BNGF

UMWELT PLANUNG GUTACHTEN

MAN Energy Solutions:

Antrag Neuerteilung Nutzwassererlaubnis

Gewässerökologisches Gutachten

ANLAGE 7

Auftraggeber

MAN Energy Solutions

MAN ES, Stadtbachstraße 1, 86153 Augsburg

09.04.2020

BNGF

UMWELT PLANUNG GUTACHTEN

MAN Energy Solutions:

Antrag Neuerteilung Nutzwassererlaubnis

Gewässerökologisches Gutachten

ANLAGE 7

BNGF GmbH, Zugspitzstr. 17, 82396 Pähl

Projektleitung:	Dr. Kurt Seifert
Bearbeitung:	Dr. Sabine Bernhard M. Sc. Marius Heiß Dr. Roland Meyer Dipl. Ing. (FH) Julia Schmid Dr. Stefan Schütz M. Sc. Philip Wendt

Inhaltsverzeichnis

Seite

1. Anlass und Aufgabenstellung 1

2. Untersuchungsgebiet und maßgebliche Kenndaten 2

2.1 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes und der Untersuchungsabschnitte 2

2.2 Einstufung der Wasserkörper innerhalb des Untersuchungsgebietes nach WRRL/WHG 4

2.2.1 Oberflächenwasserkörper F147 “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach” 4

2.2.2 Oberflächenwasserkörper F126 “Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“ 8

2.2.3 Oberflächenwasserkörper F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ 11

2.2.4 Grundwasserkörper G041 13

2.3 Hydrologie 14

2.3.1 FWK F126 (Lech) 14

2.3.2 FWK F124 (Lech) 16

2.3.3 FWK F147 (Lechkanäle) 17

2.4 Temperaturregime der Gewässer im Untersuchungsgebiet 19

3. Beschreibung des Vorhabens 21

4. Grundlegende Wirkungsebenen und Wirkungspfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie 23

4.1 Wasserentnahme 23

4.1.1 Hydrologie/Hydraulik der Lechkanäle 23

4.1.2 Schäden von Organismen an den Entnahmebauwerken 23

4.2 Wärmeeinleitung 24

4.2.1 Temperaturbeeinflussung der Gewässer 24

4.2.2 Empfindlichkeiten von Fischen gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper 25

4.2.3 Empfindlichkeiten von Makrozoobenthos gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper 26

5. Grundlagen und Methodik 27

5.1 Nationale und europäische Richtlinien und fachrechtliche Grundlagen 27

5.2 Datengrundlagen 27

5.2.1 Vom Vorhabensträger zur Verfügung gestellte Daten und Unterlagen 27
5.2.2 Amtliche Daten 28
5.2.3 Vom BNGF durchgeführte Erhebungen und Untersuchungen 28
5.3 Temperaturmessungen und Auswertungszeitraum 28
5.4 Kartierung der Gewässerstruktur und der Fischhabitate 30
5.5 Makrozoobenthoserhebungen 32
5.6 Elektrobefischungen 32
5.7 Siebbanduntersuchungen 33
5.8 Fotodokumentation 35
6. IST-Zustand 36
6.1 Historie Lechkanäle 36
6.2 Abflussverhältnisse im Lech und in den Lechkanälen im Untersuchungsjahr 2018-2019 36
6.3 Anforderungen an die unterstützende Qualitätskomponente „Temperatur“ gemäß OGewV 39
6.4 Vorlauftemperaturen im Untersuchungsjahr 2018-2019 40
6.4.1 Monatsmittelwerte 40
6.4.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen 42
6.5 Thermische Vorbelastungen der Gewässer oberhalb der MAN Einleitstellen 43
6.5.1 FWK F126 43
6.5.2 FWK F124 43
6.5.3 FWK F147 44
6.6 Einleitmengen und -zeiten an der Einleitstelle E3/A29 im Untersuchungsjahr 44
6.7 Thermische Beeinflussung des FWK F147 durch die MAN 45
6.7.1 Ort der vollständigen Durchmischung 45
6.7.1.1 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit den Vorlauftemperaturen 46
6.7.1.2 Vergleich der gemessenen hochsommerlichen Maximal-Temperaturen oh. und uh. MAN 50
6.7.2 Stadtbach im unmittelbaren Einflussbereich 51
6.7.2.1 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit gemessener Temperatur oh. und uh. MAN 51
6.7.2.2 Vergleich der gemessenen hochsommerlichen Maximal-Temperaturen oh. und uh. MAN 56
6.8 Sauerstoffgehalt des FWK F147 57
6.9 Elektrische Leitfähigkeit des FWK F147 59
6.10 Thermische Beeinflussung des FWK F124 (Lech) durch die MAN 60
6.10.1 Maßgebliche Rahmenbedingungen und Mischungsverhältnisse 60
6.10.2 Messstelle Lech (M7) 60
6.10.3 Einfluss der Wertach auf das Temperaturregime im FWK F124 61

6.10.4 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit den Vorlauftemperaturen 64
6.11 Hydromorphologische und ökomorphologische Situation 68
6.11.1 Bestehende hydromorphologische und ökomorphologische Defizite 68
6.11.2 Ergebnisse der Struktur- und Habitatkartierung 70
6.11.2.1 Kieslaichplätze und Jungfischhabitate 70
6.11.2.2 Alt- und Nebengewässer 74
6.11.2.3 Rekrutierung 75
6.11.2.4 Quervernetzung 76
6.11.2.5 Sohlstruktur 77
6.11.2.6 Böschungsstruktur 78
6.11.2.7 Gesamtbewertung 79
6.12 Makrozoobenthos 81
6.12.1 Bewertung nach WRRL 81
6.12.1.1 Amtliche Erhebung im FWK F126: “Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“ 81
6.12.1.2 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F126: “Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“ 82
6.12.1.3 Amtliche Erhebung im FWK F124: „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ 82
6.12.1.4 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F124: „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ 82
6.12.1.5 Amtliche Erhebung im FWK F147: “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach” 83
6.12.1.6 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F147: “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach” und Auslaufkanal 83
6.12.2 Auswertung hinsichtlich thermosensibler Artgruppen 85
6.13 Fischfauna 88
6.13.1 Arteninventar 88
6.13.2 Individuenzahlen, Biomasse, Dominanzverhältnisse 89
6.13.3 Einheitsfang 94
6.13.4 Ökologische Ausprägung der Fischfauna 95
6.13.5 Anteil an temperatursensiblen Arten 97
6.13.6 Fortpflanzungsverhältnisse 99
6.13.7 Bewertung der Fischfauna nach WRRL 102
6.13.7.1 Methodische Hinweise zu fiBS 102
6.13.7.2 Bewertung der FWK des Untersuchungsgebietes 104
6.13.7.3 Ursachen für die Nichterreichung des guten ökologischen Potenzials der Fischfauna im Untersuchungsgebiet 106
6.13.8 Naturschutzfachlich relevanten Arten und Bewertungen 108
6.13.8.1 Autochthone Fischarten und Neozoen 108
6.13.8.2 Arten der Roten Listen Deutschland und Bayern Süd 109
6.13.8.3 Erhaltungszustände der Fischarten des Anhang-II der FFH-Richtlinie im FFH-Gebiet 7431-31.01 „Lechauen nördlich Augsburg“ 110
6.13.9 Einfluss der Temperatureinleitung der MAN auf die Fischfauna im Ist-Zustand 113

6.13.9.1 Flusswasserkörper F147 “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach” ... 113
6.13.9.2 Flusswasserkörper F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ ... 116
6.14 Fischschutz und Fischanfall in den Entnahmebauwerken ... 120
6.14.1 Fischschutz ... 120
6.14.1.1 Beschreibung der Anlagen im Bestand ... 120
6.14.1.2 Anforderungen an Fischschutzanlagen gem. aktueller Richtlinien ... 125
6.14.1.3 Bewertung der Fischschutzanlagen ... 126
6.14.2 Fischanfall ... 129
6.14.2.1 Individuenzahlen und Fischarten ... 129
6.14.2.2 Fischgrößen ... 130
6.14.2.3 Naturschutzfachliche Einstufung der Fischarten im Rechen-/Siebgut ... 131
6.14.2.4 Vitalität/Schädigungsraten ... 132
6.14.3 Zusammenfassung ... 133
6.15 Makrophyten und Phytobenthos ... 134
7. Maßnahmen zur Verbesserung/Vermeidung/Verminderung ... 135
8. Prognose der Umweltauswirkungen des Vorhabens ... 136
8.1 Vorbemerkung zu den Eingangsparametern der Prognose ... 136
8.2 Thermische Beeinflussung des FWK F147 ... 138
8.2.1 Prognose der Temperaturerhöhung/Maximaltemperaturen am Ort der vollständigen Durchmischung ... 138
8.2.1.1 Temperaturerhöhung (gl-6h-Mittelwerte) ... 138
8.2.1.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte) ... 139
8.2.1.3 Temperaturerhöhung und Temperaturmaxima während der Bachablässe ... 139
8.2.2 Thermische Beeinflussung des Stadtbachs im unmittelbaren Einflussbereich ... 140
8.2.2.1 Temperaturerhöhung (gl-6h-Mittelwerte) ... 140
8.2.2.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte) ... 140
8.2.2.3 Temperaturerhöhung und Temperaturmaxima während der Bachablässe ... 140
8.3 Thermische Beeinflussung des FWK F124 ... 141
8.3.1 Temperaturerhöhung bzw. -abkühlung (gl-6h-Mittelwerte) ... 141
8.3.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte) ... 142
8.4 Auswirkungen der Temperatureinleitung auf die Fischfauna ... 142
8.5 Prognose hinsichtlich Fischschutz/Fischanfall im Bereich der Entnahmebauwerke ... 145
9. Beurteilung des Vorhabens hinsichtlich Vereinbarkeit mit WHG und WRRL ... 146
9.1 Allgemeine Hinweise zum Verschlechterungsverbot/Verbesserungsgebot nach WRRL ... 146

9.1.1 Verschlechterungsverbot ... 146
9.1.2 Verbesserungsgebot ... 148
9.2 Beurteilung des Vorhabens ... 148
9.2.1 Auswirkungen auf die QK Makrozoobenthos (MZB) ... 149
9.2.2 Auswirkungen auf die QK Fischfauna ... 149
9.2.2.1 Bewertungen nach § 27 WHG (Verschlechterungsverbot, Verbesserungsgebot) ... 149
9.2.2.2 Bewertungen nach § 12 WHG ... 150
9.2.3 Auswirkungen auf die QK Makrophyten/Phytobenthos ... 151
9.2.4 Auswirkungen auf die unterstützenden hydromorphologischen Qualitäts-komponenten 151
9.2.4.1 Wasserhaushalt ... 151
9.2.4.2 Durchgängigkeit ... 152
9.2.4.3 Morphologie ... 152
9.2.5 Auswirkungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskom-ponenten... 153
9.2.5.1 Sauerstoffverhältnisse ... 153
9.2.5.2 Temperatur ... 153
9.2.6 Auswirkungen des Vorhabens auf die flussgebietsspezifischen Schadstoffe (unterstützende Komponenten) ... 153
9.2.7 Auswirkungen auf den chemischen Zustand ... 153
9.3 Veränderung des mengenmäßigen/chemischen Zustandes des Grundwasserkörpers ... 153
10. Prüfung gem. Umweltschadengesetz (USchadG) ... 155
11. Zusammenfassung ... 156
11.1 Vorhaben ... 156
11.2 Betroffene Gewässer, Wirkfaktoren und Untersuchungen ... 156
11.3 Thermische Auswirkungen des Vorhabens ... 157
11.4 Auswirkungen auf biologische Qualitätskomponenten und naturschutzfachliche Belange ... 158
11.4.1 Fischfauna ... 158
11.4.2 Makrozoobenthos (MZB) ... 159
11.5 Zusammenfassend Bewertung ... 160
12. Literatur ... 161

Anhänge

Anhang 1: Umstufung des Flusswasserkörpers F147

Anhang 2: Bewertungsschlüssel für die abschnittsbezogene, funktionale Habitatbewertung

Anhang 3: Auflistung der Kieslaichplätze mit Kennzahlen und Bewertung

Anhang 4: Auflistung der Jungfischhabitate mit Kennzahlen und Bewertung

Anhang 5: Auflistung der Wasserflächen mit Altgewässerfunktion mit Kennzahlen und Bewertung

Anhang 6: Zusammenstellung aller Einzelergebnisse der abschnittsbezogenen funktionalen Habitatbewertung

Anhang 7: Übersichtspläne der Struktur- und Habitatkartierung

Anhang 8: Fachbericht Makrozoobenthos

Anhang 9: Lage der Befischungsstrecken

Anhang 10: Fotodokumentation

Anhang 11: Ergänzende Auswertungen und Darstellungen zur Temperatur

Anhang 12: Potenzialzönosen der FWK F147, F124 und F126

Anhang 13: Amtliche Untersuchungsergebnisse der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ nach WRRL

Anhang 14: Schematische Darstellung der Augsburger Triebwerkskanäle und Bachläufe ergänzt um die Kennzeichnung der als FWK ausgewiesenen Abschnitte

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 1: Gewässerabschnitte innerhalb des UG und ihre Zugehörigkeit zu FWK 2
Tab. 2: Stammdaten des FWK F147 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015) 5
Tab. 3: Stammdaten des FWK F126 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015) 9
Tab. 4: Stammdaten des FWK F124 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015) 12
Tab. 5: Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Haunstetten“ (Jahresreihe 1976–2012; Datenquelle: LfU Bayern) 15
Tab. 6: Mindestwassermenge des Lechs flussabwärts des Hochablasses 15
Tab. 7: Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ (Jahresreihe 1960–2012) (Datenquelle: LfU Bayern) 17
Tab. 8: Beantragte maximale Mengen für die Wasserentnahme 21
Tab. 9: Beantragte maximale Mengen für die Wassereinleitung 21
Tab. 10: Lageinformation zu den im Untersuchungsgebiet etablierten Messstellen 29
Tab. 11: Gemessene Parameter je Messstelle 29
Tab. 12: Übersicht der im Rahmen des Projekts durchgeführten Elektrobefischungen 32
Tab. 13: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern. Werte für Temperatur und Temperaturerhöhung mit Zuordnung der Fischgemeinschaften zu den Gewässertypen (OGewV) 39
Tab. 14: Anbindung und Habitatqualität der Wasserflächen mit Altgewässerfunktion 75
Tab. 15: Übersicht über die 2018 und 2019 bei der eigenen MZB-Erhebung bearbeiteten Probestellen 81
Tab. 16: Prozentuale Individuenanteile von Ephemeroptera, Plecoptera und Gastropoda an den drei Probestellen im Stadtbach bzw. Auslaufkanal 86
Tab. 17: Fischartennachweise beider Befischungsdurchgänge (Herbst 2018, Sommer 2019) in den untersuchten FWK aufgeschlüsselt nach naturschutzfachlichem Status und ökologischen Gilden. 88
Tab. 18: Individuenzahlen der im Rahmen der Elektrobefischungen erfassten Fische je FWK sowie bezogen auf das gesamte UG 90
Tab. 19: Biomasse der im Rahmen der Elektrobefischungen erfassten Fische je FWK sowie bezogen auf das gesamte UG 91
Tab. 20: Einteilung der im Untersuchungsgebiet durch Elektrofischerei nachgewiesenen Fischarten in die Strömungsgilden rheophil, indifferent und stagnophil. 95
Tab. 21: Gegenüberstellung der Fangergebnisse 2018/2019 mit den Potenzialzönosen der jeweiligen FWK in Hinblick auf die Gildenzugehörigkeit 96
Tab. 22: Temperatursensibilität und Vorkommen (Individuenzahlen) der in den einzelnen FWK erfassten Fischarten 98
Tab. 23: Übersicht der je FWK nachgewiesenen Jungfische unterteilt in 0+ Fische und Jungfische älter 0+ sowie der Anteil an adulten Tieren 100
Tab. 24: Überschicht der Jungfischnachweise in den untersuchten FWK sowie für das gesamte Untersuchungsgebiet 101
Tab. 25: Vergleich der prozentualen Fanganteile der nachgewiesenen Leitfischfauna mit den jeweiligen Referenzanteilen (Potenzialzönosen) je FWK 107
Tab. 26: Art- und Individuennachweise der autochthonen bzw. neozoischen Fischfauna in den untersuchten FWK 108
Tab. 27: Arteninventar, Individuenzahlen und Einheitsfänge des von der thermischen Einleitung E3/A29 beeinflussten Stadtbachs und des unbeeinflussten Proviantbachs. Zusätzlich ist die Thermosensibilität der einzelnen Arten dargestellt: oligo-stenotherme Arten sind orange markiert 115
Tab. 28: Arteninventar, Individuenzahlen und Einheitsfänge des von der thermischen Einleitung E3/A29 beeinflussten Auslaufkanals unterhalb des KW Wolfzahnau, dem untersuchten Bereich des

FWK F124 und dem unbeeinflussten Kontrollbereich im FWK F126. Zusätzlich ist die Thermosensibilität der einzelnen Arten dargestellt: oligo-stenotherme Arten sind orange markiert ... 118
Tab. 29: Zusammenstellung der Anforderungen an Fischschutzanlagen nach LUBW Handreichung Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Fachliche Grundlagen, September 2016 ... 126
Tab. 30: Rechnerische Anströmgeschwindigkeiten des Grobrechens bei ausgewählten Abflussszenarien und Eintauchtiefen des Rechens. ... 127
Tab. 31: Rechnerische Anströmgeschwindigkeiten des Feinrechens bei ausgewählten Abflussszenarien und Eintauchtiefen des Rechens. ... 127
Tab. 32: Übersicht der an den drei Terminen je Entnahmestelle bzw. Reinigungseinheit angefallenen Fische ... 129
Tab. 33: Fischarteninventar/Individuenzahlen im Spülwasser der verschiedenen Entnahmeanlagen – Summe aller Termine im Jahr 2019. ... 130
Tab. 34: Übersicht über den Rote-Liste und FFH-Status der nachgewiesenen Arten ... 131
Tab. 35: Zusammenstellung der Abflüsse (Monatsmittel) in den Lechkanälen, Lech und Wertach für die Berechnung der Prognose ... 136
Tab. 36: Nachgewiesene oligo-stenotherme Fischarten im Untersuchungsgebiet und deren Temperaturansprüche (sofern in der Literatur verfügbar) ... 143
Tab. 37: Überblick über die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deren Parameter nach OGewV, Anlage 3. ... 151
Tab. 38: Übersicht der einzelnen Querbauwerke der Lech Flusswasserkörper F126 und F124 und dem Auslaufkanal. ... 152

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Lage der FWK und der Gewässerabschnitte sowie des Betriebsgeländes der MAN im UG ... 3
Abb. 2: Amtliche Abgrenzung des FWK F147 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern) ... 4
Abb. 3: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F147 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern) ... 6
Abb. 4: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F147 (Quelle: LfU Bayern). ... 7
Abb. 5: Amtliche Abgrenzung des FWK F126 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern) ... 8
Abb. 6: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F126 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern) ... 9
Abb. 7: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F126 (Quelle: LfU Bayern) ... 10
Abb. 8: Amtliche Abgrenzung des FWK F124 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern) ... 11
Abb. 9: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F124 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern) ... 12
Abb. 10: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F124 (Quelle: LfU Bayern) ... 13
Abb. 11: Charakteristische gemittelte Abflussganglinie des Lechs („Normaljahr“ bezogen auf die Jahresreihe 1975–2019, Tagesmittelwerte) für den Pegel „Haunstetten“ (Datenquelle: LfU Bayern) ... 14

Abb. 12: Charakteristische gemittelte Abflussganglinie des Lechs („Normaljahr“ bezogen auf die Jahresreihe 1959–2019, Tagesmittelwerte) für den Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ (Datenquelle: LfU Bayern) 16
Abb. 13: Abflussregime Stadtbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) 18
Abb. 14: Abflussregime Proviantbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) 19
Abb. 15: Abflussregime Auslaufkanal (Monatsmittelwerte) 19
Abb. 16: Temperaturregime des Lechs am Hochablass 2014–2018 (Jahresmittelwerte) 20
Abb. 17: Temperaturregime des Lechs am Hochablass 2014–2018 (Monatsmittelwerte) 20
Abb. 18: Schematische Darstellung der vom Vorhaben betroffenen Gewässer 22
Abb. 19: Siebtrommelanlage S4/E14 am Proviantbach (links) und Auffangzylinder aus Gaze am Ausleitrohr des Siebabspritzwasser (rechts) 34
Abb. 20: Siebtrommelanlage S3/A29 am Stadtbach mit Abflussrinne (links) und Siebgut-Abflussrinne mit Gaze-Auffangsack (rechts) 34
Abb. 21: Siebbandanlage S1/A7 (Malvasierbach) mit Siebgutkanal (links) und Rechteck-Kescher während der Probenahme (rechts) 34
Abb. 22: Abfluss des Lech am Pegel Haunstetten (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr 36
Abb. 23: Abfluss des Lech am Pegel Augsburg uh Wertach (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr 37
Abb. 24: Abfluss Stadtbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr 37
Abb. 25: Abfluss Proviantbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr 38
Abb. 26: Abfluss Auslaufkanal (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr 38
Abb. 27: Temperatur Malvasierbach M1 (Monatsmittelwerte) 40
Abb. 28: Temperatur Stadtbach oberhalb MAN M2 (Monatsmittelwerte) 40
Abb. 29: Temperatur Proviantbach oberhalb MAN M3 (Monatsmittelwerte) 41
Abb. 30: Temperatur Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) oberhalb MAN, Wertach (M6) sowie Lech Hochablass im Vergleich (Monatsmittelwerte) 42
Abb. 31: Hochsommerliche Vorlauftemperaturen August 2018 im Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) sowie Malvasierbach (M1) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 42
Abb. 32: Hochsommerliche Vorlauftemperaturen Juli 2019 im Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) sowie Malvasierbach (M1) im Vergleich (Stundenmittel als gl-6h-Mittel) 43
Abb. 33: Einleitmenge an E3/A29 in den Stadtbach (Monatsmittelwerte) 44
Abb. 34: Einleitmenge an E3/A29 in den Stadtbach (Tagesmittelwerte) 45
Abb. 35: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 46
Abb. 36: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 47
Abb. 37: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 48
Abb. 38: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 49
Abb. 39: Hochsommerliche Temperaturen August 2018 Auslaufkanal (M5) und Vorlauf Stadtbach (M2) und Vorlauf Proviantbach (M3) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 50
Abb. 40: Hochsommerliche Temperaturen 2019 Auslaufkanal (M5) und Vorlauf Stadtbach (M2) und Vorlauf Proviantbach (M3) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 51
Abb. 41: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 52
Abb. 42: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 53
Abb. 43: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) 54

Abb. 44: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 55
Abb. 45: Hochsommerliche Temperaturen 2018 im Stadtbach oh. und uh. MAN im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 56
Abb. 46: Hochsommerliche Temperaturen 2019 im Stadtbach oh. und uh. MAN im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 57
Abb. 47: Sauerstoffgehalte im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Monatsmittelwerte) ... 58
Abb. 48: Sauerstoffsättigung im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Monatsmittelwerte) ... 58
Abb. 49: Sauerstoffgehalte August 2018 im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Tagesmittelwerte) ... 59
Abb. 50: Elektrische Leitfähigkeit (Monatsmittelwerte) ... 59
Abb. 51: Temperatur Lech Hochablass, Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) sowie Lech (M7) im Vergleich (Monatsmittelwerte) ... 61
Abb. 52: Hochsommerliche Temperaturen August 2018 Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) und Lech (M7) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 61
Abb. 53: Hochsommerliche Temperaturen Juli 2019 Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) und Lech (M7) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 62
Abb. 54: Temperaturdifferenz zwischen Lech uh Wertachmündung und Lech Hochablass (Mittelwerte je Monat – ohne Einleitung E3/A29 ... 63
Abb. 55: Rechnerische Mischtemperatur im Lech und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 65
Abb. 56: Rechnerische Mischtemperatur im Lech und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 66
Abb. 57: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 67
Abb. 58: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel) ... 68
Abb. 59: Lech zwischen Landsberg und Augsburg; links: historischer Zustand = Referenz-Zustand, rechts: heutiger Zustand ... 69
Abb. 60: Leerer Lech (F124) unterhalb des Wehrs Gersthofen nach Wasserausleitung ... 70
Abb. 61: Vorderer Lech (F147), ein Betonkanal ... 70
Abb. 62: Anzahl und Qualität der Kieslaichplätze im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten ... 72
Abb. 63: Anzahl und Qualität der Jungfischhabitate für rheophile Fischarten im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten ... 73
Abb. 64: Anzahl und Qualität der Jungfischhabitate für nicht-rheophile Fischarten im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten ... 74
Abb. 65: Bewertung des Parameters „Rekrutierung“ der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich. ... 76
Abb. 66: Bewertung des Parameters "Quervernetzung" der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich. ... 77
Abb. 67: Bewertung des Parameters Sohlstruktur der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich. ... 78
Abb. 68: Bewertung des Parameters Böschungsstruktur der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich. ... 79

Abb. 69: Abschnittsbezogene Gesamtbewertung aller Parameter (Rekrutierung, Quervernetzung, Böschungs- und Sohlstruktur) der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich. 80
Abb. 70: Ökologische Gesamtqualität der einzelnen Gewässerabschnitte 80
Abb. 71: Gewässerabschnitt des Stadtbachs (F147) unterhalb der MAN, im Bereich der eigenen Probestelle MZB-02 zum Zeitpunkt der Bachauskehr (linkes Bild, September 2018) und unter normalen Abflussverhältnissen (rechtes Bild, April 2019) 84
Abb. 72: Ermittelte Dominanzverhältnisse (Individuenzahl) der Fischfauna je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet. Unter Sonstige sind alle Arten zusammengefasst dargestellt, die nicht zu den zehn häufigsten Arten des Gesamtfangs zählen. 92
Abb. 73: Ermittelte Dominanzverhältnisse (Biomasse) der Fischfauna je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet. Unter Sonstige sind alle Arten zusammengefasst dargestellt, deren Gewicht bezogen auf den Gesamtfang nicht zu den zehn Arten mit dem höchsten Biomasseanteil zählen. 93
Abb. 74: Gemittelter Einheitsfang (Individuen pro 100 m und Biomasse pro 100 m, jeweils ± Standardfehler) je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet 94
Abb. 75: Verteilung der erfassten Individuen (Ind.) bzw. Biomasse (Biom.) auf die Strömungsgilden je FWK sowie bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet 97
Abb. 76: Verteilung der erfassten Individuen (Ind.) bzw. Biomasse (Biom.) bezogen auf die Temperatursensibilität je FWK sowie bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet 99
Abb. 77: Ökologisches Potenzial der Fischfauna nach fiBS. Vergleich der durch BNGF ermittelten fiBS-Scores (Herbst 18, Sommer 19 und „gepoolt“ 18/19) mit den amtlichen Bewertungen (amtl. Bew.) je FWK. 105
Abb. 78: Individuenanteile der Arten, die in der Roten Liste Deutschland (RLD) bzw. in der Roten Liste Bayern Süd (RL B S) mit einer Gefährdungsstufe gelistet werden (Kategorien: 0, 1, 2, 3, V). 109
Abb. 79: Kartenausschnitt des FWK F147 mit dem von der Einleitstelle E3/A29 thermisch beeinflussten Stadtbach und dem unbeeinflussten Proviantbach als Kontrollstrecke. Zusätzlich sind die Befischungsstrecken dargestellt. 114
Abb. 80: Lage der Befischungsstrecken im unbeeinflussten Kontrollbereich des FWK F126 und im Auslaufkanal im Unterwasser des KW Wolfzahnau (beeinflusster Bereich). Auf Höhe der Wertachmündung schließt sich der FWK 124 (blau dargestellt) an. 117
Abb. 81: Skizzenhafte Darstellung des dreistufigen Aufbaus der Reinigungsanlage in A7. Unterhalb der Reinigungsanlage befinden sich die beiden Entnahme-/Saugstellen S1/A7 und S2/A11. 121
Abb. 82: Seitenansicht des Grobrechens bei A7 am 19.09.2019; oben rechts Aufbau des Rechens. 122
Abb. 83: Seitenansicht des Feinrechens bei A7 am 19.09.2019; oben rechts Aufbau des Rechens. 122
Abb. 84: Feinrechen mit Förderband (rechts), Siebbandanlage mit Spülrinne (links) 123
Abb. 85: Leerung des Laubbunkers mittels LKW 123
Abb. 86: Rechen bei S3/A29, stadtbachseitig während der Bachauskehr am 19.09.2019 124
Abb. 87: Trommelsieb während der Spülung 124
Abb. 88: Blick in die Siebtrommel der Wasseraufbereitung S4/E14 124
Abb. 89: Einlauf der Spülrinne in den Proviantbach 124
Abb. 90: Längenhäufigkeits-Diagramm aller nachgewiesenen Fische (Fischlängen gerundet) 131
Abb. 91: Vitalität/Schädigung der im Filtergut der Siebbänder erfassten Fische aller Termine: Gesamtbetrachtung aller Anlagen (links) und der Reinigungsanlage bei A7 (rechts) 132
Abb. 92: Mortalitätsrate abhängig von der Fischgröße. Dargestellt sind die Daten der Siebbandanlage bei A7 aller drei Beprobungstermine. 133
Abb. 93: Eingangsparameter für die Berechnung der Prognose für die Einleitstelle E3/A29 am Beispiel 22. und 23. August 2018 137
Abb. 94: Konstellationen zur „Verschlechterung“ zwischen „unterstützenden“ und biologischen QK aus Lawa 2017 147

Glossar

Abundanz: Anzahl der Organismen in Bezug auf eine bestimmte Fläche oder Raumeinheit.
adult: erwachsen (geschlechtsreif).
anthropogen: durch menschlichen Einfluss bedingt.
Augsburger Kanäle: das Stadtgebiet von Augsburg ist von einer Vielzahl künstlich angelegter Kanäle durchzogen. Grundsätzlich lassen sich die Augsburger Kanäle in die von Lechwasser beschickten „Lechkanäle" sowie die mit Wertach und Singoldwasser beschickten „Wertachkanäle" unterteilen. Die Wertachkanäle bleiben vom Vorhaben gänzlich unberührt.
autochthon: in einem Gebiet selbstständig entstanden, bodenständig, standorttypisch, ursprünglich.
Autökologie: Ökologie von Arten; Untersuchung der Anpassung von Arten an ihren Lebensraum.
Biomasse: Gewicht einer Organismengruppe pro Flächen- oder Volumeneinheit.
Biozönose: Lebensgemeinschaft, Gemeinschaft von in Raum und Zeit zusammenlebenden Arten, Artenliste einer Lebensgemeinschaft.
Cypriniden: Karpfenartige Fische, Weißfische.
eurytherm: Bezeichnung für Arten, die an große Temperaturschwankungen angepasst sind.
Gilde: Gruppe von Arten mit ähnlichen Strategien der Ressourcennutzung oder ähnlichen Lebensformtypen.
Habitat: Lebensraum bestimmter Beschaffenheit und Lokalität (auch: Lebensraum einer Art oder eines Organismus).
indifferent: Bezeichnung für Organismen, die keine ausgeprägte Präferenz bezüglich eines lebensraumbestimmenden Faktors (z.B. Fließgeschwindigkeit) zeigen.
Interstitial (hyporheisches): (durchflossenes) Lückensystem der Gewässersohle (Bettsediment); Hohlraumsystem der Kiesschicht.
juvenil: jugendlich (nicht geschlechtsreif).
Kolmation: Verstopfung/Verlegung der Poren im Boden, Verminderung der Durchlässigkeit des Gewässerbodens durch Ablagerungen (äußere Kolmation) und Einlagerungen (innere Kolmation), Abdichtung der Bettsedimente.
Kelvin: Das Kelvin (Einheitenzeichen: K) ist die SI-Basiseinheit der thermodynamischen Temperatur und zugleich gesetzliche Temperatureinheit in der EU, der Schweiz und fast allen anderen Ländern. Das Kelvin wird vor allem in Naturwissenschaft und Technik zur Angabe von Temperaturen und Temperaturdifferenzen verwendet.
Krenal: Lebensraum der Quellregion eines Gewässers.
Lechkanäle: als Lechkanäle werden im vorliegenden Gutachten zusammenfassend alle Gewässer im Stadtgebiet von Augsburg bezeichnet, die im unmittelbaren Wirkbereich des Vorhabens liegen bzw. als Kontrollbereiche oberhalb der Einleitung dienen und in denen deshalb Untersuchungen stattfanden.
letal: tödlich.
lithophil: Bezeichnung für aquatische Organismen, die vorzugsweise auf Steinen vorkommen bzw. Steine (Kies) als Laichsubstrat bevorzugen.
Makrophyten: submerse Wasserpflanzen mit Körpergliederung in Wurzel, Stamm und Blatt; inkl. Moose und Characeen, lebende Pflanzenteile, Wurzelbärte, Ufergrasbüschel etc.; mit bloßem Auge deutlich erkennbar.
Makrozoobenthos: Sammelbezeichnung für wirbellose Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind.
meso-eurytherm: Bezeichnung für Arten, die mittlere bis große Temperaturschwankungen tolerieren bzw. an ein breites Temperaturspektrum angepasst sind.
Migration: Wanderung.
Morphologie: Wissenschaft von der Form/Gestalt.
Neozoen: aus entfernten Gebieten oder anderen Kontinenten nach 1492 (neu) eingewanderte oder eingebürgerte Tierarten.
Normaljahr: langjähriger Durchschnitt, in der Hydrographie auf das Abflussjahr bezogen.

Ökosystem: funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrer Umwelt in der Biosphäre, ein offenes System - durch Stoffkreisläufe zur Selbstregulierung befähigt, nie scharf abzugrenzen.

Phytobenthos: Algenaufwuchs des Gewässerbodens.

Phytoplankton: photoautotrophes Plankton bestehend aus Kieselalgen, Grünalgen, Goldalgen, Dinoflagellaten und Cyanobakterien.

Pontokaspischer Raum: Region auf dem eurasischen Kontinent mit Zentrum im Westteil der Eurasischen Steppe. Die Region ist benannt nach Pontos bzw. Pontus, dem antiken Namen des Schwarzen Meeres und dem Kaspischen Meer.

Population: Reproduktionsgemeinschaft in einem abgegrenzten Raum.

Potamal: Lebensraum der unteren Regionen fließender Gewässer

Prädation: Räuberdruck.

Rekrutierung: Rekrutierungspotenzial = strukturelle Grundlage (Laichplätze und Brut/Jungfischhabitate und deren räumliche Verknüpfung), welche die Versorgung eines Gewässerabschnittes mit Fischnachwuchs gewährleistet.

rheophil: strömungsliebend, Bezeichnung für Organismen, die sich mit Vorliebe in Gewässern mit starker Strömung aufhalten.

Rhithral: sommerkalte (< 20 °C), steinig-kiesige, gefällereiche Oberlauf-Region eines Fließgewässers.

rhithral: der Rhithralregion zugehörend.

Saprobie: Intensität des Abbaus organischer Substanzen durch Stoffwechselvorgänge. Die Saprobie ist ein Komplementärbegriff auf Trophie.

stagnophil: stillwasserliebend.

subletal: fast tödlich.

Zönose: siehe Biozönose.

Zooplankton: im Freiwasserraum lebender und mit der Wasserbewegung passiv treibender tierischer Anteil des Planktons (Plankton: Gesamtheit der im Freiwasserraum schwebenden (lebenden) Organismen mit gänzlich fehlender oder nur geringer Eigenbewegung: sie treiben passiv im Gewässer).

Abkürzungsverzeichnis

Cyp-R	Cyprinidengeprägtes Gewässer des Rhithral
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
FWK	Flusswasserkörper
HNB	Höhere Naturschutzbehörde
IFI	Institut für Fischerei, Bayerisches Landesamt für Landwirtschaft
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LRA	Landratsamt
MZB	Makrozoobenthos
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
QK	Qualitätskomponente
Sa-HR	Salmonidengeprägtes Gewässer des Hyporhithrals
UNB	Untere Naturschutzbehörde
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WWA	Wasserwirtschaftsamt

1. Anlass und Aufgabenstellung

Die MAN Energy Solutions SE (kurz MAN) entwickelt und produziert am Standort Augsburg als Maschinenbauunternehmen unterschiedliche Lösungen für den Energiemarkt – unter anderem große Motoren mit unterschiedlichsten Kraftstoffsystemen sowie Turbolader und weitere Komponenten.

Mit Bescheid der Stadt Augsburg, Umweltamt, vom 20.11.2001 wurde der MAN auf ihren Antrag vom 12.11.1996 eine gehobene Erlaubnis nach § 7 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) i. V. m. Art. 16 Bayer. Wassergesetz zur Entnahme von Grundwasser und Wasser aus den Augsburger Kanälen sowie zur Wiedereinleitung von erwärmtem Wasser in die Oberflächengewässer im Bereich des Betriebsgeländes erteilt. Die Erlaubnis ist bis zum 31.12.2020 befristet. Aufgrund der Befristung ist eine neue Beantragung der Erlaubnis erforderlich.

Das BNGF wurde seitens MAN mit der gewässerökologischen und naturschutzfachlichen Begutachtung des Vorhabens beauftragt. Im Rahmen der Begutachtung wurden durch das BNGF Bestandserhebungen und Untersuchungen zur Fisch- und Gewässerökologie sowie zu aquatischen Arten durchgeführt. Weiterhin wurde das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Ausstattung mit aquatischen Strukturen und Fischhabitaten kartiert.

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen des beantragten Vorhabens wurde das vorliegende Gewässerökologische Gutachten (GÖG) erstellt. In diesem werden die Wirkungen der beantragten Entnahme und der thermischen Einleitung betrachtet. Das Gutachten enthält eine Prognose und Beurteilung der Auswirkungen des Vorhabens auf die Gewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Kriterien und Anforderungen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und der Zielvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Darüber hinaus werden naturschutzfachliche Kriterien und Anforderungen geprüft. Eingehend betrachtet wurden in diesem Kontext die Gruppen Fische und Makrozoobenthos (aquatische wirbellose Kleintiere), welche sowohl biologische Qualitätskomponenten nach Wasserrahmenrichtlinie darstellen als auch naturschutzfachlich bedeutende Tiergruppen sind. In beiden Gruppen sind auch Arten enthalten, die gegenüber Temperaturerhöhungen sensibel sind.

Gleichzeitig stellt das Gewässerökologische Gutachten (GÖG) die fachlich-inhaltliche Grundlage dar für weitere, im Rahmen des Wasserrechtsverfahrens anzufertigende Fachbeiträge (FFH-Verträglichkeitsuntersuchung, spezieller artenschutzrechtlicher Fachbeitrag, jeweils in Bezug auf den aquatischen Bereich).

2. Untersuchungsgebiet und maßgebliche Kenndaten

2.1 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes und der Untersuchungsabschnitte

Das Untersuchungsgebiet (UG) stellt den Umgriff des Bereichs dar, innerhalb dessen Umweltwirkungen des beantragten Vorhabens erwartet werden können. Zum UG gehören zudem Bereiche, die als Referenz bzw. Kontrolle für die beeinflussten Gewässerabschnitte herangezogen werden können.

Die Lage des UG ist in Abb. 1 dargestellt. Das UG umfasst folgende Gewässerabschnitte (Tab. 1):

Tab. 1: Gewässerabschnitte innerhalb des UG und ihre Zugehörigkeit zu FWK

Gewässer	von F-km	bis F-km	FWK
Innerer Stadtgraben	0,7	0,0	F147
Stadtgraben	1,4	0,5	–
Malvasierbach	0,5	0,0	–
Vorderer Lech	3,5	2,7	F147
Stadtbach	2,7	0,0	F147
Proviantbach	2,4	0,0	F147
Auslaufkanal	1,0	0,0	–
Lech	39,8	35,3	F126 / F124

Der Innere Stadtgraben, der Vordere Lech, der Stadtbach sowie der Proviantbach gehören zu dem nach WRRL ausgewiesenen Flusswasserkörper (FWK) F147 „Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach“. Der Lech von F-km 39,8 bis F-km 38,9 ist Bestandteil des FWK F126 „Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“. Von der Einmündung der Wertach bei F-km 38,9 bis F-km 35,3 gehört der Lech zum FWK F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“. Ab dem Wehr Gersthofen (F-km 37,3), an dem das Lechwasser größtenteils aus dem Hauptfluss in den Lechkanal ausgeleitet wird, wird die Lech-Restwasserstrecke auch als „Leerer Lech“ bezeichnet. Der Stadtgraben, der Malvasierbach und der Auslaufkanal sind keinem FWK[1] zugewiesen.

[1] Für den Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027 wird der Auslaufkanal in den FWK F147 mit aufgenommen (siehe hierzu Kap. 2.2.1).

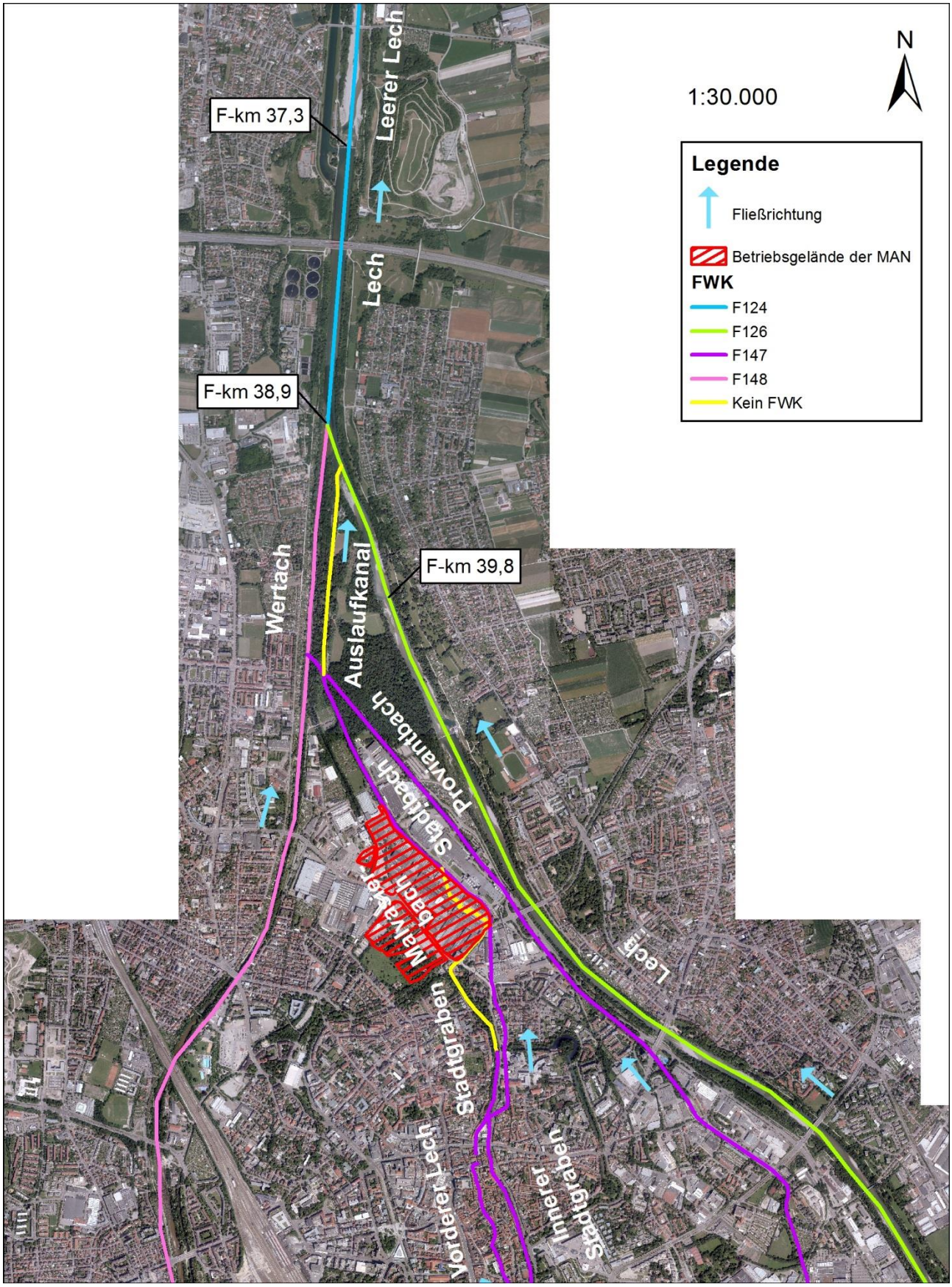


Abb. 1: Lage der FWK und der Gewässerabschnitte sowie des Betriebsgeländes der MAN im UG

2.2 Einstufung der Wasserkörper innerhalb des Untersuchungsgebietes nach WRRL/WHG

2.2.1 Oberflächenwasserkörper F147 “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach”

Wie in Kap. 2.1 beschrieben betrifft ein großer Teil des Untersuchungsgebiets den Flusswasserkörper F147 (Abb. 2).

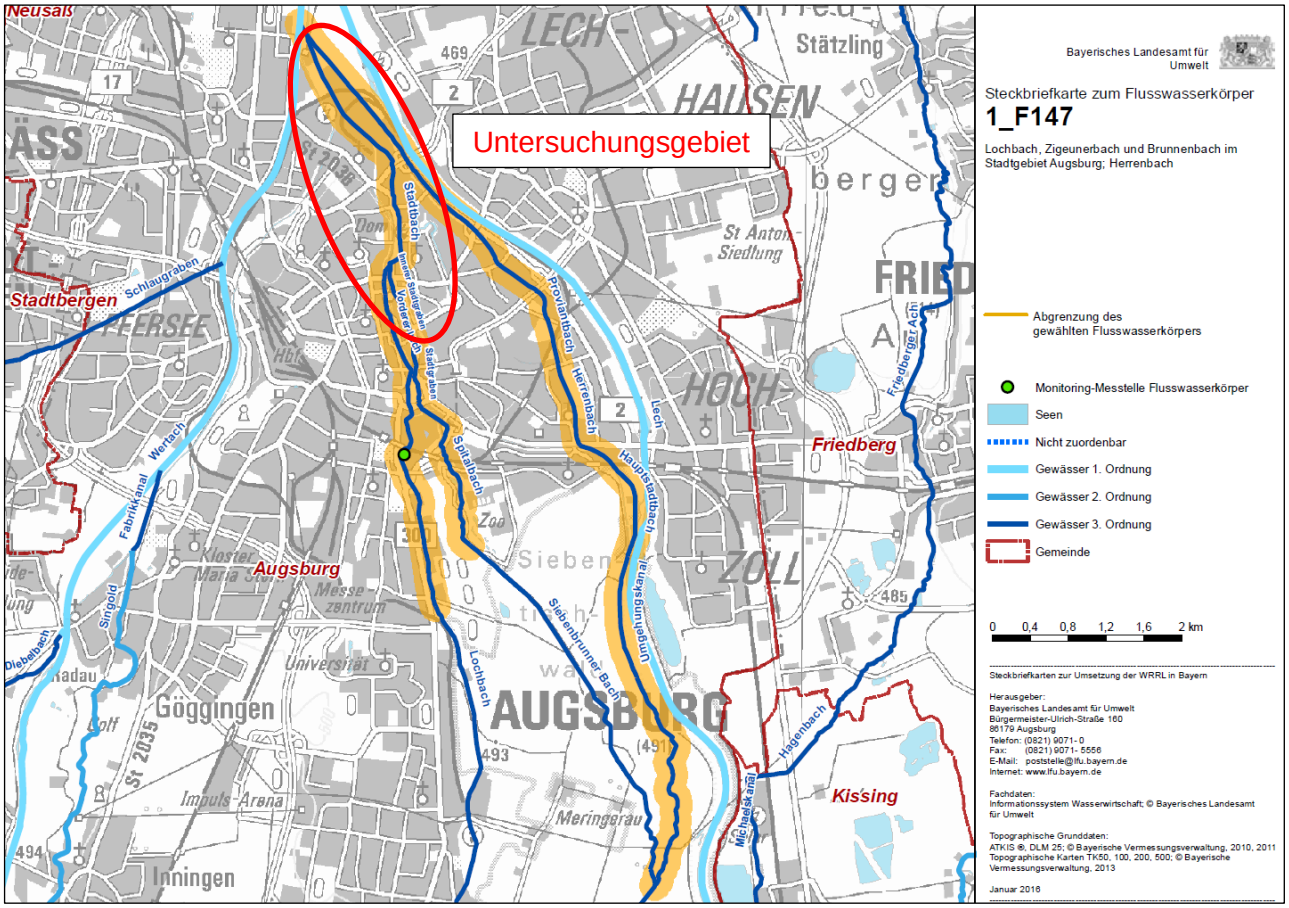


Abb. 2: Amtliche Abgrenzung des FWK F147 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern)

Nachfolgende Aufstellungen geben die allgemeinen Stammdaten dieses Flusswasserkörpers wieder (Tab. 2). Zudem werden die amtlichen Bewertungen des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) dargestellt (Abb. 3: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F147 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern)). Der Flusswasserkörper F147 ist derzeit als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB, heavily modified water body) deklariert. Das ökologische Potenzial ist aufgrund des „mäßigen“ Zustands der Fischfauna und des „mäßigen“ Zustands des Makrozoobenthos (Modul Allgemeine Degradation) insgesamt als „mäßig“ eingestuft.

Nach Auskunft des LfU Bayern (Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1) wird der Flusswasserkörper „[…] *F147 zur Bestandsaufnahme 2019 von HMWB auf AWB, also einen künstlichen Wasserkörper umgestuft, da die Stadtkanäle weitgehend künstlich geschaffen sind und keine erkennbare wesentliche und hydrologisch bestimmende Beziehung zu vorher bestandenen Gewässern haben. Damit einhergehend werden einige Abschnitte des FWK im Zuschnitt angepasst. Dies berührt jedoch den Bereich der MAN-Einleitung nicht. Damit entfällt im betreffenden FWK eine biologische Potentialbewertung und es wird vor allem der Einfluss auf den stromab liegenden nächsten Wasserkörper durch den amtlichen Sachverständigen geprüft*." (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1). Außerdem wird der Verlauf des F147 „[…] *dahingehend abgeändert, dass die vereinigten Gewässer Proviant- und Stadtbach mit Mündung über den Auslaufkanal, das Wasserkraftwerk in der Wolfzahnau passierend, in den Lech münden. Eine Überleitung in die Wertach erfolgt nur bei Revision des Wasserkraftwerks.*" (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1).

Im vorliegenden Gutachten werden die potenziellen Auswirkungen des Vorhabens auf die Gewässer des F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal dennoch gemäß der aktuellen Einstufung als HMWB Gewässer hinsichtlich der Zielerreichung des guten ökologischen und chemischen Potenzials gemäß § 27 WHG bewertet. Zusätzlich und ergänzend erfolgt eine Bewertung hinsichtlich schädlicher Gewässerveränderungen gemäß § 12 WHG.

Auf Basis der zum Redaktionsschluss noch gültigen Einstufung des FWK F147 als HMWB werden nachfolgend Auszüge aus den Stammdaten des FWK dargestellt.

Tab. 2: Stammdaten des FWK F147 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015)

Kennzahl	**F147**
Bezeichnung	Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach
Länge [km]	20,8
Flussgebietseinheit	Donau
Biozönotischer Gewässertyp	Typ 2.1: Bäche des Alpenvorlandes
Einstufung gemäß §28 WHG	Erheblich veränderter Wasserkörper

Potenzial (Bewertung für den 2. Bewirtschaftungsplan: Datenstand Dezember 2015)	
Ökologisches Potenzial	Mäßig
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Potenzial	Mittel
Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Potenzials	
Makrozoobenthos - Modul Saprobie	Gut
Makrozoobenthos - Modul Allgemeine Degradation	Mäßig
Makrozoobenthos - Modul Versauerung	Nicht relevant
Makrophyten & Phytobenthos	Gut
Phytoplankton	Nicht relevant
Fischfauna	Mäßig
Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt
Chemischer Zustand*	Nicht gut
Details zum chemischen Zustand	
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen
*Flächenhaftes Verfehlen der Umweltqualitätsnormen (UQN) in der EU (insbes. bei Quecksilber). Die UQN wurden als ökotoxikologische Grenzwerte ausschließlich für die aquatische Nahrungskette festgelegt.	

Abb. 3: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F147 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern)

Aktuell wird gemäß Steckbrief des Flusswasserkörpers F147 angestrebt, das gute ökologische Potenzial und den guten chemischen Zustand voraussichtlich bis 2027 zu erreichen (Quelle: LfU Bayern). Die zur Erreichung der Umweltziele geplanten Maßnahmen sind in Abb. 4 dargestellt. Als maßgebliche Belastung werden die „Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen“ angeführt. Gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021 soll dieser Belastung durch „Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil“ (71) sowie durch das „Auflockern starrer/monotoner Uferlinien“ (72.4) entgegengewirkt werden. Nach dem Jahr 2021 sind Maßnahmen geplant, welche die Abflussregulierung und die morphologischen Veränderungen sowie die Morphologie betreffen.

Maßnahmen

- gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021

Code (lt. LAWA)	Geplante Maßnahme	
Belastung: Punktquellen		
keine		
Belastung: Diffuse Quellen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
keine		
Belastung: Wasserentnahmen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
keine		
Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement		
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil	
72.4	Auflockern starrer/monotoner Uferlinien	
Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen		
keine		
Konzeptionelle Maßnahmen		
keine		

- nach 2021 zur Zielerreichung geplante Maßnahmen

Geplante Maßnahmen zur Zielerreichung	
	Abflussregulierung und morphologische Veränderungen, Morphologie

Abb. 4: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F147 (Quelle: LfU Bayern).

2.2.2 Oberflächenwasserkörper F126 “Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“

Ein kleiner Teil des Untersuchungsgebiets liegt im Flusswasserkörper F126 (Abb. 5).

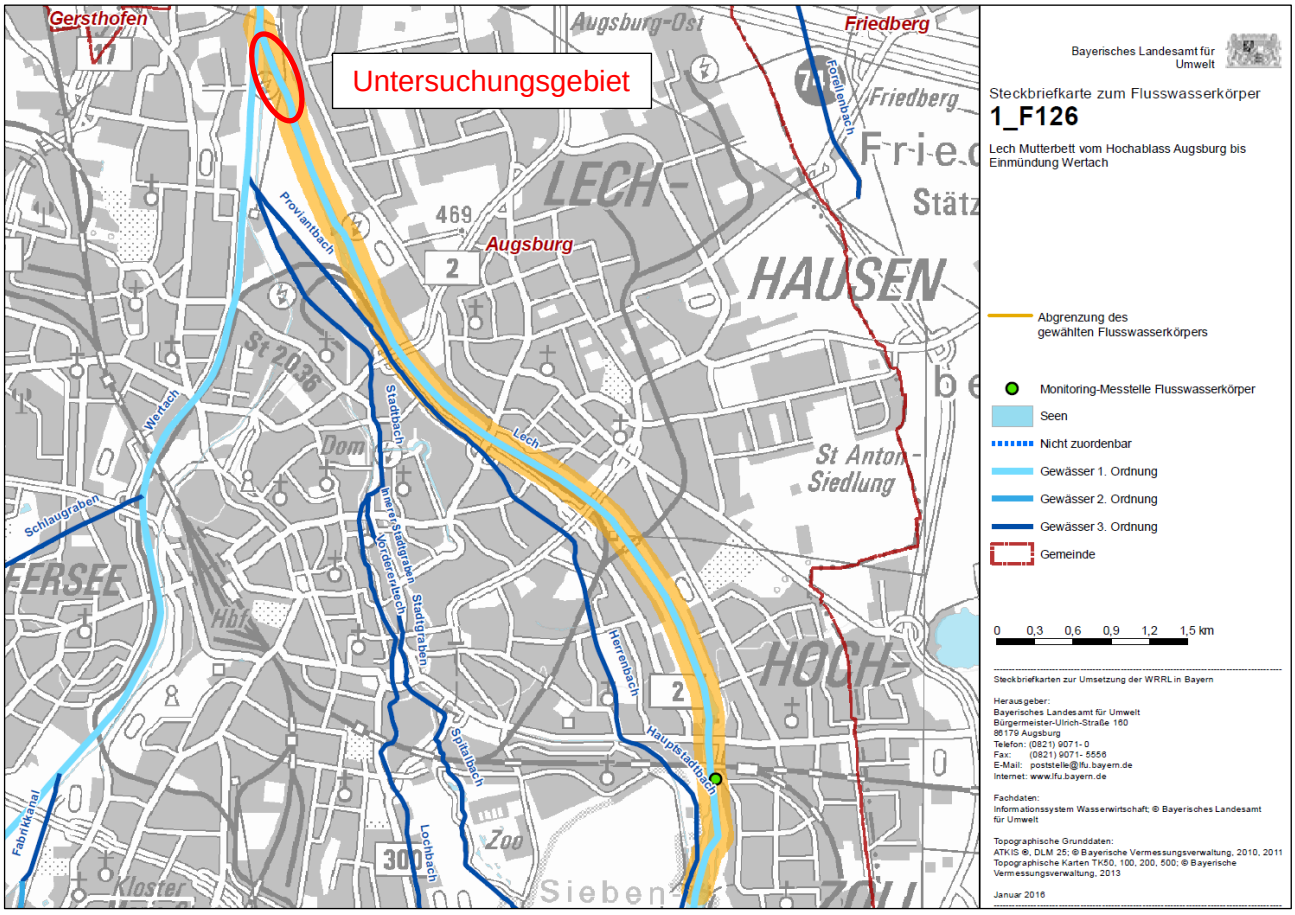


Abb. 5: Amtliche Abgrenzung des FWK F126 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern)

In Tab. 3 sind die allgemeinen Stammdaten des Flusswasserkörpers F126 dargestellt. Die amtlichen Bewertungen des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) befinden sich in Abb. 6: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F126 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern). Der Flusswasserkörper F126 ist als erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen. Das ökologische Potenzial ist aufgrund des „mäßigen“ Zustands der Fischfauna und des „mäßigen“ Zustands des Makrozoobenthos (Modul Allgemeine Degradation) insgesamt als „mäßig“ eingestuft.

Tab. 3: Stammdaten des FWK F126 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015)

Kennzahl	**F126**
Bezeichnung	Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach
Länge [km]	8,1
Flussgebietseinheit	Donau
Biozönotischer Gewässertyp	Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes
Einstufung gemäß §28 WHG	Erheblich veränderter Wasserkörper

Potenzial (Bewertung für den 2. Bewirtschaftungsplan: Datenstand Dezember 2015)	
Ökologisches Potenzial	Mäßig
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Potenzial	Hoch
Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Potenzials	
Makrozoobenthos - Modul Saprobie	Gut
Makrozoobenthos - Modul Allgemeine Degradation	Mäßig
Makrozoobenthos - Modul Versauerung	Nicht relevant
Makrophyten & Phytobenthos	Gut
Phytoplankton	Nicht relevant
Fischfauna	Mäßig
Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt
Chemischer Zustand*	Nicht gut
Details zum chemischen Zustand	
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen

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

Abb. 6: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F126 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern)

Gemäß Steckbrief des Flusswasserkörpers F126 wird angestrebt, das gute ökologische Potenzial und den guten chemischen Zustand voraussichtlich bis 2027 zu erreichen (Quelle: LfU Bayern). Die zur Erreichung der Umweltziele geplanten Maßnahmen sind in Abb. 7 aufgeführt. Als Hauptbelastung werden die „Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen“ angesehen. Dieser Belastung soll laut Maßnahmenprogramm 2016–2021 durch „Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil“ (71) sowie durch das „Auflockern starrer/monotoner Uferlinien“ (72.4) entgegengewirkt werden. Nach dem Jahr 2021 sind Maßnahmen geplant, welche die Abflussregulierung und die morphologischen Veränderungen sowie die Morphologie betreffen.

Maßnahmen

- gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021

Code (lt. LAWA)	Geplante Maßnahme
Belastung: Punktquellen	
keine	
Belastung: Diffuse Quellen	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
Belastung: Wasserentnahmen	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement	
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil
72.4	Auflockern starrer/monotoner Uferlinien
Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen	
keine	
Konzeptionelle Maßnahmen	
keine	

- nach 2021 zur Zielerreichung geplante Maßnahmen

Geplante Maßnahmen zur Zielerreichung	
	Abflussregulierung und morphologische Veränderungen, Morphologie

Abb. 7: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F126 (Quelle: LfU Bayern)

2.2.3 Oberflächenwasserkörper F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“

Ein weiterer Teil des Untersuchungsgebiets befindet sich im Flusswasserkörper F124 (Abb. 8).

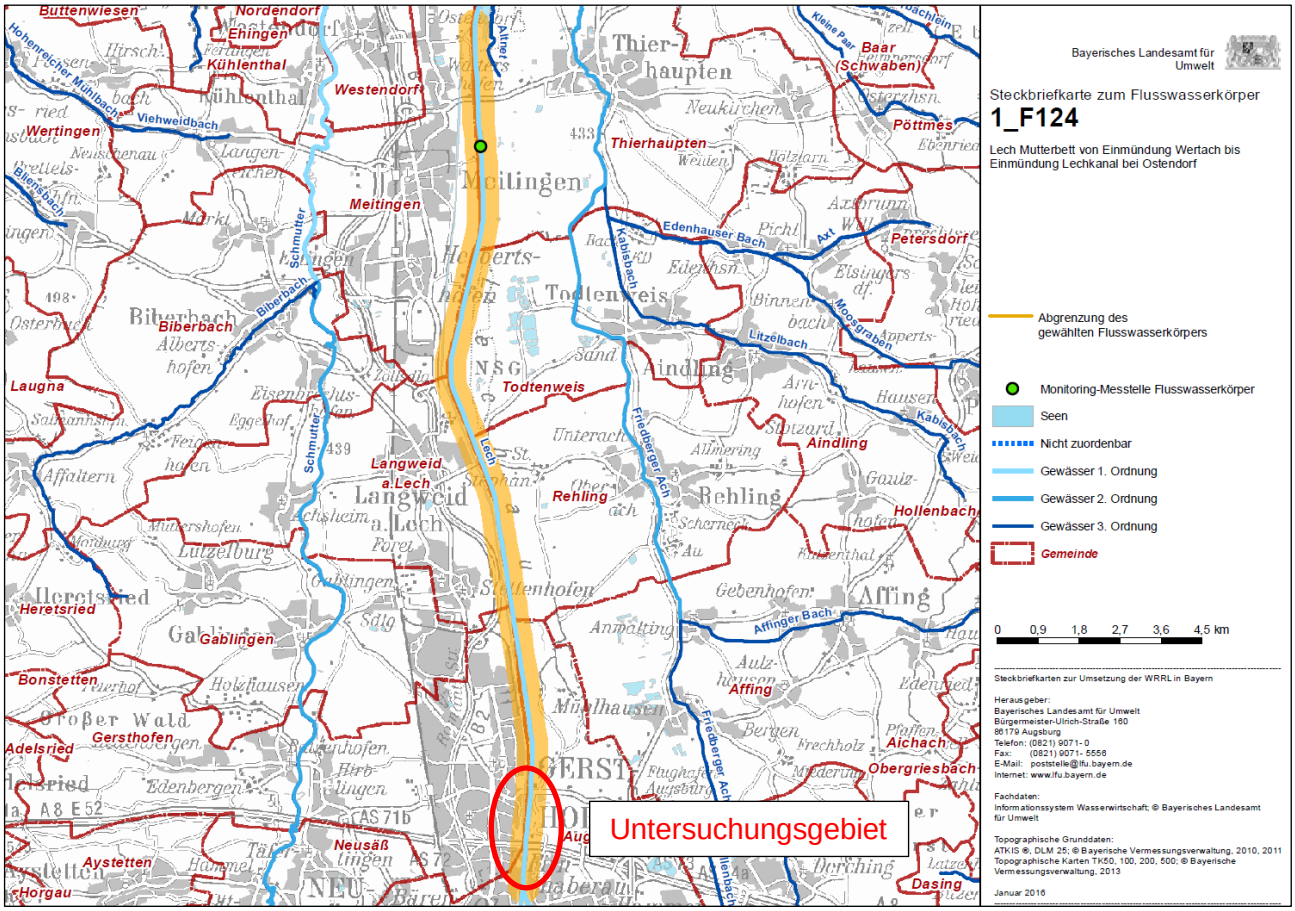


Abb. 8: Amtliche Abgrenzung des FWK F124 und ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern)

Die allgemeinen Stammdaten des Flusswasserkörpers F124 sind in Tab. 4 zusammengestellt. Die amtlichen Bewertungen des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) befinden sich in Abb. 9: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F124 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern). Der Flusswasserkörper F124 ist als erheblich veränderter Wasserkörper deklariert. Das ökologische Potenzial ist aufgrund des „mäßigen“ Zustands der Fischfauna insgesamt als „mäßig“ eingestuft.

Tab. 4: Stammdaten des FWK F124 (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015)

Kennzahl	**F124**
Bezeichnung	Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf
Länge [km]	19,3
Flussgebietseinheit	Donau
Biozönotischer Gewässertyp	Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes
Einstufung gemäß §28 WHG	Erheblich veränderter Wasserkörper

Potenzial (Bewertung für den 2. Bewirtschaftungsplan: Datenstand Dezember 2015)	
Ökologisches Potenzial	Mäßig
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Potenzial	Hoch
Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Potenzials	
Makrozoobenthos - Modul Saprobie	Gut
Makrozoobenthos - Modul Allgemeine Degradation	Gut
Makrozoobenthos - Modul Versauerung	Nicht relevant
Makrophyten & Phytobenthos	Gut
Phytoplankton	Nicht relevant
Fischfauna	Mäßig
Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt
Chemischer Zustand*	Nicht gut
Details zum chemischen Zustand	
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen

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

Abb. 9: Amtliche Bewertung des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands des FWK F124 im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (Quelle: LfU Bayern)

Gemäß Steckbrief des Flusswasserkörpers F124 wird angestrebt, das gute ökologische Potenzial und den guten chemischen Zustand voraussichtlich bis 2027 zu erreichen (Quelle: LfU Bayern). Die Maßnahmen, die zur Erreichung der Umweltziele geplant sind, sind in Abb. 10 dargestellt. Als Hauptbelastung werden die „Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen“ angesehen. Dieser Belastung soll durch „Ergänzende Maßnahmen zum Initiieren eigendynamischer Gewässerentwicklung […]“ (70.3), durch „Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil“ (71), durch „Anschluss von Seitengewässern, Altarmen […]“ (75) sowie durch „Maßnahmen zur Erschließung von Geschiebequellen“ (77.5) entgegengewirkt werden. Nach dem Jahr 2021 sind Maßnahmen geplant, welche die Abflussregulierung und die morphologischen Veränderungen sowie die Morphologie betreffen.

Maßnahmen **- gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021**		
Code (lt. LAWA)	**Geplante Maßnahme**	
Belastung: Punktquellen		
keine		
Belastung: Diffuse Quellen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
keine		
Belastung: Wasserentnahmen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
keine		
Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement		
70.3	Ergänzende Maßnahmen zum Initiieren eigendynamischer Gewässerentwicklung (z. B. Strömungslenker einbauen)	
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil	
75	Anschluss von Seitengewässern, Altarmen (Quervernetzung)	
77.5	Maßnahmen zur Erschließung von Geschiebequellen	
Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen		
keine		
Konzeptionelle Maßnahmen		
keine		
- nach 2021 zur Zielerreichung geplante Maßnahmen		
Geplante Maßnahmen zur Zielerreichung		
	Abflussregulierung und morphologische Veränderungen, Morphologie	

Abb. 10: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F124 (Quelle: LfU Bayern)

2.2.4 Grundwasserkörper G041

Die beantragte Wasserentnahme erfolgt zum Teil aus dem Grundwasserkörper (GWK) „Quartär-Augsburg (1_G041)“ (siehe Kapitel 3). Für weiterführende Informationen zu diesem Grundwasserkörper und dessen amtlicher Einstufung wird vollumfänglich auf die Anlage 6 „Allgemeine Vorprüfung des Einzelfalls nach § 7 UVPG“ verwiesen.

2.3 Hydrologie

Der Lech entspringt im Lechquellengebirge in Vorarlberg. Von dort fließt er zwischen Allgäuer und Lechtaler Alpen durch Tirol, südlich von Füssen überschreitet er die Grenze zu Bayern und fließt von hier nach Norden. Bei Marxheim mündet der Lech in die Donau. Insgesamt weist der Lech eine Länge von ca. 260 km auf, sein Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von etwa 4000 km². An der Mündung in die Donau beträgt der Mittelwasserabfluss (MQ) des Lechs etwa 118 m³/s. Der Lech ist somit nach dem Inn und der Isar der drittgrößte Donauzufluss in Bayern. Die Wertach stellt mit einem mittleren Abfluss (MQ) von ca. 32 m³/s den größten Zufluss des Lechs dar.

2.3.1 FWK F126 (Lech)

Direkt im FWK F126 liegt keine amtliche Pegelmessstelle. Der stromauf nächstgelegene amtliche Pegel „Haunstetten“ befindet sich im FWK F127 „Lech von Staustufe 23 bis zum Hochablass Augsburg“ bei F-km 50,4, rund 10 km oberhalb der Grenze zum UG. In Abb. 11 ist die für diesen Bereich charakteristische Jahresganglinie des Lechabflusses bezogen auf ein sog. Normaljahr dargestellt.

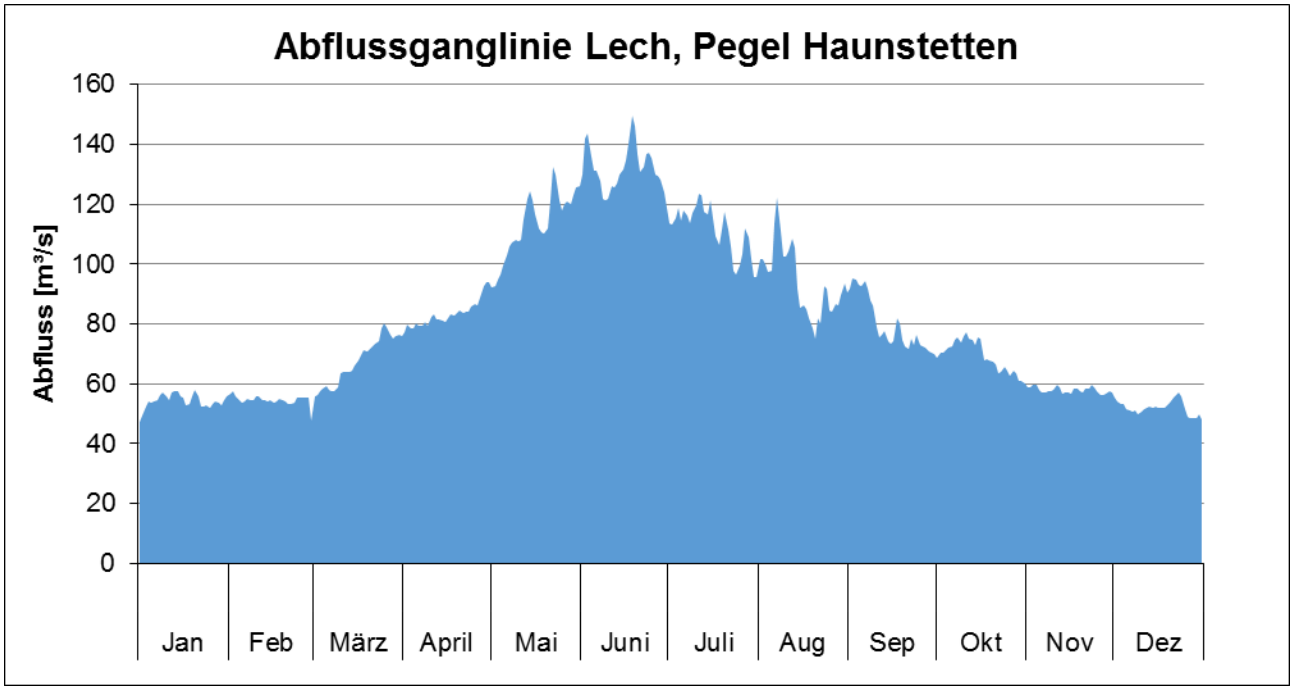


Abb. 11: Charakteristische gemittelte Abflussganglinie des Lechs („Normaljahr“ bezogen auf die Jahresreihe 1975–2019, Tagesmittelwerte) für den Pegel „Haunstetten“ (Datenquelle: LfU Bayern)

Der langjährige (Jahresreihe 1976–2012) Mittelwasserabfluss (MQ) beträgt für den Pegel „Haunstetten“ rund 81 m³/s (Tab. 5). Die Maxima der Wasserführung treten bedingt durch Schmelzwasser und Starkniederschläge überwiegend in den Monaten Mai bis Juli auf, die Minima hauptsächlich in den Monaten Dezember bis Februar. In der folgenden Tabelle (Tab. 5) sind die Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Haunstetten“ zusammenfassend dargestellt.

Tab. 5: Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Haunstetten“ (Jahresreihe 1976–2012; Datenquelle: LfU Bayern)

	Jahr [m³/s]	Winter [m³/s]	Sommer [m³/s]
NQ	17,1	17,1	23,8
MNQ	32,1	33,8	37,4
MQ	81,2	61,2	101
MHQ	421	137	421
HQ	1150	347	1150

Erläuterungen:

NQ: niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (Q) im Beobachtungszeitraum
MNQ: Mittel der NQ aller Jahre
MQ: Mittelwert der Mittelwasserabflüsse aller Jahre
MHQ: Mittelwert der höchsten Abflüsse aller Jahre
HQ: höchster Wert im Beobachtungszeitraum

Der Lech im FWK F126 führt jedoch weniger Wasser als in Abb. 11 und Tab. 5 dargestellt, da am Hochablass bei F-km 47,0 die Stadt Augsburg per Bescheid maximal 46 m³/s Wasser aus dem Lech in die Lechkanäle ableiten darf. Von den ausgeleiteten 46 m³/s Wasser werden 10 m³/s über die Kanustrecke wieder in den Lech zurückgeleitet, sodass dem Lech im FWK F126 insgesamt maximal 36 m³/s Wasser entzogen werden (siehe Kap. 2.3.3). Dabei darf die behördlich festgelegte Mindestwasserführung des Lechs (Tab. 6) jedoch nicht unterschritten werden. Im Lechmutterbett verbleiben somit die monatlich gestaffelten Mindestwassermengen zuzüglich der Abflüsse, die über die maximal genehmigte Ausleitmenge von 36 m³/s hinausgehen.

Tab. 6: Mindestwassermenge des Lechs flussabwärts des Hochablasses

Monat	Mindestwassermenge [m³/s]
Januar und Februar	6
März	7
April	8
Mai	9
Juni und Juli	10
August	9
September	8
Oktober	7
November und Dezember	6

2.3.2 FWK F124 (Lech)

Im FWK F124 liegt bei F-km 38,65 der Pegel “Augsburg unterhalb der Wertachmündung”. In Abb. 12 ist die für den Bereich charakteristische Jahresganglinie des Lechabflusses bezogen auf ein sog. Normaljahr dargestellt.

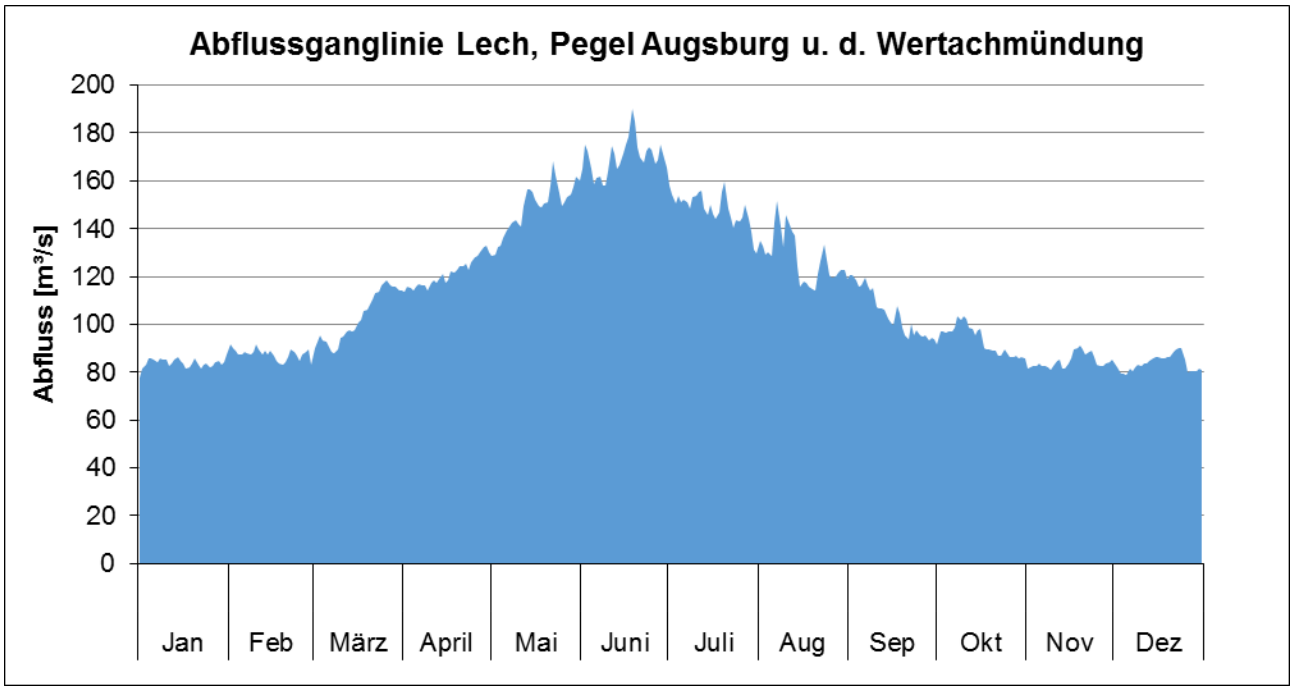


Abb. 12: Charakteristische gemittelte Abflussganglinie des Lechs („Normaljahr“ bezogen auf die Jahresreihe 1959–2019, Tagesmittelwerte) für den Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ (Datenquelle: LfU Bayern)

Der langjährige (Jahresreihe 1960–2012) Mittelwasserabfluss (MQ) für den Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ beträgt 113 m³/s (Tab. 7). Die maximalen Abflüsse treten bedingt durch Schmelzwasser und Starkniederschläge überwiegend in den Monaten Mai bis Juli auf, die minimalen Abflüsse hauptsächlich in den Monaten Dezember bis Februar. In Tab. 7 sind die Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ zusammenfassend dargestellt.

Tab. 7: Abflusshauptwerte des Lechs am Pegel „Augsburg unterhalb der Wertachmündung“ (Jahresreihe 1960–2012) (Datenquelle: LfU Bayern)

	Jahr [m³/s]	Winter [m³/s]	Sommer [m³/s]
NQ	33	33	35,4
MNQ	48,9	51,8	57,1
MQ	113	93,3	133
MHQ	589	247	586
HQ	1540	516	1540

Erläuterungen:

NQ: niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (Q) im Beobachtungszeitraum
MNQ: Mittel der NQ aller Jahre
MQ: Mittelwert der Mittelwasserabflüsse aller Jahre
MHQ: Mittelwert der höchsten Abflüsse aller Jahre
HQ: höchster Wert im Beobachtungszeitraum

Im FWK F124 befindet sich bei F-km 37,3 das Wehr Gersthofen. An diesem Wehr wird das Lechwasser größtenteils aus dem Hauptfluss in den Lechkanal ausgeleitet. Der Lechkanal hat eine Abfluss-Kapazität von rund 125 m³/s. Bei Lechabflüssen unter 125 m³/s verbleibt im Lechmutterbett unterhalb des Wehrs Gersthofen (Leerer Lech) lediglich die mit Bescheid festgelegte Mindestwassermenge (Restwassermenge) von 3 m³/s. Übersteigt der Lechabfluss 125 m³/s und damit die Ausbaukapazität des Lechkanals wird die überschüssige Wassermenge über das Lechmutterbett abgegeben.

2.3.3 FWK F147 (Lechkanäle)

Das Abflussregime des Flusswasserkörpers F147 wird durch Ableitung von Lechwasser auf Höhe des Hochablasses in die Lechkanäle technisch gesteuert. Die Stadt Augsburg darf per Bescheid maximal 46 m³/s aus dem Lech ableiten. Davon werden 10 m³/s über die Kanustrecke wieder in den Lech zurückgeleitet; die restlichen 36 m³/s verteilen sich auf die Lechkanäle. Des Weiteren erfolgt flussaufwärts auf Höhe der Staustufe 22 ebenfalls eine Ausleitung aus dem Lech in die Lechkanäle über den Lochbach. Diese Ausleitung umfasst nach Angaben des Tiefbauamtes Augsburg verhältnismäßig konstant 4,7 m³/s. Von diesen 4,7 m³/s werden etwa 1,7 m³/s über den Floßgraben und den Neugraben in den Stadtwald ausgeleitet. Die restlichen 3 m³/s gelangen in den FWK F147 über den Pfad „Lochbach – Vorderer Lech – Stadtbach“.

Die Ausleitung aus dem Hochablass erfolgt im Freispiegelgefälle. Es sind keine Angaben möglich, wie sich die Abflüsse unter den einzelnen Kanälen aufteilen. Vom Tiefbauamt Augsburg werden sporadische Abflussmessungen in den Lechkanälen durchgeführt. Des Weiteren verfügen die Kraftwerksbetreiber Abflusswerte für die jeweiligen Abschnitte der Lechkanäle.

Nach Angaben des Tiefbauamtes Augsburg sind ab einer Wasserführung von ca. 50 m³/s im Lech (Pegel Haunstetten, flussabwärts der Staustufe 22) die städtischen Lechkanäle gefüllt. Der MQ (1976–2012) des Lechs am Pegel Haunstetten beträgt 81,2 m³/s, der MNQ (1976–2012) 32,1 m³/s. Dies bedeutet, dass die Lechkanäle auch bei Abflüssen des Lechs unterhalb von MQ bereits gefüllt

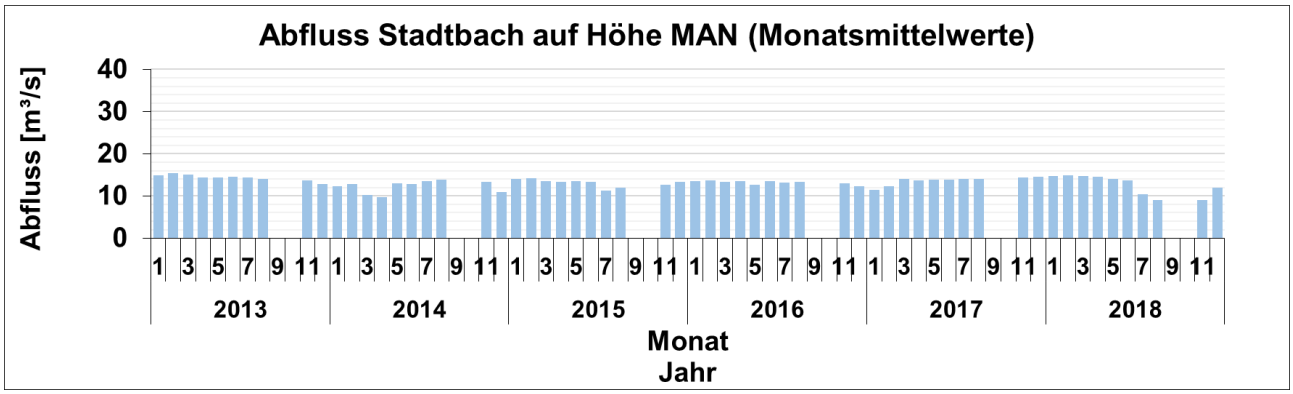
sind. Wenn die Lechkanäle gefüllt sind, führt der Proviantbach auf Höhe der MAN etwa 21,5 m³/s. Der Stadtbach auf Höhe der MAN führt oberhalb der Mündung des Malvasierbaches etwa 17 m³/s, unterhalb des Malvasierbaches etwa 18 m³/s. Der Malvasierbach, der nicht Bestandteil des FWK F147 ist, führt rd. 1 m³/s. Diese Abflusswerte wurden vom Tiefbauamt rechnerisch/empirisch ermittelt.

Der Malvasierbach wird nicht von Lechwasser gespeist, sondern von Quell- bzw. Grundwasserzutritten. Das Abflussregime des Malvasierbachs reagiert auch auf Witterung. Daten über das Abflussregime des Malvasierbaches liegen nicht vor. Derzeit wird vom Triebwerk 21 im Malvasierbach eine Wassermenge von 0,9 m³/s an den Unterlieger weitergeleitet. Im Wasserrechtsbescheid für das Triebwerk 21 ist eine Wassermenge in Höhe von 1,8 m³/s genehmigt. Bei seltenen Hochwasserereignissen können 2,2 m³/s im Malvasierbach anfallen (DR. BLASY – DR. ØVERLAND 2017).

Der Auslaufkanal in der Wolfzahnau unterhalb des Zusammenflusses von Proviantbach und Stadtbach führt vereinfacht maximal die 36 m³/s Ausleitung vom Hochablass zzgl. der rd. 3 m³/s durch die Ausleitung an der Staustufe 22 sowie zzgl. des rd. 1 m³ durch den Malvasierbach.

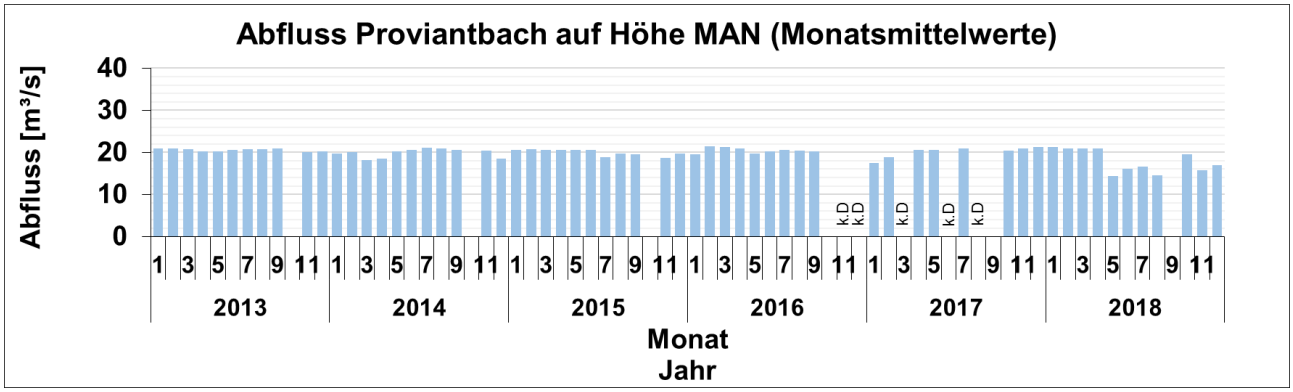
Im Frühjahr und Herbst werden die Lechkanäle zu Unterhaltungszwecken für 2 Wochen abgelassen. Die Ablässe im Untersuchungsgebiet erfolgen im Herbst. Zu unterscheiden sind dabei der Lechseitige Ablass und der Lochbach-seitige Ablass. Der Lochbach-seitige Ablass und die verbleibenden Mindestwassermengen variieren im zweijährigen Turnus. In geraden Jahren wie 2018 wird in diesem Fall zusätzlich auch der Schäfflerbach abgestellt wodurch sich die Restwassermenge im Stadtbach auf Höhe der MAN auf das absolute Minimum reduziert.

Der Kraftwerksbetreiber der Wasserkraftwerke (WKW) am Stadtbach (WKW 50), Proviantbach (WKW 80) und Auslaufkanal (WKW 81) hat für eine näherungsweise Darstellung der Abflussverhältnisse der Lechkanäle auf Höhe der MAN seine Abflusskenndaten zur Verfügung gestellt (Abb. 13, Abb. 14 und Abb. 15). Diese Abflussdaten werden in Bezug auf die Generatordaten erstellt und stehen nur als Monatssummen zur Verfügung, die linear auf m³/s umgerechnet wurden. Dementsprechend sind die Daten weniger genau wie permanente Durchflussmessungen. Die Monate, in denen die Lechkanäle abgelassen wurden (September und/oder Oktober), sind deshalb in der Auswertung nicht berücksichtigt.



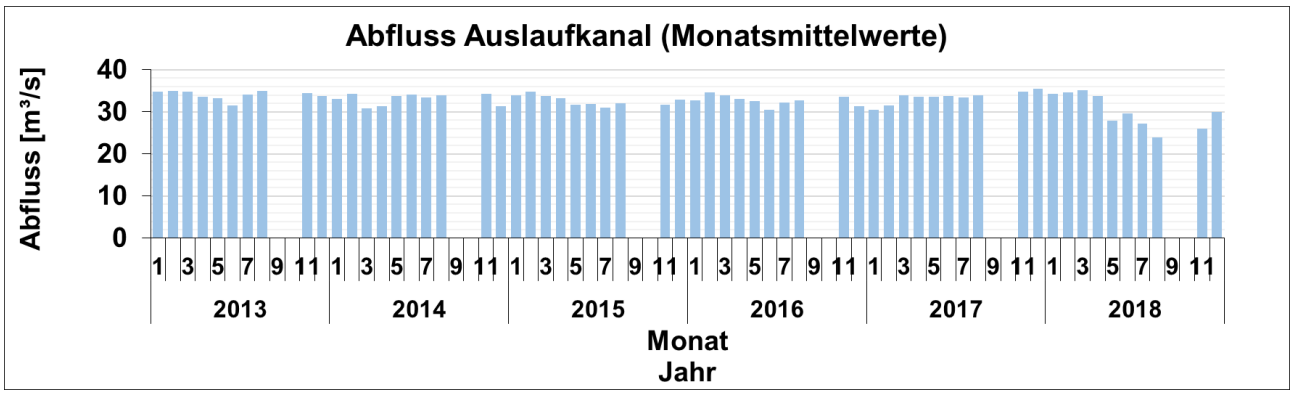
Hinweis: September und Oktober sind nicht dargestellt wegen Ablass
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 50 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

Abb. 13: Abflussregime Stadtbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte)



Hinweis: Oktober ist nicht dargestellt wegen Ablass; k.D. keine Daten
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 80 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

Abb. 14: Abflussregime Proviantbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte)



Hinweis: September und Oktober sind nicht dargestellt wegen Ablass
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 81 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

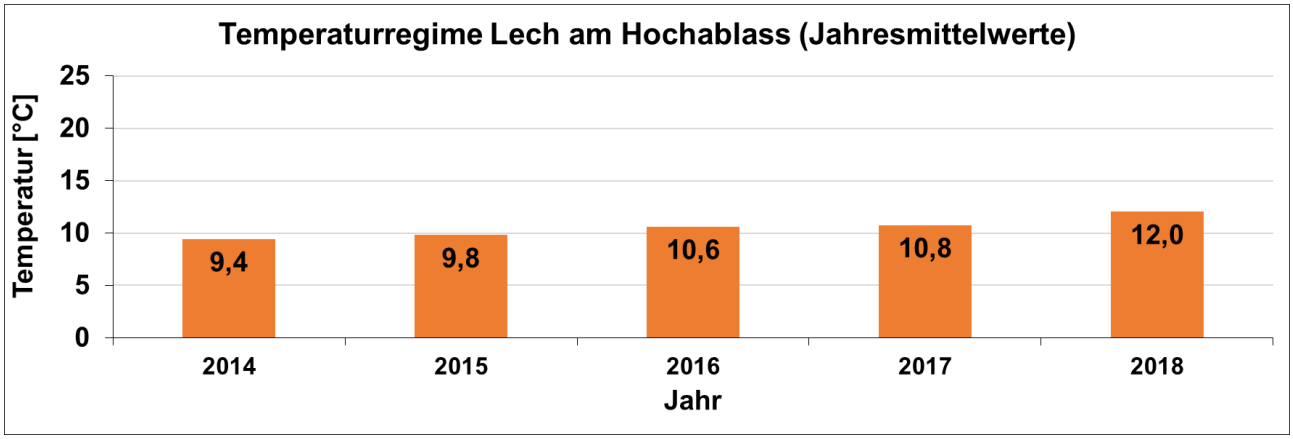
Abb. 15: Abflussregime Auslaufkanal (Monatsmittelwerte)

Zusammenfassend waren die ermittelten Abflüsse in den Lechkanälen von 2013 bis zum Frühjahr 2018 vergleichsweise konstant. Eine deutliche Reduktion der Abflüsse zeigte sich im Extremjahr 2018 im Sommer und Herbst, in welchem die niedrigsten Abflüsse der gesamten Zeitreihe erreicht wurden. Weitere Monate mit reduzierten Abflüssen traten beispielsweise auch im März, April und Dezember 2014 sowie Juli und August 2015 auf, allerdings ohne die Werte von 2018 zu unterschreiten.

2.4 Temperaturregime der Gewässer im Untersuchungsgebiet

Eine amtliche Temperaturmessstelle innerhalb des Untersuchungsgebietes existiert ausschließlich am Lech bei Augsburg am Hochablass (FWK F126). Am Hochablass erfolgt die Ableitung des Lechwassers in die Lechkanäle. Die Messstelle befindet sich im Staubereich des Hochablasses unmittelbar an der linksseitigen Ableitungsstelle in die Lechkanäle. Die Messstelle repräsentiert damit die Temperatur des gestauten Lechwassers im Ableitungsbereich in die Lechkanäle.

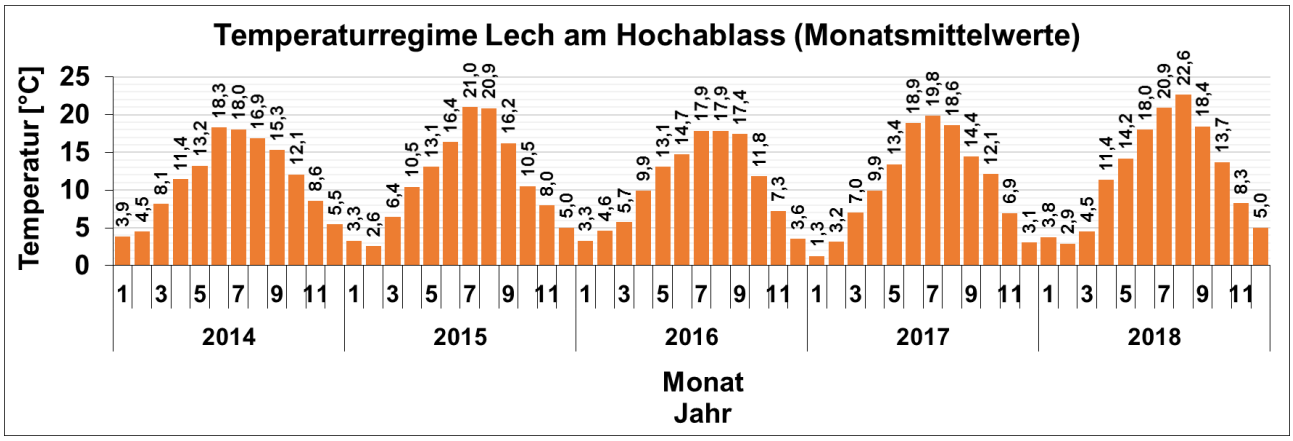
Nachfolgend wird das Temperaturregime des Lechs am Hochablass für die Jahre 2014–2018 dargestellt. Die erfasste Temperatur des Lechs im Jahresmittel lag zwischen 9,4 und 12,0 °C (Abb. 16).



Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten des LfU Bayern

Abb. 16: Temperaturregime des Lechs am Hochablass 2014–2018 (Jahresmittelwerte)

Die errechneten Monatsmitteltemperaturen in den Sommermonaten Juli/August variierten zwischen 16,9 °C (August 2014) und 22,6 °C (August 2018). Im März schwankten die Monatsmittelwerte zwischen 4,5 °C (2018) und 8,1 °C (2014) (Abb. 17).



Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten des LfU Bayern

Abb. 17: Temperaturregime des Lechs am Hochablass 2014–2018 (Monatsmittelwerte)

Die Untersuchungsjahre 2018 und 2019 werden in den entsprechenden Kapiteln zum Ist-Zustand (Kap. 6) ausführlich behandelt.

3. Beschreibung des Vorhabens

Gegenstand der neu beantragten wasserrechtlichen Erlaubnis ist die Entnahme von Brauchwasser aus dem Malvasierbach, Stadtbach und Proviantbach sowie die Wiedereinleitung des teils erwärmten Brauchwassers in diese Oberflächengewässer. Zu diesen Zwecken betreibt die MAN mehrere Entnahme- und Einleitstellen an den vorgenannten Gewässern. Des Weiteren umfasst die beantragte wasserrechtliche Erlaubnis die Entnahme von Grundwasser aus dem quartären, oberflächennahen Grundwasserstockwerk über zwei Brunnenanlagen auf dem Betriebsgelände der MAN.

Im Zuge der Neubeantragung werden die Entnahme- und Einleitstellen zum Teil restrukturiert bzw. umgeschlossen. Nähere Details zu den einzelnen Entnahme- und Einleitstellen sowie den Änderungen gegenüber dem vorhergehenden Bescheid können dem technischen Erläuterungsbericht zum Antrag entnommen werden.

Grundsätzlich ergeben sich gegenüber dem bisherigen Betrieb keine wesentlichen Änderungen, sondern die MAN plant zukünftig im bisherigen Umfang zu entnehmen und einzuleiten.

Folgende Entnahme- (Tab. 8) und Einleitmengen (Tab. 9) werden beantragt:

Tab. 8: Beantragte maximale Mengen für die Wasserentnahme

Gewässertyp	Gewässername	Bezeichnung Entnahmestelle	Menge [m³/h]
Oberflächenwasser	Malvasierbach	S1/A7	3.600
		S2/A11	
	Stadtbach	S3/A29	1.300
	Proviantbach	S4/E14	800
Grundwasser	Brunnen 5	Br.5/B7	100
	Brunnen 6	Br.6/C19	80

Tab. 9: Beantragte maximale Mengen für die Wassereinleitung

Verwendungstyp	Gewässername	Bezeichnung Einleitstelle	Menge
Nutzwasser	Malvasierbach	E1/C12	150 m³/h
		E2/A7	730 m³/h
	Stadtbach	E3/A29	5.000 m³/h
Siebabspritzwasser	Malvasierbach	S1/A7	50.000 m³/a
	Stadtbach	S3/A29	20.000 m³/a
	Proviantbach	S4/E14	18.000 m³/a

Es wird eine maximale Einleittemperatur von 35 °C je Einleitungsstelle beantragt. Die maximale Einleittemperatur betrifft nur die Nutzwassereinleitungen. Die in Tab. 9 gelisteten Einleitungen von Siebabspritzwasser leiten thermisch unverändertes Flusswasser in die Gewässer zurück (Siebabspritzwasserentnahme an Stadtbach und Proviantbach) bzw. in die Kanalisation ein (Siebabspritzwasserentnahme am Malvasierbach).

Die nachfolgende Abb. 18 zeigt schematisch die vom Vorhaben direkt und indirekt betroffenen Gewässer. Des Weiteren sind dort die Gewässer gekennzeichnet, die als FWK im Sinne der WRRL ausgewiesen sind und für die folglich die Bewirtschaftungsziele nach § 27 WHG gelten.

Grundsätzlich erfolgt am Malvasierbach die größte Entnahme (Entnahmestelle S1/A7 und S2/A11), während in den Stadtbach die größte Menge und thermische Fracht eingeleitet wird (Einleitstelle E3/A29).

Der Malvasierbach verläuft auf dem Werkgelände der MAN vollständig unterirdisch und mündet im Unterwasser des Wasserkraftwerkes in den Stadtbach. Auf dem Werkgelände der MAN existiert zudem ein Stichkanal mit Absperrschieber vom Malvasierbach in den Stadtbach im Oberwasser des Wasserkraftwerkes. Dieser Absperrschieber zum Stadtbach ist im Normalbetrieb offen. Das Wasser kann je nach Beaufschlagung des Malvasierbachs in beide Richtungen fließen. Nur wenige Meter flussabwärts der Malvasierbachmündung in den Stadtbach im Unterwasser des Wasserkraftwerkes befindet sich die Einleitstelle E3/A29 in den Stadtbach.

Der Stadtbach und der Proviantbach münden gemeinsam in den Auslaufkanal, der aktuell kein FWK im Sinne der WRRL darstellt[2]. Der Auslaufkanal mündet kurz oberhalb der Wertachmündung in den Lech, der ab der Wertachmündung als FWK F124 ausgewiesen ist.

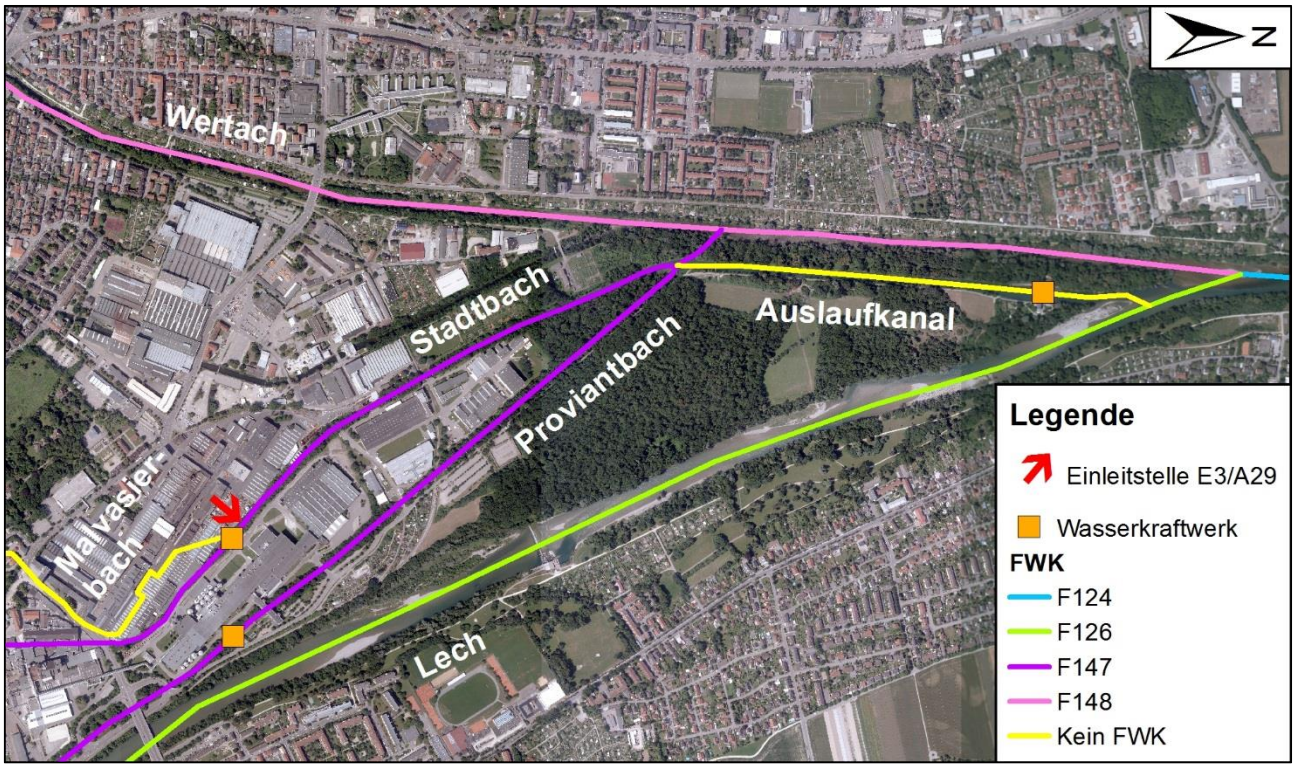


Abb. 18: Schematische Darstellung der vom Vorhaben betroffenen Gewässer

[2] Für den Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027 wird der Auslaufkanal in den FWK F147 mit aufgenommen (siehe hierzu Kap. 2.2.1).

4. Grundlegende Wirkungsebenen und Wirkungspfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie

Das zu bewertende Vorhaben kann sich auf den aquatischen Bereich der Lechkanäle und des Lechs auswirken durch die beantragten

- Wasserentnahmen
- Wärmeeinleitungen

sowie durch

- Schädigung von Organismen, insbesondere Fische, die mit dem Kühlwasser in die Entnahme-bauwerke und dort in die Rechenanlagen gelangen können.

Nachfolgend werden die grundlegenden Umweltwirkungen dieser Wirkungsebenen, insbesondere mit Blickrichtung auf die Belange der EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), beschrieben.

4.1 Wasserentnahme

4.1.1 Hydrologie/Hydraulik der Lechkanäle

Durch die Entnahme von Kühlwasser und Wiedereinleitung ist eine Beeinflussung der hydraulischen Verhältnisse der Lechkanäle (FWK F147) grundsätzlich möglich. Durch die Wasserentnahmen (Stadtbach bis zu 1.300 m³/h, bzw. 0,36 m³/s und Proviantbach bis zu 800 m³/h, bzw. 0,22 m³/s) wird der Abfluss der Lechkanäle zumindest lokal geringfügig reduziert. Prinzipiell könnte es im beeinflussten Bereich zu Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und Wasserspiegellagen kommen. Eine Beeinflussung der Fließgeschwindigkeit dürfte im vorliegenden Fall jedoch kaum messbar sein. Ebenso ist aufgrund der im Vergleich zum Abfluss der Lechkanäle (Stadtbach: 18 m³/s, Proviantbach: 21,5 m³/s) geringen Entnahmemenge und der sehr kurzen Strecke zwischen Entnahme und Rückgabe keine Einflussnahme auf die Wasserspiegellage zu erwarten.

4.1.2 Schäden von Organismen an den Entnahmebauwerken

Durch die Entnahme von Kühlwasser aus dem Stadtbach, Proviantbach und Malvasierbach in dem hier geplanten Umfang (Stadtbach bis zu 1.300 m³/h, Proviantbach bis zu 800 m³/h, Malvasierbach bis zu 3.600 m³/h) können mit den abgezogenen Wasserströmen auch darin enthaltene Organismen mit in die Entnahmebauwerke und dort in die Reinigungsanlagen verfrachtet werden oder aktiv in das Entnahmebauwerk eindringen. Hiervon betroffen ist naturgemäß auch die sog. organismische Drift, zu der alle passiv im Flusswasser verfrachteten Lebensformen wie Plankton und Samen, aber auch Makrozoobenthos sowie Fischlarven und zeitweise auch diverse Kleinst- und Kleinstadien der Fische. Neben der Drift können Makrozoobenthos, aber auch größere Fische, welche sich im näheren Umfeld der Einlauföffnungen aufhalten, in diese eindringen. Organismen, welche über das Entnahmebauwerk bis in die Reinigungsanlagen gelangen, können dort geschädigt werden.

4.2 Wärmeeinleitung

4.2.1 Temperaturbeeinflussung der Gewässer

Während sich die unter Kap. 4.1 behandelten Wirkungen ausschließlich auf den Stadtbach und Proviantbach und dort nur auf das unmittelbare Umfeld der Entnahmestelle beziehen, können sich die Beeinflussungen der Wassertemperatur (Erwärmung) über die Lechkanäle hinaus auf den flussabwärts anschließenden Auslaufkanal bis in den Lech hinein auswirken.

Die entsprechenden Umweltwirkungen auf die beeinflussten Gewässerabschnitte und deren Lebensgemeinschaften hängen in ihrem Ausmaß ab von:

- den emittierten Wärmemengen,
- der Abflussmenge der Lechkanäle und des Lechs sowie
- den Einmischungs- und Einschichtungsbedingungen.

Grundsätzlich kann eine künstliche Wassererwärmung Auswirkungen sowohl auf der abiotischen Ebene als auch auf den Stoffwechsel und den Stoffhaushalt des Gewässers sowie auf seine pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften haben. Im abiotischen Bereich beeinflusst die Temperatur direkt die Sauerstoffverhältnisse im Gewässer, da mit zunehmender Temperatur die Löslichkeit des Sauerstoffes abnimmt. Dies bedeutet, dass mit steigender Temperatur des Wassers die Sauerstoffmenge, die gelöst werden kann, abnimmt. So beträgt der Sauerstoffsättigungswert in Wasser bei einer Temperatur von 0 °C und Normaldruck ca. 14,5 mg/l während bei einer Wassertemperatur von 20 °C nur noch ca. 7,2 mg Sauerstoff je Liter gelöst werden können (BICK 1993). Gleichermaßen werden chemische Reaktionen, z.B. Säure-Basen-Gleichgewichte, von der Temperatur beeinflusst.

Auch auf der biotischen Ebene gehen die ökologischen Auswirkungen einer künstlichen Temperaturerhöhung im Wesentlichen darauf zurück, dass chemische und biochemische Reaktionen bei einer Temperaturerhöhung beschleunigt werden. Dies gilt innerhalb gewisser physiologischer Grenzen naturgemäß auch für alle pflanzlichen und tierischen Stoffwechselvorgänge, letztlich für die biologische Produktion und das Wachstum. Als Faustregel kann gelten, dass bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C der Stoffwechsel durch poikilotherme (wechselwarme) Tiere um das ca. Zwei- bis Dreifache zunimmt (Van`t Hoffsche Regel) (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Die Temperatur ist somit ein Schlüsselfaktor für das gesamte Ökosystem im aquatischen Bereich. Die aquatischen Lebensgemeinschaften sind daher in einem bestimmten Bereich eines Flusslaufes sehr gut an das dort von Natur aus vorherrschende Temperaturregime, insbesondere an den natürlichen Jahresgang der Temperatur und an die natürlichen Extremverhältnisse, sowohl im Sommer als auch im Winter angepasst. Besonders eng ist die Anpassung an das Temperaturregime naturgemäß bei solchen Organismengruppen, die über keine körpereigene Temperaturregulation verfügen wie die "Warmblüter", sondern deren Stoffwechselvorgänge von der Umgebungstemperatur bestimmt werden (wechselwarme Organismen). Hierzu zählen sowohl Algen und Bakterien als auch die relevanten biologischen Qualitätskomponenten der WRRL (Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische). Unter den Biokomponenten der Wasserrahmenrichtlinie zählen die Fische zur Gruppe mit den höchsten Ansprüchen gegenüber der Wasserqualität und den Wassertemperaturen. Die Qualitätskomponente der wirbellosen Kleinstlebewesen (Makrozoobenthos) haben ebenfalls sehr hohe Ansprüche an die Wassertemperatur. Daher werden die Fische zusammen mit dem Makrozoobenthos als maßgebliche Indikatoren für thermische Belastungen herangezogen.

Der Wirkungsfaktor "Temperaturerhöhung" ist aus ökologischer Sicht auch deshalb von besonderer Tragweite, da nicht nur das unmittelbare Umfeld der Wärmeeinleitung, sondern, nach vollständiger Einmischung des erwärmten Wassers, auch längere Flussstrecken flussabwärts der Einleitungsstelle beeinflusst sein können.

4.2.2 Empfindlichkeiten von Fischen gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper

Fische als wechselwarme Lebewesen sind nicht in der Lage eine konstante Körpertemperatur aufrecht zu erhalten. Die Körpertemperatur der Fische ist daher eine unmittelbare Folge der Wassertemperatur. Nach erfolgter thermischer Anpassung liegt die Temperatur der Fische ca. 0,1–1 °C über der sie umgebenden Wassertemperatur. Der Austausch von Wärme erfolgt bei Fischen vorwiegend über die äußere Körperoberfläche und zu einem geringeren Teil auch über die Kiemen. Die Wassertemperatur beeinflusst bei Fischen sämtliche biochemischen und physiologischen Aktivitäten (BEITINGER ET AL. 2000).

Auch die Jahresganglinie der Temperatur steuert eine Reihe von physiologischen Prozessen bei Fischen (z.B. Reifung von Geschlechtsprodukten) oder kann bestimmte Verhaltensmuster (z.B. Laichwanderung) auslösen. Veränderungen der Wassertemperatur, z.B. Temperaturerhöhungen, können störend in diese Prozesse eingreifen und sich letztlich auch negativ auf die Bestände der in dem betroffenen Gebiet vorkommenden Fischfauna auswirken.

Eine zu starke bzw. eine jahreszeitlich nicht angepasste Erhöhung der Wassertemperatur durch Kühlwassereinleitungen kann daher vom Grundsatz her

- aufgrund von unterschiedlichen Temperaturpräferenzen und -anpassungen zu Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen bis hin zu Veränderungen im Artenspektrum führen,
- den Reproduktionserfolg von Fischen beeinträchtigen (Vorverlegung der Laichzeit und/oder gestörte Gonadenentwicklung von frühjahrslaichenden Fischarten, erhöhte Mortalitätsraten bei Eiern und Fischlarven, Steigerung der Laichzyklen),
- die Winterruhe von Fischen stören,
- zu Nahrungskonkurrenz und erhöhtem Prädationsdruck führen,
- temperaturtolerante Neozoen fördern
- und gesundheitliche Beeinträchtigungen von Fischen bewirken.

Auf der anderen Seite ist darauf hinzuweisen, dass die heimischen Fischarten des Lechs bzw. des Donausystems ein sehr großes Verbreitungsgebiet innerhalb der gemäßigten mitteleuropäischen Klimazone und dem pontokaspischen Raum mit teils kontinentalem und teils pannonischem Klima (heiße Sommer und kalte Winter) haben und von daher natürlicherweise an ein sehr großes Temperaturspektrum und an kurzfristig wirksame sommerliche Maximaltemperaturen (Wasser) zwischen 25 und 27 °C gut angepasst sind.

4.2.3 Empfindlichkeiten von Makrozoobenthos gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper

Die Lebensbedingungen des Makrozoobenthos werden geprägt durch besiedlungsbestimmende Faktoren wie Substratangebot, Abfluss, Strömung, Sauerstoffversorgung und Wassertemperatur. Da Makrozoobenthos-Organismen wechselwarm sind, sind sie besonders stark von der Wassertemperatur abhängig. Aus diesem Grund kann eine Erhöhung der Wassertemperatur zu Veränderungen des Dominanzspektrums zugunsten von Arten mit höherem Temperaturoptimum und geringerem Sauerstoffbedarf führen. Gleichzeitig muss grundsätzlich damit gerechnet werden, dass bei stärkerer und anhaltender Erhöhung der Wassertemperatur kälteliebende, an hohe Sauerstoffgehalte und starke Strömung angepasste Fließwasserarten Bestandseinbußen erleiden können.

Genaue Vorhersagen, wie sich die Makrozoobenthos-Biozönose in einem durch Kühlwasser beeinflussten Gewässer entwickeln wird, sind derzeit jedoch nur eingeschränkt möglich und lassen sich nicht durch Angaben von artspezifischen Temperaturlimits untermauern (BERNAUER 2017). Man kann jedoch grundsätzlich davon ausgehen, dass die rheophilen, für das Krenal bzw. Rhitral typischen Arten, die an kühle Wassertemperaturen angepasst sind, empfindlicher auf Temperaturveränderungen reagieren werden als Arten, die für den Unterlauf charakteristisch sind bzw. Fließ- und Stillgewässer gleichermaßen besiedeln.

5. Grundlagen und Methodik

5.1 Nationale und europäische Richtlinien und fachrechtliche Grundlagen

Fachliche und fachrechtliche Grundlagen der zentralen Untersuchungs-/Gutachtenthemen-/Schwerpunkte für das GÖG sind insbesondere die nachfolgend aufgeführten Richtlinien der Europäischen Union und Gesetze/Verordnungen/Programme der Bundesrepublik Deutschland und des Landes Bayern:

- EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom 23.10.2000
- Fauna-Flora-Habitat-(FFH) Richtlinie vom 21.05.1992
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31.07.2009, zuletzt geändert durch Gesetz vom 18.07.2017
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29.07.2009, zuletzt geändert durch Gesetz vom 15.09.2017
- Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20.06.2016
- Gesetz über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (USchadG) vom 10.05.2007, zuletzt geändert durch Gesetz vom 04.08.2016
- Bayerisches Naturschutzgesetz (BayNatSchG) vom 23.02.2011, zuletzt geändert durch Gesetz vom 24.07.2018
- Bayerisches Wassergesetz (BayWG) vom 25.02.2010, zuletzt geändert durch Gesetz vom 21.02.2018
- Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Bewirtschaftungsplan einschließlich Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021

5.2 Datengrundlagen

5.2.1 Vom Vorhabensträger zur Verfügung gestellte Daten und Unterlagen

- Wasserrechtliche Erlaubnis vom 20.11.2001 inkl. Änderungen, gültig bis 31.12.2020
- Betriebsdaten zu den thermischen Einleitungen (Einleittemperaturen und Einleitmengen) August 2018 – August 2019
- Abflusskenndaten der Kraftwerke am Stadtbach (WKW 50), Proviantbach (WKW 80) sowie im Auslaufkanal Wolfzahnau (WKW 81) (Monatssummen, umgerechnet auf m^3/s)
- Temperaturmessungen an insgesamt sieben Messstellen in den Lechkanälen, Wertach und im Lech, ergänzt durch Messung von Sauerstoffkonzentrationen und elektrischer Leitfähigkeit an ausgewählten Messstellen
- Dr. Blasy – Dr. Øverland (2017): Hydraulische Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit des Malvasierbachs

- Besprechungsprotokoll mit den Behörden vom 03.06.2019
- Pläne der Reinigungsanlage bei A7 bzw. der Kühlwasserentnahmeanlagen bei S3/A29 und S4/E14

5.2.2 Amtliche Daten

- Temperatur- und Abflussdaten des Lechs und der Wertach aus dem Gewässerkundlichen Dienst Bayern unter
    - http://www.gkd.bayern.de/
- Einstufungen der Gewässer im Untersuchungsgebiet nach WRRL sowie Zusammenstellung der Einleiter in die Gewässer aus dem Kartendienst Gewässerbewirtschaftung unter
    - http://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/kartendienst/index.htm
- Potenzialzönosen Nr. 57f, 58f und 621f des Instituts für Fischerei (IFI)
- Aussagen des Tiefbauamtes Augsburg zu den Ablässen der Lechkanäle

5.2.3 Vom BNGF durchgeführte Erhebungen und Untersuchungen

- Kartierung der Gewässerstruktur/Habitatkartierung (Sommer 2018)
- Makrozoobenthoserhebungen (gem. WRRL) in relevanten Bereichen der FWK F147, F126, F124 und dem Auslaufkanal an zwei Durchgängen (September 2018 und April 2019)
- Fischbestandsaufnahme (Streifenbefischungen) in relevanten Bereichen der FWK F147, F126, F124 sowie dem Auslaufkanal ober- und unterhalb des Kraftwerks Wolfzahnau (Herbst 2018 und Sommer 2019)
- Untersuchungen zum Fischschutz an den Entnahmebauwerken der MAN mit drei Probenahmetermine (29./30.08.2019, 19./20.09.2019 und 30./31.10.2019)

5.3 Temperaturmessungen und Auswertungszeitraum

Die Darstellung der Wassertemperaturverhältnisse im Untersuchungsgebiet sowie die Begutachtung der Auswirkung der thermischen Einleitung der MAN auf die Lechkanäle basieren auf Temperaturaufzeichnungen der MAN.

Diese umfassen zum einen das betriebliche Messnetz der MAN zu

- Einleittemperaturen an der Einleitstelle E3/A29 (Stadtbach),
- Einleittemperaturen an der Einleitstelle E2/A7 und E1/C12 (Malvasierbach) und
- Wassertemperaturen an den Entnahmestellen S1/A7 (Malvasierbach), S2/A11 (Malvasierbach), S3/A29 (Stadtbach) und S4/E14 (Proviantbach).

Zum anderen hat die MAN – in Abstimmung mit dem BNGF – für die gewässerökologische Begutachtung ein Temperatur-Messnetz mit insgesamt sieben Messstellen an den Oberflächengewässern

innerhalb des Untersuchungsgebietes einrichten lassen. Das Messnetz wurde von der SEBA Hydrometrie GmbH & Co. KG Mitte August 2018 installiert. Die Darstellung der Temperaturverhältnisse in den untersuchten Gewässern sowie die Darstellung der bisherigen thermischen Beeinflussung durch die MAN erfolgt für das Untersuchungsjahr von Mitte August 2018 bis Ende August 2019.

Neben Temperatursensoren werden an ausgewählten Messstellen weitere Parameter wie Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung u.a. gemessen. Die Wassertemperaturen werden als 15-Minutenwerte erfasst. Die Messgenauigkeit beträgt +/- 0,1 °C im Temperaturbereich von 2 °C bis 30 °C. Die Messung der Temperatur erfolgt an jeder Messstelle über jeweils zwei Messsonden (Redundanz, um möglichen Datenausfällen vorzubeugen). Die erfassten Daten der einzelnen Logger werden täglich auf einen Server übertragen und archiviert.

Tab. 10: Lageinformation zu den im Untersuchungsgebiet etablierten Messstellen

Nr.	Bezeichnung	Lage
M1	Malvasierbach	Malvasierbach, Höhe Herwartstraße, ca. 10 m bevor er unterirdisch verläuft, linkes Ufer
M2	Stadtbach oberhalb MAN	Stadtbach Oberwasser WKA, ca. 10 m unterhalb der Brücke der Stadtbachstraße, linkes Ufer
M3	Proviantbach oberhalb MAN	Proviantbach, oberhalb der Saugstelle S4/E14, linkes Ufer
M4	Stadtbach unterhalb MAN	Stadtbach, rd. 350 m unterhalb der Einleitstelle E3/A29, Höhe Werksbrücke zu MT Aerospace, linkes Ufer
M5	Auslaufkanal (Zusammenfluss Proviantbach/Stadtbach)	Auslaufkanal, Wehrschütz im Oberwasser des WKA Wolfzahnau, linkes Ufer
M6	Wertach	Wertachkanal, ca. 30 m nach Kanaleinlauf, linkes Kanalufer
M7	Lech	Lechkanal, rund 120 m unterhalb des ersten Einlaufkanals Wehr Gersthofen, linkes Ufer

Tab. 11: Gemessene Parameter je Messstelle

Nr.	Bezeichnung	Gemessene Parameter
M1	Malvasierbach	Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Salinität, gelöste Stoffe, Dichte, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung
M2	Stadtbach oberhalb MAN	Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Salinität, gelöste Stoffe, Dichte, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung
M3	Proviantbach oberhalb MAN	Wassertemperatur
M4	Stadtbach unterhalb MAN	Wassertemperatur
M5	Auslaufkanal (Zusammenfluss Proviantbach/Stadtbach)	Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Salinität, gelöste Stoffe, Dichte, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung
M6	Wertach	Wassertemperatur
M7	Lech	Wassertemperatur

5.4 Kartierung der Gewässerstruktur und der Fischhabitate

Zur Bewertung des gewässerökologischen Zustandes wurde in den innerhalb des UG liegenden Gewässerabschnitten eine abschnittsbezogene, funktionale Struktur- und Habitatkartierung durchgeführt und eine entsprechende Bewertung vorgenommen. Die Datenerhebungen erfolgten an drei Tagen (23., 25. und 26. Juli 2018) vom Boot aus und durch Uferbegehung. Dabei wurden die vorhandenen Strukturen und Habitate mittels eines hochauflösenden GNSS[3]-Systems (ppm10xx-04) eingemessen und anschließend mit der Software Esri ArcGis 10.6.1 digitalisiert. Zur genaueren Charakterisierung der Habitate wurden zudem verschiedene abiotische Parameter wie Gewässertiefe, Substratqualität, etc. aufgenommen. Die Kartierungsarbeiten wurden bei günstigen Abflussbedingungen durchgeführt. An allen Untersuchungstagen lagen die Abflüsse am amtlichen Pegel „Haunstetten“ etwas oberhalb des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ). Die Abflüsse bzw. Wasserstände waren somit niedrig genug, um die strukturelle Ausstattung kartieren zu können, ohne dass wesentliche Funktions-Bereiche trockenlagen.

Im Unterschied zur allgemeingebräuchlichen ökomorphologischen Zustandsbewertung, bei der allein die Natürlichkeit eines Systems Bewertungsgrundlage ist, bezieht sich die hier vorgenommene funktionale Habitatbewertung auf die strukturelle Ausstattung und deren Wertigkeit innerhalb eines realisierbaren Optimallebensraumes, welcher der momentan vorhandenen Lebensgemeinschaft bestmögliche Lebensbedingungen zu bieten vermag.

Als Bewertungsparameter fließen in die abschnittsbezogene, funktionale Habitatbewertung jeweils gleich gewichtet zum einen die beiden strukturbezogenen Hauptparameter Sohlstruktur und Böschungsstruktur, zum anderen die beiden funktionsbezogenen Hauptparameter Rekrutierung[4] und Quervernetzung ein. Durch Verschneiden struktureller mit funktionalen Aspekten kam für die kartierten Gewässerabschnitte ein integrales Bewertungssystem zur Anwendung, welches jeweils bezogen auf die linke und rechte Hälfte eines 500 m langen Flussabschnitts nicht nur die dort vorhandenen Gewässerstrukturen bewertet, sondern auch raumübergreifend die Ausstattung mit wichtigen Lebensraumfunktionen und deren Verfügbarkeit berücksichtigt.

Ein Großteil der rheophilen Fischarten bevorzugt meist hartgründige, aber teilweise umlagerungsfähige Sohlsubstrate wie Kies. Diese dienen nicht nur als Laichsubstrat, sondern sind auch wichtige Fresshabitate, auf denen die Fische Nahrung aufnehmen. Beim Parameter Sohlstruktur führen daher natürliche, kiesige Sohlsubstrate mit nicht kolmatiertem, umlagerungsfähigem Kies zu besten Bewertungen, während schlammigen Sohlsubstraten oder einer betonierten Gewässersohle eine geringe ökologische Wertigkeit zugeteilt wird.

Der Parameter Böschungsstruktur berücksichtigt die strukturelle Ausstattung (z.B. Totholz, Makrophyten) der Halde[5] und des Ufers. Solche Strukturen können den Fischen beispielsweise Schutz vor Fressfeinden bieten oder sie dienen als Laichhabitat oder Wintereinstand. Bei der Kartierung wurden strukturelle Ausstattungen innerhalb eines Kartierungsabschnittes abhängig von der längenbezogenen Ausprägung gewichtet und dann bezogen auf 500 m-Abschnitte zusammengefasst.

[3] GNSS = **G**lobal **N**avigation **S**atellite **S**ystem

[4] Rekrutierung wird verstanden als Rekrutierungspotenzial = strukturelle Grundlage (Laichplätze und Brut/Jungfischhabitate sowie deren räumliche Verknüpfung), welche die Versorgung eines Gewässerabschnittes mit Fischnachwuchs gewährleistet.

[5] Die Halde ist die Böschung unter Wasser zwischen der Flusssohle/dem Böschungsfuß und der Wasseranschlagslinie

Um den besonderen Anpassungen fließgewässertypischer Fischarten Rechnung zu tragen, zielt die Bewertung beim Hauptparameter Rekrutierung vorwiegend auf die Ansprüche strömungsliebender (rhithraler/rheophiler) Fischarten ab. In die Bewertung des Hauptparameters Rekrutierung geht nicht nur die Qualität der im näheren und weiteren Umfeld befindlichen Kieslaichplätze, sondern auch deren funktionale Verknüpfung mit geeigneten Brut-/Jungfischhabitaten ein.

Das Rekrutierungs-Potenzial solcher Arten, die hinsichtlich der Strömung anspruchslos (indifferent) oder stillwasserliebend (limnophil) sind, wird über den Parameter Quervernetzung abgedeckt. Die Quervernetzung beschreibt die funktionale Anbindung der Nebengewässer an den Hauptfluss. Hier wird als ein Teilparameter die Habitatqualität der Nebengewässer (z.B. morphologische Merkmale, strukturelle Ausstattung, Abfluss, Eignung als Laich- und Jungfischgewässer) berücksichtigt. Weitere wichtige Punkte sind die Qualität der Anbindung (fischökologische Durchgängigkeit) sowie die Entfernung zum Kartierungsabschnitt.

Die Bewertung der Hauptparameter bzw. der beteiligten Unterparameter und schließlich auch die Gesamtbewertung erfolgt jeweils entsprechend der Ausprägung und der damit verbundenen ökologischen Qualität über Wertzahlen (WZ). Die Vergabe von Zwischenwerten ist möglich. Die Bewertungsskala reicht von 1 (sehr geringe Habitatqualität: schlechteste Bewertung) bis 5 (sehr hohe Habitatqualität: beste Bewertung). Die sich jeweils ergebenden Qualitätskategorien definieren sich über folgende fünf Wertstufen, welche durch zugehörige Farbgebung zusätzlich gekennzeichnet werden:

- Wertstufe 1: sehr geringe ökologische Qualität - Habitatqualität: 1,00–1,49
- Wertstufe 2: geringe ökologische Qualität - Habitatqualität: 1,50–2,49
- Wertstufe 3: mittlere ökologische Qualität - Habitatqualität: 2,50–3,49
- Wertstufe 4: hohe ökologische Qualität Habitatqualität: 3,50–4,49
- Wertstufe 5: sehr hohe ökologische Qualität - Habitatqualität: 4,50–5,00

Folgende Daten zur Struktur- und Habitatkartierung finden sich im Anhang zu diesem Bericht:

- Bewertungsschlüssel für die abschnittsbezogene, funktionale Habitatbewertung (Anhang 2)
- Auflistung der Kieslaichplätze mit Kennzahlen und Bewertung (Anhang 3)
- Auflistung der Jungfischhabitate mit Kennzahlen und Bewertung (Anhang 4)
- Auflistung der Wasserflächen mit Altgewässerfunktion mit Kennzahlen und Bewertung (Anhang 5)
- Zusammenstellung aller Einzelergebnisse der abschnittsbezogenen funktionalen Habitatbewertung (Anhang 6)
- Übersichtspläne mit der Lage aller Kieslaichplätze, Jungfischhabitate und Alt-/Nebengewässer (Anhang 7)

5.5 Makrozoobenthoserhebungen

Zur Dokumentation des Ist-Zustands wurde die Makrozoobenthosfauna im September 2018 (25.9.2018) und im April 2019 (17.4.2019) erfasst. Bearbeitet wurden insgesamt fünf Probestellen: zwei im Lech, eine im Auslaufkanal, zwei im Stadtbach Augsburg.

Die Probenahme (Multihabitat-Sampling nach WRRL) und Auswertung nach WRRL orientierte sich an den Vorgaben zur Makrozoobenthosbeprobung im Handbuch tGewA (Fortschreibung 2012) sowie an den Angaben auf der Website „gewaesser-bewertung.de“. Eine detaillierte Beschreibung der Erfassungsmethoden sowie der Auswertungs- und Bewertungsverfahren des Makrozoobenthos befindet sich in Anhang 8.

5.6 Elektrobefischungen

Zur Ermittlung der Fischarten-Zusammensetzung und der Bestandssituation im UG wurden im FWK F147, im Auslaufkanal sowie in den FWK F126 und F124 im Herbst 2018 und im Sommer 2019 Elektrobefischungen in Form von Streifenbefischungen gemäß den Methodenstandards der WRRL durch das BNGF durchgeführt. In Tab. 12 sind die im Rahmen der Untersuchungen durchgeführten Elektrobefischungen nach Gewässer und Umfang dargestellt. Die Lage der Befischungsstrecken ist in Anhang 9 verzeichnet.

Tab. 12: Übersicht der im Rahmen des Projekts durchgeführten Elektrobefischungen

Gewässer	Jahreszeit / Durchgang	Datum	Anzahl Befischungs-strecken	befischte Strecke	Lechabfluss[1] [m³/s]	
					min.	max.
FWK F147	Herbst	13.–14.09.2018	14	2,710 km	40,4	68,1
	Sommer	31.07.2019; 02.08.2019	17	3,595 km	72,4	106,0
Auslaufkanal	Herbst	13.–14.09.2018	6	1,100 km	40,4	68,1
	Sommer	30.–31.07.2019	6	1,170 km	87,0	123,0
F126	Herbst	14.09.2018	3	0,600 km	43,1	68,1
	Sommer	30.07.2019	3	0,880 km	103,0	123,0
F124	Herbst	18.–19.09.2018	13	2,325 km	49,9	58,6
	Sommer	30.07.2019; 01.08.2019	19	2,885 km	88,2	123,0

Erläuterung:

1 Abfluss am Pegel Augsburg unterhalb der Wertachmündung / Lech. Die Werte geben die an den Tagen der Befischung gemessenen Minimal- und Maximalwerte (ermittelt aus 15-Minuten-Werten) an.

Im UG wurde im Rahmen der Fischbestandsuntersuchungen eine Gesamtstrecke von rund 15,3 km befischt. In Hinblick auf die einzelnen Gewässer wurde in dem FWK F147 mit rund 6,3 km die längste Fließstrecke untersucht, gefolgt von dem FWK F124 (ca. 5,21 km), dem Auslaufkanal (ca. 2,27 km) und dem FWK F126 (ca. 1,48 km).

Die Untersuchungen des FWK F147 wurden weitestgehend vom Arbeitsboot ausgeführt. Insgesamt wurden in diesem FWK nur drei der 17 im Sommer 2019 untersuchten Strecken watend befischt. Die Bestandserhebungen innerhalb des Auslaufkanals sowie des FWK F126 erfolgten ausschließlich vom Arbeitsboot aus. Der FWK F124 wurde unterhalb des Wehr Gersthofen watend und oberhalb davon vom Boot aus befischt. Bei allen durchgeführten Bestandserhebungen kam ein stationäres Gleichstrom-Elektrofischereigerät mit einer Leistung von 8 kW unter Verwendung einer Handanode zum Einsatz.

Um jahreszeitliche Standortpräferenzen der Fische zu berücksichtigen, erfolgten die Elektrobefischungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Herbst 2018 / Sommer 2019).

Es wird darauf verwiesen, dass die durchgeführten Elektrobefischungen eine semiquantitative Erhebung der Fischfauna darstellen. Die Fanganteile der Elektrofischerei entsprechen dabei nicht immer den tatsächlichen Fisch-Bestandsanteilen.

Die Biomassen der gefangenen Fische wurden mit Hilfe der gemessenen Längen und aus der Literatur bekannten artspezifischen Längen-Gewichtsrelationen durch eine bürointerne Software berechnet. Sie stellen somit eine Näherung dar. Das tatsächliche Gewicht der Fische kann, insbesondere zur Laichzeit der jeweiligen Art, davon abweichen. Die Zuordnung, ob es sich bei einem gefangenen Fisch um ein Individuum des 0^+-Jahrgangs, um einen älteren Jungfisch oder um ein Adulttier handelt, wird durch dieselbe Software abhängig von Körperlänge und Fangzeitpunkt automatisiert vorgenommen.

5.7 Siebbanduntersuchungen

Die MAN Augsburg unterhält drei Reinigungsanlagen (Siebband-/Siebtrommelanlagen) zur Kühlwasserentnahme für betriebliche Zwecke. An der Siebbandanlage S1/A7 wird das aus dem Malvasierbach entnommene Kühlwasser gereinigt. An der Siebtrommelanlage S3/A29 wird das aus dem Stadtbach, an der Siebtrommelanlage S4/E14 das aus dem Proviantbach entnommene Kühlwasser gereinigt.

Um eine Aussage über den tatsächlichen Fischanfall im Siebgut der einzelnen Anlagen treffen zu können, wurden drei 24-Stunden-Beprobungen der Anlagen (Tag- und Nachtschicht: 29./30.08.19, 19./20.09.19, 30./31.10.19) durchgeführt. Hierbei wurde das Rechenreinigungsgut bzw. das Abspülwasser der Siebanlagen quantitativ auf den Anfall an Fischen untersucht. Für die Untersuchungen wurde jede Stunde für 5 Minuten das mit dem Spülwasser in die Siebgutkanäle geförderte Material mit Hilfe eigens hierfür angefertigter Auffangbehältnisse (Maschenweite 500 µm) aufgefangen und anschließend auf Fische hin untersucht. Die Auffangbehältnisse (Rechteck-Kescher, Auffangzylinder und Auffangsack) wurden entsprechend der jeweiligen Anlagen angepasst, womit eine optimale Entnahme des Siebandspülguts erfolgen konnte (Abb. 19, Abb. 20, Abb. 21). Stichprobenweise wurden die erfassten Fische fotografisch dokumentiert (Anhang 10).




Abb. 19: Siebtrommelanlage S4/E14 am Proviantbach (links) und Auffangzylinder aus Gaze am Ausleitrohr des Siebabspritzwasser (rechts)




Abb. 20: Siebtrommelanlage S3/A29 am Stadtbach mit Abflussrinne (links) und Siebgut-Abflussrinne mit Gaze-Auffangsack (rechts)




Abb. 21: Siebbandanlage S1/A7 (Malvasierbach) mit Siebgutkanal (links) und Rechteck-Kescher während der Probenahme (rechts)

Neben den Angaben über Art, Größe und Anzahl der Fische wurde auch deren Vitalitätszustand dokumentiert. Dabei wurde zwischen „vital“, „stark geschädigt/Überlebensfähigkeit unklar“ und „tot“ unterschieden. Die Größe der Fische wurde millimetergenau erfasst. Technische Daten der Anlagen wurden weitestgehend durch die MAN zur Verfügung gestellt, fehlende technische Angaben wie z.B. Dimensionen der Rechen etc. wurden bei Vor-Ort-Terminen ermittelt.

5.8 Fotodokumentation

Alle Geländearbeiten inklusive der methodischen Vorgehensweise, die dabei erfassten Strukturen, repräsentative Untersuchungsflächen sowie typische funktionale Lebensraumkomplexe wurden fotografisch dokumentiert (Anhang 10).

Hierzu wurden die Kamera Nikon Coolpix AW120 sowie die Kamerafunktion des GNSS-System ppm10xx-04 verwendet. Die Kamera verfügt über einen GPS-Empfänger sowie einen digitalen Kompass. Somit wurde der Aufnahmestandort und die Blickrichtung für jedes Foto in den EXIF-Header der entsprechenden Bilddatei geschrieben. Die Genauigkeit des Aufnahmestandorts beträgt in etwa +/-10 m (Nikon) bzw. wenige Zentimeter (GNSS-System ppm10xx-04) und wird anschließend noch manuell überprüft und ggf. präzisiert.

6. IST-Zustand

6.1 Historie Lechkanäle

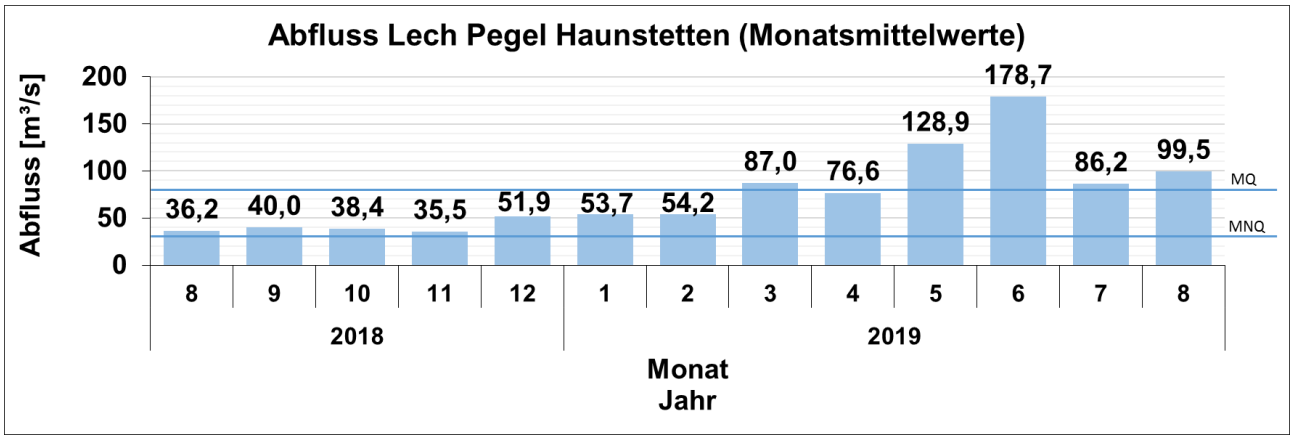
Die Lechkanäle als ein Bestandteil des sog. Augsburger Wassermanagement-Systems ist seit Sommer 2019 als UNESCO-Welterbe anerkannt.

Die Lechkanäle im Untersuchungsgebiet sind künstliche Gewässer, die Mitte des zweiten Jahrtausends angelegt wurden, um reines Trinkwasser aus dem Stadtwald sowie Prozesswasser aus den Flussableitungen des Lechs in die Stadt Augsburg zu bringen. Beide Wasserarten wurden getrennt geführt und flossen in parallelen Kanälen in die Stadt. Das Prozesswasser wurde für den Antrieb von Wasserrädern und Pumpen, für Wasch- und Spülprozesse der Gewerbe sowie für die Entwässerung und Abfallentsorgung aus der Stadt verwendet. Die breiteren Kanäle wurden zudem zum Flößen genutzt.

6.2 Abflussverhältnisse im Lech und in den Lechkanälen im Untersuchungsjahr 2018-2019

Die Abflussverhältnisse haben unmittelbaren Einfluss auf die Erwärmung von Gewässern durch thermische Einleitungen. Deshalb werden vor den Ausführungen zu den Temperaturverhältnissen, die Abflussverhältnisse des Lechs sowie der Lechkanälen im Untersuchungsjahr dargestellt.

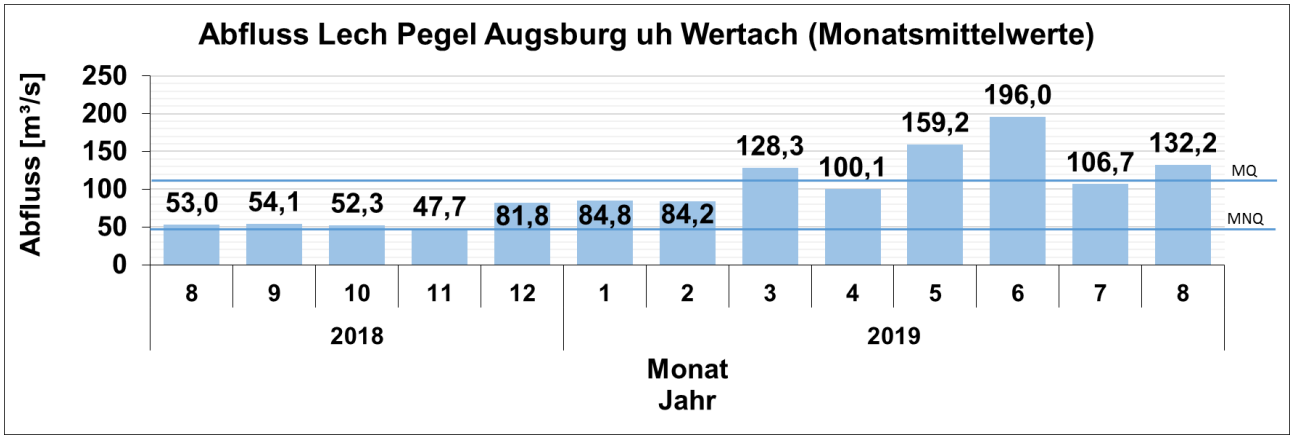
Im Untersuchungsjahr herrschten am Pegel Haunstetten (Abb. 22) von August bis November 2018 Abflüsse zwischen 35,5 bis 40,0 m³/s vor, die damit nah am mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Pegels (1976–2012) von 32,1 m³/s lagen. Im März, April, Juli und August 2019 schwankten die Abflüsse mit Werten zwischen 76,6 und 99,5 m³/s im Bereich des Mittelwasserabflusses (MQ) (1979–2012) von 81,2 m³/s. Von Dezember 2018 bis Februar 2019 betrugen die Abflüsse rd. 50 m³/s. Im Mai und Juni 2019 waren die Abflüsse mit 128,9 und 178,7 m³/s deutlich höher als der MQ.



Hinweis: Für August 2018 wurden die Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr ausgewertet – analog zu den vorhandenen Temperaturdaten.
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Daten des Gewässerkundlichen Dienstes

Abb. 22: Abfluss des Lech am Pegel Haunstetten (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr

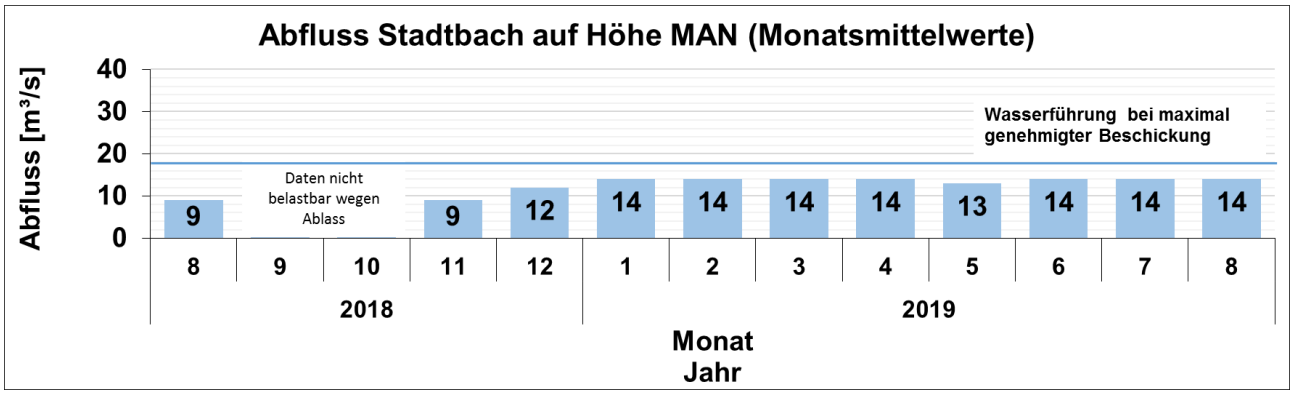
Am Pegel Augsburg unterhalb (uh) Wertach (Abb. 23) waren die Abflüsse von August bis November 2018 mit Werten zwischen 47,7 und 53,0 m³/s damit nah am MNQ des Pegels (1960–2012) von 48,9 m³/s. Im März, April, Juli und August 2019 schwankten die Abflüsse mit Werten zwischen 100,1 und 132,2 m³/s im Bereich des MQ (1960–2012) von 113 m³/s. Von Dezember 2018 bis Februar 2019 lagen die Abflüsse mit rd. 80 m³/s im Bereich zwischen dem MNQ und MQ. Im Mai und Juni 2019 waren die Abflüsse mit 159,2 und 169,0 m³/s deutlich über dem MQ.



Hinweis: Für August 2018 wurden die Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr ausgewertet – analog zu den vorhandenen Temperaturdaten.
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Daten des Gewässerkundlichen Dienstes

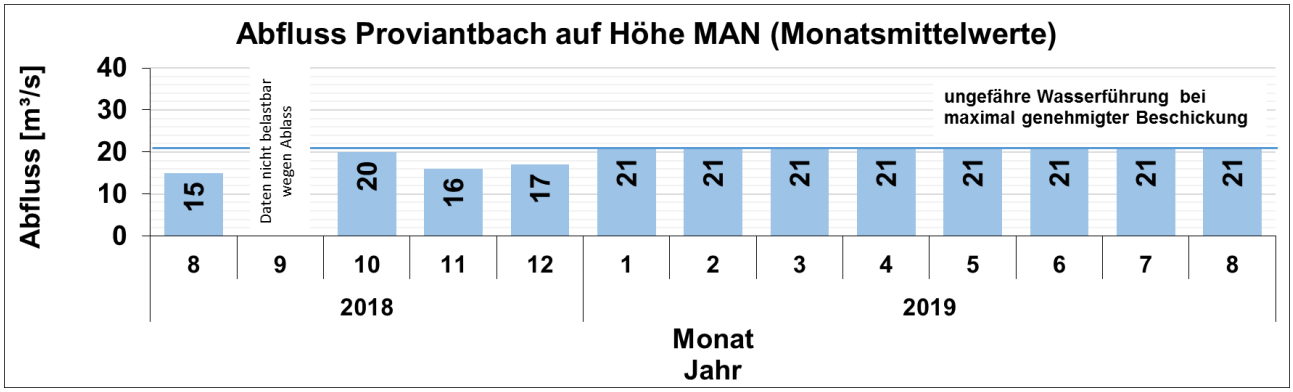
Abb. 23: Abfluss des Lech am Pegel Augsburg uh Wertach (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr

Die Abb. 24, Abb. 25 und Abb. 26 zeigen die überschlägig ermittelten, durchschnittlichen Abflüsse im Monatsmittel im Stadtbach und Proviantbach auf Höhe MAN sowie im Auslaufkanal. Ab Januar 2019 waren die Abflussverhältnisse in den Lechkanälen überwiegend konstant und entsprachen dem Zustand, wenn die Augsburger Kanäle gefüllt sind (vgl. Kap. 2.3.3). Die Abflüsse im August und November 2018 repräsentieren den worst-case mit äußerst geringen Abflussverhältnissen (vgl. Kap. 2.3.3).



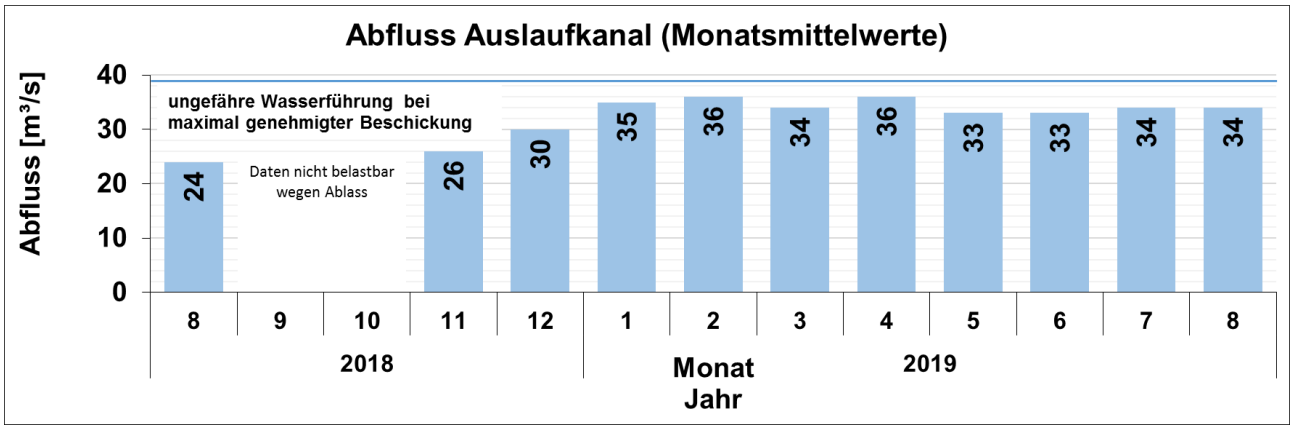
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 50 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

Abb. 24: Abfluss Stadtbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 80 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

Abb. 25: Abfluss Proviantbach auf Höhe MAN (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abflusskenndaten des WKW 81 – Monatssummen aus Generatordaten, linear umgerechnet in m³/s

Abb. 26: Abfluss Auslaufkanal (Monatsmittelwerte) im Untersuchungsjahr

6.3 Anforderungen an die unterstützende Qualitätskomponente „Temperatur“ gemäß OGewV

In Anlage 7 der OGewV (2016) werden Anforderungen bezüglich der maximalen Temperaturen bzw. Temperaturerhöhungen festgelegt, bei deren Einhaltung der Erhalt / die Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands/des guten ökologischen Potenzials für Flusswasserkörper gewährleistet werden sollte. Diese Anforderungen richten sich nach den jeweiligen Ansprüchen der Fischfauna, welche dem FWK zugeordnet ist. In diesem Kontext werden jeweils für die einzelnen Fischgemeinschaften sog. Orientierungswerte für die Maximaltemperaturen getrennt für das Sommerhalbjahr (April bis November) und für das Winterhalbjahr (Dezember bis März) ausgewiesen. Gleichfalls werden maximale Aufwärmspannen (Bezug Gesamtjahr) für die einzelnen Fischgemeinschaften festgelegt.

Tab. 13: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern. Werte für Temperatur und Temperaturerhöhung mit Zuordnung der Fischgemeinschaften zu den Gewässertypen (OGewV)

Anforderungen	**Fischgemeinschaft**						
	Sa-ER	**Sa-MR**	**Sa-HR**	**Cyp-R**	**EP**	**MP**	**HP**
T_{max} Sommer (April bis November) [°C]	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
Temperaturerhöhung Sommer [Δ T in K]	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
T_{max} Winter (Dezember bis März) [°C]	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Temperaturerhöhung Winter [Δ T in K]	≤ 1	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3

Erläuterung

Sa-ER	Salmonidengeprägtes Gewässer des Epirhithrals	**EP**	Gewässer des Epipotamals
Sa-MR	Salmonidengeprägtes Gewässer des Metarhithrals	**MP**	Gewässer des Metapotamals
Sa-HR	Salmonidengeprägtes Gewässer des Hyporhithrals	**HP**	Gewässer des Hypopotamals
Cyp-R	Cyprinidengeprägtes Gewässer des Rhithrals		

Der FWK F147 (Lechkanäle) ist der Fischgemeinschaft des Salmoniden-Hyporhithrals (Sa-HR) zugeordnet (Potenzialzönose Nr. 621f). Für Salmoniden-geprägte Gewässer des Hyporhithrals gelten nach Tab. 13 (blaue Spalte) folgende Orientierungswerte:

- T_{max} Sommer (April bis November) [°C] ≤ 21,5
- Temperaturerhöhung Sommer [Δ T in K] ≤ 1,5
- T_{max} Winter (Dezember bis März) [°C] ≤ 10
- Temperaturerhöhung Winter [Δ T in K] ≤ 1,5

Die beiden FWK F126 und F124 im Lech sind der Fischgemeinschaft des Cypriniden-geprägten Rhithrals (Cyp-R) zugeordnet (Potenzialzönose Nr. 57f und 58f). Für Cypriniden-geprägte Gewässer des Rhithrals gelten nach Tab. 13 (grüne Spalte) folgende Orientierungswerte:

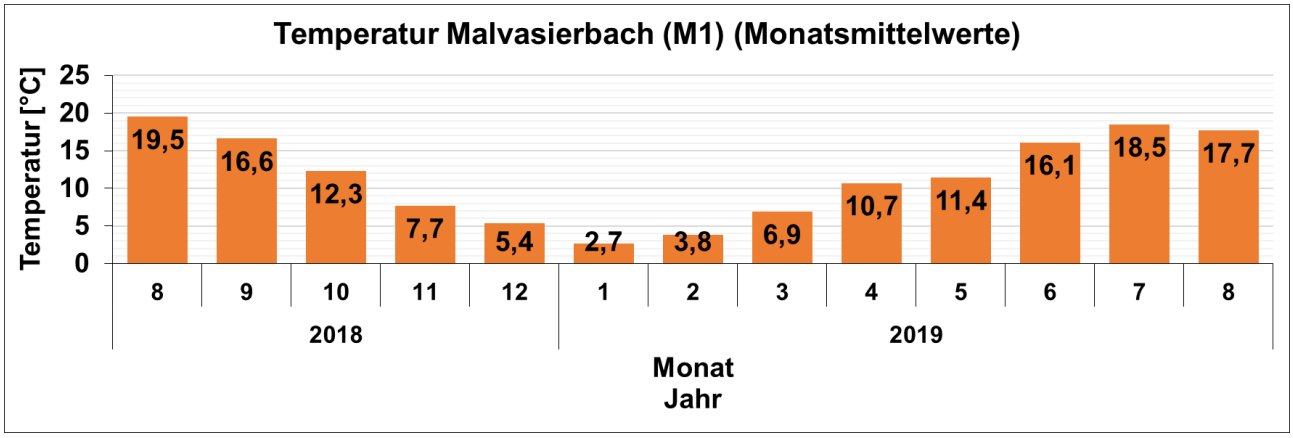
- T_{max} Sommer (April bis November) [°C] ≤ 23
- Temperaturerhöhung Sommer [Δ T in K] ≤ 2
- T_{max} Winter (Dezember bis März) [°C] ≤ 10
- Temperaturerhöhung Winter [Δ T in K] ≤ 2

6.4 Vorlauftemperaturen im Untersuchungsjahr 2018–2019

6.4.1 Monatsmittelwerte

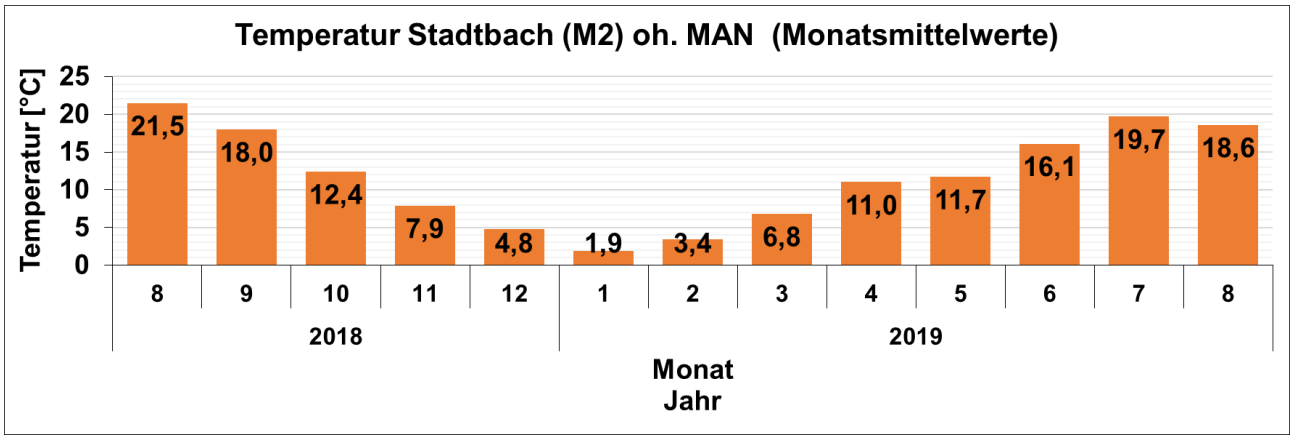
Die MAN beantragt die Entnahme von Brauchwasser aus unterschiedlichen Gewässern. Anders als bei Vorhaben entlang eines einzelnen Fließgewässerabschnittes existieren im Vorlauf der MAN in Abhängigkeit vom Gewässerabschnitt unterschiedliche Vorlauftemperaturen, wie die nachfolgenden Auswertungen zeigen.

Die vom Vorhaben unbeeinflussten Wassertemperaturen (Vorlauftemperaturen) unmittelbar auf Höhe des MAN Werkgeländes werden von den Messstellen M1 (Malvasierbach – kein FWK), M2 (Stadtbach oberhalb MAN – Bestandteil F147) und M3 (Proviantbach oberhalb MAN – Bestandteil F147) repräsentiert. Der Malvasierbach wird – im Gegensatz zu Stadtbach und Proviantbach – nicht über den Lech gespeist, sondern über Quell- bzw. Grundwasser. Dies zeigt sich an den deutlich geringeren Temperaturen im Sommer sowie den höheren Temperaturen im Winter, jeweils im Vergleich zu Stadtbach und Proviantbach (vgl. Abb. 27, Abb. 28 und Abb. 29).



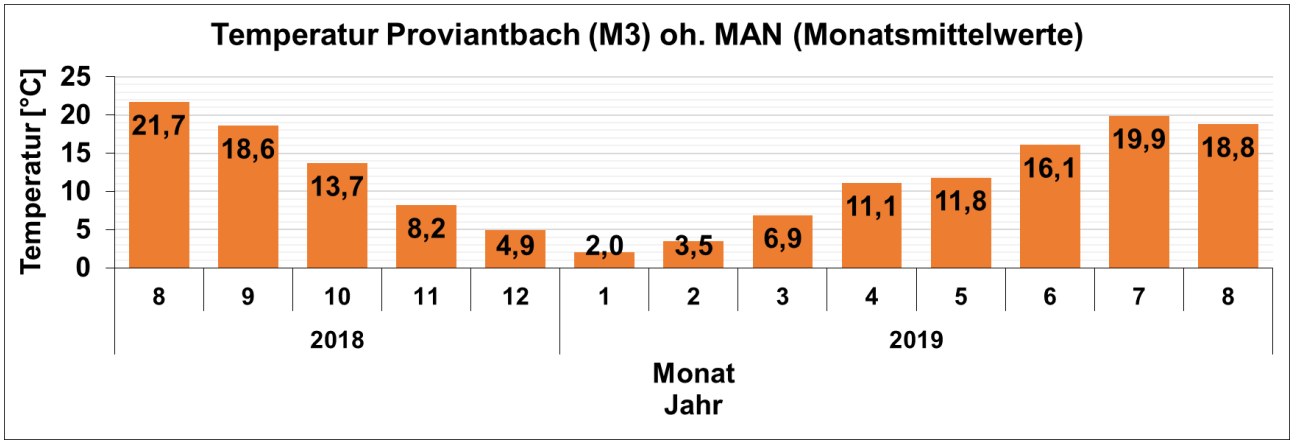
Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor

Abb. 27: Temperatur Malvasierbach M1 (Monatsmittelwerte)



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Der Zeitraum vom 06.-20. Oktober ist in der Auswertung nicht berücksichtigt, aufgrund des Lochbach-seitigen Ablasses.

Abb. 28: Temperatur Stadtbach oberhalb MAN M2 (Monatsmittelwerte)



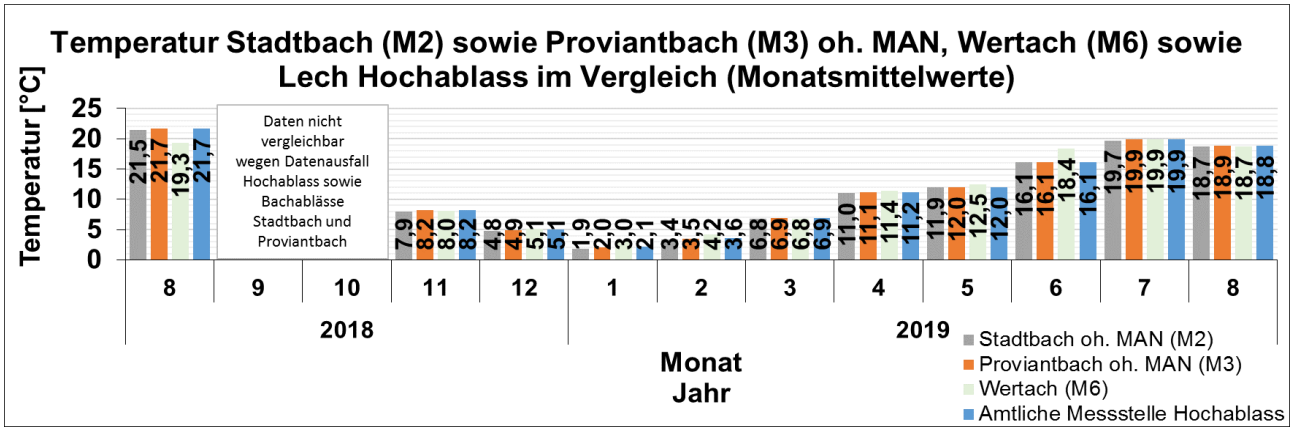
Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Der Zeitraum vom 15.-29. September ist in der Auswertung nicht berücksichtigt, aufgrund des Lech-seitigen Ablasses.

Abb. 29: Temperatur Proviantbach oberhalb MAN M3 (Monatsmittelwerte)

Wenngleich Stadtbach und Proviantbach mit Lechwasser gespeist werden, zeigen die Temperaturmessungen, dass der Proviantbach im Vorlauf der MAN im Schnitt zwischen 0,1 und 0,3 K wärmer war, als der Stadtbach im Vorlauf der MAN (vgl. Abb. 28, Abb. 29 und Abb. 30).

Im Vergleich mit den Temperaturen des Lechs an der amtlichen Messstelle Hochablass zeigt sich, dass die Temperaturen im Proviantbach oberhalb der MAN in der warmen Jahreszeit im Monatsmittel nahezu identisch zur Temperatur des Lechwassers am Hochablass waren. In den kühlen Monaten war der Proviantbach jeweils geringfügig kühler. Analog zu oben gemachter Feststellung waren die Temperaturen im Stadtbach im Vorlauf der MAN durchwegs etwas kühler als am Hochablass (vgl. Abb. 30).

Die Wertach war im Untersuchungszeitraum von August 2018 bis November 2018 durchwegs kühler als der Lech am Hochablass und als der Proviantbach. Von Dezember 2018 bis Februar 2019 war die Wertach hingegen durchwegs wärmer als der Lech am Hochablass sowie der Proviantbach. Im Juni 2019 wurden in der Wertach im Vergleich zu den anderen Gewässern wesentlich höhere Temperaturen gemessen. Eine Plausibilitätsprüfung der Daten in der Wertach (Vergleich der beiden Sonden, Abgleich mit dem Abflussregime der Wertach, Tagesganglinien) ergab jedoch keine Hinweise auf fehlerhafte Messdaten für Juni 2019.



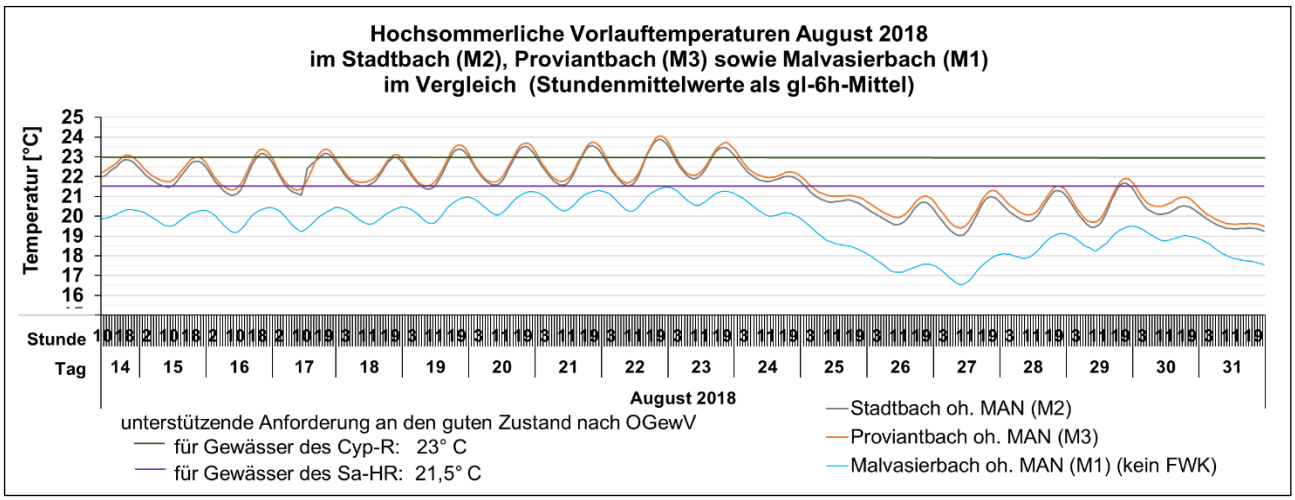
Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Die Daten im September und Oktober 2018 sind nicht vergleichbar aufgrund von Datenausfällen am Hochablass sowie aufgrund der Ablässe der Lechkanäle. Für den August 2019 ist nur der Zeitraum vom 01. bis 23. August ausgewertet, da ab 24. August keine Daten für den Hochablass vorliegen. Vom 04. Mai bis 19. Mai wurden in der Wertach unplausible Werte gemessen, so dass dieser Zeitraum in der Auswertung nicht berücksichtigt wurde. Aus diesen Gründen weichen die Durchschnittstemperaturen in Proviantbach und Stadtbach im August von der jeweiligen Durchschnittstemperatur in Abb. 28 bzw. Abb. 29 ab.

Abb. 30: Temperatur Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) oberhalb MAN, Wertach (M6) sowie Lech Hochablass im Vergleich (Monatsmittelwerte)

6.4.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen

Für den Extremsommer 2018 (Abb. 31) liegen Daten erst ab dem 14. August vor. Vom 14. bis 23. August wurden sowohl im Stadtbach (M2) als auch im Proviantbach (M3) über mehrere Tage Temperaturen von 21,5 °C (unterstützende Anforderung an den guten Zustand für Sa-HR-Gewässer nach OGewV) nahezu durchgehend überschritten. In diesem Zeitraum wurden zudem auch stundenweise jeweils Temperaturen über 23 °C (unterstützende Anforderung an den guten Zustand für Cyp-R-Gewässer nach OGewV) erreicht. Die maximal gemessene Vorlauftemperatur im gleitenden 6-h-Mittel betrug im Stadtbach 23,9 °C und im Proviantbach 24,1 °C.

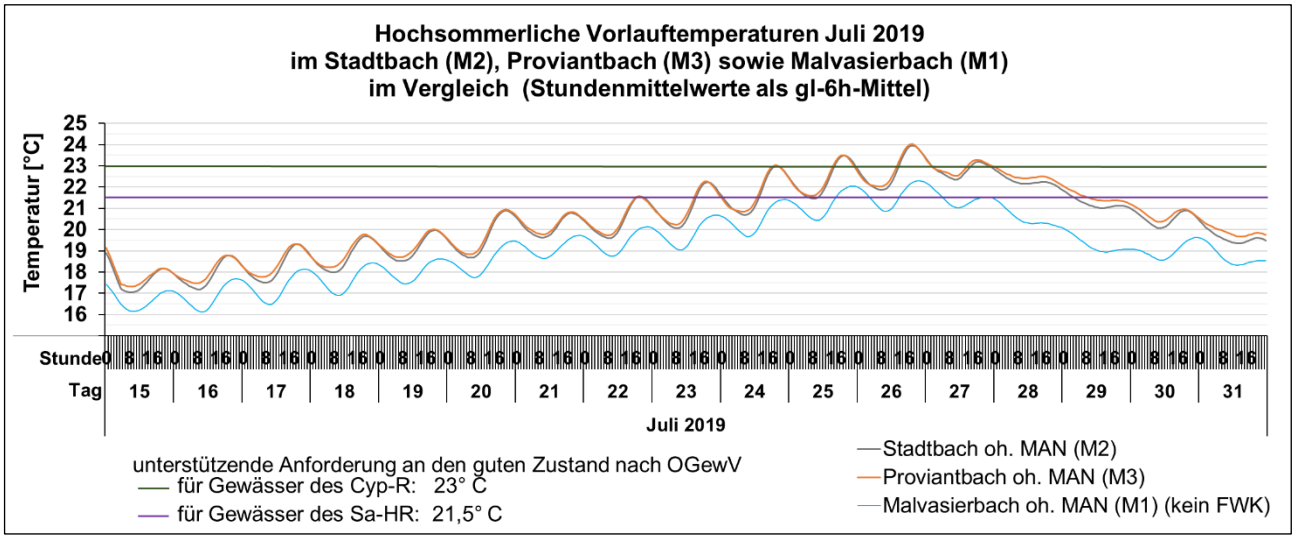
Die Temperaturen im Malvasierbach (M1) waren in diesem Zeitraum rd. 2 K kühler, das maximale gleitende 6-h-Mittel betrug 21,5 °C.



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor.

Abb. 31: Hochsommerliche Vorlauftemperaturen August 2018 im Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) sowie Malvasierbach (M1) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Sommer 2019 wurden die höchsten Temperaturen in den beiden Lechkanalabschnitten oberhalb der MAN im Juli gemessen (Abb. 32). Auch im Juli 2019 wurden die 21,5 °C über mehrere Tage durchgehend überschritten (fünf Tage vom 24. bis 28. Juli 2019) und dies, obwohl der Sommer 2019 weder hinsichtlich der Dauer der Hitzeperiode noch hinsichtlich der Abflussverhältnisse ein Extrem-Jahr darstellte. In diesem Zeitraum wurden zudem auch stundenweise jeweils Temperaturen über 23 °C erreicht. Die maximal gemessene Vorlauftemperatur im gleitenden 6-h-Mittel betrug sowohl im Stadtbach als auch im Proviantbach 24,0 °C. Die Temperaturen im Malvasierbach (M1) waren in diesem Zeitraum rd. 1 K kühler; das maximale gleitende 6-h-Mittel betrug 22,3 °C.



Hinweis: Der Zeitraum vom 01. bis 14. Juli ist nicht dargestellt aus Gründen der besseren Lesbarkeit.

Abb. 32: Hochsommerliche Vorlauftemperaturen Juli 2019 im Stadtbach (M2), Proviantbach (M3) sowie Malvasierbach (M1) im Vergleich (Stundenmittel als gl-6h-Mittel)

6.5 Thermische Vorbelastungen der Gewässer oberhalb der MAN Einleitstellen

6.5.1 FWK F126

In den FWK F126 erfolgen weder durch Unternehmen noch durch Kläranlagen thermische Einleitungen.

6.5.2 FWK F124

In den als FWK F124 ausgewiesenen Lech leitet die Kläranlage Augsburg – ausgelegt für 600.000 EW – linksseitig ein.

6.5.3 FWK F147

Nach telefonischer Rücksprache mit der Stadt Augsburg Abteilung Wasserrecht am 25.09.2019 sind im Stadtgebiet von Augsburg folgende nennenswerte thermische Einleiter in den FWK F147 bekannt:

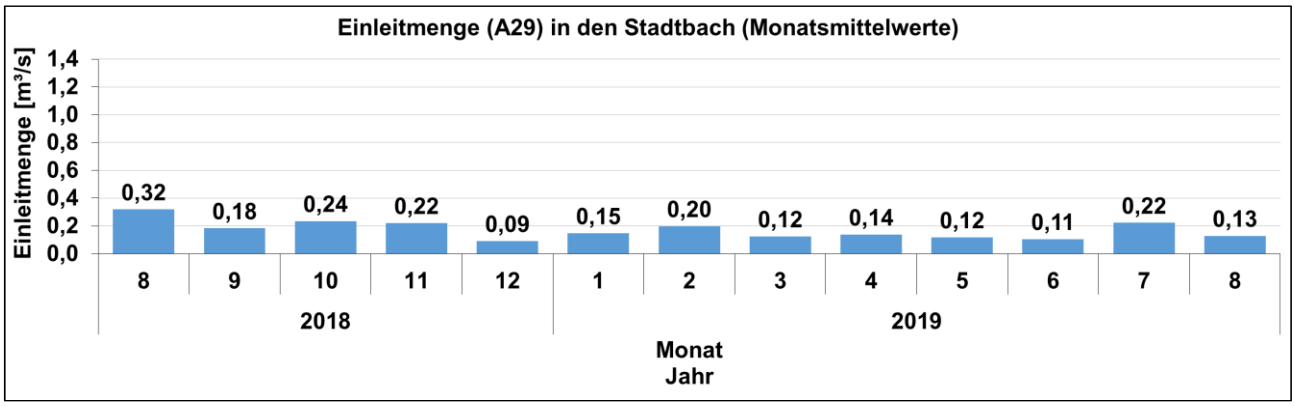
- SW Augsburg Heizkraftwerk
- UPM-Kymmene Papier GmbH & Co. KG (direktE)
- MAN Energy Solutions

6.6 Einleitmengen und -zeiten an der Einleitstelle E3/A29 im Untersuchungsjahr

Die Einleitstelle E3/A29 der MAN in den Stadtbach ist die Einleitstelle mit dem größten Volumenstrom und damit die Einleitstelle mit der maßgeblichen thermischen Beeinflussung der Lechkanäle. Generell erfolgt die Einleitung durch die MAN an der Einleitstelle E3/A29 nicht kontinuierlich, sondern stoßweiße mit Einleitspitzen und Phasen ohne Einleitung entsprechend der Nutzung der Motoren- und Turboladerprüfstände.

Die weiteren Einleitstellen der MAN sind hinsichtlich der tatsächlichen Einleitmengen vernachlässigbar gering. So war die Summe aller Einleitungen in den Malvasierbach im Untersuchungsjahr im Schnitt geringer als 0,1 m³/s.

An der Einleitstelle E3/A29 variierte die mittlere monatliche Einleitmenge zwischen 0,01 m³/s und 0,32 m³/s (Abb. 33). Im Tagesmittel lagen die Einleitmengen bei bis zu maximal 0,63 m³/s (Abb. 34). In der Spitzenstunde wurden vereinzelt bis zu maximal 1,07 m³/s eingeleitet.

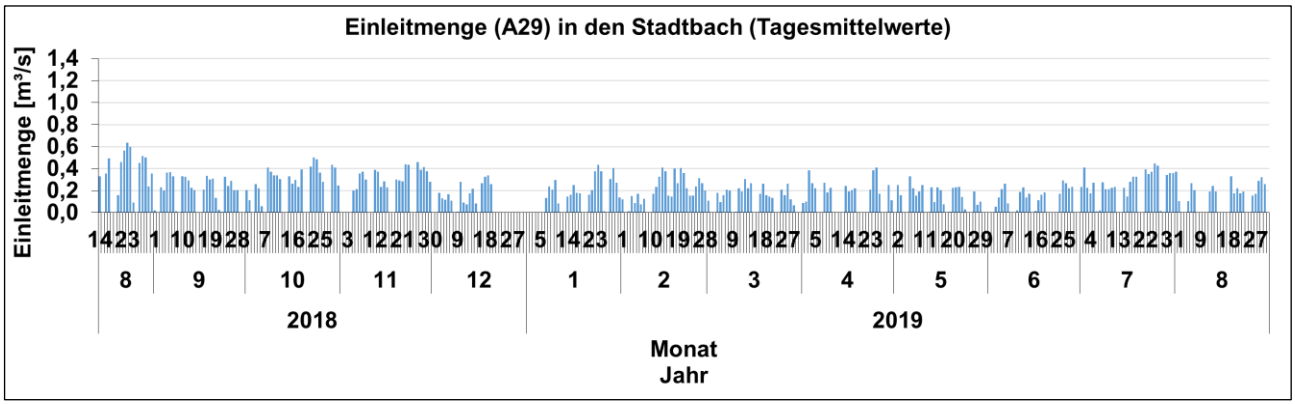


Hinweis: Analog zu den vorhandenen Temperaturdaten wurde der August 2018 erst ab dem 14.08. berücksichtigt
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Daten der MAN

Abb. 33: Einleitmenge an E3/A29 in den Stadtbach (Monatsmittelwerte)

Aus der Abb. 34 wird ersichtlich, dass an zahlreichen Tagen keine Einleitung an der Einleitstelle E3/A29 erfolgt. Diese Tage umfassten neben der Betriebspause vom 31.12.2018 bis zum

04.01.2019, gesetzlichen Feiertagen (z.B. 15.08.) und Brückentagen (z.B. 01.–04.11.18) in der Regel auch die Wochenenden.



Hinweis: Analog zu den vorhandenen Temperaturdaten wurde der August 2018 erst ab dem 14.08. berücksichtigt
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Daten der MAN

Abb. 34: Einleitmenge an E3/A29 in den Stadtbach (Tagesmittelwerte)

6.7 Thermische Beeinflussung des FWK F147 durch die MAN

Grundsätzlich lässt sich zusammenfassen, dass die Einleitung der MAN infolge des stoßweisen Betriebes nur vereinzelt im Stundenbereich zu einer nennenswerten Erwärmung im Gewässer führt.

Im Monatsmittel lässt sich kein Einfluss der MAN auf den FWK F147 erkennen.

Auf Basis der Betriebsdaten der MAN, den Messwerten der Temperatursonden im Vorlauf sowie den Abflusskenndaten der Wasserkraftwerke im Untersuchungsgebiet wird nachfolgend die berechnete Mischtemperatur der Lechkanäle im Stundenmittel durch die MAN visualisiert und mit den Temperaturwerten der Messsonden unterhalb der MAN verglichen.

Die Ergebnisse werden jeweils im Stundenmittel als gleitendes 6h-Mittel dargestellt und erläutert exemplarisch für

- den August 2018 (Extremsommer mit sehr geringen Abflüssen),
- November 2018 (sehr geringe Abflüsse in der kalten Jahreszeit),
- März 2019 (Frühjahr mit gefüllten Augsburger Kanälen) und
- Juli 2019 (Sommer mit gefüllten Augsburger Kanälen).

6.7.1 Ort der vollständigen Durchmischung

Der FWK F147 setzt sich aus mehreren Kanälen zusammen, die in den Auslaufkanal münden. Als Ort der vollständigen Durchmischung unterhalb der Einleitung der MAN wurde in Abstimmung mit den zuständigen Fachbehörden der Abschnitt mit dem Gesamtabfluss des FWKs festgelegt (vgl. Protokoll vom Behördentermin 03.06.2019). Dies entspricht dem Auslaufkanal.

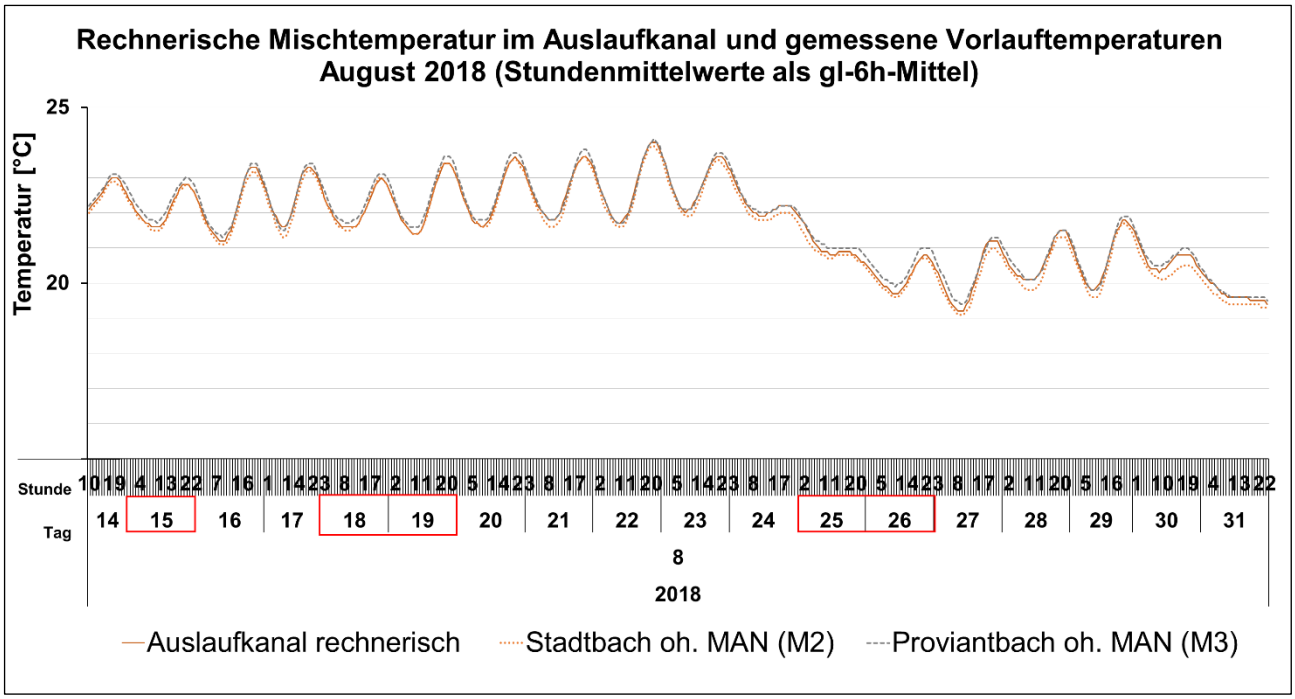
Wie bereits in Kap. 6.4 aufgezeigt, unterscheiden sich die Vorlauf-Temperaturen von Stadtbach und Proviantbach oberhalb der MAN. Dies bedeutet, dass der angenommene Ort der vollständigen Durchmischung auch ohne Beeinflussung der MAN eine Mischtemperatur aus den unterschiedlichen Zubringern (Stadtbach, Proviantbach sowie Malvasierbach) aufweist. Darüber hinaus führt dies auch zu dem Sachverhalt, dass die Aufwärmspanne gegenüber der Vorlauftemperatur variiert, je nachdem, ob der Proviantbach oder der Stadtbach als Vorlauftemperatur des FWK F147 herangezogen wird.

Ein Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit der gemessenen Temperatur (M5) zeigt, dass die Berechnungsformel sowie die zugrunde gelegten Abflüsse valide sind (siehe Anhang 11).

6.7.1.1 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit den Vorlauftemperaturen

Die nachfolgenden Abb. 35, Abb. 36, Abb. 37 und Abb. 38 zeigen die rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal im Vergleich zu den gemessenen Vorlauftemperaturen im Stadtbach und Proviantbach oberhalb (oh.) der MAN.

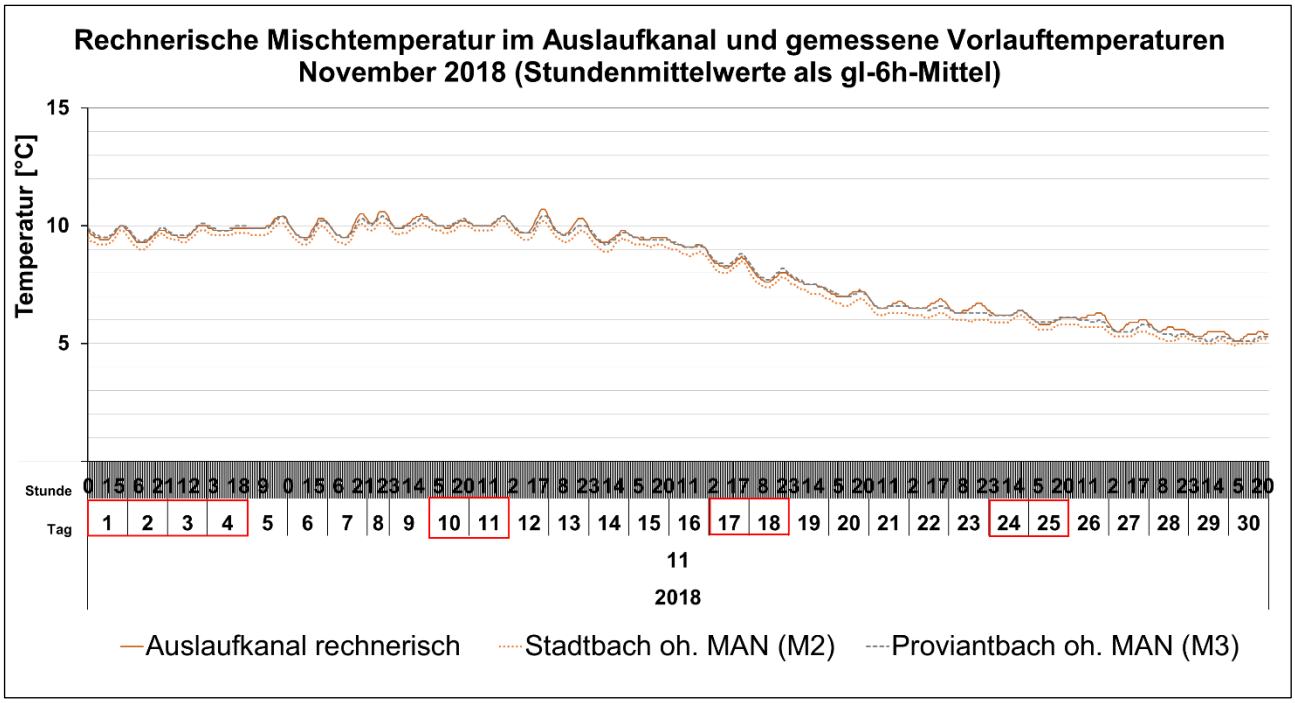
Im August 2018 (Abb. 35) waren die errechneten Temperaturen im Auslaufkanal überwiegend identisch zum Vorlauf. In vereinzelten Stunden war die errechnete Mischtemperatur im Auslaufkanal um maximal 0,4 K wärmer als der Stadtbach oh. MAN (30. August 13.00 – 16.00 Uhr; insgesamt 4 Stunden). Im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Proviantbach waren die errechneten Mischtemperaturen im Auslaufkanal überwiegend identisch oder teilweise sogar bis zu 0,1–0,3 K kühler.



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 35: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

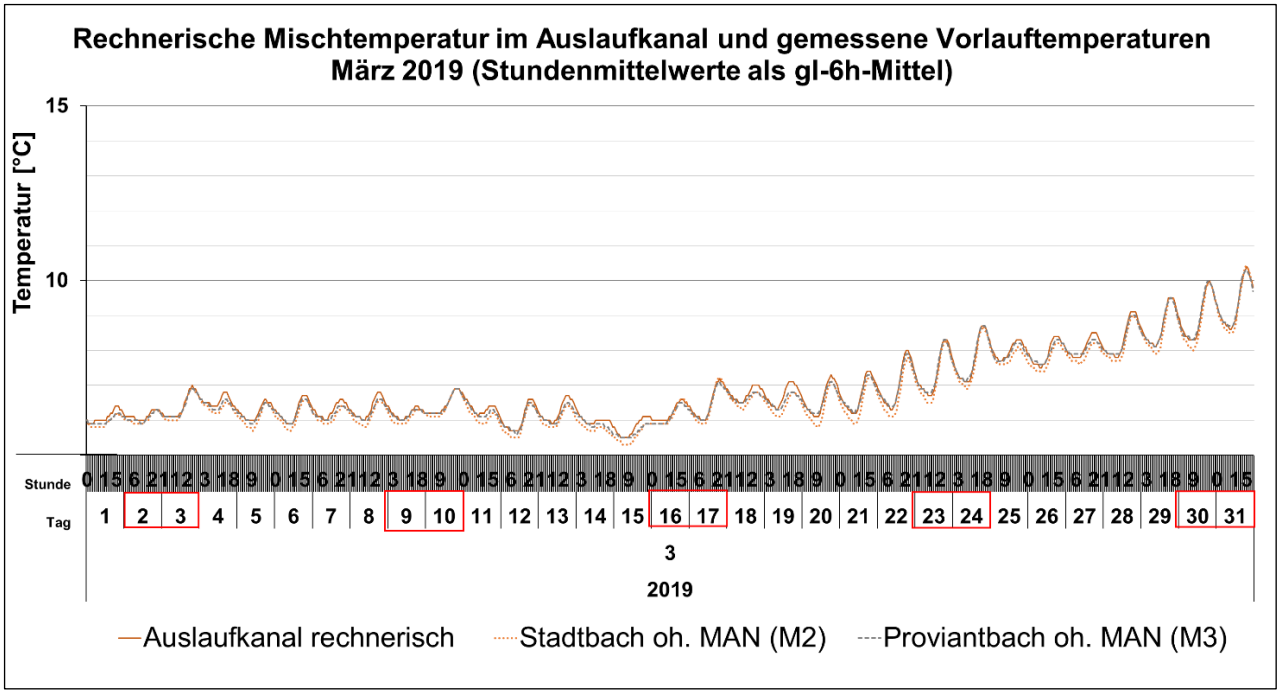
Im November 2018 (Abb. 36) war die errechnete Mischtemperatur im Auslaufkanal um maximal 0,7 K wärmer als der Stadtbach oh. MAN (23. November 16.00 – 19.00 Uhr, insgesamt 4 Stunden). Im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Proviantbach waren die errechneten Mischtemperaturen im Auslaufkanal um maximal 0,4 K wärmer (u.a. 23. November 16.00 – 19.00 Uhr, insgesamt 12 Stunden).



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 36: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

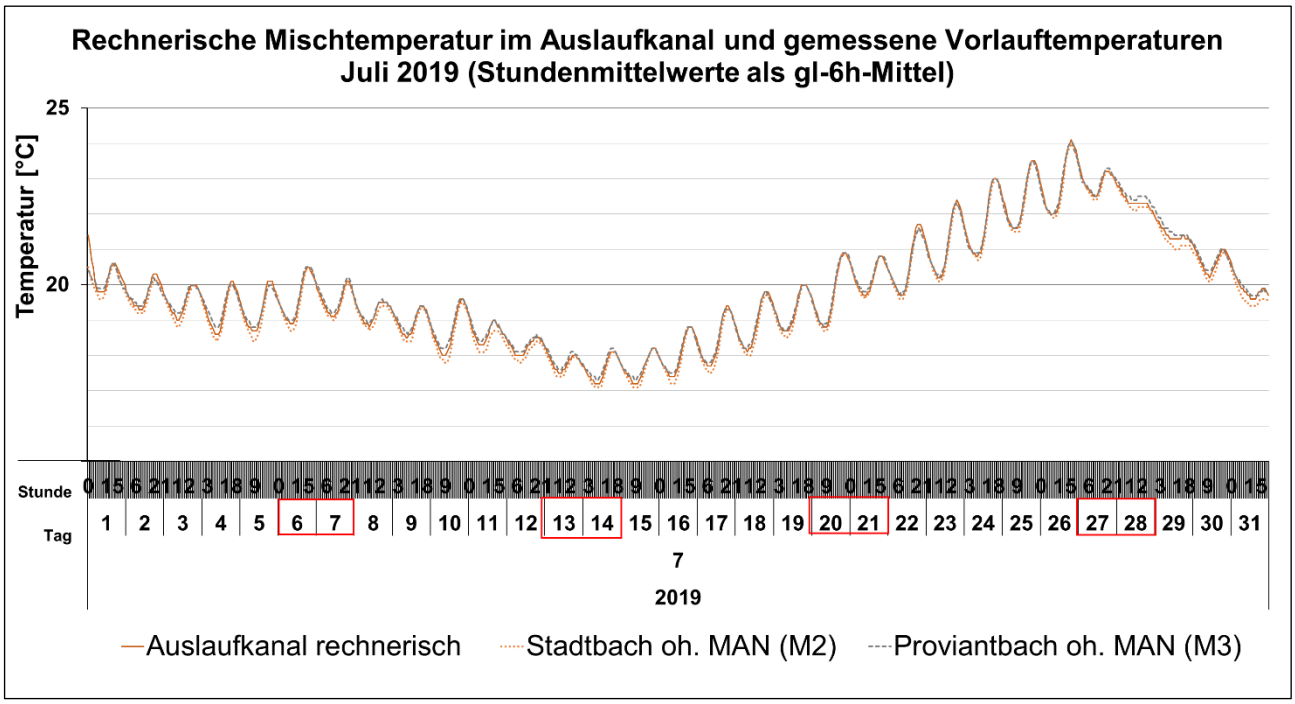
Im März 2019 (Abb. 37) war die errechnete Mischtemperatur im Auslaufkanal um maximal 0,5 K wärmer als der Stadtbach oh. MAN (19. März 13.00 – 14.00 Uhr, insgesamt 2 Stunden). Im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Proviantbach waren die errechneten Mischtemperaturen im Auslaufkanal um maximal 0,3 K wärmer (u.a. 19. November 13.00 – 18.00 Uhr, insgesamt 11 Stunden).



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 37: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Juli 2019 (Abb. 38) waren die errechnete Mischtemperatur im Auslaufkanal in vereinzelten Stunden um maximal 0,3 K wärmer als der Stadtbach oh. MAN (u.a. 11. Juli 11.00 – 14.00 Uhr, insgesamt 30 Stunden). Im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Proviantbach waren die errechneten Mischtemperaturen im Auslaufkanal überwiegend kühler (bis zu 0,1–0,2 K) oder identisch. An vereinzelten Stunden war die rechnerische Mischtemperatur 0,1–0,2 K höher als der Vorlauf im Proviantbach.

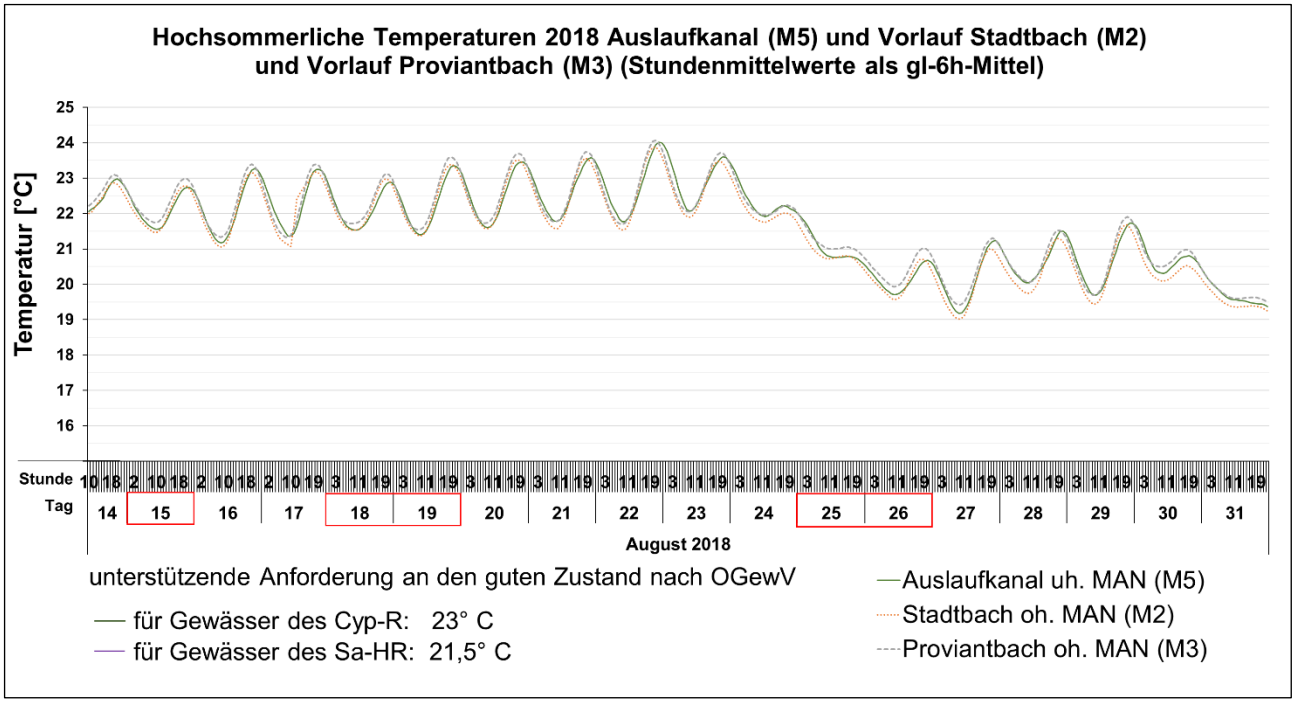


Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 38: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

6.7.1.2 Vergleich der gemessenen hochsommerlichen Maximal-Temperaturen oberhalb (oh.) und unterhalb (uh.) MAN

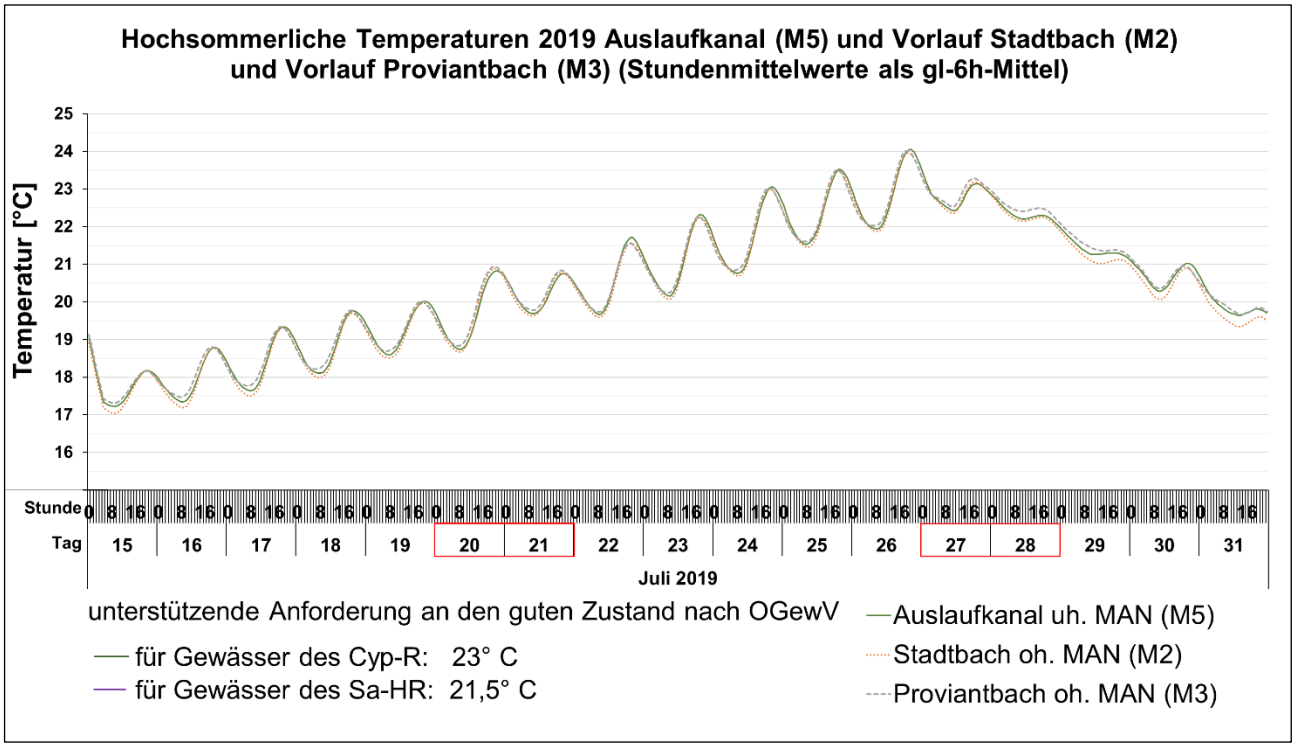
Für den Extremsommer 2018 liegen Daten ab dem 14. August vor. Im August 2018 wurden im vom Vorhaben beeinflussten Auslaufkanal (M5) im Vergleich zu den unbeeinflussten Vorlauftemperaturen im Stadtbach (M2) und Proviantbach (M3) keine höheren Maximaltemperaturen gemessen (Abb. 39). Das maximal gemessene Stundenmittel (gleitendes-6h-Mittel) im beeinflussten Auslaufkanal (M5) betrug 24,0 °C (22. August von 21.00 – 23.00 Uhr) und erreichte damit exakt denselben Wert wie die maximale rechnerische Mischtemperatur im gleitenden-6h-Mittel von 24,0 °C (22. August von 20.00 – 22.00 Uhr) (vgl. Anhang 11). Auch waren die Tagesganglinien im Auslaufkanal (M5) im Vergleich mit den unbeeinflussten Vorlauftemperaturen nahezu identisch (keine Verlängerung der Zeiten mit Temperaturspitzen).



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 39: Hochsommerliche Temperaturen August 2018 Auslaufkanal (M5) und Vorlauf Stadtbach (M2) und Vorlauf Proviantbach (M3) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Sommer 2019 wurden die höchsten Temperaturen in den Lechkanälen im Juli gemessen (Abb. 40). Das maximal gemessene gleitende 6h-Mittel im Auslaufkanal (M5) betrug 24,1 °C (26. Juli 20.00 Uhr) und war damit um 0,1 K minimal wärmer als das jeweilige maximale gleitende 6h-Mittel im Vorlauf zu diesem Zeitpunkt (M2 und M3). Ebenso betrug die maximale rechnerische Mischtemperatur (gl-6h-Mittel) 24,1 °C (26. Juli 19.00 Uhr) (vgl. Anhang 11). Die Tagesganglinie im Auslaufkanal (M5) war gegenüber den Vorlauftemperaturen nahezu identisch (keine Verlängerung der Zeiten mit Temperaturspitzen).



Hinweis: Der Zeitraum vom 01. bis 14. Juli ist nicht dargestellt aus Gründen der besseren Lesbarkeit.

Abb. 40: Hochsommerliche Temperaturen 2019 Auslaufkanal (M5) und Vorlauf Stadtbach (M2) und Vorlauf Proviantbach (M3) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

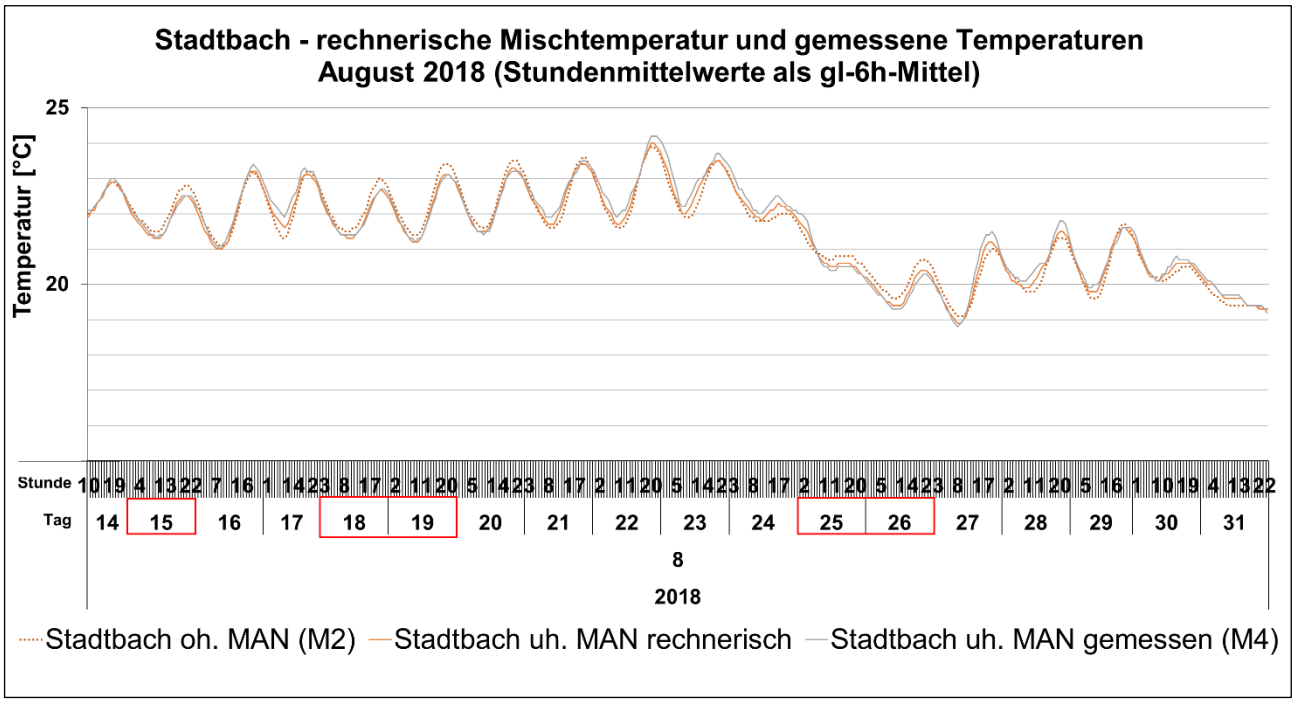
6.7.2 Stadtbach im unmittelbaren Einflussbereich

6.7.2.1 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit gemessener Temperatur oh. und uh. MAN

Die nachfolgenden Abb. 41, Abb. 42, Abb. 43 und Abb. 44 zeigen die rechnerische Mischtemperatur im Stadtbach im Vergleich

- zur gemessenen Vorlauftemperaturen im Stadtbach oh. der MAN (M2) sowie
- zur gemessenen Temperatur im Stadtbach uh. der MAN (M4).

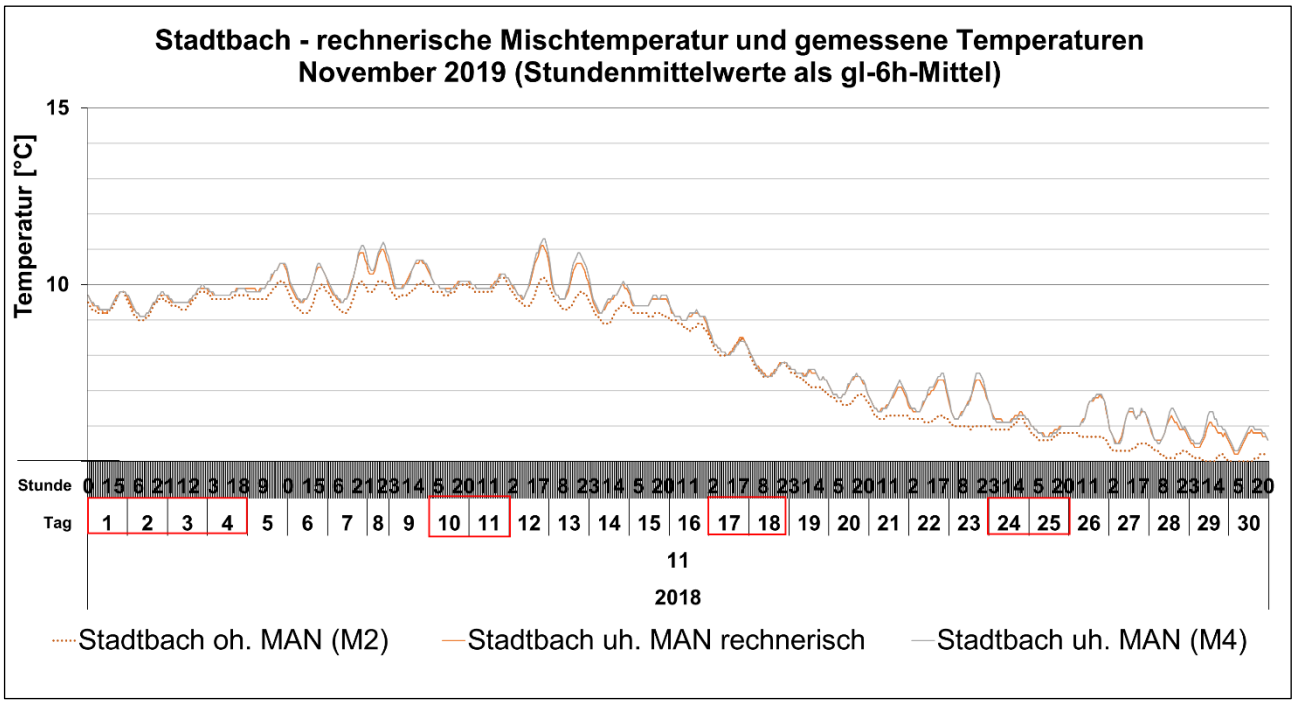
Im August 2018 (Abb. 41) – exemplarisch für extreme hochsommerliche Niedrigabflüsse in den Lechkanälen – lag die errechnete maximale Mischtemperatur im gleitenden 6h-Mittel bei 24,0 °C. An Tagen ohne Einleitung E3/A29 (jeweils rot markiert) sowie während den Betriebsstunden ohne Einleitung waren die gemessene sowie die berechnete Temperatur uh. der MAN jeweils niedriger als die gemessene Vorlauftemperatur (M2). Grund dafür war der kühlende Einfluss des Malvasierbaches, der bis zu maximal 0,4 K kühler war als der Stadtbach. An Tagen mit Einleitung errechneten sich im beeinflussten Bereich uh. MAN für vereinzelte Stunden um bis zu maximal 0,4 K höhere Temperaturen als im Vorlauf (M2) (u.a. 23. August 11.00 – 13.00 Uhr, insgesamt 5 Stunden). Die gemessene Temperatur (M4) im beeinflussten Bereich war in vereinzelten Stunden bis zu 0,7 K wärmer als die gemessene Temperatur im Vorlauf (M2) (u.a. 23. August 11.00 – 12.00 Uhr, insgesamt 6 Stunden).



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 41: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

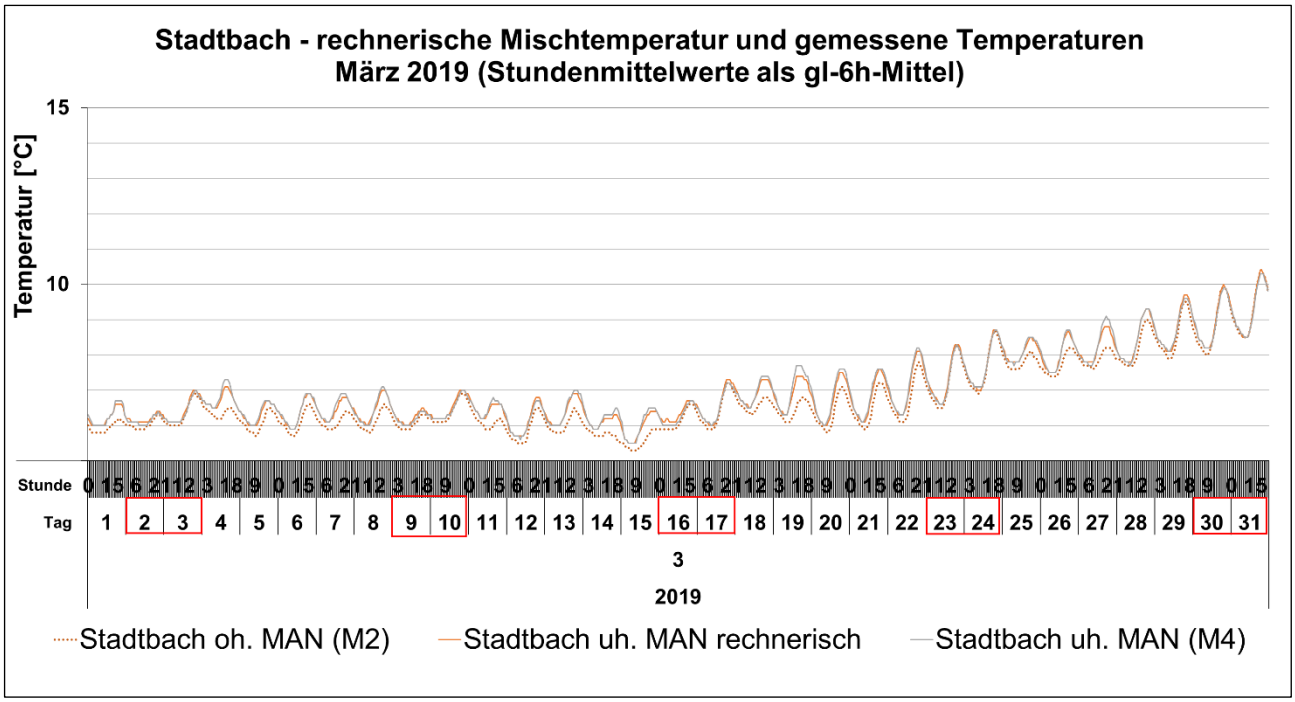
Im November 2018 (Abb. 42) – exemplarisch für extreme Niedrigabflüsse in der kalten Jahreszeit – waren die errechneten Temperaturen im Stadtbach bei Einleitung an E3/A29 bis zu maximal 1,3 K wärmer als die gemessenen Temperaturen im Vorlauf (M2) (ausschließlich am 23. November 16.00 – 18.00 Uhr). Die gemessene Temperatur uh. MAN (M4) war in vereinzelten Stunden bis zu maximal 1,5 K wärmer als die gemessene Temperatur oh. MAN (M2) (ausschließlich am 23. November 16.00 – 18.00 Uhr).



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 42: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

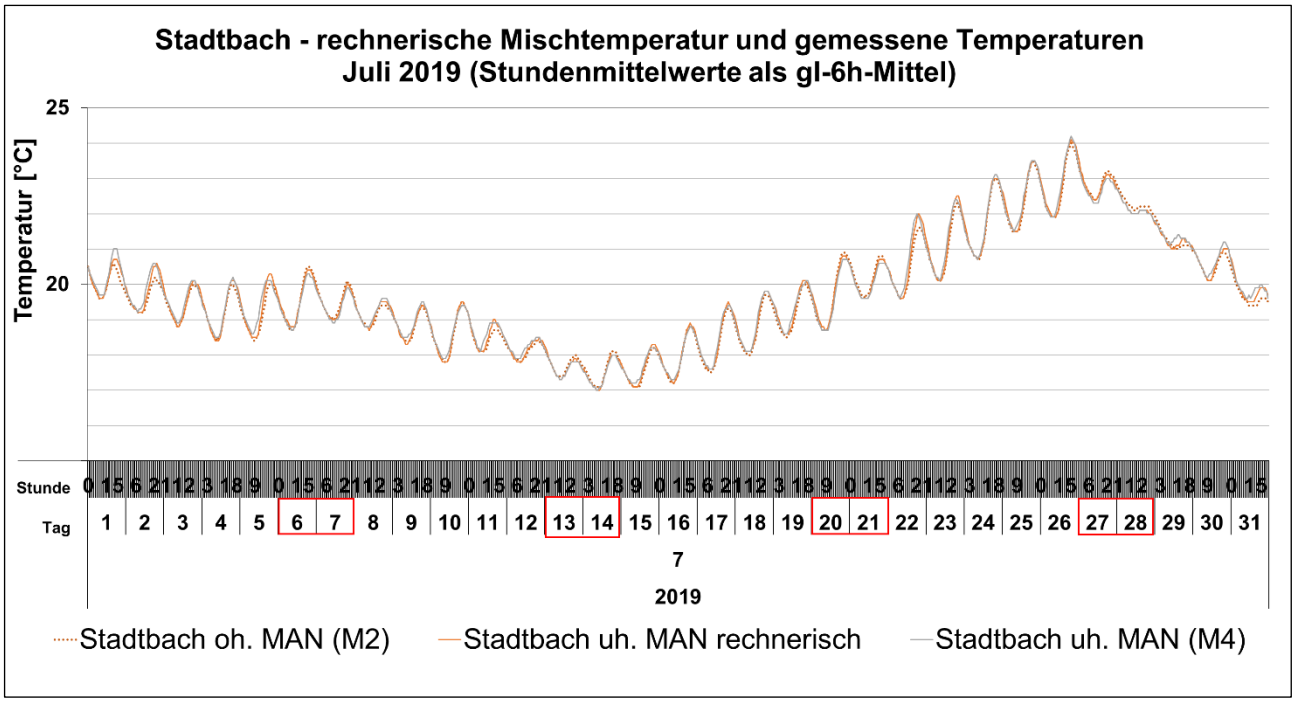
Im März 2019 (Abb. 43) – exemplarisch für Frühjahr mit gefüllten Augsburger Kanälen – war die rechnerische Mischtemperatur in der Spitzenstunde bis zu maximal 0,9 K höher als die gemessene Temperatur im Vorlauf (M2) (einmalig am 19. März 14.00 Uhr). Die gemessene Temperatur (M4) war in der Spitzenstunde bis zu maximal 1,2 K wärmer als die gemessene Temperatur im Vorlauf (M2) (einmalig am 19. März 14.00 Uhr).



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 43: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Juli 2019 (Abb. 44) – exemplarisch für einen Sommer mit gefüllten Augsburger Kanälen – war die rechnerische Mischtemperatur in der Spitzenstunde bis zu maximal 0,5 K wärmer als der Vorlauf (M2) (einmalig am 02. Juli 19.00 Uhr). Die maximal errechnete Mischtemperatur im gleitenden 6h-Mittel betrug 24,1 °C (26. Juli 19.00 Uhr). Das maximal gemessene gleitende-6h-Mittel uh. der MAN (M4) betrug zu diesem Zeitpunkt 24,2 °C; die Vorlauftemperatur (M2) 24,0 °C.

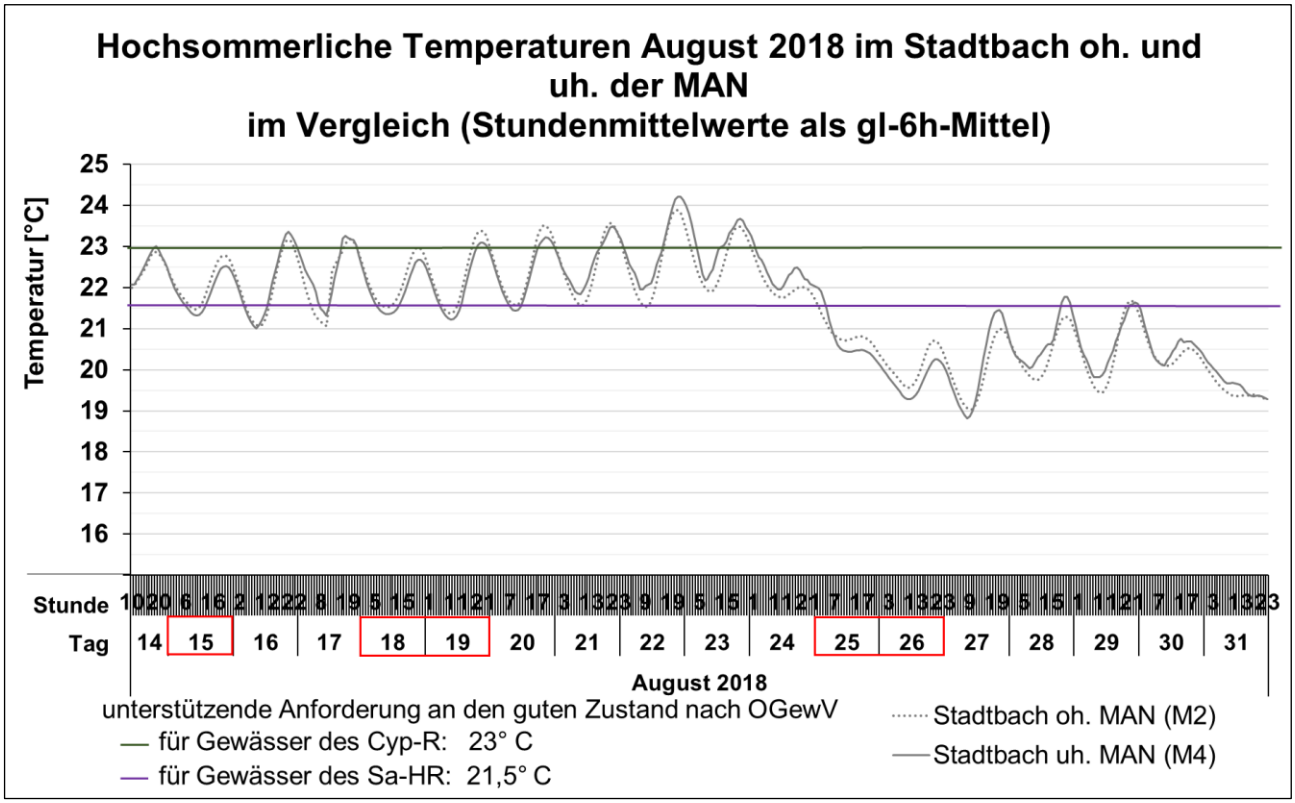


Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 44: Stadtbach – rechnerische Mischtemperatur und gemessene Temperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

6.7.2.2 Vergleich der gemessenen hochsommerlichen Maximal-Temperaturen oh. und uh. MAN

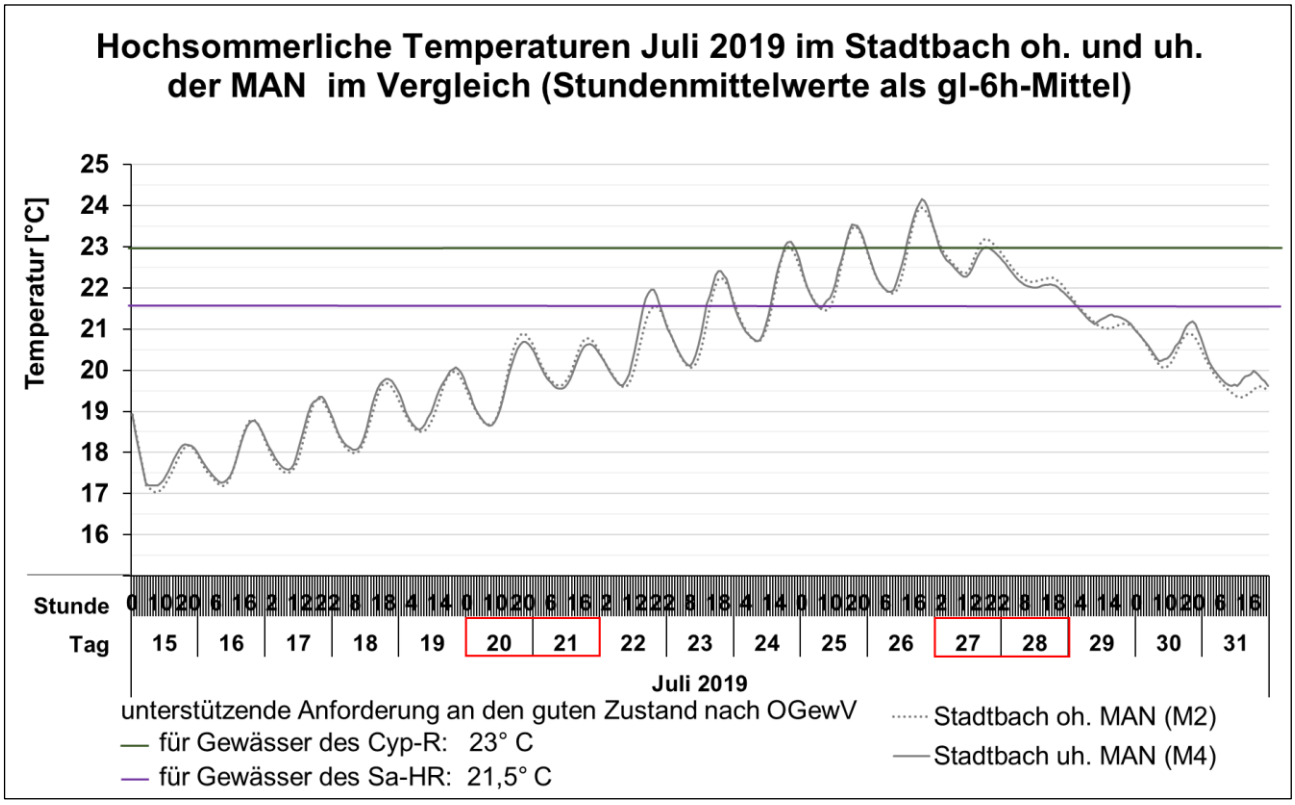
Für den Extremsommer 2018 liegen Daten erst ab dem 14. August vor. Im August 2018 wurden im Stadtbach unterhalb der MAN (M4) im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Stadtbach (M2) höhere Maximaltemperaturen erreicht. Das maximal gemessene Stundenmittel (gl-6h-Mittel) im Stadtbach unterhalb der MAN (M4) betrug 24,2 °C bei einer Vorlauftemperatur von 23,8 °C (22. August von 21.00 – 22.00 Uhr). Die maximale rechnerische Mischtemperatur (gl-6h-Mittel) war demgegenüber mit 24,0 °C geringer (vgl. Kap. 6.7.2.1). Die Tagesganglinien im Stadtbach oh. MAN gegenüber den Vorlauftemperaturen waren nahezu identisch (keine Verlängerung der Zeiten mit Temperaturspitzen).



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 45: Hochsommerliche Temperaturen 2018 im Stadtbach oh. und uh. MAN im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Sommer 2019 wurden die höchsten Wassertemperaturen im Juli gemessen (Abb. 46). Das maximal gemessene gleitende 6h-Mittel im beeinflussten Stadtbach (M4) betrug 24,2 °C (26. Juli 19.00 Uhr) und war mit 0,2 K etwas wärmer als das maximale gleitende 6h-Mittel im unbeeinflussten Vorlauf zu diesem Zeitpunkt (M2). Die maximale rechnerische Mischtemperatur (gl-6h-Mittel) war demgegenüber mit 24,1 °C geringer (vgl. Kap. 6.7.2.1). Die Tagesganglinie im Auslaufkanal (M5) war gegenüber den Vorlauftemperaturen nahezu identisch (keine Verlängerung der Zeiten mit Temperaturspitzen).



Hinweis: Der Zeitraum vom 01. bis 14. Juli ist nicht dargestellt aus Gründen der besseren Lesbarkeit. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

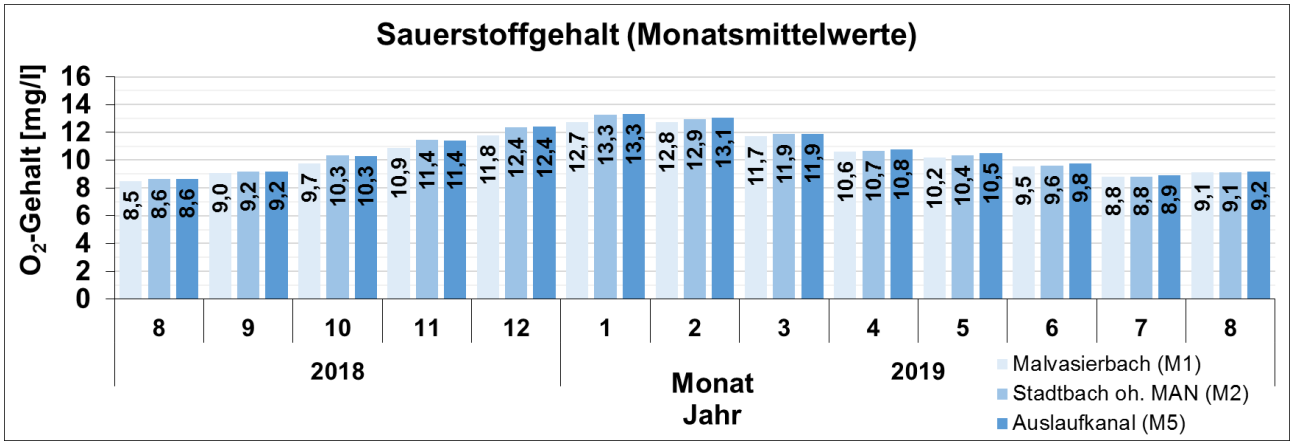
Abb. 46: Hochsommerliche Temperaturen 2019 im Stadtbach oh. und uh. MAN im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

6.8 Sauerstoffgehalt des FWK F147

Die Sauerstoffgehalte schwankten im Untersuchungszeitraum im Monatsmittel zwischen 8,5 und 13,3 mg/l (Abb. 47).

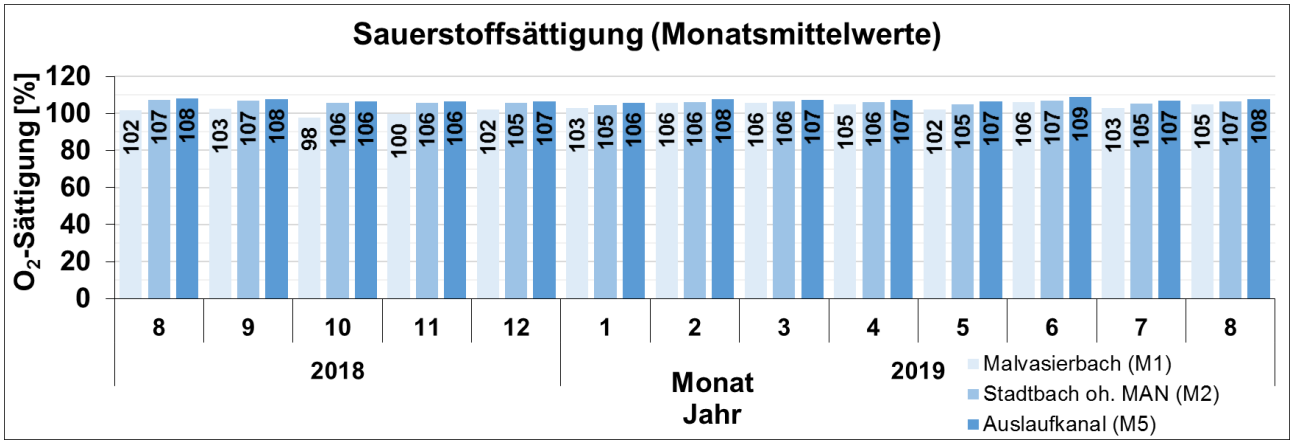
Im Malvasierbach (M1) waren die Sauerstoffgehalte jeweils etwas geringer als im Stadtbach oh. MAN (M2) sowie im Auslaufkanal (M5). Die Sauerstoffgehalte im Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) unterschieden sich nur unwesentlich. Von August bis Dezember 2018 waren die gemessenen Sauerstoffgehalte nahezu identisch; im Februar 2019 waren die Sauerstoffgehalte im Auslaufkanal überwiegend etwas höher als im Stadtbach oh. MAN.

Die Sauerstoffsättigung im Stadtbach oh. MAN (M2) und im Auslaufkanal schwankte im Monatsmittel zwischen 105 % und 109 %; im Malvasierbach (M1) zwischen 98 % und 106 % (Abb. 48).



Hinweis: Sauerstoffdaten für August 18 liegen erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Zeitraum der Herbstablässe ist aus dem Datensatz gefiltert.

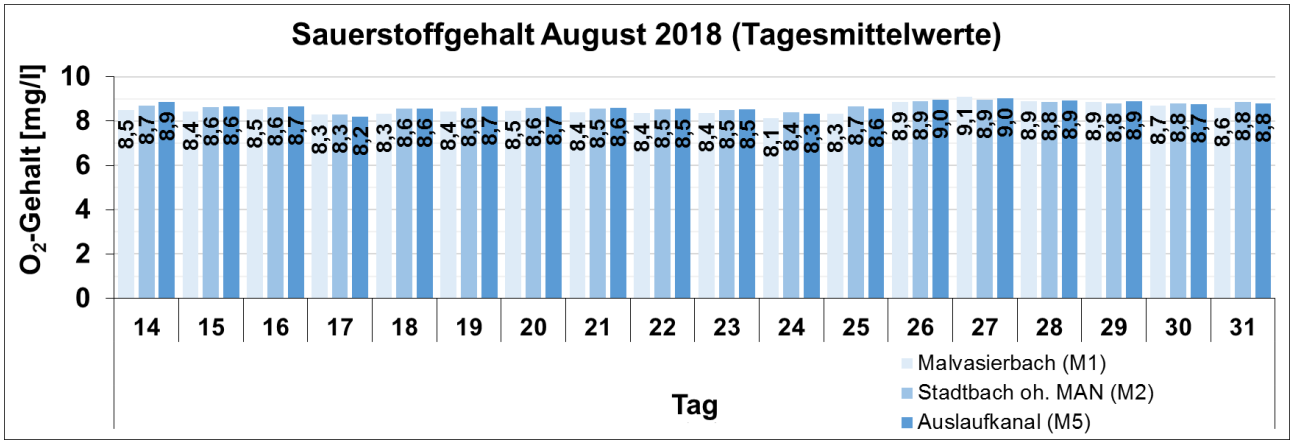
Abb. 47: Sauerstoffgehalte im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Monatsmittelwerte)



Hinweis: Sauerstoffdaten für August 18 liegen erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Zeitraum der Herbstablässe ist aus dem Datensatz gefiltert.

Abb. 48: Sauerstoffsättigung im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Monatsmittelwerte)

Auch im August 2018 (Extremsommer) wurden im Tagesmittel Sauerstoffgehalte von 8 mg/l weder im beeinflussten Bereich noch im Vorlauf unterschritten (Abb. 49). Die Sauerstoffgehalte schwankten insgesamt zwischen 8,1 und 9,1 mg/l. Die Sauerstoffsättigung im Stadtbach oh. MAN (M2) und im Auslaufkanal (M5) schwankte im Tagesmittel zwischen 104 % und 113 %; im Malvasierbach (M1) zwischen 98 % und 105 %.



Hinweis: Sauerstoffdaten für August 18 liegen erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor.

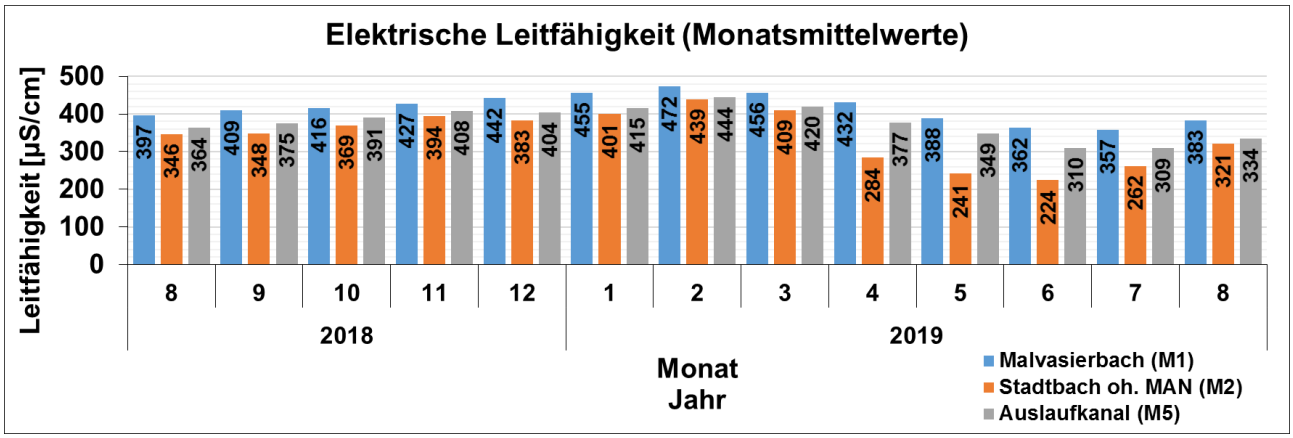
Abb. 49: Sauerstoffgehalte August 2018 im Malvasierbach (M1), Stadtbach oh. MAN (M2) und Auslaufkanal (M5) (Tagesmittelwerte)

6.9 Elektrische Leitfähigkeit des FWK F147

POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008) geben für den Gewässertyp Typ 2.1: „Bäche des Alpenvorlandes“ Referenzwerte für die elektrische Leitfähigkeit von 300–400 µS/cm an.

Im Auslaufkanal (M5) schwankte die elektrische Leifähigkeit im Monatsmittel zwischen 309 und 444 µS/cm; im Stadtbach oh. MAN (M2) zwischen 224 und 439 µS/cm. Die Schwankungen waren im Stadtbach oh MAN am stärksten. Tendenziell ist in diesem Zeitraum auch im Malvasierbach (M1) und im Auslaufkanal (M5) die elektrische Leitfähigkeit geringer geworden, allerdings wesentlich weniger stark ausgeprägt als im Stadtbach (M2).

Die elektrische Leitfähigkeit im Malvasierbach (M1) war durchgehend höher als in Stadtbach (M2) und Auslaufkanal (M5).



Hinweis: Sauerstoffdaten für August 2018 liegen erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Zeitraum der Herbst-Ablässe ist aus dem Datensatz gefiltert.

Abb. 50: Elektrische Leitfähigkeit (Monatsmittelwerte)

6.10 Thermische Beeinflussung des FWK F124 (Lech) durch die MAN

6.10.1 Maßgebliche Rahmenbedingungen und Mischungsverhältnisse

Das Temperaturregime im Lech FWK F124 bei Zulauf des Auslaufkanals stellt sich als „Mischregime“ aus den Wassertemperaturen und Abflüssen im Lechmutterbett, in der Wertach und im Auslaufkanal dar. Die Temperaturen im Auslaufkanal wiederum sind geprägt von den unterschiedlichen Vorlauftemperaturen in Proviantbach, Stadtbach und Malvasierbach und werden durch die MAN-Einleitungen beeinflusst (vgl. Kap. 6.4).

Am Lech-Pegel Augsburg u. d. Wertachmündung beträgt der Mittelwasserabfluss (MQ), 113 m³/s (Zeitreihe 1960–2012). Davon liegt der über den Auslaufkanal in den Lech zurückfließende und von der MAN (gering) beeinflusste Abflussanteil bei etwa 40 m³/s.

Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Lechs in der gleichen Zeitreihe beträgt 48,9 m³/s. Setzt man für diesen Fall im Auslaufkanal entsprechend der Verhältnisse im August 2018 einen Abfluss von ca. 24,5 m³/s an, beträgt der von der MAN (gering) beeinflusste Abflussanteil am Gesamtabfluss des Lechs im FWK F124 rund 50 %.

Wie in Kap. 6.7.1 aufgezeigt, ist die thermische Beeinflussung des FWK F147 (Lechkanäle) durch die MAN für den angenommenen Ort der vollständigen Durchmischung im Auslaufkanal vor Einmündung in den Lech nur gering und beschränkt sich auf vereinzelte Stunden. Diese geringe Beeinflussung im FWK 147 reduziert sich im Lech FWK F124 durch die Vermischung noch weiter.

Zudem werden die Einleitungen der MAN in den Sommermonaten nivelliert durch den kühlenden Einfluss des Malvasierbachwassers. Messtechnisch bildete sich im Auslaufkanal die Erwärmung im Hochsommer durch die MAN (M5) im Vergleich zu den Vorlauftemperaturen im Stadtbach- und Proviantbach kaum mehr ab (vgl. Abb. 39 und Abb. 40 in Kap. 6.7.1.2).

6.10.2 Messstelle Lech (M7)

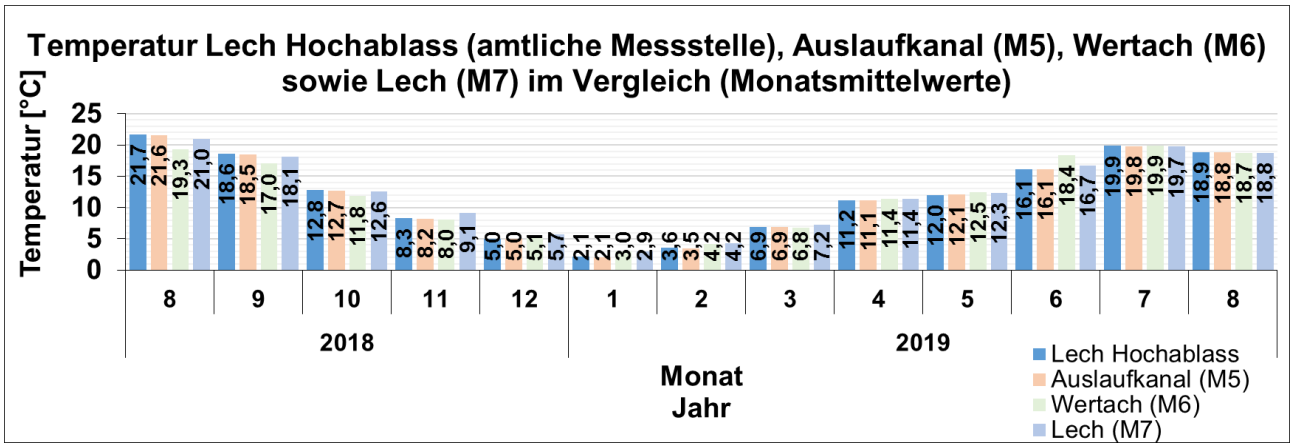
Grundsätzlich bildete sich der Einfluss der MAN im Lech an der Messstelle M7 im Untersuchungsjahr 2018–2019 nicht mehr ab. Die Erwärmung durch die MAN ist bereits im FWK F147 (Lechkanäle) gering, auf einige Stunden je Tag beschränkt und wird zudem überlagert

- vom Einfluss des Malvasierbachs (Sommer kühlend, Winter wärmend),
- von der Mischtemperatur im Auslaufkanal, die sich aus mehreren Zubringern mit unterschiedlichen Vorlauftemperaturen ergibt,
- von der Vergleichmäßigung/Nivellierung der nur stoßweisen/stundenweisen Belastung in der fließenden Welle.

Vielmehr zeigt sich, dass die Temperaturen im Auslaufkanal im Vergleich zu den Temperaturen im Lech am Hochablass im Monatsmittel um 0,1 K kühler oder identisch sind (Abb. 51).

Im Übrigen wird die Temperatur im FWK 124 (Lech) von weiteren Parametern bestimmt wie von der Temperatur der Wertach sowie der Einleitung der Kläranlage der Stadt Augsburg. In vereinzelten Monaten wurden im Lech bei M7 teils deutlich höhere Temperaturen gemessen, als am Hochablass

(z.B. November 2018). Die Einleitung der MAN als Ursache hierfür kann aber ausgeschlossen werden, da die gemessenen Temperaturen im Auslaufkanal in diesen Monaten jeweils geringer waren, als die Temperatur im Lech nach Zulauf des Auslaufkanals.

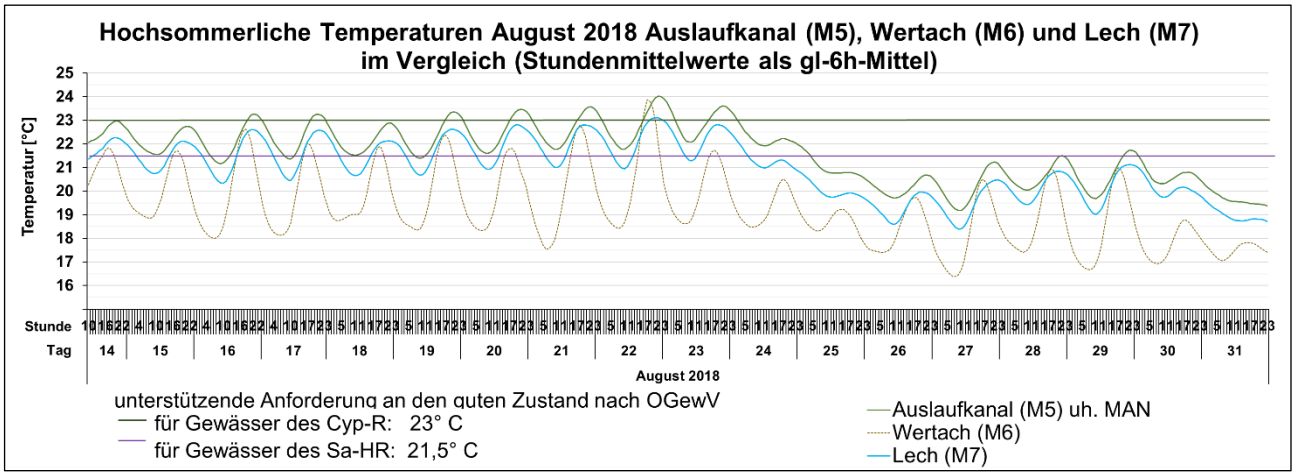


Hinweis: August 2018 ist erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr ausgewertet, da für M5, M6 und M7 erst ab diesem Zeitpunkt Daten vorliegen. Vom 04. Mai bis 19. Mai wurden in der Wertach unplausible Werte gemessen, dass dieser Zeitraum in der Auswertung nicht berücksichtigt wurde.

Abb. 51: Temperatur Lech Hochablass, Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) sowie Lech (M7) im Vergleich (Monatsmittelwerte)

6.10.3 Einfluss der Wertach auf das Temperaturregime im FWK F124

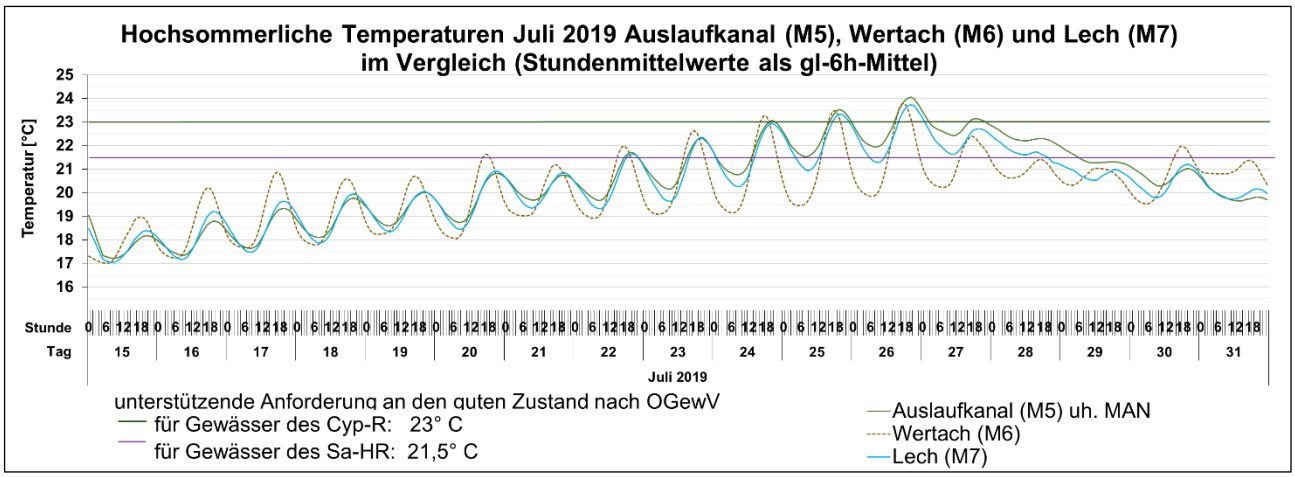
Im Vergleich zum Auslaufkanal (M5) waren die hochsommerlichen Maximaltemperaturen im August 2018 im Lech an der Messstelle M7 wesentlich geringer und zwar durchgehend (vgl. Abb. 52 unten). Dies ist plausibel, da die Wertach im August 2018 (Betrachtungszeitraum 14.08.–31.08.) wesentlich kühlere Temperaturen aufwies (19,3 °C im Mittel) als der Lech am Hochablass (21,7 °C im Schnitt) sowie der Auslaufkanal (21,6 °C im Mittel) (vgl. Abb. 51 oben). Auch die Abkühlung im Tagesgang war in der Wertach wesentlich ausgeprägter als im Auslaufkanal und im Lech.



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor.

Abb. 52: Hochsommerliche Temperaturen August 2018 Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) und Lech (M7) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Im Sommer 2019 wurden die höchsten Temperaturen in den Lechkanälen im Juli erreicht. Die Abflussverhältnisse entsprachen im Juli 2019 in etwa dem MQ (vgl. Abb. 22 und Abb. 23). Anders als im Extremsommer 2018 waren in diesem Zeitraum die Temperaturen im Lech (M7) vergleichbar mit den Temperaturen im Auslaufkanal (M7) (Abb. 53). Der Lech erreichte im Tagesgang zum Teil höhere Maxima als der Auslaufkanal (z.B. 16./17. Juli), zum Teil aber auch niedrigere Maxima (z.B. 26. Juli). Bei Betrachtung der Temperaturkurve der Wertach an diesen exemplarisch herausgegriffenen Tagen, lassen sich sowohl das höhere als auch das niedrigere Temperatur-Maximum des Lechs gegenüber dem Auslaufkanal durch die Wertach erklären. Die Abb. 53 zeigt zudem, wie sich die Gewässer in den Regentagen Ende Juli insgesamt abkühlten und sich die Amplituden der Tagesganglinien während dieser Zeit reduzierten.



Hinweis: Der Zeitraum vom 01. bis 14. Juli ist nicht dargestellt aus Gründen der besseren Lesbarkeit.

Abb. 53: Hochsommerliche Temperaturen Juli 2019 Auslaufkanal (M5), Wertach (M6) und Lech (M7) im Vergleich (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Das Temperaturregime des FWK F124 wird durch den Zufluss der Wertach somit maßgeblich mitbestimmt. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen

- Phasen, in denen die Wertach die Temperatur im Lech dauerhaft beeinflusst, so dass sich dies auch noch im Monatsmittel niederschlägt und
- Phasen, in denen die Wertach einzelne Temperaturmaxima stundenweise verstärkt oder dämpft.

Die Temperaturen in der Wertach waren im Untersuchungsjahr phasenweise deutlich kühler als der Lech am Hochablass bzw. der Proviantbach im Vorlauf (z.B. August 2018) und phasenweise deutlich wärmer (z.B. Januar und Februar 2019) (vgl. Abb. 30 in Kap. 6.4.1).

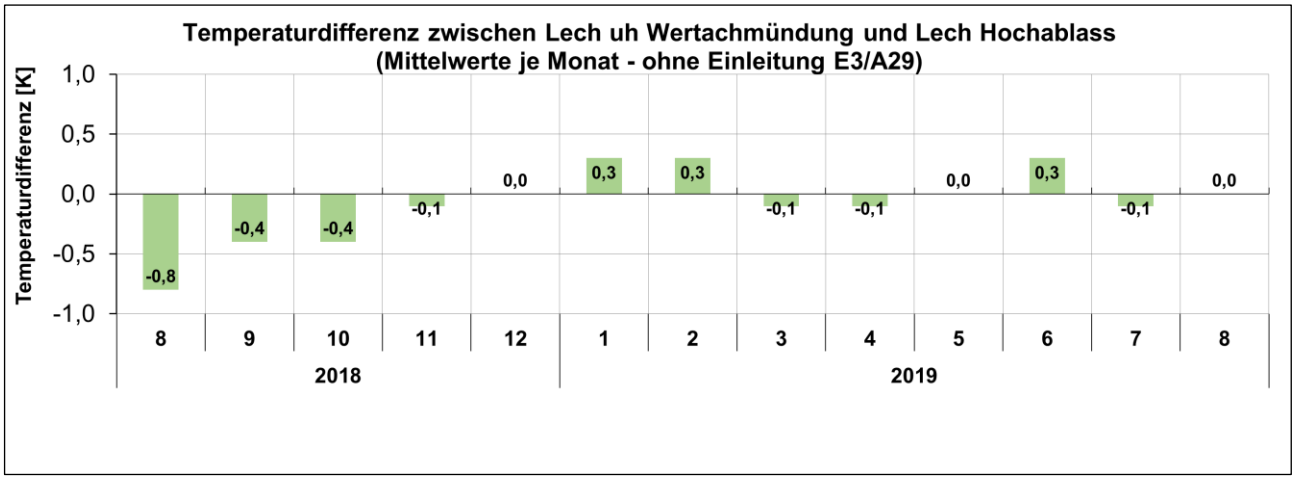
In Abhängigkeit von der Temperatur und den Abflussverhältnissen wirkt die Wertach somit entweder kühlend oder wärmend auf den FWK F124 (Lech) im Vergleich zum FWK F126 (Lech, oh. Wertachmündung). Dies hat zur Folge, dass die rechnerische Temperaturerhöhung im Lech, bedingt durch die Einleitung der MAN, vom Einfluss der Wertach überlagert wird.

Die Abb. 54 zeigt die Temperaturdifferenz zwischen

- der rechnerischen Temperatur[6] im Lech unterhalb der Wertachmündung
- und dem Lech am Hochablass

im Monatsmittel für Zeiten ohne Einleitung aus E3/A29.

Die Abb. 54 zeigt somit ausschließlich die Beeinflussung der Temperatur des Lechwassers durch die Wertach ohne Beeinflussung durch die MAN. Im Untersuchungsjahr 2018–2019 führte während der extremen Niedrigwasserperiode Sommer/Herbst 2018 der Einfluss der Wertach im Lech von August bis Oktober 2018 zu einer Abkühlung zwischen -0,8 und -0,4 K gegenüber dem Lech am Hochablass. Im Januar und Februar 2019 erwärmte die Wertach den Lech um bis zu 0,3 K. Im November und Dezember 2018 sowie von März bis August 2019 hatte die Wertach keine (0,0 K) oder nur sehr geringe (-0,1 K) Wirkung auf die Temperaturen im Lech bezogen auf das Monatsmittel mit Ausnahme des Juni 2019. In Kap. 6.4 wurde erläutert, dass im Juni 2019 deutlich höhere Temperaturen in der Wertach gemessen wurden im Vergleich zu den anderen Messstellen. Wenngleich keine Erklärung für die höheren Temperaturen gefunden werden konnten, sind die Daten jedoch plausibel.



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Der Zeitraum vom 15.-29. September ist in der Auswertung nicht berücksichtigt, da für den Proviantbach aufgrund des Bachablasses keine Temperaturdaten vorliegen. Vom 04. Mai bis 19. Mai wurden in der Wertach unplausible Werte gemessen, so dass dieser Zeitraum in der Auswertung ebenfalls nicht berücksichtigt wurde.

Abb. 54: Temperaturdifferenz zwischen Lech uh Wertachmündung und Lech Hochablass (Mittelwerte je Monat – ohne Einleitung E3/A29

[6] Die Eingangsparameter für die rechnerische Mischtemperatur im Lech uh. Wertachmündung sind im nachfolgenden Kapitel erläutert.

6.10.4 Vergleich der rechnerischen Mischtemperatur mit den Vorlauftemperaturen

Um die Beeinflussung der MAN auf den Lech uh. der Wertachmündung abzubilden, wird nachfolgend die rechnerische Mischtemperatur im Lech uh. der Wertachmündung im Vergleich zur gemessenen Temperatur des Lechwassers auf Höhe des Hochablasses sowie zur gemessenen Temperatur im Proviantbach oh. MAN (M3) [7] dargestellt.
Die Ergebnisse werden jeweils im Stundenmittel als gleitendes 6h-Mittel dargestellt und erläutert exemplarisch für

- den August 2018 (Extremsommer mit MNQ-Abflüssen),
- November 2018 (kalte Jahreszeit mit MNQ-Abflüssen),
- März 2019 (Frühjahr mit MQ-Abflüssen) und
- Juli 2019 (Sommer mit MQ-Abflüssen).

Die Berechnung der Mischtemperatur im Lech uh. der Wertachmündung basiert auf folgenden Eingangsparametern:

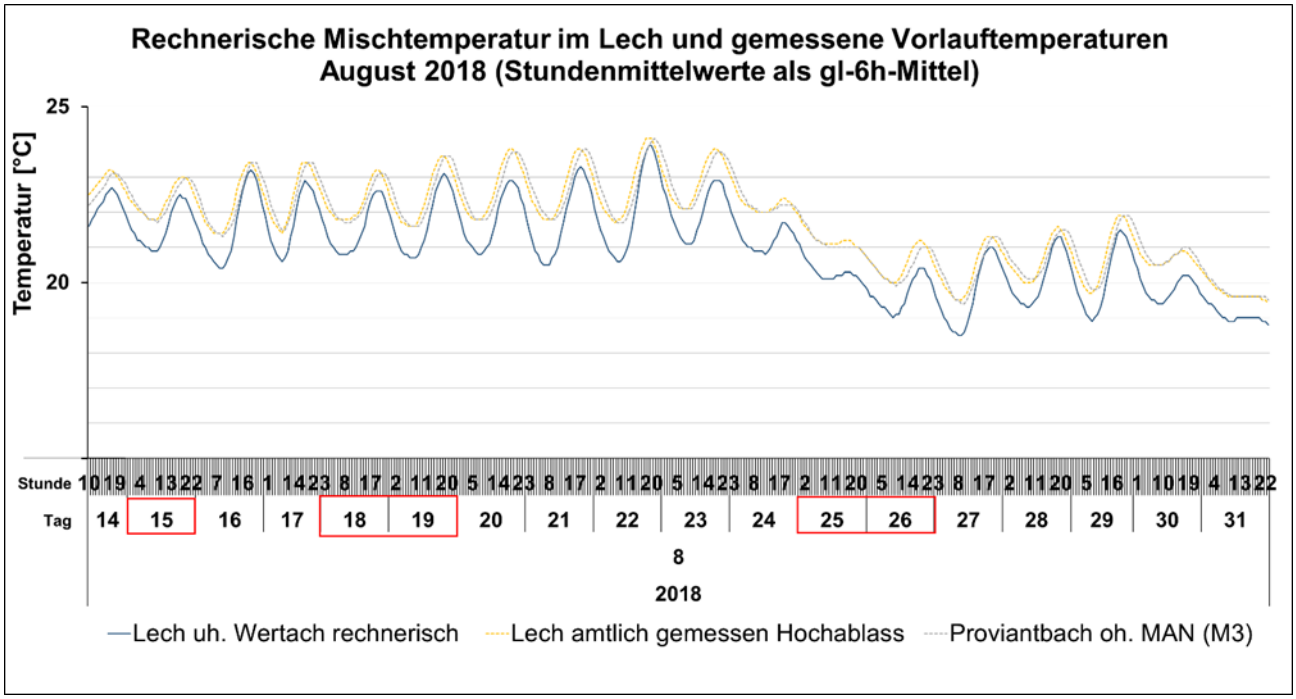
Die errechneten Temperaturen im Auslaufkanal (Ort der vollständigen Durchmischung der MAN-Einleitung) und dessen Abflussgröße werden rechnerisch „eingemischt“ in das Mindestwasser des Lechs oh. der Wertachmündung sowie in den Abfluss der Wertach. Als Bezugstemperatur für den Vorlauf im Lech oh. der Wertachmündung wird die Vorlauftemperatur im Proviantbach (M3) herangezogen. Diese Temperaturwerte sind insgesamt sehr ähnlich zu den Temperaturen am Hochablass, werden aber für den zu bewertenden Abschnitt des Lechs hinsichtlich der Tagesganglinie als repräsentativer angesehen als die Temperaturen im Staubereich des Hochablasses. Die Differenz zwischen dem Pegel am Lech in Augsburg uh. Wertach und dem Pegel am Lech in Haunstetten dient als Abflussgröße für die Wertach. Als Vorlauftemperatur der Wertach werden die Daten der Messstelle M6 herangezogen.

Die nachfolgenden Abb. 55, Abb. 56, Abb. 57 und Abb. 58 zeigen die rechnerische Mischtemperatur im Lech uh. der Wertach im Vergleich zu den gemessenen Vorlauftemperaturen im Lech Hochablass sowie im Proviantbach oh. der MAN (M3).

Zusammenfassend lässt sich in den Sommermonaten eine Erwärmung bedingt durch die MAN von <0,2 K oder gar kein Einfluss der MAN im Lech feststellen, während in den Wintermonaten und in der Übergangszeit eine stundenweise Erwärmung von maximal 0,2 K auf die MAN zurückzuführen ist.

[7] Der Proviantbach oh. MAN wird hilfsweise als Vorlauftemperatur des Lechs in der Mindestwasserstrecke des Lech vor Zusammenfluss mit dem Auslaufkanal herangezogen.

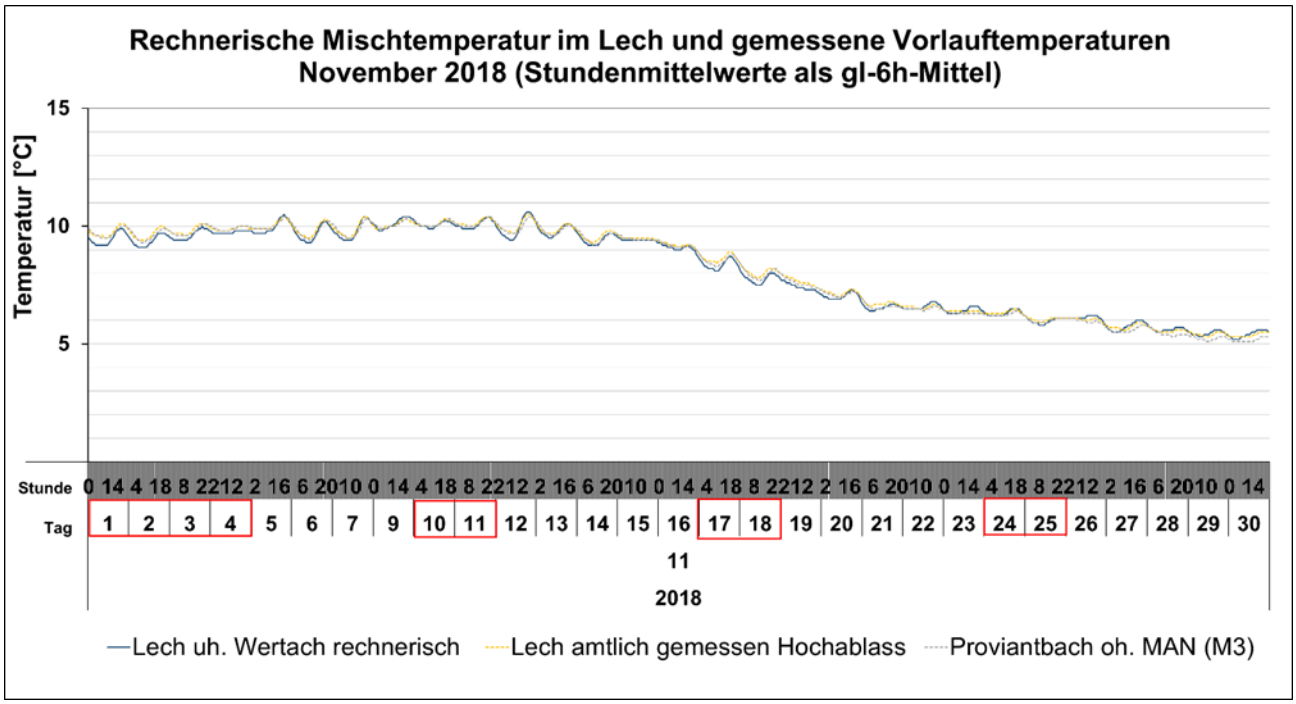
Bereits im Auslaufkanal ließ sich für den August 2018 keine Erwärmung durch die MAN gegenüber der Vorlauftemperatur im Proviantbach feststellen (vgl. Kap. 6.7.1.1). Aufgrund der kühlenden Wirkung der Wertach (vgl. Kap. 6.10.3) hat sich die rechnerische Mischtemperatur im Lech uh. Wertachmündung gegenüber der Vorlauftemperatur im Proviantbach oh. MAN noch weiter reduziert (Abb. 55).



Hinweis: Für August 2018 liegen Daten erst ab dem 14.08. ab 10:00 Uhr vor. Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 55: Rechnerische Mischtemperatur im Lech und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich August 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

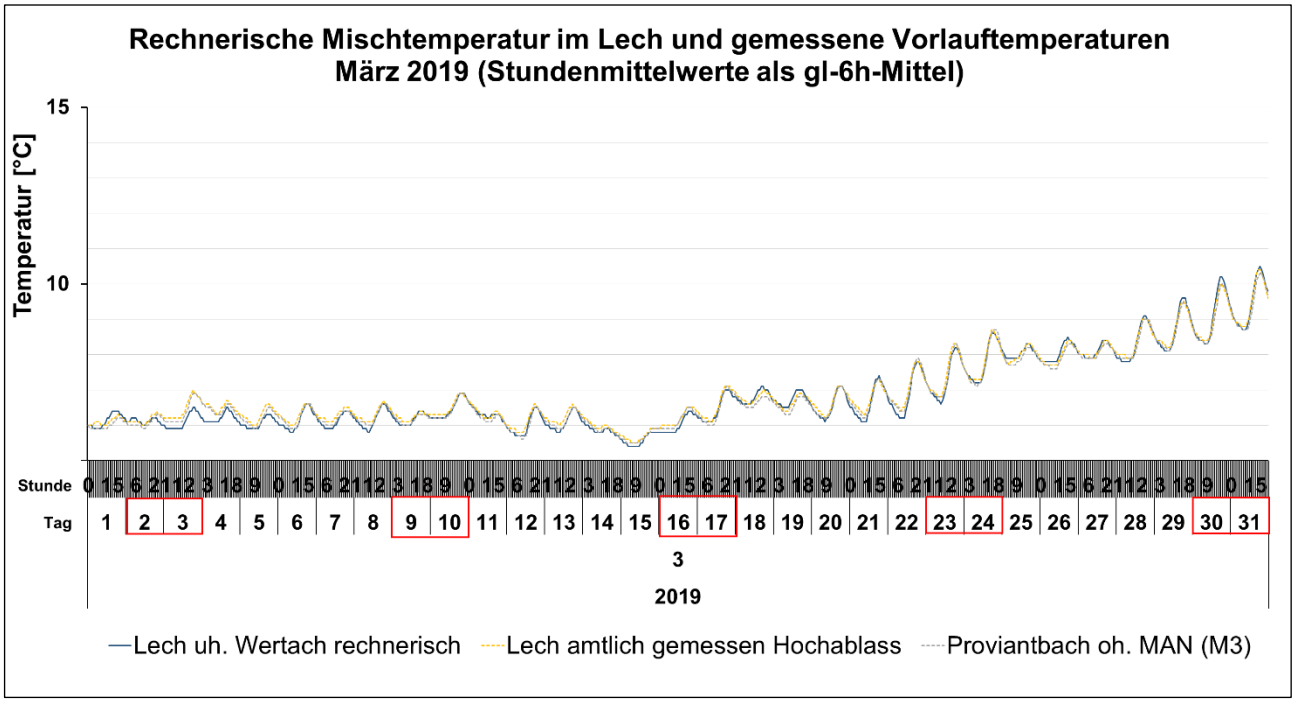
Für den November 2018 (Abb. 56) ergeben sich rechnerische Mischtemperaturen im Lech, die bis zu maximal 0,4 K kühler waren, als die Temperaturen im Lech am Hochablass oder identisch. Nur zu vereinzelten Stunden innerhalb eines Tages errechnen sich Mischtemperaturen, die maximal bis zu 0,2 K höher sind als die Temperaturen im Lech am Hochablass. Beispielsweise bildet sich im Lech die für den 23. November durch die MAN verursachte Erwärmung (vgl. Kap. 6.7.1.1 und 6.7.2.1) mit einer kurzzeitigen Erhöhung der Temperatur um rd. 0,2 K gegenüber der Temperatur des Lechs am Hochablass ab.



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage). Der 8. November ist nicht berücksichtigt aufgrund von Datenlücken

Abb. 56: Rechnerische Mischtemperatur im Lech und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich November 2018 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

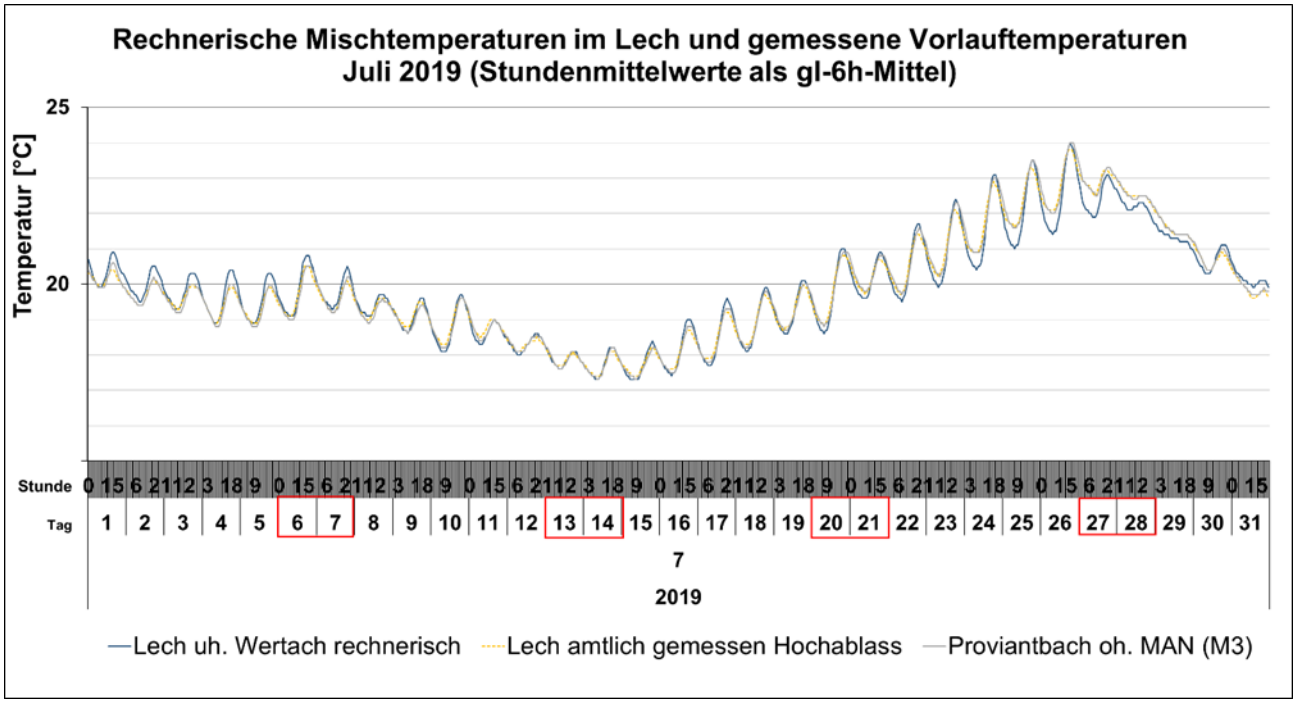
Für den März 2019 (Abb. 57) ergeben sich rechnerische Mischtemperaturen im Lech, die bis zu maximal 0,5 K kühler waren als die Temperaturen im Lech am Hochablass oder identisch. Nur zu vereinzelten Stunden innerhalb eines Tages errechnen sich Mischtemperaturen, die maximal bis zu 0,2 K höher sind als die Temperaturen im Lech am Hochablass. Beispielsweise bildet sich im Lech die für den 19. März durch die MAN verursachte Erwärmung (vgl. Kap. 6.7.1.1 und 6.7.2.1) mit einer kurzzeitigen Erhöhung der Temperatur um rd. 0,2 K gegenüber der Temperatur des Lechs am Hochablass ab.



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 57: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich März 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

Für den Juli 2019 bildete sich eine stundenweise Erwärmung durch die MAN im Auslaufkanal von maximal 0,2 K gegenüber dem Proviantbach ab (z.B. 02. Juli – vgl. Kap. 6.7.1.1 und Kap. 6.7.2.1). Diese durch die MAN bedingte geringe Erwärmung reduziert sich im Lech weiter aufgrund des größeren Abflusses. Für die Zeit dieser Einleitspitze errechnet sich im Lech jedoch eine Erwärmung von 0,3 K gegenüber dem Proviantbach (Abb. 58). Damit wird deutlich, dass ein anderer Faktor als die MAN für die zunehmende Erwärmung im Lech ursächlich sein muss, da sich im Lech die festgestellte, auf die MAN zurückzuführende Erwärmung von 0,2 K eigentlich hätte weiter reduzieren müssen. Die rechnerische Erwärmung, die über die MAN hinausgeht, ist auf die Wertach mit ihrer ausgeprägten Tagesganglinie zurückzuführen (vgl. Abb. 53 in Kap. 6.10.3).



Hinweis: Rot markiert: Tage ohne nennenswerte Einleitung E3/A29 (Wochenenden, Feier- und Brückentage)

Abb. 58: Rechnerische Mischtemperatur im Auslaufkanal und gemessene Vorlauftemperaturen im Vergleich Juli 2019 (Stundenmittelwerte als gl-6h-Mittel)

6.11 Hydromorphologische und ökomorphologische Situation

6.11.1 Bestehende hydromorphologische und ökomorphologische Defizite

Der Lech in seinem historischen Zustand (Abb. 59, links) entsprach dem Referenz-Zustand gemäß Anlage 1 OGewV „Typ 4, großer Fluss des Voralpenlandes“ und hat die zugehörige natürliche Fischgemeinschaft des Oberlaufes (Rhithral) beherbergt. Es handelte sich um einen rasch strömenden, geschiebegeprägten, stark verzweigten Fluss, der sich in einer breiten Aue entwickeln konnte. Hohe Strömungsvariabilität und Abflussdynamik haben stete morphodynamische Veränderungen provoziert und dadurch ständige Neubildung und Regeneration von strömungsgeprägten Fischhabitaten insbesondere von Kieslaichplätzen und Brut-/Jungfischhabitaten für strömungsgeprägte Fischarten bewirkt. Eine Vielzahl von rhithralen, rheophilen und indifferenten Fischarten fanden somit aufgrund dieser hydromorphologischen Rahmenbedingungen sehr gute Lebensraumverhältnisse vor.

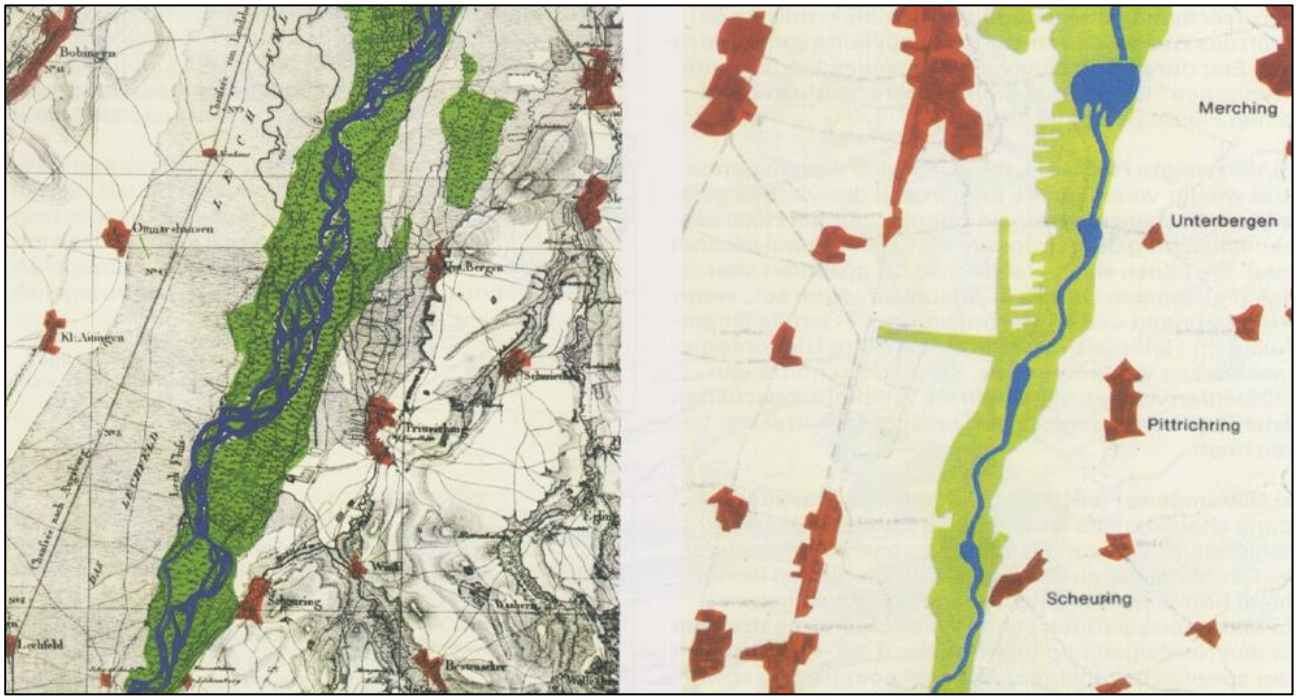


Abb. 59: Lech zwischen Landsberg und Augsburg; links: historischer Zustand = Referenz-Zustand, rechts: heutiger Zustand

Der heutige Zustand des Lechs ist hydromorphologisch stark und irreversibel verändert (Abb. 59, rechts): Entlang des Lechs befinden sich insgesamt 30 Wasserkraftwerke und 24 Stauseen. Infolge der Stauhaltung strömt der begradigte und längsverbaute Fluss nur noch sehr langsam und weist an vielen Stellen Stillwassercharakter auf. Durch die zahlreichen Querverbauungen ergibt sich zudem ein massives Geschiebedefizit. Aufgrund der veränderten hydromorphologischen Rahmenbedingen des aufgestauten und begradigten Flusses weist der Lech im heutigen Zustand eine veränderte Fischfauna auf, die überwiegend von strömungs-indifferenten potamalen Fischarten dominiert wird.

Auch im aktuell betrachteten Bereich des Lechs (FWK F126 und F124) und der Lechkanäle (FWK F147) liegen gleichartige oder sogar stärkere hydromorphologische Veränderungen zwischen dem historischen Zustand und dem heutigen Zustand vor. Hauptdefizit des Lechs (FWK F126 und F124) im Untersuchungsgebiet sind die Aufstaueffekte sowie die stark verringerte Wasserführung, die sich infolge von Wasserausleitungen ergibt (Abb. 60). So verbleibt im Lechmutterbett lediglich die behördlicherseits festgelegte Mindestwassermenge zuzüglich der Abflüsse, welche über die maximal genehmigten Ausleitmengen hinausgehen (siehe Kap. 2.3.1 und 2.3.2). Die Hauptbeeinträchtigung des FWK F147 (Lechkanäle) stellt sein Kanal-Charakter dar. Überwiegende Bereiche des FWK F147 verlaufen kanalartig geradlinig, in einheitlichem Rechteck- oder Trapezprofil. Die Ufer und teilweise auch die Gewässersohle sind überwiegend künstlich befestigt, abschnittsweise mit Beton verbaut (Abb. 61). Aufgrund der Querverbauungen (Schwellen, Kraftwerke) ist die Durchgängigkeit der Lechkanäle immer wieder unterbrochen.



Abb. 60: Leerer Lech (F124) unterhalb des Wehrs Gersthofen nach Wasserausleitung



Abb. 61: Vorderer Lech (F147), ein Betonkanal

6.11.2 Ergebnisse der Struktur- und Habitatkartierung

Ziel der Gewässerstrukturkartierung war es, die Wirkung des Vorhabens (thermische Einleitung) von den Auswirkungen bestehender Defizite der Hydromorphologie und damit von Defiziten bei den aquatischen Strukturen und Habitaten abzugrenzen. Anhand der durch die Kartierung gewonnenen Daten sollte insbesondere abgeklärt werden, ob die Ausprägung der Fischfauna gegebenenfalls von den im Vergleich zum Referenzzustand stark veränderten hydromorphologischen Rahmenbedingen der Gewässer bestimmt wird oder von anderen Faktoren abhängt.

6.11.2.1 Kieslaichplätze und Jungfischhabitate

Kieslaichplätze stellen fischökologisch besonders bedeutsame Teillebensräume dar und werden auch als „Schlüsselhabitate“ für die strömungsliebenden (rheophilen), kieslaichenden (lithophilen) Arten bezeichnet.

Die überwiegende Anzahl der Flussfischarten laichen in flachem Wasser über rasch angeströmtem, kiesigem Untergrund ab (Kiesbänke und Kieshaufen). Die Funktionsfähigkeit bzw. Qualität von Kieslaichplätzen (KLP) hängt ab von der Anströmung bzw. der Fließgeschwindigkeit im Bereich des Laichplatzes, von der Qualität der Kiessubstrate (Korngröße, Kolmationsgrad bzw. Umlagerungsfähigkeit) sowie von der Verfügbarkeit der Laichplätze bei verschiedenen Wasserständen.

Für ein erfolgreiches Laichgeschäft rheophiler Fischarten müssen an Kieslaichplätzen gut angeströmte Teilflächen (Hotspots) vorliegen, an denen bei Mittelwasser geeignete Fließgeschwindigkeiten und zugleich geeignete Wassertiefen (Flachwasser) vorliegen. Je nach Fischart können die zum Ablaichen bevorzugten Geschwindigkeiten variieren. Artübergreifend betrachtet können Fließgeschwindigkeiten von 0,5–1,0 m/s für die meisten lithophilen Fischarten als ideal angesehen werden.

Eine dauerhaft hohe Qualität der Substrate an den Laichplätzen kann nur aufrechterhalten werden, wenn diese immer wieder umgelagert werden. Bei diesen Umlagerungen werden im Allgemeinen Feinteile ausgeschwemmt, Algenbeläge abgelöst und somit das Kieslückensystem (Interstitial) rege-

neriert. Dadurch wird eine Verfestigung und Verbackung der Substrate und somit die Verlegung/Versiegelung (Kolmation) des Lückensystems verhindert. Das Lückenraumsystem der Kiessohle ist z.B. bei Forellen und Äschen der erste Lebensraum für Fischeier und die noch nicht schwimmfähige Brut und ist daher existenzielle Grundlage für die Vermehrung dieser kieslaichenden Fischarten. Für die Ausprägung des Lückenraumsystems (Interstitial) und damit für die Qualität der vorhandenen Substrate ist insbesondere die Höhe des Grobkiesanteils entscheidend. Ein hoher Sandanteil dagegen, der sich in die von Mittel-, Grobkies und Steinen gebildeten Zwischenräume setzt, verkleinert das zur Verfügung stehende Lückenraumsystem und vermindert die Substratqualität an den Kieslaichplätzen. Ebenso kann die Substratqualität aufgrund der durch ein Geschiebedefizit bedingten hohen Anteil an Steinen und Grobsteinen verschlechtert werden.

Die Verfügbarkeit von Kieslaichplätzen verändert sich mit dem Abfluss. Kieslaichplätze, welche bei unterschiedlichen Abflusssituationen verfügbar und somit funktionstauglich sind, können qualitativ besonders hoch eingestuft werden (z.B. breite Gleitufer-Kiesbänke mit geringer Neigung). Das Laichgeschehen der meisten kieslaichenden Fischarten findet in Wassertiefen zwischen 10 und 150 cm statt, bevorzugt werden in aller Regel Wassertiefen zwischen 15 und 50 cm. Als Gesamtareal eines Laichplatzes wurden jene Kiesflächen definiert, die im Querschnitt, ausgehend von der ufer-seitigen oberen Begrenzung der Kiesfläche, bis zu einer Wassertiefe von ca. 1,5 m bei MQ reichen.

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 14 Kieslaichplätze (KLP) kartiert, die alle im FWK F126 (Lech) oder im FWK F124 (Lech, Leerer Lech liegen (Abb. 62). Die durchschnittliche Habitatqualität aller Kieslaichplätze liegt bei 3,3[8]. Die im FWK F126 gelegenen Laichplätze besitzen größtenteils eine hohe Habitatqualität (Wertstufe 4), die sich im Wesentlichen aus der guten Verfügbarkeit bei unterschiedlichen Wasserständen sowie aus einer guten Substratqualität ergibt. Die Kieslaichplätze im FWK F124, die sich fast ausschließlich im Leeren Lech befinden, sind etwas kleinflächiger als im FWK F126, zeichnen sich aber durch eine sehr gute Substratqualität aus. Grund dafür sind dynamische Umlagerungen der Sohlsubstrate infolge von Hochwasserereignissen sowie regelmäßige Geschiebezugaben, die in das Lech-Mutterbett unterhalb des Ausleitungswehres des Lechkanals erfolgen. In allen anderen untersuchten Gewässerabschnitten gibt es keine Kieslaichplätze. Durch den künstlichen Zustand der Gewässer im FWK F147 sowie durch die konstanten Abflüsse in den Kanälen sind die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen (kiesige, umlagerungsfähige Substrate, geeignete Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten) für die Ausbildung funktionsfähiger Kieslaichplätze nicht gegeben.

Detaillierte Angaben zu Lage, Größe, Struktur und Qualität der Laichplätze sind Anhang 3 zu entnehmen.

[8] Für diese und alle nachfolgenden Auswertungen gilt die untenstehende Bewertungsmatrix (siehe auch Kap. 5.4):2

Wertstufe 1: sehr geringe ökologische Qualität	Habitatqualität: 1,00–1,49
Wertstufe 2: geringe ökologische Qualität	Habitatqualität: 1,50–2,49
Wertstufe 3: mittlere ökologische Qualität	Habitatqualität: 2,50–3,49
Wertstufe 4: hohe ökologische Qualität	Habitatqualität: 3,50–4,49
Wertstufe 5: sehr hohe ökologische Qualität	Habitatqualität: 4,50–5,00

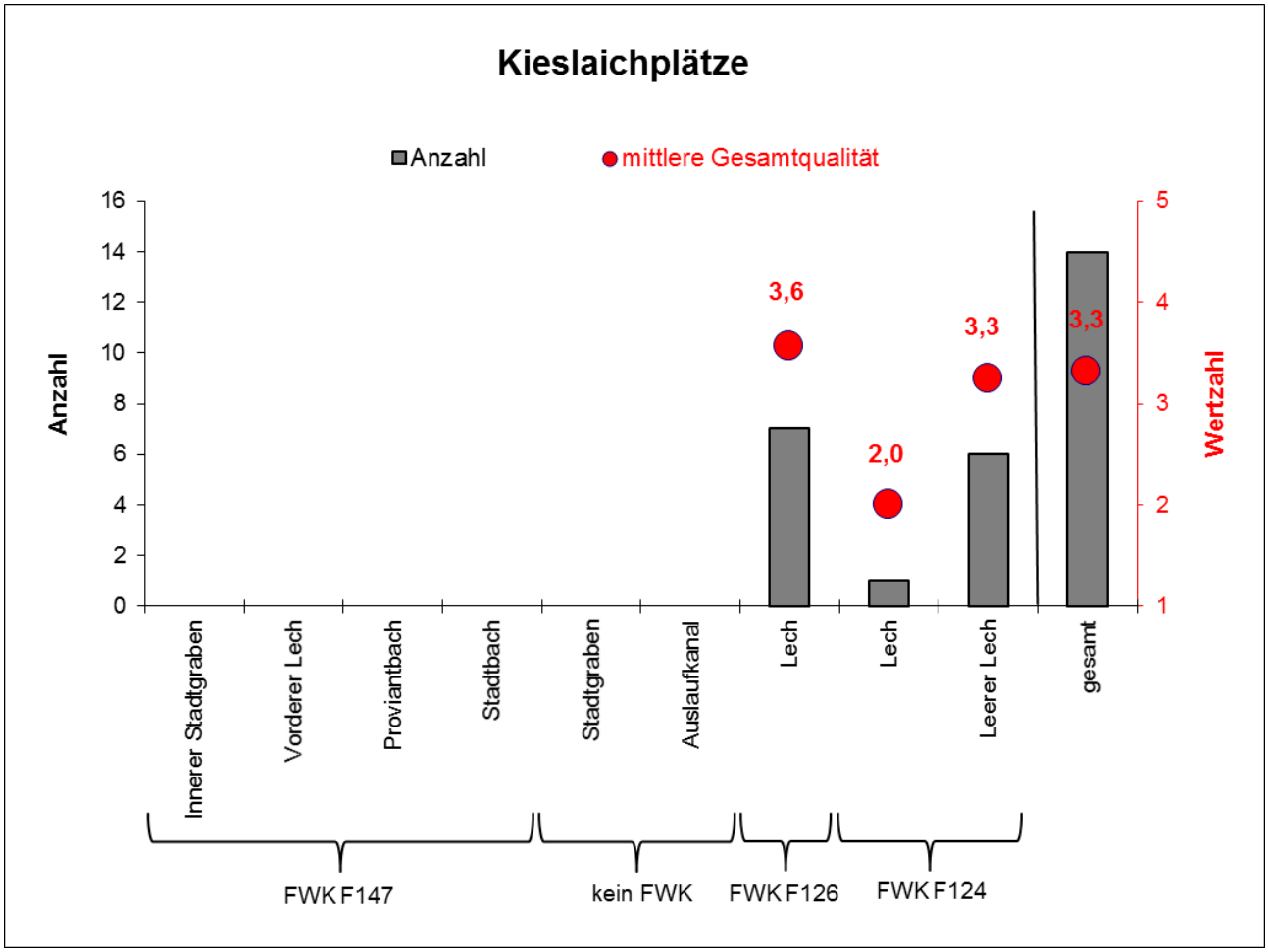


Abb. 62: Anzahl und Qualität der Kieslaichplätze im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten

Für den Reproduktionserfolg insbesondere von rheophilen Fischarten ist die Lagebeziehung zwischen Kieslaichplatz und Brut- bzw. Jungfischhabitat (JFH) von zentraler Bedeutung. Im Idealfall befindet sich ein hochwertiges Jungfischhabitat direkt im Anschluss an den Laichplatz am gleichen Ufer. Nach dem Schlupf verdriften die Fischlarven vieler rheophiler Arten (ausgenommen Salmoniden) passiv stromabwärts und sind für die weitere Entwicklung auf Jungfischhabitate mit strömungsberuhigten Bereichen angewiesen. In diesen flachen Uferbereichen erwärmt sich das Wasser durch Sonneneinstrahlung schnell und fördert das Wachstum von Phyto- und somit auch von Zooplankton, das die Brütlinge zum Abwachsen benötigen. Daher ist Anzahl und Qualität der Jungfischhabitate ein zentraler Aspekt der abiotischen Habitatausprägung im Untersuchungsgebiet.

In einem Jungfischhabitat (Bezug sind Jungfischhabitate für fließwassertypische Fischarten in großen Flüssen) wird nach (SCHIEMER ET AL. 1991) eine hohe Artenvielfalt nur erreicht, wenn mehrere Kriterien erfüllt werden. Ideal sind gut strukturierte Kiesbänke mit geringer Neigung, abwechslungsreicher Uferlinie (mit Einbuchtungen, Vor- und Rücksprüngen) und Fließgeschwindigkeiten ≤ 0,5 m/s. Zudem sollten Jungfischhabitate ihre Funktion bei unterschiedlichsten Abflüssen erfüllen können.

Im Untersuchungsgebiet wurden bei der Kartierung insgesamt 39 Jungfischhabitate erfasst, davon 34 Habitate für rheophile Fischarten mit einer durchschnittlichen Habitatqualität von 3,9 (Abb. 63).

Jungfischhabitate für rheophile Arten finden sich im FWK F147 (Proviant- und Stadtbach) sowie im FWK F126 (Lech) und im FWK F124 (Lech, Leerer Lech). Die Jungfischhabitate im Proviant- und Stadtbach (FWK F147) sind zwar kleinflächig, weisen jedoch eine sehr hohe Verfügbarkeit auf, da die Abflüsse in den beiden Kanälen relativ konstant sind. Die Habitate im FWK F126 und im FWK F124 sind großflächiger, insbesondere die Jungfischhabitate im Leeren Lech (FWK F124) zeichnen sich jedoch durch geringere Verfügbarkeiten aus. Lediglich bei Abflüssen um die 3 m³/s (Mindestwassermenge) sind die Habitate im Leeren Lech funktionsfähig, bei höheren Abflüssen verlieren sie ihre Funktion aufgrund der erhöhten Wasserstände und der rascheren Fließgeschwindigkeiten. In allen anderen untersuchten Gewässerabschnitten befinden sich keine Jungfischhabitate für rheophile Fischarten, da durch den künstlichen Charakter der Kanäle/Bäche die wesentlichen morphologischen und abiotischen Voraussetzungen (flache, strömungsberuhigte Aufweitungen und Buchten) für die Ausbildung funktionsfähiger Habitate fehlen.

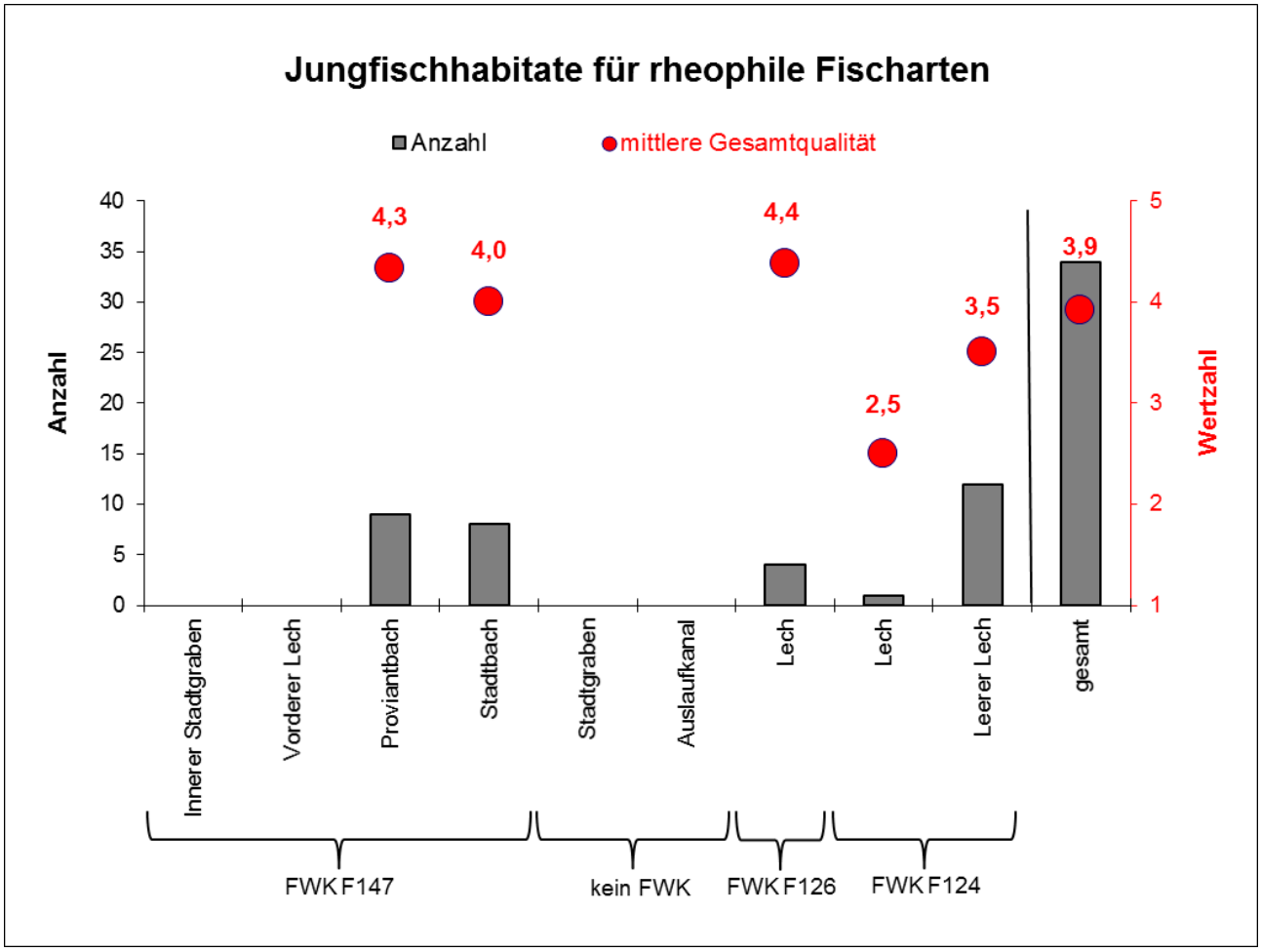


Abb. 63: Anzahl und Qualität der Jungfischhabitate für rheophile Fischarten im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten

Im Untersuchungsgebiet wurden bei der Kartierung fünf Jungfischhabitate für indifferente Fischarten oder Stillwasserarten (nicht rheophil) mit einer durchschnittlichen Habitatqualität von 4,2 erfasst (Abb. 64). Die Habitate befinden sich im FWK F147 (Proviant- und Stadtbach) sowie im Stadtgraben und Auslaufkanal (keine FWK). Die kleinflächigen Jungfischhabitate besitzen aufgrund der relativ

konstanten Abflüsse der Bäche eine sehr hohe Verfügbarkeit. In allen anderen untersuchten Gewässerabschnitten kommen keine Jungfischhabitate für nicht-rheophile Fischarten vor, da geeignete Habitatstrukturen fehlen.

Detaillierte Angaben zu Lage, Größe, Struktur und Qualität der Jungfischhabitate sind Anhang 4 zu entnehmen.

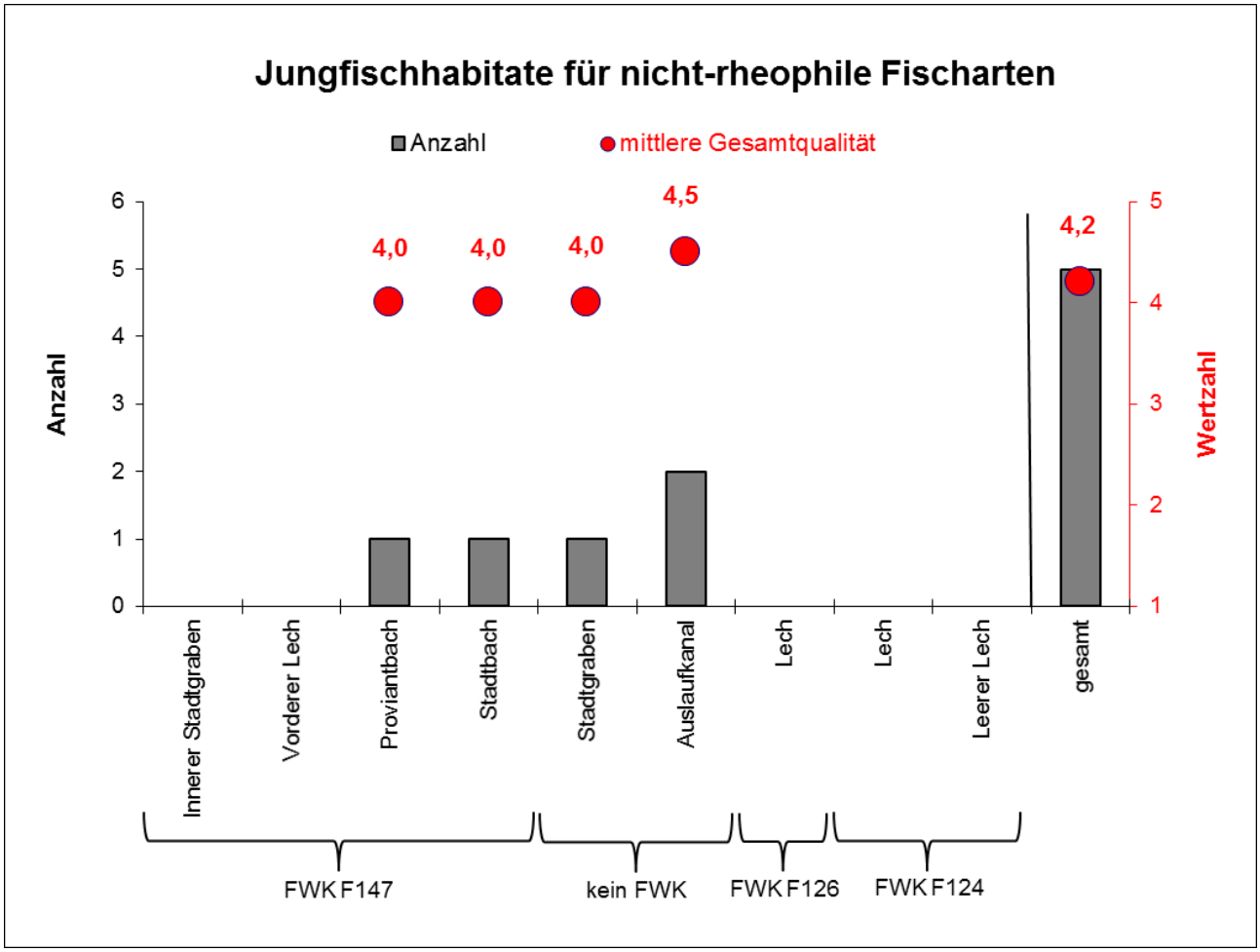


Abb. 64: Anzahl und Qualität der Jungfischhabitate für nicht-rheophile Fischarten im gesamten Untersuchungsgebiet sowie in den kartierten Gewässerabschnitten

6.11.2.2 Alt- und Nebengewässer

Alt- und Nebengewässer erhöhen die Lebensraumvielfalt eines Fließgewässers. Je stärker und abwechslungsreicher der Hauptfluss mit Alt- und Nebengewässern vernetzt ist (Quervernetzung), desto mehr Fischarten können nebeneinander existieren. Im Idealfall finden sich in den Wasserkörpern entlang des Hauptgewässers wiederholt in steter Abfolge alle für Fische bedeutsamen Teillebensräume, wie z.B. Krautlaichplätze, Überflutungslaichplätze, Kieslaichplätze, Jungfischhabitate, Nahrungsräume, Winter- sowie Hochwassereinstände. Neben der Anzahl der Alt- und Nebengewässer sind jeweils deren Anbindung an das Hauptgewässer sowie deren Habitatqualität wichtige Kenngrößen.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes wurden drei Wasserflächen kartiert, welche die Funktion von Altarmen bzw. Altgewässern erfüllen (Tab. 14). Die Anbindung und Habitatqualität der kartierten Flächen mit Altgewässerfunktion wurden nach gewässerökologischen Gesichtspunkten bewertet. Die an Proviant- und Stadtbach (FWK F147) angeschlossenen Wasserflächen sind sehr gut an den jeweiligen Hauptkanal angebunden. Die Anbindung des Tümpels an den Auslaufkanal erfolgt über ein Rohr und besitzt daher nur eine mittlere Anbindungsqualität. Die kartierten Wasserflächen mit Altgewässerfunktion sind zwar kleinflächig (50–120 m²), jedoch ausreichend tief (0,8-1,5 m) und weisen somit eine mittlere bis hohe ökologische Qualität auf.

Tab. 14: Anbindung und Habitatqualität der Wasserflächen mit Altgewässerfunktion

Bezeichnung	Gewässer	FWK	Typ	Anbindung (Wertstufe)	Habitatqualität (Wertstufe)
ANG-1	Proviantbach	F147	AA	5,0	3,0
ANG-2	Stadtbach	F147	AA	5,0	3,0
ANG-3	Auslaufkanal	kein FWK	AG	3,0	3,5

Detaillierte Angaben zu Lage, Größe, Struktur und Qualität der benannten Wasserflächen sind Anhang 5 zu entnehmen.

6.11.2.3 Rekrutierung

Der Begriff Rekrutierung definiert das Potenzial eines Gewässerabschnitts, sich selbst mit Fischnachwuchs zu versorgen. Mit der Rekrutierung wird die quantitative und qualitative Ausstattung des Gewässersystems mit Laichplätzen und mit diesen in Verbindung stehenden Brut-/Jungfischhabitaten für die rheophilen Fischarten bewertet. In diese Bewertung geht die Bedeutung der räumlichen Konstellation ein, in welcher die Kieslaichplätze und Jungfischhabitate zueinander liegen.

Im FWK F126 (Lech) und im FWK F124 (Lech, Leerer Lech) befinden sich zahlreiche Kieslaichplätze, die eine mittlere bis hohe Habitatqualität besitzen und in engen räumlichen Verbindungen mit rheophilen, qualitativ hochwertigen Brut-/Jungfischhabitaten stehen. Für die beiden FWK ergibt sich daher ein sehr gutes Rekrutierungspotenzial mit einer sehr hohen bzw. hohen ökologischen Qualität (Abb. 65). In allen anderen untersuchten Gewässerabschnitten ist die Rekrutierung für rheophile kieslaichende Fischarten von sehr geringer ökologischer Qualität, da sich dort keine Laichplätze befinden.

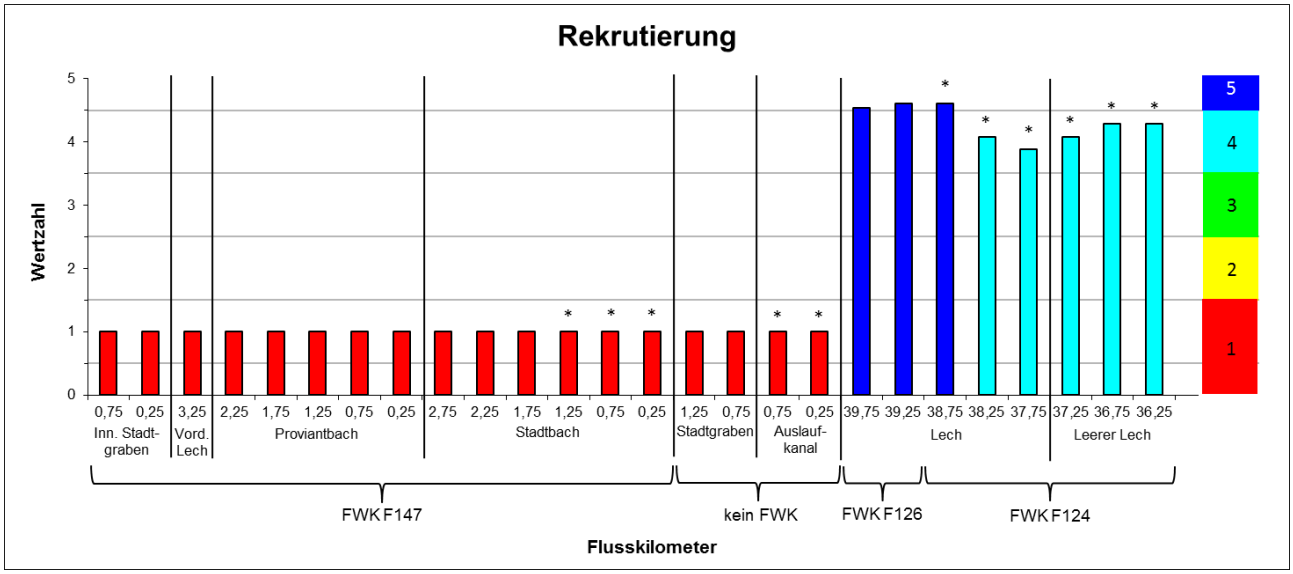


Abb. 65: Bewertung des Parameters „Rekrutierung“ der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich.

6.11.2.4 Quervernetzung

Die Quervernetzung beschreibt die funktionale Anbindung von Nebengewässern an den Lech. Neben der Qualität der Anbindung (fischökologische Durchgängigkeit) wird die Habitatqualität der Nebengewässer berücksichtigt. Die Quervernetzung ist ein Maß für die Rekrutierung von stagnophilen und indifferenten Fischarten, die gegenüber der Strömung keine Ansprüche stellen.

Die ökologische Qualität der Quervernetzung im FWK F147 (Proviant- und Stadtbach) wird maßgeblich von den jeweiligen angeschlossenen Flächen mit Altgewässerfunktion (ANG-1 und ANG-2) bestimmt (Abb. 66). So weisen die 500m-Abschnitte, die sich in unmittelbarer Nähe zu den Altarmen befinden, eine geringe bis mittlere ökologische Qualität auf. In den stromauf gelegenen Abschnitten ist die Quervernetzung von sehr geringer Qualität, da die beiden Wehre in Proviant- (F-km 1,5) und Stadtbach (F-km 1,2) für Fische nicht durchgängig sind und somit keine Anbindung an die Altarme mehr gegeben ist. Im Auslaufkanal (kein FWK) wird die ökologische Qualität der Quervernetzung durch die Wasserfläche ANG-3 lokal erhöht. In allen übrigen Gewässerabschnitten ist die Quervernetzung aufgrund von fehlenden Nebengewässern oder mangelnder Durchgängigkeit von sehr geringer ökologischer Qualität.

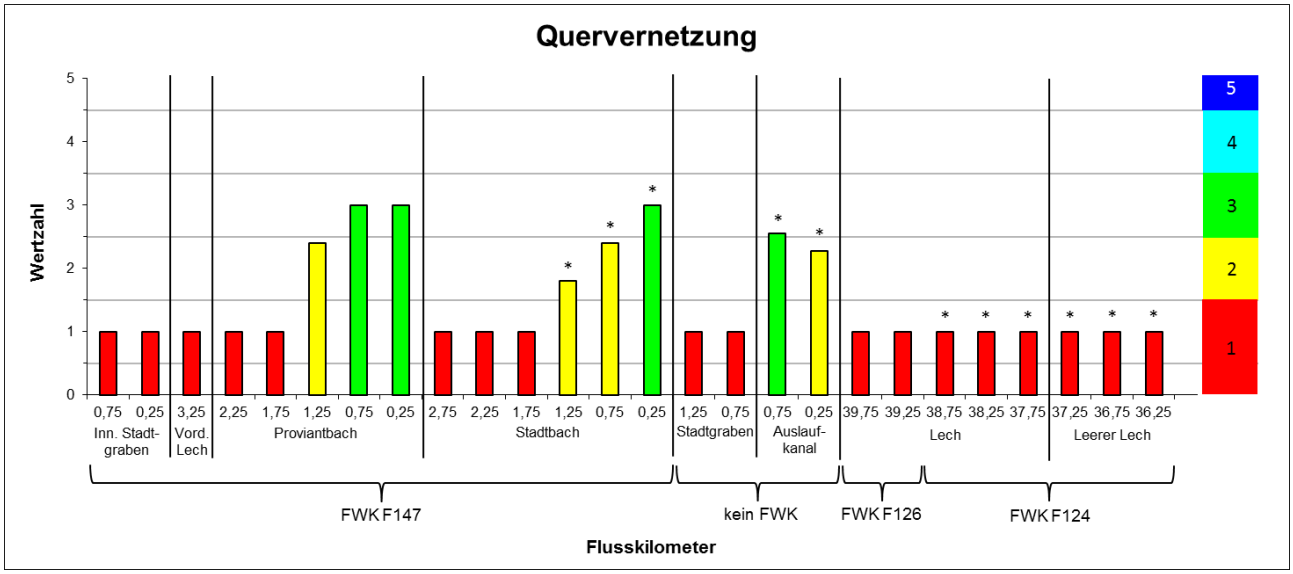


Abb. 66: Bewertung des Parameters "Quervernetzung" der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich.

6.11.2.5 Sohlstruktur

In den Parameter Sohlstruktur fließen die Art und Oberfläche des Sohlsubstrats, die Ausprägung des Sohlreliefs im Querprofil sowie die Qualität und Ausprägung des Substrats bzw. des Lückenraumes (Interstitials) mit ein.

Die Sohlstruktur weist im Inneren Stadtgraben (FWK F147), im Vorderen Lech (FWK F147) sowie im Stadtgraben (kein FWK) eine sehr geringe bzw. geringe ökologische Qualität auf (Abb. 67), da die Gewässersohle entweder mit Feinsedimenten überlagert ist (Stadtgraben) oder betoniert ist. Auch im Proviant- und Stadtbach (FWK F147) ist die Sohle in den stromauf gelegenen 500m-Abschnitten verbaut, nur vereinzelt kommen Steine und Kies vor. Weiter stromabwärts verbessert sich die ökologische Qualität der Gewässersohle, da sich die Sohle dort überwiegend aus Steinen und verschiedenen Kiesfraktionen zusammensetzt. Diese Sohlstruktur setzt sich im Auslaufkanal (kein FWK) fort. Im FWK F126 (Lech) und im FWK F124 (Lech, Leerer Lech) weist das Sohlsubstrat bedingt durch dynamische Umlagerungen infolge von Hochwasserereignissen sowie durch regelmäßige Geschiebezugaben in das Mutterbett (unterhalb des Ausleitungswehres des Lechkanals) eine hohe ökologische Wertigkeit auf. Das lockere, umlagerungsfähige Substrat setzt sich aus Kiesfraktionen verschiedener Korngrößen zusammen und besitzt ein deutlich ausgeprägtes Interstitial.

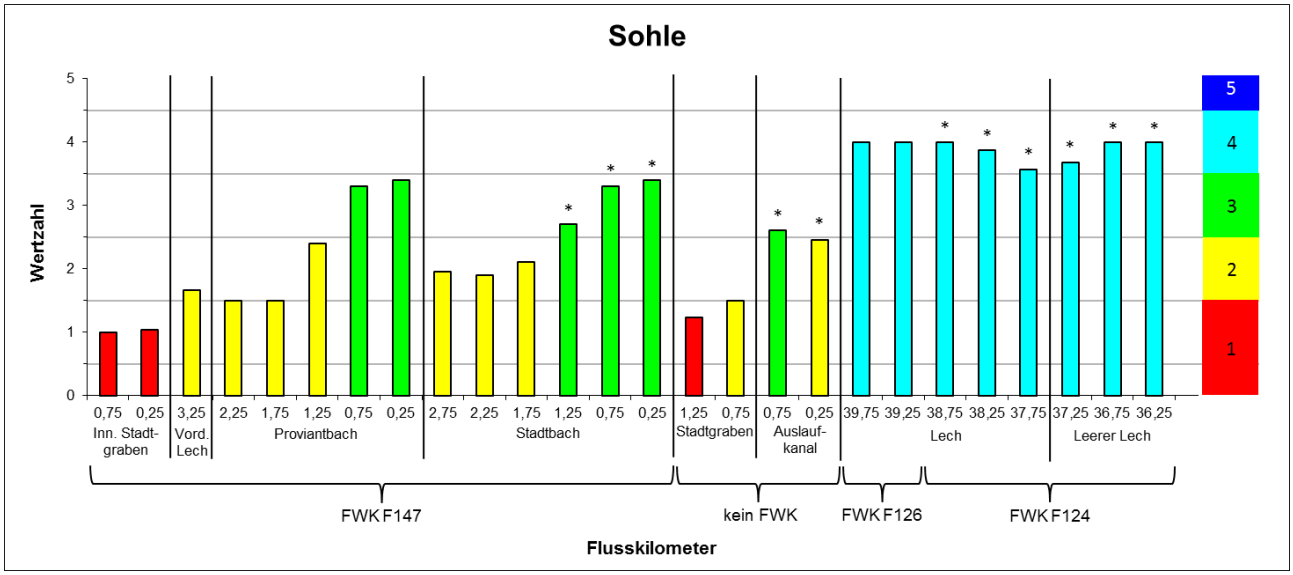


Abb. 67: Bewertung des Parameters Sohlstruktur der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich.

6.11.2.6 Böschungsstruktur

Der Parameter Böschungsstruktur bezieht sich auf die strukturelle Ausstattung der Halde[9] und des Ufers. Eine gut strukturierte Böschung kann Fischen Schutz vor Fressfeinden bieten sowie als Nahrungshabitat, Wintereinstand und für manche Arten auch als Laichhabitat dienen. In den Parameter Böschungsstruktur fließen die Vielfalt der geomorphologischen Strukturelemente, die aus deren Form und Anordnung resultierende Oberfläche sowie die Ausprägung des darin befindlichen Lückenraumes mit ein.

Die Böschungsstruktur besitzt in den meisten Gewässerabschnitten eine sehr geringe oder geringe ökologische Qualität, da Halde und Ufer größtenteils mit Beton oder Blocksteinen verbaut sind (Abb. 68). Zudem fällt die Halde meist steil ab, die Uferlinie verläuft überwiegend geradlinig. Lediglich im FWK F126 (Lech) und im FWK F124 (Lech, Leerer Lech) erreicht die Böschungsstruktur eine etwas höhere Qualität, da Halde und Ufer dort heterogener gestaltet sind. Im Leeren Lech (FWK F124) ist die Halde zudem relativ flach, da in die Bewertung der Haldenstruktur bei Restwasserbedingungen auch die landseitigen Kiesbänke miteinfließen.

[9] Die Halde ist die Böschung unter Wasser zwischen der Flusssohle/dem Böschungsfuß und der Wasseranschlagslinie

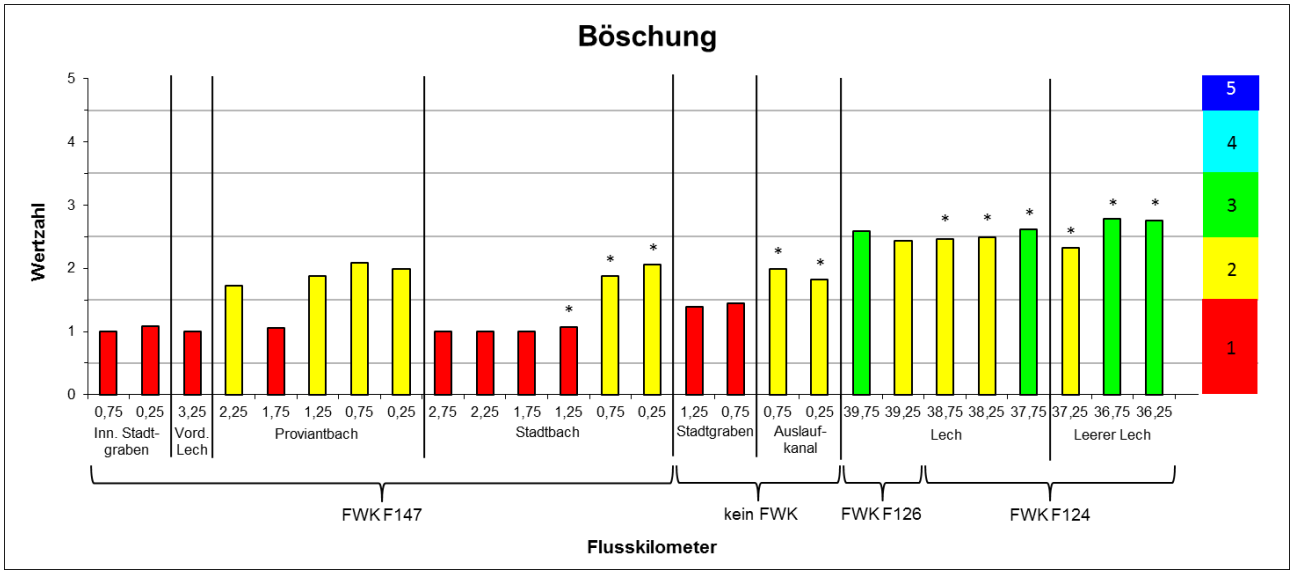


Abb. 68: Bewertung des Parameters Böschungsstruktur der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich.

6.11.2.7 Gesamtbewertung

Für die Gesamtbewertung werden die Parameter Rekrutierung, Quervernetzung, Böschungs- und Sohlstruktur für alle 500-m-Abschnitte zusammengefasst (Abb. 69).

Im FWK F126 (Lech) und im FWK F124 (Lech, Leerer Lech) liegt insgesamt eine mittlere ökologische Qualität vor. Dies ist vorwiegend auf die hohe Wertigkeit der Parameter Rekrutierung und Sohlstruktur zurückzuführen, welche die sehr geringe Qualität der Quervernetzung ausgleichen. Die Lechkanäle (FWK147, kein FWK) hingegen weisen aufgrund des fehlenden Rekrutierungspotenzials und der schlechten Böschungs- und teilweise Sohlstrukturen eine sehr geringe oder geringe ökologische Qualität. Lediglich im Auslaufkanal (kein FWK) sowie in den stromab gelegenen Bereichen von Proviant- und Stadtbach (FWK F147) wird die Gesamtqualität durch die mittlere Qualität der Quervernetzung und der Sohlstruktur etwas aufgewertet.

In Abb. 70 sind die kartierten Gewässerabschnitte und deren ökologische Gesamtqualität kartographisch dargestellt.

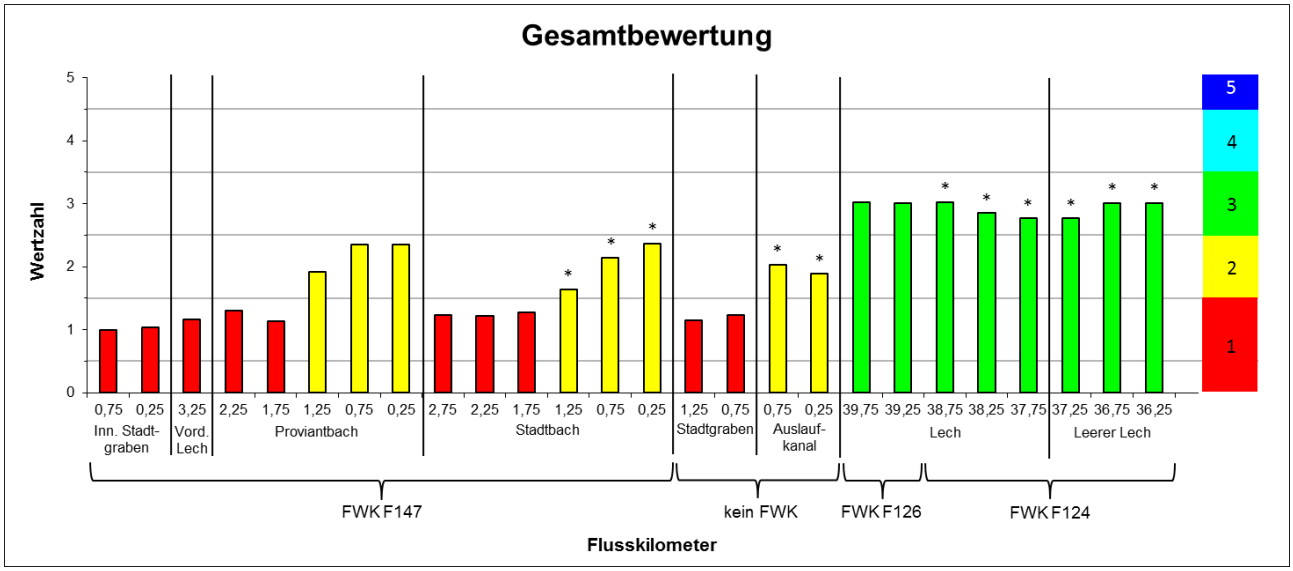


Abb. 69: Abschnittsbezogene Gesamtbewertung aller Parameter (Rekrutierung, Quervernetzung, Böschungs- und Sohlstruktur) der Strukturkartierung in 500-m-Abschnitten. Die ökologischen Qualitätsstufen sind als farbige Balken rechts im Diagramm dargestellt. Die mit einem * gekennzeichneten 500-m-Abschnitte liegen im thermisch beeinflussten Bereich.

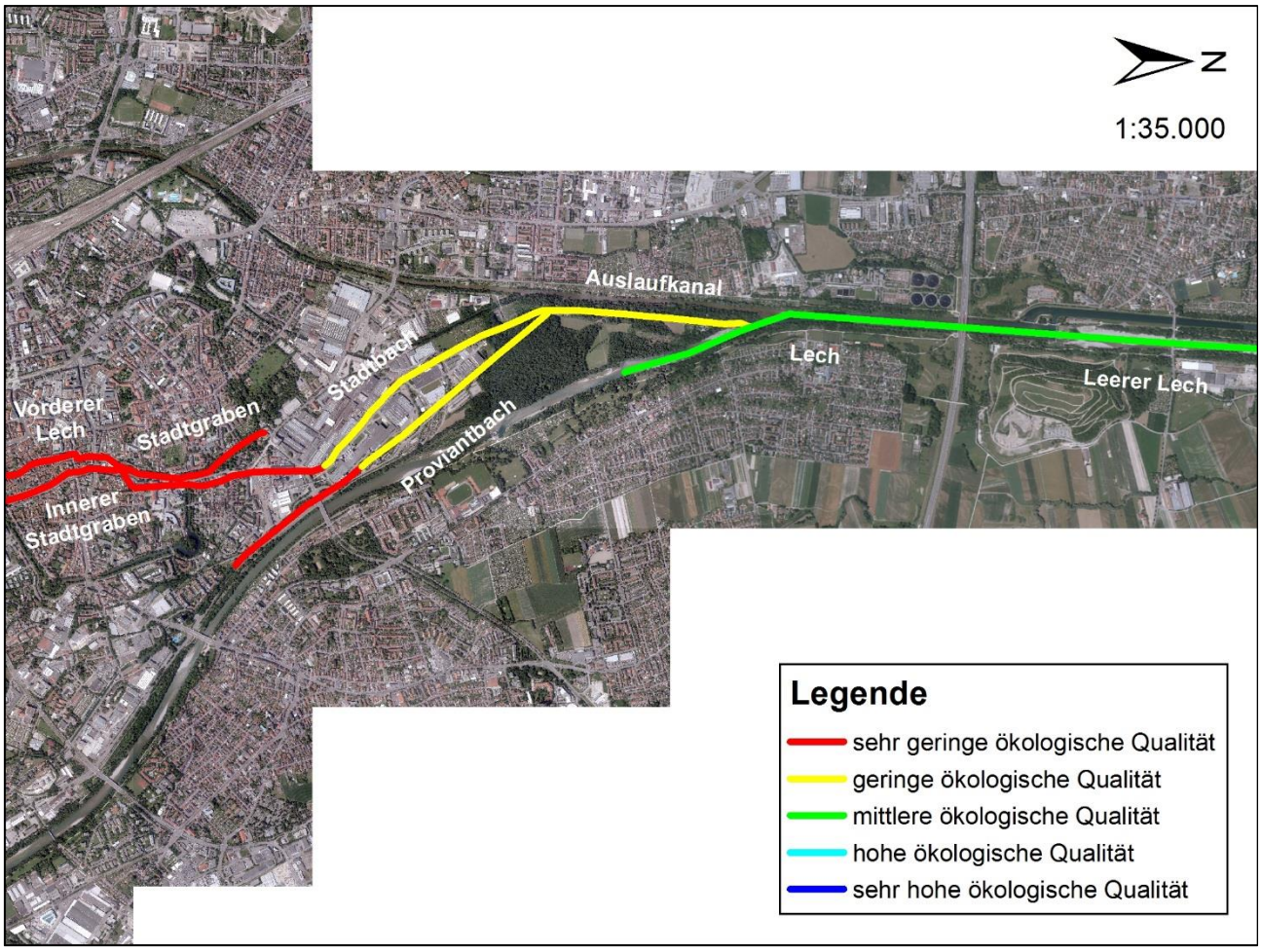


Abb. 70: Ökologische Gesamtqualität der einzelnen Gewässerabschnitte

6.12 Makrozoobenthos

Die Zustandsbewertung der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Untersuchungsgebiet hinsichtlich einer potenziellen Beeinflussung durch die thermische Einleitung der MAN basiert auf Auswertungen bzw. Ergebnissen von zwei unterschiedlichen Datenquellen. Neben den amtlichen Erhebungen im Rahmen der offiziellen Zustandsbewertung der Flusswasserkörper gemäß WRRL im zweiten Bewirtschaftungszyklus 2015 bis 2021 wurden seitens BNGF eigene, umfassende MZB-Erhebungen nach den Richtlinien der WRRL im Untersuchungsgebiet durchgeführt und ausgewertet. Die eigenen Erhebungen fanden an insgesamt fünf Stellen im Untersuchungsgebiet an zwei Durchgängen im September 2018 und April 2019 statt. Die Probenahme im September 2018 erfolgte zum Zeitpunkt der Bachauskehr unter deutlich reduzierten Abflüssen im Stadtbach. Die zweite Beprobung im April 2019 wurde unter normalen Abflussverhältnissen durchgeführt. Die fünf Probestellen umfassen zwei vom Vorhaben unbeeinflusste Kontrollstellen (oberhalb der Einleitung der MAN im Stadtbach und im Lech) sowie drei potenziell vom Vorhaben beeinflusste Stellen (unterhalb der Einleitung der MAN im Stadtbach, im Auslaufkanal und im Lech; Tab. 15).

Tab. 15: Übersicht über die 2018 und 2019 bei der eigenen MZB-Erhebung bearbeiteten Probestellen

Probestelle	Kurzbeschreibung	Besiedlungsbestimmende Faktoren	von der Wärmeeinleitung
MZB-01	Stadtbach oberhalb MAN (an der Kanalstraße in Augsburg)	begradigt, Uferverbauung (Mauern)	unbeeinflusst
MZB-02	Stadtbach unterhalb der Wärmeeinleitung	begradigt, Uferverbauung (Böschung)	beeinflusst
MZB-03	Auslaufkanal bei Mündung in den Lech	linksufrig Uferverbauung	beeinflusst
MZB-04	Lech (Referenzstrecke)	Restwasserführung	unbeeinflusst
MZB-05	Lech nach kompletter Durchmischung bei Gersthofen	Restwasserführung	beeinflusst

Eine detaillierte Beschreibung der Probestellen ist dem Fachbericht Makrozoobenthos (Anhang 8) zu entnehmen. Die nachfolgende Auswertung erfolgte zweigeteilt, einmal gemäß den Belangen nach WRRL, zum zweiten hinsichtlich einer möglichen schädlichen Gewässerveränderung auf Basis thermosensibler Artgruppen.

6.12.1 Bewertung nach WRRL

6.12.1.1 Amtliche Erhebung im FWK F126: "Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach"

Die amtliche Probestelle „unterhalb Hochablass Augsburg – Mutterbett" im Lech-Flusswasserkörper F126 liegt oberhalb der Einmündung des Auslaufkanals in den Lech und stellt somit eine Kontrollstelle hinsichtlich der projektrelevanten Wirkungen auf den Lech dar. Basierend auf den amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2015 kann das Potenzial des Makrozoobenthos für das Modul „Saprobie" in die Klasse „gut", für das Modul „Allgemeine Degradation" in die Klasse „mäßig" eingestuft werden. Das Modul „Versauerung" ist für den Fließgewässertyp 4 nicht relevant.

6.12.1.2 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F126: "Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach"

Das BNGF hat im September 2018 und im April 2019 an einer repräsentativen Stelle des Lech-Flusswasserkörper F126, oberhalb der Einmündung des Auslaufkanals und damit oberhalb der Einleitung der MAN, eine eigene Makrozoobenthoserhebung gemäß WRRL durchgeführt (Probestelle MZB-04). Die Auswertungen ergaben ein „mäßiges" Potenzial der beiden Module „Saprobie" und „Allgemeine Degradation" im September 2018. Bei der Frühjahres Beprobung im April 2019 konnten hingegen beide Module in die Potenzialklasse „gut" eingestuft werden. Die Ergebnisse der eigenen Erhebungen fielen, verglichen mit der amtlichen Bewertung für das Modul „Saprobie", im Herbst 2018 um eine Qualitätsstufe schlechter aus. Bei der Frühjahres Beprobung im Jahr 2019 konnte das Modul „Allg. Degradation", basierend auf den eigenen Erhebungen, in die gute Zustandsklasse und damit eine Klasse besser eingestuft werden, verglichen mit den amtlichen Erhebungen.

6.12.1.3 Amtliche Erhebung im FWK F124: „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf"

Die amtliche Probestelle „1km oberhalb Brücke Tierhaupten – Mutterbett" im Lech-Flusswasserkörper F124 befindet sich unterhalb der Einmündung des Auslaufkanals und ist somit potenziell von der Einleitung der MAN beeinflusst. Auf Grundlage der amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2015 kann das Potenzial des Makrozoobenthos sowohl für das Modul „Saprobie" wie auch für das Modul „Allgemeine Degradation" in die Klasse „gut" eingestuft werden. Das Modul „Versauerung" ist für den Fließgewässertyp 4 nicht relevant. Das ökologische Potenzial der biologischen QK Makozoobenthos basierend auf den amtlichen Erhebungen im Lech unterhalb der Einleitung der MAN ist somit um eine Klasse besser als oberhalb der Einmündung des Auslaufkanals bzw. der Einleitung der MAN. Eine nachteilige Auswirkung der Einleitung der MAN auf die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Lech auf Flusswasserkörperniveau lässt sich somit nicht ableiten. Die Qualitätskomponente MZB befindet sich im guten Zustand.

6.12.1.4 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F124: „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf"

Das BNGF hat im September 2018 und im April 2019 an einer repräsentativen Stelle des Lech-Flusswasserkörper F124, unterhalb der Einmündung des Auslaufkanals und damit unterhalb der Einleitung der MAN, eigene Makrozoobenthoserhebungen gemäß WRRL durchgeführt (Probestelle MZB-05). Die Auswertungen ergaben ein „gutes" Potenzial der beiden Module „Saprobie" und „Allgemeine Degradation" bei beiden Probenahmen im September 2018 und April 2019. Die Ergebnisse der eigenen Erhebungen bestätigen somit die amtlichen Einstufungen. Eine nachteilige Auswirkung der Einleitung der MAN auf die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Lech auf Flusswasserkörperniveau kann somit ausgeschlossen werden. Die Qualitätskomponente MZB befindet sich im guten Potenzial.

6.12.1.5 Amtliche Erhebung im FWK F147: "Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach"

Wie bereits in Kap. 2.1 dargestellt, setzt sich der Flusswasserkörper F147 aus mehreren Bächen und Kanälen zusammen. Die amtliche Probestelle im F147 „oberhalb Wegbrücke – oberhalb Bahnlinie" befindet sich im Zigeunerbach, am südlichen Rand der Stadt Augsburg, im oberen Abschnitt des FWK und damit oberhalb der Einleitstelle der MAN. Auf Grundlage der amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2015 kann der Zustand des Makrozoobenthos für das Modul „Saprobie" in das „gute" Potenzial, für das Modul „Allgemeine Degradation" in das „mäßige" Potenzial eingestuft werden. Das Modul „Versauerung" ist für den Fließgewässertyp 2.1 nicht relevant.

6.12.1.6 Eigene Erhebung des BNGF im FWK F147: "Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach" und Auslaufkanal

Die eigenen Erhebungen im F147 umfassten eine Kontrollprobestelle im Stadtbach (MZB-01), oberhalb der Einleitung der MAN. An beiden Durchgängen im September 2018 und im April 2019 konnte das Modul „Saprobie" in das „gute ökologische Potenzial", das Modul „Allgemeine Degradation" in das „mäßige ökologische Potenzial" eingestuft werden. Die eigenen Erhebungen bestätigen somit das amtliche Ergebnis.

Die zweite Probestelle der eigenen Erhebungen im Stadtbach (MZB-02) befindet sich unterhalb der Einleitstelle der MAN und ist damit potenziell vom Vorhaben beeinflusst. Das Modul Saprobie konnte bei beiden Erhebungen in das „mäßige" ökologische Potenzial eingestuft werden. Das Modul „Allgemeine Degradation" erreichte im September 2018 das „unbefriedigende", im April 2019 das „schlechte" ökologische Potenzial. Damit fallen die Zustandsbewertung um eine bzw. zwei Klassen schlechter aus, verglichen mit der Kontrollprobestelle MZB-01. Für diese Zustandsverschlechterung, verglichen mit der Kontrollstelle MZB-01 sowie zwischen den beiden Untersuchungskampagnen, kommen mehrere potenzielle Einflussfaktoren in Frage:

1. Morphologische Abweichungen vom Referenzzustand: der morphologische Zustand der Gewässersohle an Probestelle MZB-02 weicht deutlich vom Referenzzustand eines Typ 2.1-Gewässers ab. Die Gewässerstrecke ist geradlinig, kanalartig und zeigt keine Eigendynamik. Der bei den Beprobungen vorgefundene Kiesgrund der Gewässersohle war kolmatiert bis verbacken und insbesondere im Frühjahr 2019 mit einer 20–30 cm dicken Schlammschicht bedeckt. Zwar weicht der morphologische Zustand der Kontrollstelle MZB-01 ebenfalls vom Idealzustand eines Typ 2.1 Gewässers ab, die Kiessohle war jedoch kaum kolmatiert, Schlammauflagerungen wurden im Kontrollbereich ebenfalls nicht vorgefunden. Eine nicht umlagerungsfähige Kiessohle sowie die teilweise Bedeckung des Gewässergrunds mit Schlamm können durchaus zu Zönosenverschiebungen des Makrozoobenthos an der Probestelle MZB-02 führen.
2. Potenzieller Einfluss durch Kleingartenanlage: eine weitere mögliche Einflussgröße auf die Makrozoobenthoszönose an der Probestelle MZB-02 stellt die im Einzugsgebiete befindliche Kleingartenanlage dar. Ein Eintrag von Nährstoffen bzw. organischen Verunreinigungen durch die Kleingartenanlage ist durchaus möglich und würde unter anderem die oben genannte Schlammauflagerung im angesprochenen Gewässerabschnitt mit erklären. Ein

weiteres Indiz für eine Belastung der Probestelle bzw. des untersuchten Stadtbach-Abschnitts mit organischem Material ist die um eine Klasse schlechtere Einstufung des Moduls „Saprobie“ im Vergleich zur Kontrollprobenstelle.

3. Jährliche Bachauskehr der Augsburger Kanäle: die Kanäle im Stadtbereich von Augsburg werden regelmäßig zur sogenannten „Bachauskehr“ bis auf eine geringe Restwasserführung abgelassen und gereinigt. Die Reduktion der Wasserführung wirkt sich dabei unterschiedlich auf verschiedene Gewässerabschnitte aus. Im Kontrollbereich des Stadtbachs um die Probestelle MZB-01 wird der Wasserstand auch in Zeiten der Bachauskehr annähernd auf „Normalniveau“ gehalten, es kommt lediglich zu einer deutlichen Reduktion der Fließgeschwindigkeit. Der Bereich des Stadtbachs um die Probestelle MZB-02 weist hingegen während der Bachauskehr häufig einen deutlich reduzierten Wasserstand auf. Große Teile des Bachbettes fallen für den Zeitraum der „Auskehr“ (jeweils ca. zwei Wochen) vollständig trocken (Abb. 71).



Abb. 71: Gewässerabschnitt des Stadtbachs (F147) unterhalb der MAN, im Bereich der eigenen Probestelle MZB-02 zum Zeitpunkt der Bachauskehr (linkes Bild, September 2018) und unter normalen Abflussverhältnissen (rechtes Bild, April 2019).

Während im September 2018, zum Zeitpunkt der Bachauskehr, die permanent wasserführende Gewässersohle beprobt werden konnte, war der Gewässerabschnitt im April 2019, bei normaler Wasserführung, nicht durchwatbar. Die Probenahme konnte daher im Frühjahr 2019 lediglich ufernah stattfinden, in Bachbettbereichen, die während der Bachauskehr regelmäßig trockenfallen. Das wiederkehrende Trockenfallen großer Sohlbereiche erschwert die Etablierung einer fließgewässertypischen, artenreichen MZB-Zönose und stellt den dominierenden Einflussfaktor auf die Artenzusammensetzung der benthischen Wirbellosen im Stadtbach dar.

4. Potenzieller Einfluss der Wärmeeinleitung der MAN: ein weiterer möglicher Einflussfaktor auf die Lebensgemeinschaft der Wirbellosen kann die thermische Einleitung der MAN darstellen. Um Aussagen hinsichtlich einer thermischen Beeinflussung der Zönose unterhalb der Einleitung der MAN treffen zu können, ist es notwendig, die erhobenen Daten hinsichtlich eventuell fehlender, thermosensibler Artgruppen auszuwerten. Diese Sonderauswertung wird im nachfolgenden Kapitel behandelt.

Die Probestelle MZB-03, im Auslaufkanal, befindet sich ebenfalls unterhalb der Einleitung der MAN. Der Auslaufkanal (MZB-03) ist in der Karte des Umweltbundesamts zum Zeitpunkt des Redaktionsschlusses noch nicht als Flusswasserkörper ausgewiesen und damit keinem Gewässertyp zugeordnet. Nach Auskunft des LfU Bayern wird die Einstufung sowie der Verlauf des F147 für den künftigen Bewirtschaftungszyklus geändert und der Auslaufkanal in den F147 aufgenommen (Kap. 2.2.1). Folglich wurde die Probestelle MZB-03 für die WRRL-Auswertungen mittels Asterics dem Fließgewässer-Typ 2.1, analog zu den anderen beiden Probestellen im F147, zugeordnet. Bei beiden Durchgängen, im September 2018 und April 2019, konnte das Modul „Saprobie“ in das „gute ökologische Potenzial“, das Modul „Allgemeine Degradation“ in das „mäßige ökologische Potenzial“ eingestuft werden. Damit erreicht diese, ebenfalls von der Einleitung der MAN beeinflusste Probestelle, dieselben Einstufungen wie die Kontrollprobenstelle oberhalb der Einleitung der MAN.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Ergebnisse der amtlichen und eigenen MZB-Erhebungen keine Hinweise auf eine nachhaltige Zustandsverschlechterung der benthischen Wirbellosenfauna in den beiden vom Vorhaben betroffenen Flusswasserkörpern F147 und F124 haben. Nachteilige Auswirkungen der thermischen Einleitung der MAN auf Flusswasserkörperniveau können nicht abgeleitet werden. Für die lokale Zustandsverschlechterung im Stadtbach, direkt unterhalb der thermischen Einleitung der MAN, sind insbesondere morphologische Beeinträchtigungen ausschlaggebend. Aufgrund der beschriebenen morphologischen Defizite des Stadtbachs unterhalb der MAN (kolmatierte Sohle, tlw. Schlammauflagerung, regelmäßiges Ablassen der Augsburger Kanäle bei Bachauskehr) stellt der Stadtbachabschnitt außerdem keinen ökologisch relevanten Teil des Flusswasserkörpers dar.

Laut BAUER (1981) haben morphologische Bedingungen häufig einen größeren Einfluss auf die Artzusammensetzung wirbelloser Kleinstlebewesen als thermische Einleitungen (bei Aufwärmspannen von bis zu 5K). Die im Realbetrieb der MAN ermittelten Temperaturerhöhungen von wenigen Kelvin, welche aufgrund des diskontinuierlichen Betriebs auch nur für wenige Stunden im Stadtbach erreicht wurden, tragen demnach aller Wahrscheinlichkeit nach nur unwesentlich zur Ausprägung der Artenzusammensetzung an der Probestelle MZB-02 bei. Eine nachteilige Auswirkung der thermischen Einleitung der MAN auf Flusswasserkörperniveau lässt sich weder für den Lech (F124/F126) noch für den Stadtbach (F147) und Auslaufkanal ableiten.

6.12.2 Auswertung hinsichtlich thermosensibler Artgruppen

Neben den Auswertungen gemäß WRRL fand eine spezifische Auswertung auf Individuen-Niveau bezüglich thermosensibler Artgruppen des MZB im Untersuchungsgebiet und deren potenziellen Beeinträchtigung durch die thermische Einleitung der MAN statt, um schädliche Gewässerveränderungen gem. § 12 WHG ausschließen zu können. Aufgrund der Zustandsverbesserung im Lech im Vergleich unterhalb der Einleitung (F124, guter Zustand) zu oberhalb der Einleitung (F126, mäßiger

Zustand), sowohl bei den eigenen als auch bei den amtlichen Erhebungen, können projektspezifische Auswirkungen auf die Makrozoobenthoszönose im Lech ausgeschlossen werden. Nachfolgend werden daher lediglich die eigenen Erhebungsdaten im Stadtbach sowie im Auslaufkanal näher betrachtet.

Derzeit sind nur wenige Studien verfügbar, die die Auswirkungen von Wärmeeinleitungen auf die Benthosfauna von Fließgewässern thematisieren (z.B. GROSS ET AL. 1978; BAUER 1981; HAIDEKKER 2005). GROSS ET AL. (1978) zeigten eine gewisse Artenverschiebung, hervorgerufen durch (starke) thermische Einleitungen, ausgedrückt in einem Rückgang der Eintagsfliegen-Fauna, fehlende bzw. individuenarme Steinfliegen-Vorkommen sowie ein vermehrtes Auftreten von Schnecken (Gastropoda). BAUER (1981) und HAIDEKKER (2005) haben neben der thermischen Einleitung auch weitere, abiotische Einflussfaktoren, wie z.B. die morphologischen Gegebenheiten, bei der Auswertung mitberücksichtigt. Bei Aufwärmspannen von wenigen Kelvin haben laut BAUER (1981) die morphologischen Gegebenheiten des Gewässers (z.B. Sohlsubstrat, Gefälle) einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der benthischen Wirbellosenfauna als die thermische Einleitung. Eine thermische Einleitung wirkt sich hierbei lediglich beschleunigend auf die Entwicklung mancher Taxa aus (BAUER 1981; HAIDEKKER 2005).

Betrachtet man die Individuenanteile von Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptra) und Schnecken (Gastropoda) an den Probestellen im Stadtbach und dem Auslaufkanal zeigt sich, dass der Individuenanteil der häufig temperatursensiblen Eintagsfliegen und Steinfliegen an der Gesamtzönose an den drei beprobten Stellen generell sehr gering ist (Tab. 16). Lediglich die Schnecken kommen an den wärmebeeinflussten Stellen zu höheren Prozentzahlen vor (Tab. 16).

Tab. 16: Prozentuale Individuenanteile von Ephemeroptera, Plecoptera und Gastropoda an den drei Probestellen im Stadtbach bzw. Auslaufkanal

Individuenanteile	**MZB-01 (Kontrolle)**		**MZB-02**		**MZB-03**	
	Herbst 2018	April 2019	Herbst 2018	April 2019	Herbst 2018	April 2019
Ephemeroptera (%)	5,39	0,79	0	1,56	0,54	2,20
Plecoptera (%)	3,15	0	1,05	0,20	11,73	0,44
Gastropoda (%)	0,51	0,79	23,33	19,88	15,52	0,55
Artanteile						
Epi- und Meta-Rhithral-Arten (%)	19,08	21,28	14,74	14,13	19,47	19,83

Während im Herbst 2018 an der Kontrollstelle höhere Anteile an Ephemeroptera und Plecoptera nachgewiesen wurden als bei MZB-02, direkt unterhalb der Einleitung, lag der Individuenanteil der beiden Insektenordnungen im April 2019, direkt unterhalb der Wärmeeinleitung, höher als oberhalb. Die Ephemeroptera- und Plecoptera-Anteile im Auslaufkanal (MZB-03), ebenfalls unterhalb der Einleitung der MAN, lagen zumeist deutlich über den Individuenanteilen an der Kontrollprobenstelle. Einzige Ausnahme sind die Ephemeroptera-Anteile im Herbst 2018. Die Gastropoda-Anteile waren bei beiden Beprobungsdurchgängen unterhalb der Wärmeeinleitung meist höher als oberhalb. Lediglich im April 2019 konnte an der Kontrollprobenstelle ein höherer Individuenanteil an Gastropoda festgestellt werden als im Auslaufkanal.

Arten der „Forellenregion“, die das Epi- und Metarhitrhal eines Fließgewässers besiedeln, sind vorwiegend an niedrige Wassertemperaturen, rasche Strömungsgeschwindigkeiten, umlagerungsfähiges Kiesmaterial und relativ geringe Nährstoffkonzentrationen angepasst. Die Anteile der Epi- und Metarhithral-Arten an der Gesamtzönose sind bei MZB-02 etwas geringer als an der Kontrollprobenstelle MZB-01. Bei MZB-03, dem Auslaufkanal, wurden vergleichbare Anteile dieser Artgruppen wie bei der Kontrollprobestelle MZB-01 nachgewiesen. Die Ergebnisse zeigen, dass es unmittelbar unterhalb der Wärmeeinleitung zu einer gewissen Reduktion der Anteile dieser Artgruppen kommt, welche jedoch aus gewässerökologischer Sicht unbedenklich sind und durchaus auch auf die morphologischen Beeinträchtigungen des Stadtbaches zurückzuführen sind. Mögliche Auswirkungen der thermischen Einleitung wären in jedem Fall auf den ökologisch nicht besonders wertvollen, kurzen Abschnitt des Stadtbachs unterhalb der MAN beschränkt und dehnen sich nicht auf weiter flussab gelegene Abschnitte in den Auslaufkanal aus. Wie dem Fachbericht MZB zu entnehmen ist (Anhang 8), sind im Lech unterhalb der Einleitung ebenfalls keinerlei Auswirkungen der thermischen Einleitung der MAN erkennbar.

Die prozentualen Individuenanteile der thermosensiblen Plecoptera und Ephemeroptera lassen keine Auswirkungen der Wärmeeinleitung auf Flusswasserkörperniveau erkennen, da im Stadtbach unterhalb der MAN (MZB-02) sowie im Auslaufkanal (MZB-03), ebenfalls unterhalb der Einleitstelle der MAN, vergleichbare bzw. teilweise höhere Individuenanteile festgestellt werden konnten als oberhalb der Einleitung. Lediglich das deutlich erhöhte Vorkommen von Gastropoden unterhalb der Einleitstelle der MAN könnte auf eine thermische Beeinflussung der MZB-Zönose an den Probestellen MZB-02 und MZB-03 hindeuten, welche nicht zu einem Ausfall temperatursensibler Artgruppen, jedoch zu einem zusätzlichen Auftreten temperaturtoleranterer Arten führt. Diese Annahme bestätigen die Anteile an Epi- und Metarhithral-Arten an den drei Probestellen im Stadtbach bzw. dem Auslaufkanal. Unmittelbar unterhalb der Einleitung der MAN konnte ein lediglich geringfügiger Rückgang der Anteile dieser Artgruppen festgestellt werden. Im Auslaufkanal hingegen wurden vergleichbare Artanteile wie in der Kontrollstrecke nachgewiesen. Eine nennenswerte Verschiebung der Artenzusammensetzung oder gar ein Ausfall temperatursensitiver Arten bzw. Artgruppen, konnte auch direkt unterhalb der Einleitung der MAN nicht festgestellt werden.

Insgesamt lassen die gewonnenen Erkenntnisse keine Rückschlüsse auf eine nachhaltige schädliche Gewässerveränderung durch die Einleitung der MAN hinsichtlich der Makrozoobenthosbesiedlung in den Lechkanälen der Stadt Augsburg zu. Die beschriebenen morphologischen Beeinträchtigungen im Stadtbach haben aller Wahrscheinlichkeit nach einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Artzusammensetzung der benthischen Wirbellosen als die Einleitung der MAN. Etwaige Einflüsse der MAN wären nachweislich auf einen ökologisch unbedeutenden, kurzen Abschnitt des Stadtbachs beschränkt. Im Auslaufkanal und dem Lech sind keinerlei Auswirkungen der Einleitung auf die benthische Lebensgemeinschaft zu erkennen. Gewässerökologisch schädliche Veränderungen hinsichtlich der Makrozoobenthosbesiedlung der untersuchten Gewässer, hervorgerufen durch die Einleitung der MAN, können auf Basis der erzielten Ergebnisse ausgeschlossen werden. Folglich kommt es auch im Lech (F124) zu keinen schädlichen Veränderungen der Gewässerökologie.

6.13 Fischfauna

6.13.1 Arteninventar

In Tab. 17 sind die Fischartennachweise der beiden Befischungsdurchgänge (Herbst 2018, Sommer 2019) zusammenfassend dargestellt. Dabei wird, wie auch in den folgenden Kapiteln, zwischen den einzelnen FWK unterschieden. Bei dem Auslaufkanal handelt es sich gegenwärtig um keinen FWK. Da sich dieser jedoch im unmittelbaren Abstrom des derzeitigen FWK F147 befindet (siehe Kap. 2.1, Abb. 1) und zukünftig in diesen FWK mit aufgenommen werden soll (siehe Kap. 2.2.1), wurden die im Auslaufkanal erzielten Fänge dem FWK F147 zugeschrieben. Die Tab. 17 enthält des Weiteren Informationen zum naturschutzfachlichen Schutzstatus (FFH, Rote Listen) sowie der Gildenzugehörigkeit der nachgewiesenen Arten.

Tab. 17: Fischartennachweise beider Befischungsdurchgänge (Herbst 2018, Sommer 2019) in den untersuchten FWK aufgeschlüsselt nach naturschutzfachlichem Status und ökologischen Gilden

Fischart	Wissenschaftlicher Name	FFH-Anhang	RL Deutschland	RL Bayern Süd	Autochthon	Ökologische Gilde	Nachweise (2018–2019) F147 + Auslaufkanal	F126	F124
Aal	*Anguilla anguilla*	-	#	F	-	I	✓	-	✓
Aitel	*Squalius cephalus*	-	*	*	✓	R	✓	✓	✓
Äsche	*Thymallus thymallus*	V	2	2	✓	R	✓	✓	✓
Bachforelle	*Salmo trutta f. fario*	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Barbe	*Barbus barbus*	V	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Barsch	*Perca fluviatilis*	-	*	*	✓	I	✓	✓	✓
Brachse	*Abramis brama*	-	*	*	✓	I	✓	-	-
Dreist. Stichling	*Gasterosteus aculeatus*	-	*	V	-	I	✓	-	✓
Elritze	*Phoxinus phoxinus*	-	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Giebel	*Carassius gibelio*	-	*	*	✓	I	-	-	✓
Groppe	*Cottus gobio*	II	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Gründling	*Gobio gobio*	-	*	V	✓	R	✓	-	✓
Hasel	*Leuciscus leuciscus*	-	*	V	✓	R	✓	-	-
Hecht	*Esox lucius*	-	*	*	✓	I	✓	-	✓
Huchen	*Hucho hucho*	II, V	2	3	✓	R	✓	-	✓
Karpfen	*Cyprinus carpio*	-	*	3	✓	I	-	-	✓
Kaulbarsch	*Gymnocephalus cernua*	-	*	V	✓	I	-	-	✓
Laube	*Alburnus alburnus*	-	*	V	✓	I	✓	-	-
Nase	*Chondrostoma nasus*	-	V	2	✓	R	✓	-	-
Nerfling	*Leuciscus idus*	-	*	V	✓	R	✓	-	✓
Regenbogenforelle	*Oncorhynchus mykiss*	-	#	*	-	R	✓	-	✓
Rotauge	*Rutilus rutilus*	-	*	*	✓	I	✓	-	✓
Rutte	*Lota lota*	-	V	2	✓	R	✓	✓	✓
Schleie	*Tinca tinca*	-	*	*	✓	S	-	-	✓
Schmerle	*Barbatula barbatula*	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓

Fischart	Wissenschaftlicher Name	FFH-Anhang	RL Deutschland	RL Bayern Süd	Autochthon	Ökologische Gilde	Nachweise (2018–2019) F147 + Auslaufkanal	F126	F124
Schneider	*Alburnoides bipunctatus*	-	V	3	✓	R	✓	✓	✓
Wels	*Silurus glanis*	-	*	V	✓	I	✓	✓	✓
Zander	*Sander lucioperca*	-	*	*	✓	I	✓	-	-
Gesamtergebnis							**24**	**11**	**23**

Erläuterungen

Ökologische Gilden (verändert nach SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992)	I: Indifferent (strömungsindifferent); R: Rheophil (strömungsliebend); S: stagnophil (stillwasserliebend)
Status nach Roter Liste (RL)	0: ausgestorben oder verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; V: Arten der Vorwarnliste; D (Daten defizitär); F (im Einzugsgebiet nicht ursprünglich heimische Art); * ungefährdet; # auf der entsprechenden Liste nicht enthalten
FFH-Anhang II	Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.
FFH-Anhang V	Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können.

Im Zuge der beiden Befischungsdurchgänge (Herbst 2018, Sommer 2019) wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 28 Fischarten nachgewiesen (Tab. 17). Bezogen auf die einzelnen FWK wurden im FWK F147 einschließlich des Auslaufkanals mit 24 Arten die höchste Fischartenzahl festgestellt, gefolgt von dem FWK F124 (23 Arten) und F126 (11 Arten).

Bei den 28 im gesamten UG erfassten Fischarten handelte es sich um 25 autochthone (einheimische) Arten. Die Fischarten Aal, Dreistachliger Stichling und Regenbogenforelle sind im betrachteten UG nicht heimisch.

Von den 25 heimischen Arten sind fünf (20 %) in der Roten Liste Deutschland und 18 (72 %) in der Roten Liste Bayern Süd aufgeführt. Insgesamt wurden im UG mit Groppe und Huchen zwei Fischarten des Anhang II der FFH-Richtlinie nachgewiesen. Die Groppe sowie der Huchen sind im Standarddatenbogen des FFH-Gebiets „Lechauen nördlich Augsburg“ gelistet.

Bei 15 der 28 im UG nachgewiesenen Fischarten handelte es sich um rheophile (strömungsliebende) Arten. Von den restlichen Arten waren zwölf indifferent (strömungsindifferent) und eine stagnophil (stillwasserliebend).

6.13.2 Individuenzahlen, Biomasse, Dominanzverhältnisse

Insgesamt wurden in den 2018 und 2019 durchgeführten Elektrobefischungen 81.838 Individuen mit einem Gesamtgewicht von rund 329 kg erfasst. In den folgenden beiden Tabellen sind sowohl die Individuenzahlen (Tab. 18) als auch die Biomassen (Tab. 19) je FWK sowie bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt. Die höchste Individuenzahl wurde im FWK 124 (Lech uh.

Wertachmündung) mit 55.019 Ind. erreicht, gefolgt von dem FWK F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal mit 16.765 Ind. und vom FWK F126 (Lech oh. Wertachmündung) mit 10.054 Ind.. Hinsichtlich der Biomasse wurde im FWK 147 + Auslaufkanal der höchste Wert mit rund 159 kg erreicht. Dicht dahinter lag der FWK F124 mit ca. 153 kg. Die mit Abstand geringste Biomasse erzielte der FWK F126 (ca. 17 kg).

Tab. 18: Individuenzahlen der im Rahmen der Elektrobefischungen erfassten Fische je FWK sowie bezogen auf das gesamte UG

	F147 + Auslaufkanal		**F126**		**F124**		**UG gesamt**	
Fischart	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil
Aal	16	0,1 %	-	-	10	<0,1 %	26	<0,1 %
Aitel	2.358	14,1 %	723	7,2 %	6.772	12,3 %	9.853	12,0 %
Äsche	71	0,4 %	13	0,1 %	53	0,1 %	137	0,2 %
Bachforelle	1	<0,1 %	4	<0,1 %	4	<0,1 %	9	<0,1 %
Barbe	1.129	6,7 %	6.614	65,8 %	7.563	13,7 %	15.306	18,7 %
Barsch	39	0,2 %	3	<0,1 %	131	0,2 %	173	0,2 %
Brachse	6	<0,1 %	-	-	-	-	6	<0,1 %
Dreist. Stichling	21	0,1 %	-	-	17	<0,1 %	38	<0,1 %
Elritze	44	0,35 %	320	3,2 %	12.494	22,7 %	12.858	15,7 %
Giebel	-	-	-	-	1	<0,1 %	1	<0,1 %
Groppe	267	1,6 %	45	0,4 %	289	0,5 %	601	0,7 %
Gründling	361	2,2 %	-	-	2	<0,1 %	363	0,4 %
Hasel	42	0,3 %	-	-	-	-	42	0,1 %
Hecht	84	0,5 %	-	-	20	<0,1 %	104	0,1 %
Huchen	2	<0,1 %	-	-	1	<0,1 %	3	<0,1 %
Karpfen	-	-	-	-	2	<0,1 %	2	<0,1 %
Kaulbarsch	-	-	-	-	2	<0,1 %	2	<0,1 %
Laube	32	0,2 %	-	-	-	-	32	<0,1 %
Nase	13	0,1 %	-	-	-	-	13	<0,1 %
Nerfling	20	0,1 %	-	-	8	<0,1 %	28	<0,1 %
Regenbogenforelle	1	<0,1 %	-	-	1	<0,1 %	2	<0,1 %
Rotauge	329	2,0 %	-	-	1.683	3,1 %	2.012	2,5 %
Rutte	1	<0,1 %	4	<0,1 %	5	<0,1 %	10	<0,15 %
Schleie	-	-	-	-	6	<0,1 %	6	<0,1 %
Schmerle	27	0,2 %	1	<0,1 %	693	1,3 %	721	0,9 %
Schneider	11.889	70,9 %	2.324	23,1 %	25.174	45,8 %	39.387	48,1 %
Wels	11	0,1 %	3	<0,1 %	88	0,2 %	102	0,1 %
Zander	1	<0,1 %	-	-	-	-	1	<0,1 %
Gesamtergebnis	**16.765**	**100 %**	**10.054**	**100 %**	**55.019**	**100 %**	**81.838**	**100 %**

Tab. 19: Biomasse der im Rahmen der Elektrobefischungen erfassten Fische je FWK sowie bezogen auf das gesamte UG

	F147 + Auslaufkanal		F126		F124		UG gesamt	
Fischart	Gewicht [kg]	Anteil	Gewicht [kg]	Anteil	Gewicht [kg]	Anteil	Gewicht [kg]	Anteil
Aal	8,16	5,1 %	-	-	3,89	2,5 %	12,05	3,7 %
Aitel	45,92	28,8 %	6,19	36,9 %	30,80	20,1 %	82,91	25,2 %
Äsche	6,78	4,3 %	0,49	2,9 %	4,21	2,7 %	11,48	3,5 %
Bachforelle	0,34	0,2 %	0,02	0,1 %	0,08	0,1 %	0,45	0,1 %
Barbe	35,96	22,6 %	3,79	22,6 %	26,91	17,5 %	66,66	20,2 %
Barsch	2,22	1,4 %	0,43	2,6 %	6,23	4,1 %	8,88	2,7 %
Brachse	0,05	<0,1 %	-	-	-	-	0,05	<0,1 %
Dreist. Stichling	-	-	-	-	0,01	<0,1 %	0,01	<0,1 %
Elritze	0,08	0,1 %	0,09	0,5 %	5,09	3,3 %	5,26	1,6 %
Giebel	-	-	-	-	0,85	0,6 %	0,85	0,3 %
Groppe	0,95	0,6 %	0,40	2,4 %	1,19	0,8 %	2,55	0,8 %
Gründling	0,33	0,2 %	-	-	-	-	0,33	0,1 %
Hasel	0,29	0,2 %	-	-	-	-	0,29	0,1 %
Hecht	19,89	12,5 %	-	-	2,42	1,6 %	22,32	6,8 %
Huchen	10,64	6,7 %	-	-	1,75	1,1 %	12,39	3,8 %
Karpfen	-	-	-	-	5,32	3,5 %	5,32	1,6 %
Kaulbarsch	-	-	-	-	0,05	<0,1 %	0,05	<0,1 %
Laube	0,12	0,1 %	-	-	-	-	0,12	<0,1 %
Nase	0,02	<0,1 %	-	-	-	-	0,02	<0,1 %
Nerfling	0,16	0,1 %	-	-	1,76	1,2 %	1,93	0,6 %
Regenbogenforelle	1,04	0,7 %	-	-	1,11	0,7 %	2,15	0,7 %
Rotauge	1,33	0,8 %	-	-	1,23	0,8 %	2,56	0,8 %
Rutte	0,08	0,1 %	3,13	18,6 %	7,80	5,1 %	11,00	3,3 %
Schleie	-	-	-	-	0,14	0,1 %	0,14	<0,1 %
Schmerle	0,12	0,1 %	0,01	<0,1 %	2,15	1,4 %	2,28	0,7 %
Schneider	19,46	12,2 %	2,18	13,0 %	20,46	13,3 %	42,11	12,8 %
Wels	5,22	3,3 %	0,03	0,2 %	29,89	19,5 %	35,15	10,7 %
Zander	0,04	<0,1 %	-	-	-	-	0,04	<0,1 %
Gesamtergebnis	**159,22**	**100 %**	**16,76**	**100 %**	**153,37**	**100 %**	**329,34**	**100 %**

In Hinblick auf die Individuenzahlen dominierte im UG mit Abstand die rheophile Kleinfischart Schneider mit 48,1 %. Bei den nächsthäufigsten Fischarten handelte es sich um die ebenso als rheophil eingestufte Arten Barbe (18,7 %), Elritze (15,7 %) und Aitel (12,0 %). Bei der Betrachtung der einzelnen FWK wurden deutliche Unterschiede hinsichtlich der Ausprägung der Dominanzverhältnisse festgestellt (Abb. 72).

Die Fischfauna des FWK F147 + Auslaufkanal war durch eine deutliche Dominanz der Arten Schneider (70,9 %), Aitel (14,1 %) und Barbe (5,2 %) geprägt. Alle weiteren Arten erzielten nur geringe Anteile < 5 %.

Im FWK F126 dominierten die Arten Barbe (65,8 %), Schneider (23,1 %) und Aitel (7,2 %) die Individuenzahlen. Keine der weiteren acht hier nachgewiesenen Fischarten war mit einem Individuenanteil > 5 % vertreten.

Häufigste Art im FWK F124 war mit 45,8 % der Individuen der Schneider. Weitere dominante Arten waren hier Elritze (22,7 %), Barbe (13,7 %) und Aitel (12,3 %).

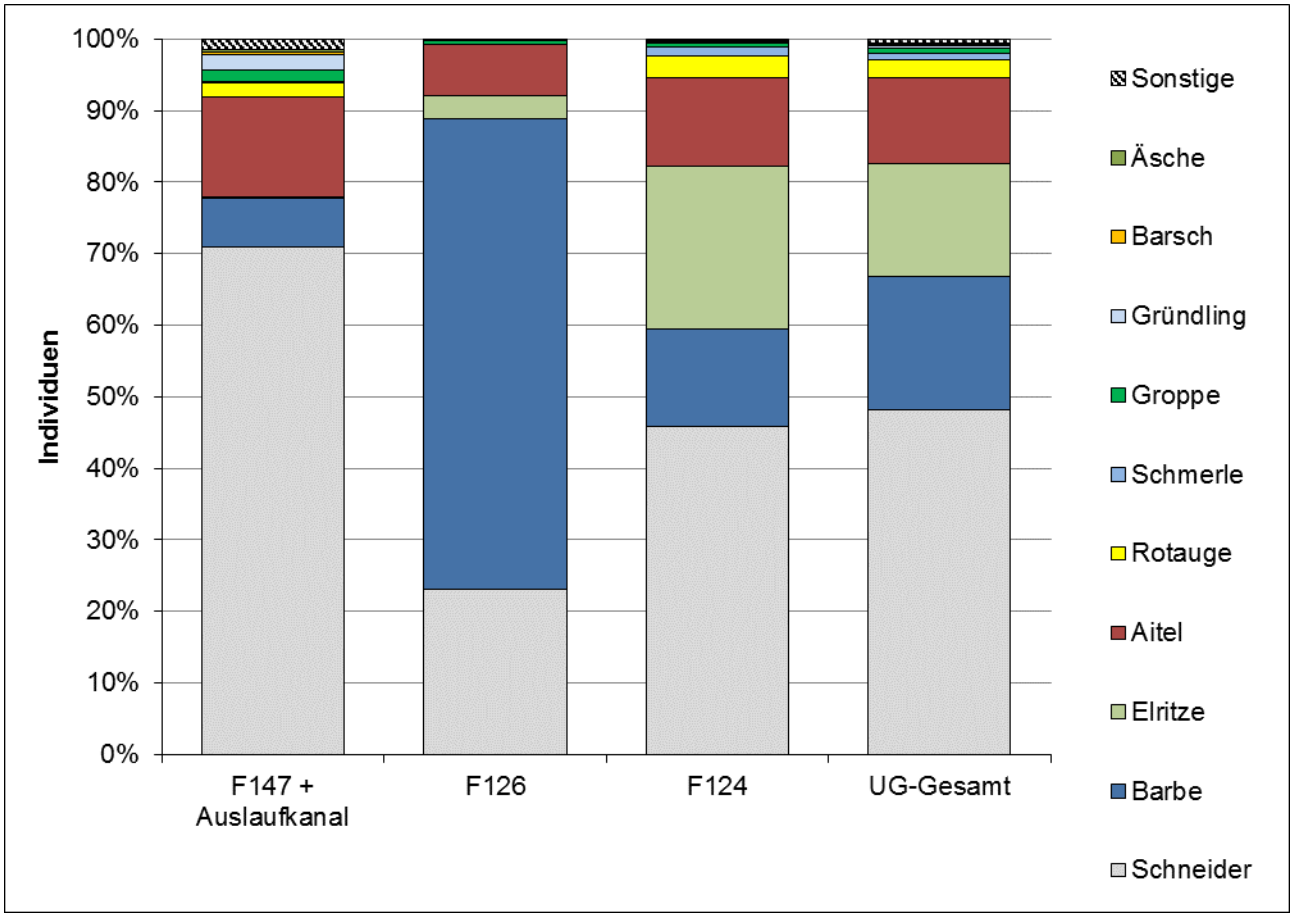


Abb. 72: Ermittelte Dominanzverhältnisse (Individuenzahl) der Fischfauna je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet. Unter Sonstige sind alle Arten zusammengefasst dargestellt, die nicht zu den zehn häufigsten Arten des Gesamtfangs zählen.

Betrachtet man die zehn Fischarten mit den höchsten Biomasseanteilen am Gesamtfang (Abb. 73), dominierten in erster Linie die Arten Aitel (25,2 %), Barbe (20,2 %), Schneider (12,8 %), Wels (10,7 %) und Hecht (6,8 %). Aufgrund ihrer hohen Stückgewichte verdrängten die zahlenmäßig geringvertretenen, aber großwüchsigen Arten Aal, Hecht, Huchen, Rutte und Wels die generell deutlich häufiger vorkommenden Kleinfischarten Elritze, Groppe, Gründling und Schmerle sowie das Rotauge aus der Liste der zehn biomassereichsten Arten.

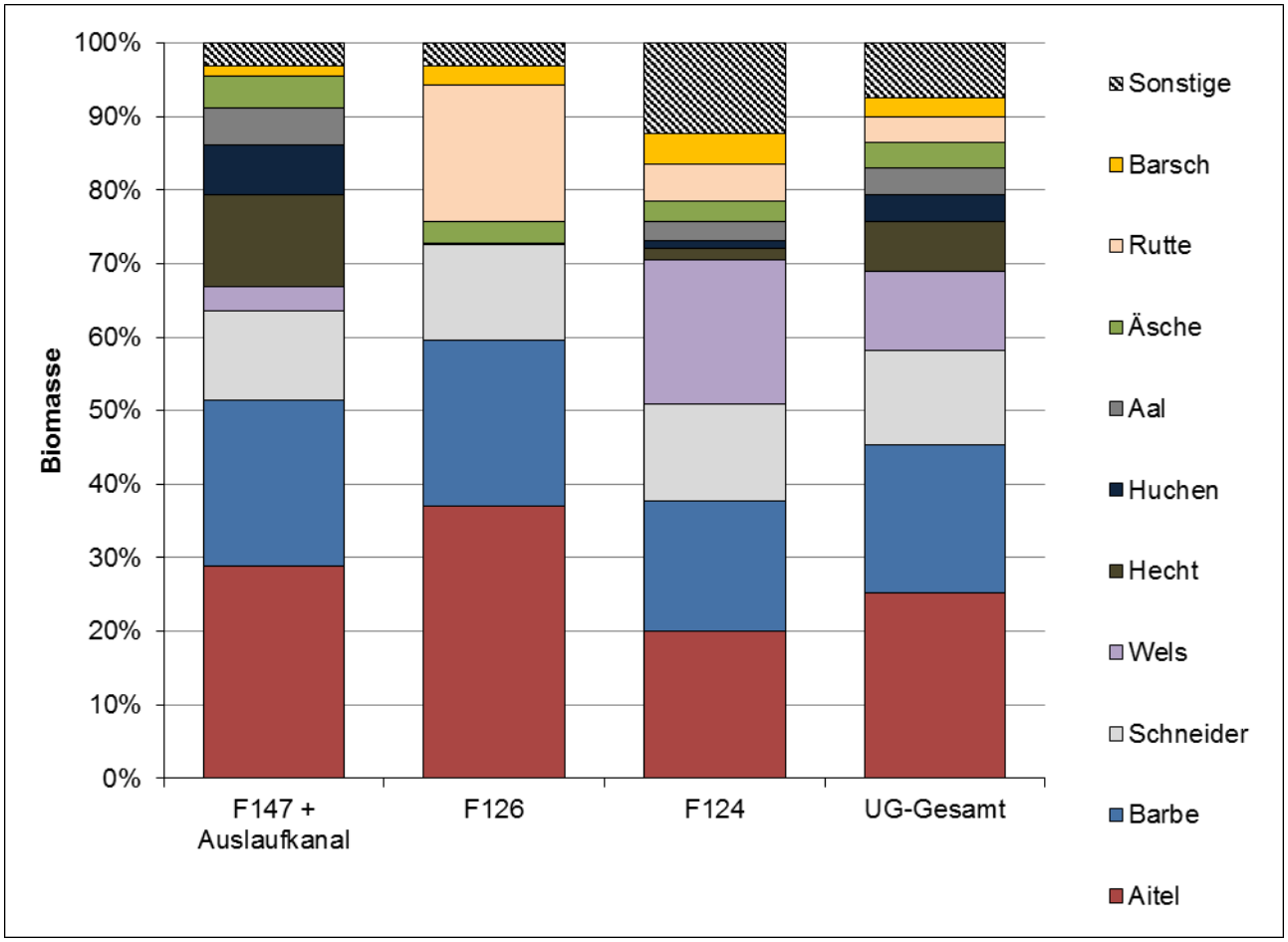


Abb. 73: Ermittelte Dominanzverhältnisse (Biomasse) der Fischfauna je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet. Unter Sonstige sind alle Arten zusammengefasst dargestellt, deren Gewicht bezogen auf den Gesamtfang nicht zu den zehn Arten mit dem höchsten Biomasseanteil zählen.

Die Verteilung der Biomassenanteile der in Abb. 73 dargestellten Fischarten zeigte deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen FWK:

Im FWK F147 + Auslaufkanal stellte der Aitel (28,8 %) zusammen mit der Barbe (22,6 %) bereits 51,4 % der Fischbiomasse dar. Die Arten Hecht (12,5 %), Schneider (12,2 %), Huchen (6,7 %) und Aal (5,1 %) waren ebenfalls mit rel. hohen Biomasseanteilen (> 5 %) vertreten. Die anderen 18 Arten, die in diesem FWK-Bereich gefangen wurden, machten zusammengefasst noch 12,1 % der Biomasse aus.

Die Fischbiomasse des FWK F126 wurde durch die Arten Aitel (36,9 %), Barbe (22,6 %), Rutte (18,6 %) und Schneider (13,0 %) dominiert. Alle weiteren sieben in diesem FWK nachgewiesenen Arten waren lediglich mit einem Biomasseanteil von weniger als 5 % vertreten.

Im FWK F124 war der Aitel mit 20,1 % der Biomasse die dominanteste Art, dicht gefolgt von Wels (19,5 %) und Barbe (17,5 %). Auch die Kleinfischart Schneider stellte hier mit 13,3 % einen wesentlichen Bestandteil der Biomasse dar. Die einzige weitere Art mit einem Biomasseanteil von > 5 % war in diesem FWK die Rutte mit 5,1 %.

6.13.3 Einheitsfang

Die absoluten Zahlen der Erhebung ohne Bezug zur befischten Strecke eignen sich für viele Darstellungen und Auswertungen, wie z.B. die in Kapitel 6.13.2 gezeigten Dominanzverhältnisse. Für andere Auswertungen, wie z.B. die vergleichende Bewertung der Fischfauna zwischen den einzelnen FWK bzw. Untersuchungsstrecken, ist eine Standardisierung der Daten notwendig. Dies wurde mittels der Bildung des sog. Einheitsfangs berücksichtigt. Der Einheitsfang (EF) stellt ein relatives Maß für die Fischbestandsgröße eines Gewässers dar und wird als Individuenzahl bzw. Biomasse pro Flächen- oder Streckeneinheit für jede Befischungsstrecke berechnet. Im vorliegenden Gutachten bezieht sich der angegebene EF auf 100 m befischte Strecke. Für beide Parameter (Individuenzahl und Biomasse) wurden die Daten beider Befischungsdurchgänge (Hebst 2018, Sommer 2019) gemittelt.

Die ermittelten EF (bezogen auf Individuen) variierten deutlich zwischen den einzelnen FWK (Abb. 74). Der mit Abstand höchste EF wurde im FWK F124 (Lech uh. Wertachmündung) mit rund 1.283 Individuen pro 100 m Befischungsstrecke (Ind./100 m) erzielt. Im FWK F126 (Lech oh. Wertachmündung) wurde mit rund 838 Ind./100 m der zweithöchsten EF erreicht. Der geringste EF wurde im FWK F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal mit ca. 225 Ind./100 m festgestellt, welcher somit auch unter dem durchschnittlichen EF des gesamten Untersuchungsgebiets von 685 Ind./100 m lag.

Auch bei der Auswertung der Biomasse wurden erhebliche Unterschiede des EF verzeichnet (Abb. 74). Neben dem höchsten individuenbezogenen EF erzielte der FWK F124 mit 3,6 kg/100 m auch den höchsten EF hinsichtlich der Biomasse. Geringere Biomassen wurden für den FWK F147 + Auslaufkanal (ca. 2,2 kg/100 m) und F126 (ca. 1,4 kg/100 m) festgestellt. Somit lag die Biomasse dieser beiden FWK unterhalb des Mittelwerts von 2,7 kg/100 m (UG gesamt).

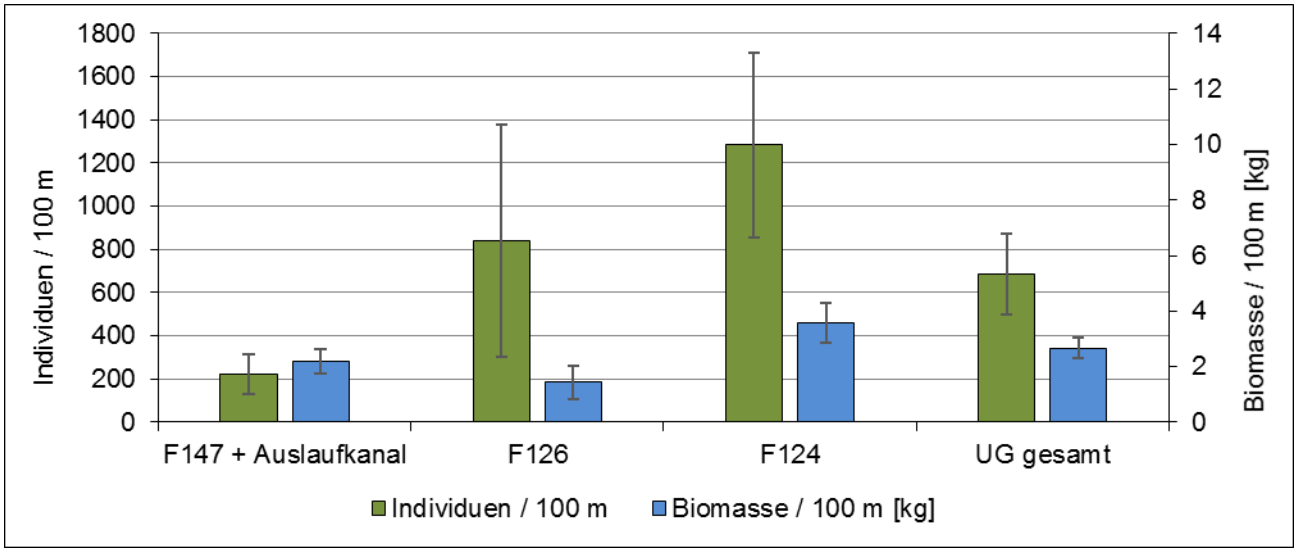


Abb. 74: Gemittelter Einheitsfang (Individuen pro 100 m und Biomasse pro 100 m, jeweils ± Standardfehler) je FWK sowie bezogen auf des gesamte Untersuchungsgebiet

6.13.4 Ökologische Ausprägung der Fischfauna

Die Fischfauna kann, entsprechend ihrer Lebensansprüche, in ökologische Gilden eingeteilt werden (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). Besondere Bedeutung kommt dabei der Einteilung in sog. Strömungsgilden zu. Als „rheophil" werden strömungsliebende Fischarten bezeichnet, welche morphologisch, physiologisch und vom Verhalten her gut an strömendes Wasser angepasst sind und deren Lebenszyklus sich größtenteils im Bach oder im Fluss abspielt. Stagno- oder limnophile Fischarten sind stillwasserliebend und deshalb nahezu ausschließlich in Altwasser- und staubeeinflussten Bereichen anzutreffen. Dagegen sind die „indifferenten" Fischarten gegenüber der Strömung, meist auch gegenüber vielen anderen biotischen und abiotischen Umweltparametern, tolerant und besiedeln sowohl strömende als auch stehende Gewässerbereiche. Die Einteilung der Fischarten des Lechs in die entsprechenden ökologischen Gilden erfolgte dabei analog zur Einteilung im Bewertungssystem „fiBS" (fischbasiertes Bewertungssystem; (DUßLING 2014)) welches im Zusammenhang mit der EU-WRRL für die Klassifizierung der Qualitätskomponente Fischfauna entwickelt wurde.

Der Lech im Untersuchungsgebiet ist im Ursprungszustand ein rasch[10] bis sehr rasch strömender Fluss, der nach der fischereibiologischen Längszonierung sowohl zur Äschenregion (Hyporhithral) als auch zur Barbenregion (Epipotamal) zählte. Setzt man weitgehend ungestörte fischökologische Verhältnisse voraus, so entspräche ein hoher Arten- und Bestandsanteil an typischen Flussfischarten (rheophile Arten) dem Erwartungszustand. Die nachfolgende Tab. 20 zeigt die Einteilung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Fischarten bezüglich der ökologischen Gilden.

Unter alleiniger Berücksichtigung der Artenzahlen war eine Dominanz der rheophilien Arten mit einem Anteil von ca. 54 % erkennbar. Der Anteil an indifferenten Fischarten lag mit rund 43 % nur wenig darunter. Die stillwasserliebenden (stagnophilen) Fischarten machten mit nur einer nachgewiesenen Art ca. 4 % des gesamten Artenspektrums aus. Von den insgesamt 15 rheophilen Arten war lediglich eine Fischart (Regenbogenforelle) nicht heimisch, bei den indifferenten Arten waren es zwei (Aal, Dreist. Stichling). Bei der stagnophilen Schleie handelt es sich um eine autochthone (heimische) Art.

Tab. 20: Einteilung der im Untersuchungsgebiet durch Elektrofischerei nachgewiesenen Fischarten in die Strömungsgilden rheophil, indifferent und stagnophil.

rheophil	**indifferent**	**stagnophil**
• Aitel • Äsche • Bachforelle • Barbe • Elritze • Groppe • Gründling • Hasel • Huchen • Nase • Nerfling • Regenbogenforelle • Rutte	• Aal • Barsch • Brachse • Dreist. Stichling • Giebel • Hecht • Karpfen • Kaulbarsch • Laube • Rotauge • Wels • Zander	• Schleie

[10] Fließgeschwindigkeitsklassifizierung nach BERG in (HUET 1962): sehr langsam: 0,00–0,10 m/s, langsam: 010–0,25 m/s; mittel: 0,25–0,50 m/s, rasch: 0,50–1,00 m/s; sehr rasch: 1,00 m/s und mehr

rheophil • Schmerle • Schneider	**indifferent**	**stagnophil**
15 Arten gesamt (ca. 54 %) davon 14 heimische Arten (ca. 50 %)	**12 Arten gesamt (ca. 43 %)** davon 10 heimische Arten (ca. 36 %)	**1 Art gesamt (ca. 4 %)** davon 1 heimische Art (ca. 4 %)

Für einen Vergleich des aktuellen Fischarteninventars bzw. dessen fischökologischer Ausprägung mit der natürlichen Situation eignen sich am besten die für die Bewertung nach EU-WRRL (Bewertungsverfahren „fiBS“; siehe Kapitel 6.13.7) definierten Potenzialzönosen der jeweiligen FWK. In einer Potenzial-Fischzönose ist festgelegt, mit welchen relativen Häufigkeiten (%-Anteilen) einzelne Fischarten unter den Rahmenbedingungen eines stark veränderten Gewässers im günstigsten Fall (bei Berücksichtigung aller machbaren/möglichen Verbesserungsmaßnahmen) zu erwarten sind. Die Potenzial-Fischzönose hat somit Leitbildcharakter für stark veränderte Gewässer und beschreibt einen idealisierten Sollzustand des betreffenden Fließgewässerabschnitts. Die Potenzial-Fischzönosen der betrachteten Flusswasserkörper F147, F124 und F126 können dem Anhang 12 entnommen werden.

In Tab. 21 werden die Anteile der erfassten Individuen der einzelnen Arten jeder Gilde mit den prozentualen Individuen-Anteilen der Potenzialzönosen der FWK F147, F126 und F124 verglichen. Aus dieser Gegenüberstellung geht hervor, dass die Anteile an rheophilen Individuen in den Fangergebnissen der FWK F124 und F126 etwas höher lagen als in den entsprechenden Potenzialzönosen. Demzufolge wurden in diesen beiden FWK niedrigere Anteile an Indifferenten erzielt als in den jeweiligen Potenzialzönose. Der Individuen-Anteil bei den stagnophilen Fischarten lag im Fangergebnis des FWK 124 deutlich unter dem Referenzwert. Für den FWK F147 wurde im Hinblick auf die dafür geltende Potenzialzönose eine leichte Verschiebung von rheophil zu indifferent festgestellt.

Tab. 21: Gegenüberstellung der Fangergebnisse 2018/2019 mit den Potenzialzönosen der jeweiligen FWK in Hinblick auf die Gildenzugehörigkeit

	Individuen-Anteile der verschiedenen Strömungsgilden					
	F147		**F126**		**F124**	
Gilde	Zönose 621f	Ergebnis 2018/2019	Zönose 57f	Ergebnis 2018/2019	Zönose 58f	Ergebnis 2018/2019
rheophil	100,00 %	95,39 % (*96,78 %)	99,90 %	99,94 %	92,80 %	96,44 %
indifferent	0,00 %	4,61 % (*3,22 %)	0,10 %	0,06 %	6,90 %	3,55 %
stagnophil	0,00 %	0,00 % (*0,00 %)	0,00 %	0,00 %	0,30 %	0,01 %

Erläuterungen:

*FWK F147 + Auslaufkanal

Im gesamten UG entfielen hinsichtlich der Individuenzahlen rund 97 % der gefangenen Fische auf rheophile Arten (Abb. 75). Auf die Gilde der Indifferenten entfielen rund 3 % der gefangenen Individuen, auf die Stagnophilen ca. 0,01 %. Bezogen auf die Biomasse wurden im gesamten UG rund 73 % Rheophile und rund 27 % Indifferente erfasst. Der hohe Biomasseanteil der indifferenten Arten ging hierbei in erster Linie zurück auf die teils hohen Stückgewichte großwüchsiger indifferenter Fischarten wie Wels (ca. 35 kg), Hecht (ca. 22 kg), Aal (ca.12 kg), Barsch (ca. 9 kg) und Karpfen (ca. 5 kg). Wie bei den Individuenzahlen spielten stagnophile Arten bei der Biomasse keine Rolle.

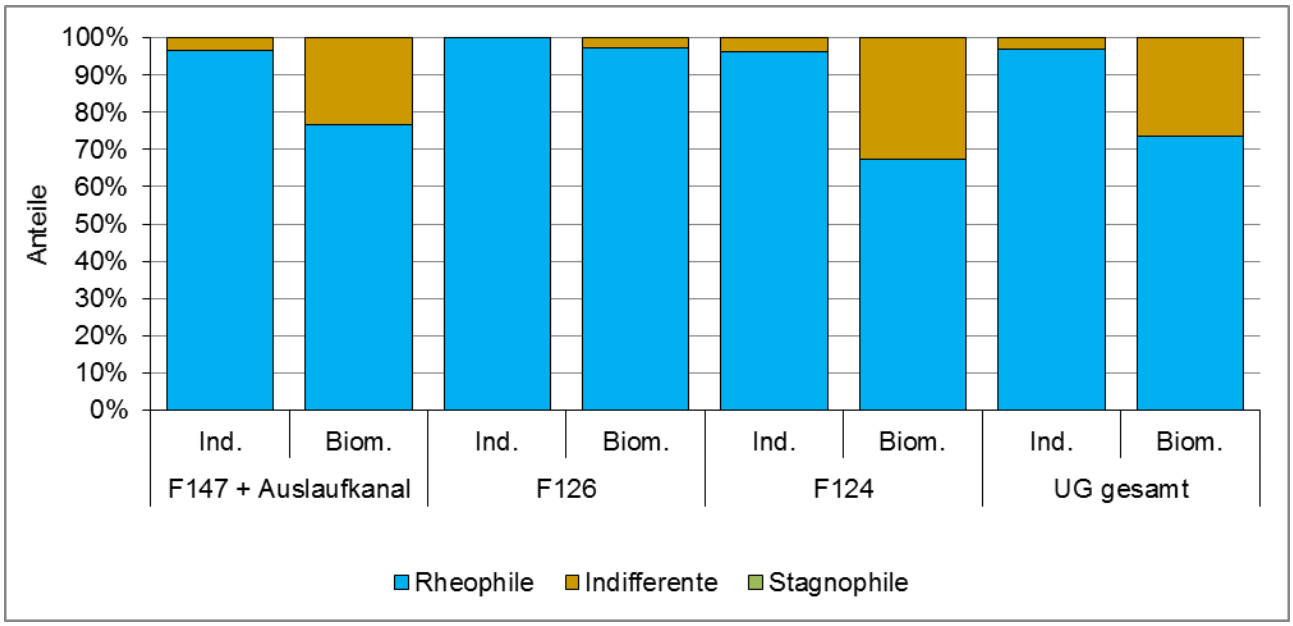


Abb. 75: Verteilung der erfassten Individuen (Ind.) bzw. Biomasse (Biom.) auf die Strömungsgilden je FWK sowie bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Bezogen auf die Individuenzahlen dominierten in allen Untersuchungsabschnitten die rheophilen Arten. Mit fast 100% lag in F126 die stärkste Individuendominanz der strömungsliebenden Gilde vor, gefolgt von F147 und F124 mit jeweils deutlich über 95 %. Auch bei der Biomasse dominierte die rheophile Gilde im FWK F126 mit rund 97 % gefolgt vom FWK F147 + Auslaufkanal mit rund 77 % rheophilen Arten (Abb. 75). Der geringste Biomasse-Anteil an strömungsliebenden Arten wurde für den FWK F124 mit rund 67 % ermittelt.

Zusammengefasst entspricht die Fischfauna des FWK F124 und F126 im Wesentlichen dem Erwartungszustand (Leitbild) gemäß der jeweiligen Potenzialzönosen. Im FWK F147 (ohne Auslaufkanal) wurden rund 4,6 % indifferente Arten festgestellt. In der entsprechenden Potenzialzönose sind ausschließlich rheophile Arten (100 %) gelistet sind.

6.13.5 Anteil an temperatursensiblen Arten

Fischarten reagieren je nach Autökologie unterschiedlich stark auf Veränderungen der Wassertemperatur. Dabei wird zwischen temperatursensiblen „oligo-stenothermen“ und temperaturtoleranten „meso-eurythermen“ Arten unterschieden. Die oligo-stenothermen Arten sind insbesondere während der Fortpflanzungsperioden an niedrige Wassertemperaturen eng angepasst. Diese Arten reagieren

allgemein sensibel auf eine Veränderung der Wassertemperatur, sofern diese Veränderung zu einem Anstieg der Wassertemperatur führt, die über ihrer Toleranzgrenze liegt. Meso-eurytherme Arten sind an ein sehr breites Temperaturspektrum angepasst und hinsichtlich einer Erwärmung des Gewässers weit weniger sensibel.

Der Großteil der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Fischarten zählt zu den meso-eurythermen Arten (21 von 28 Arten). Sieben der erfassten Arten sind als oligo-stenotherm eingestuft. Bei den temperatursensiblen Arten handelt es sich um Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe, Huchen, Regenbogenforelle und Rutte (Tab. 22).

Tab. 22: Temperatursensibilität und Vorkommen (Individuenzahlen) der in den einzelnen FWK erfassten Fischarten

T-Sensibilität	Fischart	F147 + Auslaufkanal	F126	F124
meso-eurytherm	Aal	16	-	10
	Aitel	2.358	723	6.772
	Barbe	1.129	6.614	7.563
	Barsch	39	3	131
	Brachse	6	-	-
	Dreist. Stichling	21	-	17
	Giebel	-	-	1
	Gründling	361	-	2
	Hasel	42	-	-
	Hecht	84	-	20
	Karpfen	-	-	2
	Kaulbarsch	-	-	2
	Laube	32	-	-
	Nase	13	-	-
	Nerfling	20	-	8
	Rotauge	329	-	1.683
	Schleie	-	-	6
	Schmerle	27	1	693
	Schneider	11.889	2.324	25.174
	Wels	11	3	88
	Zander	1	-	-
oligo-stenotherm	Äsche	71	13	53
	Bachforelle	1	4	4
	Elritze	44	320	12.494
	Groppe	267	45	289
	Huchen	2	-	1
	Regenbogenforelle	1	-	1
	Rutte	1	4	5

Aus Abb. 76 geht eine deutliche Dominanz von meso-eurythermen Fischarten im UG hervor. Dies gilt sowohl im Hinblick auf die Individuenzahlen als auch auf die Biomasse. Hinsichtlich der oligo-stenothermen Arten wurden im FWK F124 (Lech uh. Wertachmündung) mit rund 23 % die insgesamt höchsten individuenbezogenen Anteile festgestellt, während der Biomasseanteil bei 14 % lag. Innerhalb des FWK F126 (Lech oh. Wertachmündung) gehörten nur rund 4 % der erfassten Individuen zur Gilde der temperatursensiblen Arten, welche jedoch mit rund 25 % den insgesamt höchsten Biomasseanteil ausmachten. Dies ist in erster Linie auf den vergleichsweise hohen Gewichtsanteil der oligo-stenothermen Fischart Rutte (ca. 19 %) zurückzuführen (siehe Kap. 6.13.2, Tab. 19). Der Anteil an temperatursensiblen Arten lag im FWK F147 + Auslaufkanal bei rund 2 %. Dieser geringe Anteil machte jedoch rund 13 % der Biomasse des Gesamtfangs aus. Für diesen relativ hohen Gewichtsanteil an temperatursensiblen Arten war vor allem der Fang zweier Huchen (ca. 7 %, 10,65 kg) und von 71 Äschen (ca. 4 %, 6,78 kg) die Ursache (siehe Kap. 6.13.2, Tab. 19).

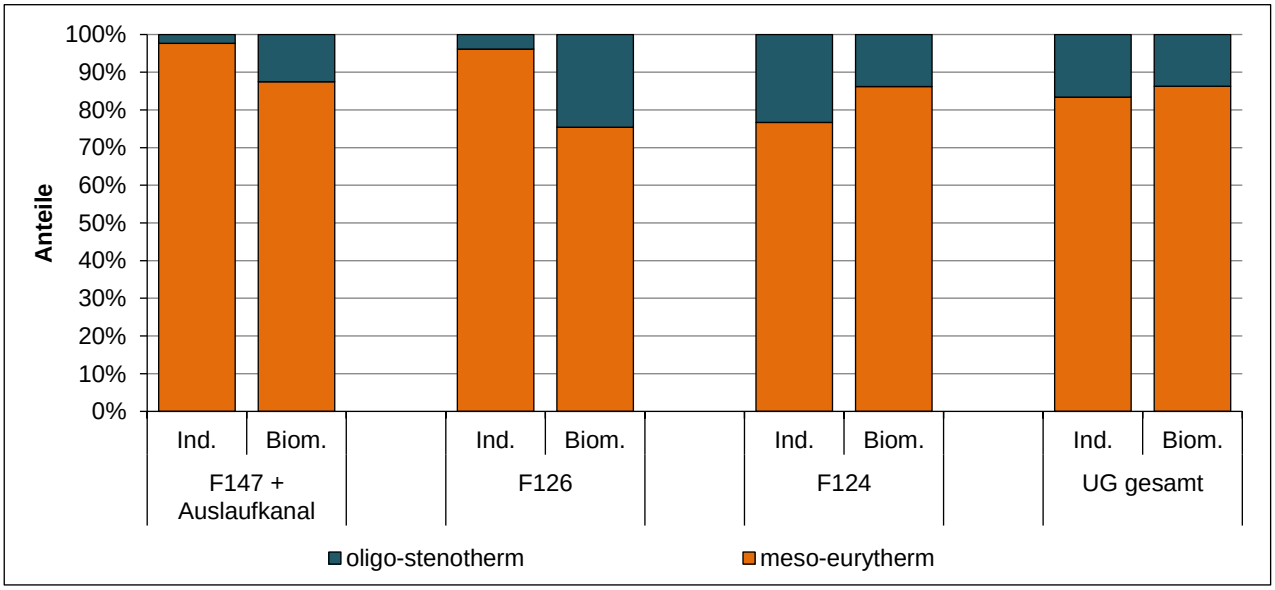


Abb. 76: Verteilung der erfassten Individuen (Ind.) bzw. Biomasse (Biom.) bezogen auf die Temperatursensibilität je FWK sowie bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

6.13.6 Fortpflanzungsverhältnisse

Die Fortpflanzungsbedingungen spielen für die Rekrutierung und damit für die Entwicklung und Ausprägung der gebietseigenen (autochthonen) Fischbestände eine entscheidende Rolle. Von Bedeutung für eine ausreichende, bestandserhaltende Versorgung des Gewässers mit Fischnachwuchs sind in erster Linie die Funktionsfähigkeit und die Quantität der vorhandenen Laichplätze und Jungfischlebensräume sowie deren funktionale Verknüpfung miteinander. Als Maß für den Fortpflanzungserfolg können die Brut- und Jungfischnachweise im Untersuchungsgebiet herangezogen werden[11].

Von den insgesamt 81.838 im UG nachgewiesenen Individuen waren 77.906 Jungfische (Tab. 23). Dies entspricht einem Jungfischanteil von rund 95 %. Adulte Fische machten im UG etwa 5 % aus. Die Jungfische lassen sich in sog. 0^+ Fische und Jungfische älter 0^+ differenzieren. Bei 0^+ Fischen

[11] Der Aal pflanzt sich nicht im Süßwasser fort, wird daher bei dieser Betrachtung ausgeklammert

handelt es sich um Individuen, die im Laufe desselben meteorologischen Jahres geschlüpft sind und damit weniger als ein Jahr alt sind. Ein hoher Anteil an 0^+ Fischen einer bestimmten Art kann als Indikator auf einen hohen Reproduktionserfolg bzw. gute Reproduktionsbedingungen im entsprechenden Jahr hinweisen.

Der Anteil an 0^+ Fischen am Gesamtfang betrug rund 90 %. Von den 77.906 gesamt erfassten Jungfischen waren ca. 73.431 Individuen dem 0^+-Jahrgang zuzuordnen. Damit ergibt sich bezogen auf die Jungfischnachweise ein 0^+-Anteil von rund 94 %. In Tab. 23 sind die Jungfischanteile je FWK zusammenfassend dargestellt.

Tab. 23: Übersicht der je FWK nachgewiesenen Jungfische unterteilt in 0+ Fische und Jungfische älter 0+ sowie der Anteil an adulten Tieren

	Adulte		**Jungfische**		**Jungfische älter 0+**		**Jungfische 0+**		
Gewässer	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	**Individuen gesamt**
F147 + Auslaufkanal	1.408	8 %	15.341	92 %	1.182	7 %	14.159	85 %	16.749
F126	66	1 %	9.988	99%	132	1 %	9.856	98 %	10.054
F124	2.432	4 %	52.577	96 %	3.161	6 %	49.416	90 %	55.009
Gesamtergebnis	**3.932**	**5 %**	**77.906**	**95 %**	**4.475**	**5 %**	**73.431**	**90 %**	**81.838**

Wie in Tab. 23 ersichtlich, wurden in allen untersuchten FWK durchwegs hohe Jungfischanteile festgestellt. Den höchsten Anteil an Jungfischen erzielte der FWK F126 mit rund 99 % gefolgt von dem FWK F124 (ca. 96 %) und F147 + Auslaufkanal (ca. 92 %). Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Betrachtung der 0^+-Fische. So wurde für den FWK F126 neben dem höchsten Jungfischanteil auch der höchste Anteil an Fischen der 0^+-Generation (ca. 98 %) ermittelt. Auch in den FWK F124 (ca. 90 %) und F147 + Auslaufkanal (ca. 85 %) wurden hohe Anteile an 0^+-Fischen nachgewiesen.

Im Rahmen der Untersuchungen konnten bei 24 Fischarten Jungfischnachweise (Brutfische und/ oder Juveniljahrgänge) erbracht werden. Jungfische der Fischarten Giebel, Kaulbarsch und Regenbogenforelle wurden nicht erfasst. Bei 20 Arten sind Brutfische (0^+-Jahrgang) nachgewiesen worden. Bei den Arten Giebel, Huchen, Kaulbarsch, Regenbogenforelle, Rutte, Schleie und Zander wurden keine 0^+-Fische festgestellt.

In Tab. 24 sind die genauen Jungfischzahlen (inkl. Anzahl der 0^+-Fische) je Fischart und FWK aufgeführt.

Tab. 24: Überschicht der Jungfischnachweise in den untersuchten FWK sowie für das gesamte Untersuchungsgebiet

Fischart	F147 + Auslaufkanal		F126		F124		UG-Gesamt	
	Anzahl Jungfisch	Anzahl 0^+	Anzahl Jungfisch	Anzahl 0^+	Anzahl Jungfisch	Anzahl 0^+	Anzahl Jungfisch	Anzahl 0^+
Aitel	2.271	1.864	718	703	6.751	6.512	9.740	9.079
Äsche	61	23	13	10	48	23	122	56
Bachforelle	-	-	4	4	4	4	8	8
Barbe	1.076	985	6.614	6.546	7.550	7.319	15.240	14.850
Barsch	18	17	1	1	81	35	100	53
Brachse	6	1	-	-	-	-	6	1
Dreist. Stichling	21	18	-	-	17	1	38	19
Elritze	9	1	317	309	11.715	10.612	12.041	10.922
Groppe	165	165	11	11	151	151	327	327
Gründling	342	340	-	-	2	2	344	342
Hasel	35	35	-	-	-	-	35	35
Hecht	70	32	-	-	19	8	89	40
Huchen	-	-	-	-	1	0	1	0
Karpfen	-	-	-	-	1	1	1	1
Laube	21	10	-	-	-	-	21	10
Nase	13	12	-	-	-	-	13	12
Nerfling	20	11	-	-	7	3	27	14
Rotauge	283	271	-	-	1.666	1.650	1.949	1.921
Rutte	1	0	-	-	1	0	2	0
Schleie	-	-	-	-	5	0	5	0
Schmerle	2	3	-	-	336	362	338	365
Schneider	10.917	10.366	2.307	2.271	24.144	22.728	37.368	35.365
Wels	9	5	3	1	78	5	90	11
Zander	1	0	-	-	-	-	1	0
Gesamtergebnis	**15.341**	**14.159**	**9.988**	**9.856**	**52.577**	**49.416**	**77.906**	**73.431**

Häufigster Jungfisch im FWK F147 + Auslaufkanal war mit Abstand der Schneider. Rund 71 % (10.917 Ind.) der dort nachgewiesenen Jungfische waren Schneider. Davon gehöhrten rund 95 % dem 0^+-Jahrgang an. Der Aitel stellte mit rund 15 % (davon ca. 82 % 0^+-Fische) ebenfalls einen bedeutenden Anteil des Jungfischaufkommens. Eine weitere Art mit einem relativ hohen Jungfischanteil (> 5 %) war die Barbe mit rund 7 % (davon ca. 92 % 0^+-Fische).

Im FWK F126 dominierte hinsichtlich der Jungfischzahl die Barbe mit rund 66 % bzw. 6.614 Individuen. Annähernd alle der juvenilen Barben waren dem 0^+-Jahrgang zuzuordnen (ca. 99 %). Die zweithäufigste Fischart in Hinblick auf die Juvenilstadien war der Schneider mit rund 23 % bzw. 6.614 Individuen. Auch beim Schneider waren rund 99 % der erfassten Jungfische Fische der 0^+-Generation. Ebenfalls mit hohen Jungfischdichten vertreten war der Aitel mit rund 7 % (718 Ind.). Alle weiteren Arten erzielten nur einen geringen Anteil von < 5 % des Gesamtjungfischaufkommens.

Die Jungfischnachweise im FWK F124 wurden deutlich durch die Fischart Schneider dominiert (ca. 46 %). Von den insgesamt 24.144 juvenilen Schneidern wurden 22.728 Fische als 0^+- Jahrgang eingestuft (ca. 94 %). Weitere Arten mit einem hohen Jungfischaufkommen (> 5 %) waren hier Elritze (ca. 22 %), Barbe (ca. 14 %) und Aitel (ca. 13 %).

Zusammenfassung und Bewertung der Fortpflanzungsverhältnisse:

Die Ergebnisse der Jungfischnachweise haben gezeigt, dass in den untersuchten FWK grundsätzlich geeignete Fortpflanzungsbedingungen für die dort vorkommenden Fischpopulationen vorherrschen. Je FWK wurden jedoch deutliche Unterschiede hinsichtlich der Anzahl an Arten sowie der Individuenzahlen festgestellt.

Innerhalb des kanalgeprägten FWK F147 + Auslaufkanal wurden Jungfische von 20 der insgesamt 24 dort nachgewiesenen Arten dokumentiert. Von den 20 Arten mit Jungfischnachweis sind 12 als rheophil eingestuft. In besonders hohen Stückzahlen wurden in diesem FWK Jungfische der rheophilen Arten Schneider, Aitel und Barbe erfasst. Dies lässt darauf schließen, dass die Reproduktionsbedingungen für diese Arten hier besonders günstig sind. Juvenile Bachforellen und Huchen konnten nicht nachgewiesen werden.

In dem FWK F126 wurden Jungfische von neun (davon sieben rheophile Arten) der insgesamt elf dort nachgewiesenen Fischarten festgestellt. Auch hier waren die Jungfische der Arten Barbe, Schneider und Aitel besonders häufig vertreten. Die hohen Fließgeschwindigkeiten, die relativ geringen Wassertiefen sowie das gut umlagerungsfähige Sohlsubstrat innerhalb dieses FWK bieten beste Voraussetzungen für eine erfolgreiche Reproduktion strömungsliebender Arten. Jungfische der Fischarten Äsche und Bachforelle konnten jedoch nur vereinzelt erfasst werden.

Im FWK F124 wurden Jungfische von 19 der insgesamt 23 hier festgestellten Fischarten erfasst. Bei zwölf der 19 Arten mit Jungfischaufkommen handelt es sich um rheophile Arten. Jungfische der Arten Schneider, Elritze, Barbe und Aitel wurden hier am häufigsten nachgewiesen. Vor allem der zum FWK F124 gehörende Abschnitt des Leeren Lechs (Mindestwasserstrecke) eignet sich aufgrund seiner hohen Tiefen- und Strömungsvielfallt sowie der hohen Qualität des Kiessubstrats für das Laichgeschäft rheophiler Arten. Zudem finden Jungfische in diesem Abschnitt des Lechs sehr gute Lebensbedingungen (wie z.B. Flachwasserzonen und strömungsberuhigte Bereiche) vor.

6.13.7 Bewertung der Fischfauna nach WRRL

6.13.7.1 Methodische Hinweise zu fiBS

Für die Bewertung von Fließgewässern nach EU-WRRL werden die biologischen Qualitätskomponenten (QK) Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos und Phytoplankton sowie die Fischfauna verwendet. Für die biologische Qualitätskomponente Fischfauna innerhalb von Fließgewässern ist nach OGewV, Anlage 5 das Bewertungsverfahren „fiBS“ (**fi**schbasiertes **B**ewertungs**s**ystem; (DUßLING 2009) anzuwenden. Für die Auswertung der BNGF-Befischungsdaten wurde die fiBS-Version 8.1.1. verwendet.

Die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf zwei Voraussetzungen:

- Der bereits a priori durchgeführten Rekonstruktion einer vergleichsweise individuellen und detaillierten Referenz- bzw. Potenzial-Fischzönose für den betrachteten Fließgewässerabschnitt.
- Der quantitativen Erhebung repräsentativer Fischbestandsdaten in den hierzu ausgewählten Probestrecken.

Alle drei betrachteten FWK sind als erheblich verändert eingestuft. Als Vergleichsfauna werden deshalb die von amtlicher Seite festgelegten Potenzialzönosen (siehe Anhang 12) herangezogen.

Zur Bewertung werden verschiedene fischökologisch relevante Parameter („Metrics") des Probenahmeergebnisses mit den entsprechenden, durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Werten verglichen. Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen werden gemäß vorgegebener Kriterien 5, 3 oder 1 Punkt(e) vergeben („Scoring"). Hierbei gilt:

5 → die Abweichung reflektiert den sehr guten ökologischen Zustand;

3 → die Abweichung reflektiert den guten ökologischen Zustand;

1 → die Abweichung reflektiert einen mäßigen oder schlechteren ökologischen Zustand.

Den für das „Scoring" herangezogenen „Metrics" lassen sich die folgenden sechs fischökologischen Qualitätsmerkmale zuordnen:

(1) Arten- und Gildeninventar

(2) Artenabundanz und Gildenverteilung

(3) Altersstruktur

(4) Migration (indexbasiert)

(5) Fischregion (indexbasiert)

(6) Dominante Arten (indexbasiert)

Die Gildenzugehörigkeiten und die zur Berechnung mancher Indizes notwendigen ökologischen Charakteristika aller bewertungsrelevanten Fischarten wurden für das Verfahren deutschlandweit verbindlich festgelegt (DUßLING 2009). Sie sind als Tabelle auch in der Softwareanwendung von fiBS enthalten.

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die im Rahmen des „Scoring" vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls gemäß folgender Einteilung zugeordnet:

> 3,75: Sehr guter ökologischer Zustand;

> 2,50–3,75: Guter ökologischer Zustand;

> 2,00–2,50: Mäßiger ökologischer Zustand;

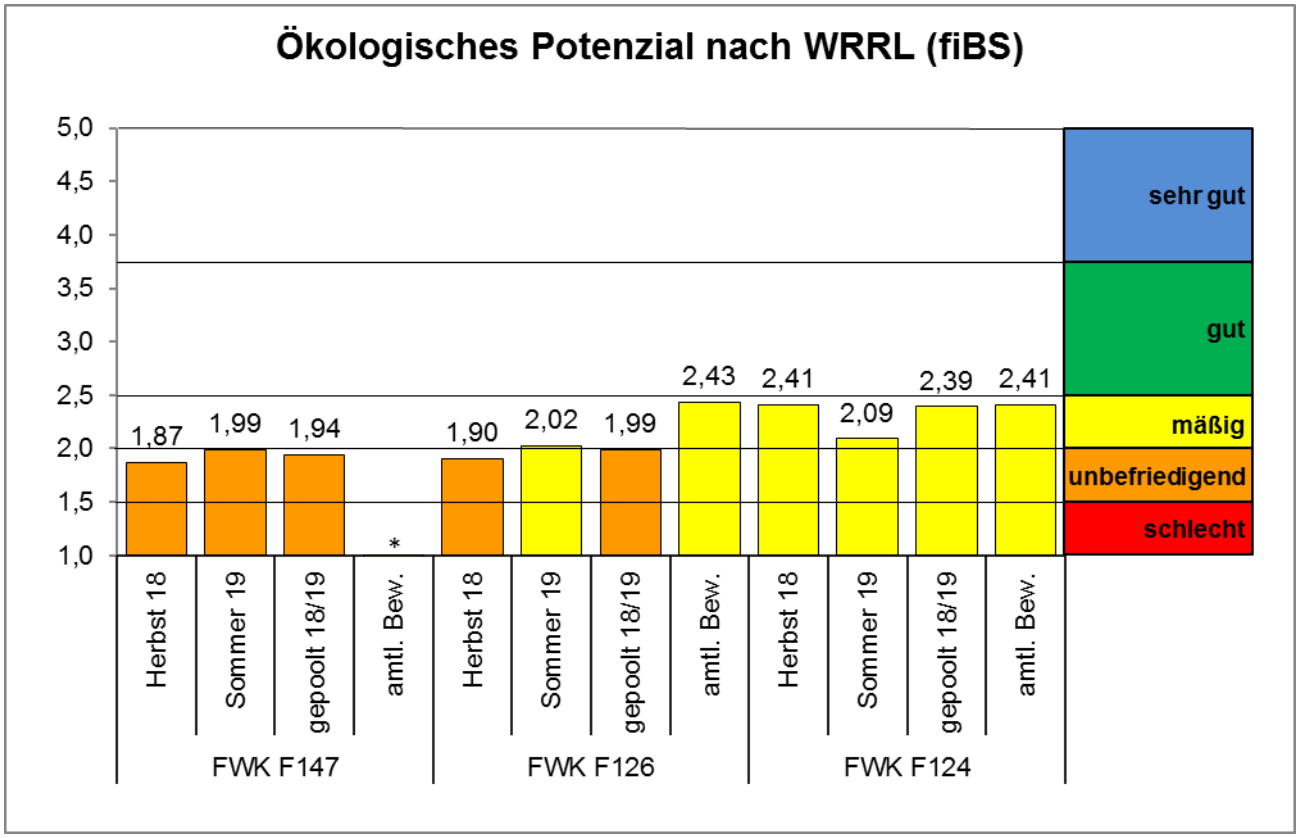
> 1,50–2,00: Unbefriedigender ökologischer Zustand;

≤ 1,50: Schlechter ökologischer Zustand.

Es ist hervorzuheben, dass das Bewertungssystem fiBS kein geeignetes methodisches Instrumentarium ist, um die Auswirkungen thermischer Einleitungen auf die Fischfauna abzubilden. Der ökologische Zustand der Fischfauna wird vielmehr maßgeblich bestimmt und limitiert von den hydromorphologischen Bedingungen sowie von der Funktionsfähigkeit und Verfügbarkeit der Schlüsselhabitate und Mesohabitate der Fischfauna bzw. von Defiziten in diesen Bereichen.

6.13.7.2 Bewertung der FWK des Untersuchungsgebietes

Die nachfolgend vorgenommenen Bewertungen (mittels fiBS) der eigenen Untersuchungsergebnisse dienen nicht der Einstufung der Flusswasserkörper in die ökologische Zustandsklasse. Diese Zustandsbewertung und Einstufung der FWK erfolgt alleine auf Basis der amtlichen Ergebnisse an den amtlichen Messstellen. Die Auswertung der eigenen Untersuchungsergebnisse mit fiBS soll jedoch eine differenzierte Aussage über die fischökologischen Verhältnisse in den unterschiedlichen FWK des Untersuchungsgebietes liefern. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Erhebungen und Kartierungen zu den strukturellen und hydromorphologischen Bedingungen bzw. zur Ausprägung der Fischhabitate und ihrer Funktionsfähigkeit sowie der sonstigen gewässerökologischen Rahmenbedingungen können dabei die Ursachen für die Abweichungen zwischen der Ist-Zönose und Potenzialzönose dargestellt und analysiert werden. Zusätzlich wurden die eigenen Ergebnisse unter gewissen Einschränkungen (andere Messstellen, andere Beprobungstermine) den amtlichen Bewertungen/Einstufungen der FWK vergleichend gegenübergestellt. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass die derzeitige amtliche Einstufung des FWK F147 (Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021) anhand Experteneinschätzung seitens des LfU Bayern erfolgte und somit nicht wie die Zustandsbewertung der FWK F124 und F126 auf amtlichen Befischungsdaten beruht. Da bei dieser Experteneinschätzung lediglich die Zustandsklassen „gut“ und „mäßig“ zur Wahl standen (Abschätzung, ob die Ziele der WRRL erfüllt wurden oder nicht), wird bei der Zustandsbewertung des FWK F147 kein Vergleich der durch BNGF ermittelten fiBS-Scores mit dem amtlichen Ergebnis („mäßig“) vorgenommen.



Erläuterung:
* bewertet mit „mäßig“ nach Experteneinschätzung (keine Bewertung mittels fiBS)

Abb. 77: Ökologisches Potenzial der Fischfauna nach fiBS. Vergleich der durch BNGF ermittelten fiBS-Scores (Herbst 18, Sommer 19 und „gepoolt“ 18/19) mit den amtlichen Bewertungen (amtl. Bew.) je FWK.

Bei der QK Fischfauna des FWK F147 wurde sowohl bei den einzelnen Befischungsdurchgängen (Herbst 2018 und Sommer 2019) als auch im „gepoolten“ Ergebnis (beide Befischungsdurchgänge zusammengefasst) ein „unbefriedigendes“ ökologisches Potenzial ermittelt. Das „gepoolte“ Ergebnis verfehlte mit einem fiBS-Score von 1,94 nur knapp die Zustandsklasse „mäßig“ (2,0–2,5) und lag somit unterhalb der amtlichen Expertenabschätzung („mäßig“).

Im FWK F126 wurde im Herbst 2018 ein „unbefriedigendes“ und im Sommer 2019 ein „mäßiges“ Potenzial bei der QK Fischfauna festgestellt. Fasst man die Ergebnisse beider Befischungsdurchgänge zusammen („gepoolt“), ergibt sich ein fiBS-Score von 1,99, der gerade noch innerhalb der Zustandsklasse „unbefriedigend“ (1,5–2,0) liegt. Im Vergleich hierzu wurde bei der amtlichen Bewertung dieses FWK die nächst höhere Zustandsklasse „mäßig“, bei einem fiBS-Score von 2,43, erreicht.

Die eigens erhobenen Befischungsergebnisse des FWK F124 erzielten für beide Durchgänge (Herbst 2018 und Sommer 2019) die Zustandsklasse „mäßig“. Auch das „gepoolte“ Ergebnis erreichte diese Zustandsklasse bei einem fiBS-Score von 2,39 und lag somit auf selben Niveau wie das amtliche Ergebnis (fiBS-Score: 2,41).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei der direkten Gegenüberstellung der im Jahr 2018/2019 ermittelten fiBS-Scores mit den jeweiligen amtlichen Ergebnissen nur für den FWK 124 vergleichbare Ergebnisse erzielt wurden. Die im Vergleich zu dem amtlichen Ergebnis niedrigeren fiBS-

Scores des FKW 126 sind aller Voraussicht nach auf die unterschiedliche Lage bzw. Länge der Befischungsstrecken sowie anderen Befischungsterminen zurückzuführen.

6.13.7.3 Ursachen für die Nichterreichung des guten ökologischen Potenzials der Fischfauna im Untersuchungsgebiet

Nach Auskunft des LfU Bayern (Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1) wird der Flusswasserkörper „[…] *F147 zur Bestandsaufnahme 2019 von HMWB auf AWB, also einen künstlichen Wasserkörper umgestuft, da die Stadtkanäle weitgehend künstlich geschaffen sind und keine erkennbare wesentliche und hydrologisch bestimmende Beziehung zu vorher bestandenen Gewässern haben. Damit einhergehend werden einige Abschnitte des FWK im Zuschnitt angepasst. Dies berührt jedoch den Bereich der MAN-Einleitung nicht. Damit entfällt im betreffenden FWK eine biologische Potentialbewertung und es wird vor allem der Einfluss auf den stromab liegenden nächsten Wasserkörper durch den amtlichen Sachverständigen geprüft*." (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1). Außerdem wird der Verlauf des F147 „[…] *dahingehend abgeändert, dass die vereinigten Gewässer Proviant- und Stadtbach mit Mündung über den Auslaufkanal, das Wasserkraftwerk in der Wolfzahnau passierend, in den Lech münden. Eine Überleitung in die Wertach erfolgt nur bei Revision des Wasserkraftwerks*." (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1). (Kap. 2.2.1). Zum Zeitpunkt der Berichtserstellung war der offizielle Status des FWK F147 als HMWB noch unverändert und wurde bei der WRRL-Bewertung entsprechend berücksichtigt.

Im vorliegenden Gutachten werden die potenziellen Auswirkungen des Vorhabens auf die Gewässer des F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal dennoch gemäß der aktuellen Einstufung als HMWB Gewässer hinsichtlich der Zielerreichung des guten ökologischen und chemischen Potenzials gemäß § 27 WHG bewertet. Zusätzlich und ergänzend erfolgt eine Bewertung hinsichtlich schädlicher Gewässerveränderungen gemäß § 12 WHG.

Das gute ökologische Potenzial der QK Fischfauna nach WRRL wurde für die im UG liegenden FWK weder seitens der amtlichen Bewertung (Experteneinschätzung, Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021) noch mit den Befischungsergebnissen (2018, 2019) erreicht (siehe Kap. 6.13.7).

In Kap. 6.13.7.2 wurden die Abweichungen der Untersuchungsergebnisse von 2018/2019 von den amtlichen Bewertungen bereits dargelegt. Die amtlichen Erhebungen in den FWK F124 und F126 fanden im Vergleich zu den eigenen Untersuchungen an anderen Messstellen (unterschiedliche Lage und Länge der Befischungsstrecken) sowie zu anderen Beprobungsterminen statt. Neben den von der Jahreszeit abhängigen Standortwechsel vieler Fischarten sind es in erster Linie die hydromorphologischen Gegebenheiten sowie die Habitat- bzw. Strukturausstattung der jeweiligen Befischungsstrecken, die die Ausprägung der Fischfauna beeinflussen. Die räumliche und zeitliche Varianz der beiden Untersuchungen hat somit einen erheblichen Einfluss auf die Fangergebnisse (wie z.B. Individuenzahlen und Dominanzverhältnisse) und lassen daher nur eine eingeschränkte Vergleichbarkeit zu. Die amtliche Einstufung des FWK F147 erfolgte innerhalb des aktuellen Bewirtschaftungszeitraums (2016–2021) durch Experteneinschätzung (siehe Kap. 6.13.7.2).

Das Nichterreichen des guten ökologischen Potenzials ist, unter alleiniger Betrachtung der Befischungsdaten von 2018/2019, in erster Linie den größtenteils erheblichen Bestandsdefiziten der im fiBS besonders bewertungsrelevanten Leitfischarten im UG zuzuschreiben. In Tab. 25 werden die

prozentualen Fanganteile der nachgewiesenen Leitfischfauna den jeweiligen Referenzanteilen (Potenzialzönosen) gegenübergestellt.

Tab. 25: Vergleich der prozentualen Fanganteile der nachgewiesenen Leitfischfauna mit den jeweiligen Referenzanteilen (Potenzialzönosen) je FWK

	FWK					
	F147		F126		F124	
Leitart	Ref.-Nr. 621f	Nachweis 18/19	Ref.-Nr. 57f	Nachweis 18/19	Ref.-Nr. 58f	Nachweis 18/19
Aitel	5,2 %	14,1 %	11,3 %	7,2 %	13,3 %	12,3 %
Äsche	3,0 %	0,4 %	22,6 %	0,1 %	6,7 %	0,1 %
Bachforelle	30,0 %	< 0,1 %	5,6 %	< 0,1 %	1,0 %	< 0,1 %
Barbe	1,8 %	6,7 %	4,8 %	65,8 %	10,3 %	13,7 %
Elritze	5,2 %	0,3 %	5,6 %	3,2 %	3,0 %	22,7 %
Groppe	30,0 %	1,6 %	7,5 %	0,4 %	2,0 %	0,5 %
Gründling	3,0 %	2,2 %	2,7 %	-	10,7 %	< 0,1 %
Hasel	5,2 %	0,3 %	7,9 %	-	12,0 %	-
Nase	1,8 %	0,1 %	5,4 %	-	7,8 %	-
Schmerle	9,0 %	0,2 %	3,0 %	< 0,1 %	4,0 %	1,3 %
Schneider	5,2 %	70,9 %	14,7 %	23,1 %	10,6 %	45,8 %

Erläuterungen:

- Bei den ausgegrauten Zahlenwerten handelt es sich nicht um Leitarten (≥ 5 %) gemäß der jeweiligen Potenzialzönose.
- Bei den orange hervorgehobenen Zahlenwerten handelt es sich um diejenigen Leitarten bzw. typspezifische Arten, deren besonders hohen Anteile am Gesamtfang zu einer erheblichen Störung der Fischlebensgemeinschaft geführt haben und somit die Bewertung nach fiBS deutlich negativ beeinflussten.
- Ref.-Nr: Nummer der jeweiligen amtlichen Referenz- bzw. Potenzialzönose

Unter allen in Tab. 25 aufgeführten Leitarten (≥ 5 %) stellt der Schneider mit seinen sehr hohen Fanganteilen (2018, 2019) die mit Abstand dominanteste Art im UG dar. Diese in allen Untersuchungsabschnitten weit über den jeweiligen Referenzzuständen liegenden Fanganteile des Schneiders einerseits und die im Vergleich zu den Potenzialzönosen besonders stark unterrepräsentierten typspezifischen Arten (≥ 1 %) bzw. Leitarten Bachforelle, Äsche und Hasel andererseits wirken sich naturgemäß stark negativ auf das Gesamt-fiBS-Ergebnis (fiBS-Score) aus. Die Über- bzw. Unterrepräsentanz maßgeblicher typspezifischer Arten bzw. Leitarten ist somit als Hauptgrund für das Ergebnis der Potenzialbewertung als unbefriedigend bzw. mäßig sowie für das Nichterreichen des guten ökologischen Potenzials zu nennen.

Im FWK F126 war die Fischartenzusammensetzung bei den Untersuchungen 2018/2019 neben dem erhöhten Vorkommen des Schneiders durch die Dominanz der typspezifischen Art Barbe (66 % Fanganteil) überprägt. Bei den hier 6.614 nachgewiesenen Barben handelte es sich ausschließlich um Jungfische (davon 99 % 0^+-Fische). In dem FWK F124 führte der im Vergleich zur Referenz übermäßig hohe Anteil an oligo-stenothermen Elritzen (typspezifische Art; ≥ 1 %) ebenfalls zu einer zusätzlichen Verschiebung der Artenanteile und somit zu einem schlechteren fiBS-Ergebnis.

Auch wenn die sehr hohen Jungfischnachweise von Barbe (siehe oben) und Elritze (93,8 % Jungfisch; davon 90,6 % 0^+-Fische) für gute Reproduktionsbedingungen innerhalb der jeweiligen FWK

stehen, ist darauf hinzuweisen, dass sich auch ein einseitiger Altersaufbau grundsätzlich negativ auf die fiBS-Bewertung auswirkt.

6.13.8 Naturschutzfachlich relevanten Arten und Bewertungen

6.13.8.1 Autochthone Fischarten und Neozoen

Von den 28 im UG nachgewiesenen Fischarten sind 25 Arten als heimisch (autochthon) eingestuft. Bei drei Arten handelt es sich um nicht heimische Arten, sog. Neozoen.

Neozoen sind "[...]*Tierarten, die nach 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind und dort wild leben*" (GEBHARDT ET AL. 1998). Für Fische werden Besatz, Transport in (z.B. Ballastwasser) oder an Schiffen (Anheftung von Eiern) und spontane Arealausweitungen in geeignete neue Lebensräume als Ausbreitungsmechanismen diskutiert bzw. sind nachgewiesen (GOLLASCH ET AL. 1999).

Die drei nichtheimischen Arten sind Regenbogenforelle, Dreistachliger Stichling und Aal. Die lokalen Bestände der Regenbogenforelle und des Aals sind aller Voraussicht nach auf angelfischereiliche Besatzmaßnahmen zurückzuführen, da beide Arten häufig von Fischereirechtsinhabern oder Pächtern in Gewässern besetzt werden. Der Dreistachlige Stichling war im Donausystem ursprünglich nicht heimisch. Im Gegensatz zu den o.g. Arten ist seine Verbreitung allerdings nicht auf gezielten Besatz zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass sich die im Donaueinzugsgebiet vorhandenen Populationen aus ausgesetzten Aquarienfischen und entkommenen Teichfischen gebildet haben.

In Tab. 26 sind die Anzahlen/Anteile der nachgewiesenen Fischarten aufgeschlüsselt nach Autochthon/Neozoen zusammenfasend dargestellt.

Tab. 26: Art- und Individuennachweise der autochthonen bzw. neozoischen Fischfauna in den untersuchten FWK

		F147 + Auslaufkanal		**F126**		**F124**	
		Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil
Arten	Autochthon	21	87,50 %	11	100,0 %	20	87,0 %
	Neozoen	3	12,50 %	0	0,0 %	3	13,0 %
Individuen	Autochthon	16.727	99,77 %	10.054	100,0 %	54.991	99,9 %
	Neozoen	38	0,23 %	0	0,0 %	28	0,1 %

Die Anzahl der neozoischen Arten machte in den verschiedenen FWK zwischen 0 und 13,0 Prozent der jeweils nachgewiesenen Fischarten aus. Mit Bezug auf die Individuenzahlen war der Anteil an Neozoen in allen untersuchten FWK sehr gering. Der höchste individuenbezogene Anteil an gebietsfremden Arten wurde in dem FWK F147 + Auslaufkanal mit 0,23 % festgestellt. Innerhalb des FWK F124 waren es 0,1 % und im FWK F126 wurden keine Neozoen nachgewiesen.

Im Vergleich mit anderen großen Strömen Deutschlands ist der Anteil der Neozoen an der gesamten Fischfauna im UG als gering einzustufen (REY ET AL. 2013; BNGF 2015, 2016), sodass kein maßgeblicher Einfluss der Neozoenarten auf die heimischen Fischpopulationen besteht.

6.13.8.2 Arten der Roten Listen Deutschland und Bayern Süd

Von den im gesamten UG nachgewiesenen 28 Arten sind fünf in der **Roten Liste Deutschland** mit einer Gefährdungsstufe (VDFF 2009) gelistet, bzw. stehen auf der Vorwarnliste (siehe Kap. 6.13.1, Tab. 17). Dabei verteilen sich die Kategorien auf die Arten wie folgt: drei Arten stehen auf der Vorwarnliste (Nase, Rutte und Schneider), Äsche und Huchen gelten als „stark gefährdet“.

In dem FWK F147 + Auslaufkanal wurden alle der fünf o.g. Fischarten erfasst. Innerhalb des FWK F124 wurden vier Fischarten der Roten Liste Deutschland (Äsche, Huchen, Rutte und Schneider) nachgewiesen. Die Fänge im FWK F126 enthielten drei Arten der Roten Liste Deutschland (Äsche, Rutte und Schneider).

Der Anteil an Individuen der Arten, die in der Roten Liste Deutschland mit einer Gefährdungsstufe geführt werden, war im FWK F147 + Auslaufkanal mit rund 71 % am höchsten, gefolgt von den FWK F124 (ca. 46 %) und F126 (ca. 23 %). Für das gesamte UG lag der Anteil an Individuen mit Gefährdungsstufe nach der Roten Liste Deutschland bei etwa 48 % (Abb. 78).

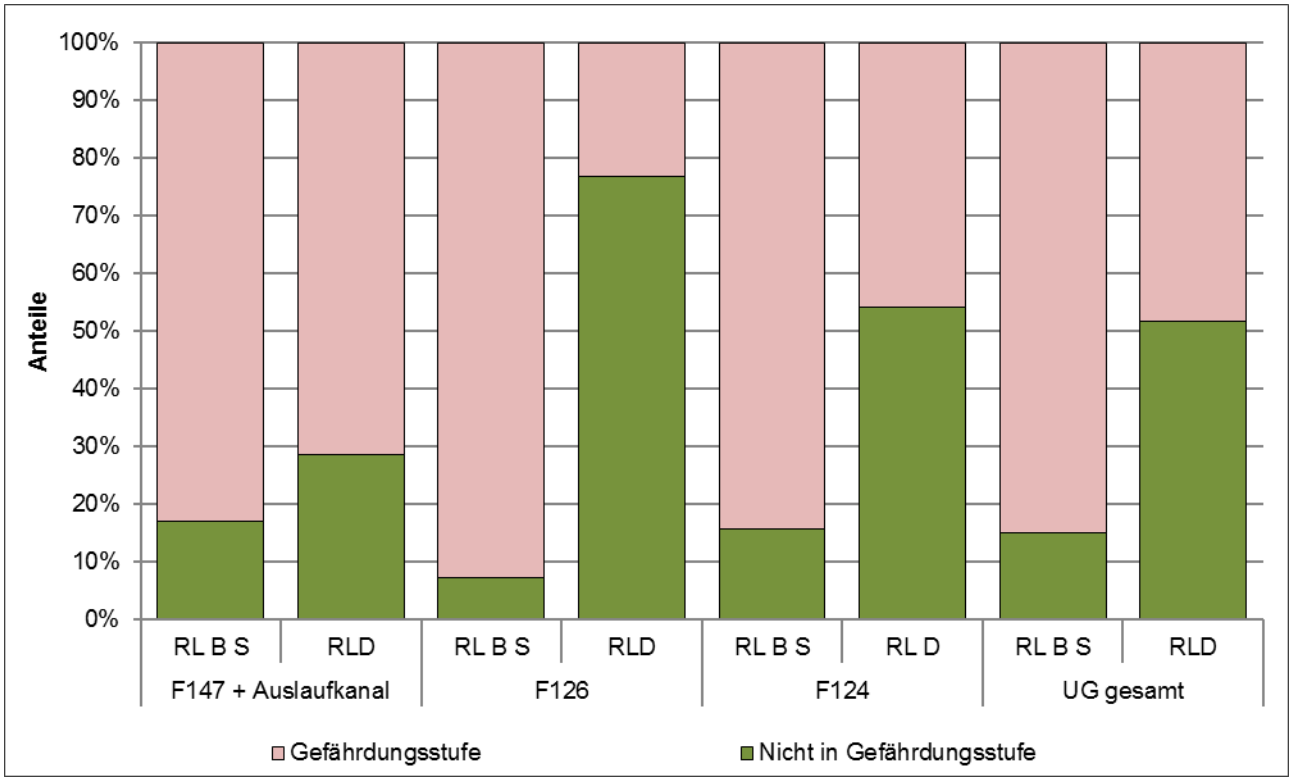


Abb. 78: Individuenanteile der Arten, die in der Roten Liste Deutschland (RLD) bzw. in der Roten Liste Bayern Süd (RL B S) mit einer Gefährdungsstufe gelistet werden (Kategorien: 0, 1, 2, 3, V).

In der **Roten Liste Bayern-Süd** werden von den insgesamt 28 im UG nachgewiesenen Fischarten 18 Arten (ca. 85 %) aufgeführt. Davon stehen zehn Arten auf der Vorwarnliste, fünf gelten als „gefährdet“, drei als „stark gefährdet“ (siehe Kap. 6.13.1, Tab. 17).

Der Anteil an Individuen, die den Fischarten mit Gefährdungsstufe nach Rote Liste Bayern-Süd zuzuordnen sind, war mit rund 93 % im FWK F126 am höchsten. Im FWK F124 wurde mit rund 84 % der zweithöchste Anteil erzielt, dicht gefolgt von dem FWK F147 + Auslaufkanal (ca. 83 %). Bezogen auf das gesamte UG lag der Anteil an Individuen der Roten Liste Arten (Bayern Süd) bei rund 85 % (Abb. 78).

6.13.8.3 Erhaltungszustände der Fischarten des Anhang-II der FFH-Richtlinie im FFH-Gebiet 7431-31.01 „Lechauen nördlich Augsburg“

Vorbemerkung bezüglich der ermittelten Erhaltungszustände

Das hier betrachtete FFH-Gebiet „Lechauen nördlich Augsburg“ liegt rund 7,5 km unterhalb des in Kap. 2.1 / Abb. 1 dargestellten UG. Für die folgende Ermittlung der Erhaltungszustände wurden nur diejenigen Probestellen ausgewählt, zwischen denen eine fischdurchgängige Verbindung zu den Teilflächen des FFH-Gebiets besteht und zugleich geeignete Lebensraumbedingungen für die jeweiligen Zielarten (FFH-Anhang-II-Arten) vorherrschen. Dieser Bereich umfasst den FWK F124 (ohne Stauraum von F-km 37,34–37,90) und F126. Die nicht fischdurchgängige Wasserkraftanlage „Wolfzahnau“ stellt eine Wanderbarriere für die Fischfauna dar und trennt demnach die Fischpopulationen des Lechs von denen des FWK F147 + Auslaufkanal (Oberwasser KW Wolfzahnau). Aus diesem Grund wurden die Probestellen des FWK F147 + Auslaufkanal bei der Bewertung der Erhaltungszustände nicht berücksichtigt. Die Probestellen, an denen flussabwärts in der Mitte des Flusses gefischt wurde (innerhalb des FWK F124 und F126), wurden bei der Bewertung der Groppe nicht miteinbezogen, um zu vermeiden, dass wegen fangmethodischer Einschränkungen bei dieser Art in tiefem Wasser, eine Ergebnisverfälschung entsteht.

Im Standarddatenbogen des FFH Gebietes 7431-31.01 „Lechauen nördlich Augsburg“ sind die drei Anhang-II-Arten Huchen, Groppe und Steingreßling benannt, deren Steckbriefe und Vorkommen im Untersuchungsgebiet nachfolgend dargelegt werden.

Huchen (*Hucho hucho*)

Der Huchen ist ein typischer Bewohner des Übergangsbereiches Hyporhithral bis Epipotamal, der von potamalen Gewässern zum Ablaichen (Anfang März bis Anfang Mai, ab einer Wassertemperatur von 5–10 °C (HARSÁNYI 1982, KOTTELAT & FREYHOF 2007)) meist ins Rhithral zieht. Die Habitate der rheophilen Art sind somit durch sauerstoffreiches Wasser (8,0–8,5 mg/l; HOLČIK 1990), hohe Fließgeschwindigkeiten und Temperaturen meist unter 15 °C gekennzeichnet (KOTTELAT & FREYHOF 2007). In typischen Huchengewässern finden sich schnell fließende Abschnitte im Wechsel mit Eintiefungen (Pools), kiesiges Substrat dominiert. Bevorzugt werden Flüsse, die über 200 m über dem Meeresspiegel liegen (HOLČIK 1995) und ein Gefälle von 0,2 bis 8 Promille aufweisen. Die Eiablage erfolgt an überströmten (mittlere Fließgeschwindigkeit 0,6 m/s), etwa 0,2–0,6 m tiefen Kiesbänken mit grobkörnigem Substrat (2–20 cm Durchmesser). Die Dottersackbrut bevorzugt seichte (5–10 cm) Bereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten und ohne Beschattung (AUGUSTYN et al. 1998). Mit zunehmender Länge besetzen die Jungfische immer tiefere Standorte zum Teil unter überhängender Vegetation, wobei sie gegebenenfalls im ersten Herbst (bei 10–15 cm

Länge) oder im zweiten Jahr (bei 20–40 cm Länge) von den Seitengewässern in den Hauptfluss zurückwandern. Der optimale Temperaturbereich für adulte Tiere liegt zwischen 3 und 18 °C. Die maximal tolerierte Temperatur liegt bei 27 °C ((LAWA 1991; TEROFAL & WENDLER 1991; WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995; ZAUNER 1996; GERSTMEIER & ROMIG 1998; FAO 1998; DUßLING & BERG 2001; KÜTTEL ET AL. 2002; HOFMANN & FISCHER 2003; KOTTELAT & FREYHOF 2007; HANFLAND ET AL. 2015) sowie eigene Erhebungen und Beobachtungen an der bayerischen Donau).

Hauptempfindlichkeiten

Die wesentlichsten Gefährdungsursachen für den Huchen sind die Unterbrechung seiner Wanderwege zu den Laichplätzen durch Stauhaltungen und andere nicht überwindbare Querbauwerke, Vernichtung oder Verschlechterung der Laichplätze durch wasserbauliche Maßnahmen und Gewässerverschmutzung, Vernichtung der Jung- und Adultfischhabitate infolge von Aufstau, Ausleitung, Gewässerregulierung und Schwellbetrieb. Gegenüber der Fragmentierung seines ursprünglich weitläufig zusammenhängenden Lebensraumes durch nicht durchgängige Querbauwerke ist der Huchen in besonderem Maße empfindlich.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet und Populationsstruktur

Im UG wurde der Huchen im Rahmen der Befischungen (2018/19) nur einmalig im Sommer 2019 mit einem Exemplar auf Höhe des F-km 35,50 im Leeren Lech (F124) nachgewiesen. Dabei handelte es sich aller Voraussicht nach um einen Besatzfisch.

Bewertung des Erhaltungszustandes

Die detaillierte Bewertung des Erhaltungszustandes erfolgte in der Anlage 8 FFH-Verträglichkeitsstudie, FFH-Gebiet „Lechauen nördlich von Augsburg“, Kap. 5.3.4.1.

Für das Untersuchungsgebiet wurde ein schlechter/ungünstiger Erhaltungszustand (C) festgestellt.

Für das Gesamt-FFH-Gebiet Nr. 7431-301 „Lechauen nördlich Augsburg“ ist der Erhaltungszustand des Huchens, bezugnehmend auf die Angaben aus dem Managementplan (Stand November 2014), ebenfalls mit C bewertet.

Groppe (*Cottus gobio*)

Die (Mühl-)Koppe oder Groppe ist ein rheophiler Bodenfisch, der vom Epirhithral bis ins Epipotamal vorkommt. Optimale Wachstumsbedingungen liegen bei Temperaturen von 14–16 °C vor, die obere Letaltemperatur liegt über 27 °C (ELLIOT & ELLIOT 1995). Auch in Gebirgs- und Voralpenseen ebenso wie in großen Stauseen des Lechs und dort in der stärker erwärmten Uferzone (Lechstufe 23) treten Groppen auf. Die ökologische Nische der Groppe wird also nicht maßgeblich über die Wassertemperatur definiert und limitiert. Der wesentliche Faktor dürfte das Vorliegen eines grobkörnigen Sohlsubstrates sein, welches die versteckte Lebensweise (Schutz vor Räubern) und die Reproduktion der Groppe ermöglicht. Das Wohngewässer muss eine abwechslungsreiche Morphologie aufweisen, da die einzelnen Altersklassen dieser Kleinfischart unterschiedliche Ansprüche an die Korngrößen des Bodens und an Fließgeschwindigkeiten stellen.

Hauptempfindlichkeiten

Gewässerverbauung, Stauhaltung (Verschlammung des Interstitials) und fehlende Wiederbesiedelungsmöglichkeiten oberhalb von Kontinuumsunterbrechungen, fehlende laterale Vernetzung.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet und Populationsstruktur

Im Rahmen der im Jahr 2018 durchgeführten Untersuchung wurde die Groppe an allen der insgesamt 11 bewertungsrelevanten Probestellen nachgewiesen. Im Jahr 2019 wurde die Groppe an 11 der insgesamt 17 potentiell geeigneten Probestellen erfasst. Damit ergibt sich für die Stetigkeit der Nachweise (2018/19) ein Mittelwert von rund 82 %.

Bei dem direkten Vergleich der gemittelten Individuendichten (2018/19) wurde für den FWK F124 mit rund 12,5 Ind./100 m ein deutlich höherer Wert erzielt als für den FWK F126 (ca. 5,6 Ind./100 m).

Bewertung des Erhaltungszustands

Die detaillierte Bewertung des Erhaltungszustandes erfolgte in der Anlage 8 FFH-Verträglichkeitsstudie, FFH-Gebiet „Lechauen nördlich von Augsburg“, Kap. 5.3.4.2.

Für das Untersuchungsgebiet wurde ein guter Erhaltungszustand (B) festgestellt.

Für das Gesamt-FFH-Gebiet Nr. 7431-301 „Lechauen nördlich Augsburg“ ist der Erhaltungszustand, bezugnehmend auf die Angaben aus dem Managementplan (Stand November 2014), mit C bewertet.

Steingreßling (*Romanogobio uranoscopus*)

Die adulten Tiere besiedeln bevorzugt Rauschen (flach abfallende Gewässerabschnitte mit höherer Fließgeschwindigkeit) in kleinen schnell fließenden Flüssen oder den Grund größerer Flüsse in Abschnitten mit steinigem Substrat und Fließgeschwindigkeiten von 0,7 m/s und mehr. Juvenile bevorzugen flache, langsam durchströmte Uferbereiche mit sandigem Grund. Die Eiablage erfolgt in flachen, rasch durchströmten (über 1 m/s) Gewässerabschnitten ab Wassertemperaturen über 11 °C (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Hauptempfindlichkeiten

Die Art ist empfindlich gegenüber Wasserverschmutzung und Stauhaltungen. Über die Temperaturanpassung der Art gib es keine gesicherten Erkenntnisse.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet und Populationsstruktur

Im Untersuchungsgebiet wurde der Steingreßling im Rahmen der Befischungen 2018/19 nicht nachgewiesen.

Bewertung des Erhaltungszustandes

Die detaillierte Bewertung des Erhaltungszustandes erfolgte in der Anlage 8 FFH-Verträglichkeitsstudie, FFH-Gebiet „Lechauen nördlich von Augsburg“, Kap. 5.3.4.3.

Wegen fehlender historischer oder rezenter Nachweise im Bereich der Untersuchungsstrecken wurde keine Bewertung des Erhaltungszustands vorgenommen.

Für das Gesamt-FFH-Gebiet Nr. 7431-301 „Lechauen nördlich Augsburg“ kann keine Aussage hinsichtlich des Erhaltungszustandes vorgenommen werden, da auch im Managementplan (Stand 11/2014) keine Bewertung des Erhaltungszustandes des Steingreßlings durchgeführt wurde.

6.13.9 Einfluss der Temperatureinleitung der MAN auf die Fischfauna im Ist-Zustand

Der FWK F147 wird nach Auskunft des LfU Bayern ab dem Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027 von HMWB (heavily modified water body – erheblich verändert) auf AWB (artificial water body – künstlich) umgestuft, da die Stadtkanäle weitgehend künstlich geschaffen sind und keine erkennbare wesentliche und hydrologisch bestimmende Beziehung zu vorher bestandenen Gewässern haben. Da zum Zeitpunkt der Berichtserstellung der Status des FWK F147 noch unverändert ist, wird dieser im Folgenden als erheblich veränderter Wasserkörper betrachtet. Die mögliche Auswirkung der Temperatureinleitung der MAN auf die Fischfauna muss daher in den beeinflussten FWK F147 und F124 abgeschätzt werden. Hierzu werden solche Teilbereiche miteinander verglichen, die (1) über eine ähnliche Habitatausstattung verfügen, (2) unbeeinflusst sind (Kontrollbereiche) bzw. von der Einleitung potentiell beeinflusst werden und (3) über ein ähnliches Abflussregime verfügen.

6.13.9.1 Flusswasserkörper F147 “Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach”

Für die Betrachtung der Auswirkung der Temperatureinleitung auf die Fischfauna des Flusswasserkörpers F147 wurden Stadtbach und Proviantbach herangezogen. Der Stadtbach begrenzt das Firmengelände der MAN auf seiner östlichen Seite, der Proviantbach verläuft in ca. 200 m Abstand parallel dazu. Das Abflussregime der beiden Bäche ist relativ ähnlich: der Proviantbach führt auf Höhe der MAN etwa 21,5 m³/s, der Stadtbach unterhalb der Mündung des Malvasierbachs etwa 18 m³/s (siehe Kap. 2.3.3). Die Geländemorphologie und damit das Gefälle bzw. die Fließgeschwindigkeit beider Bäche ist nahezu identisch. Auch die hydromorphologische und ökomorphologische Situation der Bäche ist sehr ähnlich (siehe Kap. 6.11.2). Nördlich des Betriebsgeländes fließen beide Bäche zusammen und bilden den Auslaufkanal, der über das Wasserkraftwerk Wolfzahnau in den Lech mündet.

In den Proviantbach wird lediglich Siebabspritzwasser ohne jegliche thermische Belastung zurückgeführt. Die thermische Haupteinleitung der MAN erfolgt über das Einleitbauwerk E3/A29 in den Stadtbach (siehe Kap. 3). Die thermische Beeinflussung des Stadtbachs durch die MAN wird in Kap. 6.7 erläutert.

Um eine mögliche Auswirkung der thermischen Einleitung auf die Fischfauna des Stadtbachs beurteilen zu können, werden im Folgenden Teilbereiche des Stadtbachs (unterhalb der Einleitung E3/A29) als beeinflusster Bereich mit dem Proviantbach als unbeeinflusster Kontrollbereich verglichen. Dazu wurden Fisch-Bestandserhebungen in dem von der Einleitung beeinflussten Bereich des Stadtbachs (Befischungsstrecken-ID 39, 40, 41, 44, 45) und in dem unbeeinflussten Proviantbach (Befischungsstrecken-ID 33 bis 38, 42, 43) durchgeführt (Abb. 79). Insgesamt wurden im Stadtbach und im Proviantbach bei zwei Befischungsdurchgängen (Herbst 2018 und Sommer 2019) 1.775 m bzw. 3.575 m befischt. Im Folgenden werden die absoluten Fangzahlen bzw. die Einheitsfänge der beiden Bäche miteinander verglichen.

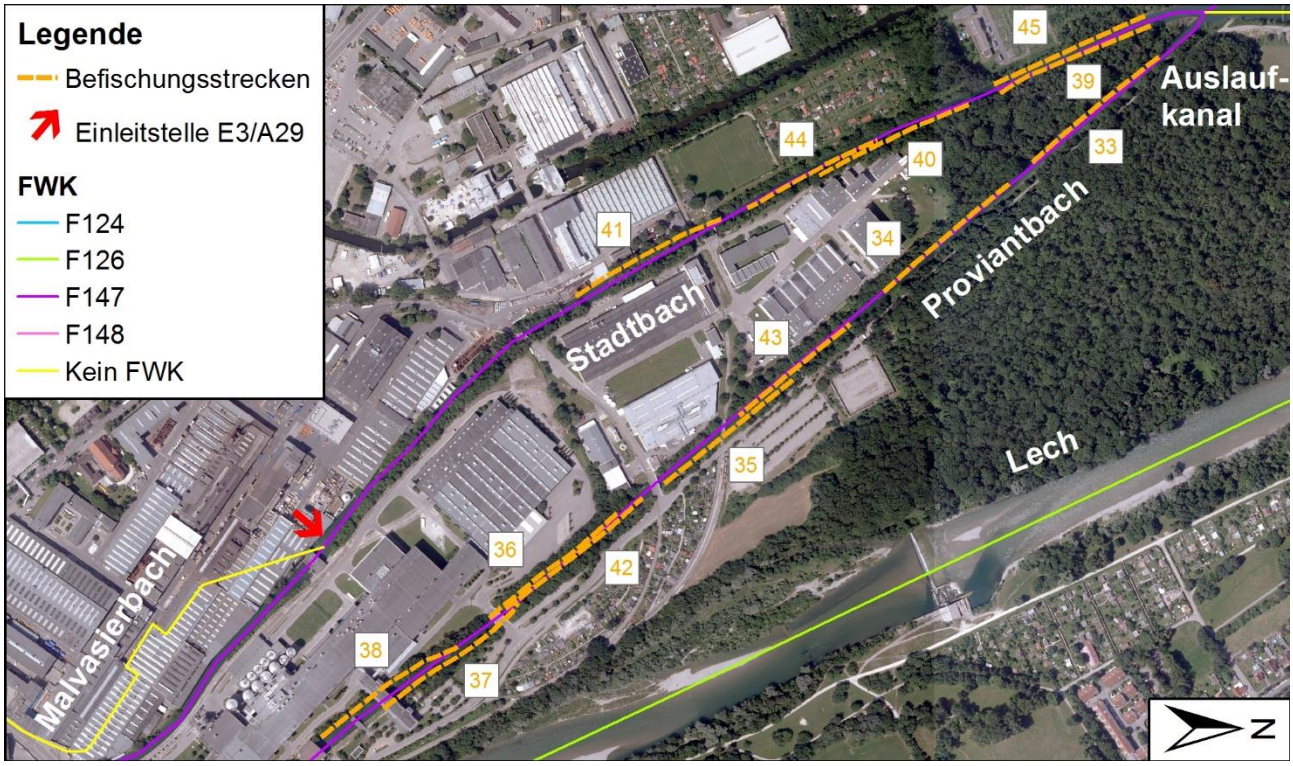


Abb. 79: Kartenausschnitt des FWK F147 mit dem von der Einleitstelle E3/A29 thermisch beeinflussten Stadtbach und dem unbeeinflussten Proviantbach als Kontrollstrecke. Zusätzlich sind die Befischungsstrecken dargestellt.

Arteninventar und Individuenzahlen

Bei beiden Befischungsdurchgängen wurden im Stadtbach (beeinflusster Bereich) insgesamt rund 1.700 Fische aus 13 Arten gefangen. Im Kontrollbereich (Proviantbach) wurden hingegen knapp 5.000 Fische aus 18 Arten nachgewiesen. Der streckenbezogene Einheitsfang lag im Stadtbach bei 106 Ind./100 m und im Proviantbach bei 155 Ind./100 m. Insgesamt konnten die drei oligo-stenotherme Arten Äsche, Groppe und Huchen nachgewiesen werden. Äsche und Huchen wurden ausschließlich im Kontrollbereich (Proviantbach) gefangen. Die Groppe konnte in beiden Bereichen, aber in unterschiedlich hohen Individuendichten (Faktor 5, bezogen auf den Einheitsfang) nachgewiesen werden. Der Huchen konnte nur mit zwei Exemplaren im Kontrollbereich nachgewiesen werden. Die Art war aber im gesamten Untersuchungsgebiet insgesamt nur schwach vertreten (drei Huchen) und ist vermutlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen.

Aus der Gilde der meso-eurythermen Arten wurden im Proviantbach vier Arten (Barsch, Brachse, Dreistachliger Stichling, Laube) nachgewiesen, die im Stadtbach nicht vorzufinden waren. Der Zander hingegen konnte bei den Befischungen nur im Stadtbach dokumentiert werden (Tab. 27).

Tab. 27: Arteninventar, Individuenzahlen (Anzahl) und Einheitsfänge (Ind./100 m) des von der thermischen Einleitung E3/A29 beeinflussten Stadtbachs und des unbeeinflussten Proviantbachs. Zusätzlich ist die Thermosensibilität der einzelnen Arten dargestellt: oligo-stenotherme Arten sind orange markiert.

	Stadtbach (beeinflusster Bereich)		**Proviantbach (Kontrollbereich)**		
Fischart	Anzahl	Ind./100 m	Anzahl	Ind./100 m	**Thermosensibilität**
Aal	1	0,1	9	0,3	meso-eurytherm
Aitel	198	12,4	1.094	34,2	meso-eurytherm
Äsche	-	-	6	0,2	oligo-stenotherm
Barbe	16	1,0	123	3,8	meso-eurytherm
Barsch	-	-	10	0,3	meso-eurytherm
Brachse	-	-	6	0,2	meso-eurytherm
Dreist. Stichling	-	-	15	0,5	meso-eurytherm
Groppe	21	1,3	209	6,5	oligo-stenotherm
Gründling	30	1,9	244	7,6	meso-eurytherm
Hasel	6	0,4	1	< 0,1	meso-eurytherm
Hecht	29	1,8	30	0,9	meso-eurytherm
Huchen	-	-	2	0,1	oligo-stenotherm
Laube	-	-	21	0,7	meso-eurytherm
Nerfling	10	0,6	1	<0,1	meso-eurytherm
Rotauge	46	2,9	141	4,4	meso-eurytherm
Schmerle	10	0,6	16	0,5	meso-eurytherm
Schneider	1.336	83,5	3.039	95,0	meso-eurytherm
Wels	3	0,2	5	0,2	meso-eurytherm
Zander	1	0,1	-	-	meso-eurytherm
Gesamtergebnis	**1.707**	**106**	**4.972**	**155**	
Artenzahl gesamt	**13**		**18**		
Strecke befischt [m]	**1.775**		**3.575**		

Aufgrund der Befischungsergebnisse und mit Fokus auf die drei oligo-stenotherme Arten (Äsche, Groppe, Huchen) ist festzustellen, dass im beeinflussten Bereich des Stadtbachs diese nicht (Äsche, Huchen) oder in geringeren Stückzahlen (Groppe) als im Kontrollbereich Proviantbach auftraten. Bei Betrachtung der artbezogenen Einheitsfänge wird deutlich, dass in dem Kontrollbereich größere Individuendichten der meisten Arten vorhanden waren als im beeinflussten Stadtbach (Tab. 27).

Bei Annahme der guten Vergleichbarkeit der beiden Bäche aufgrund der hydromorphologischen Ähnlichkeit, Habitatausstattung und Sohlqualität können die beobachteten Unterschiede möglicherweise auf die thermische Einleitung der MAN zurückgeführt werden. Es ist anzunehmen, dass die thermische Einleitung in den Stadtbach eine geringfügige, lokal eng begrenzte Veränderung der Fischfauna verursacht. So scheinen z.B. thermosensible Fischarten den unbeeinflussten Proviantbach zu präferieren.

Befischungsdaten aus dem Auslaufkanal, in dem Proviant- und Stadtbach zusammenfließen, haben Nachweise der temperatursensiblen Arten Äsche und Groppe erbracht. Dies belegt das der Einfluss der thermischen Einleitung der MAN lokal auf den kurzen Abschnitt des Stadtbaches zwischen dem

Einleitbauwerk E3/A29 und der Mündung des Stadtbaches in den Auslaufkanal (ca. 1.200 m) begrenzt ist. Aufgrund der sehr lokalen Beschränkung des Effektes der thermischen Einleitung ist bei keiner der im Flusswasserkörpers F147 nachgewiesenen Fischarten von einer populationsbeeinträchtigenden Wirkung der thermischen Einleitungen auszugehen.

6.13.9.2 Flusswasserkörper F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“

Die thermische Fracht der MAN gelangt über den Stadtbach (FWK F147) und den Auslaufkanal (kein FWK) in den Lech-Flusswasserkörper F126 des Lechs. An diesen schließt sich auf Höhe der Wertachmündung (ca. 200 m unterhalb der Mündung des Auslaufkanals) der Flusswasserkörper F124 an (Abb. 80). Das Wasserkraftwerk Wolfzahnau, das sich im Auslaufkanal befindet, ist fischökologisch nicht durchgängig. Um den Einfluss der thermischen Fracht auf die Fischfauna des Lechs beurteilen zu können, wurden zwei Auswertungen durchgeführt:

1. Der unterhalb des Kraftwerks Wolfzahnau gelegene Abschnitt des Auslaufkanals wurde mit dem unbeeinflussten Bereich des FWK F126 verglichen (Abb. 80). Es ist anzunehmen, dass mögliche Effekte der thermischen Einleitung auf die Lechfische in dem beschriebenen Bereich des Auslaufkanals maximal sein müssten, da hier noch keine Vermischung des thermisch belasteten Wassers mit dem Wasser des Lechs bzw. der Wertach stattgefunden hat. Finden sich hier keine Auswirkungen der Einleitung auf die Fischfauna, dann ist davon auszugehen, dass sich im flussabwärts anschließenden FWK F124 ebenfalls keine Beeinflussungen ergeben, da sich hier die thermische Belastung infolge der Einmischung der Zuflüsse des Lechs und der Wertach deutlich reduziert hat.

2. Es erfolgte ein direkter Vergleich der Befischungsdaten des Lech-Flusswasserkörper F126 als unbeeinflusster Kontrollbereich mit dem beeinflussten Lech-Flusswasserkörper F124.

Bei den unterschiedlichen Ansätzen werden mögliche Auswirkungen der thermischen Einleitung auf kleinräumige Bereiche (Ansatz 1) bzw. auf weite Lechbereiche (Ansatz 2) begutachtet.

<u>Vergleich Kontrollbereich FWK F126 mit Auslaufkanal unterhalb KW Wolfzahnau</u>

Die Befischungsdaten des Auslaufkanals im Unterwasser des Wasserkraftwerk Wolfzahnau (beeinflusster Bereich; Befischungsstrecken-ID 18, 19a, b) wurden mit dem unbeeinflussten Bereich des Flusswasserkörper F126 „Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“ (Befischungsstrecken-ID 20, 21, 22) verglichen (Abb. 80). Um Abweichungen zwischen den Befischungsdaten (gerade bei kleinräumigen Betrachtungen) richtig interpretieren zu können, müssen strukturelle Ausstattung und Habitatverfügbarkeit der beiden Bereiche berücksichtigt werden. Hierzu wurde die Struktur- und Habitatkartierung herangezogen. Die Auswertungen dieser ergeben für den im Unterlauf des Kraftwerks gelegenen Auslaufkanal eine geringere ökologische Gesamtqualität als für die Kontrollstrecke im FWK F126. Dies ist durch die unterschiedliche Sohlqualität, aber auch durch die unterschiedliche Habitatausstattung der beiden Abschnitte begründet. Im Kontrollbereich wurden diverse Kieslaichplätze (KLP-4, KLP-5, KLP-6 und Teilbereich von KLP-7) und Jungfischhabitate (JFH-23, JFH-24 und JFH-25) kartiert. Im schlechter strukturierten Auslaufkanal hingegen konnte nur ein Kieslaichplatz (Teilbereich von KLP-7) aufgenommen werden (vgl. auch Kap. 6.11.2).

Insgesamt wurden in dem Teilbereich des Auslaufkanals bzw. des FWK F126 bei zwei Befischungsdurchgängen (Herbst 2018 und Sommer 2019) 1.070 m bzw. 1.480 m befischt. Im Folgenden werden die absoluten Fangzahlen bzw. die Einheitsfänge der beiden Abschnitte miteinander verglichen.

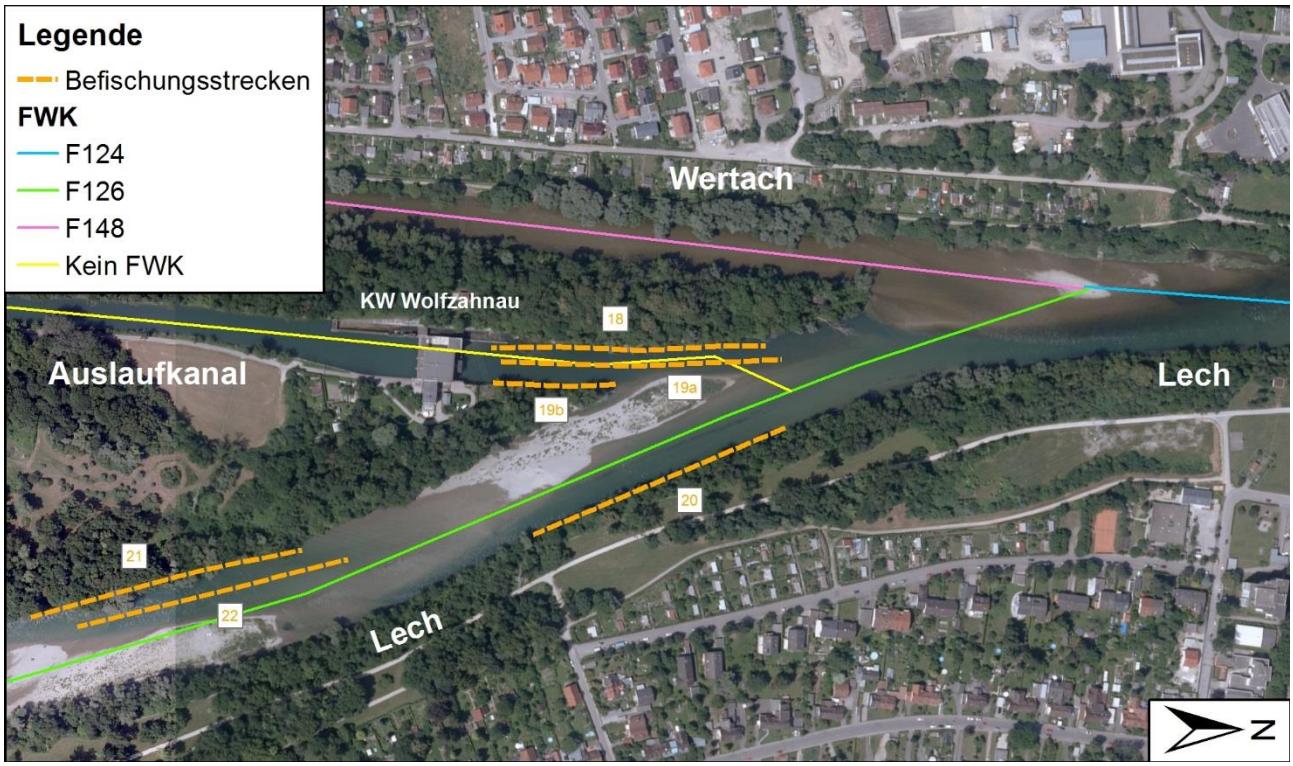


Abb. 80: Lage der Befischungsstrecken im unbeeinflussten Kontrollbereich des FWK F126 und im Auslaufkanal im Unterwasser des KW Wolfzahnau (beeinflusster Bereich). Auf Höhe der Wertachmündung schließt sich der FWK 124 (blau dargestellt) an.

Arteninventar und Individuenzahlen

In dem von der thermischen Einleitung beeinflussten Teilbereich des Auslaufkanals unterhalb des KW Wolfzahnau wurden insgesamt ca. 9.100 Fische aus 16 Arten nachgewiesen. Im unbeeinflussten Kontrollbereich lag die absolute Individuenzahl mit gut 10.000 Individuen aus zehn Arten etwas höher. Der streckenbezogene Einheitsfang indes lag im beeinflussten Bereich mit 890 Ind./100 m etwas höher als im Kontrollbereich mit 838 Ind./100 m. Die hohen Individuenzahlen bzw. Einheitsfänge lassen sich auf ein hohes Jungfischaufkommen von Aitel, Barbe und Schneider (über 90 % Jungfischanteil am Gesamtfang der jeweiligen Art) zurückführen. Insgesamt konnten mit Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe und Rutte fünf oligo-stenotherme Arten nachgewiesen werden. Fast alle thermosensiblen Arten (bis auf die Bachforelle) wurden in beiden Bereichen (Kontrolle und beeinflusster Bereich) gefangen. Die Bachforelle wurde nur im Kontrollbereich nachgewiesen. Bei Betrachtung der Individuenzahlen bzw. der Einheitsfänge der thermosensiblen Arten fällt auf, dass diese in beiden Bereichen vergleichbar sind. Eine Ausnahme bildet die Kleinfischart Elritze, die im Kontrollbereich mit deutlich höheren Individuendichten gefangen wurde als im Auslaufkanal (Tab. 28).

Tab. 28: Arteninventar, Individuenzahlen und Einheitsfänge des von der thermischen Einleitung E3/A29 beeinflussten Auslaufkanals unterhalb des KW Wolfzahnau, dem untersuchten Bereich des FWK F124 und dem unbeeinflussten Kontrollbereich im FWK F126. Zusätzlich ist die Thermosensibilität der einzelnen Arten dargestellt: oligo-stenotherme Arten sind orange markiert.

	F126 (Kontrolle)		**Auslaufkanal uh KW (beeinflusst)**		**Teilbereich F124 (beeinflusst)**		**Thermos-ensibilität**
Fischart	Ind. (n)	Ind./100 m	Ind. (n)	Ind./100 m	Ind. (n)	Ind./100 m	
Aal	-	-	5	0,5	10	0,2	m.e.
Aitel	723	60,4	932	108,7	6.772	137,2	m.e.
Äsche	13	0,9	21	1,8	53	0,9	o.s.
Bachforelle	4	0,4	-	-	4	0,1	o.s.
Barbe	6.614	551,3	912	117,1	7.563	277,8	m.e.
Barsch	3	0,3	22	3,1	131	2,3	m.e.
Dreist. Stichling	-	-	-	-	17	0,6	m.e.
Elritze	320	26,8	44	3,7	12.494	345,5	o.s.
Giebel	-	-	-	-	1	<0,1	m.e.
Groppe	45	3,8	26	3,1	289	8,4	o.s.
Gründling	-	-	46	4,8	2	<0,1	m.e.
Hasel	-	-	35	2,9	-	-	m.e.
Hecht	-	-	2	0,3	20	0,3	m.e.
Huchen	-	-	-	-	1	<0,1	o.s.
Karpfen	-	-	-	-	2	<0,1	m.e.
Kaulbarsch	-	-	-	-	2	<0,1	m.e.
Nase	-	-	11	1,8	-	-	m.e.
Nerfling	-	-	-	-	8	0,1	m.e.
Regenbogenforelle	-	-	-	-	1	<0,1	o.s.
Rotauge	-	-	106	8,8	1.683	28,1	m.e.
Rutte	4	0,3	1	<0,1	5	0,2	o.s.
Schleie	-	-	-	-	6	0,1	m.e.
Schmerle	1	<0,1	1	<0,1	693	26,4	m.e.
Schneider	2.324	193,9	6.965	632,9	25.174	490,7	m.e.
Wels	-	-	3	0,3	88	1,5	m.e.
Gesamtergebnis	**10.051**	**838**	**9.132**	**890**	**55.019**	**1.283**	
Artenzahl gesamt	**10**		**16**		**23**		
Strecke befischt [m]	**1.480**		**1.070**		**5.210**		

Temperatursensibilität Abkürzungen:

o.s.: oligo-stenotherm
m.e.: meso-erytherm

Bei Betrachtung und Vergleich der Befischungsergebnisse fällt auch die unterschiedlich hohe Artenzahl der beiden Bereiche auf. Diese kann auf die etwas unterschiedliche Habitatausstattung zurückgeführt werden. Der Auslaufkanal bietet aufgrund seiner durch Blocksteine befestigten Ufer neben strömungsexponierten auch strömungsarme Bereiche mit hohen Wassertiefen und Unterständen, die so in der Kontrollstrecke nicht zu finden sind. Hier konnten indifferente Arten wie Aal, Hecht, Rotauge und Wels nachgewiesen werden.

Im thermisch beeinflussten Auslaufkanal wurden fast alle thermosensiblen Arten gefangen. Allein die Bachforelle konnte nur in der Kontrollstrecke dokumentiert werden, allerdings in sehr geringer Anzahl. Hier ist auf die insgesamt geringe Bachforellendichte im gesamten Untersuchungsgebiet hinzuweisen. Insgesamt wurden innerhalb des Untersuchungsgebietes nur neun Individuen der Bachforelle bei einer befischten Gesamtstrecke von gut 15 km gefangen (vgl. Kap. 6.13.2, Tab. 18). Ein Fehlen des Nachweises der Bachforelle in dem beeinflussten Bereich ist vermutlich eher auf die geringe Dichte der Art als auf die thermische Veränderung zurückzuführen. Es konnten keine erheblichen Unterschiede (Artgefüge, Individuendichte) bei den thermosensiblen Arten zwischen Kontrollbereich (FWK F126) und dem beeinflussten Bereich im Unterwasser des KW Wolfzahnau festgestellt werden.

Vergleich Kontrollbereich FWK F126 mit beeinflussten Bereich FWK F124

Um eine weitgreifende Beeinflussung der Lech-Fischfauna durch das Vorhaben beurteilen zu können, wurden die Befischungsdaten des beeinflussten Lech-Flusswasserkörpers F124 mit den Daten des im Flusswasserkörper F126 liegenden Kontrollbereichs abgeglichen. Insgesamt wurden in dem FWK F126 bzw. dem FWK F124 bei zwei Befischungsdurchgängen (Herbst 2018 und Sommer 2019) 1.480 m bzw. 5.210 m befischt. Im Folgenden werden die absoluten Fangzahlen bzw. die Einheitsfänge der beiden Lech-Abschnitte miteinander verglichen.

Arteninventar und Individuenzahlen

In dem von der thermischen Einleitung beeinflussten Bereich des FWK F124 wurden insgesamt gut 55.000 Fische aus 23 Arten nachgewiesen. Im unbeeinflussten Kontrollbereich lag die Individuenzahl mit gut 10.000 Individuen aus zehn Arten deutlich niedriger (Tab. 28). Dieser Unterschied der absoluten Fangzahlen und Artnachweise lässt sich auf die stark unterschiedliche Gesamtlänge der Befischungsstrecken innerhalb der beiden Bereiche zurückführen. Für eine Vergleichbarkeit der Daten wird daher der Einheitsfang herangezogen. Dieser zeigt, dass die Individuendichte im beeinflussten Bereich mit 1.283 Ind/100 m deutlich über dem Einheitsfang der Kontrollstrecke mit 838 Ind/100m liegt (siehe Kap. 6.13.3). Die hohen Individuenzahlen bzw. Einheitsfänge lassen sich überwiegend auf ein hohes Jungfischaufkommen von Aitel, Barbe und Schneider (über 90 % Jungfischanteil am Gesamtfang der jeweiligen Art) zurückführen. Aber auch die thermosensible Elritze trägt gerade im beeinflussten Bereich mit hohen Individuenzahlen dazu bei.

Insgesamt konnten mit Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe, Huchen, Regenbogenforelle und Rutte sieben oligo-stenotherme Arten dokumentiert werden. Regenbogenforelle und Huchen wurden dabei im beeinflussten Bereich des FWK F124 als Einzelexemplare nachgewiesen. Beide Arten waren insgesamt im Untersuchungsgebiet mit nur geringen Individuendichten vertreten und stammen vermutlich aus Besatzmaßnahmen. Bei Betrachtung der Einheitsfänge der thermosensiblen Arten fällt auf, dass diese in beiden Bereichen relativ ähnlich sind. Eine Ausnahme bilden Elritze und Groppe, deren Einheitsfänge im beeinflussten Bereich deutlich über den Werten des Kontrollbereichs liegen (Tab. 28).

Bei fast allen nachgewiesenen Fischarten innerhalb des Lechs, seien es die temperaturempfindlichen oder die temperaturtoleranten Arten, zeigte sich, dass in der thermisch beeinflussten Strecke des Lechs (FWK F124) unterhalb der Einmündung des Auslaufkanals gleich hohe oder sogar höhere Individuendichten wie in dem Kontrollbereich (FWK F126) vorlagen. Ausgenommen hiervon ist die Fischart Barbe, die im beeinflussten Bereich in etwas geringerer Individuendichte nachgewiesen worden ist. Hierzu ist anzumerken, dass die Barbendichte in beiden Bereichen mit ca.

551 Ind./100 m im unbeeinflussten Bereich und ca. 278 Ind./100 m im beeinflussten Bereich insgesamt sehr hoch lag. Bei den Barbennachweisen handelt es sich in beiden Bereichen überwiegend um einsömmrige Fische (0^+-Generation). 99 % der Barben im unbeeinflussten Bereich und 97 % im beeinflussten Bereich konnten diesem sensiblen Entwicklungsstadium zugeordnet werden. Aufgrund der insgesamt hohen Individuendichten und der nachweislich guten Reproduktion in beiden Bereichen ist damit von keinem nachteiligen Effekt der thermischen Einleitung auf die Barbenpopulation auszugehen. Dies gilt gleichlautend auch für alle anderen Fischarten.

6.14 Fischschutz und Fischanfall in den Entnahmebauwerken

6.14.1 Fischschutz

Die MAN Augsburg unterhält drei Reinigungsanlagen (Siebband-/Rechen-/Siebtrommelanlagen) zur Kühlwasserentnahme für betriebliche Zwecke. Die Anlage im Gebäude A7 reinigt den gesamten Wasserstrom des Malvasierbachs. Unterhalb der Reinigungsanlage in A7 befinden sich die Entnahmestellen S1/A7 und S2/A11. An der Siebtrommelanlage S3/A29 wird das aus dem Stadtbach, an der Siebtrommelanlage S4/E14 das aus dem Proviantbach entnommene Kühlwasser gereinigt. Die einzelnen Bestandsanlagen werden im Folgenden beschrieben und ihre technische Ausführung hinsichtlich des Fischschutzes bewertet.

6.14.1.1 Beschreibung der Anlagen im Bestand

Reinigungsanlage in Gebäude A7

Die Reinigungsanlage im Gebäude A7 am Malvasierbach setzt sich aus zwei baugleichen parallelen Reinigungslinien mit dreistufigen Aufbau zusammen. Das Wasser des Bachs wird dabei gänzlich mittels vertikalen Grob- und Feinrechen sowie eine nachgeschaltete Siebbandanlage gereinigt (Abb. 81).

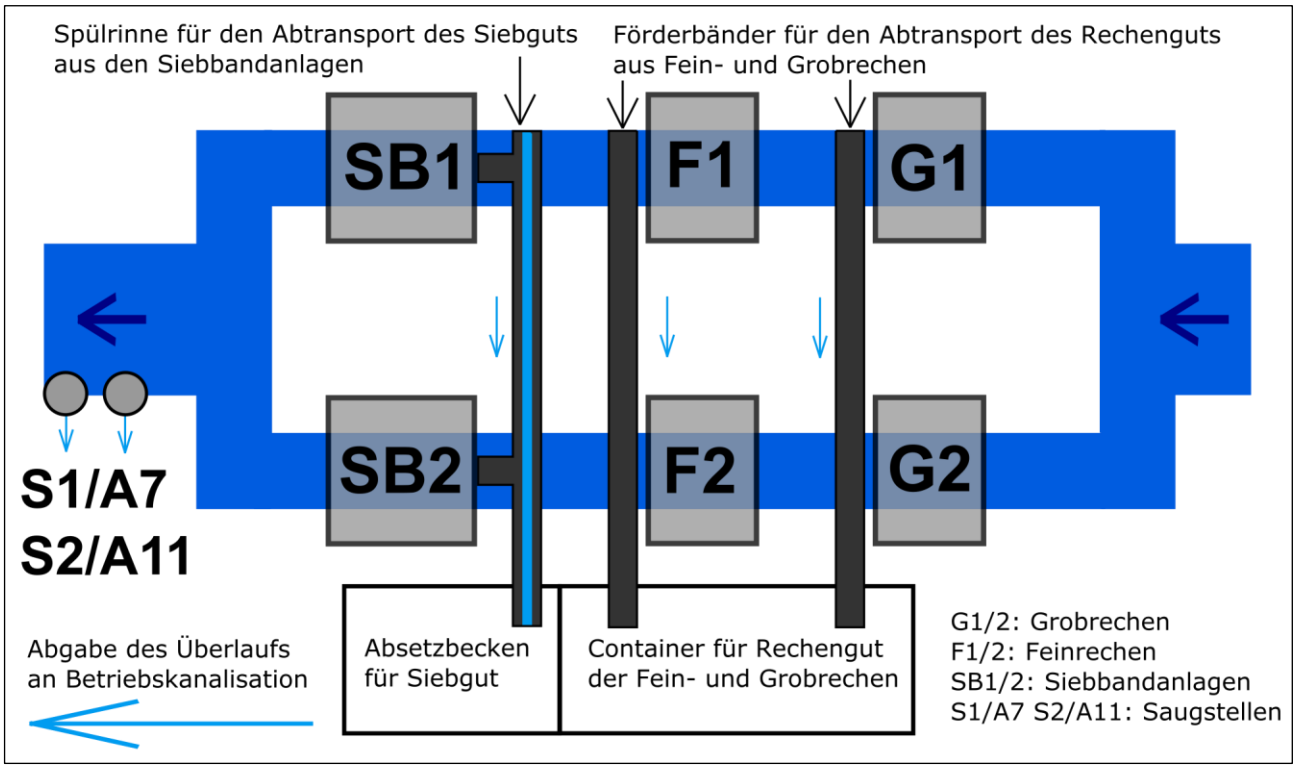


Abb. 81: Skizzenhafte Darstellung des dreistufigen Aufbaus der Reinigungsanlage in A7. Unterhalb der Reinigungsanlage befinden sich die beiden Entnahme-/Saugstellen S1/A7 und S2/A11.

Die vertikal montierten Grobrechen weisen in Strömungsrichtung einen Winkel von 75° bezüglich der Gewässersohle auf. Die Wassertiefe vor dem Rechen weist abhängig vom Abfluss kleinere Schwankungen auf und lag am 19.09.2019 bei einem Abfluss von ca. 1 m³/s bei etwa 191 cm. Die tatsächliche Eintauchtiefe betrug aufgrund der Neigung etwa 193 cm. Insgesamt weist der Rechen eine Höhe von 230 cm auf, so dass bei höheren Pegelständen der durchströmbare Querschnitt zunimmt. Die Rechenbreite liegt bei jeweils 247 cm. Die lichte Stabweite der Rechen beträgt ca. 25 mm, die Stabbreite etwa 9 mm (Abb. 82).

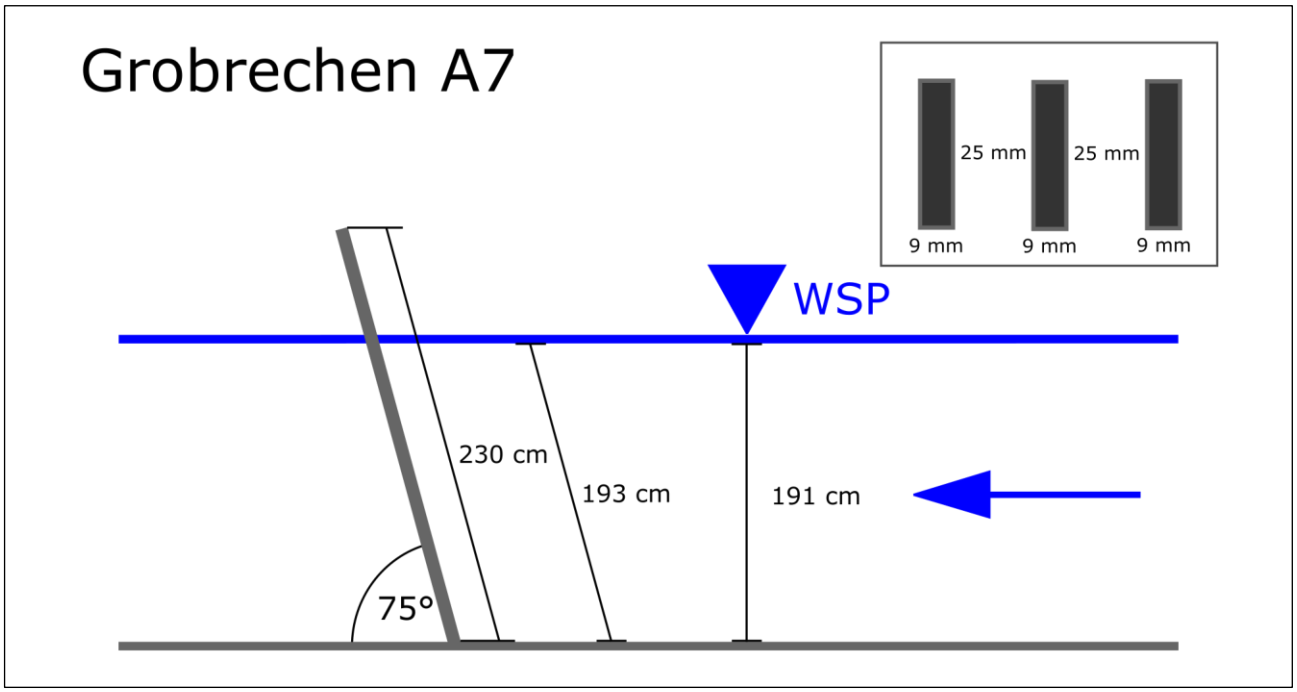


Abb. 82: Seitenansicht des Grobrechens bei A7 am 19.09.2019; oben rechts Aufbau des Rechens.

Hinter dem Grobrechen schließt sich der Feinrechen an. Vor diesem betrug die Wassertiefe am 19.09.2019 etwa 236 cm. Auch dieser Rechen ist um 75° zur Waagrechten in Strömungsrichtung geneigt. Am oberen Ende des Rechens schließt sich eine Stahlblende an, die abhängig vom Wasserstand mehr oder weniger stark ins Wasser taucht. Anders als beim Grobrechen weist die durchströmbare Rechenhöhe daher einen festen Wert von 239 cm auf. Die Rechen sind jeweils 230 cm breit. Die lichte Stabweite liegt bei 5 mm, die einzelnen Stäbe sind etwa 3 mm breit (Abb. 83).

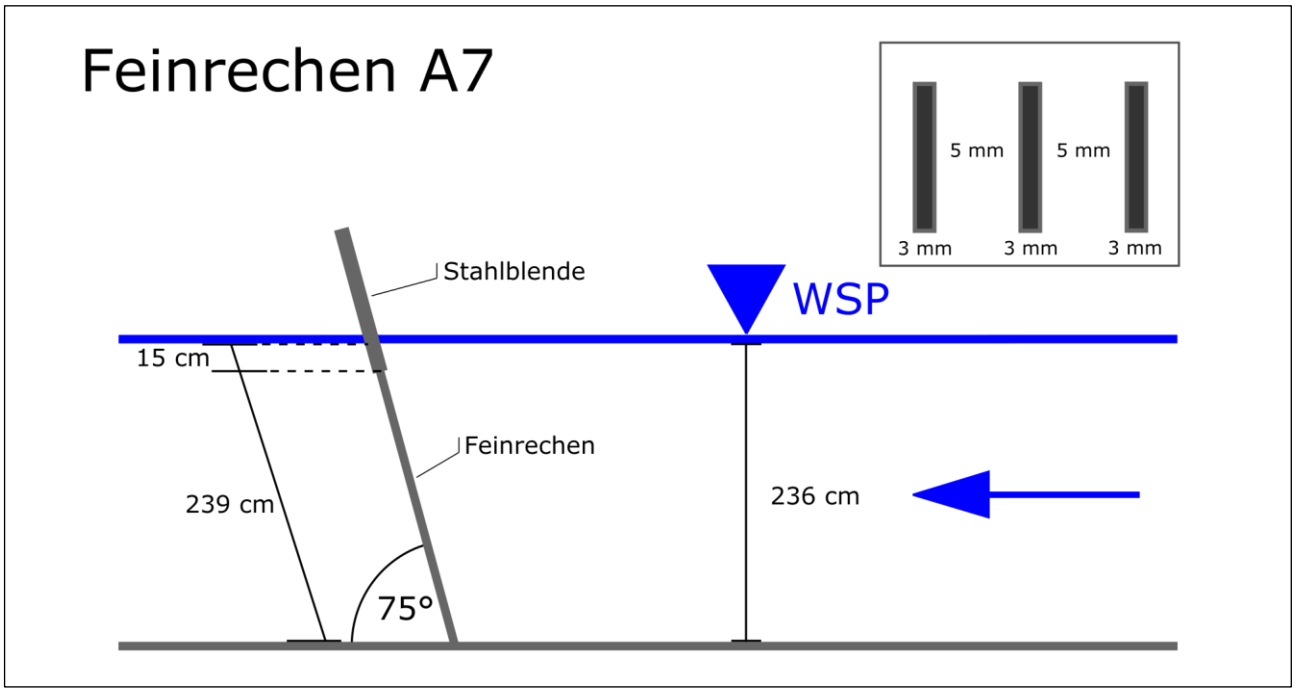


Abb. 83: Seitenansicht des Feinrechens bei A7 am 19.09.2019; oben rechts Aufbau des Rechens.

Die beiden Grob- und Feinrechen werden durch sog. Rechenreinigungsanlagen gereinigt. Sobald die Wasserspiegeldifferenz vor und nach den Rechen einen bestimmten Wert überschreitet, werden die Reinigungsanlagen solange in Betrieb genommen bis eine vorgegebene Differenzhöhe unterschritten wird. Das Rechengut beider Grob- bzw. Feinrechen wird jeweils über ein Förderband (Abb. 84) in den sogenannten Laubbunker transportiert. Von dort wird das Rechengut mittels eines Greifers auf einen LKW geladen und dann entsorgt (Abb. 85).



Abb. 84: Feinrechen mit Förderband (rechts), Siebbandanlage mit Spülrinne (links)



Abb. 85: Leerung des Laubbunkers mittels LKW

Hinter den Rechen schließt sich die Siebbandanlage (Maschenweite: 0,2 mm) an. Analog zu den Rechenanlagen wird abhängig von der Differenz der Wasserspiegelhöhen vor und nach der Siebbandanlage bei Bedarf die Spüleinrichtung aktiviert. Diese bleibt dann solange in Betrieb bis die Wasserspiegelhöhe einen bestimmten Differenzwert wieder unterschreitet. Bei der Reinigung wird das Siebgut über eine gemeinsame Spülrinne beider Siebbandanlagen in ein Absetzbecken transportiert. Das Wasser fließt derzeit aus diesen Becken direkt in die Kanalisation, das abgesetzte Siebgut wird von Zeit zu Zeit abgepumpt und entsorgt. Künftig soll das Siebabspritzwasser mit dem Spülgut über eine Leitung direkt in den Malvasierbach zurückgeleitet werden.

Anlage S3/A29

Das Entnahmebauwerk S3/A29 ist mit zwei Reinigungsstufen ausgestattet. Vom Stadtbach kommend passiert das Wasser zunächst einen Grobrechen mit einer lichten Stabweite von ca. 22 mm und einer Stabbreite von 5 mm. Der Rechen ist etwa 2,00 m breit und 2,10 m hoch, bei normalen Abflussverhältnissen ist er bis etwa 1,75 m Höhe mit Wasser benetzt (Abb. 86). Der Vertikalrechen verfügt über keine zusätzliche Reinigungseinrichtung, sondern ist durch seine Ausrichtung zur Fließrichtung des Stadtbachs selbstreinigend.



Abb. 86: Rechen bei S3/A29, stadtbachseitig während der Bachauskehr am 19.09.2019



Abb. 87: Trommelsieb während der Spülung

Die weitere Reinigung des Kühlwassers erfolgt durch eine Siebtrommel (Maschenweite: 1,40 mm), die während der Wasserentnahme kontinuierlich gespült wird (Abb. 87). Das Spülwasser mit dem Siebgut wird durch eine Rinne, die unterhalb des Rechens mündet, in den Stadtbach geleitet. An der Entnahmestelle S3/A29 ist bisher eine Entnahme von 1.200 m^3/h genehmigt. Um die Pumpleistung der Entnahmepumpen voll ausschöpfen zu können, wird die Entnahme von bis zu 1.300 m^3/h neu beantragt.

Anlage S4/E14

Die Entnahmestelle S4/E14 am Proviantbach ist ähnlich aufgebaut wie S3/A29. Auch hier ist ein selbstreinigender Vertikalrechen verbaut. Dieser befindet sich etwa 80 cm unterhalb der Wasseroberfläche. Er ist etwa 175 cm breit und etwa 130 cm hoch. Die lichte Stabweite beträgt etwa 20 mm, die Stabbreite 5 mm.



Abb. 88: Blick in die Siebtrommel der Wasseraufbereitung S4/E14



Abb. 89: Einlauf der Spülrinne in den Proviantbach

Daran schließt sich eine Siebtrommel mit einer Maschenweite von 0,24 mm an (Abb. 88), die während der Wasserentnahme kontinuierlich gespült wird. Das Siebgut wird über ein Rohr in den Proviantbach gespült (Abb. 89). Wird über einen längeren Zeitraum kein Wasser entnommen, so findet alle 24 h eine 30-minütige Spülung statt. An der Entnahmestelle S4/E14 ist bisher eine Kühlwasser-Entnahme von bis zu 1.400 m^3/h genehmigt. Neu beantragt ist eine geringere Entnahmemenge von bis zu 800 m^3/h.

6.14.1.2 Anforderungen an Fischschutzanlagen gem. aktueller Richtlinien

Für die Bewertung der Wirksamkeit von Fischschutzanlagen bei Wasserentnahmen zu Kühlzwecken bestehen derzeit noch keine behördlichen Vorgaben oder Richtlinien. Um die vorhandenen Anlagen dennoch auf Vereinbarkeit mit § 12 WHG zu prüfen, wurden hilfsweise die Anforderungen der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) Handreichung „Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Fachliche Grundlagen, September 2016“ herangezogen. In dieser Handreichung sind auf Basis der derzeit aktuellen Forschungsarbeiten und Experteneinschätzungen entsprechende Anforderungen für den Fischschutz formuliert worden (LUBW 2016).

Die Anforderungen an die Fischschutzanlagen bei Wasserkraftanlagen lassen sich auch auf Wasserentnahmen übertragen, da auch hier das Ziel ist, eine Schädigung von Fischen durch die Wassernutzung zu minimieren.

Die wichtigsten Parameter bei der Bemessung von Fischschutzanlagen sind:

- der lichte Stababstand des Rechens,
- die Anströmgeschwindigkeit und
- der Anströmwinkel.

Die Stäbe eines Rechens dienen als mechanische Barrieren und verhindern, dass Treibgut, aber auch Fische ab einer bestimmten Größe hinter den Rechen gelangen. Generell gilt je kleiner der Stababstand eines Rechens desto effektiver wirkt dieser als Fischschutzanlage, wenn gleichzeitig die Anströmgeschwindigkeit an den Rechen so gering ist, dass ein Anpressen der Fische vermieden wird.

Als Anströmgeschwindigkeit wird die querprofilgemittelte Fließgeschwindigkeit vor dem Rechen bezeichnet. Ausreichend niedrige Anströmgeschwindigkeiten an Fischschutzanlagen sind notwendig, um das sog. „Impingement“, also das Anpressen von Fischen an Barrieren bzw. Rechen, zu verhindern.

Der Anströmwinkel spielt bei der Bemessung von Fischschutzanlagen eine Rolle, da bei gegebener Anströmgeschwindigkeit mit abnehmendem Anströmwinkel die senkrecht auf die Rechenfläche auftreffende Strömungskomponente (Normalgeschwindigkeit) abnimmt, während sich die parallel zur Rechenfläche entstehende Strömungskomponente (Tangentialgeschwindigkeit) vergrößert. Die in der Handreichung des LUBW gestellten Anforderungen sind in Tab. 29 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 29: Zusammenstellung der Anforderungen an Fischschutzanlagen nach LUBW Handreichung Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Fachliche Grundlagen, September 2016

	Anforderungen nach LUBW 2016 an	
Parameter	**Vertikalstabrechen**	**Horizontalstabrechen**
Lichter Stababstand	20 mm	20 mm
Anströmgeschwindigkeit	$V_A < 0,5$ m/s	$V_A < 0,5$ m/s
Anströmwinkel[12]	α ≤ 30°, sofern räumlich möglich	β ≤ 30°, sofern räumlich möglich

6.14.1.3 Bewertung der Fischschutzanlagen

Reinigungsanlage in Gebäude A7

Die lichte Stabweite des Grobrechens mit 25 mm wäre alleine nicht ausreichend, um den Fischschutz nach LUBW 2016 zu gewährleisten. Dagegen unterschreitet die lichte Stabweite des Feinrechens mit etwa 5 mm deutlich den geforderten Mindestwert von 20 mm. Bezüglich des Stababstandes sind die Anforderungen nach LUBW 2016 erfüllt.

Bezüglich der Anströmgeschwindigkeit V_A sind beide Rechen getrennt zu behandeln, weil grundsätzlich an beiden Rechen ein Festsetzten von Fischen denkbar ist. Die Anströmgeschwindigkeit der Rechen ergibt sich aus dem Verhältnis von durchströmter Querschnittsfläche vor dem Rechen und dem maximalen Volumenstrom des entnommenen Wassers. Da bei der Wasseraufbereitungsanlage im Gebäude A7 zwei identische Anlagen parallel in Betrieb sind, sind die Flächen beider Anlagenteile zu berücksichtigen. Die durchströmte Querschnittsfläche ergibt sich bei dem vorliegenden Rechteckprofil aus der Breite der Rechen und der Wassertiefe.

Derzeit wird vom oberhalb des MAN-Betriebsgeländes gelegenen Kraftwerk „Triebwerk 21“ im Malvasierbach eine Wassermenge von ca. 0,9 m³/s an den Unterlieger MAN weitergeleitet. Im Wasserrechtsbescheid für das KW „Triebwerk 21“ ist eine Wassermenge in Höhe von 1,8 m³/s genehmigt. Bei seltenen Hochwasserereignissen können bis zu 2,2 m³/s im Malvasierbach anfallen. Durch einen oberhalb der Siebbandanlage gelegenen Stichkanal vom Malvasierbach zum Stadtbach können bei einem Ausfall oder zu Revisionszwecken der Siebbandanlage in A7 die Wassermengen abgeleitet werden. Im Normalbetrieb ist der Schieber des Stichkanals geöffnet und Wasser kann vom Malvasierbach in den Stadtbach fließen. Daher sind die Abflussmengen des KW „Triebwerk 21“ nicht mit den Abflussmengen der Siebbandanlage gleichzusetzen, sondern sie sind eher geringer.

2017 wurden hydraulische Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit des Malvasierbachs durchgeführt. Hierbei wurden verschiedene Abflussszenarien, sog. Lastfälle des Malvasierbachs mit Gesamtabflüssen von 0,9 m³/s, 1,8 m³/s und 2,2 m³/s berechnet. Dabei wurde ein maximaler Abfluss durch die Siebbandanlage mit 1,51 m³/s ermittelt (DR. BLASY – DR. ØVERLAND 2017).

[12] Der Anströmwinkel ist in den vorhandenen Anlagen von untergeordneter Bedeutung. Er ist in Wasserkraftanlagen mit Bypassanlagen wichtig, dort sorgt ein kleiner Anströmwinkel für eine hohe Tangentialgeschwindigkeit und verbessert somit die Leitwirkung des Rechens in den Bypass.

Um die an den beiden parallel geschalteten Rechen vorherrschenden maximale Anströmgeschwindigkeiten zu ermitteln, werden für die Berechnung Rechenbreite, Abflussmenge und Eintauchtiefe der Rechen benötigt:

$$V_{A\ Rechen\ Reinigungsanlage\ A7} = \frac{Volumenstrom\ Kühlwasser}{2 \times Rechenbreite \times Eintauchtiefe}$$

Die Rechenbreiten stehen fest (Grobrechen: 2,47 m, Feinrechen: 2,30 m), Abflussmengen und Eintauchtiefen werden angenommen. Gemessen wurden beim Beprobungstermin am 19.09.2019 bei einem Abfluss von ca. 1 m³/s eine Eintauchtiefe des Grobrechens von 1,91 m und des Feinrechens von 2,36 m. Weitere Messdaten stehen nicht zur Verfügung. Um dennoch die Anströmgeschwindigkeiten bei verschiedenen Abflussszenarien zu ermitteln, werden Abflüsse von 0,9 m³/s, 1,8 m³/s und 2,2 m³/s und Eintauchtiefen von 1,5 m bzw. 2,0 m (Grobrechen) und 2,0 m bzw. 2,4 m (Feinrechen) angenommen. In Tab. 30 und Tab. 31 werden neben den für die Abflussszenarien ermittelten Anströmgeschwindigkeiten auch die zum Zeitpunkt der Probenahme (fett) dargestellt.

Tab. 30: Rechnerische Anströmgeschwindigkeiten des Grobrechens bei ausgewählten Abflussszenarien und Eintauchtiefen des Rechens.

Abfluss [m³/s]	**Rechenbreite [m]**	**Eintauchtiefe [m]**	**Anströmgeschwindigkeit [m/s]**
0,9	2,47	1,5	0,12
0,9	2,47	2	0,09
1,0	**2,47**	**1,91**	**0,11**
1,8	2,47	1,5	0,24
1,8	2,47	2	0,18
2,2	2,47	1,5	0,30
2,2	2,47	2	0,22

Tab. 31: Rechnerische Anströmgeschwindigkeiten des Feinrechens bei ausgewählten Abflussszenarien und Eintauchtiefen des Rechens.

Abfluss [m³/s]	**Rechenbreite [m]**	**Eintauchtiefe [m]**	**Anströmgeschwindigkeit [m/s]**
0,9	2,3	2	0,10
0,9	2,3	2,4	0,08
1,0	**2,3**	**2,36**	**0,09**
1,8	2,3	2	0,20
1,8	2,3	2,4	0,16
2,2	2,3	2	0,24
2,2	2,3	2,4	0,20

Die maximal auftretende Anströmgeschwindigkeit V_A sollte bei Bestandsanlagen 0,5 m/s nicht überschreiten (LUBW 2016). Bei den begutachteten Rechenanlagen treten auch bei hohen Abflüssen deutlich geringere Anströmgeschwindigkeiten (Grobrechen: 0,09 bis 0,30 m/s, Feinrechen: 0,08 bis 0,24 m/s) auf.

Fazit

Die vorhandene Rechenanlage erfüllt bezüglich der lichten Stabweite und der Anströmgeschwindigkeit die Anforderungen der LUBW 2016. Der Anströmwinkel ist bei vorliegender Anlagenkonstellation nicht relevant. Somit ist ein ausreichender Fischschutz gewährleistet.

Anlage S3/A29

Mit einer lichten Stabweite von 22 mm werden die Vorgaben der LUBW 2016 knapp verfehlt. Für die Berechnung der Anströmgeschwindigkeit am Rechen werden neben der Eintauchtiefe des Rechens und der Rechenbreite der maximale Volumenstrom des Kühlwassers benötigt. Dieser liegt entsprechend der aktuell genehmigten Entnahmemengen im Ist-Zustand bei 1.200 m^3/h (entspricht 0,333 m^3/s).

$$V_{A\ Rechen\ S3/A29} = \frac{Volumenstrom\ Kühlwasser}{Rechenbreite\ \times\ Eintauchtiefe\ des\ Rechens} = \frac{0{,}333\ {}^{m}/_{s^3}}{2{,}00\ m\ \times 1{,}75\ m} = \frac{0{,}333\ {}^{m}/_{s^3}}{3{,}50\ m^2} = 0{,}095\ \frac{m}{s}$$

Die Anströmgeschwindigkeit von 0,095 m/s unterschreitet die maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s deutlich.

Fazit

Die vorhandene Rechenanlage erfüllt nur bezüglich der Anströmgeschwindigkeit die Anforderungen der LUBW 2016. Die lichte Stabweite entspricht nicht den Vorgaben. Der Anströmwinkel ist bei vorliegender Anlagenkonstellation nicht relevant. Zur abschließenden Bewertung bezüglich des Fischschutzes wird auf Kap. 6.14.3 verwiesen.

Anlage S4/E14

Die lichte Stabweite des Rechens beträgt 20 mm und erfüllt damit die Anforderungen der LUBW 2016. Für die Berechnung der Anströmgeschwindigkeit am Rechen werden neben der Eintauchtiefe des Rechens und der Rechenbreite der maximale Volumenstrom des Kühlwassers benötigt. Dieser liegt entsprechend der aktuell genehmigten Entnahmemengen im Ist-Zustand bei 1.400 m^3/h (entspricht 0,388 m^3/s).

$$V_{A\ Rechen\ S4/E14} = \frac{Volumenstrom\ Kühlwasser}{Rechenbreite\ \times\ Eintauchtiefe\ des\ Rechens} = \frac{0{,}388\ {}^{m}/_{s^3}}{1{,}75\ m\ \times 1{,}30\ m} = \frac{0{,}388\ {}^{m}/_{s^3}}{2{,}28\ m^2} = 0{,}17\ \frac{m}{s}$$

Die Anströmgeschwindigkeit von 0,17 m/s unterschreitet die maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s deutlich.

Fazit

Die vorhandene Rechenanlage erfüllt bezüglich der lichten Stabweite und der Anströmgeschwindigkeit die Anforderungen der LUBW 2016. Der Anströmwinkel ist bei vorliegender Anlagenkonstellation nicht relevant. Somit ist ein ausreichender Fischschutz gewährleistet.

6.14.2 Fischanfall

6.14.2.1 Individuenzahlen und Fischarten

Während der drei Untersuchungstermine wurden an den drei beprobten Entnahmestellen insgesamt 151 Fische im Siebgut ermittelt. Der Großteil der Fische (148 Individuen und damit ca. 98 % der Gesamtnachweise) wurde dabei an der Reinigungsanlage A7 erfasst. An allen weiteren Entnahme- bzw. Reinigungsanlagen (Fein- und Grobrechen bei A7, Siebtrommel S3/A29 und S4/E14) wurden nur vereinzelt Fische nachgewiesen (Tab. 32).

Tab. 32: Übersicht der an den drei Terminen je Entnahmestelle bzw. Reinigungseinheit angefallenen Fische

Termin	Reinigungsanlage A7			S3/A29 Siebtrommel	S4/E14 Siebtrommel	Summe aller Anlagen
	Grobrechen	Feinrechen	Siebbandanlage			
	Anzahl der erfassten Individuen (n)					
Termin 1 29./30.08.2019	0	4	119	0	0	123
Termin 2 19./20.09.2019	1	2	10	nicht in Betrieb	1	14
Termin 3 30./31.10.2019	0	1	11	2	0	14
Gesamtsumme	**1**	**7**	**140**	**2**	**1**	**151**

Bei den Beprobungen konnten insgesamt 14 Fischarten nachgewiesen werden. Bei sehr kleinen Individuen oder starker Schädigung war eine Bestimmung auf Artniveau nicht immer möglich und es erfolgte eine systematische Zuordnung zur entsprechenden Fischfamilie. Bei den Beprobungen wurden 12 auf Artniveau nicht zu identifizierende Fische gefangen. Diese konnten aber eindeutig den Cyprinidae (Karpfenfische/Weißfische) zugeordnet werden und sind in der folgenden Tabelle als Weißfische aufgeführt.

Die meisten der nachgewiesenen Arten (zehn und damit ca. 70 % des Arteninventars) gehörten der Familie der Cypriniden (Karpfenartige/Weißfische) an. Die übrigen nachgewiesenen Familien (Siluridae/Welse, Gasterosteidae/Stichlinge, Salmonidae/Lachsfische, Percidae/Barschartige) waren jeweils nur mit einer Art im Gesamtausfang vertreten, bis auf die Stichlinge (9) auch nur mit je einem Individiuum. Im Hinblick auf die Gesamtindividuenzahl dominierten die Cypriniden deutlich (138 Ind. bzw. 91 %; Tab. 33).

Tab. 33: Fischarteninventar/Individuenzahlen im Spülwasser der verschiedenen Entnahmeanlagen – Summe aller Termine im Jahr 2019.

Fischart	Reinigungsanlage A7			S3/A29 Siebtrommel	S4/E14 Siebtrommel
	Grobrechen	Feinrechen	Siebbandanlage		
	Anzahl der erfassten Individuen [n]				
Familie Siluridae					
Wels	-	-	-	-	1
Familie Gasterosteidae					
Stichling	-	1	9	-	-
Familie Salmonidae					
Bachforelle	-	1	-	-	-
Familie Percidae					
Barsch	1	-	-	-	-
Familie Cyprinidae					
Aitel	-	-	5	1	-
Barbe	-	-	2	-	-
Brachse	-	2	49	-	-
Gründling	-	-	1	-	-
Karpfen	-	-	2	-	-
Laube	-	-	2	-	-
Nerfling	-	1	1	-	-
Rotauge	-	2	4	-	-
Schleie	-	-	52	-	-
Schneider	-	-	1	1	-
Weißfisch	-	-	12	-	-
Gesamt	**1**	**7**	**140**	**2**	**1**

6.14.2.2 Fischgrößen

Wie das Längenhäufigkeits-Diagramm (Abb. 90) zeigt, wurden überwiegend Fische mit Längen zwischen 1,5 und 3,4 cm nachgewiesen (knapp 90 %). Es handelt sich überwiegend um Fischbrut und juvenile Fische. Die größten Fische wurden im Rechengut der Reinigungsanlage bei A7 gefunden. Es handelt sich hierbei um einen Barsch mit 21 cm (Grobrechen) und eine Bachforelle mit 33 cm (Feinrechen). Die Bachforelle wies letale Verletzungen auf. Nach dem Schadensbild sind diese mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Turbinenpassage bei einem stromaufwärts gelegenen Kraftwerk zurückzuführen. Wegen der Übersichtlichkeit des Diagramms sind beide Fische in dem Längenhäufigkeits-Diagramm nicht dargestellt.

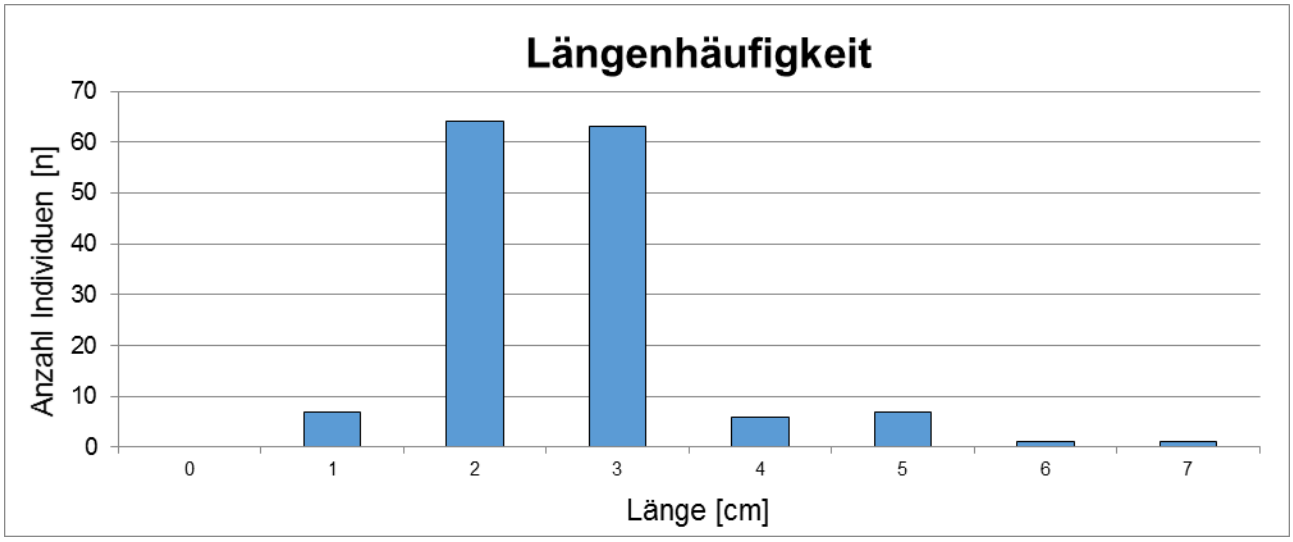


Abb. 90: Längenhäufigkeits-Diagramm aller nachgewiesenen Fische (Fischlängen gerundet)

6.14.2.3 Naturschutzfachliche Einstufung der Fischarten im Rechen-/Siebgut

Acht der insgesamt 14 nachgewiesenen Arten werden in der aktuellen Roten Liste – Bayern Süd (LfU Bayern 2003) geführt. Von diesen acht Fischarten stehen sechs auf der Vorwarnliste, zwei Arten (Barbe, Schneider) sind als „gefährdet“ (Gefährdungsstufe 3) eingestuft. Bei den nachgewiesenen Arten handelt es sich (bis auf den Stichling) um autochthone Fischarten. FFH-Anhang-II-Arten konnten nicht nachgewiesen werden (Tab. 34).

Tab. 34: Übersicht über den Rote-Liste und FFH-Status der nachgewiesenen Arten

Fischart		**Anzahl Gesamt**	**FFH Anhang II**	**FFH Anhang IV**	**RL Bayern Süd**	**Autochthon**
Deutsche Bezeichnung	**Wissenschaftliche Bezeichnung**					
Aitel	*Squalius cephalus*	6	-	-	-	✓
Bachforelle	*Salmo trutta*	1	-	-	V	✓
Barbe	*Barbus barbus*	2	-	-	3	✓
Barsch	*Perca fluviatilis*	1	-	-	-	✓
Brachse	*Abramis brama*	51	-	-	-	✓
Gründling	*Gobio gobio*	1	-	-	V	✓
Karpfen	*Cyprinus carpio*	2	-	-	-	✓
Laube	*Alburnus alburnus*	2	-	-	V	✓
Nerfling	*Leuciscus idus*	2	-	-	V	✓
Rotauge	*Rutilus rutilus*	6	-	-	-	✓
Schleie	*Tinca tinca*	52	-	-	-	✓
Schneider	*Alburnoides bipunctatus*	2	-	-	3	✓
Stichling	*Gasterosteus aculeatus*	10	-	-	V	-
Wels	*Silurus glanis*	1	-	-	V	✓

Erläuterungen:

RL Bayern Süd (Rote Liste Bayern Süd, 2003)	Gefährdungsstufen: 1 (ausgestorben oder verschollen), 2 (stark gefährdet), 3 (gefährdet), V (Arten der Vorwarnliste), D (Daten defizitär), F (im Einzugsgebiet nicht ursprünglich heimische Art), * (ungefährdet bzw. nicht enthalten)
FFH-Anhang:	II: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen (Anhang II) IV: Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse (Anhang IV) V: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können (Anhang V).

6.14.2.4 Vitalität/Schädigungsraten

Über 98 % des Gesamtausfangs erfolgte an der Reinigungsanlage bei A7 (Malvasierbach). In den Entnahmebauwerken S3/A29 und S4/E14 traten nur vereinzelt Fische auf (zusammen 3 Individuen). Daher wurde auf eine separate Auswertung des Vitalitätszustandes der aufgenommenen Fische der letzteren beiden Kühlwasserentnahmestellen verzichtet.

Die Auswertung der Schädigungsrate für die Wasserentnahme an allen drei Entnahmestellen der MAN ergab mit rund 85 % eine relativ hohe Mortalitätsrate. 11 % der Fische waren vital und 4 % stark geschädigt. Diese Werte unterscheiden sich nur geringfügig von den Werten der Siebbandanlage bei A7 bei separater Auswertung derselben (Abb. 91).

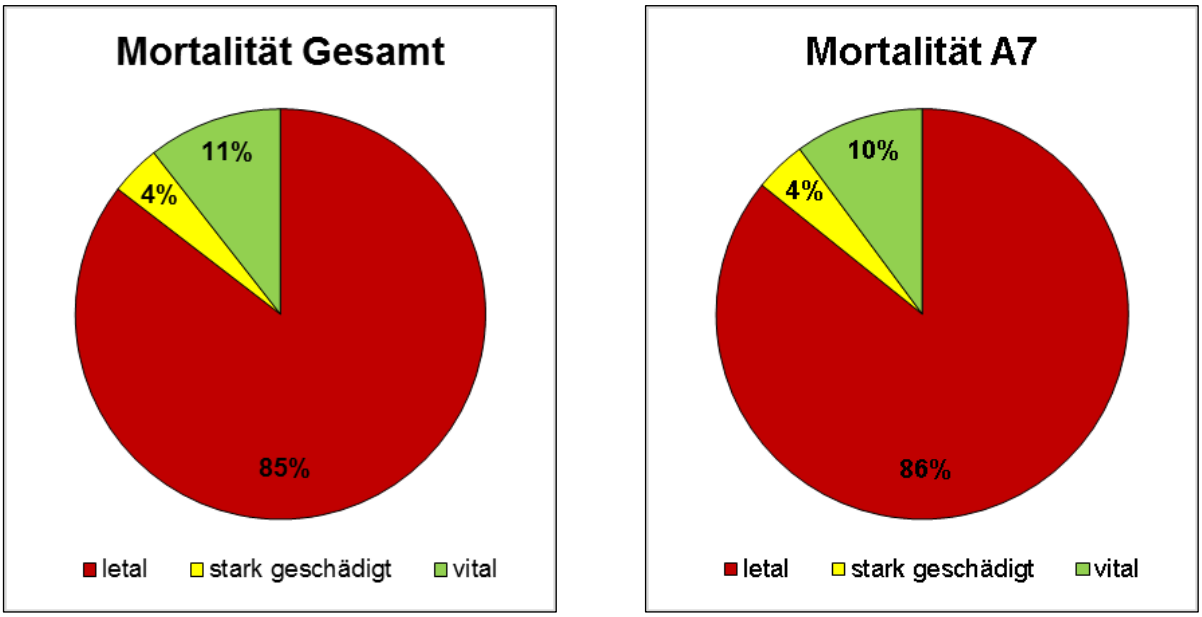


Abb. 91: Vitalität/Schädigung der im Filtergut der Siebbänder erfassten Fische aller Termine: Gesamtbetrachtung aller Anlagen (links) und der Reinigungsanlage bei A7 (rechts)

Die hohe Gesamtmortalität ist unter anderem in den Fischarten/Fischgrößen-Zusammensetzungen begründet. Die Mortalität hängt stark von der Fischgröße ab und nimmt mit zunehmender Körpergröße ab. Vor allem Fischbrut unter 3 cm Körperlänge weisen hohe Schädigungsraten auf. Größere Fische überstanden die Siebbandpassage dagegen oftmals ohne erkennbare Schädigung (Abb. 92). Wie in dem Längenhäufigkeits-Diagramm (Abb. 90) dargestellt, dominieren mit einem Anteil von

knapp 90 % am Gesamtfang die kleineren, empfindlichen Fischgrößen, was zu einer hohen Mortalitätsrate führt. Zudem überwiegen im Gesamtfang juvenile Weißfische mit über 90 %. Untersuchungen an Siebbandanlagen von Kraftwerken haben gezeigt, dass diese besonders empfindlich auf mechanische Einwirkungen reagieren und die Siebbandpassage meist nicht unbeschadet überstehen (BNGF GMBH 2018).

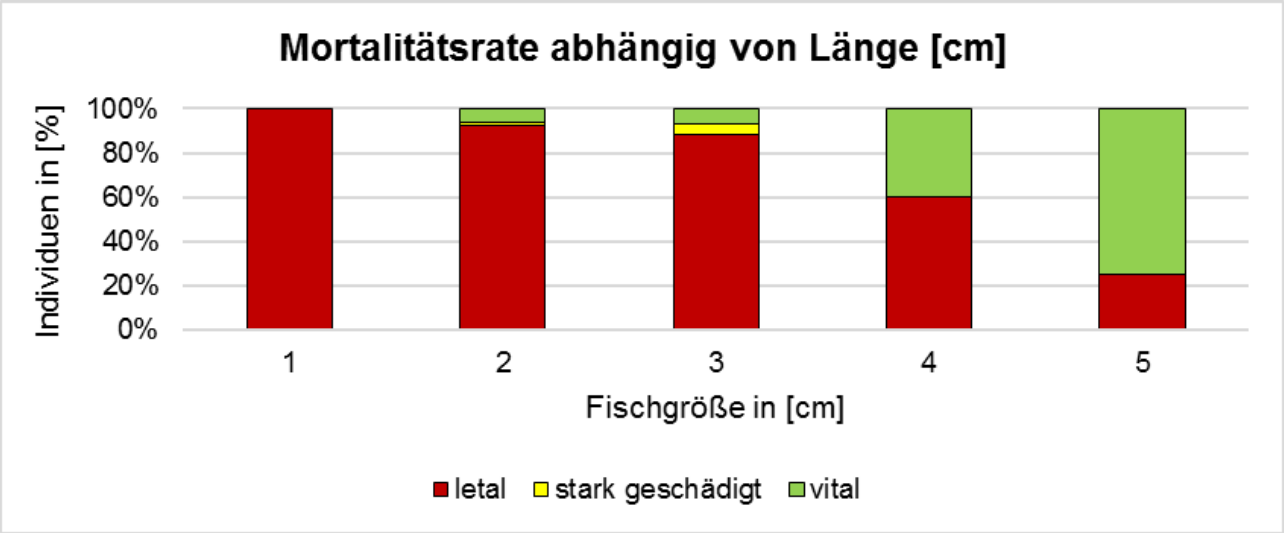


Abb. 92: Mortalitätsrate abhängig von der Fischgröße. Dargestellt sind die Daten der Siebbandanlage bei A7 aller drei Beprobungstermine.

6.14.3 Zusammenfassung

Die vorhandenen Rechenanlagen erfüllen bezüglich der lichten Stabweite die Anforderungen der LUBW 2016 weitestgehend. Nur die lichte Stabweite der Rechenanlage des Entnahmebauwerks S3/A29 entspricht nicht den Empfehlungen: statt dem geforderten Maximalabstand von 20 mm für Bestandsanlagen beträgt dieser ca. 22 mm. Bei Betrachtung des geringen Fischanfalls der Anlage über alle durchgeführten Probenahmen (insgesamt 2 Individuen), kann aber von einem wirksamen Fischschutz ausgegangen werden. Die Anströmgeschwindigkeiten der Rechen liegen in allen Anlagen weit unter dem von der LUBW vorgeschlagenen Maximalwert von 0,5 m/s. Ein ausreichender Fischschutz ist damit an allen Entnahmeanlagen gewährleistet.

Bei den Untersuchungen der drei Reinigungsanlagen der MAN (drei 24-Stunden-Beprobungen, Tag- und Nachtschicht) konnten im Spülwasser der Siebbänder bzw. im Rechengut der Rechen lediglich 151 Fische dokumentiert werden. Davon entfielen 148 Fische auf die Wasserreinigungsanlage bei A7 (Malvasierbach), zwei Fische auf die Anlage S3/A29 (Stadtbach) und ein Fisch auf die Anlage S4/E14 (Proviantbach). Die Untersuchungen haben bei 14 Fischarten Verluste bzw. Schädigungen in unterschiedlichen Ausmaß gezeigt. Insgesamt waren ca. 85 % der Fische letal geschädigt und 11 % vital. 4 % der Fische waren geschädigt und eine Überlebensfähigkeit nicht sicher. Die hohe Mortalitätsrate ist vermutlich durch die Zusammensetzung der Fischarten und Fischgrößen begründet. Die acht Rote-Liste-Arten (Rote Liste Bayern Süd, 2003) wurden bei der gesamten Untersuchung in sehr geringen Stückzahlen nachgewiesen. Den größten Anteil des Gesamtfangs bildeten mit knapp 70 % die naturschutzfachlich unbedeutenden Arten Brachse und Schleie.

Im Sinne einer abschließenden Gesamtbewertung der durchgeführten Untersuchungen zum Fischschutz und Fischanfall in den Entnahmebauwerken der MAN können nachteilige fischökologische und fischfaunistische Auswirkungen auf die Fischpopulationen wie eine Verschiebung im Artenspektrum und der Dominanzverhältnisse sowie eine erhebliche Beeinträchtigung der Erhaltungszustände der naturschutzfachlich relevanten Fischarten durch die betriebliche Kühlwasserentnahme der MAN gesichert ausgeschlossen werden.

6.15 Makrophyten und Phytobenthos

Die biologische Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ eignet sich, um an einem Gewässerabschnitt nährstoffbedingte und hydromorphologische Beeinträchtigungen nachzuweisen. Sie dienen im Fließgewässer als Langzeitindikatoren und sind u. a. abhängig von Fließgeschwindigkeit, Trübung, Substrat, Wassertiefe, Chemismus (insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen) und Beschattung. Insbesondere die Qualitätskomponente „Makrophyten“ reagiert langfristig auf strukturelle Defizite.

Basierend auf Ergebnissen der amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2013 (2. Monitoringzeitraum[13]) an den WRRL-Probestellen 103310 „oh. Wegbr. – oh. Bahnlinie“ (FWK F147), 3043 „uh. Hochablass Augsb. – Mutterbett“ (FWK F126) und 3108 „1km oh. Br. Thierh. – Mutterbett“ (FWK F124) wurde der Zustand der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ in jedem der drei Flusswasserkörper mit der Zustandsklasse „gut“ eingestuft. Die amtlichen Ergebnisse können dem Anhang 13 entnommen werden.

[13] Der 2. Monitoringzeitraum umfasst die Periode von Mitte 2009 bis 2014; die Untersuchungsergebnisse sind Basis für den Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm gemäß WRRL für den Zeitraum 2016–2021.

7. Maßnahmen zur Verbesserung/Vermeidung/Verminderung

Das entnommene Wasser wird nach der Nutzung lediglich in der Temperatur verändert und nahezu vollständig wieder direkt vor Ort dem Wasserkreislauf zugeführt. Lediglich eine geringe Menge wird nach Gebrauch der städtischen Kanalisation zugeführt. Diese wird auf ca. 0,5 % nach Abschluss der derzeit noch laufenden umfangreichen Maßnahmen weiter reduziert.

Es findet daher kein relevanter „Wasserverbrauch“ durch die beantragte Gewässerbenutzung statt. Aufgrund der Lage des Industriestandorts in unmittelbarer Innenstadtlage mit den damit einhergehenden beengten Platzverhältnissen und der über 100-jährigen Geschichte des Standorts als Produktionsstandort hat sich die Verwendung der Durchlaufkühlung in den Bestandsanlagen bewährt und ist verfahrenstechnisch nicht ohne Weiteres durch alternative Kühlverfahren ersetzbar. Hinzu sind bei alternativen Kühlverfahren andere umweltrelevante Vorschriften zu beachten und die Auswirkungen zu beurteilen. Aufgrund der Stadtlage sind hier insbesondere die Lärmvorschriften ein limitierender Faktor.

Nichtsdestotrotz werden zur Optimierung des Kühlwasserbedarfs und zur Reduzierung des Wärmeeintrags in das Gewässer laufend Maßnahmen umgesetzt. So konnte durch Systemoptimierungen, Umstellung von Kühlverfahren und Verbesserung der Regelungstechnik der spezifische Kühlwasserverbrauch reduziert werden. Somit kann trotz deutlicher Produktionssteigerungen der bislang genehmigte Umfang der Benutzung jederzeit eingehalten werden.

Auch in Zukunft werden Maßnahmen zur Reduzierung des Kühlwasserbedarfs bzw. zur Reduzierung des Wärmeeintrags umgesetzt. Als ein besonderes Beispiel kann hier das geplante Turbolader Performance Center (TPC) genannt werden, welches 2020 in Betrieb gehen soll. Es handelt sich um ein klares Bekenntnis zum Standort Augsburg, denn die Investitionssumme von 50 Millionen Euro ist die größte Infrastrukturinvestition seit mehreren Jahrzehnten. Im neuen TPC wird kein Nutzwasser mehr für die Kühlung der Turboladerprüfstände verwendet. Die Kühlung der Prüfstandprozesse (15 MW) werden über offene und adiabate Rückkühler realisiert.

Die Motorenprüfstände als relevanteste Quelle des Kühlwasser- und Wärmeeintrags in die Gewässer werden nach Möglichkeit so betrieben, dass Temperaturspitzen in den Gewässern vermieden werden.

Die Entnahme von Grundwasser ist in dem beantragten Umfang zur Sicherung des Wasserbedarfs der beschriebenen Betriebsbereiche zwingend erforderlich (z.B. für den Schmelzbetrieb in der Gießerei). Eine alleinige Kühlwasserversorgung mit Oberflächenwasser ist nicht möglich, da die Eigenschaften des Oberflächenwassers (schwankende Temperaturen über den Jahresverlauf, Vorhandensein von Schwebstoffe) nicht die Anforderungen sämtlicher erforderlichen Kühlzwecke im Betrieb erfüllen. Das genutzte Grundwasser wird an Ort und Stelle über die Bachsysteme auch wieder dem lokalen Wasserkreislauf zur Verfügung gestellt, da Grundwasser und Vorfluter in diesem Bereich miteinander in Verbindung stehen.

8. Prognose der Umweltauswirkungen des Vorhabens

8.1 Vorbemerkung zu den Eingangsparametern der Prognose

Die Prognose basiert grundsätzlich auf den Abfluss- und Temperaturverhältnissen der Gewässer im Untersuchungsgebiet des Untersuchungsjahres 2018–2019 für vier exemplarisch gewählte Monate. Die zugrunde gelegten Temperaturdaten sowie die Abflussdaten der amtlichen Pegel gingen hierbei als 15-Minutenwerte in die Berechnungsszenarien ein.

Die nachfolgende Tabelle fasst die in der Berechnung herangezogenen Abflüsse als Monatsmittel zusammen (vgl. hierzu auch Kap. 6.2).

Tab. 35: Zusammenstellung der Abflüsse (Monatsmittel) in den Lechkanälen, Lech und Wertach für die Berechnung der Prognose

	Niedrigwasser-Verhältnisse bzw. Lechkanäle nicht gefüllt		**Mittelwasser-Verhältnisse bzw. Lechkanäle gefüllt**	
	August 2018	**November 2018**	**März 2019**	**Juli 2019**
Abfluss Auslaufkanal in der Wolfzahnau	24 m³/s	26 m³/s	34 m³/s	34 m³/s
Abfluss Stadtbach auf Höhe der MAN	9 m³/s	9 m³/s	14 m³/s	14 m³/s
Abfluss Proviantbach auf Höhe der MAN	15 m³/s	16 m³/s	21 m³/s	21 m³/s
Abfluss Malvasierbach	0,9 m³/s	0,9 m³/s	0,9 m³/s	0,9 m³/s
Abfluss Lech Mutterbett (Differenz aus Abfluss Lech Pegel Haunstetten abzgl. Abfluss im Auslaufkanal)	12,2 m³/s	9,5 m³/s	53,0 m³/s	52,2 m³/s
Abfluss Wertach (Differenz aus Abfluss Lech Pegel unterhalb Wertachmündung abzgl. Pegel Haunstetten)	16,8 m³/s	12,2 m³/s	41,3 m³/s	20,5 m³/s

Hinsichtlich der Betriebsweise, werden zwei Fall-Szenarien unterschieden:

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Grundsätzlich beabsichtigt die MAN, den Betrieb der thermischen Einleitungen im bisherigen Umfang weiterzuführen. Gegenüber dem Ist-Zustand ergibt sich somit keine Änderung. Insofern entspricht der Ist-Zustand unter den Bedingungen des tatsächlichen Betriebes der Prognose. Das Untersuchungsjahr umfasst den Extremsommer und -herbst 2018 mit äußerst niedrigen Abflüssen im Bereich von MNQ und sehr hohen Vorlauftemperaturen. Insofern decken die Verhältnisse im Ist-Zustand basierend auf dem realen Betrieb bereits den worst-case ab.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Die im Bescheid beantragten Werte einer maximalen Einleitung von 5.880 m³/h sowie einer maximalen Einleittemperatur von 35 °C wurden im Untersuchungsjahr allerdings nicht vollständig bzw.

nicht gleichzeitig an allen Einleitstellen ausgeschöpft. Aus diesem Grund wird für die Prognose, ergänzend zu den Verhältnissen unter realen Betriebsbedingungen (Fall A), die zu erwartende thermische Beeinflussung berücksichtigt, für den Fall, dass die MAN zu ausgewählten, exemplarischen Einleitspitzen im Untersuchungsjahr die Antragswerte, sowohl hinsichtlich der beantragten maximalen Einleitmenge als auch bezogen auf die maximal beantragte Einleittemperatur, zeitgleich vollständig ausgeschöpft hätte. Dies ist ein hypothetisches Fallszenario, dessen Eintrittswahrscheinlichkeit als äußerst gering eingeschätzt wird.

Zu diesem Zweck wurden auf Basis der Betriebsdaten für die Einleitstelle E3/A29 innerhalb der exemplarisch betrachteten Monate (August 2018, November 2019, März 2019 und Juli 2019) jeweils zwei Tage mit vergleichsweise ausgeprägten Einleitspitzen ausgewählt. Für diese Einleitspitzen des tatsächlichen Betriebs wurden sowohl Einleitmenge als auch Temperatur auf die Antragswerte von 5.000 m³/h und 35 °C erhöht.

Diese Vorgehensweise wird beispielhaft für den 22. und 23. August 2018 erläutert (Abb. 93). Einleitspitzen gemäß tatsächlichem Betrieb erfolgten am 22. August und 23. August jeweils zwischen 07:00 und 10:00 Uhr mit Einleitmengen um die 3.000 m³/h und Einleittemperaturen bis zu knapp 35 °C. Für die Berechnung des Prognose-Szenarios auf Basis der Antragswerte wurde für diese beiden Zeiträume die Einleitmenge auf den Antragswert von 5.000 m³/h und die Einleittemperatur auf den Antragswert von 35 °C gesetzt. Wie aus Abb. 93 ersichtlich wird, ist diese rechnerische Prognose auf Basis der Antragswerte ein theoretisches Szenario, das die tatsächlich zu erwartenden Einleitspitzen aller Wahrscheinlichkeit nach überschätzt.

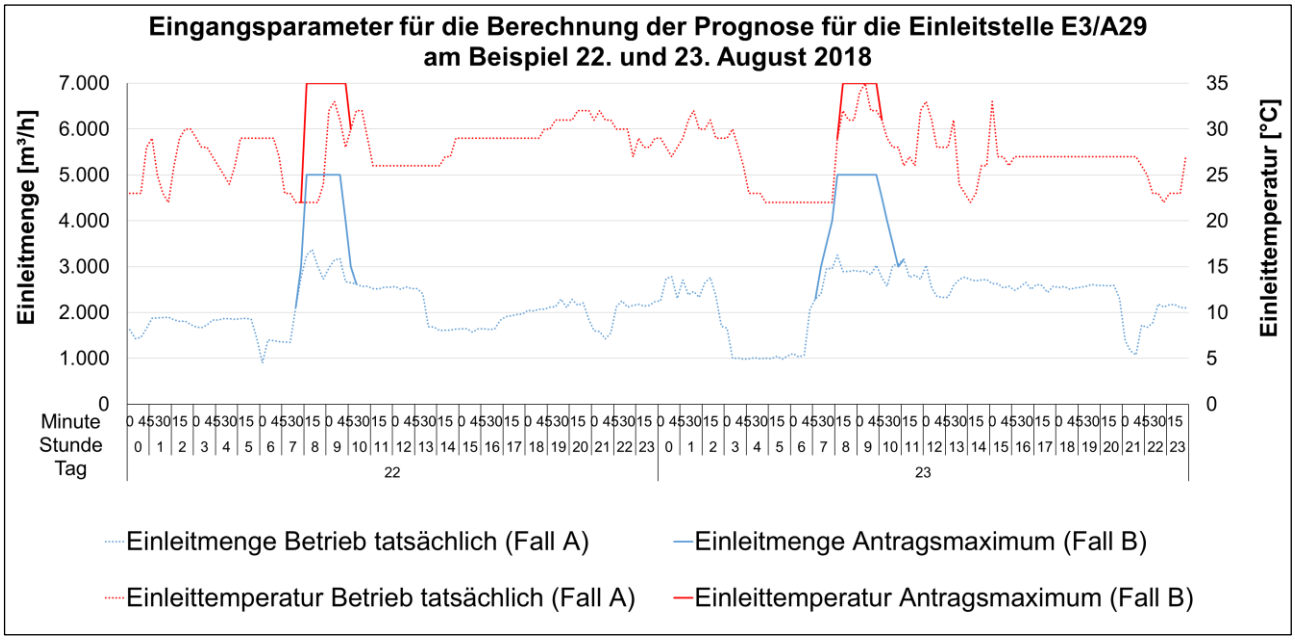


Abb. 93: Eingangsparameter für die Berechnung der Prognose für die Einleitstelle E3/A29 am Beispiel 22. und 23. August 2018

Zusätzlich wird in der Prognose-Berechnung für den Fall B angesetzt, dass an den Einleitstellen E2/A7 und E1/C12 die Antragswerte permanent ausgeschöpft werden. Dies umfasst 730 m³/h an der Einleitstelle E2/A7 bzw. 150 m³/h an der Einleitstelle E1/C12; jeweils mit einer Einleittemperatur

von 35 °C. Auch diese Annahme überschätzt die tatsächlichen Einleitverhältnisse aller Voraussicht nach.

Die grafisch aufbereiteten Ergebnisse dieser Prognose-Berechnung für den Fall B finden sich in Anhang 11. Nachfolgend wird nur mehr verbal auf diese Ergebnisse eingegangen.

8.2 Thermische Beeinflussung des FWK F147

8.2.1 Prognose der Temperaturerhöhung/Maximaltemperaturen am Ort der vollständigen Durchmischung

Rechnerischer Bezugspunkt für die Prognose ist der Ort der vollständigen Durchmischung des eingeleiteten Kühlwassers im Vorfluter. Der FWK F147 setzt sich aus mehreren Kanälen zusammen, die in den Auslaufkanal münden. Als Ort der vollständigen Durchmischung der Einleitung der MAN in den FWK F147 wurde in Abstimmung mit den zuständigen Fachbehörden der Abschnitt mit dem Gesamtabfluss des FWKs festgelegt (vgl. Protokoll vom Behördentermin 03.06.2019). Dies ist der sog. Auslaufkanal.

8.2.1.1 Temperaturerhöhung (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

In den Sommermonaten ergeben sich rechnerisch stundenweise wirkende, maximale Temperaturerhöhungen[14] am Durchmischungsort von

- 0,4 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,1–0,2 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

Für die Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonate errechnet sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von maximal

- 0,5–0,7 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,3–0,4 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, ergäbe sich in den Sommermonaten eine kurzzeitige rechnerische Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von

- 0,5 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,4 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf

[14] Die errechnete Temperaturerhöhung ergibt sich jeweils im Zusammenwirken aus der Einleitung der MAN sowie den unterschiedlichen Vorlauftemperaturen von Malvasierbach, Stadtbach und Proviantbach.

Im Winter und in den Übergangszeiten errechnet sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von maximal

- 1,0–1,1 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,8–0,9 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

8.2.1.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Bei den geprüften Temperaturszenarien für den realen Betrieb errechnen sich maximale Temperaturen am Durchmischungsort im Auslaufkanal zwischen 24,0 °C und 24,1 °C. Das im Extremsommer 2018 gemessene Temperaturmaximum im Auslaufkanal betrug 24,0 °C; im Sommer 2019 wurden 24,1 °C als Temperaturmaximum erfasst.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitglich vollständig ausgeschöpft würden, wären unter hochsommerlichen extrem-Bedingungen (geringe Abflüsse, hohe Vorlauftemperaturen) Temperaturmaxima von 24,2 °C bis 24,4 °C im Auslaufkanal rechnerisch möglich.

8.2.1.3 Temperaturerhöhung und Temperaturmaxima während der Bachablässe

Die Bachablässe erfolgen im Herbst für zwei Wochen. Detaillierte Auswertungen zu den Bachabläs-sen inkl. der verbleibenden Restwassermengen finden sich in Anhang 11.

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Während des Lech-seitigen[15] Ablasses führt die Einleitung der MAN unter worst-case-Bedingungen wie im Herbst 2018 am Durchmischungspunkt im Auslaufkanal zu einer stundenweise wirkenden, maximalen Temperaturerhöhung von 0,9 K (gl-6h-Mittel) gegenüber dem Vorlauf im Stadtbach. Maximale Temperaturen sind für den realen Betrieb von bis zu 20,4 °C (gl-6h-Mittel) zu erwarten.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, wäre eine kurzzeitige Erwärmung von 1,5 K (gl-6h-Mittel) am Durchmischungsort gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf rechnerisch möglich, mit einer maximalen Temperatur von 21,2 °C unter worst-case-Bedingungen (überdurchschnittliche hohe Vorlauftemperaturen wie im September 2018).

[15] worst-case bezogen auf die Abflussverhältnisse am Punkt der vollständigen Durchmischung

8.2.2 Thermische Beeinflussung des Stadtbachs im unmittelbaren Einflussbereich

Der FWK F147 setzt sich aus mehreren Kanälen zusammen, die in den Auslaufkanal münden. Als der unmittelbare Einflussbereich im FWK F147 wird der Abschnitt des Stadtbaches zwischen der Einleitung der MAN bis zum Zusammenfluss mit dem Proviantbach betrachtet.

8.2.2.1 Temperaturerhöhung (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

In den Sommermonaten führt die Einleitung der MAN – im Zusammenwirken mit der Temperaturbeeinflussung durch den Malvasierbach – zu stundenweise wirkenden, maximalen Temperaturerhöhung von 0,4–0,5 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf.

Für die Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonate ergibt sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung von maximal 0,9–1,3 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, wäre in den Sommermonaten eine kurzzeitige Temperaturerhöhung von 0,9–1,4 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf theoretisch möglich.

Im Winter und in den Übergangszeiten errechnet sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung im Stadtbach von maximal 2,1–2,5 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf.

8.2.2.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Bei den geprüften Temperaturszenarien für den realen Betrieb errechnen sich maximale Temperaturen im Stadtbach zwischen 23,9 °C und 24,1 °C. Das im Extremsommer 2018 gemessene Temperaturmaximum im Stadtbach betrug 24,2 °C; im Sommer 2019 wurden ebenfalls 24,2 °C als Temperaturmaximum erfasst.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitglich vollständig ausgeschöpft werden, wären unter hochsommerlichen extrem-Bedingungen (geringe Abflüsse, hohe Vorlauftemperaturen) hochsommerliche Temperaturmaxima von 24,2 °C bis 24,9 °C im Stadtbach rechnerisch möglich.

8.2.2.3 Temperaturerhöhung und Temperaturmaxima während der Bachablässe

Die Bachablässe erfolgen im Herbst für zwei Wochen. Die geringsten Restwassermengen im Stadtbach ergeben sich während des Lochbach-seitigen Ablass, wenn auch der Schaefflerbach abgestellt wird. Dieser Fall tritt nur jedes zweite Jahr auf.

Detaillierte Auswertungen zu den Bachablässen inkl. der verbleibenden Restwassermengen finden sich in Anhang 11.

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Während des Lochbach-seitigen[16] Ablasses führt die Einleitung der MAN – im Zusammenwirken mit der Temperaturbeeinflussung durch den Malvasierbach – unter worst-case-Bedingungen wie im Herbst 2018 zu einer stundenweise wirkenden, maximalen Temperaturerhöhung von 3,6 K (gl-6h-Mittel) gegenüber der Vorlauftemperatur. Unter Berücksichtigung unterschiedlicher, ungünstiger Fallkonstellationen ist im Stadtbach als unmittelbarer Einleitungsbereich für den realen Betrieb eine maximale Mischtemperatur von bis zu 21,6 °C (gl-6h-Mittel) kurzzeitig zu erwarten.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, wäre eine kurzzeitige Temperaturerhöhung von bis zu 6,7 K (gl-6h-Mittel) rechnerisch möglich. Unter Berücksichtigung unterschiedlicher, ungünstiger Fallkonstellationen errechnet sich hypothetisch eine maximale Mischtemperatur im Stadtbach kurzzeitig von bis zu 24,1 °C (gl-6h-Mittel).

8.3 Thermische Beeinflussung des FWK F124

Als Bezugspunkt für die Prognose der thermischen Beeinflussung des FWK F124 wird der Lech unterhalb der Wertachmündung angesetzt.

8.3.1 Temperaturerhöhung bzw. -abkühlung (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Bereits im Auslaufkanal ließ sich für den August 2018 keine Erwärmung durch die MAN gegenüber der Vorlauftemperatur im Proviantbach feststellen (vgl. Kap. 6.10.4). Daher bildet sich, basierend auf den Betriebsdaten, ein Einfluss der MAN im Lech uh Wertachmündung nicht mehr ab. Am Beispiel des 22. und 23. August 2018 ergeben sich rechnerische Mischtemperaturen im Lech uh. Wertachmündung, die im Tagesgang zwischen 1,3–0,2 K kühler sind als am Hochablass.

Für die Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonate ergibt sich eine für wenige Stunden wirkende Erwärmung des Lechs gegenüber den Temperaturen am Hochablass von maximal rd. 0,2 K.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Für die Sommer-Situation, z.B. Sommer 2018, ist auch bei kurzzeitigem, vollständigem Ausschöpfen der Antragswerte im Lech uh. der Wertachmündung eine geringere Temperatur zu erwarten als im Lech am Hochablass. Denn auch für diesen Fall ist die kühlende Wirkung der Wertach nach wie vor wesentlich stärker ausgeprägt, als die kurzzeitig wirkende Erwärmung durch die MAN. Die kühlende Wirkung reduziert sich durch den Einfluss der MAN um maximal 0,1–0,2 K in allen untersuchten Fallkonstellationen.

[16] worst-case bezogen auf die Abflussverhältnisse im Stadtbach uh der MAN

Für das Beispiel des 22. und 23. August 2018 ergeben sich rechnerische Mischtemperaturen im Lech uh. Wertachmündung, die im Tagesgang zwischen 1,1–0,1 K kühler sind als im Lech am Hochablass.

In den Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten ist eine kurzzeitige Erwärmung von maximal 0,4 K gegenüber dem Lech am Hochablass rechnerisch möglich, vorausgesetzt es herrschen Niedrigwasserverhältnisse vor.

Grundsätzlich ist die durch die MAN verursachte Erwärmung des Lechs, die nur für vereinzelte Stunden wirkt, im Verhältnis zu den natürlichen Temperaturschwankungen im Tagesgang sowie dem Einfluss der Wertach auf das Temperaturregime des Lechs, vernachlässigbar gering.

8.3.2 Hochsommerliche Maximaltemperaturen (gl-6h-Mittelwerte)

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

Bei den geprüften Temperaturszenarien für den realen Betrieb errechnen sich maximale Temperaturen im Lech uh. der Wertachmündung zwischen 23,8 °C und 24,0 °C. Das im Extremsommer 2018 gemessene Temperaturmaximum im Lech uh. der Wertachmündung betrug 23,1 °C; im Sommer 2019 wurden 23,7 °C als Temperaturmaximum erfasst. Der Lech uh. der Wertachmündung war demnach im Regelfall kühler, als im Vorlauf (Lech am Hochablass, vgl. Abb. 51).

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, wären unter hochsommerlichen extrem-Bedingungen (geringe Abflüsse, hohe Vorlauftemperaturen) hochsommerliche Temperaturmaxima von 23,9 ° bis 24,1 °C im Lech unterhalb der Wertach rechnerisch möglich.

8.4 Auswirkungen der Temperatureinleitung auf die Fischfauna

Für die Beurteilung möglicher Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung der MAN auf die Fischfauna sind in erster Linie die Populationen der temperatursensiblen (oligo-stenothermen), rhithralen Arten zu betrachten. Hierbei liegt der Fokus auf den autochthonen Arten. Im Rahmen der Untersuchungen (Herbst 2018 / Sommer 2019) wurden insgesamt sieben Arten (davon sechs autochthone Arten) dokumentiert. Bei den nachgewiesenen autochthonen, temperatursensiblen Arten handelt es sich um Äsche, Bachforelle, Huchen, Rutte sowie die beiden Kleinfischarten Elritze und Groppe. Die Temperaturansprüche dieser Fischarten sind in Tab. 36 dargestellt. Die ebenfalls nachgewiesene oligo-stenotherme Regenbogenforelle ist eingebürgert, stammt vermutlich aus Besatzmaßnahmen, und wird hier nicht weiter betrachtet.

Tab. 36: Nachgewiesene oligo-stenotherme Fischarten im Untersuchungsgebiet und deren Temperaturansprüche (sofern in der Literatur verfügbar)

	Fortpflanzung			Eier			Juvenile		Adulte	
	Zeitraum	oberes Limit	Optimalbereich	Zeitraum	oberes Limit	Optimalbereich	oberes Limit	Optimalbereich	oberes Limit	Optimalbereich
Fischart	[Monate]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	[Monate]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]
Äsche	III–IV	15	7–10	III–V	13	7–14	26	9–18	26	4–18
Bachforelle	XI–I	13	6–8	XI–III	12	5–9	27	7–14	27	4–18
Elritze	IV–VI	---	---	---	---	---	---	---	31	13–25
Groppe	III-VI	---	7–14	---	---	---	28	---	28	---
Huchen	III–IV	14	8–11	III–V	13	6–12	27	8–19	27	3–19
Rutte	IX–III	6	0–3	XII–I–II	12	0–3	28	14–18	28	14–18

Erläuterungen:

Die Zusammenstellung stützt sich auf zahlreiche Veröffentlichungen zum Thema Temperaturoptima und –limits (LAWA 1991; Terofal & Wendler 1991; Wüstemann & Kammerad 1995; Zauner 1996; Gerstmeier & Romig 1998; FAO 1998; Dußling & Berg 2001; Küttel et al. 2002; Hofmann & Fischer 2003; Kottelat & Freyhof 2007; Hanfland et al. 2015; Jungwirth & Winkler 1984) sowie auf eigene Erhebungen und Beobachtungen an der bayerischen Donau.

Zu einer gesamthaften Betrachtung der Auswirkung der Temperatureinleitung auf die Fischfauna im Untersuchungsgebiet müssen neben den temperaturempfindlichen (oligo-stenothermen) Arten (s.o.) auch die temperaturtoleranten (meso-eurytherme) Fischarten betrachtet werden, um z.B. mögliche Veränderungen von Dominanzverhältnissen ausschließen zu können.

Temperaturempfindliche Fischarten

Im Hinblick auf die sommerlichen Höchsttemperaturen ist die Äsche mit einem oberen Limit von 26,0 °C (Juvenile / Adulte) die sensibelste Art (Tab. 36). Wie in Kap. 8.2.2.2 beschrieben, werden derart hohe Temperaturen unterhalb der Einleitung der MAN im Stadtbach, selbst unter absoluten worst-case-Bedingungen (hohe Vorlauftemperaturen, Mindestwasserdotation, maximale Wärmeeinleitungen), nicht erreicht (max. 24,9 °C).

Es ist anzunehmen, dass die thermische Einleitung in den Stadtbach im unmittelbaren Einleitungsbereich eine geringfügige, lokale Veränderung der Fischfauna verursacht. Hier wurden beispielsweise keine Äschen und mit Ausnahme der Groppe keine sonstigen temperatursensiblen Fische im Ist-Zustand nachgewiesen. So scheinen thermosensible Fischarten den unbeeinflussten Proviantbach zu präferieren (Kap. 6.13.9.1). Der räumliche Umgriff von 1-1,2 km, in welchem im Stadtbach eine Wirkung auf die Fischfauna festgestellt wurde, ist so gering, dass von der thermischen Einleitung insgesamt bei keiner der nachgewiesenen oligo-stenothermen Fischarten von einer Beeinträchtigung auf Populationsebene innerhalb der Augsburger Lechkanäle ausgegangen werden kann.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die oligo-stenothermen Fischarten/-populationen in den weiter unterhalb gelegenen Bereichen der Augsburger Lechkanäle (Auslaufkanal= Durchmischungsort) selbst von den thermischen Einleitungen unbeeinträchtigt sind. So wurden dort die thermosensiblen Äschen, Elritzen, Groppen und die Rutte nachgewiesen, so dass vergleichbare teils höhere Artenzahlen und Individuendichten der Thermosensiblen vorlagen als im unbeeinflussten Proviantbach. Auch die Befischungsdaten des Lechs zeigen, dass dort keine Beeinflussung der

Fischfauna durch die thermische Einleitung der MAN festzustellen ist. Unterhalb der Einmündung des Auslaufkanals, also im beeinflussten Bereich des Lechs lagen die Arten Elritze und Groppe in höheren, Äsche, Rutte und Bachforelle in etwa gleich hohen Individuendichten verglichen mit dem unbeeinflussten Lech oberhalb der Einmündung des Auslaufkanals vor (Kap. 6.13.9.2). Zusammenfassend ist daher festzustellen, dass durch den beantragten Weiterbetrieb der Kühlwassereinleitung der MAN in bisherigem Umfang keine Beeinträchtigungen der temperaturempfindlichen Fischarten in den Augsburger Lechkanälen und im Lech zu erwarten sind.

Temperaturtolerante Fischarten

Innerhalb der Augsburger Lechkanäle waren die Individuendichten der meisten meso-eurythermen Fischarten in den beeinflussten Bereich des Stadtbachs wie auch in dem unbeeinflussten Kontrollbereich im Proviantbach sehr ähnlich. Auffällige Abweichungen der Individuendichten einzelner Arten, die auf gestörte Dominanzverhältnisse oder sogar Veränderungen im Artspektrum deuten könnten, wurden nicht beobachtet. Es ist daher von keiner nachteiligen Auswirkung der thermischen Einleitung der MAN im Bereich der Augsburger Lechkanäle auf meso-eurytherme Fischarten auszugehen.

Bei den temperaturtoleranten Fischarten im beeinflussten Bereich des Lechs wurden in der Strecke unterhalb der Einmündung des Auslaufkanals gleich hohe oder sogar etwas höhere Individuendichten festgestellt. Ausgenommen hiervon ist die Fischart Barbe, die im beeinflussten Bereich in etwas geringerer Individuendichte nachgewiesen worden ist. Aufgrund der insgesamt hohen Individuendichten der Art und der nachweislich guten Reproduktion in beiden Bereichen ist aber von keinem nachteiligen Effekt der Einleitung auf die temperaturtoleranten Arten inklusive die Barbenpopulation auszugehen (siehe Kap. 6.13.9.2).

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Fischfauna belegen, dass keine negativen Auswirkungen der thermischen Einleitung der MAN auf die Fischfauna der Augsburger Lechkanäle bzw. des Lechs erkennbar sind. Dies gilt sowohl für die temperaturempfindlichen Arten Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe und Rutte als auch für die eher temperaturtoleranten Arten. Gleichermaßen sind auch keine nachteiligen Auswirkungen auf die nachgewiesenen naturschutzfachlich relevanten Arten der Roten Listen Deutschland (5 Arten) und Bayern Süd (18 Arten) sowie des Anhangs II der FFH-Richtlinie (Groppe, Huchen) festzustellen (Kap. 6.13.8). Sowohl die Artenzahlen der naturschutzfachlich relevanten Fischarten als auch die Individuenzahlen/-dichten waren im thermisch beeinflussten Bereich des Lechs sogar überwiegend höher als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke.

Die Antragswerte des geplanten Vorhabens orientieren sich an den bisher genehmigten Einleittemperaturen und -mengen. Es werden keine gesteigerten Einleitmengen oder -temperaturen beantragt. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass sich der dargestellte Ist-Zustand der Fischfauna durch eine Fortführung des Vorhabens nicht verändern wird. Somit sind auch künftig keine Beeinträchtigungen der Fischfauna zu erwarten.

8.5 Prognose hinsichtlich Fischschutz/Fischanfall im Bereich der Entnahmebauwerke

Durch das Vorhaben ändern sich die Entnahmemengen nur geringfügig. Statt der für die Entnahmestelle im Stadtbach S3/A29 bisher genehmigten 1.200 m³/h sollen künftig bis zu 1.300 m³/h (entspricht 0,361 m^3/s) entnommen werden. An der Entnahmestelle am Proviantbach S4/E14 ist bisher eine Entnahme von 1.400 m³/h genehmigt. Neu beantragt ist eine wesentlich geringere Entnahmemenge von nur 800 m³/h (entspricht 0,222 m^3/s). Die Berechnung der Anströmgeschwindigkeiten der einzelnen Rechen der beiden Anlagen wurden mit den neu beantragten Werten analog der Berechnung der Anströmgeschwindigkeiten im Ist-Zustand durchgeführt (Kap. 6.14):

<u>Anströmgeschwindigkeit Vertikalrechen Anlage S3/A29 (Stadtbach)</u>

$$V_{A\ Rechen\ S3/A29} = \frac{Volumenstrom\ Kühlwasser}{Rechenbreite\ \times\ Eintauchtiefe\ des\ Rechens} = \frac{0{,}361\ {}^{m}/_{s^3}}{2{,}00\ m\ \times 1{,}75\ m} = \frac{0{,}361\ {}^{m}/_{s^3}}{3{,}50\ m^2} = 0{,}1\ \frac{m}{s}$$

<u>Anströmgeschwindigkeit Vertikalrechen Anlage S4/E14 (Proviantbach)</u>

$$V_{A\ Rechen\ S4/E14} = \frac{Volumenstrom\ Kühlwasser}{Rechenbreite\ \times\ Eintauchtiefe\ des\ Rechens} = \frac{0{,}222\ {}^{m}/_{s^3}}{1{,}75\ m\ \times 1{,}30\ m} = \frac{0{,}222\ {}^{m}/_{s^3}}{2{,}28\ m^2} = 0{,}097\ \frac{m}{s}$$

Die berechneten Anströmgeschwindigkeiten der beiden Vertikalrechen liegen auch bei einer Änderung der Entnahmemengen weit unter den Empfehlungen der LUBW von 0,5 m/s.

Bisher wird bei der Reinigungsanlage im Gebäude A7 das Siebgut über eine gemeinsame Spülrinne beider Siebbandanlagen in ein Absetzbecken transportiert. Das Wasser fließt aus diesen Becken direkt in die Kanalisation, das abgesetzte Siebgut wird von Zeit zu Zeit abgepumpt und entsorgt. Künftig soll das Siebabspritzwasser mit dem Spülgut über eine Rohrleitung direkt in den Malvasierbach zurückgeleitet werden. Dazu sind geringe bauliche Änderungen (Installation einer entsprechenden Rückführleitung) an der Reinigungsanlage A7 notwendig. Durch die geplante Maßnahme werden künftig im Siebbandspülgut enthaltene Fische wieder unmittelbar dem Malvasierbach zugeführt. Der bereits bestehende Fischschutz der Anlage wird durch die Maßnahme zusätzlich verbessert.

Insofern können nachteilige fischökologische und fischfaunistische Auswirkungen auf die Fischpopulationen bzw. erhebliche Beeinträchtigungen der Erhaltungszustände der naturschutzfachlich relevanten Fischarten durch den Weiterbetrieb der Kühlwasserentnahme der MAN ausgeschlossen werden.

9. Beurteilung des Vorhabens hinsichtlich Vereinbarkeit mit WHG und WRRL

9.1 Allgemeine Hinweise zum Verschlechterungsverbot/Verbesserungsgebot nach WRRL

Die Wasserrahmenrichtlinie enthält das Verbot, Gewässer nachteilig zu verändern. Gemäß § 27 Abs. 1 WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass

- eine Verschlechterung ihres ökologischen und chemischen Zustandes/Potenzials vermieden wird (Verschlechterungsverbot) und
- ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden (Verbesserungsgebot).

Eine Genehmigung ist somit, vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme zu versagen, wenn das konkrete Vorhaben

- eine Verschlechterung herbeiführt und wenn es
- die Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials eines Oberflächenwasserkörpers zu den maßgeblichen zeitlichen Zielvorgaben der WRRL gefährdet.

Der räumliche Bezug des § 27 WHG sind im aktuellen Fall die vom Vorhaben betroffenen Flusswasserkörper F147, F126 und F124.

9.1.1 Verschlechterungsverbot

Definition der „Verschlechterung“:

Die Urteile des EuGHs vom 01.07.2015 (Az. C 461/13) in dem Verfahren zur Weservertiefung und des Bundesverwaltungsgerichts vom 09.02.2017 (7 A 2/15 u.a.) in dem Verfahren zur Elbvertiefung behandeln diverse Fragen zur Anwendung des Verschlechterungsverbots. Auf Basis dieser Rechtsprechung ist auch im März 2017 eine „Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot“ seitens der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser entstanden (LAWA 2017b). Im Folgenden werden wesentliche Kriterien des Verschlechterungsverbots mit Bezug auf Flusswasserkörper und zum ökologischen Zustand kurz zusammengefasst:

(1) Maßgebend für die Einstufung des ökologischen Zustands sind die biologischen Qualitätskomponenten (QK). Die jeweils schlechteste Bewertung einer QK bestimmt dabei die Einstufung.

(2) Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer biologischen QK um eine Klasse nachteilig verändert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Zustands des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt.

(3) Befindet sich die betreffende biologische QK bereits in der niedrigsten Klasse, stellt jede weitere nachteilige Veränderung dieser Komponente innerhalb der niedrigsten Klasse eine Verschlechterung dar.

(4) Eine negative Veränderung von unterstützenden Qualitätskomponenten (hydromorphologische QK, allgemeine physikalisch-chemische QK), darunter auch die Wassertemperatur, reicht für die Annahme einer Verschlechterung primär nicht aus. Die nachteilige Veränderung einer unterstützenden QK führt nur dann zu einer Verschlechterung, wenn sie ursächlich einen nachteiligen Wechsel der Zustandsklasse (z.B. von „gut“ nach „mäßig“) einer biologischen Qualitätskomponente herbeiführt.

(5) Verschiedene Konstellationen hinsichtlich des Zusammenwirkens von nachteiligen Veränderungen bei unterstützenden QK und biologischen QK und daraus resultierenden Bewertungen hinsichtlich „Verschlechterung“ zeigt Abb. 94:

Konstellation 1: *Biologische Qualitätskomponente ist in* ***sehr gutem, gutem, mäßigen oder unbefriedigendem*** *Zustand*		
Prognose unterstützende QK	***Prognose biologische QK***	***Bewertung***
Verschlechterung der Zustandsklasse einer unterstützenden QK	*Keine negative Auswirkung auf biologische QK*	*Keine Verschlechterung*
	Negative Auswirkung auf biologische QK, aber kein Wechsel der Zustandsklasse der biologischen QK	*Keine Verschlechterung*
	Negative Auswirkung und Wechsel der Zustandsklasse der biologischen QK	*Verschlechterung*

Konstellation 2: *Biologische Qualitätskomponente ist in* ***schlechtem*** *Zustand*		
Prognose unterstützende QK	***Prognose biologische QK***	***Bewertung***
Verschlechterung der Zustandsklasse einer unterstützenden QK	*Keine negative Auswirkung auf die biologische QK, die sich in schlechtem Zustand befindet*	*Keine Verschlechterung*
	Negative Auswirkung	*Verschlechterung*

Abb. 94: Konstellationen zur „Verschlechterung“ zwischen „unterstützenden“ und biologischen QK aus Lawa 2017

(6) Als Ausgangsbasis der Verschlechterungsprüfung sind primär die Zustands- oder Potenzialbewertungen des amtlichen Bewirtschaftungsplans zu Grunde zu legen. Soweit im Bewirtschaftungsplan Einstufungen fehlen oder die Datenlage lückenhaft ist, können diese im wasserrechtlichen Fachbeitrag im Rahmen des Vorhabens, gestützt durch ergänzende Untersuchungen/Gutachten, vorgenommen werden.

(7) Die Verschlechterungsprüfung bzw. die Verschlechterung bezieht sich räumlich auf den Oberflächenwasserkörper/Flusswasserkörper. Bezugspunkt für die Feststellung der Verschlechterung sind dabei die für das behördliche Monitoring festgelegten repräsentativen Messstellen. Der räumliche Bezug des § 27 WHG sind im aktuellen Fall die vom Vorhaben betroffenen Flusswasserkörper F147, F126 und F124.

9.1.2 Verbesserungsgebot

Hinsichtlich des Verbesserungsgebots ist zu prüfen, ob das konkrete Vorhaben die Erreichung eines guten Zustands/Potenzials der betroffenen Oberflächenwasserkörper innerhalb der zeitlichen Vorgaben für die Zielerreichung gefährdet (Gefährdung der Zielerreichung durch die im Maßnahmenprogramm konkret vorgesehenen Maßnahmen).

9.2 Beurteilung des Vorhabens

Allgemeiner Hinweis

Nach Auskunft des LfU Bayern (Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1) wird der Flusswasserkörper „[…] *F147 zur Bestandsaufnahme 2019 von HMWB auf AWB, also einen künstlichen Wasserkörper umgestuft, da die Stadtkanäle weitgehend künstlich geschaffen sind und keine erkennbare wesentliche und hydrologisch bestimmende Beziehung zu vorher bestandenen Gewässern haben. Damit einhergehend werden einige Abschnitte des FWK im Zuschnitt angepasst. Dies berührt jedoch den Bereich der MAN-Einleitung nicht. Damit entfällt im betreffenden FWK eine biologische Potentialbewertung und es wird vor allem der Einfluss auf den stromab liegenden nächsten Wasserkörper durch den amtlichen Sachverständigen geprüft*." (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1). Außerdem wird der Verlauf des F147 „[…] *dahingehend abgeändert, dass die vereinigten Gewässer Proviant- und Stadtbach mit Mündung über den Auslaufkanal, das Wasserkraftwerk in der Wolfzahnau passierend, in den Lech münden. Eine Überleitung in die Wertach erfolgt nur bei Revision des Wasserkraftwerks.*" (LfU Bayern Ref. 82, 04.12.2019, siehe Anhang 1).

Im vorliegenden Gutachten werden die potenziellen Auswirkungen des Vorhabens auf die Gewässer des F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal dennoch gemäß der aktuellen Einstufung als HMWB Gewässer hinsichtlich der Zielerreichung des guten ökologischen und chemischen Potenzials gemäß § 27 WHG bewertet. Zusätzlich und ergänzend erfolgt eine Bewertung hinsichtlich schädlicher Gewässerveränderungen gemäß § 12 WHG.

§ 12 des WHG sagt aus, dass die Erlaubnis und die Bewilligung für ein Vorhaben zu versagen sind, wenn schädliche, auch durch Nebenbestimmungen nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässerveränderungen zu erwarten sind oder andere Anforderungen nach öffentlich-rechtlichen Vorschriften nicht erfüllt werden. Unter einer schädlichen Gewässerveränderung sind die „Veränderungen von Gewässereigenschaften, die das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, beeinträchtigen oder die nicht den Anforderungen entsprechen, die sich aus diesem Gesetz, aus auf Grund dieses Gesetzes erlassenen oder aus sonstigen wasserrechtlichen Vorschriften ergeben" zu verstehen. Die Begrifflichkeit „Gewässereigenschaften" verweist auf die Wasserbeschaffenheit, die Wassermenge, die Gewässerökologie und die Hydromorphologie von Gewässern und Gewässerteilen (§ 3 WHG).

Betrachtete Wasserkörper

Im Folgenden wird die Vereinbarkeit des Vorhabens mit dem WHG bzw. mit den Zielvorgaben der WRRL hinsichtlich der einzelnen Qualitätskomponenten bewertet. Betrachtet werden hierbei die vom Vorhaben beeinflussten Flusswasserkörper F147 „Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach", der FWK F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach

bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ sowie der FWK F126 „Lech Mutterbett vom Hochablass Augsburg bis Einmündung Wertach“. Die Gewässertypen 4 „Große Flüsse des Alpenvorlandes“ (FWK F124 und F126) und 2.1 „Bäche des Alpenvorlandes“ (FWK F147) sind nicht planktonführend; eine Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton ist daher nicht relevant. Alle betrachte Flusswasserkörper sind gemäß § 28 WHG als „heavily modified water bodys (HMWB)“ eingestuft.

9.2.1 Auswirkungen auf die QK Makrozoobenthos (MZB)

Die Antragswerte des geplanten Vorhabens orientieren sich an den bisher genehmigten Einleittemperaturen und -mengen. Es werden keine gesteigerten Einleitmengen oder -temperaturen beantragt. Der durch die bereits seit Jahrzehnten bestehenden Einleitung geprägte Ist-Zustand des Makrozoobenthos im gesamten Gewässersystem des Stadtbachs/Auslaufkanals sowie des Lechs hat sich an die thermische Belastung der MAN angepasst. Sowohl bei den amtlichen als auch bei den eigenen Makrozoobenthoserhebungen konnten keine nachteiligen Auswirkungen bzw. Veränderungen der Makrozoobenthos-Zönose, hervorgerufen durch die Einleitung der MAN sowohl in den Lechkanälen (tlw. F147) als auch im Lech (F124/F126), auf Flusswasserkörperniveau nachgewiesen werden. Die gesonderte Auswertung hinsichtlich temperatursensibler Artgruppen des MZB hat ebenfalls keine nachhaltigen Verschiebungen der Individuenverteilung unterhalb der Einleitung der MAN erkennen lassen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Beibehaltung der bestehenden Wärmeeinleitung aus ökologischer Sicht vertreten werden kann. Mögliche, negative Auswirkungen der Wärmeeinleitung wären auf eine kurze Strecke des Stadtbachs beschränkt. Aufgrund der morphologischen Defizite des Stadtbachs unterhalb der MAN stellt der kurze Gewässerabschnitt keinen ökologisch relevanten Teil des Flusswasserkörpers dar. Im Auslaufkanal sowie im Lech selbst sind keine Beeinträchtigungen der Einleitung der MAN nachweisbar, es kommt zu keinen schädlichen Gewässerveränderungen in den betrachteten Gewässern. Die Beibehaltung der Einleitung der MAN, auch unter Berücksichtigung der Klimaerwärmung, kann für die geplante Vorhabensdauer aus ökologischer Sicht vertreten werden.

Das Vorhaben führt nicht zu einer Verschlechterung der biologischen Qualitätskomponente MZB auf Flusswasserkörperniveau im F126 (Lech uh. Auslaufkanal) und dem F147 (Lechkanäle) + Auslaufkanal und steht einer Verbesserung im Sinne § 27 WHG nicht im Wege. Die geplante Einleitung führt gem. § 12 WHG zu keiner schädlichen Gewässerveränderung hinsichtlich des Makrozoobenthos in den untersuchten Gewässern.

9.2.2 Auswirkungen auf die QK Fischfauna

9.2.2.1 Bewertungen nach § 27 WHG (Verschlechterungsverbot, Verbesserungsgebot)

Das Untersuchungsgebiet umfasst Teilbereiche der drei Flusswasserkörper FWK F147, FWK F126 und FWK F124. Der ökologische Zustand der Fischfauna wurde in diesen Flusswasserkörpern von amtlicher Seite als „mäßig“ eingestuft (siehe Kap. 2.2). Der Lech-Flusswasserkörper F126 dient im Untersuchungsprogramm als unbeeinflusste Kontrollstrecke. Mögliche Auswirkungen des Vorhabens sind auf die FWK F147 und F124 beschränkt.

Die neu beantragten thermischen Einleitmengen der MAN orientieren sich an den bisher genehmigten Mengen. Bei Betrachtung auf Flusswasserkörperniveau nach WRRL ist bei Fortführung der bestehenden thermischen Einleitung der MAN in den Stadtbach bei keinem der Flusswasserkörper (F147 und F124) von einer Verschlechterung des derzeitigen Zustandes der QK Fischfauna auszugehen. Die Untersuchungen haben ergeben, dass die bisherige Einleitung der MAN zu keiner Verschlechterung des ökologischen Potenzials der QK Fischfauna in den beeinflussten Flusswasserkörpern geführt hat. Vielmehr wurde im FWK Lech - F124 ein tendenziell besserer Zustand als im unbeeinflussten FWK Lech - F126 festgestellt. Die bestehenden Defizite der QK Fischfauna lassen sich auf ungünstige hydromorphologische Gegebenheiten (fehlende Durchgängigkeit, unzureichende Struktur- und Habitatausstattung) und andere Faktoren zurückführen, die unabhängig von den thermischen Verhältnissen sind (siehe Kap. 6.13.7.3). Das Vorhaben steht keiner geplanten Maßnahme gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021 entgegen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass das von der MAN beantragte Vorhaben „Antrag auf Neuerteilung der Nutzwassererlaubnis“

- zu keiner Verschlechterung des ökologischen Potenzials der Qualitätskomponente Fischfauna in den Flusswasserkörpern F147 „Lochbach, Zigeunerbach und Brunnenbach im Stadtgebiet Augsburg; Herrenbach” sowie dem Lech-Flusswasserkörper F124 „Lech Mutterbett von Einmündung Wertach bis Einmündung Lechkanal bei Ostendorf“ führen wird und
- einer Verbesserung des ökologischen Potenzials im Sinne der Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach § 27 WHG nicht entgegen steht.

9.2.2.2 Bewertungen nach § 12 WHG

Neben den Auswertungen gemäß WRRL fand eine projektspezifische Auswertung auf Individuen-Niveau bezüglich thermosensibler Fischarten im Untersuchungsgebiet und deren potenziellen Beeinträchtigung durch die thermische Einleitung der MAN statt (siehe Kap. 6.13.9). Es ist anzunehmen, dass die thermische Einleitung in den Stadtbach im unmittelbaren Einleitungsbereich eine geringfügige, lokale Veränderung der Fischfauna verursacht. Hier wurden beispielsweise keine Äschen und mit Ausnahme der Groppe keine sonstigen temperatursensiblen Fische im Ist-Zustand nachgewiesen. So scheinen thermosensible Fischarten den unbeeinflussten Proviantbach gegenüber dem Stadtbach zu präferieren (Kap. 6.13.9.1).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die oligo-stenothermen Fischarten/-populationen in den weiter unterhalb gelegenen beeinflussten Bereichen der Augsburger Lechkanäle (Auslaufkanal = Durchmischungsort) von den thermischen Einleitungen unbeeinträchtigt sind. So wurden dort die thermosensiblen Fischarten Äsche, Elritze, Groppen und Rutte nachgewiesen. Die Artenzahlen und Individuendichten der Thermosensiblen waren hier höher als im unbeeinflussten Proviantbach.

Der räumliche Umgriff von 1–1,2 km, in welchem im Stadtbach eine Wirkung auf die Fischfauna festgestellt wurde, ist, bezogen auf die Gesamtausdehnung der Augsburger Lechkanäle, so gering, dass von der thermischen Einleitung insgesamt bei keiner der nachgewiesenen oligo-stenothermen Fischarten von einer Beeinträchtigung auf Populationsebene innerhalb der Augsburger Lechkanäle ausgegangen werden kann.

Insgesamt sind damit durch das beantragte Vorhaben keine schädlichen Gewässerveränderungen im Sinne von § 12 WHG für den Flusswasserkörper F147 zu erwarten.

9.2.3 Auswirkungen auf die QK Makrophyten/Phytobenthos

Die Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos wurde von amtlicher Seite aus in dem vorherigen Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) und dem aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) in allen drei relevanten Flusswasserkörpern jeweils mit der Zustandsklasse „gut“ bewertet[17]. Die neu beantragten thermischen Einleitmengen orientieren sich an den bisher genehmigten Wärmefrachten. Es werden keine gesteigerten Einleitmengen beantragt. Bei Weiterführung des bestehenden Betriebes ist daher von keiner Verschlechterung des Ist-Zustands der QK Makrophyten und Phytobenthos auszugehen.

9.2.4 Auswirkungen auf die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten dienen als Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten und werden nach den Vorgaben der OGewV unterstützend zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen. Der hydromorphologische Gesamtzustand ergibt sich aus der worst-case-Betrachtung der drei Qualitätskomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie (Tab. 37).

Tab. 37: Überblick über die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deren Parameter nach OGewV, Anlage 3.

Qualitätskomponente	**Parameter**
Wasserhaushalt	Abfluss und Abflussdynamik
	(Verbindung zu Grundwasserkörpern)
Durchgängigkeit	Lineare und laterale Durchgängigkeit des Flusses
Morphologie	Tiefen- und Breitenvariation
	Struktur und Substrat des Bodens (Sohlstruktur)

9.2.4.1 Wasserhaushalt

Grundsätzlich ergeben sich durch das Vorhaben gegenüber dem bisherigen Betrieb keine wesentlichen Änderungen, da die MAN zukünftig plant, im bisherigen Umfang Brauchwasser zu entnehmen bzw. einzuleiten. Die Entnahme- und Einleitungsstellen liegen innerhalb des FWK F147, eine Beeinflussung des Wasserhaushalts der FWK F126 und FWK F124 ist daher nicht zu erwarten. Weiterhin ist davon auszugehen, dass das Vorhaben aufgrund der gleichbleibenden Entnahme- und Einleit-

[17] Quelle: Bewirtschaftungsplan für den bayrischen Anteil der Flussgebietseinheit Donau, Bewirtschaftungszeitraum 2010–2015 und 2016–2021, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz.

mengen keinen Einfluss auf den bestehenden Wasserhaushalt des FWK F147 hat. Abfluss und Abflussdynamik des FWK F147 werden vielmehr maßgeblich durch die Ausleitmengen aus dem Lech (über den Augsburger Hochablass und den Lochbach) bestimmt.

9.2.4.2 Durchgängigkeit

Die Durchgängigkeit der beiden Lech-Flusswasserkörper F126 und F124 ist grundsätzlich durch mehrere Querbauwerke (Tab. 38) gestört. Innerhalb des Untersuchungsgebietes liegt das Ausleitungswehr Gersthofen, die übrigen in Tab. 38 angeführten Wasserkraftwerke des Lechs liegen stromaufwärts. Die Lechkanäle (FWK F147) sowie der Auslaufkanal (bisher ohne FWK-Zugehörigkeit) sind durch eine Vielzahl von Querbauwerken im Stadtbereich hydromorphologisch verändert (Anhang 14). Innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen die nicht durchgängigen Wasserkraftwerke WKW 80 (Proviantbach bei F-km 1,5) und das WKW 50 (Stadtbach bei F-km 1,2) sowie das im Auslaufkanal gelegene, nicht durchgängige Wasserkraftwerk Wolfzahnau (WKW 81). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die fischbiologische/ökologische Durchgängigkeit der Lechkanäle stark gestört ist. Diese Beeinträchtigung ist aber für die „Stadtbäche“ als künstlich hergestellte Kanäle systemimmanent, da die Zweckbestimmung derselben in erster Linie die Nutzung der Wasserkraft war und ist.

Tab. 38: Übersicht der einzelnen Querbauwerke der Lech Flusswasserkörper F126 und F124 und dem Auslaufkanal.

FWK	Querbauwerk	Funktion	FAA	Durchgängigkeit[1]	F-km
F126	Hochablass	Laufkraftwerk	vorhanden	nicht durchgängig	47,0
	Eisenbahnerwehr	Laufkraftwerk	vorhanden	eingeschränkt	45,6
	Wolfzahnauwehr	Laufkraftwerk	vorhanden	mangelhaft	40,7
F124	Gersthofen	Ausleitungsbauwerk	vorhanden	eingeschränkt	37,4

Erläuterung:

1: die Beurteilung der Durchgängigkeit ist dem UmweltAtlas Bayern des Bayerischen Landesamt für Umwelt, https://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_gewaesserbewirtschaftung_ftz/index.html?lang=de&localId=mapcontents3202 entnommen. Stand November 2019.

Die von der MAN beantragten Entnahme- und Einleitmengen orientieren sich an den bisherig genutzten Wassermengen. Es ist auszuschließen, dass sich die bereits gestörte lineare und laterale Durchgängigkeit der betrachteten Flusswasserkörper durch die Fortführung der Wasserentnahme bzw. der Einleitung durch die MAN verschlechtert. Die ökologische/fischbiologische Durchgängigkeit wird durch das Vorhaben nicht beeinflusst bzw. beeinträchtigt.

9.2.4.3 Morphologie

Bei einer Neuerteilung der Entnahme/Einleiterlaubnis für die MAN werden die im Ist-Zustand beschriebenen ökomorphologischen Verhältnisse (siehe Kap.6.11.1) im Einflussbereich des Vorhabens bestehen bleiben. Aufgezeigte hydromorphologische Defizite sind ausschließlich auf die Zweckbestimmung der Lechkanäle als künstliche Gewässer zur Nutzung der Wasserkraft und zur

Wasserentnahme und Vorflutgewässer zurückzuführen. Eine nachteilige Beeinflussung der hydro- und ökomorphologischen Bedingungen durch das geplante Vorhaben ist auszuschließen.

9.2.5 Auswirkungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten

9.2.5.1 Sauerstoffverhältnisse

Auch unter worst-case-Bedingungen kann ausgeschlossen werden, dass die Sauerstoffgehalte infolge der vorhabenbedingten Erwärmung kritische Konzentrationen erreichen, die den Zustand der biologischen Qualitätskomponenten nachhaltig beeinträchtigen und verschlechtern können bzw. deren Verbesserung entgegenstehen (vgl. Kap. 6.8). Dies gilt insbesondere auch für die QK Fischfauna, die hinsichtlich der Sauerstoffbedingungen besonders sensibel ist.

9.2.5.2 Temperatur

Die Auswirkungen der Temperatur finden sich in den Ausführungen zur QK Fische (Kap. 9.2.2), welche die thermisch wirkungsempfindlichste Qualitätskomponente darstellt.

9.2.6 Auswirkungen des Vorhabens auf die flussgebietsspezifischen Schadstoffe (unterstützende Komponenten)

Das Vorhaben hat keinerlei Einfluss auf den Eintrag von bzw. die Konzentrationen an flussgebietsspezifischen Schadstoffe in die Flusswasserkörper. Es handelt sich um eine rein thermische Einleitung, Stoffe werden nicht eingeleitet. Demnach sind Verschlechterungen bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen vollumfänglich auszuschließen.

9.2.7 Auswirkungen auf den chemischen Zustand

Bei dem gegenständlichen Vorhaben handelt es sich um eine reine thermische Einleitung. Der chemische Zustand der zwei im Wirkbereich des Vorhabens liegenden Flusswasserkörper (F147 und F124) wird nicht beeinflusst. Insgesamt kann damit eine Verschlechterung des chemischen Zustandes der FWK ausgeschlossen werden. Die Verbesserung des derzeit „nicht guten“ chemischen Zustands der FWK wird durch das Vorhaben nicht behindert.

9.3 Veränderung des mengenmäßigen/chemischen Zustandes des Grundwasserkörpers

Die Auswirkungen des Vorhabens auf den mengenmäßigen/chemischen Zustandes des betroffenen Grundwasserkörpers G041 wurden im Rahmen eines hydrogeologischen Gutachtens (Anlage 5) und einer „Allgemeine Vorprüfung des Einzelfalls nach § 7 UVPG“ (Anlage 6) eingehend betrachtet.

Für detaillierte Informationen bezgl. der Auswirkungen des Vorhabens auf den Grundwasserkörper G041 wird auf diese beiden Dokumente verwiesen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Summe aus der jährlichen Grundwasserneubildung und dem Grundwasserzustrom größer ist als die gesamte jährliche Entnahmemenge. Somit führt die Entnahme zu keiner Verschlechterung des guten mengenmäßigen Zustands des gegenständlichen Grundwasserkörpers G041. Da durch die beantragte Nutzung lediglich Grundwasser aus dem Aquifer entnommen wird und keine Stoffe in den Grundwasserkörper eingebracht werden, findet keine chemische Beeinflussung des Aquifers statt. Damit steht das Vorhaben dem Erreichen des guten chemischen Zustandes nicht entgegen.

10. Prüfung gem. Umweltschadengesetz (USchadG)

Gemäß § 19 BNatSchG gilt:

(1) Eine Schädigung von Arten und natürlichen Lebensräumen im Sinne des Umweltschadensgesetzes ist jeder Schaden, der erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustands dieser Lebensräume oder Arten hat. (…)

(2) Arten im Sinne des Absatzes 1 sind die Arten, die in (…) den Anhängen II und IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind.

(3) Natürliche Lebensräume im Sinne des Absatzes 1 sind, die

(1) Lebensräume der Arten, die in Artikel 4 Absatz 2 oder Anhang I der Richtlinie 2009/147/EG oder in Anhang II der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind,

(2) natürlichen Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse sowie

(3) Fortpflanzungs- und Ruhestätten der in Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführten Arten.

Gemäß § 90 WHG gilt:

(1) Eine Schädigung eines Gewässers im Sinne des Umweltschadensgesetzes ist jeder Schaden mit erheblichen nachteiligen Auswirkungen auf

- den ökologischen oder chemischen Zustand eines oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers,
- das ökologische Potenzial oder den chemischen Zustand eines künstlichen oder erheblich veränderten oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers (…).

In Kap. 9.2 wurde dargelegt, dass durch das Vorhaben (Weiterführung des Ist-Zustands) erhebliche Beeinträchtigungen der Biokomponenten Fische und Makrozoobenthos im Untersuchungsgebiet ausgeschlossen werden können.

In der FFH-Verträglichkeitsstudie zu dem FFH-Gebiet „Lechauen nördlich Augsburg“ wurde zusammenfassend festgestellt, dass erhebliche Beeinträchtigungen der gebietsbezogenen Erhaltungsziele (Erhalt bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustandes der im zugehörigen Standarddatenbogen aufgeführten FFH-Anhang-I-Lebensraumtypen sowie FFH-Anhang-II-Arten) durch das Vorhaben ausgeschlossen werden können. Das heißt, dass sich der Erhaltungszustand der maßgeblichen/prüfungsrelevanten Arten des Anhang II sowie der Lebensraumtypen des Anhang I durch das Vorhaben nicht verschlechtern wird oder bei einem aktuellen ungünstigen Erhaltungszustand (z.B. Huchen) die Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustandes nicht behindert wird.

Zudem wurde festgestellt, dass auch die FFH-Anhang-II-Arten Groppe und Huchen, die außerhalb des FFH-Gebiets „Lechauen nördlich Augsburg“ nachgewiesen wurden (siehe Kap. 6.13.1), vom Vorhaben ebenso wenig nachteilig beeinflusst werden wie sonstige Arten der Roten Listen (siehe Kap. 6.13.8.2).

Insofern steht das Vorhaben mit den Anforderungen und Bestimmungen des USchadG in Einklang.

11. Zusammenfassung

11.1 Vorhaben

Die MAN Energy Solutions SE (kurz MAN) entwickelt und produziert am Standort Augsburg als Maschinenbauunternehmen unterschiedliche Lösungen für den Energiemarkt. Mit Bescheid der Stadt Augsburg, Umweltamt, vom 20.11.2001 wurde der MAN auf ihren Antrag vom 12.11.1996 eine gehobene Erlaubnis nach § 7 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) i. V. m. Art. 16 Bayer. Wassergesetz zur Entnahme von Grundwasser und Wasser aus den Augsburger Lechkanälen sowie zur Wiedereinleitung von erwärmtem Wasser in die Oberflächengewässer im Bereich des Betriebsgeländes erteilt. Die Erlaubnis ist bis zum 31.12.2020 befristet. Aufgrund der Befristung ist eine neue Beantragung der Erlaubnis erforderlich.

Die Augsburger Lechkanäle sind ein überwiegend künstlich angelegtes Gewässersystem, die von Lechwasser gespeist werden und deren Abfluss technisch gesteuert wird. Zweimal im Jahr werden die Lechkanäle abgelassen.

Gegenstand der neu beantragten wasserrechtlichen Erlaubnis ist die Entnahme von Brauchwasser aus dem Malvasierbach, Stadtbach und Proviantbach sowie die Wiedereinleitung des teils erwärmten Brauchwassers in diese Oberflächengewässer. Am Malvasierbach erfolgt grundsätzlich die größte Entnahme (Entnahmestelle S1/A7 und S2/A11), während in den Stadtbach die größte Menge und thermische Fracht eingeleitet wird (Einleitstelle E3/A29). Es wird eine maximale Einleittemperatur von 35 °C je Einleitungsstelle beantragt. Grundsätzlich ergeben sich gegenüber dem bisherigen Betrieb keine wesentlichen Änderungen, sondern die MAN plant zukünftig im bisherigen Umfang zu entnehmen und einzuleiten.

11.2 Betroffene Gewässer, Wirkfaktoren und Untersuchungen

Durch das Vorhaben sind drei Flusswasserkörper (FWK) gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betroffen. Dabei handelt es sich um FWK F147 (Innerer Stadtgraben, Vorderer Lech, Stadtbach, Proviantbach), F126 (Lech) sowie F124 (Lech). Der Stadtgraben, der Malvasierbach und der Auslaufkanal sind keinem FWK[18] zugewiesen.

Die bewerteten Wirkfaktoren und Wirkungen des Vorhabens umfassen:

- mechanische Wirkungen auf Fische und Makrozoobenthos sowie Schädigungen von Fischen und Makrozoobenthos an den Entnahmebauwerken
- thermische Wirkungen der Kühlwassereinleitung auf die betroffenen Gewässer und Flusswasserkörper, auf die sogenannten unterstützenden Qualitätskomponenten sowie auf die aquatischen Lebensräume und Lebensgemeinschaften insbesondere auf die biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL/WHG/OGewV.

[18] Für den Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027 wird der Auslaufkanal in den FWK F147 mit aufgenommen (siehe hierzu Kap. 2.2.1).

Durch umfangreiche Messungen und Untersuchungen wurden die thermischen Verhältnisse in den betroffenen Gewässerbereichen und der gewässerökologische Ist-Zustand der maßgeblichen biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (wirbellose Kleintiere) und Fischfauna festgestellt, analysiert und bewertet. Zudem wurden die fischökologischen Strukturen und Habitate aufgenommen, um die Wirkung des Vorhabens (thermische Einleitung) von den Auswirkungen möglicher Defizite bei aquatischen Strukturen oder Habitate auf die Populationen der systemtypischen Fisch- und Makrozoobenthosarten abzugrenzen.

11.3 Thermische Auswirkungen des Vorhabens

Die Einleitstelle E3/A29 in den Stadtbach ist die Einleitstelle mit dem größten Volumenstrom und damit die Einleitstelle mit der maßgeblichen thermischen Beeinflussung der Augsburger Lechkanäle. Generell erfolgt die Einleitung durch die MAN an der Einleitstelle E3/A29 nicht kontinuierlich, sondern stoßweiße mit Einleitspitzen und Phasen ohne Einleitung entsprechend der Nutzung der Motoren- und Turboladerprüfstände.

Grundsätzlich ist hinsichtlich der Betriebsweise Folgendes festzustellen:

- Die durch die MAN bedingte Erwärmung wirkt immer nur kurzzeitig für wenige Stunden.
- Die Erwärmung des Stadtbaches durch die MAN wird überlagert vom Temperatureinfluss des grundwassergespeisten Malvasierbaches, der den Stadtbach im Sommer kühlt und im Winter wärmt.
- Die Erwärmung durch die MAN wirkt in der kalten Jahreszeit stärker als in der warmen Jahreszeit.

Bezogen auf den bewertungsrelevanten Ort der vollständigen Durchmischung, den sog. Auslaufkanal (Zusammenfluss Stadtbach und Proviantbach), ergeben sich folgende maximale Temperaturerhöhungen und Höchsttemperaturen:

Fall A – worst-case basierend auf realen Betriebsdaten

In den Sommermonaten ergeben sich rechnerisch stundenweise wirkende, maximale Temperaturerhöhungen[19] am Durchmischungsort von

- 0,4 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,1–0,2 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

Für die Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonate errechnet sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von maximal

- 0,5–0,7 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,3–0,4 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

[19] Die errechnete Temperaturerhöhung ergibt sich jeweils im Zusammenwirken aus der Einleitung der MAN sowie den unterschiedlichen Vorlauftemperaturen von Malvasierbach, Stadtbach und Proviantbach.

Bei den geprüften Temperaturszenarien für den realen Betrieb errechnen sich maximale Temperaturen am Durchmischungsort im Auslaufkanal zwischen 24,0 °C und 24,1 °C. Das im Extremsommer 2018 gemessene Temperaturmaximum im Auslaufkanal betrug 24,0 °C; im Sommer 2019 wurden 24,1 °C als Temperaturmaximum erfasst.

Fall B – Bescheidszenario basierend auf den Antragswerten (extrem worst-case)

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitgleich vollständig ausgeschöpft werden, ergäbe sich in den Sommermonaten eine kurzzeitige rechnerische Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von

- 0,5 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,4 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf

Im Winter und in den Übergangszeiten errechnet sich eine stundenweise wirkende Temperaturerhöhung am Durchmischungsort von maximal

- 1,0–1,1 K gegenüber dem Stadtbach im Vorlauf und
- 0,8–0,9 K gegenüber dem Proviantbach im Vorlauf.

Unter der Annahme, dass die Antragswerte zu vereinzelten Einleitspitzen zeitglich vollständig ausgeschöpft würden, wären unter hochsommerlichen extrem-Bedingungen (geringe Abflüsse, hohe Vorlauftemperaturen) Temperaturmaxima von 24,2 °C bis 24,4 °C im Auslaufkanal rechnerisch möglich.

Im Lech ist die durch die MAN verursachte Erwärmung, die nur für vereinzelte Stunden wirkt – selbst unter extremen worst-case-Annahmen – nur mehr so gering, dass sie im Verhältnis zu den natürlichen Temperaturschwankungen im Tagesgang sowie dem Einfluss der Wertach auf das Temperaturregime des Lechs vernachlässigbar ist.

11.4 Auswirkungen auf biologische Qualitätskomponenten und naturschutzfachliche Belange

11.4.1 Fischfauna

Die Ergebnisse der Auswertungen und Bewertungen zu den möglichen Auswirkungen des Vorhabens auf die Fischfauna können wie folgt zusammengefasst werden:

Auswirkungen im Bereich der Entnahmebauwerke (Fischschutz)

Die bestehenden Rechenanlagen erfüllen im Hinblick auf die lichten Stabweiten die derzeitigen Anforderungen weitestgehend. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass nennenswerte Schädigungen von Fischbeständen der Augsburger Lechkanäle (FWK F147) bzw. der Lech-Flusswasserkörper F126 und F124 durch den Anlagenbetrieb daher nicht zu erwarten sind.

Auswirkungen der thermischen Einleitung

Die Auswertungen der Fischfauna auf Flusswasserkörperniveau belegen, dass keine negativen Auswirkungen der thermischen Einleitung der MAN auf die Fischfauna der Augsburger Lechkanäle bzw. des Lechs erkennbar sind. Dies gilt sowohl für temperaturempfindliche als auch für temperaturtolerante Fischarten.

Bei fast allen nachgewiesenen Fischarten innerhalb des Lechs, seien es die temperaturempfindlichen oder die temperaturtoleranten Arten, wurden in der thermisch beeinflussten Strecke des Lechs (FWK F124) gleich hohe oder sogar höhere Individuendichten nachgewiesen als in dem unbeeinflussten Kontrollbereich (Lech-FWK F126).

Eine nachteilige Auswirkung der Einleitung der MAN auf die biologische Qualitätskomponente Fischfauna in den Augsburger Lech-Kanälen (FWK 147) sowie in den Lech-Flusswasserkörpern F126 und F124 auf Flusswasserkörperniveau ist somit im Ist-Zustand nicht gegeben. Die beantragten thermischen Einleitmengen orientieren sich an den bisher genehmigten Werten und werden diese nicht überschreiten. Es ist daher davon auszugehen, dass sich der Ist-Zustand der Fischfauna bei Fortführung der thermischen Einleitung nicht verändern wird. Aus den o.g. Punkten wird die künftig zu erwartenden thermischen Einleitungen des MAN daher aller Voraussicht nach:

- zu keiner Verschlechterung des ökologischen Zustands der besonders sensiblen Qualitätskomponente Fischfauna im FWK F124 (Lech) bzw. F147 (Augsburger Lechkanäle) führen und
- einer Verbesserung des ökologischen Zustands des FWK im Sinne der Erreichung der Bewirtschaftungsziele nicht im Wege stehen.

Die Untersuchungen und Prüfungen haben weiterhin ergeben, dass bezogen auf die Fischfauna durch das Vorhaben keine schädlichen Gewässerveränderungen im Sinne von § 12 WHG zu erwarten sind.

Gleichermaßen sind keine nachteiligen Auswirkungen auf die nachgewiesenen naturschutzfachlich relevanten Arten der Roten Listen Deutschland und Bayern Süd sowie des Anhangs II der FFH-Richtlinie (Groppe, Huchen) festzustellen. Sowohl die Artenzahlen der naturschutzfachlich relevanten Fischarten als auch die Individuenzahlen/-dichten waren im thermisch beeinflussten Bereich des Lechs sogar überwiegend höher als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke.

11.4.2 Makrozoobenthos (MZB)

Die Ergebnisse der eigenen Erhebungen der Qualitätskomponente des Makrozoobenthos, welches ebenfalls empfindlich gegenüber thermischen Belastungen ist, lassen keine nachteilige Auswirkung auf die biologische Qualitätskomponente in den Augsburger Lechkanälen sowie im Lech erkennen. Das Vorhaben führt nicht zu einer Verschlechterung der biologischen Qualitätskomponente MZB auf Flusswasserkörperniveau und steht einer Verbesserung im Sinne § 27 WHG nicht im Wege. Die geplante Einleitung führt gem. § 12 WHG zu keiner schädlichen Gewässerveränderung hinsichtlich des Makrozoobenthos in den untersuchten Gewässern.

11.5 Zusammenfassend Bewertung

Nach den Untersuchungsergebnissen kann als gesichert angesehen werden, dass das Vorhaben mit den Vorgaben des § 27 WHG bzw. § 12 WHG vereinbar ist und dem Erreichen der Bewirtschaftungsziele in den betroffenen Wasserkörpern nicht entgegensteht.

Weiterhin wurde nachgewiesen, dass durch die beantragten thermischen Einleitungen keine nachteiligen Auswirkungen auf die gelisteten naturschutzfachlich relevanten Fischarten und benthischen Tierarten der Roten Liste bzw. der Anhänge II und IV der FFH Richtlinie im Untersuchungsgebiet entstehen werden. Insofern steht das Vorhaben mit den Anforderungen und Bestimmungen des BNatSchG, der FFH-Richtlinie und des USchadG in Einklang.

Pähl, den 09.04.2020



Dr. Kurt Seifert

12. Literatur

ACREMAN, M.C., FISCHER, J., STRATFORD, C.J., MOULD, D.J. & MOUNTFORD, J.O. (2007): Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.,* 158-169.

AUGUSTYN, L., BLACHUTA, J. & WITKOWSKI, A. (1998): Ecology of young (0+) huchen, Hucho hucho (L.) (Salmonidae), planted in two mountain streams. *Archieves of Polish Fisheries, 6, Fasc*. 1: 5 – 18.

BAENSCH, H.A. & RIEHL, R. (1985): Aquarien Atlas. Bd. 2. Melle: Mergus, *Verlag für Natur- und Heimtierkunde, Germany*. 1216 S.

BAUER, J. (1981): Biologische Aspekte der Wärmeeinleitung am Beispiel ausgewählter Bayerischer Fliessgewässer. – *Laufener Spezialbeiträge und Seminararbeiten, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)*, **5**.

BEITINGER, T., BENNETT, W. & MCCAULEY, R. (2000): Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. – *Environmental Biology of Fishes*, **58**/3: 237–275. doi: 10.1023/A:1007676325825.

BERNAUER, D. (2017): Notwendigkeit gewässerökologischer Untersuchungen zur Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für die Anlagen GKN I und GKN II am Standort Neckarwestheim - Makrozoobenthos und Fische. – (EnBW Kernkraftwerk GmbH).

BICK, H. (1993): Oekologie: Grundlagen, terrestrische und aquatische Oekosysteme, angewandte Aspekte. – Stuttgart [etc.] (Fischer).

BNGF (2015): Kraftwerk Irsching der E.On Kraftwerke GmbH – Errichtung und Betrieb der neuen GUD-Kraftwerksblöcke 4 und 5, Gewässerökologisches Monitoring nach Inbetriebnahme von Block 4 und 5 (2014). – .

BNGF (2016): Dnoauausbau Straubing–Vilshofen einschließlich Hochwasserschutz, Teilabschnitt 2: Ausbau der Strecke Deggendorf–Vilshofen, Aktualisierung der Bestandsdaten Arten und Lebensräume: Fischfauna. – .

BNGF GMBH (2018): Kraftwerk Irsching der E.On Kraftwerke GmbH – Errichtung und Betrieb der neuen GuD-KRaftwerksblöcke 4 und 5 - Gewässerökologisches Monitoring nach Inbetriebnahme von Block 4 und 5 (Jahr 2018). – .

DR. BLASY – DR. ØVERLAND (2017): Hydraulische Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit des Malvasierbachs. – .

DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS: Hilfestellung und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS; gefördert durch das LAWA-Projekt O 10.08 im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms Wasser und Boden. – (Verb. Dt. Sportfischer).

DUßLING, U. (2014): FiBS, Version 8.1.1 - Software zur fischbasierten ökologischen Bewertung von Fließgewässern gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – .

DUßLING, U. & BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung der freilebenden Neunaugen und Fische. – 176 pp. Stuttgart.

ELLIOT, J.M. & ELLIOT, J.A. (1995): The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. – *Freshwater Biology*, **33**: 411–418.

FAO (1998): Rehabilitation of Rivers for Fish. – 118 pp. (Food & Agriculture Org.).

GEBHARDT, H., KINZELBACH, R. & SCHMIDT-FISCHER, S. (eds) (1998): Gebietsfremde Tierarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. 2. – (Ecomed Fachverlag).

GERSTMEIER, R. & ROMIG, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas: für Naturfreunde und Angler. – (Balogh Scientific Books).

GOLLASCH, M., MINCHIN, D. & ROSENTHAL, H. (1999): Case histories on introduced species: theri general biology, distribution, range expansion and impact. - Abteilung Fischereibiologie, Institut für Meeresbiologie der Universität Kiel. – Berlin (Logos Verlag).

GROSS, F., HEGER, H. & RODINGER, W. (1978): uswirkungen thermischer Belastung eines Fließgewässers am Beispiel der Kainach. – *Wasser und Abwasser*, **21**: 148–215.

HAIDEKKER, A. (2005): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates : a contribution to the ecological assessment of rivers. – Dissertation: (Duisburg-Essen).

HANFLAND, S., IVANC, M., RATSCHAN, C., SCHNELL, J., SCHUBERT, M. & SIEMENS, M. VON (2015): Der Huchen - Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. – (Landesfischereiverband Bayern e.V.).

HOFMANN, N. & FISCHER, P. (2003): Impact of temperature on food intake and growth in juvenile burbot. – *Journal of Fish Biology*, **63**/5: 1295–1305. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00252.x.

HUET, M. (1962): Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. – *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, **24**/2: 412–432. doi: 10.1007/BF02503050.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Auflage: 1., Aufl. – 547 pp. Wien (UTB - Facultas Universitätsverlag).

JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1984): The temperature dependence of embryonic development of grayling (Thymallus thymallus), Danube salmon (Hucho hucho), Arctic char (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta fario). – *Aquaculture*, **38**/4: 315–327.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Cornol, Switzerland (Publications Kottelat).

KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜEST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. – *Rhône Revitalisierung Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer Stefan Küttel, Armin Peter und Alfred Wüest Publikation Nummer 1*.

LAWA (1991): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - Arbeitsgruppe Wärmebelastung Wasser; Grundlagen für die Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in Gewässern. – 109 pp. (Erich Schmidt Verlag).

LUBW (2016): Handreichung - Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. – .

POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008): Begleittext - Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A)und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypenum typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). – .

REY, P., MÜRLE, U., ORTLEPP, J., WERNER, S., HESSELSCHWERDT, J. & UNGER, B. (2013): Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/2012; Teil Makroinvertebraten. – Bern (Bundesamt für Umwelt).

SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1991): Status der Fischfauna der Donau in Österreich. Auswirkungen unterschiedlichen Ausbaus der Donau aus fischökologischer Sicht. Studie des Nationalpark-Instituts Donau-auen im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. – 127 pp. .

SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a danubian fish fauna. – In: BOON, P.J., CALOW, P. & PETTS, G.E. (eds): River Conservation and Management. – pp. 363–382, (John Wiley & Sons Ltd.).

TEROFAL, F. & WENDLER, F. (1991): Süsswasserfische in europäischen Gewässern. – 287 pp. München (Mosaik-Verlag).

VDFF (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 1: Wirbeltiere. – USA (Kilda Verlag).

WÜSTEMANN, O. & KAMMERAD, B. (1995): Der Hasel. – 195 pp. Magdeburg (Westarp Wissenschaften).

ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. – 78 pp. Wien.