

KALLERT & LOY GbR
Biologischer Dienst & Projektbüro

Kallert & Loy GbR

Birkenweg 11

91325 Adelsdorf/Aisch

Tel: 0151-555 39 35

Info@kul-lab.de

www.kul-lab.de

8/14/2020

Fachgutachten

Prognose von Auswirkungen einer Erweiterung der Deponie Rothmühle auf
verschiedene biologische Komponenten in der Wern, Schweinfurt, Bayern

Fachgutachten

Prognose von Auswirkungen einer Erweiterung der Deponie Rothmühle auf verschiedene biologische Komponenten in der Wern, Schweinfurt, Bayern

Auftraggeber:

Landratsamt Schweinfurt

Abfallwirtschaft

Schrammstraße 1

97421 Schweinfurt

Ansprechpartner: Stephan Orzol

Bearbeitung:

Studien- und Projektbüro Kallert & Loy GbR

Birkenweg 11

91325 Adelsdorf/Aisch

Tel: 0151-555 39 352

E-Mail: info@kul-lab.de

www.kul-lab.de

Aisch im August 2020

Unterschrift/Stempel

Inhaltsverzeichnis

Aufgabenstellung	4
Veranlassung.....	4
Verfahren	4
Technische Voraussetzungen	4
Einleitung.....	4
Überwachungswerte	5
Relevante Bestimmungen	8
Bewertungsansatz in Bezug auf die vorhandenen BQK.....	9
Beschreibung der Wern.....	10
Beschreibung der vorliegenden Biozönose	10
Diatomeen	11
Makrophyten.....	13
Makrozoobenthos (MZB)	14
Fische	16
Einfluss der chemischen Parameter auf Gewässerorganismen	18
Ammonium-N.....	18
Nitrit-N	19
Nitrat-N	19
Gesamt Stickstoff.....	19
Gesamt-Phosphat.....	20
Sulfat	20
Gesamter organisch gebundenen Kohlenstoff.....	20
Generelle Einschätzung zur Auswirkung auf die Biozönose der Wern.....	21

Diatomeen	21
Makrophyten	21
Makrozoobenthos	22
Fische	23
Bewertung biologischer Auswirkungen der chemischen Parameter.....	24
Trophie	24
Ammonium-N.....	25
Nitrit-N	26
Nitrat-N	26
Gesamt Stickstoff.....	27
Gesamt-Phosphat.....	27
Sulfat	27
Gesamter organisch gebundenen Kohlenstoff.....	27
Gesamtprognose.....	28
Empfehlungen zum Schutz der Flora und Fauna der Wern	30
Literatur	31
Abkürzungen	33
Anhang.....	34
Anhang 1: Messwerte Temperatur (Tageswerte)	34
Anhang 2: FG-Typisierung OFWK Wern	35
Anhang 3: FG-Steckbrief OFWK Wern	36
Anhang 4: Diatomeen-Analyse	37
Anhang 5: MZB-Bewertung	40

Aufgabenstellung

Veranlassung

Im Zuge der auf Antrag des LRA Schweinfurt vom Mai 2020 geplanten Deponieerweiterung Rothmühle (DK II) soll anfallendes Sickerwasser gem. § 15 WHG (Mai 2020) nach Fertigstellung in die Wern eingeleitet werden. Mit dem vorliegenden Fachgutachten soll überprüft werden, ob die zu erwartenden Stoffgehalte der Einleitungen aus gewässerökologischer Sicht verträglich bzw. welche Ablaufwerte der Anlage für verschiedene Parameter aus gewässerökologischer Sicht angemessen sind. Damit soll auch geklärt werden, ob weitergehende Anforderungen an den Betreiber der geplanten Deponieerweiterung zu stellen sind.

Verfahren

Ziel ist die Prognose von Effekten der im Sickerwasser (SIWA) anfallenden allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (ACP) auf die in der Wern vorkommenden biologischen Qualitätskomponenten (BQK). Die Prüfung dieser Fragestellung erfolgt biologisch anhand der Fischzönose, der Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos, MZB) und der Makrophyten- und Kieselalgenflora der Gewässersohle (benthische Diatomeen) basierend auf den Angaben des LRA Schweinfurt, sowie chemisch-physikalisch durch Betrachtung der geplanten Immissionssituation aus gewässer- und fischereibiologischer Sicht. Weder eine umfassende Bewertung des chemischen noch des biologischen Zustands nach WRRL soll im Rahmen des vorliegenden Gutachtens vorgenommen werden.

In Form einer Wirkprognose sollen die potenziellen Auswirkungen des Vorhabens bewertet werden. Dabei wird im Sinne einer höchstvorsorglichen Bewertung von den ungünstigsten möglichen Auswirkungen ausgegangen. Daher überprüfen wir, ob das Vorhaben hinsichtlich der BQK prognostizierbar zu einer Verschlechterung des ökologischen und trophischen Zustands der Wern führt oder u.U. der Zielerreichung eines guten ökologischen Zustands entgegensteht. Es muss zwischen akuten (toxischen, Mortalität) und chronischen Wirkungen auf die Zönosen unterschieden werden, da auch niedrige subletale Konzentrationen individuelle Arten physiologisch beeinträchtigen können. Eine negative Beeinflussung der BQK durch indirekte Einwirkungen, welche sich z.B. für Diatomeen und Makrophyten ergeben könnten und daher über die Nahrungskette einen Effekt auf das MZB und die Fischfauna haben können, ist grundsätzlich möglich.

Belastbare und verbindliche Grenzwerte für alle zu untersuchenden Organismengruppen bzw. Taxa für die jeweiligen chemischen Parameter existieren naturgemäß nicht. Hier muss in den meisten Fällen auf generelle Literaturangaben und rechtliche Vorgaben von Experten zurückgegriffen werden. Hierauf aufbauend wird eine mögliche Auswirkung als nicht relevant eingestuft, wenn durch die Gesamtbelastung gemäß der Mischwasserberechnung keine mess- bzw. prognostizierbare negative Veränderung der Biozönosen hinsichtlich Artenzusammensetzung, Reproduktion und Abundanz zu erwarten ist. Für Stoffe bei denen nach der vorliegenden Berechnung alle relevanten Vorgaben (s. Abschnitt Relevante Bestimmungen) eingehalten werden, ist nach aktuellem Kenntnisstand grundsätzlich davon auszugehen, dass keine prognostizierbaren negativen Auswirkungen der SIWA-Einleitung auf die betrachteten BQK der Wern eintreten werden.

Technische Voraussetzungen

Einleitung

Laut Antrag soll das im Erweiterungsbereich anfallende gering mineralisch belastete SIWA, abhängig von der tatsächlich festgestellten Belastung, als Direkteinleitung in den OFWK oder bei einer Überschreitung der in der Mischwasserberechnung (MWB) ermittelten Überwachungswerte, über eine Druckleitung als

Indirekteinleitung in die Kläranlage der Stadt Schweinfurt abgeleitet werden. Die Ablaufüberwachung erfolgt für die festgelegten Überwachungswerte durch eine kontinuierliche Messung über eine Sonde und über die im Rahmen der Eigenüberwachungsverordnung durchgeführten Laborproben.

Bei der Direkteinleitung (drucklose Entwässerung über Freispiegelkanal) in die Wern wird die Einleitmenge über einen elektrisch regelbaren Schieber und die Durchflussmessung gesteuert, bei Bedarf gedrosselt und vor der Einleitung noch über einen Substratfilterschacht (vorgesehen ViaPlus, Fa. Mall) behandelt. Als Drosselwassermenge sind 2 l/s vorgesehen, die in Abhängigkeit des Abflusses in der Wern bis auf 10 l/s gesteigert werden können. Der berechnete durchschnittliche Sickerwasserabfluss beträgt 1,6 l/s. Das anfallende SIWA soll primär als Direkteinleitung dosiert in die Wern abgeleitet werden. Voraussetzung dafür ist, dass die Anforderungen der Abwasserverordnung, Anhang 51, und der WRRL eingehalten werden.

Überwachungswerte

Um die Anforderungen der WRRL umzusetzen, müssen für die relevanten chemischen Größen Überwachungswerte festgelegt werden. Dies erfolgt über eine Mischberechnung auf Grundlage der tatsächlichen Messwerte der Wern und einem Abgleich mit voraussichtlich anfallenden Konzentrationen einzelner Parameter des Sickerwassers. Daraus resultierenden differenzierte Güteklassen der Wern. Um die Forderung der WRRL, dass die Gewässergüte durch Einleitungen nicht verschlechtert werden darf (Verschlechterungsverbot) einzuhalten, wurde die Drosselwassermenge und die eingeleiteten Stoffe über eine MWB aus Daten von Vergleichsdeponien ermittelt. Für Starkregenereignisse, die zu Abflüssen über dem Drosselabfluss oder der Pumpenleistung liegen, werden entsprechende Rückhaltebecken zwischengeschaltet. Die Schwellen- bzw. Maximalwerte für die chemischen Parameter wurden den Index- bzw. Qualitätsklassen dergestalt angepasst, dass sich an der Einordnung der jeweiligen Güteklassen nichts ändert (s. Abb. 1). Freilich schließt dies die BQK noch nicht vollends ein, sofern sich lediglich an Grenzwerten orientiert wird.

Für eine Einleitmenge von 2 l/s ergeben sich aus der Mischberechnung der Fa. AU Consult folgende Überwachungswerte bzw. nicht zu überschreitende Schwellengrenzwerte für das einzuleitende Sickerwasser:

Ammonium-N = 1,52 [mg/l]

Nitrit-N = 0,51 [mg/l]

Nitrat-N = 11,89 [mg/l]

N Gesamt = 68,78 [mg/l]

Sauerstoff gelöst = 0,00 [mg/l]

P Gesamt = 0,30 [mg/l]

Sulfat = 1877,95 [mg/l]

TOC = 230 [mg/l]

Diese Daten liegen im Rahmen der MWB der in Abb. 1 dargestellten Grenz- und Mittelwerten zugrunde. Eine Berechnung des Mischungs-pH-Werts über die Alkalinitäten der beteiligten Komponenten ist im vorliegenden Fall aufgrund der geringen Zuleitungsvolumina nicht erfolgt. Für den ebenfalls in erheblicher Menge im SIWA enthaltenen Parameter Chlorid (Abb. 2) liegt keine MWB vor, weswegen hierzu keine Bewertung vorgenommen werden konnte.

Grenz- bzw. Maximalwerte für Einleitung

	MNQ Gewässer	Abwassereinleitung Normalbetrieb	Gesamt	Güteklasse Wern (Wert)	Güteklasse Wern
Abflussdaten [l/s]	81	2	83		
Ammonium-N. [mg/l]	0,27	1,52	0,30	0,3	II
Ammonium-N-Fracht [mg/s]	21,87	3,03	24,90		
Nitrit-N Konz. [mg/l]	0,09	0,51	0,10	0,1	II
Nitrit-N Fracht [mg/s]	7,29	1,01	8,30		
Nitrat-N[mg/l]	4,83	11,89	5,00	5	II-III
Nitrat-N Fracht [mg/s]	391,23	23,77	415,00		
N Ges-Konz. [mg/l]	4,45	68,78	6,00	6	II-III
N Ges-Fracht [mg/s]	360,45	137,55	498,00		
Sauerstoff, gelöst[mg/l]	8,25	0,00	8,05	8	I-II
Sauerstoff, gelöst-Fracht [mg/s]	668,25	0,00	668,25		
P Ges-Konz. [mg/l]	0,30	0,30	0,30	0,3	II-III
P-Ges-Fracht [mg/s]	24,30	0,60	24,90		
Sulfat-Konz. [mg/l]	56,10	1877,95	100,00	100	II
Sulfat-Fracht [mg/s]	4544,10	3755,90	8300,00		
TOC-Konz. [mg/l]	4,57	229,92	10,00	10	II-III
TOC-Fracht [mg/s]	370,17	459,83	830,00		

Mittelwerte der Vergleichsdeponie

	MNQ Gewässer	Abwassereinleitung Normalbetrieb	Gesamt	Güteklasse Wern (Wert)	Güteklasse Wern
Abflussdaten [l/s]	81	2	83		
Ammonium-N. [mg/l]	0,27	0,34	0,27	0,3	II
Ammonium-N-Fracht [mg/s]	21,87	0,68	22,55		
Nitrit-N Konz. [mg/l]	0,09	0,10	0,09	0,1	II
Nitrit-N Fracht [mg/s]	7,29	0,20	7,49		
Nitrat-N[mg/l]	4,83	11,89	5,00	5	II-III
Nitrat-N Fracht [mg/s]	391,23	23,77	415,00		
Nitrat ist der limitierende Parameter Mittelwert gering größer als Grenzwert (Grenzwert Trinkwasser 50 mg/l)					
N Ges-Konz. [mg/l]	4,45	14,38	4,69	6	II-III
N Ges-Fracht [mg/s]	360,45	28,76	389,21		
Sauerstoff, gelöst[mg/l]	8,25	0,00	8,05	8	I-II
Sauerstoff, gelöst-Fracht [mg/s]	668,25	0,00	668,25		
P Ges-Konz. [mg/l]	0,30	0,14	0,30	0,3	II-III
P-Ges-Fracht [mg/s]	24,30	0,28	24,58		
Sulfat-Konz. [mg/l]	56,10	1041,00	79,83	100	II
Sulfat-Fracht [mg/s]	4544,10	2082,00	6626,10		
TOC-Konz. [mg/l]	4,57	23,00	5,01	10	II-III
TOC-Fracht [mg/s]	370,17	46,00	416,17		

Abb. 1: Mischwasserberechnung (MWB) nach Einleitung des Sickerwassers (orange) aus der Deponieerweiterung Rothmühle, berechnet aus Analysedaten einer Vergleichsdeponie (Fa. AU Consult), bei Erreichen der Überwachungs-(Grenz-)werte (oben) und im Regelbetrieb (Mittelwerte, unten). Konzentrationen vor/nach Einleitung von im Mittel 2 l/s jeweils in Gelb. Angegeben rechts die parameterspezifische Güteklassen-Einordnung.

Parameter	Einheit	Überwachungs- wert Anhang 51	Konzentration aus Beispieldeponie			Ansatz für Mischungsrechnung / Güteklassifikation des WWA
			Minimum	Mittelwert	Maximum	
pH-Wert		6,5 - 9,0	7	8	9	
CSB	mg/l	200	15	60	150	
BSB5	mg/l	20	2	3	4	
Stickstoff, gesamt, als Summe aus Ammonium- Nitrit- und Nitratstickstoff (Nges)	mg/l	70	5,10	14,38	40,00	
Ammonium-N	mg/l		0,02	0,34	5,60	
Nitrat-N	mg/l		3,00	14,00	16,00	
Nitritstickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	2	0,01	0,10	0,33	
Phosphor, gesamt	mg/l	3	0,04	0,14	0,57	
Kohlenwasserstoffe, gesamt	mg/l	10	0,00	0,00	0,00	
AOX	mg/l	0,5	0,01	0,09	0,59	
Quecksilber	mg/l	0,05	0,001	0,001	0,001	
Cadmium	mg/l	0,1	0,000	0,000	0,000	
Chrom	mg/l	0,5	0,032	0,059	0,110	
Chrom VI	mg/l	0,1	0,016	0,059	0,110	
Nickel	mg/l	1	0,002	0,025	0,061	
Blei	mg/l	0,5	0,000	0,000	0,000	
Kupfer	mg/l	0,5	0,011	0,031	0,120	
Zink	mg/l	2	0,010	0,071	0,330	
Arsen	mg/l	0,1	0,006	0,011	0,022	
Cyanid, leicht freisetzbar	mg/l	0,2				
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l	1				
Chlorid	mg/l		200,000	694,000	1600,000	
Sulfat	mg/l		106,00	1041,00	2600,00	

Abb. 2: Abschätzung der Sickerwasserqualität aus der Deponieerweiterung Rothmühle an Hand einer Beispieldeponie (Gemittelt aus Analysen von 2006 bis 2018) (Fa. AU Consult).

Der Sauerstoffgehalt beträgt laut Mittelwert-Messung nach MWB im Falle maximaler Einleitungswerte im Mittel knapp 90 % und kann daher ob des zufriedenstellend hohen Wertes für alle BQK aus der gesamten Betrachtung ausgenommen werden. Er sollte dennoch in der Überwachung nach Inbetriebnahme der Neuanlage mit erfasst werden, um auftretenden Zehrungsprozessen im Gewässer begegnen zu können. Es ergeben sich im Regelbetrieb (Mittelwerte laut Tab. 1) rechnerische Veränderungen der Stoffkonzentrationen, wie teils auch deutliche Zunahmen der Konzentrationen für Sulfat, Stickstoff und gesamter gebundener Kohlenstoff (TOC) bei Erreichen der prognostizierten Maximalwerte, im Vergleich der aus der MWB resultierenden Gesamtbelastung zur Vorbelastung. Nitrat tritt nach der AG-Vorgabe als begrenzender Faktor für die SIWA-Einleitungsmenge zutage, da bereits bei Regelbetrieb der gewässerübergreifende Grenzwert laut LAWA (2014) von 5,0 mg/l erreicht wird. Für Gesamtstickstoff sieht die OGewV keinen Schwellenwert vor. Bezüglich einiger Parameter ist bei Erreichen der berechneten Überwachungswerte (= Grenz- bzw. Maximalwerte) generell von einer möglichen Wirkung auf die BQK auszugehen. Die trophisch wirksamen Parameter Ammonium-N, Gesamt-Phosphat und Nitrit-N verletzen bereits in der Vorbelastung deutlich die FG-typspezifischen Orientierungswerte seitens OGewV (2016) bzw. LAWA (2012, 2014, 2017).

Relevante Bestimmungen

Innerhalb Deutschlands sind die Anforderungen an das Einleiten von Abwasser über die Abwasserverordnung (AbwV) in der jeweils gültigen Fassung geregelt. Hier werden über die Anhänge 1 bis 57 (Stand: 17. Juni 2004) die Anforderungen und Grenzwerte für Abwässer getrennt nach Herkunft oder Art definiert. Zu den allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten (ACP) der Fließgewässer zählen folgende Qualitätskomponenten und Parameter:

- Temperaturverhältnisse: Wassertemperatur
- Sauerstoffhaushalt: Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, TOC, BSB, Eisen
- Salzgehalt: Chlorid, Leitfähigkeit bei 25°C, Sulfat, Salinität
- Versauerungszustand: pH-Wert, Säurekapazität K_s (bei versauerungsgefährdeten Gewässern)
- Nährstoffverhältnisse: Gesamt-Phosphat, ortho-Phosphat, Gesamtstickstoff, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff

Für eine belastbare Beurteilung der Wirkung berechneter bzw. erwarteter Konzentrationsänderungen auf die BQK können vorliegende toxikologische Befunde bei verschiedenen Taxa aus der Literatur nicht ausreichen, weil sowohl stoff- als auch Taxa-spezifisch eindeutige Ursache-Wirkungsbezüge mit validen Angaben über ökotoxikologische „Grenzwerte“ vorliegen müssten. Diese sind nicht oder nur spärlich vorhanden und die vorhandenen Studien lassen sich nur bedingt auf die jeweilige Habitat-Situation übertragen. Daher werden zur Prognostizierung potentieller Auswirkungen von berechneten Konzentrationsänderungen ähnlich der Bewertung der Vorbelastung als Basis die Beurteilungswerte der OGewV 2016 (Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, Anlage 7 (zu § 5 Absatz 4 Satz 2, Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten)) herangezogen. Laut dieser werden bestimmte Orientierungswerte (OW) (MN/a) für die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential für OFWK des Fließgewässer-Typs 6k im Sinne von Mindestanforderungen (s. Tab. 1) vorgegeben. Die OW basieren in weiten Teilen auf ökotoxikologischen Daten. Insbesondere hinsichtlich der ACP werden auch Werte für Nährstoff- und Ionenverhältnisse für einen guten Zustand des OFWK angegeben.

Tab. 1: Orientierungswerte (MN/a) laut OGewV (2016) Anlage 7 für die hier behandelten chemischen Parameter für den FG-Typ 6k.

Sauerstoff (O ₂) mg/l	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) mg/l	Sulfat (SO ₄ -2) mg/l	pH-Wert	Ortho-Phosphat (o-PO ₄ -P) mg/l	Gesamt-Phosphat (Gesamt-P) mg/l	Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) mg/l	Ammoniak-Stickstoff (NH ₃ -N) µg/l	Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N) µg/l
> 7	< 7	≤ 220	7,0 – 8,5	≤ 0,07	≤ 0,10	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50

(Quelle: http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/anlage_7.html)

Eine detailliertere biologische Orientierung gibt das LAWA-Projekt O 3.12 („Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern“, Endbericht Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012) und das LAWA-AO Arbeitspapier Rakon II (2016): RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL, Stand 09.01.2015. In letzterem wurde die Aggregation der LAWA-Typen gegenüber 2007 auch hinsichtlich geochemischer Kriterien (silikatisch/basenarm – karbonatisch/basenreich) differenziert. Die LAWA hat in diesen Veröffentlichungen auf Grundlage einer statistischen Auswertung von langjährigen chemischen und biologischen Monitoringdaten Vorschläge zu OW entwickelt. Die in diesen Schriften enthaltenen OW haben grundsätzlich für alle BQK Gültigkeit, wobei laut den Angaben für Fische teils weiter differenziert werden muss.

Für diese ist neben der OGewV die Fischgewässerverordnung (Verordnung WassR 2.3.7 des Umweltministeriums über die Qualität von Fischgewässern vom 28. Juli 1997 (GBl. S. 340)) heranzuziehen. Diese differenziert jedoch nur zwischen Salmoniden- und Cypriniden-geprägten Gewässern. Die Fischgewässerverordnung ist nicht mehr rechtsgültig, wird aber zur Orientierung unterstützend verwendet. Das weiterhin zu beachtende Verschlechterungsverbot nach WRRL bzw. die LAWA-Handlungsempfehlung vom 2017 ist wie folgt definiert: „Eine Verschlechterung liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer biologischen Qualitätskomponente um eine Klasse nachteilig verändert, auch wenn dies nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Zustands des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt. Befindet sich die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Zustandsklasse, stellt jede weitere nachteilige Veränderung eine Verschlechterung dar.“

Bewertungsansatz in Bezug auf die vorhandenen BQK

Eine Bewertung des OFWK-Abschnitts anhand üblicher Indices im Rahmen der Untersuchungen zur EG-WRRL (Saprobie, Allgemeine Degradation etc. per PERLODES-Modulen, ASTERICS) war in diesem Verfahren nicht vorgesehen und konnte aufgrund der unzureichenden Datenlage v.a. des MZB nicht erfolgen. Die uns vorliegenden Daten zum MZB sind für eine softwaregestützte Auswertung ungeeignet, da zum einen eine Einzelerfassung vorliegt, und zum anderen in vielen Fällen bzw. in Bezug auf wichtige Komponenten keine Bestimmung bis Artniveau erfolgte. Die MZB Module Saprobie und Allgemeine Degradation können zwar trophische und toxische Wirkungen und Belastungssituationen im Gewässer beschreiben bzw. Hinweise auf deren Vorhandensein untermauern, liefern in der vorliegenden Fragestellung jedoch aufgrund ihrer deskriptiven Ausrichtung keine prognostische Information zu negativen Veränderungen der Biozönose. Eine Indikation v.a. der Artzusammensetzung mit Blick auf sensitive Arten ist nur über den Abgleich von Befunden oberhalb und unterhalb einer Einleitung sinnvoll.

Aussagen zur potentiellen Entwicklung des Wernabschnitts lassen sich nur durch Analogieschlüsse ableiten. Daher wird in diesem Gutachten eine Bewertung anhand des Ist-Zustandes nach fachlichen Kriterien in Form einer biologisch basierten Auswirkungsprognose vorgenommen. Diese gilt unter Vorbehalt und ist wie in Abschnitt Zusatzempfehlungen aufgeführt, ggf. nach Einleitungsbeginn entsprechend zu überprüfen. Für die Herleitung von Entwicklungsprognosen für aquatische Biozönosen in Folge veränderter abiotischer Rahmenbedingungen existieren im Augenblick noch keine standardisierten oder verbindlichen methodischen Vorgaben. Grundsätzlich gilt stets, dass die Vermeidung oder Reduktion anthropogen verursachter stofflicher Belastungen und die Rückführung hydromorphologischer Beeinträchtigungen die Entwicklung der Lebewesen in naturnaher Weise begünstigt.

Im Zuge der Prognoseerstellung wurden die gruppen- und – falls bekannt - artbezogenen Präferenzen der floristischen und faunistischen Biota den derzeitigen und den zu erwartenden Stofffrachten der Wern gegenübergestellt und anschließend die prinzipielle Möglichkeit des Vorkommens der Arten geprüft. Geringe Abundanzen und Einzelfunde bestimmter Taxa fließen dabei in geringerem Maß in die Bewertung ein. Die Gesamtbelastung wird dabei im Vergleich zu den Vorgaben aus fachlichen Orientierungswerten sowie im Vergleich zur Vorbelastung bewertet. Eine höhere Vorbelastung bewirkt geringere relative Veränderungen als eine niedrige Vorbelastung, so dass die Bewertung möglicher Effekte durch den Grad der Vorbelastung stark beeinflusst ist. Trotzdem ist die relative Bewertung im Vergleich zur Vorbelastung unerlässlich, da die Bewertung im Sinne des Verschlechterungsverbotes und Verbesserungsgebotes immer auch eine Beurteilung in Relation zur bereits vorhandenen Belastung bedeutet.

Zum einen werden die im Regelbetrieb auftretenden SIWA-Stofffrachten (erwartete Mittelwerte laut Tabelle unten In Abb. 1) betrachtet. Zum anderen gilt es, den „worst case“ mit Spitzen- bzw. Kurzzeitwerten (kurzzeitige Höchstkonzentration und -menge aller Parameter bei durchschnittlichem Abfluss) z.B. bei

Starkregenereignissen zu bewerten, und zwar für den Fall das dieser dem Regelbetrieb entspräche (was faktisch nicht eintreten wird). Die für die Beurteilung der stofflichen Vorbelastung sowie der aus den Mischrechnungen resultierenden Gesamtbelastung betrachteten Stoffe sind Abb. 1 zu entnehmen.

Beschreibung der Wern

Die Wern ist ein ca. 70 km langer Nebenfluss des Mains in Unterfranken mit relativ träger Fließgeschwindigkeit. Sie führt oft nur wenig Wasser, und die Wasserqualität ist als vergleichsweise schlecht einzustufen (meist Güteklasse II bis III); sie hat sich aber nach 2010 durch den Bau neuer Kläranlagen und die Renaturierungsmaßnahmen deutlich verbessert. Die Wern besitzt ein Einzugsgebiet von 601,69 km² und eine Lauflänge von ca. 74 km und ist im Untersuchungsgebiet dem FG (Sub)Typ 6K (feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers) zuzuordnen. Sie entspringt zwischen Rannungen und Pfersdorf, im Landkreis Bad Kissingen, auf 285 müNN. Von der Quelle bis zur Weidenmühle bei Kronungen ist die Wern ein Gewässer III. Ordnung, von dort bis zur Einmündung des Krebsbaches bei Heugrumbach ein Gewässer II. Ordnung. Bei Gemünden-Wernfeld mündet die Wern auf einer Höhe von ca. 154 müNN in den Main. Bis dahin ist sie ein Gewässer I. Ordnung. Das Einzugsgebiet der Wern beträgt genau 601,69 km², das entspricht ca. 2 % des Gesamteinzugsgebiets des Mains. An der Mainmündung beträgt der hundertjährige Hochwasserabfluss (HQ100) rd. 53 m³/s, der mittlere Wasserabfluss (MQ) liegt bei Sachsenheim bei rd. 2,6 m³/s.

Beschreibung des FG-Subtyp 6k nach LAWA-Typisierung: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers. Die Gewässer sind infolge der sich lang in der Schwebe haltenden Tonteilchen meist getrübt. Bedingt durch geringes Gefälle und geringe Fließgeschwindigkeit kommt es zur Sedimentation der feinen Schwebstoffe. Daher werden die Bettsedimente hier von Tonen, Schluff und Feinsanden bestimmt, daneben kommen Tonsteine, Sandsteine und kiesige Gewässerstrecken sowie organische Substrate (Totholz und Falllaub) vor. Die Sulfate des Gipskeupers bedingen die natürlicherweise hohe Leitfähigkeit und Härte. Im Vergleich zu „echten“ Mittelgebirgsbächen sind diese Gewässer durch eine höhere Wassertemperatur gekennzeichnet.

Beschreibung der vorliegenden Biozönose

Die Wern ist nach unserer Bewertung ein potamal überprägtes Fließgewässer des karbonatisch-rhitrallen Typs. Der aktuelle Zustand der Biozönose kann durch die vorgelegten Monitoring-Daten weitgehend realistisch abgebildet werden, wobei insbesondere temporäre und saisonale Veränderungen in der Häufigkeit einzelner Arten oder Verschiebungen des Artenspektrums bei einer „Momentaufnahme“ nicht berücksichtigt werden können. Ebenso lag naturgemäß noch kein reeller Vergleich z.B. von Probestellen oberhalb/unterhalb der Einleitung vor. Die uns vorliegenden Daten von Seiten des AG LRA Schweinfurt bzw. des WWA Bad Kissingen stammen bis auf jene zur Fischfauna jeweils aus Einzelbeprobungen der Wern bei Ettleben zu unterschiedlichen Beprobungszeitpunkten. Die BQK Makrophyten und Phytobenthos geben Auskunft über den trophischen Zustand des Gewässers, welcher sich aus dem Nährstoffeintrag und den lokalen Umweltbedingungen wie Wassertemperatur und Lichteinstrahlung ergibt. Für die Beurteilung trophischer Belastungen ist das Phytobenthos besonders geeignet und hier insbesondere die Teilkomponente Diatomeen (Kieselalgen). Hierauf kann sich die Prognose abzuleitender Wirkungen dann stützen.

Diatomeen

Benthische Kieselalgen (Aufwuchskieselalgen) sind in allen aquatischen Lebensräumen über das ganze Jahr hinweg zu finden. Die Artenzusammensetzung der Kieselalgen spiegelt im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse wider. Eine Bewertung struktureller Degradation ist anhand der Gruppe nicht möglich. Die Zusammensetzung der Kieselalpengesellschaft ist in hohem Maß vom Wasserchemismus anhängig, wobei zudem Wechselwirkungen zwischen Eutrophierungserscheinungen und auch nur geringfügigen Erhöhung der Ionenfracht (Elektrolytgehalte) bestehen. Die Organismengruppe zeichnet sich durch eine besondere Empfindlichkeit und kurzfristige Reaktionsfähigkeit gegenüber stofflichen Belastungen aus. Dabei ist zu beachten, dass kein linearer Zusammenhang besteht, denn in der meso- und eutrophen Stufe kommt es erst bei wesentlich stärkerer Erhöhung der Nährstoffbelastung zu einem Anstieg des Trophieindex und des Referenzartenindex. Manche Arten benötigen reines und kaum verschmutztes Wasser und sind aus diesem Grunde auch Zeigerorganismen für unbelastete Gewässer. Andere Arten wiederum, die im engl. auch als *agricultural guild* bezeichnet werden, sind typisch für Gewässer, die durch landwirtschaftliche Einträge, bspw. durch Überdüngung, besonders belastet sind. Infolge ihrer kurzen Reaktionszeiten integrieren sie über deutlich kürzere Zeiträume als Makrophyten. Dies bietet die Möglichkeit, bei entsprechender Fragestellung auch Veränderungen im Jahresverlauf aufzuzeigen, macht aber in diesem Falle eine mehrmalige Probenahme erforderlich.

Zur fundierten trophischen Bewertung und Erstellung einer belastbaren Prognose möglicher Einwirkungen auf die BQK Diatomeen war eine Auswertung des Ist-Zustandes per PHYLIB unumgänglich. Alle Phytobenthos-Bewertungen wurden dabei spezifisch für den Gewässertyp der Wern durchgeführt. Für die Kieselalgenbewertung wird der Diatomeen-Typ D 8 (Bäche und kleine Flüsse der Löss-, Keuper- und Kreideregionen), Subtyp 8.1 - entspricht LAWA-Typ 6k, zugrunde gelegt. Die feinmaterialreichen Bäche der Mittelgebirge sind demnach geprägt durch das weitgehende Fehlen trophiesensibler Taxa als Folge eines deutlich höheren Trophiestatus im Grundzustand. So sind die geringsten Trophie-Indizes dem eutrophen Bereich zuzuordnen. Eine Auswahl charakteristischer Arten beinhaltet *Achnanthes biasolettiana*, *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella sinuata*, *Denticula tenuis*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens*, *Fragilaria construens* f. *venter*, *Fragilaria pinnata*, *Gomphonema olivaceum*, *Gomphonema pumilum*, *Navicula ignota* var. *acceptata*. Hiervon waren laut Taxaliste nur *Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus* und *Cocconeis placentula* in der Wern gefunden worden.

In der Wern zeigt sich die Diatomeenzusammensetzung im Bereich der Probestelle demnach vorwiegend durch Arten geprägt, die als ubiquistisch und relativ eutrophierungstolerant anzusehen sind (Tab. 2, Anhang 4). In dem Probenmaterial vom 22.07.2019 dominieren Arten der stark eutrophen Zone (Trophiewert 3,9 – 2,3): *Nitzschia hungarica*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia sigmoidea*, *Gyrosigma acuminatum* var. *acuminatum*, *Fallacia pygmaea* ssp. *Subpygmaea*, *Surirella angusta*, *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *parvulum*, *Navicula lanceolata*, *Amphora copulata*, *Navicula gregaria*, *Navicula cryptocephala* var. *cryptocephala*, *Navicula veneta*, *Nitzschia linearis* var. *Linearis*, *Hippodonta capitata*, *Planothidium lanceolatum*, *Navicula capitatoradiata*, *Navicula trivialis*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *Mayamaea atomus* var. *permitis*, *Navicula tripunctata*, *Navicula slesvicensis*, *Nitzschia recta* var. *recta*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Eolimna minima*, *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceum*, *Melosira varians*, *Navicula tenelloides*, *Navicula erifuga*, *Nitzschia debilis*, *Nitzschia dubia*, *Amphora pediculus*, *Planothidium frequentissimum* var. *Frequentissimum*, *Karayevia ploenensis*, *Nitzschia dissipata* var. *media*, *Cocconeis pediculus*, *Cymbella tumida*, *Nitzschia dissipata* ssp. *dissipata*. Die Mehrzahl diese Arten weist somit eine signifikante Toleranz gegenüber Gewässerverschmutzungen auf. Der prozentuale Anteil verschmutzungstoleranter Taxa (hier 61,7%) weist auf eine zumindest mäßige organische Belastung hin. Der Schwellenwert von 10%, ab dem von einer deutlich wirksamen Belastung ausgegangen werden muss, ist damit weit überschritten.

Tab. 2: Aufstellung der Diatomeenzönose in der Wern bei Ettleben nach PHYLIB-Auswertung (Version 5.3.0 vom 18.02.2016)

Wern, Ettleben oh, (Pegel) 22.07.2019			Bewertung nach Phylib (Version 5.3.0, 18.02.2016)						
	Taxon	Messwert	Trophiewert	Gewichtung	Saprobiewert	Gewichtung	Rote Liste	Halobien-index	Referenzart
6114	Nitzschia hungarica	1	3,9	3,0	2,9	4,0			
6039	Nitzschia amphibia	4	3,8	5,0	2,5	2,0			
6027	Nitzschia sigmoidea	2	3,8	4,0	2,1	4,0			
26611	Fallacia pygmaea ssp. subpygmaea	1	3,7	5,0	2,6	3,0		hmp	
6036	Gyrosigma acuminatum var. acuminatum	8	3,7	3,0	1,9	3,0	V		
6133	Surirella angusta	1	3,7	3,0	2,2	2,0			
6158	Gomphonema parvulum var. parvulum f. parvulum	11	3,6	2,0	k.A.	k.A.			X
26102	Amphora copulata	19	3,5	5,0	1,6	2,0			
6010	Navicula cryptocephala var. cryptocephala	1	3,5	4,0	2,5	2,0			
6015	Navicula gregaria	10	3,5	4,0	2,5	2,0			
6864	Navicula lanceolata	40	3,5	4,0	2,3	3,0			
6890	Navicula veneta	1	3,5	5,0	3,3	2,0			
16891	Hippodonta capitata	3	3,4	3,0	2,7	3,0			
6024	Nitzschia linearis var. linearis	11	3,4	4,0	1,9	2,0			
6910	Navicula capitatoradiata	1	3,3	4,0	2,3	3,0			
6870	Navicula trivialis	1	3,3	1,0	2,7	3,0			
6011	Nitzschia palea var. palea	1	3,3	3,0	k.A.	k.A.			
26048	Planothidium lanceolatum	8	3,3	3,0	k.A.	k.A.			X
26472	Mayamaea atomus var. perinitis	2	3,1	4,0	3,4	2,0			
6831	Navicula tripunctata	1	3,1	3,0	2,0	3,0			
6873	Navicula slesvicensis	8	3,0	2,0	2,0	5,0			
6029	Nitzschia recta var. recta	3	3,0	3,0	1,5	2,0			
26568	Eolimna minima	9	2,9	2,0	k.A.	k.A.			
6867	Gomphonema olivaceum var. olivaceum	3	2,9	1,0	2,1	4,0			
6005	Melosira varians	3	2,9	4,0	2,3	2,0			
6481	Navicula erifuga	1	2,9	2,0	2,3	3,0			
6553	Navicula tenelloides	2	2,9	2,0	k.A.	k.A.			
6921	Nitzschia debilis	1	2,9	2,0	k.A.	k.A.			
6113	Nitzschia dubia	1	2,9	2,0	k.A.	k.A.		hmp	
6224	Rhoicosphenia abbreviata	16	2,9	2,0	2,1	4,0			
6983	Amphora pediculus	49	2,8	2,0	2,1	2,0			
16606	Planothidium frequentissimum var. frequentissimum	6	2,8	3,0	k.A.	k.A.			X
6020	Cocconeis pediculus	1	2,6	2,0	2,0	3,0			
26075	Karayevia ploenensis	12	2,6	3,0	1,9	4,0			
6586	Nitzschia dissipata var. media	2	2,6	1,0	1,3	3,0			X
6066	Cymbella tumida	1	2,5	2,0	1,6	4,0			
6008	Nitzschia dissipata ssp. dissipata	6	2,4	2,0	2,0	3,0			
6728	Cocconeis placentula var. lineata	66	2,3	2,0	k.A.	k.A.			X
6889	Navicula cryptotenella	12	2,3	1,0	1,5	2,0			
6108	Neidium dubium	1	2,3	2,0	1,3	3,0			
6199	Nitzschia paleacea	4	2,3	2,0	2,7	3,0			
6912	Gomphonema minutum	3	2,2	1,0	2,0	5,0			
16653	Navicula antonii	2	2,1	2,0	2,2	2,0			
26235	Reimeria sinuata var. sinuata	8	2,1	1,0	2,0	2,0			X
16609	Psammodium lauenburgianum	3	1,8	3,0	1,9	4,0			
26060	Achnanthes minutissimum var. minutissimum	12	1,2	1,0	1,7	1,0			X
26560	Fallacia lenzii	3	1,2	2,0	1,1	4,0			
26054	Karayevia laterostrata	1	1,2	2,0	1,0	5,0	3	hx	X
26284	Diploneis krammeri	1	1,0	2,0	1,0	5,0	V		
26874	Surirella helvetica	1	0,6	2,0	1,0	5,0	G		X
6120	Nitzschia vermicularis	6	k.A.	k.A.	2,0	3,0			
6616	Nitzschia wuellerstorffii	3	k.A.	k.A.	2,1	4,0			
26051	Planothidium rostratum	1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
6228	Surirella brebissonii var. kuetzingii	3	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
26088	Achnanthes straubianum	7	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
16669	Fragilaria martyi	2	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
16596	Navicula catena	1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	R		
26655	Navicula germainii	1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
16387	Nitzschia abbreviata	10	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
6025	Nitzschia fonticola var. fonticola	4	k.A.	k.A.	2,1	4,0			
6613	Nitzschia subacicularis	1	k.A.	k.A.	2,0	3,0			

DV-Nr.=Datenverarbeitungsnummer, Taxon=Taxonname, Messwert=Anzahl gefundene Arten, Trophiewert=artspez. Trophiewert, Gewichtung= Toleranzbreite einer Art, zeigt wie stark die Indikatorart auf eine Änderung der Gewässerqualität reagiert (1=schwach, 5=stark), Saprobiewert=artspez. Saprobiewert, Rote Liste=als gefährdet ausgewiesene Arten (2 stark gefährdet, 3 gefährdet, G Gefährdung unbekannten Ausmaßes, R extrem selten, V Vorwarnliste (noch ungefährdet, verschiedene Faktoren könnten eine Gefährdung in den nächsten zehn Jahren herbeiführen), Halobienindex= Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen, salzmeidende (haloxene=hx) und salzliebende Taxa (halophile=hmp), typspez. Referenzart= Arten, die an Referenzstellen dominieren.

Makrophyten

Makrophyten umfassen alle höheren und niederen Pflanzen, die im Wasser wachsen und mit dem bloßen Auge wahrgenommen werden können. Zu den Makrophyten zählen Blüten- und Farnpflanzen, Moose und Armleuchteralgen. Berücksichtigt werden auch langfädige Grünalgen. Makrophyten indizieren als integrierende Langzeitindikatoren v.a. die strukturellen und trophischen Belastungen an einem Standort. Sie bilden eine biologische Qualitätskomponente zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Flüssen. Im vorliegenden Fall handelt es sich nach PHYLIB um den Makrophytentyp MP (Quelle: INFO-Was Fachanwendung LIMNO; Bayer. Landesamt für Umwelt).

Typisch für den potamal geprägten FG-Typ 6k sind Makrophyten-Arten, die für langsam fließende Gewässer charakteristisch sind. Zu nennen sind der Einfache Igelkolben *Sparganium emersum*, das Gewöhnliche Pfeilkraut *Sagittaria sagittifolia* sowie Vertreter der Schwimmblattgewächse darunter die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea*, die Weiße Seerose *Nymphaea alba* bzw. das Schwimmende Laichkraut *Potamogeton natans*. Kennzeichnend sind auch verschiedene Großlaichkräuter (*Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus*, *P. alpinus*, *P. gramineus*). Daneben treten in geringer Menge auch Arten der rhithralen Flüsse wie z. B. *Ranunculus* Sekt. *batrachium* (*Ranunculus fluitans*, *R. peltatus*, *R. penicillatus*), *Callitriche*-Arten (*C. brutia* var. *hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis*) oder *Myriophyllum alterniflorum* bzw. *M. spicatum* auf (Quelle: www.gewasserbewertung.de). Die Verbreitung und Abundanz von Makrophyten in Fließgewässern ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Einflussnehmende Parameter sind Beschattung, Fließgeschwindigkeit, Veränderung der Struktur, Verbiss durch Tiere und Makrozoobenthos und chemisch-physikalische Faktoren wie Salinität, Härte, Temperatur und pH-Wert des Wassers.

Wichtig ist vor allem die Trophie. Als limitierende Pflanzennährstoffe sind Phosphor und Stickstoff zu nennen. Arten mit Schwerpunkt in nährstoffarmen Fließgewässern, sogenannte Gütezeiger, sind folgende Arten: *Callitriche brutia* var. *hamulata*, *Chara* spp., *Groenlandia densa*, *Hippuris vulgaris*, *Isolepis fluitans*, *Juncus bulbosus*, *Lemna trisulca*, *Luronium natans*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Montia fontana*, *Nitella flexilis*, *N. opaca*, *Nitellopsis obtusa*, *Pilularia globulifera*, *Peplis portula*, *Potamogeton alpinus*, *P. coloratus*, *P. gramineus*, *P. lucens*, *P. perfoliatus*, *P. polygonifolius*, *P. praelongus*, *Ranunculus hederaceus*, *Riccia fluitans*, *Tolypella* spp., *Utricularia* spp. Demgegenüber gelten als Eutrophierungszeiger folgende Arten: *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *P. pusillus*, *P. berchtoldii*, *P. trichoides*, *Zannichellia palustris*, *Elodea* spp., *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *C. submersum*, *Leptodictyum riparium* und *Octodiceria fontanum* (Quelle: www.gewasserbewertung.de). Zu berücksichtigen bleibt, dass viele Makrophyten ihren Nährstoffbedarf auch aus dem Sediment abdecken können. Eine einfache Korrelation zwischen Nährstoffgehalten des Wassers und Makrophyten ist daher nicht zielführend, zumal Makrophyten Nährstoffe fixieren.

In der Wern konnten lediglich zwei Arten von großen Wasserpflanzen vorgefunden werden (Tab. 3), was bereits eine stark degradierte Hydromorphologie und erhöhte Saprobie indiziert. Der Ästige Igelkolben, der laut mündl. Mitteilung der Fachberatung für Fischerei Unterfranken im weiteren Verlauf der Wern teils in Massenbeständen auftritt, wächst häufig im Uferröhricht stehender, nährstoffreicher Gewässer und an Gräben auf humosem, meist kalkhaltigem Schlamm Boden bis in Wassertiefen bis 50 Zentimeter. Er wächst vor allem dort wo die Beschattung durch benachbarte Röhrichte geringer ist und kann dort Einartbestände, sogenannte Igelkolbenröhrichte, ausbilden. Er ist ein Wechselwasserzeiger, eine Halblichtpflanze, im intermediären Kontinentalbereich wachsend, ein Schwachsäure- bis Schwachbasezeiger und bevorzugt stickstoffreiche Standorte. Der Trophieindex Makrophyten (TIM) für diese Art beträgt 3,00. Er ist eine Kennart der Großröhrichte (*Phragmites australis*). Dominanzbestände solcher Helophyten (Sumpfpflanzen), treten meist in stark ausgebauten, grabenartigen Gewässerabschnitten auf. Diese Degradation bewertet das Kriterium „Helophyten Dominanz“, welches eine Abwertung der Stelle zu einem höchstens „mäßigen“ Zustand bewirkt.

Das Raue Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) benötigt nährstoffreiches, sommerwarmes, stehendes Wasser mit ausgeprägtem Schlammsediment. Es kommt in Seen, und in Altwässern vor, und zwar vor allem in windgeschützten Buchten, vorwiegend in Bereichen von 0,5 bis 1 m Tiefe. Es ist in Mitteleuropa eine Charakterart der Ordnung Potamogetonalia und kommt besonders im Myriophyllo-Nupharetum (Tausendblatt-Teichrosen-Gesellschaft), im Nymphoidetum (Licht- und wärmeliebende Gesellschaft) und im Trapetum vor (Quelle: Wikipedia). *C. demersum* zählt zu den Eutrophierungsanzeigern. Es ist ein Störzeiger, der auf einen mäßigen Zustand des Gewässers hinweist. Es wird als indikative Makrophytenart in die Indikatorgruppe 5,0 (strenge Bindung an Standorte mit hohen Nährstoffkonzentrationen) eingestuft. Der Trophieindex-Makrophyten (TIM) beträgt 3,18 (ermittelt auf der Grundlage der Phosphorkonzentration im Sediment und Freiwasser) (Schneider, 2004).

Tab. 3: Makrophyten der Wern bei Ettleben (Juli 2019).

DV-Nr.	Taxonname	Messwert*
2014	<i>Ceratophyllum demersum</i>	4
2075	<i>Sparganium erectum</i>	3
2075	<i>Sparganium erectum</i>	2

*Messwerte bei Makrophyten werden mit Häufigkeitsklassen angegeben, HK1-5: 1=sehr selten, 2=selten, 3=verbreitet, 4=häufig, 5=sehr häufig bis massenhaft.

Mit dem Bewertungsverfahren PHYLIB konnte die Biozönose-Komponente Makrophyten nicht beurteilt werden, da keine bewertbaren Messwerte für Makrophyten vorlagen. Es fehlen Angaben wie Erscheinungsform, mögliche Gründe für das Fehlen weiterer Arten (z.B. natürliche Gründe oder Degradation). Die Mindestartenanzahl beträgt weniger als 4-5 submers vorkommende Taxa. Eine intakte Makrophytenfauna kann somit bislang an der Wern nicht vorgefunden werden, weshalb die Einwirkung der Einleitung lediglich auf eine weitere Verschlechterung des Degradationszustands hin zu überprüfen ist.

Makrozoobenthos (MZB)

Kennzeichnend für den Rhithral-Typ von FG ist ein hoher Anteil an Besiedlern von Schlamm oder Sand (psammophile und pelale Weichsubstratbewohner). Charakteristisch für die feinsedimentreichen Ablagerungen der FG-Kategorie 6k ist neben oft auftretenden Tubificiden und Chironomiden, die zumeist eher langsam strömende, detritusreiche Ablagerungen der sandigen Gewässersohle besiedeln, Schlammfliegen (Sialidae), die als Larve grabende Eintagsfliege *Ephemera danica* und das häufige Vorkommen von *Gammarus roeselii*. Unter den Köcherfliegen (Trichoptera) sind *Athripsodes bilineatus*, *Chaetopteryx villosa* sowie *Lepidostoma hirtum*, *Lype reducta* sowie *Halesus radiatus* oder *H. tessulatus* typisch für den FG-Typ. Die meisten Köcherfliegen-Arten benötigen saubere oder gering verschmutzte Gewässer bis zur Gewässergüteklasse II (beta-mesosaprobe Stufe). In der Güteklasse II-III, also bereits kritisch belasteten Gewässern, können noch einige Arten der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) vorkommen, die sogar Massenvorkommen ausbilden können (häufig die Art *Baetis rhodani*). Von der Güteklasse III (alpha-mesosaprobe Stufe) an kommen i.d.R. keine Eintagsfliegenlarven mehr vor.

Gefunden wurden in der Wern neben einigen rheophilen Arten und Gruppen erwartungsgemäß viele Besiedler von langsam fließenden FWK mit Feinsubstraten (Tab. 4). Dabei sind vor allem euryöke Arten präsent, Spezialisten fehlen weitgehend. Die EPT-Arten sind mit einigen Arten der Ephemeroptera und Trichoptera nur geringen Abundanzen vertreten. Stein- (Plecoptera) und ebenso Schlammfliegen (Sialidae) fehlen. Dabei finden sich diverse Arten, die auch in Tieflandgewässern nachzuweisen sind, wohingegen klassische Interstitialarten fehlen. Die präsenten Köcherfliegen zeigen vorhandene Sekundärsubstrate im

Habitat an. Wassserkäfer waren völlig absent, an Gammariden war nur der räuberisch lebende *G. roeselii* vorhanden. Diese Potamalart ist ein betamesosapropher, euryöker Neozoe aus der pontokaspischen Region, der sich mittlerweile in ganz Europa etabliert hat und für degradierte FG-Bereiche typisch ist. Auffallend war das Aufkommen einiger recht sauerstoffbedürftiger Taxa wie Acari, *Ephemera* und Calopteryx. Die Eintagsfliegen der *Caenis*- und *Baetis*-Gruppen sind meist häufige, belastungstolerante Sedimentsammler. *A. nervosa*, *G. roeselii* und *Mystacides nigra* sind charakteristisch für den vegetationsreichen Unterlauf von Bächen. Eine detaillierte Aufstellung mit einer ökologischen Charakterisierung der Taxa ist der Bewertungstabelle im Anhang 5 zu entnehmen.

Tab. 4: MZB-Aufkommen in der Wern nach einer Beprobung bei Ettleben im April 2019.

DV-NR.	TAXON	MESSWERT
1031	<i>Anodonta</i>	1
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1
1013	<i>Tubificidae</i>	9
1000	<i>Erpobdella octoculata</i>	1
1372	<i>Piscicolidae</i>	1
15305	Acari	10
5077	Ostracoda	6
15325	Copepoda-Copepodid	3
1003	<i>Gammarus roeselii</i>	45
7	<i>Baetis</i>	2
32	<i>Caenis</i>	1
47	<i>Ephemera danica</i>	5
20942	<i>Baetis vernus</i> - Gruppe / <i>bucératus</i> - Gruppe	1
101	<i>Platycnemis pennipes</i>	1
310	<i>Calopteryx</i>	2
10150	<i>Corixidae</i>	65
14	<i>Anabolia nervosa</i>	4
190	<i>Goera pilosa</i>	1
220	<i>Limnephilus lunatus</i>	4
331	<i>Hydroptila</i>	5
625	<i>Limnephilinae</i>	1
20944	<i>Mystacides longicornis</i> / <i>nigra</i>	1
20993	<i>Athripsodes albifrons</i> / <i>bilineatus</i> / <i>commutatus</i>	1
20916	<i>Ceratopogoninae</i>	9
409	<i>Chironomus</i>	4
502	<i>Tanypodinae</i>	2
604	<i>Prodiamesa olivacea</i>	1
910	<i>Chironomini</i>	34
911	<i>Chironomidae</i>	2

Das MZB zeigt im Vergleich zum Referenzzustand teils eher typische Potamal-Arten und bereits deutlich verschobene Abundanzverhältnisse. Dies lässt der Gewässermorphologie entsprechend auf eine bestehende Belastung des FWK schließen, wie auch der Abgleich mit Anhang 3 verdeutlicht. Das Vorhandensein der für saubere langsam fließende Gewässer typischen Leitart *E. danica* sowie der vorgefundenen Eintagsfliegen und *Calopteryx splendens* zeigt dabei aber die durchaus gute Sauerstoffversorgung der Wern in diesem Abschnitt. *E. danica* und die weiteren vorkommenden EPT-Arten (mit Ausnahme der Steinfliegen) benötigen zudem eine in bestimmten Bereichen intakte Gewässermorphologie.

Fische

Die Fischfauna dieses OFWK-Typs lässt sich den cyprinidengeprägten Gewässern des Rithrals (Cyp-R) zuordnen. Dementsprechend können Arten wie beispielsweise Schmerle, Aitel, Elritze, Hasel, Rotaugen oder Bachneunauge die Fischgemeinschaften prägen. In schnell fließenden Gewässern des Typus kommen die Bachforelle und Groppe vor. In den langsamer fließenden Bächen, beispielsweise in den Bächen des Keupers, gewinnen indifferente Arten erheblich an Bedeutung. Cypriniden, wie z. B. Rotaugen und Ukelei aber auch der Barsch, können hier größere Bestände bilden, während rheophile Arten zurücktreten oder fehlen. Zum Teil können sogar stagnophile Arten wie die Rotfeder auftreten (Quelle: www.gewaesserbewertung.de).

Die Fischfauna der Wern ist dem Mittelgebirge-Keuper zuzuordnen und besitzt trotz Zuordnung zum Rithral durch Überprägung bereits typische hydromorphologische Merkmale des Potamal und setzt sich aus folgenden Arten zusammen: Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*, Syn.: *Noemacheilus barbatulus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Gründling (*Gobio gobio*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Aitel (*Squalius cephalus*, Syn.: *Leuciscus cephalus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*, Neozoe) Quappe (*Lota lota*) und Bitterling (*Rhodeus amarus*, Syn.: *Rhodeus sericeus amarus*).

Die Befischungsdaten der Fachberatung für Fischerei (Tab. 5) verdeutlichen Massenvorkommen von Bitterling und Gründling, sowie eine hohe Abundanz an Rotaugen. Aale und Bachschmerlen zeigen zudem gute Bestandszahlen. Zum FG-Typenbild 6k gehörige Raubfische, sowie der Aitel und die Ukelei (Laube, *Alburnus alburnus*, Syn.: *Cyprinus alburnus*) sind völlig absent. Aufgrund der relativ langsamen Fließgeschwindigkeit zählen Bachforellen als generelle rithrale Leitfischart lediglich als Einzelfund, ebenso wie die Potamal-Arten Nase, Karpfen und Rotfeder. Erfreulich ist das Vorkommen einiger Individuen von Elritze und Nase, wobei die Elritze und die Bachschmerle als typisch für den FG-Typ gelten. Die Leitfischarten Groppe, Aitel und Bachneunauge konnten nicht vorgefunden werden. Die Quappe (=Rutte) und der Stichling sind dagegen in nennenswerter Anzahl vorhanden. Rithrale, rheophile Arten, wie Koppe, Äsche, Bachforelle, Barbe, Nase und Hasel finden wegen der geringen Strömung und den hohen Anteilen an Feinsubstrat weniger geeignete Bedingungen und sind daher nur in geringen relativen Häufigkeiten vorhanden. In den Vordergrund treten Arten, welche als eurytop eingestuft sind (Bitterling, Rotaugen, Karpfen, Stichling, Bachschmerle, Gründling). Der Blaubandbärbling besiedelt als Ubiquist bevorzugt eutrophe Gewässer. Die multifaktorielle Belastungssituation der Wern begünstigt das hohe Aufkommen eurytoper Arten wie der Bachschmerle, des Gründlings und auch des Dreistachligen Stichlings. Im Vergleich zum Referenzzustand des FG-Typs fehlen rithrale Leitarten, die durchgängige, saubere Gewässer mit Hartsubstrat und wenig Feinsediment benötigen.

Der ökologische Gewässerzustand anhand der Fischfauna gemäß fIBS im FWK 2_F133 - dieser FWK ist von der Einleitung der Deponie betroffen - wird im Berichtszeitraum 2014 bis 2019 mit „mäßig“ eingestuft. Der darüber liegende FWK 2_F131 mit „schlecht“. Dabei sind allochtone und autochtone Vorkommen der einzelnen Arten bzw. deren Zuordnung bedingt durch Besatzmaßnahmen oft nicht möglich. Die rote Liste Bayern (2003) weist für Rutte, Nase und den Bitterling die Kategorie 2 (stark gefährdet) aus, der Aal und Elritze in Kategorie 3 (gefährdet), Bachforelle, Stichling, Gründling und Hasel befinden sich auf der Vorwarnliste. Das hohe Vorkommen des Bitterlings ist an Muschelbestände gekoppelt und als faunistische Besonderheit der Wern zu betrachten.

Tab. 5: Fischarten in der Wern (im Bereich unterhalb der Deponie Rothmühle) erfasst bei drei Beprobungen durch die Fischereifachberatung Unterfranken.

28.05.2020 bei Autobahn Richtung Erfurt / Mülldeponie	
Art	Anzahl
Aal	8
Bachforelle	3
Bachschmerle	67
Bitterling	117
Gründling	220
Hasel	9
Rotaugen	191
Rutten	2
28.05.2020 bei Schnackenwerth	
Art	Anzahl
Aal	14
Bachforelle	2
Bachschmerle	3
Bitterling	1150
Blaubandbärbling	2
Elritze	8
Gründling	954
Karpfen	1
Nase	3
Rotaugen	85
Rotfeder	2
Rutten	4
Schuppenkarpfen	1
Stichling	7
20.09.2017 renaturierte Strecke im Bereich Rothmühle	
Art	Anzahl
Bitterling	103
Blaubandbärbling	7
Dreist. Stichling	18
Gründling	282
Rotaugen	44
Bachschmerle	52

Einfluss der chemischen Parameter auf Gewässerorganismen

Ammonium-N

Algen und Makrophyten können Ammonium als Nährstoff aufnehmen. Insbesondere für Diatomeen ist Ammonium-N die oft ausschlaggebende Nährstoffquelle. Aus organischen Resten entstehen durch biologische Prozesse Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4). Während Ammonium als Nährstoff fungiert ist Ammoniak-N dagegen hochgiftig. Das Gleichgewicht von Ammoniak-N oder Ammonium-N ist abhängig vom pH-Wert, denn bei niedrigen pH-Werten entsteht Ammonium-N, bei hohen pH-Werten entsteht Ammoniak-N (Abb. 3). Über die Giftigkeit des Ammoniaks gegenüber Wasserorganismen kann Ammonium-N eine Belastung für die aquatischen Lebensgemeinschaften darstellen. Dabei ist die Wirkung neben der Konzentration auch von der Einwirkdauer abhängig. Die Nährstoff-Wirkung von eingeleitetem Ammonium-N spielt im Gewässer kaum eine Rolle, da i.d.R. gelöstes Phosphat der begrenzende Faktor ist.

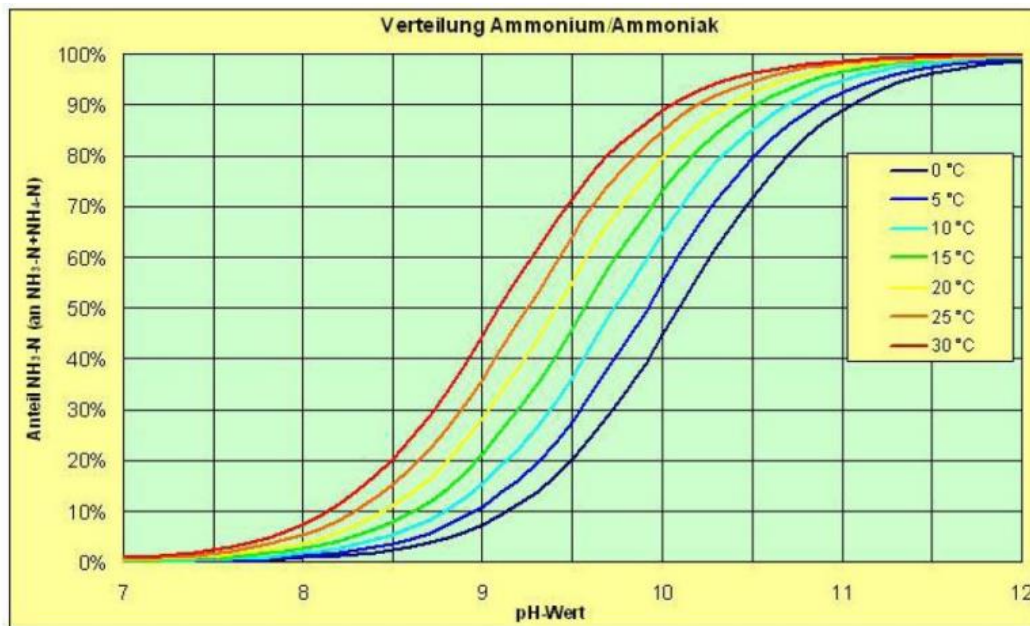


Abb. 3: Prozentuale Verteilung von NH_4^+ / NH_3 abhängig vom pH-Wert bei verschiedenen Temperaturen (Quelle: LUBW).

Der Obere Schwellenwert (gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2012) 0,24 mg/l bzw. 0,22 mg/l (Trophie/Gesamt). Untersuchungen mit MZB-Organismen demonstrierten einen Wirkungsbereich bez. der LC50 Konzentrationen von 0,56 mg/l bis zu 10 mg/l NH_3 -N je nach Art und Belastungsdauer. Die Fraßrate von *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex* und *G. roeselii* wird danach durch NH_3 -N-Konzentrationen ab 0,09 mg/l beeinträchtigt. Bei länger anhaltenden Ammonium-/Ammoniakbelastungen steigen die Wirkungen auf das MZB an. Laut IKSR Stoffdatenblatt Ammonium (Bericht Nr. 164) sind Fische gegenüber Ammoniak-N empfindlicher als Bakterien, Algen oder Wasserpflanzen.

Die Fischbiozönose ist am empfindlichsten gegenüber einer vorherrschenden Ammoniakbelastung und kann daneben durch zusätzliche Nitritbelastung (kleinere Individuen geringer als große), pH-Wert-Schwankungen und Erhöhung der Saprobie leiden. Demzufolge sind die im Habitat vorhandenen Fische als relevante BQK für die Festlegung von Ammonium-N-Immissionsgrenzwerten heranzuziehen, um den Ansprüchen der gesamten Gewässerfauna zu entsprechen. Die Empfindlichkeit einzelner Fischarten gegenüber Ammoniak-

N ist dabei unterschiedlich. Generell weist frisch geschlüpfte Brut die größte Empfindlichkeit auf, Salmoniden sind dabei empfindlicher als Cypriniden. Die US EPA (2013) hat für die Ammonium-N hinsichtlich chronischer Wirkungen bei Fischbrut und Muscheln im Habitat einen Wert von 1,9 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ abgeleitet, der im Mittel innerhalb von 30 Tagen nicht überschritten werden darf. Zur akuten Toxizität gilt nach IKSR: Bei Einwirkzeiten von 24 h liegt die letale Konzentration bei ausgewählten Arten bei einigen mg/l NH_3 , während bei ca. 5 bis 6 Tagen Einwirkzeit die ermittelten letalen Konzentrationen abnehmen. Für die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) werden LC50-Werte (96 h) von 0,1 bis 1 mg/l Ammoniak-N genannt. Für den Lachs (*Salmo salar*) sind LC50- Werte (24 h) von 0,1 bis 0,2 mg/l NH_3 zu finden, der Karpfen (*C. carpio*) ist dagegen wesentlich unempfindlicher mit LC50-Werten (48 h) von 1 bis 2 mg/l NH_3 . Ammoniak-N-Grenzwerte aus der fischereilichen Fachliteratur für die langfristige Haltung der empfindlichen Salmoniden liegen bei 0,01 mg/l (dauerhaft), 0,1 mg/l (kurzzeitig) bzw. für Brut bei 0,006 mg/l (noch erträglicher, nicht letaler Grenzwert 0,07 mg/l) (Bohl 1982, Jens 1980). In Summe veranschaulicht die Betrachtung aller Literatur- und Orientierungswerte, dass bei neutralem pH Ammonium-N-Gehalte ab ca. 2,5 mg/l bis 5 mg/l bei einer Einwirkdauer von mehreren Stunden und länger für Fische schädlich bis tödlich sein können, wobei kurzfristig höhere Werte bis über 10 mg/l Ammonium toleriert werden. Diese Werte werden in der Wern in der Vorbelastung und Gesamtbelastung rechnerisch nicht überschritten, solange der pH-Wert im neutralen Bereich verbleibt.

Nitrit-N

Nitrit-N ist schon in geringen Konzentrationen für Fische unverträglich, die Sensibilität nimmt mit der Größe der Fische zu. Fische sind die am empfindlichsten auf Nitrit-N reagierenden Wasserorganismen, wobei Salmoniden stärker beeinträchtigt werden als Cypriniden. Es oxidiert das Eisen des Blutfarbstoffes Hämoglobin der Fische. Dadurch wird der Sauerstofftransport teilweise unterbunden und es kann zu einer Unterversorgung mit Sauerstoff kommen. Der Obere Schwellenwert (gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2014) 90 $\mu\text{g/l}$ bzw. 78 $\mu\text{g/l}$ (Trophie/Gesamt).

Nitrat-N

In Nitrat-N ist etwa 2/3 bis 4/5 des insgesamt in Oberflächengewässern verfügbaren Stickstoffs gebunden. Es stellt die dominierende Stickstoffquelle für autotrophe Organismen dar. Nitrit-N (NO_2) wird im Gewässer in Nitrat-N (NO_3) umgewandelt. Nitrat ist erst in hohen Konzentrationen giftig für BQK und wird von Wasserpflanzen als Nährstoff aufgenommen. Hiermit kann eine eutrophierende Wirkung einhergehen. Nitrat-Grenzwerte sind deshalb keine Obergrenzen zur Vermeidung toxischer Wirkungen auf die Gewässerorganismen, sondern dienen der Frachtbegrenzung im zur Begrenzung der Nährstoffmenge in Gewässern. Im LAWA-Expertenkreis Biologie Fließgewässer wurde entschieden, dass für $\text{NO}_3\text{-N}$ ein einheitlicher mittlerer Wert von 5,0 mg/l als Orientierungswert für alle Gewässertypen vorgeschlagen werden soll. Der Obere Schwellenwert (gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges liegt dabei wesentlich höher und beträgt nach LAWA (2014) 12,4 mg/l bzw. 11 mg/l (Trophie/Gesamt).

Gesamt Stickstoff

Der Gesamt-Stickstoff erfasst analytisch den organisch gebundenen und den gesamten anorganischen Stickstoff. Der Gesamt-N-Gehalt errechnet sich näherungsweise aus den N-Gehalten der Hauptkomponenten Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N. Hinzu kommt gebundener Stickstoff (z.B. aus Schwebstoffen), welcher zum Nachweis thermisch freigesetzt wird. Für die biologisch-toxikologische Betrachtung ist dieser Parameter von untergeordneter Relevanz. Es existieren in der Literatur weder Angaben zu toxischen Wirkungen noch Grenz-, Orientierungs- oder Schwellenwerte. Er kann jedoch als Maß für die (übermäßige) Steigerung trophischer Belastung für den OFWK herangezogen werden,

weswegen seitens LAWA (2014) Taxa-spezifische Schwellenwerte (aus Monitoringdaten) für den vorliegenden FG-Typ angegeben wurden. Der Obere Schwellenwert (Zustand gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2014) 12,8 mg/l bzw. 11,2 mg/l (Trophie/Gesamt).

Gesamt-Phosphat

In langsam fließenden Fließgewässern ist Gesamt-Phosphat (gegenüber ortho-Phosphat) der geeignete Parameter, um die für die Eutrophierung relevanten Phosphorverhältnisse zu beschreiben, da im FG Rücklösungsprozesse aus dem Sediment eine größere Rolle spielen können. Direkte oder chronische Toxische Effekte sind nicht zu erwarten, der Einfluss auf die Habitattrophie und die Rückwirkung auf die Biozönose steht hinsichtlich der Phosphorlast im Vordergrund. Wie erwähnt liegt die P-Gesamt-Belastung der Wern bereits in der Vorbelastung deutlich über den OW von LAWA (2014) und der QGewV (2016) für den guten ökologischen Zustand. Der Obere Schwellenwert (Zustand gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2014) 12,8 mg/l bzw. 11,2 mg/l (Trophie/Gesamt).

Sulfat

Sulfat ist bei gewässertypischen Umweltkonzentrationen kein Schadstoff, sondern ein Ion mit essentieller Bedeutung für alle Wasserbewohner. Stark erhöhte Sulfat-Konzentrationen können alle BQK durch Schädigung ihrer Osmoregulation schädigen (LfULG 2015). In karbonatischen Gewässern wie der Wern ist die Toleranz gegenüber Sulfat höher. Bereits ab ca. 70-80 mg/l kann Sulfat das Wachstum von Schwefelbakterien fördern, was in Folge die Zusammensetzung des MZB verändern kann (Singleton 2000). Allgemein existieren nur unzureichende Angaben zur Sulfattoleranz einheimischer Süßwasserorganismen. Toxische Effekte auf Süßwasserorganismen sind erst bei Konzentrationen ab 1.000 mg/l Sulfat nachgewiesen, wobei chronische Wirkungen bei Wasserflöhen bereits bei 625 mg/l Sulfat gezeigt wurden. Als MZB-Komponente wurde für eine Eintagsfliege (*Tricorpus spp.*) die geringste LC50-Rate von 446 mg/l (URS Cooperation, 2001) wird bei Konzentrationen von die mittlere LC –Rate (= 50 % Mortalität innerhalb des Versuchszeitraums) erreicht. Die niedrigste gemessene Wirkkonzentration in Form eingeschränkter Reproduktion durch Sulfat liegt im Bereich von ca. 150 mg/l (Langzeitversuch mit *Ceriodaphnia dubia*, Elphick et al. 2011). Die LC50 von *Daphnia magna* liegt bei ca. 430 mg/l Sulfat (Dowden & Bennett 1965). Komponenten des MZB besitzen laut übereinstimmender Studien allgemein eine wesentlich höhere Sulfattoleranz als Makrophyten (Langzeitexposition > 300 mg/l) und Fische. Für die Salmonidenhaltung empfohlene Grenzwerte für Fischgewässer liegen zwischen 100 und 150 mg/l, (Bohl 1982, Jens 1980), wohingegen Regenbogenforellen-Embryonen im einmonatigen Langzeittest bei sehr niedriger Karbonatkonzentration laut Elphick et al. (2011) erst ab 350 mg/l Sulfat in ihrer Entwicklung beeinträchtigt werden. Die OGewV (2016) gibt für Sulfat einen Wert < 220 mg/l vor. Der Obere Schwellenwert (gut/mäßig) der Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2014) 397 mg/l bzw. 287 mg/l (Trophie/Gesamt).

Gesamter organisch gebundenen Kohlenstoff

Der TOC-Wert gilt als Maß für die organische Belastung. Laut LAWA (2014, 2017) ist der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff in Fließgewässern sicher biologisch relevant, allerdings wäre dafür nicht der Gesamtanteil, sondern der Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) die geeignete Messgröße, da sie den biologisch verfügbaren Anteil besser widerspiegelt. Für den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC) wurde wie später noch eingehender erläutert der harmonisierte Wert aus RaKon II (2007) übernommen. Direkte akute oder chronische Effekte, abgesehen von trophischen Habitat-Aspekten, sind unter Berücksichtigung etwaiger Dünge- und Trübungseffekte durch nicht vollständig abgebaute Biomasse bzw. organische Schwebstoffe, nicht zu erwarten. Der Obere Schwellenwert (gut/mäßig) der

Jahresmittelwerte für Diatomeen in karbonatischen Bächen des Mittelgebirges beträgt nach LAWA (2014) 9,9 mg/l bzw. 7,6 mg/l (Trophie/Gesamt).

Generelle Einschätzung zur Auswirkung auf die Biozönose der Wern

Im Folgenden werden - sofern möglich - anhand der in der Wern vorkommenden BQK, teils Einzeltaxa, detailliertere Bewertungen zu absehbaren individuellen, prognostizierbaren Wirkungen aufgeführt, um in Folge zusammen mit den verschiedenen Taxagruppen- oder FG-Typ-spezifischen Richtlinien-Vorgaben eine umfassende Gesamtprognose ableiten zu können.

Diatomeen

Wichtig für die Zusammensetzung der Diatomeen-Gemeinschaften sind vor allem stoffliche Zustandsgrößen – wie zum Beispiel der Elektrolytgehalt, die Alkalinität und die Nährstoffverhältnisse im Gewässer. Diese Faktoren bestimmen in erster Linie die Artenzusammensetzung und -häufigkeiten sowie die Diversität der jeweiligen Diatomeen-Gesellschaft. In der Wern zeigt sich die Diatomeenzusammensetzung im Bereich der Probestelle vorwiegend durch Arten, die als relativ eutrophierungstolerant anzusehen sind. Es dominieren als stark eutroph einzuordnende Arten (61,7 %). 8,4 % sind im Bereich schwach bis oligotroph anzusiedeln, für 6,4 % gibt es laut PHYLIB keine Angaben. Aufgrund der geplanten SIWA-Einleitung könnten sich die Artzusammensetzung und die Abundanzen der Diatomeen verändern. Arten denen ein hoher artspezifischer Trophiewert zugeschrieben wird könnten sich vermehren und Arten mit einem kleinen Trophiewert verdrängt werden. Trophiesensible Arten wären hierbei z.B. *Surirella helvetica*, *Diploneis krammeri*, *Fallacia lenzii*, *Karayevia laterostrata*, *Psammothidium lauenburgianum*) und trophieresistentere Arten z.B. *Navicula lanceolata*, *Amphora copulata*, *Navicula gregaria*, *Navicula veneta*. Fast sämtliche als gefährdet ausgewiesene Arten sind in ihrem Vorkommen an oligotrophe bzw. dystrophe Habitate gebunden, die extrem gefährdete Lebensräume darstellen. Die geplante SIWA-Einleitung könnte sich des Weiteren auf folgende seltenere Diatomeenarten (Rote Liste-Arten) negativ auswirken:

- *Karayevia laterostrata* (eine salzmeidende Referenzart), Einzelfund
- *Surirella helvetica* (bevorzugt nährstoffarme Gewässer), Einzelfund
- *Navicula caterva* (Eigenschaften lt. PHYLIB unbekannt aber extrem selten), Einzelfund
- *Diploneis krammeri* (bevorzugt nährstoffarme Gewässer), Einzelfund

Durch die dauerhafte Einleitung zusätzlicher relevanter Nährstoffmengen (Stickstoffverbindungen, TOC) könnte sich bei bereits vorhandenen hohen N- und P-Werten die Artzusammensetzung und Abundanz längerfristig zugunsten der trophietoleranteren Arten verschieben. Da es sich bei den sensibleren Arten i.d.R. um Einzelfunde handelt, ist jedoch von stabilen Populationen derselben im betrachteten Flussabschnitt nicht auszugehen. Diese (oder deren Schalen) könnten aus weit oberhalb liegenden Abschnitten (auch kontinuierlich) verdriftet worden sein. Die bestehende hydromorphologische wie auch trophische Belastung bzw. Überprägung des OFWK bedingt jedoch die weitgehende Absenz geeigneter Microhabitate für trophiesensible, stenöke Diatomeenarten. Geringgradige Befunde oder Einzelfunde sind daher aus der Bewertung herauszunehmen.

Makrophyten

Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, wie an der Beprobungsstelle Ettlleben gegeben, sind laut PHYLIB durch mehrere verschiedene Makrophyten-Arten gekennzeichnet, die für langsam fließende Gewässer charakteristisch sind. Sämtliche Makrophyten-Arten, die typisch für diesen FG-Typ sein können, fehlen in der Wern. Weiterhin kommt *C. demersum*, ein Störanzeiger, der auf einen mäßigen Zustand des Gewässers hinweist, vor. Durch die SIWA-Einleitung werden die trophischen Verhältnisse für die

Wasserflora längerfristig nicht verbessert, jedoch auch nicht in relevantem (prognostizierbaren) Ausmaß verschlechtert.

Makrozoobenthos

Aufgrund der komplexen Interaktionen im Gewässer ist nicht in allen Punkten abschätzbar, wie stark die tatsächliche Einwirkung aller chemischen Parameter aus dem SIWA auf das MZB reell ist, auch weil Effekte auf sensible Arten vermutlich bereits durch andere Stressoren vorliegen. Angesichts der in dem meisten Fällen niedrigeren Orientierungs- bzw. Grenzwerte für Fische als für MZB im LAWA-Projekt ist davon auszugehen, dass die Invertebraten des FG-Typs eine höhere Toleranz aufweisen. Insbesondere ist das MZB toleranter gegenüber erhöhten Ammonium-N-, Ammoniak-N- und Nitritkonzentrationen als die Komponente Fische. In der Einzelbewertung der gelisteten MZB-Taxa (s. Anhang 4) sind besonders die sensiblen Taxa hervorzuheben. Hierbei sei nochmals betont, dass anhand der vorliegenden Daten (29 Taxa) nur 11 bis auf Artniveau bestimmt waren, 10 nur bis Familienniveau oder höher (s. Tab. 4). Einzelfunde von 1 bis 2 Individuen erhalten im Rahmen der Bewertung weniger Gewichtung, da diese nicht unbedingt im betrachteten Flussabschnitt entstammen oder wahrscheinlich ohnehin keine stabile Population vor Ort bilden.

Das Vorkommen eher beta-mesosaprober MZB-Indikatortaxa wie *Caenis* spp., *L. lunatus* und *Mystacides* sp., welche an deutlich erhöhte Nährstoffverhältnisse adaptiert sind, indiziert eine saprobielle Vorbelastung. Als eindeutige Belastungsanzeiger konnten daneben die in teils hohen Zahlen vorkommenden Tubificidae, Corixidae, Chironomidae sowie die Einzelfunde *Prodiamesa olivacea*, *Erpobdella octoculata*, *Ptarmopyrgus antipodarum* und die hohe Abundanz von *G. roeselii* betrachtet werden. Die vorkommenden Wassermilben (Acari), *Calopteryx* sowie alle Eintags- und Köcherfliegenlarven indizieren neben einer offenkundig nicht allzu hohen organischen wie chemischen Dauerbelastung v.a. gute Sauerstoffverhältnisse in dem Wernabschnitt. Herauszustellen sind dabei die recht sensiblen Trichopteren, welche jedoch in der Mehrzahl häufige, dem Gewässertypus angepasste Arten darstellen, die in der Gesamtbetrachtung der Güteklasse II zuzuordnen sind. Die in besonders hoher Dichte aufgetretenen Ruderwanzen (Corixidae) sind sehr tolerant gegenüber stofflicher Belastung und kommen auch in stehenden und verlandeten Gewässern häufig vor. Sie atmen atmosphärische Luft und sind aufgrund ihrer Flugfähigkeit keine geeigneten Indikatoren, wobei ihre Rolle als Fischnahrung bedeutend ist. Die Ephemeropteren-Leitart *E. danica* ist mit immerhin fünf Individuen mit hoher Wahrscheinlichkeit lokal populationsbildend und eine der sensibelsten und schützenswertesten MZB-Spezies im Habitatbereich. Als potentiell durch Einleitungen gefährdet aufgrund ihrer Biologie bzw. den zum Leben und Reproduktion benötigten wasserchemischen Bedingungen müssen hinsichtlich einer relevanten Verschlechterung der trophischen Belastung neben dieser Art die Vertreter der Acari und Ceratopogonidae sowie die Gattungen *Calopteryx* (Odonata) und *Athripsodes* sp. eingestuft werden. Die Kriebelmücken bilden wie erwähnt zwar eine Gruppe mit einigen euryöken, aber auch vielen äußerst sensiblen Arten, die durch Gewässerverschmutzung stark gefährdet sein können, im vorliegenden Fall kann jedoch mangels Artzusammensetzung keine Aussage für die Gruppe in der Wern getroffen werden.

Bei den als potentiell gefährdeten Taxa handelt es sich zwar generell um verschmutzungssensible Gruppen oder Arten, welche jedoch weniger durch akute oder chronische Effekte betroffen sind, sondern hauptsächlich durch schlechtere Sauerstoffverhältnisse in Folge der trophischen Belastung leiden. Falls die Einleitung diese Nährstoffverhältnisse nicht nachhaltig verschlechtert bzw. diese langfristig nicht zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung oder flächigen Faulschlammabildung führt, ist von keiner Gefährdung für die augenblicklich vorhandenen Taxa auszugehen. Direkte Effekte durch stoffliche Belastung, insbesondere bez. signifikanter Erhöhung von Stickstoffverbindungen sind v.a. für die Libelle *Calopteryx* ein mögliches Problem in der Wern. Zu allen anderen Taxa konnten keine direkten stofflichen Effekte recherchiert werden. Hier sind die verschiedenen Vorgaben zu Grenz- und Orientierungswerten für den FG-Typ zu beachten.

Generell bietet die MZB-Zusammensetzung nur einen Überblick über die Abundanzverhältnisse und Arten, welche von teils hohen Fischdichten (Bitterling, Gründling, Rotaugen) sehr stark beeinflusst werden. Vermutlich ist dieser Einfluss auf die Häufigkeiten der MZB-Komponenten als wesentlich höher einzustufen, als die direkte Wirkung stofflicher Belastungen. Bezüglich der für das MZB wichtigen, trophischen Kenngrößen Ammonium-N, Nitrit-N und Gesamtphosphat ist der Wernabschnitt in der Vorbelastung deutlich überbelastet. Da sich die aus der MWB resultierenden Konzentrationen der (teils in wirksamer Vorbelastung befindlichen) Parameter im Regelbetrieb (Mittelwerte) nicht (insbesondere O_2) oder kaum verändern und diese, abgesehen von den existierenden Überschreitungen, auch die Vorgaben der OGewV einhalten, kann angesichts des auftretenden Artenspektrums davon ausgegangen werden, dass es durch die zusätzliche SIWA-Einleitung bei entsprechender Funktion aller Überwachungskomponenten auch im worst case zu keiner mess- und vorhersagbaren negativen Veränderung der vorliegenden MZB-Zönose kommt.

Fische

Jungfische reagieren stärker auf Schadstoffbelastung als adulte Tiere, was sich in einer verringerten Abundanz dieser Lebensstadien zeigen würde. Die Fischbrut reagiert am sensibelsten auf Ammoniak- und Nitrit-N. Die Bewertung der Fischzönose erfolgt immer vergleichend zum Leitbild, dass für den ausgewiesenen Gewässertyp die naturnahe Artzusammensetzung bei Abwesenheit störender Einflussfaktoren angibt. Die Eutrophierung der Wern durch pflanzenverfügbare Nährstoffe (Phosphor, Ammonium-N, Nitrat-N) spiegelt sich in der Zusammensetzung der Fischzönose wieder. Das Vorkommen tendenziell weniger empfindlicher Arten wie das des Dreistachligen Stichlings, des Gründlings, des Bitterlings und des Rotauges in dem Flussabschnitt ist v.a. durch die vorhandene stoffliche Belastung zu erklären. Der Bitterling benötigt Muschelbestände, welche wiederum auf ausreichend organischen Detritus angewiesen sind. Sensitivere Arten gegenüber chemischer Gewässerbelastung wie die Nase, die Hasel und der Döbel sind in ihrer Abundanz stark reduziert. Die Reproduktion der in maßgeblicher Zahl präsenten Cypriniden-Arten ist augenscheinlich stofflich und hydromorphologisch derzeit nicht beeinträchtigt.

Angesichts der Überschreitungen von typbezogenen Schwellenwerten für Ammonium-N, Ammoniak-N und Nitrit-N in der Vorbelastung und (rechnerisch) weiter manifestiert in der Gesamtbelastung ist es wahrscheinlich, dass die Fischfauna bereits in der Vorbelastung durch diese Stoffe bereits in ihrem Spektrum und den Taxa-Abundanzen entsprechend beeinträchtigt ist. Eine weitere trophische Verschlechterung in relevantem Ausmaß, insbesondere die Erhöhung der Saprobie und Steigerung sauerstoffzehrender Einwirkungen ist daher dringend zu vermeiden. Insbesondere gilt dies auch für einleitungsbedingte weitere Trübung und Schwebstoff- bzw. Schlammmanreicherung, welche unter den vorliegenden wasserchemischen Bedingungen, v.a. der Ammoniak-Belastung, chronische Schäden an Kiemen der Fische verursachen.

Es ist insgesamt davon auszugehen, dass die in der Wern aktuell dominierenden Arten vergleichsweise tolerant gegenüber den vorliegenden Konzentrationen aller Parameter in deren mittleren Gehalten sind. Eine anhand der vorliegenden Daten absehbare Verschlechterung des Zustandes der Fischzönose ist unter allgemeiner Beibehaltung der trophischen Habitatbedingungen sowohl hinsichtlich des Artenspektrums als auch der Abundanzen der Spezies aufgrund der mitunter deutlichen Vorbelastung v.a. durch die N-Parameter, insbesondere im Rahmen des Regelbetriebs (Mittelwerte), auf Basis chronisch-toxischer Effekte nicht zu erwarten. Den Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Gewässerstruktur (Renaturierung der Wern bei Ettleben) stehen die zusätzlichen, überwachten Einleitungen bei Betrachtung der Fischzönose daher formal nicht entgegen, zumal eine Abwanderung präsenter Arten sowie die Ansiedlung von stenöken Referenzarten rein durch geringe Veränderungen des Wasserchemismus unwahrscheinlich ist.

Bewertung biologischer Auswirkungen der chemischen Parameter

In diesem Abschnitt werden die generalisierten Resultate aus der spezifischen Einschätzung von biologischen Effekten durch die geplante Einleitung auf die Biozönose der Wern aufgegriffen und anhand der Vorgaben für die einzelnen Parameter nochmal überprüft. Hierbei wird pro Überwachungswert eine fachlich schlüssige Bewertung vorgenommen, welche wiederum die Erstellung einer Gesamtprognose erlaubt.

Trophie

In der Wern kann die sommerliche Wassertemperatur bis auf 20°C steigen (Anhang 1), was die Sauerstoffversorgung vermindert und O₂-zehrende Prozesse v.a. in langsam fließenden Abschnitten weiter antreibt und wiederum eutrophierende Effekte nach sich zieht. Ein Augenmerk neben akuten und chronischen Parameter-Effekten auf die BQK ist deshalb eine potentielle Verschiebung der trophischen Gegebenheiten und demzufolge eine Änderung des Artenspektrums sowie der Abundanzen der BQK. Kieselalgen sind dabei gute Indikatoren der trophischen Belastung von Gewässern, weshalb negative Zustandsbewertungen i.d.R. direkt mit hohen Nährstoffbelastungen und Eutrophierungsprozessen im OFWK gleichgesetzt werden können.

Im vorliegenden Fall wurde per PHYLIB der Trophieindex nach DVWK (1999) verwendet. Dieser basiert auf der Analyse von Diatomeengesellschaften und bewertet analog zum Gütesystem der LAWA den OFWK von oligotroph bis hypertroph bei gleicher Stufendefinition bzw. Herleitung von Degradationsstufen. Eine Abweichung von der Referenztrophy um eine Stufe bedeutet die Degradation des Wasserkörpers vom „sehr guten“ zum „guten“ Zustand. Ein Anteil von ca. 20 % verschmutzungstoleranter Diatomeen-Taxa gilt dabei als Indikation für organische Belastung. Nach dem Bewertungsverfahren PHYLIB befindet sich die Wern in einem lediglich mäßigen ökologischen Zustand. Die BQK Diatomeen befindet sich ebenso in einem mäßigen Zustand. Die in Folge der SIWA-Einleitung aus der geplanten Lagerstätte prognostizierten Konzentrationserhöhungen in der Wern erscheinen indes als zu gering, um einen deutlichen Anstieg im Aufkommen verschmutzungstoleranter Diatomeentaxa zu bewirken. Dieser könnte u.U. - jedoch lediglich auf den unmittelbaren Einleitungsbereich beschränkt - dennoch auftreten. Derartig kleinräumig auftretende biologische Effekte sind jedoch als nicht repräsentativ für den gesamten OFWK zu bewerten und sind damit nicht zustandsbestimmend für das Phytobenthos der Wern. Rote Liste-Arten der Diatomeengemeinschaft könnten dabei verschwinden wie *Surirella helvetica* oder *Diploneis krammeri*, da diese nährstoffarme Gewässer bevorzugen. Dennoch, die geplante Erweiterung der SIWA-Einleitung wird den nur mäßigen Zustand der Diatomeenzönose aufgrund eher geringer trophischer Verschiebungen kurz- und langfristig voraussichtlich nicht relevant beeinflussen.

Nicht nur die Trophie ist ein wesentlicher Parameter für die Artzusammensetzung und Abundanz der Makrophyten, sondern auch andere Umweltbedingungen wie z.B. Beschattung, Trübung oder Tierverschiss worüber Informationen fehlen. In einer künftigen Probennahme müsste nach den Ursachen der Makrophytenverödung gesucht werden. Auch in der BQK MZB existieren sehr trophiesensible Taxa, vornehmlich stenöke Arten der sauberen FG des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge. Die sog. EPT-Arten zählen hierzu ebenso wie zahlreiche Libellen- und Crustaceen-Taxa. Dabei spielen neben der organischen Belastung v.a. sauerstoffzehrende Prozesse eine Rolle, die einige Arten nicht tolerieren. Durch die im Sommer bis auf 20°C ansteigenden Temperaturen der Wern (Anhang 1) können in bestimmten Bereichen Eutrophierungsprozesse und wachsende Sauerstoffzehrung die Biozönose stark beeinträchtigen. Bezüglich der BQK Fische sind trophische Degradation und ein Übermaß an organischer Fracht (Detritus, Schwebstoffe), sowie ein hierdurch steigender pH-Wert und einhergehende Atmungs-, Exkretions- und Kiemenepithelprobleme mittelfristig die größte Gefahr.

Die trophischen Gegebenheiten im Abschnitt der Wern unterhalb der geplanten SIWA-Einleitung werden generell durch die zusätzlichen Stofffrachten an Nährstoffen rechnerisch nicht entscheidend verschlechtert, eine relevante Zunahme an nährstofftoleranten Arten und ein Verlust wichtiger biologischer Komponenten ist aufgrund der bestehenden Nährstoffverhältnisse unwahrscheinlich.

Ammonium-N

Im geplanten Vorhaben soll die Ammoniumkonzentration 0,30 mg/l nicht überschritten werden und im Mittel wie in der Vorbelastung 0,27 mg/l betragen. Somit ist für alle vorkommenden Diatomeenarten keine Beeinflussung zu erwarten. Das LAWA-Projekt O3.12 gibt einen Schwellenwert von $\leq 0,05$ mg/l Ammonium-N anhand der empfindlichsten BQK Fische an, für MZB gelten hiernach 0,1 mg/l. Die OGewV 2016 gibt für die Gewässertypen 6 und 7 ein Orientierungswert (Jahresmittelwert) von $\leq 0,1$ mg/l Ammonium-N als Anforderung an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial vor. Die Fischgewässerverordnung nennt für Cyprinidengewässer, wozu auch der betrachtete OFWK der Wern zählt, einen anzustrebenden Guidewert von $\leq 0,2$ mg/l (bei 95 % der Proben einzuhalten). All diese Grenz- und Orientierungswerte werden im betreffenden Wernabschnitt in der Vorbelastung bereits um ein Mehrfaches verletzt.

Ähnlich verhält sich dies bei Betrachtung der resultierenden Ammoniak-N-Konzentrationen im Überwachungsbereich. Bezüglich dieser ist laut LAWA (2014) das MZB die empfindlichste Komponente und begrenzt den Orientierungswert auf 1,5 $\mu\text{g/l}$ vor den Fischen mit 2,6 $\mu\text{g/l}$ $\text{NH}_3\text{-N}$. Die OGewV schreibt einen Wert von < 2 $\mu\text{g/l}$ vor, ein harmonisierter Wert aus Rakon II beträgt ebenfalls 2 $\mu\text{g/l}$ (0,1 mg/l Ammonium-N). Als Schwellenwert für akute Wirkungen in Cyprinidengewässern ergibt sich laut einer Studie unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 10 aus der experimentell ermittelten LC50 von 0,35 mg/l (Solbé et al. 1985) ein Wert von 0,035 mg/l NH_3 . Als Schwellenwert für chronische Wirkungen in Cyprinidengewässern wird von einigen Autoren die Übernahme des imperativen Schwellenwertes der EU-Fischgewässerverordnung (2007) für Cyprinidengewässer von 25 $\mu\text{g/L}$ $\text{NH}_3\text{-N}$ (Guide-Wert 5 $\mu\text{g/l}$) empfohlen.

Aus der MWB ergäben sich bei einem pH-Wert ab 8,0 und pH-Max-Wert von 9,0 bereits sehr hohe Ammoniak-Konzentrationen von 0,0798 mg/l in der Vorbelastung und 0,0887 mg/l nach max. Einleitedosierung, was einer Zunahme um nochmals fast 9 $\mu\text{g/l}$ entspräche. Diese rechnerische Zunahme bei Erreichen des oberen Schwellenwertes unter extrem ungünstigen pH-Bedingungen erscheint angesichts der o.g. OW für den guten ökologischen Zustand sehr hoch, bedingt aber aller Voraussicht nach selbst dann für keine der BQK der Wern eine relevante Zusatzbelastung, da sich der Parameter Ammonium-N bereits massiv in der (dauerhaften) Wirkung befindet.

Weder unter pessimalen Bedingungen noch im beabsichtigten Regelbetrieb sind für die weiteren BQK weder bei Trockenheit noch bei Niederschlag akut toxische Immissionskonzentrationen von Ammoniak-N im Vorfluter zu erwarten. Für die aus der MWB resultierende Gesamtbelastung liegt durch die rechnerische Zunahme sowohl im Vergleich zur Vorbelastung als auch im Vergleich zum Beurteilungswert keine relevante Veränderung der Wirkintensität vor. Die berechneten Werte liegen vermutlich innerhalb der in der Wern vorherrschenden Schwankungsbreite von Ammonium-N. Die Erhöhung der Stoffkonzentration von Ammonium-N durch die Einleitung findet somit relativ gesehen nur in geringem Ausmaß statt, sodass von keiner Veränderung der bereits vorhandenen Wirkintensität in der Gesamtbelastung im Vergleich zur bereits sehr hohen Vorbelastung auszugehen ist.

Insgesamt sind daher auch auf dieser Basis keine relevanten nachteiligen Auswirkungen durch die geringe und technisch begrenzte Erhöhung der Ammonium-N-Zufuhr auf die Fischzönose und die weiteren BQK der Wern zu erwarten.

Nitrit-N

Nitritgehalte über 0,1-0,3 mg/l gelten allgemein als schädlich für Gewässerorganismen, Konzentrationen über als 0,3 mg/l erhöhen zudem die Fischtoxizität. Im geplanten Vorhaben soll die maximale Nitrit-N-Konz. 0,10 mg/l und im Mittel 0,09 mg/l betragen, was der LAWA-Vorgabe eines guten Zustands bez. Diatomeen-Trophie noch entspricht. Somit ist für die in der Wern vorkommenden Diatomeenarten keine negative Beeinflussung zu erwarten. Der Gehalt an Nitrit-N hält den übereinstimmenden OW der OGewV, des LAWA-Projekt O 3.12 und der Rakon II b von 0,05 bzw. 0,025 mg/l für die Wern in der Vorbelastung mit 0,09 mg/l, sowie in der aus den Mischrechnungen resultierenden Gesamtbelastung nicht ein und übersteigt diesen in der berechneten Gesamtbelastung um 100 %. Der Orientierungswert-Vorschlag aus dem LAWA-Projekt O 3.12 von 0,023 mg/l für Fische ist als der empfindlichste Wert für alle BQK anzusehen, in Rakon II (OW harmonisiert) wird für die obere Schwelle 50 µg/l angegeben. Die Fischgewässervorordnung beschränkt die Nitritwerte von Cyprinidengewässern in gutem Zustand auf < 0,03 mg/l.

Die somit maximal vorgesehene 10%ige Zunahme an Nitrit-N im Vorfluter durch die SIWA-Einleitung in die Wern im worst case-Szenario wäre als deutliche Verschlechterung einzustufen, unter der besonders die BQK Fische betroffen wäre. Durch die rechnerische Zunahme im Vergleich zur Vorbelastung liegt bei dauerhaftem Erreichen der Schwellenwerte eine relevante Veränderung der Wirkintensität auf die BQK Fische vor. Dabei gilt jedoch explizit zu beachten, dass sich die Konzentration von Nitrit-N für die Komponente Fische bereits in der Vorbelastung deutlich im Wirkungsbereich befindet. Dennoch ist angesichts der vorliegenden Biozönose und gemäß den Ausführungen im Abschnitt „Generelle Einschätzung...“ und der bereits stark einwirkenden Vorbelastung keine weitere Deklassierung („Klassensprung“ einer BQK) bzw. Abstufung der ehemals rhithralen, aber bereits stark veränderten (und gegenüber Nitrit-N empfindlichsten BQK) MZB- und Fischzönose anzunehmen, was wiederum der Forderung des Verschlechterungsverbots entspricht. Dies auch in Hinblick darauf, dass im Regelbetrieb keine nennenswerte NO₂-N-Konzentrationszunahme eintritt. Ein wesentlicher Einfluss auf den trophischen Zustand der Wern durch Nitrit-N aus dem zusätzlichen SIWA der Deponieerweiterung ist aufgrund der bestehenden, überlagernden trophischen Gegebenheiten nicht anzunehmen.

Im Vergleich der Gesamtbelastung zur Vorbelastung ist daher davon auszugehen, dass eine sich biologisch auswirkende relevante Veränderung der Wirkintensität von Nitrit-N nicht vorliegt.

Nitrat-N

Laut Ausführung des AG ist NO₃-N ein limitierender Parameter für die SIWA-Einleitung, da die maximale Konzentration im OFWK den gewässerübergreifende Grenzwert laut LAWA (2014) von 5,0 mg/l einzuhalten hat. Dieser zielt aber auf den guten ökologischen Zustand und die weitgehende Begrenzung der Nitratfrachten im Grundwasser ab. Der generelle OW für Nitrat-N ergibt sich aus statistisch abgeleiteten Schwellenwerten und ist als Kompromiss-Vorschlag des Expertenkreises zu interpretieren, welcher den guten Zustand sichern soll. Den mäßigen Zustand der Wern im Blick ist die Limitierung nach dieser Vorgabe nach unserer Einschätzung und aus biologischer Sicht nicht nötig. Biologisch begründete Effekte sind nur schwer nachvollziehbar. Nitrat-N ist trotz der vorliegenden rechnerischen Konzentrationszunahme in der Maximallast weit unter toxischem Level für alle BQK (auch chronisch). Die OW laut LAWA weisen für die empfindlichste Komponente Fische im FG-Typ den Schwellenwert von 7,5 mg/l aus, was demnach durch den Überwachungswert auch bei Maximallast eingehalten wird. Es wurden in der Wern keine explizit Nitrat-N-sensiblen BQK-Taxa identifiziert. Ein zusätzlicher Düngeeffekt und damit einhergehende Trophiesteigerung ist durch zu hohe Einleitungen im Gegenzug stets zu vermeiden.

Somit ist keine negative Beeinflussung aller BQK der Wern durch Nitrat-N aus der SIWA-Einleitung zu erwarten.

Gesamt Stickstoff

Im geplanten Vorhaben soll die maximale Gesamt-Stickstoffkonzentration 6,0 mg/l und im Mittel 4,69 mg/l betragen. Somit ist nach Abgleich mit dem seitens LAWA vorgeschlagenen Orientierungswert (12,8 mg/l) keine negative Beeinflussung auf die Diatomeen zu erwarten. Sensibelste Komponente sind dabei die Makrophyten, woraus ein OW von 6,5 mg/l resultiert. Angesichts der geringen Makrophyten-Diversität und der Einhaltung des OW sind keine nachteiligen Effekte zu erwarten.

Eine wesentliche Auswirkung der Deponie-Sickerwassereinleitung auf den Trophiezustand und die Biozönose des OFWK Wern ist aufgrund der zusätzlichen rechnerischen Gesamt-Stickstoffbelastung nicht zu erwarten.

Gesamt-Phosphat

Phosphor ist der wichtigste das Florawachstum begrenzende Nährstoff und ist nicht relevant unter dem Gesichtspunkt der Toxizität. Die Konzentration von Phosphat hat keinen unmittelbaren Effekt auf die Gewässerfauna. Erst die Sekundärwirkungen der pflanzlichen Produktion beeinflussen die tierische Besiedlung. Direkte Effekte auf biologische Komponenten sind anhand der Gesamt-Phosphat-Konzentration nicht abzuleiten, trophische Folgen dagegen durch P als limitierenden Faktor i.d.R. schon. Nicht zuletzt deshalb gibt LAWA (2014) Schwellenwerte für den Übergang des FG-Zustands gut/mäßig vor. Dabei sind Fische die sensibelste Komponente mit einem OW von 0,11 mg/l vor allen anderen BQK. Der Parameter Gesamt-Phosphat beträgt bereits in der Vorbelastung 0,30 mg/l und liegt damit deutlich über dem LAWA OW (Diatomeen gesamt: 0,23 mg/l) wie auch über dem durch die OGewV vorgegebenen Wert von 0,10 mg/l.

Der bereits in der Vorbelastung erhöhte Parameter Gesamt-Phosphat wird laut der MWB durch die Einleitung auch bei Erreichen der Maximalwerte im Vorfluter nicht beeinflusst, und kann daher aus der Betrachtung hinsichtlich Einwirkung auf die BQK herausfallen.

Sulfat

Im geplanten Vorhaben soll die maximale Sulfat-Konzentration in der Wern laut MWB bei Maximallast 100 mg/l und im Mittel 79,83 mg/l betragen. Der harmonisierte OW-Vorschlag des LAWA-Expertenkreises Biologie Fließgewässer (LAWA 2014, 2017, Halle & Müller, 2015) für den FG-Typ 6k beträgt 220 mg/l als jährlichen MW, wobei als empfindlichste Komponente die BQK Fische (110 mg/l) identifiziert wurden, gefolgt von den Makrophyten (154 mg/l). MZB (gesamt 195 mg/l) und Diatomeen (Komponente „Diatomeen Trophie“ 278 mg/l) sind deutlich sulfattoleranter, somit ist keine negative Beeinflussung auf diese BQK zu erwarten. Der Sulfateintrag hält in der Vorbelastung sowie in der aus den MWB resultierenden Gesamtbelastung im Regelbetrieb auch den Orientierungswert der OGewV 2016 von 220 mg/l ein. Die Orientierungswert-Vorschläge aus dem Folgeprojekt zum LAWA-Projekt O 3.12 für Diatomeen, MZB und Fische werden ebenfalls eingehalten. Allenfalls könnten in der Wern unterhalb der Einleitung einzelne Gruppen trophisch leicht profitieren (Schwefelbakterien), eine Verschiebung der gesamten trophischen Verhältnisse und der Gesamtdiversität der BQK ist jedoch als unwahrscheinlich anzusehen.

Eine negative Auswirkung der Erhöhung der Sulfatfracht in der Wern auf die vorhandene Biozönose ist daher nicht anzunehmen.

Gesamter organisch gebundenen Kohlenstoff

Im geplanten Vorhaben soll nach der MWB die maximal in der Wern erreichte TOC-Konzentration 10,0 mg/l und im Mittel 5,01 mg/l betragen. Wenn die mittlere TOC-Konzentration bei 5,01 mg/l liegt und die max. TOC-Konzentration nur kurzfristig erreicht wird, ist keine negative Beeinflussung auf die Diatomeenzönose

zu erwarten. Für die BQK MZB wie auch für alle anderen Taxa-Gruppen sind die OW nach LAWA (2014) in der Gesamt- aber nicht in der Vorbelastung überschritten. Die BQK Fische ist laut LAWA (2014) und Rakon II mit einem OW von 5,5 mg/l am stärksten von einer Erhöhung des gebundenen Gesamtkohlenstoffs betroffen, welcher durch die SIWA-Einleitung bei Maximallast massiv erhöht würde. Die anderen BQK liegen bez. deren OW nur wenige mg/l darüber (Makrophyten 6,0 mg/l). Die strengen OW von LAWA bezüglich TOC werden durch diese selbst jedoch als nicht bindend („keine Empfehlung“) erachtet, da zu wenig über die biologische Wirkungen bekannt ist und laut Bericht des Landesamts für Landwirtschaft Schleswig-Holstein ca. 85 % aller Wasserkörper diese Vorgaben nicht einhalten.

Im Regelbetrieb sind bezüglich TOC keine nennenswerten Konzentrationsänderungen zu erwarten (s. Abb. 1). Es handelt sich bei Maximaleinleitung im vorliegenden Fall von 229,92 mg/l bei einem Abfluss von 81 l und Zuführung von 2 l mit einer berechneten Gesamtbelastung von 10,0 mg/l gegenüber 4,57 mg/l in der Vorbelastung dennoch um eine planerisch bedingte Nichteinhaltung der Vorgaben der OGewV (2016) von < 7 mg/l (entspricht dem harmonisierten Rakon II-OW), sowie um eine Verletzung des Verschlechterungsverbots. Letzteres deshalb, weil nach den höchst vorsorglichen OW-Vorgaben (LAWA) und dem Grad der Überschreitung von einer relevanten Wirkungsänderung (chronische Effekte, Abwandern, Mortalität, Arten- und Abundanzverschiebung), verursacht durch den relativ hohen zusätzlichen organischen Eintrag, auf alle BQK in der Wern zu rechnen ist. Dies schließt angesichts ebenfalls hoher N- und P-Werte und teils geringem Abfluss der Wern mögliche negative trophische Auswirkungen sowie Sedimentierungs-, Trübungs- und Schlammanreicherungs-effekte ebenfalls mit ein, welche wiederum die im OFWK identifizierten sauerstoffbedürftigen Taxa durch O₂-Zehrungsprozesse bisweilen langfristig schädigen könnten und dem teils massenhaften Auftreten der als Langzeitindikatoren fungierenden Helophyten (*S.emersum*) voraussichtlich in relevantem Ausmaß weiter Vorschub leisten würden. Ebenfalls wäre langfristig eine sekundäre Erhöhung des pH-Werts absehbar, welche sich wiederum negativ auf die BQK MZB und Fische auswirken würde.

Der Überwachungswert für den gesamten gebundenen Kohlenstoff TOC in der rechnerischen Maximalbelastung ist den Vorgaben entsprechend auf < 7,0 mg/l zu korrigieren und die Einleitungsfracht ist entsprechend zu verringern um langfristig durch die geplante Einleitung keine negativen Effekte auf die BQK der Wern zu verursachen.

Gesamtprognose

Die geplante Einleitung umfasst nach Berechnung aus Sickerwasser-Daten einer Vergleichsdeponie verschiedene stoffliche Parameter, welche unter Einhaltung der im Antragsverfahren dargelegten maximalen Überwachungswerte in die Wern geleitet werden sollen. Die technischen Installationen zur Einhaltung der Überwachungswerte sind dabei als funktionell und geeignet anzusehen. Für den vorliegenden LAWA-Fließgewässertyp 6k ist aufgrund des Puffervermögens des karbonatischen Gewässers die Versauerung nicht relevant. Für die ACP Ammonium-N, Ammoniak-N und Nitrit-N ergeben sich beim vorliegenden FG-Typ und je nach BQK-spezifischem Grenz- bzw. Orientierungswert zum Teil voraussichtlich (rechnerische) Konzentrationsänderungen im Vergleich der Gesamtbelastung zur Vorbelastung, was aber in relevantem Maß lediglich auf die Einleitungs- menge unter Maximalbedingungen bzw. Erreichen der Überwachungswerte beschränkt ist. Bei den Berechnungen der mittleren (durchschnittlichen) Einleitetrachten im Regelbetrieb ergeben sich aus gewässerökologischer Sicht keine Beanstandungen oder stofflich problematischen Bedingungen für die biologischen Qualitätskomponenten der Wern. Sulfat, Phosphat und gebundener Stickstoff stellen per se keine akute Gefährdung der aquatischen Lebewesen dar. Nitrat-N ist in der voraussichtlich vorliegenden Konzentration bei Einleitung des SIWA für keine biologische Qualitätskomponente problematisch, die BQK tolerieren wesentlich höhere Werte. Ein Vergleich mit den höchst vorsorglich herangezogenen, weiteren Grenz- und Orientierungswerten aus der Literatur

unterstreicht, dass sich für die Fischfauna zusätzliche relevante Schädigungen durch Bildung von Ammoniak-N bei 20°C (s. Anhang 1) und pH um 8,5-9,0 ergeben könnten, welche es zu vermeiden gilt. Zu berücksichtigen ist in der Gesamtbetrachtung, dass die teils hohe Vorbelastung ein deutliches Indiz für eine bestehende, weitgehende Beeinträchtigung des Habitattyps darstellt. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Grenz- und Orientierungswerte werden die Parameter Ammonium-N, Nitrat-N und Gesamt-Phosphat bereits in der Vorbelastung deutlich überschritten. Daran wie auch an der Zusammensetzung der Biozönose ist erkennbar, dass die Habitatbedingungen und hier v.a. die Trophie in der Wern deutlich überprägt sind und sich die Konzentrationen der Parameter Ammonium-N, Ammoniak-N und Nitrit-N bereits in der Vorbelastung deutlich im Wirkungsbereich auf die biologischen Qualitätskomponenten befinden. Eine signifikante Auswirkung der auf begrenzten Einleitung per kontrollierter Zudosierung auf die vorkommenden Tier- und Pflanzenarten ist daher als nicht wahrscheinlich zu erachten.

Im Vergleich der aus den Mischrechnungen resultierenden Gesamtbelastung mit der Vorbelastung kommt es hinsichtlich vorgegebener Orientierungswerte nur im Falle von TOC zu einer neuen Überschreitung, was nach fachlicher Einschätzung die trophischen Verhältnisse der Wern sowie die biologischen Qualitätskomponenten mittelfristig negativ beeinflussen kann. Dies zieht i.S. des Verschlechterungsverbots eine obligatorische Senkung des Überwachungswerts von TOC von 10,0 mg/l auf < 7 mg/l in der Maximalbelastung nach sich, z.B. durch Absetzen oder Abfiltration von Schwebstoffen vor den Rückhaltebecken bzw. Ableitung zur Kläranlage. Für die weiteren überprüften Parameter ergeben sich im Vergleich der Gesamtbelastung mit der Vorbelastung hinsichtlich der vorhandenen Biozönose keine potenziell nachteiligen akuten Auswirkungen, welche für die Bewertung der untersuchten Qualitätskomponenten i.S. von Änderungen der Artzusammensetzung und Individuenzahlen innerhalb der Biozönose von Relevanz sein könnten. In Hinblick auf diese Parameter ist eine direkt wirksame Verschlechterung der Bewertung des Zustands der biologischen Qualitätskomponenten mit Bezug zum Verschlechterungsverbot (Klassenerhalt nach LAWA bzw. i. S. des § 27 WHG/WRRL) daher nicht zu erwarten. Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Mess- und Dosierungsanlagen, resultiert auch bezüglich chronischer Effekte keine relevante Veränderung der Wirkintensität der betrachteten Parameter. Verschiedene vorkommende Taxa reproduzieren sich bei der Vorbelastung augenscheinlich gut. Entsprechend ist davon auszugehen, dass sich dies auch bei der rechnerischen Gesamtbelastung nicht in relevanter Weise ändert. Eine stoffspezifische Identifikation von Wirkungen auf sensible Arten ist schwierig bzw. nicht möglich, da diese bereits durch die Wirkung anderer Stressoren überlagert werden. Messbare bzw. prognostizierbare Veränderungen der Biozönosen und der Bewertung dieser Komponenten sind daher nicht zu erwarten.

Neben der Toxizität ist auch eine evtl. gesteigerte Eutrophierungswirkung relevant für die Beurteilung der biologischen Gewässerverträglichkeit. Organische und anorganische trophisch relevante Einträge können die Ernährungssituation und die Zusammensetzung der Biozönose stark beeinträchtigen. Im Regelbetrieb bei normalem Abfluss bewirkt die Immission aller Voraussicht nach, abgesehen vom zu hohen TOC-Wert in der maximalen Gesamtbelastung, keine biologisch relevante bzw. dauerhafte Erhöhung der Konzentrationen trophischer Stoffparameter im Vorfluter. Eine wesentliche Eutrophierungswirkung ist somit nicht anzunehmen, v.a. da der Güteklassenerhalt die Grundlage der avisierten Schwellenwertbegrenzung darstellt. Vor dem Hintergrund der v.a. durch hydromorphologische Defizite beeinträchtigten Wern lässt sich schlussfolgern, dass durch die zusätzliche Belastung mit SIWA aus der geplanten Deponieerweiterung keine relevanten nachteiligen Auswirkungen auf die Zusammensetzung und Funktionsfähigkeit des vorhandenen Ökosystems zu erwarten sind, sofern saprobielle Verschlechterungen ausbleiben. Hier ist insbesondere der Fokus auf die sauerstoffsensiblen Taxa der Wern zu richten, welche es zu erhalten gilt. Angesichts der bestehenden Überprägung (gesamter ökologischer Zustand mäßig) durch die Vorbelastung und den geringen anteiligen Veränderungen durch die zusätzliche Stofffracht ist dennoch davon auszugehen, dass

die rechnerische Konzentrationszunahme keine relevante bzw. langfristig akkumulierende Veränderung der Wirkintensität der genannten trophischen Parameter auf die biologischen Qualitätskomponenten ergibt.

Die zumeist geringen Konzentrationszunahmen einzelner Parameter im Regelbetrieb, wie auch bei Erreichen der Überwachungswerte, können den zur Erreichung des guten ökologischen Zustands erforderlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und den an der Wern vorgenommenen Renaturierungsmaßnahmen aufgrund einer geringgradigen Beeinflussung der Trophie nicht in relevanter Weise entgegenwirken. Nachteilige Auswirkungen auf die Verbesserungsmaßnahmen sind nach aktuellem Kenntnisstand daher nicht zu erwarten.

Unter der Prämisse dass der Überwachungswert für gesamten organischen Kohlenstoff durch geeignete Maßnahmen entsprechend korrigiert wird, sind aufgrund der Konzentrationen der genannten Stoffe aus Einleitungen aus der Deponieerweiterung keine relevanten Veränderungen der Wirkintensität zu erwarten, die zu einer messbaren bzw. prognostizierbaren Veränderung der Bewertung der vorgefundenen Komponenten des Makrozoobenthos, der Makrophyten und des Phytobenthos (Diatomeen) sowie der Fischfauna auf Ebene des betrachteten OFWK Wern führen können. Demnach steht die betrachtete Einleitung von Sickerwasser aus der Erweiterung der Deponie Rothmühle der Erreichung den gewässerspezifischen Bewirtschaftungszielen nach EU-WRRL durch entsprechende Verbesserungsmaßnahmen aus ökologischer Sicht nicht entgegen.

Zur Sicherung dieser Ziele sind im Folgenden fachlich begründete sinnvolle Empfehlungen abgeleitet.

Empfehlungen zum Schutz der Flora und Fauna der Wern

Im Folgenden sollen einige Empfehlungen für die Sicherstellung des Zustandes unter höchst vorsorglicher Vermeidung negativer Auswirkungen auf die Biozönose des OFWK Wern gegeben werden um dem Ziel der Erreichung einer ökologischen Zustandsverbesserung nicht entgegenzustehen.

Wir empfehlen daher folgende zusätzlichen gewässerbezogenen Maßnahmen bzw. Anforderungen zur Sicherung des ökologischen Potentials des OWKs für die vorliegende Biozönose im Sinne des Verschlechterungsverbots nach Art. 4 WRRL:

1. Herabsetzung des oberen Schwellenwerts (Überwachungswerts) für TOC_{max} auf $< 7,0 \text{ mg/l}$ in der rechnerischen Gesamtbelastung.
2. Laufende pH-Überwachung im Ablauf und zusätzliche regelmäßige Bestimmung des pH-Werts im OFWK unterhalb der Einleitstelle (z.B. anfänglich Okt. bis April à monatlich und Mai bis September à wöchentlich, mit der Möglichkeit zur Reduzierung in Absprache mit dem zuständigen Wasserwirtschaftsamt), um negative Effekte von zusätzlich entstehendem Ammoniak auf Fische und MZB-Komponenten zu vermeiden.
3. Ab einen pH-Wert von 8,3 im OFWK ist das Sickerwasser einer alternativen Entsorgung zuzuführen.
4. O_2 muss in der laufenden Überwachung mit erfasst werden, um auftretenden Zehrungsprozessen im Gewässer begegnen zu können und ggf. die Einleitemengen zu drosseln.
5. Weiterhin muss die Möglichkeit bestehen, dass bei auftretender temperaturbedingter „Rasanter Eutrophierung“, das Sickerwasser auf behördlicher Anordnung einer alternativen Entsorgung (z.B. Kläranlage) zugeführt werden kann.
6. Wünschenswert wäre eine Vergleichserhebung der relevanten BQK nach einem Jahr ab der ersten Einleitung (Fischfauna, Diatomeenindices, MZB - Saprobienindex, Allgemeine Degradation, Artenrückgang, Rhitron-Ernährungstypen-Index) je 200-400 m oberhalb/unterhalb der Einleitungsstelle.

Literatur

- Alvial I.E., Orth K., Durán B.C., Álvarez E. and Squeo F.A. (2013): Importance of geochemical factors in determining distribution patterns of aquatic invertebrates in mountain streams south of the Atacama Desert, Chile. *Hydrobiologia*, 709, 11–25.
- Berenzen, N., Schulz, R., Liess, M. (2001): Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water research*. 35. 3478-82. 10.1016/S0043-1354(01)00055-0.
- Bohl, M. (1982): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. DLG-Verlag: München.
- Davies P.J., Wight I.A., Findlay S.J., Jonasson O.J. and Burgin S., (2010): Impact of urban development of aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non urban streams. *Aquat. Ecol.*, 44, 685–700.
- Davies, T. D. (2007): Sulphate toxicity to the aquatic moss, *Fontinalis antipyretica*. *Chemosphere* 66, S. 444-451.
- Dehedin, A., Maazouzi, C., Puijalon, S., Marmonier, P. & Piscart, C. (2013): The combined effects of water level reduction and an increase in ammonia concentration on organic matter processing by key freshwater shredders in alluvial wetlands. *Global Change Biology* 19 (3), S. 763-774.
- Dowden, B.F. & H.J. Bennett. (1965): Toxicity of Selected Chemicals to Certain Animals. *Water Pollution Control Federation*, 37 (9), S. 1308-1316.
- DVWK (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. - DVWK-Materialien 6/1999, ISSN 1436-1639.
- 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. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (1), S. 247-253.
- Engels, S. (1997): Einfluß von Nitrit und Sauerstoffmangel auf Entwicklung und Verhalten der Larven einheimischer Hydropsyche- Arten (Insecta:Trichoptera). Dissertation, Universität Köln:1-122.
- Entwurf OGewV (2015): Entwurf der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, auf der OGewV von 2011 basierende Fortschreibung.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (2013): Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia – Freshwater 2013, Stand April 2013.
- Foeckler, F., Schrimpf, E. (1985): Gammarids in streams of northeastern Bavaria, F.G.R. II. The different hydrochemical habitats of *Gammarus fossarum* Koch 1835, and *Gammarus roeseli* Gervais 1835. *Archiv für Hydrobiologie*, 104, 269–286.
- Halle, M., Müller, A. (2015): LFULG Sulfat-Projekt: Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Endbericht im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum LAWA-Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“.
- Jens, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Maßstäbe und Anleitungen zur Wertbestimmung bei Nutzung, Kauf, Pacht und Schadensfällen. 2 Auflage. Verlag Paul Parey: Hamburg und Berlin.
- LAWA (2012): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern, Endbericht, Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“. Endbericht.
- LAWA (2014): Halle, M., Müller, A., Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“. Endbericht 16.4.2014.
- LAWA (2017) Halle, M., Müller, A.: Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern – Abschlussbericht - Projekt O 3.15 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2015.
- LAWA-AO (2016): RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- Leszinski, L., Schumacher, F., Schroeder, K., Pawlowsky-Reusing, E., Heinzmann, B. (2007): INTERIM REPORT – Integrated Sewage Management Projekt acronym: ISM Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen. Im Auftrag des Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie) (2015): „Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat“, Abschlussbericht des Folgeprojekts zum LAWA-Projekt O. 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (2012).
- Lowe, R.L. (1974): Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. *National Environmental Research Center, USA*.
- Milhau, B., Dekens, N., Wouters, K. (1997): Evaluation de l'utilisation des ostracodes comme bio-indicateurs potentiels de pollution. Application aux eaux de la Slack (Boulonnais, France). *Ecologie* 28:3–12.
- 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). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, S. 2009-2019.

- NLWK-Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (2003): Schriftenreihe Band 7: Gewässergütebericht 2003 für das Flusseinzugsgebiet der Rhume, Niedersachsen.
- NSWMC (The Nova Scotia Water Quality Objectives and Model Development Steering Committee) (2004): User's Manual for Prediction of Phosphorus Concentration in Nova Scotia Lakes: A Tool for Decision Making.
- Pfister, P., Hofmann, G. (2016): Fließgewässer-Phytobenthos, Überarbeitung des Trophie- und Saprobie-Bewertungssystems nach Rott et al. 1999, 1997, ARGE Limnologie, BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT Wien.
- Pieri V, Vandekerckhove J, Goi D (2012) Ostracoda (Crustacea) as indicators for surface water quality: a case study from the Ledra River basin (NE Italy). *Hydrobiologia* 688:25–35.
- Pottgiesser, T. (2018). Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen, FE-Vorhaben des Umweltbundesamtes „Gewässertypenatlas mit Steckbriefen“ (FKZ 3714 24 221 0), Umweltbundesamt.
- Projektteam Umweltbüro Essen & Chromgruen (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.
- 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, Phylib. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Schneider, S. (2004): Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern. Habilitationsschrift, Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Limnologische Station Iffeldorf.
- Singleton, H. (2000): British Columbia ambient water quality guidelines for sulphate: Technical Appendix. Ministry of the Environment, Lands and Parks, Water Quality Section, Water Management Branch. Victoria, British Columbia, Canada. 33 Seiten.
- Sinha, A. K., Elgawad, H. Gilblen, T., Zinta, G. De Rop, M., Asard, H., Blust, R., De Boeck, G. (2014): Anti-Oxidative Defences Are Modulated Differentially in Three Freshwater Teleosts in Response to Ammonia-Induced Oxidative Stress. *Plos One* 9 (4).
- Software: PHYLIB 5.3-DV-Tool, Stand: Februar 2016, veröffentlicht 2018.
- Solbé J. F. de L. G., Cooper V. A., Willis C. A. & Mallet M. J. (1985): Effects of pollutants in fresh waters on European nonsalmonid fish I: Non-metals, *J. Fish Biol.* 27 (Supplement A), 197-207.
- Soucek, D. J., Kennedy, A.J. (2005): Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, S. 1204-1210.
- Steinberg, C., Putz, R., Schreiner, C. (1990): Diatomeen in versauerten Fließgewässern, *Laufener Seminarbeitr.* 4/90, Akad. Natursch. Landschaftspfl.
- SUN (Stadtentwässerung und Umweltanalytik Nürnberg) (2015): Gewässergüte-Parameter. Stand 25.8.2015.
- Timm, T. (1993): Einzigartige Biozönose - Erhalt des gering belasteten Wienbaches - Herausforderung für den Naturschutz. -- *LÖLF-Mitt.* 4/93: 19-23.

Abkürzungen

AbwV	Abwasserverordnung
ACP	Allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter
AG	Auftraggeber
AN	Auftragnehmer
BQK	Biologische Qualitätskomponente
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Kulturbau e.V.
EPT	Gruppe aus Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera
FFB	Fischereifachberatung
FG	Fließgewässer
fiBS	Fischbasiertes Bewertungssystem
FWK	Flusswasserkörper
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LAWA-AO	LAWA-Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer
LC50	Letale Konzentration bei 50 % der beobachteten Population
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LRA	Landratsamt
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
müNN	Meter über Normalnull
MW	Mittelwert
MWB	Mischwasserberechnung
MZB	Makrozoobenthos
OFWK	Oberflächenwasserkörper
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OW	Orientierungswert
RL	Rote Liste
SIWA	Sickerwassereinleitung
US EPA	United States Environmental Protection Agency
TOC	Total Organic Carbon
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WWA	Wasserwirtschaftsamt

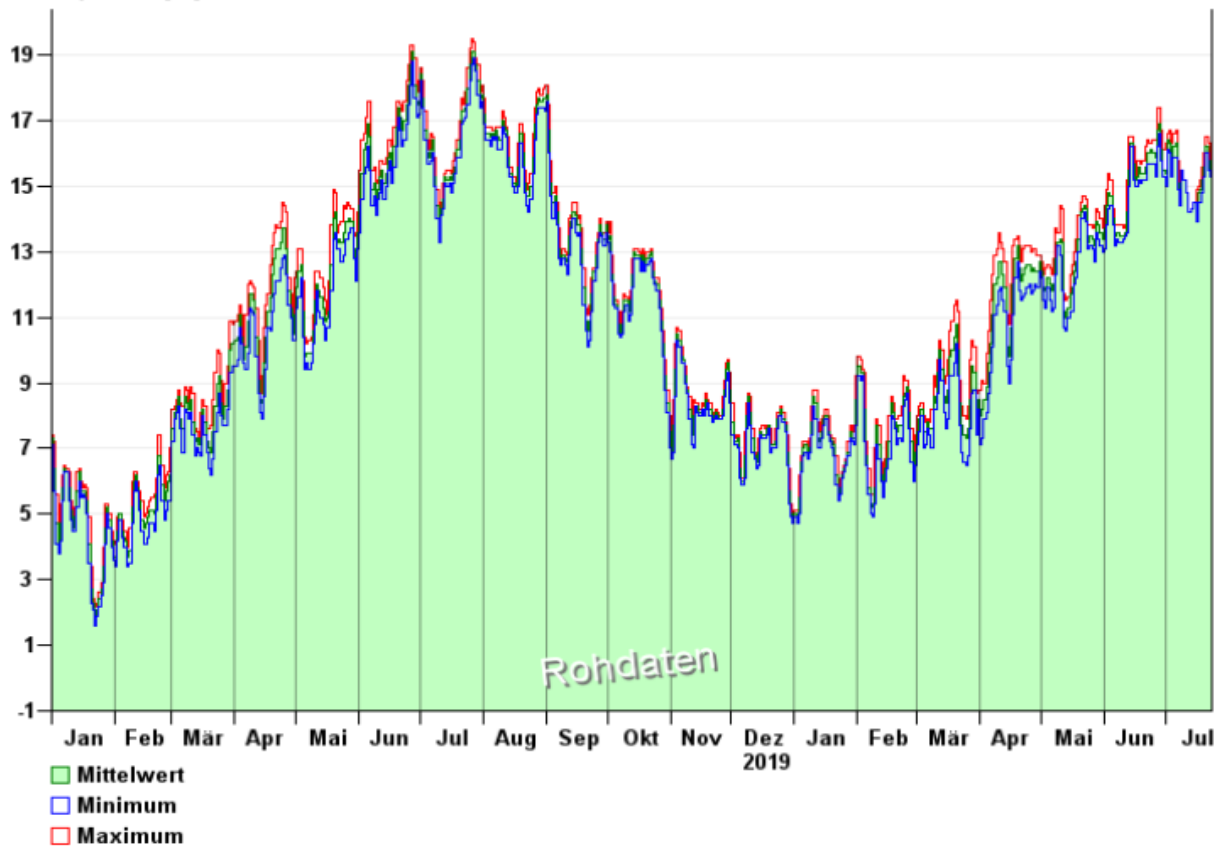
Anhang

Anhang 1: Messwerte Temperatur (Tageswerte)

Jahresgrafik Sachsenheim / Wern

Wassertemperatur vom 01.01.2019 bis zum 23.07.2020

Wassertemperatur [°C]



Daten aus: www.gkd.bayern.de

Anhang 2: FG-Typisierung OFWK Wern

Typ 6: **Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche**

Zuordnung der bewertungsrelevanten Typen der biologischen und unterstützenden Qualitätskomponenten zum LAWA-Typ:	LAWA-Typ 6	
	Makrozoobenthos	Typ 6; Subtyp 6_K
Typen der biologischen Qualitätskomponenten:	Fische	Sa-MR; Sa-HR; Cyp-R; EP; MP
	Makrophyten PHYLIB	MRK; MP
	Makrophyten NRW-Verfahren	6
	Diatomeen	D 8.1
	Phytobenthos ohne Diatomeen	PB 4
	Phytoplankton	nicht relevant
	morphologischer Typ	S_fl; A_fl; OT_fl
Typen der biologischen Qualitätskomponenten:	Makrozoobenthos-Typen	
	Typ 6:	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Subtyp 6_K:	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers
	Ausprägung der Fisch-Gemeinschaften	
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Sa-MR:	Salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals
	Sa-HR:	Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals
	Cyp-R:	Cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals
	EP:	Gewässer des Epipotamals
	MP:	Gewässer des Metapotamals
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Makrophyten-Typen gemäß PHYLIB	
	MRK:	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
	MP:	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Makrophyten-Typen gemäß NRW-Verfahren	
	6:	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Diatomeen-Typen	
	D 8.1:	Karbonatisch geprägte Bäche der Löss-, Keuper- und Kreideregionen (Einzugsgebiete < 100 km ²)
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Phytobenthos ohne Diatomeen-Typen	
	PB 4:	Karbonatische, feinmaterialreiche, kleine Fließgewässer des Mittelgebirges
Typen der unterstützenden Qualitätskomponenten:	Morphologische Typen	
	S_fl:	Sohlenkerbtalgewässer, feinmaterialreich - Löß-Lehm
	A_fl:	Mulden- und Auetalgewässer, feinmaterialreich - Löß-Lehm
	OT_fl:	Gewässer ohne Tal, feinmaterialreich - Löß-Lehm

(Pottgiesser, T. (2018). Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen)

Anhang 3: FG-Steckbrief OFWK Wern

Datenstand: 22.12.2015

Kennzahl	2_F133
Bezeichnung	Wern von Geldersheim bis Landkreisgrenze Schweinfurt/Main-Spessart mit allen Nebengewässern
Kennzahl Bewirtschaftungsplan 2009 zum Vergleich	

Beschreibung des Flusswasserkörpers

Länge* Flusswasserkörper [km]	46,4
- Länge Gewässer 1. Ordnung [km]	-
- Länge Gewässer 2. Ordnung [km]	16
- Länge Gewässer 3. Ordnung [km]	30,4
Größe unmittelbares Einzugsgebiet [km²]	116
Einstufung gemäß §28 WHG (HMWB/AWB)	-
Biozönotisch bedeutsamer Gewässertyp	Typ 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers

*Alle Längenangaben sind aus dem Gewässernetz im Maßstab 1:25.000 abgeleitet. Angaben zu Gewässerordnungen erfolgen nur für Gewässerstrecken innerhalb Bayerns.

Risikoanalyse (aktualisierte Bestandsaufnahme)

(Datenstand Dezember 2013)

Risikoabschätzung bzgl. Zielerreichung bis 2021		Ursache bei Zielverfehlung *
Zielerreichung Zustand gesamt	Zielerreichung unwahrscheinlich	Ökologischer und chemischer Zustand
Zielerreichung ökologischer/s Zustand/Potenzial	Zielerreichung unwahrscheinlich	(Organische Belastung), Nährstoffe, Bodeneintrag, Hydromorphologische Veränderungen
Zielerreichung chemischer Zustand	Zielerreichung unwahrscheinlich	Quecksilber und Quecksilberverbindungen
Zielerreichung chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Zielerreichung zu erwarten	

*Angabe in Klammern: Anhaltspunkte vorhanden, dass genannte(r) Belastung(sbereich) Ursache für Zielverfehlung ist.

Ökologischer und chemischer Zustand

(Bewertung für den 2. Bewirtschaftungsplan: Datenstand Dezember 2015)

Ökologischer Zustand	Mäßig
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Zustand	Hoch
Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands	
Makrozoobenthos - Modul Saprobie	Gut
Makrozoobenthos - Modul Allgemeine Degradation	Mäßig
Makrozoobenthos - Modul Versauerung	Nicht relevant
Makrophyten & Phytobenthos	Mäßig
Phytoplankton	Nicht relevant
Fischfauna	Mäßig
Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt
Chemischer Zustand*	Nicht gut

Details zum chemischen Zustand	
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen

*Flächenhaftes Verfehlen der Umweltqualitätsnormen (UQN) in der EU (insbes. bei Quecksilber). Die UQN wurden als ökotoxikologische Grenzwerte ausschließlich für die aquatische Nahrungskette festgelegt.

Hinweis: In einigen Fällen und sofern fachlich zulässig können Bewertungsergebnisse von einem Wasserkörper auf einen anderen Wasserkörper übertragen werden. In diesen Fällen ist nur an einem der Wasserkörper eine Messstelle vorhanden.

Bewirtschaftungsziele

Guter chemischer Zustand	Erreichen des Umweltziels voraussichtlich bis 2027
Guter ökologischer Zustand	Erreichen des Umweltziels voraussichtlich bis 2027

(Umwelt Atlas Gewässerbewirtschaftung, Bayerisches Landesamt für Umwelt)

Anhang 4: Diatomeen-Analyse

PHYLIB- Bewertungsbericht für das Modul Diatomeen.

Messtelle = 1000, Probe = 1

Ergebnis

Zustands-/Potentialklasse	3	Bewertung (dezimal)	3,29	vorläufige Bewertung	3	MPI _{FG}	0,264
Sicherheit	keine (bewertbaren) Messwerte für Makrophyten → Modul Makrophyten nicht bewertet						
	keine (bewertbaren) Messwerte für Phytobenthos → Modul Phytobenthos nicht bewertet						

Messtelle

Ökoregion	Mittelgebirge	WRRL-Typ	6_K
Diatomeentyp	D 6 [8]	Makrophytentyp	MP [23]
Phytobenthostyp	PB 4 [40]	Gesamtdeckungsgrad [%]	
Makrophytenverödung	nein	Begründung Verödung	
Helophyten Dominanz	ja	vorgegebene HPD	ja
berechnete HPD			

Diatomeen

Bewertung Diatomeen	3	Bew. Diatomeen (dezimal)	3,29
Index Diatomeen	0,264	Diatomeen gesichert	ja
Referenzartensumme (umger.)	0,283	Referenzartensumme-Klasse	3
Referenzartensumme	28,256	Referenzartensumme (korr.)	28,26
Trophieindex (umger.)	0,246	TI-Klasse	3
Trophieindex	3,014	TI-Anzahl	50
Saprobienindex (umger.)		SI-Klasse	
Gesamthäufigkeit [%]	100	übergeordnete Taxa [%]	0
aerophile Arten [%]	0,25	planktische Arten [%]	0
Halobienindex	2,4	Massenvorkommen	
Rote Liste Index	0,02	Versauerungszeiger [%]	0

Makrophyten

Bewertung Makrophyten		Bew. Makrophyten (dezimal)	
Index Makrophyten		Makrophyten gesichert	nein
Referenzindex		Gesamtquantität submers	
eingestufte Arten [%]		Anzahl submerser und eingestufte Taxa	
Myriophyllum spicatum [%]		Ranunculus [%]	
Diversität		Evenness	
Helophyten Dominanz	ja		

Phytobenthos

Bewertung Phytobenthos		Bew. Phytobenthos (dezimal)	
Index Phytobenthos		Phytobenthos gesichert	nein
Bewertungsindex (umger.)		Bewertungsindex	
Summe der quadrierten Häufigkeiten eingestufte Taxa		eingestufte Taxa	

Messstelle = 1000, Probe = 1

Messdaten

Taxon	Lebensform	Messwert	Einheit	Artgruppe
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	o.A.	16,216	%	
<i>Achnanthes minutissimum</i> var. <i>minutissimum</i>	o.A.	2,948	%	
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	o.A.	2,703	%	
<i>Planothidium lanceolatum</i>	o.A.	1,966	%	
<i>Reimeria sinuata</i> var. <i>sinuata</i>	o.A.	1,966	%	
<i>Planothidium frequentissimum</i> var. <i>frequentissimum</i>	o.A.	1,474	%	
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i>	o.A.	0,491	%	
<i>Karayevia laterostrata</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Surirella helvetica</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Amphora pediculus</i>	o.A.	12,039	%	
<i>Navicula lanceolata</i>	o.A.	9,828	%	
<i>Amphora copulata</i>	o.A.	4,668	%	
<i>Rholcosphenia abbreviata</i>	o.A.	3,931	%	
<i>Karayevia ploenensis</i>	o.A.	2,948	%	
<i>Navicula cryptotenella</i>	o.A.	2,948	%	
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>linearis</i>	o.A.	2,703	%	
<i>Navicula gregaria</i>	o.A.	2,457	%	
<i>Nitzschia abbreviata</i>	o.A.	2,457	%	
<i>Eolimna minima</i>	o.A.	2,211	%	
<i>Gyrosigma acuminatum</i> var. <i>acuminatum</i>	o.A.	1,966	%	
<i>Navicula slesvicensis</i>	o.A.	1,966	%	
<i>Achnanthes straubianum</i>	o.A.	1,72	%	
<i>Nitzschia dissipata</i> ssp. <i>dissipata</i>	o.A.	1,474	%	
<i>Nitzschia vermicularis</i>	o.A.	1,474	%	
<i>Nitzschia amphibia</i>	o.A.	0,983	%	
<i>Nitzschia fonticola</i> var. <i>fonticola</i>	o.A.	0,983	%	
<i>Nitzschia paleacea</i>	o.A.	0,983	%	
<i>Fallacia lenzli</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Gomphonema minutum</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Hippodonta capitata</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Melosira varians</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Nitzschia recta</i> var. <i>recta</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Psammodium lauenburgianum</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Surirella brevissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	o.A.	0,737	%	
<i>Fragilaria maritima</i>	o.A.	0,491	%	
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i>	o.A.	0,491	%	
<i>Navicula antonii</i>	o.A.	0,491	%	

Messtelle = 1000, Probe = 1

<i>Navicula tenelloides</i>	o.A.	0,491	%	
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	o.A.	0,491	%	
<i>Cocconeis pediculus</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Cymbella tumida</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Diploneis krammeri</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Fallacia pygmaea</i> ssp. <i>subpygmaea</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula capitatoradiata</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula caterva</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>cryptocephala</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula erifuga</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula germainii</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula tripunctata</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula trivialis</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Navicula veneta</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Neldium dubium</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Nitzschia debilis</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Nitzschia dubia</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Nitzschia hungarica</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>palea</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Nitzschia subacicularis</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Planothidium rostratum</i>	o.A.	0,246	%	
<i>Surirella helvetica</i>	o.A.	0,246	%	

Anhang 5: MZB-Bewertung

Auflistung der MZB-Komponenten der Wern bei Ettleben (Stand 2019) und ökologische, trophische Einordnung sowie Gefährdungspotential. No. = Individuenzahl; Chem. Par. Sens. = Sensibilität für bestimmte chemische Parameter; N = Nein; k.A. = keine Angabe.

DV-Nr.	Taxon	No.	Ökologische Einordnung	Einschätzung Trophie	Chem. Par. Sens.	Einschätzung Toxie
1031	<i>Anodonta</i>	1	Teichmuscheln sind relativ euryök v.a. in Bezug auf Nährstoffgehalte. Alle bayerischen Großmuschelarten inkl. der Gattung <i>Anodonta</i> unterliegen dem Bundesnaturschutzgesetz bzw. der Bundesartenschutzverordnung und sind hierin als besonders geschützt eingestuft.	keine Gefährdung	k.A.	keine Gefährdung
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1	Neozoe, lokal extrem häufig. Anzeiger für Allgemeine Degradation und Eutrophierung. Das Vorkommen dieser Neozoe fließt negativ in die PERLODES-Berechnung zur ökologischen Zustandsklasse ein. Art ist nicht empfindlich, persistiert auch in der Verlandung mit Schlammböden und emersen Makrophyten, dort nicht so typisch wie im Sand unabhängig von den bevorzugten Habitaten als Neozoon.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
1013	Tubificidae	9	Belastungsanzeiger. Eine Massenvermehrung tritt nur in Gewässern auf, deren Sedimente einen hohen Anteil an verwertbarem organischem Material haben. In unbelasteten Gewässern treten sie eher nur vereinzelt auf. Tolerieren hohe Konzentrationen an Umwelttoxinen (Schwermetalle etc.); z.T. (artspezifisch) in belasteten Gewässern. Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass Arten der Tubificidae im Allgemeinen sehr tolerant gegenüber organischen Schadstoffen sind.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
1000	<i>Erpobdella octoculata</i>	1	Häufiger Verschmutzungsanzeiger, insbesondere in saprobiell belasteten Bächen. Räuber. Da Egel generell eher als Belastungsanzeiger gelten, ist das ein Fehlen dieser Gruppe in Untersuchungsgewässern als positiv zu bewerten.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
1372	Piscicolidae	1	Blutsaugende Fischparasiten, unspezifisch. Vorkommen an Fischbestand gebunden. Keine Indikatorarten.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
15305	Acari	10	Benötigen hohen Sauerstoffgehalt des Wassers (Tracheenatmung). Dadurch sind Süßwassermilben ein Indikator für die Gewässergüte. Rückgang oder Gefährdung wäre bedingt nur durch starke Eutrophierungsprozesse mit Sauerstoffzehrung oder verarmte Fauna (besitzen parasitäre Phasen!) wahrscheinlich. Studien haben gezeigt, dass Wassermilben bereits in mässig verschmutzten Gewässern knapp werden und dazu neigen, stark belastete Standorte mit Einleitungen, an denen noch andere Makroinvertebraten zu finden sind, zu verschwinden (Davies et al., 2010; Alviolet et al., 2013). Wassermilben können wirksame Umweltindikatoren sein, auch wegen deren Interaktionen mit dem Rest der benthischen Gemeinschaft, von dem die Milben abhängen, um ihren komplexen Lebenszyklus erfolgreich abzuschließen. Sie sind besonders kennzeichnend für relativ saubere Ökosysteme (Qualitätsklassen) und daher besonders geeignet für "Frühwarnsysteme". In Studien selten als Indikatoren genutzt, tolerante müssen von sensiblen Taxa unterschieden werden.	pot. Gefährdung	N	keine Gefährdung

5077	Ostracoda	6	Einige sehr sensible Arten, generell unspezifisch; Fehlen deutet auf starke organochemische Belastung hin. Einige Ostrakodenarten sind sehr empfindlich gegenüber hohen Konzentrationen verschiedener Schadstoffe. Phosphate verursachen Störungen bei einigen Herpetocypris-Arten, während die Menge an Nitraten einen bemerkenswerten Einfluss auf <i>Candona neglecta</i> hat (Milhau et al. 1997). Einige Arten fehlen an gestörten Standorten mit hohen Nährstoffkonzentrationen (Pieri et al. 2012).	keine Gefährdung	k.A.	k.A.
15325	Copepoda-Copepodid	3	Anzeiger für erhöhtes N-C-Verhältnis. Benötigen langsam strömende Bereiche. Zu toxischen Effekten keine Aussage möglich, viele habitatspezifische Arten diverser Trophie.	keine Gefährdung	k.A.	k.A.
1003	<i>Gammarus roeselii</i>	45	Relativ euryök, benötigt Holzstrukturen. Höhere Reistenz bei Abwasserbelastung als <i>G. pulex</i> und <i>G. fossarum</i> . Da <i>G. roeselii</i> nach Foeckler & Schrimpf (1985) in Nordost-Bayern nur in gut gepufferten Gewässern mit pH-Werten von 7,2-9,5 gefunden wurde und auch aus anderen Regionen kein Vorkommen in sauren oder schwach sauren Gewässern recherchiert werden konnte, ist eine hohe Empfindlichkeit gegenüber absinkenden pH-Werten zu vermuten. <i>G. roeseli</i> ist dazu tolerant gegenüber niedrigen Sauerstoffwerten.	pot. Gefährdung	pH < 7	keine Gefährdung
7	<i>Baetis</i>	2	Rheophil, Arten i.d.R. wenig anspruchsvoll, häufig. Sauerstoffbedürftig, Einige Arten empfindlich ggü mesosaprobieller Abwasserverschmutzung.	k.A.		keine Gefährdung
32	<i>Caenis</i>	1	Sauerstoffbedürftig. Arten, die stehende und fließende Gewässer aller Art besiedeln. <i>Caenis luctuosa</i> und <i>macrura</i> sind epipotamale Sammler und Sedimentfresser, die mesosaprobe Belastungen tolerieren.	keine Gefährdung		keine Gefährdung
47	<i>Ephemera danica</i>	5	Anspruchsvolle Leitart, bevorzugt langsam fließende, saubere Gewässer des Rhithrals; bevorzugt Epi-Meta- und Hyporhithral. Zeigt eine gute Sauerstoffversorgung, als generelle hydromorphologische Ungestörtheit des OFWK an. Nach Faulschlammabildung verschwindet die Art aus dem Gewässer (Timm, 1993).	pot. Gefährdung	k.A.	keine Gefährdung
20942	<i>Baetis vernus/bucuratus</i> - Gruppe	1	Beide mgl. Arten sind häufig und weit verbreitet. <i>B. vernus</i> ist als relativ tolerante Art bekannt.	keine Gefährdung		keine Gefährdung
101	<i>Platycnemis pennipes</i>	1	In langsam fließenden Gewässern, stenotop in Fließgewässern. Häufig. Saprobieindex 2,0. Bestand in Bayern: Häufig, leicht rückläufig. In Bayern eingestuft als ungefährdet.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
310	<i>Calopteryx</i>	2	Beide vorkommenden Arten häufig. Sauerstoffbedürftig. Das Vorkommen dieser anspruchsvollen Libellen ist ein Beleg für gute Wasserqualität und gute Gewässerstruktur. Bestand in Bayern: leicht rückläufig. Eingestuft als ungefährdet, <i>C. virgo</i> auf Vorwarnliste. Gewässer mit hohen Anteilen von Sediment und Faulschlamm, bei denen durch bakterielle Abbauprozesse Sauerstoff verbraucht wird, eignen sich nicht als Habitat für die Larven. Hohe Empfindlichkeit gegenüber Faktoren der Gewässerchemie. Saprobieindex 1,9 (entspr. gering bis mäßig verschmutzter Gewässertyp, β -mesosaprob, Gewässergüteklasse von I bis II).	pot. Gefährdung	k.A.	pot. Gefährdung
10150	Corixidae	65	Sehr verschmutzungstolerant, Imagines flugfähig. Keine Indikatorgruppe.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
14	<i>Anabolia nervosa</i>	4	Häufiger Güteklasse II-Zeiger. Die Lebensräume der Art sind permanente nicht versauerte Gewässer, im Allgemeinen reich an Nährstoffen.	keine Gefährdung	k.A.	keine Gefährdung

190	<i>Goera pilosa</i>	1	Häufig, Güteklasse II-Zeiger. Rheophile, hartsubstratbewohnende, anspruchslose Art (Saprobiewert 1,9).	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
220	<i>Limnephilus lunatus</i>	4	Häufig, anspruchslose euryöke Art. Kein stenotoper Fließgewässerbewohner, meist im Litoral. Toleriert N-belastung (Berenzen et al. 2001)	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
331	<i>Hydroptila</i>	5	Sehr artenreiches Genus, wenige Arten in RL Deutschland als Kategorie 3 aufgeführt. Viele stenotope Fließgewässerbewohner, diverse anspruchslose Arten. Als Gattung nicht indikativ; Schwerpunkt an ortsstabilen Hartsubstraten, mit Algenbewuchs.	keine Gefährdung	k.A.	k.A.
625	Limnephilinae	1	In langsam fließenden und stehenden Bereichen v.a. mit Makrophytenbestand, wenige typische Fließgewässerarten (schwer bestimmbar); u.a. <i>Limnephilus lunatus</i> & <i>Anabolia nervosa</i> .	keine Gefährdung	k.A.	k.A.
20944	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	1	Häufig, v.a. Stehgewässer, bisweilen in langsam fließenden Gewässern mit reicher Vegetation.	keine Gefährdung	k.A.	k.A.
20993	<i>Athripsodes albifrons/bilineatus/commutatus</i>	1	Flussart, <i>A. bilineatus</i> gilt laut RL Bayern als gefährdet (Kategorie 3); nicht an Vegetation gebunden.	pot. Gefährdung	k.A.	k.A.
20916	Ceratopogoninae	9	Sehr viele Arten, parasitär/Räuber. RL Bayern: Insbesondere in den Mittelgebirgen gibt es Vertreter, die ohne Vorsorge zur Gewässerreinigung und den Erhalt der natürlichen Gewässerdynamik auf Dauer nicht überleben können. Die Larven häufiger Arten sind hinsichtlich der Wahl ihres Lebensraums eher unspezifisch (euryök). Besiedelt werden sauerstoffhaltige Fließgewässer bis hin zum sauerstoffarmen stehenden Gewässer. Gefährdet nur durch hohe organische Belastung oder Abwasser sind v.a. die kaltstenothenen Rhitral-Arten.	pot. Gefährdung	k.A.	pot. Gefährdung
910	Chironomini	34	Cladus innerhalb der Chironomidae, s. <i>Chironomus</i>	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
911	Chironomidae	2	Belastungsanzeiger, s. <i>Chironomus</i>	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
502	Tanypodinae	2	Familie der Chironomidae, s. <i>Chironomus</i> , empfindlicher ggü niedrigen Sauerstoff-Werten und organischer Belastung.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
409	<i>Chironomus</i>	4	Artenreiche Gruppe mit teils hohen Individuendichten; generell als anpassungsfähig und verschmutzungstolerant betrachtet. <i>Chironomus riparius</i> ist ein Zeiger für Eutrophierung bis hin zu starker Verschmutzungsbelastung, Schlammbewohner, viele Indikatorarten, teils sehr schadstofftolerant; gefährdete bzw. geschützte weniger tolerante Arten, vorwiegend kaltstenothe Taxa.	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung
604	<i>Prodiamesa olivacea</i>	1	Äußerst schad- und nährstofftolerant; im Feinsediment	keine Gefährdung	N	keine Gefährdung