

# Landratsamt Waldshut-Tiengen

## PUMPSPEICHERWERK AT- DORF

Landesgutachterliche Stellungnahme für das wasserrechtliche Genehmigungsverfahren zum geplanten Pumpspeicherwerk Atdorf im Rahmen der Offenlage

Mannheim/Stuttgart, den 30.06.2016

Aktenzeichen: 15057-1/15049

## Allgemeine Projektangaben

|                     |   |  |
|---------------------|---|--|
| Auftraggeber:       | <b>Landratsamt Waldshut</b>   | Kaiserstraße 110<br>79761 Waldshut-Tiengen |
| Auftragnehmer:      | <b>Baader Konzept GmbH</b><br>www.baaderkonzept.de  | N7, 5-6<br>68161 Mannheim                  |
|                     | <b>Detzel &amp; Matthäus</b><br>www.goeg.de   | Dreifelderstr. 31<br>70599 Stuttgart       |
| Projektbearbeitung: | Dr. M. Gonser   | Baader Konzept GmbH                        |
|                     | Dipl.-Ing. (FH) J. Zippold  | Baader Konzept GmbH                        |
|                     | M.Sc. L. Fenn   | Baader Konzept GmbH                        |
|                     | Dr. G. Matthäus   | GÖG  |
|                     | M.Sc. agrar B. Gliedstein   | GÖG  |
|                     | Dipl. Biol. M. Treiber  | GÖG  |
|                     | Dr. B. Kappus   | GÖG  |
|                     | Dipl. Biol. D. Bernauer   | GÖG  |
| Datei:              | c:\users\bettina.gliedstein\appdata\local\microsoft\windows\temporary internet files\content.outlook\iv1bxog0\160630_stellungnahme_offenlage_bk_gög_ii.docx |  |
| Datum:              | Mannheim/Stuttgart, den 30.06.2016  |  |
| Aktenzeichen:       | 15057-1/15049   |  |

## Inhaltsverzeichnis

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 1     | Grundlegende Hinweise zum Aufbau der Stellungnahme .....                | 6  |
| 2     | Bestandserhebung.....   | 7  |
| 2.1   | Fließgewässer   | 7  |
| 2.1.1 | Gewässerstruktur  | 7  |
| 2.1.2 | Abflussmessung  | 7  |
| 2.1.3 | Dotationsversuche   | 8  |
| 2.2   | Stillgewässer   | 10 |
| 2.2.1 | Wasserchemie, morphologische und hydraulische<br>Kennwerte              | 10 |
| 2.3   | Quellen   | 11 |
| 2.4   | Makrozoobenthos   | 11 |
| 2.5   | Krebse  | 15 |
| 2.6   | Makrophyten und Phytobenthos  | 16 |
| 2.7   | Fische  | 18 |
| 3     | Bestandsbewertung .....   | 20 |
| 3.1   | Fließgewässer   | 20 |
| 3.2   | Stillgewässer   | 20 |
| 3.2.1 | Wasserchemie, morphologische und hydraulische<br>Kennwerte              | 20 |
| 3.3   | Quellen   | 22 |
| 3.4   | Makrozoobenthos   | 22 |
| 3.4.1 | Bestandsbewertung der Fließgewässer                                     | 22 |
| 3.4.2 | Bestandsbewertung der Quellen   | 24 |
| 3.5   | Krebse  | 26 |
| 3.6   | Makrophyten und Phytobenthos  | 27 |
| 4     | Prognose Umweltauswirkungen.....  | 28 |
| 4.1   | Auswirkungsprognose Fließgewässer                                       | 28 |
| 4.1.1 | Festlegung der Eingriffsintensitätsstufen (Hydrologie,<br>Hydrodynamik) | 28 |
| 4.1.2 | Darstellung nicht beurteilbarer Wirkfaktoren                            | 31 |
| 4.2   | Auswirkungsprognose Stillgewässer                                       | 33 |
| 4.3   | Auswirkungsprognose Quellen   | 34 |
| 4.4   | Auswirkungsprognose Makrozoobenthos                                     | 34 |
| 4.5   | Auswirkungsprognose Krebse  | 40 |

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 5     | Kompensationsmaßnahmen .....   | 44 |
| 5.1   | Fließgewässer  | 44 |
| 5.1.1 | Maßnahme VV 04: Fließgewässerdotation  | 44 |
| 5.1.2 | Maßnahme VV I.1: Dotationsrigole Abhau<br>(Grundwasserdotation am Abhau über Versickerungsrigole)  | 49 |
| 5.1.3 | Maßnahme 1O2: Optimierung von Gewässern: Beseitigung<br>von Fichten (Douglasien) entlang von Bächen –<br>Wiederherstellung der Ufervegetation  | 51 |
| 5.1.4 | Maßnahme 1O5: Optimierung von Gewässern: Beseitigung<br>von Wanderhindernissen zur Wiederherstellung der<br>Längsdurchgängigkeit   | 53 |
| 5.1.5 | Maßnahme 1O6: Optimierung von Gewässern: Naturnahe<br>Umgestaltung von Abschnitten des Rheinufers  | 55 |
| 5.1.6 | Maßnahme 1O7: Optimierung von Gewässern:<br>Renaturierung ausgebauter Bachabschnitte   | 56 |
| 5.2   | Stillgewässer  | 58 |
| 5.2.1 | Maßnahme 1A6: Anlage von Gewässerkomplexen im<br>Bereich Wallbach  | 59 |
| 5.2.2 | Maßnahme 1A8: Anlage eines Stillgewässers südlich des<br>Hornbergbeckens II  | 60 |
| 5.3   | Quellen  | 60 |
| 5.3.1 | Maßnahme 1E1: Entwicklung von Gewässern:<br>Renaturierung von Quellen: Umgestaltung naturferner,<br>gefasster Quellen (Biotoptyp 11.20) zu naturnahen<br>Quellausformungen (Biotoptyp 11.10) | 60 |
| 6     | Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) .....  | 61 |
| 7     | Risikomanagement und Monitoring.....   | 62 |
| 7.1   | Allgemein  | 62 |
| 7.2   | Schutzgutbezogen   | 65 |
| 7.2.1 | Monitoring Fließgewässer   | 65 |
| 7.2.2 | Monitoring Stillgewässer   | 66 |
| 7.2.3 | Monitoring Quellen   | 66 |
| 8     | Zusammenfassung .....  | 67 |
| 9     | Literatur .....  | 71 |

## Tabellenverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Tabelle 1: Bewertungsschema Maßnahme 1O7 | 56 |
|--|----|

## Abbildungsverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Abbildung 1: Veranschaulichung der Vorgehensweise zur Ermittlung<br>der Intensitätsstufen (Grafik aus den PF-Unterlagen) | 29 |
| Abbildung 2: Intensitätsstufen Fließgewässer (DI, 3.2.3.2.1.8)   | 29 |
| Abbildung 3: Mittlere Wassertiefe – Abfluss Teststrecken   | 30 |
| Abbildung 4: Verweildauer – Abfluss Teststrecken   | 31 |

## 1 Grundlegende Hinweise zum Aufbau der Stellungnahme

Die ARGE QS Atdorf – Baader Konzept GmbH & Gruppe für ökologische Gutachten (GÖG)– wurden vom Landratsamt Waldshut-Tiengen als Landesgutachter zur Qualitätssicherung der Genehmigungsunterlagen zur Planfeststellung des Pumpspeicherwerkes Atdorf beauftragt.

Hauptprüfbereiche der ARGE waren die gewässerbezogene Fauna (bearbeitet durch GÖG) sowie die Hydromorphologie, das Abflussgeschehen und der Gewässerchemismus von Fließgewässern, Stillgewässern und Quellen (bearbeitet durch Baader Konzept GmbH).

Die Prüfung der Antragsunterlagen zum PSW Atdorf bezieht sich ausschließlich auf die oben genannten Teilaspekte. Es ist davon auszugehen, dass die in den geprüften Unterlagen festgestellten Mängel im Grundsatz (Stand der Erfassung, Analogieschlüsse bei Erfassungsergebnissen, Wirkungsprognose) auf andere Antragsteile übertragbar sind.

Aufbau und Untergliederung der Stellungnahme orientieren sich an den Planfeststellungsunterlagen, um eine bessere Orientierung zu ermöglichen. Die einzelnen Kapitel der Stellungnahme gliedern sich in eine überblickverschaffende Methodik zu Beginn des Kapitels und eine anschließende Beurteilung des Sachverhaltes auf.

## 2 Bestandserhebung

### 2.1 Fließgewässer

#### 2.1.1 Gewässerstruktur

Die Gewässerstruktur wurde methodisch nach der „Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg“ (LUBW 2010) durchgeführt.

##### Beurteilung

Die Gewässerstruktur wurde entsprechend der für Baden-Württemberg gültigen Methodik durchgeführt.

Eine visuelle Darstellung über das Ergebnis der Gewässerstrukturkartierung konnte in den Unterlagen nicht gefunden werden. Daher kann auch keine Aussage über den Kartierungsumfang bzw. welche Gewässer aufgenommen wurden, getroffen werden.

Die Querbauwerke und Abstürze wurden aufgenommen (GPS, Foto), beschrieben und bezüglich der Fischpassierbarkeit beurteilt. Bestandsdarstellungen fehlen jedoch auch hier.

#### 2.1.2 Abflussmessung

##### Gefäßmessung

Die Abflussmessung fand gemäß der UVS teilweise mittels Gefäßmessung statt. Demnach ermöglicht die volumetrische Abflussmessung mittels kalibriertem Messgefäß oder –behälter eine exakte Messung des Abflusses. Der Anwendungsbereich beschränkt sich allerdings nur auf kleine Durchflüsse. Außerdem muss eine ausreichende Überfallshöhe gegeben sein, weshalb diese Methode nur in Steilstrecken oder unterhalb von Verdolungen angewendet werden kann. Gefäßmessungen kamen somit nur begrenzt und vor allem zum Einstellen der angestrebten Abflussmengen zum Einsatz (Kap. 3.2.3.2.1.3, S. 141, D.I, Ordner 25/36, ATD-GE-PFA-D.01-26200-ILF).

##### Beurteilung

Gemäß LAWA UND BMV (1991) muss die Messdauer mindestens fünf Sekunden für eine Einzelmessung betragen. Mit einem noch recht handlichen 15-Liter-Gefäß können somit nur Abflüsse von bis zu 3 l/s gemessen werden. Es wurden Abflüsse von 0,13 l/s bis 37,85 l/s mit einem Eimer gemessen (Messmethode Eimer). Ein handelsüblicher Eimer fasst ein Volumen von 10 Litern. Es ist kritisch zu betrachten, dass solche Abflüsse mittels eines Eimers gemessen werden konnten. Abflüsse von 55 l/s und >60 l/s wurden in der tabellarischen Ergebnisdarstellung der 3. Messrunde mit einem in Klammer gesetzten „geschätzt“ versehen. Auch diese Messungen wurden mittels eines Eimers durchgeführt, da die Abflussmessungen der 1. und 2. Messrunde der entsprechenden Gewässer ebenfalls mit einem Eimer stattgefunden haben. Warum konnte hier nicht auf eine andere Messmethode umgestiegen werden, wenn man nur schätzen konnte? Bei anderen Gewässern erfolgte die Abflussmessung mittels „Easy Flow“. Somit hätten auch die geschätzten Abflüsse mittels

„Easy Flow“ gemessen werden können. „Geschätzt > 60 l/s“ ist keine Bestandsangabe, die als Bewertungsgrundlage herangezogen werden kann.

Vgl. Dokumente:

- Anlage 2: Abflussmessungen Herbst 2012 (Tabelle) (UVS, D.I, Schutzgut Wasser, Teil I, Teilschutzgut Oberflächenwasser – Hydrologie, Ordner 24/36, ATD-GE-PFA-D.01-26100)
- Anlage 1: UVS, D.I, Schutzgut Wasser, Teil I, Teilschutzgut Oberflächenwasser – Hydrologie – Bestand – Übersichtskarte Hydrologie (Lageplan Messstellen) (Ordner 24/36, ATD-GE-PFA-D.01-26101-ILF).

### **Abflussdaten und –kennwerte**

Im Herbst 2012 wurden punktuelle Abflussmessungen zu drei verschiedenen Zeitpunkten (1. Messrunde: 1.– 3.10., 2. Messrunde: 24.-25.10. und 3. Messrunde: 15.-16.11.12) durchgeführt. Der Abfluss wurde mittels Gefäßmessungen (Eimer) oder Geschwindigkeitsmessungen (Salzverdünnungsmethode) an 55 Messstellen erfasst. Ziel der Messung war die Aufnahme von Niedrigwasserabflüssen.

Als Referenz, dass zum Zeitpunkt der Abflussmessungen Niedrigwasserabflüsse vorgeherrscht haben, wurden diese mit Abflusszeitreihen (ca. 13 Jahre) von langjährig überwachten Pegeln oder Quellen verglichen.

Für die weitere Auswertung werden die im Jahr 2012 ermittelten Abflussmengen verwendet.

### **Beurteilung**

Negativ zu bewerten ist, dass nur eine Stichtagsmessung im Jahr 2012 durchgeführt wurde. Diese Einzelmessung spiegelt nicht vollumfänglich die Abflussverhältnisse im Wirkraum wider.

Durch einen Vergleich der gemessenen Abflüsse mit langjährigen Messreihen von Pegeln und Quellen kann die Verwendung von Stichprobenabflussdaten generell gerechtfertigt und nachvollzogen werden. Als Referenzgewässer werden die Wiese und die Wehra herangezogen, für die Abflussmessungen über die letzten 13 Jahre vorliegen. Beide Gewässer haben im Vergleich zu den Gewässern im Wirkraum wesentlich höhere Abflüsse und ein größeres Einzugsgebiet, so dass eine 100 %-Eignung der beiden größeren Gewässer als Referenzgewässer nicht gegeben ist. Für eine einwandfreie, repräsentative Referenzierung der Abflüsse im Wirkraum hätten zusätzlich die Jahresabflüsse von in Bezug auf Größe, Abfluss und Einzugsgebiet repräsentativen Gewässern über einen Zeitraum von mindestens 2 Jahren ermittelt werden müssen.

Bei der 1. Messrunde handelt es sich wahrscheinlich um Niedrigwasserverhältnisse. Aufgrund der jedoch nicht zu 100 %-gegebenen Repräsentativität der Referenzgewässer kann keine abgesicherte Aussage getroffen werden.

### **2.1.3 Dotationsversuche**

Im Sinne der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit sollen gemäß UVS die charakteristischen Strömungsmuster, Breiten, Wassertiefen etc. als wesentliche abiotische Randbedingungen



sowie Habitateignungen für aussagekräftige Zielarten in ihrer charakteristischen Ausprägung auch bei Restwasserführung weitgehend erhalten bzw. innerhalb tolerierbarer Relevanzschwellen liegen bleiben. Wichtig ist daher die Darstellung von Abflüssen auch unterhalb der natürlichen Niederwasserführung. Methodisch kommen dafür grundsätzlich zwei Ansätze in Frage: Einerseits direkte Messungen der abiotischen Parameter, wobei geringe Abflüsse mit Hilfe von Dotationsversuchen erfasst werden, andererseits auf hydraulischen Modellen aufbauende Habitatmodellierungen.

Insgesamt wurden an 24 Messstellen Dotationsversuche durchgeführt.

### Beurteilung

Die durchgeführte Methodik der Dotationsversuche im Kap. 3.2.3.2.1.4 der UVS - Teilschutzgut Oberflächenwasser (S. 142, D.I, Ordner 25/36, ATD-GE-PFA-D.01-26200-ILF) ist nachvollziehbar und entspricht weitgehend der beschriebenen Methodik aus der genannten Quellenangabe „Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken (LFU 2005). Das LFU (2005) erwähnt in ihrer Veröffentlichung die Feststellung der sog. „pessimalen Schnelle“ (Bereich mit der geringsten Wassertiefe und der höchsten Fließgeschwindigkeit). Aus den Planfeststellungsunterlagen wird nicht ersichtlich, ob diese pessimale Schnelle ermittelt worden ist.

In der Übersichtskarte zum Bestand des Teilschutzguts Oberflächenwasser (UVS, Anlage D.I, Blatt 01/01, Ordner 27/36, ATD-GE-PFA-D.01-26201-ILF), ist aufgefallen, dass die Signaturen der Dotationsversuche und der Habitatmodellierung vertauscht worden sind. Die Dotationsversuche fanden räumlich gut verteilt statt. Die Auswahl der Teststrecken erfolgte nach Gefälle und Abfluss. Die Repräsentativität ist gegeben.

Im Anhang 1 der UVS - Teilschutzgut Oberflächenwasser (D.I, Ordner 26/36, ATD-GE-PFA-D.01-26200-ILF) fehlt im Kapitel 5.1.6 „Dotationsversuch Klingengraben Hütte“ in drei Grafiken auf S. 373 (bodennahe Fließgeschwindigkeiten, Froude-Zahl und Habitateignung WUA) der Punkt für den am geringsten erfassten Abflusswert von 3 l/s. Im Kapitel 5.1.9 „Dotationsversuch Moosgraben“ stimmen die Grafiken der Parameter nicht mit den erfassten Abflüssen von 0,5 und 0,8 l/s überein. Diese erfassten Abflüsse kann man der Tabelle auf S. 385 entnehmen. Stattdessen zeigen die Grafiken auf S. 387 Abflüsse von ca. 1,2, ca. 2,2, und ca. 6,4 l/s. Es wurden falsche Grafiken zugeordnet. In den Kapiteln 5.1.15 und 5.1.16 ist die Ermittlung des MNQ unklar. Auf den S. 410 und 415 steht in der Tabelle folgendes: „MNQ [l/s]: Gesamtabfluss vor Heidewuhr 42 l/s, Aufteilung im Verhältnis 85:15, daher MNQ = 6,3 l/s (MNQ regionalisiert 36,2)“. Wieso wurde der Abfluss hier im Verhältnis 85:15 aufgeteilt. Dies ist nicht nachvollziehbar.

Weitere Auffälligkeiten:

- S. 360/368/373/378/383: Grafik Habitateignung WUA: In der Legende fehlen die Bezeichnungen Bachforelle, adult und geminderter NW-Abfluss.
- S. 390: Foto unten rechts: es fehlt die 1 hinter dem Komma → 3,1 l/s.
- S. 420: Erfasste Abflüsse: es muss heißen 19,3 und 57,3.
- S. 428: Grafik Habitateignung WUA: nichts dargestellt; y-Achse unlogisch.

- S. 436/437 und S. 444/445 und 451/452: Warum fehlen hier Grafiken und Daten zu bodennahen Fließgeschwindigkeiten, Froude-Zahl und Habitateignung WUA. Wurden diese nicht gemessen?
- S. 451/452: Warum fehlen hier Grafiken und Daten zu bodennahen Fließgeschwindigkeiten, Verweildauer, Froude-Zahl und Habitateignung WUA. Wurden diese nicht gemessen?

Da es sich überwiegend um Darstellungsfehler in den Unterlagen handelt, werden die Dotationsversuche als belastbar angesehen.

## 2.2 Stillgewässer

### 2.2.1 Wasserchemie, morphologische und hydraulische Kennwerte

Die Stillgewässer wurden an insgesamt 6 Begehungsterminen untersucht. Erhoben wurden an allen Gewässern morphologische und hydraulische Kennwerte sowie weitere Strukturen wie Beschattungsgrad, Nutzungsintensität etc.. Darüber hinaus erfolgte bei einer Auswahl von Gewässern die Erhebung von Daten zum Besiedlungsbild (Wasserpflanzen, Makrozoobenthos) sowie von hydrochemischen und physikalischen Kennwerten.

#### Beurteilung

Nach LAWA (1998) ist zur Ermittlung des Istzustandes von Seen ein obligatorischer Mindestumfang der Untersuchungen von vier Beprobungen pro Jahr notwendig: einmal zur Frühjahrszirkulation (=Startsituation mit dem theoretisch zur Verfügung stehenden Gesamtvorrat an Nährstoffen) und dreimal während der sommerlichen Stagnationsphase (=Vegetationsperiode) bzw. bei polymiktischen Seen (Wasserzirkulation häufig oder ganzjährig; diese Tatsache trifft auch auf die kleineren, stehenden Gewässer im Untersuchungsraum zu) im gleichen Zeitraum, in möglichst zeitlich gleichen Abständen verteilt über die Monate Mai bis September. Wünschenswert wäre auch Datenmaterial über mindestens zwei Jahre, um alle von Jahr zu Jahr wechselnden Zufälligkeiten (z.B. Witterungsbedingungen) auszugleichen. Bei allen Beprobungen sollten die zur Klassifikation von stehenden Gewässern verwendeten Parameter Sichttiefe, Gesamt-Phosphor und Chlorophyll-a sowie als Zusatzinformation die Messgrößen Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit ermittelt werden. Chlorophyll-a-Analysen wurden im Rahmen des Gutachtens nicht erhoben und sollten zur realen Bestimmung des Istzustandes und als Beurteilungsgrundlage zur Trophie stehender Gewässer nachgereicht werden.

Im vorliegenden Gutachten wurden die chemisch-physikalischen Beschaffenheitskennwerte bei den meisten stehenden Gewässern einmalig nur während der pessimalen Hochsommerphase erhoben. Bei drei weiteren Gewässern (12858, 15404, 12856) erfolgte eine zweite Beprobung. Die Anzahl der Beprobungen zur Charakterisierung des Istzustandes der stehenden Gewässer entspricht nicht der Literaturempfehlung und wird daher als nicht ausreichend angesehen.

Die chemische Vollanalyse (z.B. Ammonium, Nitrat, Hydrogencarbonat, ortho-Phosphat, etc.) erfolgte nur für die Cluster (Gewässergruppen) 3 und 4. Die Ergebnisse der chemischen Vollanalyse sowie die Probenahmedaten bei den Stillgewässern liegen dem Gutachten UVS – Stillgewässer

(ATD-GE-PFA-D.01.26300-BGL-Stillgewässer-Z.0) nicht bei und können daher nicht eingesehen werden.

## 2.3 Quellen

Im Zeitraum von März bis November 2013 erfolgte eine Kartierung der naturnahen sowie gefassten Quellen im potentiellen Wirkraum der Untertagebauwerke. Die Einstufung der Quellen erfolgte nach den Vorgaben des Kartierschlüssels der LUBW (2009).

Das erstellte Quellkataster umfasst insgesamt 1287 Quellen. Chemisch-physikalische Parameter (pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur) wurden an 131 repräsentativen Quellen gemessen.

Insgesamt erfolgten Makrozoobenthoserhebungen an 277 Quellen. Die Quellstrukturgüte wurde mit dem Erfassungs- und Bewertungsbogen SCHINDLER (2005) durchgeführt.

### Beurteilung

Die zur Einschätzung der gemessenen Abflüsse notwendigen Wetterbedingungen (aktuell und der vorhergehenden Tage) wurden nicht erhoben oder sind nicht aufgeführt.

Da die Quellschüttung großen Schwankungen unterliegt, genügt zur Einschätzung der Quelle und des Quellcharakters eine einmalige Begehung nicht (WASSERWIRTSCHAFTSVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (H2O)).

Die auf S. 39 zusammengefassten Angaben zur Auswahl der Quellen, an welchen chemisch-physikalische Parameter erfasst wurden, geben Anhaltspunkte, welche Kriterien der Auswahl der Untersuchungsstellen zu Grunde liegen, es wird jedoch nicht klar, warum 131 der über 1.000 Quellen analysiert wurden. Weiterhin darf unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten das Kriterium der Wegnähe bei der Auswahl der Probennahme keine Rolle spielen. Es ist darzulegen, wie über die 131 untersuchten Quellen eine ausreichende Informationsdichte für den gesamten Wirkraum des Vorhabens erreicht werden kann und warum schwer zu erreichende Quellen bei den Untersuchungen außen vor gelassen werden konnten. In diesem Zusammenhang sei auch darauf hingewiesen, dass es nicht nachvollziehbar ist, warum der Chemismus nur an 131 Quellen erhoben wurde (vgl. S. 38), die Makrozoobenthosuntersuchungen aber an 277 Quellen stattgefunden haben (vgl. S. 66), insgesamt aber 1.240 Quellen im Untersuchungsraum vorhanden sind.

## 2.4 Makrozoobenthos

Die Erfassungstermine für Makrozoobenthos an Fließgewässern werden in Kapitel 3.1.6.2.1 auf Seite 69 dargestellt. Ein großer Teil der Untersuchungen fand demnach in den Jahre 2009 und 2010 in den Monaten April und Mai statt. Auf Seite 53 wird ausgeführt, dass die in 2012 und 2013 durchgeführten Untersuchungen an anderen Untersuchungsstellen stattgefunden haben, als die Untersuchungen in 2009 und 2010. Weiterhin wird auf Seite 69 die Auswertung von Daten der LUBW aus den Jahren 2006 und 2007 angegeben. Hier wird auch eine zusätzliche Erfassung an

fünf Probestellen von im Rahmen des WRRL-Monitorings relevanten Gewässern im April 2014 vorgestellt.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos an Quellen werden in Kapitel 3.1.6.2 zusammengefasst. Demnach fanden Untersuchungen in den Jahren 2010 bis 2013 in den Monaten März, April und/oder Mai statt. Angaben zu den konkreten Erfassungsbedingungen am Tag der Untersuchung werden nicht genannt. Auf Seite 70 finden sich grundsätzlich Angaben, welche für eine Frühjahrsbeprobung sprechen. Die genauen Untersuchungstage konnten den geprüften Unterlagen nicht entnommen werden.

Eine Übersicht zu den Probenahmestellen des Makrozoobenthos an Still- und Fließgewässern findet sich in tabellarischer Form in Kapitel 3.1.6.1 ab Seite 53. Auf den Seiten 67 und 68 sind die Probenahmestellen des Quellbenthos kartographisch dargestellt, auf den Seiten 64 und 65 die Probenahmestellen an Fließgewässern. In Kapitel 3.1.6.1.2 auf Seite 66 wird ausgeführt, wie viele Quellbeprobungsstellen in den unterschiedlichen Jahren untersucht wurden. Das Vorgehen zur Umlegung der mittels der Erfassungen gewonnen Ergebnisse auf den gesamten Untersuchungsraum findet sich in Kapitel 6.1.6.4 ab Seite 78. Hier werden einzelne Kriterien für die gefassten Analogieschlüsse benannt. Für die Quellen werden hierzu weitere differenziertere Angaben in Kapitel 3.1.6.5.2 gemacht. Anlage ATD-GE-PFA-D.01-21010-ILF, welche die Untersuchungsergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchung (wertgebende Arten) darstellt, differenziert nicht zwischen Fließgewässern und Quellen, vielmehr werden nur die Ergebnisse der Untersuchungen an Fließgewässern dargestellt. Eine kartographische Darstellung der Ergebnisse der Quellbenthosuntersuchung konnte in den Unterlagen nicht gefunden werden.

Die Erfassungsmethode zur Aufnahme des Makrozoobenthos an Fließgewässern wird in Kapitel 3.1.6.3.1 auf den Seiten 70-75 dargestellt. Demnach kamen zwei unterschiedliche Verfahren zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um das PERLODES-Verfahren nach MEIER et al. (2006) und einem auf Seite 74 f. beschriebenen, der Methodik zur ökologischen Zustandsbewertung gemäß WRRL anhand der biologischen Qualitätskomponente 'Makrozoobenthos' orientierten Vorgehen. Im Falle der Quellen wurde gemäß Angaben auf Seite 75 das Vorgehen nach SCHINDLER (2005) angewandt.

### Beurteilung

Gemäß der üblichen Praxis in der Umweltplanung sind Daten, die älter als fünf Jahre alt sind, als veraltet einzustufen. FRENZ & MÜGGENBORN (2016) führen hierzu aus, dass Daten der ökologischen Bestandserfassung grundsätzlich nur drei bis fünf Jahre lang verwertbar sind, sofern sich im betreffenden Gebiet die landschaftliche Situation und die Zusammensetzung der Biozönosen nicht oder nur wenig verändert haben. Verwiesen wird hierbei auf die Entscheidung vom 03.12.2013 des BayVerfGH (Vf. 8-VII-13) sowie das Urteil des VGH Kassel vom 02.01.2009 (11 B 368/08). Weiter wird ausgeführt, dass nur dann auf Daten mit einem Alter von sechs bis sieben Jahren zurückgegriffen werden könne, wenn innerhalb dieses Zeitraum kein Nutzungs- und Strukturwandel stattgefunden hat und keine wesentlichen Änderungen von Standortbedingungen eingetreten sind. Ohne eine Darlegung, dass gemäß einer aktuellen Habitatpotenzialanalyse bewertungsrelevante Veränderungen des Raumes ausgeschlossen werden können, sind die Erfassungsergebnisse zu den Flusskrebsen hinsichtlich ihrer Aktualität damit bereits jetzt als unzureichend einzustufen. Unter Berücksichtigung des aktuellen Verfahrensstandes können die Bestandsdaten des Makrozoobenthos nicht als ausreichende Basis für eine Vorhabengenehmigung angesehen werden. Auch die angeführten Ergebnisse der LUBW-Erfassungen aus den Jahren 2006 und 2007 sind demnach als veraltet einzustufen.

Gemäß MEIER ET AL. (2006) ist eine Beprobung des Makrozoobenthos an Fließgewässern im Tiefland und den Mittelgebirgen zwischen Februar und August möglich, wobei für Bäche (EZG 10-100km<sup>2</sup>) die Monate Februar bis April und für Flüsse (EZG 100-10.000 km<sup>2</sup>) die Monate Mai bis Juli empfohlen werden. Die beprobten WRRL-Gewässer gehören dem Fließgewässertyp 5 an. Für diese ist eine Probenahme im „Frühjahr“ vorgegeben. Der ideale Monat wäre der März, Probenahmen bis in den Mai werden aber von der Methode noch toleriert. Die Oberflächengewässerverordnung sieht 1-2 Probenahmen/a vor. Insgesamt wird eine differenzierte Einschätzung, ob die Bedingungen für eine Probennahme tatsächlich gegeben waren durch fehlende Angaben zu den Erfassungsbedingungen (Tag der Beprobung, Witterungsverhältnisse im Hinblick auf Wasserstände und Abflussbedingungen etc.) erschwert. Dies gilt insbesondere auch im Falle der Quellen. Die auf Seite 70 getroffenen pauschalen Aussagen zur Bevorzugung der Probennahme im Frühjahr sind zwar nachvollziehbar, können diesen Mangel jedoch nicht kompensieren. So kann bei einer langen Schneebedeckung die Quellschüttung im Frühjahr auch sehr gering sein, so dass ein Nachweis des Makrozoobenthos erschwert wird. Unter Berücksichtigung dessen kann auch nicht grundsätzlich eine Besiedlung der Quelle durch Makrozoobenthos ausgeschlossen werden, nur weil die Quellschüttung an einem unbenannten Tag im Frühjahr für eine Beprobung zu gering war.

Die Darstellung der Probenahmestellen in kartographischer (Seite 64, 65 und 67, 68) und tabellarischer Form im Bericht ist für die Nachvollziehbarkeit der untersuchten Bereiche grundsätzlich geeignet, wenngleich die der kartographischen Darstellung zu Grunde liegende topographische Karte nicht lesbar ist. Nicht nachvollziehbar ist die Auswahl der Probenahmestellen an Fließgewässern. So ist nicht prüfbar, ob die der Standortauswahl zu Grunde gelegten Kriterien auf repräsentative Ergebnisse für den Wirkraum schließen lassen. Grundsätzlich ist es aus fachlicher Sicht möglich, Rückschlüsse zwischen benachbarten Gewässern gleichen Typs zu ziehen, dies muss aber unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten erfolgen. Der Auswahlsschritt, welche Gewässer für



die Zusammenlegung der Bewertung als repräsentativ erachtet werden, ist nachvollziehbar darzulegen, da nur hierdurch sichergestellt werden kann, dass alle für das Schutzgut relevanten Vorkommen und Empfindlichkeiten bei der Erheblichkeitsbewertung berücksichtigt werden. Die Darstellung einzelner Kriterien (vgl. S. 78), welche dazu geführt haben, dass Ergebnisse auf nicht untersuchte Gewässer (-abschnitte) übertragen wurden, wird begrüßt. Sie kann die fehlende Darstellung der zu Grunde gelegten Parameter bei der Auswahl der Probenahmestandorte allerdings nicht kompensieren. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass den Unterlagen nicht zu entnehmen ist, wo eine Gewässerstrukturkartierung stattgefunden hat (vgl. Punkt 2.1.1 dieser Stellungnahme), auf deren Basis ggf. eine Umlegung von Untersuchungsergebnissen erfolgen könnte. Es entsteht beim Lesen der Ausführungen auf Seite 78 teilweise der Eindruck, als wurde nach Abschluss der Probenahme ermittelt, welche Ergebnisse auf die nicht untersuchten Gewässer umgelegt werden können. Vielmehr muss bei Erarbeitung des Beprobungsplanes vorab entschieden werden, wie viele Proben und an welcher Stelle erforderlich sind, um das zu bewertende Gewässernetz repräsentativ beproben zu können. Dieser Auswahlsschritt der Probenahmestellen ist nachvollziehbar darzulegen.

Im Falle der Quellen ergibt sich ein differenzierteres Bild des Vorgehens zur Auswahl der beprobten Stellen und der Umlegung auf die übrigen Vorkommen. Die Darstellungen auf Seite 66, wonach in einem ersten Schritt der Auswahl alle im Zuge des Raumordnungsverfahrens erfassten Quellen zu Grunde gelegt wurden und dann eine Auswahl untersucht wurde, ist aus fachlicher Sicht sinnvoll, wenngleich auch hier nicht dargestellt wird, was der Auswahl letztendlich zu Grunde liegt. Die Nachvollziehbarkeit wird zudem durch die mehrmalige Erweiterung des Untersuchungsprogramms erschwert. Es ist nicht bewertbar, ob die nötige Repräsentativität durch die untersuchten Quellen für den Wirkraum des Vorhabens gegeben ist. Die Ausführungen ab Seite 82, wonach der Übertragung von Untersuchungsergebnissen auf nicht untersuchte Quellen der Biotoptyp, die Quellschüttung und die Quellvegetation zu Grunde gelegt wurde, ist grundsätzlich nachvollziehbar, zumal alle Quellen im Zuge der Biotopkartierung aufgenommen wurden. Da wie unter Punkt 2.3 dieser Stellungnahme dargestellt, die Aufnahme der Quellschüttungen jedoch unzureichend ist, müssen auch die aus der Übertragung der Untersuchungsergebnisse resultierenden Ergebnisse in Frage gestellt werden. Auf Punkt 3.4.2 dieser Stellungnahme wird diesbezüglich verwiesen.

Die auf Seite 70 und 71 dargestellte Untersuchungsmethode für Fließgewässer (PERLODES-Verfahren) und die im Anhang ersichtliche Determinationsebene für das Makrozoobenthos an Fließgewässern entspricht dem aktuellen fachlichen Stand und ist nicht zu beanstanden. Das von der ARGE Limnologie angewandte Verfahren weicht hiervon teilweise ab, so wird z.B. keine Lebensortierung vorgenommen. Dies kann dazu führen, dass einige Taxa (z.B. Planarien) nicht aufgetrennt und damit nicht in der erforderlichen Tiefe bestimmt werden können. Grundsätzlich kann aber davon ausgegangen werden, dass beide Verfahren vergleichbare Ergebnisse liefern.

Die auf den Seiten 75 bis 78 dargestellte Methodik zur Erfassung der Quellen ist nachvollziehbar und für die fachliche Einschätzung geeignet. Die benannten Erfassungsbögen nach SCHINDLER (2005) konnten in den Unterlagen allerdings nicht gefunden werden.

Eine fehlende kartographische Darstellung der Ergebnisse des Quellbenthos ist als Mangel in den Unterlagen einzustufen, da ohne aufwändige Recherche im Anhang (Taxaliste Seite 36-63) nicht

nachvollzogen werden kann, in welchen Quellen, welche Artengemeinschaft nachgewiesen wurde. Dies wird durch Abweichungen zwischen Text und Taxaliste zusätzlich erschwert. So wird auf Seite 269 angegeben, dass die in Baden-Württemberg als verschollen geltende *Apatania eatoniana* in 15 Quellen nachgewiesen wurde. Die Taxaliste des Anhang 1 weist die Art jedoch in 16 Probestellen aus.

## 2.5 Krebse

In Kap. 3.1.8 ab Seite 97 wird in der UVS – Teilschutzgut Oberflächengewässer inkl. aquatischer Fauna die Bestanderfassung der Flusskrebse dokumentiert. Weitere Angaben zur Erfassung der Krebse finden sich in Kapitel 4.7 ab Seite 302. Gemäß den Angaben der UVS wurden insgesamt Untersuchungen an 12 Gewässer und 43 Probestellen durchgeführt (vgl. S. 97). Auf Seite 99 wird ausgeführt, dass in den Jahren 2011 und 2012 zusätzlich zu den Untersuchungen in 2010 weitere Kartierungen im Wirkungsbereich der Untertagebauwerke durchgeführt wurden. Ebenfalls auf Seite 99 wird auf Untersuchungen zur Verbreitungsgrenze des Dohlenkrebse verwiesen, welche gemäß der Angaben auf S. 104 in 2011 und in 2013 durchgeführt wurden. Zur Überprüfung möglicher Vorkommen des Signalkrebse wurden im August 2015 durchgeführt (vgl. S. 100). Die Erfassungszeiträume sind in Kapitel 3.1.8.2 dokumentiert. Eine kartographische Verortung der Probenahmestellen findet sich in den Abbildungen 9-11. Der Suchraum für Dohlenkrebse ist in Abbildung 67, S. 305 dargestellt. Die Erfassungsmethodik berücksichtigt gemäß den Angaben auf Seite 104 f. Reusenfang, das Ableuchten von Gewässern bei nächtlichen Begehungen sowie den Hand- und Kescherfang bei Tag.

### Beurteilung

Die topographische Karte, auf deren Basis die Untersuchungsstellen dargestellt werden, ist auf Grund des gewählten Maßstabs kaum lesbar. Eine genaue Zuordnung der Untersuchungsstellen ist damit nicht möglich, jedoch lässt sich anhand der Abbildungen die räumliche Verteilung der Untersuchungsstellen erkennen. Zwar werden die 12 untersuchten Gewässer auf den Seiten 97-99 kurz vorgestellt, es wird jedoch nicht erläutert, wie es zur Auswahl der Gewässer im Untersuchungsraum gekommen ist. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass zwei Arten der Flusskrebse im Anhang II der FFH-Richtlinie geführt werden und damit den Regelungen zum Umweltschaden nach § 19 BNatSchG unterliegen. Um eine Einschätzung zu potenziellen Umweltschäden durch Vorhabenwirkungen zu ermöglichen, müssten demnach alle für Flusskrebse grundsätzlich geeigneten Gewässer innerhalb des Wirkraumes untersucht werden, um eine Enthftung durch gezielte Maßnahmen erreichen zu können. Eine Erfassung einer Auswahl an Gewässern und eine Übertragung der Ergebnisse ist in diesem Zusammenhang nicht als ausreichend zu erachten. Allerdings ist es aus fachlicher Sicht angemessen, Gewässer, in welchen eine Besiedlung beispielsweise auf Grund des Krebspest übertragenden Signalkrebse oder einer fehlenden Habitatausstattung des Gewässers ausgeschlossen werden kann, von den Untersuchungen auszunehmen. Diese Abschichtung sollte jedoch in den Unterlagen dargestellt und erläutert werden, damit deutlich wird, dass die erforderlichen Schritte zur Einschätzung möglicher Umweltschadensereignisse getroffen wurden. Die kurze Aussage in Kapitel 3.1.8.4 auf Seite 105, dass keine Analogieschlüsse auf ande-

re Gewässer als die untersuchten erforderlich seien, greift dies bezüglich zu kurz, da keine Begründung für die Aussage angegeben wird.

Anhand der in Kap. 3.1.8.2 zusammengefassten Angaben zu den Erfassungstagen ist nicht zuordnenbar, wann welche der Untersuchungsstellen aufgenommen wurde. Es liegt der Schluss nahe, dass sich die Untersuchungen außerhalb des Dohlenkrebssuchraumes und außerhalb des Untersuchungsbereichs der Untertagebauwerke auf das Jahr 2010 beschränken. Gemäß der üblichen Praxis in der Umweltplanung sind Daten, die älter als fünf Jahre sind, als veraltet einzustufen. FRENZ & MÜGGENBORN (2016) führen hierzu aus, dass Daten der ökologischen Bestandserfassung grundsätzlich nur drei bis fünf Jahre lang verwertbar sind. Weitere Ausführungen hierzu finden sich unter Punkt 2.4 dieser Stellungnahme. Ohne eine Darlegung, dass gemäß einer aktuellen Habitatpotenzialanalyse bewertungsrelevante Veränderungen des Raumes ausgeschlossen werden können, sind die Erfassungsergebnisse zu den Flusskrebsen hinsichtlich ihrer Aktualität demnach bereits jetzt als unzureichend einzustufen. Unter Berücksichtigung des aktuellen Verfahrensstandes können die Bestandsdaten nicht als ausreichende Basis für eine Vorhabengenehmigung angesehen werden.

Die angewandte Untersuchungsmethodik ist auf Grund der Einbeziehung von Nachtkartierungen und Reusenfängen als geeignet und ausreichend zur Erfassung von Flusskrebsen einzustufen, wenn im Zuge der Gewässerbegehungen auch potenzielle Krebsverstecke (größere Steine) gezielt abgesucht wurden. Eine Angabe zu letzterem ist den Unterlagen nicht zu entnehmen. Im Falle der Kartiertermine ist anzumerken, dass die Weibchen bis Juni/Juli auf Grund der mit dem Tragen der Jungtiere verbundenen versteckten Lebensweise kaum nachweisbar sind. Eine Schätzung der Populationsgrößen ist in dieser Zeit deutlich erschwert und nicht belastbar. Wenn davon ausgegangen werden kann, dass alle Gewässer jedoch auch zu späteren Terminen durch die genannte Kombination der Methoden (Nachtkartierungen, Reusenfang, Absuchen von Verstecken) untersucht wurden, kann von belastbaren Aussagen des Krebsbestandes ausgegangen werden.

## 2.6 Makrophyten und Phytobenthos

In Kapitel 5.1.5.1 ist das Vorgehen zur Erfassung der Aufwuchsalgen dargestellt. Demnach erfolgten Erhebungen zum Phytobenthos nur an größeren, WRRL-relevanten Gewässern.

Auf Seite 186 wird die Grundlage der Bestandbewertung von Makrophyten und Phytobenthos beschrieben, demnach fand die Feldaufnahme Anfang April (02.04.) statt. Es wird darauf hingewiesen, dass der Erfassungszeitpunkt nicht den Vorgaben der Verfahrensanleitung entspricht. Die suboptimale Erfassungszeit soll durch Berücksichtigung bei der Interpretation der Ergebnisse kompensiert werden. Bezüglich der Untersuchungsbedingungen wird darauf verwiesen, dass diese auf Grund von Niedrigwasserverhältnissen und fehlender Hochwasserereignisse der vorangegangenen vier Wochen weitgehend optimal gewesen seien. Auf Seite 187 wird weiterhin ausgeführt, dass eine Zustandsbewertung anhand von Makrophyten an einem Standort nicht möglich war.

### Beurteilung



Es ist nicht nachvollziehbar, warum die Erfassung des Phytobenthos an kleineren Gewässern unterblieben ist, obwohl die OGewV die Untersuchung grundsätzlich vorgibt und die WRRL keine Unterscheidung zwischen kleineren und größeren Gewässern macht. Die EG-WRRL fordert den umfassenden Schutz des Naturgutes Süßwasser. Übergreifend sollen Fließgewässer, Stillgewässer (Artikel 2.1. „Oberflächengewässer“) und Grundwasser gemeinsam in einem „guten ökologischen Zustand“ erhalten bzw. in diesen versetzt werden. Damit einher geht ein Verbot Oberflächengewässer durch Maßnahmen jeglicher Art zu verschlechtern, das nur in begründeten Ausnahmefällen übergangen werden kann. Dieser integrale Ansatz schließt Gewässer nicht per se aufgrund ihrer Größe aus. Artikel 2.3 bezieht in die EG-WRRL (Zitat): „alle an der Erdoberfläche stehenden oder fließenden Gewässer“ ein. Dies bedeutet, dass zwar in der nationalen Umsetzung der EG-WRRL für das biologische Monitoring Fließgewässer erst mit einem Einzugsgebiet >10km<sup>2</sup> und Stillgewässer mit einer Größe ab >50 ha berücksichtigt werden, aber kleinere Gewässer genauso durch die EG-WRRL geschützt sind, wie größere. Demnach sind die maßgeblichen Kriterien zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern zu erfassen, wozu neben Phytoplankton, benthisch wirbelloser Fauna und Fischfauna auch Makrophyten und Phytobenthos gehören (biologische Qualitätskomponenten der EG-WRRL).

Grundsätzlich ist somit festzuhalten, dass das in der WRRL formulierte Verschlechterungsverbot für alle Gewässer gilt. Für die Beweissicherung ist es auf Grund dessen erforderlich, alle potenziell durch das Vorhaben betroffenen Gewässer zu untersuchen. Auch wenn die auf S. 46 getroffene Aussage, dass eine flächendeckende Erhebung von Gewässern nicht möglich ist, unter Berücksichtigung des großen Wirkraumes nachvollziehbar ist, ist jedoch darzulegen, wie die Auswahl der Probestellen durchgeführt, die Anzahl der erforderlichen Probestellen ermittelt und die Repräsentativität der Untersuchungen gewährleistet wird. Andernfalls ist die Auswahl der Probestellen als willkürlich und damit als unzureichend für eine Erfassung zur Bewertung der Umweltverträglichkeit und der Eingriffserheblichkeit einzuschätzen.

Wie unter 3.1.5.2 auf Seite 44 dargestellt, fand die Erfassung des Phytobenthos, der Makrophyten und der Diatomeen am 2.4.2014 statt. Gemäß LFU (2012) muss der Zeitpunkt der Untersuchungen für Makrophyten und Phytobenthos zwar für jedes Gewässer anhand der Gegebenheiten vor Ort bestimmt werden, für gewöhnlich liegt ein geeigneter Beprobungszeitraum allerdings zwischen Mitte Juni und Anfang September. Die in der Verfahrensanleitung vorgegebene Erfassung der Makrophyten im Sommer beruht auf der Tatsache, dass sich dann alle Arten im Bestand und in der fortgeschrittenen Entwicklung befinden und die Bestimmung (besser) möglich ist. Eine zu frühe Erfassung kann dazu führen, dass vorkommende Arten noch nicht festgestellt werden können und damit ggf. eine Bewertung wegen zu geringer Artenzahl nicht möglich ist. In diesem Zusammenhang ist zu hinterfragen, ob eine Bewertung aller Untersuchungsstellen möglich gewesen wäre, wenn der Erfassungszeitpunkt entsprechend optimal gewählt worden wäre. Bei einer Abweichung von den in der Verfahrensanleitung benannten Zeiträumen sollte zumindest eine gewässerspezifische Erläuterung für die Abweichung gegeben werden.

Der optimale Zeitraum zur Erfassung der Diatomeen liegt im Mittelgebirge in den Monaten August und September (LFU 2012), da hier in der Regel artenreiche und diverse Gemeinschaften anzutreffen sind. Die Zeiten der Biomassemaxima-Entwicklung im Herbst bis Frühjahr sind hingegen in den

Gewässern dieser Regionen nicht geeignet, da die Gesellschaften zu dieser Zeit häufig von einer oder wenigen Arten (z.B. *Navicula lanceolata*) in extremer Weise dominiert werden, was eine Bewertung erschwert oder verhindert. Zu frühe Erfassungen bei Diatomeen können ein Artenspektrum ergeben, das den ökologischen Zustand nicht repräsentativ wiedergibt. Demnach ist der Erfassungszeitpunkt für die Diatomeen als fragwürdig zu bezeichnen. Ohne nähere Erläuterungen kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei einer späteren Erfassungen weitere Arten/Taxa nachgewiesen worden wären, welche zu einer veränderten ökologischen Wertigkeit und einer veränderten Erheblichkeitsbewertung der untersuchten Gewässer geführt hätten. Es sollte seitens des Kartierers im Detail begründet werden, warum die Ergebnisse eine belastbare Aussage zum ökologischen Zustand der Gewässer ermöglichen, obwohl der Zeitpunkt der Untersuchungen nicht den Vorgaben entspricht.

Weiterhin ist der Sonderfall versauerungsgefährdeter Bäche der Mittelgebirge zu berücksichtigen. Hierfür sieht SCHAUMBURG et al. (2012) das Modul 'Versauerungszeiger' vor, welches zu einer Abstufung des aus der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos ermittelten ökologischen Zustandes führt. Zum Nachweis von Versauerungserscheinungen ist die Probenahme zwei bis vier Wochen nach Ende der Schneeschmelze durchzuführen. Soll über die Bewertung nach WRRL hinaus, eine Charakterisierung des Säurezustands durchgeführt werden, ist eine zweite Probenahme in Zeiten geringer Abflüsse unerlässlich. Erst dadurch werden Aussagen darüber möglich, ob es sich um ein ganzjährig saures, ein periodisch saures oder ein unversauertes Gewässer handelt (vgl. SCHAUMBURG et al. 2012). Es ist der Unterlage kein Hinweis zu entnehmen, ob die Aufnahme von Versauerungserscheinungen zur Berücksichtigung bei der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos stattgefunden hat. Demnach ist davon auszugehen, dass dies nicht der Fall ist. Es ist nicht auszuschließen, dass es hierdurch zu einer abweichenden Einstufung der Komponente kommen kann.

## 2.7 Fische

Die Bestanderfassung der Fische wird in Kapitel 3.1.7 ab Seite 84 beschrieben. Demnach fanden Untersuchungen in den Jahren 2009, 2010 und 2012 an unterschiedlichen, jeweils 100m langen Probestrecken statt. Die Untersuchungsstellen werden tabellarisch (vgl. Tabellen 10 und 11) beschrieben und kartographisch in den Abbildungen 7 und 8 dargestellt. Angaben zu den Bedingungen an den Tagen der Erfassungen (z.B. Witterungsverhältnisse, Abflussbedingungen) können den Unterlagen nicht entnommen werden.

Angaben zur Erfassungsmethodik finden sich in Kapitel 3.1.7.3 ab Seite 95. Es wird auf das fischbasierte Bewertungssystem zum Monitoring gemäß WRRL (FiBS) verwiesen.

Die Ergebnisse der Bestanderfassung sind in Kapitel 4.6.3 ab Seite 291 dargestellt. Eine kartographische Darstellung der Ergebnisse findet sich in Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-12010-ILF, inkl. der Angabe der Abundanzen der nachgewiesenen Arten.

### Beurteilung

Wie bereits bei den zuvor beschriebenen Artengruppen dargestellt, muss davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der Untersuchungen aus den Jahren 2009 und 2010 veraltet sind. Dies wird durch die Erfassungen in 2012 nicht kompensiert, da es sich hierbei um andere Erfassungstrecken handelt. Auf die Ausführungen zum Alter von zu verwendenden Primärdaten in den Kapiteln 2.4 bis 2.6 wird verwiesen.

Wie auf Seite 95 ausgeführt, sind für die Erfassung gute Sichtverhältnisse erforderlich, so dass die Wetterbedingungen im Hinblick auf aufgewirbeltes Sediment und getrübbtes Wasser ein wesentliches Beurteilungskriterium der Erfassung darstellen. Diese Angaben sollten in den Unterlagen für die jeweiligen Erfassungstage dargestellt werden. Eine pauschale Angabe, dass die Bedingungen grundsätzlich optimal waren (vgl. S. 95), ist zur Nachvollziehbarkeit nicht geeignet.

Gemäß DUBLING (2009) kommt der Auswahl der Probestecken unter Berücksichtigung der Gesamtbelastung des Gewässers eine wesentliche Bedeutung bei der Untersuchung der Fische zu. Zur Festlegung der Probestrecken machen die Unterlagen keine Angaben, so dass dies nicht geprüft werden kann. So wird nur darauf verwiesen, dass Probestrecken in morphologisch einheitlichen Gewässerabschnitten gewählt wurde (vgl. S. 95). Es ist nicht nachvollziehbar, ob alle Untersuchungen nach den Methoden zum Monitoring nach WRRL (vgl. DUBLING 2009) durchgeführt wurden, oder dies nur für Gewässer mit Einzugsgebiet >10 km<sup>2</sup> gilt. So beschränkt sich das Monitoring von Fließgewässern zwar auf letztgenannte, grundsätzlich gelten die Vorgaben der WU-WRRL jedoch für alle Gewässer. Die hierzu auf Seite 95 getroffene Aussage sollte konkretisiert werden.

Angaben zu den zur Anwendung gekommenen Leitfähigkeitswerten bei der Elektrofischerei sind der Unterlage nicht zu entnehmen. Auf Grund der auf Seite 95 beschriebenen und in Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-12010-ILF angegebenen, zum Teil geringen Fangquoten, liegt die Vermutung nahe, dass mit relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten gearbeitet wurde. In diesem Fall ist zu berücksichtigen, dass insbesondere kleinere Fischarten wie die Groppe bzw. individuenarme potenzielle Bestände anderer Fischarten unter Umständen nicht erfasst werden können. Daher sollte geprüft werden, ob nicht noch weiterführende Untersuchungen zur Feststellung des tatsächlichen Fischbestandes im Bereich der Ausleitungsgewässer durchgeführt werden.

### 3 Bestandsbewertung

#### 3.1 Fließgewässer

Den Fließgewässern im Wirkraum wurde anhand von ökologischen Kartierungen und Gewässermodellierungen (Dotationsversuche, Habitatmodelle) eine ökologische Bedeutung zugeordnet, die später bei der Prognose der Umweltauswirkungen berücksichtigt wird.

##### Beurteilung

Dieses Vorgehen wird aus fachlicher Sicht sinnvoll erachtet.

#### 3.2 Stillgewässer

##### 3.2.1 Wasserchemie, morphologische und hydraulische Kennwerte

Für die Zustandsbeschreibung (Typisierung) wurde als statistisches Verfahren die Clusteranalyse benutzt. Für die Ermittlung der Verdunstungsrate und der Entwicklung der Wassertemperatur kam die Modellierungssoftware „Dyresm“ zum Einsatz. Die Wasserqualität (Phosphor, Chlorophyll-a Gehalt und Sichttiefe) wurde mit dem Programm „Bathtub“ prognostiziert.

Die Stillgewässer wurden auf der Grundlage morphologisch-hydrologischer Merkmale und anhand des Schutzstatus in homogene Gruppen eingeteilt (klassifiziert) und diese Gruppen anhand der Erhebungsmerkmale beschrieben (typisiert). Die Aufteilung erfolgte in 4 Gruppen.

Aus den einzelnen Gruppen wurden repräsentative Stillgewässer ausgewählt und mit dem Ziel untersucht (Wasserbeschaffenheit, Besiedlungsbild), einen Informationsgewinn durch Übertragung der Ergebnisse auf die übrigen Elemente der homogenen Gruppe zu erreichen.

##### Beurteilung

Da wie im Kapitel 1.2.1 nur für die Gewässergruppen 3 und 4 chemische Vollanalysen stattgefunden haben, liegen somit für die Gruppen 1 und 2 keine repräsentativen chemischen Wasseranalysen zur Beschreibung dieser Stillgewässergruppen vor. Die Bewertung für die Gruppen 1 und 2 wird daher als nicht belastbar für die weiteren Beurteilungsschritte angesehen.

Der FFH-Lebensraumtyp 3150 „natürliche, nährstoffreiche Seen“ kann nicht als Maßstab für alle Gewässer im Betrachtungsraum herangezogen werden, da dieser LRT nicht für alle Gewässer als erwünschter Zielzustand festgelegt werden kann. Für die dystrophen Gewässer (nährstoffarm, huminsäurereich, FFH-LRT 3160) muss ein anderer Zielzustand festgelegt und ein anderer Bewertungs- bzw. Orientierungsmaßstab zugrunde gelegt werden. Die im Rahmen des Gutachtens UVS – Stillgewässer (ATD-GE-PFA-D.01.26300-BGL-Stillgewässer-Z.0) festgelegten Orientierungswerte, die als Bewertungsmaßstab der Modellierung der Gewässerparameter bei dem Beispielgewässer 12858 herangezogen werden, sind daher nicht repräsentativ für alle Stillgewässer im Untersuchungsraum. Daher müssen alle Gewässer, die diesem LRT zugeordnet werden können oder die diesen LRT als gewünschten Endzustand haben, getrennt von den anderen Lebensraumtypen be-

trachtet und bewertet werden. Die durchgeführte Modellierung bei dem Beispielgewässer 12858 eignet sich daher nicht zum Ausschluss der hydrologischen und hydrochemischen Auswirkungen bei allen Stillgewässern im Untersuchungsraum. Gemäß den Trophiedefinitionen der OECD (1982) liegt der Gehalt an Gesamtphosphor bei oligo- bis mesotrophen Stillgewässern (dazu zählt der LRT 3160) zwischen 10 – 35 µg/l. Der BfN gibt für den LRT 3160 eine Erheblichkeitsschwelle für Gesamtphosphor von < 15 µg/l (LUA BRANDENBURG 2000: ANHANG 2E) an. Der im Gutachten für den LRT 3150 aufgeführte Orientierungswert für den Gesamtphosphor von ≤ 50 µg/l, der als Orientierungswert für das Modellgewässer 12858 herangezogen werden kann, kann daher nicht angewandt werden. Phosphor ist in den meisten Gewässern der wachstumsbegrenzende Faktor. Das gleiche gilt auch für die anderen bewertungsrelevanten Parameter (Chlorophyll-a, Sichttiefe). Der Critical Load für stickstoffempfindliche Stillgewässer (dystrophe Stillgewässer, FFH-LRT 3160) (LFU BAYERN) liegt bei 3 – 10 kg N\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>). Durch das Vorhaben kommt es bauzeitlich zu einer Erhöhung der Nitratbelastung in Oberflächengewässern, in die aufbereitetes Oberflächenwasser eingeleitet wird. Aufgrund der Unterlagen kann jedoch nicht festgestellt werden, ob der vorher aufgeführte Critical Load eingehalten wird. Negative Auswirkungen auf den LRT 3160 bzw. nährstoffarme Stillgewässer können daher nicht ausgeschlossen werden.

Das Ökosystem „Oligotropher See“ ist trotz hoher Diversität sehr empfindlich gegenüber Störungen. Ab einer bestimmten Grenze vermag das System z.B. den zunehmenden Nährstoffeintrag durch Eliminierungsprozesse nicht mehr zu kompensieren. Das sich dann neu einstellende Gefüge eines eutrophen Sees mit anderer Artenzusammensetzung und niedrigerer Diversität ist dann gegenüber demselben Störfaktor (Nährstoffeintrag) zunächst wesentlich stabiler. Mit zunehmender Trophie werden die Stabilisationsbereiche breiter. Hypertrophe Seen besitzen demnach den größten Stabilitätsbereich, oligotrophe Seen einen sehr schmalen. Bei oligotrophen Seen genügt nur eine geringe Erhöhung der Nährstoffimporte, um das System zu verändern (KALBE 1997). Die dystrophen bzw. oligotrophen (nährstoffarmen) Gewässer im Wirkraum reagieren demnach sehr viel empfindlicher auf die bauzeitlich hervorgerufene Erhöhung der Nährstoffeinträge als eutrophe Seen wie das zur Modellierung verwendete Beispielgewässer (Gewässer 12858).

Die Verwendung der Software „Bathtub“ zur Modellierung der Wasserqualität (Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe) bleibt strittig. Es wurde noch kein Nachweis erbracht, dass sich die in den USA entwickelte Software für die Modellierung des Gewässerchemismus deutscher Seen anwenden lässt. Es sind keine Anwendungsnachweise in Deutschland bekannt.

Aus den einzelnen Gruppen wurden keine repräsentativen Stillgewässer, wie in den Planfeststellungsunterlagen dargestellt (ATD-GE-PFA-D.01-26300-BGL-Stillgewässer-Z.0, S. 19) ausgewählt, die zur Beurteilung herangezogen wurden. Die Beurteilung erfolgte nur anhand eines Beispielgewässers, für das als Prinzipfall alle Auswirkungen modelliert wurden. Da sich Gewässer durch eine große Vielfaltigkeit (z.B. unterschiedliche Nährstoffgehalte (siehe Absatz oben), Wassertiefe, Vegetation, Beschattung, umgebende Nutzung, etc.) auszeichnen, wird die Bestandsbewertung und Beurteilung der Umweltauswirkungen anhand von nur einem Gewässer stellvertretend für alle Stillgewässer im Wirkraum als sehr kritisch angesehen. Weitere Erläuterungen zu diesem Thema finden sich in der Stellungnahme in Kapitel 4.2.



### 3.3 Quellen

Die Bedeutung der Quellen wird anhand des Zusammenhangs des Vorkommens quelltypischer Benthosarten mit der Schüttung, dem Biotoptyp der Quelle und der Quellvegetation bestimmt.

Die Relevanzgrenze für den Wirkfaktor „Veränderung der hydrologischen/hydrodynamischen Verhältnisse“ für Quellen wird wie bei den Fließgewässern mit 5 % Abflussminderung angesetzt.

Bei den Quellen wurden 5 Intensitätsstufen festgelegt.

#### Beurteilung

Der Relevanzgrenze kann gefolgt werden, die aufgrund von Messungenauigkeiten simultan zu der Relevanzgrenze der Fließgewässer festgelegt wurde. Die Intensitätsstufen werden als sinnvoll angesehen (UVS – Oberflächengewässer S. 156/157).

Es wird jedoch bemängelt, dass die Bedeutung der Quellen und somit die Festlegung der Intensitätsstufen nur hauptsächlich aufgrund der quelltypischen Fauna durchgeführt wurde. Gefährdete, besonders anspruchsvolle und/oder endemische Pflanzenarten wurden nicht als Referenzarten zur Herleitung der Quellbedeutung herangezogen, so dass diese bei der Beurteilung der Umweltauswirkungen nicht in einem ausreichenden Umfang berücksichtigt werden.

Die faunistische Bewertung der Bedeutung der Quellen ist nicht in allen Bereichen eindeutig nachvollziehbar (siehe Kapitel 3.4.2 dieser Stellungnahme).

### 3.4 Makrozoobenthos

#### 3.4.1 Bestandsbewertung der Fließgewässer

Angaben zur Bestandsbewertung des Makrozoobenthos an Fließgewässern finden sich in Kapitel 3.1.6.5 (S. 79-81). Demnach wurde eine Unterscheidung bei der Bewertung von Fließgewässern in Abhängigkeit der Gewässergröße vorgenommen, welche sich aus den unterschiedlichen Verfahren der Bestandserfassung ergibt. Gewässer für welche ein Monitoring gemäß der WRRL durchzuführen ist, werden nach dem hierfür vorgesehenen PERLODES-Verfahren bewertet. Gemäß Seite 81 werden hierbei vier Zustandsklassen unterschieden (schlechter, mäßiger, guter und sehr guter ökologischer Zustand). Für kleinere, nicht dem Monitoring der WRRL in Deutschland unterliegende Gewässer wurden fünf Zustandsklassen zur Bewertung der Bedeutung (sehr gering/keine, gering, allgemein, besonders und hervorragend) unterschieden. Diese leiten sich aus den Kriterien

- Vorkommen bestandsbedrohter oder anderweitig besonderer Arten,
- Auftreten strömungsgebundener (rheobionter) Taxa.

Unter allgemein bedeutend werden die Streckenabschnitte gefasst, die keine bestandsbedrohten Arten oder *Crenobia alpina* aufweisen, in welchen jedoch rheobionte Taxa vorkommen. Hinsichtlich bestandbedrohter oder anderweitig besonderer Arten wird auf Kapitel 4.5.2.1.1 auf Seite 207 verwiesen.

Weitere Kriterien sind:

- Periodische Wasserführung,
- Vorkommen von *Perlodes intircatus*, *Diplectrona felix*, *Rhyacophila laevis* und/oder *Crenobia alpina*.

Die Bewertungsklassen der WRRL wurden denen der übrigen Gewässer zugeordnet (vgl. Tabelle 6 auf Seite 81).

Die Ergebnisse der Bestandsbewertung sind kartographisch in den Unterlagen ATD-GE-PFA-D.01-21011-ILF und ATD-GE-PFA-D.01-26203-ILF dargestellt. Die zugrundeliegenden Taxalisten sind Anhang 1 der Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-26200 zu entnehmen. In Kapitel 4.5.2.4 wird die Bewertung des Ist-Zustandes der Gewässer differenziert nach den Bedeutungsstufen vorgestellt.

### Beurteilung

Es finden sich Widersprüche bei der Darlegung der Bewertungsklassen bzw. Zustandsstufen. So wird im Fließtext auf Seite 81 auf die fünf Zustandsstufen der WRRL richtigerweise verwiesen, Tabelle 6 weist dann jedoch nur noch vier Zustandsstufen aus. Die Darstellung der Einordnung der Zustandsstufen gemäß WRRL in der Bewertungsmatrix der übrigen Gewässer trägt zur Nachvollziehbarkeit bei, um Verwirrungen zu vermeiden, sollten jedoch alle Zustandsstufen benannt und eingeordnet werden.

In Bezug auf die Verwendung der ökologischen Zustandsstufen aus dem Monitoring der WRRL ist anzumerken, dass die Bewertung auf die Beschreibung des Ist-Zustandes des Gewässers abzielt, nicht jedoch auf eine für das Schutzgut Tiere relevante Einschätzung der Schutzbedürftigkeit der Biozönose abzielt. Unter diesem Gesichtspunkt ist die Heranziehung der Zustandsstufen nach WRRL in Frage zu stellen.

Bezüglich des Bewertungsverfahrens für kleinere Gewässer fehlen Angaben zur Ableitung der Bewertungsmatrix. Im Hinblick auf die zu erwartenden Projektwirkungen ist es nachvollziehbar, den Fokus der Bestandsbewertung u.a. auf das Vorkommen rheobionter Arten zu legen, da diese in besonderem Maße durch die zu erwartenden Abflussminderungen betroffen sein werden. Grundsätzlich leitet sich aus der Empfindlichkeit von Arten bezüglich einzelner Projektwirkungen nicht automatisch eine hohe Bedeutung oder Schutzbedürftigkeit ab. Vielmehr muss dieser Aspekt in der Wirkungsprognose berücksichtigt werden. Insofern ist es nicht nachvollziehbar, warum den rheobionten Arten eine herausgestellte Position zur Ableitung der Bedeutung der Makrozoobenthoszönose beigemessen wird. In diesem Zusammenhang ist auch anzumerken, dass die besondere Beachtung von *Crenobia alpina* nachvollzogen werden kann, die auf Seite 256 gelieferte Begründung im Sinne der internationalen Verantwortlichkeit für die Art jedoch bereits in der Methodenbeschreibung zur Bewertung der Gewässer näher erläutert werden sollte. Fraglich ist auch die Mischung unterschiedlichster Kriterien wie z.B. der Gefährdungsgrad der Arten mit dem Wasserstand des Gewässers, welcher in der Bewertungsmatrix auf Seite 81 dargestellt wird.

Grundsätzlich ist bezüglich der Bewertung von Artvorkommen auf folgendes hinzuweisen:

Grundlage eines allgemeinen Bewertungsrahmens für die Belange des Arten- und Biotopschutzes stellen Kaule (1991) und die Hinweise und Orientierungswerte zur Flächenbewertung aufgrund der Vorkommen von Tierarten von Reck (1990) dar. Im Falle der Tiere sind hierbei insbesondere die

Gefährdung und Seltenheit der einzelnen Arten, ebenso wie die Vielfalt an biotoptypischen, stenöken Arten und die 'Vollständigkeit' der jeweiligen Lebensgemeinschaft maßgeblich. Hierzu muss eine Orientierung an Erwartungswerten auf Basis von Literaturangaben und i.d.R. eigenen Erfahrungen stattfinden und die Werte müssen entsprechend den regionalen Gegebenheiten (beispielsweise anhand regionaler Roter Listen oder Lokalfaunen) geeicht werden. Darüber hinaus stellen national und europarechtlich geschützte Arten direkte Bewertungsobjekte dar (Gassner & Winkelbrandt 2010), was auch die nationale Schutzverantwortung für einzelne Arten im Sinne der Erhaltung der Biologische Vielfalt beinhaltet. Unter Berücksichtigung dessen, ist nicht nachvollziehbar, warum in Kapitel 4.5.2.3 zwar eine Zuweisung der nachgewiesenen Makrozoobenthosvorkommen zu den Fließgewässerzonen gemäß der benannten Fauna Aquatica Austriaca vorgenommen wird, anhand derer sich die Vorkommen charakterisieren lassen, dies jedoch keinen Eingang in die in Kapitel 3.1.6.5 beschriebene Methode der Bestandsbewertung findet.

Wenngleich es für Baden-Württemberg kein verbindliches Bewertungsverfahren zur Bewertung von Artvorkommen, vergleichbar den Vorgaben der Ökokontoverordnung zu Biotopen gibt, sorgt die Anwendung standardisierter, in der Literatur konkretisierter Verfahren für eine Vergleichbarkeit von unterschiedlichen Planungen, so dass eine entsprechende Anwendung zu empfehlen ist. Sollte aus fachlichen Gründen hiervon abgewichen werden, ist eine detaillierte Begründung hierzu bereitzustellen, um die Nachvollziehbarkeit des Vorgehens zu gewährleisten. Insgesamt sollte dargestellt werden, wie es zur Auswahl des Bewertungsverfahrens gekommen ist.

### 3.4.2 Bestandsbewertung der Quellen

Angaben zur Bestandsbewertung des Makrozoobenthos an Quellen finden sich in Kapitel 3.1.6.5 (S. 82-84). Bei dem hier dargestellten Verfahren, wird jeder Art eine ökologische Wertzahl (ÖWZ) zugewiesen. Die Bewertung der Quelle ergibt sich dann aus einer vorgegebenen Formel, der die Anzahl der indizierten Taxa und die Häufigkeitsklassen zugrunde liegen und welche die Ökologische Wertsumme (ÖWS) ausgibt. Die ÖWS wird dann fünf definierten Wertklassen (quelltypisch, bedingt quelltypisch, quellverträglich, quellfremd, sehr quellfremd) zugewiesen (vgl. Tabelle 7). Aus dem Terminus der Wertstufen lässt sich ableiten, dass das zentrale Kriterium der Bewertung die Naturnähe der Quellen ist. Auf Seite 82 wird weiterhin angegeben, dass die ursprünglich definierten ÖWZ anhand aktueller Fachliteratur angepasst worden seien. Weiterhin wurde der Krenalindex bestimmt, welchem das Vorkommen charakteristischer Quellarten und ihre Häufigkeit zugrunde liegen. Gemäß Seite 83 wurde unter Einbeziehung des Krenalindex ein Zusammenhang zwischen Biotoptyp, Schüttung und quelltypischer Besiedlung festgestellt, der eine Einstufung aller (auch der nicht untersuchten) Quellen des Untersuchungsgebietes mittels einer fünfstufigen Bewertungsmatrix zulässt (vgl. Tabelle 9).

Die Bewertung des Quellbenthos findet sich in Kapitel 4.5.3.3 ab Seite 280, wobei zwischen der Bewertung der Probestellen der Bewertung und der Quellen nach Quellkataster unterschieden wird. Demnach wurden untersuchte Quellen mittels QWS eingestuft, für nicht untersuchte Quellen wurden statistische Zusammenhänge zwischen Maßzahlen der Quellbesiedlung und unterschiedlichen erhobenen Parametern überprüft.



Die nachgewiesene Artengemeinschaft des Quellbenthos wird in Kapitel 4.5.3.1.1 ab Seite 267 beschrieben. Eine kartographische Darstellung der Bestandsbewertung findet sich in Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-26203-ILF. Die zugrundeliegenden Taxalisten sind Anhang 1 der Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-26200 zu entnehmen.

### Beurteilung

Den Darlegungen auf den Seiten 82-84 ist nicht zu entnehmen, ob das ursprünglich angedachte Verfahren der ÖWS auf Grund mangelnder Übertragbarkeit auf nicht untersuchte Gewässer vollständig verworfen wurde oder ob die Ergebnisse in der weiteren Beurteilung Eingang gefunden haben. Eine Aussage hierzu findet sich erst auf Seite 281. Für die Nachvollziehbarkeit wäre ein Hinweis im Methodenkapitel hilfreich. Grundsätzlich ist bei dem hierzu beschriebenen Vorgehen der Quellcharakterisierung anzumerken, dass eine Darlegung der überarbeiteten Bewertungsbasis nicht in der Unterlage enthalten ist. Die Anpassung und damit die Zuweisung der ÖWZ sind damit nicht nachvollziehbar.

Die Anwendung des Krenalindex als Grundlage der Bewertung ist aus fachlicher Sicht nachvollziehbar. Allerdings stellt sich die Frage, warum nicht alle Quellen mit dieser Methode bewertet wurden, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander erhöhen würde. Grundsätzlich ist anzumerken, dass bei den angewendeten Bewertungsverfahren eine besondere Berücksichtigung einzelner Arten, welche einer besonderen Schutzbedürftigkeit unterliegen nicht erfolgt ist. In diesem Zusammenhang ist vor allem das Vorkommen der in Baden-Württemberg als verschollen geltenden *Apatania eatoniana* zu nennen. Gemäß den Ausführungen auf Seite 83 zum angewendeten Krenalindex ergibt sich dieser aus dem jeder Art zugewiesenen Quellfaktor (Wert zwischen 1 und 3) und der Multiplikation mit der Abundanzklasse (1 bis 5). Zwar wird *Apatania eatonia* der höchste Quellfaktor (3) zugewiesen, auf Grund ihrer geringen Nachweisdichte ergibt sich hieraus dennoch ein vergleichsweise geringer Krenalindex, so dass die Bedeutung der Quelle nur unzureichend abgebildet wird. Berücksichtigt man weiterhin, dass auch der Krenalindex nur für die untersuchten Quellen bestimmt werden kann und alle übrigen Quellen mittels Analogieschlüssen und unter Berücksichtigung weitere Parameter bewertet werden müssen, kann nicht von einer ausreichenden Berücksichtigung der Schutzbedürftigkeit der Art ausgegangen werden. Es ist zu begründen, warum im Falle einer derart seltenen Art auf eine Einzelfallbetrachtung verzichtet wird. Gleiches gilt für die endemisch vorkommende Badische Quellschnecke. Unter Berücksichtigung des stark begrenzten Verbreitungsgebietes der Art (Südbaden) kommt Baden-Württemberg eine besondere internationale Schutzverantwortung für die Art zu, was bei dem angewandten Bewertungsverfahren keine Berücksichtigung findet. Verwiesen sei in diesem Zusammenhang auf Gruttko (2004), wo ausgeführt wird, dass Deutschland eine besondere Schutzverantwortung für jene Tier- und Pflanzenpopulationen hat, deren Erhaltung im Bezugsraum für das weltweite Überleben der betreffenden Art unverzichtbar ist. Dies betreffe in erster Linie Arten, von denen bedeutende Arealanteile [...] in Deutschland lägen, was für die Badische Quellschnecke zutreffend ist. Dies ist gerade im Zusammenhang mit der Umweltverträglichkeitsprüfung zu berücksichtigen, sind hier gemäß § 2 (1) 1 UVPG doch die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Vorhabens auf Menschen, Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt zu ermitteln, beschreiben und zu bewerten.

Die Aussage auf Seite 280, wonach die faunistische Bedeutung einer Quelle weniger von ihrer Strukturnähe abhängt, widerspricht den Ausführungen auf Seite 283, in welchen ein statistischer Zusammenhang zwischen dem Krenalindex (Vorkommen charakteristischer Quellarten) und der Strukturgüte aufgezeigt wird. Es wird ausgeführt, dass die Strukturgüte ein hervorragender Parameter zur Einstufung der Bedeutung von Quellen sei. Grundsätzlich ist nicht nachvollziehbar, warum der Zusammenhang zwischen Strukturgüte und Quellbesiedlung errechnet wird, wenn, wie auf Seite 283 im letzten Absatz dargestellt, die Daten zu den zu bewertenden, nicht untersuchten Quellen ohnehin eine Bewertung anhand diesen Parameters nicht zulassen, da nicht für alle Quellen die Strukturgüte erhoben wurde.

Die Aussagen auf Seite 285, dass der Trend eines Zusammenhangs zwischen Quellschüttung und Vorkommen typischer Quellfauna erkennbar sei, erscheint unter Berücksichtigung der äußerst geringen Kenntnisse zu Quellschüttungen, die in den meisten Fällen geschätzt wurde (vgl. Ausführungen in Kapitel 3.1.6.3.2.2 Seite 76), nur wenig belastbar, zumal die Aufnahme des Makrozoobenthos und die einmalige Bestimmung der Quellschüttung zu völlig unterschiedlichen Zeiten stattgefunden hat. Damit muss auch die Heranziehung dieses Parameters zur Umlegung der Erfassungsergebnisse auf nicht untersuchte Quellen in Zweifel gezogen werden. Der Zusammenhang zwischen Biotoptyp und der Besiedlung durch Quellfauna kann aus fachlicher Sicht nachvollzogen werden.

Auf Seite 137 wird ausgeführt, dass die Bedeutung von Quellen anhand des Vorkommens quelltypischer Benthosarten, der Schüttung, dem Biotoptyp und der Quellvegetation beurteilt wird. Dies wird in Kapitel 3.1.6.5.2 ab Seite 82 differenzierter hergeleitet. Die Darstellung des ursprünglich angedachten Bewertungsverfahrens auf Seite 280 f. angedachten Bewertungsverfahrens verwirrt in diesem Zusammenhang, auch wenn am Ende des Kapitels klar gestellt wird, dass dieses ursprünglich angedachte Vorgehen zur Bestandsbewertung schließlich verworfen wurde.

### 3.5 Krebse

Die Bestandsbewertung der Flusskrebse ist in Kapitel 3.1.8.5 beschrieben und in den Anlagen ATD-GE-PFA-D.01-20011-ILF dargestellt. In Abhängigkeit eines Nachweises des Dohlenkrebse wird zwischen zwei Wertstufen (sehr geringe/keine Bedeutung; hervorragende Bedeutung) unterschieden.

#### Beurteilung

Auf Grund eines fehlenden Nachweises weiterer wertgebender Arten ist das Vorgehen bei der Bestandsbewertung aus fachlicher Sicht nachvollziehbar. In Anbetracht der Seltenheit des Dohlenkrebse kann jedes Vorkommen der Art als von besonderer Bedeutung eingestuft werden, so dass eine Unterscheidung hinsichtlich Populationsgröße oder ähnlichem verzichtbar ist. Eine Differenzierung der Bewertungsstufen auf Grund des bestehenden Habitatpotenzials der untersuchten Gewässer gehört nicht zwingend zur Abarbeitung der Fragestellung der UVS, welche sich auf die Beurteilung tatsächlicher Bestände konzentriert, kann jedoch im Hinblick auf die Suche von Maßnahmenflächen sinnvoll sein.

Auf Grund einer fehlenden Darstellung zur Auswahl der untersuchten Gewässer bzw. zur Abschichtung (vgl. Kapitel 2.5 dieser Stellungnahme) ist jedoch nicht nachvollziehbar, warum auch nicht untersuchten Gewässern/Gewässerabschnitten eine Bedeutung hinsichtlich der Flusskrebse zugewiesen wird.

### **3.6 Makrophyten und Phytobenthos**

Gemäß Kapitel 3.1.5.5 und Kapitel 4.4.2.1 erfolgte die Bewertung der Makrophyten und des Phytobenthos anhand der Vorgaben zum Monitoring nach WRRL im Sinne der Bestimmung des ökologischen Zustandes der Gewässer.

#### Beurteilung

Das in den Unterlagen dargestellte Vorgehen ist unter Berücksichtigung der Tatsache, dass nur Gewässer, welche dem Monitoring gemäß WRRL in Deutschland unterliegen, untersucht wurden, als konsequent einzustufen. Über den ökologischen Zustand hinausgehende Angaben zur Schutzbedürftigkeit der Gewässer können so nicht getroffen werden. Für die im Zusammenhang mit der UVS relevante Fragestellung zu erheblichen Umweltwirkungen des Projekts ist die durchgeführte Bewertung kaum geeignet, da wesentliche Elemente zur Ableitung der Empfindlichkeit (Gefährdung, Schutz etc.) hier unberücksichtigt bleiben.

## 4 Prognose Umweltauswirkungen

Insgesamt fehlen Literaturverweise, um die Darstellung und Bewertung der Auswirkungen der Umweltbeeinträchtigungen hinterlegen zu können.

### 4.1 Auswirkungsprognose Fließgewässer

Die Beurteilung der Umweltauswirkungen bzw. der Eingriffserheblichkeit erfolgt durch die Verknüpfung der Bedeutung des Gewässers mit der Eingriffsintensität. Es wird ein fünfstufiges Bewertungssystem angewandt. Maßgebend für die Projektbeurteilung ist die Bauphase aufgrund der am stärksten zum Tragen kommenden Auswirkungen und der langen, über mehrere Jahre dauernden Bauzeit. In der UVS – Schutzgut Oberflächengewässer ab S. 332 werden die ermittelten Umweltauswirkungen beschrieben und bewertet.

#### Beurteilung

Es wurden alle vorkommenden in Bezug auf die Fließgewässer auftretenden Umweltauswirkungen in der Umweltverträglichkeitsprüfung und dem Landschaftspflegerischen Begleitplan berücksichtigt.

#### 4.1.1 Festlegung der Eingriffsintensitätsstufen (Hydrologie, Hydrodynamik)

Um die Folgen der durch die Bergwasserentnahmen hervorgerufenen Abflussverminderungen für das gesamte Fließgewässernetz quantifizieren zu können, wurden Dotationsversuche und Habitatmodellierungen an 35 ausgewählten Teststrecken durchgeführt. Die Teststrecken wurden so ausgewählt, dass die ganze Bandbreite unterschiedlicher Gewässertypen hinsichtlich Gefälle und Gewässergröße erfasst wurde. An jeder Teststrecke wurden die Veränderungen von Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten, benetzter Breiten und der Lebensraumeignung ausgewählter Indikatorarten bei verschiedenen Abflüssen gemessen.

Auf Basis der Untersuchungen wurden Relevanz- und Erheblichkeitsschwellen für die Auswirkungen der hydrologischen/ hydrodynamischen Verhältnisse ausgearbeitet.

Die quantitativen Auswirkungsbeurteilungen sind als summarische Bilanz zu verstehen. Um sichere Beurteilungen der Gesamtwirkungen zu erhalten, wurden daher generell von konservativen Ansätzen und worst-case-Betrachtungen (Bezugsgröße: MNQ (mittlerer Niedrigwasserabfluss)) ausgegangen.

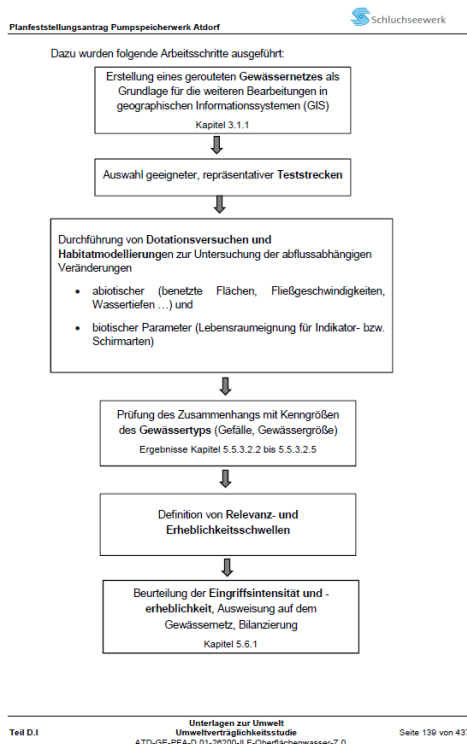


Abbildung 1: Veranschaulichung der Vorgehensweise zur Ermittlung der Intensitätsstufen (Grafik aus den PF-Unterlagen)

Beurteilung

Gegenstand der folgenden Beurteilung sind die in Abbildung 2 aufgeführten Intensitätsstufen bei den Fließgewässern in Bezug auf die Hydrologie und Hydrodynamik.

Tabelle 25: Intensitätsstufen bei den Fließgewässern.

| Abflussreduktion um x % |                   | Stufe | Bemerkung         |
|-------------------------|-------------------|-------|-------------------|
| Typ1 (MNQ<7,5l/s)       | Typ2 (MNQ>7,5l/s) |       |                   |
| ≤ 5 %                   | ≤ 5 %             | 1     | sehr gering/keine |
| 5-10 %                  | 5-20 %            | 2     | gering            |
| 10-50 %                 | 20-70 %           | 3     | mittel            |
| > 50 %                  | > 70 %            | 4     | hoch              |
| trockenfallend          | trockenfallend    | 5     | sehr hoch         |

Abbildung 2: Intensitätsstufen Fließgewässer (DI, 3.2.3.2.1.8)

Die Festlegung der **Relevanzschwelle** von 5 % wegen möglicher Messungenauigkeiten von Abflussmessungen und der geringen Auswirkungen auf den Bestand und die Habitataignung durch die Abflussverminderung erscheint sinnvoll.

Die Aufteilung der Gewässer in **Typen** und die getrennte Beurteilung der Gewässer aufgrund der Reaktionssensibilität ist nachvollziehbar. In der UVS erfolgt die **Trennung bei einem MNQ von 7,5 l/s**. Bei der Auftragung der bei den Dotationsversuchen bzw. Habitatmodellierungen ermittelten Parameter Benetzte Breite (DI, 5.5.3.2.2), Mittlere Wassertiefe (DI. 5.5.3.2.3), Fließgeschwindigkeit (5.5.3.2.4), Verweildauer, Habitateignung (5.5.3.2.5) gegenüber dem Abfluss wird ersichtlich, dass die stärksten Auswirkungen durch Abflussverminderungen in einem Übergangsbereich zwischen 5 l/s bis 10 l/s stattfinden. Die Steigungen sind hier am stärksten (siehe Abbildung 3 und Abbildung 4).

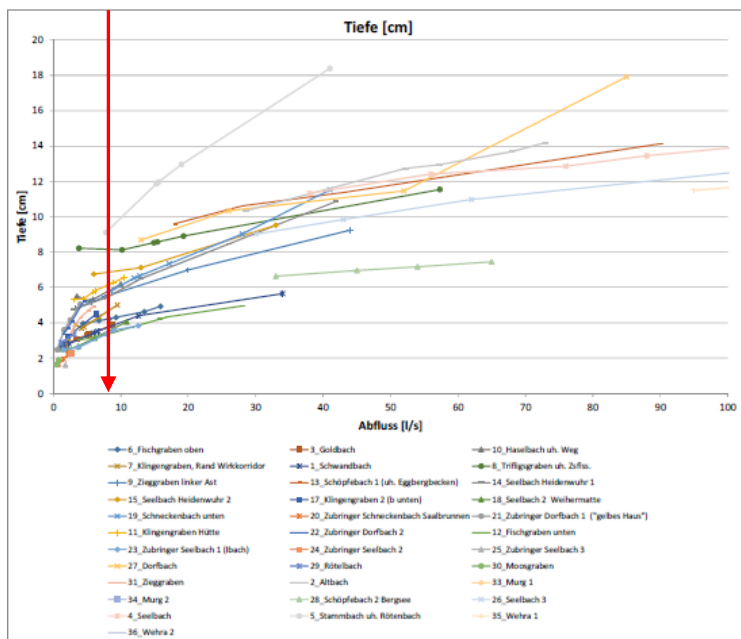


Abbildung 81: Mittlere Wassertiefen in den verschiedenen Teststrecken mit Dotationsversuchen bzw. Habitatmodellierungen.

Abbildung 3: Mittlere Wassertiefe – Abfluss Teststrecken

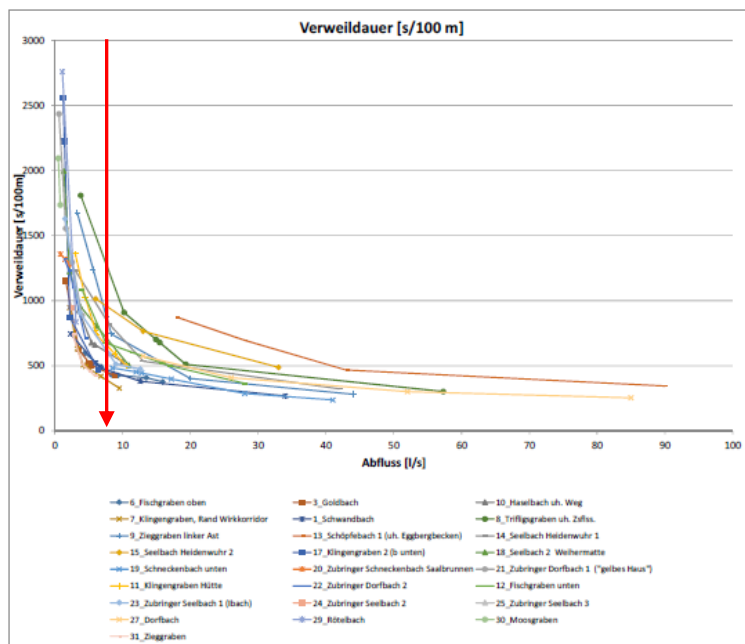


Abbildung 89: Verweildauer in den verschiedenen Teststrecken mit Dotationsversuchen.

#### Abbildung 4: Verweildauer – Abfluss Teststrecken

Es wurden **Erheblichkeitsschwellen** für Abflüsse  $MNQ < 7,5 \text{ l/s}$  und für Abflüsse  $MNQ > 7,5 \text{ l/s}$  festgesetzt, da in kleineren Gewässern stärkere Veränderungen bei Abflussreduktionen stattfinden. Für die kleineren Gewässer ( $MNQ < 7,5 \text{ l/s}$ ) wurde die Erheblichkeitsschwelle bei 10 % festgelegt, bei größeren Gewässern ( $MNQ > 7,5 \text{ l/s}$ ) bei 20 %.

Die als erheblich angesehenen Auswirkungen, die in die Eingriffsbilanzierung eingehen, werden je nach Typ in die **Erheblichkeitsklassen bzw. Erheblichkeitsstufen** unterteilt. Die festgelegten Erheblichkeitsklassen für den Typ1 können nachvollzogen werden.

Wie in der UVS liegt der nach LFU (2005) angegebene, nicht fließgewässerspezifische Mindestabfluss bei  $1/3 \text{ MNQ}$ . Für höhere Mindestabflüsse als  $1/2 \text{ MNQ}$  müssen besondere fachliche Gründe vorliegen, wie z.B. der  $MNQ$  ist besonders klein (ca.  $60 \text{ l/s}$ ). Bis auf das Heidenwuhr, den Schöpfbach und den Gewerbebach haben alle Gewässer einen  $MNQ < 60 \text{ l/s}$ . Demnach müsste die mittlere Erheblichkeitsstufe für den Typ 2 bei 50 % (Mindestabfluss  $1/2 \text{ MNQ}$ ) enden. Eine Abflussreduktion um  $> 50 \%$  entspräche somit der Erheblichkeitsstufe „hoch“.

Der mittlere Niedrigwasserabfluss eignet sich zur Bewertung von Worst-Case-Szenarien wie in dem vorliegenden Fall.

#### 4.1.2 Darstellung nicht beurteilbarer Wirkfaktoren

In Kapitel 3.2.2.1 auf Seite 122f. werden Angaben zu nicht beurteilbaren Wirkfaktoren gemacht. Als einzige nicht abschätzbare Wirkung wird hier die Einleitung ggf. erwärmter Niederschlagswässer in Dorf- und Schneckenbach angegeben. Weitere Angaben, die Hinweise darauf geben, dass Wirkfak-



toren nicht abschließend beurteilt werden können, finden sich in Kapitel 3.2.4. Ab Kapitel 5.2 werden schließlich zum jeweiligen Vorhabenbereich die nicht beurteilbaren Umweltwirkungen dargestellt.

### Beurteilung

Die Angabe von fehlenden Kenntnissen zur Vorhabenbeurteilung ist gemäß § 6 (4) UVPG durchzuführen. Die Darstellung entspricht damit den gesetzlichen Vorgaben. Um den Leser der Antragsunterlagen in die Lage zu versetzen, sich einen Überblick über die angeführten Schwierigkeiten hinsichtlich der Wirkungsanalyse zu verschaffen, ist zu empfehlen, diese Angaben in einem Kapitel zusammenzufassen. So scheint es unter Berücksichtigung der enormen Komplexität des Vorhabens und der Wechselwirkungen zwischen den betroffenen Schutzgütern aus fachlicher Sicht nicht nachvollziehbar, dass in Kapitel 3.2.2, welches sich mit der Darstellung der bedeutsamsten Wirkfaktoren beschäftigt, einzig die Temperaturentwicklung von einzuleitendem Niederschlagswasser aus Bodenlagerflächen nicht abschätzbar sein soll. Vielmehr muss davon ausgegangen werden, dass der wissenschaftliche Kenntnisstand und die verbleibenden Unsicherheiten bezüglich der Ausführungsplanung in zahlreichen Fällen eine abschließende Beurteilung der Auswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter derzeit nicht zulassen und damit einer erheblichen Prognoseunsicherheit unterliegen. Diese Annahme wird in Kapitel 3.2.4 bestätigt und sollte auch hier umfassendere Angaben zu den herrschenden Unsicherheiten beinhalten. Dem wird auch Kapitel 5 nicht gerecht, in welchem für die einzelnen Vorhabenbereiche die nicht beurteilbaren Umweltwirkungen dargestellt werden. So kann beispielsweise unter fachlichen Gesichtspunkten nicht nachvollzogen werden, dass eine hochkomplexe Veränderung des Naturhaushalts, wie sie mit dem Bau des geplanten Unterbeckens einhergeht (vgl. S. 344), unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes abschließend und ohne Unsicherheiten beurteilt werden kann. Schließlich muss davon ausgegangen werden, dass nicht nur die Prognose der Abflussminderung einer hohen Prognoseunsicherheit unterliegt (vgl. Aussage in Kapitel 3.2.4), was auch im Zusammenhang mit dem Unterbecken von Relevanz ist, sondern auch die hiermit verbundenen Reaktionen der einzelnen Schutzgüter auf die mit dem Vorhaben verbundenen Wirkungen. Letzteres hat zur Folge, dass ein Erkennen von erheblichen Wirkungen nicht in jedem Fall möglich ist, was bei einem Projekt, wie dem geplanten Pumpspeicherwerk unter Berücksichtigung seiner Komplexität sicherlich bis zu einem gewissen Grad unvermeidlich ist, jedoch in der Planung unbedingt berücksichtigt werden muss. Neben der angeführten worst-case-Betrachtung sollten geeignete Vorkehrungen getroffen werden, um dieser Prognoseunsicherheit begegnen zu können. Als geeigneter Baustein ist hierzu beispielsweise ein intensives Monitoring der Umweltveränderungen bereits während der Bauphase sowie der Einsatz einer fachlich geschulten Bauüberwachung und die Planung eines Risikomanagements bei abweichender Umweltentwicklung zu nennen (vgl. hierzu auch Kapitel 7 der Stellungnahme).



## 4.2 Auswirkungsprognose Stillgewässer

Die Umweltauswirkungen auf die Stillgewässer wurden anhand der in einem Modell für eines der empfindlichsten Stillgewässer im Wirkraum berechneten Werte (Wasserchemismus, Temperaturverläufe, etc.) ausgewertet und bilanziert.

### Beurteilung

Bei den Stillgewässern wurden alle relevanten Umweltauswirkungen berücksichtigt. Die Beschreibung der Umweltauswirkungen auf die Stillgewässer erfolgt nach Vorhabenbereichen (Oberbecken, Unterbecken, Betriebsgelände Wehr, Untertagebauwerke). Die Abgrenzung der Vorhabenbereiche ist nicht eindeutig ersichtlich und wird auch in den Plänen nicht dargestellt.

Die Verwendung der Software „Bathtub“ zur Modellierung der Wasserqualität (Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe) bleibt strittig. Es wurde noch kein Nachweis erbracht, dass sich die in den USA entwickelte Software für die Modellierung des Gewässerchemismus deutscher Seen anwenden lässt. Es sind keine Anwendungsnachweise in Deutschland bekannt.

Die Grundlagen für die Eingriffsermittlung sind lückenhaft und bedürfen einer Nachbearbeitung (siehe Kapitel 2 und 3). Die Eingriffsdarstellung und die herangezogenen Bewertungsschwellen sind jedoch nachvollziehbar.

Die Analyse und Abschätzung der Umweltauswirkungen für das Schutzgut Stillgewässer erfolgte durch eine Prinzipfallbetrachtung anhand eines Beispielgewässers (Gewässer 12858). Das Gewässer wird der Gruppe 4 zugeordnet. Die Ergebnisse der Modellberechnungen für dieses Gewässer dienen als Bewertungsgrundlage für alle Gewässer-Gruppen.

Folgende Wirkfaktoren wurden bei der Analyse der Umweltauswirkungen anhand der Modellberechnung für das Beispielgewässer als nicht relevant eingestuft:

- Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse
- Veränderung der Temperaturverhältnisse
- Stickstoff- und Phosphatverbindungen / Nährstoffeintrag.

Laut der durchgeführten Clusteranalyse weisen Stillgewässer der Gruppe 2 ein sehr hohes Eutrophierungspotential auf, da sie in Bereichen mit geringer Beschattung und höheren Nährstoffeinträgen durch die umgebende Wiesennutzung liegen. Das Eutrophierungspotential ist höher als das der Gruppe 4 (Beispielgewässer), die als Bewertungsgrundlage herangezogen wurde. In Bezug auf die Modellierung des Nährstoffeintrages wurde nicht das empfindlichste Gewässer gewählt.

Größere Gewässer haben aufgrund des größeren Wasservolumens eine höhere Wärmespeicherkapazität als kleinere Gewässer. Das Beispielgewässer hat eine Seefläche von ~4940 m<sup>2</sup> und eine Tiefe von ca. 3 m. Das Gewässer 334 aus der Gruppe 2 hat eine Fläche von 26,8 m<sup>2</sup> und eine Tiefe zwischen 0,5 – 1 m. Die durch das Modellgewässer errechneten Temperaturverhältnisse, die sich aufgrund von Abflussverminderung ergeben, sind nicht repräsentativ für alle im Wirkraum liegenden Gewässer. Die meisten der im Wirkraum liegenden Stillgewässer haben eine relativ geringe Wasserfläche (Ø 70 – 175 m<sup>2</sup>).

Das Beispielgewässer 12858 ist gering beschattet und weist eine durchschnittliche Wassertiefe von 3 m auf. Es handelt sich daher aufgrund des beschriebenen Istzustandes als Referenzgewässer für alle nährstoffreicheren Gewässer. Der See ist somit zur Abschätzung von Veränderungen der hydrochemischen Verhältnisse nährstoffreicherer Gewässer geeignet. Als Referenzgewässer für nährstoffarme oder –ärmere Gewässer eignet es sich jedoch nicht. Für nährstoffarme Gewässer gelten andere Orientierungswerte, daher sollte für mindestens ein Gewässer aus dieser Gruppe eine Gewässermodellierung durchgeführt werden. Für die Modellierung sollte ein Gewässer aus der Gruppe 2 verwendet werden, das als LRT 3160 kartiert wurde, eine geringe Beschattung und eine hohe Nutzung der Gewässerumgebung aufweist.

Die durch eine Abflussreduktion (Vorhabenbereich Untertagebauwerke) beeinträchtigen Teiche wurden überprüft. Alle bauzeitlich durch Abflussreduktion beeinträchtigten Teiche wurden berücksichtigt.

### 4.3 Auswirkungsprognose Quellen

Bei der Bewertung der Umweltauswirkungen auf Quellen werden 1106 Quellen innerhalb des hydrogeologischen Wirkraumes und 5 Sickerquellen im Vorhabenbereich Wehr, der außerhalb des Wirkraumes liegt, herangezogen. Insgesamt werden 703 nach §30 BNatSchG geschützte Quellen beeinträchtigt.

#### Beurteilung

Es wurden alle in Bezug auf die Quellen auftretenden Umweltauswirkungen behandelt.

Die tabellarische und grafische Darstellung der Beeinträchtigungen der Quellen ist nicht fehlerfrei und zum Teil unterschiedlich und auch das Ergebnis für die Gesamterheblichkeit nicht nachvollziehbar. So wird in einer Tabelle aufgeführt, dass insgesamt 678 Quellen erheblich beeinträchtigt werden. Während der Bauphase, die auch aufgrund der stärksten Auswirkungen als Beurteilungsgrundlage dient, werden jedoch 766 Quellen erheblich beeinträchtigt. Woher diese Differenz kommt, kann den Unterlagen nicht entnommen werden. Bei der Bilanzierung der Erheblichkeiten wird mit 766 Quellen kalkuliert.

### 4.4 Auswirkungsprognose Makrozoobenthos

Kartographisch sind die Ergebnisse der Wirkungsprognose in den Unterlagen ATD-GE-PFA-D.01-21012-ILF, ATD-GE-PFA-D.01-26204-ILF, ATD-GE-PFA-D.01-26205-ILF, ATD-GE-PFA-D.01-26206-ILF und ATD-GE-PFA-D.01-26207-ILF dargestellt. Die Detailpläne differenzieren hier jeweils nach bau- und anlagebedingten Wirkungen und stellen zum einen die zu erwartende Intensität der Vorhabenwirkungen und zum anderen die hieraus resultierende Erheblichkeit dar.

Auf den Seiten 123 bis 136 werden die bedeutsamen und beurteilbaren Wirkfaktoren des Projekts im Allgemeinen textlich ausgeführt. Das Vorgehen zur Ermittlung der Erheblichkeit von Eingriffen findet sich in Kapitel 3.2.3 ab Seite 136. Diese wird über die Verknüpfung der Bedeutung des Gewässers und der zu erwartenden Wirkungsintensität des Vorhabens ermittelt. Es wird auf eine Bi-

lanzierung des Gesamtsystems Gewässer und eine Einzelbetrachtung der untersuchten Organismen verwiesen.

Gemäß den Ausführungen auf Seite 137 wird die Bedeutung des Gewässerabschnitts anhand seiner Sensibilität beurteilt, welche sich wiederum am zuvor ermittelten Bestand orientiert. Das Bewertungsvorgehen im Falle von Quellen entspricht dem unter Punkt 3.4.2 dieser Stellungnahme dargestellten Vorgehen. Im Falle der Fließgewässer wird eine integrierte Gesamtbewertung über alle Organismengruppen (Makrozoobenthos, Libellen, Krebse, Fische) hinweg vorgenommen, wobei die jeweils beste Bewertung für die Einstufung ausschlaggebend ist.

Die Eingriffsintensität wird gemäß Kapitel 3.2.3.2 fünfstufig vorgenommen, wobei eine Bilanzierung für die als am bedeutendsten angesehene Wirkfaktoren (Veränderung der hydrologischen/hydrodynamischen Verhältnisse sowie Versiegelung/Überdeckung/Überstauung) sowohl für Quellen als auch für Fließgewässer durchgeführt wird.

Wie auf Seite 138 ausgeführt, wird im Falle der Fließgewässer davon ausgegangen, dass es durch die mit den Untertagebauwerken verbundenen Veränderungen des Abflussgeschehens zu Situationen, wie bei Ausleitungsstrecken mit entsprechenden Restwasservorkommen kommen wird, wobei im konkreten Fall eine Beurteilung des gesamten Gewässernetzes und zahlreicher Klein- und Kleinstgewässer erforderlich wird. Die der Bewertung zugrunde liegenden Dotationsversuche und Habitatmodellierungen werden unter Punkt 2.1.3 dieser Stellungnahme betrachtet. Auf Seite 144 wird als weitere Bewertungsrundlage bezüglich der Eingriffsintensität die Berücksichtigung von Indikatorarten angeführt. Anhand der ausgewählten Arten *Baetis alpinus*, Groppe und Bachforelle und ihrer Habitatansprüche wurde in Einbeziehung der Dotationsversuche eine Ermittlung der „nutzbaren Breite“ bei den unterschiedlichen, untersuchten Abflüssen ermittelt (Habitatmodellierung). Auf den Seiten 145 und 146 werden die berücksichtigten Präferenzwerte (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat) der benannten Indikatorarten angegeben. Eine Begründung zur Auswahl von *Baetis alpinus* als Indikatorart findet sich auf den Seiten 149 bis 153.

Die Einstufung der Erheblichkeit für Fließgewässer wird in Kapitel 3.2.3.3.1 auf Seite 158 dargestellt, wobei für das Makrozoobenthos ein fünfstufiges Schema angewandt wurde, welches die Wirkungsintensität der Bedeutung der Vorkommen gegenüberstellt. Für Quellen wurde die Bewertungsmatrix gemäß der Ausführungen auf Seite 159 angepasst.

Änderungen der Wassertemperatur und damit verbundene Auswirkungen werden in Kapitel 4.3 ab Seite 173 dargestellt. Demnach muss mit veränderten Lebensraumbedingungen gerechnet werden, wenn sich Oberflächengewässer durch geringere Abflussmengen schneller erwärmen und Grund- oder Quellwasser in geringerem Umfang als Temperaturpuffer zur Verfügung steht. Weitere Temperaturveränderungen werden durch die Dotation des Grundwassers am Oberbecken sowie die Dotation von Oberflächengewässern erwartet. Auf Seite 174 werden die zur Bewertung herangezogenen Grundlagendaten benannt. Demnach stehen Ergebnisse zu im Untersuchungsraum vorhandener Schwankungsbereiche der Quelltemperaturen, Temperaturveränderungen durch Dotation bzw. veränderte Biotopstrukturen sowie zur Längszonierung der Temperaturverhältnisse in Fließgewässer zur Verfügung. Für nähere Informationen hierzu wird teilweise auf andere Antragsunterlagen verwiesen. Eine differenzierte Darstellung der Wirkungsprognose zu Temperaturveränderungen

gen findet sich in Kapitel 5.5.3.1 auf ab Seite 359. Bezüglich der Auswirkungen der Dotation des Grundwassers am Oberbecken wird hier auf Kapitel 5.1.1 verwiesen.

In Kapitel 5 wird die Wirkungsprognose differenziert für die einzelnen Vorhabenbestandteile dargestellt.

### Beurteilung

Grundsätzlich ist die Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Durchwanderbarkeit der Gewässer durch die Einrichtung der vorgesehenen Monitoringmessstellen und die tabellarische Zusammenstellung (Tabelle 19 ab Seite 131) zu begrüßen. Bezüglich der Eintragung unter ID2 in Tabelle 19 ist allerdings anzumerken, dass die Tatsache, dass eine Steilstrecke für Fische unpassierbar ist, nicht grundsätzlich Beeinträchtigungen der Flume für aquatische Organismen ausschließen lässt. Natürliche, für Fische nicht durchwanderbare Strecken in Fließgewässern gibt es häufiger, hierbei handelt es sich zum Beispiel um Felsblöcke oder natürliche Sinterterrassen. Es ist aber zu berücksichtigen, dass auch in Steilwänden bzw. senkrechten Abstürzen mit z.B. Moosbewuchs eine Wanderung des Makrozoobenthos beobachtet werden kann, wenngleich dies nicht alle holoaquatischen Gruppen gleichermaßen schaffen, da sie nicht vergleichbar leistungsfähig sind. Eine pauschale Aussage, wie auf Seite 131 ist demnach in Frage zu stellen.

Die Auswahl von Indikatorarten ist ein geeignetes Mittel zur Ermittlung der Vorhabenwirkungen. Im Falle des Makrozoobenthos beschränkt sich die Auswahl auf *Baetis alpinus*. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die Habitatmodellierung mit Zielarten des Makrozoobenthos nur selten durchgeführt wird. Grundsätzlich gilt, dass Arten verwendet werden sollten, die im Gebiet relativ weit und stetig verbreitet sind, was gemäß den Ausführungen auf Seite 152 für die gewählte Art gegeben zu sein scheint. *Baetis alpinus* ist stenoxybiont, rheo- und lithophil, kaltstenotherm, bevorzugt Höhenlagen zw. 700 und 1000 m und ist fakultativ uni- bis bivoltin. Deshalb scheint sie aus fachlicher Sicht für die Charakterisierung der untersuchten Gewässerabschnitte und unter Berücksichtigung der zu erwartenden Wirkungen als Indikatorart gut geeignet. Es kann davon ausgegangen werden, dass weitere Arten des Untersuchungsgebietes als Indikatorarten für die Auswirkungsprognose in Frage gekommen wären (z.B. Lidmücken (*Blephariceriden*) der Gattung *Liponeura*; *Philopotamus montanus*; *Dipterona felix*), da sich auf diese Abflußverminderung oder eine deutlich schnelle Änderung der Abflußverhältnisse besonders auswirken würden (Arten sind rheobiont und bevorzugen zur Verpuppung der Larven sehr flach überströmte Hartsubstrate oder sind auf sehr saubere Oberläufe angewiesen). Auf Grund der Ansprüche von *Baetis alpinus* und ihrer Verbreitung im Gebiet kann aber davon ausgegangen werden, dass ihre alleinige Anwendung im konkreten Fall ausreichend ist.

Im Falle der auf Seite 145 angegebenen Präferenzwerte, welche als Grundlage für die Ermittlung verbleibender Habitate herangezogen wurden, kann nicht nachvollzogen werden, warum die Temperatur hier nicht mitberücksichtigt wird. So muss davon ausgegangen werden, dass es sowohl durch die veränderten Abflussbedingungen als auch durch die zur Wirkungsminde rung vorgesehene Dotation betroffener Fließgewässer mit Wasser aus dem HBBI zu einer Veränderung der Wassertemperatur kommen wird. Für *Baetis alpinus* liegen Angaben zu Temperaturansprüchen in der Literatur vor. So ist bekannt, dass die Art stark strömende, kalte Bereiche (5-13°C) bevorzugt und

ihr Entwicklungsoptimum bei 8-11°C erreicht (vgl. Schmedtje & Colling 1996, Moog 1995). Es ist darzulegen, warum eine Berücksichtigung dieses Faktors hier keine Berücksichtigung gefunden hat.

Im Falle der auf Seite 136 ausgeführten fehlenden Relevanz von Lichtwirkungen auf zum Beispiel *Apatania eatoniana* ist der derzeit bekannte Wissenstand sehr gering. Wie auf Seite 135 ausgeführt, liegen Kenntnisse vor, wonach erhebliche Wirkungen durch Licht auf die Artengemeinschaft festgestellt werden konnten, was insbesondere aufgrund der Betroffenheit von Krenalarten nachvollziehbar erscheint. Die auf Seite 136 angeführte Studie ist nicht bekannt und über den angegebenen Link auch nicht beziehbar. Unter Berücksichtigung der großen Seltenheit von *Apatania aetoniata* und ihrer Gefährdung (verschollene Art in Baden-Württemberg) ist ein pauschaler Ausschluss von Wirkungen in diesem Fall als unzureichend einzustufen. Dies ist insbesondere auch im Falle der Bewertung der Vorhabenbereiche Unterbecken und Wehr zu berücksichtigen, in welchem es durch einen 24-h-Betrieb der Baustelle zu intensiven Wirkungen kommen wird (vgl. S. 343 u. 348). Konkrete Angaben zur Betroffenheit der Artengemeinschaft, wie im Falle der Ausführungen auf Seite 337, wonach relevante Gewässerabschnitte in größerer Entfernung zu den Vorhabenbereichen liegen, sind als nachvollziehbarer zu bewerten. Hier muss allerdings angemerkt werden, dass eine Distanz von 150 m für Lichtimmissionen von Großbaustellen vergleichsweise gering ist und die Tatsache, dass die Lichtquellen erhöht zu den potenziellen Artvorkommen liegen, als eher kontraproduktiv hinsichtlich der Lichtausbreitung zu werten sind. Grundsätzlich sollte auf Grund dessen geprüft werden, wie Maßnahmen zur Minimierung von Lichtimmissionen (Verwendung entsprechender Leuchten, Anordnung der Lichtquellen im Baufeld etc.) in die Planung integriert werden können.

Im Zusammenhang mit den auf Seite 337 und 425 als unerheblich ausgewiesenen Depositionen von Staub, Schwebstoffen und Sedimenten wird auf die Ausführungen unter Punkt 4.5 dieser Stellungnahme bezüglich der Berücksichtigung von Aufschlammungen und Trübungen bei der baubedingten Querung von Gewässern für Dotationsleitungen verwiesen. Es ist sicherzustellen, dass es hier nicht zu bislang in den Unterlagen nicht differenziert betrachteten Beeinträchtigungen kommt, um erhebliche Umweltwirkungen auszuschließen. Gleiches gilt für die bauzeitige Verdolung des Mühlgrabenbachs und des Schindelgrabens und den in Kapitel 5.3.2.1 und 5.4.2.1 (S. 346 und 351) erwähnten Bau temporärer Brücken. Auch hier ist sicherzustellen, dass es durch die Realisierung des Vorhabens (z.B. Herstellung und Rückbau der Brückenköpfe in Gewässernähe) nicht zu Beeinträchtigungen von Vorkommen geschützter Arten durch erhöhte Sediment- oder Trübstofffracht kommen wird.

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass pauschale Aussagen wie auf Seite 396 zur Gesamterheblichkeit den komplexen Vorgängen des Naturhaushalts nicht gerecht werden. So kann eine Erheblichkeit von Vorhabenwirkungen ohne differenzierte Bewertung nicht mit der Begründung ausgeschlossen werden, dass sich nach Abschluss der Bauphase und ihren Abflussminderungen „...die Lebewelt in kurzer Zeit wieder ohne relevante Schädigungen regeneriere...“. Dies hängt vom Ausmaß der Wirkungen, dem betroffenen Arteninventar und dem bestehenden Wiederbesiedlungspotenzial im Einzelfall ab. Eine gewisse Wiederbesiedelung kann sicherlich auch bei längeren Bauphasen über das Interstitial bzw. durch Dauerstadien erfolgen. Eine Wiederbesiedelung in kurzer



Zeit erscheint ohne differenzierte Analyse jedoch nicht wahrscheinlich. Dies gilt vor allem bei einer Betroffenheit von nicht bzw. wenig mobilen Arten wie Quellschnecken etc.

Die auf den Seiten 173 bis 182 getroffenen Aussagen zu Beurteilung von Temperaturveränderungen sind überwiegend nachvollziehbar dargestellt. Die Auswirkungen einer veränderten Bewuchssituation des Ufers lassen sich aus Abbildung 24 anschaulich entnehmen. In diesem Zusammenhang verwundert allerdings die Aussage auf Seite 119, wo für die Installation der Freileitung erforderliche Entnahme von Gehölzen geschildert wird, dass diese Freistellung keine Relevanz für das Teil-schutzgut Oberflächengewässer aufweisen würde. Dies steht in klarem Widerspruch zu den Ausführungen ab Seite 173. Vielmehr muss auch im Falle der Gewässer im Umfeld der geplanten Freileitung davon ausgegangen werden, dass es zu Veränderungen der Temperaturverhältnisse und dadurch ggf. zu einer Verschiebung der Artengemeinschaft kommen kann. Dies muss in den Unterlagen berücksichtigt werden. Im Falle der Auswirkungen zur Dotation fehlen im Kapitel graphische oder tabellarische Darstellungen, die die Ergebnisse ähnlich gut wie im Falle der Untersuchungen am Schneeloch zusammenfassen würden. So beschränkt sich die Ergebnisdarstellung auf einen Absatz auf Seite 180 und einen Verweis auf ein nicht vorliegendes Gutachten. Dies ist unter Berücksichtigung der zu erwartenden Wirkungen durch die Dotation bedauerlich. Es ist schwer nachvollziehbar, in welchem Zusammenhang der auf Seite 181 in Abbildung 25 analysierte Quellbach zu den zuvor thematisierten Schwandquellen gehört. Es wird vermutet, dass Quellbach die Bezeichnung für den Fließgewässerabschnitt zwischen den Messpunkten Schwandquelle 1 und Schwandquelle 2 ist. Die in den Graphiken aufgetragenen Parameter sind ohne nähere Erläuterungen nur schwer nachzuvollziehen. So wird nicht klar, wie die Abhängigkeit der Lufttemperatur bei der Darstellung der Temperaturdifferenzen der beiden Messpunkte eingeflossen ist.

Bezüglich der auf Seite 335 mit Verweis auf Kapitel 3.2.3.2 beschriebenen Bewertung der Temperaturänderungen in Quellen durch die Dotation des Grundwassers ist auf folgendes hinzuweisen. Gemäß den Ausführungen auf Seite 335 beschränken sich Temperaturanomalien auf Kluftquellen. Auf Seite 157, welche die Zuordnung der Erheblichkeitsstufen im Falle von Temperaturveränderungen bei Quellen darstellt, wird keine Unterscheidung zwischen Hangschutt- und Kluftquellen vorgenommen. Vielmehr wird pauschal allen Quellen in der abgegrenzten Wirkzone eine mittlere Eingriffsintensität zugewiesen. Dies wird in den Antragsunterlagen mit folgenden Gründen als gerechtfertigt eingestuft:

1. Durch das beschriebene Vorgehen würde für alle Quellen mit allgemeiner Bedeutung eine Erheblichkeit unterstellt (vgl. Kapitel 3.2.3.3.2, Seite 159 f.),
2. die meisten betroffenen Quellen lägen eher am Rande der Wirkzone, was zu geringen Temperaturdifferenzen führe,
3. bei Häufigkeiten wertgebenden Arten wie *Bythinella badensis* und *Apatania eatoniana* zeigten keine Abhängigkeit der Wassertemperatur im Bereich zwischen 7° und 13°C, nur *Crenobia alpina* sei bei Temperaturen >7°C schwächer vertreten,
4. Die OGewV lasse eine Temperaturerhöhung von 1,5 K in fischfreien und salmonidengeprägten Bachoberläufen bei einem guten ökologischen Zustand zu.

In Bezug auf Punkt 1 ist auf die Ausführungen zur Bestandsbewertung der Quellen unter 3.4.2 dieser Stellungnahme zu verweisen. Da davon ausgegangen werden muss, dass die Bewertung keine differenzierte Berücksichtigung wertgebender Arten beinhaltet und auf zum Teil nicht nachvollziehbaren Analogieschlüssen (für nicht untersuchte Quellen) beruht, ist zweifelhaft, ob tatsächlich alle Quellen mit einer naturschutzfachlich zumindest allgemeinen Bedeutung erkannt und Auswirkungen auf sie damit richtig bewertet wurden. Auch im Falle von Punkt 3 ist fraglich, ob anhand der vorliegenden Datengrundlage, Rückschlüsse auf Habitatpräferenzen von Arten wie *Apatania eatoniana* oder *Bythinella badensis* möglich sind. So wird schon auf Seite 284 der Unterlage darauf verwiesen, dass Zusammenhänge zwischen Quelltemperatur und Besiedlung durch *Apatania eatoniana* unter Berücksichtigung der Seltenheit der Art kaum möglich sind. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass die Ableitung statistischer Zusammenhänge auf einmaligen Temperaturmessungen in den untersuchten Quellen basieren (vgl. Kapitel 3.1.4.1 Seite 38), was nicht als belastbare Datengrundlage für Rückschlüsse auf Habitatpräferenzen vorkommender Arten abzusehen ist. Zu Punkt 2 muss angemerkt werden, dass die Tatsache, dass ein größerer Teil der Quellen am Rande der Wirkzone liegt, letztlich nicht ausschlaggebend sein kann für die Bewertung der Erheblichkeit der einzelnen Quelle. Hierbei sei darauf verwiesen, dass Quellen geschützte Biotope nach § 30 BNatSchG darstellen und somit einer Einzelfallbetrachtung unterzogen werden müssen. Bezüglich Punkt 4 ist anzumerken, dass die OGewV die Konkretisierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) zum Gewässernetz des WRRL-Monitorings darstellt, was Fließgewässer mit Einzugsgebieten von >10 km<sup>2</sup> betrifft. Letzteres trifft vermutlich für die Quelloberläufe im Gebiet des PSW Atdorf nicht zu. Für Quellen ist die OGewV nicht anwendbar, vielmehr müssen die spezifischen Ansprüche der jeweils vorkommenden Quellarten maßgebend für die Dimension der zulässigen Temperaturerhöhung erachtet werden. Ggf. könnte in diesem Zusammenhang auf das Modell der Indikatorarten zurückgegriffen werden, da *Baetis alpinus* als kaltstenotherme Art eine entsprechende Empfindlichkeit aufweist und der wissenschaftliche Kenntnisstand zu ihren Lebensraumpräferenzen eine Beurteilung grundsätzlich zulässt. Insgesamt lassen die Ausführungen in Kapitel 3.2.3.2 zur Einstufung der Erheblichkeit im Falle von Temperaturveränderungen der Quellen durch die Dotation des Grundwassers zahlreiche Fragen offen und stellen keine abschließende, dem geschützten Biotop und dem Habitat für seltene, verschollene Arten gerecht werdende Bewertung zur Verfügung. Im Falle der Auswirkungsprognose zu den mit dem Bau des Unterbeckens verbundenen Temperaturveränderungen in Quellen wird ebenfalls auf Kapitel 3.2.3.2 verwiesen. Dieses beschreibt ab Seite 157 zwar den betrachteten Wirkfaktor, bezieht sich hierbei aber auf die Wirkzone 1b, welche in Unterlage ATD-GE-PFA-E.01-02202 nur im Bereich des Oberbeckens ausgewiesen ist. Eine differenzierte Bewertung der Betroffenheit der Quellen durch den Vorhabenbestandteil Unterbecken ist erforderlich, um eine Bewertung erheblicher Umweltwirkungen durch Temperaturveränderungen vornehmen zu können. Die Ausführungen auf Seite 341 sind hierfür nicht geeignet.

Die Aussage auf Seite 345, dass fünf Quellen durch die Deponie Schindelgraben überbaut werden, diese aber außerhalb des Wirkkorridors liegen, ist nicht verständlich. Wenn die Quellen durch das Vorhaben überbaut werden, liegen sie innerhalb des Wirkkorridors und sind damit differenziert zu bewerten. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass sich bei einer grundsätzlichen Annahme einer hervorragenden Bedeutung eine erhebliche Betroffenheit bei der Überbauung ergibt und ein entsprechender Ausgleich geleistet werden muss. Die Realisierung von Kompensationsmaßnah-

men führt i.d.R. zu weiteren Betroffenheiten (z.B. Flächeninanspruchnahme), die nicht zuletzt unter Berücksichtigung des § 15 Abs. 1 und 3 auf das notwendige Maß reduziert werden müssen. Eine Bestandaufnahme des Wirkraumes ist damit in jedem Fall geboten.

Auf Seite 360 f. wird die geplante Dotation der Fließgewässer mit Wasser aus dem HBBI beschrieben. Hierbei wird auf die vorgesehenen Maßnahmen zur Vermeidung negativer Auswirkungen durch die Einleitung zu warmen Wassers in die betroffenen Fließgewässer eingegangen. Es sollte geprüft werden, ob neben Temperaturdifferenzen, das für die Dotation vorgesehene Wasser ggf. einer erhöhten mikrobiellen Belastung z.B. durch eine fröhsommerliche Algenblüte unterliegt.

Bezüglich der auf Seite 381 dargestellten Auswirkungen auf die Lebensraumeignung von *Baetis alpinus* ist anzumerken, dass die Ausführungen im letzten Absatz auf Grund der Komplexität des Sachverhalts nicht nachvollzogen werden konnten. So scheint der Satz „Im Vergleich mit den meisten anderen Parametern sind geringere Abflussreduktionen nötig, um die Erheblichkeitsschwelle zu überschreiten“ im Widerspruch zu folgendem Satz zu stehen: „Beim Großteil der Strecken sind ebenfalls Abflussreduktionen um >20% möglich, um die Erheblichkeitsschwelle von 20% nicht zu überschreiten.“

Grundsätzlich sind die Ausführungen zur Habitatsignung anhand der ausgewählten Indikatorarten in Kapitel 5.5.3.2.5 ab Seite 348 nachvollziehbar dargestellt. In Kapitel 3.2.3.2.1.8 auf Seite 155 werden die Erheblichkeitsschwellen für Fließgewässer anhand der Abflussreduktion abgeleitet. Es wird vermutet, dass den Darstellungen auf Seite 381 f. die Annahme zugrunde liegt, dass ein Lebensraumverlust von 10 bzw. 20 % im Falle von *Baetis alpinus* als unerheblich eingestuft werden kann. Die Ableitung dieser Erheblichkeitsschwelle ist in den Unterlagen nicht dokumentiert, was eine Nachvollziehbarkeit unmöglich macht.

#### 4.5 Auswirkungsprognose Krebse

Auf den Seiten 123 bis 136 werden die bedeutsamen und beurteilbaren Wirkfaktoren des Projekts dargestellt.

Als für den Dohlenkrebse relevanter Wirkfaktor wird die Veränderung der Wassertemperatur durch die Dotation der Krebsgewässer mit Wasser aus dem Hornbergbecken I angegeben (S. 126). Weiterhin werden Auswirkungen auf die Art durch Veränderungen der Durchwanderbarkeit durch anlagebedingte Barriere- der Fallenwirkungen thematisiert (vgl. Kapitel 3.2.2.2.6, Tabelle 19). Eine Angabe zu geplanten Krebsperren zur Vermeidung einer Einwanderung des den Krebspesterreger übertragenden Signalkrebses findet sich auf Seite 135.

In Kapitel 3.2.3.4 werden grundsätzliche Angaben zum angewandten Verfahren bei der Erheblichkeitsbewertung gemacht.

In Kapitel 5 werden die Vorhabenwirkungen, differenziert nach den einzelnen Vorhabenbestandteilen dargestellt. Gemäß Kapitel 5.5 muss durch die Veränderungen der hydrologischen Gegebenheiten durch das Projekt auch mit indirekten Wirkungen auf die nachgewiesenen Dohlenkrebsvorkommen gerechnet werden. Hierzu werden differenzierte Angaben in Kapitel 5.5.1 und Kapitel 5.5.2 ab Seite 355 gemacht, wonach das Augenmerk der Planung zu Vermeidungsmaßnahmen (Dotation)



im Falle von Krebsgewässern primär auf der Vermeidung einer Einschleppung des Krebspesteregers liegt. Hier finden sich auch Angaben zu den zu erwartenden Verweilzeiten des Grundwassers im Untergrund.

In Kapitel 5.6 (S. 302 ff) findet sich eine zusammenfassende Darstellung der erheblichen Umweltwirkungen. 5

In Kapitel 6.1.1.2.3 auf Seite 412 werden die Wirkungsprognose bzw. die Einschätzung zur Erheblichkeit der zu erwartenden Umweltwirkungen unter Berücksichtigung der vorgesehenen Maßnahmen für die Krebse zusammengefasst.

### Beurteilung

Die Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Durchwanderbarkeit der Gewässer durch die Einrichtung der vorgesehenen Monitoringmessstellen und die tabellarische Zusammenstellung (Tabelle 19) dieser ist zu begrüßen. Gleiches gilt grundsätzlich für die vorgesehenen Maßnahmen zur Vermeidung einer Einschleppung des Krebspesteregers in Gewässer des Dohlenkrebse im Sinne des Einbaus von Krebsperren und der Verwendung von Bergwasser bei der Dotation von Dohlenkrebsgewässern. Die Darstellung des Entscheidungsprozesses, welcher zu einer Verwendung von Bergwasser für die Dotation von Dohlenkrebsgewässern geführt hat, ist nachvollziehbar aufbereitet (vgl. S. 356 ff). Um eine tatsächliche Verschleppung des Erregers zu vermeiden, ist folgendes zu berücksichtigen.

Bei Bau- oder sonstigen Tätigkeiten (z.B. Einrichten von Messstellen für das Monitoringprogramm o.ä.) im Umfeld von Dohlenkrebsgewässern sind alle Tätigen in die erforderliche Seuchenprophylaxe einzuführen. Hierzu zählt eine ausreichende Desinfektion von Kleidung und Arbeitsausrüstung bei Arbeiten in Gewässernähe, wenn nicht sichergestellt werden kann, dass diese noch nie im Kontakt mit durch den Krebspestereger verseuchtem Wasser war oder mindestens zwei Wochen vollständig trocken gelagert wurde.

Die Überlebensdauer des Krebspesteregers im Wasser ist in den Unterlagen gemäß dem aktuellen Wissenstand dargestellt (wenige Tage bis zwei Wochen, vgl. BULLER (2008), OIDTMANN et al. (2002), OIDTMANN & HOFFMANN (1998)). Die Angaben zur Verweildauer des Grundwassers im Untergrund bis zu einem Wiederaustritt (vgl. S. 355 f.) sind verständlich dargestellt, können im Detail aber nicht überprüft werden. Insbesondere die Formulierung auf Seite 355 „...enthielten die Sondierstollenwässer fast ausschließlich tief zirkulierende „langfristige“ Grundwasserkomponenten“ lässt Spielraum für Interpretationen, ob geringe Anteile des für die Dotation vorgesehenen Bergwassers nur eine sehr kurze unterirdische Verweildauer haben. Es sollte geklärt werden, ob die geringen Anteile „jüngerem“ Wassers, die beispielweise durch den Transport in bislang nicht bekannten, kleineren Störzonen vorhanden sein können, ein Risiko für eine Verschleppung des Krebspesteregers möglich machen. Wenn dies der Fall ist, sollte die im Falle der Dotationsrigole am Abhau vorgesehene UV-Behandlung des zu dotierenden Wassers in Betracht gezogen werden. Die UV-Behandlung vor Dotation von Oberflächenwasser muss dann mindestens 24 h erfolgen, um einen indirekten Eintrag von Krebssporen zu vermeiden. Grundsätzlich gilt: Irgendwo im Wirkraum dotiertes Wasser muss eine mindestens zweiwöchige Passage bis zum Eintritt in ein Dohlenkrebsgewässer durchlaufen und darf während dessen nicht erneut durch Erreger infiziert werden. Dies ist

auch im Falle der Wasserentnahme aus dem Rhein zur Erstbefüllung des Systems zu berücksichtigen. So kann Rheinwasser Sporen des Krebspesterreger z.B. von *Orconectes limosus* enthalten, welche durch Fische als Vektoren längerfristig im System gehalten werden. Die auf Seite 343 hierfür vorgesehene Schutzmaßnahme zur Vermeidung einer Fallenwirkung und damit einer Einschleusung von Fischen durch einen Feinrechen mit einer Maschenweite von 10 mm lässt grundsätzlich eine Passage von Jungkrebse sowie ggf. der Querder des im Rhein vorkommenden Bachneunauges zu, so dass die Maßnahme als nicht geeignet zur Vermeidung einer Verschleppung des Krebspesterreger bewertet werden kann.

Die in Kapitel 5.6 ausgearbeitete zusammenfassende Darstellung erheblicher Umweltwirkungen ist grundsätzlich hilfreich zur Einordnung der Erheblichkeitsbewertung. Leider lassen sich pauschale Aussagen (vgl. Kapitel 5.6.1.1.3, S. 396), wie dass sich nach Abschluss der Bauphase und ihren Abflussminderungen „...die Lebewelt in kurzer Zeit wieder ohne relevante Schädigungen regenerieren...“ könne, nur schwer nachvollziehen. So finden sich auch bei der Wirkungsanalyse der einzelnen Vorhabenbereiche keine differenzierten Aussagen, welche Arten, in welchem Maße betroffen sind und wie groß ihr jeweiliges Wiederbesiedlungspotenzial (unter Berücksichtigung von Literaturangaben, Autökologie und Vorkommen in der Umgebung) tatsächlich ist. Eine gewisse Wiederbesiedelung kann sicherlich auch bei längeren Bauphasen über das Interstitial bzw. durch Dauerstadien erfolgen. Eine Wiederbesiedelung in kurzer Zeit erscheint ohne differenzierte Analyse jedoch nicht wahrscheinlich. Dies gilt vor allem bei einer Betroffenheit von nicht bzw. wenig mobilen Arten wie Quellschnecken, Flusskrebse etc. In diesem Zusammenhang ist auch die Aussage auf Seite 161 zu hinterfragen, wonach Fließgewässer generell eine hohe Resilienz aufweisen, zu hinterfragen. Dies könnte in letzter Konsequenz bedeuten, dass auch beispielsweise bei massiven Sedi-ment- und Trübstoffeinträgen oder Temperaturänderungen sich z.B. Dekapoden oder Unioniden wieder „sehr rasch“ erholen könnten, wenn der Störfaktor wieder nachlässt. Vielmehr kann es durch derartige Wirkungen bei längerer Dauer zur Auslöschung ganzer Populationen kommen. Was im Übrigen auch für Makrozoobenthosarten berücksichtigt werden sollte. Zieht man weiterhin die in Unterlage ATD-GE-PFA-D.01-01002-ILF-Zusammenfassung getroffenen Angaben zur Dauer der Bauzeiten (z.B. ca. 5 Jahre für die Errichtung des Hornbergbeckens, 5,5 Jahre für den Vorhabenbereich Wehr) in Betracht, kann auch die Aussage auf Seite 161 nicht geteilt werden. Hier wird ausgeführt, dass es aus gewässerökologischer Sicht vertretbar wäre eine Erheblichkeit auszuschließen, wenn sich diese aus der geringsten Erheblichkeitsstufe für die Bauphase und keiner Erheblichkeit in der Anlagenphase ableite. Bei einer derart langen Bauphase kann nicht pauschal davon ausgegangen werden, dass die Resilienz der Gewässer eine Regeneration in absehbaren Zeiträumen zulässt. In diesem Zusammenhang ist auch darauf hinzuweisen, dass im Falle einer Querung von Dohlenkrebsegewässern mit Dotationsleitungen (vgl. S. 124) wirksame Sicherungsvorkehrungen getroffen werden müssen, die eine Aufschlammung/Trübung der sich anschließenden Gewässerabschnitte vermeiden lassen (z.B. Absperrung von Baubereichen und Installation geeigneter Pumpsysteme zur Umleitung des Wassers) und damit eine Beeinträchtigung der Art ausschließen lassen.

Die zusammenfassende Beschreibung zur Erheblichkeit in Kapitel 6.1.1.2.3 ermöglicht einen schnellen Einblick in die Sachlage des jeweiligen Teilschutzgutes. Auf Grund fehlender Verweise

(v.a. Maßnahmennummern) ist ihre Nachvollziehbarkeit ohne Studium der übrigen Antragsunterlagen jedoch leider nicht gegeben. So wird nicht deutlich, welche Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen der Dohlenkrebsgewässer gemeint sind. Bei der Realisierung dieser Maßnahmen innerhalb des Habitatbereichs der Art ist grundsätzlich deren Schutz zu beachten, um Individuenverluste und Beeinträchtigungen des Erhaltungszustandes der Art auszuschließen. Im Falle der genannten Krepssperren sollte darauf geachtet werden, dass diese fischpassierbar ausgeführt werden. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Sperren ein entsprechendes Wartungsregime benötigen, um auch längerfristig ihre Funktion erfüllen zu können. Aktuelle Untersuchungen der FFS Langenargen könnten bei der Konzipierung hilfreich sein.

## 5 Kompensationsmaßnahmen

Generell fehlen auf den Maßnahmenblättern bei den einzelnen Maßnahmen Verweise auf die genaue örtliche Lage der Maßnahmen (z.B. Gemarkung) und Maßnahmenpläne, um die Auffindbarkeit des richtigen Planes zu erhöhen. Der auf den Plänen „Landschaftspflegerischer Begleitplan – Kompensationsflächen Teilschutzgut Gewässer (ATD-GE-PFA-D.05-01050-ILF)“ abgebildete Verweis auf den dazugehörigen Plan mit den Maßnahmentypen „ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF“ umfasst ca. 148 Pläne, die alle aufgrund fehlender Verweise und ohne Ortskenntnisse nach der entsprechend gesuchten Maßnahmennummer durchsucht werden müssen.

Insgesamt fehlt eine Übersicht, die erläutert, welche Informationen in welchem Maßnahmenplan dargestellt werden. Z.B. verschaffen die Pläne zu den Kompensationsflächen zum Teilschutzgut Oberflächengewässer (ATD-GE-PFA-D.05-01050-ILF) einen Überblick über die Lage von Kompensationsmaßnahmen. In den Plänen zur Darstellung der Kompensationsflächen für das Teilschutzgut Oberflächengewässer fehlen jedoch Identifikationsnummern, so dass eine Identifikation und Ortung der einzelnen Maßnahmen sehr umständlich ist. In den Plänen zum LBP Kompensationsflächen – Maßnahmentypen werden die einzelnen Teilmaßnahmennummern dargestellt (ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF). Die Legende zu den Maßnahmentypen ist ebenfalls lückenhaft und trägt nur unzureichend zu einem besseren Verständnis der Maßnahmenpläne bei. So fehlen z.B. die Erklärung für die blaue, flächige Schraffur der Maßnahme 1A6 und insgesamt Erläuterungen zu der abgebildeten Nummerierung.

Die Maßnahmen werden auf den Maßnahmenplänen nur sehr grob geplant dargestellt, so dass nicht genau festgestellt werden kann, wo und in welchem Umfang welches Biotop hergestellt werden soll. Dies führt auch zu Unklarheiten bei der Bilanzierung der Kompensationsflächen.

Durch den Bau des Pumpspeicherwerkes Atdorf werden zahlreiche Gewässer erheblich negativ beeinträchtigt. Ein Großteil der Beeinträchtigungen wird bzw. kann nicht durch geeignete Kompensationsmaßnahmen ausgeglichen werden (Fließgewässer: 53 %, Quellen: 94,5 %). Diese Tatsache widerspricht dem Verschlechterungsverbot nach §27 WHG und somit den Zielen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Art. 4 WRRL), demnach sich der Gewässerzustand nicht verschlechtern darf.

### 5.1 Fließgewässer

#### 5.1.1 Maßnahme VV 04: Fließgewässerdotation

Insgesamt erfolgt die Dotation von Fließgewässern an 14 Einleitstellen, die nachfolgend dargestellt werden:

Dotation Oberflächengewässer (Übersichtsplan in D.V: Ordner 04.05-11/24 (ATD-GE-PFA D.05-01011) (insgesamt 14 Einleitstellen)

**Abzweigend vom Hornbergbecken I bzw. der Dotations-Ringleitung Hornbergbecken II (Dotation FFH-Gewässer)**

- Einleitstelle 2-3: Altbach
- Einleitstelle 2-5: Möslequelle (Einleitung über Dotationsrigolen)
- Einleitstelle 2-6: Gewässer „NN-BN1“ (Zulauf zum Schneckenbach)

**Abzweigend von der Dotationsleitung bis Strick bzw. Rüttehof (Dotation FFH-Gewässer sowie Kulturdenkmal)**

- Einleitstelle 2-4: Schneckenbach (abzweigend vom Bodenlager 1)
- Einleitstelle 2-1: Rickenbacher Dorfbach (abzweigend in Strick)
- Einleitstelle 2-7: Schneckenbach (abzweigend vom Schneckenbach)
- Einleitstelle 2-8: Gewässer „Weihermatte“ (Zulauf zum Schneckenbach, abzweigend von Rüttehof)

**Im Bereich des Wehrahanges (Dotation FFH-Gewässer sowie Dohlenkrebsgewässer)**

- Einleitstelle 2-8 (eigentlich 2-2): Fischgraben
- Einleitstelle 2-9: Klingengraben
- Einleitstelle 1-1 (Nummer in Plan vertauscht mit Einleitstelle 1:2): Triflisgraben (Dohlenkrebs, Dotation mit Bergwasser)
- Einleitstelle 1-2: Finsterbach (Dohlenkrebs, Dotation mit Bergwasser)
- Einleitstelle 1-3: Zieggraben (Dohlenkrebs, Dotation mit Bergwasser)
- Einleitstelle 1-4: Gewässer „NN-NX3“ (Dohlenkrebs, Überleitung und Zulauf vom Finsterbach zum Gewässer NN-NX3)

**Abzweigend vom Bergsee (Dotation FFH-Gewässer)**

- Einleitstelle 2-10: Seebächle (Dotation über Wehr)

Beurteilung Fließgewässerdotation

**Gewässerauswahl**

„Dotiert werden sämtliche Dohlenkrebsgewässer und alle durch FFH-Gebiete fließende Bäche, bei denen die Verlegung der Dotationsleitung und –einrichtung ohne Beeinträchtigungen des Gebietes möglich ist. Die Dotationspunkte liegen mit einer Ausnahme alle außerhalb der FFH-Gebiete (diese Ausnahme ist die Dotation eines Zubringers des Finsterbaches, wo die Errichtung einer kurzen Dotationsleitung aber ebenfalls ohne Beeinträchtigung von Lebensräumen entlang der Straße von Wehr nach Bergalingen möglich ist.“ (Natura 2000-Verträglichkeitsuntersuchung, D II, Ordner 04.02-01/06, S. 190).

„Die Defizite in den dotierten Bächen werden grundsätzlich vollständig kompensiert.“ (Natura 2000-Verträglichkeitsuntersuchung, D II, Ordner 04.02-01/06, S. 191).

### Ergebnis der Prüfung

Alle FFH-relevanten Fließgewässer werden dotiert.

Alle Dohlenkrebs-relevanten Fließgewässer werden dotiert.

Alle Groppe-relevanten Fließgewässer werden dotiert.

Durch die Fließgewässerdotationen rund um das Oberbecken sind die durch die Abflussverminderung erheblich nachteiligen Auswirkungen bei allen größeren Gewässern während der Bauphase vermindert. Hauptsächlich kleinere Seitenarme der größeren Gewässer, die nicht dotiert werden, sind von den Abflussverminderungen betroffen. Einzige Ausnahme bildet der Mühlgrabenbach. Er erfährt auf ganzer Länge eine Abflussverminderung, in Teilabschnitten zwischen 20 bis 100 % (Gesamte Abflussminderung des Haupteinzugsgebietes Mühlgrabenbach: 34 %). Das Gewässer liegt nicht innerhalb eines der FFH-Gebiete. Eine Dotation des Mühlgrabenbaches sollte jedoch aufgrund der abschnittsweise sehr hohen nachteiligen erheblichen Auswirkungen und der räumlichen Nähe zur Dotationsleitung in Betracht gezogen werden.

Im Bereich des Unterbeckens finden keine Fließgewässerdotationen statt. Insgesamt sind dort weniger Gewässer vorhanden. In der direkten Nähe zum Unterbecken liegen mehrere Gewässer, die eine sehr hohe erheblich nachteilige Auswirkung aufgrund des geringeren Abflusses erfahren. Dazu gehören das Haselbach-Rödelbach-System (bauzeitliche Abflussminderung des Haupteinzugsgebietes: 100 %), der Mättlengraben (bauzeitliche Abflussminderung des Haupteinzugsgebietes: 31 %) und einige kleine Seitengewässer. Aufgrund der Nähe zum Unterbecken sollte zumindest eine Dotation des Haselbach-Rödelbach-Systems während der Bauzeit in Betracht gezogen werden.

### **Quantität des Dotationswassers**

Bei der Bewertung der Eingriffserheblichkeiten sind Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen bereits berücksichtigt. Dazu zählt auch Fließgewässerdotation und die Grundwasseranreicherung (UVS: Ordner 04.1-24/36, S. 28).

Auch wenn die Dotationswassermengen nicht bei allen Haupteinzugsgebieten genau nachvollzogen werden können, kann von einer ausreichenden Dotation der dotierten Fließgewässer ausgegangen werden. Bei Addition der Minderungen des Gesamtabflusses der Teileinzugsgebiete an den Knotenpunkten konnten die angegebenen Dotationswassermengen teilweise nicht ermittelt werden. Die zum Haupteinzugsgebiet aufaddierten Abflussminderungen der Teileinzugsgebiete waren durchweg niedriger als die angegebene Dotationswassermenge für die Haupteinzugsgebiete. Eine genaue Darstellung der Ermittlung der Dotationswassermenge ist nicht vorhanden.

Die Dotation der Teileinzugsgebiete (siehe Anlage 6.1, D.I, Ordner 04.1-24/36: Abflussminderung in 117 Teileinzugsgebieten) wurde für die dotierten Gewässer geprüft und aufgrund der vorhandenen Datengrundlage als ausreichend eingestuft.

### **Qualität des Dotationswassers**

Die näheren Informationen zum Dotationskonzept stammen aus der Bautechnischen Beschreibung (B.I und B.VI) und dem Gutachten zur Gewässerökologie (E.V).



Das Dotationswasser stammt aus:

- HBB I bzw. aus der Wehra
- Bergsee

Das Wasser des HBB I setzt sich zusammen aus

- Zufluss der Wehra und des Mühlgrabenbaches
- Geringer Anteil an beigeleitetem Murgwasser sowie
- in das Wehrabecken eingeleitetem, aufbereitetem Brauchwasser

Die Qualität des durchmischten Wassers aus dem HBB I wurde im Antragsteil E.V Gewässerökologische Fachgutachten dokumentiert. Der Wasserkörper des HBB I wird bei Betrieb vollständig vermischt, so dass sich die physikalischen und chemischen Kennwerte mit der Wassertiefe nur wenig verändern. Das HBB I weist eine mesotrophe Trophieklasse auf (~mittlere Belastung) (Nitrat: < 3,6 mg/l, Gesamt-Phosphor: 0,01 – 0,029 mg/l, Chlorophyll-a: < 7,3 µg/l). Die Datenerhebung im HBB I fand zwischen Mai und September 2010 statt. Die Wassertemperatur lag zwischen 15 bis 22 °C. In der Bauphase des HBB II wurden folgende Referenzwerte für das Dotationswasser (90 Perzentil) für die beiden Parameter angegeben: Nitrat: 2,8 mg/l, Ammonium-N: 0,046 mg/l, Gesamt-Phosphor: 0,022 mg/l.

Die Ergebnisse der chemischen Analysen von Fließgewässern und Stillgewässern sind im Berichtsteil D.I „Teilschutzgut Oberflächengewässer – Stillgewässer“ (ATD-GE-PFA-D.01\_26300, Ordner 04.01-33/36, Seite 43) aufgeführt. Insgesamt wurden 7 Gewässer an 6 Terminen (Mai – September) im Jahr 2014 untersucht.

Zur Feststellung der Eignung des Dotationswassers wurden vom Ersteller der Stellungnahme beispielhaft die Werte der chemischen Wasseranalysen des HBB I mit der Wasserbeschaffenheit des Altbaches und des Rickenbacher Dorfbaches verglichen.

Wassertemperaturen finden sich nicht in der Darstellung der Wasserbeschaffenheit ausgesuchter Fließgewässer im Untersuchungsraum. Sie können daher nicht geprüft und bewertet werden.

Der Nitrat-Gehalt liegt beim Altbach durchschnittlich bei 4 mg/l, der Gesamt-Phosphorgehalt durchschnittlich bei 0,02 mg/l und der Ammonium-N-Gehalt bei < 0,03 mg/l. Der Nitrat-Gehalt liegt beim Rickenbacher Dorfbach durchschnittlich bei 4 mg/l, der Gesamt-Phosphorgehalt bei durchschnittlich 0,01 mg/l und der Ammonium-N-Gehalt bei <0,05 mg/l. Die in den Fließgewässern ermittelten Werte liegen etwa im Bereich der Werte des Dotationswassers. Die für die Fließgewässertypen 5 „grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ (Teile der Wehra, Murg) und 9.1 „karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (Teile der Wehra, kleinere Gewässer im Wirkraum) nach LAWA-AO (2007) geltenden Orientierungswerte (Schwellenwerte für einen Übergang von einem „guten“ zu einem „mäßigen“ Zustand) werden eingehalten. Die Hintergrundwerte (Schwellenwerte für einen Übergang vom „sehr guten“ zu einem „guten“ Zustand) für die Fließgewässertypen 5 und 9.1 werden bis auf die Ammonium-Gehalte eingehalten. Die Ammonium-Werte liegen nur knapp oberhalb des Hintergrundwertes von 0,04 mg/l (Dotationswasser: Ammonium-N (90-Perzentil): 0,046 mg/l). Die teilweise leicht erhöhten Ammonium-Gehalte führen nicht zu einer

erheblichen Belastung. Der Mittelwert der Ammonium-Gehalte im Dotationswasser liegt niedriger. In der Betriebsphase des HBB II liegen die Grenzwerte für die Nährstoffe unterhalb der Hintergrundwerte.

Die chemische Beschaffenheit des Dotationswassers aus dem HBB I ist aufgrund der vorliegenden Daten bei einer Kühlung des Wassers vor der Einleitung für eine Fließgewässerdotation geeignet. Eine Kühlung ist laut Planfeststellungsunterlagen bereits vorgesehen.

Das Dotationswasser für die Fließgewässer wird mit der UV-Behandlungsanlage für die Grundwasserdotation am Abhau mitbehandelt (mit Ausnahme des Dotationswasser für die Dohlenkrebsgewässer).

Die Entnahme von Dotationswasser aus dem Bergsee für das Seebächle kann uneingeschränkt (ohne Behandlungsschritte) durchgeführt werden, da der Bergsee das Seebächle bereits dotiert und somit keine Veränderung stattfindet.

Die Eignung des verwendeten Dotationswasser für die Dotation der Dohlenkrebsgewässer wird in Kapitel 4.5 erläutert.

### **Monitoring**

Das im Berichtsteil „Anlagenbetrieb“ (ATD-GE-PFA-B.06-00100-IC-Anlagenbetrieb-Z.0) beschriebene Monitoring als ausreichend angesehen. Die abiotischen Rahmenbedingungen (Abfluss, Chemiesmus, Temperatur) werden vor und während der Bauphase kontinuierlich gemessen und dokumentiert. Weiter wird die Qualität des Dotationswassers (Bergwasser und Mischwasser HBB I/Murg) gemessen. Die Parameter umfassen das Grundmessprogramm G gemäß LUBW und werden ergänzt durch die wichtigsten Nährstoffe der Oberflächengewässerverordnung (OGewV), für die Umweltqualitätsnormen festgelegt sind. An jedem zu dotierenden Gewässer erfolgt eine dauerhafte Aufzeichnung der Abflüsse knapp oberstrom der Dotationsstelle. Um mögliche Auswirkungen auf die Fließgewässer durch das Dotationswasser ermitteln zu können, muss ebenfalls unterstrom der Dotationsstelle das Messprogramm durchgeführt werden. Um die Vergleichbarkeit der Messungen gewährleisten zu können und einen genauen, witterungsabhängigen Jahresverlauf der einzelnen Gewässerparameter zu erhalten, sollte zu jeder Projektperiode (vor, während und nach dem Bau) eine einmalige wöchentliche Analyse der abiotischen Rahmenbedingungen erfolgen. Die Aufzeichnung erfolgt kontinuierlich mittels eines Datenloggers. In den Planfeststellungsunterlagen werden unterschiedliche Monitoring-Messintervalle aufgeführt z.B. UVS – Oberflächengewässer auf S. 429 gibt ein wöchentliches Intervall über den gesamten Zeitraum an; UVS- Hydrologie und Hydrogeologie auf S. 82 gibt an, dass die Messungen vor der Bauphase 14-tägig erfolgen und während der Bauphase wöchentlich. Angaben zum Messturnus nach der Fertigstellung werden in den Unterlagen nicht angegeben. Alle Unterlagen müssen ein inhaltlich übereinstimmendes Monitoringkonzept beinhalten.

Dokumentierte Veränderungen der abiotischen Faktoren müssen in regelmäßigen Abständen (diese werden vorher festgelegt) in Absprache mit der ökologischen Bauüberwachung an die betroffene Behörde weitergeleitet werden, um möglichst zeitnah Lösungen erarbeiten zu können.

Die biologische Nachuntersuchung (Makrozoobenthos, Krebse, Fische, Libellen) nach dem Ende der Bauphase wird als nicht ausreichend angesehen. Eventuell eintretende, unprognostizierte erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Biologie könnte so nicht zeitnah entgegengesteuert werden. Zur Ermittlung von Auswirkungen müssten nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie einmal jährlich zu einem geeigneten Zeitpunkt (Februar - August) an ausgewählten Gewässern Makrozoobenthosbeprobungen stattfinden (METHODISCHES HANDBUCH FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG (2006)). Weiterhin sind aufgrund der Gefährdung der Dohlenkrebse und der Groppen in den Gewässern mit nachgewiesenen Populationen ebenfalls jährlich Monitoringmaßnahmen notwendig. Die Kartierungsergebnisse zu den einzelnen Beprobungen mit einem Vergleich der Vorjahrespopulation müssen getrennt und zeitnah bei der entsprechenden Behörde zur Prüfung eingereicht werden.

Darüber hinaus müssen optisch erkennbare Veränderungen von Gewässern in Absprache mit der ökologischen Bauüberwachung an die betroffene Behörde weitergegeben werden.

#### **5.1.2 Maßnahme VV I.1: Dotationsrigole Abhau (Grundwasserdotation am Abhau über Versickerungsrigole)**

Zur Grundwasseranreicherung werden am Abhau entlang der Außenränder des Hornbergbeckens II Dotationsrigolen errichtet. Das dafür verwendete Wasser wird dem HBB I entnommen. Es wird sediment- und schwimmstoffreies Wasser verwendet, dass mittels UV-Bestrahlung behandelt wird. Die Rohrigole um das HBB II hat eine Länge von 2917 m. Es werden 35 l/s versickert. Der Grundwasserspiegel wird insbesondere im Moorgebiet des Rohrmooses mit einem Grundwassermonitoring überwacht. Veränderungen kann mittels entsprechender Steuerung entgegengewirkt werden. Die Rigole wird durch Stichleitungen an 24 Stellen an die Ringleitung angeschlossen, heißt an 24 Stellen wird Grundwasser dotiert.

Als Referenzwasserkörper zur Abschätzung, ob sich das Wasser aus dem HBBI für die Grundwasserdotation eignet, wird der vorhandene Quell- und Grundwasserkörper herangezogen. Im Vergleich mit den mittleren Belastungsgrößen der Referenzwasserkörper Grundwasser und Quellwasser ergeben sich im Dotationswasser höhere Werte für Ammonium, DOC, TOC und Säurekapazität.

Das Wasser für die Grundwasseranreicherung soll nicht gekühlt werden. Es erfolgt eine UV-Behandlung des Dotationswassers.

Der größte Teil der Bauwerke liegt auf bzw. in kristallinen Einheiten des Schwarzwälder Grundgebirges. Der Grundwasserleiter ist überwiegend als Klufftgrundwasserleiter anzusprechen. Petrographisch betrachtet handelt es sich bei den kristallinen Einheiten um Gneise (Wiese-Wehre-Formation, Gneisanatexit Typ Murgtal), Granite (z.B. Albtalgranit) und partiell aufgeschmolzene Gesteine (Anatexite, Diatexite).

### Beurteilung Grundwasserdotations

#### **Anordnung der Dotationsrigole**

In den Einzugsgebieten Altbach, Seelbach/Schneckenbach und Rickenbacher Dorfbach soll die Niederschlagsmenge, die aufgrund der Versiegelung nicht mehr versickert werden kann, ausgeglichen werden. Die gewählte Anordnung der Dotationsrigole entspricht dem Ziel der Maßnahme.

Die negativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt im Bereich des Haselbeckens werden durch die Dotationen (Fließgewässer, Grundwasser) aufgrund der Entfernung zwischen den Becken nicht gemindert.

Die Grundwasserverluste durch die Bergwasserdrainage im Stollen können durch die Dotation aufgrund der Länge des Bauwerkes nicht über die gesamte Länge ausgeglichen werden.

#### **Quantität des Dotationswassers**

Durch Bodenversiegelungen kommt es insgesamt zu einem Rückgang der Grundwasserneubildungsrate aufgrund fehlender Infiltration von Niederschlag in einer Höhe von ca. 8,4 l/s. Durch die verstärkte Versickerung von Oberflächenwasser über die Stollen und Untertagebauwerke (Bergwasser) gehen dem Grundwasserhaushalt zusätzlich noch 80,2 l/s verloren.

Durch die Grundwasserdotations werden ca. 40 % (35 l/s) des durch das Vorhaben hervorgerufenen Grundwasserdefizits ausgeglichen. In Kombination mit der Fließgewässerdotations von ca. 27 l/s kann um das Hochbergbecken II von einer geringen bis mittleren Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes der direkt durch Versiegelung betroffenen Einzugsgebiete ausgegangen werden. Die genaue Höhe der Beeinträchtigungen bzw. die Effizienz der Maßnahmen können aufgrund von fehlenden Zahlen und Ausführungen nicht final geklärt werden, da z.B. die Höhe des Bergwasseranfalls innerhalb der dotierten Einzugsgebiete nicht bekannt ist.

#### **Qualität des Dotationswassers**

Das für die Grundwasserdotations vorgesehene Wasser aus dem HBB I ist deutlich wärmer (prognostizierte Wasserhöchsttemperatur im Sommer von rund 20 – 24 °C). Die während der Pumpversuche im Jahr 2009 durchgeführten Temperaturmessungen im Abhau ergaben eine Grundwassertemperatur zwischen 7,2 bis 9,5 °C. Aufgrund der abschnittsweise auftretenden großen Temperaturdifferenz sind Auswirkungen auf die Fauna und den Wasserchemismus im Grundwasser sowie in Quellen und Fließgewässern möglich. Um langfristig erhebliche Schädigungen der Grundwasserfauna zu vermeiden, sollten die Grundwassertemperatur stetig überprüft werden und bei Feststellen einer zu hohen Grundwassertemperatur entsprechende Kühlmaßnahmen getroffen werden.

Im Vergleich mit den mittleren Belastungsgrößen der Referenzwasserkörper Grundwasser und Quellwasser ergeben sich im Dotationswasser relevant höhere Werte für Ammonium, DOC, TOC und Säurekapazität (siehe E.V: Gewässerökologisches Fachgutachten).

Der TOC-Gehalt des Grundwasser-Referenzwasserkörpers wird nicht angegeben, daher stützen sich die Aussagen zu dieser Komponente auf Texterläuterung in der UVS. Durch die Selbstreinigungsprozesse innerhalb des Bodenkörpers können die erhöhten organischen Belastungen wahrscheinlich aufgefangen werden.

Die angegebenen Werte für das Dotationswasser liegen noch innerhalb der Orientierungs- und Hintergrundwerte (LAWA 2007), so dass von einer Eignung des Dotationswassers bei Berücksichtigung der vorgeschlagenen Monitoringmaßnahmen ausgegangen wird.

### **Monitoring**

Die Anzahl der für das Abflussmonitoring vorgesehenen Quellen sollte vor Beginn des Monitorings festgelegt und visuell dargestellt werden. Es ist auf eine gleichmäßige Verteilung der für das Monitoring vorgesehenen Quellen zu achten. Weiterhin sollten bei der Auswahl alle Arten von Quellen mit unterschiedlichen Schüttungen und die Lage (Hang-, Kuppen- oder Tallage) berücksichtigt werden.

Bei einer deutlichen Erhöhung der Grundwassertemperatur aufgrund der Dotation müssen entsprechende Kühlmaßnahmen des Dotationswassers vor der Versickerung durchgeführt werden.

Beim Grundwassermonitoring sollten alle Belastungsgrößen mit Überschreitungen der Werte des Referenzwasserkörpers (Ammonium, DOC, TOC, Säurekapazität) stetig mit überprüft werden, um eine ggf. negative Entwicklung der Nährstoff- und organischen Belastung des Grundwassers durch die Dotation rechtzeitig erkennen und ggf. wirksame Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.

Um die Vergleichbarkeit der Messungen gewährleisten zu können und einen genauen Jahresverlauf der einzelnen Quellparameter zu erhalten, sollte zu jeder Projektperiode (vor, während und nach dem Bau) eine einmalige wöchentliche Analyse der festgelegten Parameter erfolgen. Bei Untergrundarbeiten entsprechend den Planfeststellungsunterlagen 2-mal wöchentlich.

Die dokumentierten Daten sollten zur Prüfung in vorher festgelegten Intervallen an die Behörde zur Prüfung eingereicht werden. Bei merklichen Auffälligkeiten ist simultan zum Vorgehen bei den Fließgewässern die ökologische Bauüberwachung und die Behörde zu informieren, um möglichst zeitnah Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.

### **5.1.3 Maßnahme 102: Optimierung von Gewässern: Beseitigung von Fichten (Douglasien) entlang von Bächen – Wiederherstellung der Ufervegetation**

Da die unmittelbaren, positiven Auswirkungen auf den aquatischen Lebensraum durch die Verbesserung des Biotopwertes des Gewässerrandstreifens geringer sind als bei Strukturierungen im Gewässerbett, wird für die Maßnahme der niedrigste Gewichtungsfaktor von 0,2 angesetzt.

#### Beurteilung

Bei der Beschreibung des Bestands der Biotoptypen wurde auf den Anhang 2 des LBP „Flurstückstabellen nach Maßnahmen“ (D.V, Ordner 3/24, ATD-GE-PFA-D.05-01003-ILF) verwiesen. Hier sind, gegliedert nach Maßnahmen und Flurstücken, die Blattnummern (D.V, Ordner 12-18/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033), die Ausgangs- und Zielbiotope und die Maßnahmenlängen dargestellt. Jedoch wird nicht erwähnt, um welches Gewässer es sich handelt (Gewässername fehlt).

Als Ausgangsbiotop ist in den Flurstückstabellen bei allen Maßnahmenteilflächen der Biotoptyp 59.44 (Fichten-Bestand) eingetragen. Es wird beim Zielbiototyp entweder der Biotoptyp 12.11 (naturnaher Abschnitt eines Mittelgebirgsbaches) oder 12.21 (mäßig ausgebauter Bachabschnitt) ge-



nannt. Ansonsten wird auf das Maßnahmenblatt verwiesen („siehe Maßnahmenblatt“). Im Maßnahmenblatt stehen unter Zielbiotoptyp folgende Biotoptypen: 12.11, 12.21, 35.42 (gewässerbegleitende Hochstaudenflur) und 52.30 (Auwald der Bäche und kleinen Flüsse). Da man in der Flurstückstabelle bzgl. des Zielbiotoptyps auf das Maßnahmenblatt verwiesen wird und im Maßnahmenblatt mehrere Biotoptypen als Zielbiotop festgelegt sind, ist es nicht nachvollziehbar, welcher Biotoptyp durch die Maßnahme erreicht werden soll. Soll als Ufervegetation eine gewässerbegleitende Hochstaudenflur oder ein Auwald das Ziel sein, oder sollen beide Biotoptypen kombiniert werden? Soll ein naturnaher Bachabschnitt oder ein mäßig ausgebauter Bachabschnitt entstehen? Es wäre sinnvoll, die Flurstückstabellen mit dem jeweiligen Zielbiotoptyp zu ergänzen und nicht auf das Maßnahmenblatt zu verweisen. Des Weiteren ist es unklar, warum die beiden Biotoptypen 12.11 und 12.21 als Maßnahmenziel festgelegt wurden, da die Maßnahme eigentlich der Wiederherstellung der Ufervegetation dient.

Die Maßnahmen sind in den Plänen zum LBP, Kompensationsflächen – Maßnahmentypen (D.V, Ordner 12-18/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033) dargestellt. Die Maßnahmenteilflächen sind mit Hilfe der Maßnahmenteilflächennummer und der Blattnummer lokalisierbar. Es ist nicht erkennbar, wo genau die Maßnahmenteilflächen anfangen und wo sie aufhören.

Bei der Sichtung der Bestandskarten ist aufgefallen, dass teilweise dort wo Maßnahmen (z.B. Maßnahmenteilflächen 20923, 20924, 20925, 20930, 20931, 20932, Gemeinde Bad Säckingen, Gemarkung Harpolingen, Blattnr. 13) geplant sind, kein Bestand hinterlegt ist z.B. auf der Bestandskarte (Blatt 8, 1:5.000, Ordner 05/36, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF). Hier ist keine Prüfung des Bestandes möglich.

Als Ausgangsbiotop ist immer der Biotoptyp 59.44 (Fichten-Bestand) angegeben. Bei der stichpunktartigen Prüfung der Bestandskarten ist aufgefallen, dass es sich dabei teilweise um andere Biotoptypen handelt (z.B. Maßnahmenteilflächen 20578, 20580, Gemeinde Rickenbach, Gemarkung Hütten, Blattnr. 70; Bestandskarte: Blatt 3, 1:5.000, Ordner 04/36, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF). Hier ist an der Stelle der Kompensationsmaßnahme der Biotoptyp 55.12 (Hainsimsen-Buchenwald) als Ausgangsbiotop dargestellt. An anderer Stelle (Maßnahmenteilflächen 21042 - 21048, Gemeinde Wehr, Gemarkung Wehr, Blattnr. 78; Bestandskarte: Blatt 2, 1:2.500, Ordner 05/36, ATD-GE-PFA-D.01-03012-ILF) sind als Bestände zwar überwiegend Nadelwälder dargestellt, jedoch handelt es sich dabei um andere Biotoptypen als 59.44. Dargestellt sind die Biotoptypen 59.22 (Mischbestand mit überwiegendem Nadelbaumanteil), 59.21 (Mischbestand mit überwiegendem Laubbaumanteil) und 59.45 (Douglasien-Bestand).

Die Maßnahmenbeschreibung im LBP und im Maßnahmenblatt ist nicht aussagekräftig genug. Es ist unklar, ob die Maßnahme z.B. in sensiblen Bereichen, wie Gewässerabschnitte, die als Lebensraum von endemischen (Badische Quellschnecke (*Bythinella badensis*)) oder bedrohten Tier- und Pflanzenarten (Grünes Koboldmoos (*Buxbaumia viridis*)) dienen, entsprechend den Bedürfnissen dieser Arten angepasst wird, um keine weiteren Eingriffe in die Natur hervorzurufen. Dieser Absatz bezieht sich unter anderem auf Informationen von Herrn Frisch, Landratsamt Waldshut-Tiengen. Prinzipiell ist die Entfernung von Neophyten wie der Douglasie zum Schutz der heimischen Biodiversität aus fachlicher Sicht sinnvoll. Dies wird auch durch Gutachten untermauert, die sich mit



der naturschutzfachlichen Bewertung der Douglasie bewerten. Douglasienbestände sind laut der Gutachten meist artenärmer als Nadel- und Laubwälder (MEYER (2011), BFN). Da die Douglasie bereits seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland angepflanzt wird und sich möglicherweise Interaktionen zu anderen Arten (Flora, Fauna) ausgebildet haben, gilt es die Sinnhaftigkeit der Maßnahme einfallbezogen zu prüfen. Dieser Vorsatz gilt vor allem in Bezug auf bekannte Vorkommen von bedrohten Tier- und Pflanzenarten, wie z.B. dem vorher erwähnten Grünen Koboldmoos.

Das Maßnahmenblatt und die Maßnahmenbeschreibung geben nicht wieder, ob der komplette Gehölzsaum entlang eines Gewässers entfernt wird oder nur vereinzelte Bäume aus dem Bestand herausgenommen werden. Eine vollständige Beseitigung der Ufervegetation an nährstoffreichen Gewässern kann zu einem starken Temperaturanstieg der Wassertemperatur führen. Daraus resultierend ergibt sich eine erhöhtes Biomassewachstum und eine Veränderung des aquatischen Lebensraumes.

Da kein Abgleich des Bestandes mit dem geplanten Zielbiotoptyp durchgeführt werden und die Maßnahme aufgrund fehlender Angaben nicht flächenspezifisch geprüft werden kann, wird die oben aufgeführte Maßnahme als nicht prüfbar eingestuft.

#### **5.1.4 Maßnahme 105: Optimierung von Gewässern: Beseitigung von Wanderhindernissen zur Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit**

Diese Maßnahme wird laut UVS in zwei Teilen bewertet: einerseits die unmittelbare Eingriffsfläche, wo auf der meist kurzen Länge auch die Gewässerstruktur verbessert wird. Hier wird laut UVS ein Faktor von 0,6 verwendet, da an diesen Stellen Absturzbauwerke oder steile Abtreppungen gegeben sind, das Gewässer als solches aber noch vorhanden ist. Andererseits wird gemäß UVS die Wirklänge durch die Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit bis zum nächsten bachaufwärts gelegenen, nicht passierbaren Hindernis (bis max. 5 km) mit einem Faktor von 0,2 bewertet. Der Bereich werde für aquatische Organismen wieder besser zugänglich und nutzbar gemacht, meist aber ohne dass hier zusätzliche Strukturierungsmaßnahmen gesetzt werden. Sollten gemäß UVS in dieser Strecke gleichzeitig Strukturierungsmaßnahmen liegen, würden diese separat bewertet werden. Dies stelle keine Doppelbewertung dar, da die Wirkung der Entschärfung eines Querbauwerkes dann gleichermaßen einer strukturierten Strecke zu Gute kommt.

##### Beurteilung

Die Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit ist aus fachlicher Sicht generell eine sinnvolle Maßnahme.

In der UVS wird geschrieben, dass durch die Maßnahme 102, also die Entfernung eines Querbauwerkes, die Gewässerstruktur an der unmittelbaren Eingriffsfläche auf einer „meist kurzen Länge“ verbessert wird. Als unmittelbare Eingriffsfläche wird die Fläche des zu entfernenden Querbauwerkes angesehen. In den Flurstückstabellen ist jeder Maßnahmenteilfläche die jeweilige Maßnahmenlänge, hier wohl die Länge des Querbauwerkes, zugeordnet. Die Entfernung eines Querbauwerkes auf der Maßnahmenteilfläche 20036 erscheint mit einer Länge von 133 m sehr lang für ein Querbauwerk zu sein (Flurstückstabelle, Anhang 2, LBP, D.V, Ordner 3/24, ATD-GE-PFA-D.05-01003-

ILF). In den Unterlagen fehlt eine Übersicht, die darstellt, in welcher Form die Längsdurchgängigkeit der Maßnahmenteilfläche beeinträchtigt wird (z.B. Verrohrung, Absturz) und durch welche Form der Maßnahme die Durchgängigkeit wiederhergestellt werden soll. Nur so können die angegebenen Bestandslängen der Querbauwerke von z.B. 133 m nachvollzogen und geprüft werden.

In den Flurstückstabellen steht, dass die Gesamtlänge aller Maßnahmenteilflächen der Maßnahme 102 einer Länge von 397 m entspricht. Nach Summation, der Längen der Maßnahmenteilflächen können die 397 m bestätigt werden.

In den Maßnahmenplänen sind die Maßnahmengrenzen nicht erkennbar. Es ist in den Plänen nicht feststellbar, wo die Maßnahme beginnt und wo sie endet.

Im Anhang 1 der UVS - Teilschutzgut Oberflächenwasser, Kap. 6, Tab. 25 (D.I, Ordner 26/36, ATD-GE-PFA-D.01-26200-ILF) sind die mit Maßnahmen beplanten Fließgewässer mit Zielbiotop, Maßnahmen-Nr., Streckenlänge, Gewichtung und gewichteter Länge aufgelistet. In der Spalte Gewichtung ist aufgefallen, dass neben dem Faktor 0,2, der eigentlich für das Gewässerkontinuum angenommen wurde, teilweise auch der Faktor 0,1 verwendet wurde. Die unterschiedliche Gewichtung kann nicht nachvollzogen werden.

Im Rahmen der Maßnahme 105 sollen zudem zum Schutz der Dohlenkrebsgewässer die vorhandenen Hindernisse am Finsterbach und Zieggraben verstärkt werden. Als Bestand am Finsterbach wird der Biotoptyp 12.22 angegeben, als Zielbiotop der Biotoptyp 12.21. Eine Verstärkung von Querbauwerken kann nicht innerhalb einer Ausgleichsmaßnahme zur Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit angerechnet werden. Eine Verbesserung des Biotoptyps ist ebenfalls nicht nachvollziehbar. Die Verstärkung von Querbauwerken zum Schutz der Dohlenkrebse kann nur verbal als eine im Sinne des Artenschutzes notwendige Maßnahme berücksichtigt werden. Die für den Wirkraum angegebene Streckenlänge kann daher nicht angerechnet werden, da die Durchgängigkeit noch weiter beeinträchtigt wird.

Da sowohl Mängel bei der Bestandsdarstellung wie auch bei der Bilanzierung der Maßnahme vorhanden sind, wird die Maßnahme als nicht prüfbar angesehen.

Grundsätzlich sind bei Arbeiten in Gewässern mit Anbindung an Dohlenkrebsvorkommen Vorsorgemaßnahmen zur Vermeidung einer Einschleppung des Krebspestereggers zu treffen, dies gilt insbesondere bei der vorgesehenen Verstärkung von Wanderhindernissen. Es sind die unter Punkt 4.5 dieser Stellungnahme aufgeführten Hinweise bezüglich Bautätigkeiten im Umfeld von Dohlenkrebsgewässern zu berücksichtigen (z.B. Desinfektion von Geräten und Kleidung, Einweisung des ausführenden Personals etc.). Alle Arbeiten zur Aufhebung von Wanderhindernissen sind so auszuführen, dass Beeinträchtigungen der vorkommenden Fauna durch Schwebstoffverfrachtungen ausgeschlossen werden können. Hierzu sind geeignete Schutzvorkehrungen zutreffen.

Weiterhin sollte geprüft werden, ob durch die vorgesehenen Maßnahmen eine potenzielle Stärkung der Population der Dohlenkrebse, im Sinne der Erschließung zusätzlicher Habitatflächen für die Art, langfristig unterbunden wird, da eine Ausbreitung des Signalkrebse gefördert wird. Der Dohlenkrebs ist durch das Vorhaben betroffen. Zwar sind Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Minimierung von Beeinträchtigungen bzw. zur Kompensation für die Art vorgesehen, es ist jedoch nicht ab-

schließlich prognostizierbar, ob diese zur Vermeidung erheblicher Wirkungen ausreichen, so dass Ergänzungsmaßnahmen für die Art erforderlich werden können. Dies sollte nicht durch eine Förderung des Signalkrebses verhindert werden.

### **5.1.5 Maßnahme 1O6: Optimierung von Gewässern: Naturnahe Umgestaltung von Abschnitten des Rheinuferes**

Die Maßnahme 1O6 wird im Gegensatz zu den anderen gewässerbezogenen Maßnahmen flächig bewertet.

#### Beurteilung

Die Maßnahme 1O6 zur Wiederherstellung einer eingeschränkten Eigendynamik von massiv ausgebauten Rheinabschnitten ist aus fachlicher Sicht generell als positiv zu bewerten.

Im Bestandsplan Biotop (ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF, Blatt-Nr. 07/08) fehlen im nördlichen Bereich der Maßnahmen die Biotoptypen. Weiterhin sind Bereiche der Ufergehölze im Maßnahmenabschnitt, die durch die Maßnahme beeinträchtigt werden könnten, bei der Biotopkartierung unberücksichtigt geblieben. Eine Prüfung der Biotopkartierung ist daher nicht möglich.

Im Maßnahmenplan (ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF, Blatt-Nr. 018/147) wird nicht dargestellt, wo genau und in welchem Umfang Ufersicherungen zurückgebaut werden und Initialpflanzungen von Silberweiden und dem Großseggen-Ried erfolgen sollen. Im Maßnahmenblatt wird zudem der Istbestand der Ufersicherung nur unzureichend dargestellt, so dass nicht abgeschätzt werden kann, ob die vorgesehene „leichtere“ Ufersicherung durch Wasserbausteine, Kiese und Sand dem Rhein tatsächlich mehr Eigendynamik ermöglicht.

Die Maßnahme 1O6 wird den „Kompensationsmaßnahmen“ (Kap. 10.7.3, LBP) angerechnet. Hier sind alle Maßnahmen aufgelistet, die nichts mit Gewässern zu tun haben. Die Gewässerkompensationsmaßnahmen sind in einer gesonderten Tabelle „Kompensationsmaßnahmen – Gewässer (Realkompensation)“ zusammengestellt (10.7.4, LBP). Diese Aufteilung ist irreführend, da die Maßnahme 1O6 eine Gewässerkompensationsmaßnahme ist, aber sich nicht in den „Kompensationsmaßnahmen-Gewässer“ finden lässt. Der einzige Unterschied zwischen der Maßnahme 1O6 und den anderen Gewässeroptimierungsmaßnahmen ist, dass die Maßnahme 1O6 als Fläche und nicht als Strecke, wie die anderen Gewässeroptimierungsmaßnahmen, angerechnet wird. Somit trägt diese Maßnahme auch nicht zur Realkompensation bei. Erklärende Erläuterungen zur Bilanzierung und Anrechnung der Maßnahme 1O6 fehlen in den Unterlagen.

Zwischen dem Maßnahmenblatt und der Bilanzierung wurden Unstimmigkeiten gefunden. Laut Maßnahmenblatt lautet das Ausgangsbiotop 12.42 (stark ausgebauter Flussabschnitt), das Zielbiotop 12.30 (Naturnaher Flussabschnitt). Bilanziert wurde jedoch als Ausgangsbiotop 12.41 (Mäßig ausgebauter Flussabschnitt) und als Zielbiotop ebenfalls 12.41 (Mäßig ausgebauter Flussabschnitt) (siehe Detailtabelle Ökopunkte und Flurstückstabelle nach Maßnahmen).

Das im Maßnahmenblatt angegebene Zielbiotop 12.30 (Naturnaher Flussabschnitt) kann aufgrund der begradigten Gewässerlinienführung des Rheins, der im Rahmen der Maßnahme 1O6 vorgese-

nenen Uferbefestigung nicht als Zielbiotop erreicht werden (siehe LUBW (2009): Schlüssel zu Arten, Biotopen, Landschaft).

Ein Pflegekonzept wird nicht angegeben, daher fehlen Erläuterungen wie der gewünschte Zielzustand erreicht werden soll, z.B. durch Sukzession.

Die Maßnahme 106 sollte aufgrund des unzureichend abgebildeten Ist-Biotopbestandes, der unstimmgigen Bilanzierung sowie fehlender Erläuterungen zum Vorgehen der Anrechnung der unterschiedlichen Kompensationskategorien ohne Überarbeitung nicht anerkannt werden.

### 5.1.6 Maßnahme 107: Optimierung von Gewässern: Renaturierung ausgebauter Bachabschnitte

Dem Maßnahmentyp „Gewässerstrukturierung“ liegen laut UVS die Strukturgüteklassen der Gewässer im Ist-Zustand zu Grunde (2, 3, 4 und 5). Jeder Strukturklasse wird ein Faktor zugeordnet:

Tabelle 1: Bewertungsschema Maßnahme 107

|                        | <b>Strukturgüteklasse<br/>Ist-Zustand</b> | <b>Verbesserung Biotopwert<br/>(Faktor)</b> |
|------------------------|---|---|
| Gewässerstrukturierung | 2,0                                       | 0,2   |
|                        | 3,0                                       | 0,4   |
|                        | 4,0                                       | 0,6   |
|                        | 5,0                                       | 1,0   |
| Offenlegung Verrohrung |   | 1,0   |

Gemäß UVS bedeutet das, dass bei einer schlechten Strukturgüte (z.B. 5,0) durch Strukturierungsmaßnahmen die größte Verbesserung zu erwarten ist. Deshalb wird hier der Faktor 1,0 festgesetzt. Da laut UVS bei der schlechtesten Strukturklasse (hart ausgebaute, unstrukturierte Gerinne) ebenfalls von einem qualitativen Sprung gegenüber verbauten, aber zumindest ansatzweise strukturierten Abschnitten ausgegangen wird, wird gleich wie auf der Eingriffsseite eine höhere Spanne des nächsten Faktors (0,6 bei Strukturgüteklasse 4,0) angesetzt. Die weitere Abstufung erfolgt analog zu den Faktoren der Eingriffserheblichkeit graduell. Durch die Offenlegung einer Verrohrung wird ein Gewässer praktisch neu geschaffen, deshalb wird der Faktor 1,0 zugeordnet.

#### Beurteilung

Die Renaturierung von Gewässern mit ausgebauten Gewässerbereichen ist aus fachlicher Sicht generell als positiv zu bewerten. Die aufgeführten Maßnahmentypen sind für eine naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern geeignet.

Im LBP werden alle Teilmaßnahmen, die im Rahmen der Maßnahme 107 durchgeführt werden und die eine Verlegung des ursprünglichen Gewässerverlaufes beinhalten, aufgeführt. Für alle anderen Gewässer fehlen die Angaben, welche Mängel in der Gewässerstruktur in der Maßnahmenteilfläche vorhanden sind (z.B. Verrohrung, Ufer- und/oder Sohlverbau, Strukturarmut, mangelhafte oder fehlende Ufervegetation) und durch welchen Maßnahmentyp die Gewässerstruktur verbessert werden soll. Eine einzelgewässerbezogene Bewertung der Maßnahme ist daher nicht möglich.

Diesem Maßnahmentyp wurden die Maßnahmen 104 und 107 zugeordnet (Kap. 3.2.3.4.2 der UVS - Teilschutzgut Oberflächenwasser, S. 165, D.I, Ordner 25/36, ATD-GE-PFA-D.01-26200-ILF). Die Maßnahme 104 gibt es jedoch nicht. Auch gibt es dazu kein Maßnahmenblatt.

Diese Einteilung der Faktoren zur Bewertung der Gewässerstrukturaufwertung scheint sinnvoll, jedoch fehlt auch hier ein literarischer Verweis. Die Bilanzierung der Maßnahme erfolgt über die Strukturgüteklasse. In der tabellarischen Auflistung der Einzelmaßnahmen wurde nur eine Bestands-Strukturgüte des Gewässers angegeben, die Angabe der als Ziel durch die Maßnahme zu erreichenden Strukturgüte fehlt jedoch. Da der Zielzustand nicht definiert wird, ist eine genauere Prüfung der Maßnahme nicht möglich.

Bei der Prüfung des Maßnahmenblattes 9 (Anhang 1 des LBP, S. 41, D.V, Ordner 02/24, ATD-GE-PFA-D.05-01002-ILF) wird man bei der Beschreibung des Bestands der Biotoptypen auf den Anhang 2 des LBP „Flurstückstabellen nach Maßnahmen“ (D.V, Ordner 3/24, ATD-GE-PFA-D.05-01003-ILF) verwiesen. Hier sind, gegliedert nach Maßnahmen und Flurstücken, die Blattnummern (D.V, Ordner 12-18/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033), die Ausgangs- und Zielbiotope, Ausgangsstrukturgüteklasse und die Maßnahmenlängen dargestellt. Jedoch wird nicht erwähnt um welches Gewässer es sich handelt (Gewässername fehlt).

Bei der Kompensationsmaßnahme 107 sollen Fließgewässer, die dem Biotoptyp 12.11 „Naturnaher Abschnitt eines Mittelgebirgsbaches“ zugeordnet werden (betrifft 3 Gewässer), renaturiert werden. Die Gewässer weisen eine Gewässerstrukturgüteklasse von 4 „deutlich verändert“ bis 5 „stark verändert“ auf. Um nach dem Feinverfahren Baden-Württemberg zur Beurteilung der Gewässerstruktur in die relativ schlechten Strukturklassen 4 bzw. 5 eingeordnet werden zu können, müssen größere Strukturmängel vorhanden sein, z.B. mäßige Breitenvarianz, befestigte Sohle, mäßige Substratdiversität, nicht natürlicher Uferbewuchs etc.) (siehe Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg, Feinverfahren (LUBW)). Nach dem Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten von Arten, Biotopen und der Landschaft (LUBW) unterscheidet sich ein naturnahes Fließgewässer (Biotoptyp 12.11) von einem ausgebauten Fließgewässer (12.20) durch eine nicht überwiegende Ufersicherung, Ufer ohne Normböschungprofil, Bachsohle aus natürlichem Substrat. Die Einstufung des Biotoptypes und der Gewässerstruktur unterscheiden sich daher. Die Einstufungen sind somit nicht nachvollziehbar. Es betrifft die folgenden Gewässer:

1. Gemeinde Bad Säckingen, Gemarkung Säckingen, Flurstück 1670/7, Blattnr. 19, Maßnahmenteilfläche 20868 (Blatt 19, Ordner 13/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF)
2. Gemeinde Rickenbach, Gemarkung Willaringen, Flurstück 812, Blattnr. 35, Maßnahmenteilfläche 20758 (Blatt 35, Ordner 14/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF)
3. Gemeinde Rickenbach, Gemarkung Willaringen, Flurstück 346 und 371/3, Blattnr. 35, Maßnahmenteilfläche 20738, 20739 und 20740 (Blatt 35, Ordner 14/24, ATD-GE-PFA-D.05-01033-ILF)

zu 1.) Der Anfangs- und Endpunkt der Maßnahme ist im Maßnahmenplan nicht feststellbar. Nach den Bestandskarten zu Biotopen (Blatt 7, 1:5.000, Ordner 05/36, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF) und Gewässern (Blatt 2, 1:2.500, Ordner 27/36, ATD-GE-PFA-D.01-26202-ILF) wurde der betreffende Gewässerabschnitt (Gewerbebach bzw. Schöpfbach) als 12.11 kartiert. Es



ist ein Fließgewässer mit besonderer Bedeutung (Blatt 2, 1:2.500, Ordner 28/36, ATD-GE-PFA-D.01-26203-ILF). Die vorhandenen Strukturmängel werden nicht aufgeführt.

zu 2.) Nach den Bestandskarten Biotop (Blatt 14, Ordner 05/36, ATD-GE-PFA-D.01-03012-ILF) und Gewässer (Blatt 8, Ordner 27/36, ATD-GE-PFA-D.01-26202-ILF) wurde der betreffende Gewässerabschnitt (Heidenwuh) als 12.11 kartiert. Es ist ein Fließgewässer mit allgemeiner Bedeutung (Blatt 8, 1:2.500, Ordner 28/36, ATD-GE-PFA-D.01-26203-ILF). Die vorhandenen Strukturmängel werden nicht aufgeführt.

zu 3.) Nach den Bestandskarten Biotop (Blatt 6, Ordner 05/36, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF) und Gewässer (Blatt 8, Ordner 27/36, ATD-GE-PFA-D.01-26202-ILF) wurde der betreffende Gewässerabschnitt (Rötenbach) als 12.11 kartiert. Teilweise wurde er gem. der Gewässerbestandskarte als 12.21 kartiert (Maßnahmenteilfläche 20739, Teil der nach Norden abknickt). Nach der Flurstückstabelle und der Maßnahmentabelle ist die Maßnahmenteilfläche 20739 jedoch auch als 12.11 kartiert. Eine eindeutige Zuordnung ist anhand der unterschiedlichen Angaben nicht möglich.

Es war äußerst aufwendig den betroffenen Gewässerabschnitt in den Bestandskarten zu lokalisieren, da im Bestandsplan 1:2.500 „Bedeutung Oberflächengewässer“ (Blatt 8, 1:2.500, Ordner 28/36, ATD-GE-PFA-D.01-26203-ILF) alle Gewässer, die außerhalb eines dargestellten Korridors liegen (Abgrenzung des Korridors unbekannt), nicht dargestellt sind. Außerhalb liegende Gewässer sind nur im Bestandsplan-Biotop 1:5.000 dargestellt. Es ist ein Fließgewässer mit besonderer Bedeutung.

Als Ausgangsbiotop wird der Biotoptyp 12.30 genannt, der auch als Zielbiotoptyp angegeben wird. In der Legende zum Bestandsplan (ATD-GE-PFA-D.01-03010) wird der Biotoptyp 12.30 nicht aufgeführt, so dass die Standorte dieses Biotoptypes nicht ermittelt werden konnten. Laut Bestandsplan ist der betreffende Gewässerabschnitt als 12.11 kartiert (Blatt 3, Ordner 04/36, Maßstab 1:5.000, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF und Blatt 5, Ordner 05/36, Maßstab 1:2.500, ATD-GE-PFA-D.01-03011-ILF). Welcher Biotoptyp trifft hier zu?

Aufgrund von ungenügenden Bestandsbeschreibungen und teilweise nicht feststellbaren Maßnahmengrenzen auf den Maßnahmenplänen sollte die Maßnahme 107 nicht ohne Überarbeitung anerkannt werden, da die Nachvollziehbarkeit nicht lückenlos gegeben ist.

## 5.2 Stillgewässer

Insgesamt werden 19 Stillgewässer nachteilig erheblich beeinträchtigt. Darunter 2 Gewässer LRT 3150 und 10 nach §30 geschützte Gewässer (dazu gehören auch die beiden LRT-Gewässer). Die beeinträchtigten Gewässer haben die Biotoptypen 13.20 „Tümpel oder Hüle“ und 34.12. „Taucher- oder Schwimmblattvegetation der Stillgewässer“. Alle beeinträchtigten Gewässer werden 1:1 kompensiert.



### 5.2.1 Maßnahme 1A6: Anlage von Gewässerkomplexen im Bereich Wallbach

Im Rahmen der Maßnahme sollen zwei verlandete und mit Solidago bewachsene Teiche durch Entlandung aufgewertet werden.

#### Beurteilung

Die als Kompensation für die Beeinträchtigungen von Stillgewässern durchgeführte Teilmaßnahme „Anlage von Stillgewässern“ im Rahmen der Maßnahme 1A6 wird aus fachlicher Sicht als sinnvoll angesehen.

Die genaue Größe der Tümpel bzw. der Teilmaßnahme kann aufgrund unterschiedlicher Angaben in der Darstellung der Kompensationsmaßnahme im Textteil UVS – Stillgewässer (ATD-GE-PFA-D.01.26300-BGL-Stillgewässer-Z.0) (Fläche: 800 m<sup>2</sup>) und im Maßnahmenblatt (Anhang 1 LBP: ATD-GE-PFA-D.05.01002-ILF) (Fläche: 2 x 150 m<sup>2</sup>) nicht angegeben werden. Das angestrebte Zielbiotop ist ebenfalls unklar. Erwähnt wird nur der FFH-LRT 3150. Diesem LRT können jedoch mehrere Biotoptypen zugeordnet werden.

Im Bestandsplan Biotoptypen (TD-GE-PFA-D.01-03011-ILF) fehlen die Biotoptypen im Maßnahmenbereich, so dass der Biotopbestand auf der Maßnahmenfläche nicht abgeglichen bzw. nachvollzogen werden kann.

Die Aufwertung der Fläche kann anhand der vorgelegten tabellarischen Auflistung der Biotoptypen (ATD-GE-PFA-D.05-01003-ILF, Anhang 2, Flurstückstabellen) nicht nachvollzogen werden. Die Ausgangsbiotope werden aufgelistet, bei den Zielbiotopen wird ohne weitere Angabe auf das Maßnahmenblatt verwiesen. Im Maßnahmenblatt der Maßnahme 1A6 sind bei den Zielbiotopen 15 Biotoptypen aufgelistet. Es bleibt daher vollkommen unklar, in welchem Umfang welches Biotop entwickelt werden soll. Das gleiche gilt auch für Darstellung der Berechnung des Wertes der Kompensationsmaßnahme (Detailtabellen Ökopunkte). Es wird beim Zielbiotop auf das Maßnahmenblatt verwiesen, Flächenangaben der einzelnen Biotope fehlen auch hier. Die für die Kompensationsmaßnahme ermittelten Ökopunkte können nicht nachvollzogen werden und sind somit nicht prüfbar.

Die Fertigstellungs- und Entwicklungspflege sollte um eine Bestandskontrolle und ggf. –regulierung des Neophyten Solidago ergänzt werden:

Da der Neophyt Solidago stark auf der Maßnahmenfläche vertreten ist, müssen zur Entwicklung eines naturnahen Stillgewässersaumes (z.B. Röhricht) die konkurrenzstarken Solidago-Bestände während der F- und E-Pflege durch gezielte Maßnahmen dezimiert werden. Auf feuchten Standorten mit mittlerem Nährstoffgehalt wird zur Reduzierung der Goldrutenbestände eine zweimalige Mahd im Mai und August (vor der Blüte) über mehrere Jahre empfohlen. Bei einer merklichen Reduktion der Bestände in den Folgejahren kann eine einmalige Mahd pro Jahr ausreichend sein. Das Mähgut sollte für die bessere Entwicklung der gewünschten Zielbiotope entfernt werden. Nach Möglichkeit sollte dieses Vorgehen bei der Unterhaltungspflege fortgesetzt werden. Aus diesem Grunde empfiehlt sich eine Fertigstellungs- und Entwicklungspflege von mind. 5 Jahren, da sonst das Erreichen des vorgesehenen FFH-Lebensraumtyps 3150 „Natürliche nährstoffreiche Seen“ nicht sicher gewährleistet werden kann.

### **5.2.2 Maßnahme 1A8: Anlage eines Stillgewässers südlich des Hornbergbeckens II**

Das südlich des Hornbergbeckens II bauzeitlich als Versickerungsbecken errichtete Stillgewässer sollte nach Abschluss der Bauarbeiten als Kompensationsmaßnahme erhalten und entsprechend gestaltet werden.

#### Beurteilung

Die als Kompensation für die Beeinträchtigungen von Stillgewässern durchgeführte Maßnahme wird aus fachlicher Sicht als sinnvoll angesehen.

Die in den Plänen mit der Darstellung der Kompensationsflächen (ATD-GE-PFA-D.05-01022-ILF/Blatt 071/147) dargestellten laufenden Nummern (z.B. 10213) für die Maßnahme 1A8 können in der Bilanzierung der Kompensationsflächen (Detailtabellen Ökopunkte) nicht gefunden werden. Die Bilanzierung der Maßnahme ist daher nicht prüfbar. Der Umfang der Zielbiotope kann dadurch ebenfalls nicht nachvollzogen werden, da jegliche Angaben fehlen.

## **5.3 Quellen**

Insgesamt werden 766 Quellen erheblich negativ beeinträchtigt.

### **5.3.1 Maßnahme 1E1: Entwicklung von Gewässern: Renaturierung von Quellen: Umgestaltung naturferner, gefasster Quellen (Biotoptyp 11.20) zu naturnahen Quellausformungen (Biotoptyp 11.10)**

Im Rahmen dieser Maßnahme sollen 42 Quellen renaturiert werden.

#### Beurteilung

Die Maßnahme wird aus fachlicher Sicht für sinnvoll angesehen. Ergänzungen sind nicht notwendig.

## 6 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Im Rahmen des Fachbeitrages zur WRRL soll beurteilt werden, ob durch das Vorhaben eine Verschlechterung der Zustandsklasse von Oberflächen- und Grundwasserkörper hervorgerufen wird

### Beurteilung

Der Fachbeitrag zum Schutzgut Wasser – WRRL Grundwasser und Oberflächengewässer weist einige Mängel auf, beantwortet die Frage- und Problemstellungen nach WRRL weitestgehend.

Zur Darstellung des Istzustandes der beeinträchtigten Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper sollte einheitlich der aktuellste Stand der Bewirtschaftungspläne zur Zeit der Unterlagenerstellung herangezogen werden, hier Entwurf des 2. Bewirtschaftungsplanes. Anders wie in den Unterlagen dargestellt, wird der gute chemische Zustand der Grundwasserkörper entsprechend dem 2. Bewirtschaftungsplan flächendeckend nicht erreicht.

Die Einstufung der Istzustände der Qualitätskomponenten, anhand derer beurteilt wird, ob eine Verschlechterung einer Qualitätskomponenten durch das Vorhaben verursacht wird, erfolgt anhand der im Bewirtschaftungsplan aufgeführten Überwachungsergebnisse und Bewertungen der Flusswasserkörper. Liegen für einzelne Qualitätskomponenten für den betroffenen Flusswasserkörper noch keine Untersuchungen vor oder wurden diese noch nicht ausgewertet, empfehlen sich eigene Untersuchungen durchzuführen. Das gleiche gilt auch für Beeinträchtigungen der Gewässer, die nicht in der Nähe einer WRRL-Messstelle liegen. Anhand dieser Untersuchungen kann plausibel dargestellt werden, ob und in welchem Maße sich der Zustand des Flusswasserkörpers bzw. der Qualitätskomponente ändert. Ergänzende Erhebungen wurden für das Makrozoobenthos und Phytobenthos durchgeführt, jedoch decken diese nicht noch ausstehenden Überwachungsergebnisse ab. Im Unterlauf des Schöpfbaches, der durch Abflussverminderungen (Bauzeit: 13 %, Betrieb: 8 %) beeinträchtigt wird, wurde keine ergänzende Untersuchung durchgeführt. Da die Fischfauna für den FWK 21-02 noch nicht bewertet ist, wären dort auch ergänzende Kartierungen sinnvoll gewesen.

Der Begriff „Aufwuchsalgen“ ist als Synonym für die biologische Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ irreführend und inkorrekt, da diese Qualitätskomponenten auch höhere Wasserpflanzen umfasst und nicht nur Aufwuchsalgen. Die ökologische Zustandsklasse des Makrozoobenthos für die 4 betroffenen Flusswasserkörper wird nicht aufgeführt. Eine Istzustandsangabe für die Qualitätskomponenten „Phytoplankton“ für den FWK 2-02 fehlt. Bei der Darstellung der im Rahmen des Maßnahmenprogramms aufgeführten Maßnahmen fehlt z.B. die Maßnahme Punktquellen – Kläranlagen für den FWK 2-02.

Die Zustandsklasse für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos resultiert aus der Mittelwertbildung der Teilergebnisse (LUBW 2009). Bei der Auswertung von möglichen Beeinträchtigungen auf die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos für den FWK 21-03 wird aufgeführt, dass sich bei einzelnen Probestellen der Wehra Beeinträchtigungen für die Qualitätskomponenten ergeben können. Der flächige Umfang der Beeinträchtigungen wird jedoch nicht näher aufgeführt, weshalb diese Argumentation nicht zweifelsfrei belastbar ist.

## 7 Risikomanagement und Monitoring

### 7.1 Allgemein

Gemäß GASSNER ET AL. (2010) ist als entscheidendes Erfordernis der UVP die Auswahl geeigneter Analyse- und Prognosemethoden anzusehen, deren Prämissen und Annahmen insbesondere in Fällen hoher Komplexität von Wirkungspfaden und Wechselwirkungen zwischen Schutzgütern, wie es im Falle des geplanten Pumpspeicherwerks gegeben ist, einer Nachkontrolle bedürfen. Weiter führen GASSNER ET AL. (2010) aus, dass sich die Pflicht zur Nachkontrolle direkt aus der Erfolgspflicht des Vorhabenträgers ergibt. §14m UVPG gibt vor, dass die erforderlichen Überwachungsmaßnahmen auf der Grundlage der Angaben im Umweltbericht festzulegen sind. Insofern ist das auf Seite 181 im LBP (ATD-GE-PFA-D.05-01001-ILF-LBP-Z.0) dargestellte Risikomanagement zur Berücksichtigung der Unsicherheiten der Wirkungsprognose notwendig und zu begrüßen. Folgende Punkte sind hierbei grundsätzlich zu berücksichtigen:

Die im Risikomanagement vorgesehenen Erfassungen berücksichtigen, wie im Falle der Bestandsaufnahme, nur auf eine Auswahl der betroffenen Gewässer. Um belastbare und aussagekräftige Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen zu erzielen, ist es jedoch von besonderer Bedeutung, dass die Auswahl der zu untersuchenden Gewässer und die Probenahmestellen die nötige Repräsentativität gewährleistet (vgl. Kapitel 2). Hierzu sind die Auswahlkriterien für die einzelnen Untersuchungsstellen sowie die Entscheidung für die Anzahl der durchzuführenden Beprobungen nachvollziehbar darzulegen.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Wirkungsprognose, welche der Erheblichkeitsbewertung von UVS und LBP zum geplanten Pumpspeicherwerk zugrunde liegt, insgesamt auf einem als unzureichend einzuschätzenden Messprogramm basiert. So wurden gemäß ATD-GE-PFA-D.01-26105-FU-Anhang2-Z.0 nur drei Messrunden innerhalb von 1,5 Monaten in 2012 durchgeführt. Es kann unter Berücksichtigung der jahreszeitlichen Schwankungen und der geringen Messpunktdichte von nur 55 Messpunkten innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes nicht davon ausgegangen werden, dass diese die tatsächlichen Abflussgegebenheiten vor Ort in ausreichendem Maße abbilden können, so dass von Mängeln bei der Wirkungsprognose ausgegangen werden muss. Es ist unter Berücksichtigung dessen erforderlich, zusätzlich zu den Untersuchungen der Gewässer nach Umsetzung der Planung schon im Zeitraum zwischen Genehmigung und Beginn der Vorhabenrealisierung das Messprogramm soweit zu optimieren, dass eine ausreichende Belastbarkeit der Wirkungsprognose gegeben ist und hinreichende Referenzwerte für das Monitoring der Umweltauswirkungen vorliegen. Zwischen Genehmigung und Vorhabenrealisierung sind damit zusätzliche Messreihen für die Wirkungsprognose durchzuführen, die das Untersuchungsgebiet repräsentativ abdecken und die jahreszeitlichen Schwankungen bei den Abflüssen berücksichtigen. Sollten sich hieraus Änderungen der Wirkungsprognose ergeben, sind Maßnahmen zu ergreifen, die erhebliche Umweltauswirkungen nachhaltig vermeiden. Dies ist als zielführender einzuschätzen, als im Falle einer tatsächlichen, bislang nicht berücksichtigten Verschlechterung des ökologischen Zustandes der Gewässer nach Maßnahmen suchen zu müssen, die dies kompensieren. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass eine negative Abweichung von der derzeitigen Wirkungsprognose dann be-

reits zum völligen Trockenfallen von Gewässern und damit zum vollständigen Erlöschen der dortigen faunistischen und floristischen Vorkommen geführt haben kann. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die Ausführungen zum Risikomanagement im LBP keine Aussagen dazu machen, wie im Falle einer festgestellten Abweichung von der Wirkungsprognose vorzugehen ist. Um in die Lage versetzt zu werden, den erkennbaren Unsicherheiten der Wirkungsprognose begegnen zu können und so erhebliche Umweltwirkungen auszuschließen, muss sich der Vorhabenträger bereits vorab in die Planung von zu ergreifenden Schritten und Maßnahmen einsteigen und diese hinlänglich genau konkretisieren. Welche Maßnahmen sollen beispielsweise ergriffen werden, sollte sich der Zustand der Gewässer entgegen der angesetzten Wirkungsprognose zusätzlich verschlechtern?

Neben der Überprüfung der Wirkungsprognose durch gezielte Untersuchungen ist zur Kontrolle der Umweltwirkungen eines Vorhabens auch die Wirksamkeit der vorgesehenen Maßnahmen zu überprüfen (VGL. GASSNER ET AL. 2010, EBA 2012). Dies umfasst neben einer Umsetzungskontrolle von Vermeidungsmaßnahmen (z.B. Einhaltung von Bauzeitenbeschränkungen, Sicherung von Schutz-zonen etc.) auch die gezielte Überprüfung ihrer Wirksamkeit während der Bauphase durch eine fachlich geschulte Bauüberwachung. Auch in diesem Fall ist darzustellen, wie auf eine fehlende Wirksamkeit der Maßnahmen reagiert werden kann, um erhebliche Umweltwirkungen zu vermeiden.

Das für die Kompensationsmaßnahmen vorgesehene Monitoring, dient zum einen ebenfalls der Bewältigung der Prognoseunsicherheit im Falle einer schwer vorherzusehenden Maßnahmenwirksamkeit (bislang in der Praxis nicht erprobte Maßnahmen, hohe artspezifische Ansprüche durch Spezialisierung). Jedoch ist es auch im Falle von bereits häufig umgesetzten Maßnahmen, bei welchen im Grunde eine Wirksamkeit unterstellt werden kann, erforderlich, da auf Grund verschiedener variabler Einflüsse von einem Bedarf einer regelmäßige Nachjustierung der Ausgestaltung, insbesondere im Falle von Maßnahmen mit langer Entwicklungsdauer, ausgegangen werden muss (EBA 2012). Wesentlicher Bestandteil muss im Falle des Monitorings von Kompensationsmaßnahmen die vorherige Definition eines Zielwertes sein, der bei Erreichung als Maßnahmenerfolg gewertet werden kann. Hierbei ist auch die Vorgabe einer zeitlichen Komponente zu berücksichtigen, um zum einen sicherzustellen, dass es sich nicht um ein einmaliges „Hoch“ handelt, zum anderen die Dauer des Monitorings nicht unnötig verlängert wird. Im Falle von Ökokontomaßnahmen kann beispielsweise von einem Erfolg einer Maßnahme ausgegangen, wenn ein 3-maliger Reproduktionsnachweis einer Art vorliegt.

Neben den zu einzelnen Maßnahmen getroffenen Hinweisen und Konkretisierungen zum Monitoring (vgl. Kapitel 4.5) sind grundsätzlich folgende allgemeingültige Vorgaben zu berücksichtigen, welche in das von Seiten des Vorhabenträgers zu entwickelnde Monitoringkonzept integriert werden müssen (VGL. GASSNER ET AL. 2010, EBA 2012, RUNGE ET AL. 2009, MKULNV NRW 2013, BMVI 2009):

- Das Monitoring ist schutzgutbezogen durchzuführen, die zu kontrollierenden Schutzgüter sind vorab festzulegen

- Es sind die Parameter zu erfassen, die der Wirkungsprognose zugrunde liegen, um die erforderliche Vergleichbarkeit zu gewährleisten, die zu erfassenden Parameter sind vorab festzulegen, hierbei sollte im konkreten Fall mindestens berücksichtigt werden:
  - Kontinuierliche Messung und Dokumentation des Gewässerabflusses, der Gewässerchemie und –fauna in qualitativ über den Wirkraum verteilten Fließgewässern. Alle Dohlenkrebsgewässer sind dabei eingeschlossen.
  - Mehrmalige Bestandskontrolle pro Jahr (Wasserchemie, Flora, Fauna) bei den hochwertigsten Stillgewässern
  - Kontinuierliche Messung und Dokumentation der Quellaustritte: Aufnahme von Fauna, Abfluss, Wasserchemie und Quellflora
- Bei der Funktionskontrolle von Maßnahmen müssen die Parameter erfasst werden, aus welchen die Erreichung des Maßnahmenziels am besten abgeleitet werden können (Zielarten, Zielbiotoyp, charakteristische Arten, Indikatorarten, Wasserstand). Die zu erfassenden Parameter sind vorab festzulegen
- Identifikation von kritischen Erfolgsfaktoren zur Erreichung von Maßnahmenzielen und Berücksichtigung bei der Auswahl der zu untersuchenden Parameter
- Klare Definition von Zielvorgaben hinsichtlich Vermeidungs- und Kompensationszielen
- Festlegung von Untersuchungsräumen, vor allem, wenn neben einem maßnahmenbezogenen Monitoring auch ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich ist (Betroffenheit lokaler Populationen)
- Flächenscharfe Konkretisierung von Entwicklungs- und Wiederherstellungszielen in qualitativer, quantitativer und zeitlicher Hinsicht
- Stichprobenumfänge und Probenahmestellen bzw. Untersuchungsflächen sind vor Beginn des Monitorings festzulegen
- Die Aufnahme des Ausgangszustandes der zu untersuchenden Flächen ist als Referenzwert für das Monitoring erforderlich
- Der zeitliche Umfang des Monitorings bzw. der Untersuchungsturnus ist vor Beginn des Monitorings festzulegen
- Festlegung des Zeitpunktes der Untersuchungen (vor allem bei erforderlichem Funktionsnachweis vor Baubeginn, z.B. bei artenschutzrechtlichen Maßnahmen mit hoher Prognoseunsicherheit hinsichtlich der Zielerreichung)
- Festlegung der Untersuchungsmethodik vor Beginn des Monitorings
- Im Falle von längeren Entwicklungszeiträumen wiederholte Überprüfung der Entwicklung hinsichtlich des angestrebten Maßnahmenziels



- Im Falle der Überprüfung der Wirkungsprognose Durchführung von Referenzuntersuchungen in vom Vorhaben unbeeinträchtigt Lage zur Berücksichtigung der natürlichen Dynamik des Naturhaushalts; nach Möglichkeit Einbeziehung von Dauerbeobachtungs- und Monitoringsystemen
- Klare Definition von Gegensteuerungsmaßnahmen im Falle negativer Ergebnisse des Monitorings
- Die frist- und sachgerechte Durchführung der Vermeidungs-, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen einschließlich der erforderlichen Unterhaltungsmaßnahmen muss entsprechend §17 Abs. 7 BNatSchG in einem Bericht dokumentiert und der zuständigen Behörde zur Prüfung vorgelegt werden. Die (Unterhaltungs)-Maßnahmen und das Kompensationsziel müssen daher im Zulassungsbescheid hinreichend genau beschrieben werden, damit der Verursachers genau erkennen kann, was von ihm erwartet wird (§ 37 Abs. VwVfG) (MÜGGENBORG, FRENZ (2016)).
- Rekultivierte, bauzeitlich genutzte Flächen müssen solange überwacht werden bis das Maßnahmenziel erreicht ist. Daher muss das Maßnahmenziel genau definiert werden, z.B. naturnahes Gewässer mit ursprünglichem Abfluss, Grundwasserflurabstand, Begleitvegetation, um den ursprünglichen Bestandszustand zweifelsfrei darlegen und sichern zu können.
- Die Dauer der Unterhaltung wird einzelfallbezogen von der Behörde festgelegt und orientiert sich am Kompensationsziel (§ 15 Abs. 4 Satz 2 BNatSchG).
- Entsprechend dem MERKBLATT 1 – NATURSCHUTZRECHTLICHE EINGRIFFSREGELUNG IM AUßENBEREICH (LUBW) müssen die Fläche für die Kompensationsmaßnahmen sich entweder im Eigentum des Vorhabenträgers, der öffentlichen Hand oder eines Naturschutzverbandes befinden oder ein Eigentumswechsel dorthin vorgesehen und durch eine Vormerkung abgesichert sein. Befindet sich die Fläche in privatem Eigentum muss diese durch einen Vertrag und eine grundbuchrechtliche Sicherung sichergestellt sein.
- Die für die Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erforderlichen Flächen müssen zur Verfügung stehen, solange der Eingriff wirkt. Die Unterhaltung muss grundsätzlich so lange erfolgen, bis die Wirkungen des Eingriffs tatsächlich kompensiert sind, z.B. die im Zuge einer Aufforstung angepflanzten Bäume haben den Zustand der gefälltten Bäume erreicht (MÜGGENBORG, FRENZ (2016)).

## 7.2 Schutzgutbezogen

### 7.2.1 Monitoring Fließgewässer

Siehe Abschnitt „Monitoring“ bei den Kompensationsmaßnahmen.

### **7.2.2 Monitoring Stillgewässer**

Ein Stillgewässermonitoring ist in den Unterlagen bisher nicht vorgesehen. Es wäre jedoch erforderlich. Das Monitoring umfasst während der Bauzeit eine jährlich zweimalige Bestandskontrolle (physikalisch-chemische Grundparameter (Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Chlorophyll-a, Gesamt-Phosphor, Sichttiefe)) bei einer Auswahl der hochwertigsten Stillgewässer im Wirkraum. Die Kontrollen sollten während der Frühjahrszirkulation (Startkonzentration) und der Sommerstagnation (pessimale Phase) durchgeführt werden.

### **7.2.3 Monitoring Quellen**

Zusätzlich zu dem bei der Kompensationsmaßnahme VV I.1 (siehe Kapitel 5.1.2) aufgeführten Monitoring sollte bei jeder der Quellen, die im Rahmen des Monitoringprogramms überwacht wird, die Quellfauna und -flora ca. 2x im Jahr aufgenommen werden.

## 8 Zusammenfassung

Im Falle des hier zu prüfenden geplanten PSW Atdorf handelt es sich um ein hochkomplexes Vorhaben, welches mit einer Vielzahl an (Wechsel-)Wirkungen auf die Schutzgüter des Naturhaushaltes verbunden ist. Die seitens der ARGE QS Atdorf zu prüfenden Antragsbestandteile (UVS und LBP mit Bezug auf gewässerbezogene Fauna sowie Hydromorphologie, Abflussgeschehen und Gewässerchemismus der Gewässer) spiegeln diese Komplexität auch in der Schwierigkeit wider, diese übersichtlich aufzubereiten. So werden viele Themen in mehreren Unterlagen (Ordnern) in unterschiedlicher Tiefe behandelt, was die Möglichkeit eines Überblicks über das Thema (z.B. Monitoring) grundsätzlich erschwert. Der unterschiedliche Informationsgehalt der Kapitel und Unterlagen mit gleichem Themenbezug, macht einen häufigen Wechsel zwischen den Unterlagen erforderlich und führt teilweise dazu, dass Informationen nicht gefunden werden konnten. Als genereller Mangel der Unterlagen ist diesbezüglich das Fehlen von ausreichend differenzierten Querverweisen (Angabe von Kapiteln, wenn es sich um eine andere Unterlage handelt), Inhaltsverzeichnissen und erklärenden Kapiteln anzuführen, um die Durchsicht der Unterlagen zu erleichtern. Weiterhin wird das Verständnis der Unterlagen dadurch erschwert, dass Darstellungen nicht zweifelsfrei nachvollziehbar sind (z.B. aufgrund mangelhafter Grafiken, fehlender Texterläuterungen, fehlender (Maß-)Einheiten in Grafiken und Tabellen, unterschiedlicher Angaben zum gleichen Thema). Wenngleich bei dem Umfang der erforderlichen Antragsunterlagen zur Berücksichtigung aller betroffenen Belange und der bereits angesprochenen Komplexität des Vorhabens und seiner Wirkungen eine übersichtliche Darstellung für den Vorhabenträger eine nicht zu unterschätzende Herausforderung darstellt, muss der Grundsatz der Allgemeinverständlichkeit für die Antragsunterlagen und ihre Nachvollziehbarkeit eingefordert werden. Eine übersichtliche Aufbereitung zur Vorgehensweise der einzelnen Arbeitsschritte, die Dokumentation ihrer Ergebnisse und der sich hieraus ableitenden Folgen für den Naturhaushalt und das Vorhaben, ist teilweise sehr gut geglückt, teilweise jedoch nicht gegeben.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse zu den in der Stellungnahme betrachteten Teilaspekten zusammenfassend dargestellt werden:

### Bestandserfassung

Der obligatorische Mindestumfang, der zur Ermittlung des Istzustandes von Stillgewässern nötig ist, wurde nicht durchgeführt.

Die durchgeführte einmalige Begehung zur Einschätzung der Quellschüttung und der Quellart ist aufgrund der großen Schüttungsschwankungen nicht ausreichend.

Chemische Vollanalysen erfolgten nur für Gewässer der Cluster (Gewässergruppen) 3 und 4. Ein belastbares Bewertungsfundament für die Cluster 1 und 2 fehlt demnach, obwohl gerade nährstoffarme Stillgewässer (die in die Cluster 1 und 2 eingeordnet wurden) gegenüber Veränderungen besonders empfindlich reagieren.

Die Bestanderfassung der Fauna ist unter Berücksichtigung der aktuellen Rechtsprechung zu diesem Thema als veraltet einzustufen und kann ohne eine Aktualisierung nicht als ausreichende Grundlage zur Bewertung der Vorhabenwirkungen auf den Naturhaushalt eingestuft werden.

Die Untersuchungszeiträume für die biotischen Gewässerkomponenten entsprechen teilweise nicht den Vorgaben der Fachliteratur und sind damit in Frage zu stellen.

Zu einer Einschätzung der faunistischen Erfassungen hinsichtlich ihrer Belastbarkeit fehlen differenzierte Angaben zu den jeweiligen Erfassungsbedingungen (Tag der Erfassung, Witterungsverhältnisse, Wasserstände u.ä.).

Das angewandte Vorgehen zur Übertragung von Erfassungsergebnissen auf gleichartige Habitate ist aus fachlicher Sicht möglich, soweit die Voraussetzungen hierfür im Sinne der Repräsentativität der Erfassung und eines nachvollziehbaren Vorgehens bei der Ziehung von Analogieschlüssen gegeben sind. Dies ist im Falle der gewählten Probenahmestellen und der für die Bewertung der Quellen zugrunde gelegten Parameter nach dem vorliegenden Kenntnisstand nicht gewährleistet.

Im Falle eines potenziellen Vorkommens europarechtlich geschützter Arten ist eine lückenlose Erfassung geeigneter Habitate erforderlich, um bzw. Beeinträchtigungen des Erhaltungszustandes (vgl. §§ 19 und 34 BNatSchG zu vermeiden. Ob dies im Falle der Flusskrebse erfolgt ist, ist den Unterlagen nicht zu entnehmen.

#### Bestandsbewertung

Die Orientierungswerte für die Gewässerparameter des FFH-Lebensraumtyps 3150 „natürliche, nährstoffreiche Seen“ können nicht als Bewertungsmaßstab für nährstoffarme Gewässer (z.B. FFH-Lebensraumtyp 3160 „dystrophe Gewässer“) herangezogen werden, da für diese sehr viel geringere Erheblichkeitsschwellen angesetzt werden müssen.

Die angewandten Bewertungsmatrizes sind teilweise nicht nachvollziehbar abgeleitet. So ist zum Beispiel die Anwendung der ökologischen Zustandsstufen zur Bewertung des Bestandes des Makrozoobenthos im Rahmen der UVS als fragwürdig einzustufen, da die WRRL nicht auf die Einschätzung der Schutzbedürftigkeit der faunistischen Vorkommen abzielt. Die im Rahmen der Bewertung des Schutzgutes Fauna relevanten Parameter wie Seltenheit, Gefährdung, Schutzstatus etc. finden hierbei keine ausreichende Berücksichtigung. Gleiches gilt für die Verwendung des Krenalindex im Falle der untersuchten Quellen. Grundsätzlich ist eine Berücksichtigung von Arten, für welche eine besondere Schutzverantwortung besteht, erforderlich.

#### Auswirkungsprognose

Aus den einzelnen Gruppen wurden nicht, wie in den Planfeststellungsunterlagen dargestellt, repräsentative Gewässer zur Beurteilung der Auswirkungen durch das Pumpspeicherwerk Atdorf ausgewählt. Die Beurteilung der Auswirkungen erfolgte aufgrund von Modellierungen für ein Beispielgewässer. Ein Beispielgewässer reicht nicht aus, um die Vielzahl der Stillgewässer im Wirkraum repräsentativ widerspiegeln zu können. Das Beispielgewässer kann nur als Bewertungsgrundlage für nährstoffreiche Stillgewässer, jedoch nicht für nährstoffarme herangezogen werden. Ziel führend wäre eine zusätzliche Modellierung aller Gewässerparameter für ein nährstoffarmes Gewässer.

Es konnte nicht zweifelsfrei dargelegt werden, dass sich die in den USA entwickelte Software „Bathtub“ für die Modellierung der Wasserqualität von deutschen Stillgewässern eignet. Die auf

Grundlage der Modellierung ermittelten Beeinträchtigungen der Stillgewässer im Wirkraum durch das PSW Atdorf werden daher in Frage gestellt.

Bis auf drei größere Gewässer haben alle Fließgewässer im Wirkraum einen MNQ von < 60 l/s. Entsprechend der Fachliteratur (LFU 2005) muss für diese ein höherer Mindestabfluss von  $\frac{1}{2}$  MNQ festgelegt werden, um erheblich negative, ökologische Auswirkungen auf das Gewässer vermeiden zu können. Eine Abflussreduktion von  $\geq 50$  % entspricht somit bereits der Erheblichkeitsstufe „hoch“ und nicht der Erheblichkeitsstufe „mittel“, wie in den Planfeststellungsunterlagen dargestellt.

Pauschale Aussagen zur Einschätzung der Erheblichkeit einzelner Wirkfaktoren für das gesamte Projektgebiet (z.B. Unerheblichkeit von Licht- und Staubimmissionen bzw. von Schwebstoffeinträgen, Regenerationsfähigkeit von Fließgewässern) können nicht nachvollzogen werden und sind aus fachlicher Sicht anzuzweifeln. Ohne differenzierte Darlegungen der jeweiligen Betroffenheit und der Wirkungsintensität kann eine Erheblichkeit nicht ausgeschlossen werden.

Im Falle der Gehölzentnahmen für die geplante Freileitung ist eine differenzierte Bewertung der Auswirkungen auf die Fließgewässer erforderlich.

Der Auswirkungsprognose für die am Abbau durch die Grundwasserdotations betroffenen Quellen kann nach den vorliegenden Unterlagen nicht gefolgt werden. Die Einstufung der Erheblichkeit wird auf Grund dessen in Frage gestellt.

Auf Grund einer Betroffenheit durch das Vorhaben wird auch für die im Bereich der Deponie Schindelgraben betroffenen Quellen eine differenzierte Bestands- und Wirkungsanalyse für erforderlich erachtet.

Der Vermeidung einer weiteren Verbreitung des Krebspestereggers durch die Entnahme von Wanderhindernissen, die Dotation von Gewässern, die Wasserentnahme aus dem Rhein und Bautätigkeiten in und am Gewässer ist größte Aufmerksamkeit zu schenken, um die Vorkommen des Dohlenkrebses zu schützen.

#### Kompensationsmaßnahmen

Die Kompensationsmaßnahmen weisen überwiegend Mängel bei der Nachvollziehbarkeit der Zielbiototypen, fehlende Darstellungen der Ist-Biotopzustände und der Auffindbarkeit und Abgrenzung der einzelnen Maßnahmen in den Maßnahmenplänen auf. Diese grundlegenden Mängel führen zu Unklarheiten bei der Bilanzierung.

- Die Maßnahme VV 04 „Fließgewässerdotations“ wird nicht beanstandet. Mängel ergeben sich jedoch beim Fließgewässer-Monitoring. Die Monitoringintervalle müssen verdichtet und auch die Gewässerfauna in regelmäßigen Abständen untersucht werden.
- Die Maßnahme VV I.1 „Grundwasserdotations“ wird nicht beanstandet. Ergänzungen ergeben sich in Bezug auf das Monitoring. Die Überprüfung der Belastungsgrößen sollte wöchentlich erfolgen. Alle Größen im Dotationswasser, die höher sind als die des Referenzwasserkörpers, sollten in das regelmäßige Monitoring integriert werden. Dazu gehören Ammonium, DOC, TOC und die Säurekapazität.

- Da kein Abgleich des Bestandes mit dem geplanten Zielbiototyp durchgeführt werden kann, wird die Maßnahme 1O2 als nicht prüfbar eingestuft.
- Die Maßnahme 1O5 wird generell als sinnvoll eingestuft. Da sowohl Mängel bei der Bestandsdarstellung wie auch bei der Bilanzierung der Maßnahme vorhanden sind, wird die Maßnahme 1O5 als nicht prüfbar angesehen.
- Die Maßnahme 1O6 wird generell als sinnvoll eingestuft. Aufgrund des unzureichend abgebildeten Ist-Biotopbestandes, der unstimmigen Bilanzierung sowie fehlender Erläuterungen zum Vorgehen der Anrechnung der unterschiedlichen Kompensationskategorien sollte die Maßnahme ohne Überarbeitung nicht anerkannt werden.
- Maßnahme 1O7 ist als positiv zu bewerten. Aufgrund von ungenügenden Bestandsbeschreibungen und teilweise nicht feststellbaren Maßnahmengrenzen auf den Maßnahmenplänen sollte die Maßnahme 1O7 nicht ohne Überarbeitung genehmigt werden, da die Nachvollziehbarkeit nicht lückenlos gegeben ist.
- Die Maßnahme 1A6 wird als sinnvoll angesehen, jedoch kann der Maßnahmenumfang aufgrund unterschiedlicher Angaben in den Planfeststellungsunterlagen nicht eindeutig geklärt werden. Des Weiteren muss die Maßnahmen wegen der Neophyten-Problematik um eine Kontrolle der Neophyten auf der Kompensationsfläche ergänzt werden.
- Maßnahme 1A8 wird als sinnvoll angesehen. Mängel ergeben sich bei der Bilanzierung der Kompensationsflächen, da die in den Maßnahmenblättern dargestellten Nummern in der Bilanzierung nicht wiedergefunden werden können und so keine Nachvollziehbarkeit der Bilanzierung gegeben ist.
- Die Maßnahme 1E1 wird als sinnvoll angesehen. Ergänzungen sind nicht notwendig.

#### Risikomanagement und Monitoring

Um Prognoseunsicherheiten bezüglich der Vorhabenwirkungen und der zur Vermeidung und Kompensation vorgesehenen Maßnahmen zu begegnen, ist ein umfangreiches Monitoring- und Messprogramm erforderlich, welches seitens des Vorhabenträgers zur Freigabe durch die zuständigen Behörden zu erarbeiten ist. Hierbei ist auch eine Erfassung des Ist-Zustandes vor Baubeginn mitzuberücksichtigen. Den hieraus resultierenden Anpassungen der Wirkungsprognose ist durch eine geeignete Kompensation zu begegnen. Das Risikomanagement muss neben dem Monitoring im Sinne einer Erfassung des Ist-Zustandes des Naturhaushaltes und der Aufnahme seiner Veränderungen auch geeignete Gegensteuerungsmaßnahmen umfassen, die bei einer fehlenden Wirksamkeit von festgesetzten Maßnahmen ergriffen werden können.



## 9 Literatur

- AG QUALITÄTSMANAGEMENT DER UVP-GESELLSCHAFT (2006): Leitlinien für eine gute UVP-Qualität. Version 1.1.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2011): Critical Loads stickstoffempfindlicher Lebensraumtypen in Bayern. Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos –Phylib-, Stand Januar 2012.
- BFN: Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz. LWF Wissen 59.
- BUNDESMINISTERIUMS FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG (BMVI) (2009): Entwicklung von Methodiken zur Umsetzung der Eingriffsregelung und artenschutzrechtlicher Regelungen des BNatSchG sowie Entwicklung von Darstellungsformen für landschaftspflegerische Begleitpläne im Bundesfernstraßenbau Gutachten F+E Projekt Nr.02.0233/2003/LR.
- BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (BNATSchG) - Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), in Kraft getreten am 01. März 2010, zuletzt geändert durch Artikel 421 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474).
- BULLER, N. (2008): Crayfish Plague, Department Health Laboratories, Australian and New Zealand Standard Diagnostic Procedure, Stand September 2008.
- DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- EISENBAHN-BUNDESAMT (EBA) (2012): Umwelt-Leitfaden zur eisenbahnrechtlichen Planfeststellung und Plangenehmigung sowie für Magnetschwebbahnen. Teil V: Behandlung besonders und streng geschützter Arten in der eisenbahnrechtlichen Planfeststellung - Stand Oktober 2012.
- FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung: Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- FRENZ, W. & MÜGGENBORN, H.-J. (HRSG.) (2016): BNatSchG Bundesnaturschutzgesetz Kommentar, 2. Auflage, Erich Schmidt Verlag GmbH Berlin, 2016.
- GASSNER, E., WINKELBRANDT, A., BERNOTAT, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung; Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung, 5. Auflage.
- GESETZ ÜBER DIE UMWELTVERTRÄGLICHKEITSPRÜFUNG (UVPG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das zuletzt durch Artikel 93 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

GESETZ ZUR ORDNUNG DES WASSERHAUSHALTES (WASSERHAUSHALTSGESETZ - WHG) in der Fassung vom 31.07.2009, das zuletzt durch Artikel 12 des Gesetzes vom 24. Mai 2016 (BGBl. IS. 1217) geändert werden ist.

GRUTTKE, H. (2004): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten . Referate und Ergebnisse des Symposiums „Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Tierarten mit Vorkommen in Mitteleuropa“ auf der Insel Vilm vom 17.-20. November 2003, Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 8, Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg 2004.

HÖLTERMANN, A; KLINGENSTEIN, F.; SSYMANK, A. (BFN): Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz.

KALBE, L. (1997): Limnische Ökologie. Teubner-Reihe Umwelt. Springer Fachmedien Wiesbaden.

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. UTB, Stuttgart.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) UND BUNDESMINISTER FÜR VERKEHR (BMV) (1991): Pegelvorschrift, Anlage D, Richtlinie für das Messen und Ermitteln von Abflüssen und Durchflüssen. Hamburg und Bonn. Verlag Paul Parey.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Schwerin.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. 1. Auflage. Karlsruhe.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2010): Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg. Feinverfahren.. 3. Auflage. Karlsruhe.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2009): Arten, Biotope, Landschaft. Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten. Feinverfahren. 4. Auflage. Karlsruhe.

LAWA-AO – RAHMENKONZEPTION MONITORING (2007): Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Arbeitspapier II.

LUBW (2009): Überwachungsergebnisse Makrophyten und Phytobenthos 2006 – 2008.

MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., HERING, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung , Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Stand Mai 2006.

MEYER, P. (2011): Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie. Forstarchiv 82, Heft 4, S. 155 – 164. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.

MKULNV NRW (2013): Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. Forschungs-

- projekt des MKULNV Nordrhein-Westfalen (Az.: III-4 - 615.17.03.09). Bearb. FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier): J. Bettendorf, R. Heuser, U. Jahns-Lüttmann, M. Klußmann, J. Lüttmann, Bosch & Partner GmbH: L. Vaut, Kieler Institut für Landschaftsökologie: R. Wittenberg. Schlussbericht (online).
- MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- OIDTMANN, B., HEITZ, E., ROGERS, D., HOFFMANN, R.W. (2002): Transmission of crayfish plague in: Diseases of aquatic organisms, Vol. 52:159-167, 2002.
- OIDTMANN, B. & HOFFMANN, R. W. (1998): Die Krebspest, erschienen in Stapfia 58, Neue Folge Nr. 137 (1998), 187-196.
- ÖKOKONTOVERORDNUNG BADEN-WÜRTTEMBERG vom 19. Dezember 2010.
- RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES VOM 23. OKTOBER 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WASSERRAHMENRICHTLINIE).
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biondeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 99-119.
- RUNGE, H., SIMON, M. & WIDDIG, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. von: Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit-Viergutz, J., Szeder, K.).- Hannover, Marburg.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ CH., STELZER, D., VOGEL, A. GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib - Stand Januar 2012, im Auftrag des Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- SCHINDLER, H. (2005): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades im Institut für Naturwissenschaften der Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (4).
- STAATLICHE NATURSCHUTZVERWALTUNG (LFU) (1999): Fachdienst Naturschutz. Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung im Außenbereich. Grundzüge. Merkblatt 1.
- SCHWÖRBEL J., BRENDENBERGER, H. (2005): Einführung in die Limnologie. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.
- WASSERWIRTSCHAFTSVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (H2O): Kartierung und Bewertung der Quellstruktur.