgitter) auf. Ab dem Gewässerabschnitt wenige 100 m unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ wird der saprobielle Zustand überwiegend in die Qualitätsklasse „gut“ eingeordnet. In den Gewässerabschnitten der Aue und auch des Steterburger Grabens bis zum Auslauf der RHB „Üfinger Teiche“ kann daher hinsichtlich des Makrozoobenthos eine erhöhte saprobielle Belastung festgestellt werden.

Ausschlaggebend für die Bewertung des ökologischen Potenzials ist jedoch zumeist die für das Modul „Allgemeine Degradation“ ermittelte Qualitätsklasse. Die Abschnitte oberhalb des Regenrückhaltebeckens werden aufgrund der Strukturarmut und starken Verbauung (Z2, Z3) mit „unbefriedigend“, die zusätzliche Probestelle Z5 im Steterburger Graben aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit und starken Verkrautung sogar als „schlecht“ bewertet. Die zunehmende Strukturvielfalt unterhalb der Regenrückhaltebecken und die höhere Strömungsgeschwindigkeit im Wasserkörper 16035 machen sich in der Artenzusammensetzung bemerkbar. Die Bewertungen der Abschnitte verbessern sich von „unbefriedigend/mäßig“ unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ (WK 16053) auf „gut“ in der Erse (WK 16035).

6.1.3 Fischfauna

6.1.3.1 Datenbasis

Grundlage für die Bewertung des Ist-Zustands der Fischfauna sind die biologischen Untersuchungen von BioConsult aus dem Jahr 2017. Im Rahmen der Untersuchungen wurde die Fischfauna in drei Abschnitten des Wasserkörpers 16053 und in einem Abschnitt im Wasserkörper 16035 jeweils mit mehreren Teilstrecken beprobt (Abb. 6). Aufgrund der Lage der einzelnen Probenahmebereiche und des Untersuchungsumfangs mit insgesamt 2.145 m Befischungstrecke gibt die Datenbasis einen Überblick über die Gesamtsituation in den beiden Wasserkörpern der Aue und über Unterschiede bzw. Gradienten im Längsverlauf. Des Weiteren wurden die verfügbaren Monitoringdaten des LAVES in den Wasserkörpern 16053 und 16035 für die Beurteilung mit einbezogen. Diese Daten sind hierbei nicht aktuell. Für den WK 16053 lagen zwei Befischungsergebnisse aus den Jahren 2006 und 2011 vor, für den WK 16035 ebenfalls zwei Befischungsergebnisse aus 2001 und 2011.

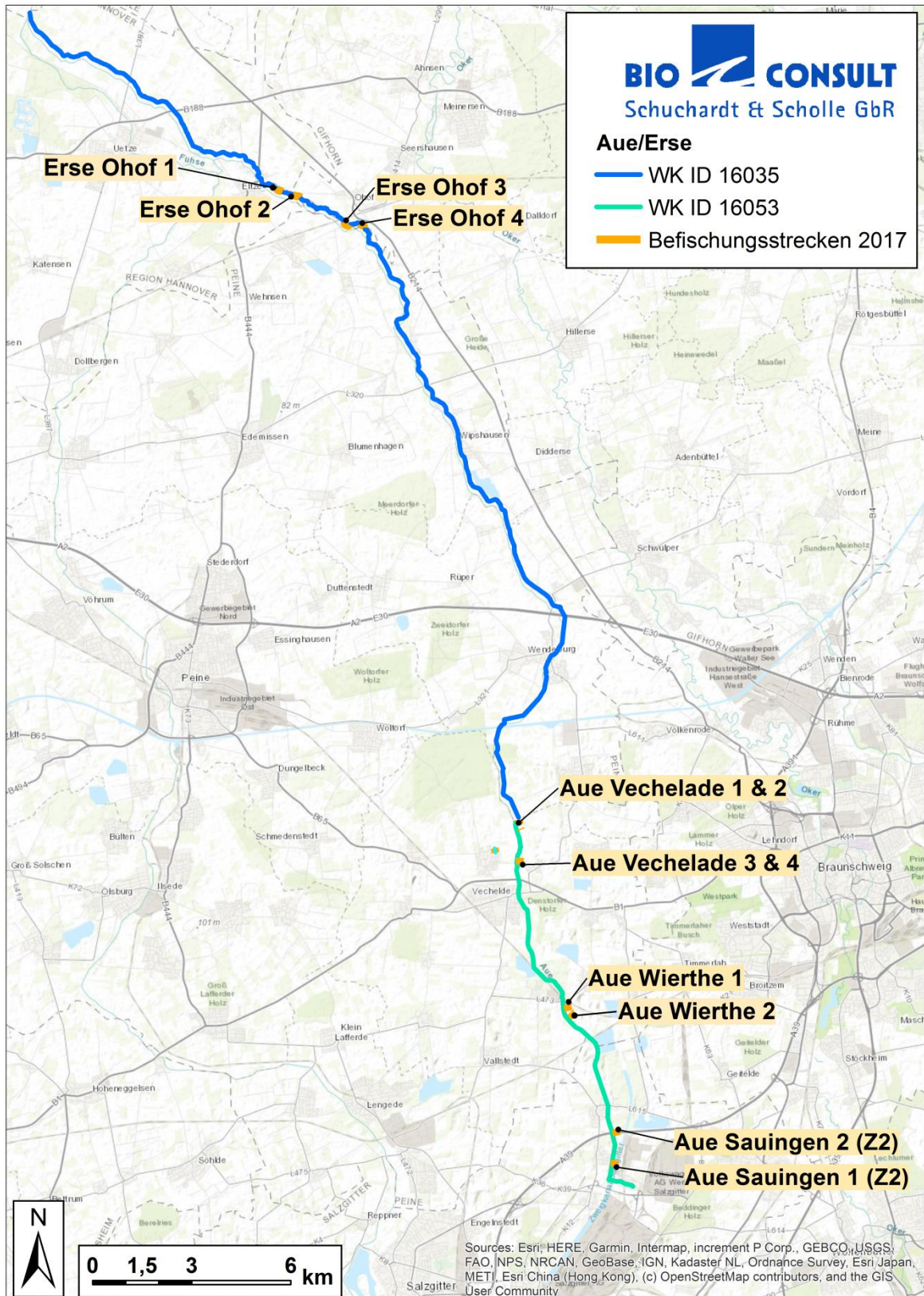


Abb. 6: Lage der Befischungsstrecken in der Aue und Erse.

6.1.3.2 Bewertungsgrundlage

Für die Bewertung der Fischfauna gemäß Wasserrahmenrichtlinie findet in Fließgewässern bundeweit das fischbasierte Bewertungssystem (fiBS) Anwendung. Gemäß den Anforderungen der WRRL orientiert sich das Bewertungssystem an einer Gewässerreferenz die den natürlichen unbeeinflussten Zustand und damit den „sehr guten ökologischen Zustand“ darstellt. Für Gewässer die als erheblich verändert eingestuft werden ist der Maßstab das „höchste ökologische Potenzial“, welches weniger strenge Ziele impliziert. Hierfür werden die Gewässerreferenzen durch die zuständigen Behörden entsprechend angepasst.

Ziel der WRRL ist die Erreichung eines guten ökologischen Zustands in natürlichen Gewässern bzw. eines guten ökologischen Potenzials in erheblich veränderten Gewässern. In Anhang V der WRRL und der OGewV Anl.4, Tab.2 wird der gute Zustand für die Fischfauna folgendermaßen definiert:

- Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.
- Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung und Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.

Eine Differenzierung zwischen der Definition für den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial wird in OGewV Anl.4, Tab.2 hierbei nicht vorgenommen.

Das fischbasierte Bewertungssystem berücksichtigt für den Vergleich der Referenz und der tatsächlich vorhandeneren Fischgemeinschaft sechs "Qualitätsmerkmale":

1. Arten- und Gildeninventar
2. Artenabundanz- und Gildenverteilung
3. Altersstruktur
4. Migration (Bezieht sich auf das Auftreten oder Fehlen wandernder Fischarten)
5. Fischregion (Bezieht sich auf das Vorhandensein von Arten mit bestimmten Präferenzen für die Gewässerströmung im Vergleich zum natürlicher Zustand der Gewässerregion)
6. Dominante Arten

Die Qualitätsmerkmale beruhen wiederum teilweise auf mehreren Einzelparametern, die jeweils einzeln berechnet und dann gemittelt werden. Aus allen sechs Qualitätsmerkmalen wird dann ein Gesamtindex errechnet, der zwischen 1 und 5 liegen kann. Die Ergebnisse werden abschließend den ökologischen Zustandsklassen nach WRRL zugeordnet (Grenzwerte s. Tab. 14).

Die entsprechenden Referenzgemeinschaften für die betrachteten Wasserkörper wurden durch das LAVES zur Verfügung gestellt (Details s. Anhang Tab. A-3, A-4). Diese berücksichtigen bereits, dass beide Wasserkörper als „erheblich verändert“ ausgewiesen wurden und somit das gute ökologische

Potenzial zu erreichen ist, welches gegenüber dem guten ökologischen Zustand weniger strenge Ziele vorgibt.

Für die Auswertung wurde die Software fiBS 8.1.1 verwendet, die den Bewertungsparameter „Altersklassenstruktur“ im Vergleich zur Vorgängerversion 8.0.6 strenger bewertet. Es sei darauf hingewiesen, dass die im Rahmen dieser Untersuchungen durchgeführten Bewertungen keine offizielle Bewertung der Fischfauna der betrachteten Wasserkörper darstellt, da diese vom LAVES durchgeführt werden.

6.1.3.3 Bewertungsergebnisse

WK 16053

Das ökologische Potenzial der Fischfauna wird im Wasserkörperdatenblatt für den WK 16053 mit „mäßig“ angegeben (NLWKN 2012).

Eine Bewertung mittels FiBS auf Grundlage der aktuell im Jahr 2017 erhobenen Daten ergibt ein „gutes ökologisches Potenzial“. Hierbei liegen der Bewertungen Ergebnisse der drei beprobten Messstellen Sauingen, Wahle/Vechelade und Wierthe zugrunde, die wie es für FiBS üblich ist, „gepolt“ (zusammengefasst) wurden.

Die Messstellen Wahle/Vechelade und Wierthe sind offizielle Messstellen des LAVES, beide liegen unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“. Die Station Sauingen (Z2) liegt oberhalb der Rückhaltebecken und wurde zusätzlich beprobt, um mögliche räumliche Gradienten in Abhängigkeit zur Entfernung der Einleitungen zu ermitteln. Die Ergebnisse auf Ebene der einzelnen Messstationen, sortiert nach Fließrichtung zeigt Tab. 13 (Lage der Stationen s. Abb. 6).

Tab. 13: Fischbewertung mit fiBS an den Messstationen im WK 16053.

Strömungs- richtung ↓	Untersuchungsräume	fiBS-Indexwert
	Sauingen (Z2)	1,45 (schlecht)
	Wierthe	2,69 (gut)
	Wahle/Vechelade	2,76 (gut)
Klassengrenzen fiBS-Indexwerte: > 3,75 → sehr gut 2,51 – 3,75 → gut 2,01 – 2,50 → mäßig 1,51 – 2,00 → unbefriedigend ≤ 1,50 → schlecht		

Signifikante Defizite der Ausprägung der Fischfauna zeigten sich erwartungsgemäß oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“. Hier besteht der Abfluss quasi überwiegend aus dem gereinigten Abwasser der Kläranlage Salzgitter, so dass hier neben der stofflichen Belastung auch deutlich erhöhte Temperaturen vorliegen (s. Kap. 7.1.3). Zudem ist der Abschnitt durch die Rückhaltebecken

vollständig isoliert vom Rest des Wasserkörpers. An den beiden Stationen unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ wird dagegen auf Basis der aktuellen Datenerhebung das gute Potenzial erreicht, was darauf hindeutet, dass die seit längerem bestehende Belastung durch die Kläranlage die Ausprägung der Fischfauna nicht derart stark beeinträchtigt hat, dass hieraus eine über die Zeit fortschreitende Degradation abzuleiten wäre. Dies bestätigt auch ein Vergleich mit älteren Monitoringdaten. Für die Messstelle Wahle/Vechelade liegen Daten aus drei Jahren (2006, 2011, 2017) vor. Bei Anwendung des FiBS-Verfahrens zeigt sich keine fortschreitende Degradation der Ausprägung der Fischfauna (s. Tab. 14). Hierbei sei angemerkt, dass die Ergebnisse keine offizielle Bewertung darstellen. Diese wird durch das LAVES durchgeführt.

Tab. 14: FiBS-Bewertungen auf Basis der Probenahmen 2006-2017 an der Messstelle Wahle/Vechelade im WK 16053.

Qualitätsmerkmal	2006	2011	2017
1. Arten- und Gildeninventar	2,67	2,67	2,67
2. Artenabundanz- und Gildenverteilung	2,08	2,23	2,38
3. Altersstruktur	1,50	2,50	3,00
4. Migration	5	1	3
5. Fischregion	5	3	3
6. Dominante Arten	1	3	3
Gesamtbewertung	2,48	2,43	2,76
Klassengrenzen: > 3,75 → sehr gut 2,51 – 3,75 → gut 2,01 – 2,50 → mäßig 1,51 – 2,00 → unbefriedigend ≤ 1,50 → schlecht			

Ein Vergleich der Anzahl der erfassten Arten und deren relative Häufigkeiten im Rahmen der verschiedenen Befischungen zeigt ebenfalls keine Hinweise auf eine Degradation über die Zeit. Deutliche Defizite in räumlicher Hinsicht sind hier abermals für den Bereich oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ erkennbar (Messstelle Sauingen). Hier wurden lediglich 4 Arten erfasst und mit 98% dominierte eine einzelne Art (Gründling) die Gemeinschaft (s. Tab. 15). Eine derartige Dominanz und die geringe Artenzahl weisen auf die erwartungsgemäß signifikanten Beeinträchtigungen im betroffenen Bereich hin.

Tab. 15: Relative Abundanz (%) der erfassten Fischarten je Messstelle und Untersuchungsjahr im WK 16053, mit Angabe der Dominanzklassen nach Schwerdtfeger (1978).

Art	Sauingen 2017	Wierthe 2017	Wahle/V 2017	Wahle/V 2011	Wahle/V 2006
Aal		0,2	0,1	0,1	0,4
Bachforelle			0,1		
Bitterling		0,4			
Blaubandbärbling		2,1	0,1		0,1
Döbel	1,2	10,0	11,2	8,3	4,0
Dreist. Stichling		2,1	11,4	20,9	6,3
Flussbarsch		1,0	0,9		
Giebel		2,0	0,3		
Goldfisch				0,1	
Gründling	98,0	58,4	30,9	49,5	78,7
Hasel			0,4		
Hecht				0,1	
Karpfen, Zuchtform	0,4				
Rotauge		21,1	42,7	20,6	9,3
Rotfeder		0,4	0,6	0,1	0,9
Schleie		2,1	0,5	0,1	
Ukelei		0,2	0,8		
Zwergstichling	0,4			0,3	0,3
Anzahl Arten	4	12	13	10	8

eudominant	> 10%
dominant	≤ 10 %
subdominant	≤ 5 %
rezedent	≤ 2 %
Subrezedenz	≤ 1%

Ein Vergleich der Bestandsdichte zwischen den Jahren ist über die erfasste Individuenzahl je Streckeneinheit möglich. Abb. 7 zeigt die entsprechenden Ergebnisse normiert auf Individuen/100 m Befischungstrecke (CPUE₁₀₀). Die Befunde liegen in den betrachteten Jahren 2006, 2011 und 2017 in einer vergleichbaren Größenordnung, so dass auch auf Basis der Bestandsdichten keine Degradation im Laufe der Zeit erkennbar wird.

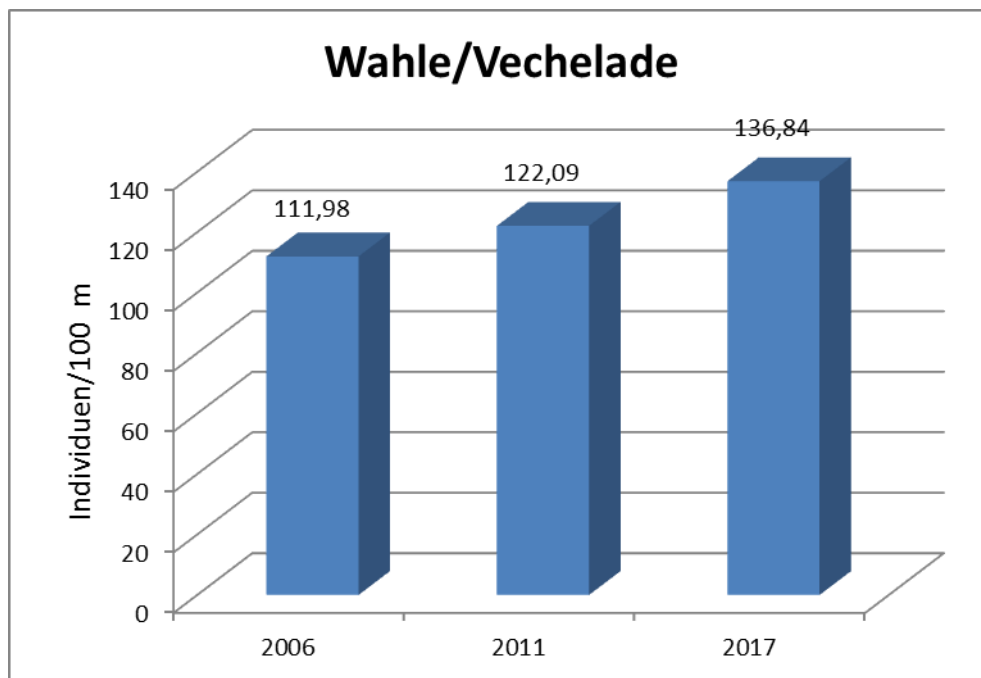


Abb. 7: Bestandsdichte (Individuen/100 m Befischungstrecke) in verschiedenen Jahren an der Messstelle Wahle/Vechelade im WK 16053.

WK 16035

Das ökologische Potenzial der Fischfauna wird im Wasserkörperdatenblatt für den WK 16035 mit „mäßig“ angegeben (NLWKN 2016).

Eine Bewertung mittels FiBS auf Grundlage der im Jahr 2017 durch BioConsult erhobenen Daten ergibt ein „gutes ökologisches Potenzial“. Hierbei liegen der Bewertungen der Erfassung an der Messstellen Ohof zugrunde (Lage s. Abb. 6).

Auf Basis der in 2017 erhobenen Daten ergibt die fiBS-Bewertung ein gutes Potenzial, was darauf hindeutet, dass die seit längerem bestehende Belastung durch die Kläranlage die Ausprägung der Fischfauna nicht derart stark beeinträchtigt hat, dass hieraus eine starke Degradation abzuleiten wäre. Dies bestätigt auch ein Vergleich mit älteren Monitoringdaten. Für die Messstelle Ohof liegen insgesamt Daten aus drei Jahren (2001, 2011, 2017) vor. Bei Anwendung des fiBS-Verfahrens zeigt sich keine fortschreitende Degradation der Ausprägung der Fischfauna (s. Tab. 16). Hierbei sei angemerkt, dass die Ergebnisse keine offizielle Bewertung darstellen. Diese wird durch das LAVES durchgeführt.

Tab. 16: FiBS-Bewertungen auf Basis der Probenahmen 2001-2017 an der Messstelle Ohof im WK 16035.

Qualitätsmerkmal	2001	2011	2017
1. Arten- und Gildeninventar	2,00	2,67	2,67
2. Artenabundanz- und Gildenverteilung	1,62	2,23	2,07
3. Altersstruktur	1,50	1,50	4,20
4. Migration	1	1	1
5. Fischregion	5	5	3
6. Dominante Arten	1	1	2
Gesamtbewertung	1,86	2,18	2,76
Klassengrenzen: > 3,75 → sehr gut 2,51 – 3,75 → gut 2,01 – 2,50 → mäßig 1,51 – 2,00 → unbefriedigend ≤ 1,50 → schlecht			

Ein Vergleich der Anzahl der erfassten Arten und deren relative Häufigkeiten im Rahmen der verschiedenen Befischungen zeigt ebenfalls keine Hinweise auf eine Degradation über die Zeit, eher deutet sich eine gewisse Verbesserung an. So wurden im Jahr 2001 lediglich 7 Arten erfasst, im Jahr 2011 dagegen 11 und im Jahr 2017 18 Arten (s. Tab. 17). Mit Bachforelle und Koppe wurden im Jahr 2017 zwei Arten erfasst, die als Indikatoren für eine gute Gewässerqualität gelten. Positiv anzumerken ist ebenfalls das Auftreten der Barbe (2011 und 2017) als typische Art funktional intakter Fließgewässer. Hierbei sei aber darauf hingewiesen, dass es sich um Einzeltiere (Barbe, Bachforelle) bzw. wenige Exemplare (Koppe n=9) handelte. Bei der Bachforelle ist zudem anzunehmen, dass sie aus Besatz stammt.

Tab. 17: Relative Abundanz (%) der erfassten Fischarten an der Messstelle Ohof im WK 16035 für die Jahre 2001, 2011 und 2017, mit Angabe der Dominanzklassen nach SCHWERDTFEGGER (1978).

Art	Ohof 2017	Ohof 2011	Ohof 2001
Aal	0,2	0,2	
Bachforelle	0,1		
Barbe	0,1	0,2	
Bitterling	0,2	0,2	
Blaubandbärbling	0,6		
Brasse	0,1		
Döbel	18,9	9,0	
Dreist. Stichling	11,8	31,8	2,0
Flussbarsch	0,4	0,5	1,8
Giebel	0,2	0,2	1,0
Gründling	22,5	53,5	58,6
Hasel	5,1	1,0	
Hecht	1,1		0,8
Koppe	1,1		
Rotaugae	35,8	3,3	35,4
Rotfeder	2,6		0,5
Schleie	0,1	0,2	
Ukelei	0,1		
Anzahl Arten	18	11	7

eudominant	> 10%
dominant	≤ 10 %
subdominant	≤ 5 %
rezedent	≤ 2 %
Subrezedenz	≤ 1%

Ein Vergleich der erfassten Bestandsdichten (Individuen/100m Befischungsstrecke) zwischen den Jahren 2001, 2011 und 2017 weist darauf hin, dass wahrscheinlich eine Zunahme des Fischbestands aufgetreten ist. In 2001 wurde eine relativ geringe Individuendichte von 47,14 Ind./100m erfasst, in 2017 lag diese mit 107,13 Ind./100m mehr als doppelt so hoch (Abb. 8). Auch auf dieser Betrachtungsebene ist über den betrachteten Zeitraum eher von einer Verbesserung des Fischbestandes auszugehen, als von einer Degradation.

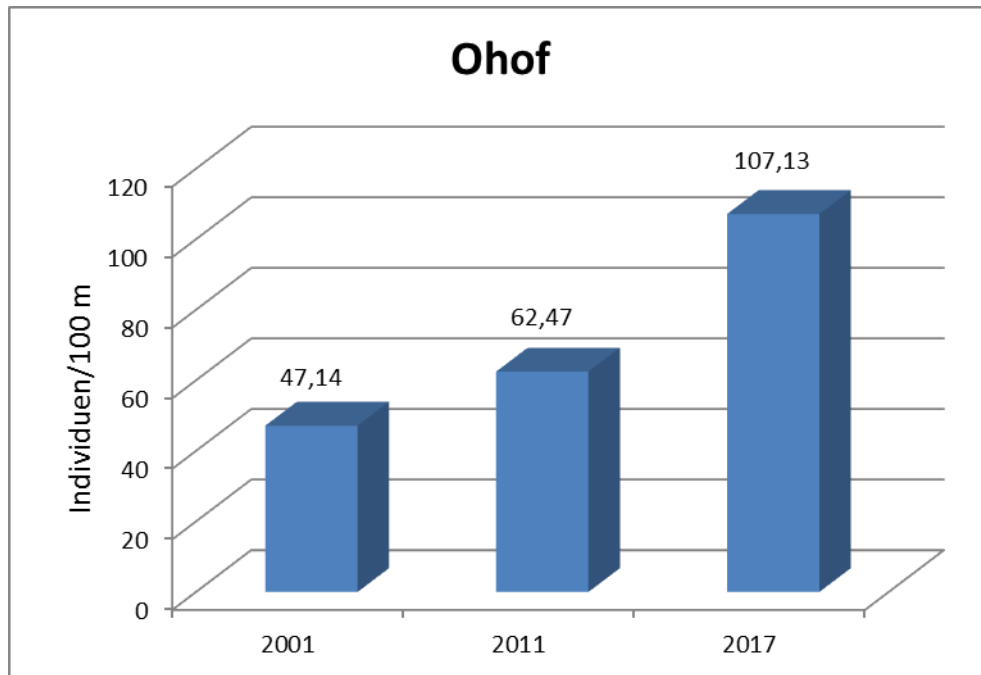


Abb. 8: Bestandsdichte (Individuen/100m Befischungsstrecke) in verschiedenen Jahren an der Messstelle Ohof im WK 16035.

6.1.3.4 Fazit

Die Erfassungen im Jahr 2017 weisen auf eine stark degradierte Fischgemeinschaft oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ hin. Neben den morphologischen Defiziten wirken sich hier die deutlich erhöhten Temperaturen, die stoffliche Belastung und die isolierte Lage vom restlichen Teil der Aue signifikant negativ auf die Fischfauna aus. An den drei bewertungsrelevanten Messstellen in den beiden Wasserkörpern der Aue zeigte sich dagegen eine bessere Ausprägung der Fischfauna bezüglich Artenspektrum und Besiedlungsdichte. Bei Anwendung des WRRL-Bewertungsverfahrens FiBS ergibt sich auf Basis der Erfassungen im Jahr 2017 für alle 3 Messstellen gegenüber der offiziellen Bewertung („mäßig“) ein gutes ökologisches Potenzial, wobei die Indexwerte aber relativ nah an der Klassengrenze zum mäßigen Potenzial angesiedelt sind, was aus fachgutachterlicher Sicht plausibel erscheint. Ein Vergleich mit älteren Monitoringdaten weist darauf hin, dass die bestehenden Belastungen nicht zu einer fortschreitenden Degradation der Ausprägung der Fischfauna geführt haben. Für den unteren Wasserkörper (16035) deuten die Ergebnisse sogar eher auf eine Verbesserung über die Zeit hin.

6.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

WK 16053

Der Oberlauf der Aue (WK 16053) wird den Löss-lehmgeprägten Tieflandbächen (Typ 18) zugeordnet.

Der LAWA-Steckbriefe für den Gewässertyp 18 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) beschreibt die natürliche Gewässermorphologie folgendermaßen:

„In unregelmäßigen Bögen geschlängelt bis mäandrierend in einem Muldenalverlaufender, sehr markanter Gewässertyp. Der Löss-lehmgeprägte Tieflandbach weist die höchste natürliche Einschnitttiefe aller Gewässertypen auf. Die nahezu senkrechten, an den Prallhängen unterschrittenen Ufer sind auf Grund des bindigen Lössmaterials jedoch stabil, während an der Gewässersohle ständige Ablösung des feinkörnigen Materials stattfindet, die auf Grund des in der fließenden Welle suspendierten Materials häufig zu milchig-trüber Wasserfärbung führen („Weißwasserbäche“). Das feinklastische Substrat neigt zur Ausbildung von Lehmplatten, auch im Einzugsgebiet vorhandener Mergel findet sich in Form plattiger Mergelsteine im Bachbett, so dass neben den feinpartikulären mineralischen Substraten hartsubstratkonforme Bestandteile hinzukommen können. Dieser Bachtyp ist charakteristisch für die Lössregionen des Landes, findet sich aber auch als eher lehmgeprägtes Fließgewässer in Bereichen der Grundmoränen. Das steile, tief eingeschnittene Profil und die Ausbildung schluffig-toniger, wasserstauer Schichten in Bachbett und Aue sind dem eigentlichen lössgeprägten Fließgewässer vergleichbar, es kommen bei dieser Variante jedoch häufig auf- bzw. eingelagerte Kiesbereiche vor. Die bei lösshaltigen Gewässern durch die Lösspartikel hervorgerufene milchige Trübung tritt bei der rein lehmgeprägten Variante kaum auf.“

Angaben zu den Strukturdefiziten des Wasserkörpers sind im offiziellen Wasserkörperdatenblatt (NLWKN 2012) zu finden:

„Die Aue/Erse ist in weiten Bereichen degradiert, z.T. unterliegt sie auch noch massiven industriellen Nutzungsansprüchen. Die an weiten Abschnitten vorhanden Gehölzsäume sollten die weitere Entwicklung positiv beeinflussen. In den landwirtschaftlichen Räumen sollte weitere Randstreifen der Sukzession überlassen werden. Besonders Maßnahmen die dem Aufbrechen der starren Uferstrukturen dienen sollten verstärkt angegangen werden. Bei der umliegenden Bodenbeschaffenheit ist das Potenzial für eine eigendynamische Weiterentwicklung gegeben.“

WK 16035

Der an den WK 16053 anschließende Wasserkörper 16035 wird den Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen (Typ 15) zugeordnet.

Der LAWA-Steckbrief für den Gewässertyp 15 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) beschreibt die natürliche Gewässermorphologie folgendermaßen:

„Gewundene bis mäandrierende Fließgewässer in einem flachen Mulden- oder breiten Sohlental. Neben der dominierenden Sand- oder Lehmfraktion können auch Kiese nennenswerte Anteile (Ausbildung von Kiesbänken) darstellen, häufig finden sich auch Tone und Mergel, z. T. zu Platten verbacken. Wichtige Habitatstrukturen stellen natürliche Sekundärsubstrate wie Totholz, Erlenwurzeln, Wasserpflanzen und Falllaub dar. Das Profil der großen sandgeprägten Flüsse ist flach, Prall- und Gleithänge sind deutlich ausgebildet. In der Aue finden sich eine Vielzahl von Rinnensystemen und Altgewässern unterschiedlicher Alters-

stadien, ebenso wie Niedermoore. Flüsse mit höheren Lehnteilen besitzen natürlicherweise ein tiefer eingeschnittenes Kastenprofil, Altgewässer sind kaum ausgebildet."

Angaben zu den Strukturdefiziten des Wasserkörpers sind im offiziellen Wasserkörperdatenblatt (NLWKN 2016) zu finden:

„Die Aue/Erse ist in weiten Bereichen stark bis sehr stark degradiert. Besonders Maßnahmen, die dem Aufbrechen der starren Uferstrukturen dienen, sollten verstärkt durchgeführt werden. Die Rakonschwellenwerte für Phosphor und Sulfat sind an den Messstellen in Wendeburg und Ohof weit überschritten, die Anlage von Randstreifen ist hier zu empfehlen, ebenfalls die Vermeidung von Einträgen aus der Landwirtschaft durch Drainagen. Ebenfalls ist die Leitfähigkeit stark erhöht, hier sollte ein Monitoring durchgeführt werden, welches die Fragestellung untersuchen sollte: Handelt es sich um anthropogene oder geogene Einträge? Die Strukturen der Sohle sind weitestgehend sehr stark verändert, die Sohle ist oftmals versandet, Kiesstrukturen finden sich oftmals nur als Beilage unter den Brücken, hier sollten strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt werden. Ebenfalls sollte die Unterhaltung möglichst eingeschränkt werden, anspruchsvollere Makrophyten können sich schwer bei intensiver Unterhaltung ansiedeln.“

6.3 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungen und Auswertungen zu den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten findet sich in AquaEcology (2019). Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammengefasst dargestellt. Als Grundlage für die Bewertung dient eine von September 2017 bis August 2018 an den Messstellen Z1 bis Z4 (Abb. 2) durchgeführte monatliche Erfassung der relevanten Parameter. Für die Beurteilung der WK 16053 und 16035 standen Daten des NLWKN für die Messstellen Üfingen, Wendeburg und Ohof aus dem Zeitraum 2010-2018 zur Verfügung.

6.3.1 Temperaturverhältnisse

Die Aue ist ab Station Z4 als cyprinidengeprägtes Gewässer des Rhithrals (Cyp-R) eingestuft. In der OGewV (2016) ist für diesen Typ eine Maximaltemperatur von 23°C in den Sommermonaten (April bis November) und eine Maximaltemperatur von 10°C in den Wintermonaten (Dezember bis März) festgelegt.

Das Wasser der Aue, das direkt aus dem Klärwerk stammt, hat bis zu den RHB „Üfingerteiche“ durchgehend eine hohe Temperatur. Im Rahmen der Messkampagne 2017/2018 wurden an den Messstellen Z1 bis Z3 sowohl in den Sommermonaten als auch im Winter regelmäßige Überschreitungen der Anforderungen der OGewV festgestellt. Vor allem im Winter ist der Unterschied zwischen den an Z4 (im Auslauf der RHB „Üfingerteiche“) gemessenen Temperaturen und den Temperaturen vor den Rückhaltebecken sehr deutlich. Das Wasser kühlt in den Becken aufgrund der längeren Verweilzeit ab und erreicht der Jahreszeit entsprechende Temperaturen, bevor es in die Aue eingeleitet wird. An der Messstelle Z4 unterhalb der RHB „Üfingerteiche“ wurde die

zulässige Höchsttemperatur in den Monaten Mai, Juni und August 2018 überschritten. Allerdings war das Jahr 2018 von einem ungewöhnlich heißen Sommer mit längeren Trockenperioden geprägt, was zu den erhöhten Wassertemperaturen führte. Die Rückhaltebecken können hierbei auch eine Rolle spielen, da sie ähnlich wie ein See größere Wärmemengen speichern und auch wieder abgeben können.

Anhand der vom NLWKN für die Jahre 2010-2018 zur Verfügung gestellten Daten zeigt sich, dass im weiteren Verlauf der Aue die mittleren Temperaturen im Sommer abnehmen: Überschreitungen für einzelne Messungen fanden sich im WK 16053 an der Messstelle Üfingen (8 von 65). Im WK 16035 wurden keine auffälligen Wassertemperaturen gemessen. Lediglich im August 2018, nach einer länger andauernden Hitzeperiode, wurde die Anforderung der OGewV von 23°C knapp überschritten. Im Winter lagen an der Messstelle Üfingen 4 Überschreitungen bei 33 Messungen vor, während bei Wendeburg und Ohof jeweils nur noch eine Überschreitung in einem Zeitraum von 9 Jahren (beide im Jahr 2012) verzeichnet wurde (Tab. 19).

Laut OGewV (2016) darf die Temperaturdifferenz ΔT zwischen Messpunkten oberhalb und unterhalb einer Einleitungsstelle im Sommer und Winter für cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals 2°C nicht überschreiten. Diese Temperaturdifferenzen können im Falle der Aue nicht betrachtet werden, da die Einleitungen des Klärwerks der Salzgitter Flachstahl AG nicht in ein bestehendes Fließgewässer erfolgen, sondern vielmehr selbst der Ursprung des Fließgewässers sind. Daher sind die Vorgaben für ΔT hier nicht anwendbar.

6.3.2 Sauerstoffhaushalt

Die OGewV gibt für den **Sauerstoffgehalt** einen Wert von > 7 mg/l als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren vor. Die Minimalkonzentrationen des gelösten Sauerstoffs im Wasser liefern wichtige Hinweise auf mögliche Sauerstoffdefizitsituation insbesondere im Sommer. An den Messstellen Z1 und Z2 wurden im Rahmen der Untersuchungskampagne 2017/2018 teilweise Werte unter 7 mg/l festgestellt. Hierfür sind vermutlich oxidative Prozesse verantwortlich, die im unmittelbar der Kläranlage folgenden Teil der Aue stattfanden. Ein Hinweis lieferten hier auch hohe TOC-Konzentrationen an den Messstellen Z1 bis Z3, die ein mögliches Substrat für den oxidativen Abbau durch Bakterien darstellen. An Z3 (oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“) und Z4 (unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“) befanden sich die Sauerstoffwerte durchgängig im Normalbereich. Die höheren Sauerstoffwerte an Z4 sind vermutlich durch erhöhte Primärproduktion in den Rückhaltebecken bedingt, die für eine gute Sauerstoffversorgung des Gewässers sorgen. An den Stationen Üfingen bis Ohof lagen die dreijährigen Mittel aus den Jahresminima der Jahre 2015 bis 2017 mit 5,0 mg/l (Wendeburg) bis 6,9 mg/l (Üfingen) unter dem geforderten Minimumwert von 7 mg/l (Tab. 19). Hierfür waren vermutlich Abbauprozesse von organischem Material, das aus den RHB „Üfinger Teiche“ entlassen wurde, sowie weitere organische Belastungen unklarer Genese (Landwirtschaft) verantwortlich. Einen Hinweis darauf geben auch diesem Fall die TOC-Werte, die an der Messstelle Üfingen knapp unterhalb der 7 mg/l-Schwelle lagen und an den folgenden Stationen Wendeburg und Ohof aber weiter anstiegen. Der **BSB₅**-Wert gibt ebenfalls Hinweise auf mögliche Sauerstoffdefizite aufgrund des verstärkten Abbaus organischer Substanz. Der Mittelwert befindet sich an allen Messstellen unterhalb der Anforderung der OGewV von 4 mg/l, einzelne Messungen zeigten aber auch Werte

oberhalb des Zielwertes. Ein direkter Einfluss der Kläranlage auf den Sauerstoffgehalt der Aue lässt sich auf dieser Grundlage nicht feststellen.

Die Konzentrationen für den gesamt-gelösten organischen Kohlenstoff im Wasser (**TOC**) stellen ein Maß für die organische Belastung der Wasserkörper dar und geben damit ebenfalls Hinweise auf den Zustand des Sauerstoffhaushalts. Die Werte der Messstellen Z1 bis Z4 lagen 2017/2018 zumeist über dem Zielwert von 7 mg/l. An der Messstelle Üfingen befindet sich der Jahresmittelwert (2015-2017) knapp unter dem Zielwert, steigt aber anschließend im WK 16035 wieder an auf 8 mg/l bei Ohof (Tab. 19)

6.3.3 Salzgehalt

Als Orientierungswerte für die **Leitfähigkeit** gibt Pottgiesser (2018) für den Fließgewässertyp 15 eine Leitfähigkeit von 450-850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und für den Typ 18 von 750-1.250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Karbonatgewässer) an. Die Werte an den Messstellen Z1 bis Z4 lagen im Zeitraum von September 2017 bis August 2018 zwischen 1.512 und 2.204 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und damit deutlich über den Orientierungswerten. Im weiteren Verlauf des Gewässers nahm die Leitfähigkeit kontinuierlich ab (Tab. 19). In beiden Wasserkörpern werden die Orientierungswerte jedoch weit überschritten.

Die mittleren Konzentrationen für **Chlorid** im Wasser an den Stationen Z1 bis Z4 sowie an der Messstelle Üfingen lagen zwischen 250 und 300 mg/l und überschritten damit den von der OGewV vorgegebenen Wert von 200 mg/l deutlich (Tab. 19). Bis zur Messstelle Üfingen war kein Gradient zu erkennen. Dies änderte sich im weiteren Verlauf im Wasserkörper 16035: Bei Wendeburg lagen die mittleren Konzentrationen (2015-2017) bei $< 250 \text{ mg l}^{-1}$ und bei Ohof wurde die Schwelle von 200 mg/l unterschritten. Die hohen Konzentrationen an Chlorid sind eindeutig auf die Einleitungen des Klärwerkssystems zurückzuführen. Ursachen sind vermutlich zum einen Anreicherungen durch die Aufkonzentrierung von geogenen Chloridgehalten im Grundwasser, zum anderen in der Stahlproduktion freiwerdendes Chlorid aus Mineralien und Erzen. Aus Werten des Wasserwerks Börßum sowie des Brauchwassers der Salzgitter Flachstahl GmbH ist ersichtlich, dass keine Vorbelastung besteht und sich die Chloridkonzentrationen grundsätzlich im Rahmen der natürlichen Hintergrundbelastung bewegen (Tab. 18).

Tab. 18: Jahresmittelwerte für Sulfat und Chlorid im Brauchwasser von Salzgitter Flachstahl sowie aus dem Wasserwerk Börßum.

	Brauchwasser Salzgitter Flachstahl		Wasserwerk Börßum	
	2015	2016	2015	2016
Chlorid [mg/l]	61	65	56	60
Sulfat [mg/l]	150	152	132	136

Ein ähnlicher Verlauf wie bei Chlorid zeigt sich bei den **Sulfatwerten**: Während an den Messstellen Z1 bis Z4 Werte um 400 mg/l gemessen wurden, nahmen die Konzentrationen im weiteren Gewässerverlauf deutlich ab und erreichten bei Ohof einen mittleren Wert (2015-2017) von etwa 250 mg/l (Tab. 19). Dennoch wird die Anforderung der OGewV von 200 mg/l an allen Messstellen weit überschritten. Die hohen Sulfatkonzentrationen entstammen ebenfalls eindeutig den Einleitungen der Kläranlage. Mögliche Ursachen und Orte der Sulfatfreisetzungen sind Produktionspro-

zesse der Salzgitter Flachstahl GmbH oder Fremdeinleiter. Die Sulfatwerte sind allerdings bereits im Brauchwasser deutlich erhöht und liegen nahe an dem Zielwert der OGewV von 200 mg/l (Tab. 18).

6.3.4 Versauerungszustand

In der OGewV (2016) sind für den **pH-Wert** zwei Zielwerte angegeben: Ein Minimalwert von 7,0, der von einem dreijährigen Mittelwert aus den jeweiligen Jahresminima nicht unterschritten werden soll, sowie einen Maximalwert von 8,5, der von einem dreijährigen Mittelwert aus den jeweiligen Jahresmaxima nicht überschritten werden darf. Im Rahmen der Messkampagne 2017/2018 wurden im Verlauf der Aue zunehmende pH-Werte vom Auslauf der Kläranlage (z.T. pH < 7) bis zum Auslauf der RHB „Üfinger Teiche“ (z.T. pH > 8,5) gemessen. Die pH-Werte lagen direkt nach dem Kläranlagenausgang bei Z1 um den Wert 7 und waren damit neutral. Bis zu den Rückhaltebecken wurde ein Anstieg auf etwa 7,5 beobachtet. Nach den RHB „Üfinger Teiche“ stiegen die Werte sehr stark an. An der Messstelle Üfingen wurde der obere Zielwert im Zeitraum 2015-2017 mit 9,57 sehr deutlich überschritten (Tab. 19). Ursache hierfür könnten biologische Prozesse (Primärproduktion) in den Rückhaltebecken gewesen sein, die gleichzeitig auch für höhere Sauerstoffgehalte insbesondere an der Station Z4 gesorgt haben. An den Messstellen im WK 16035 traten keine auffälligen pH-Werte auf. Es lässt sich aus diesen Darstellungen schlussfolgern, dass die pH-Werte in den Wasserkörpern 16053 und 16035 im Wesentlichen durch biologische Prozesse im Gewässerverlauf bis Ohof unter Einschluss der Rückhaltebecken als „Bioreaktor“ beeinflusst waren und nicht durch direkte Auswirkungen der Klärwerkseinleitungen.

6.3.5 Nährstoffverhältnisse

Als Nährstoffe wurden Gesamtstickstoff, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Gesamtphosphor sowie Orthophosphat-P betrachtet (vgl. AquaEcology 2019). Für Gesamtstickstoff ist in der OGewV kein Zielwert vorgegeben.

Hinsichtlich der Stickstoffparameter liegen Überschreitungen bei Ammonium-N und Nitrit-N im WK 16053 vor. An den Messstellen Z2 bis Z4 befanden sich einzelne **Ammoniumwerte** über dem Zielwert der OGewV von 0,2 mg/l. Eine geringe Überschreitung des Zielwerts liegt ebenfalls an der Messstelle Üfingen mit einem Jahresmittelwert (2015-2017) von 0,22 mg/l vor (Tab. 19). Der Parameter **Ammoniak-N** wurde messtechnisch nicht untersucht. Anhand der Ammoniumgehalte, der Wassertemperatur und des pH-Wertes kann jedoch eine grobe Abschätzung der Ammoniakkonzentration im Gewässer vorgenommen werden. Zwischen dem Ion Ammonium NH_4^+ und der Verbindung Ammoniak NH_3 besteht in wässrigem Milieu ein Gleichgewicht, das bei höheren pH-Werten und/oder Temperaturen in Richtung Ammoniak verschoben wird. Die mittleren Ammoniumkonzentrationen in der Aue/Erse betragen zwischen 0,12 (Wendeburg und Ohof) und 0,22 mg/l (Üfingen). Die maximalen pH-Werte lagen in den Jahren 2015-2017 zwischen 8,1 an den Messstationen Wendeburg und Ohof (WK 16035) und >9,5 bei Üfingen (WK 16053). Die mittleren Wassertemperaturen waren im Sommer an den gleichen Stationen zwischen 15 (Wendeburg und Ohof) und 18 °C (Üfingen). Daraus ergeben sich maximale Ammoniakkonzentrationen von bis zu 0,05 mg/l bei Üfingen und 0,002 bis 0,003 mg/l bei Wendeburg und Ohof. Der Zielwert wird in der

OGewV (2016) mit 0,002 mg/l bezogen auf das Jahresmittel angegeben. Überschreitungen des Zielwertes können im WK 16053 insbesondere in den Sommermonaten auftreten. Die Werte für **Nitrit-N** lagen an Z1 am Auslauf der Kläranlage mit einer Ausnahme unter der Nachweisgrenze. An den weiteren Messstellen Z2 bis Z4 wurden die Anforderungen der OGewV in den Frühjahrs- und Sommermonaten teilweise überschritten. Der Jahresmittelwert (2015-2017) beträgt an der Messstelle Üfingen 0,08 mg/l und liegt damit deutlich über dem Zielwert von 0,05 mg/l. Im weiteren Verlauf der Aue im WK 16035 wurden wieder geringere Werte knapp unterhalb des Zielwerts gemessen.

Die Nährstoffe Ammonium und Nitrit sind in natürlichen Gewässern Zwischenprodukte, die beim oxidativen aeroben Abbau von organischen Stickstoffverbindungen zum Nitrat temporär entstehen. Die Umwandlung ist abhängig von nitrifizierenden Bakterien im Gewässer. In einem funktionierenden Ökosystem liegt das Oxidationsgleichgewicht stets auf der Seite des Nitrats und die Konzentrationen an Ammonium und Nitrit sind sehr niedrig. Zu einer Verschiebung kann es dann kommen, wenn der Sauerstoffhaushalt gestört ist oder wenn das dynamische Gleichgewicht der nitrifizierenden Bakterien verschoben wird. Das kann auch dann der Fall sein, wenn plötzlich größere Mengen an organischem Material anfallen, die durch die vorhandenen Bakterien nicht gleichzeitig verarbeitet werden können.

Während die mittleren Ammonium- und Nitritkonzentrationen an den Messstellen Z1 bis Z3 deutlich unterhalb der Zielwerte lagen, stiegen sie unmittelbar nach den RHB „Üfinger Teiche“ an den Messstationen Z4 und Üfingen deutlich an, ein Hinweis auf verstärkten Abbau von organischer Substanz aus den Rückhaltebecken. Daraus kann gefolgert werden, dass für die zeitweiligen Überschreitungen der Zielwerte bei Ammonium-N und Nitrit-N die Einleitungen aus dem Klärwerkssystem der Salzgitter Flachstahl GmbH nicht direkt ursächlich waren, sondern die hohen Werte auf biologische Prozesse zurückzuführen waren, die beim Übergang von den RHB „Üfinger Teiche“ in das Fließgewässer Aue auftraten.

Die Konzentrationen von Nitrat-N lagen an den Messstellen Z1 bis Z3 in einem Bereich von 3 bis 34 mg/l, womit sie deutlich unter der höchstzulässigen UQN von 50 mg/l und in den meisten Fällen sogar unter einem Wert von 0,5 UQN lagen. Dennoch leisten solche Einträge einen Beitrag zur Eutrophierung der Gewässer und haben in ihrer Summe eine Auswirkung, insbesondere im Zusammenspiel mit den Einträgen aus der Landwirtschaft. Die Einleitungen der Kläranlage stellen somit eine Eintragsquelle für Stickstoff in das Gewässersystem der Aue dar.

Sowohl die **Gesamtphosphorgehalte** als auch die Konzentrationen von **Orthophosphat-P** lagen an allen Messstellen über dem jeweiligen Zielwert (Tab. 19). Die RHB „Üfinger Teiche“ dienen als Senke der aus dem Klärwerkssystem emittierten Phosphorkonzentrationen: Die ursprünglichen Konzentrationen sanken zwischen den Stationen Z3 und Z4 von 0,5 auf 0,3 mg/l Gesamt-Phosphor bzw. von 0,2 auf 0,15 mg/l Orthophosphat-P. Die im weiteren Verlauf der Aue beobachteten Konzentrationsabnahmen der beiden Nährstoffe sind vermutlich auf biologische Prozesse zurückzuführen, bei denen Biomasse produziert wurde, die die vorhandenen Phosphorquellen nutzte. Bei der Betrachtung des Phosphorhaushalts in Fließgewässern muss beachtet werden, dass die diffusen Einträge von Phosphor aus der Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielen und oft nur schwer zu quantifizieren sind. Dennoch stellen die Klärwerksabwässer eine Eintragsquelle für Phosphor in das Gewässersystem der Aue dar.

6.3.6 Zusammenfassung

Tab. 19 fasst die Messergebnisse der relevanten physikalisch-chemischen Parameter in den WK 16053 und 16035 zusammen. Die Parameter, bei denen sich Überschreitungen der Anforderungen aus der OGewV ergeben, sind in Tab. 20 aufgeführt.

Nicht alle Überschreitungen der Anforderungen der OGewV können ursächlich auf die Klärwerkseinleitungen zurückgeführt werden. Vielfach spielen physikalische und biologisch-chemische Prozesse, die auch in unbeeinflussten Gewässern vorkommen, eine größere Rolle. Eine Beeinflussung verschiedener Parameter entsteht auch durch die besonderen Bedingungen der Rückhaltebecken. Das gilt für die Komponenten Sauerstoffhaushalt, pH-Wert sowie Ammonium-N und Nitrit-N als Zwischenprodukte bei der Nitrifizierung. Mittelbar sind durch die Ammoniumkonzentrationen auch die Ammoniakgehalte betroffen.

Überschreitungen der Anforderungen der OGewV ergeben sich auch für die Parameter Temperatur, Chlorid und Sulfat sowie Gesamtphosphor und Orthophosphat-P. Die vorgestellten Messergebnisse zeigen, dass diese Einträge auf die Einleitungen der Kläranlage zurückzuführen sind. Die erhöhten Wassertemperaturen unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ sind teilweise auch auf deren Funktion als Wärmespeicher zurückzuführen. Bei Nitrat liegt keine Überschreitung des Zielwertes vor, dennoch sind die Einträge der Kläranlage als Beitrag zur Eutrophierung der Aue zu werten.

Tab. 19: Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter an den Messstellen Z4 (Daten von 2017/2018), Üfingen, Wendeburg und Ohof (jeweils Daten von 2015-2017).

Parameter	WK 16053		WK 16035		Anforderung OGewV
	Z4	Üfingen	Wendeburg	Ohof	
Max. Temperatur Sommer [°C]	24,8	25,0	22,0	22,0	≤ 23,0
Max. Temperatur Winter [°C]	7,23	10,0	8,0	8,0	≤ 10,0
Max. pH-Wert ¹	8,87 ⁴	9,57	8,13	8,12	≤ 8,50
Min. pH-Wert ²	7,82 ⁵	7,68	7,48	7,45	≥ 7,00
Sauerstoffgehalt ³ [mg/l]	8,9 ⁵	6,9	5,0	6,5	> 7,0
BSB ₅ ³ [mg/l]	3,1	2,2	1,8	1,9	< 4,0
Leitfähigkeit ³		1785	1553	1369	-
Gesamt-N ³ [mg/l]	3,85	4,66	4,35	5,21	-
Nitrat-N ³ [mg/l]	3,18	3,76	3,43	4,33	≤ 11,3
Ammonium-N ³ [mg/l]	0,17	0,22	0,12	0,12	≤ 0,2
Nitrit-N ³ [mg/l]	0,06	0,08	0,05	0,04	≤ 0,05
Gesamt-P ³ [mg/l]	0,32	0,34	0,31	0,26	≤ 0,10
Orthophosphat-P ³ [mg/l]	0,14	0,20	0,18	0,14	≤ 0,07
Chlorid ³ [mg/l]	276	267	222	187	≤ 200
Sulfat ³ [mg/l]	405	362	296	249	≤ 200
TOC ³ [mg/l]	8,3	6,8	7,7	8,2	< 7,0

¹ Maximalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten von drei aufeinander folgenden Kalenderjahren (2015-2017)

² Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von drei aufeinander folgenden Kalenderjahren (2015-2017)

³ Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von drei aufeinander folgenden Kalenderjahren (2015-2017) bzw. an Z4 aus dem Zeitraum Sept. 2017-August 2018

⁴ 90%-Perzentil aus dem Zeitraum Sept. 2017-August 2018

⁵ 10%-Perzentil aus dem Zeitraum Sept. 2017-August 2018

Tab. 20: Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten: Überschreitungen der Anforderungen der OGewV in den Wasserkörpern 16053 und 16035.

Fett: Erhöhte Werte mindestens teilweise durch die Kläranlageneinleitungen bedingt

WK 16053	WK 16035
Temperatur pH-Wert (max) Sauerstoffgehalt Ammonium-N Nitrit-N Gesamtphosphor Orthophosphat-P Chlorid Sulfat TOC	Sauerstoffgehalt Gesamtphosphor Orthophosphat-P Chlorid Sulfat TOC

6.4 Chemische Qualitätskomponenten (flussgebietsspezifische Schadstoffe)

Unter dem Begriff der chemischen Qualitätskomponenten werden die flussgebietsspezifischen Schadstoffe zusammengefasst, die in synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe unterteilt werden. Sie sind in der OGewV (2016) Anlage 6 gelistet. Bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen handelt es sich überwiegend um Verbindungen, die aus Einsatzstoffen in der Landwirtschaft und Schifffahrt stammen. Dazu gehören verschiedene Schwermetallverbindungen aus Farbanstrichen sowie ein breites Spektrum von Bioziden, die auf Feldern, Wiesen, Wegen und Gleisen eingesetzt werden oder wurden.

Laut den Wasserkörperdatenblättern für die WK 16053 (2012) und 16035 (2016) traten keine Überschreitungen der UQN für die Konzentrationen der synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe auf.

Zwei Messkampagnen, die in den Jahren 2017 und 2018 an den Stationen Z1 bis Z4 durchgeführt wurden (Tab. 21), ergaben für die Station Z4 (WK 16053) deutliche Überschreitungen der Vorgabewerte von **Cyanid** und **Selen** (wiederholte Messungen in 2017 und 2018); es wurden die UQN-Werte um das bis zu Fünffache überschritten. Die erhöhten Konzentrationen lassen sich eindeutig auf Emissionen aus dem Kläranlagensystem der Salzgitter Flachstahl GmbH zurückführen. Die Verbindung Cyanid wird bei der Metallverarbeitung eingesetzt und das Element Selen, das als Bestandteil von Erzen vorkommt, wird bei der Verarbeitung als Selenid freigesetzt. Aus Sedimentproben bei Wierthe (WK 16053), die im Jahr 2018 genommen wurden, ergab sich eine deutlich erhöhte **Zink**konzentration im Sediment. An der Messstelle Z1 wurde 2018 ein erhöhter Wert für **Kupfer** gemessen.

Zusätzlich wurden an den Messstellen Z1 bis Z4 stellenweise messbare Konzentrationen der Herbizide **Diflufenican**, **Flufenacet** und **Mecoprop** sowie von **Nitrobenzol** gefunden (vgl. AquaEcology 2019). Die Werte lagen unterhalb der UQN-Vorgaben, waren aber nicht < 0,5 UQN und erfüllten damit das Kriterium der Geringfügigkeit nicht. Da die Messungen in zwei verschiede-

nen Jahren (2017 und 2018) stattfanden und die Messwerte beider Jahre sich stark unterschieden, kann davon ausgegangen werden, dass hier jeweils temporäre Belastungen vorlagen. Eine eindeutige Zuordnung der Stoffe zu den Klärwerksemissionen ist nicht möglich, da diese in den Produktionsprozessen der Salzgitter Flachstahl GmbH nicht auftreten. Zum einen könnte es sich um direkte Emissionen aus angrenzenden (landwirtschaftlichen oder gärtnerisch genutzten) Flächen handeln, zum anderen könnten diese Verbindungen auch aus Entwässerungssystemen von Fremdeinleitern stammen. Eine weitere Möglichkeit ist der Einsatz von Bioziden bei auf dem Werksgelände befindlichen Gleisanlagen und die Ausschwemmung ins Gewässer bei Regenereignissen.

Aus den beschriebenen Messungen kann gefolgert werden, dass der WK 16053 die Bedingungen für das „gute“ ökologische Potenzial insgesamt aufgrund der Überschreitung der flussgebietspezifischen Schadstoffe nicht erreicht.

Für den WK 16035 lagen keine Messungen vor. In der aktuellen Bewertung des Wasserkörpers (NLWKN 2019) sind keine Angaben zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen vorhanden. Eine Aussage zur Belastung mit flussgebietspezifischen Schadstoffen ist daher nicht möglich. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass im Verlauf der Aue eine Verdünnung stattfindet und die erhöhten Konzentrationen daher rückläufig sind.

Tab. 21: Flussgebietspezifische Schadstoffe: Überschreitungen im WK 16053.

Parameter	Jahr	Z1	Z2	Z3	Z4	Wierthe	JD UQN
Cyanid [mg/l]	2017	0,055	0,031	0,024	0,052	N/A	0,01
	2018	0,12	0,23	0,08	0,011	N/A	
Kupfer [mg/kg TS]	2017	N/A	38	N/A	N/A	N/A	160
	2018	198	29	N/A	N/A	34	
Selen [µg/l]	2017	9	8	7	9	N/A	3
	2018	14	15	13	15	N/A	
Zink [mg/kg TS]	2017	N/A	1150	N/A	N/A	N/A	800
	2018	6950	720	N/A	N/A	1360	

6.5 Chemischer Zustand

Für die Beurteilung des chemischen Zustands der Aue-Wasserkörper sind die Stoffe nach Anlage 8, OGewV (2016), relevant. Hierzu gehören ubiquitäre Schadstoffe, prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe. Außerdem werden weitere Stoffe nach der „eco“-Liste (Nds. GVBl. Nr. 21/2004) beurteilt.

Aktuell wird der chemische Zustand der Wasserkörper 16053 und 16035 aufgrund erhöhter Quecksilberbelastungen als „nicht gut“ eingestuft (NLWKN 2019). Zwei Messkampagnen, die in den Jahren 2017 und 2018 an den Stationen Z1 bis Z4 durchgeführt wurden, ergaben deutliche Überschreitungen bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Benz(a)pyren, Fluoranthen) sowie bei der Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in der Wassersäule (vgl. AquaEcology

2019). Benz(a)pyren und PFOS gehören zur Gruppe der prioritären gefährlichen Schadstoffe und überschritten die UQN-Vorgaben deutlich. Sie stammten eindeutig aus dem Klärwerkssystem der Salzgitter Flachstahl GmbH. Die Messung von polybromierten Diphenylethern (BDE) im Sediment ergab deutliche Überschreitungen der UQN; selbst an der Messstation Wierthe war der Vorgabewert (für Biota) fast 100-fach überschritten.

Bei weiteren Halbmetallen und Metallen, die gemäß „eco“-Liste (Nds. GVBl. Nr. 21/2004) in der Wassersäule bestimmt wurden, zeigten sich für Bor, Molybdän, Uran und Vanadium eindeutige Überschreitungen der Qualitätsnormen, auch an der Station Z4, die mit hoher Wahrscheinlichkeit durch Klärwerkseinträge verursacht wurden. Bei Molybdän lag die Überschreitung beim etwa 30-fachen der Qualitätsnorm. Für Barium und Kobalt fanden sich ebenfalls messbare Konzentrationen, die die Geringfügigkeitsschwelle überschritten, aber unter den Zielvorgaben blieben. Alle diese Stoffe können im Zusammenhang mit Metallverarbeitung und Stahlproduktion auftreten.

Die zusätzlich vorgenommenen Sedimentmessungen für die prioritären und prioritären gefährlichen Stoffe Blei, Nickel, Cadmium und Quecksilber an den Stationen Z2 und Wierthe ergaben für Blei eine Einstufung nach LAWA (1998) von II (mäßige Belastung) und für die anderen Metalle die Stufen II – III (deutlich belastet). Vor dem Hintergrund der niedrigen Konzentrationsmessungen in der Wassersäule kann allerdings davon ausgegangen werden, dass es sich bei den Sedimentgehalten von Blei, Cadmium und Quecksilber um Altbelastungen handelt und hier keine ursächliche Einleitung durch die Kläranlage der Salzgitter Flachstahl GmbH mehr stattfand.

Aufgrund der festgestellten Überschreitungen der UQN erreicht der Wasserkörper 16053 die Bedingungen für den guten chemischen Zustand nicht und wird daher als „nicht gut“ eingestuft. Für den Wasserkörper 16035 lagen keine Messungen vor. Aktuell wird er aufgrund der Überschreitung der UQN-Werte für Quecksilber in Biota ebenfalls als „nicht gut“ bewertet, für weitere Schadstoffe liegen keine Angaben vor (NLWKN 2019). Eine Aussage zur Schadstoffbelastung ist daher nicht möglich. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass im Verlauf der Aue eine Verdünnung stattfindet und die erhöhten Konzentrationen daher rückläufig sind.

7. Vorhabenbedingte Auswirkungen auf das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand

7.1 Auswirkungen auf das ökologische Potenzial

7.1.1 Biologische Qualitätskomponenten

7.1.1.1 Makrophyten und Phytobenthos

Für die an Substrate gebundenen aquatischen Pflanzen, die unter der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos zusammengefasst werden, ist eine Reihe von Ressourcen notwendig, um optimales Wachstum zu ermöglichen. Insbesondere die für die einzelnen Fließgewässertypen spezifischen Referenzarten für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial sind für die physikalischen und chemischen Umweltfaktoren oft auf einen relativen schmalen Bereich (stenök) beschränkt, innerhalb dessen eine Entwicklung der Populationen möglich ist.

Im Folgenden werden die wichtigsten Wirkpfade beschrieben und anschließend die möglichen Auswirkungen auf die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos in den betroffenen Wasserkörpern durch die Einleitungen aus der Kläranlage der Salzgitter Flachstahl GmbH erläutert.

Hydraulischer Stress

Durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten, Turbulenzen oder dem Fortspülen von Substraten durch hohe Wasserfrachten im Flussbett könnten die Makrophyten- bzw. Phytobenthos-Organismen weggeschwemmt werden. Für das hier begutachtete Verfahren sind Veränderungen dieses Wirkpfades über die natürlichen Schwankungsbreiten hinaus nicht zu erwarten, so dass es zu keiner erheblichen Beeinträchtigung kommen wird.

Erhöhung der Wassertemperatur

Die verschiedenen Arten der Makrophyten bzw. des Phytobenthos können jeweils in einer mehr oder weniger breiten spezifischen Temperaturspanne in ihrem aquatischen Habitat existieren (Toleranzbereich zwischen Minimum und Maximum). Der optimale Bereich für Wachstum und Stoffwechsel innerhalb dieser Spanne ist deutlich kleiner. Eine Verschiebung der Wassertemperatur nach oben oder unten würde je nach Intensität u.U. zu Beeinträchtigungen oder sogar zur Verdrängung bestimmter Arten führen.

Die ungewöhnlich hohen Wassertemperaturen vor den RHB „Üfinger Teiche“ (AquaEcology 2019), bedingt durch den Abfluss aus der Kläranlage, sind nach den Becken in den Wasserkörpern 16053 (unterer Betrachtungsraum) und 16035 nicht mehr zu finden, weil die Becken als Puffer fungieren. Auch wenn die Wassertemperaturen im Wasserkörper 16053 hinter den Rückhaltebecken noch

etwas höher liegen als bei vergleichbaren Messstellen in der Fuhse ähneln sie dem Verlauf im Salzgittersee (AquaEcology 2019). Weiter abwärts im Wasserkörper 16035 waren dann bereits Temperaturen ähnlich wie in der Fuhse erreicht.

Grundsätzlich besitzen die in dem hier betrachteten Gewässertyp vorkommenden Arten eine breite Amplitude bezüglich der Temperatur. Die gefundenen Makrophyten-Arten sind nach den Ellenberg-Zeigerwerten für Temperatur überwiegend in der Klasse zwischen Mäßigwärmezeiger und Wärmezeiger angesiedelt. Die typischen Referenzarten für den unbelasteten Zustand sind eher in der Klasse der Mäßigwärmezeiger zu finden. Eine Beeinträchtigung der Gewässerflora durch die Wärmeeinleitungen in die beiden Wasserkörper ist nicht festzustellen.

Nährstoffeinträge

Die Makronährstoffe Stickstoff (in Form von Ammonium und Nitrat) und Phosphor (in Form von Phosphat) sind essentiell für das Pflanzenwachstum. Je mehr Nährstoffe im Porenwasser des Sediments bzw. in gelöster Form im Gewässer vorhanden sind, desto mehr Biomasse kann von den Pflanzengesellschaften aufgebaut werden. Die Wurzeln vieler emerser aber auch submerser Hydrophyten dienen neben der Verankerung auch der Aufnahme von Nährstoffen. Schwebende Wasserpflanzen können die Ionen über die gesamte Oberfläche aufnehmen. Letzteres gilt ausschließlich für die benthischen Diatomeen und die anderen Phytobenthos-Arten. Bei übermäßigen Nährstoffkonzentrationen, die meist anthropogen verursacht sind, spricht man von Eutrophierung oder sogar Hypertrophierung. Das daraus resultierende extreme Wachstum der Pflanzen kann das natürliche Gleichgewicht der Wechselbeziehungen im Gewässer empfindlich stören und überdies nach Absterben der Biomasse und mikrobieller Zersetzung insbesondere in stehenden oder sehr schwach fließenden Gewässern zu Sauerstoffdefiziten oder völliger Sauerstoffzehrung mit all seinen Folgen für die Gewässerfauna führen. Unter diesen Bedingungen sind es meist für den jeweiligen Gewässertyp nicht spezifische Arten, die schnell große Bestände bilden können und damit die Referenzarten, die an niedrigere Konzentrationen angepasst sind und nicht so schnell wachsen, verdrängen. Die benthischen Diatomeen benötigen darüber hinaus Silikat als essentiellen Makronährstoff zum Aufbau ihrer festen Zellwände.

Sowohl der Gesamtposphorgehalt als auch die Konzentrationen des gelösten Phosphats lagen im Untersuchungsbereich während des betrachteten Zeitraums im Mittel deutlich über den in der OGewV (2016) festgelegten Anforderungen für Fließgewässer von 0,1 bzw. 0,07 mg l⁻¹ (vgl. Kap. 6.3). Nach den RHB „Üfinger Teiche“ im Wasserkörper 16053 gab es zwar eine deutliche Reduzierung, und diese Tendenz setzte sich auch im anschließenden Wasserkörper 16035 bis zur Messstation Ohof fort, die Zielwerte wurden jedoch nicht unterschritten. In beiden Wasserkörpern werden für die beiden Phosphorkomponenten die Vorgaben nicht eingehalten.

Bei den Stickstoffkomponenten wird von den Wasserpflanzen bevorzugt Ammonium aufgenommen, weil dessen Nutzung im Stoffwechsel energetisch günstiger ist als der des Nitrats. Die Ammoniumkonzentrationen lagen lediglich im Wasserkörper 16053 hinter den RHB „Üfinger Teiche“ knapp über der in der OGewV (2016) festgelegten Anforderung von 0,2 mg l⁻¹ (vgl. Kap. 6.3). Weiter abwärts im Wasserkörper 16035 war der Zielwert nicht überschritten. Bei den gemessenen Nitratkonzentrationen lagen alle Werte sowohl vor den Rückhaltebecken als auch in den beiden Wasserkörpern im weiteren Verlauf danach deutlich unter dem Zielwert von 50 mg l⁻¹ aus der OGewV (2016) (vgl. Kap. 6.3, AquaEcology 2019).

Die aktuellen Bewertungen der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos aus den letzten Jahren bewegen sich zwischen schlecht (5) bis maximal mäßig (3), wenn man die teils fragwürdigen Klassifizierungen für das Kompartiment Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) außer Acht lässt (siehe Kap. 6.1.1). In Bezug auf die Nährstoffe und deren hier gemessenen Konzentrationen lässt sich von eutrophen bis teils hypertrophen Verhältnissen sprechen. Es gibt keine Limitierungen. Bei zukünftigen Einleitungen aus der Kläranlage auf gleich bleibendem Niveau wird es zu keiner weiteren Beeinträchtigung kommen. Zudem ist zukünftig aufgrund der Einführung der 4. Reinigungsstufe mit einer Reduzierung der Nährstoffeinträge (v.a. Phosphor) zu rechnen.

Aussagen über das für die Diatomeen essentielle Silikat können hier nicht getroffen werden, da für diese Messgröße keine Daten vorliegen.

Veränderung des Sauerstoffgehalts

Pflanzen produzieren, solange genügend Licht vorhanden ist, über die Fotosynthese Sauerstoff und geben ihn an die Umgebung ab. Pflanzen benötigen aber für die Zellatmung, um aus Kohlenhydraten Energie zu gewinnen, auch Sauerstoff. Tagsüber unter Lichteinfall überwiegt die Produktion den Verbrauch, nachts bei Dunkelheit kann aber kein Sauerstoff produziert werden, es kommt zu einem Nettoverbrauch. Wasserpflanzen (Hydrophyten) sind grundsätzlich durch bestimmte anatomische/morphologische und physiologische Adaptionen an mögliche Sauerstoffdefizite im Wurzelbereich und Freiwasser angepasst. So sorgt beispielsweise das Aerenchym, ein lockeres, schwammiges Gewebe in vielen Hydrophyten, für einen optimalen Austausch und die Verteilung von Gasen innerhalb der Pflanze. Auch hier gilt, wie für alle Wirkfaktoren: es gibt robuste Arten, die längere Zeiten auch niedrigste Konzentrationen ohne größere Schäden tolerieren, und es gibt sensitive Arten, die nur in einem eng begrenzten Bereich vorkommen. Zu den letzteren gehören meist die jeweiligen typspezifischen Referenzarten.

Bei den eigenen Messungen in den Jahren 2017 und 2018 wurde die in der OGewV (2016) festgelegte Anforderung für Fließgewässer von 7 mg l^{-1} vor den RHB „Üfinger Teiche“ nur selten knapp unterschritten, vornehmlich an der Station Z2 (AquaEcology 2019). Im Wasserkörper 16053 an Z4 gab es keine Unterschreitung des Zielwertes, hier wesentlich bedingt durch die sprudelnden Überläufe, bei denen Sauerstoff ins Gewässer eingetragen wird. Weiter abwärts im Wasserkörper 16035 wurde insbesondere in den Sommermonaten der vergangenen Jahre der Zielwert teilweise unterschritten, in besonderer Häufigkeit und deutlich niedrigeren Werten bei Wendeburg. Im Mittel lagen die Werte der einzelnen Messstellen jedoch deutlich über dem Zielwert und damit im Normalbereich. Eine Beeinträchtigung der Wasserpflanzen durch verringerte Sauerstoffgehalte ist daher auszuschließen.

Veränderung des Lichtklimas

Pflanzen können nur in den Gewässerbereichen wachsen, in denen genügend Licht ankommt, so dass sie eine positive Fotosynthesebilanz erreichen können. Maßgebend sind insbesondere die Wassertiefe (Wasserstand) und die Konzentration an Trübstoffen. Durch übermäßiges Wachstum der Makrophyten (dichte Pflanzenmatten an der Oberfläche) kann es durch Beschattung zu einer Lichtlimitierung der Diatomeengesellschaften am Boden des Fließgewässers aber auch der Makrophyten selbst kommen. Im betrachteten Bereich des Zuflusses in die RHB „Üfinger Teiche“ bzw. der sich anschließenden Wasserkörper der Aue ist grundsätzlich über weite Teile und

Zeiträume ausreichend Licht für das Pflanzenwachstum vorhanden. Eine Beeinträchtigung ist hier nicht festzustellen. Durch die Einführung der 4. Reinigungsstufe ist zudem mit einem Rückgang der Trübstoffe zu rechnen.

Veränderung des Salzgehalts (Chlorid und Sulfat)

Für die meisten Makrophyten ist Salz (als Summe verschiedenster Ionen) generell in höheren Konzentrationen giftig, wenn sie nicht über bestimmte Mechanismen Anpassungen für die entsprechenden Standorte besitzen (Halophyten, z.B. Salzwiesenpflanzen). Sulfat ist auf der anderen Seite für die Pflanzen ein essentieller Makronährstoff, der über die assimilatorische Sulfatreduktion in den Stoffwechsel eingeschleust und vielfältig genutzt wird.

Auffällig sind in den hier untersuchten Gewässern die recht hohen Salzgehalte, die insbesondere durch die Konzentrationen an Chlorid und Sulfat bedingt sind. Umrechnungen anhand der Leitfähigkeit ergaben Werte des dreijährigen Mittels (2015-2017) für den Salzgehalt von 1,00 bei Üfingen, 0,84 bei Wendeburg und 0,71 bei Ohof. Süßwasser ist definiert bis zu einem Gehalt von 1,00. Man befindet sich hier also im oberen Bereich, bei Üfingen sogar an der Grenze zu Brackwasser. Die Chloridkonzentrationen lagen vor den RHB „Üfingerteiche“ mit Mittelwerten um die 280 mg l⁻¹ über dem in der OGewV (2016) vorgesehenen Zielwert für Fließgewässer von 200 mg l⁻¹ (AquaEcology 2019). Nach den Becken gab es einen kontinuierlichen Abfall, bis der Zielwert bei Ohof knapp unterschritten war. Die Konzentrationen des Sulfats lagen an den Standorten vor den Becken mit über 400 mg l⁻¹ mehr als doppelt so hoch wie der Zielwert von ebenfalls 200 mg l⁻¹ aus der OGewV (2016) (AquaEcology 2019). Nach den Rückhaltebecken gab es für Sulfat zwar auch einen kontinuierlichen Rückgang, bis zur Messstelle Ohof konnte der Zielwert jedoch nicht unterschritten werden. Aufgrund der Sulfatreduktion an der Sedimentoberfläche können bei höheren Konzentrationen verstärkt Phosphate aus dem Sediment freigesetzt werden, die zu einer zusätzlichen Düngung des Gewässers führen. Unter anoxischen Bedingungen, die in den hier untersuchten Gewässerabschnitten aber nicht zu erwarten sind, kann es auch zur Bildung von Schwefelwasserstoff (H₂S) kommen, der für viele Wasserpflanzen in unterschiedlichem Maße toxisch ist.

Unter den gefundenen Makrophyten-Arten an den hier beprobten Standorten gab es eine Reihe von salzertragenden Arten (z.B. *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Berula erecta*), die mit Salzkonzentrationen bis zu 1,00 zurechtkommen. Für die hier betrachteten Fließgewässertypen sind diese Arten überwiegend Störzeiger (Artengruppe C) oder allenfalls Vertreter der Artengruppe B mit breiter ökologischer Amplitude. Die für solche Gewässertypen spezifischen Referenzarten (Artengruppe A) mit meist geringer ökologischer Bandbreite, die in unbelastetem und damit gutem Zustand dominierend vorkommen, sind überwiegend nicht salzertragend (Glykophyten). Ähnliches gilt auch für die Vertreter der benthischen Diatomeen und des PoD.

Studien zu Auswirkungen auf die aquatische Flora beziehen sich zumeist generell auf den Salzgehalt und nicht auf einzelne Salze, daher sind Aussagen zur spezifischen Toxizität von Chlorid und Sulfat nur schwer möglich. Generell scheint Chlorid eine höhere Toxizität zu besitzen als Sulfat (Halle & Müller 2015). Eine anthropogene Salzbelastung basiert im Allgemeinen vorwiegend auf erhöhten Chloridkonzentrationen. Die Toxizität von Chlorid auf Wasserpflanzen lässt sich daher belegen (BMLFUW 2014). Hinweise auf eine höhere Empfindlichkeit der Gewässerflora gegenüber

Chlorid geben auch die in Halle & Müller (2015) und Halle & Müller (2017) vorgeschlagenen Orientierungswerte für den Übergang von der ökologischen Zustandsklasse „gut“ zu „mäßig“. Die Aussagekraft für Makrophyten, PoD und Diatomeen ist aufgrund der geringen Datenlage bzw. schlechten Korrelation zwischen Sulfat-/Chloridgehalt und Bewertung zum Teil eingeschränkt. Dennoch zeigt sich, dass die vorgeschlagenen Orientierungswerte für Chlorid grundsätzlich niedriger liegen als für Sulfat (Tab. 22).

Tab. 22: Ergebnistabelle der abgeleiteten Sulfat- und Chlorid-Orientierungswertvorschläge für den Übergang von der ökologischen Zustandsklasse „gut“ zu „mäßig“ (Halle & Müller 2015, 2017).
() = eingeschränkte Aussagekraft aufgrund zu geringer Anzahl an Datensätzen

	Makrophyten Gesamt	PoD Gesamt	Diatomeen Gesamt
Orientierungswerte Chlorid [mg/l]			
FGTyp 15	96	(70)	114
FGTyp 18	(79)	(80)	(94)
Orientierungswerte Sulfat [mg/l]			
FGTyp 15	156	(282)	143
FGTyp 18	(176)	(231)	(175)

Es ist davon auszugehen, dass der erhöhte Salzgehalt eine Beeinträchtigung der beiden Wasserkörper darstellt, die sich auch auf die Bewertung auswirkt, da die Ansiedlung typischer Referenzarten sehr wahrscheinlich durch die Salzkonzentrationen verhindert wird. Wie auch bei der QK Makrozoobenthos scheinen hauptsächlich die hohen Chloridwerte für das Ausbleiben der empfindlichen Arten verantwortlich zu sein, während die Gewässerflora gegenüber Sulfat vermutlich eine höhere Toleranz aufweist.

Schadstoffeinträge

Schadstoffe können in bestimmten Konzentrationen selbstverständlich die Organismen der Gewässerflora beeinträchtigen. In der OGewV (2016) wird zwischen den flussgebietspezifischen Schadstoffen sowie den prioritären und prioritären gefährlichen und anderen Schadstoffen unterschieden.

Die aktuellen Bewertungen für die WK 16053 und 16035 führen keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN) für die Konzentrationen der flussgebietspezifischen Schadstoffe auf (NLWKN 2019). Eigene Messungen in den Jahren 2017 und 2018 am Standort Z4 (WK 16053) zeigten teilweise deutliche Überschreitungen der Werte für die UQN, wobei die jeweils einmaligen Messwerte in beiden Jahren für einige Messgrößen auch deutlich schwankten (AquaEcology 2019). Lediglich für Cyanid und Selen waren die UQN-Werte bei beiden Messungen überschritten.

Die beiden Wasserkörper werden aufgrund erhöhter Quecksilberbelastungen in Biota als „nicht gut“ bewertet. Die eigenen Messungen 2017/2018 zeigten auch für den Standort Z4 (WK 16053), dass für vier Stoffe die UQN-Werte überschritten waren bzw. oberhalb der Geringfügigkeitsschwelle lagen (<0,5 UQN) (vgl. Kap. 6.5, AquaEcology 2019).

Inwieweit diese Stoffe in den gefundenen Konzentrationen schädigende Wirkungen auslösen können, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. Beispielhaft sei die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) aufgeführt, deren gemessene Konzentrationen im Wasser bei Überschreitung des UQN-Wertes um Größenordnungen unter den Gehalten lagen, bei denen für verschiedene Nutzpflanzen eindeutig negative Effekte nachgewiesen werden konnten (Stahl et al. 2009). Eine Beeinträchtigung der Wasserpflanzen durch die vorhandenen Einleitungen lässt sich jedoch nicht mit Sicherheit ausschließen.

7.1.1.2 Makrozoobenthos

Beeinträchtigungen der Qualitätskomponente Makrozoobenthos können potenziell aufgrund folgender Wirkfaktoren entstehen:

- Hydraulischer Stress
- Erhöhung der Wassertemperatur
- Nährstoffeinträge
- Veränderung des Sauerstoffgehalts
- Veränderung des Salzgehalts
- Schadstoffeinträge

Hydraulischer Stress

Die Einleitungen aus der Kläranlage erfolgen ausschließlich über den Lahmanngraben in den Wasserkörper 16053. Lokale Beeinträchtigungen des Makrozoobenthos wie Veränderungen der Habitatstrukturen oder Verdriften einzelner Organismen sind nach Starkregenereignissen mit erhöhten Mischwasserabschlägen im an den Lahmanngraben anschließenden Abschnitt der Aue denkbar. Diese wirken jedoch zeitlich und räumlich eng begrenzt. Betroffen ist daher lediglich ein kurzer Abschnitt des WK 16053.

Erhöhung der Wassertemperatur

An der Messstelle Üfingen im WK 16053 überschritten einzelne Messungen die Anforderungen der OGewV (vgl. Kap. 6.3.1). Im WK 16035 wurden keine auffälligen Wassertemperaturen gemessen.

Die Gewässertemperatur und der jahreszeitliche Temperaturverlauf beeinflussen den Stoffwechsel der aquatischen Organismen und wirken sich auf die Artenzusammensetzung aus. Des Weiteren beeinflusst die Temperatur den Sauerstoffgehalt im Wasser, da die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser bei steigenden Temperaturen abnimmt. Die Toleranz gegenüber erhöhten Gewässertemperaturen ist artspezifisch unterschiedlich ausgeprägt.

Um Unterschiede in den Temperaturpräferenzen der an den Probestellen nachgewiesenen Wirbellosenarten feststellen zu können, wurden diese auf Basis der von Halle et al. (2016) für zahlreiche Arten abgeleiteten Temperaturschwerpunkten gruppiert. Die vorkommenden Arten wiesen Temperaturpräferenzen zwischen 15,8°C und 19°C auf. Ein Vergleich der Temperaturschwerpunkte der an den Messstellen vorkommenden Taxa zeigt, dass insbesondere an der Probestelle Z2 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“, aber auch an der Messstelle Üfingen Arten

überwiegen, die höhere Temperaturen ($>17,2^{\circ}\text{C}$) bevorzugen (Abb. 9). Von einem Einfluss der höheren Wassertemperaturen auf die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft im WK 16053 kann daher ausgegangen werden.

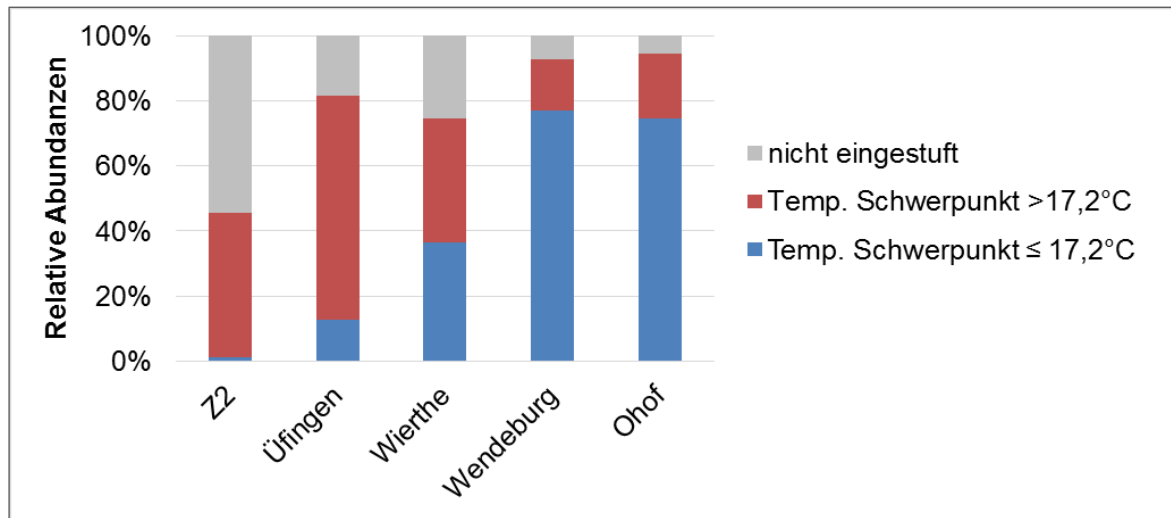


Abb. 9: Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Temperatur-Schwerpunkt vorkommen (nach Halle et al. 2016) und Darstellung der Abundanzen an der Messstelle Z2 sowie den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).

Es stellt sich die Frage, ob sich dieser Einfluss auf die Artenzusammensetzung auch in der Bewertung abbildet. Maßgeblich für die Bewertung des Moduls Saprobie ist die Einstufung der Taxa anhand des Saprobie-Indexes. Die Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation beruht zu 50% auf dem gewässertypspezifischen Fauna-Index. Beide Indices zeigen keine Korrelation mit den Temperaturschwerpunkten der vorhandenen Benthos-Taxa im WK 16053 (Abb. 10). Daraus kann geschlossen werden, dass das „mäßige“ ökologische Potenzial an der durch erhöhte Wassertemperaturen gekennzeichneten Messstelle Üfingen nicht ursächlich auf das Vorkommen wärmeliebender Arten zurückzuführen ist. Eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch den Faktor „Wassertemperatur“ im betroffenen WK 16053 kann daher nicht nachgewiesen werden.

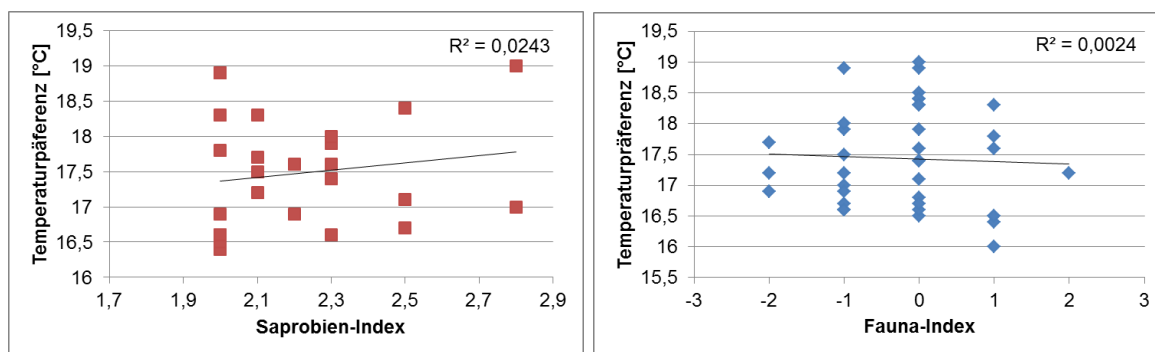


Abb. 10: Korrelation zwischen den Temperaturpräferenzen der Makrozoobenthostaxa an den Messstellen Z2, Üfingen und Wierthe (Probenahme 2017/2018) und dem Saprobie-Index (li.) sowie dem Fauna-Index (re.).

Nährstoffeinträge

Überschreitungen der Anforderungen der OGewV traten in den betrachteten Wasserkörpern bei Ammonium-N, Nitrit-N, Orthophosphat-P und Gesamtphosphor auf. Die erhöhten Stickstoffwerte sind vermutlich vorwiegend auf landwirtschaftliche Einträge zurückzuführen, da sich die Werte an der Messstelle am Auslauf der Kläranlage noch im Normalbereich befinden (vgl. AquaEcology 2019). Die Konzentrationen von Orthophosphat-P und Gesamtphosphor waren bereits am Auslauf deutlich erhöht und lagen auch im weiteren Verlauf der beiden Wasserkörper über den Anforderungen der OGewV. Erhöhte Werte wurden ebenfalls bereits im Lahmanngraben für den gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) gemessen, diese sind allerdings nicht eindeutig auf die Kläranlage zurückzuführen.

Die organische Belastung von Gewässern wird mit Hilfe des Saprobieindex abgebildet, der Bestandteil des Bewertungsverfahrens nach WRRL ist. Zusammen mit dem Modul „Allgemeine Degradation“ bestimmt der Saprobiewert die Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Je höher der Index, desto höher ist die Intensität des Abbaus organischer Substanzen und desto mehr Nahrung steht dem Makrozoobenthos zur Verfügung; eine erhöhte Abbautätigkeit ist zwangsläufig mit einem sinkenden Gehalt an gelöstem Sauerstoff verbunden. Mit zunehmender Saprobie verschiebt sich die Lebensgemeinschaft hin zu solchen Taxa, die Defizite im Sauerstoffgehalt tolerieren können. Diese Taxa gehören überwiegend den ökologischen Gilden Detritusfresser und Feinsedimentbewohner an, der Anteil empfindlicher Gruppen wie Eintagsfliegen oder Köcherfliegen sowie rheophiler Taxa nimmt dagegen ab. Ebenso ist ein Rückgang der Diversität zu erwarten. Bei hohen Saprobie-Indices über 3,0 dominieren tolerante Chironomiden und Oligochaeten (Meier et al. 2006).

Die Ergebnisse des Saprobie-Indexes an den Messstellen in der Aue und Erse deuten auf eine abnehmende organische Belastung im Verlauf der beiden Wasserkörper hin (vgl. Kap. 6.1.2). An den nahe der Kläranlage gelegenen Probestellen oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ wurden Werte zwischen 2,27 und 2,60 ermittelt. Dies entspricht einer „mäßigen“ Belastung. An den behördlichen Messstellen im WK 16053 bewegen sich die Werte zwischen 2,05 und 2,38 und damit im Übergangsbereich zwischen „gut“ und „mäßig“. 2018 wird die von behördlicher Seite untersuchte Messstelle Üfingen mit „gut“ bewertet. Im Wasserkörper 16035 wurden in den vergangenen Jahren und auch aktuell ebenfalls überwiegend „gute“ Saprobie-Werte erzielt. Ein Zusammenhang der erhöhten Saprobie-Werte im WK 16053 mit den Einleitungen der Kläranlage ist daher denkbar. Diffuse Einträge aus der Landwirtschaft spielen jedoch sicherlich ebenfalls eine Rolle für die

organische Belastung des Gewässers. Eine Beeinträchtigung des WK 16053 durch organische Einträge ist daher festzustellen, allerdings nicht ausschließlich auf die Kläranlageneinleitungen zurückzuführen. Durch die Einführung der 4. Reinigungsstufe ist zukünftig von einer Reduzierung der kläranlagenbedingten Nährstoffeinträge (v.a. Phosphor, TOC) auszugehen. Die Einstufung des ökologischen Potenzials der QK Makrozoobenthos basiert im WK 16053 zudem auf dem Modul „Allgemeine Degradation“, das an der Messstelle Üfingen aufgrund der strukturellen Defizite mit „mäßig“ bewertet wurde (vgl. Kap. 6.1.2).

Veränderung des Sauerstoffgehalts

Der Eintrag von Nährstoffen und infolgedessen der Abbau organischer Substanzen kann zu einer verstärkten Zehrung von Sauerstoff führen. Ein Anstieg der Wassertemperatur verringert die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser und damit ebenfalls den Sauerstoffgehalt.

Die Sauerstoffkonzentrationen lagen im Rahmen der Messkampagne 2017/2018 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ teilweise unter der Anforderung der OGewV von 7 mg/l (vgl. Kap. 6.3.2). Auch an den behördlichen Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 wurde dieser Wert in den Jahren 2010-2018 in den Sommermonaten vereinzelt unterschritten. Im Mittel lagen die Werte der einzelnen Messstellen jedoch deutlich über dem Zielwert und damit im Normalbereich. Die Werte für den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) überschritten vereinzelt sowohl oberhalb der Rückhaltebecken sowie unterhalb in den WK 16035 und 16053 den Zielwert von 4 mg/l, im Mittel lagen sie jedoch darunter. Generell befanden sich die Werte für BSB₅ damit ebenfalls im Normalbereich. Eine Beeinträchtigung der aquatischen Wirbellosen durch verringerte Sauerstoffgehalte ist daher auszuschließen.

Veränderung des Salzgehalts

Überschreitungen der durch die OGewV vorgegebenen Anforderungen traten bei Chlorid und Sulfat auf (vgl. Kap. 6.3.3, AquaEcology 2019).

Chlorid

Die Messkampagne 2017/2018 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ ergab fast ausnahmslos Werte oberhalb des Zielwertes von 200 mg/l. An der Messstelle Üfingen im WK 16053 wurden im Zeitraum von 2015-2017 durchschnittlich 267 mg/l gemessen. An der Messstelle Wendeburg im unterhalb anschließenden Wasserkörper betrug der Mittelwert 222 mg/l, an der Messstelle Ohof wurde der Zielwert mit 187 mg/l nur knapp unterschritten.

Für Chlorid sind dabei noch durchaus strengere Zielwerte als die in der OGewV aufgeführten in der Diskussion: Im LAWA-Projekt O 3.15 wurden für die biologischen Qualitätskomponenten Orientierungswerte zur Erreichung des „guten“ Zustands bzw. Potenzials ermittelt (Halle & Müller 2017). Für die hier vorliegenden Fließgewässertypen 15 und 18 sind dies 75 mg/l Chlorid (basierend auf der empfindlichsten Qualitätskomponente Makrozoobenthos) bzw. 80 mg/l Chlorid (basierend auf der empfindlichsten Qualitätskomponente Phytobenthos ohne Diatomeen, Makrozoobenthos: 99 mg/l). Dagegen geht der Runde Tisch „Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion“ (2010) davon aus, dass bis zu einem Chlorid-Gehalt von 300 mg/l die Lebensbedingungen für die Existenz naturnaher aquatischer Lebensgemeinschaften noch ausreichend sind, d.h. der „gute“ ökologische Zustand bzw. das „gute“ ökologische Potenzial erreicht werden kann.

Zu erwartende Auswirkungen erhöhter Chloridkonzentrationen auf die Benthoszönose sind Änderungen der Artenzusammensetzung mit einem vermehrten Auftreten von salztoleranten Arten und dem Ausbleiben von empfindlichen und anspruchsvollen Arten. Für eine optimale Ionen- und Osmoregulation sollten die absoluten Konzentrationen und die relativen Konzentrationsverhältnisse der Ionen zueinander nahe den natürlichen, d. h. gewässertypspezifischen Bedingungen liegen. Dies bedeutet, dass sowohl Überschreitungen als auch Unterschreitungen der natürlichen Konzentrationen der maßgeblichen Ionen wie Calcium, Natrium, Kalium, Magnesium, Chlorid, Hydrogencarbonat und Sulfat erhöhte Regulationsanforderungen bei den betroffenen Organismen bedingen. Generell ist in silikatischen Gewässertypen eine insgesamt empfindlicher auf zusätzliche Ionenbelastungen reagierende Biozönose als in karbonatischen Gewässertypen zu erwarten (Halle & Müller 2015). Aue und Erse sind mit einer Gesamthärte von >14 °dH zu den karbonatischen Gewässertypen zu rechnen.

In Halle & Müller (2017) werden für eine Vielzahl von Makrozoobenthos-Taxa Schwerpunktkonzentrationen für Chlorid angegeben. Übertragen auf die Abundanzen der in den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 vorkommenden Arten der Untersuchungen 2017/2018, zeigt sich, dass die Mehrzahl der vorhandenen Individuen einen Besiedlungsschwerpunkt im Bereich 200-300 mg/l Chlorid hat (Abb. 11). Die vorkommenden Arten sind also an die Chloridbelastung angepasst. Arten mit Schwerpunktkonzentrationen < 200 mg/l treten nur in geringen Abundanzen auf. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass aufgrund der erhöhten Chloridkonzentrationen salzempfindlichere Arten fehlen.

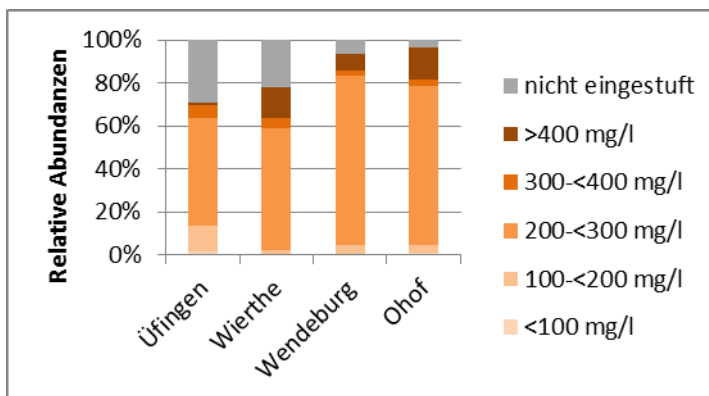


Abb. 11: Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Chlorid-Schwerpunktorkommen und Darstellung der Abundanzen an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).

Ein Vergleich der Verteilung der Schwerpunktkonzentrationen auf an den WRRL-Messstellen vorhandenen Arten zeigt, dass an der insgesamt mit den geringsten Chloridkonzentrationen belasteten Messstelle Ohof mehr Arten mit geringeren Schwerpunktkonzentrationen auftreten (Abb. 12). Hierzu gehören z.B. die Muschel *Pisidium amnicum* und die FFH-Art *Ophiogomphus cecilia*, die beide gemäß Fauna-Index mit dem höchstmöglichen Wert (2) eingestuft sind. Das Vorkommen bzw. Fehlen der Chlorid-empfindlichen Taxa beeinflusst die Bewertung des Fauna-Index, der 50% der Bewertung des PERLODES-Moduls Allgemeine Degradation bestimmt. Insbesondere die EPT-Taxa (Ephemeroptera-Eintagsfliegen, Plecoptera-Steinfliegen, Trichoptera-Köcherfliegen) und Muscheln werden laut Halle & Müller (2017) als Chlorid-empfindlich angesehen. Der Anteil der EPT-Taxa sowie die Anzahl der Köcherfliegen spielen ebenfalls eine wichtige Rolle bei der Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation. Die Anzahl der Köcherfliegen wird in den

Bewertungen der WRRL-Messstellen 2017/2018 als „mäßig“ bis „unbefriedigend“ eingestuft. Der Anteil der EPT-Taxa ist in den Frühjahrproben dagegen durchgängig „gut“, im Herbst ebenfalls „mäßig“ bis „unbefriedigend“. Hier spielen möglicherweise auch saisonale Unterschiede eine Rolle. Aus den dargestellten Ergebnissen lässt sich folgern, dass die Chloridbelastung der Aue und Erse einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung und damit auch auf die Bewertung des ökologischen Potenzials hat.

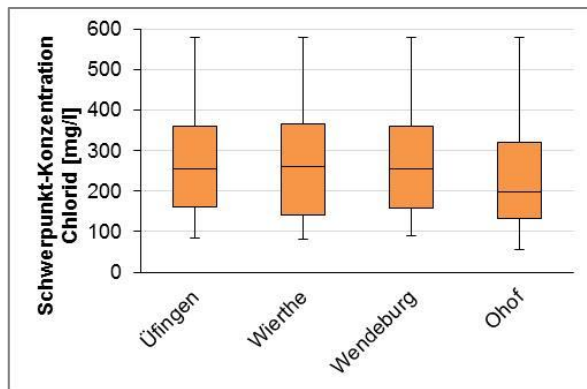


Abb. 12: Schwerpunktkonzentrationen für Chlorid der Makrozoobenthos-Arten an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).

Halle & Müller (2017) stellten fest, dass unter anthropogener Salzbelastung nur für 2 von 199 Messstellen eine „gute“ Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation erreicht wurde. Eine Auswertung von insgesamt 7.953 Makrozoobenthos-Datensätzen verschiedener Fließgewässer ergab für 2.564 mindestens eine „gute“ Gesamtbewertung. Lediglich 49 dieser mit mindestens „gut“ bewerteten Messstellen befinden sich in Wasserkörpern mit einer natürlichen oder anthropogenen Chloridbelastung von >100 mg/l (Abb. 13). Für den Fließgewässertyp 15 wurde eine „gute“ Bewertung nur bei Chloridkonzentrationen von deutlich unter 150 mg/l erreicht. Dennoch wird an der Messstelle Ohof im Fließgewässertyp 15 bei mittleren Chloridwerten von knapp unter 200 mg/l das „gute“ ökologische Potenzial ermittelt.

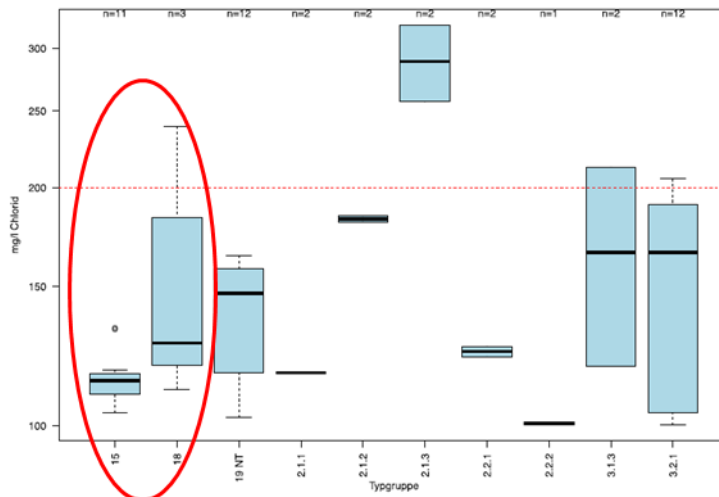


Abb. 13: Verteilung der Chlorid-Konzentrationen an mindestens "gut" bewerteten Messstellen mit Chlorid > 100 mg/l auf die Fließgewässertypen, N = 49 (aus Halle & Müller 2017). Gekennzeichnet die hier relevanten Fließgewässertypen 15 und 18.

Für den Fließgewässertyp 18 (WK 16053) wird eine größere Spannweite angegeben, allerdings bei nur drei ausgewerteten Datensätzen. Bei einer Chloridkonzentration von ca. 270 mg/l, wie sie im Durchschnitt an der Messstelle Üfingen gemessen wurden, wurde keine Messstelle mit „gut“ bewertet.

Ein Vergleich der Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation von anthropogen salzhaltigen, natürlich salzhaltigen und salzarmen Messstellen zeigt, dass mit nur einer Ausnahme die anthropogen salzhaltigen Messstellen als „schlecht“ bis „mäßig“ bewertet wurden (Abb. 14). Ursache könnte das Fehlen anspruchsvoller Arten wie z.B. der EPT-Taxa (siehe oben) sein. Für die Bewertung des Moduls Degradation spielen jedoch noch eine Reihe weiterer Faktoren eine Rolle, wie z.B. die strukturelle Ausstattung oder die Fließgeschwindigkeit. Dies wird deutlich am Beispiel der Messstelle Ohof (WK 16035), die trotz erhöhter Chloridkonzentrationen (und weiterer anthropogener Belastungen) aufgrund der relativ naturnahen Gewässerstruktur dieses Abschnitts ein „gutes“ Potenzial erreicht.

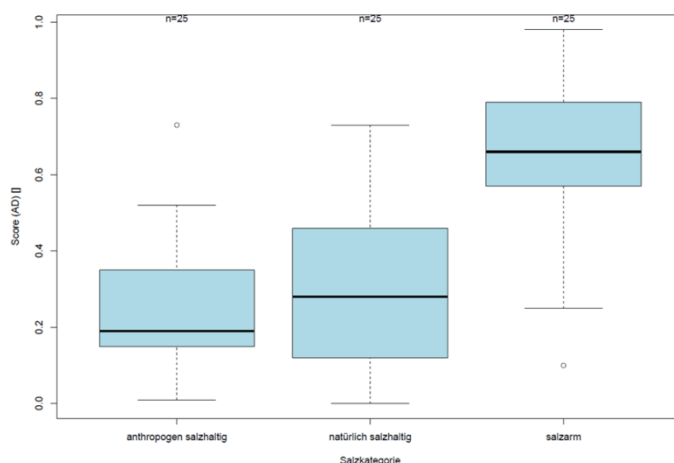


Abb. 14: Box-Whisker-Plots der Score-Werte (0 bis 1) des PERLODES-Bewertungsmoduls Allgemeine Degradation für drei Salzkategorien (aus Halle & Müller 2017).

Eine Übertragung dieses Befundes auf den oberhalb anschließenden WK 16053 ist nicht ohne weiteres möglich, da sich für Chlorid ein deutlicher Zusammenhang mit der Bewertung der Wasserkörper zeigt. Die Chloridwerte bei Üfingen im WK 16053 sind zudem im Vergleich zur Messstelle Ohof erkennbar höher, so dass empfindlichere Arten hier salinitätsbedingt fehlen könnten. Selbst der niedrigste im Zeitraum 2010-2018 gemessene Wert liegt mit 123 mg/l höher als der von Halle & Müller (2017) für das Makrozoobenthos des Fließgewässertyps 18 vorgeschlagene Orientierungswert zur Erreichung des „guten“ Zustands bzw. Potenzials von 99 mg/l. Es ist daher eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos im WK 16053 durch erhöhte Chloridkonzentrationen festzustellen.

Sulfat

Gemäß der vom NLWKN zur Verfügung gestellten Daten lagen die Mittelwerte für Sulfat im Zeitraum 2015-2017 an den Messstellen Üfingen (WK 16053), Wendeburg und Ohof (beide WK 16035) mit 249 bis 362 mg/l sehr deutlich über dem Zielwert von 200 mg/l. Die Messkampagne 2017/2018 oberhalb der RHB „Üfingerteiche“ ergab überwiegend Werte von >300 mg/l. Dabei ist zu beachten, dass bereits im Brauchwasser von Salzgitter Flachstahl bzw. im Wasserwerk Börßum relativ hohe Sulfatwerte von 130-150 mg/l gemessen wurden (vgl. Kap. 6.3.3).

Halle & Müller (2015) gehen in einer Studie zu Orientierungswerten für Sulfat für die verschiedenen Fließgewässertypen davon aus, dass erhöhte Sulfatkonzentrationen beim Makrozoobenthos das Verhältnis zwischen Güte- und Störungszeigern der gewässertypspezifischen Fauna-Indices zu Ungunsten der Gütezeiger verschieben können. Eine auf dem Fauna-Index beruhende Verschlechterung des Bewertungsergebnisses des Moduls Allgemeine Degradation ist nach Ansicht der Autoren möglich, wenn ein typspezifischer Schwellenwert überschritten ist. Das Modul Degradation ist in den meisten Fällen auch ausschlaggebend für die Gesamtbewertung, daher könnten sich erhöhte Sulfatwerte auch auf die Bewertung des ökologischen Zustands / Potenzials eines Wasserkörpers auswirken.

Das Modul Allgemeine Degradation und der Fauna-Index werden im Frühjahr 2018 an den Messstellen Üfingen und Wierthe (WK 16053) jeweils als „mäßig“ eingestuft (vgl. Kap. 6.1.2). An der Messstelle Ohof werden die Degradation und der Fauna-Index mit „sehr gut“ bewertet. In der Vergangenheit (2009-2015) wurden die Messstellen im Wasserkörper 16035 überwiegend mit „gut“, im Wasserkörper 16053 mit „unbefriedigend“ bis „gut“ bewertet. Eine Verschlechterung des Potenzials im Verlauf der letzten Jahre hat also nicht stattgefunden. Außerdem lässt sich konstatieren, dass trotz der erhöhten Sulfatkonzentrationen, die an allen Messstellen deutlich über dem Zielwert von 200 mg/l liegen, die Erreichung eines „guten“ Potenzials offenbar möglich ist.

In Halle & Müller (2015) werden für zahlreiche Makrozoobenthos-Taxa Schwerpunktkonzentrationen für Sulfat angegeben und diese in Klassen eingeteilt. Auf der Grundlage dieser Angaben lässt sich feststellen, dass die überwiegende Mehrzahl der Arten und der Abundanzen der Untersuchungen 2017/2018 der Klasse 3 (mittlere Sulfatkonzentration, 104-<220 mg/l) zuzuordnen sind (Abb. 15). Deutliche Unterschiede in der Besiedlung hinsichtlich der Sulfat-Empfindlichkeit zeigen sich nicht. Bemerkenswert ist, dass die an der Probestelle Ohof nachgewiesene FFH-Art *Ophiogomphus cecilia* mit einer Sulfat-Schwerpunktkonzentration von 300 mg/l zu den sehr toleranten Arten zählt. Aus diesen Ergebnissen lässt sich folgern, dass die erhöhten Sulfatkonzentrationen für die Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation und der Gesamtbewertung nicht ausschlaggebend sind.

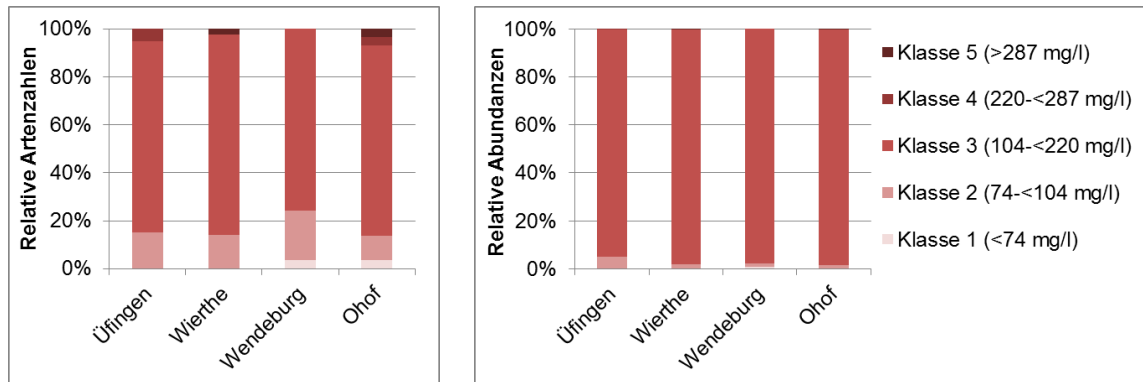


Abb. 15: Einteilung der Makrozoobenthos-Taxa nach ihrem Sulfat-Schwerpunktorkommen und Darstellung der relativen Artenzahlen (li.) und Abundanzen (re.) an den WRRL-Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 (Probenahmen 2017/2018).

Die unterschiedliche Bewertung der Messstellen und die gleichzeitig sehr ähnliche Besiedlung im Hinblick auf die Sulfat-Empfindlichkeit geben Hinweise darauf, dass die Defizite nicht zwingend durch die chemische Belastung entstehen. Die Strukturgütekartierung des Wasserkörpers 16035 zeigt, dass im Bereich der Messstelle Ohof eine im Vergleich zum restlichen Wasserkörper deutlich bessere Struktur vorhanden ist, vor allem hinsichtlich der Ufer, aber auch der Sohle und des Gewässerumfeldes (NLWKN 2016). Die Messstellen oberhalb sind in beiden Wasserkörpern stärker anthropogen überprägt und weisen deutlich stärkere Veränderungen der Sohlstruktur und der Ufer auf. Die trotz der hohen Sulfat-Belastung insgesamt „gute“ Bewertung des ökologischen Potenzials und die „sehr gute“ Bewertung des Moduls Degradation an der Messstelle Ohof unterstützen diese Einschätzung. Eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos in den WK 16053 und 16035 durch die erhöhten Sulfatkonzentrationen lässt sich nicht feststellen.

Schadstoffeinträge

Die Ergebnisse der Messkampagne 2017/2018 ergaben im WK 16053 Überschreitungen der UQN bei den flussgebietspezifischen Schadstoffen Cyanid und Selen, die eindeutig auf die Einleitungen der Kläranlage zurückzuführen sind. Eine Überschreitung der UQN trat ebenfalls für Benz(a)pyren, Fluoranthen, PFOS sowie die Halbmetalle/Metalle Bor, Molybdän, Nickel, Uran und Vanadium auf. Der Eintrag dieser Stoffe ist mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls auf die Klärwerkseinleitungen zurückzuführen. Im WK 16035 sind keine erhöhten Schadstoffkonzentrationen bekannt (vgl. Kap. 6.4 und 6.5; AquaEcology 2019).

Eine Belastung mit Schadstoffen kann die Zusammensetzung der aquatischen Wirbellosengemeinschaft verändern, indem die empfindlichen Arten durch tolerante ersetzt werden. Die Beeinträchtigung der Zönose durch Schadstoffe kann mit Hilfe des SPEAR-Index (SPECies At Risk) erfasst werden. Verwendet wird hier der Index $SPEAR_{organic}$, der speziell die Veränderung der Invertebraten-Gemeinschaft durch toxische organische Schadstoffe mit einer kontinuierlichen Exposition bewertet. Die Wirbellosenfauna wird dabei anhand ihrer ökologischen Eigenschaften in sensitive Arten und insensitive Arten eingeteilt. Der Index $SPEAR_{organic}$ eignet sich besonders zum relativen Vergleich von Messstellen innerhalb desselben Untersuchungsgebiets untereinander; für eine absolute Einstufung sind noch weitere Untersuchungen nötig. Es gilt, je kleiner der Wert, desto höher ist die Schadstoffbelastung. Ein Vergleich der 2017/2018 untersuchten Probestellen zeigt an den Gewässerabschnitten oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ eine höhere Belastung an, während

die $SPEAR_{\text{organic}}$ -Werte der behördlichen Messstellen in den WK 16053 und 16035 generell etwas höher ausfallen (Abb. 16). Aufgrund des Fehlens von Klassengrenzen lässt sich aus diesen Ergebnissen nur ableiten, dass die Abschnitte der Aue oberhalb der Regenrückhaltebecken tendenziell einer höheren Schadstoffbelastung unterliegen, die Belastung reduziert sich jedoch bereits direkt unterhalb der Regenrückhaltebecken.

Ein weiterer Index aus dieser Gruppe, $SPEAR$ [%], ordnet bestimmte Indikatorarten anhand ihrer Empfindlichkeit gegenüber organischen Schadstoffen ein. Ungestörte Gemeinschaften besitzen einen Wert um 50%. Gemeinschaften mit einem Wert von 0 bestehen lediglich aus nicht sensitiven Arten (ASTERICS 2013). Als Klassengrenze für einen mindestens „guten“ ökologischen Zustand bzw. Potenzial schlagen von der Ohe et al. (2007) einen Wert von $>29\%$ vor. Demnach würden die behördlichen Messstellen der WK 16053 und 16035 alle mit mindestens „gut“ bewertet (Abb. 16). Lediglich an der Messstelle Wendeburg lag der $SPEAR$ [%]-Wert mit 28,6% knapp unter der vorgeschlagenen Klassengrenze. An den Probestellen oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ befinden sich die Werte zumeist in einem „mäßig“ belasteten Bereich.

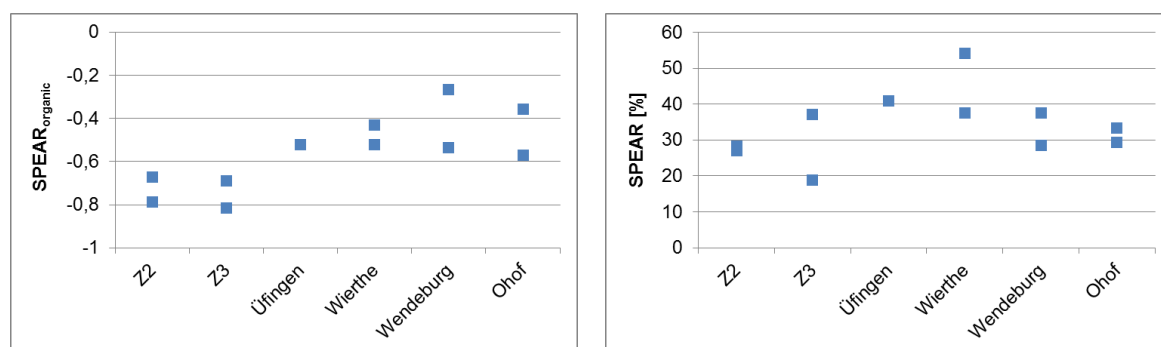


Abb. 16: Bewertung der Messstellen in den WK 16053 und 16035 mit den Indices $SPEAR_{\text{organic}}$ (li.) und $SPEAR$ [%] (re.) (Probenahmen 2017/2018).

Aufgrund der oben dargestellten Auswertungen lässt sich eine Beeinträchtigung der QK Makrozoobenthos durch den Eintrag von Schadstoffen aus der Kläranlage in die Aue und Erse nicht belegen.

Fazit

Auswirkungen auf die Bewertung der Wirbellosenzönose in den WK 16053 und 16035 durch die Wirkfaktoren hydraulischer Stress, Erhöhung der Wassertemperatur, Nährstoffeinträge, Veränderungen des Sauerstoffgehalts und Schadstoffeinträge lassen sich nicht feststellen. Ein Einfluss der erhöhten Wassertemperatur und der organischen Belastung ist im WK 16053 gegeben, dieser ist jedoch nicht ausschließlich vorhabenbedingt und wirkt sich nicht auf die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente aus. Infolge der zum WK 16053 gehörenden RHB „Üfinger Teiche“ würde sich vermutlich auch unabhängig von der Kläranlage im Sommer eine Erhöhung der Wassertemperatur einstellen. Die Rückhaltebecken haben insofern einen starken Einfluss auf das sich anschließende Fließgewässer, als sie in ihrer Funktion als Wasserspeicher ähnlich wie Seen fungieren. Abhängig von Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung kann ein solches System wie ein Puffersystem größere Wärmemengen speichern und im Jahresverlauf auch wieder abgeben.

Neben den Nährstoffeinträgen aus der Kläranlage spielen landwirtschaftliche Quellen eine bedeutende Rolle für die Bewertung des saprobiellen Zustands. Für die Gesamtbewertung ist jedoch zumeist die strukturelle Ausstattung der untersuchten Gewässerabschnitte ausschlaggebend, die überwiegend schlechter bewertet wird als der saprobielle Zustand.

Unter den näher betrachteten Parametern Chlorid und Sulfat ist nur für ersteren ein Zusammenhang mit der Gesamtbewertung erkennbar. Es ist davon auszugehen, dass infolge der erhöhten Chloridkonzentrationen im WK 16053 anspruchsvolle und empfindlichere Arten (wie z.B. die EPT-Taxa) fehlen, deren Vorkommen die Bewertung des Wasserkörpers beeinflusst. Der WK 16035 wird aktuell bereits mit einem „guten“ ökologischen Potenzial bewertet, hier lassen sich keine vorhabenbedingten Beeinträchtigungen nachweisen. Im WK 16053 ist eine Beeinträchtigung der Wirbellosenzönose aufgrund der Chlorideinträge der Kläranlage wahrscheinlich.

7.1.1.3 Fischfauna

Folgende relevante Wirkfaktoren des Vorhabens für die Fischfauna werden betrachtet:

- Hydraulischer Stress
- Erhöhung der Wassertemperatur
- Nährstoffeinträge
- Veränderung des Sauerstoffgehalts
- Veränderung des Salzgehalts
- Schadstoffeinträge

Hydraulischer Stress

Eine hydraulische Belastung kann bei erhöhten Abflussmengen aufgrund von Mischwasserabschlägen (max. 8.800 m³/h; vgl. Kap. 4.1) über den Lahmanngraben entstehen. Das betroffene Stück der Aue kann dann in gewissem Maße beeinträchtigt werden. Die weiteren Bereiche unterhalb des Wasserkörpers sind hiervon jedoch nicht betroffen. Eine erhebliche Beeinträchtigung der QK Fischfauna kann deshalb ausgeschlossen werden.

Erhöhung der Wassertemperatur

Die Gewässertemperatur und der jahreszeitliche Temperaturverlauf haben Einfluss auf den Stoffwechsel der aquatischen Organismen und wirken sich insbesondere bei Fischen auf das Fortpflanzungsverhalten und die Entwicklung von Eiern und Larven aus. Des Weiteren beeinflusst die Temperatur den Sauerstoffgehalt im Wasser, da die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser bei steigenden Temperaturen abnimmt. Die Toleranz gegenüber erhöhten Gewässertemperaturen ist artspezifisch unterschiedlich ausgeprägt. Als generell empfindlich können die typischen Arten sommerkalter Fließgewässer und Arten rhithraler Fließgewässerregionen des Berglandes bzw. des Mittelgebirges eingestuft werden (z.B. Salmoniden, Elritze und Koppe), aber auch Arten wie die Quappe, die zur erfolgreichen Reproduktion kühle Wassertemperaturen benötigt.

Die überwiegende Zahl der Arten, die zur potenziell natürlichen Fischfauna der Wasserkörper 16053 und 16035 zählen, besitzt eine relativ hohe Toleranz gegenüber verschiedenen Wasser-

temperaturen. Als sensitiv geltende Referenzarten sind die Elritze (WK 16053), die Quappe (WK 16053 & 16035) und das Bachneunauge (WK 16053 & 16035) zu nennen. Alle drei Arten konnten in der Aue nicht nachgewiesen werden (Daten LAVES ab 2001 und eigene Befischungen 2017). Gründe für das Fehlen dieser Arten sind nicht eindeutig, mögliche Faktoren sind die Gewässerstruktur, fehlende Durchgängigkeit, aber auch die Temperaturen können eine Rolle spielen.

Deutliche Defizite der Ausprägung der Fischfauna sind im Bereich oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ erkennbar, wobei die dort signifikant erhöhten Gewässertemperaturen in Kombination mit defizitären Strukturen und einer fehlenden Durchgängigkeit nach Unterstrom wahrscheinlich die maßgeblichen Faktoren sind. An der für die Bewertung relevanten offiziellen Messstelle des WK 16053 unterhalb der Rückhaltebecken ist dagegen die erfasste Ausprägung der Fischfauna deutlich besser und es ergeben sich keine Hinweise, dass eine Verschlechterung durch den Faktor Wassertemperatur in Zukunft zu erwarten wäre.

Nährstoffeinträge

Durch Stickstoffeinträge können potenziell toxische Konzentrationen von **Nitrit** und **Ammoniak** entstehen. Erhöhte Konzentrationen wurden vor allem unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ erfasst, ein Hinweis auf verstärkten Abbau von organischer Substanz in den Rückhaltebecken und Schwankungen der Nitrifikationsleistung (s. Kap.6.3.5). Ein Beitrag der Kläranlage ist hier durch die Einleitung von Stickstoffverbindungen indirekt gegeben.

An der Messstelle Üfingen lag der Jahresmittelwert (2015-2017) für **Nitrit-N** bei 0,08 mg/l und damit deutlich über der Anforderung der OGewV von 0,05 mg/l. 2016 wurde an der Messstelle Üfingen eine Konzentration von 0,25 mg/l Nitrit-N gemessen. Fische sind die gegenüber Nitrit empfindlichste aquatische Organismengruppe. Die potenzielle Schädwirkung von Nitrit entsteht dadurch, dass Nitrit über die Kiemen der Fische in den Blutkreislauf gelangt und dort statt Sauerstoff an das Hämoglobin gebunden wird, so dass die Fähigkeit der Sauerstoffaufnahme hierdurch vermindert wird. Im schlimmsten Fall kann dies zum Erstickten führen. Da Nitrit eine deutlich höhere Affinität zum Hämoglobin besitzt als Sauerstoff reichen schon relativ geringe Nitritkonzentrationen aus um die Sauerstoffaufnahme nennenswert zu verringern. Die Nitritaufnahme erfolgt hauptsächlich über die Chloridzellen auf den Kiemen, weshalb bei höheren Chloridgehalten ein gewisser Schutz gegen eine übermäßige Aufnahme von Nitrit vorliegt. Entsprechende Empfehlungen für Nitrit-Schwellenwerte in Abhängigkeit vom Chloridgehalt finden sich z.B. bei LUBW (2015) (Tab. 23). Die Empfindlichkeit gegenüber Nitrit ist je nach Fischart sehr unterschiedlich ausgeprägt. als generell sehr empfindlich gelten Salmoniden, woraus auch deutlich niedrigere Empfehlungen für entsprechende Zielwerte resultieren.

Tab. 23: Beurteilungskriterien für Nitrit in mg/l NO₂-N nach EIFAC 1984 verändert. Quelle: LUBW (2015)

Chlorid [mg/l]	Salmoniden		Andere Fischarten	
	Mittelwert [mg/l]	95-Percentil [mg/l]	Mittelwert [mg/l]	95-Percentil [mg/l]
1	0,01	0,03	0,02	0,06
5	0,05	0,15	0,10	0,30
10	0,09	0,27	0,18	0,54
20	0,12	0,36	0,24	0,72
40	0,15	0,45	0,30	0,90

Vor dem Hintergrund der hohen Chloridkonzentrationen in der Aue von > 200 mg/l sind die erfassten Nitritkonzentrationen von im Mittel 0,08 mg/l an der Messstelle Üfingen (vgl. Kap.6.3.6) bezüglich ihrer potenziellen Toxizität als unkritisch einzuordnen.

Auf Basis der gemessenen Ammoniumkonzentrationen ergeben sich rechnerisch maximale **Ammoniakkonzentrationen** von bis zu 0,05 mg/l bei Üfingen und 0,002 bis 0,003 mg/l bei Wendeburg und Ohof (s. Kap. 6.3.5). Der Zielwert wird in der OGewV (2016) mit 0,002 mg/l bezogen auf das Jahresmittel angegeben.

Die schädigende Wirkung von Ammoniak hängt neben der Konzentration von der Einwirkdauer und der Häufigkeit der Belastung ab. Die akute Toxizität bewegt sich bei Fischen nach LUBW (2015) zwischen 0,07 mg/l (juvenile Bachforellen nach 24 h Expositionsdauer) und 3,0 mg/l. Kurzzeitige Stoßbelastungen über der akut toxischen Konzentration führen zu keinen Schädigungen, wenn die Fische sich danach in ‚reinem‘ Wasser erholen können (BUE 2001). Chronische Schädigungen, z.B. Kiemennekrosen, können dagegen schon bei deutlich geringeren Ammoniakkonzentrationen auftreten, z.B. benennt Warg (1987) für Fischbrut 0,005 mg/l als Schwellenwert.

Konkrete Anforderungen an Konzentrationen in Kombination mit der Auswirkdauer gibt LUBW (2015). Demnach ist mit akut toxischen und/oder chronischen Wirkungen zu rechnen, wenn eine Ammoniakkonzentration von 0,02 mg/l häufig (4 bis 25-mal/Jahr) über einen Zeitraum von mehr als 6 Stunden oder sehr häufig (>25-mal/Jahr) über einen Zeitraum von weniger als 1 Stunde auftritt (vgl. Abb. 17).

Häufigkeit Anzahl / Jahr (n / a)	Dauer			Dauerbelastung
	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)	
Mittelgebirgs- und Tieflandgewässer				
selten ($n < 0,5$)	0,20 mg/l	0,15 mg/l	0,10 mg/l	0,004 mg/l
mittel ($0,5 \leq n < 4$)	0,15 mg/l	0,10 mg/l	0,04 mg/l	
häufig ($4 \leq n \leq 25$)	0,10 mg/l	0,04 mg/l	0,02 mg/l	
sehr häufig ($n > 25$)	0,02 mg/l			
Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges				
selten ($n < 0,5$)	0,20 mg/l	0,15 mg/l	0,10 mg/l	
mittel ($0,5 \leq n < 4$)	0,15 mg/l	0,04 mg/l	0,02 mg/l	
häufig ($4 \leq n \leq 25$)	0,10 mg/l	0,02 mg/l	0,004 mg/lb	

Abb. 17: Gewässerbezogene Anforderungen für Ammoniak $\text{NH}_3\text{-N}$ in Abhängigkeit von Einwirkdauer und Einwirkhäufigkeit. Aus LUBW (2015).

Aus den Messwerten der letzten Jahre für Ammonium-N, pH und Wassertemperatur der Messstelle Üfingen kann abgeleitet werden, dass in den Sommermonaten bei erhöhten Temperaturen und pH-Werten Ammoniakkonzentrationen von $> 0,02$ mg/l über einen längeren Zeitraum auftreten können, so dass die oben dargestellten Anforderungen zumindest im Nahbereich unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ wahrscheinlich nicht dauerhaft eingehalten werden. Hierfür sind vermutlich das hohe Angebot an Nährstoffen und die damit verbundenen starken Umsetzungsprozesse in den Regenrückhaltebecken verantwortlich (s. Kap. 6.3.5). Ein gewisses Schädigungspotenzial im betroffenen Bereich für empfindliche Lebensstadien der Fische kann nicht ausgeschlossen werden, wobei akut toxische Konzentrationen eher nicht zu erwarten sind. Durch die Einführung der 4. Reinigungsstufe kann zukünftig von einer Reduzierung der Nährstoffeinträge ausgegangen werden, wobei diese sich vorwiegend auf Phosphoreinträge und TOC bezieht.

Veränderung des Sauerstoffgehalts

Der Eintrag von Nährstoffen und infolgedessen der Abbau organischer Substanzen kann zu einer verstärkten Zehrung von Sauerstoff führen.

An den behördlichen Messstellen der Wasserkörper 16053 und 16035 wurde der Zielwert der OGewV von 7 mg/l in den Jahren 2010-2018 in den Sommermonaten vereinzelt unterschritten. Im Mittel lagen die Werte der einzelnen Messstellen jedoch deutlich über dem Zielwert und damit im Normalbereich. Die Werte für den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB_5) überschritten in den WK 16035 und 16053 den Zielwert von 4 mg/l, im Mittel lagen sie jedoch darunter. Generell befanden sich die Werte für BSB_5 damit ebenfalls im Normalbereich. Eine Beeinträchtigung der Fischfauna durch verringerte Sauerstoffgehalte durch Nährstoffeinträge ist daher nicht anzunehmen.

Veränderung des Salzgehalts

Aufgrund der Einleitungen weisen die hier betrachteten Wasserkörper erhöhte Chlorid- und Sulfatgehalte auf, die einen potenziell negativen Einfluss auf die Ausprägung der Fischgemeinschaft besitzen.

Chlorid

Die Messkampagne 2017/2018 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ ergab fast ausnahmslos Konzentrationen oberhalb des Zielwertes von 200 mg/l. An der Messstelle Üfingen im WK 16053 wurden im Zeitraum von 2015-2017 durchschnittlich 267 mg/l gemessen. An der Messstelle Wendeburg im unterhalb anschließenden Wasserkörper betrug der Mittelwert 222 mg/l, an der Messstelle Ohof wurde der Zielwert mit 187 mg/l nur knapp unterschritten.

Chlorid wirkt vor allem auf die osmotische Regulation von Fischen. Sowohl in sehr salzarmen, als auch in sehr salzreichem Wasser wird der physiologische Aufwand der osmotischen Regulation angehoben. Dauerhaft erhöhte Konzentrationen können bei Überschreitung artspezifischer Schwellenwerte zu chronischen physiologischen Schäden (z.B. Ausbildung von Nekrosen) führen. Bei sehr hohen Konzentrationen brechen die osmoregulatorischen Schutzmechanismen zusammen, was in der Regel zum Absterben betroffener Fische führt. Die meisten Süßwasserfische sind bis zu einem Gesamtsalzgehalt von 10 g/l (10‰) relativ salztolerant (Findlay & Kelly 2011, Hart et al. 1991, James et al. 2003, in BMLFUW 2014). Damit sind Fische gegenüber den Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Gewässerflora aufgrund ihrer hochentwickelten osmoregulatorischen Fähigkeiten weit weniger empfindlich gegenüber erhöhten Salzkonzentrationen.

Die kritischste Phase gegenüber erhöhten Salzgehalten ist die Reproduktions- und Embryonalphase der Fische, da die Befruchtbarkeit der Eier und die Beweglichkeit der Spermien durch den Salzgehalt beeinflusst werden. Nach Vetemaa & Saat (1996, in BMLFUW 2014) erhöhen mäßig hohe Salzgehalte (bis 6‰) die Beweglichkeit der Spermien und die Befruchtungsrate der Eier, bei höherer Salinität (7 – 8‰) nehmen beide wieder ab. Niedrigere Konzentrationen wurden für das Rotauge (*Rutilus rutilus*) ermittelt. Hier reicht ein Salzgehalt von 2–3‰, um den Laich nachhaltig zu schädigen. Eine Konzentration von 3,5‰ führt zum Absterben aller Embryonen (Bäthe et al. 1994; Jäger et al. 1980, in BMLFUW 2014).

Eine Berechnung der Gesamtsalinität über die Leitfähigkeit ergibt für den Salzgehalt Werte von 1‰ bei Üfingen, 0,84‰ bei Wendeburg und 0,71‰ bei Ohof (dreijähriges Mittel 2015-2017). Vor diesem Hintergrund ist von einer erheblichen Beeinträchtigung der Fischfauna durch erhöhte Salzgehalte nicht auszugehen.

Sulfat

Gemäß der vom NLWKN zur Verfügung gestellten Daten lagen die Mittelwerte für Sulfat im Zeitraum 2015-2017 an den Messstellen Üfingen (WK 16053), Wendeburg und Ohof (beide WK 16035) mit 249 bis 362 mg/l sehr deutlich über dem Zielwert von 200 mg/l. Die Messkampagne 2017/2018 oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ ergab überwiegend Werte von >300 mg/l. Dabei ist zu beachten, dass bereits im Brauchwasser von Salzgitter Flachstahl bzw. im Wasserwerk Börßum relativ hohe Sulfatwerte von 130-150 mg/l gemessen wurden (vgl. Kap. 6.3.3).

Aktuelle Empfehlungen für Orientierungswerte für hiesige Gewässertypen vor dem Hintergrund der WRRL finden sich bei Halle & Müller (2015). Die typspezifischen Empfehlungen basieren auf der Auswertung von umfangreichen Monitoring-Daten. Sehr detailliert sind die Befunde für das Makrozoobenthos (vgl. Kap. 7.1.1.2), für die Fischfauna ist die Datenbasis deutlich kleiner und die detektierten Zusammenhänge weniger signifikant. Für den hier relevanten Gewässertyp 15 „Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse“ (WK 16035) wird bezüglich der QK Fischfauna ein Jahresmittelwert von 125 mg/l Sulfat empfohlen, für den Typ 18 „Löss-lehmgeprägten Tieflandbäche“ (WK

16053) konnten aufgrund fehlender Daten keine Empfehlungen abgeleitet werden. Für alle bei Halle & Müller (2015) untersuchten Gewässertypen liegen die empfohlenen Richtwerte bezüglich der Fischfauna unter dem aktuellen Zielwert von 200 mg/l (von 55 mg/l in silikatischen basenarmen Bächen bis 175 mg/l in karbonatischen Bächen).

Die Sulfatwerte in der Aue liegen bereits in einem Bereich, in dem chronische und akute toxische Schädigungen unter bestimmten Rahmenbedingungen für sensitive Arten bzw. Lebensstadien nicht sicher ausgeschlossen werden können.

Bezüglich der Auswirkungen erhöhter Sulfatkonzentrationen auf Fische gibt es nur wenige verfügbare Studien. Diese haben auf Basis toxikologischer Versuche mit Vertretern aus verschiedenen Organismengruppen artspezifische Grenzwerte ermittelt. Für Fische liegen Erkenntnisse nur für einzelne Arten vor (Tab. 24). Für die Eier der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zeigte sich in sehr weichem Wasser bereits eine Sensitivität gegenüber Sulfatkonzentrationen < 200 mg/l. Die Toxizität ist stark abhängig von der Wasserhärte, in weichem Wasser treten toxische Effekte bereits bei deutlich geringeren Sulfatgehalten auf als in hartem Wasser (Abb. 18, Tab. 24). Des Weiteren ist die Toxizität auch abhängig vom Chloridgehalt, speziell für Fische liegen dazu aber keine eindeutigen Ergebnisse vor. Generell scheinen hier sehr niedrige aber auch sehr hohe Konzentrationen die potenzielle Toxizität des Sulfats zu erhöhen (Halle & Müller 2015).

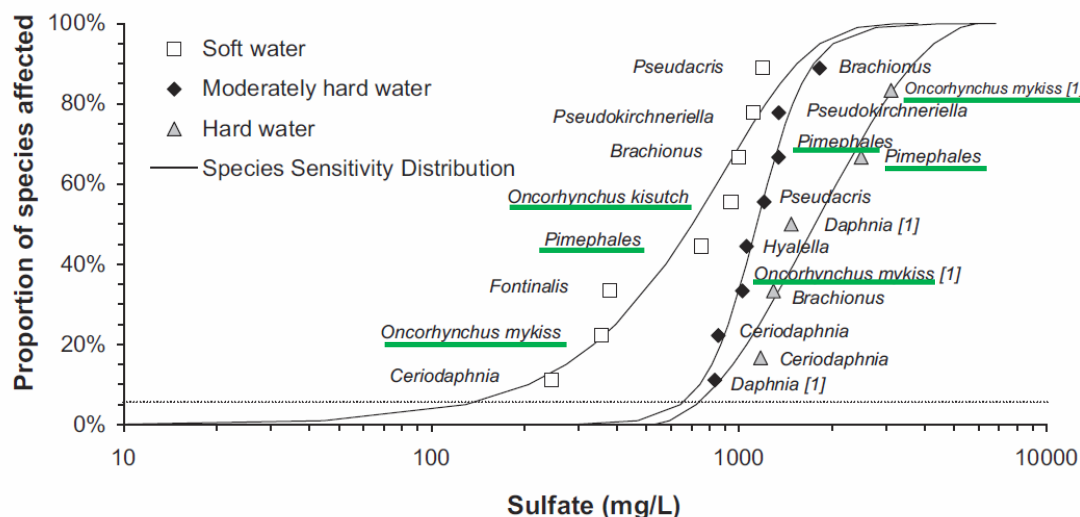


Abb. 18: Arten-Sensitivität von Wasserorganismen gegenüber Sulfat bei weichen, mittelharten und harten Wasserbedingungen. Quelle: Elphick et al. 2011, leicht modifiziert. Grün markiert: Fischarten, *Oncorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle), *Oncorhynchus kisutch* (Coho-Lachs), *Pimephales* (Amerikanische Dickkopfelritze).

Tab. 24: Übersicht über die Ergebnisse verschiedener Studien zur Toxizität von Sulfat.

Fischart und erfasste Effekte bei spezifischen Sulfatkonzentrationen.	Quelle
Blauer Sonnenbarsch (<i>Lepomis macrochirus</i>), Sterblichkeit 96-Stunden LC50: 13.500 mg/l	Trama (1954), Patrick et al. (1968) aus Meyas & Nordin 2013
Amerikanische Dickkopfelritze (<i>Pimephales promelas</i>), Sterblichkeit 96-Stunden LC50: 7.960 mg/l	Mount et al. (1997) aus Meyas & Nordin 2013
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>), Eier Entwicklung 31-Tage EC10: 356 mg/l, LOEC: 340 mg/l CaCO ₃ bei einer Wasserhärte von 15 mg/l CaCO ₃	Elphick et al. (2011)
Coho-Lachs (<i>Oncorhynchus kisutch</i>), Eier Entwicklung 10-Tage EC10: 941 mg/l, LOEC: 1.450 mg/l Bei einer Wasserhärte von 15 mg/l CaCO ₃	Elphick et al. (2011)
Amerikanische Dickkopfelritze (<i>Pimephales promelas</i>), Überlebensrate 7-Tage EC10: 559 mg/l, LOEC: 1.250 mg/l Bei einer Wasserhärte von 40 mg/l CaCO ₃ 7-Tage EC10: 1.555 mg/l, LOEC: 2.850 mg/l Bei einer Wasserhärte von 80 mg/l CaCO ₃ 7-Tage EC10: 3.231 mg/l, LOEC: 5.500 mg/l Bei einer Wasserhärte von 160 mg/l CaCO ₃ 7-Tage EC10: 2.451 mg/l, LOEC: 5.250 mg/l Bei einer Wasserhärte von 320 mg/l CaCO ₃	Elphick et al. (2011)
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>), Eier Überlebensrate 21-Tage EC10: 175,4 mg/l Bei einer Wasserhärte von 6 mg/l CaCO ₃ 21-Tage EC10: 299,5 mg/l Bei einer Wasserhärte von 50 mg/l CaCO ₃ 21-Tage EC10: 419,2 mg/l Bei einer Wasserhärte von 100 mg/l CaCO ₃ 21-Tage EC10: 673,7mg/l Bei einer Wasserhärte von 250 mg/l CaCO ₃	Kennedy (2011)

An den Messstellen Üfingen, Wendeburg und Ohof wurden im Zeitraum 2015 bis 2017 für Calcium Werte zwischen 51 und 150 mg/l erfasst. Die Mittelwerte (2015-2017) für die Stationen lagen bei 113 -124 mg/l. Bezogen auf die in den oben dargestellten Studien verwendete Härteeinheit mit Bezug zum Calciumcarbonat (CaCO₃) entspräche der genannte Bereich im Mittel etwa 282 bis 310 mg/l CaCO₃. Das Wasser der Aue ist damit als sehr hart zu bezeichnen. An der Messstelle Üfingen unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ lagen die gemessenen Sulfatwerte von 2015 bis 2017 zwischen 270 und 470 mg/l, im Mittel bei 360 mg/l. Vor dem Hintergrund der Wasserhärte ist hier zunächst davon auszugehen, dass diese Werte nicht zwangsläufig zu Effekten auf die Fische führen. Es liegen allerdings Hinweise darauf vor, dass die schützende Wirkung der Wasserhärte bei sehr hohen Werten wieder rückläufig sein könnte (Meyas & Nordin 2013). Bei den Versuchen von Elphick et al. (2011) zeigte sich bei der Dickkopfelritze bei Wasserhärten >160 mg/l eine etwas abnehmende Toleranz gegenüber der Sulfatkonzentration (vgl. Tab. 24). Daher lassen sich unter den Rahmenbedingungen in der Aue zumindest phasenweise, z.B. bei hohen Sulfatkonzentrationen während der Reproduktionsphase der Fische, Beeinträchtigungen nicht sicher ausschließen. Die Befischungsdaten zeigten jedoch, abgesehen vom Bereich oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“, ein relativ typisches Artenspektrum und das Auftreten jüngerer Altersstadien weist auf den Reproduktionserfolg der meisten Arten in der Aue hin. Des Weiteren wurden keine auffällig geringen Fischdichten detektiert. Ebenfalls war der Gesundheitszustand der erfassten Fische optisch überwiegend gut und gegenüber geringer belasteten Gewässern nicht auffällig.

Vor diesem Hintergrund werden keine Defizite erkennbar, die sich auf die erhöhten Sulfatkonzentrationen zurückführen ließen. Da die beantragten Einleitungen zu keinen weiteren Erhöhungen der Sulfatkonzentrationen führen werden, ist nicht davon auszugehen, dass die QK Fischfauna im Sinne der WRRL erheblich beeinträchtigt wird.

Schadstoffeinträge

Die Ergebnisse der Messkampagne 2017/2018 ergaben im WK 16053 Überschreitungen der UQN bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen Cyanid und Selen, die eindeutig auf die Einleitungen der Kläranlage zurückzuführen sind. Eine Überschreitung der UQN trat ebenfalls für Benz(a)pyren, Fluoranthen, PFOS sowie die Halbmetalle/Metalle Bor, Molybdän, Nickel, Uran und Vanadium auf. Der Eintrag dieser Stoffe ist mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls auf die Klärwerkseinleitungen zurückzuführen. Im WK 16035 sind keine erhöhten Schadstoffkonzentrationen bekannt (vgl. Kap. 6.4 und 6.5, AquaEcology 2019).

Inwieweit die Schadstoffeinträge negative Auswirkungen auf die Fischfauna besitzen, kann hier nicht eindeutig beurteilt werden. Eine Beeinträchtigung lässt sich nicht sicher ausschließen. Die während der Befischung im Jahr 2017 erfassten Fische waren optisch überwiegend in einem guten Gesundheitszustand und bezüglich des Auftretens äußerlicher Krankheitsbilder, wie Verpilzungen, Nekrosen, etc. gegenüber geringer belasteten Gewässern nicht auffällig.

Fazit

Auf Wasserkörperebene lassen sich für die WK 16053 und 16035 auf Basis der Bestanduntersuchungen im Jahr 2017 und auf Grundlage älterer Daten keine Beeinträchtigungen über die Ausprägung der QK Fischfauna erkennen, die sich ursächlich auf die Einleitungen zurückführen lassen. Lokal sind allerdings deutliche Beeinträchtigungen durch die Einleitungen anzunehmen, so

sind ausgeprägte Defizite der Ausprägung der QK in den nicht bewertungsrelevanten Messstellen oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ erkennbar. Neben den Auswirkungen der Einleitungen sind hier jedoch sehr wahrscheinlich auch die defizitären Gewässerstrukturen und die Abtrennung vom Rest des Gewässersystems wichtige Faktoren. Unterhalb der Rückhaltebecken zeigte sich im Rahmen der einzelnen Erfassungen durchgängig ein relativ typisches Artenspektrum, das Auftreten jüngere Altersstadien weist auf den Reproduktionserfolg der meisten Arten in der Aue hin und es wurden keine auffällig geringen Fischdichten detektiert. Ebenfalls war der Gesundheitszustand der erfassten Fische optisch überwiegend gut und gegenüber geringer belasteten Gewässern nicht auffällig. Da die stofflichen Einträge durch die beantragte Fortführung der Einleitungen nicht erhöht werden, ist auch in Zukunft nicht von einem Auftreten erkennbarer Auswirkungen der Einleitungen auf die Ausprägung der QK Fischfauna auf Wasserkörper-Ebene auszugehen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass das Fehlen einiger als temperatursensitiv geltenden Referenzarten auch durch die einleitungsbedingten Temperaturerhöhungen beeinflusst wird. Des Weiteren liegen die Sulfatkonzentrationen einleitungsbedingt in einem Bereich, in dem nicht ausgeschlossen werden kann, dass zumindest empfindliche Lebensstadien (Eier, Larven) zum Teil geschädigt werden können. Deutliche Auswirkungen sind jedoch nicht wahrscheinlich und bilden sich in den Bewertungen auch nicht ab. Selbiges gilt für die zeitweise lokal erhöhten Ammoniakgehalte (indirekter Teilbeitrag der Kläranlage). Unabhängig vom Altersstadium kann auch ein negativer Einfluss durch die Schadstoffeinträge nicht ausgeschlossen werden. Die Wirkfaktoren hydraulischer Stress, erhöhte Chlorid-Konzentrationen und Verminderung des Sauerstoffgehaltes werden bezüglich ihrer Auswirkungen auf die Fischgemeinschaft der Aue-Wasserkörper 16053 und 16035 als unkritisch eingeschätzt.

7.1.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Auswirkungen auf die Hydromorphologie sind durch stark erhöhte Abflüsse aufgrund von Mischwasserabschlägen zu erwarten. Hierbei ist davon auszugehen, dass die potenziellen Belastungen sich auf kleinräumige Bereiche oberhalb der RHB „Üfinger Teiche“ beschränken, so dass auf Wasserkörperebene (hier betroffen WK 16053) nicht von signifikanten Auswirkungen auszugehen ist. Im WK 16035 treten keine einleitungsbedingten hydromorphologischen Veränderungen auf.

7.1.3 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten werden zur Prognose der Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten herangezogen. Die laufenden und überwachten Einleitungen der Kläranlage der Salzgitter Flachstahl AG in die Wasserkörper 16053 und 16035 der Aue unterlagen in Bezug auf die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zum Teil deutlichen Schwankungen (auch jahreszeitlich bedingt), waren aber im Verlauf der letzten Jahre relativ konstant. Dies gilt auch für diejenigen Parameter, die im betrachteten Zeitraum zeitweilige Überschreitungen (Temperatur, TOC, Chlorid, Sulfat, Gesamtphosphor und Orthophosphat-P) oder Unterschreitungen (Sauerstoffgehalt) der Vorgaben aus der OGewV (2016) zeigten. Für keinen dieser Parameter konnten signifikante Trends über die Zeit ermittelt werden (AquaEcology 2019).

Das beantragte Vorhaben führt nicht zu einer Veränderung der Einleitungen, die zu weiteren Überschreitungen der physikalisch-chemischen Parameter führen. Die Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten erfolgt daher auf Basis des in Kap. 6.3 beschriebenen Ist-Zustands. Als relevante, mindestens teilweise einleitungsbedingt beeinflusste Parameter werden die Wassertemperatur, Chlorid, Sulfat sowie die Nährstoffe Gesamtphosphor, Orthophosphat-P, Ammoniak-N und Nitrat-N betrachtet (vgl. Kap. 6.3).

7.1.4 Chemische Qualitätskomponenten (flussgebietsspezifische Schadstoffe)

Die Ergebnisse der Messkampagne 2017/2018 ergaben im WK 16053 Überschreitungen der UQN bei den Schadstoffen Cyanid und Selen, die eindeutig auf die Einleitungen der Kläranlage zurückzuführen sind. Damit wird aktuell das gute ökologische Potenzial im WK 16053 nicht erreicht. Zeitliche und räumliche Trends konnten aus den punktuellen Messungen nicht abgeleitet werden. Cyanide werden in Oberflächengewässern durch Photolyse oxidativ abgebaut. Es kann daher vermutet werden, dass die Konzentrationen dieser Verbindungen im weiteren Verlauf der Aue (WK 16035) durch oxidative Prozesse deutlich reduziert werden und damit unter den Zielwert der OGewV (2016) absinken. Aus dem WK 16035 liegen keine Messergebnisse vor.

Da es sich bei dem betrachteten Vorhaben um die Fortführung einer bestehenden Nutzung handelt, ist eine Erhöhung der Einträge flussgebietsspezifischer Schadstoffe nicht zu erwarten. Durch die geplante Einführung der 4. Reinigungsstufe (vgl. Kap. 4.1) kann zukünftig von einer Reduzierung der Belastung ausgegangen werden.

7.2 Auswirkungen auf den chemischen Zustand

Die WK 16053 und 16035 werden bereits aufgrund der Überschreitung der UQN-Werte für Quecksilber in Biota als „nicht gut“ eingestuft (NLWKN 2019). Eine Überschreitung der UQN trat im WK 16053 für Benz(a)pyren, Fluoranthen, PFOS sowie die Halbmetalle/Metalle Bor, Molybdän, Nickel, Uran und Vanadium auf. Der Eintrag dieser Stoffe ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Kläranlage zurückzuführen. Da sich die Einleitungen des Klärwerks zukünftig nicht verändern werden, ist ein Anstieg der Belastung nicht zu erwarten. Mit der Einführung der 4. Reinigungsstufe (vgl. Kap. 4.1) kann dagegen von einer Reduzierung der Schadstoffeinträge ausgegangen werden.

7.3 Kumulative Betrachtung

Die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Auswirkungen können mit den Auswirkungen weiterer Emittenten entlang des Verlaufs der Aue und Erse kumulativ wirken. Dies gilt sowohl für die Vorbelastung durch Nährstoffeinträge – vorwiegend aus der Landwirtschaft – als auch für Einleitungen aus weiteren Kläranlagen (Schacht Konrad, Wahle, Uetze) oder Betrieben. Zusätzliche wichtige Parameter der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind die Nährstoffwerte sowie die Sauerstoff- und BSB₅-Gehalte, die durch andere Einleiter kumulativ beeinflusst werden können.

Grundsätzlich nehmen die Werte der Parameter, die die Anforderungen der OGewV überschreiten, im Verlauf der Aue/Erse durch Verdünnung weiter ab. So wurden nach den RHB „Üfinger Teiche“ kaum noch Temperaturerhöhungen festgestellt (vgl. Kap. 6.3.1). Für Phosphor (Gesamt und Orthophosphat-P), Ammonium-N und Nitrit-N wurden ebenfalls rückläufige Werte verzeichnet. Gesamtstickstoff, Nitrat-N und TOC steigen dagegen im WK 16035 weiter an und es werden vor allem an der Messstelle Wendeburg in den Sommermonaten erniedrigte Sauerstoffwerte gemessen (vgl. Kap. 6.3.6). Dies weist auf weitere Einträge aus der Landwirtschaft oder möglicherweise auch aus weiteren Kläranlagen hin. Die Auswirkungsprognose für die biologischen Qualitätskomponenten (Kap. 7.1.1) berücksichtigt bereits diese zusätzlichen Einträge. Eine erhebliche Beeinträchtigung durch weitere Nährstoffeinträge lässt sich daraus nicht ableiten.

Ebenso sind die Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Verlauf des Gewässers rückläufig (vgl. Kap. 6.3.6). Eine weitere Quelle für Chlorid ist die Kläranlage am Schacht Konrad, die Abwässer unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ (oberhalb der Messstelle Üfingen) einleitet. Gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis ist eine maximale Erhöhung der Chloridbelastung um 50 mg/l zulässig, der Wert von 400 mg/l für die Gesamtbelastung der Aue mit Chloriden unterhalb der Einleitungsstelle darf hierbei jedoch nicht überschritten werden (Niedersächsisches Umweltministerium 2007). Eine zusätzliche Chloridbelastung lässt sich aus den vorliegenden Messwerten (AquaEcology 2019) nicht ablesen. An der Messstelle Üfingen wurden maximale Chloridkonzentrationen von 350 mg/l gemessen. Ob daher tatsächlich Einträge aus der Kläranlage von Schacht Konrad stattgefunden haben, lässt sich aufgrund der Datenlage nicht beurteilen.

Aus der kumulativen Betrachtung ergeben sich keine veränderten Bewertungen der Auswirkungen.

8. Vorhabenbedingte Auswirkungen bezüglich der Zielerreichung der WRRL

8.1 Verschlechterungsverbot

8.1.1 Ökologisches Potenzial

Durch die bestehenden Einleitungen ergeben sich Beeinträchtigungen der biologischen Qualitätskomponenten. Ursachen sind die erhöhten Gehalte von Chlorid und Sulfat in beiden Wasserkörpern (vgl. Kap. 7.1.1) sowie eingeschränkt auch der Wirkfaktor Temperatur im WK 16053. Betroffen sind die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten und Fische. Das „gute“ Potenzial wird lediglich im WK 16035 für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos erreicht (Tab. 25).

Bei gleichbleibenden Einleitungsmengen und -bedingungen sind keine signifikanten Veränderungen der Werte der betrachteten allgemeinen physikalisch-chemischen und der chemischen Qualitätskomponenten (flussgebietspezifische Schadstoffe) im Gesamtsystem der Aue zu erwarten.

Tab. 25: Aktuelle Bewertung des ökologischen Potenzials in den Wasserkörpern 16053 und 16035 Aue/Erse (NLWKN 2019).

Qualitätskomponente	WK 16053	WK 16035
Makrozoobenthos	unbefriedigend	gut
Makrophyten	unbefriedigend	mäßig
Fische	mäßig	mäßig
Ökologisches Potenzial	unbefriedigend	mäßig

Da das beantragte Vorhaben zu keiner Veränderung der Einleitungen und damit der Wirkfaktoren führen wird und die entsprechende Belastung bereits seit langem besteht, ohne zu einer fortdauernden Degradation zu führen, ist nicht von einer Verschlechterung der derzeitigen jeweiligen Potenzialklasse der biologischen Qualitätskomponenten in den WK 16053 und 16035 auszugehen. Die beantragten Einleitungsgenehmigungen der Salzgitter Flachstahl GmbH stehen dem Verschlechterungsverbot der WRRL in Bezug auf die hydromorphologischen, allgemeinen physikalisch-chemischen sowie chemischen Qualitätskomponenten nicht entgegen.

8.1.2 Chemischer Zustand

Bei Einzelmessungen in den Jahren 2017 und 2018 fanden sich im Wasserkörper 16053 Überschreitungen der UQN aus der OGewV, Anlage 8 bei Nickel, Benz(a)pyren und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in der Wassersäule sowie von polybromierten Diphenylethern (BDE), Cadmium, Nickel und Quecksilber im Sediment. Von den auf der „eco“-Liste geführten Stoffen überschritten Bor, Molybdän, Uran und Vanadium die jeweiligen UQN. Im Wasserkörper 16035 wurden keine Messungen durchgeführt.

Da von einer Veränderung der Einleitungsmengen und -bedingungen aus der Kläranlage nicht ausgegangen wird, sind auch keine signifikanten Veränderungen der Werte der betrachteten Schadstoffe im Gesamtsystem der Aue zu erwarten.

Die beantragten Einleitungsgenehmigungen der Salzgitter Flachstahl GmbH in Bezug auf den chemischen Zustand der Wasserkörper 16053 und 16035 laufen dem Verschlechterungsverbot der WRRL nicht zuwider.

8.2 Verbesserungsgebot

8.2.1 Ökologisches Potenzial

Im Folgenden wird geprüft, ob die Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials der Wasserkörper 16053 und 16035 entsprechend des Verbesserungsgebots durch die beantragte Gewässerernutzung erschwert oder gefährdet wird (vgl. § 27 Abs. 2 Nr. 2 WHG). Hierzu werden die Auswirkungen der Einleitungen den im Rahmen der Bewirtschaftung nach § 82 WHG geplanten Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potenzials gegenübergestellt und beurteilt, ob diese behindert oder verzögert werden und somit die Zielerreichung gefährdet ist. Das ökologische Potenzial umfasst hierbei die unterstützenden Qualitätskomponenten (Hydromorphologie, physikalisch-chemische und chemische QK) sowie die biologischen Qualitätskomponenten. In den betroffenen WK 16053 und 16035 sind im Wesentlichen Maßnahmen zur Reduzierung von Nähr- und Schadstoffeinträgen sowie zur Verbesserung der hydromorphologischen Struktur vorgesehen (Tab. 26).

Tab. 26: Maßnahmen für die WK 16053 und 16035 aus dem Bewirtschaftungsplan für den Zeitraum 2016-2021 (FGG Weser 2016).

Code	Maßnahmengruppe	WK 16053	WK 16035
18	Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge aus anderen Punktquellen	X	
28	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Anlage von Gewässerschutzstreifen	X	X
29	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinmaterialeinträge durch Erosion und Abschwemmung aus der Landwirtschaft	X	X
30	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Auswaschung aus der Landwirtschaft	X	X
31	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Drainagen	X	X
32	Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft		X
35	Maßnahmen zur Vermeidung von unfallbedingten Einträgen	X	X
68	Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit an Talsperren, Rückhaltebecken, Speichern und Fischteichen im Hauptschluss	X	X
69	Maßnahmen zur Herstellung/Verbesserung der linearen Durchgängigkeit an Staustufen/Flusssperren, Abstürzen, Durchlässen und sonstigen wasserbaulichen Anlagen gemäß DIN 4048 bzw. 19700 Teil 13	X	X
70	Maßnahmen zur Habitatverbesserung durch Initiieren/ Zulassen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung	X	X
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil	X	X
72	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Gewässer durch Laufveränderung, Ufer oder Sohlgestaltung	X	X
73	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Uferbereich	X	X
74	Maßnahmen zur Auenentwicklung und zur Verbesserung von Habitaten	X	X
75	Anschluss von Seitengewässern, Altarmen (Quervernetzung)	X	X
76	Technische und betriebliche Maßnahmen vorrangig zum Fischschutz an wasserbaulichen Anlagen	X	X
77	Maßnahmen zur Verbesserung des Geschiebehaushaltes bzw. Sedi- mentmanagement	X	X
78	Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen die aus Geschiebeent- nahmen resultieren	X	X
79	Maßnahmen zur Anpassung/ Optimierung der Gewässerunterhaltung	X	X
85	Maßnahmen zur Reduzierung anderer hydromorphologischer Belastun- gen	X	X

Hinsichtlich der **chemischen Qualitätskomponenten** überschreiten die flussgebietsspezifischen Schadstoffe Cyanid und Selen im WK 16053 die jeweiligen UQN (vgl. Kap. 6.4; AquaEcology 2019). Das „gute“ ökologische Potenzial wird daher aktuell nicht erreicht. Die Einführung der 4. Reinigungsstufe (vgl. Kap. 4.1) wird jedoch mittelfristig eine Reduzierung der Konzentrationen in der Wassersäule erreichen.

Zur Zielerreichung gemäß § 27 WHG ist eine Reduzierung derjenigen flussgebietsspezifischen Schadstoffe erforderlich, deren Konzentration eine Überschreitung der UQN zeigen. Aufgrund der geplanten Einführung der 4. Reinigungsstufe ist die Zielerreichung hinsichtlich der kläranlagenbedingten Überschreitungen möglich.

In Bezug auf die **biologischen Qualitätskomponenten** treten Beeinträchtigungen durch die physikalisch-chemischen Parameter Chlorid und Sulfat auf, die in den WK 16053 und 16035 Konzentrationen über dem jeweiligen Zielwert der OGewV aufwiesen. Im WK 16053 traten in den Sommermonaten erhöhte Wassertemperaturen auf (vgl. Kap. 6.3; AquaEcology 2019).

- **Temperatur**

Es ist nicht auszuschließen, dass durch die Temperaturerhöhung das Vorkommen sensibler Arten erschwert oder verhindert wird. Die aktuellen Untersuchungen deuten jedoch darauf hin, dass unterhalb der RHB „Üfinger Teiche“ auch vor dem Hintergrund der bestehenden Belastungen die Erreichung des „guten Potenzials“ möglich erscheint. Laut Strukturgütekartierung des NLWKN ist der WK 16053 überwiegend stark bis sehr stark verändert. Defizite in Bezug auf die Fischfauna sind auch auf fehlende Durchgängigkeit oder eine eingeschränkte Verfügbarkeit von geeigneten Laichsubstraten zurückzuführen.

Es wird davon ausgegangen, dass die zeitweise erhöhte Wassertemperatur nicht ausschlaggebend ist für das „unbefriedigende“ ökologische Potenzial des WK 16053, so dass die Umsetzung von Maßnahmen zur Erhöhung der Struktur- und Strömungsvielfalt trotz bestehender Wärmeeinleitungen zu einer Verbesserung des ökologischen Potenzials führen kann.

- **Chlorid und Sulfat**

Aufgrund der insgesamt eher hohen Salztoleranz der **Fische** ist nicht davon auszugehen, dass die Erreichung des „guten“ ökologischen Potenzials verhindert wird. Hierauf weisen auch die eigenen Befischungen im Jahr 2017 hin, die nahelegen, dass auch bei der bestehenden Belastung das „gute“ Potenzial in beiden Wasserkörpern erreicht werden kann.

Das **Makrozoobenthos** erreicht im WK 16035 trotz der derzeitigen nicht optimalen Bedingungen durch die erhöhten Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bereits jetzt das „gute“ ökologische Potenzial. Ein Zusammenhang der Sulfatwerte und der Gesamtbewertung der QK Makrozoobenthos ließ sich für beide WK nicht feststellen. Dagegen ist im WK 16053 davon auszugehen, dass infolge der erhöhten Chloridkonzentrationen anspruchsvolle und empfindlichere Arten (wie z.B. die EPT-Taxa) fehlen, deren Vorkommen die Bewertung des Wasserkörpers beeinflusst.

Die typspezifischen Referenzarten der **Makrophyten** und des **Phytobenthos** der betrachteten Wasserkörper sind überwiegend nicht salzertragend. Bei gleichbleibenden Konzentrationen insbesondere von Chlorid ist die Erreichung eines besseren Potenzials fraglich, da sich die entsprechenden sensiblen Referenzarten auch bei Umsetzung von Maßnahmen zur Nährstoffreduktion und Strukturaufwertung möglicherweise nur schwer ansiedeln können. Aufgrund der generell geringeren Toxizität von Sulfat wird davon ausgegangen, dass ein „gutes“ ökologisches Potenzial auch bei gleichbleibender Belastung durch die Umsetzung der geplanten Maßnahmen wahrscheinlich erreicht werden kann.

Es ist daher nach derzeitigem Kenntnisstand davon auszugehen, dass positive Effekte von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und zur Nährstoffreduzierung wie die

Ansiedlung empfindlicher und anspruchsvoller Arten in den beiden Wasserkörpern aufgrund der Chloridbelastung nur eingeschränkt auftreten bzw. unterbleiben werden.

Eine vorhabenbedingte Gefährdung der Zielerreichung gemäß § 27 WHG kann bei unveränderten Chlorideinträgen nicht ausgeschlossen werden.

8.2.2 Chemischer Zustand

Verschiedene organische Schadstoffe und Schwermetalle nach OGewV, Anlage 8, zeigten in der Wassersäule oder im Sediment des WK 16053 Überschreitungen der UQN (vgl. Kap. 6.5; AquaEcology 2019). Um dem Verbesserungsgebot der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu entsprechen, ist eine Reduzierung dieser Schadstoffe in der Wassersäule notwendig. Mit der geplanten Einführung der 4. Reinigungsstufe (vgl. Kap. 4.1) werden sich die Schadstoffkonzentrationen mittelfristig verringern. Bei den vorhandenen Schadstoffbelastungen im Sediment handelt es sich überwiegend um Altlasten aus den letzten 50 Jahren, die nur durch langfristige Transportprozesse stromabwärts oder in tiefere Sedimentschichten zu Konzentrationsminderungen führen werden. Eine aktive Verbesserung des chemischen Zustands etwa durch Reinigung oder Austausch der Sedimente wird – wie bei vielen Oberflächengewässern in industriell geprägten Regionen – in den Wasserkörpern der Aue nicht möglich sein. Der „gute“ chemische Zustand wird in beiden Wasserkörpern zudem aufgrund von Quecksilber in Biota nicht erreicht. Eine zusätzliche Quecksilberbelastung durch die Einleitungen der Kläranlage liegt nicht vor.

Zur Zielerreichung gemäß § 27 WHG ist eine Reduzierung derjenigen Schadstoffe erforderlich, deren Konzentration eine Überschreitung der UQN zeigen. Aufgrund der geplanten Einführung der 4. Reinigungsstufe ist die Zielerreichung hinsichtlich der Kläranlagenbedingten Überschreitungen möglich.

Literatur

- Altmüller, R. & H.-J. Clausnitzer (2007): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. 30(4): 211-238.
- AquaEcology (2019): Beurteilung der Einleitung von behandeltem Abwasser aus dem Klärwerk Salzgitter Flachstahl in den Lahmanngraben. Untersuchungen der chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zur Beurteilung der Gewässergüte. Gutachten im Auftrag von Dr. Born & Dr. Ermel GmbH – Ingenieure, Anlage 8.2 der Antragsunterlagen.
- Asterics (2013): Asterics- einschließlich Perloides- (deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos). - Version 4, S. www.fliessgewaesserbewertung.de
- ASTERICS (2013): Software-Handbuch ASTERICS –einschließlich Perloides (deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos).
- BfN (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 716 pp.
- BUE (2001): Stickstoff in Oberflächengewässern. Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak. Hinweise zur Beurteilung von Auswirkungen auf das Gewässer bei der Einleitung von ammoniumhaltigem Grundwasser oder Abwasser, z.B. aus Wasserhaltungsmaßnahmen. Hrsg. Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.
- BMLFUW (2014): Chlorid - Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna. Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Wasser, Wien.
- Elphick, J. R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E. C., Lo, B. & H. C. Bailey (2011): An aquatic toxicological evaluation of sulfate: The case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 30(1): 247-53.
- FGG Weser (2016): Maßnahmenprogramm 2015-2021 für die Flussgebietseinheit Weser gemäß §82 WHG.
- Füsser, K. & M. Lau (2015): Wasserrechtliches Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot nach dem Urteil des EuGH zur Weservertiefung. *Natur & Recht* 37(9):589-595.
- Haase, P. (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtartenverzeichnis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. 16 (3): 81-100.
- Halle, M. & A. Müller (2015): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Abschlussbericht. Folgeprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012, 200 S.

- Halle, M. & A. Müller (2017): Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Abschlussbericht zum Projekt O 3.15 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2015, 227 S.
- Halle, M., A. Müller & A. Sundermann (2016): Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. KLIWA-Berichte, 20.
- Kennedy, C.J. (2011): Report on Assessment of toxicological Effects of Sulphate under varying Water Hardness Conditions using early Life Stages of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). – Appendix B of Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate. Hrsg. Water Protection & Sustainability Branch Environmental Sustainability and Strategic Policy Division BC Ministry of Environment.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10/2: 73-85.
- LAWA (2017): Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. Ständiger Ausschuss der LAWA Wasserrecht (LAWA-AR).
- LUBW (2015): Leitfaden Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen. Hrsg. LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg).
- Meays, C. & Nordin, R. (2013): Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate -Technical Appendix. Hrsg. Water Protection & Sustainability Branch Environmental Sustainability and Strategic Policy Division BC Ministry of Environment.
- Meier, C., Haase, P. Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - 79 S. + Anhang. www.fliessgewaesserbewertung.de,
- Melber, A. (1998): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wanzen mit Gesamtartenverzeichnis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. (19) 5: 1-44.
- Mount, D.R., Gulley, D. D., Hockett J. R., Garrison, T. D. & Evans J. M. (1997): Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnows). *Environm. Toxicol. and Chem.* 16:2009–2019.
- Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt (2004): Niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen (28200 neu), Nummer 21, S. 268 ff.
- Niedersächsisches Umweltministerium (2007): Gehobene wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung von Niederschlagswasser, Grubenwasser und Abwasser aus dem Endlager für radioaktive Abfälle, Schacht Konrad 2, in Oberflächengewässer.
- NLWKN (2012): Wasserkörperdatenblatt für den Wasserkörper 16053 Aue / Erse.
- NLWKN (2016): Wasserkörperdatenblatt für den Wasserkörper 16035 Aue / Erse.
- NLWKN (2019): Ökologischer Zustand / Potenzial Fließgewässer. www.umweltkarten.de
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung), Ausfertigungsdatum 20.06.2016 (BGBl. I S. 1373).

- Patrick, R, J. Cairns & Scheier, A. (1968): The relative sensitivity of diatoms, snails, and fish to twenty common constituents of industrial wastes. *The Progressive Fish-Culturist*. 30(3):137-140.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie. Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. F&E-Vorhaben des Umweltbundesamts.
- Reusch, H. & P. Haase (2000): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. 20(4): 182-200.
- Rott, E., P. Pfister, H. van Dam, E. Pipp, K. Pall, N. Binder & K. Ortler (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 pp.
- Runder Tisch „Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion“ (2010): Empfehlung Gewässerschutz Werra / Weser und Kaliproduktion. Kassel.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., Gutowski, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 195 pp.
- Stahl, T., Heyn, J., Georgii, S., Brunn, H. (2009): Aufnahme Perfluorierter Tenside (PFT) in pflanzliche Lebensmittel und Futtermittel. *Lebensmittelchemie* 63(1), 8-10.
- Trama, F.B. (1954): The acute toxicity of some common salts of sodium potassium and calcium to the common Bluegill. (*Lepomis macrochirus* Rafinesque). *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*. 106: 185-205.
- von der Ohe, P.C., A. Prüss, R.B. Schäfer, M. Liess, E. de Deckere & W. Brack (2007): Water quality indices across Europe--a comparison of the good ecological status of five river basins. *J Environ Monit.* 9(9):970-978.
- Warg G. (1987): Diskussionsbeitrag zu den Themen: Zulässiges Ammonium in Fließgewässern; Toxizität des Ammoniaks; Zuordnung zu Güteklassen. *Korrespondenz Abwasser* 34: 873-876.

Anhang

Tab. A- 1: Physikalisch-chemische Werte an den NLWKN-Messstellen aus dem Zeitraum 2009-2016 (Daten vom NLWKN).

Untersuchungsjahr	Üfingen			Wierthe		Wendeburg			Ohof		
	2009	2012	2015	2013	2016	2009	2012	2015	2009	2012	2015
Wassertemperatur [°C]	8,8	13,7	9,8	20,1	8,9	13,1	15,5	14,8	18,7	15,1	15,1
Leitfähigkeit [µS/cm]	1487	1854	2008	1758	1910	1511	1744	1931	1565	1368	1728
pH-Wert	8,9	8,4	8,8	8,0	8,2	7,7	8,4	8,2	7,5	8,0	8,6
Sauerstoffgehalt [mg/l]	11,4	11,5	10,8	8,3	12,2	8,4	12,0	10,8	7,0	9,8	9,5
Sauerstoffsättigung [%]	98	111	95,2	91	105	80	120	107	75	97	95

Tab. A- 2: Kennwerte des Makrozoobenthos und Bewertung nach PERLODES für die Messstellen Üfingen, Wierthe, Wendeburg, Rietze und Ohof aus den Jahren 2009-2016 (Daten vom NLWKN Braunschweig).


Für die Ermittlung der Taxazahlen wurden Tubificiden und Chironomiden nur als übergeordnete Taxa gezählt.

Messstelle	Üfingen			Wierthe		Wendeburg		
	2009	2012	2015	2013	2016	2009	2012	2015
Untersuchungsjahr	2009	2012	2015	2013	2016	2009	2012	2015
FG-Typ	18	18	18	18	18	15	15	15
Anzahl Taxa	45	28	27	28	19	28	32	16
Individuenzahl / m ²	396	73	171	515	174	335	352	296
Rote Liste-Arten	3	1	-	1	1	1	3	1
Dominante Arten	<i>Hydropsyche angustipennis</i> Chironomidae	<i>Platycnemis pennipes</i>	<i>Rhyacophila nubila</i>	<i>Hydropsyche</i> spp.	Chironomidae	<i>Gammarus pulex</i> <i>Hydropsyche</i> spp.	Tubificidae <i>Hydropsyche</i> spp. <i>Gammarus pulex</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<i>Gammarus pulex</i>
Saprobie								
Saprobien-Index	2,37	2,20	2,38	2,05	2,09	2,42	2,29	2,30
Qualitätsklasse	mäßig	gut	mäßig	gut	gut	mäßig	gut	gut
Allgemeine Degradation								
Score	0,38	0,26	0,43	0,71	0,60	0,60	0,61	0,77
Qualitätsklasse	unbefried.	(unbefried.)	mäßig	gut	mäßig	mäßig	gut	(gut)
Ökologische Potenzialklasse	unbefried.	(unbefried.)	mäßig	gut	mäßig	mäßig	gut	(gut)
Plausibilisierte Endbewertung (NLWKN)								
Begründung	plausibel	plausibel	keine Eintags- und Steinfliegen, geringe Abundanz	Keine Steinfliegen und Gammariden. Nur eine Eintagsfliegenart (<i>Baetis fuscatus</i>). Mäßig artenreiche Köcherfliegenfauna. Aber mit Vorkommen von <i>Ithytrichia lamellaris</i> und <i>Atrichops crassipes</i> relativ anspruchsvolle Arten vertreten.	mäßig mit Tendenz zu unbefriedigend	-	an der Grenze zu mäßig	berechnetes Ergebnis nicht gesichert, geringe Abundanz und Taxazahl, indes. bei EPT, Saprobienindex an der Grenze zu mäßig
Gesamtbewertung	unbefried.	unbefried.	unbefried.	mäßig	mäßig	mäßig	gut	mäßig

Tab. A-2 Forts.

Messstelle	Rietze		Ohof		
	2013	2016	2009	2012	2015
Untersuchungsjahr	2013	2016	2009	2012	2015
FG-Typ	15	15	15	15	15
Anzahl Taxa	51	18	30	30	23
Individuenzahl / m ²	1598	190	236	1056	159
Rote Liste-Arten	6 / 1 FFH-Art	2	3 / 1 FFH-Art	4 / 1 FFH-Art	- / 1 FFH-Art
Dominante Arten	<i>Hydroptila</i> sp. <i>Gammarus pulex</i> <i>Aphelocheirus aestivalis</i> Chironomidae Tubificidae	<i>Gammarus pulex</i> <i>Aphelocheirus aestivalis</i>	<i>Platycnemis pennipes</i> <i>Calopteryx splendens</i>	<i>Hydroptila</i> sp. <i>Aphelocheirus aestivalis</i>	<i>Gammarus pulex</i> Chironomidae
Saprobie					
Saprobien-Index	2,07	2,02	2,21	2,12	2,37
Qualitätsklasse	gut	gut	gut	gut	mäßig
Allgemeine Degradation					
Score	0,76	0,72	0,74	0,81	0,39
Qualitätsklasse	gut	(gut)	gut	sehr gut	unbefried.
Ökologische Potenzialklasse	gut	(gut)	gut	gut	unbefried.
Plausibilisierte Endbewertung (NLWKN)					
Begründung	plausibel	Artenverarmung, große Defizite bei Eintags-, Köcher- und Steinfliegen; geringe Abundanz	-	-	-
Gesamtbewertung	gut	mäßig	gut	gut	unbefried.

Tab. A- 3: Referenzgemeinschaft für die Fischfauna im WK 16053 (LAVES 2017).



Potenziell natürliche Fischfauna

LAVES - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
Dezernat Binnenfischerei - Fischerakundlicher Dienst
Eintrachtweg 19, 30173 Hannover, Tel: 0511-120-8907, Fax: 0511-120-8980

24.05.2017
Seite 1/1

Gewässer:	Erse	Stand:	27.02.2015
WK-Nr:	16035	EU_SEG_CD:	DE_RS_4848_0_25858
Fischregion:	Hasel-Gründlings-Region		
Gew.-Abschn.:	LuH; von Einmdg. Schneegraben uh Wendeburg bis Mdg. in Fuhse unterhalb Uetze		

DVNR NAME	Abundanz-Klasse	Abundanz [%]
9020 Aal	LA	5,0
9047 Bachneunauge	TA	1,9
9017 Barbe		
9037 Bitterling	BA	0,5
9025 Brassen, Blei	TA	1,9
9142 Döbel	LA	10,0
9239 Dreistachliger Stichling, Binnenform	TA	3,0
9002 Elritze	TA	2,0
9019 Flussbarsch	LA	5,5
9979 Flussneunauge		
9006 Gründling	LA	31,0
9029 Güster	TA	4,0
9009 Hasel	LA	15,0
9018 Hecht	TA	1,9
9014 Karausche	BA	0,1
9034 Moderlieschen	BA	0,5
9949 Neunstachliger Stichling	BA	0,1
9016 Quappe	BA	0,5
9023 Rotauge, Plötze	LA	10,0
9043 Rotfeder	BA	0,9
9036 Schlammpeitzger	BA	0,1
9003 Schleie	BA	0,1
9103 Schmerle	TA	2,0
9032 Steinbeißer	TA	4,0

Anzahl Taxa: 24

Abundanzklassen: LA: Leitart (>= 5%)
TA: typspezifische Art (>= 1 - < 5 %)
BA: Begleitart (0,1 - < 1%)

Tab. A- 4: Referenzgemeinschaft für die Fischfauna im WK 16035 (LAVES 2017).



Potenziell natürliche Fischfauna

24.05.2017

LAVES - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit

Seite 1/1

Dezernat Binnenfischerei - Fischereikundlicher Dienst

Eintrachtweg 19, 30173 Hannover, Tel: 0511-120-8907, Fax: 0511-120-8980

Gewässer:	Aue	Stand:	27.02.2015
WK-Nr.:	16053	EU_SEG_CD:	DE_RS_4848_35883_48692
Fischregion:	Hasel-Gründlings-Region		
Gew.-Abschn.:	LuH; oh Wierthe bis uh Vechelade (Grenze Börde - Weser-Aller-Flachland)		

DVNR NAME	Abundanz-Klasse	Abundanz [%]
9020 Aal	TA	3,0
9047 Bachneunauge	TA	1,9
9037 Bitterling	BA	0,5
9025 Brassen, Blei	TA	1,9
9142 Döbel	LA	10,0
9239 Dreistachliger Stichling, Binnenform	TA	3,0
9019 Flussbarsch	TA	4,0
9006 Gründling	LA	35,1
9029 Güster	TA	4,0
9009 Hasel	LA	15,0
9018 Hecht	TA	1,9
9034 Moderlieschen	BA	0,1
9949 Neunstachliger Stichling	BA	0,1
9016 Quappe	BA	0,5
9023 Rotaugen, Plötze	LA	10,0
9043 Rotfeder	BA	0,9
9003 Schleie	BA	0,1
9103 Schmerle	TA	4,0
9032 Steinbeißer	TA	4,0

Anzahl Taxa: 19

Abundanzklassen: LA: Letart (>= 5%)
 TA: typspezifische Art (>= 1 - < 5 %)
 BA: Begleitart (0,1 - < 1%)