



Pilotstudie Niedrigwasser Naab und Sächsische Saale

Bericht aus der Kooperation KLIWA (Klimawandel
und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft)



wasser



Pilotstudie Niedrigwasser Naab und Sächsische Saale

**Bericht aus der Kooperation KLIWA (Klimawandel
und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft)**

Impressum

Pilotstudie Niedrigwasser Naab und Sächsische Saale – Bericht aus der Kooperation KLIWA (Klimawandel und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft)

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

HYDRON Ing-Gesellschaft für Umwelt und Wasserwirtschaft mbH
Julia Krumm, Dr. Kai Gerlinger, Robert Schweppe, Mathias Seibert
Ritterstr. 9, 76137 Karlsruhe
LfU, Referat 81, Maria Foltyn

Redaktion:

LfU, Referat 81: Maria Foltyn, Regina Seidel, Manuela Hörath

Bildnachweis:

LfU
Hajo Dietz, Nürnberg Luftbild S. 19
Klaus Groh S. 54

Druck:

Himmer GmbH Druckerei & Verlag, Steinerne Furt 95, 86167 Augsburg
Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier.

Stand:

Ausgangsbericht 01.12.2016; redaktionelle Bearbeitung Juli 2018

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars gebeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	7
Teil A: Einführung und Gebietsbeschreibung	14
1 Einführung	14
1.1 Einbettung der Studie	14
1.2 Niedrigwasser und Klimawandel als wasserwirtschaftliche Herausforderung	14
1.3 Aufgabenstellung der Studie	16
2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete	18
2.1 Sächsische Saale	18
2.2 Naab	19
Teil B: Auswirkungen von Niedrigwasserszenarien auf die Gebietshydrologie, die Wassertemperatur und davon abhängige wasserwirtschaftliche Nutzungen	20
3 Ziele und Einbettung	20
4 Datengrundlage und verwendete Methoden	21
4.1 Datengrundlage	21
4.2 Szenarienansatz	22
4.2.1 Szenarien basierend auf Projektionen	22
4.2.2 Auswahl für Auswirkungsbetrachtung	23
4.2.3 KLIWA-Stresstest-Szenario	24
4.3 Berücksichtigung der Speicherseen	25
4.4 Allgemeine Methoden der Datenauswertung	25
5 Ergebnisse – Gebiet der Sächsischen Saale	31
5.1 Natürlicher Wasserhaushalt	31
5.2 Speicherbewirtschaftung	37
5.2.1 Speichereinfluss auf Abflüsse	37
5.2.2 Einschränkungen der Speicherbewirtschaftung	39
5.3 Abwassereinleitung	44
5.4 Gewässerökologie	47
5.4.1 Entwicklung der Wassertemperatur im Saalegebiet	47
5.4.2 Auswirkungen in Flussperlmuschelgewässern	53
5.5 Wasserkraft	58

5.5.1	Wasserverfügbarkeit	58
5.5.2	Wasserkraftpotenzial	59
6	Ergebnisse – Naabgebiet	67
6.1	Natürlicher Wasserhaushalt	67
6.2	Speicherbewirtschaftung	71
6.3	Teichbewirtschaftung	71
6.3.1	Wasserverfügbarkeit im Naabgebiet	71
6.3.2	Detailuntersuchung: Wasserverfügbarkeit Furthbachkette	75
6.4	Gewässerökologie	78
6.4.1	Entwicklung der Wassertemperatur im Naabgebiet	78
6.5	Wasserkraft	80
6.5.1	Wasserverfügbarkeit	80
6.5.2	Wasserkraftpotenzial	80
7	Ergebnisse KLIWA-Stresstest – Auswertung im zeitlichen Verlauf	83
7.1	Veranlassung der Fragestellung	83
7.2	Spezielle Methodik	83
7.3	Niederschlag	85
7.4	Mittlere Abflüsse (natürlicher Wasserhaushalt)	86
7.5	Niedrigwasser (natürlicher Wasserhaushalt)	87
7.6	Verdunstung	88
7.7	Wirkung des Förmitzspeichers am Pegel Hof	88
7.8	Wasserstand im Förmitzspeicher	90
7.9	Qualitative Abschätzung für den Eixendorfer See	90
7.10	Folgerungen	92
Teil C: Methoden der Vulnerabilitätsabschätzung zur Bewertung der Niedrigwasserfolgen		93
8	Konzept der quantitativen Vulnerabilitätsabschätzung	93
9	Methodik und Ergebnisse der quantitativen Methode im Saale- und Naabgebiet	96
9.1	Wirkungsketten	96
9.2	Signal-, Sensitivitäts- und Auswirkungsindikatoren	97
9.3	Aggregation der Auswirkungsindikatoren	104

9.4	Ergebnisse – Aggregierte Auswirkungsindikatoren	107
9.5	Anpassungskapazität und Vulnerabilität gemäß dem Netzwerk Vulnerabilität	109
10	Folgerungen aus der Anwendung der quantitativen Methode	110
11	Konzept der qualitativen Vulnerabilitätseinschätzung	113
12	Methodik und Ergebnisse der qualitativen Methode im Saale- und Naabgebiet	114
12.1	Methodik	114
12.2	Ergebnisse der qualitativen Methode	114
13	Folgerungen aus der Anwendung der qualitativen Methode	117
14	Vergleich der Ergebnisse der szenarienbasierten und der qualitativen Methode	119
14.1	Vergleich der Einschätzungen der Abflussveränderungen	119
14.2	Vergleich der Einschätzungen der Auswirkungen	121
15	Folgerung aus dem Methodenvergleich	124
Teil D: Anpassungsmaßnahmen und mögliche Handlungsempfehlungen		127
16	Methodik zur Sammlung und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen	127
16.1	Sektorübergreifende Anpassungsmaßnahmen	127
16.2	Nutzungsspezifische Anpassungsmaßnahmen	128
17	Ergebnisse – nutzungsspezifische Anpassungsmaßnahmen	132
17.1	Speicherbewirtschaftung	132
17.2	Abwassereinleitung	133
17.3	Gewässerökologie	134
17.4	Flussperlmuschelbestände	135
17.5	Teichwirtschaft	135
17.6	Wasserkraft	137
18	Diskussion und Folgerungen zu Anpassungsmaßnahmen und möglichen Handlungsempfehlungen	138
Teil E: Fazit und Ausblick		140
19	Fazit und Ausblick	140
19.1	Allgemeines	140
19.2	Speichersimulation	141
19.3	Szenarienbasierte und qualitative Methode	142
19.4	Quantitatives Verfahren in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität	143

Teil F: Verzeichnisse und Anlagen		147
20	Literaturverzeichnis	147
21	Abbildungsverzeichnis	149
22	Tabellenverzeichnis	151
23	Weblinks (Stand Juli 2018)	152
24	Anhang	153

Zusammenfassung

Diese Veröffentlichung stellt die Ergebnisse einer Pilotstudie für Bayern im Rahmen der Kooperation KLIWA vor, in denen die lokalen Auswirkungen von Niedrigwasser auf ausgewählte Nutzungen anhand von Szenarien für zwei Untersuchungsgebiete an der Sächsischen Saale und der Naab ermittelt wurden. KLIWA („Klimaveränderung und Wasserwirtschaft“) ist eine Kooperation der Fachoberbehörden der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland Pfalz und des Deutschen Wetterdienstes im Bereich der Wasserwirtschaft. Ziel der Zusammenarbeit ist es, mögliche klimawandelbedingte Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Wasserwirtschaft aufzuzeigen. Darauf aufbauend werden gemeinsame Strategien und Handlungsempfehlungen erarbeitet. Die Problematik Niedrigwasser ist dabei einer der aktuellen Schwerpunkte, in den die bayerische Pilotstudie eingebettet ist.

Aufbauend auf den ermittelten Auswirkungen ausgewählter Szenarien der Niedrigwasserverschärfung auf die verschiedenen betrachteten Nutzungen wurden mögliche Anpassungsmaßnahmen daran gesammelt und bewertet. Die durchgeführte Pilotstudie stellt dabei einen wichtigen ersten Schritt innerhalb der Kooperation KLIWA dar, nicht nur wichtige fachliche Grundlagen für die Anpassungen an den Klimawandel zu erarbeiten. Vielmehr versucht sie, ausgewählte lokale Fragestellungen der Wasserwirtschaftsämter zum Niedrigwasser bestmöglich zu beleuchten. Sie ist daher als logische regionale bzw. lokale Anwendung der Erkenntnisse aus dem Bericht „Niedrigwasser in Bayern – Grundlagen, Veränderung und Auswirkungen“ (LFU 2016) zu verstehen. Vergleichbare Studien wurden auch in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz durchgeführt.

Die Auswirkungen auf die folgenden Nutzungen wurden in der bayerischen Pilotstudie an Naab und Sächsischen Saale betrachtet:

- Speicherbewirtschaftung
- Abwassereinleitung (nur Saalegebiet)
- Gewässerökologie
- Flussperlmuschelbestände (nur Saalegebiet)
- Teichwirtschaft (nur Naabgebiet)
- Wasserkraft

Die Auswahl der Nutzungen erfolgte im Vorfeld in Absprache zwischen dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und den beiden für die Untersuchungsgebiete zuständigen Wasserwirtschaftsämtern (WWA) Hof und Weiden. Im Zuge der Bearbeitung wurde auch versucht, konkrete Fragestellungen der WWA zu diesen Nutzungen zu beantworten. Weitere Praxispartner in der Studie waren die Regierungen von Oberfranken und der Oberpfalz, das Institut für Fischerei der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

Die Bearbeitung des Projekts umfasste mehrere Teile, die im Folgenden kurz zusammengefasst werden:

- Einführung und Gebietsbeschreibung (Teil A)
- Auswirkung der gewählten Niedrigwasserszenarien auf die verschiedenen Nutzungen (Teil B)
- Vergleich zweier Verfahren zu zusätzlichen Berücksichtigung der Vulnerabilität bei der Beurteilung der ermittelten Auswirkungen (Teil C)
- Erarbeitung von Anpassungsmaßnahmen und deren Bewertung (Teil D)
- Gesamtfazit und Ausblick (Teil E)

Teil B: Auswirkungen von Niedrigwasserszenarien auf die Gebietshydrologie, die Wassertemperatur und davon abhängige wasserwirtschaftliche Nutzungen

Eine Kernfrage der Untersuchung war, wie die genannten Nutzungen auf mögliche Verschärfungen der Niedrigwassersituationen reagieren könnten. Zu diesem Zweck wurden in Form eines „Was-wäre-wenn“-Ansatzes gezielt drei sogenannte „Niedrigwasserszenarien“ entworfen, mit denen unterschiedlich starker Stress auf die Wassernutzungen simuliert werden konnte. Die Szenarien ergeben sich aus drei verschiedenen klimatischen Randbedingungen, mit denen jeweils Wasserhaushalts- bzw. Wassertemperatursimulationen angetrieben wurden.

Die beiden ersten dieser Szenarien leiten sich aus einem Ensemble von bis dato am LfU verfügbaren Klimaprojektionen ab. Die erste von beiden Projektionen stellt dabei ein Extremfall mit ganzjährig trockeneren Verhältnissen bzw. einer starken Wassertemperaturerhöhung dar. Die zweite Projektion wird als Szenario mit „moderater Niedrigwasserverschärfung“ geführt und ist durch sommerliche Abnahmen, aber gleichzeitig auch winterliche Zunahmen der Niedrigwasserabflüsse gekennzeichnet. Hinsichtlich der Wassertemperatur findet nur eine moderate Erwärmung statt. Beide projektionsbasierten Niedrigwasserszenarien wurden hinsichtlich ihrer langjährigen Mittelwerte in den Gebieten ausgewertet.

Das dritte Niedrigwasserszenario ist ein (Niedrigwasser-)Stresstest. Dieser KLIWA-Stresstest besteht aus einer Zeitreihe mit mehrfachen Wiederholungen extremer vergangener Jahre (wie z. B. 2003 oder einem Jahr ganzjähriger Trockenheit), aber auch in Kombination mit Normaljahren. Der Fokus liegt hier weniger auf der Auswertung des mittleren Zustands über einen längeren Zeitraum als auf der Reaktion der Gebietshydrologie auf extreme Einzelereignisse. Neben der Belastung des Systems interessiert auch die Erholungsphasen.

Je weiter die beiden projektionsbasierten Szenarien in der Zukunft betrachtet werden, desto stärker ist die Änderung ausgeprägt. Für die spätere Abschätzung, in welcher Bandbreite Auswirkungen auftreten können, helfen Teilszenarien, welche die maximale Bandbreite an hydrologischen Änderungen beschreiben. Das optimistische Teilszenario, also die untere Bandbreite, ergibt sich aus Projektion 2 in der nahen Zukunft (2021–2050). Das pessimistische Teilszenario aus Projektion 1 in der fernen Zukunft (2071–2100) stellt den „Worst Case“ dar. Fasst man deren Ergebnisse für die Gebietsmittel zusammen, ergeben sich folgende Aussagen:

- Saale- und Naabgebiet reagieren in den Abflüssen, wie auch in der Wassertemperatur, prinzipiell ähnlich auf die jeweiligen Niedrigwasserszenarien. Die Stärke der Reaktion unterscheidet sich aber lokal. Beispielsweise zeigt das Vils-Gebiet im Vergleich zum übrigen Naabgebiet eine schwächere Wirkung der Niedrigwasserszenarien. Ebenso sind die Änderungen im Saalegebiet vor allem bei den Niedrigwasserabflüssen stärker als im Gebiet der Naab.
- Die mittleren Abflüsse ändern sich im optimistischen Fall im hydrologischen Jahr nicht. Im Sommerhalbjahr sind sehr leichte Abnahmen möglich, im Winterhalbjahr sehr leichte Zunahmen. Im pessimistischen Fall nehmen die mittleren Abflüsse im hydrologischen Jahr und Winterhalbjahr um etwa 40 % ab, im Sommerhalbjahr um etwa 50 %.
- Die Niedrigwasserabflüsse zeigen im optimistischen Fall im hydrologischen Jahr überwiegend leichte Abnahmen um etwa 10 %. Im Sommerhalbjahr liegen die Änderungen im Naabgebiet in der gleichen Größenordnung, im Saalegebiet bei etwa -20 %. Auch das Winterhalbjahr unterscheidet sich leicht: Während im Saalegebiet Zunahmen um +15 % auftreten, ändert sich im Naabgebiet im optimistischen Teilszenario nichts. Dagegen ergeben sich aus dem pessimistischen Teilszenario für alle Jahresabschnitte in beiden Gebieten deutliche Niedrigwasserverschärfungen, die sich als Abnahmen zwischen -40 und -60 % äußern.

- Das Tagesmaximum der Wassertemperatur nimmt in beiden Szenarien zu. Im optimistischen Fall beträgt die Erwärmung im jeweiligen Gebietsmittel in etwa +0,5 °C, im pessimistischen Fall in etwa +2,3 °C.

Das **KLIWA-Stresstest-Szenario** erwies sich als geeignetes Mittel, die Folgen aufeinander folgender Trockenjahre anschaulich zu visualisieren. Folgende Ergebnisse lassen sich zusammenfassen:

- Erwartungsgemäß führen die Jahre mit vordefinierten Trockenheitseigenschaften zu verminderten Abflüssen.
- Das Saalegebiet reagiert meist stärker auf die Stresstest-Bedingungen, was auf eine geringere Pufferwirkung des Gebietes schließen lässt.
- Das Jahr 2003 wurde dreimal hintereinander simuliert. Im dritten Jahr sind die Abweichungen der mittleren Abflüsse im hydrologischen Sommerhalbjahr am größten und erreichen im Naabgebiet bis etwa -35 % (-65 % Saalegebiet). Bei den Niedrigwasserabflüssen reagiert das Naabgebiet kaum, das Saalegebiet bis -50 %. Das eher feuchte Winterhalbjahr von 2003 beeinflusst die Abflusssituation positiv.
- Aus der dreifachen Kombination ganzjährig trockener Bedingungen ergeben sich in beiden Halbjahren zum dritten Jahr hin starke Abflussabnahmen bis -60 %, zum Teil sogar bis -80 %.
- Zum Prüfung von Erholungsphasen enthält der KLIWA-Stresstest auch Normal- und Feuchtjahre. Zum Teil können diese Jahre Defizite aus vorangegangenen Trockenjahren ausgleichen z.B. 2x feuchter Winter), zum Teil aber auch nicht. Das trifft vor allem auf den Nachgang der dreifachen Kombination des ganzjährig trockenen Jahrs zu.

Aus den Änderungen der hydrologischen Kennwerte bzw. der Wassertemperatur in den jeweiligen Niedrigwasserszenarien erwachsen verschiedene Auswirkungen auf die betrachteten wasserwirtschaftlichen Nutzungen. Dabei fielen die Änderungen im pessimistischen Fall erwartungsgemäß stärker aus als im optimistischen Fall.

Zur **Speicherbewirtschaftung** wurde vor allem der Förmitzspeicher im Saalegebiet betrachtet. Dieser dient in seiner Hauptfunktion der Niedrigwasseraufhöhung mit dem Bezugspegel Hof (Aufhöhungsziel 1 m³/s).

- Eine Wirkung des Förmitzspeichers hinsichtlich der mittleren Abflüsse lässt sich nicht nachweisen. Hinsichtlich der Niedrigwasserabflüsse führt der Speicher im Mittel zu etwa 20 % höheren Abflüssen im Referenzzeitraum 1971 bis 2000. In den Szenarien werden Aufhöhungen von bis zu 40 % erreicht.
- Der Förmitzspeicher erfüllt seine Funktion erfolgreich, solange die Wiederbefüllung des Speichers über das Winterhalbjahr gewährleistet ist. Bei mehrfacher Folge von zu trockenen Winterhalbjahren kann der Wasserstand im Speicher so weit fallen, dass die Niedrigwasseraufhöhung im Sommer ausgeschaltet werden muss. Dies trat hier im KLIWA-Stresstest-Szenario und im extrem trockenen pessimistischen Szenario auf.
- Dieses Ergebnis ist für den Förmitzspeicher selbst hilfreich. Eine Übertragung der Erkenntnisse auf andere Speicherseen ist allerdings nur sehr bedingt möglich.

Hinsichtlich der **Abwassereinleitung** bestand die Frage, inwieweit auch unter extremem Niedrigwasser der Mindestwasserabfluss von 1 m³/s am Pegel Hof gewährleistet ist, um den Abfluss der Kläranlage Hof ausreichend zu verdünnen.

- Mit stärkerem Niedrigwasser wird der Mindestwasserabfluss häufiger unterschritten, vor allem unter Annahme des Worst Case. Im optimistischen Teilszenario ergibt sich kaum eine Verschärfung.
- Die Niedrigwasseraufhöhung durch den Förmitzspeicher kann den Effekt zwar abmildern, aber nicht vollständig aufheben.

Grundannahme bei der Betrachtung der Folgen für die **Gewässerökologie** war, dass erhöhte Wassertemperaturen über einem definierten Schwellenwert potenziell zu erhöhtem Stress für die Lebensgemeinschaften führen. Für eine Abschätzung wurde untersucht, wie häufig die Tagesmaximaltemperatur die – für die jeweilige Fischlebensgemeinschaft geltenden – sommerlichen Wassertemperatur-Orientierungswerte nach Oberflächengewässerverordnung überschreitet. Ebenso interessierte die Unterschreitungshäufigkeit des mittleren Niedrigwasserabflusses MNQ als Orientierungswert für einen Mindestwasserabfluss im Gewässer.

- In beiden Untersuchungsgebieten und Szenarien nehmen die Überschreitungshäufigkeit und die maximale Dauer der Überschreitung der Orientierungswerte zu. Das pessimistische Teilszenario der starken Temperaturzunahme zeigt mit etwa +18 Tagen im Gebietsmittel erwartungsgemäß höhere Überschreitungshäufigkeiten als das optimistische Szenario der moderaten Temperaturzunahme (etwa 2 Tage).
- Sowohl im Saale- als auch im Naabgebiet treten Abschnitte auf, in denen die Zunahme stärker ausgeprägt ist als im übrigen Gebiet. Im Naabgebiet gibt es aber auch Gewässerabschnitte, in denen die Orientierungswerte selbst im pessimistischen Szenario nicht überschritten werden. In beiden Fällen ist aber keine generelle Zuordnung zu Ober- oder Unterlauf möglich.
- Die Unterschreitungshäufigkeit des MNQ nimmt im optimistischen Fall mit Werten zwischen +4 Tagen (Saale) und +13 Tagen (Naab) leicht zu. Im pessimistischen Fall ist die Zunahme deutlich (+125 Tage Saale, +164 Tage Naab) und verschärft somit die Mindestwasserabflussproblematik.

Als Spezialfall der Gewässerökologie wurden im Saalegebiet Überschreitungshäufigkeiten von Wassertemperaturen untersucht, welche wichtige Randinformationen für die Lebensbedingungen der **Flussperlmuschel** darstellen.

- Die Wassertemperatur von 25 °C, als Orientierungswert für die Flussperlmuschel selbst, wird in den Flussperlmuschelgewässern nur im pessimistischen Teilszenario in einem Gewässerabschnitt um im Mittel bis zu 10 Tagen überschritten. Eine Bewertung dieser Dauer wurde im Rahmen dieser Studie allerdings nicht vorgenommen.
- Der zweite Orientierungswert von 19 °C gilt einerseits als Fortpflanzungsgrenze für den Wirtsfisch Bachforelle. Andererseits entspricht er ungefähr der Sauerstoff-Sättigungskonzentration von 9 mg/l im Freiwasser, einem für Flussperlmuschelgewässer empfohlenen Mindestwert. Dieser Wert wird im Unterlauf der Flussperlmuschelgewässer bereits in der Referenzperiode (1971–2000) um bis zu 16 Tage überschritten. In den Szenarien steigt die Überschreitungsdauer zwischen etwa +4 Tagen im optimistischen Fall und +33 Tagen im pessimistischen Fall

Vermehrte Trockenheit und erhöhte Verdunstung können Nutzungskonflikte in der **Teichbewirtschaftung** verstärken. Im Naabgebiet wurde das Stresspotenzial mithilfe einer vereinfachten Bilanzbetrachtung der Niederschlagsänderungen im Sommer- und Winterhalbjahr sowie der sommerlichen Verdunstungsänderungen abgeschätzt. Inwieweit sich die geänderte Wasserbilanz auf die Teichbewirtschaftung tatsächlich auswirkt, hängt von der individuellen Nutzungsintensität in den einzelnen Teichen und Teichketten ab.

- Im pessimistischen Fall steigt der sommerliche Verdunstungsverlust stark an. Dagegen sinkt der sommerliche Niederschlag und auch der winterliche Niederschlag nimmt leicht ab. In Summe steht damit weniger Wasser zur Teichbefüllung zur Verfügung. Es ist also anzunehmen, dass das Konfliktpotenzial steigt.
- Auch im optimistischen Fall nimmt der sommerliche Verdunstungsverlust zu, allerdings steigen die sommerlichen und winterlichen Niederschlagsmengen an und können zu einem Ausgleich des Defizits beitragen. Die genaue Wirkrichtung ist hier schwerer abzuschätzen.

Für die **Wasserkraft** wurde das Wasserkraftpotenzial über einen vereinfachten Ansatz berechnet.

- Die Abnahmen der Mittelwasserabflüsse im pessimistischen Szenario führen zu einer merklichen Reduktion der Energieproduktion. Im Gegensatz dazu ist durch eine Zunahme der Mittelwasserabflüsse im optimistischen Szenario auch eine höhere Energieproduktion möglich.
- Kraftwerke mit höherem Ausbaugrad werden von einer Abflussabnahme stärker negativ beeinflusst als Kraftwerke mit geringem Ausbaugrad. Die Leistungsstufe der Kraftwerke hatte keinen erkennbaren Einfluss.

Der folgende Berichtsteil C beschäftigt sich mit zwei unterschiedlichen methodischen Möglichkeiten, die szenarienbasiert berechneten Niedrigwasserauswirkungen aus Teil B vergleichbar zu bewerten und die verbleibende Vulnerabilität abzuleiten. Er vergleicht dabei die beiden Methoden hinsichtlich des Nutzens, der Anwendbarkeit und des notwendigen Aufwands.

Teil C: Methoden der Vulnerabilitätsabschätzung zur Bewertung der Niedrigwasserfolgen

Die sogenannte „quantitative Methode“ zur Bewertung der möglichen Niedrigwasserfolgen wurde dem „Netzwerk Vulnerabilität“, einem Projekt des Umweltbundesamtes, entlehnt. Diese Methode bildet anhand quantitativer, normierender Verfahren sogenannte Indikatoren, um Klimawandelauswirkungen, Anpassungskapazitäten und Vulnerabilität möglichst objektiv abzuleiten und die Ergebnisse räumlich und zeitlich besser vergleichbar zu machen. In dieser Pilotstudie wurde getestet, ob dieses Verfahren auch auf spezielle wasserwirtschaftliche Fragestellungen unter der am LfU verfügbaren Datenlage anwendbar ist. Dabei wurde auch die Übertragbarkeit des Verfahrens auf andere bayerische Gebiete berücksichtigt. In die Anwendung des Verfahrens gingen die im Teil B berechneten Kennwerte als Grundlage ein.

Es zeigte sich, dass dieses Verfahren eher für großräumige, vergleichende und einordnende Fragestellungen geeignet ist, als zur Analyse kleinräumiger, konkreter und detaillierter Fragestellungen. Die spezifizierten Vorgaben des Verfahrens erwiesen sich bei der gegebenen Datenlage als eher restriktiv und wurden im Zuge der Bearbeitung angepasst. Eine Quantifizierung der Vulnerabilität wurde nicht durchgeführt.

Aufgrund der guten Datenlage am LfU könnte für einige Auswertungen wahrscheinlich eine Übertragung auf andere Gebiete in Bayern erfolgen. Insgesamt erfordert das Normierungsverfahren viele Annahmen und Festlegungen. Dies schränkt die Aussagekraft und Vergleichbarkeit der Ergebnisse stark ein.

Eine Alternative (oder auch Ergänzung) zum zuvor genannten quantitativen Verfahren stellen qualitative Einschätzungen dar, welche auf dem Expertenwissen lokaler Akteure basieren. In einem ersten, rein qualitativen Schritt wurden die Praxispartner aus der lokalen Wasserwirtschaftsverwaltung zunächst gebeten, ihre Einschätzung zu Auswirkungen und Vulnerabilität der wasserwirtschaftlichen Nutzungen zu geben ohne Vorwissen zu den Niedrigwasserszenarien.

Der zweite, „szenarienbasiert-qualitative“ Schritt fragte die Einschätzungen auf Grundlage der Ergebnisse (Veränderungen und deren Auswirkungen) aus Teil B ab. Beide Wertungen zu Auswirkungen und der Vulnerabilität wurden systematisch erfasst und analysiert.

Im Ergebnis führen die Antworten der verschiedenen Teilnehmer für die meisten Fragestellungen zu sehr großen Bandbreiten der Einschätzungen. Dies ist vermutlich auf die unterschiedlichen fachlichen Hintergründe und Schwerpunkte der Teilnehmer sowie auf die subjektive Wahrnehmung der Kritikalität verschiedener Auswirkungen zurückzuführen. Somit hängen die Ergebnisse dieses Verfahrens stark von der Anzahl und Zusammensetzung der Teilnehmer ab.

Für lokale wasserwirtschaftliche Fragestellungen erwies sich die sogenannte „szenarienbasiert-qualitative Methode“ als am geeignetsten. Neben einer recht zuverlässigen Abbildung von Wirkungszusammenhängen, ergeben sich gute Hinweise, welche Auswirkungen als kritisch oder weniger kritisch zu erachten sind. Nichtsdestoweniger bleiben die Ergebnisse stets mit einer Unsicherheit durch die Szenarienwahl und die subjektive Einschätzung des beteiligten Expertenkreises behaftet. Aufwand und Nutzen dieses Verfahrens stehen für alle Beteiligten im besten Verhältnis aller drei Methoden.

Eine weitere quantitative Verarbeitung dieser Ergebnisse, in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität, bringt im vorliegenden Fall kaum Mehrinformation. Eine rein qualitative Einschätzung, ohne entsprechende quantitative (szenarienbasierte) Datengrundlage, wird ebenfalls als kritisch erachtet: Hier stellt das unterschiedliche Vorwissen der Beteiligten eine Unbekannte dar, welche die Ergebnisinterpretation erschwert.

Teil D: Anpassungsmaßnahmen und mögliche Handlungsempfehlungen

Auf Basis der in den vorhergehenden Arbeitsschritten identifizierten Auswirkungen wurden potenzielle Niedrigwasser-Anpassungsmaßnahmen für die untersuchten Nutzungen in den beiden Gebieten zusammengestellt. Anschließend folgte eine Bewertung der einzelnen Maßnahmen durch die Praxispartner hinsichtlich des Umsetzungsaufwands und möglicher Hemmnisse. Dies umfasste eine erste Einschätzung jeweils zur Wirksamkeit der Maßnahme, zur technischen und finanziellen Realisierbarkeit sowie zur subjektiven Sicherheit der Einschätzung selbst. Anhand der Bewertung der lokalen Experten mittels Fragebögen wurden die zusammengestellten Maßnahmen nutzungs- und gebietspezifisch priorisiert. Dabei wurde durch die unterschiedlichen Ergebnisse für die beiden Untersuchungsgebiete deutlich, dass konkrete Handlungsempfehlungen immer auch räumlich begrenzt ausgesprochen werden sollten. Aus der Diskussion im Workshop ergab sich, dass die Priorisierung nur eine Orientierung sein kann, die eine persönliche Erörterung der Maßnahmen im Expertenkreis nicht ersetzt.

Die so entstandenen Tabellen für die einzelnen Nutzungen stellen eine wertvolle Diskussionsgrundlage für eine spätere lokale Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen dar. Die hier durchgeführten Betrachtungen können dabei nur als exemplarische Diskussion von Handlungsoptionen und als Handlungsempfehlungen des Teilnehmerkreises dieser Studie verstanden werden. In der weiteren Umsetzung sind weitere Stakeholder zu beteiligen und weitere Rahmenbedingungen zu beachten, die die hier erzielten Ergebnisse beeinflussen oder ihre Aussagekraft sogar einschränken können.

Teil E: Fazit und Ausblick

Aus der Pilotstudie konnten die Auswirkungen und möglichen Anpassungsmaßnahmen für verschiedene Nutzungen in den beiden Untersuchungsgebieten hinsichtlich eines Niedrigwassermanagements beispielhaft erarbeitet werden. Den ermittelten möglichen Handlungsempfehlungen liegt hierbei eine nachvollziehbare und transparente Bewertung zu Grunde. Die „Was-wäre-wenn“-Betrachtung von Niedrigwasserszenarien gewährleistete dabei, dass Bedingungen bewertet wurden, die auch tatsächlich eine Niedrigwasserverschärfung zeigten. Diese gezielte Auswahl bildet jedoch nur einen Ausschnitt der möglichen zukünftigen Entwicklungen ab und erfordert eine Einordnung der Ergebnisse.

Ergänzend erwies sich der KLIWA-Stresstest unter der Nutzung von bereits gemessenen Einzeljahren bei der Diskussion und Kommunikation der Auswirkungen als sehr hilfreich. Einige Fragen bzw. Auswirkungen auf Nutzungen konnten nicht vollständig beantwortet werden. Häufig war die Datengrundlage nicht ausreichend. Auch konnten nicht alle Prozesse ausreichend abgebildet werden. Eine Besonderheit der Pilotstudie stellen die Speicher in den beiden Untersuchungsgebieten dar, wobei der Speicher im Naabgebiet in diesem Rahmen nur sehr eingeschränkt betrachtet werden konnte.

Bei der Ermittlung von Anpassungsmaßnahmen ist von großer Bedeutung, welcher Ansatz genutzt wird und wie dessen Aufbereitung für den jeweiligen Teilnehmerkreis erfolgt. Die dabei durchgeführten „Was-wäre-wenn“-Betrachtungen können eine gute Grundlage bzw. Werkzeug für weiterführende Diskussionen darstellen, da sie eine realistische Einschätzung möglicher Veränderungen in dem betrachteten Untersuchungsgebiet erlauben. Zur Einordnung der szenarienbasierten Ergebnisse ist ein lokales bzw. regionales Wissen aber unabdingbar. Das quantitative Verfahren in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität erwies sich für die hiesigen lokalen Fragestellungen als wenig geeignet.

Die Anpassungsoptionen wurden aus verschiedenen Literaturquellen zusammengestellt und daraus in einem anschließenden Diskussionsprozess mit den Praxispartnern mögliche Handlungsempfehlungen abgeleitet. Der hier genutzte Priorisierungsansatz von Anpassungsoptionen ist grundsätzlich sinnvoll, scheint aber eher für einen Leitfaden mit vielen Handlungsoptionen geeignet. Bei einer überschaubaren Anzahl von Handlungsoptionen auf lokaler Ebene wäre ggf. auch die Diskussion im Expertengremium ausreichend. Zukünftige Vorhaben benötigen immer einen (erneuten) Diskussionsprozess, um neue Erkenntnisse und Meinungen zu berücksichtigen. Ältere Ergebnisse erweitern dabei die Diskussions- und Wissensgrundlage. Für praxistaugliche Handlungsempfehlungen in einem Gebiet wäre neben der Wasserwirtschaftsverwaltung ferner die Beteiligung aller wesentlichen Wassernutzer notwendig. Nur so ist ein gemeinsames und akzeptiertes Niedrigwassermanagement möglich.

Teil A: Einführung und Gebietsbeschreibung

Dieser erste Berichtsteil gibt zunächst eine kurze Hinführung zur Problematik Trockenheit und Niedrigwasser, beschreibt die Intention der Pilotstudie und ordnet sie in die bisherigen bayerischen Niedrigwasseruntersuchungen ein. Anschließend werden die konkreten Fragestellungen umrissen und die Untersuchungsgebiete charakterisiert.

1 Einführung

1.1 Einbettung der Studie

KLIWA („Klimaveränderung und Wasserwirtschaft“) ist eine Kooperation der Fachoberbehörden der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland Pfalz und des Deutschen Wetterdienstes im Bereich der Wasserwirtschaft. Ziel der Zusammenarbeit ist es, mögliche Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, unter anderem aus dem Oberflächenabfluss, dem Grundwasser, der Gewässerökologie und des Bodenabtrags herauszuarbeiten und deren Folgen aufzuzeigen. Darauf aufbauend werden gemeinsame Strategien und Handlungsempfehlungen erarbeitet. Die Problematik Niedrigwasser ist dabei einer der aktuellen Schwerpunkte. Diese Studie stellt ein Pilotvorhaben dar, das nicht nur der Grundlagenarbeit in KLIWA dient, sondern vielmehr versucht, ausgewählte lokale Fragestellungen der Wasserwirtschaftsämter zum Niedrigwasser bestmöglich zu beleuchten. Sie ist daher als logische regionale bzw. lokale Anwendung der Erkenntnisse aus dem Bericht „Niedrigwasser in Bayern - Grundlagen, Veränderung und Auswirkungen“ (LFU 2016) zu verstehen. Vergleichbare Studien wurden auch in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz durchgeführt.

1.2 Niedrigwasser und Klimawandel als wasserwirtschaftliche Herausforderung

Der Klimawandel ist durch den deutlichen Anstieg der globalen mittleren Temperatur seit dem Ende des 19. Jahrhunderts nachweisbar (IPCC 2014). Neben der Temperatur verändern sich auch weitere klimatische Parameter wie z. B. der Niederschlag, sodass der gesamte hydrologische Kreislauf beeinflusst wird. Durch den Anstieg der Temperatur und die damit einhergehende Veränderung des Niederschlags und der Verdunstung ist von einer Intensivierung des Wasserkreislaufs auszugehen. Die Änderungen des Wasserkreislaufs haben Auswirkungen sowohl auf die Wasserwirtschaft als auch auf andere Bereiche der Gesellschaft.

Allerdings sind die Geschwindigkeit und das Ausmaß des Klimawandels regional unterschiedlich, wie die Untersuchungen in KLIWA zur vergangenen Entwicklung des Wasserhaushalts zeigen (KLIWA 2016). Insbesondere die Veränderungen der extremen Bedingungen des Hochwassers und des Niedrigwassers im Zuge des Klimawandels sind von allgemeinem Interesse. Hochwasser, die meist von kürzerer Dauer sind, werden wegen ihrer unmittelbaren Schadenswirkung in der Öffentlichkeit deutlicher wahrgenommen. Niedrigwasser erstreckt sich hingegen über längere Zeiträume. Im Gegensatz zum Scheitelpunkt einer Hochwasserwelle gibt es bei Niedrigwasser keinen ähnlich ausgeprägten kurzfristigen Tiefpunkt der Abflüsse, sondern einen ausgedehnten Trog. Die Konsequenzen des Niedrigwassers können zunächst weniger ersichtlich sein.

Die Auswirkungen extremer Niedrigwasserperioden können aber nicht minder gravierend sein, als Auswirkungen von Hochwasserereignissen. Die wasserwirtschaftlichen Nutzungen und ökologischen Funktionen, die durch Niedrigwasser beeinträchtigt werden können, sind umfangreich und stehen in einem komplexen Wirkungsgefüge (Abb. 1). Daher stellt Niedrigwasser aktuell einen Bearbeitungsschwerpunkt innerhalb von KLIWA dar und steht auch im Mittelpunkt dieser Studie.

Generell ist die Wasserwirtschaft darauf ausgelegt, sich an veränderte Rahmenbedingungen anzupassen, sei es an Veränderungen in den rechtlichen Vorgaben, in den sozio-ökonomischen Bedingungen oder in den natürlichen Umweltbedingungen.

Daher könnte der Klimawandel nur als eine weitere Veränderung angesehen werden, auf deren Konsequenzen die Wasserwirtschaftsverwaltung dann reagieren kann, wenn sich akuter Handlungsbedarf ergibt.

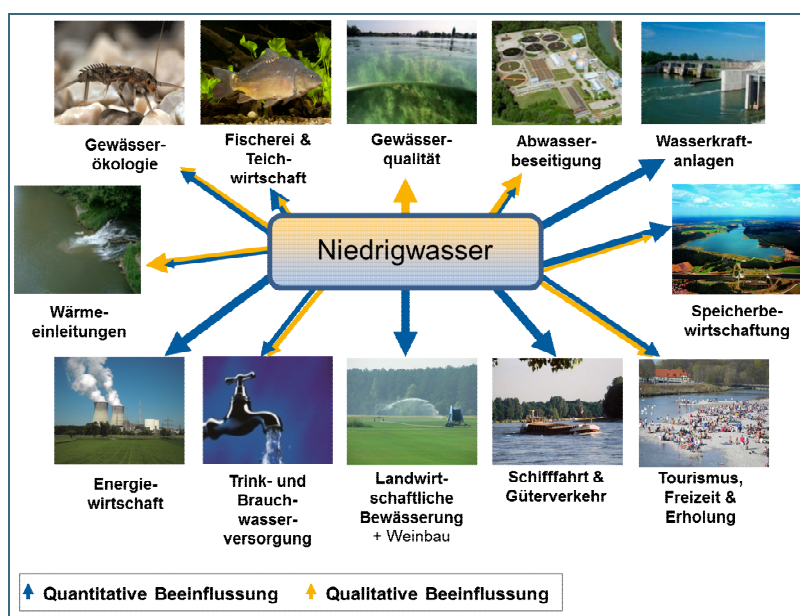


Abb. 1:
Durch Niedrigwasser betroffene Nutzungsbereiche

Allerdings ist fraglich, wie schnell eine Reaktion auf die Folgen des Klimawandels im Bereich Niedrigwasser tatsächlich erfolgen kann. Extreme Niedrigwasserperioden haben meist eine gewisse Dauer und sie treten großräumig auf. Wenn das Auftreten erkennbar wird, sind Niedrigwasserperioden nicht mehr zu vermeiden und sie können bedeutende ökologische und volkswirtschaftliche Schäden verursachen. Kurzfristiges Handeln ist somit meist nur in begrenztem Umfang möglich.

Dagegen sind langfristige Maßnahmen umso wichtiger. So wirken sich z. B. raumplanerische Maßnahmen zur Entsiegelung und Nutzung des Bodens (BAYERISCHE STAATSREGIERUNG 2016) nur allmählich, das heißt über Jahre hinweg, positiv auf den Grundwasserspiegel und somit auch auf das Niedrigwasser aus. Zu den längerfristigen Aufgaben gehört auch die rechtzeitige Aufstellung von Niedrigwassermanagementplänen, wie es z. B. derzeit für Unterfranken mit dem Schwerpunkt der ländlichen Bewässerung erfolgt (REG UFR 2016) oder das Prüfen und Sichern weiterer Standorte für Speicher zur Niedrigwasseraufhöhung sowie für Trinkwassertalsperren (LFU 2016).

Bei der Anlage von Wasserspeichern sind z. B. zusätzliche Anforderungen, die sich aus der Anpassung an den Klimawandel ergeben, relativ kostengünstig, ggf. sogar ohne Mehrkosten, zu berücksichtigen, solange der Bau noch nicht abgeschlossen ist (TRÖLTZSCH ET AL. 2012). Nachrüstungen dagegen sind teuer und kurzfristige Akutmaßnahmen sind nur in begrenztem Umfang möglich.

Damit wird ersichtlich, dass eine rechtzeitige Anpassung an die Veränderungen infolge des Klimawandels für die Wasserwirtschaftsverwaltung erforderlich ist. Dazu sind aber zuerst die möglichen Auswirkungen des Klimawandels zu erfassen. Im Anschluss daran können Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel erstellt werden.

Bisher sind die verfügbaren Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen an die Auswirkung des Klimawandels auf das Niedrigwasser sehr allgemein gehalten, unabhängig davon, ob die räumliche Bezugsgröße Deutschland (UBA 2015; 2007b) oder ein Bundesland ist (z. B. für Bayern: LFU 2016; für Baden-Württemberg: STEINMETZ ET AL. 2013; UMBW 2015). Eine detailliertere Auflistung von Maßnahmen für ein Bundesland findet sich in MU NDS (2012) ohne dass diese aber lokal konkret in Handlungsempfehlungen umgesetzt werden.

Hier setzt nun die im Rahmen der Kooperation KLIWA durchzuführende Pilotstudie Niedrigwasser Naab und Sächsische Saale an.

1.3 Aufgabenstellung der Studie

Auch in beiden untersuchten Gebieten, der Naab und der Sächsischen Saale, ist der Klimawandel bereits in den Messdaten erkennbar und aufgrund der Entwicklung der Temperatur und des Niederschlags ist auch eine Verschärfung der Niedrigwassersituation zu erwarten (LFU 2012a, 2012b).

Entsprechend der Befragung der beiden zuständigen Wasserwirtschaftsämter in Hof und in Weiden durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) sind lokale Auswirkungen in diesen beiden Gebieten insbesondere in folgenden Bereichen zu erwarten:

- Speicherbewirtschaftung
- Abwassereinleitung (nur Saalegebiet)
- Gewässerökologie
- Flussperlmuschelbestände (nur Saalegebiet)
- Teichwirtschaft (nur Naabgebiet)
- Wasserkraft

Für die definierten Nutzungen sollten in den beiden Gebieten mögliche Auswirkungen durch klimawandelbedingte Veränderungen der Niedrigwasserabflüsse abgeschätzt werden. Als Grundlage für die Abschätzungen war zunächst auch noch die mögliche Niedrigwasserveränderung an sich zu ermitteln. Die Bearbeitung war in mehrere Teilbearbeitungen untergliedert, die sich teilweise auch überschneiden konnten:

Teil B: Hinsichtlich der Veränderungen der Niedrigwasserverhältnisse und der Auswirkungen auf die genannten Nutzungen wurden vom LfU in enger Abstimmung mit den Wasserwirtschaftsämtern konkrete Fragen formuliert, die anhand der zur Verfügung stehenden Abfluss- und Wassertemperaturszenarien beantwortet werden sollten. Hinzu kamen hier noch einige zusätzliche Auswertungen und Kennwertberechnungen, die sich nicht direkt auf eine einzelne Frage bezogen. Diese Anforderungen wurden durch das LfU festgelegt.

Teil C: Es existieren Verfahren, die darauf abzielen, Klimawandelauswirkungen, Anpassungskapazitäten und Vulnerabilität anhand quantitativer, normierender Verfahren – noch über die szenarienbasierte Kennwertbestimmungen wie in Teil B erfolgt hinaus – möglichst objektiv abzuleiten und somit Ergebnisse zeitlich und räumlich vergleichbar zu machen.

In der vorliegenden Studie sollte ein solcher Ansatz des Umweltbundesamtes (UBA, Netzwerk Vulnerabilität [w UBA 2015]) auf seine Anwendbarkeit bei gegebener Datenlage auf die gestellten wasserwirtschaftlichen Fragen getestet werden. Dabei sollte auch die Übertragbarkeit des Verfahrens auf andere Gebiete berücksichtigt werden. Eine Alternative zur quantitativen Ableitung von Klimawandelauswirkungen stellen qualitative Einschätzungen dar, welche auf dem Expertenwissen lokaler Akteure basieren. Ein solches Verfahren sollte in der Studie ebenfalls angewendet werden. Die verschiedenen Verfahren sollten dann hinsichtlich des Aufwands und des Nutzens für den vorliegenden Fall verglichen werden.

Teil D: Auf Basis der anhand der vorhergehenden Arbeitsschritte identifizierten Auswirkungen wurden Anpassungsmaßnahmen für die bearbeiteten Nutzungen in den beiden Gebieten zusammengestellt und bewertet, sodass daraus schlussendlich mögliche lokale Handlungsempfehlungen abgeleitet werden können.

Teil E: In Teil E findet sich ein Kapitel zu Gesamtfazit und Ausblick.

Anmerkung der Redaktion: Hierbei handelt es sich weitestgehend um die Veröffentlichung eines internen Projektberichtes, der an einigen Stellen nachträglich redaktionell bearbeitet und um inhaltliche Bausteine durch das LfU ergänzt wurde. Der ursprüngliche Bericht enthielt auch einen digitalen Anhang, auf den im Text zuweilen verwiesen wird. Dieser Anhang ist jedoch nicht Bestandteil der Veröffentlichung. Nichtsdestoweniger wurden die Verweise im Text belassen, sofern sie inhaltlich sinnvoll erschienen.

2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

2.1 Sächsische Saale

Das Einzugsgebiet der Sächsischen Saale (bayerischer Teil) umfasst eine Fläche von 1.013 km². Wesentliche Nebengewässer sind die Förmitz, Lamitz, Schwesnitz, Südliche Regnitz, Ölsnitz und Selbitz. Eine Gebietsübersicht findet sich in Anlage A-1.

Bei einer Jahresmitteltemperatur von 6 bis 8 °C treten in Einzugsgebiet mittlere Jahresniederschläge von 750 bis 1.100 mm auf. Geologisch ist das Einzugsgebiet der Sächsischen Saale durch Gneise, Sandsteine und Mergel geprägt und durchfließt nach Hof das Thüringisch-Fränkisch-Vogtländische Schiefergebirge (KLIWA 2018b). Die Landnutzung setzt sich größtenteils aus Acker- und Weideflächen zusammen mit einem höheren Waldanteil im Süden und Westen des Einzugsgebiets. Der Oberlauf der Sächsischen Saale und ihre oberen Zuflüsse, wie auch die westlich gelegene Selbitz, haben einen ökologisch guten bis mäßigen Gesamtzustand nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), während der Unterlauf der Sächsischen Saale und ihre Zuflüsse eher als unbefriedigend bis schlecht bewertet werden.

Von den beiden im Gebiet befindlichen Stauseen Förmitzspeicher und Untreusee hat der Förmitzspeicher (vgl. Abb. 2) mit seiner Hauptfunktion zur Niedrigwasseraufhöhung hohe Bedeutung. Der kleinere Untreusee dient überwiegend der Freizeitnutzung. Der Förmitzspeicher wurde gebaut zur Niedrigwasseraufhöhung der Saale. Hier wird in abflussreichen Zeiten (Winter/Frühjahr) Wasser aus den Einzugsgebieten der Förmitz und der Lamitz zurückgehalten und in abflussschwachen Zeiten der Saale zugegeben, sodass jederzeit in der Saale am Pegel Hof ein Mindestwasserabfluss von ca. 1 m³/s gewährleistet ist (WWA HO 2015).

Bei einem maximalen Sperreninhalt von rund 11 Mio. m³ werden im Jahr etwa 2,5 bis 3 Mio. m³ gezielt zur Niedrigwasseraufhöhung der Saale zugegeben. Auch während der Niedrigwasserzeiten im Sommer 2015 war der Förmitzspeicher für die sächsische Saale von großer Bedeutung [w WWA HO].

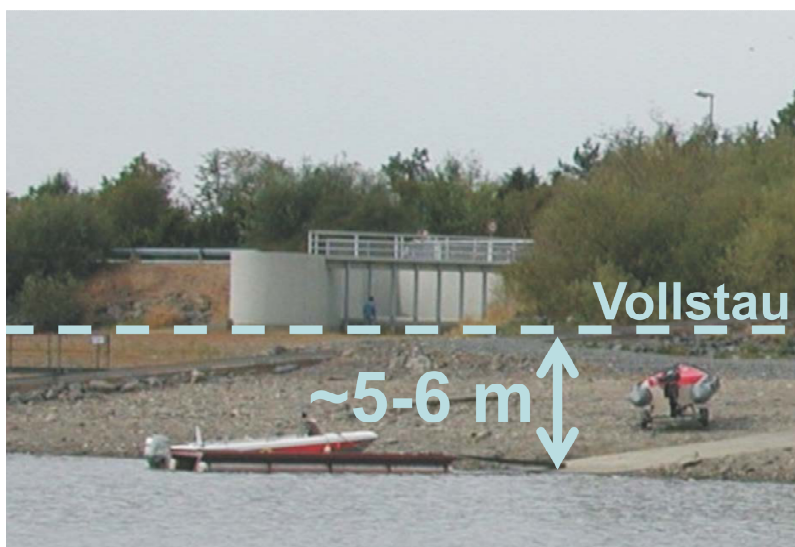


Abb. 2:
Förmitzspeicher im September 2003

2.2 Naab

Das Einzugsgebiet der Naab umfasst eine Fläche von 5.418 km². Wesentliche Nebengewässer sind die Fichtelnaab, Tirschenreuther Waldnaab, Waldnaab, Haidenaab, Pfreimd, Schwarzach und Vils. Eine Gebietsübersicht findet sich in Anlage A.2.

Bei einer Jahresmitteltemperatur von 6 bis 8 °C treten in Einzugsgebiet mittlere Jahresniederschläge von 650 bis 1.300 mm auf. Lithologisch ist die Naab in Gneis- und Mergelschichten eingebettet, im Oberlauf treten Granit und Sandsteine auf (KLIWA 2018b). Vor allem im östlichen Teil des Einzugsgebiets finden sich größere zusammenhängende Waldflächen. Der ökologische Gesamtzustand nach WRRL bewegt sich meist nur zwischen „mäßig“ und „unbefriedigend“.

Die beiden staatlichen Wasserspeicher Eixendorfer See und Liebensteinspeicher (Abb. 3, Abb. 4) dienen vorrangig dem Hochwasserschutz, besitzen aber beide die Nebenfunktion der Niedrigwasseraufhöhung, wobei der Eixendorfer See diese Funktion unter den derzeitigen hydrologischen Bedingungen bisher nicht oder nur sehr beschränkt wahrgenommen hat.



Abb. 3: Eixendorf-Talsperre



Abb. 4: Liebensteinspeicher

Teil B: Auswirkungen von Niedrigwasserszenarien auf die Gebietshydrologie, die Wassertemperatur und davon abhängige wasserwirtschaftliche Nutzungen

Der folgende Teil behandelt die quantitativen Ergebnisse zu den unterschiedlichen lokalen hydrologischen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen. Nach der Beschreibung der verwendeten Daten Grundlagen und Methoden folgt die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse jeweils getrennt nach den beiden Untersuchungsgebieten Sächsische Saale und Naab und den dort untersuchten Nutzungsbereichen.

3 Ziele und Einbettung

Offene Fragen der Wasserwirtschaftsämter Hof und Weiden hinsichtlich der Veränderungen der Niedrigwassersituation und der Auswirkung auf die ausgewählten Nutzungen Anhand sollten der verfügbaren Datenbasis, so weit wie möglich, geklärt werden. Das Vorgehen hierzu richtete sich nach den Vorgaben des LfU, der Datenverfügbarkeit und nach den konkreten Erfordernissen der Wasserwirtschaftsämter. Weiterhin basierte das in Teil C angewendete quantitative Verfahren auf den in Teil B berechneten Kennwerten.

Die hier bearbeiteten Nutzungssektoren und Fragestellungen wurden nach Absprache des LfU mit den Wasserwirtschaftsämtern entsprechend der Dringlichkeit bestimmt. Die Bearbeitung hatte nicht den Anspruch, ein vollständiges Bild möglicher Klimawandelauswirkungen zu erstellen, sondern zielte darauf ab, die konkret gestellten Fragen für die beiden Untersuchungsgebiete anhand der verfügbaren Datengrundlage zu beantworten.

Ebenso stützte sich die Bearbeitung nicht auf die gesamte aktuell bekannte Bandbreite der zukünftigen Klimaentwicklung, sondern nutzte ausgewählte Niedrigwasserszenarien (Kap. 4.2).

4 Datengrundlage und verwendete Methoden

4.1 Datengrundlage

Die vom LfU bereit gestellte Datengrundlage ist in Abb. 5 zusammengefasst. Darin sind nur die genutzten Daten aufgeführt. Darüber hinaus wurden Literatur und weiterführende Informationen zu den Daten übermittelt.

Daten			
	Berücksichtigung Speicher	Nat. WHH	Mit Speicher
Messung			
Abflussmessungen Sächsische Saale + Naab			x
Wasserhaushaltsmodellierungen (mit WaSiM-ETH)			
Messdatensimulation der Vergangenheit Sächsische Saale		x	x
Messdatensimulation der Vergangenheit Naab		x	
2 Abflussprojektionen (WETTREG2010, HadRM-HadGM3) Sächsische Saale		x	x
2 Abflussprojektionen (WETTREG2010, HadRM-HadGM3) Naab		x	
KLIWA-Stresstest Sächsische Saale		x	x
KLIWA-Stresstest Naab		x	
Potenzielle Verdunstung von freier Wasserfläche nach Hamon (WETTREG2010, HadRM-HadGM3 + KLIWA-Stresstest), Naab		x	
Zeitreihen externe Förmitzspeichermodellierung (Messdatensimulation, WETTREG2010, HadRM-HadGM3 + KLIWA-Stresstest)			x
Wassertemperatur (statistisches Modell)			
Wassertemperaturregionalisierung Vergangenheit, Sächsische Saale + Naab			
Wassertemperaturregionalisierung Zukunft (REMO, HadRM-HadGM0)			
Nutzung			
Eigenschaften Wasserkraftwerke Sächsische Saale und Naab			
Geodaten			
Shapefiles Furthbachkette			
Shapefile Standgewässer Naab			
Shapefiles EZG, Pegel, Gewässer			
Zuordnung WASIM Pegel			
Shapefile Fischzonierung			
Shapefile Flussnetz fein			

Abb. 5: Übersicht der vom LfU bereitgestellten Datengrundlage, Nat. WHH = natürlicher Wasserhaushalt

4.2 Szenarienansatz

In der Untersuchung zukünftiger Veränderungen ist es üblich, ein Ensemble von Klima- und Abflussprojektionen auszuwerten. Dies ist eine Vielzahl möglicher zukünftiger Entwicklungen, welche alle die gleiche Eintrittswahrscheinlichkeit besitzen. Ziel eines solchen Vorgehens ist die bestmögliche Abdeckung der Bandbreite dieser Entwicklungen. Dieses Vorgehen erfordert jedoch einen hohen Bearbeitungs- und Interpretationsaufwand. Weiterhin besitzt die obere Bandbreite der Abflussprojektionen (also Projektionen mit zunehmender Feuchte) für die hiesige Zielstellung „Entwicklung von Handlungsempfehlungen für Niedrigwasser“ keine Relevanz. Somit fiel die Entscheidung zugunsten einer Bearbeitung mit deutlich verringerter Anzahl von Projektionen, deren Auswahl stets in den Gesamtkontext einzuordnen ist.

In dieser Studie wurde ein Szenarien-Ansatz genutzt, also vereinfacht gesprochen eine Betrachtung, die sich die Frage stellt: „Was wäre wenn ...“

- sich die Niedrigwasser und Wassertempersituation stark verschärft (schlechtester Fall/„Worst Case“)? = Szenario basierend auf **Projektion 1**
- sich die Niedrigwasser- und Wassertempersituation zwar verschärft, aber nur leicht (mäßiger Fall)? = Szenario basierend auf **Projektion 2**
- extreme Niedrigwasserjahre der Vergangenheit mehrfach hintereinander auftreten? = Szenario basierend auf **KLIWA-Stresstest**

Anhand Kriterien zur Charakteristik und Stärke der Verschärfungen wählte das LfU aus den aktuell verfügbaren Abfluss- bzw. Wassertemperaturprojektionen je eine Projektion für Szenario 1 und 2 aus. Die Auswahl für Abfluss und Wassertemperatur ist aus methodischen Gründen nicht identisch. Genaueres zu den Projektionen und zum KLIWA-Stresstest-Szenario wird weiter unten beschrieben.

Die Herangehensweise, Auswirkungen bezüglich des Einzugsgebietes und der wasserwirtschaftlichen Nutzungen auf Grundlage dieser Szenarien abzuleiten, wird in diesem Bericht als „szenarienbasierte Methode“ bezeichnet. Sie besteht aus den beiden Schritten 1) Ableitung von Kennwerten und 2) anschließende Interpretation potenzieller Auswirkungen mithilfe von Expertenwissen. Neben dem szenarienbasierten Ansatz wurden auch eine sogenannte „quantitative“ und eine „qualitative Methode“ auf ihre Eignung für die Auswirkungsanalyse geprüft. Während die eine gänzlich auf Expertenwissen verzichtet, gründet sich die andere allein auf dem Vorwissen der einbezogenen Fachleute. Beide Methoden sind näher im Berichtsteil C beschrieben.

4.2.1 Szenarien basierend auf Projektionen

Für den **Abfluss** wurden folgende Projektionen gewählt:

- **Projektion 1** (A1B-ECHAM5r1-WETTREG2010, kurz: „WETTREG2010“): Diese Projektion weist bereits in der nahen Zukunft ein ganzjährig trockeneres Niedrigwasserregime, als das aktuell herrschende, auf. Die Projektion zeigt innerhalb des Ensembles aller für Bayern verfügbaren Abflussprojektionen hinsichtlich des MoMNQs das extremste (negativste) Änderungssignal. Ergebnisse, die auf dieser Projektion beruhen, können somit als „Worst-Case“-Szenario betrachtet werden. Projektion 1 besteht eigentlich aus 10 sogenannten Realisationen, also 10 einzelnen Zeitreihen gleicher Länge. Sofern nicht anders angegeben, wurde aber mit einer daraus gemittelten Zeitreihe gearbeitet.

- **Projektion 2** (A1B-HADCRM3Q3-HADCM3Q3, kurz: „Hadley Q3“): Diese Projektion beinhaltet ebenfalls ein stark negatives Niedrigwasseränderungssignal, allerdings nur im Sommerhalbjahr. Im Winterhalbjahr sind im Vergleich zum aktuellen Niedrigwasserzustand Abflusszunahmen enthalten. Diese Projektion weist somit im Vergleich zum aktuell herrschenden Niedrigwasserregime einen ausgeprägteren Jahresgang (trockenere Sommer, feuchtere Winter) auf.

Weitere Informationen zur Einordnung der beiden Projektionen in die Gesamtheit der zukünftigen Entwicklungen in Bayern finden sich in Anlage M.

Die zwei Projektionen, die für die Veränderung der **Wassertemperatur** vorlagen, sind nicht identisch mit den zwei Projektionen, die für die Auswertung der Abflüsse herangezogen wurden. Dies war darauf zurückzuführen, dass die Wassertemperaturprojektionen aus einem vorherigen Projekt stammten. Die Wassertemperaturprojektionen wurden anhand des Änderungssignals für die Lufttemperatur unter der Annahme, dass sich dieses Änderungssignal unmittelbar auf die Wassertemperatur auswirkt, ausgewählt:

- **Projektion 1** (A1B-HADCRM3Q0-HADCM3Q0): Diese Projektion enthält ein sehr starkes Änderungssignal für die Lufttemperatur. Die Änderungen betragen für Bayern ca. +2 °C in der nahen Zukunft und ca. +4 °C in der fernen Zukunft. Diese Projektion kann somit als „Worst-Case“-Temperaturszenario betrachtet werden.
- **Projektion 2** (A1B-ECHAM5r3-REMO): Diese Projektion enthält ein etwas moderates Änderungssignal für die Lufttemperatur. Die Änderungen betragen ca. +1 °C in der nahen Zukunft und ca. +3 °C in der fernen Zukunft.

Für die Interpretation der Ergebnisse sowohl zum Abfluss als auch zur Wassertemperatur sei wiederholt, dass es sich um eine „Was-wäre-wenn“-Betrachtung der Niedrigwasserverschärfung handelt und die im Folgenden gezeigten Ergebnisse daher nicht auf der kompletten Bandbreite aller zukünftig möglichen Veränderungen basieren.

4.2.2 Auswahl für Auswirkungsbetrachtung

Innerhalb der Projektionen 1 und 2 ergab sich mit der fortlaufenden Zeit eine Verstärkung der Abfluss- bzw. Wassertemperaturveränderungen. Daher wurden die Kennwerte für verschiedene zukünftige 30-jährige Zeiträume ausgewertet (siehe Kap. 4.4). Im Anschluss daran wurden auch die daraus möglicherweise resultierenden Auswirkungen auf die wasserwirtschaftlichen Nutzungen mit verschiedenen Methoden abgeschätzt (Teil C). Aus Sicht des Aufwands bot sich für die qualitative Auswirkungsbewertung an, nur die Bandbreite aus den vorhandenen Szenarien zu bewerten. Daraus ergaben sich die beiden folgenden Teilszenarien:

- **optimistisches Szenario** (geringste Verschärfung): Projektion 2 in der nahen Zukunft
- **pessimistisches Szenario** (stärkste Verschärfung): Projektion 1 in der fernen Zukunft

Um diese Bandbreite für den Bericht zu verdeutlichen wurde die bestehende Ergebnisdarstellung des Projektbearbeiters HYDRON GmbH in Kap. 5 und 6 nachträglich durch das LfU um Grafiken zu diesen beiden Teilszenarien ergänzt. Das Grundprinzip erläutert Abb. 6.: Im optimistischen Szenario, beispielsweise, läge die Änderung im Gebietsmittelwert (Punkt) bei 0 %. Der Balken beschreibt die Schwankungsbreite der Änderungen im Einzugsgebiet. Das bedeutet, es gibt Pegel/ Messstellen, an denen eine Änderung von +15 % bzw. -15 % auftritt. Zusammengefasst werden jeweils Änderungen eines Kennwerts im 30-jährigen Mittel, wie sie in den Anhängen B und G dargestellt sind.

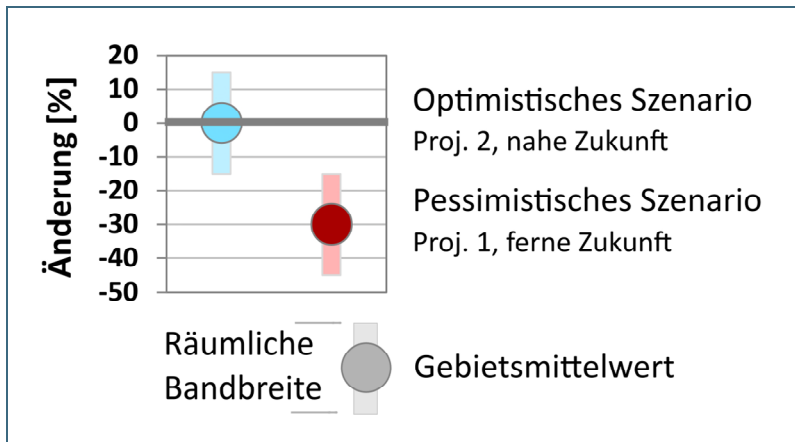


Abb. 6: Darstellungsart des räumlichen Wertebereichs eines Kennwerts im optimistischen und pessimistischen Teilszenario

4.2.3 KLIWA-Stresstest-Szenario

Zusätzlich zu den Projektionen wurde vom LfU ein KLIWA-Stresstest-Szenario zur Verfügung gestellt. Hierbei dienten synthetische Zeitreihen mit Kombinationen bzw. Wiederholungen der Meteorologie extremer vergangener Jahre (Abb. 7) als Eingangsgrößen für die Abflussmodellierung.

Dieses Stresstestszenario wurde sowohl im Hinblick auf das mittlere Abflussverhalten über den Gesamtzeitraum (Kap. 5 und 6) als auch im Hinblick auf den zeitlichen Verlauf ausgewertet (Kap. 7). Die Ergebnisse sind jeweils als Abweichung von einem mittleren Referenzzustand der Vergangenheit (1971–2000) dargestellt. Diese Referenz stammt aus der Messdatensimulation (hydrologische Simulation mit gemessenen meteorologischen Eingangsdaten) oder gemessenen Abflüssen.

Jahr	Basis (hydrol. Jahr)	Ausprägung Jahr	Jahr	Basis (hydrol. Jahr)	Ausprägung Jahr
1	1992	Normal	11	1988	Feuchter Winter
2	2003	Trocken	12	1992	Normal
3	2003	Trocken	13	1976	Trockener Sommer
4	2003	Trocken	14	1992	Normal
5	1992	Normal	15	1996/2003	Trockener Winter/trockener Sommer
6	1992	Normal	16	1996/2003	Trockener Winter/trockener Sommer
7	2003	Trocken	17	1996/2003	Trockener Winter/trockener Sommer
8	1998	Feuchter Sommer	18	1992	Normal
9	2003	Trocken	19	1992	Normal
10	1988	Feuchter Winter	20	1988	Feuchter Winter

Abb. 7: Kombination gemessener hydrologischer Jahre zu einer synthetischen Zeitreihe (KLIWA-Stresstest „Szenario 2015 NW“)

4.3 Berücksichtigung der Speicherseen

Wie im Laufe der Studie deutlich wurde, bilden die ursprünglich vorliegenden Wasserhaushaltssimulationen weder die Wirkung des Förmitzspeichers noch des Eixendorfer Sees im Hinblick auf Niedrigwasserfragestellungen hinreichend genau ab.

Um die beiden Speicher dennoch berücksichtigen zu können, wurden die Speicherabgaben auf Grundlage des realen Betriebsplans der Speicher mittels eines externen Modells durch das LfU modelliert und die Wasserhaushaltssimulation damit erneut angetrieben. Für den Förmitzspeicher und das Einzugsgebiet der Sächsischen Saale konnten durch dieses Vorgehen Berechnungsergebnisse unter Einbeziehung der Speicherwirkung des Förmitzspeichers bereitgestellt werden. Das Vorgehen ist in Anlage L.1 (Förmitzspeicher) beschrieben.

Die Steuerung des Eixendorfer Sees (und damit auch die indirekte Wirkung der beiden Kopfspeicher Perlsee und Silbersee) konnte jedoch auch durch die externe Modellierung des Speichers derzeit nicht zufriedenstellend abgebildet werden. Daher wurden die den Eixendorfer See betreffenden Fragestellungen in der vorliegenden Studie zunächst ausgeklammert. Weitere Arbeiten sind seitens des LfU jedoch angedacht.

4.4 Allgemeine Methoden der Datenauswertung

Alle durchgeführten Auswertungen der Projektionsergebnisse basieren auf Tageswerten. Für den Abfluss wurden Tagesmittelwerte ausgewertet, während die Wassertemperaturergebnisse auf Tagesmaximaltemperaturen basieren.

Die Auswertungen wurden für den Ist-Zustand (1971–2000), die nahe Zukunft (2021–2050), die mittlere Zukunft (2041–2070) und die ferne Zukunft (2071–2100) durchgeführt (genauere Spezifikationen im Abschnitt „Auswertungsintervalle“). Für die Zukunftsszenarien wurde dabei auch jeweils das absolute und teilweise das prozentuale Änderungssignal im Vergleich zum zugehörigen Ist-Zustand bestimmt.

Die gewählte Art der Darstellung der Änderungssignale hing von der jeweiligen Zielstellung der Auswertung, wie auch von der Art des Kennwerts und der Sinnhaftigkeit der darstellbaren Veränderungen ab. Die im Folgenden erläuterten Festlegungen wurden in enger Abstimmung mit dem LfU getroffen.

Auswertungspunkte

Die Datenauswertungen der Abflüsse wurden – soweit nicht anders vermerkt – für neun Pegel im Saaengebiet und dreizehn Pegel im Naabgebiet durchgeführt. Übersichtskarten der beiden Gebiete, in welchen die Auswertungspegel verzeichnet sind, finden sich in Anlage A.

Liste der ausgewerteten Pegel

Sächsische Saale

- Fahrenbühl (Lamitz)
- FörmitzspeicherAbfluss (Förmitz)
- FörmitzspeicherZufluss (Förmitz)
- Hof (Sächsische Saale)
- Hölle (Selbitz)
- Kautendorf (Südl.Regnitz)
- Moschendorf (Untreusee) (Ölsnitz)
- Oberkotzau (Sächsische Saale)
- Rehau (Schwesnitz)

Naab

- Amberg (Vils)
- Böhmischembruck (Pfreimd)
- Dietldorf (Vils)
- Eixendorf (Schwarzach)
- Heitzenhofen (Naab)
- Münchshofen (Naab)
- Rötze (Schwarzach)
- Schmidmühlen (Vils)
- Stettkirchen (Lauterach)
- Trausnitz (Pfreimd)
- Unterköblitz (Naab)
- Vilseck (Vils)
- Warnbach (Schwarzach)
- Wildenau (Haidenaab)
- Windischeschenbach (Waldnaab)

Für gewöhnlich repräsentieren die für einen Pegel berechneten Kennwerte, die Charakteristik des gesamten Einzugsgebietes oberhalb des Pegels. In der verwendeten schematischen Darstellung (Abb. 8) würden die Werte von Pegel 1 also das Verhalten des gesamten Gebietes widerspiegeln, Werte von Pegel 2 das Verhalten von dem (Zwischen-)Einzugsgebiet 2. Für die hydrometeorologischen Größen Niederschlag und Verdunstung wurde in diesem Bericht allerdings auch die räumliche Bezugseinheit (Zwischeneinzugsgebiet) angegeben. Diese Einheit resultiert aus der Verwendung von Abflussmodellierungen und beschreibt das Einzugsgebiet bis zum nächstgelegenen Modellpegel oberhalb. In diesem Fall gehört zu Pegel 1 das Zwischeneinzugsgebiet 1.

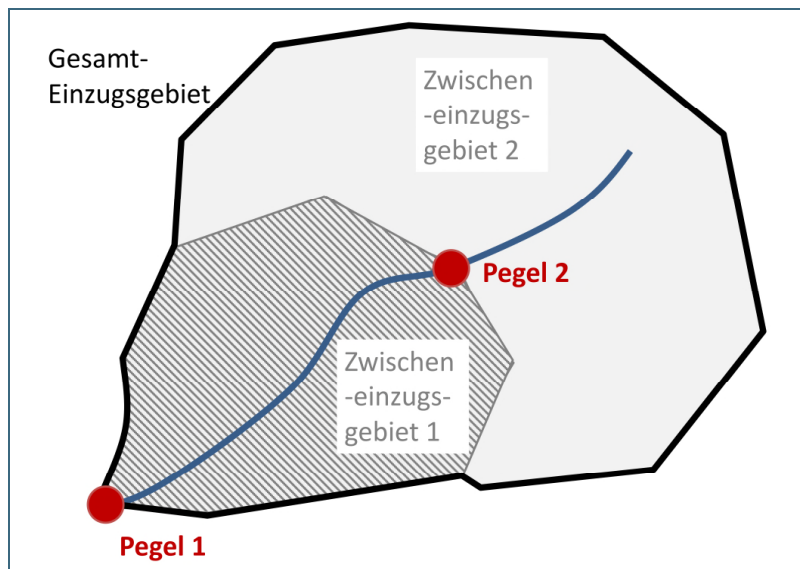


Abb. 8:
Schematische Darstellung zur Begriffsklärung in der räumlichen Aufteilung von Wasserhaushaltsmodellgebieten

Die Auswertungen zur Wassertemperatur wurden hingegen für alle Knotenpunkte in den beiden Gebieten durchgeführt, an welchen Ergebnisse der Wassertemperaturregionalisierung vorlagen. Es gab jedoch Knotenpunkte, für die Ergebnisse für die Vergangenheit vorlagen, allerdings nicht für die Zukunftszeiträume. Diese Knotenpunkte wurden nicht in die Auswertungen eingeschlossen. Im Saalegebiet wurden 52, im Naabgebiet 301 Knotenpunkte ausgewertet. Im Naabgebiet wurden bei der Auswertung der Überschreitungen der Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte (siehe Kap.5.4) zudem weitere Knotenpunkte (43) vernachlässigt, für die keine Zuordnung zu einer Fischartengemeinschaft vorlag (Gewässer(-abschnitte) außerhalb Bayerns und sehr kleine Gewässer).

Standardkennwerte

Als Standardkennwerte für den **Abfluss** wurden die in Abb. 9 gelisteten Kennwerte für alle Pegel aus bestimmt. Sie stellen eine Auswahl aus den gewässerkundlichen Hauptwerten sowie weiteren Kennwerten nach DVWK-Richtlinien dar. Die genaueren Definitionen der Abflusskennwerte finden sich auf der Internetseite des LfU [w LfU 2015]. Die langjährigen Mittel des NM₇Q bzw. NM₂₀Q wurden gewählt, da sie gegenüber dem MNQ (also dem langjährigen Mittel des NQ) robuster gegenüber Ausreißer-Werten sind. Auch konnten sie das längerfristige Verhalten besser abbilden.

Abflusskennwert	Kürzel	Jahresabschnitt						
		Hydrologisches Jahr (Nov–Okt)	Hydrologisches Sommerhalbjahr (Mai–Okt)	Hydrologisches Winterhalbjahr (Nov–Apr)	Niedrigwasserjahr (Apr–Mrz)	Niedrigwasser-Winterhalbjahr (Okt–Mrz)	Niedrigwasser-Sommerhalbjahr (Apr–Sep)	Monate
Arithmetischer Mittelwert des täglichen Durchflusses	MQ	x	x	x				x
Mittlerer Niedrigwasserabfluss, das heißt langjähriger Mittelwert aus dem jeweils geringsten gemessenen Abflusswert NQ eines Jahres.	MNQ	x	x	x				x
Niedrigster Mittelwert von sieben aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten innerhalb eines Jahres – langjähriger Mittelwert	NM ₇ Q	x	x	x	s	s	s	
Niedrigster Mittelwert von zwanzig aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten innerhalb eines Jahres – langjähriger Mittelwert	NM ₂₀ Q	x	x	x				
Gesamt-Anzahl von Tagen innerhalb eines Jahres, an denen der Durchfluss den MNQ unterschreitet – langjähriger Mittelwert	SumD	x			s	s	s	
Maximale Anzahl von aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb eines Jahres, an denen der Durchfluss den MNQ unterschreitet – langjähriger Mittelwert	maxD	x						
Summe des Defizits – Jährliche Summe aus allen Fehlmengen zwischen Tagesdurchflusswert und MNQ – langjähriger Mittelwert	SumV	x			s	s	s	

Abb. 9: Liste der für alle Pegel erstellten Abflusskennwerte (Hinweis zu SumD, maxD, SumV: Anstatt des MNQ sind auch andere Schwellenwerte möglich; x – allgemeine Auswertung, s – Auswertung nur im KLIWA-Stresstest)

Für die **Wassertemperatur** wurden als Standardkennwerte die mittlere Tagesmaximalwassertemperatur für das hydrologische Jahr sowie die Überschreitungskennwerte maxD und SumD für die jeweilige Fischartengemeinschaft-spezifische Sommermaximaltemperatur ausgewertet.

Weitere Kennwerte wurden für einzelne Standorte oder Zeiträume bestimmt, soweit dies zur Beantwortung der spezifischen Fragen zu den einzelnen Nutzungen sinnvoll war. Diese Auswertungen werden in den Abschnitten zu der jeweiligen Nutzung erläutert.

Neben den Mittelwerten der Kennwerte über die zumeist 30 (Jahres-)Werte wurden auch jeweils der Minimal- und der Maximalwert pro Zeitraum berechnet. Auch die Einzelwerte für die Extremjahre 1976, 2003 und 2015 wurden aus den Messwerten bestimmt, sodass eine Einordnung dieser Extremjahre möglich war.

Die Berechnung der Standardkennwerte erfolgte für alle drei Zukunftsszenarien (siehe unten) als Absolutwerte, sowie jeweils als prozentuale und/oder die absolute Veränderung im Vergleich zum zugehörigen Ist-Zustand.

Die berechneten Größen, die unmittelbar zur Beantwortung der in den Kapiteln 5 bis 7 formulierten Fragen dienen, werden in jeweiligen Kapiteln diskutiert und im Anlagenteil dieses Berichts dargestellt. Alle weiteren Größen wurden dem LfU als Zusatzinformation rein digital übergeben.

Besonderheiten der Kennwerte maxD, SumD und SumV

Werden die **Abfluss**-Kennwerte maxD, SumD und SumV ohne weitere Erläuterung genannt, so beziehen sie sich auf den Schwellenwert MNQ und es handelt sich um Unterschreitungswerte dieses Schwellenwerts. Zusätzlich wurden auch Abflussunterschreitungswerte für andere Grenzwerte berechnet (z. B. 1 m³/s am Pegel Hof).

Bei der Berechnung des Kennwerts maxD wurde die Berechnung von Überhängen und die Berücksichtigung unabhängiger Ereignisse entsprechend der Berechnungsvorschrift des LfU (LFU 2015) sowie zusätzlicher Absprachen durchgeführt.

Der nach dieser Vorschrift zur Bestimmung unabhängiger Niedrigwasserperioden benötigte MQ sowie der MNQ, der gegebenenfalls als Grenzwert diente, stammten dabei immer aus dem jeweils zugehörigen Ist-Zustand für das Auswertungsintervall des hydrologischen Jahres. Das heißt beispielsweise, dass für alle Zeiträume der Projektion 1 die Kennwerte MQ und MNQ des Ist-Zustands von Projektion 1 für das hydrologische Jahr genutzt wurden. Für den KLIWA-Stresstest wurde die Messdatensimulation als zugehöriger Ist-Zustand und damit auch die daraus resultierenden Grenzwerte genutzt. Dieses Vorgehen weicht von der üblichen Praxis (z. B. gewässerkundliches Jahrbuch) ab, gewährleistete aber das Erkennen von Veränderungen.

Werden die Kennwerte maxD und SumD in dieser Studie auf **Wassertemperaturen** bezogen, so handelt es sich nicht um Unterschreitungen, sondern um Überschreitungen von Temperaturwerten. Einen „Standardgrenzwert“ für diese Wassertemperaturüberschreitungen (wie den MNQ für die Abflussunterschreitungen) gibt es nicht. Der jeweilige Grenzwert wird daher immer explizit benannt. Die Berechnungen für maxD berücksichtigen ebenfalls die Überhang- und Unabhängigkeitsregel.

Da die Überhangregel sich spezifisch auf Auswertungsintervalle gleich einem Jahr bezieht (das heißt hydrologisches Jahr, Kalenderjahr oder Wasserhaushaltsjahr), wurden keine Auswertungen der genannten Kennwerte für Intervalle kleiner einem Jahr (z. B. hydrologische Halbjahre, Quartale) durchgeführt.

Zeiträume und Auswertungsintervalle

Die Auswertungen wurden für verschiedene Auswertungsintervalle (hydrologisches Jahr, hydrologische Halbjahre, Quartale, Wasserhaushaltsjahr, Monate) durchgeführt (siehe auch **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Dabei wurden für alle Auswertungsintervalle die in Tab. 1 aufgeführten Zeiträume berücksichtigt. Für jedes Auswertungsintervall wurden die Zeitreihen jeweils innerhalb des in der Tabelle angegebenen Start- und Enddatums auf komplette Auswertungsintervalle beschnitten. Zur Auswertung der Monatswerte wurden die Zeitreihen auf komplette hydrologische Jahre beschnitten.

Die Daten der Abflussprojektion 2 (Hadley Q3) lagen nur bis zum 30.12.2098 vor, sodass die ferne Zukunft hier innerhalb des Zeitraums mit diesem Enddatum beschnitten wurde. Somit wurde für die ferne Zukunft ein Zeitraum < 30 Jahre ausgewertet. Zudem entsprach bei dieser Projektion die Anzahl der Tage pro Monat nicht den realen kalendarischen Verhältnissen. Januar und März werden tatsächlich mit 31 Werten abgebildet, alle späteren Monate haben nur 30 Werte. Da dies für die Berechnungsroutine kein Problem darstellte, wurden hier keine Änderungen an der Zeitreihe vorgenommen.

Die Zeitreihen für den KLIWA-Stresstest lagen für insgesamt 22 hydrologische Jahre mit einer fiktiven Datumszuordnung vor. Die ersten beiden vorliegenden Jahre wurden als Einschwingjahre betrachtet und daher nicht ausgewertet.

Um für die Quartalsauswertungen (im Ergebnisteil nicht näher beschrieben) für alle vier Quartale jeweils gleich viele vollständige Zeitreihen zu haben und um gleichzeitig die verfügbaren Daten möglichst vollständig auszuwerten, wurde für diese Auswertungen das Startdatum um 2 Monate nach vorne in den Einschwingzeitraum verlegt (siehe Tab. 1).

Aufgrund der künstlichen Aneinanderreihung der Jahre im KLIWA-Stresstest ist die Datenreihe hinsichtlich der Schaltjahre nicht konsistent mit den angegebenen Jahreszahlen. Daher wurden die Datenwerte für den 29. Februar in Nicht-Schaltjahren gelöscht.

Tab. 1: Ausgewertete Zeiträume

Name	Zeitraum	Startdatum	Enddatum
Ist-Zustand	1971–2000	01.11.1970	31.12.2000
nahe Zukunft	2021–2050	01.11.2020	31.12.2050
mittlere Zukunft	2041–2070	01.11.2040	31.12.2070
ferne Zukunft	2071–2100	01.11.2070	31.12.2100
Stresstest		01.11.1897	31.10.1917
Stresstest für Quartalsauswertung		01.09.1897	31.10.1917

Trend und Variabilität

Zeitreihen, welche auf Klimaprojektionen beruhen, können starke Trends aufweisen. Ebenso ist es möglich, dass sich die Variabilität des Abflusses im Rahmen des Klimawandels verändert. Um diese Aspekte untersuchen zu können, wurden weitere Kennwerte ermittelt. Für die Analyse des Trends wurde der verbreitete Mann-Kendall-Trendtest angewandt. Die Variabilität wurde durch den Interquartilsabstand der Trend-bereinigten Zeitreihe ermittelt. Diese Ergebnisse sind nur in der digitalen Datenübergabe enthalten. Daher ist die Methodik hier nicht näher ausgeführt.

Auswertung des mittleren Verlaufs des Stresstests

Das KLIWA-Stresstest-Szenario wird in den Kap. 5 und 6 zum einen in seinem mittleren Verhalten betrachtet (mittlerer Unterschiede im Vergleich zur Messdatensimulation), also vergleichbar dem Umgang mit den projektionsbasierten Szenarien.

Zum anderen wurde der KLIWA-Stresstest aber auch hinsichtlich der Auswirkungen in der Abfolge seiner Einzeljahre ausgewertet (nähere Erläuterungen siehe Kap. 7). Hierbei standen die kurzfristigen Belastungs- und Erholungsphasen im Fokus.

Die Auswertung der mittleren Abweichungen des Stresstests basierte auf einer leicht anderen WHM-Simulationsversion als die Auswertung der Einzeljahre. Bei der ersten vom LfU gelieferten Version lag ein Fehler beim Einlesen der meteorologischen Daten vor. Die für die Einzeljahrauswertung genutzte Version ist die aktuellere und korrekte Version. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den beiden Modellversionen des Stresstests bei Auswertung der mittleren Unterschiede in den Ergebnissen sehr gering. Daher erfolgte keine Aktualisierung der Ergebnisse.

Auswertung nutzungsbezogener Kenngrößen

Aus den hydrologischen Standard-Kennwerten konnten weitere Kenngrößen abgeleitet werden, um die Auswirkungen auf die Gewässerökologie und die wasserwirtschaftlichen Nutzungen zu beschreiben. Die dabei angewandten Methoden zur Ableitung dieser Kennwerte sind aus Gründen des Zusammenhangs im Ergebnisteil bei den jeweiligen Nutzungen beschrieben.

5 Ergebnisse – Gebiet der Sächsischen Saale

Im Folgenden wurden die für das Einzugsgebiet der Sächsischen Saale als relevant identifizierten Fragestellungen anhand der verfügbaren Datengrundlage beantwortet und diskutiert.

5.1 Natürlicher Wasserhaushalt

Ausgangsfrage: *Welche Abflussverhältnisse stellen sich in der Sächsischen Saale und den Nebengewässern ohne Förmitzspeicher gegenwärtig und zukünftig ein?*

Veranlassung der Fragestellung

Mit einer möglichen klimawandelbedingten Änderung des Wasserhaushalts sind auch Auswirkungen auf verschiedene wasserwirtschaftliche Nutzungen zu erwarten. Die folgenden Abschätzungen zur Änderung des Wasserhaushalts dienen somit auch als Hintergrundinformationen für die Fragestellungen zu den einzelnen Nutzungen.

Spezielle Methodik

Zur Beurteilung der möglichen zukünftigen Veränderungen im Wasserhaushalt des Einzugsgebiets der Sächsischen Saale wurden die Ergebnisse des Wasserhaushaltmodells an neun Pegeln ausgewertet. Dabei wurden im Modell zunächst keine Speicher berücksichtigt. Ausgewertet wurden die relativen Änderungssignale für Abflusskennwerte für sieben Teil-Szenarien (zwei Projektionen mit jeweils drei Zukunftszeiträumen und ein KLIWA-Stresstest) im Vergleich zum zugehörigen Ist-Zustand (1971-2000). Die Ergebnisse werden jeweils für das hydrologische Jahr sowie getrennt für hydrologisches Sommer- und Winterhalbjahr dargestellt.

Es wurden zunächst die mittleren Abflüsse (MQ) betrachtet. Anschließend folgten die Niedrigwasserkennwerte.

Als Hintergrundinformation zur Einordnung der prozentualen Veränderungen wurden den Ergebnissen für MQ und MNQ jeweils eine Tabelle der Absolutwerte des jeweiligen Kennwerts vorangestellt. Diese basierten auf gemessenen Abflüssen für den Zeitraum 1971 bis 2000 (Tab. 2 und Abb. 10). Hierbei wurden ebenfalls Werte für das hydrologische Jahr sowie für hydrologisches Sommer- und Winterhalbjahr angegeben.

Um einen Gebietsüberblick zu erlauben und mögliche räumliche Muster in den potenziellen Veränderungen zu verdeutlichen, wurden Kartendarstellungen des Gesamtgebiets erstellt. Sie enthalten die Änderungssignale an den Pegeln als Balkendiagramme (MQ (Anlage B-1 bis B-3), MNQ (Anlage B-4 bis B-6), NM₇Q (Anlage B-7 bis B-9)). Alle Diagramme an den verschiedenen Pegeln in den Karten wurden gleich skaliert (siehe jeweilige Legende), sodass ein direkter Vergleich der Ergebnisse für verschiedene Pegel des Gebiets möglich war. Die gleiche Skaleneinteilung wurde auch für die Karten zum Naabgebiet (Anlage G) gewählt. Dies ließ einen ungefähren Vergleich der Ergebnisse trotz unterschiedlicher Kartenmaßstäbe zu.

Aus diesen Übersichts-Darstellungen können exakte Zahlenwerte an einzelnen Pegeln zwar nicht abgelesen werden, doch sollten die dargestellten Ergebnisse ohnehin eher hinsichtlich der ungefähren Größenordnung der Veränderung interpretiert werden denn als exakte Werte.

Die kartografischen Übersichtsdarstellungen wurden zum einen durch Diagramme zur optimistischsten und pessimistischsten Entwicklung ergänzt (Methodik siehe Kap. 4.2.2). Zum anderen ordnet die Darstellung in Anlage B-10 diese beiden Teilszenarien gegenüber gemessenen Extremjahren der Vergangenheit ein. Zu diesen vergangenen Jahren besteht meist noch eine Erinnerung an die Ausprägung, sodass die Szenarien besser einzuschätzen waren.

Betrachtete Extremjahre waren für alle Pegel 1976, 2003 und 2015, unabhängig davon, ob diese drei Jahre wirklich Extremjahre an dem jeweiligen Pegel darstellten. Datengrundlage waren gemessene Abflüsse. Für diese Extremjahre wurde jeweils einzeln die Abweichung des NQs vom MNQ des gesamten Ist-Zeitraums (1971-2000) berechnet.

Zum Vergleich wurde die mittlere Abweichung des MNQ jeweils im optimistischen und pessimistischen Szenario dem MNQ im zugehörigen Ist-Zustand gegenübergestellt. Dabei sei betont, dass es sich hier um Mittelwerte über einen 30-jährigen Zeitraum handelt. Innerhalb dieses Zeitraums streuen die NQ-Werte der 30 Einzeljahre um den Mittelwert herum. Folglich können Einzeljahre innerhalb des Szenarienzeitraums noch extremere Niedrigstwasserabflüsse enthalten, als die einzelnen Extremjahre der Vergangenheit. Ein Szenarien-MNQ, der ähnlich hoch ist wie der NQ eines einzelnen Extremjahres legt jedoch den Schluss nahe, dass der überwiegende Teil der Szenarienjahren ähnlich ausfällt wie dieses Extremjahr.

Eine weitere Ungenauigkeit in diesem Vergleich ergab sich daraus, dass die Abflussmesswerte (sowohl Einzeljahre als auch im Mittelwert) gänzlich oder zumindest teilweise anthropogen beeinflusst sind. Dies betrifft beispielsweise die Speicherseen im Gebiet. Diese sind in den mit dem Wasserhaushaltsmodell berechneten Szenarien und im zugehörigen Ist-Zustand nicht enthalten.

Die Karte in Anlage B.10 zeigt die Ergebnisse wiederum als Balkendiagramme der Abweichungen von NQ (1976, 2003, 2015) und MNQ (optimistisch, pessimistisch).

Ergebnisse Mittlere Abflüsse

Tab. 2 enthält die aus gemessenen Abflüssen (1971–2000, hydrologische Jahre und hydrologische Halbjahre) bestimmten MQ für die untersuchten Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale. Für den Pegel Hölle/Selbitz lagen keine Messwerte vor.

Der aus den Projektionen bestimmte MQ nimmt im Gesamtjahr an allen untersuchten Pegeln und für alle Szenarien deutlich ab (siehe Anlage B.1). Die einzige Ausnahme bildet Projektion 2 in der nahen Zukunft an allen Pegeln sowie Projektion 2 in der mittleren Zukunft am Pegel Hölle/Selbitz. Für diese Einzelfälle sind kaum Veränderungen oder geringe Zunahmen zu verzeichnen.

Allgemein enthält Projektion 1 deutlich stärkere Abflussabnahmen als Projektion 2. In beiden Projektionen verstärken sich die Abnahmen mit Zunahme des Zeithorizonts.

Im pessimistischen Teilszenario treten Abnahmen des MQ-Werts von bis zu ca. -43 % im Gebietsmittel auf (Abb. 10). Die stärksten Abnahmen mit bis zu -57 % finden sich dabei an den Pegeln im Süden und Osten des Einzugsgebiets. Das optimistische Teilszenario zeigt dagegen kaum Änderungen. Der Pegel Hölle/Selbitz im Nordwesten des Gebiets ist in beiden Projektionen von den geringsten prozentualen Abnahmen betroffen. Dies könnte auf räumliche Unterschiede des Niederschlags zurückzuführen sein.

Der KLIWA-Stresstest (Anlage B.1) zeigt an den meisten Pegeln Abnahmen der MQ-Werte, die in etwa der Größenordnung der nahen oder mittleren Zukunft von Projektion 1 entsprechen. Am sonst moderat betroffenen Pegel Hölle/Selbitz ordnet sich der KLIWA-Stresstest eher in der Nähe der mittleren und fernen Zukunft von Projektion 1 ein.

Tab. 2: Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MQ-Werte [m³/s] für Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale

Pegel	MQ hyd. Jahr	MQ hyd. Sommer	MQ hyd. Winter
Fahrenbühl (Lamitz)	0,24	0,17	0,31
FörmitzspeicherAbfluss (Förmitz)	0,28	0,33	0,24
FörmitzspeicherZufluss (Förmitz)	0,13	0,08	0,18
Hof (Sächsische Saale)	5,24	3,30	7,21
Kautendorf (Südl.Regnitz)	0,88	0,48	1,28
Moschendorf (Untreusee) (Ölsnitz)	0,33	0,21	0,45
Oberkotzau (Sächsische Saale)	2,64	1,70	3,60
Rehau (Schwesnitz)	0,67	0,46	0,88

Im hydrologischen Sommerhalbjahr nimmt der MQ-Wert an allen Pegeln für alle Szenarien ab (siehe Anlage B.2 sowie Abb. 10). Die Abnahmen sind erwartungsgemäß stärker ausgeprägt als für das Gesamtjahr. Am deutlichsten fallen die Abnahmen im Süden und Osten des Gebiets auf. Hier werden im pessimistischen Teilszenario mittlere Abnahmen von -58 % (Spannbreite -45 bis -68 %), im optimistischen Teilszenario von -13 % (Spannbreite -4 bis -18 %) und im KLIWA-Stresstest von bis zu ca. -60 % erreicht. Auch am Pegel Hölle sind im Sommerhalbjahr deutliche Abnahmen zu verzeichnen (bis zu ca. -50 % im KLIWA-Stresstest).

Im Winterhalbjahr sind die Ergebnisse für die beiden Projektionen hinsichtlich der Richtung der Veränderung unterschiedlich (siehe Anlage B.3). Während in Projektion 1 für alle Zeiträume Abnahmen auftreten, zeigen die nahe und mittlere Zukunft von Projektion 2 Zunahmen. Die ferne Zukunft von Projektion 2 ergibt heterogene Ergebnisse (geringe Zunahme am Pegel Hölle/Selbitz, kaum Veränderung an den Pegeln im Zentrum des Gebiets und geringe Abnahmen an den Pegeln im Süden und Osten). Zusammengefasst ergibt sich im optimistischen Fall eine leichte Entschärfung der winterlichen Niedrigwassersituation (Zunahme von ca. 11 %), im pessimistischen Fall eine Verschärfung (-38 %, Abb. 10). Diese fällt aber geringer aus als im Sommerhalbjahr.

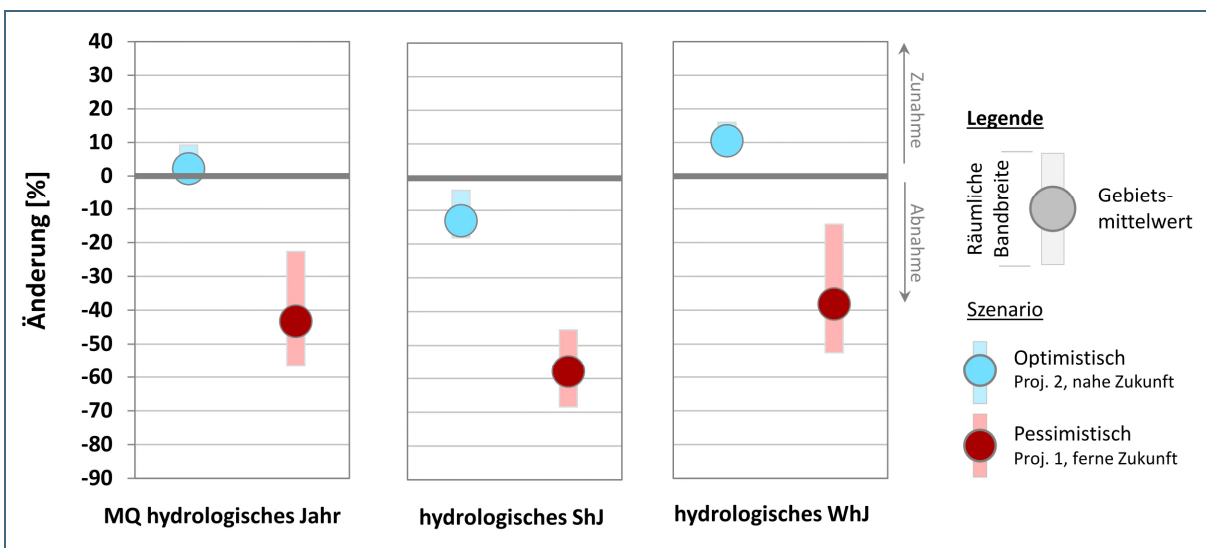


Abb. 10: Änderung des MQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Sächsische Saale

Ergebnisse Niedrigwasser

Tab. 3 enthält die aus gemessenen Abflüssen (1971–2000, hydrologische Jahre und hydrologische Halbjahre) bestimmten MNQ für die untersuchten Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale. Für den Pegel Hölle/Selbitz lagen keine Messwerte vor.

Tab. 3: Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MNQ-Werte [m³/s] für Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale

Pegel	MNQ hyd. Jahr	MNQ hyd. Sommer	MNQ hyd. Winter
Fahrenbühl (Lamitz)	0,07	0,08	0,09
FörmitzspeicherAbfluss (Förmitz)	0,05	0,06	0,06
FörmitzspeicherZufluss (Förmitz)	0,02	0,03	0,04
Hof (Sächsische Saale)	1,12	1,25	1,83
Kautendorf (Südl.Regnitz)	0,10	0,11	0,26
Moschendorf (Untreusee) (Ölsnitz)	0,04	0,05	0,10
Oberkotzau (Sächsische Saale)	0,59	0,70	0,96
Rehau (Schwesnitz)	0,18	0,20	0,29

Der MNQ des Gesamtjahrs ist an allen Pegeln und für alle Szenarien von Abnahmen betroffen und stärker ausgeprägt als für den MQ (Anlage B.4, Abb. 10). Im Extremfall (pessimistisches Teilszenario) werden in Projektion 1 Abnahmen von bis zu -82 % erreicht, das optimistische Teilszenario zeigte dagegen an einigen Pegeln nahezu keine Änderung. Bei genauerer Betrachtung der verschiedenen Projektionen und Zeiträume (siehe Anlage B.4) ergeben sich auch in Projektion 2 und im KLIWA-Stresstest Abnahmen bis zu ca. -63 %. Das betrifft vor allem die Pegel an den Oberläufen. Die Pegel im Zentrum des Gebiets (Moschendorf, Hof, Oberkotzau) und insbesondere der Pegel Hölle sind weniger stark betroffen (bis zu ca. -50 % in Projektion 1, bis zu ca. -30 % in Projektion 2 und im KLIWA-Stresstest). Der KLIWA-Stresstest ordnet sich an den meisten Pegeln in der Nähe der fernen Zukunft von Projektion 2 bzw. der nahen Zukunft der Projektion 1 ein.

Die Ergebnisse für das hydrologische Sommerhalbjahr sind erwartungsgemäß sehr ähnlich wie für das Gesamtjahr (siehe Anlage B.5 sowie Abb. 11). Lediglich für die nahe und mittlere Zukunft in Projektion 2 (optimistisches Teilszenario) ergeben sich größere Abnahmen als für das Gesamtjahr. Da der NQ eines Jahres in den untersuchten Gebieten zumeist im hydrologischen Sommerhalbjahr auftritt, fließen häufig genau die gleichen Werte in die MNQ-Berechnung für das hydrologische Sommerhalbjahr und für das Gesamtjahr ein.

Die Ergebnisse für das hydrologische Winterhalbjahr unterscheiden sich teilweise etwas von den Werten für das Gesamtjahr und für das hydrologische Sommerhalbjahr (siehe Anlage B.6). In Projektion 1 und im KLIWA-Stresstest sind die Ergebnisse für das Gesamtjahr, das hydrologische Sommer- und das hydrologische Winterhalbjahr recht ähnlich. So liegen sie beim pessimistischen Teilszenario im Gebietsmittel etwa bei -60 % (Abb. 11). In Projektion 2 sind die Abnahmen im hydrologischen Winterhalbjahr deutlich geringer als im Gesamtjahr und im hydrologischen Sommerhalbjahr. Im optimistischen Teilszenario ergeben sich damit moderate Zunahmen. Die Spannweite der möglichen MNQ-Veränderungen im Winterhalbjahr über alle Szenarien ist somit sehr groß (ca. -80 % bis +28 %).

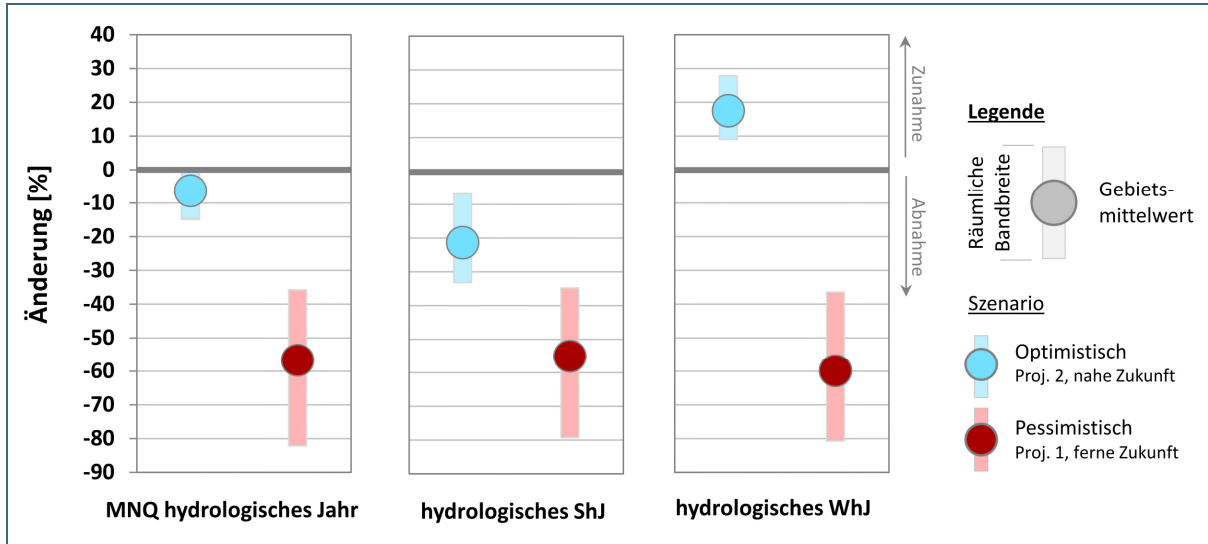


Abb. 11: Änderung des MNQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Sächsische Saale

Der NM₇Q zeigt sowohl für das Gesamtjahr als auch für die hydrologischen Halbjahre sehr ähnliche Ergebnisse wie der MNQ (siehe Anlage B.7 bis Anlage B.9). Auch der NM₂₀Q (nicht dargestellt) verhält sich ähnlich.

Der Vergleich zwischen der Abweichung des NQ historischer Niedrigwasserjahre vom Ist-Zustand und der Veränderungen des MNQ im optimistischen und im pessimistischen Szenario im Vergleich zum Ist-Zustand findet sich in Anlage B.10. In der Darstellung fehlen die Werte für den Pegel Hölle/Selbitz, für den keine Abflussmesswerte vorlagen. An den Pegeln Förmitzspeicher Zufluss und Abfluss lagen für das Jahr 1976 keine Messungen vor.

Die Ausprägung der drei gemessenen Extremjahre ist regional unterschiedlich. Hierbei ist auch die wasserwirtschaftliche Überprägung der Gewässer zu beachten. So fiel beispielsweise das Jahr 2015 am Pegel Oberkotzau moderat aus, was möglicherweise auf die Wirkung des Förmitzspeichers zurückzuführen ist. Flussabwärts am Pegel Hof war das Jahr 2015 trockener ausgeprägt. Der Grund ist möglicherweise, dass zwischen den beiden Pegeln wasserwirtschaftlich weniger stark beeinflusste Zuflüsse münden.

Die im pessimistischen Teilszenario aufgetretenen Veränderungen des MNQ vom Ist-Zustand sind etwa so stark wie die Abweichungen der NQ des trockensten historischen Jahres vom zugehörigen Ist-Zustand. So ist z. B. das pessimistische Szenario am Pegel Rehau ungefähr mit den Niedrigwasser-Abflussbedingungen der Jahre 1976 und 2015 vergleichbar. Das pessimistische Szenario ist dort also in etwa vorstellbar als eine dauerhafte Aneinanderreihung dieser beiden Extremjahre. An einzelnen Pegeln sind die Abweichungen der Jahre 1976 und 2003 sogar stärker ausgeprägt als die des pessimistischen Szenarios. Allerdings ist hier für alle Unterliegerpegel des Förmitzspeichers zu berücksichtigen, dass dieser 1976 noch nicht in Betrieb war. Der NQ dieses Jahres wurde aber in der Auswertung auf den Ist-Zustand (1971–2000) der Messwerte bezogen, welcher größtenteils (ab 1978) Daten unter Beeinflussung des Förmitzspeichers enthält.

Das optimistische Teilszenario fällt im Vergleich zum jeweils am stärksten ausgeprägten Extremjahr, an den meisten Pegeln sehr moderat aus. Allerdings wurde berücksichtigt, dass es sich bei den Szenarien um 30-jährige Durchschnitte handelt, während die Extremjahre nur für ein Jahr repräsentativ sind.

Innerhalb des 30 Jahre umfassenden Szenarios können zusätzlich zum durchschnittlichen Rückgang noch große Schwankungen in den jährlichen NQs enthalten sein. Außerdem können dauerhafte, geringere Abflussabnahmen andere oder sogar gravierendere Folgen haben als kurzfristige (einjährige), heftige niedrige Abflüsse, deren Folgen teilweise durch vorausgehende oder nachfolgende Normaljahre ausgeglichen werden können.

Diskussion und offene Fragen

Für diese Pilotstudie wurden unter anderem mithilfe von Abflussprojektionen Szenarien konstruiert, die eine Niedrigwasserverschärfung repräsentieren (siehe auch 4.2). Folglich resultieren daraus Abflussverringeringen für alle hier beschriebenen Kennwerte (sowohl Mittel- als auch Niedrigwasser) und Szenarien.

Die Größenordnung der Rückgänge unterscheidet sich zwischen Projektion 1 und Projektion 2 deutlich und bestätigt damit die Vorauswahl (moderate und starke Verschärfung). Mit Zunahme des Zeithorizonts von der nahen zur fernen Zukunft verstärken sich die Signale der Mittel- und Niedrigwassersituation. Die ferne Zukunft von Projektion 1 (pessimistisches Teilszenario) stellt damit tatsächlich das „Worst-Case“-Szenario dar, während das optimistische Teilszenario (Projektion 2, nahe Zukunft) teilweise sogar eine Abmilderung bringt.

Für die Interpretation der Ergebnisse sei nochmals darauf hingewiesen, dass die hier ausgewählten Projektionen keine größere oder geringere tatsächliche Eintrittswahrscheinlichkeit haben als andere verfügbare Projektionen. Die Ergebnisse sollten immer als Ergebnisse betrachtet werden, die durch das Eintreten sehr eng begrenzter Klimabedingungen ausgelöst werden könnten. Auch eine Vielzahl von anderen Klimabedingungen ist denkbar, welche für Niedrigwasserbedingungen weniger deutliche Konsequenzen mit sich bringen. Eine entsprechende Einordnung gibt Anlage M. Zudem nimmt die Unsicherheit der Ergebnisse mit zunehmender zeitlicher Distanz zur Ist-Zeit weiter zu. Dies ist durch viele verschiedene Faktoren bedingt, wie beispielsweise die größere Ungewissheit über die wirtschaftliche Entwicklung und damit den Treibhausgas-Ausstoß in der fernen Zukunft. Für die Abschätzung der Auswirkungen im Bereich des Niedrigwassers ist der Szenarienansatz mit Verwendung ausgewählter Projektionen aber trotzdem sinnvoll, um sich auf die Folgen der möglichen deutlichen Veränderungen einstellen zu können.

Die räumliche Verteilung der Veränderungen (stärkere Rückgänge im Süden und Osten des Gebiets) können zum einen aus der Niederschlagsverteilung resultieren, zum anderen können sie aber auch durch die geologischen Gegebenheiten des Einzugsgebiets hervorgerufen oder verstärkt werden.

Auch der Kennwert selbst und die Größe des betrachteten Gewässers spielt bei der Interpretation der Änderungssignale eine wichtige Rolle: Vor allem die Niedrigwasser-Kennwerte MNQ und NM₇Q repräsentieren schon im IST-Zustand geringe Durchflusswerte. Bei der Bildung prozentualer Änderungssignale, kommt daher ein numerischer Effekt zum Tragen: Selbst geringe absolute Änderungen rufen bezogen auf geringe Ausgangswerte (z. B. in den Oberläufen mit Durchflüssen <1 m³/s) deutlich größere Prozentwerte hervor als bezogen auf höhere Ausgangswerte (Mittel- und Unterläufe).

Die für die Ergebnisse zum natürlichen Wasserhaushalt genannten Einschränkungen treffen auf die zu den einzelnen Nutzungen vorliegenden Ergebnisse gleichermaßen zu.

5.2 Speicherbewirtschaftung

5.2.1 Speichereinfluss auf Abflüsse

Ausgangsfrage: *Welche Abflussverhältnisse stellen sich in der Sächsischen Saale mit Förmitzspeicher ein?*

Veranlassung der Fragestellung

Der Förmitzspeicher dient insbesondere der Niedrigwasseraufhöhung in der Sächsischen Saale. Durch die Bewirtschaftung des Speichers wird somit bereits gegenwärtig eine Entschärfung auftreten der Niedrigwassersituationen vorgenommen. Zukünftig möglicherweise veränderte Niedrigwasser-Abflussbedingungen können ebenfalls durch die Speicherbewirtschaftung beeinflusst werden. Allerdings sind die Möglichkeiten zur Beeinflussung durch das Speichervolumen und das Volumen der Speicherzuflüsse begrenzt.

Spezielle Methodik

Der Förmitzspeicher wurde in einer zusätzlichen Modellversion (Beschreibung siehe Anlage L.1) berücksichtigt. Der Speicher beeinflusst in dieser Version die modellierten Abflüsse an den Unterliegerpegeln an der Sächsischen Saale. In der vorliegenden Bearbeitung sind dies die Pegel Oberkotzau und Hof. Die Abflusssimulationen für die weiteren berücksichtigten Pegel blieben im Vergleich zur vorhergehenden Auswertung des natürlichen Wasserhaushalts unverändert.

Daher wurden die Abflusssimulationen unter Berücksichtigung des Förmitzspeichers nur für die Pegel Oberkotzau und Hof ausgewertet. Es lagen sieben Abflussprojektionen vor (zwei Projektionen mit jeweils drei Zukunftszeiträumen und KLIWA-Stresstest). Es wurden die gleichen Kennwerte ausgewertet wie für den natürlichen Wasserhaushalt. Neben den Vergleichen zum Ist-Zustand (mit Speicher) zur Identifikation des Klimaänderungssignals wurden auch jeweils die Ergebnisse für die jeweiligen Modellversionen ohne Speicher zur Identifikation der Speicherwirkung zu Vergleichszwecken hinzugezogen.

Ergebnisse

Die prozentuale Abweichung des MQ zwischen der Simulation mit Speicher und der Simulation ohne Speicher ist für fast alle Zeiträume sehr gering (siehe Anlage C.1). Am Pegel Hof liegt der Unterschied zwischen den beiden Modellversionen im Ist-Zustand der Messdatensimulation bei nur ca. -0,2 %. Auch in fast allen anderen Zeiträumen beträgt die Abweichung ca. ± 1 %. Eine Ausnahme bildet der KLIWA-Stresstest, hier liegt der MQ mit Speicher ca. -4,5 % unter dem MQ ohne Speicher.

Die mögliche zukünftige prozentuale Veränderung des MQ, im Vergleich zum zugehörigen Ist-Zustand (entweder Modellversion mit oder ohne Speicher) an den Pegeln Oberkotzau und Hof, ist ebenfalls praktisch nicht vom Förmitzspeicher beeinflusst. In beiden Modellversionen ohne und mit Speicher ergeben sich maximale Abnahmen von ca. -35 % am Pegel Oberkotzau (siehe Anlage C.2, Vergleich oberes Bild zu unterem Bild) und von ca. -40 % am Pegel Hof (siehe Anlage C.3, Vergleich oberes Bild zu unterem Bild) in der fernen Zukunft von Projektion 1. Für den KLIWA-Stresstest ergeben sich unter Berücksichtigung des Speichers etwas stärkere zukünftige prozentuale Abnahmen als ohne Berücksichtigung.

Hinsichtlich der Auffälligkeiten der Ergebnisse für den KLIWA-Stresstest ist zu beachten, dass Abflüsse in der Größenordnung des MQ nicht die Zielgrößen der Speichersteuerung (im Modell) sind und der modellierte MQ durch die Berücksichtigung der Speicher somit nicht gezielt beeinflusst wird. Ebenso kann die gewählte Methodik der Speicherabbildung (siehe Anlage L.1) zusätzlich Ungenauigkeiten herbeiführen.

Die prozentualen Unterschiede im MNQ zwischen der Simulation mit Speicher und der Simulation ohne Speicher am Pegel Hof sind sehr viel deutlicher als die im MQ (siehe Anlage C.4). Im Ist-Zustand der Messdatensimulation liegt sie bei ca. +22 %. Mit Berücksichtigung des Speichers wird für die unterschiedlichen Zeiträume ein um ca. +20 bis +40 % höherer MNQ berechnet als in den Modellversionen ohne Speicher. Auch hier bildet der KLIWA-Stresstest mit einem nur um ca. +10 % höheren MNQ bei Berücksichtigung des Speichers eine Ausnahme.

Die Unterschiede in den zukünftigen prozentualen Veränderungen des MNQ zwischen den beiden Modellversionen sind am Pegel Oberkotzau (siehe Anlage C.5) und am Pegel Hof (siehe Anlage C.6) hingegen gering. Die auftretenden geringen prozentualen Unterschiede sind je nach Projektion und Zeitraum heterogen. Es ist aber zu beachten, dass die zugrundeliegenden absoluten Kennwerte – wie im vorhergehenden Abschnitt erläutert – in der Modellversion mit Speicher trotzdem höher sind als im entsprechenden Szenario ohne Speicher. Dies gilt für alle Szenarien.

Diskussion und offene Fragen

Werden die Absolutwerte betrachtet, so zeigt sich, dass sich diese für den MNQ mit und ohne Speicher durchaus unterscheiden. Der Speicher erhöht den MNQ der vorliegenden Ergebnisse dabei um mindestens +20 % (Ausnahme KLIWA-Stresstest: ca. +10 %). Dies gilt auch für die Zukunftsszenarien. Im Mittelwasser ist der Effekt des Speichers hingegen vernachlässigbar, bzw. nur gering (KLIWA-Stresstest).

Die Niedrigwasseraufhöhung mildert die in den Szenarien simulierten Abflussrückgänge im Niedrigwasserbereich ab. Die (prozentualen) Klimasignale der verschiedenen Projektionen sind aber so deutlich, dass sie relativ unabhängig von einer Veränderung der Ausgangswerte durch den Speicher im Grundsatz bestehen bleiben.

Hierbei ist jedoch zu beachten:

- Die betrachteten Ergebnisse beruhen auf den gleichen, vereinfachten Bewirtschaftungsregeln des Speichers im Ist-Zustand und in den Zukunftsprojektionen.
- In der externen Speichermodellierung wurde eine Defizitbetrachtung gegenüber dem Aufhöhungsziel 1 m³/s für die gesamte, ohne Speicher simulierte Ganglinie am Pegel Hof durchgeführt. Es erfolgte keine iterative Analyse des Ergebnisses am Pegel Hof für jeden einzelnen Zeitschritt. Dadurch könnten ebenfalls Ungenauigkeiten in den Modellergebnissen mit Speicher entstehen und potenziell zu viel Wasser abgegeben werden.
- Auch die Kalibrierung des hydrologischen Modells, welche im Falle des Förmitzspeicher ohne Wirkung des Speichers durchgeführt wurde, stellt eine mögliche Fehlerquelle dar.

Für die Ergebnisse des Stresstestszenarios spielt die gezielte Kombination trockener und feuchter Halbjahre eine Rolle. Die Ergebnisse zum zeitlichen Verlauf innerhalb des Stresstests finden sich in Kap. 7. Hierin bestätigt sich, dass bei der Kombination trockener Winter und trockener Sommer die Niedrigwasseraufhöhung nicht dauerhaft gewährleistet werden kann. Die fehlende Wirkung des Speichers in mehreren Einzeljahren beeinflusst selbstverständlich auch die untersuchten langjährigen Mittelwerte für den KLIWA-Stresstest und sorgt im Vergleich zu den restlichen Projektionen für eine im Mittel relativ geringe Wirkung des Speichers.

5.2.2 Einschränkungen der Speicherbewirtschaftung

- Ausgangsfragen:**
- a) Sind für den Förmitzspeicher unter extremen Niedrigwasserbedingungen bzw. langfristig verringertem Abfluss Einschränkungen zu erwarten?**
 - b) Wie lange könnte eine Niedrigwasseraufhöhung durch den Speicher vorhalten bis die Reserven erschöpft sind?**

Veranlassung der Fragestellung

Wenn zukünftig größere Abflussdefizite durch den Förmitzspeicher ausgeglichen werden müssen, ist davon auszugehen, dass unter Berücksichtigung der aktuellen Bewirtschaftungsvorgaben das verfügbare Speichervolumen häufiger und stärker ausgenutzt wird. In langanhaltenden Niedrigwasserperioden könnte das Speichervolumen unter Umständen nicht ausreichend sein, um den Mindestabfluss dauerhaft zu gewährleisten. Die folgenden Auswertungen sollten diese Problemstellung untersuchen.

Spezielle Methodik

Zur Beantwortung von Teil a) der Frage wurde der für die verschiedenen Szenarien simulierte mittlere Wasserstand im Förmitzspeicher ausgewertet. Zunächst wurden die mittleren Wasserstände jeweils als Absolutwerte dargestellt. Diese ergaben sich aus der Verrechnung der prozentualen Änderungssignale der Projektionen mit den gemessenen Wasserständen der Vergangenheit. Der Referenzzeitraum für die gemessenen Wasserstände der Vergangenheit (1992–2015) wich hier aufgrund der Datenlage vom üblichen Zeitraum (1971–2000) ab.

Als vereinfachte Annahme wurde für jedes Szenario die Anzahl der Jahre ausgewertet, in welchen die Niedrigwasseraufhöhung ausgeschaltet werden müsste, da ein Wasserstand von 517 m ü. NN erreicht oder unterschritten wird. Der Wasserstand von 517 m ü. NN ist der Wasserstand des Grundsees im Förmitzspeicher, der gemäß Betriebsplan nicht unterschritten werden soll. Weitere Annahmen wurden nicht betrachtet, da keine ausreichende Angabe von kritischen Füllständen möglich war.

Für die Szenarien, in welchen eine Abschaltung auftreten würde, wurden ausgewertet, wie lange diese Abschaltung (in Tagen) in allen von einer Abschaltung betroffenen Jahren im Durchschnitt anhalten würde. Nach Absprache erfolgte diese Analyse aus Gründen des Arbeitsablaufs direkt durch das LfU. Zusätzlich wurde der Kennwert SumD für die Unterschreitung des Wasserstands von 517 m ü. NN dargestellt (mittlere jährliche Anzahl der Tage in allen Jahren des jeweiligen Szenarios).

Zur Beantwortung von Teil b) der Frage wurden ebenfalls die Jahre mit Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung betrachtet. Für diese Jahre wurde einzeln ermittelt, nach wievielen Tagen der Wasserstand des Grundsees erreicht wurde und folglich die Niedrigwasseraufhöhung nicht mehr aufrechterhalten werden konnte. Dabei wurde jeweils der 91. Tag im Jahr (in Nicht-Schaltjahren entspricht dies dem 1. April und somit dem Beginn des Niedrigwasserjahres) als Startdatum gewählt.

Da die Leerlaufdauer vom nutzbaren Startvolumen und vom Zufluss aus dem Einzugsgebiet abhängig ist, wurde die Leerlaufdauer in Abhängigkeit von der Summe dieser Größen ausgewertet. Dazu wurde das nutzbare Volumen (Volumen über Grundsee) am 1. April und die Summe der Zuflüsse ab dem 1. April bis zum Leerlaufdatum aufsummiert (Anlage C.10).

Für diese Auswertungen wurden der KLIWA-Stresstest sowie der Zeitraum von 1961 bis 2100 der Projektion 1 genutzt. In Projektion 2 konnte die Niedrigwasseraufhöhung immer gewährleistet werden. Daher wurde die Projektion 2 für die Einschätzung der Leerlaufdauer nicht weiter verwendet.

Die Projektion 1 (WETTREG2010) besteht aus 10 Realisationen, das heißt es stehen 10 Zeitreihen für den Zeitraum 1961 bis 2100 zur Verfügung.

Alle 10 Realisationen weisen die gleiche Eintrittswahrscheinlichkeiten auf. In allen anderen Auswertungen der Projektion 1 innerhalb der Pilotstudie wurden jeweils Mittelwerte dieser 10 Realisationen für jeweils 30-jährige Zeiträume ausgewertet. Da einzelne Wertepaare aus Volumen und Leerlaufdauer betrachtet werden sollten, waren Mittelwerte (weder zeitliche Mittelung noch Mittelung zwischen den Realisationen) nicht aussagekräftig, da das Abschalten der Niedrigwasseraufhöhung in den Realisationen zu jeweils unterschiedlichen Zeitpunkten auftrat. Hier wurden deshalb ausnahmsweise alle 10 Realisationen der Projektion 1 betrachtet. Neben den Realisationen der Projektion 1 wurden die Daten des Stresstests ausgewertet. Somit umfasste die Datenmenge 1.420 Jahre (10 Realisationen x 140 Jahre + 20 Jahre Stresstest).

Des Weiteren wurde für die gleiche Datenauswahl (1.420 Jahre) analysiert, bei welchem Startvolumen am 01.04. eines Jahres ein Ausschalten der Niedrigwasseraufhöhung häufig auftrat (Anlage C.11). Dazu wurden zwei Histogramme mit der gleichen Klasseneinteilung erstellt:

- Das eine Histogramm gibt die Anzahl von Jahren für verschiedene Klassen des Startvolumens im Förmitzspeicher für alle 1.420 Jahre an. Das Startvolumen ist dabei das nutzbare Stauvolumen im Förmitzspeicher am 01.04.
- In einem zweiten Histogramm wurde die gleiche Auswertung hinsichtlich der Anzahl der Jahre nach Startvolumenklassen nur für die Jahre durchgeführt, in welchen die Niedrigwasseraufhöhung unterbrochen wird. Durch das Gegenüberstellen der Anzahl aller Jahre innerhalb einer Startvolumenklasse und der Anzahl der von einer Unterbrechung der Niedrigwasseraufhöhung betroffenen Jahre kann abgelesen werden, wie wahrscheinlich innerhalb einer Klasse des Startvolumens eine Abschaltung ist.

Ergebnisse

Werden die mittleren Wasserstände im Förmitzspeicher für die verschiedenen Szenarien betrachtet, so ergibt sich im Vergleich zum Ist-Zustand in den drei Zeiträumen von Projektion 1 und im KLIWA-Stresstest eine Reduktion des Wasserstands (siehe Anlage C.7). In Ergänzung dazu zeigt die vereinfachte Darstellung in Abb. 12 die Bandbreite der Wasserstände aus dem optimistischen und pessimistischen Teilszenario und ordnet den langjährigen mittleren gemessenen Wasserstand und das Ergebnis des Stresstestszenarios dazu ein.

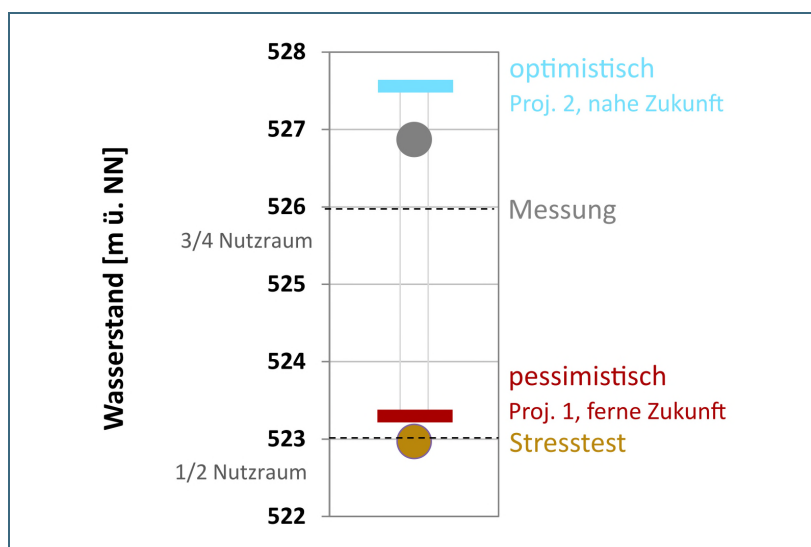


Abb. 12: Wasserstände im Förmitzspeicher der Messung (1992–2015), im optimistischen und pessimistischen Teilszenario sowie im KLIWA-Stresstest

In Projektion 1 nimmt der mittlere Wasserstand dabei mit Zunahme des Zeithorizonts deutlich ab (siehe Anlage C.7). Im Vergleich zum Ist-Zustand (etwas unter 527 m ü. NN) wird somit im pessimistischen Teilszenario (Abb. 12) nur noch ein mittlerer Wasserstand von knapp über 523 m ü. NN erreicht. Folglich liegt der Wasserstand im Mittel nur noch etwas über dem Wasserstand, welcher die Hälfte des nutzbaren Stauraums ("1/2 Nutzraum") des Speichers markiert. Der KLIWA-Stresstest ordnet sich noch etwas unterhalb des pessimistischen Szenarios ein (523 m ü. NN) und stellt somit das Szenario mit dem niedrigsten mittleren Wasserstand dar. Projektion 2 ergibt hingegen für alle drei Zeiträume Wasserstände, die über dem Mittelwert für den Ist-Zustand und über dem Wasserstand liegen, der 75 % des nutzbaren Stauraums ("3/4 Nutzraum") repräsentiert. Im optimistischen Teilszenario also bei etwa 527,6 m ü. NN.

Erwartungsgemäß treten somit auch nur in Projektion 1 und im KLIWA-Stresstest Jahre auf, in welchen die Niedrigwasseraufhöhung ausgesetzt wird, da der simulierte Wasserstand unter 517 m ü. NN sinkt (siehe Anlage C.8). In Projektion 1 steigert sich die Anzahl der davon betroffenen Jahre von einem Jahr in der nahen Zukunft auf sieben Jahre in der fernen Zukunft. Im KLIWA-Stresstest sind zwei Jahre betroffen.

Die durchschnittliche Anzahl der Tage innerhalb der betroffenen Jahre, während der die Niedrigwasseraufhöhung ausgeschaltet bleibt, steigt in Projektion 1 von 89 Tagen in der nahen Zukunft auf 112 Tage in der fernen Zukunft. Im KLIWA-Stresstest ergibt sich sogar eine Dauer von 236 Tagen (siehe ebenfalls Anlage C.8). Dies ist eine Folge von einer über zwei Jahre andauernden Niedrigwasserphase ohne signifikanten Anstieg des Stauvolumens über 517 m u. NN.

Wurde der Kennwert SumD (siehe Anlage C.9) für Unterschreitungen des Wasserstands von 517 m ü. NN ausgewertet, so wurde die jährliche Anzahl der Tage mit Unterschreitungen über alle Jahre des zugehörigen Szenarios gemittelt, also auch über die Jahre ohne Unterschreitungen. Dadurch ergaben sich deutlich geringere Werte als in Anlage C.8. Der SumD liefert damit eher einen Anhaltspunkt, in welchen Szenarienzeiträumen es kritisch werden könnte. Im Ergebnis liegt der SumD in der nahen Zukunft von Projektion 1 bei ca. 2 Tagen. In der fernen Zukunft von Projektion 1 (pessimistisches Teilszenario) und im KLIWA-Stresstest sind ca. 25 Tage betroffen. Die mittlere Zukunft von Projektion 1 ordnet sich mit ca. 15 Tagen ca. bei der 60 % dieser Anzahl ein.

Die Ergebnisse zum Teil b) der Frage sind in Anlage C.10 dargestellt. In der Grafik C.10 sind als Zusatzinformation die Jahre pro Dekade eingetragen, in denen die Berechnungen zu einem Leerlaufen des Förmitzspeichers bis auf den Wasserstand des Grundsees führen. In diesen Jahren sind die Reserven des Förmitzspeichers erschöpft und es kann keine Niedrigwasseraufhöhung umgesetzt werden.

Daraus wurde deutlich, dass entsprechend der Berechnung in den Dekaden vor 2020 auch in der „Worst-Case“-Projektion 1 kein Leerlaufen und somit keine Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung auftritt. Dies hatte sich bereits in Anlage C.8 gezeigt.

In den von einer Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung betroffenen Dekaden ist die Anzahl der betroffenen Jahre variabel. Dies sind z. B. in der 2020er-Dekade $n=2$ Jahre, in der 2030er-Dekade $n=3$ Jahre und in der 2050er-Dekade $n=15$ Jahre. In den Dekaden nach 2050 treten bis zu $n=32$ Jahre, mindestens aber $n=15$ Jahre mit einem Leerlaufen bis auf den Wasserstand des Grundsees und somit ohne die Möglichkeit zur Niedrigwassererhöhung auf.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine Dekade der Projektion 1 jeweils 100 Einzeljahre umfasst (10 Realisationen x 10 Jahre). Daher sind hier weniger die absolute Anzahl der Jahre zu betrachten, sondern deren Anteil. Beispielsweise bedeutet ein Leerlaufen des Speichers bis auf den Grundsee in 15 Jahren der 2050er-Dekade, dass dieses Ereignis eine Auftrittshäufigkeit von 15 % besitzt.

Aus der Grafik C.10 wird wie erwartet deutlich, dass die Leerlaufdauer vom nutzbaren Volumen abhängt (Startvolumen in der Förmitztalsperre zum 01.04. plus Zuflussvolumen vom 01.04. bis zum Datum, an dem der Wasserstand des Grundsees erreicht wird). Je höher das nutzbare Volumen, desto länger dauert es, bis der Wasserstand des Grundsees erreicht wird, das heißt desto länger kann die Niedrigwasseraufhöhung aufrechterhalten werden. Es treten insgesamt Leerlaufdauern zwischen 50 und 250 Tagen (ab dem 01.04.) bei verfügbaren Volumina zwischen 0,27 und 6,27 Mio. m³ auf. Das bedeutet, dass die Niedrigwasseraufhöhung aus dem Förmitzspeicher in den betrachteten Fällen im Zeitraum zwischen dem 22. Mai (50 Tage ab dem 01.04.) und dem 8. Dezember (250 Tage ab dem 01.04.) ausgeschaltet wird.

Wird nur der Zusammenhang zwischen Startvolumen und Leerlaufdauer oder nur der Zusammenhang zwischen Zuflussvolumen und Leerlaufdauer betrachtet, so ist der Zusammenhang etwas weniger eindeutig (nicht dargestellt).

Aus der Streuung der Anzahl der Tage der Leerlaufdauer pro nutzbarem Stauvolumen in Anlage C.10 wird deutlich, dass es nicht einzig das verfügbare Volumen ist, welches die Leerlaufdauer bestimmt. Bei ähnlichen nutzbaren Volumina kann sich die Leerlaufdauer um bis zu 50 bis 100 Tage unterscheiden. In einem Extremfall beträgt der Unterschied sogar ca. 150 Tage (bei einem nutzbaren Volumen von ca. 2,3 Mio. m³). Hier können z. B. die Vorfeuchte des restlichen Einzugsgebiets bis zum Bezugspegel Hof sowie die meteorologischen Bedingungen im Gebiet eine Rolle spielen.

In Anlage C.11 werden die Startvolumen von Jahren, in welchen die Niedrigwasseraufhöhung nicht gewährleistet werden kann, den Startvolumen am 1. April aller Jahre der zugehörigen Projektionen (10 x 140 Jahre Projektion 1 + 20 Jahre KLIWA-Stresstest) gegenübergestellt. Die roten Balken stellen in der Grafik C.11 somit eine Teilmenge der blauen Balken dar: Die blauen Balken bilden die Gesamtanzahl der insgesamt in eine Startvolumenklasse fallenden Jahre ab, die roten Balken stellen die Teilanzahl der Jahre der Startvolumenklasse dar, die von einer Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung betroffenen sind.

Erwartungsgemäß führt ein geringes Startvolumen zwar nicht gezwungenermaßen zu einer Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung, jedoch ist eine Ausschaltung bei einem geringen Startvolumen wahrscheinlicher als in Jahren mit hohem nutzbarem Startvolumen. Wird das nutzbare Startvolumen wie in der Grafik C.11 in Kategorien mit einer Spannweite von jeweils 1 Mio. m³ aufgeteilt, so wird in den Jahren der Klasse mit nutzbarem Startvolumen <1 Mio. m³ in ca. 70 % der Fälle der Wasserstand des Grundsees erreicht und die Niedrigwasseraufhöhung unterbrochen. Bei einem Startvolumen von 1 bis 2 Mio. m³ tritt dies in ca. 48 % der Fälle auf, bei einem Startvolumen von 2 bis 3 Mio. m³ bei ca. 38 %. In den Kategorien mit höherem Speichervolumen nimmt die Wahrscheinlichkeit dann kontinuierlich ab (3–4 Mio. m³: ca. 17 %, 4–5 Mio. m³: ca. 5 %, 5–6 Mio. m³: ca. 1 %). Erst ab einem Volumen von 6 bis 7 Mio. m³ tritt dann gar kein Jahr auf, in welchem die Niedrigwasseraufhöhung ausgeschaltet wird.

Diskussion und offene Fragen

Da der Förmitzspeicher ein sehr kleines Einzugsgebiet aufweist, ist davon auszugehen, dass nach einer einmal notwendigen Absenkung des Stauvolumens auf die Höhe des Grundsees zum Ausgleich einer längeren Niedrigwasserphase eine relativ lange Befüllungsphase benötigt wird, um das Normalstauziel wieder zu erreichen. So wurde beispielsweise nach Aussage des WWA Hof das Stauziel nach dem Winter 2013/14 erst sehr spät erreicht und ein trockener Sommer hätte unter diesen Bedingungen Probleme bereitet.

Dies bestätigt auch die Stresstestauswertung. Die Vorgabe von drei aufeinanderfolgenden ganzjährig trockenen Jahren (siehe Kap. 4.2.3) bedingt ab dem zweiten Sommer eine Phase, in der das Volumen des Speichers, auch über den Winter, nahezu nicht wieder über das Volumen des Grundsees ansteigt (siehe auch Kap. 7).

Auch die Analyse der Startvolumina illustriert die Belastbarkeit des Speichers: Sehr geringe nutzbare Ausgangsvolumina, wie sie aus trockenen Wintern resultieren können, verursachen mit relativ hoher Wahrscheinlichkeit Probleme bei der Niedrigwasseraufhöhung im folgenden Sommer. Allerdings können auch bei hohen Startvolumina vereinzelt Probleme mit der Niedrigwasseraufhöhung auftreten.

Unmittelbar aufeinanderfolgende, langandauernde Niedrigwasserphasen, die auch die Wintermonate einschließen, könnten vor diesem Hintergrund ein Problem darstellen und die Bewirtschaftung vor große Herausforderungen stellen. Entsprechend könnten dann auch die Phasen, in welchen eine Niedrigwasseraufhöhung aufgrund des niedrigen Wasserstands nicht mehr möglich ist, relativ lange andauern. Allerdings stellen diese Annahmen ein relativ extremes Szenario dar.

Die zukünftige Niederschlags- bzw. Abflussentwicklung im Winterhalbjahr spielt also eine bedeutsame Rolle für die Wirksamkeit des Förmitzspeichers zur Niedrigwasseraufhöhung. Dies wird durch die Ergebnisse von Projektion 2 deutlich, in denen der mittlere Wasserstand im Speicher trotz trockenerer Sommer auf einem höheren bzw. dem gleichen Niveau liegt, als im Ist-Zustand und die Niedrigwasseraufhöhung trotz trockenerer Sommer immer gewährleistet werden kann. Im KLIWA-Stresstest wird diese Bedeutung durch die mehrfache Abfolge des Jahres 2003 ebenfalls bestätigt. Der normal feuchte Winter des Jahres 2003 bewirkt hier – im Gegensatz zur Kombination mit dem trockenen Winter 1996 – jeweils eine Normalisierung des Zustandes im Winter (siehe Kap. 7).

Die Leerlaufdauer bzw. das Datum, zu dem die Niedrigwasseraufhöhung nicht mehr gewährleistet werden kann, unterscheidet sich in den betroffenen Szenarijahren stark. Neben dem Ausgangsvolumen und der Zuflussmenge gibt es offenbar weitere relevante Einflussgrößen. Es ist naheliegend, dass die Vorfeuchte im Gebiet sowie die meteorologischen Bedingungen von Frühsommer bis Herbst ebenfalls einen starken Einfluss haben.

Allein aus dem frühzeitig bekannten Startvolumen kann im Normalfall also keine verlässliche Aussage getroffen werden, wann eine Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung notwendig wird. Niedrige Startvolumen im Förmitzspeicher machen aber erwartungsgemäß eine Unterbrechung der Aufhöhung wahrscheinlicher.

Es ist zu beachten, dass die modellierte Speicherregelung vermutlich ein größeres Wasservolumen abgibt, als in der Realität abgegeben würde (siehe auch Anlage L.1). Dadurch könnten auch die hier anhand der Modellergebnisse als kritisch identifizierten Szenarien in Realität nicht ganz so drastisch ausfallen.

5.3 Abwassereinleitung

Ausgangsfragen: *a) Steht in der Sächsischen Saale ohne bzw. mit Niedrigwasseraufhöhung durch den Förmitzspeicher gegenwärtig genügend Wasser zur Verfügung, um das eingeleitete Abwasser der Kläranlage Hof ausreichend zu verdünnen?*

b) Wie stellt sich die Situation unter extremen (zukünftigen) Niedrigwasserbedingungen bzw. langfristig verringertem Abfluss dar?

Veranlassung der Fragestellung

Aufgrund industrieller Zuleiter in die Kläranlage Hof bestehen Probleme mit schwer abbaubarem CSB und Stickstoff im gereinigten Abwasser. An Tagen, an welchen der Abfluss der Saale am Pegel Hof unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ sinkt, wird das vorgegebene Verdünnungsverhältnis (1:1) nicht erreicht. Dann ist bei in etwa konstanten eingeleiteten Stofffrachten durch die Kläranlage von erhöhten Stoffkonzentrationen im Gewässer auszugehen. In Realität werden Abflüsse unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ durch die Niedrigwasseraufhöhung des Förmitzspeichers weitestgehend verhindert. Die folgenden Auswertungen sollen hydrologische Randinformationen zur Verdünnung des gereinigten Abwassers liefern. Bezugspegel ist der Pegel Hof mit einem Mindestdurchfluss von $1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Spezielle Methodik

Es wurde die absolute Veränderung der Gesamtanzahl von Tagen ausgewertet, an welchen der Abfluss am Pegel Hof in den Szenarien unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ fällt (SumD für den Grenzwert $1 \text{ m}^3/\text{s}$). Außerdem wurde auch die maximale Anzahl zusammenhängender Tage untersucht, an welchen der Abfluss von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ kontinuierlich unterschritten wird (maxD für den Grenzwert $1 \text{ m}^3/\text{s}$). Neben den Häufigkeiten und Dauern der Unterschreitungen war auch die Veränderung des Abflussdefizits eine sinnvolle Zusatzinformation. Daher wurde auch das Gesamtabflussdefizit für den Grenzwert $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ausgewertet. Das Abflussdefizit war die Differenz zwischen dem Grenzwert $1 \text{ m}^3/\text{s}$ und dem darunter liegenden mittleren täglichen Abfluss. Diese täglichen Abflussdefizite wurden zum Gesamtabflussdefizit des Wasserhaushaltsjahrs aufsummiert. Anschließend wurde ein Mittel über die 30 Jahre der untersuchten Zeiträume gebildet. Vereinfachend wurde das SumV hier als mittlere Rate (m^3/s) anstatt als Gesamtvolumen (m^3) dargestellt.

Die Auswertung wurde sowohl für die Modellläufe ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers als auch für die Modellläufe mit Berücksichtigung des Förmitzspeichers für den Pegel Hof durchgeführt. Es standen jeweils sieben Szenarien (zwei Projektionen mit jeweils drei Zukunftszeiträumen und KLIWA-Stresstest), das heißt insgesamt 14 Zeitreihen, zur Auswertung zur Verfügung. Als Hintergrundinformation wurden die gemessenen Abflüsse am Pegel Hof für den Zeitraum 1978 (nach Fertigstellung des Förmitzspeichers) bis 2000 ausgewertet.

Ergebnisse

Die Messwerte am Pegel Hof für 1978 bis 2000 enthalten nur selten Unterschreitungen des Mindestabflusses von $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Die vorhandenen Unterschreitungen traten vor allem in den Jahren 1983 und 1991 auf. Im Mittel über den Gesamtzeitraum ergibt sich eine maximale Unterschreitungsdauer von 3 Tagen und eine Gesamtanzahl von Unterschreitungen von 3,2 Tagen. Der Kennwert SumV nimmt nur den geringen Wert von $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ an.

Die Ergebnisse für die Veränderung der Gesamtanzahl von Tagen mit Abflüssen kleiner $1 \text{ m}^3/\text{s}$ zeigen je nach Projektion, Zeitraum und Version mit und ohne Speicher eine große Bandbreite an Veränderungen, jedoch handelt sich in allen Fällen um Zunahmen von Unterschreitungen des Schwellenwerts (siehe Anlage D.1 bzw. Abb. 13).

Die geringste Veränderung der Gesamtanzahl von Tagen mit einem Abfluss kleiner $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt sich für Projektion 2 in der nahen Zukunft ohne Speicher (ca. +4 Tage), also das optimistische Teilszenario. Die stärkste Veränderung resultiert erwartungsgemäß für Projektion 1 ohne Speicher in der fernen Zukunft (ca. +104 Tage, pessimistisches Teilszenario). In Projektion 1 ist durch die Berücksichtigung des Speichers in allen drei Zeiträumen eine deutliche Dämpfung der Zunahme zu erkennen. Allerdings kann die Klimawirkung durch den Speicher nicht vollständig kompensiert werden. In Projektion 2 zeigt die Berücksichtigung des Speichers praktisch keine Wirkung auf die Zunahmen. Allerdings ist auch hier der Ausgangswert mit Speicher durchaus geringer als der Ausgangswert ohne Speicher. Die Anzahl der durch die Klimawirkung zusätzlich hinzukommenden Tage mit geringem Abfluss wird hier durch den Speicher aber kaum beeinflusst. Ähnliches gilt für die Ergebnisse des Stresstests.

Die Veränderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage mit einem Abfluss kleiner $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (nicht dargestellt) verhält sich sehr ähnlich wie die Gesamtanzahl der Tage, wenngleich die Werte etwas geringer sind (min. +4 Tage, max. +97 Tage).

Da bei der Betrachtung der Kennwerte mit fixem Grenzwert die Anzahl der Tage von sehr geringen Abflussveränderungen über oder unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ beeinflusst sein kann, wurde zusätzlich die Veränderung des Abflussdefizits betrachtet (Kennwert SumV; siehe Anlage D.2 bzw. Abb. 13).

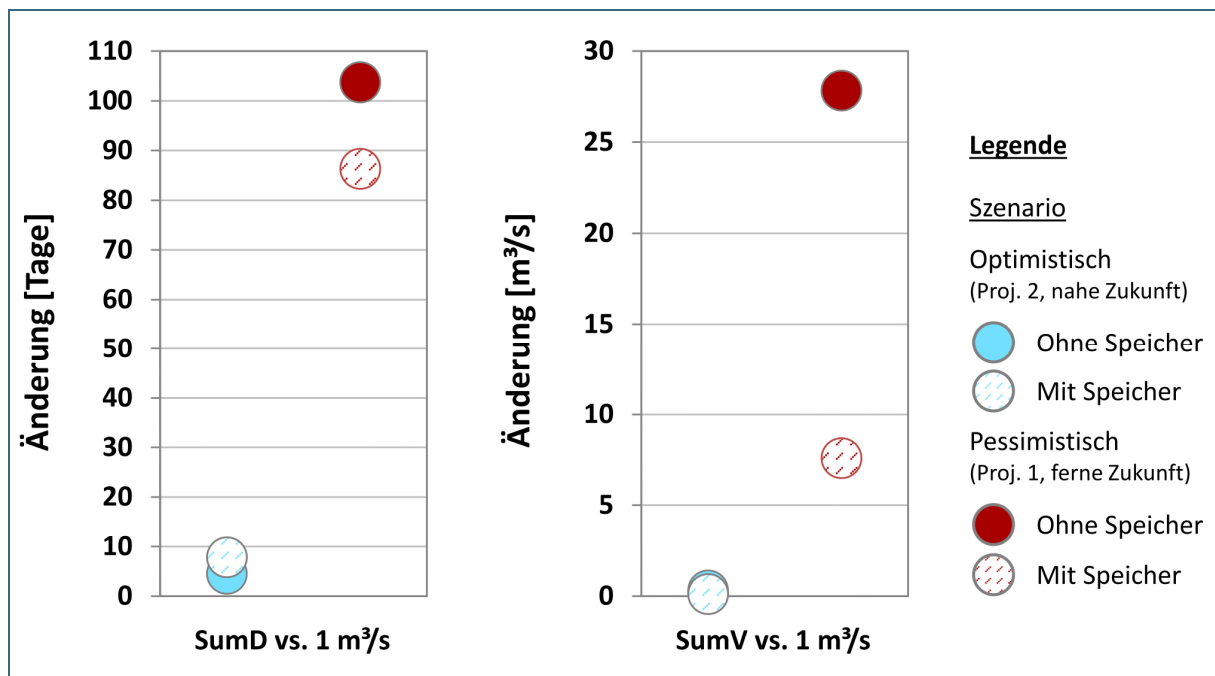


Abb. 13: Absolute Änderung der Anzahl an Tagen im Wasserhaushaltsjahr, an denen der Grenzwert von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Hof unterschritten wird (SumD) sowie das daraus resultierende Defizit SumV – Darstellung je für das optimistische und pessimistische Teilszenario mit und ohne Speicher.

Aus dieser Betrachtung des Abflussdefizits unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ wird die Wirkung des Speichers auch in Projektion 2 sehr deutlich. Die Veränderung des Abflussdefizits erreicht in den Szenarien unter Berücksichtigung des Speichers maximal ca. $+7,5 \text{ m}^3/\text{s}$. In der nahen Zukunft für Projektion 1 und in allen drei Zeiträumen für Projektion 2 ist die Zunahme des Abflussdefizits unter Berücksichtigung des Speichers vernachlässigbar. Ohne Berücksichtigung des Speichers tritt in Projektion 1 für die ferne Zukunft hingegen eine maximale Veränderung von ca. $+28 \text{ m}^3/\text{s}$ auf (pessimistisches Teilszenario). Auch in der fernen Zukunft von Projektion 2 ergibt sich ohne Speicher immerhin ein Defizit von ca. $+9 \text{ m}^3/\text{s}$. Im KLIWA-Stresstest führt die Berücksichtigung des Speichers zu einem Rückgang des Gesamtabfluss-

defizits um ca. die Hälfte (ca. 10 m³/s auf ca. 5 m³/s). Dies ist im Vergleich zu den anderen Projektionen ein eher geringer relativer Rückgang. Dieser Effekt ist vermutlich auf die Kombination der Einzeljahre im KLIWA-Stresstest zurückzuführen.

Diskussion und offene Fragen

Insbesondere die Auswertung des Abflussdefizits zeigt, dass der Förmitzspeicher die Niedrigwasserabflusssituation am Pegel Hof sehr stark beeinflussen kann. Auch in der extremen Projektion 1 wird deutlich, wie die zukünftigen Zunahmen der Abflussdefizite durch den Speicher zwar nicht komplett verhindert aber doch stark gedämpft werden können.

Im zweiten Workshop wurde entsprechend durch die Teilnehmer des WWA Hofes darauf hingewiesen, dass im Ist-Zustand real keine Tage mit einem Abfluss kleiner 1 m³/s vorkommen. Der durch das Modell ohne Speicher berechnete MNQ für den Pegel Hof wurde hingegen als zu hoch bewertet.

Bei der Interpretation sind daher verschiedene Modellunsicherheiten zu beachten (siehe auch Kap. 5.2.1):

- Das hydrologische Modell, das den Ergebnissen zugrunde lag, wurde ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers geeicht. Daher können bereits in den Simulationen des Ist-Zustands mit Speicher Ungenauigkeiten und somit Abweichungen von den tatsächlich beobachteten Abflüssen auftreten – also auch zu hohe Abflüsse.
- Die Speichersteuerung im Modell kann nur eine Annäherung an die tatsächliche Steuerung des Speichers sein.
- Sehr geringe Abflüsse, wie sie am Pegel Hof auftreten, können in hydrologischen Modellergebnissen mit großen Unsicherheiten behaftet sein. Da die hier genutzten Kennwerte mit einem absoluten Grenzwert funktionieren, könnten sehr geringe systematische Niveauverschiebungen des Abflusses große Unterschiede in den Ergebnissen hervorrufen.
- Durch die nicht rekursive Modellierung des Förmitzspeichers können auch bei erfolgreicher Aufhöhung durch den Speicher Abflusswerte erreicht werden, die geringfügig unter 1 m³/s liegen. Diese Werte werden bei einer Berechnung der Kennwerte SumD und maxD als Tage mit einem Abfluss unter 1 m³/s gezählt. Im Hinblick auf diese Modellunsicherheit sollte in diesem Fall das Gesamtabflussdefizit robustere Ergebnisse erbringen, als diese beiden „rein kategorischen“ Kennwerte SumD und maxD.

Daher wurde im vorliegenden Fall lediglich das zukünftige Änderungssignal zwischen Niedrigwasserzenario und Ist-Zustand, nicht jedoch die absolute Anzahl der betroffenen Tage ausgewertet.

In Niedrigwasserzeiten ist davon auszugehen, dass die Einleitung der Kläranlage in Hof (sowie der weiteren Kläranlagen im Einzugsgebiet) einen wichtigen Beitrag zur Wassermenge in der Sächsischen Saale stellt. Daher ist eine hohe Qualität des eingeleiteten Wassers wichtig.

Hinsichtlich der hier als gegeben angenommenen Rahmenbedingungen ist zu beachten, dass sich die CSB-Belastung bei Hof in Zukunft voraussichtlich verringern wird, da der maßgeblich dafür verantwortliche industrielle Einleiter eine Vorreinigung installieren wird. Im zweiten Workshop wurde darauf hingewiesen, dass die technische Umsetzung weiterer Behandlungsschritte zur Verbesserungen der Wasserqualität in der Kläranlage zwar möglich wären, dass diese Maßnahmen allerdings mit hohen Kosten verbunden wären.

Auf der anderen Seite wurde zu Beginn der Pilotstudie die prinzipielle Frage gestellt, ob der derzeit definierte Mindest-Abflusswert von 1 m³/s die gewässerökologischen Anforderungen erfüllt. Diese Frage kann in der vorliegenden Pilotstudie jedoch nicht beantwortet werden.

Notwendig wäre eine gezielte Untersuchung zu ökologischen Mindestwassermengen in Bezug auf Ansprüche an die Gewässerqualität. Die ersten Ableitungen hinsichtlich der ökologisch notwendigen Mindestwassermenge in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen (siehe Kap. 5.5) sind für eine Beurteilung leider nicht geeignet.

5.4 Gewässerökologie

5.4.1 Entwicklung der Wassertemperatur im Saalegebiet

- Ausgangsfragen:**
- a) Wie ändern sich die Temperaturverhältnisse in den Fließgewässern im EZG der Saale allgemein?**
 - b) Werden wichtige Orientierungswerte überschritten?**

Veranlassung der Fragestellung

Die Wassertemperatur stellt neben anderen Faktoren (Wassermenge, Wassergüte, etc.) einen prägenden abiotischen Faktor für die Gewässerökologie dar. Durch die Temperatur wird unter anderem die Zonierung der Fließgewässer in bevorzugte Lebensräume für verschiedene Arten geprägt.

Durch den Einfluss des Klimawandels auf die Wassertemperatur sind Änderungen dieser Zonierungen möglich (längszonale Verschiebung flussaufwärts). So wird beispielsweise angenommen, dass Cypriiniden bei steigenden Wassertemperaturen flussaufwärts wandern, während Salmoniden zurückgedrängt werden könnten (KLIWA 2016). Neben längerfristigen Verschiebungen führen gegebenenfalls auch bereits kurzfristige Temperaturerhöhungen zu physiologischem Stress und erhöhten Stoffwechselraten bei Fischpopulationen. Neben Fischen können davon auch andere Organismen wie beispielsweise Makrozoobenthos und Phytoplankton betroffen sein. Weitere mögliche Folgen von veränderten Wassertemperaturen sind veränderte Wander- und Laichzeiten, Abwanderung von Arten und Störungen der Nahrungskette.

Durch höhere Temperaturen ist auch eine Verringerung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen zu erwarten. Parallel dazu erhöhen sich Umsatzraten von Abbauprozessen, was zu einer zusätzlichen Reduktion der Sauerstoffkonzentration führen kann. Auch eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Parasiten sowie Veränderungen des Ökosystems durch vermehrtes Auftreten von Neophyten und Neozoen können folgen (LAWA 2010).

Im gewässerökologischen/wasserwirtschaftlichen Vollzug steht der Schutz der Gewässerökologie im Vordergrund. In dieser Untersuchung stehen die Fischartengemeinschaften exemplarisch und stellvertretend für die Gewässerökologie im Allgemeinen. Der Lebensraum der Fischartengemeinschaften wird unter anderem (spezifisch nach Fischartengemeinschaft) durch Wassertemperaturmaxima im Sommer definiert.

Als ökologisch relevante Größen sind hier neben der Veränderung der mittleren Temperaturverhältnisse daher auch Überschreitungshäufigkeiten und -dauern von Schwellenwerten im Sommer zu beachten. Die zu verwendenden Schwellenwerte richten sich dabei nach den jeweils dominierenden Fischartengemeinschaften. Das Ergebnis ist ein grober Orientierungswert für die Entwicklungstendenzen und nicht punktscharf zu bewerten.

Neben der Wassertemperatur spielt selbstverständlich auch der Abfluss eine wichtige Rolle für die Biozönose. Niedrigwasserabflüsse können insbesondere im Hinblick auf die Durchgängigkeit (lateral und horizontal), die Vielfalt der Habitate (z. B. Strömungsverhältnisse, Sedimenttransport, Nahrungsangebot) und die Wasserqualität (z. B. Verdünnung von Stofffrachten, Eutrophierung, Erhöhung von

Verweilzeiten) kritisch sein. Die Ermittlung solcher gewässerspezifischer, ökologisch erforderlicher Mindestwasserabflüsse ist aktuell z. B. auch im Hinblick auf beschiedene Wasserentnahmen relevant. In dem Projekt „Ökologisch begründetes Mindestwasser“ (StMUV + LfU) wurde für ausgewählte Fließgewässertypen untersucht, welche Abflussmengen für den Erhalt des „guten ökologischen Zustands“ notwendig wären (siehe auch Kap. 5.5).

Die Ergebnisse wurden im Februar 2018 mit dem Entwurf des sogenannten „Mindestwasserleitfadens“ durch das StMUV vorgelegt. In der vorliegenden Pilotstudie wurde als einfacher Ansatz der MNQ als ein ökologisch relevanter Mindestabfluss ausgewertet.

Selbstverständlich existieren auch Wechselwirkungen zwischen Wassertemperatur und Niedrigwasserabflüssen (bzw. davon abhängigen Fließgeschwindigkeiten). So erwärmen sich Gewässer mit geringem Abfluss und langsamen Fließgeschwindigkeiten schneller als schnellfließende Gewässer mit größerem Abfluss. In schnellfließenden Gewässern ist außerdem davon auszugehen, dass sich der Temperaturanstieg weniger stark auf die Sauerstoffkonzentrationen auswirkt. Der Einfluss von zukünftig möglicherweise abnehmenden Niedrigwasserabflüssen ist in den Wassertempera-turauswertungen nicht enthalten. Daher wird hier anhand des Kennwerts SumD für den Abfluss (Grenzwert MNQ) auch kurz auf die mögliche Abflussentwicklung eingegangen. Weitere allgemeine Ergebnisse zur möglichen Veränderung der (Niedrigwasser-)Abflüsse finden sich in Kap. 5.1

Spezielle Methodik

Um mögliche zukünftige Veränderungen der Wassertemperatur in den Fließgewässern abschätzen zu können, wurden zwei Wassertemperaturprojektionen für jeweils drei Zukunftszeiträume ausgewertet. Die Projektionen entsprechen nicht den für die Abflussauswertung hinzugezogenen Projektionen, sondern wurden vom LfU nach gesonderten Kriterien aus einem Ensemble an verfügbaren regionalen Klimaprojektionen ausgewählt (siehe Kap. 4.2). Eine konstruierte Zeitreihe (wie der KLIWA-Stresstest, der für die Abflüsse ausgewertet wurde) existiert für die Wassertemperaturen nicht. Es liegen somit sechs Wassertemperaturszenarien vor (zwei Projektionen mit jeweils drei Zukunftszeiträumen). Auch daraus ließen sich ein optimistisches (Proj. 2, nahe Zukunft) und ein pessimistisches Teilszenario (Proj. 1, ferne Zukunft) ableiten.

Die Zeitreihen enthalten jeweils Tagesmaximaltemperaturen. Es wurden zunächst die absoluten Veränderungen der mittleren Tagesmaximaltemperaturen ausgewertet, da eine Auswertung prozentualer Veränderungen für Temperaturen wenig aussagekräftig war.

Als Orientierungswerte zur Beantwortung der Frage Teil b) wurden Fischartengemeinschaft-spezifische Werte nach LAWA (2015) ausgewertet. Ein Auszug der hier genutzten Orientierungswerte ist in Tab. 4 zusammengestellt. Die Orientierungswerte entsprechen den Anforderungen der novellierten Oberflächengewässerverordnung (2016) an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial.

Tab. 4: Fischartengemeinschaft-spezifische Sommermaximaltemperaturen nach LAWA (2015) u. Oberflächengewässerverordnung (BMJV 2016)

Fischartengemeinschaft	Kürzel	Sommermaximaltemperatur in °C
salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals	Sa-ER	20,0
salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals	Sa-MR	20,0
salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals	Sa-HR	21,5
cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals	Cyp-R	23,0
Epitpotamal	EP	25,0

Für die Orientierungswerte wurden jeweils die Kennwerte SumD und maxD als Überschreitungen (das heißt Gesamtanzahl der Tage mit Überschreitungen und maximale Anzahl zusammenhängender Tage mit Überschreitungen) berechnet. Für jeden Wassertemperatur-Knotenpunkt wurde dabei der Orientierungswert genutzt, der laut der existierenden Fischartengemeinschaftszonierung für Bayern dort relevant ist. Für diese Kennwerte wurden ebenfalls die absoluten Änderungssignale in Tagen dargestellt.

Die Zonierung wurde durch den LfU bereitgestellt. Kleine Gewässer sind dort nicht kategorisiert. Im Saalegebiet wurde nach Absprache mit dem LfU für diese kleinen Gewässer der Orientierungswert für salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals angesetzt, da auch alle kategorisierten Gewässer im Gebiet dieser Fischartengemeinschaft zugeordnet sind. Im Saalegebiet wurde somit für alle Gewässerabschnitte der Orientierungswert von 21,5 °C ausgewertet.

Die genutzten Temperaturkennwerte stellen Zielwerte für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential der jeweiligen Gewässer dar. Sie sollen somit summarisch die Temperaturpräferenzen der in den jeweiligen Gewässern typischen Arten erfassen. Aufgrund der summarischen Erfassung ist es auch nicht einfach möglich, Überschreitungen (oder sogar Überschreitungsdauern oder Häufigkeiten) der angegebenen Temperaturen definierte Folgen zuzuschreiben. Für einzelne Fischarten können beispielsweise genau definierte Grenzwerte wie das Chronische tödliche Maximum bestimmt werden (Sammlung von Literaturwerten z. B. in REINARTZ (2007) und OTTO & ZAHN.(2008). In der praktischen Anwendung besteht aber bereits bei dieser fischartenspezifischen Betrachtung das Problem, dass sich diese Temperaturen z. B. für verschiedene Entwicklungsstadien einer Art stark unterscheiden können. Summarische Aussagen über die genaue Wirkung auf ein gesamtes Ökosystem sind aufgrund verschiedener Faktoren (z. B. Artenzusammensetzung, Wechselwirkungen zwischen Arten, jahreszeitlich unterschiedlicher Wirkungen, Einfluss anderer physikalischer und chemischer Parameter) entsprechend kaum möglich. Nichtsdestoweniger deuten vermehrte Überschreitungen der Orientierungswerte auf einen potenziell erhöhten Temperaturstress für die Lebensgemeinschaften.

Um die Veränderung der Unterschreitung eines Mindestabflusses zu berücksichtigen, wurde der Kennwert SumD für den Grenzwert MNQ und die zukünftigen absoluten Veränderungen ausgewertet.

Ergebnisse

Die mittlere Tagesmaximaltemperatur der ausgewerteten Gewässer im Saalegebiet liegt im Ist-Zustand zwischen 9 und 12 °C (siehe Anlage E.1). Dabei konzentrieren sich die Gewässerabschnitte mit den niedrigsten Durchschnittstemperaturen im Osten des Gebiets. Die höchsten Temperaturen treten im Zentrum des Einzugsgebiets im Mittellauf der Sächsischen Saale auf.

Das absolute Änderungssignal für die mittlere Tagesmaximaltemperatur unterscheidet sich für die sechs Szenarien stark (siehe Anlage E.2 sowie Abb. 14). Die Änderungssignale nehmen in beiden Projektionen mit zunehmendem Zeithorizont zu. Die geringsten Veränderungen treten in Projektion 2 für die nahe Zukunft auf (optimistisches Szenario, im Mittel +0,5 °C mit räumlicher Schwankungsbreite zwischen +0,4 und +0,6 °C). Im Vergleich dazu enthält Projektion 1 für die nahe Zukunft bereits Änderungssignale von bis zu ca. +1,5 °C. Während in der fernen Zukunft in Projektion 2 Änderungen von bis zu ca. +2 °C auftreten, werden in Projektion 1 (pessimistisches Szenario) Zunahmen von +2,3 °C im Gebietsmittel und einer räumlichen Schwankungsbreite von +1,9 und 2,6 °C erreicht. Für einige Szenarien zeigt sich, dass die Gewässerabschnitte, die im Ist-Zustand eher geringe Temperaturen aufweisen, tendenziell auch von geringeren Zunahmen betroffen sind.

Im Ist-Zustand wird die für das Saalegebiet als Sommermaximaltemperatur festgelegte Temperatur von 21,5 °C (salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals) in den ausgewerteten Gewässerabschnitten nicht überschritten (nicht dargestellt).

Die Gesamtanzahl der Tage und die maximale Anzahl zusammenhängender Tage mit Überschreitung pro hydrologischem Jahr sind in den sechs Szenarien sehr ähnlich (siehe Anlage E.3 und Anlage E.4). In beiden Projektionen gibt es in allen Zeiträumen einzelne Gewässerabschnitte, in denen die Temperatur von 21,5 °C weiterhin nicht überschritten wird. Die Anzahl dieser Gewässerabschnitte ist in Projektion 1 in allen Zeiträumen deutlich geringer als in Projektion 2 im jeweils entsprechenden Zeitraum. Keine oder die geringsten Überschreitungen treten jeweils in den Gewässerabschnitten der Südlichen Regnitz und des Höllbachs im Osten des Gebiets, den Unterläufen von Selbitz und Saale und einzelnen Abschnitten im Oberlauf von Selbitz, Saale und Lamitz auf. Während die Gesamtanzahl der Tage mit Überschreitungen von 21,5 °C in beiden Projektionen in der fernen Zukunft in einzelnen Gewässerabschnitten über 30 Tagen (aber unter 45 Tagen) liegt, übersteigt die maximale zusammenhängende Anzahl von Tagen in Projektion 2 für die ferne Zukunft 30 Tage nicht.

Zusammengefasst bewegte sich die Änderung der mittleren Summe der Überschreitungsdauer zwischen rund +5 Tagen im optimistischen Szenario und +17 Tagen im pessimistischen Szenario (Abb. 14). Im räumlichen Maximum treten im pessimistischen Szenario +44 Tage auf.

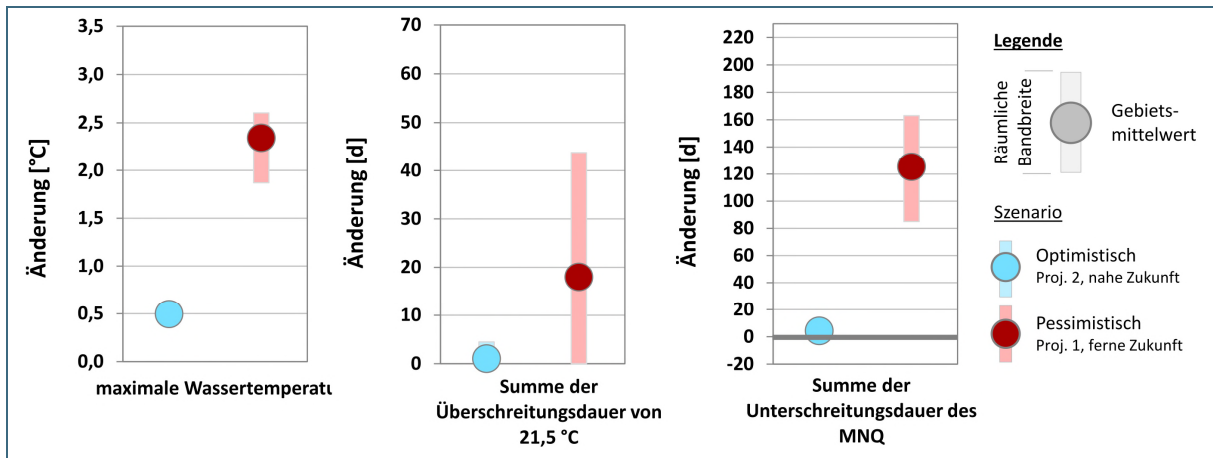


Abb. 14: Änderung der maximalen Wassertemperatur (links), der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 21,5 °C (SumD 21,5, Mitte) sowie der mittleren Summe der Unterschreitungsdauer des MNQ (rechts) im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario

Die Veränderung der Gesamtanzahl von Tagen, an welchen der MNQ unterschritten wird, ist in den verschiedenen Szenarien sehr unterschiedlich (Anlage E.5 und Abb. 14). Während in Projektion 2 für die nahe Zukunft (optimistisches Szenario) keine Veränderungen oder nur geringe Zunahmen von bis zu ca. +11 Tagen enthalten sind, werden in der fernen Zukunft von Projektion 1 (pessimistisches Szenario) Zunahmen zwischen ca. +85 und +163 Tagen erreicht. In Projektion 2 fallen die regionalen Unterschiede gering aus. In Projektion 1 sind die regionalen Unterschiede ebenfalls gering, lediglich der Pegel Hölle/Selbitz fällt hier mit etwas geringeren Zunahmen auf, als die restlichen Pegel.

Diskussion und offene Fragen

Erwartungsgemäß ergibt sich aus der Auswertung der Wassertemperaturszenarien einheitlich eine Wassertemperaturzunahme. Die Bandbreite der Zunahmen ist sowohl innerhalb der verschiedenen Szenarien als auch innerhalb des Gebiets heterogen.

Projektion 1 stellt (zumindest hinsichtlich der Lufttemperaturzunahme) innerhalb aller für Bayern verfügbarer Projektionen eine eher extreme Projektion dar. Die Annahme einer zukünftigen Zunahme der Lufttemperaturen aufgrund des Klimawandels wird weithin als belastbare Annahme akzeptiert, wenngleich die Ausprägung der Zunahme unsicher ist.

Zukünftige Wassertemperaturzunahmen werden jedoch auch durch weitere Klimaänderungen, wie z. B. Niederschlagsveränderungen (und damit die Abflussmenge) beeinflusst. Diese Einflüsse können nicht nur hinsichtlich ihrer Ausprägung sondern auch hinsichtlich der Richtung der Veränderung deutlich unsicherer sein als die Lufttemperaturveränderung und können die Effekte einer Lufttemperaturzunahme überlagern.

Sollten zukünftig Wassertemperatur- und Abflussbedingungen entsprechend der gewählten Szenarien eintreten, so sind zahlreiche Folgen für die Gewässerökologie denkbar. Die folgenden Aussagen über potentielle Veränderungen im Gewässerökosystem werden von der Fachberatung für Fischerei des Bezirks Oberfranken nach Kenntnis der Projektergebnisse zu möglichen Wassertemperatur- und Abflussveränderungen getroffen (persönliche Mitteilung 2016):

- Schrumpfung der bisherigen Forellenregion (stromaufwärts und stromabwärts) infolge von Gewässererwärmung und Gewässeraustrocknung
- Verlust wichtiger Lebensräume von Kaltwasserfischen
- Artenschwund und Abnahme der Bestandsdichte in den Salmonidenregionen
- Evtl. vorübergehend steigende Artenvielfalt in Überschneidungsregionen aufgrund wasserphysikalisch und -chemisch bedingter Veränderung der längszonalen Lebensräume
- Evtl. steigende Fischbestandsdichten (Karpfen, Waller, Schleie, Zander, Brachsen, usw.) in unteren Fließgewässerregionen
- Verschiebung des Artenspektrums und Entwicklung von Massenvorkommen
- In überdüngten Gewässern ist eine Kombination der o.g. Folgen zu erwarten, was zu unabsehbaren Gesamtfolgen führen kann
- Stärker ausgeprägter Tagesgang (extremere Höchst- und Mindestwerte) folgender chemischer Parameter: O₂, NO₃, N-NH₃, pH mit entsprechenden Folgen

Nach Einschätzung der Fachberatung für Fischerei könnten die genannten Folgen bei Fortsetzung des aktuell andauernden Trends des Klimawandels innerhalb von 20 bis 50 Jahren eintreten. An vielen Gewässern der oberen Forellenregion sind bereits seit einigen Jahren Veränderungen erkennbar.

Die Datengrundlage für die vorliegenden Ergebnisse stammt aus einem Regionalisierungsverfahren der Wassertemperatur für das Landesgebiet von Bayern. Diesem lag innerhalb der hier untersuchten Gebiete nur eine begrenzte Anzahl von Messwerten zugrunde. Zur Regionalisierung wurde ein statistisches Verfahren genutzt (WILLEMS & STRICKER 2012). Darin ist der Einfluss lokaler Gegebenheiten nur teilweise enthalten. So können beispielsweise Bauwerke aufgrund der niedrigen Fließgeschwindigkeiten und langen Verweildauern einen erheblichen Einfluss auf die Wassertemperatur haben. Auch Einleitungen von Kühl- und Produktionswasser kann die Wassertemperatur systematisch verändern. Sofern an den betroffenen Stellen keine Messwerte vorliegen, die diesen Einfluss abbilden und die in die Regionalisierung eingingen, sind diese Einflüsse nicht in den Regionalisierungsergebnissen enthalten. Falls spezifische, lokale Ergebnisse von Interesse sind (wie beispielsweise Ergebnisse für den Perlenbach in Zusammenhang mit einer möglichen Wiederansiedelung der Flussperlmuschel), so sollte zunächst in Erfahrung gebracht werden, welche Faktoren und Messwerte in der Regionalisierung berücksichtigt sind.

Im zweiten Workshop wurde durch das WWA Hof angemerkt, dass für einige Gewässerabschnitte im Saalegebiet, vor allem Oberläufe, vermutlich eher ein Fischartengemeinschaft-spezifischer Orientierungswert von 20 °C (salmonidengeprägte Gewässer des Epi- und Metarithrals) anzusetzen wäre. Da die Auswertungen zu diesem Zeitpunkt bereits mit dem LfU abgestimmt und durchgeführt waren, konnte dieser Orientierungswert nicht mehr berücksichtigt werden. Für einige Gewässer wurde im Hinblick auf die Flussperlmuschel jedoch der Orientierungswert von 19 °C ausgewertet. Aus der Betrachtung der Ergebnisse für 21,5 °C und 19 °C lassen sich für diese Gewässer auch Tendenzen für die Grenztemperatur von 20 °C ableiten: Es ist anzunehmen, dass die Änderungen für 20°C zwischen denen der beiden anderen Grenztemperaturen liegen.

5.4.2 Auswirkungen in Flussperlmuschelgewässern

Ausgangsfragen: *In den Ober- und Seitenläufen der Fließgewässer Schwesnitz und südliche Regnitz befindet sich ein Flussperlmuschelvorkommen. Ungünstige Temperatur- und Abflussverhältnisse können einen zusätzlichen Stressor für diese geschützte Tierart darstellen.*

a) Wie ändern sich in den Gewässern mit Flussperlmuschelvorkommen die Abfluss- und Temperaturverhältnisse unter zukünftigen Bedingungen oder Extrem-Zeiträumen?

b) Werden wichtige Orientierungswerte überschritten?

Veranlassung der Fragestellung

Die Flussperlmuschel [w RLP 2014] reagiert empfindlich auf Temperaturschwankungen des Wassers sodass nicht nur die maximale Temperatur sondern auch die Temperaturschwankungen wichtig sind. Bereits alle Formen der Gewässererwärmung im Bereich von Muschelbänken durch mangelnde Beschattung, z. B. durch Entfernung natürlicher Ufergehölze und auch ein Aufstau (Teiche, Kolke), wirken sich negativ auf den Bestand aus.

Generell sind die Wirkungszusammenhänge für die Flussperlmuschel komplex (vgl. Abb. 15): So kommt z. B. als Wirtsfische der Flussperlmuschel in den hier untersuchten Gewässern ausschließlich die Bachforelle in Frage. Ohne diese Fischarten sterben die Larven ab. Daher besteht ein Bezug der Flussperlmuschel zu anderen Arten, die ebenfalls auf die Gewässertemperatur reagieren (vgl. Abb. 16).

Zudem ist die Sauerstoffversorgung der Jungmuscheln im Substrat ein limitierender Faktor. Wenn diese unzureichend ist, sterben die Jungmuscheln. Damit ist ein Bezug zum Sauerstoffgehalt des Gewässers, aber auch zum Abfluss gegeben, da eine Verringerung der Abflussdynamik zu Verschlamung führen kann bzw. auch ein Trockenfallen des Gewässers möglich ist.

Somit sind neben den direkten Folgen der Temperatur- und Abflussveränderung auf die Flussperlmuschel im Grunde auch die Veränderungen infolge der Klimaänderung zu betrachten, die sich auf die gesamte Lebensweise und den Fortpflanzungszyklus der Tiere beziehen.

Eine Vielzahl aktueller, umfangreicher Projekte beschäftigt sich mit der Ökologie der Flussperlmuschel. Im Rahmen der vorliegenden Studie soll vor allem auf die mögliche Wassertemperaturentwicklung in den Flussperlmuschelgewässern im Saalegebiet eingegangen werden.

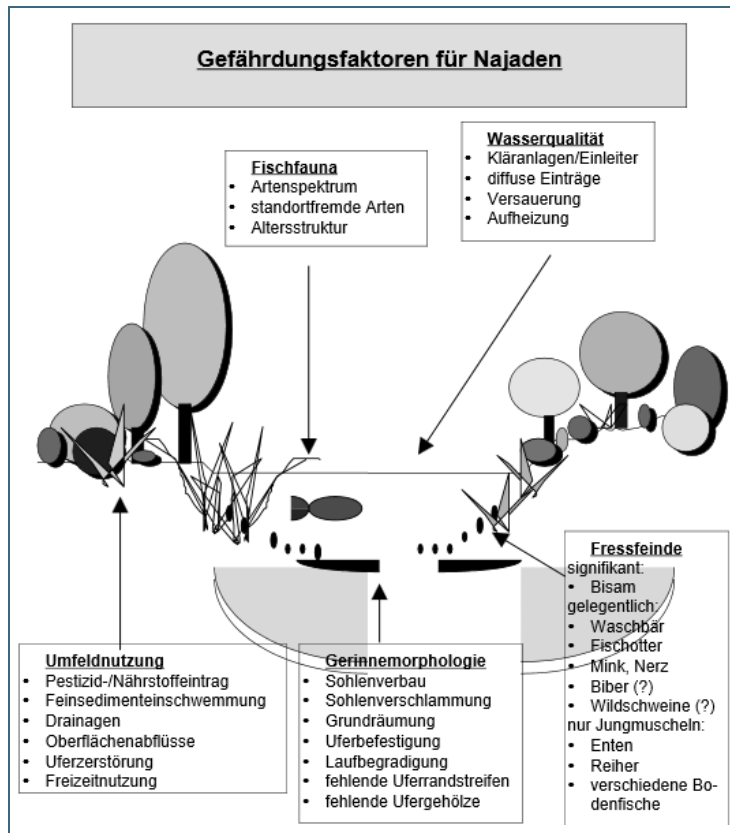


Abb. 15: Ursachen für die Gefährdung der Großmuscheln (Najaden) (ARGE NISTER 2016)

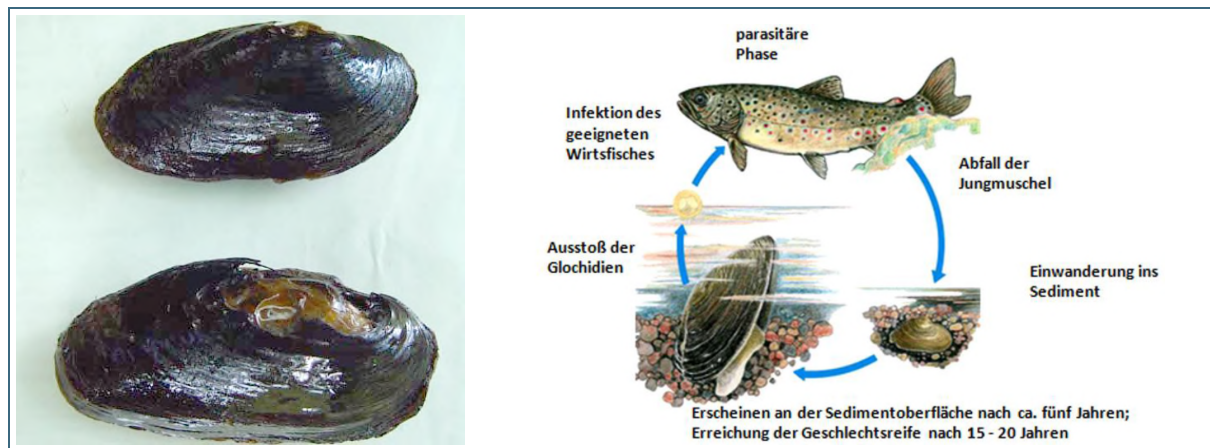


Abb. 16: Foto der Flussperlmuschel (links) [w RLP] und deren Entwicklungszyklus (rechts)(SCHEDER ET AL. 2014)

Spezielle Methodik

Zunächst wird anhand der Modellergebnisse für die Wassertemperatur in den betreffenden Regionen überprüft, ob die Maximaltemperatur für die Flussperlmuschel überschritten wird. Informationen zu Temperaturschwankungen können aus den vorliegenden Tageswerten nicht sinnvoll abgeleitet werden.

Die Maximaltemperatur für Flussperlmuschelgewässer liegt bei ca. 25 °C, wobei eine kurzfristige Erhöhung der Wassertemperatur über 25 °C noch nicht zwingend zu einer Schädigung der Flussperlmuschelbestände führt (SCHEDER ET AL. 2014) In Einzelfällen wird in der Literatur sogar von deutlich höheren Temperaturen berichtet, welche keine Schädigung der Perlmuschelbestände hervorrufen.

So beobachtete von Dyk (1940) zitiert in BAER (1995) auch nach dem Erreichen einer Maximaltemperatur von 32 °C noch lebende Flussperlmuscheln. Allerdings ist zu vermuten, dass solche Fälle eher selten vorkommen und dass die hohe Wassertemperatur in diesen Fällen nur in Kombination mit anderen sehr günstigen Standortfaktoren tolerabel ist.

Ob zukünftige Wassertemperaturveränderungen Auswirkungen auf die Bachforelle (Wirtsfisch) und damit zu einer indirekten Beeinträchtigung der Flussperlmuschelbestände führen könnten, wird anhand der Überschreitungsdauern und -häufigkeiten der Wassertemperatur von 19 °C überprüft. Diese Temperatur gilt als ungefähre Grenztemperatur, oberhalb welcher mit Beeinträchtigungen des Wohlbefindens juveniler und adulter Forellen zu rechnen ist (LFU BW 2005)

Bei steigenden Wassertemperaturen ist generell mit geringeren gelösten Sauerstoffkonzentrationen zu rechnen (siehe Abb. 17). Da zur zukünftigen Abschätzung der tatsächlichen Sauerstoffkonzentrationen keine weiteren Daten vorliegen, werden anhand der Wassertemperaturen Sauerstoffsättigungskonzentrationen bestimmt. Als Orientierungswert wird hier die Unterschreitung von 9 mg/l berücksichtigt. Dieser Wert wird in der Literatur als tatsächlicher Orientierungswert beschrieben, welcher in Flussperlmuschelgewässern nicht (auch nicht kurzfristig) unterschritten werden sollte (LFU 2004).

Die Auswertungen dieser Kennwerte beschränken sich auf die Oberläufe von Südlicher Regnitz und Schwesnitz (siehe Abb. 18). Die Auswertungen der Abflussveränderungen für die im betrachteten Gebiet liegenden Pegel Kautendorf und Rehau finden sich in Kap. 5.1 und Anlage B.1 bis B.9.

Die Veränderung der Anzahl von Tagen, an welchen der MNQ unterschritten wird, entspricht an den Pegel Kautendorf und Rehau in den Szenarien den im Kapitel zur allgemeinen Gewässerökologie beschriebenen Veränderungen (siehe Grafik in Anlage E.5). Am Pegel Rehau ist die Zunahme der Tage in Projektion 1 und im KLIWA-Stresstest dabei etwas ausgeprägter als am Pegel Kautendorf. In Projektion 2 sind die Unterschiede zwischen den beiden Pegeln gering.

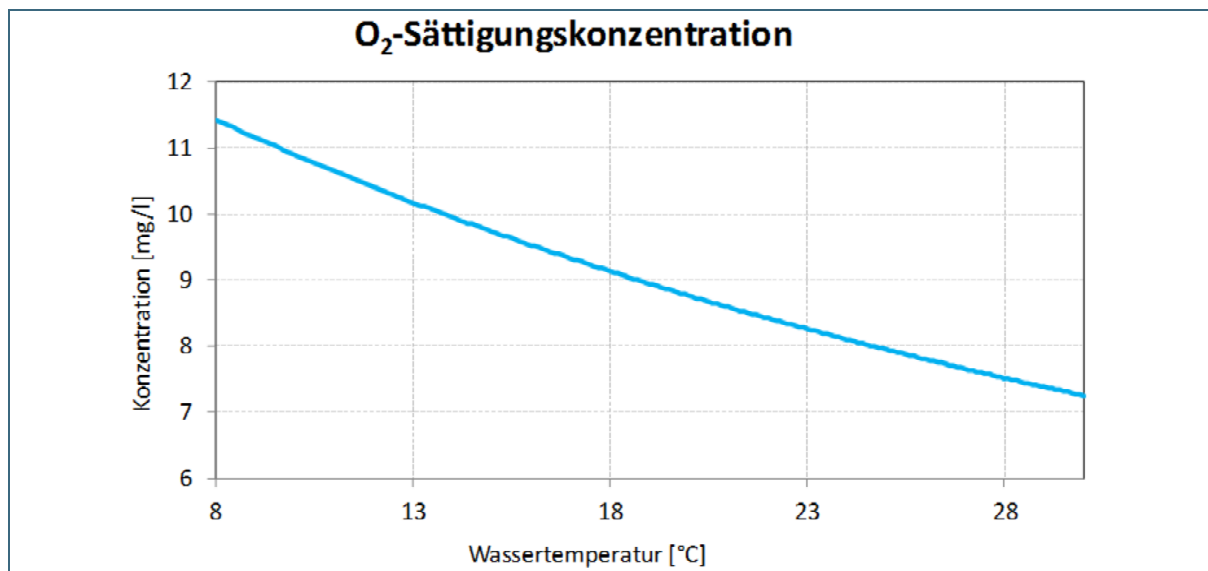


Abb. 17: Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Sauerstoffsättigung nach HUA (1990)

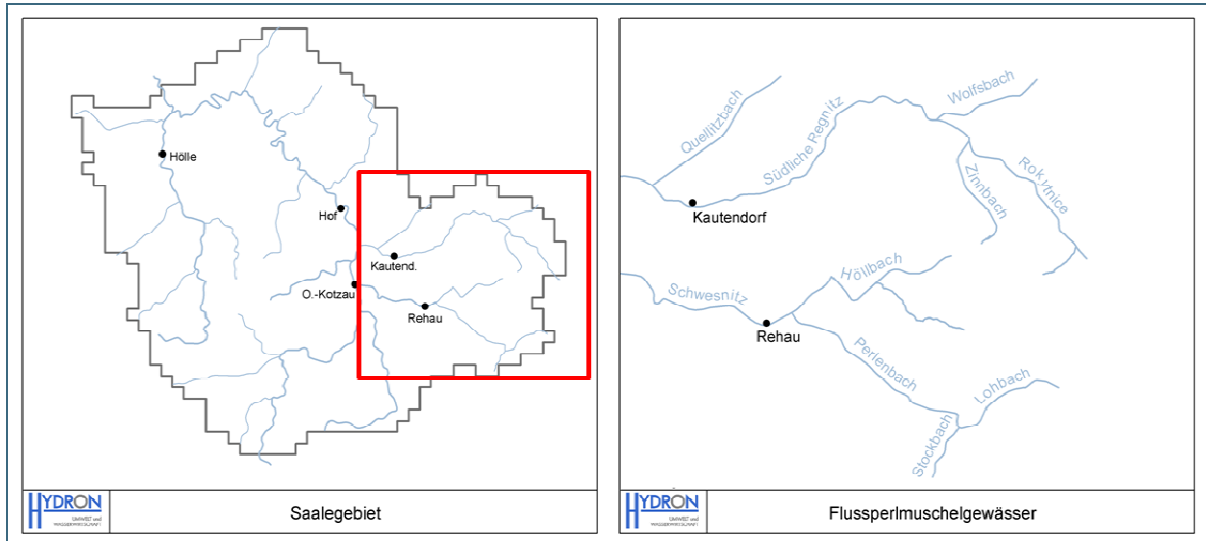


Abb. 18: Für die Flussperlmuschel-Auswertungen berücksichtigter Gebietsausschnitt

Ergebnisse

Der Temperatur-Orientierungswert von 25 °C wird in den untersuchten Gewässerabschnitten im Ist-Zustand erwartungsgemäß nicht überschritten. In den Szenarien treten teilweise Überschreitungen auf. In den meisten Fällen entspricht dabei das Ergebnis für die Gesamtanzahl von Tagen dem Ergebnis für die maximale Anzahl zusammenhängender Tage (siehe Anlage E.6 und Anlage E.7). In Projektion 2 tritt lediglich in der fernen Zukunft an einem Gewässerabschnitt eine kurzfristige Überschreitung (weniger als 2 Tage Dauer) auf. In Projektion 1 kommt es an den Gewässern im Quellgebiet der südlichen Regnitz (Rokytnice, Zinnbach, Wolfsbach), am Höllbach und am Mähringsbach nicht zu Überschreitungen. Die drei Gewässerabschnitte der Südlichen Regnitz unmittelbar oberhalb der Mündung des Quellitzbachs sind in allen drei Zeiträumen von geringen Überschreitungen betroffen. Der Perlenbach weist die längsten Überschreitungszunahmen von bis zu ca. +10 Tagen in der fernen Zukunft auf (pessimistisches Szenario, Abb. 19).

Die Überschreitungskennwerte für 19 °C entsprechen gleichzeitig den Unterschreitungskennwerten für eine Sauerstoffsättigungskonzentration von ca. 8,9 mg/l.

Der Temperatur-Orientierungswert von 19 °C wird im Ist-Zeitraum am Perlenbach und an der südlichen Regnitz bereits überschritten (Anlage E.8). Wie zu erwarten, gibt es bei dieser niedrigeren Grenztemperatur etwas größere Unterschiede zwischen der Anzahl der Tage und der maximalen Dauer einer Überschreitungsphase (Anlage E.8 und Anlage E.9). Allerdings wird dies auch bei dieser Auswertung nur an einigen wenigen Gewässerabschnitten deutlich. Die Gesamtanzahl an Tagen mit Überschreitung beträgt im Ist-Zustand bis zu 16 Tage (Anlage E.8). Die maximale Überschreitungsdauer im Ist-Zustand beträgt bis zu 10 Tage (Anlage E.9). Dabei sind die gleichen Gewässerabschnitte am stärksten betroffen, wie oben für die Überschreitung von 25 °C beschrieben (untere Abschnitte südliche Regnitz, Perlenbach).

In Projektion 2 nehmen in den kühleren Gewässern die Anzahl und Dauer der Überschreitungen um bis zu +15 Tage in der fernen Zukunft zu (siehe Anlage E.10 und Anlage E.11). In den unteren Abschnitten der südlichen Regnitz werden Zunahmen von bis zu +45 Tagen erreicht, im Perlenbach von bis zu +60 Tagen.

In Projektion 1 ist das räumliche Muster ähnlich, die Zunahmen sind jedoch stärker ausgeprägt. In den kühleren Gewässern ergeben sich in der fernen Zukunft Zunahmen um bis zu +30 Tage, in der südlichen Regnitz von bis zu +60 Tage und im Perlenbach von bis zu +64 Tagen. Zusammengefasst liegen die Änderungen der Überschreitungsdauern von 19 °C im Gebietsmittel zwischen +4 Tagen im optimistischen Szenario und +33 Tagen im pessimistischen Szenario.

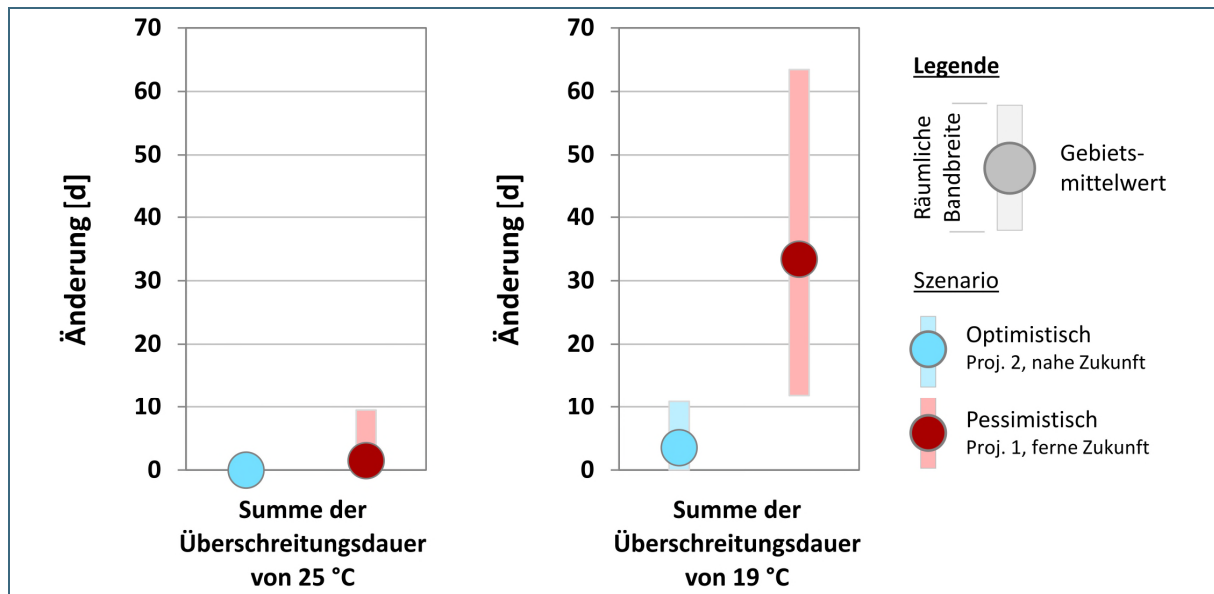


Abb. 19: Änderung der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 25 bzw. 19 °C im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario

Diskussion und offene Fragen

Die Temperaturüberschreitungen von 25 °C werden auch im pessimistischen Teilszenario in den Gewässern mit größeren Flussperlmuschelvorkommen nur selten und mit relativ kurzen Dauern überschritten. Da 25 °C zudem kein Letalwert für die Flussperlmuschel darstellt, erscheint der Aspekt der Ergebnisse in dieser Hinsicht zumindest für einen mittleren Planungshorizont weniger kritisch.

Allerdings liegt die Gewässertemperatur von 25 °C deutlich oberhalb des physiologischen Temperaturoptimums der Bachforelle, von deren ausreichendem Vorkommen der Muschelfortbestand auch zukünftig abhängig sein wird. Während Zunahmen der Überschreitung von 19 °C im Hinblick auf die Bachforelle von der Fachberatung für Fischerei des Bezirks Oberfranken als „suboptimal“ bezeichnet wurden, wurde die Zunahme der Überschreitungen von 25 °C als „äußerst unbefriedigend“ eingeschätzt (persönliche Mitteilung 2016).

Problematisch erscheint außerdem die mit einer Temperaturerhöhung einhergehende sinkende Sauerstoffkonzentration. Selbst unter der Annahme von Sauerstoffsättigung wurde der Sauerstofforientierungswert aus Literaturquellen in den untersuchten Szenarien deutlich häufiger und auch länger unterschritten als im Ist-Zustand.

Die tatsächlichen Sauerstoffkonzentrationen sind allerdings auch von weiteren Faktoren, u.a. vom Abfluss abhängig. Der Abfluss (genauer die Fließgeschwindigkeit und die Turbulenz) ist maßgeblich für den Gasaustausch zwischen dem Gewässer und der Atmosphäre. Bei schnell fließenden, turbulenten Gewässern liegt der Sauerstoffgehalt daher zumeist nahe der hier untersuchten (temperaturabhängigen) Sauerstoffsättigung, auch wenn diese durch Abwasser (Primärbelastung) oder Eutrophierung (Sekundärbelastung) mit sauerstoffzehrenden Stoffen belastet sind. Da die hier untersuchten Wasser-

temperatur- und Abflussszenarien nicht auf den gleichen Klimaprojektionen basieren, sollten die Ergebnisse für Abfluss und Wassertemperatur in der vorliegenden Studie nicht unmittelbar kombiniert werden.

Wird aber zukünftig von einer deutlichen Verringerung des sommerlichen Abflusses in den Flussperlmuschelgewässern ausgegangen, so ist zu beachten, dass dies einen zusätzlichen negativen Einfluss auf die als möglicherweise kritisch identifizierte Sauerstoffkonzentrationen hätte. Das einmalige, lokale Trockenfallen von Gewässern könnte zudem zu einem abrupten Absterben einzelner Flussperlmuschelvorkommen führen.

Der komplexe Fortpflanzungszyklus macht die Flussperlmuschel in vielerlei Hinsicht vulnerabel. So ist davon auszugehen, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial früher einen kritischen Wert erreichen, als dies im freifließenden Wasser geschieht. Somit können die Jungmuscheln im Interstitial stärker gefährdet sein als die adulten Muscheln. Die Sauerstoffbedingungen im Interstitial können zusätzlich auch für die Bachforelle im Larvalstadium kritisch sein. Die Unterschiede in den Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial und im freifließenden Wasser sind je nach Zustand des Gewässers bzw. des Gewässerbetts jedoch sehr unterschiedlich und sollten hier nicht untersucht werden.

Im zweiten Workshop wurde darauf hingewiesen, dass beispielsweise der Perlenbach ein starkes Verschlammungsproblem aufweist und daher entsprechende Projekte der Landwirtschaftsverwaltung zur Erosionsminderung laufen. Solange eine starke Verschlammung vorhanden ist, wurden daher Temperatur- und Abflussveränderungen kurzfristig als weniger bedeutende Gefährdungsfaktoren eingeschätzt, welche jedoch zukünftig wieder an Bedeutung gewinnen könnten.

Auf Basis der vorliegenden Ergebnisse zur Anzahl der Tage mit Sauerstoffsättigung $<8,9$ mg/l und der Anzahl der Tage mit einer Wassertemperatur >25 °C bezeichnet die Fachberatung für Fischerei eine mögliche Wiederansiedelung der Muscheln im Perlenbach als „äußerst kritisch“ (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN 2016). Aus den Modellergebnissen kristallisierten sich eher Wolfsbach, Zinnbach, südliche Regnitz und Höllbach als Gewässer heraus, in denen eine künstliche Stützung des Bestands zukunftssträftig erscheint. Allerdings sollte zur Untermauerung einer solchen Aussage in jedem Fall genauer untersucht werden, durch welche Faktoren die regionalen Unterschiede in den Wassertemperaturszenarien ausgelöst werden, sodass besser eingeschätzt werden kann, wie verlässlich die Ergebnisse sind.

5.5 Wasserkraft

5.5.1 Wasserverfügbarkeit

Ausgangsfrage: *a) Wie viel Wasser stünde den Wasserkraftbetreibern in der Sächsischen Saale ohne bzw. mit Niedrigwasseraufhöhung durch den Förmitzspeicher gegenwärtig zur Verfügung*

b) Wie stellt sich die Situation unter extremen (zukünftigen) Niedrigwasserbedingungen bzw. langfristig verringertem Abfluss dar?

Die mögliche Veränderung der Abflüsse ist in Kap. 5.1 und 5.2.1 beschrieben. Demnach ändert sich der mittlere Abfluss im optimistischen Teilszenario im Gesamtjahr nahezu nicht. Im pessimistischen Fall kommt es zu deutlichen Abflussabnahmen. Die Niedrigwasserabflüsse sinken nur leicht (optimistisch) bis stark (pessimistisch).

5.5.2 Wasserkraftpotenzial

Ausgangsfrage: *Wie wirken sich die hydrologischen Änderungen auf die Energieerzeugung aus?*

Veranlassung der Fragestellung

Die Wasserkraftwerke in Bayern werden anhand ihrer Leistung in neun Klassen eingeteilt, von denen die Klassen eins bis fünf im untersuchten Teil des Saale-Einzugsgebiets vorliegen (Tab. 5 und Tab. 6). Der Großteil der Anlagen liegt in den Klassen eins bis vier mit Leistungen unter 100 KW.

In den untersuchten Einzugsgebieten kommen drei verschiedene Typen der Wasserkraftnutzung vor: Ausleitungskraftwerke, die den Großteil der Kraftwerke bilden, Flusskraftwerke und Staukraftwerke. Ausleitungs- und Flusskraftwerke werden in der Regel als Laufkraftwerke betrieben, von denen ein kleiner Teil schwellfähig ausgelegt ist. Schwellfähige Kraftwerke sind in der Lage, das Wasser aufzustauen und dann stoßweise zu prozessieren, wodurch die Turbine bei Ideallast betrieben werden kann. Die Kraftwerktypen haben unterschiedliche Betriebscharakteristika, die sich auf die tatsächlich nutzbare Wassermenge auswirken.

Tab. 5: Gesamtleistung der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Saalegebiets nach Leistungsklassen der Anlagen in KW sowie Angabe der Gesamtleistung

Leistungsstufe	Klasse 1: (<10 KW)	Klasse 2: (10 – <25 KW)	Klasse 3: (25 – <50 KW)	Klasse 4: (50 – <100 KW)	Klasse 5: (100 – <500 KW)	Klasse 6: (500 – <1.000 KW)
Gesamtzahl der Anlagen	6	7	8	2	2	1
Gesamtleistung in KW	37	117	274	146	270	900

Tab. 6: Anzahl der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Saalegebiets nach Bau- und Betriebsart und Leistungsklassen der Anlagen in KW

Bauart	Betriebsart	Klasse 1: (<10 KW)	Klasse 2: (10 – <25 KW)	Klasse 3: (25 – <50 KW)	Klasse 4: (50 – <100 KW)	Klasse 5: (100 – <500 KW)	Klasse 6: (500 – <1.000 KW)
Ausleitungskraftwerk	Laufkraftwerk	6	7	6	1	1	1
Ausleitungskraftwerk	Schwellfähiges Laufkraftwerk	0	0	1	0	0	0
Fluss-/ Staukraftwerk	Schwellfähiges Laufkraftwerk	0	0	1	1	0	0
Fluss-/ Staukraftwerk	Speicherkraftwerk	0	0	0	0	1	0

Die Analyse der Energieerzeugung wurde im Rahmen dieser Untersuchung in Abstimmung mit dem LfU auf die Ausleitungskraftwerke < 500 KW beschränkt, die deutlich die größte Gruppe der Kraftwerke im Naab- und Saalegebiet bilden. Im untersuchten Teil des Saalegebiets gab es kein Kraftwerk mit > 500 KW Leistung, aber 22 Anlagen in den Leistungsklassen 1-5. Das Staukraftwerk Förmitzspeicher wurde nicht berücksichtigt.

Spezielle Methodik

Ausleitungskraftwerke leiten, wie der Name beschreibt, einen Teil des Abflusses über ein Kanalsystem zur Stromproduktion aus dem Fluss aus (Abb. 20). Das verarbeitete Wasser wird dann wieder dem Fluss zugeführt, wobei die Kanallänge und damit die geteilte Flussführung durchaus mehrere Kilometer betragen kann. Zur Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionen ist daher eine Restwassermenge im Hauptflussbett zu gewährleisten, welche einem Ausleitungskraftwerk daher nicht zur Verfügung steht (siehe Abb. 21).

Andererseits ist auch der Durchfluss des Kraftwerks begrenzt. Der maximale Durchfluss wird durch den Ausbauzufluss angenähert. Der Quotient aus Ausbauzufluss Q_a und langjährigem Mittelabfluss MQ gibt den Ausbaugrad f_a einer Wasserkraftanlage (1):

$$f_a = \frac{Q_a}{MQ} \quad (1)$$

Der Ausbaugrad einer Anlage zeigt daher an, wie groß einerseits die Ausbeutung der verfügbaren Wasserenergie ist, aber andererseits auch die Beeinträchtigung der natürlichen Abflussbedingungen. Schließlich wird dem Gewässer im Normalfall der Abfluss bis zum Ausbauzufluss entnommen, sofern die Entnahme nicht durch Zusatzklauseln in den Bescheiden eingeschränkt ist.

Der höchste Wirkungsgrad einer Anlage ist in der Regel nahe des Ausbauzuflusses erreicht und sinkt, wenn geringere Abflussmengen bereitstehen (deutlicher Abfall des Wirkungsgrades bei weniger als 50 % Auslastung) (Abb. 22). Hinsichtlich der Wirkung von Abflussveränderungen auf Ausleitungskraftwerke kommt daher dem Ausbaugrad eine hohe Bedeutung zu. Wenn ein Kraftwerk einen Ausbaugrad von 1 hat und durch den Klimawandel mit sinkendem MQ zu rechnen ist, so ist dieses Kraftwerk stärker betroffen als ein Kraftwerk mit einem geringeren Ausbaugrad als 1. Daher war der Ausbaugrad der verschiedenen Kraftwerke in der Analyse zu berücksichtigen.

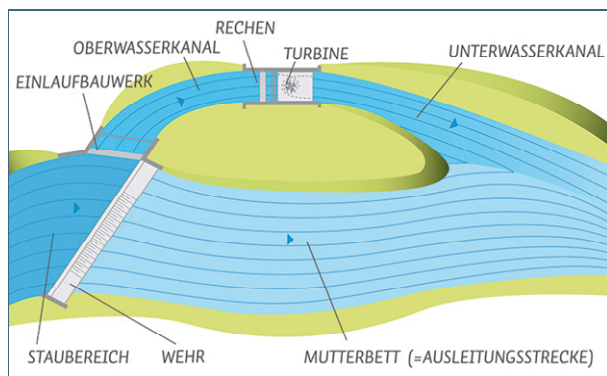


Abb. 20: Skizze eines Ausleitungskraftwerks [w BAYERISCHE LANDESKRAFTWERKE]

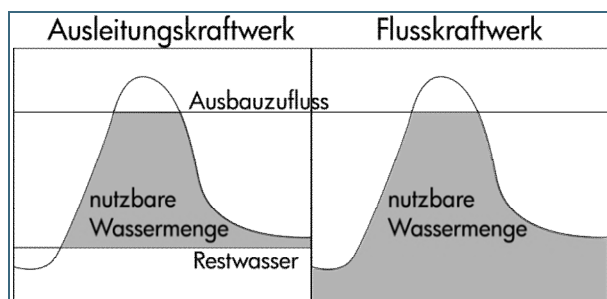


Abb. 21: Limitierung der nutzbaren Wassermenge (hier für ein Abflussereignis) von Flusskraftwerken durch den Ausbauzufluss (Q_a) und bei Ausleitungskraftwerken zusätzlich durch das Restwasser Q_R (Eigene Darstellung)

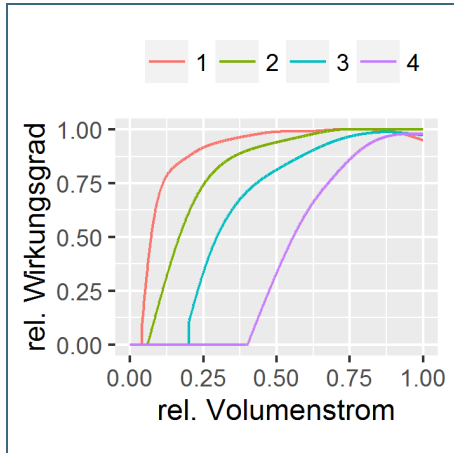


Abb. 22:
Veränderung des relativen Wirkungsgrades (η/η_{\max}) in Abhängigkeit der Auslastung (rel. Volumenstrom Q/Q_{\max}) für die verschiedenen Turbinentypen: Pelton-, zweizellige Durchströmturbine (1), Kaplan-turbine (2), Francis- und einzellige Durchströmturbine (3), Kreisel (4) (Eigene Darstellung nach Daten des Bundesamtes für Konjunkturfragen BfK 1995)

Die hier genannten und verwendeten anlagenspezifischen Kennwerte entstammen der Fachanwendung Wasserkraft des LfU. Sie wurden nur intern für die Berechnungen herangezogen. Die Ergebnisse werden aus Datenschutzgründen nur aggregiert dargestellt.

Die nutzbare Wassermenge für Ausleitungskraftwerke wird durch das erforderliche Restwasser im Hauptfluss reduziert. Die mittlere Restwassermenge war bei den untersuchten Anlagen im Saale- und Naabgebiet für nahezu alle Ausleitungskraftwerke (96 % der Anlagen) bekannt, allerdings lag sie bei einem großen Teil der untersuchten Kraftwerke (43 %) bei 0 m³/s. Einzelne fehlende Werte zur Restwassermenge wurden in dieser Untersuchung vereinfachend durch den tabellierten MNQ des Kraftwerks ersetzt.

Die Restwassermenge ist somit ein wichtiger – vom Klimawandel unabhängiger – Einflussfaktor für die Energieproduktion eines Kraftwerks. Die beschiedenen Werte für die Restwassermenge liegen im Regelfall unterhalb des MNQs. Es gibt jedoch weitreichende Überlegungen seitens LAWA und Wasserrahmenrichtlinie, dass sich zukünftig die Restwassermengen an ökologischen Kriterien orientieren sollten und somit vermutlich höher als die bisher beschiedenen Werte ausfallen. Im zweiten Workshop wurde eine Reihe verschiedener Kriterien zur Ermittlung der Restwassermenge vorgestellt, welche im parallel verlaufenden Projekt „Ökologisch begründetes Mindestwasser“ auf ihre Anwendbarkeit untersucht wurden. Zukünftig kann sich dieser Einflussfaktor somit ebenfalls verändern.

Neben der unteren Begrenzung ist die nutzbare Wassermenge durch den Ausbauzufluss als maximale Kapazität des Kraftwerks begrenzt. Wassermengen, die den Ausbauzufluss überschreiten, können nicht genutzt werden. In der Realität führt die Retention der Stauanlagen am Ausleitungskraftwerk dazu, dass die nutzbare Menge etwas größer ist. Zur Vereinfachung wurde in dieser Studie davon ausgegangen, dass Wassermengen, die den Ausbauzufluss überschreiten, ungenutzt abfließen (Abb. 21).

Die nutzbare Wassermenge Q_N eines Ausleitungskraftwerks ergibt sich vereinfacht aus dem Gesamt-abfluss Q des Flusses, dem Ausbauzufluss Q_A und dem Restwasser Q_R gemäß:

$$Q_N = \begin{cases} Q_A, & Q \geq (Q_R + Q_A) \\ Q - Q_R, & Q < (Q_R + Q_A) \\ 0, & Q < Q_R \end{cases} \quad (2)$$

Aus dem nutzbaren Abfluss Q_N lässt sich die hydromechanische Nutzleistung N berechnen anhand dem Wirkungsgrad η , der Dichte von Wasser ρ , der Erdbeschleunigung g und der Fallhöhe H_N des Kraftwerks:

$$N = \eta \cdot \rho \cdot g \cdot Q_N \cdot H_N \quad (3)$$

Um die jährliche Gesamtproduktion an elektrischer Energie zu berechnen, wird die Nutzleistung in die Einheit GWh umgerechnet.

Die Berechnung der hydromechanischen Nutzleistung geht von der potentiellen Energie des nutzbaren Wassers aus und ermittelt anhand des Wirkungsgrads die resultierende elektrische Leistung. Damit kommt dem Wirkungsgrad der Anlage eine große Bedeutung zu. Turbinen haben einen maximal erreichbaren Wirkungsgrad, der nur bei optimaler Auslastung erreicht wird. Mit sinkender Auslastung sinkt auch der Wirkungsgrad der Anlage, wie in Abb. 22 ersichtlich ist.

In den Wasserkraftwerken kommen verschiedene Turbinentypen zur Anwendung. Während der maximal erreichbare Wirkungsgrad vergleichbar ist und zwischen 80 und 90 % liegt, zeigen die Turbinen sehr unterschiedliches Verhalten bei suboptimalen Auslastungen. Dabei ist die Peltonturbine die effizienteste Turbine, deren Wirkungsgrad erst bei weniger als 10 % des maximalen Durchsatzes deutlich abfällt (Abb. 22).

Wenn Flusskraftwerke im Schwellbetrieb laufen, sind sie in der Lage, die Wassermenge aufzustauen und dann bei Ideallast zu prozessieren. Dadurch wird eine höhere Effizienz erreicht als bei nicht schwellfähigen Laufkraftwerken, die bei zu geringem Abfluss mit verringertem Wirkungsgrad laufen müssen.

Auch innerhalb der untersuchten Ausleitungskraftwerke im Naab- und Saalegebiet gibt es sowohl schwellfähige als auch nicht schwellfähige Laufkraftwerke. Für die nicht schwellfähigen Laufkraftwerke im Naab- und Saalegebiet wurde für diese Untersuchung der effektive Wirkungsgrad jeder Anlage unter Berücksichtigung der eingesetzten Turbinentypen gemäß Abb. 22 ermittelt. Schwellfähige Kraftwerke wurden vereinfacht derart behandelt, dass stets der maximale Wirkungsgrad angenommen wurde.

Die produzierte elektrische Gesamtenergiemenge ist erheblich von der nutzbaren Wassermenge abhängig. Für die untersuchten Wasserkraftwerke im Naab- und Saalegebiet waren keine Abflusszeitreihen an den Kraftwerksstandorten verfügbar, die eine exakte Ermittlung der nutzbaren Wassermenge erlauben würden. Allerdings waren häufig langjährige Abflussmittelwerte an diesen Anlagen bekannt. Mit diesen kann eine Annäherung erfolgen. Einflüsse durch die Abflussdynamik wurden dadurch zwar nicht abgebildet. Dafür lassen sich aber Abschätzungen der Klimawirkung auf die Energieproduktion treffen. Dazu wurden die MQ-Änderungsfaktoren der verschiedenen Projektionen je Teileinzugsgebiete bezogen auf den nächstgelegenen Pegel flussabwärts auf die bekannten MQ-Werte der Kraftwerke übertragen.

So konnte für jedes einzelne Kraftwerk die Sensitivität auf die Änderungen im mittleren Abfluss MQ abgeschätzt werden. Die Übertragung beruhte auf der Annahme, dass das Änderungssignal der MQ-Werte an den Pegeln repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet der jeweiligen Pegel war. Dadurch ließen sich die regionalen Unterschiede in der Klimaänderung ebenso berücksichtigen, wie die Unterschiede in der Dimensionierung und Konzeption der Kraftwerke (insbesondere Fallhöhe und Ausbaugrad, deren Angaben vorliegen). Die Verteilung und Dichte der Pegel bzw. Auswertungspunkte für die Abflussänderung können allerdings einen Einfluss auf die Ergebnisse für einzelne Kraftwerke haben.

Somit wurde die Klimawirkung auf die Wasserkraft einerseits unmittelbar aus der Analyse der veränderten Energieproduktion und andererseits mittelbar aus den vereinbarten Signalindikatoren (siehe Kap. 9) abgeschätzt.

Die im Folgenden erläuterten Ergebnisse beruhen im Saalegebiet auf den Wasserhaushaltsergebnissen ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers. Da zur Abschätzung der Gesamtenergie der MQ verwendet wurde und der MQ an den Unterliegerpegeln des Förmitzspeichers durch die Berücksichtigung des Speichers nahezu unverändert blieb, wurde keine zusätzliche Abschätzung der Gesamtenergieproduktion unter Berücksichtigung des Speichers durchgeführt.

Die Speicherkraftwerke wurden in der Analyse der Wasserkraft generell nicht berücksichtigt.

Ergebnisse

Die Gesamtenergieproduktion ist in der durchgeführten Analyse primär von der Veränderung des mittleren Abflusses abhängig, der in den beiden Projektionen ein sehr unterschiedliches Signal zeigte. Während die Reduktionen im mittleren Abfluss an den untersuchten Pegeln im Saalegebiet in Projektion 2 unter -20 % liegen, zeigt Projektion 1 Reduktionen bis zu -57 % (siehe auch Kap. 5.1).

In Projektion 1 resultieren die starken MQ-Abnahmen entsprechend auch in starken Einbußen in der Energieproduktion (siehe Anlage F.1). Im Saalegebiet würde die Produktion von 4,3 GWh/a im Ist-Zustand auf 3,1 GWh/a in der fernen Zukunft sinken (pessimistisches Teilszenario). In Projektion 2 hingegen würde die produzierte Gesamtenergie im optimistischen Teilszenario (entspricht nahe Zukunft) sogar sehr leicht zunehmen. Auch in der fernen Zukunft würde die Energieproduktion deutlich weniger zurückgehen, nämlich auf 4,1 GWh/a. Der KLIWA-Stresstest zeigt in dieser Analyse nur eine leicht verringerte Leistung, welche auf 3,6 GWh/a im Saalegebiet sinkt. Dies liegt vermutlich an der gewählten Zusammenstellung der Jahre: während einzelne Jahre eine starke Abnahme zeigen, wird dieser Effekt durch die restlichen Jahre des Stresstestszenarios ausgeglichen.

Würde die Gesamtenergieproduktion im Saalegebiet in Anlehnung an die Vergütung entsprechend des Erneuerbare Energiegesetzes mit 11,67 Cent je Kilowattstunde in finanzielle Einnahmen umgerechnet¹, so ergäben sich im Vergleich zum Ist-Zustand mit Gesamt-Einnahmen ca. 500.000 Euro/a in der Projektion 1 der fernen Zukunft Gesamt-Einnahmen ca. 350.000 Euro/Jahr und somit finanzielle Einbußen von ca. 150.000 Euro/Jahr (siehe Anlage F.2).

Innerhalb der beiden Flussgebiete Sächsische Saale und Naab sind die Wasserkraftwerke unterschiedlich betroffen. Begründet ist dies erstens durch die räumlichen Variationen in den Änderungssignalen, zweitens sind die Kraftwerke und die installierte Leistung ungleich im Gebiet verteilt. Drittens ist die Anfälligkeit der Kraftwerke nach ihrer Leistungsstufe verschieden.

Daher wurde zunächst untersucht, wie viele Anlagen prozentual von einer Energiereduktion betroffen sind. Anschließend wurde die Betroffenheit der Anlagen entsprechend ihrer Leistungsstufen betrachtet.

¹ Die Einspeisevergütung ist je nach Alter und Modernisierungsgrad der Anlage sowie der gewählten Vergütungsart des Wasserkraftbetreibers abhängig. Daher wird hier nur ein Schätzwert für die Vergütung angenommen, um die Größenordnung der relativen Veränderungen aufzuzeigen. Somit handelt es sich bei den Gesamt-Einnahmen auch nur um Schätzwerte.

Eine gebietsspezifische Untersuchung, wie prozentual unterschiedlich die Betroffenheit der Anlagen von der Energiereduktion insgesamt war, hatte aufgrund der geringen Anzahl der Kraftwerke im Saalegebiet keine Aussagekraft. Im Saalegebiet werden deutlich weniger Wasserkraftanlagen als im Naabgebiet betrieben: Während im Saalegebiet 22 Kraftwerke < 500 KW untersucht werden, sind es im Naabgebiet 330 Kraftwerke. Daher wurden die prozentualen Anteile der Kraftwerke in Abhängigkeit von den Reduktionen der Energieproduktionen der Kraftwerke aus dem Saale- und dem Naabgebiet gemeinsam ausgewertet.

Die berechneten prozentualen Reduktionen der Energieproduktion wurden in folgende Klassen eingeordnet: „keine Reduktion“ (< 1 %), „geringe Reduktion“ (<10 %), „starke Reduktion“ (<20 %), „extreme Reduktion“ (> 20 %). Die Festlegung der Klassengrenzen basiert dabei auf einer subjektiven Einschätzung und dem auftretenden Wertebereich.

In Projektion 1 ist der Großteil der Anlagen im Naab- und Saalegebiet von extremen Einbußen in der Energieproduktion von mehr als -20 % betroffen (siehe Abb. 23). In Projektion 2 kommen derartig starke Verluste der Energieproduktion kaum vor. Der Großteil der Anlagen hat dort keine oder nur geringe (<10 %) Einbußen der Energieproduktion zu erwarten. Im KLIWA-Stresstest ist der Anteil an Anlagen, die von einer stark oder extrem verringerten Produktion betroffen sind, mit ca. 50 % sehr hoch.

Insbesondere beim KLIWA-Stresstest fällt eine große Variation der Ergebnisse auf: Alle Reduktionsklassen sind stark vertreten. Die Kraftwerke sind also in unterschiedlichem Maße betroffen, was auf eine stärkere räumliche Variation hinweist als sie bei den beiden Projektionen auftritt.

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass für die Untersuchung der Auswirkungen neben der Gesamtenergieproduktion auch die Reduktion an den einzelnen Kraftwerken berücksichtigt werden muss, da hier eine starke Variation vorliegen kann.

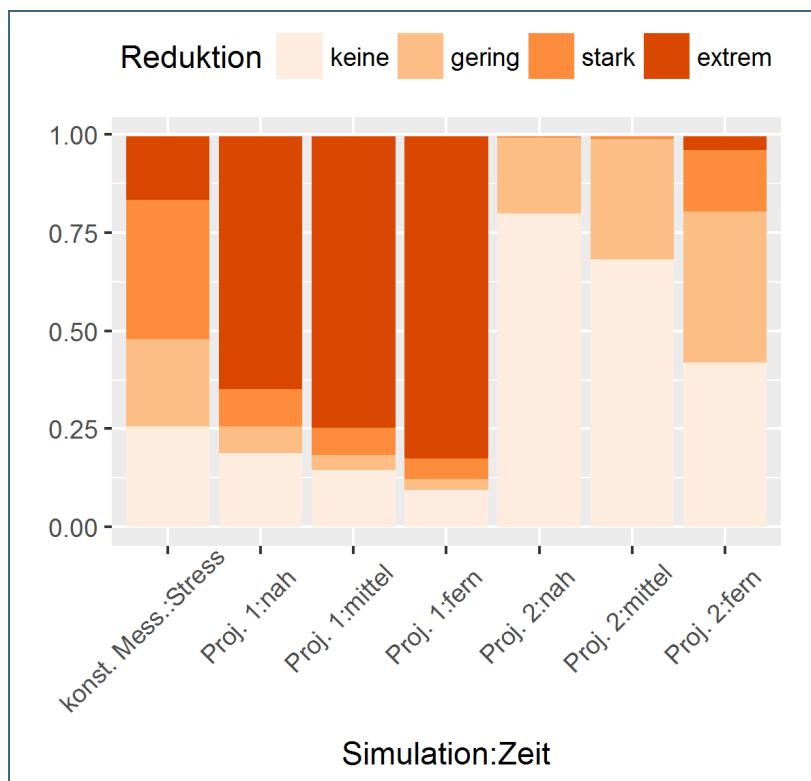


Abb. 23: Auswirkungen auf die Wasserkraftanlagen (im Naab- und Saalegebiet) je Simulationslauf: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (< 1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Abnahme der Energieproduktion (Reduktion)

Neben den räumlichen Unterschieden im Klimaänderungssignal gibt es auch anlagenspezifische Faktoren, die die Anfälligkeit der Kraftwerke beeinflussen. Es zeigt sich jedoch, dass die Größe der Kraftwerke im Naab- und Saalegebiet, ausgedrückt durch die Leistungsstufe, keine starken Unterschiede in den Veränderungen der Energieproduktion aufgrund der verringerten MQ-Werte hervorruft (Abb. 24). Unabhängig von der Leistungsstufe sind die Anteile der verschiedenen Reduktionsklassen ungefähr gleich groß.

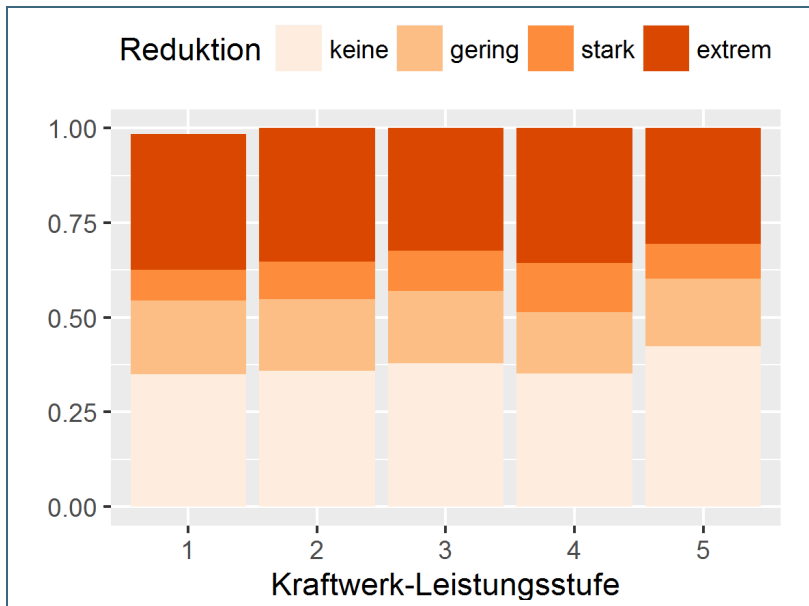


Abb. 24: Auswirkungen auf die Wasserkraftanlagen (im Naab- und Saalegebiet) je Leistungsstufe: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (<1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Reduktion der Energieproduktion

Das Klimasignal wirkte sich nur auf die nutzbare Wassermenge aus, welche in der vorliegenden Studie aus dem mittleren Abfluss (je Simulation), dem Ausbauzufluss und dem Restwasser ermittelt wurde (Gleichung 2). Der Ausbaugrad einer Anlage drückt das gegenwärtige Verhältnis von Ausbauzufluss und mittlerem Abfluss aus. Anlagen mit einem Ausbaugrad über 1 können also bei mittlerem Abfluss bei maximalem Wirkungsgrad betrieben werden. Wassermengen über dem mittleren Abfluss gehen ungenutzt verloren. Daraus ergibt sich ein erheblicher Einfluss des Ausbauzuflusses der Kraftwerke im Saalegebiet auf die Klimawirkung (Abb. 25). Eine analoge Grafik zu Abb. 25 für das Naabgebiet ist in Abb. 31 dargestellt und wird dort erläutert.

Anlagen, deren Ausbaugrad unter dem MQ liegt (<1), sind erst betroffen, wenn der MQ unter den Ausbauzufluss sinkt. Je nach Turbinentyp wirkt sich dann die verringerte Auslastung stärker oder schwächer auf den erreichten Wirkungsgrad aus. Wie in Abb. 25 ersichtlich, ist im Saalegebiet dieser Effekt nur gering ausgeprägt bzw. teilweise nicht vorhanden. Die Anteile der Energiereduktion sind bei den verschiedenen Ausbaugraden relativ vergleichbar. Dies könnte auf die niedrige Anzahl an Kraftwerken und den dadurch verstärkten Einfluss der räumlichen Variation zurückzuführen sein.

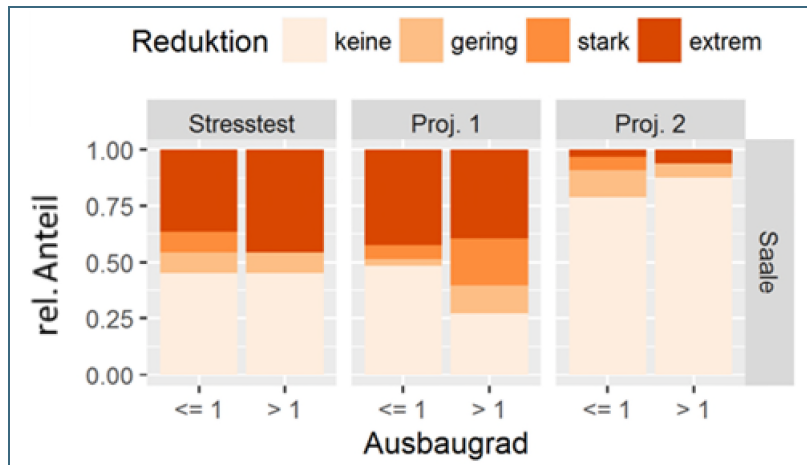


Abb. 25: Stärke der Reduktion für Ausleitungskraftwerke im Saalegebiet in den verschiedenen Simulationen (Projektionen 1 und 2, Stresstest) in Abhängigkeit des Ausbaugrades: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (<1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Abnahme der Energieproduktion.

Diskussion und offene Fragen

In der Analyse der Wasserkraft wurde ein Schwerpunkt darauf gelegt, die Sensitivität aller Ausleitungskraftwerke zu untersuchen. Dabei wurde deutlich, dass der Ausbaugrad ein wichtiges Maß ist für die Anfälligkeit der Kraftwerke gegenüber verringerten mittleren Abflüssen.

Allerdings konnte die durchgeführte Analyse weder die jahreszeitlichen Abflussschwankungen noch potentielle Veränderungen in der Abflussdynamik wiedergeben. Dies ließe sich nur bei Untersuchung der gesamten Abflusszeitreihe vornehmen. Zukünftig wäre dies insbesondere sinnvoll, um die Wirkung der Einzeljahre im KLIWA-Stresstest zu untersuchen. Allerdings waren momentan die Abflusszeitreihen nur für Pegel und nicht für die Standorte der Kraftwerke verfügbar.

Im zweiten Workshop wurde darauf hingewiesen, dass die Rendite kleiner Kraftwerke im Regelfall relativ gering ist, sodass eine zusätzliche Unsicherheit durch Klimawandeleinflüsse durchaus ein entscheidender Faktor für die Wirtschaftlichkeit der Anlagen darstellen kann.

Innerhalb der Beschreibung der Methodik zur Ableitung des Wasserkraftpotentials wurde auch die Rest- oder Mindestwassermenge angesprochen. Zu dieser wird in Bayern in dem Auftrag „Ökologisch begründetes Mindestwasser“ untersucht, welche Mindestwassermengen an ausgewählten Pegeln notwendig wären, um den ökologisch guten Zustand gemäß WRRL zu erreichen, bzw. zu erhalten. Diese so ermittelte Mindestwassermenge hat zunächst nur Aussagekraft für die Ausleitungsstrecken von Ausleitungskraftwerken. Es wurde also vorausgesetzt, dass das entnommene Wasser nach kurzer Distanz in den Vorfluter zurückgeführt wird und dass das Gewässer ausreichend Erholungsstrecken ohne Ausleitungen besitzt.

Methodisch wurden diese Orientierungswerte zur Mindestwassermenge über statistische Vergleiche zwischen der Abflussspende und der ökologischen Zustandsbewertung nach WRRL an ausgewählten, überwiegend gering wasserwirtschaftlich beeinflussten, Probenahmepunkten ermittelt. Ferner erfolgte eine Klassifizierung nach Fließgewässertypen. Laut ersten, vorläufigen, Ergebnissen bewegen sich die so erhaltenen Werte in den meisten Fällen im Bereich des derzeitigen MNQ, zuweilen aber auch darüber. Genauere Angaben für das Saale- bzw. Naabgebiet waren zum derzeitigen Zeitpunkt nicht möglich. Anmerkung der Redaktion: Zum derzeitigen Stand (März 2018) ist das Projekt abgeschlossen. Darauf aufbauend wurde der Entwurf für einen „Mindestwasserleitfaden“ erarbeitet und im Februar 2018 den Wasserkraftverbänden vorgelegt.

Bei Abnahmen der Niedrigwasserabflüsse, wie sie in den hier untersuchten Szenarien auftreten, würden die Orientierungswerte zum Mindestwasserabfluss voraussichtlich häufiger unterschritten. Die Erreichung/ Erhaltung des guten ökologischen Zustands, bzw. Potentials, würde schwieriger.

6 Ergebnisse – Naabgebiet

Im Folgenden wurden die für das Einzugsgebiet der Naab als relevant identifizierten Fragestellungen anhand der verfügbaren Datengrundlage beantwortet und diskutiert. Für Fragestellungen, die im Saa- legebiet analog behandelt wurden, wird hinsichtlich des jeweiligen Hintergrunds und der Methodik auf die entsprechenden Abschnitte im Kapitel zur Saale verwiesen. Sofern relevante Unterschiede zum Saalegebiet existieren, werden diese aber erläutert.

6.1 Natürlicher Wasserhaushalt

Ausgangsfrage: *Welche Abflussverhältnisse stellen sich in der Naab und den Nebenge- wässern ohne die Speicherseen gegenwärtig und zukünftig ein?*

Veranlassung der Fragestellung und spezielle Methodik

Die Veranlassung und die Methodik der Auswertung entsprechen den in Kap. 5.1 für die Saale erläu- terten Ausführungen.

Ergebnisse Mittlere Abflüsse

Tab. 7 enthält die aus gemessenen Abflüssen (1971–2000, hydrologische Jahre und hydrologische Halbjahre) bestimmten MQ für die untersuchten Pegel im Gebiet der Naab.

Tab. 7: Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MQ-Werte [m³/s] für Pegel im Gebiet der Naab

Pegel	MQ hyd. Jahr	MQ hyd. Sommer	MQ hyd. Winter
Amberg (Vils)	3,85	3,08	4,62
Böhmischbruck (Pfreimd)	5,31	3,80	6,86
Dietldorf (Vils)	10,52	8,96	12,12
Eixendorf (Schwarzach)	4,92	3,49	6,36
Heitzenhofen (Naab)	50,37	35,30	65,66
Münchshofen (Naab)	38,49	25,18	52,00
Rötz (Schwarzach)	4,37	3,06	5,70
Schmidmühlen (Vils)	6,62	5,49	7,77
Stettkirchen (Lauterach)	2,81	2,37	3,25
Trausnitz (Pfreimd)	5,78	4,05	7,53
Unterköblitz (Naab)	19,63	12,38	26,98
Vilseck (Vils)	1,91	1,49	2,33
Warnbach (Schwarzach)	8,96	6,17	11,80
Wildenau (Haidenaab)	6,54	3,93	9,19
Windischeschenbach (Waldnaab)	6,80	4,02	9,63

Der MQ nimmt im Gesamtjahr an allen untersuchten Pegeln in Projektion 1 ab (siehe Anlage G.1). Die Abnahmen verstärken sich mit Zunahme des Zeithorizonts. Die extremsten Ergebnisse liegen somit für Projektion 1 in der fernen Zukunft vor (bis zu ca. -40 %). In Projektion 2 ergeben sich sowohl ge- ringe Abnahmen (bis zu ca. -5 %) als auch geringe Zunahmen für alle Zeiträume.

Die Zunahmen treten an den Pegeln im Westen des Einzugsgebiets an Haidenaab, Vils und Lauterach auf (bis zu ca. +10 %). Der KLIWA-Stresstest enthält Abnahmen, die geringer sind als die in Projektion 1 für die nahe Zukunft (bis zu ca. -15 %). Der Wertebereich von optimistischem und pessimistischem Teilszenario bewegt sich hier im Gebietsmittel also zwischen Änderungen von +2 % und -41 % (Abb. 26)

Im hydrologischen Sommerhalbjahr sind in Projektion 1 die Abnahmen noch etwas stärker ausgeprägt als im Gesamtjahr (bis zu ca. -50 %, siehe Anlage G.2 sowie Abb. 26). Für die Pegel im Westen des Gebiets ergeben sich in Projektion 2 weiterhin geringe Zunahmen (bis zu ca. +5 %) oder keine Veränderungen. Bei den restlichen Pegeln zeigt Projektion 2 deutlichere Abnahmen als für das Gesamtjahr (bis zu ca. -20 %). Der KLIWA-Stresstest ergibt generell Abnahmen von bis zu ca. -30 %. Die Abnahmen des Stresstests sind in vergleichbarer Größenordnung wie die der Projektion 1 für die nahe Zukunft.

Im Winterhalbjahr unterscheiden sich die Ergebnisse für die beiden Projektionen hinsichtlich der Richtung der Veränderung (siehe Anlage G.3 sowie Abb. 26). Während in Projektion 1 für alle Zeiträume Abnahmen auftreten, zeigt Projektion 2 an allen Pegeln und für alle Zeiträume Zunahmen. Die Abnahmen in Projektion 1 entsprechen in etwa den Abnahmen für das Gesamtjahr (bis ca. -40 %). Die Zunahmen in Projektion 2 erreichen bis zu ca. +10 %. Der KLIWA-Stresstest ergibt größtenteils sehr geringe Abnahmen und an einigen Pegeln keine Veränderung.

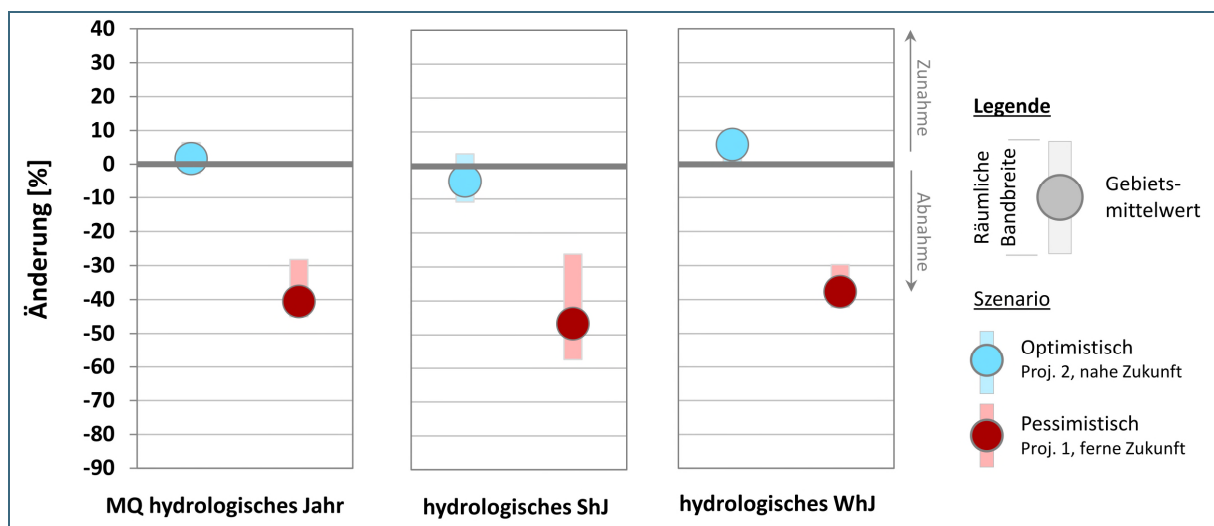


Abb. 26: Änderung des MQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab

Ergebnisse Niedrigwasser

Tab. 8 enthält die aus gemessenen Abflüssen (1971–2000, hydrologische Jahre und hydrologische Halbjahre) bestimmten MNQ für die hier untersuchten Pegel im Gebiet der Naab.

Der MNQ des Gesamtjahrs nimmt in Projektion 1 für alle Pegel und alle Zeiträume ab. Die Abnahmen sind dabei etwas stärker ausgeprägt als die des MQs für das Gesamtjahr (bis zu ca. -50 %, siehe Anlage G.4). In Projektion 2 ergeben sich für die Pegel im Westen des Gebiets kaum Veränderungen. In allen anderen Pegeln treten Abnahmen auf, die allerdings deutlich geringer sind als die in Projektion 1 (bis zu ca. -35 %). Der KLIWA-Stresstest ergibt an allen Pegeln geringe Abnahmen (bis zu ca. -15 %). In der Gegenüberstellung umfassten die Änderungen von optimistischem und pessimistischem Szenario einen Wertebereich von -10 % und -45 % im Gebietsmittel (Abb. 27)

Tab. 8: Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MNQ-Werte [m³/s] für Pegel im Gebiet der Naab

Pegel	MNQ hyd. Jahr	MNQ hyd. Sommer	MNQ hyd. Winter
Amberg (Vils)	1,88	1,91	2,33
Böhmischbruck (Pfreimd)	1,67	1,78	2,37
Dietldorf (Vils)	6,69	7,01	7,33
Eixendorf (Schwarzach)	1,69	1,80	2,10
Heitzenhofen (Naab)	19,27	19,92	24,87
Münchshofen (Naab)	11,24	11,74	16,22
Rötz (Schwarzach)	1,33	1,45	1,89
Schmidmühlen (Vils)	3,82	3,93	4,20
Stettkirchen (Lauterach)	1,62	1,73	1,90
Trausnitz (Pfreimd)	1,47	1,62	1,87
Unterköblitz (Naab)	5,23	5,39	8,67
Vilseck (Vils)	0,91	0,92	1,16
Warnbach (Schwarzach)	2,93	3,10	4,29
Wildenau (Haidenaab)	1,64	1,68	2,86
Windischeschenbach (Waldnaab)	1,52	1,58	2,59

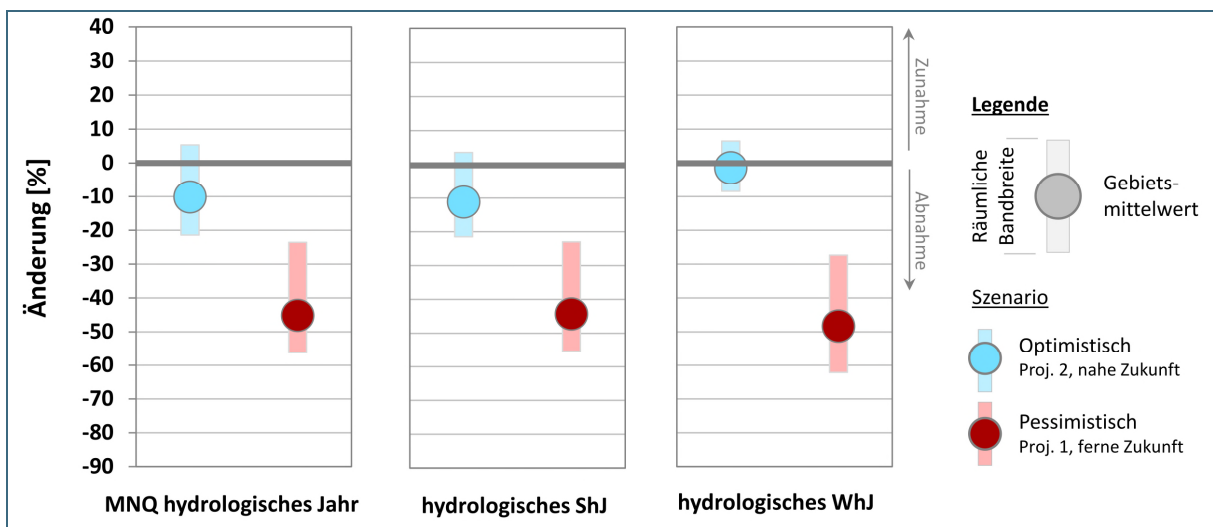


Abb. 27: Änderung des MNQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab

Die Ergebnisse für das hydrologische Sommerhalbjahr sind erwartungsgemäß sehr ähnlich wie für das Gesamtjahr (siehe Anlage G.5 sowie Abb. 27). Da der NQ eines Jahres in den untersuchten Gebieten zumeist im hydrologischen Sommerhalbjahr auftritt, fließen häufig genau die gleichen Werte in die Berechnung für das hydrologische Sommerhalbjahr und für das Gesamtjahr ein.

Die Ergebnisse für das hydrologische Winterhalbjahr unterscheiden sich hingegen teilweise etwas von den Werten für das Gesamtjahr und für den hydrologischen Sommer (siehe Anlage G.6 sowie Abb. 27). In Projektion 1, und damit auch dem pessimistischen Teilszenario, sind die Ergebnisse recht ähnlich. In Projektion 2 sind die Abnahmen aber geringer als im Gesamtjahr und im hydrologischen Sommer. Vielmehr zeigt das optimistische Szenario keine Änderungen. Der KLIWA-Stresstest ergibt geringe Abnahmen.

Der NM_7Q zeigt sowohl für das Gesamtjahr als auch für die hydrologischen Halbjahre, sehr ähnliche Ergebnisse wie der MNQ (siehe Anlage G.7 bis Anlage G.9). Auch der $NM_{20}Q$ (nicht dargestellt) verhält sich ähnlich.

Wie auch im Saalegebiet wurden die Abweichungen der gemessenen NQ-Werte der historischen Trockenjahre 1976, 2003 und 2015 mit dem MNQ des optimistischen und pessimistischen Teilszenarios vom jeweiligen Referenzzeitraum verglichen (Anlage G.10). Die Ausprägung der drei gemessenen Extremjahre war regional unterschiedlich. Das Einzugsgebiet der Vils unterscheidet sich dabei vom übrigen Einzugsgebiet insbesondere hinsichtlich der Ausprägung des Jahres 2003. Dieses Jahr zeigte meist eher etwas überdurchschnittliche NQ-Werte. Auch im übrigen Gebiet nahm der NQ des Jahres 2003 mit maximal -57 % meist geringere Abweichungen an als die beiden anderen Extremjahre. Eine Rangfolge zwischen 1976 (max. -100 %) und 2015 (max. -66 %) ist nicht auszumachen, hier sind die Ausprägungen räumlich zu heterogen.

Das optimistische Teilszenario fällt im Vergleich zum jeweils am stärksten ausgeprägten Extremjahr, an den meisten Pegeln sehr moderat aus.

Die im pessimistischen Szenario auftretenden Abweichungen des MNQ sind im nordöstlichen und mittleren Teil des Naabgebiets in etwa so stark wie die Abweichung des NQ des trockensten historischen Jahres. So entspricht z. B. das pessimistische Szenario am Pegel Unterköblitz fast den Niedrigwasser-Abflussbedingungen in allen drei Extremjahren. Das pessimistische Szenario ist dort also in etwa vorstellbar als eine dauerhafte Aneinanderreihung dieser Extremjahre. Nur an einzelnen Pegeln im Gebiet sind die Abweichungen eines Extremjahrs sogar stärker ausgeprägt als die des pessimistischen Szenarios. Auffällig ist die Abweichung des Jahres 1976 am Abfluss des Eixendorfer Sees. Die Talsperre wurde im November 1975 in Betrieb genommen, sodass dies noch eine Folge der Befüllungsphase sein könnte.

Generell ist für alle Unterliegerpegel der Speicher zu berücksichtigen, dass die Speicherwirkung ab der Inbetriebnahme der Speicher in den Messwerten enthalten ist, die Speicher in den beiden Projektionen aber nicht berücksichtigt wurden.

Allerdings sollte – wie bereits im Abschnitt zum Saalegebiet erläutert – berücksichtigt werden, dass es sich bei den Szenarien um 30-jährige Durchschnitte handelt, während die Extremjahre nur für ein Jahr repräsentativ sind. Innerhalb des 30 Jahre umfassenden Szenarios könnten zusätzlich zum durchschnittlichen Rückgang noch große Schwankungen in den jährlichen NQs enthalten sein. Außerdem könnten dauerhafte, geringere Abflussabnahmen andere oder sogar gravierendere Folgen haben als kurzfristige (einjährige), extrem niedrige Abflüsse, deren Folgen teilweise durch vorausgehende oder nachfolgende Normaljahre ausgeglichen werden könnten.

Diskussion und offene Fragen

Die Diskussion und offenen Fragen entsprechen weitestgehend der in Kap. 5.5.1 genannten Aspekten. Die räumlichen Unterschiede in der Veränderung der MQ-Werte in Projektion 2 lassen sich nur teilweise unmittelbar durch die ausgewerteten Veränderungen des Niederschlags in den Projektionen (siehe auch Anlage I.1 und I.2) begründen. Der Niederschlag im hydrologischen Winterhalbjahr nimmt an allen Pegeln in ähnlichem Maße zu. Im hydrologischen Sommerhalbjahr fällt vor allem der Oberlauf der Schwarzach mit vergleichsweise geringen Niederschlagszunahmen auf, was die Abnahmen des (sommerlichen und jährlichen) MQ in diesem Gebiet erklärt. Neben der Veränderung der halbjährlichen Niederschlagssummen spielt aber sicherlich zusätzlich auch die absolute Niederschlagsverteilung (zwischen den Halbjahren sowie innerhalb der Halbjahre) eine Rolle.

6.2 Speicherbewirtschaftung

- Ausgangsfragen:**
- a) Welche Abflussverhältnisse stellen sich in der Schwarzach und Unterliegern mit und ohne Eixendorfer See ein?**
 - b) Welche tatsächlichen Vorteile bringt eine Niedrigwasseraufhöhung durch den Eixendorfer See im Bereich unterhalb (für das Gewässer selbst, für Flora und Fauna, Gewässernutzungen, Wasserkraft, ...)?**
 - c) Wie lange könnte eine Niedrigwasseraufhöhung am Eixendorfer See vorhalten, bis die Reserven erschöpft sind?**
 - d) Bis wie weit unterhalb des Speichers sind die Auswirkungen der Niedrigwasseraufhöhung spürbar?**

Modellergebnisse unter Berücksichtigung des Eixendorfer Sees konnten vom LfU nicht zur Verfügung gestellt werden (siehe auch Kap. 4.3), da sowohl die Wiedergabe des Speichers im Wasserhaushaltsmodell als auch die externe Modellierung des Speichers für die Niedrigwasserfragestellung keine zufriedenstellenden Ergebnisse erbrachte. Somit erfolgte keine Auswertung der Füllstände, Speicherabgaben und Abflüsse im Speicherunterlauf analog zum Förmitzspeicher. Eine Nachberechnung zur Beantwortung dieser Fragestellungen befindet sich in Arbeit.

Ferner liegt zumindest für den KLIWA-Stresstest eine qualitative Abschätzung der Beeinflussung des Speichers vor. Diese findet sich im Kapitel zum zeitlichen Verlauf während des Stresstests (Kap. 7.9).

6.3 Teichbewirtschaftung

6.3.1 Wasserverfügbarkeit im Naabgebiet

- Ausgangsfrage:** **Wie viel Oberflächenwasser steht derzeitig bzw. unter extremen (zukünftigen) Niedrigwasserbedingungen bzw. langfristig verringertem Abfluss durchschnittlich im EZG zur Teichbefüllung und dem Ausgleich von sommerlichen Verdunstungsverlusten zur Verfügung?**

Veranlassung der Fragestellung

Die Teichwirtschaft hat im Naabgebiet eine lange Tradition und ist auch heute noch innerhalb der Landwirtschaft (hauptsächlich als Nebenerwerb) von Bedeutung. Insbesondere in den Regionen um Tirschenreuth und Schwandorf findet sich eine große Anzahl von Teichen.

Die Teiche sind künstlich angelegt und vollständig ablassbar. Die hier untersuchten Karpfenteiche bestehen in der Regel aus Erdmaterial und werden während des Winters durch Niederschlag und Oberflächenabfluss des umliegenden Einzugsgebiets befüllt. Empfehlungen für den Bau und Betrieb der Teiche finden sich in LFW (2001).

Das Wasser wird bei der Befüllung häufig sukzessive von einem Teich zum nächsten innerhalb einer Teichkette weitergegeben. Teilweise erfolgt die Befüllung aber auch durch Wasserentnahmen aus (kleinen) Vorflutern.

Die genaue Verteilung der Befüllungsart ist weder dem WWA noch dem Institut für Fischerei (IFI) bekannt. Letzteres hat durch eine Befragung erhoben, dass ca. 70 % der Betriebe der Karpfenteichwirtschaft in Bayern für den Betrieb der Teiche überwiegend keinen ständigen Zulauf zur Verfügung haben und die Teiche somit als "Himmelsteiche" (Befüllung durch Niederschlagswasser bzw. Wasser aus höher liegenden Teichen in einer Teichkette) eingeordnet werden können.

Ein Großteil der Karpfenzuchteiche in Bayern hat also keinen ständigen Zufluss durch eine Quelle oder ein Fließgewässer. Verdunstungs- und Versickerungsverluste können jedoch auch hier häufig durch temporäre Zuleitungen ausgeglichen werden. Karpfen sind hinsichtlich der Wasserqualität und Temperatur relativ anspruchslos. Die Teiche weisen oftmals eine geringe Tiefe auf (ca. 1,20 m), sodass eine rasche Erwärmung stattfindet. Wasserspiegelschwankungen sind für Karpfen innerhalb eines bestimmten Bereiches (ca. max. -20 cm) nach Aussage des IFI ebenfalls tolerierbar.

Somit besteht bei der Bewirtschaftung dieser Teiche zumindest theoretisch keine direkte, ständige Abhängigkeit vom Abfluss in Fließgewässern. Vereinfachend wird hier für die Betrachtung im Gesamtgebiet von Himmelsteichen ausgegangen.

Spezielle Methodik

Zur Abschätzung der Klimawandeleinflüsse auf die Teichwirtschaft werden daher die direkten Einflussgrößen Verdunstung und Niederschlag ausgewertet. Den Verdunstungsauswertungen liegen dabei die Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells zugrunde. Dabei wird die berechnete potenzielle Verdunstung von einer freien Wasseroberfläche nach Hamon (BENDER & SCHALLER 2014) genutzt. Auch die Niederschlagsdaten stammen aus dem Wasserhaushaltsmodell. Für beide Größen werden Mittelwerte für die in Kapitel 4.4 aufgeführten Pegelzwischenzugsgebiete (jeweils nur Einzugsgebiet bis zum nächsten oberhalb gelegenen Pegel im Wasserhaushaltsmodell) ausgewertet. Die Auswertung erfolgt in mm/hydrologischem Halbjahr bzw. der absoluten Veränderung dieser Größe.

Für die Verdunstung wird das hydrologische Sommerhalbjahr ausgewertet, da hier die größten Verdunstungsverluste auftreten. Der Niederschlag wird getrennt für hydrologisches Sommer- und Winterhalbjahr ausgewertet. Die Ergebnisse für den Niederschlag im Winterhalbjahr können dabei als besonders relevant für die vollständige Befüllung der Teiche betrachtet werden. Der sommerliche Niederschlag spielt hauptsächlich zum Ausgleich von Verdunstungsverlusten eine Rolle.

Somit sind die Ergebnisse unabhängig von den angenommenen Teichoberflächen bzw. -volumen. Hinsichtlich der Ergebnisse zum Niederschlag ist jedoch zu beachten, dass

- die Teiche normalerweise über ein natürliches Einzugsgebiet verfügen, welches bei Bilanzbetrachtungen für individuelle Teiche berücksichtigt werden muss.
- Niederschlagswasser häufig nicht nur zur Befüllung eines Teiches genutzt werden, sondern dass mehrere Teiche in einer Teichkette verbunden sind und sukzessive mit dem Abfluss des Einzugsgebiets befüllt werden.
- bei vollständiger Teichbefüllung sommerlicher Niederschlag zeitweise auch ungenutzt abfließen kann.

Den Klimagrößen liegen die gleichen Projektionen zugrunde wie den Abflussauswertungen (zwei Projektionen mit jeweils drei Zukunftszeiträumen und KLIWA-Stresstest).

Ergebnisse

Alle sieben ausgewerteten Szenarien ergeben Zunahmen der potenziellen Verdunstung im Sommerhalbjahr (ShJ) im Vergleich zum Ist-Zustand (siehe Anlage I.1). Die Ergebnisse für Projektion 1 und Projektion 2 sind hinsichtlich der Größenordnung und des zeitlichen Verlaufs über die drei Zukunftszeiträume ähnlich. Die Veränderungen sind in Projektion 2 etwas stärker ausgeprägt. Regionale Unterschiede in der Verdunstungsveränderung werden kaum deutlich.

In der nahen Zukunft ergeben sich Zunahmen von ca. +40 bis ca. +60 mm/ShJ. In der fernen Zukunft liegen die Zunahmen zwischen +100 und +120 mm/ShJ. Die Ergebnisse für den KLIWA-Stresstest sind ähnlich der Werte für die nahe Zukunft. Die zusammenfassende Gegenüberstellung der Ergebnisse für das optimistische und das pessimistische Teilszenario gibt Abb. 28.

Die Ergebnisse für die Veränderung des Niederschlags im hydrologischen Sommerhalbjahr sind deutlich heterogener als für die Verdunstung (siehe Anlage I.2). Dies trifft sowohl auf die Übereinstimmung der verschiedenen Szenarien wie auch auf die räumlichen Muster zu.

In Projektion 1 ergeben sich für alle Zeiträume und alle Pegel Niederschlagsabnahmen. Anders als bei den Abflussänderungen bedeutet ein fernerer Zukunftszeitraum nicht unbedingt ein stärkeres Änderungssignal: An einigen Pegeln tritt eine Verschärfung der Niederschlagssituation mit Zunahme des Zeithorizonts auf, an anderen Pegeln im südlichen Naabgebiet sind die Abnahmen in der nahen Zukunft größer als in der mittleren Zukunft. Die maximalen Veränderungen werden jedoch erwartungsgemäß in der fernen Zukunft erreicht, sie betragen im räumlichen Mittel -70 %, in der räumlichen Bandbreite bis zu -90 mm/ShJ (pessimistisches Teilszenario, Abb. 28).

In Projektion 2 resultierten für die nahe und die mittlere Zukunft Zunahmen des Niederschlags, für die ferne Zukunft jedoch Abnahmen. Die Zunahmen betragen dabei bis zu ca. +30 mm/ShJ (optimistisches Teilszenario, Abb. 28), die Abnahmen in der fernen Zukunft bis zu ca. -40 mm/ShJ. Der Stress-test enthält Niederschlagsabnahmen, deren Betrag jedoch örtlich variiert (ca. -20 bis -60 mm/ShJ).

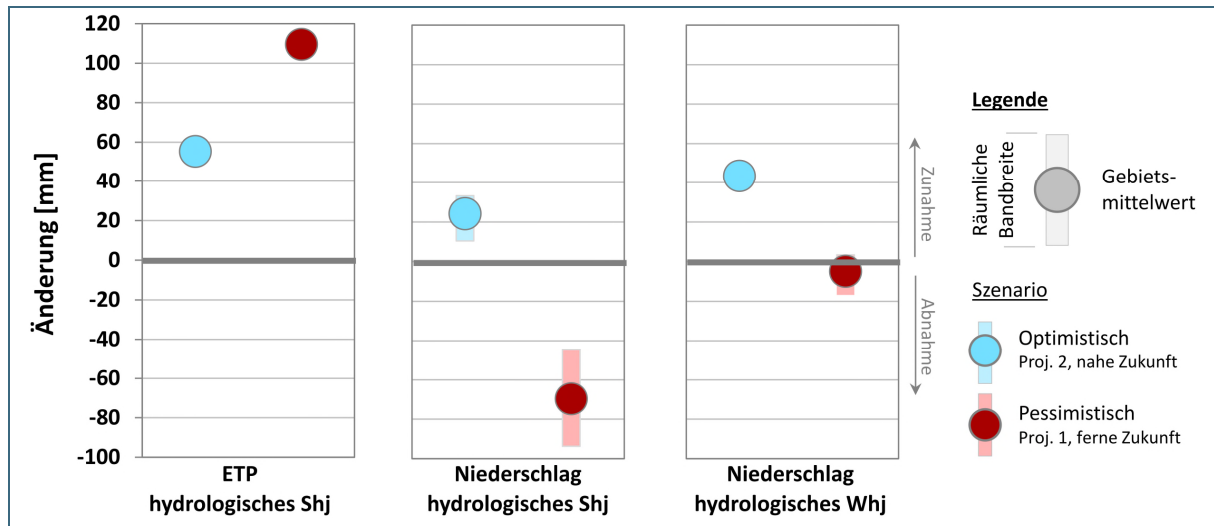


Abb. 28: Änderung gegenüber Ist-Zustand der Halbjahressumme der potenziellen Evapotranspiration (ETP) im hydrologischen Sommerhalbjahr (links) sowie der Halbjahressumme des Niederschlags im hydrologischen Sommer- (Mitte) und Winterhalbjahr (rechts) jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab

Im hydrologischen Winterhalbjahr (WhJ) ergibt sich ein ganz anderes Bild für die Niederschlagsentwicklung (siehe Anlage I.3 sowie Abb. 28). Projektion 1 zeigt kaum Veränderungen (gesamte Bandbreite: -16 bis +4 mm/WhJ). Dagegen treten in Projektion 2 Zunahmen auf, welche sich mit der Zunahme des Zeithorizonts verstärkten. In der nahen Zukunft werden hier Zunahmen von bis zu ca. +50 mm/WhJ erreicht, in der fernen Zukunft von bis zu ca. +100 mm/WhJ. In Hinblick auf die Verwendung eines optimistischsten Teilszenarios müsste hier also Projektion 2, ferne Zukunft verwendet werden. Aus Gründen der Konsistenz bleibt es in Abb. 28 jedoch bei der ursprünglichen Definition von Projektion 2, nahe Zukunft. Der Stresstest zeigt geringe Abnahmen bzw. keine Veränderung.

Diskussion und offene Fragen

Während bei den Veränderungen der sommerlichen Abflüsse in der Regel große Unterschiede zwischen den beiden Projektionen auftreten mit deutlicheren Abnahmen bei der Projektion 1, sind die sommerlichen Verdunstungswerte der beiden Projektionen recht ähnlich. Die Werte der verdunstungsrelevanten Klimavariablen in den beiden Projektionen scheinen somit vergleichbar zu sein, mit Ausnahme des Niederschlags, der dann prägend für den Abfluss ist.

Es ist davon auszugehen, dass zukünftig höhere Temperaturen auch mit höheren Verdunstungsverlusten einhergehen. Im vorliegenden Fall ergibt sich eine maximale Veränderung von +120 mm/ShJ. Wird also angenommen, dass sich alle anderen Einflussfaktoren, die auf die Teiche wirken, nicht verändern, so könnte eine zukünftige Verdunstungszunahme eine Absenkung des Wasserspiegels im Sommerhalbjahr um ca. 12 cm mit sich bringen. Ob dies eine kritische Größenordnung darstellt, hängt von der genauen Bewirtschaftung der Teiche und von der lokalen Wasserverfügbarkeit ab. In Gebieten, in welchen die Teichbewirtschaftung (und ggf. andere Nutzungen) bereits in einem Konkurrenzkampf um das verfügbare Wasser stehen, könnten diese Veränderungen durchaus zu einer weiteren Verschärfung der Lage beitragen.

Zu beachten ist, dass die erfolgten Auswertungen auf langjährigen Mittelwerten beruhen. Zusätzlich ist aber davon auszugehen, dass auch jährliche Schwankungen der Verdunstung auftreten (siehe auch KLIWA-Stresstest-Jahresauswertung in Kap. 7).

Die Niederschlagsentwicklung kann diese Verschärfung durch die Verdunstungszunahme entweder weiter verstärken oder ihr entgegenwirken. Dabei spielt sowohl die Veränderung der winterlichen als auch der sommerlichen Niederschläge eine Rolle.

Die Projektion der Niederschlagsentwicklung (auch Richtung der Veränderung) ist allerdings mit größerer Unsicherheit behaftet als die der Temperaturentwicklung und damit die der Verdunstungsentwicklung.

6.3.2 Detailuntersuchung: Wasserverfügbarkeit Furthbachkette

Ausgangsfrage: *Wie viel Wasser steht unter oben genannten Bedingungen im Furthbachgebiet zur Verfügung, um*

a) die Fischteiche im Frühjahr zu befüllen?

b) sommerliche Verdunstungsverluste auszugleichen?

Veranlassung der Fragestellung

In der Gemeinde Hahnbach (Landkreis Amberg) liegen entlang der sehr kleinen Gewässer Furthbach/Leherbach und Wüstenaugraben (EZG 13,3 km² am Gebietsauslass, langjähriger MQ ca. <150 l/s) über 130 Teiche mit ca. 30 verschiedenen Teichwirten. Der Abfluss der Gewässer wird teilweise zum Ausgleich sommerlicher Verdunstungs- und Versickerungsverluste genutzt. Die Bescheidssituation im Gebiet ist unübersichtlich. Bereits zum derzeitigen Zeitpunkt ist der Vorfluter übernutzt. Ziel der Untersuchungen ist demnach eine Abschätzung der Gegebenheiten unter zukünftigen bzw. extrem trockenen Zeiträumen, um die Notwendigkeit eines Managementplans weiter zu untermauern.

Spezielle Methodik

Für die Teichkette selbst standen keine Ausgaben aus dem Wasserhaushaltsmodell zur Verfügung. Unter der Annahme eines ähnlichen Verhaltens wurden daher die Gebietsmittelwerte der Änderungssignale für das Einzugsgebiet des nächstgelegenen Pegels Amberg/Vils genauer betrachtet. Dabei wurden die gleichen Größen untersucht, wie in der vorhergehenden Frage.

Kontinuierliche Abflussmessungen im Furthbach sind nicht vorhanden. Es liegen jedoch langjährige Mittelwerte für die Abflusskenngrößen MQ und MNQ vor. Aus der Abflussregionalisierung sind diese Werte auch nach Halbjahren differenziert abrufbar. Jedoch ist davon auszugehen, dass die jahreszeitlichen Werte (insbesondere der MNQ) aus der Regionalisierung für das kleine Einzugsgebiet mit einer großen Unsicherheit behaftet sind. Daher wurde diese jahreszeitliche Differenzierung nicht genutzt.

Zwar lagen Abgrenzungen der Einzugsgebiete der Teichgruppen im Furthbachgebiet durch das WWA Weiden vor, doch sind in dieser räumlichen Auflösung Aussagen aus dem Wasserhaushaltsmodell mit zu großer Unsicherheit behaftet. Zudem kann das Bewirtschaftungsverhalten der Teichwirte (Mehrfachnutzung des Wassers?) nur mit großem Aufwand oder einem noch größeren Unsicherheitsbereich abgeschätzt werden. Diese Hintergrundinformationen wurden daher nicht berücksichtigt. Um korrekte quantitative Abschätzungen zu erlauben, müsste außerdem bekannt sein, ob/wie viel Niederschlagswasser im Sommerhalbjahr ungenutzt abfließt. Dies könnte aus den Wasserhaushaltsergebnissen nur bei Betrachtung einer höheren zeitlichen Auflösung bestimmt werden.

Da in dieser Untersuchung der zusätzlich durch den Klimawandel erwartete Einfluss auf die Wasserbilanz in dem Gebiet im Vordergrund steht, wurde stattdessen eine Bilanzbetrachtung der Veränderung der Eingangsgrößen Niederschlag und Verdunstung durchgeführt. Die Ergebnisse wurden den jährlichen Kennwerten am Auslass des Furthbachs gegenübergestellt.

Diese Auswertungen sollten jedoch aufgrund der genannten Vereinfachungen eher als qualitative denn als quantitative Auswertung interpretiert werden.

Ergebnisse

Die Verdunstungsveränderungen im Sommerhalbjahr (ShJ) entsprechen den im vorhergehenden Abschnitt für das Gesamtgebiet beschriebenen Ergebnissen (siehe Anlage I.4 oben). Der Verdunstungswert für den Ist-Zustand erreicht dabei ca. 480 mm/ShJ. Die minimale Zunahme liegt bei ca. +40 mm/ShJ, die maximale Zunahme bei ca. +115 mm/ShJ.

Für den Ist-Zustand des Niederschlags ergibt sich aus der Messdatensimulation ein Wert von 415 mm/ShJ für den Ist-Zustand. Projektion 1 erreicht Abnahmen des Niederschlags zwischen ca. – 50 mm/ShJ (nahe Zukunft) und ca. -90 mm/ShJ (ferne Zukunft) (siehe Anlage I.4 Mitte). Projektion 2 ergibt Zunahmen von bis zu ca. -30 mm/ShJ in der nahen und mittleren Zukunft und eine Abnahme von ca. – 20 mm/ShJ in der fernen Zukunft. Der KLIWA-Stresstest beinhaltet eine Abnahme um ca. – 50 mm/ShJ.

Im Winterhalbjahr (WhJ) ergeben sich in Projektion 1 und im KLIWA-Stresstest praktisch keine Veränderungen des Niederschlags (siehe Anlage I.4 unten). In Projektion 2 werden Zunahmen von bis zu ca. +100 mm/WhJ erreicht.

Werden alle drei Größen betrachtet, so stellt die als „pessimistisches Teilszenario“ definierte Projektion 1 für die ferne Zukunft (siehe Kap. 4.2.2) tatsächlich das Worst-Case-Szenario dar. Daher wurden die Veränderungen des Defizits aus diesem Szenario exemplarisch den bekannten Abflusskennwerten für den Furthbach gegenübergestellt (siehe Tab. 9). Es wurde keine Bilanzbetrachtung durchgeführt, sondern nur die Veränderung der Bilanz betrachtet.

Dazu wurden zwei Veränderungen betrachtet, nämlich nur die sommerliche Verdunstungsveränderung (ca. +110 mm) und die aus der Veränderung von Sommer- und Winterniederschlagssumme sowie sommerlicher Verdunstungssumme entstandenen Gesamtveränderung (Abb. 29). Demnach beträgt die Zunahme des Defizits ca. 200 mm. Die Gesamtveränderung bedeutet also: Würden die Teiche alleine durch direkt auf die Oberfläche fallendes Niederschlagswasser befüllt und nur durch Verdunstungsverluste entleert, könnten zukünftig pro Halbjahr 200 mm Wasser weniger zur Verfügung stehen.

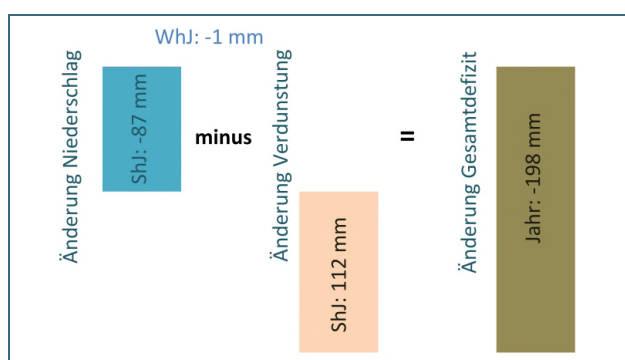


Abb. 29: Berechnung des mittleren jährlichen Gesamtdefizits aus Niederschlag und Verdunstung am Beispiel des pessimistischen Szenarios; WhJ = Winterhalbjahr, ShJ = Sommerhalbjahr

Wenn davon ausgegangen wird, dass ein solches zusätzliches Defizit nur durch Abfluss aus dem Furthbach kompensiert werden kann, ist eine Betrachtung des Anteils der Defizite am Abfluss interessant.

Daher wurden die beiden Defizite in m^3/s umgerechnet. Es gelten vereinfachend die folgenden Grundannahmen: Teichflächen der Teichkette = 523 187 m^2 , Anzahl Tage pro Halbjahr = 184 (auch das Gesamtdefizit, das sich ja nur durch Veränderungen im Sommer ergibt, wurde hier exemplarisch auf ein Halbjahr umgerechnet).

Somit ergibt sich ein möglicher Anteil des Verdunstungsdefizits am MQ von ca. 4 % und am MNQ von ca. 6 %. Wird die Gesamtveränderung betrachtet, so erhöhen sich diese Anteile auf ca. 7 % des MQ bzw. ca. 10 % des MNQ.

Tab. 9: Defizitbetrachtung für die Teiche der Furthbachkette

	nur Verdunstung Sommer	Gesamtdefizit
Zunahme des Defizits:	110 mm	200 mm
Umrechnung Defizit in m^3/s :	0.0036 m^3/s	0.0066 m^3/s
jährlicher MQ:	0.105 m^3/s	0.105 m^3/s
Anteil Defizit am jährlichen MQ:	3.5 %	6.3 %
jährlicher MNQ:	0.063 m^3/s	0.063 m^3/s
Anteil Defizit am jährlichen MNQ:	5.8 %	10.4 %

Diskussion und offene Fragen

Im Sommerhalbjahr wird in den vorliegenden Ergebnissen das Defizit durch die Verdunstungszunahme je nach Projektion und Zeitraum durch die Niederschlagsentwicklung verstärkt oder es wird ihm geringfügig entgegengewirkt. Im Winterhalbjahr bringt die Niederschlagsveränderung je nach Projektion und Zeitraum keine Veränderung oder einen teilweisen Ausgleich der sommerlichen Verluste. Dadurch, dass im Normalfall keine Möglichkeit existiert, zeitweise überflüssiges Wasser für den Bedarfsfall zwischenzuspeichern, kann aber nicht davon ausgegangen werden, dass der gesamte fallende Niederschlag immer optimal ausgenutzt werden kann.

Ungeachtet der Unsicherheiten der Niederschlagsprojektionen zeigte sich, dass die Verdunstungsveränderungen durchaus in einer Größenordnung liegen, die bei einem übernutzten, kleinen Gewässer spürbar sein könnten.

Allerdings spielt für eine detaillierte Analyse an solchen Standorten die tatsächliche Bewirtschaftung der Teiche die ausschlaggebende Rolle. Wird das vorhandene Wasser bewusst und nachhaltig eingesetzt, so ist davon auszugehen, dass dadurch positive Effekte in einer anderen Größenordnung erzielt werden könnten. Dies ist jedoch ohne einen Managementplan im vorliegenden Fall nicht zu erreichen.

6.4 Gewässerökologie

6.4.1 Entwicklung der Wassertemperatur im Naabgebiet

- Ausgangsfragen:**
- a) Wie ändern sich die Temperaturverhältnisse in den Fließgewässern im EZG der Naab allgemein?**
 - b) Werden wichtige Orientierungswerte überschritten?**

Veranlassung der Fragestellung und spezielle Methodik

Die Veranlassung und die Methodik der Auswertung entsprechen den in Kap. 5.4 für die Saale erläuterten Ausführungen.

Unterschiede gab es jedoch hinsichtlich der Zonierung der Gewässer nach Fischartengemeinschaften. Im Einzugsgebiet der Naab ist die Zonierung deutlich heterogener als im Saalegebiet. Auch im Naabgebiet sind kleinere Gewässer teilweise nicht kartiert. Hier konnte jedoch keine vereinfachte Annahme zu den nicht-kartierten Gewässern getroffen werden. Einzelne kleine Gewässer wurden zusätzlich vom Institut für Fischerei eingeordnet, die verbleibenden nicht kategorisierten Gewässer wurden bei der Berechnung der Überschreitungen nicht beachtet. Eine Übersicht der resultierenden Zuordnung der Maximaltemperaturen nach LAWA (2015) für die Fischartengemeinschaften im Naabgebiet zu den Wassertemperaturknoten findet sich in Anlage J.1.

Ergebnisse

Die mittlere Tagesmaximaltemperatur der ausgewerteten Gewässer im Naabgebiet erreicht im Ist-Zustand zwischen 9 und 13 °C (siehe Anlage J.2). Das räumliche Bild ist dabei relativ heterogen. Gewässerabschnitte mit niedrigeren Durchschnittstemperaturen befinden sich tendenziell eher im bergigen Nordosten und Osten des Einzugsgebiets. Höhere Temperaturen ergeben sich für Haidenaab, Vils und Naab.

Das absolute Änderungssignal für die mittlere Tagesmaximaltemperatur unterscheidet sich für die sechs Szenarien stark (siehe Anlage J.3). Im Gesamtgebiet liegt die räumliche Bandbreite der Änderungen zwischen +0,4 °C und +3,3 °C. Die Änderungssignale nehmen in beiden Projektionen mit zunehmendem Zeithorizont zu. Die geringsten Veränderungen treten im optimistischen Teilszenario (Projektion 2 für die nahe Zukunft) mit im Mittel +0,5 °C auf, die höchsten im pessimistischen Teilszenario (Projektion 1, ferne Zukunft) mit +2,3 °C (Abb. 30). Bereits in der nahen Zukunft enthält Projektion 1 in der räumlichen Bandbreite Änderungssignale von bis zu ca. +2 °C. Die räumliche Verteilung der Temperaturzunahmen ist sehr heterogen. Einzelne Tendenzen sind aber erkennbar. So sind beispielsweise die Temperaturzunahmen in der Schwarzach oberhalb des Eixendorfer Sees tendenziell höher als unterhalb des Speichers.

Im Ist-Zustand werden die Fischartengemeinschaft-spezifischen Maximaltemperaturen nur in einzelnen Gewässerabschnitten überschritten (siehe Anlage J.4 und Anlage J.5). Überschreitungen von mehr als fünf Tagen treten nur an fünf Gewässerabschnitten auf. Die Änderungssignale für die Gesamtanzahl der Tage und für die maximale Anzahl zusammenhängender Tage sind beinahe identisch (siehe Anlage J.6 und Anlage J.7). In beiden Projektionen gibt es in allen Zeiträumen einzelne Gewässerabschnitte, in denen die Maximaltemperaturen weiterhin nicht überschritten werden. Die Anzahl dieser Gewässerabschnitte ist in Projektion 1 in allen Zeiträumen deutlich geringer als in Projektion 2 im entsprechenden Zeitraum. In Projektion 2 treten in der fernen Zukunft Zunahmen von mehr als +45 Tagen (aber von weniger als +60 Tagen) auf. In Projektion 1 ergeben sich in der fernen Zukunft teilweise Zunahmen von mehr als +60 (aber von weniger als +70 Tagen). Von besonders starken Zunahmen der Überschreitungen sind der Forellenbach, die Ascha und Teile der Schwarzach betroffen.

Zusammengefasst über die beiden Teilszenarien bewegt sich die Summe der Überschreitungen im Gebietsmittel zwischen +2 Tagen (optimistisch) und +18 Tagen (pessimistisch) mit einer hohen räumlichen Bandbreite im pessimistischen Szenario (Abb. 30).

Hinsichtlich des Abflusses ergeben sich erwartungsgemäß je nach Szenario sehr unterschiedliche Ergebnisse. Die Anzahl der Tage, an welchen MNQ unterschritten wird, verändert sich in Projektion 2 im Westen des Einzugsgebiets (Einzugsgebiet der Vils) kaum. Teilweise ergeben sich sogar geringe Abnahmen. Im restlichen Einzugsgebiet werden in Projektion 2 Zunahmen von bis zu ca. +60 Tagen erreicht. Die Pegel an der Schwarzach sowie die Pegel Windischeschenbach und Unterköblitz weisen sie stärksten Zunahmen auf. In Projektion 1 treten nur Zunahmen auf, diese liegen bereits für die nahe Zukunft bei mindestens ca. +57 Tagen. In der fernen Zukunft (pessimistisches Teilszenario, Abb. 30) werden Zunahmen von bis zu +225 Tagen erreicht. In Projektion 1 sind die Pegel an der Vils eher von stärkeren Zunahmen betroffen als die restlichen Pegel.

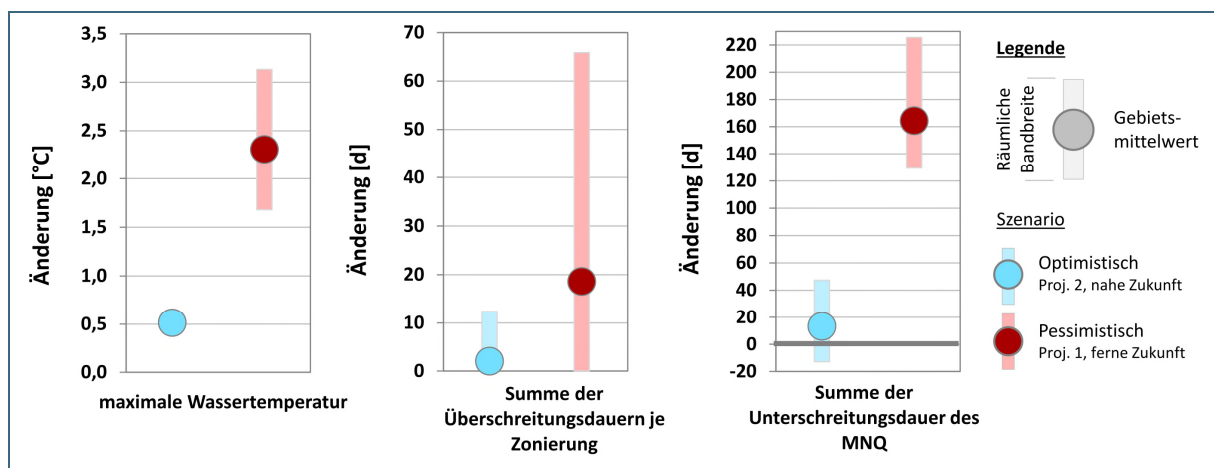


Abb. 30: Änderung der maximalen Wassertemperatur (links), der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 21,5 °C (SumD 21,5, Mitte) sowie der mittleren Summe der Unterschreitungsdauer des MNQ (rechts) im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario

Diskussion und offene Fragen

Die Diskussion und offenen Fragen entsprechen weitestgehend den in Kap. 5.4.1 genannten Aspekten. Artefakte aus Wassertemperaturmessungen in der Vergangenheitssimulation sind hier im Naabgebiet deutlicher als im Saalegebiet, da hier auch mehr gemessene Werte in die Regionalisierung einfließen.

Die Gewässerabschnitte, in welchen auch in Projektion 1 in der fernen Zukunft keine Orientierungswerte überschritten werden, sind hauptsächlich als Gewässer des Epipotamals oder als cypriniden geprägte Gewässer des Rhithrals kategorisiert. Die Gründe, warum hier keine Orientierungswerte überschritten werden, können vielfältig sein. Diese Gewässerabschnitte werden hinsichtlich der höchsten Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte (23 °C und 25 °C) ausgewertet. Einige der Abschnitte weisen bereits im Ist-Zustand relativ hohe mittlere Temperaturen auf, trotzdem können die Maximaltemperaturen im Ist-Zustand an einzelnen Knotenpunkten relativ weit unterhalb des Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswertes liegen. Außerdem ist denkbar, dass das Klimasignal aufgrund der bereits hohen Ausgangstemperaturen eine gedämpftere Aufwärmung des Wassers bewirkt als in anderen Abschnitten. Das Klimasignal der mittleren Temperatur fällt jedoch in den meisten der betroffenen Abschnitte nicht auffallend gering aus. Theoretisch könnten auch die – zumeist kühleren – Zuflüsse eine Rolle spielen, allerdings ist nicht geklärt, inwiefern diese indirekt im statistischen Modell enthalten sind.

6.5 Wasserkraft

6.5.1 Wasserverfügbarkeit

- Ausgangsfragen:**
- a) Wie viel Wasser stünde den Wasserkraftbetreibern im Naab-Einzugsgebiet ohne bzw. mit Niedrigwasseraufhöhung durch den Eixendorfer See gegenwärtig zur Verfügung**
 - b) Wie stellt sich die Situation unter extremen (zukünftigen) Niedrigwasserbedingungen bzw. langfristig verringertem Abfluss dar?**

Die mögliche Veränderung der Abflüsse ist in Kap. 6.1 beschrieben. Demnach ändert sich der mittlere Abfluss im optimistischen Teilszenario im Gesamtjahr nahezu nicht. Im pessimistischen Fall kommt es zu deutlichen Abflussabnahmen. Die Niedrigwasserabflüsse sinken nur leicht (optimistisch) bis stark (pessimistisch).

6.5.2 Wasserkraftpotenzial

- Ausgangsfrage:** **Wie wirken sich die hydrologischen Änderungen auf die Energieerzeugung aus?**

Veranlassung der Fragestellung und spezielle Methodik

Die Veranlassung und die Methodik der Auswertung entsprechen den Ausführungen in Kap. 5.5.2 für die Sächsische Saale.

Allerdings weist das Naabgebiet deutlich mehr Wasserkraftanlagen auf als das Saalegebiet (Tab. 10 und Tab. 11). Es sind Anlagen aller Leistungsklassen vorhanden. Der Großteil der Anlagen liegt auch im Naabgebiet wie im Saalegebiet in den Klassen eins bis vier mit Leistungen unter 100 KW. Trotz der hohen Anzahl an kleinen Anlagen erbringen die wenigen großen Anlagen (Klassen 5–7) den Großteil der Leistung (57 % im Naabgebiet). Die Auswertung der Wasserkraftanlagen im Naabgebiet beschränkte sich auf 330 Ausleitungskraftwerke im Laufkraftwerksbetrieb mit einer Ausbauleistung < 500 KW (schwellfähige und nicht schwellfähige Betriebsart). Somit sind acht Ausleitungskraftwerke aus Tab. 11 nicht in der Auswertung berücksichtigt, davon ein Kraftwerk der Stufe sieben, ein Kraftwerk im Speicherbetrieb, sowie 6 Kraftwerke mit unvollständigen Angaben.

Tab. 10: Gesamtleistung der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Naabgebiets nach Leistungsklassen der Anlagen in KW sowie Angabe der Gesamtleistung

Leistungsstufe	Klasse 1: (<10 KW)	Klasse 2: (10 – <25 KW)	Klasse 3: (25 – <50 KW)	Klasse 4: (50 – <100 KW)	Klasse 5: (100 – <500 KW)	Klasse 6: (500 – <1.000 KW)	Klasse 7: (1000 – <5000 KW)
Gesamtzahl der Anlagen	73	121	82	56	34	1	2
Gesamtleistung in KW	452	1904	2768	3973	6613	950	4640

Tab. 11: Anzahl der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Naabgebiets nach Bau- und Betriebsart und Leistungsklassen der Anlagen in KW

Bauart	Betriebsart	Klasse 1: (<10 KW)	Klasse 2: (10 – <25 KW)	Klasse 3: (25 – <50 KW)	Klasse 4: (50 – <100 KW)	Klasse 5: (100 – <500 KW)	Klasse 6: (500 – <1.000 KW)	Klasse 7: (1000 – <5000 KW)
Ausleitungs- kraftwerk	Laufkraftwerk	56	102	79	47	27	0	1
Ausleitungs- kraftwerk	Schwellfähiges Laufkraftwerk	12	11	2	2	0	0	0
Ausleitungs- kraftwerk	Speicherkraft- werk	0	0	0	0	1	0	0
Fluss-/ Staukraftwerk	Laufkraftwerk	3	6	0	5	5	0	1
Fluss-/ Staukraftwerk	Schwellfähiges Laufkraftwerk	2	3	1	1	0	0	0
Fluss-/ Staukraftwerk	Speicherkraft- werk	0	0	0	1	1	1	0

Ergebnisse

Die Gesamtenergieproduktion ist in der durchgeführten Analyse primär von der Veränderung des mittleren Abflusses abhängig, der in den beiden Projektionen ein sehr unterschiedliches Signal zeigt. Während die Reduktionen im mittleren Abfluss an den untersuchten Pegeln im Naabgebiet in Projektion 2 unter -10 % liegen, zeigt Projektion 1 Reduktionen bis zu -45 % (siehe auch Kap. 6.1).

In Projektion 1 resultieren die starken MQ-Abnahmen entsprechend auch in starken Einbußen in der Energieproduktion (siehe Anlage K.1). Während die Gesamtenergieproduktion im Naabgebiet im Ist-Zustand bei 94,5 GWh/a liegt, würde sie sich in der fernen Zukunft, also im pessimistischen Teilszenario, auf 55,9 GWh/a verringern. Somit wären die Auswirkungen der Klimaänderung auf die Gesamtenergieproduktion aufgrund der größeren Anzahl von Wasserkraftanlagen im Naabgebiet deutlich größer als im Saalegebiet. Im Saalegebiet wird im gleichen pessimistischen Teilszenario eine Verringerung der Produktion auf 3,1 GWh/a gegenüber 4,3 GWh/a im Ist-Zustand berechnet (vgl. Kap. 5.5.2).

In Projektion 2 sinkt im Vergleich zur Projektion 1 die produzierte Gesamtenergie im Naabgebiet in der fernen Zukunft deutlich weniger, nämlich auf 91,8 GWh/a. Im optimistischen Teilszenario (entspricht nahe Zukunft) bleibt die Gesamtenergieproduktion nahezu gleich. Der KLIWA-Stresstest zeigt in dieser Analyse nur eine leicht verringerte Leistung, welche auf 87,9 GWh/a im Naabgebiet sinkt. Dies liegt vermutlich an der gewählten Zusammenstellung der Jahre, während einzelne Jahre sicherlich eine starke Abnahme aufweisen, wird dieser Effekt durch die restlichen Jahre ausgeglichen.

Würde die Gesamtenergieproduktion im Naabgebiet in Anlehnung an die Vergütung entsprechend des Erneuerbare Energiegesetzes mit 11,67 Cent je Kilowattstunde in finanzielle Einnahmen umgerechnet², so ergäben sich im Naabgebiet im Vergleich zum Ist-Zustand (ca. 11 Mio. Euro/a) finanzielle Einbußen von bis zu maximal ca. 4,5 Mio. Euro/Jahr (Projektion 1 ferne Zukunft ca. 6,5 Mio. Euro/Jahr, siehe Anlage K.2).

² Die Einspeisevergütung ist je nach Alter und Modernisierungsgrad der Anlage sowie der gewählten Vergütungsart des Wasserkraftbetreibers abhängig. Daher wird hier nur ein Schätzwert für die Vergütung angenommen, um die Größenordnung der relativen Veränderungen aufzuzeigen. Somit handelt es sich bei den Gesamt-Einnahmen auch nur um Schätzwerte.

Die Erläuterungen zu den variablen Auswirkungen auf die Kraftwerke im Naabgebiet finden sich im Ergebnisteil zur Wasserkraft im Saalegebiet (Kap. 5.5.2).

Abb. 31 zeigt den Einfluss des Ausbauzuflusses auf die Klimawirkung für die Anlagen im Naabgebiet (vgl. Abb. 25 für das Saalegebiet). Anlagen, deren Ausbaugrad unter dem MQ liegt (< 1), sind erst betroffen, wenn der MQ unter den Ausbauzufluss sinkt. Je nach Turbinentyp wirkt sich dann die verringerte Auslastung stärker oder schwächer auf den erreichten Wirkungsgrad aus. Im Fall des Stresstests sind die Reduktionen im Naabgebiet für Anlagen mit einem Ausbaugrad unter 1 deutlich niedriger. In den Simulationsergebnissen der Projektion 1 ist die Bedeutung des Ausbaugrades ebenfalls sehr deutlich zu erkennen: Der Anteil an Anlagen mit hoher Reduktion ist größer, wenn der Ausbaugrad über 1 liegt.

Sinkt in dieser Analyse der MQ unter den Restwasserabfluss, kann sogar ein Totalausfall erfolgen. Dies tritt in einigen Szenarien für einzelne Wasserkraftanlagen (bis zu 5 im Naabgebiet) auf.

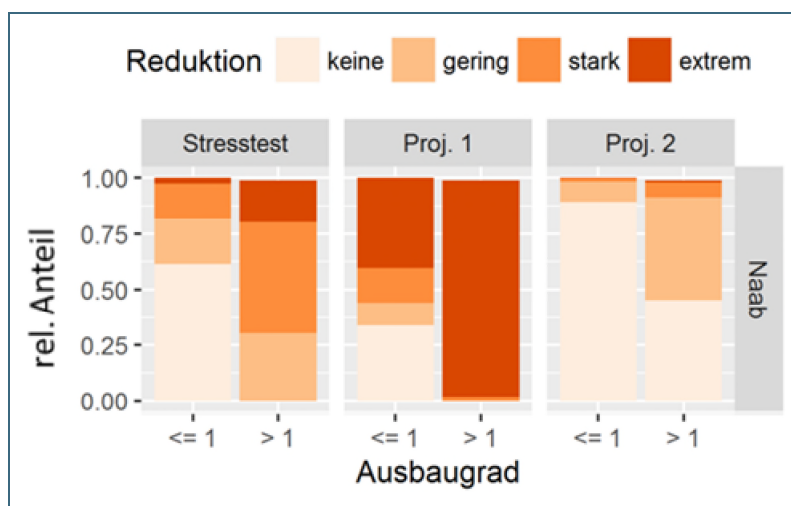


Abb. 31: Stärke der Reduktion für Ausleitungskraftwerke im Naabgebiet in den verschiedenen Simulationen (Projektionen 1 und 2, Stresstest) in Abhängigkeit des Ausbaugrades: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" ($< 1\%$), "geringer" ($< 10\%$), "starker" ($< 20\%$), "extremer" ($> 20\%$) Abnahme der Energieproduktion.

In der Realität ist aber davon auszugehen, dass es auch unter den Szenarienbedingungen an diesen Anlagen Phasen gäbe, an welchen der Abfluss über dem MQ und somit ggf. über dem Restwasser läge. Dieser Effekt wurde durch die vorgenommene Analyse nicht abgedeckt, da keine Abflusszeitreihen an den Kraftwerksstandorten analysiert wurden.

Im Vergleich zum Saalegebiet zeigt sich im Naabgebiet eine höhere Abhängigkeit der Energiereduktion vom Ausbaugrad als im Saalegebiet. Die Berücksichtigung des Ausbaugrades ist somit bei der Konzeption neuer Anlagen oder Erneuerung bestehender Anlagen unter Berücksichtigung des Klimawandels von größerer Relevanz.

Diskussion und offene Fragen

Die Diskussionspunkte entsprechen den Ausführungen in Kap. 5.5.2 für die Sächsische Saale.

7 Ergebnisse KLIWA-Stresstest – Auswertung im zeitlichen Verlauf

7.1 Veranlassung der Fragestellung

Der KLIWA-Stresstest wurde in den vorhergehenden Auswertungen zunächst in seiner mittleren Abweichung im Vergleich zur Messdatensimulation betrachtet. Im Folgenden wurde der KLIWA-Stresstest auch hinsichtlich der Auswirkung der gezielt ausgewählten Abfolge von Jahren mit bestimmter hydrometeorologischer Prägung ausgewertet.

7.2 Spezielle Methodik

Die Einzeljahrauswertung des Stresstests fand für sechs vom LfU ausgewählte Pegel statt (siehe folgende Liste). Für die Pegel im Naabgebiet konnte dabei nur die Modellversion ohne Berücksichtigung der Speicher ausgewertet werden. Für den Pegel Hof wurden zusätzlich zu den Ergebnissen ohne Speicher auch Ergebnisse mit Berücksichtigung des Speichers (sowohl im KLIWA-Stresstest als auch in den Referenzwerten ("Messdatensimulation mit Förmitzspeicher")) bereitgestellt.

Für folgende Pegel wurde der zeitliche Verlauf während des Stresstests ausgewertet:

Sächsische Saale:

- Hof (Sächsische Saale)

Naab:

- Amberg (Vils)
- Dietldorf (Vils)
- Heitzenhofen (Naab)
- Warnbach (Naab)
- Warnbach (Schwarzach)
- Windischeschenbach (Waldnaab)

Die Analyse des zeitlichen Verlaufs innerhalb des Stresstests erfolgte für die im Folgenden aufgezählten Kennwerte (Abkürzungen: hyd. J. = hydrologisches Jahr, hyd. HJ. = hydrologisches Halbjahr, NWJ. = Niedrigwasserjahr):

- MQ hyd. J.
- MQ hyd. HJ.
- NM7Q NWJ.
- NM7Q NW HJ.
- NM7Q hyd. HJ.
- SumD MNQ NWJ.
- SumV MNQ NWJ.
- SumD MNQ NW HJ.
- SumV MNQ NW HJ.
- Niederschlag hyd. J.
- Niederschlag hyd. HJ.

Für alle genannten Pegel und Kennwerte wurden einzelne Balkendiagramme der jeweils 20 (Halb-) Jahreswerte (bzw. 19 für das Auswertungsintervall Wasserhaushaltsjahr und Wasserhaushaltshalbjahre) erstellt. Diese Balkendiagramme sind in der digitalen Datensammlung zur Studie enthalten. Ein Beispiel für die Darstellung dieser MQ-Werte des KLIWA-Stresstest-Szenarios findet sich in Abb. 32. Zur besseren Einordnung der jahresweisen Absolutwerte wurden zudem die langjährigen Mittelwerte des MQ und MNQ im hydrologischen Jahr als horizontale Linie aufgetragen. Datengrundlage dafür war die Messdatensimulation im Zeitraum 1971 bis 2000.

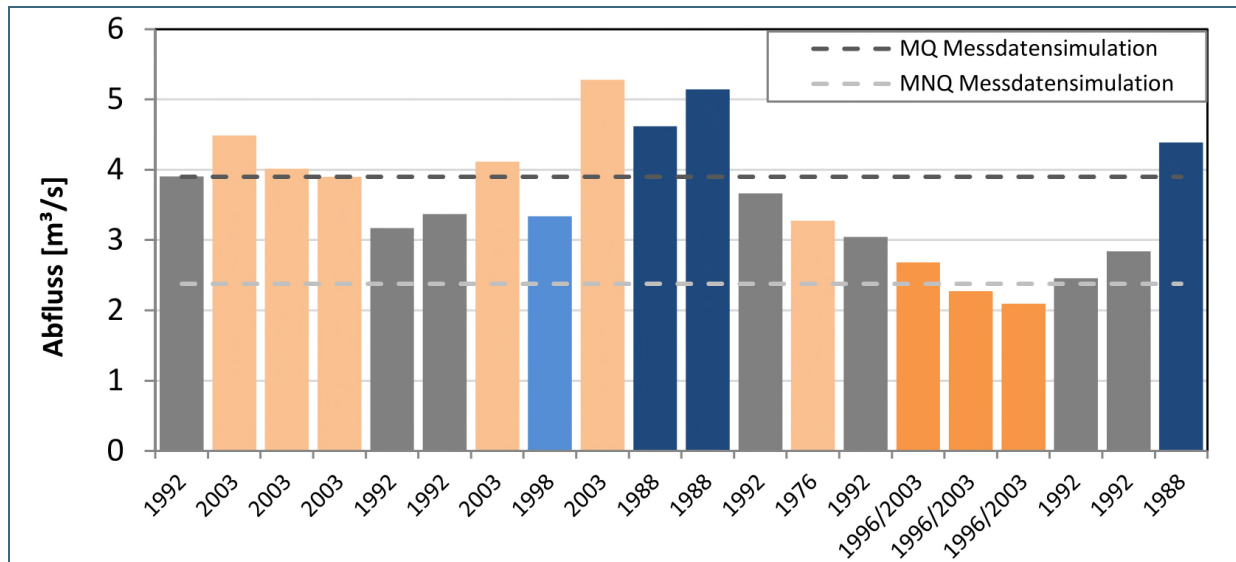


Abb. 32: Absolute MQ-Werte der einzelnen hydrologischen Jahre des KLIWA-Stresstest-Szenarios am Pegel Amberg/Vils

Neben den Absolutwerten der Einzeljahre war auch das relative Verhältnis gegenüber den langjährigen Mittelwerten interessant. Daher erfolgte für eine zweite Darstellungsform die Normierung der Jahreskennwerte auf den langjährigen Zustand, also die Bildung der prozentualen Abweichung zwischen dem Wert im Einzeljahr des Stresstests und dem dazugehörigen langjährigen Mittelwert der Messdatensimulation. Exemplarisch zeigt Abb. 33 die gleichen Daten wie Abb. 32, nachdem solch eine Normierung anhand des MQ-Wertes erfolgte.

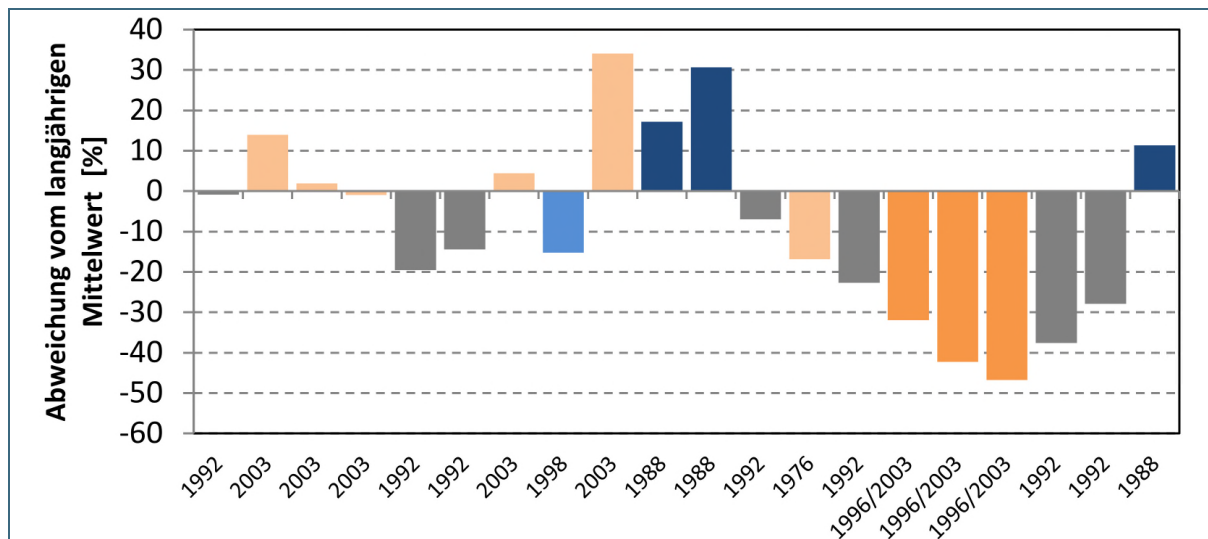


Abb. 33: Normierte MQ-Werte der einzelnen hydrologischen Jahre des Stresstestszenarios am Pegel Amberg/Vils (Normierung anhand des MQ-Wertes der Messdatensimulation)

Bei der Auswertung unterschiedlicher Jahresabschnitte (also Jahre und Halbjahre) galt auch im langjährigen Mittel immer der analoge Jahresabschnitt. So wurden beispielsweise die jährlichen MQ für das hydrologische Sommerhalbjahr des Stresstests anhand des aus der Messdatensimulation resultierenden langjährigen MQ für das hydrologische Sommerhalbjahr normiert.

Dabei gab es zwei Gründe, die Werte der Messdatensimulation als Referenzwerte heranzuziehen. Zum einen besteht stets eine gewisse modellbedingte systematische Abweichung zwischen modelliertem (Messdatensimulation) und gemessenem Abfluss. Da in den Stresstests das gleiche Wasserhaushaltsmodell verwendet wurde wie in der Messdatensimulation, ist diese systematische Abweichung folglich auch in den Stresstestsimulationen enthalten. Relative Unterschiede zwischen KLIWA-Stresstest und Referenzwerten waren somit nur auf die variablen hydro-meteorologischen Eingangsdaten zurückzuführen. Zum anderen existierte für alle auszuwertenden Pegel außer Hof nur eine Stresstestsimulation ohne Speicher. Messwerte hätten dagegen einen Speichereinfluss enthalten und die Normierung daher verfälscht.

Durch die Normierung der Kennwerte des Stresstests wurde außerdem der Vergleich der unterschiedlichen Gebietsreaktionen vereinfacht. In dieser Form konnten die Werte aller Pegel direkt gegenübergestellt und die Auswirkungen an den Pegeln miteinander verglichen werden. Solche umfassenden Balkendiagramme normierter jährlicher Kennwerte, die jeweils alle sechs Pegel enthielten (das heißt 20 Jahreswerte für 6 Pegel = 120 Balken pro Diagramm), wurden daher zusätzlich für ausgewählte Kennwerte (Jahresniederschlag, MQ, NM_7Q) und ausgewählte Auswertungsintervalle (hydrologisches Jahr, hydrologische Halbjahre) erstellt.

Solche erweiterte Grafiken, welche jeweils Ergebnisse für einen Kennwert an allen Pegeln enthalten, befinden sich in Anlage N.1 bis N.3. Die Einzelgrafiken zum jährlichen Verlauf der Kennwerte an den sechs Pegeln während des Stresstests finden sich in der digitalen Datensammlung. In der folgenden Ergebnisbeschreibung wurde hauptsächlich auf die erweiterten Grafiken der Anlagen N.1 bis N.3 Bezug genommen.

Die Auswertungen zu den (halb-)jährlichen Abweichungen des Niederschlags in Anlage N.1 bis N.3 beziehen sich immer auf die mittlere Abweichung des Niederschlags im Einzugsgebiets des Pegels (für den Pegel Windischeschenbach) bzw. in den jeweiligen Zwischeneinzugsgebieten des Pegels (für die Pegel Hof, Amberg, Dietldorf, Heitzenhofen und Warnbach). Die mittleren Flächenwerte der Niederschlagsabweichungen werden in den Abbildungen N.1 bis N.3 den jeweiligen Pegeln zugeordnet.

7.3 Niederschlag

Die Niederschlagssummen in den Einzeljahren des Stresstests entsprechen erwartungsgemäß weitestgehend der Charakteristik, wie sie bei der Bildung dieses Szenarios (siehe Kap. 4.2.3) beabsichtigt war: Normaljahre zeigten eher geringe Abweichungen vom langjährigen Mittel, trockene Jahre eher negative Abweichungen. Einzelne der ausgewählten Jahre können innerjährlich aber auch Eigenschaften aufweisen, die bei der Auswahl nicht beachtet wurden und sich damit im Abfluss anders als erwartet widerspiegeln.

Für das Gesamtjahr zeigten die Jahressummen des Niederschlags in den (Zwischen-)Einzugsgebieten (EZG) der sechs untersuchten Pegel ein recht ähnliches Verhalten im Vergleich zum jeweiligen langjährigen Mittelwert der Messdatensimulation (Anlage N.1 oben). Besonders trocken sind die Jahre 1976 sowie das Kombinationsjahr aus dem Winter 1996 und dem Sommer 2003 („1996/2003“). Der Niederschlag für das Gesamtjahr 2003 liegt ebenfalls etwas unter dem Mittelwert der Messdatensimulation, allerdings beträgt die Abweichung hier nur bis zu ca. -10 %. Als feuchte Jahre fallen an allen Pegeln die Jahre 1998 und 1988 auf.

Im hydrologischen Sommerhalbjahr sind die (negativen) Niederschlagsabweichungen des Jahres 2003 und des Jahres 1996/2003 – wie zu erwarten – gleich (Anlage N.2 oben). Sie liegen je nach Pegel bei ca. -20 bis -25 %. Als weiterer trockener Sommer fällt der Sommer 1976 auf.

Dieser weicht in den EZG der Pegel Hof und Windischeschenbach um ca. -40 % vom langjährigen Mittelwert ab und ist in den EZG der beiden Pegel sowie in den EZG der Pegel Amberg und Dietldorf trockener als der Sommer 2003. Der Sommer 1988 fällt ausschließlich im EZG des Pegels Hof als sehr trocken auf. Dort ist dieser Sommer mit ca. -25 % Abweichung vom Mittelwert ebenfalls trockener als der Sommer 2003. Ein feuchter Sommer tritt im EZG aller sechs Pegel im Jahr 1998 auf. Der Niederschlag liegt dann um ca. +40 % höher als der Mittelwert. Besonders betroffen hiervon ist das EZG des Pegels Windischeschenbach (ca. +70 %).

Im hydrologischen Winterhalbjahr weisen die Jahre 1998 (ca. -20 bis -30 %) und 1996/2003 (ca. -30 bis -40 %) sowie in geringerem Maße das Jahr 1976 (ca. -15 bis -20 %) die kleinsten Niederschlagssummen auf (Anlage N.3 oben). Das Jahr 1988 ist mit ca. +30 bis +40 % am feuchtesten. Der Winter 2003 enthält in den EZG aller sechs Pegel durchschnittliche (Dietldorf, Windischeschenbach) oder etwas überdurchschnittliche (Amberg, Heitzenhofen, Warnbach, Hof) Niederschlagsmengen (bis zu ca. +10 %).

7.4 Mittlere Abflüsse (natürlicher Wasserhaushalt)

Die Reaktion auf einen geringen Jahresniederschlag im EZG spiegelt sich häufig erst verzögert im MQ der Pegel des Folgejahres wider. Bei der Interpretation muss jedoch auch berücksichtigt werden, dass neben dem Niederschlag noch viele andere Einflussfaktoren auf den Abfluss wirken. So spielen beispielsweise auch die (jahreszeitliche) Dynamik des Niederschlags und die Lufttemperatur (bzw. Verdunstung) eine große Rolle für das Abflussgeschehen. Es wird zunächst die Situation im natürlichen Wasserhaushalt, also ohne Speicherbeeinflussung des am Pegels Hof beschrieben.

Die verzögerte Reaktion des MQ an den Pegeln wird im Gesamtjahr beispielsweise durch die dreimalige Abfolge des Jahres mit trockenem Sommer (2003) zu Beginn des KLIWA-Stresstest-Zeitraums deutlich (Anlage N.1 Mitte). Im ersten Jahr, welches an das Normaljahr (1992) anschließt, liegt der Abfluss an allen Pegeln außer Hof noch über dem Durchschnitt (möglicherweise auch mit bedingt durch den eher etwas überdurchschnittlichen Winterniederschlag). Dagegen zeigt im zweiten Jahr ein Großteil der Pegel schon negative Abweichungen. Dies wird noch deutlicher im dritten Jahr 2003. Erst im darauffolgenden Jahr (Klimabedingungen von 1992, das heißt Normaljahr) ist an den meisten Pegel dann der tiefste MQ erreicht. Bei der dreimaligen Abfolge des extrem trockenen Jahres 1996/2003 wird deutlich, dass im ersten und zweiten Jahr jeweils verringerte Abflüsse resultieren. Im dritten Jahr in Folge ergibt sich dann keine signifikante zusätzliche Verschärfung der Abflusssituation mehr.

Generell auffällig ist die im Vergleich zu anderen Pegeln extremere Reaktion des Abflusses am Pegel Hof auf Jahre mit durchschnittlichem (z.B. Jahr 1992 nach Jahr 1988) oder geringem Niederschlag (folgendes Jahr 1976). Der zugrundeliegende Niederschlag ist im Vergleich zu den anderen Pegeln nicht auffällig, sodass die Unterschiede zu den Pegeln im Naabgebiet durch andere meteorologische Größen oder (Modell-)Gebietscharakteristika bedingt sein müssen.

Diese Beobachtung wird bei Betrachtung der MQ der Sommerhalbjahre noch verstärkt (Anlage N.2 Mitte). Hier weichen die MQ der Sommer 2003, 1996/2003 und 1976 am Pegel Hof um bis zu ca. -75 % vom langjährigen Durchschnitt ab. Der einzige Sommer am Pegel Hof mit einer positiven Abweichung des MQ vom Mittelwert ist der feuchte Sommer 1998. Diese Aussage trifft zwar auch auf die anderen Pegel zu, allerdings sind die negativen Abweichungen hier meist deutlich geringer ausgeprägt als am Pegel Hof. Der Sommer 1992 bringt trotz des durchschnittlichen Niederschlags zumeist nur eine geringe Erhöhung des MQ an den sechs Pegeln mit sich. Auch der auf den feuchten Sommer 1998 folgende Sommer 2003 weist deutlich unterdurchschnittliche MQ an den Pegeln auf.

Im Winterhalbjahr nimmt der zunächst überdurchschnittliche MQ während der dreimaligen Abfolge des Jahres 2003 trotz eines leicht überdurchschnittlichen Winterniederschlags ab dem zweiten Jahr stetig ab (Anlage N.3 Mitte). Dies ist vermutlich auf die dazwischen liegenden niedrigen Sommerniederschläge des Jahres 2003 zurückzuführen. Auch hier ist die Reaktion am Pegel Hof am extremsten.

Erst das Winter-Halbjahr 2003, welches auf die beiden nachfolgenden Normalwinter 1992 folgt, weist wieder überdurchschnittliche winterliche MQ an den sechs Pegeln auf. Der anschließende trockene Winter 1998 schlägt sich direkt auf die MQ-Werte dieses Halbjahres nieder (ca. -35 bis ca. -50 %). Der feuchte Sommer dieses Jahres 1998 führt jedoch zu stark erhöhten MQ-Werten an den sechs Pegel im Folgewinter, obwohl dieser die nur knapp überdurchschnittlichen Niederschlagsbedingungen des Winters 2003 aufweist.

Durch die beiden folgenden Winter 1988 bleibt dieser überdurchschnittliche Abfluss insgesamt drei Jahre bestehen. Während der folgenden Jahre (1992, 1976, 1992, 3 x 1996/2003) ergeben sich dann kontinuierlich abnehmende MQ. Erst im dritten Jahr 1996/2003 stagnieren die Abnahmen. Die beiden folgenden Normaljahre führen nur schrittweise zu einer Normalisierung der Abflüsse. Erst im folgenden Jahr 1988 mit feuchtem Winter werden wieder deutlich überdurchschnittliche winterliche Abflüsse an den sechs Pegeln erreicht.

7.5 Niedrigwasser (natürlicher Wasserhaushalt)

Die Werte des NM_7Q des Gesamtjahrs stimmen praktisch mit den Werten des NM_7Q des Sommerhalbjahrs an den sechs Pegeln überein. Der Verlauf der Abweichungen ist an den Pegeln aufgrund der ähnlichen Referenzwerte ebenfalls sehr ähnlich (Anlage N.1 unten und Anlage N.2 unten). Daher wird in der Beschreibung nur in Einzelfällen zwischen Gesamtjahr und hydrologischem Sommer unterschieden. Die Veränderungen des NM_7Q schwanken an allen Pegeln außer dem Pegel Hof bis zur dreimaligen Folge des Jahres 1996/2003 zwischen maximal -20 und +20 %. Überdurchschnittliche Werte treten dabei in den ersten beiden Jahren sowie infolge des feuchten Jahres 1988 auf.

Erst das erste Jahr der extrem trockenen Folge 1996/2003 führt dann zu noch geringeren NM_7Q -Werten. Im zweiten Jahr der Folge werden diese Abflüsse noch einmal deutlich reduziert, im dritten Jahr ist die zusätzlich Verringerung der Abflüsse nur noch gering. Hier werden NM_7Q -Werte erreicht, die ca. -40 % unter dem langjährigen Durchschnitt liegen (außer Pegel Hof). Die folgenden Normaljahre führen dann nur zu einem langsamen Wiederanstiegen dieser Werte (noch ca. -25 bis -30 % Abweichung im zweiten Normaljahr). Auch die hohen Winterniederschläge des Jahres 1988 führen nicht zu einer Normalisierung der NM_7Q -Werte.

Am Pegel Hof fallen die Reaktionen auf den Sommer 2003 und den Sommer 1996/2003 viel stärker aus als an allen anderen Pegeln. Es werden NM_7Q -Werte erreicht, die ca. -40 bis -60 % unter dem Durchschnitt liegen. Diese stark unterdurchschnittlichen Werte treten dabei bereits beim ersten Sommer 2003 in einer Folge auf. Das durchschnittliche Niederschlagsjahr 1992 ergibt je nach Vorgängergeschlecht am Pegel Hof häufig leicht überdurchschnittliche NM_7Q -Werte.

Im Winterhalbjahr treten unterdurchschnittliche NM_7Q -Werte wie erwartet an allen sechs Pegeln in den Jahren 1996/2003 auf (Anlage N.3 unten). Auch im Normaljahr 1992 nach der dreimaligen Abfolge dieses Extremjahres 1996/2003 treten unterdurchschnittliche Werte auf. Erst das zweite Normaljahr führt dann zu einer Entspannung dieser Situation. Außerdem fällt das Jahr 1998 aufgrund seines geringen Winterniederschlags und einem vorhergehenden Sommer 2003 mit geringen NM_7Q -Werten auf. Auch das Jahr 1988 – mit überdurchschnittlichem Winterniederschlag – weist vermutlich aufgrund des vorhergehenden Sommers 2003 unterdurchschnittliche Werte auf. Im nachfolgenden Jahr 1988 ist dieser Effekt dann nicht mehr zu erkennen.

Der Pegel Hof reagiert bei den NM_7Q -Werten im Winterhalbjahr zwar zumeist extremer als die anderen Pegel, die Reaktion fällt aber tendenziell weniger stark aus als im Sommerhalbjahr.

7.6 Verdunstung

Als mögliche Ursache für die starke Reaktion am Pegel Hof kommt neben dem Niederschlag theoretisch auch die Verdunstung in Frage. Grafiken der potentiellen Verdunstung nach Hamon während des Stresstests im Vergleich zum Mittelwert der Messdatensimulation sind in Anlage N.4 für das hydrologische Jahr sowie die hydrologischen Halbjahre dargestellt. Darin zeigt sich, dass die Verdunstung für den Pegel Hof sich sehr ähnlich verhält wie die Verdunstung für die Pegel im Naabgebiet. Die vorhandenen Ergebnisse legen somit nahe, dass die vergleichsweise starke Abflussreaktion am Pegel Hof praktisch nicht oder nicht hauptsächlich auf die Verdunstung zurückzuführen ist.

Die Verdunstungsauswertung macht außerdem deutlich, dass die potentielle Verdunstung (in den ausgewählten Jahren) um bis zu ca. 20% vom „Normalzustand“ abweichen kann. Dies kann zumindest als Anhaltswert für realistische Jahresschwankungen der Verdunstung somit zusätzlich auch zur ergänzenden Interpretation der möglichen mittleren Verdunstungsveränderungen für die Teichwirtschaft (Kap. 6.3) hinzugezogen werden.

7.7 Wirkung des Förmitzspeichers am Pegel Hof

Für den Pegel Hof lagen zusätzlich zu den oben beschriebenen Ergebnissen zum natürlichen Wasserhaushalt auch Ergebnisse unter Berücksichtigung des Förmitzspeichers vor. Da die mittleren Abflüsse am Pegel Hof durch den Speicher im Modell nur geringfügig und unsystematisch verändert wurden und der MQ nicht die Zielgröße der Speichersteuerung darstellt, wird hier nur auf den Niedrigwasserkennwert NM_7Q eingegangen.

In Anlage N.5 finden sich Grafiken der jährlichen NM_7Q -Werte des Stresstests für den Pegel Hof. Die Werte wurden dabei anhand des langjährigen Referenzwerts der Messdatensimulation normiert. Ergebnisse sind jeweils für hydrologisches Jahr und die hydrologischen Halbjahre dargestellt. Es werden jeweils drei Varianten gezeigt:

1. Stresstestergebnis ohne Speicher normiert mit dem entsprechenden Referenzwert aus der Messdatensimulation ohne Speicher (entspricht den Werten in Anlage N.1–N.3)
2. Stresstestergebnis mit Speicher normiert mit dem entsprechenden Referenzwert aus der Messdatensimulation mit Speicher und
3. Stresstestergebnis mit Speicher normiert mit dem entsprechenden Referenzwert aus der Messdatensimulation ohne Speicher

Die beiden Referenzzeitreihen zur Normierung unterschieden sich insofern, dass die Messdatensimulation mit Speicher im Mittel etwa 20 % höhere Niedrigwasserabflüsse ergibt als die Messdatensimulation ohne Speicher (Kap. 5.2.1).

Vergleich Variante 1 mit Variante 2: KLIWA-Stresstest ohne Speicher (normiert ohne Speicher) zu KLIWA-Stresstest mit Speicher (normiert mit Speicher)

Der Vergleich der ersten beiden Versionen macht deutlich, dass die jeweiligen (unterschiedlichen) Referenzwerte häufig in etwa gleich stark unterschritten werden. Daher zeigen die prozentualen Abweichungen der NM₇Q-Werte der beiden Versionen entsprechend Anlage N.5 ungefähr gleiche Werte. Dies deckt sich mit den Ergebnissen für die Stresstestmittelwerte mit Speicher (Kap. 5.2). Darin war deutlich geworden, dass die absoluten Niedrigwasserkennwerte mit Speicher zwar höher sind als die ohne Speicher, dass die prozentuale Klimawirkung aber auf beide Versionen ähnlich ausfällt (vgl. Anlage C 6). Auch in Anlage N.5 wird die prozentuale Abweichung der NM₇Q-Werte (und nicht die Absolutwerte) betrachtet.

In einzelnen Fällen kann die relative negative Abweichung des NM₇Q in der Version mit Speicher sogar etwas größer ausfallen als in der Version ohne Speicher. Hier ist zum einen zu beachten, dass die prozentualen Abweichungen von unterschiedlichen Referenzwerten dargestellt sind. Zum anderen liegt in einigen Jahren der NM₇Q ohne Speicher bereits über dem Niedrigwasseraufhöhungsziel von 1 m³/s am Pegel Hof. Ist dies der Fall, sieht die modellierte Steuerung des Speichers keine systematische Abflusserhöhung durch den Speicher vor. Dadurch können in diesen Jahren die absoluten NM₇Q-Werte für Einzeljahre mit und ohne Speicher fast übereinstimmen. Da sich gleichzeitig die langjährigen Referenzwerte trotzdem unterscheiden, kann es in der Version mit Speicher zu größeren prozentualen Abweichungen als in der Version ohne Speicher kommen.

Vergleich Variante 1 mit Variante 3: Vergleich KLIWA-Stresstest ohne Speicher (normiert ohne Speicher) zu KLIWA-Stresstest mit Speicher (normiert ohne Speicher)

Die dritte Version stellt dar, wie sich die NM₇Q-Werte des Stresstests mit Speicher bei einer Normierung mit der Messdatensimulation ohne Speicher verhalten. Aus dem Vergleich von Version 1 und Version 3 kann somit die Wirkung des Speichers abgelesen werden. Anlage N.5 oben und Mitte illustriert deutlich, dass der Speicher im Gesamtjahr und im hydrologischen Sommerhalbjahr die Unterschreitungen des (einheitlichen) Referenzwerts zwar nicht verhindert, aber teilweise stark abpuffert. Die Wirkung des Speichers ist in den Jahren 2003 sehr deutlich. Selbst in der dreimaligen Abfolge dieses Jahres nach dem Normaljahr 1992 am Beginn des KLIWA-Stresstest-Zeitraums kann die Abweichung vom Referenzwert durch den Speicher vermindert werden. Unter Berücksichtigung des Speichers findet keine Verstärkung der negativen Abweichung im zweiten und dritten Jahr im Vergleich zum ersten Jahr 2003 statt, wie dies in der Version ohne Speicher auftritt.

Im trockenen Sommer 1976 und im ersten Jahr der ganzjährigen Trockenheit (1996/2003) hat der Speicher ebenfalls eine deutliche Wirkung. Die Wirkung des Speichers begrenzt die negativen Abweichungen dabei jeweils auf ähnliche Werte. Dies ist auf den relativ einheitlichen absoluten Abflusswert zurückzuführen, der bei funktionierender Aufhöhung erreicht wird. Somit zeigt sich, dass die Niedrigwasseraufhöhung funktioniert, der damit gewährleistete Aufhöhungswert im KLIWA-Stresstest aber vom langjährigen NM₇Q um ca. -25 % abweicht (Anlage N.5 oben). Im zweiten und dritten Jahr 1996/2003 hat der Speicher hingegen praktisch keine Wirkung mehr. Dort kann die Niedrigwasseraufhöhung nicht mehr gewährleistet werden und die Ergebnisse von Version 1 und Version 3 unterscheiden sich somit kaum. Dies ist auf die jeweils trockenen Winterhalbjahre zurückzuführen, welche die Wiederbefüllung des Speichers im Winterhalbjahr stark einschränken und damit die Abflussaufhöhung im Folgejahr limitieren.

Im Winterhalbjahr ist die Wirkung des Speichers auf die NM₇Q-Werte unabhängig von den betrachteten Versionen erwartungsgemäß marginal (Anlage N.5 unten).

7.8 Wasserstand im Förmitzspeicher

Zu Vervollständigung der getroffenen Aussagen findet sich in Anlage N.6 eine Darstellung der mittleren jährlichen (bezogen auf hydrologische Jahre) Wasserstände im Speicher. Daraus werden insbesondere die starken Wasserstandsänderungen in den drei aufeinanderfolgenden ganzjährig trockenen Jahren deutlich. Vom ersten auf das zweite dieser Jahre nimmt der durchschnittliche Wasserstand um fast 3,5 m ab. Im dritten Jahr liegt der Wasserstand dann im Durchschnitt noch einmal ca. 2 m tiefer. In diesem Jahr liegt der mittlere Wasserstand sogar im Durchschnitt deutlich unter dem minimalen Wasserstand des Grundsees von 517 m ü. NN. Erst im zweiten Normaljahr in Folge erreicht der Speicher anschließend wieder einen (für den Stresstest) durchschnittlichen Wasserstand.

In Anlage N.7 ist die Anzahl der Tage pro (hydrologischem) Jahr dargestellt, an welchen ein Wasserstand von 517 m ü. NN erreicht oder unterschritten und somit die simulierte Niedrigwasseraufhöhung eingeschränkt ist. Es zeigt sich, dass in insgesamt 3 Jahren Einschränkungen der Aufhöhung auftreten. Im zweiten Extremjahr 1996/2003 sind ca. 80 Tage von Einschränkungen betroffen, im dritten Extremjahr kann die Aufhöhung praktisch ganzjährig – mit Unterbrechungen von insgesamt ca. 40 Tagen – nicht gewährleistet werden. Selbst zu Beginn des folgenden Normaljahrs sind dann noch ca. 60 Tage von Einschränkungen betroffen.

Anlage N.8 zeigt, wie sich der Verlauf des Wasserstands im Förmitzspeicher verändern könnte, wenn Varianten der Speicherabbildung mit verschiedenen Aufhöhungszielen am Pegel Hof simuliert werden. Das Aufhöhungsziel wurde hierfür zwischen 0,7 m³/s und 1,4 m³/s variiert.

Es zeigt sich, dass bei einem abgesenkten Aufhöhungsziel von 0,7 m³/s sogar in der extremen Abfolge von dreimal 1996/2003 die Aufhöhung durchgehend gewährleistet werden kann. Wird das Aufhöhungsziel erhöht, so sinkt der Wasserstand im Speicher häufiger und stärker ab. Bei einem Aufhöhungsziel von 1,4 m³/s wird der Wasserstand von 517 m ü. NN gleich mehrfach unterschritten. Dies tritt neben der dreimaligen Abfolge des ganzjährig trockenen Jahres sowohl in der dreimaligen Abfolge des trockenen Sommers als auch zweimal nach einem einzelnen Jahr mit trockenem Sommer (2003 und 1976) auf.

Aus der Auswertung wird deutlich, dass durch eine Reduktion des Aufhöhungsziels, bei gezieltem Einsatz des Speichers ausschließlich zur Niedrigwasseraufhöhung, auch in extremen und langen Trockenphasen ein ausreichender Füllstand des Speichers gewährleistet werden kann. Diese Aussage ist allerdings nur qualitativ zu interpretieren. Da das Speichermodell nicht rekursiv arbeitet (siehe Anhang L.1), wird tendenziell zu viel Wasser abgegeben. Die Aufhöhungsziele, die eine Funktionsfähigkeit gewährleisten würden, lägen in Realität vermutlich höher. Für genaue quantitative Angaben wäre eine erneute Untersuchung mit einem rekursiven Speichermodell notwendig.

7.9 Qualitative Abschätzung für den Eixendorfer See

Für den Eixendorfer See erfolgte keine Auswertung der Füllstände, Speicherabgaben und Abflüsse im Speicherunterlauf analog zum Förmitzspeicher (siehe Hinweis Kap. 6.2). Allerdings wurde im Folgenden für den KLIWA-Stresstest zumindest eine qualitative Abschätzung der Beeinflussung des Speichers getroffen. Dies geschah über einen Vergleich des Gebietsverhaltens im Speicherzulauf anhand des natürlichen Wasserhaushalts. Damit ließ sich qualitativ abschätzen, in welchen Jahren Probleme durch verminderten Zulauf entstehen könnten. Weitere Aussagen waren nicht möglich, da die Speicherregelung einen wichtigen Einfluss hat, aber – wie bereits dargelegt – bisher nicht berücksichtigt werden kann.

Anlage N.9 zeigt die jeweiligen Mittelwerte des MQs der Winterhalbjahre im Stresstestverlauf und repräsentiert damit ungefähr den Verlauf der Füllphasen. Allgemein ist stets eine gewisse verzögerte Reaktion des Abflusses auf die klimatischen Randbedingungen zu beobachten. Als trockene Winterhalbjahre zählen hier zum einen die Stresstestjahre „ganzjährig trocken“, aber auch die hier als „Normaljahre“ angegebenen Jahre. Diese weisen bedingt durch die Auswahlmethodik der Stresstestjahre für das Teileinzugsgebiet des Eixendorfer Sees eine leicht unterdurchschnittliche Niederschlagssumme im Winterhalbjahr auf.

Der Zufluss des Eixendorfer Sees reagiert in trockenen Winterhalbjahren prinzipiell mit weniger starken Abweichungen gegenüber dem langjährigen Mittelwert als der Zufluss des Förmitzspeichers. Gleichzeitig erholt sich der mittlere winterliche Zufluss MQ im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees offensichtlich langsamer als im Förmitzgebiet. Dies ist an den negativen Abweichungen des MQ sowohl im Nachgang der 3-fachen Wiederholung des trockenen Sommers als auch der 3-fachen Wiederholung ganzjährig trockener Bedingungen ersichtlich (Anlage N.9). Im Gegensatz dazu wirken sich mehrere feuchte Winter hintereinander prozentual stärker auf den MQ aus als im Förmitzgebiet.

Auch bei der Gegenüberstellung der mittleren sommerlichen Speicherzuflüsse weichen die Werte am Pegel Rötz weniger stark vom langjährigen Mittelwert ab (Anlage N.10). Dies spricht für einen größeren Gebietswasserspeicher, der trockene Bedingungen besser abpuffern kann. Insgesamt jedoch lässt die hier gewählte Kombination von Stresstestjahren nahezu keinen normalen oder gar überdurchschnittlichen Speicherzufluss zu.

Für den Eixendorfer See lässt sich damit folgendes ableiten: Bei längerfristig trockenen Bedingungen muss die Speicherbewirtschaftung sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr mit einem verringerten Wasserdargebot umgehen. Diese Verringerung fällt im Vergleich zum Förmitzspeicher zwar weniger stark aus, wirkt aber vor allem im Winterhalbjahr länger nach. Die Wiederbefüllung des Speichers geht also langsamer vonstatten.

Der aus Sicht des Einzugsgebiets dynamischere Förmitzspeicher erfährt bei der derzeitigen Speicherregelung erst ab der 2. Wiederholung des ganzjährigen Trockenjahrs deutliche Einschränkungen und spricht für eine ausreichend robuste Bemessung. Der Eixendorfer See besitzt ein höheres Speichervolumen und es wird angenommen, dass auch er bezüglich der hydrologischen Rahmenbedingungen ausreichend „robust“ bemessen ist. Daher ist zu erwarten, dass sich die grundlegende Entwicklung vom Förmitzspeicher übertragen lässt. So wird sich vermutlich auch beim Eixendorfer See erst die mehrfache Kombination von trockenem Winter und trockenem Sommer auf die Funktionsfähigkeit – bezogen auf den derzeitigen Bewirtschaftungsplan – stark negativ auswirken. Möglich ist allerdings, dass die Wirkung der extremen Trockenjahre länger andauert als beim Förmitzspeicher. Ferner sind bei dieser Einschätzung die aktuell bestehenden Konflikte mit Fischerei und Tourismus nicht berücksichtigt. Hier ist zu erwarten, dass bereits einfachere Trockenjahre zu Problemen führen.

Wie die Variation der Aufhöhungsziele am Förmitzspeicher zeigte (siehe Kap. 7.8), spielt die Speicherregelung aber eine äußerst wichtige Rolle und kann die Funktionsfähigkeit des Speichers auch bei langfristig trockenen Bedingungen gewährleisten. Genauere Aussagen dazu erfordern allerdings eine realistische Abbildung der Speicherregelung im Eixendorfer See.

Ein zweiter Ansatz zur Nachbildung des Eixendorfer Sees, einschließlich der beiden Kopfspeicher Perlsee und Silbersee, wird durch das LfU angestrebt.

7.10 Folgerungen

Im Naabgebiet können einzelne trockene Jahre je nach Vorbedingungen im Gebiet teilweise abgepuffert werden und führen somit nicht zwangsläufig zu Niedrigwasserabflüssen. Im Saalegebiet ist diese natürliche Pufferwirkung geringer ausgeprägt. Der Einfluss der Winterniederschläge auf folgende Niedrigwasserabflüsse ist dort eher gering. Es ist davon auszugehen, dass die extremere Niedrigwasserreaktion am Pegel Hof darauf zurückzuführen ist, dass das Gebiet dynamischere Niedrigwasserabflussreaktionen aufweist als die Teileinzugsgebiete im Naabgebiet. Vermutlich fließt im Einzugsgebiet des Pegels Hof ein großer Anteil des Niederschlags oberflächennah und zeitlich eher gering gepuffert ab. Die Boden- bzw. Grundwasserspeicher im Gebiet weisen entweder keine große Speicherkapazität auf oder scheinen sehr schnell wieder auszulaufen. Dies entspricht auch den Erfahrungen des WWA Hof.

Die Auswertungen machen auch deutlich, dass der Förmitzspeicher in Niedrigwasserjahren einen Teil der fehlenden natürlichen Pufferwirkung für die Unterliegerpegel übernehmen kann und eine sehr positive Wirkung auf das Abflussgeschehen am Pegel Hof hat. Auch die Auswirkungen von mehreren aufeinanderfolgenden trockenen Sommern können so abgemildert werden.

Voraussetzung für einen Nutzen des Speichers für das Niedrigwasserabflussgeschehen in Folgejahren ist jedoch – genau wie bei der natürlichen Speicherung des Wassers in Boden- bzw. Grundwasserspeichern - , dass die jeweiligen dazwischenliegenden Winterniederschläge ausreichen, um die Speicherwiederbefüllung zu gewährleisten. Dies bestätigt die Aussagen aus Kap. 5.2, wonach die zukünftige Entwicklung der Winterniederschläge im Hinblick auf die Speicherbewirtschaftung des Förmitzspeichers eine wichtige Rolle spielen wird.

Der geringere Einfluss des Winterniederschlags auf Niedrigwassersituationen im Saalegebiet könnte außerdem (teilweise) begründen, warum die Veränderung der Niedrigwasserkennwerte im Saalegebiet in Projektion 2 (trockenere Sommer, feuchtere Winter) eher stärker ausfällt als im Naabgebiet.

Teil C: Methoden der Vulnerabilitätsabschätzung zur Bewertung der Niedrigwasserfolgen

Ergänzend zu der eher praxisnahen Auswirkungsanalyse in Teil B beleuchtet Teil C zwei theoretische Verfahren zur Erfassung von Vulnerabilität. Sowohl das Kapitel zur quantitativen als auch zur qualitativen Vulnerabilitätsanalyse gliedern sich in die Darstellung des Konzeptes, der angewandten Methoden, der Ergebnisse und der daraus resultierenden Schlussfolgerungen. Abschließend erfolgen der Vergleich und die Bewertung beider Methoden.

8 Konzept der quantitativen Vulnerabilitätsabschätzung

Die Arbeiten in Teil B dienen im Wesentlichen der Information der Wasserwirtschaftsämter Hof und Weiden und sollen aufzeigen: a) mit welchen konkreten hydrologischen Auswirkungen durch die gewählten Szenarien der Niedrigwasserverschärfung in den Pilotstudiengebieten zu rechnen sein könnte und b) welche möglichen Konsequenzen sich daraus auf die von den Ämtern benannten Nutzungen innerhalb ihrer Zuständigkeitsbereiche ergeben.

Hier soll zusätzlich versucht werden, die Auswirkungen und ggf. auch die Anpassungsmaßnahmen und die daraus folgende Vulnerabilität über ein objektives Bewertungssystem (Bildung von Indikatoren) allgemein vergleichbar zu quantifizieren. Grundlage dieses quantitativen Verfahrens war das Schema des Netzwerks Vulnerabilität des Umweltbundesamtes (UBA). Dieses Verfahren wurde vom LfU für die Ausschreibung dieser Untersuchung bereits teilweise auf die Ansprüche der Pilotstudie angepasst.

Ziel bei der Anwendung war es auch, zu testen, inwieweit dieses Verfahren bei gegebener Datenlage auf wasserwirtschaftliche Fragestellungen anwendbar ist und inwieweit sich das Verfahren so gestalten lässt, dass es nachträglich auf andere Gebiete übertragen werden kann.

Entsprechend dem Netzwerk Vulnerabilität setzte sich das Verfahren aus folgenden Schritten zusammen:

- Erstellung von Wirkungsketten für die betrachteten Nutzungen
- Ableitung von normierten Signalindikatoren
- Ableitung von normierten Sensitivitätsindikatoren
- Berechnung von Auswirkungsindikatoren aus Änderungs- und Sensitivitätsindikatoren
- Ableitung von Anpassungsindikatoren
- Berechnung der Vulnerabilitätsindikatoren

Abb. 34 stellt das grundlegende Vorgehen schematisch dar. Im Folgenden wird die Abfolge der zu Beginn des Verfahrens vorgesehenen Schritte kurz beschrieben.

Zunächst wurden für die betrachteten Nutzungsbereiche Wirkungsgeflechte gebildet, um daraus innerhalb der Schritte zu den Signalen (also Ausprägung eines klimatischen oder hydrologischen Kennwerts) und der Sensitivität (Empfindlichkeit) normierte Indikatoren abzuleiten. Aus der Multiplikation derselben ergaben sich wiederum normierte Auswirkungsindikatoren, die ein Maß für die tatsächliche Auswirkung eines Klimasignals waren. Gleichsam war die Bildung von normierten Indikatoren für derzeitige und zukünftige Anpassungsoptionen möglich. Diese Anpassungsindikatoren von den Auswirkungsindikatoren abgezogen ergaben Indikatoren, die ein Maß für die Vulnerabilität darstellten.

Das Schema wurde für jeden untersuchten Zeitraum und jede Projektion separat abgearbeitet. Änderungssignale ergaben sich dann jeweils als Differenz der Indikatoren zwischen diesen Zeitschritten.

Dabei wurden die Begriffe Auswirkung und Vulnerabilität in dieser Pilotstudie wie folgt definiert:

Die Auswirkung einer (klimabedingten) (Abfluss-)Änderung auf eine Nutzung ergibt sich aus der Kombination der Stärke dieser Änderung und der Empfindlichkeit der betrachteten Nutzung.

Darauf aufbauend definiert sich die Vulnerabilität als Maß für die verbleibende Anfälligkeit eines Systems/einer Nutzung gegenüber einer Änderung, wenn alle derzeit möglichen Anpassungsoptionen ausgeschöpft sind. Neben der Stärke der Änderung spielt die Sensitivität (Empfindlichkeit) des Systems/der Nutzung eine wichtige Rolle.

In der zu Beginn der Studie definierten Gestaltung war das beschriebene Verfahren noch nicht ausreichend auf die Bedürfnisse der vorliegenden Fragestellungen zugeschnitten. Es wurde daher im Laufe der Bearbeitung in enger Abstimmung mit dem LfU entsprechend der konkreten Anforderungen der bearbeiteten Fragestellungen weiter angepasst. In Absprache mit dem LfU entfiel dabei die Quantifizierung der Anpassungsmaßnahmen und der resultierenden Vulnerabilität (siehe auch Kap. 9.5).

Im folgenden Kapitel werden die Durchführung der Arbeitsschritte sowie die in der Studie erforderlichen Anpassungen der Vorgehensweise, wie sie in Absprache mit dem LfU getroffen wurden, erläutert.

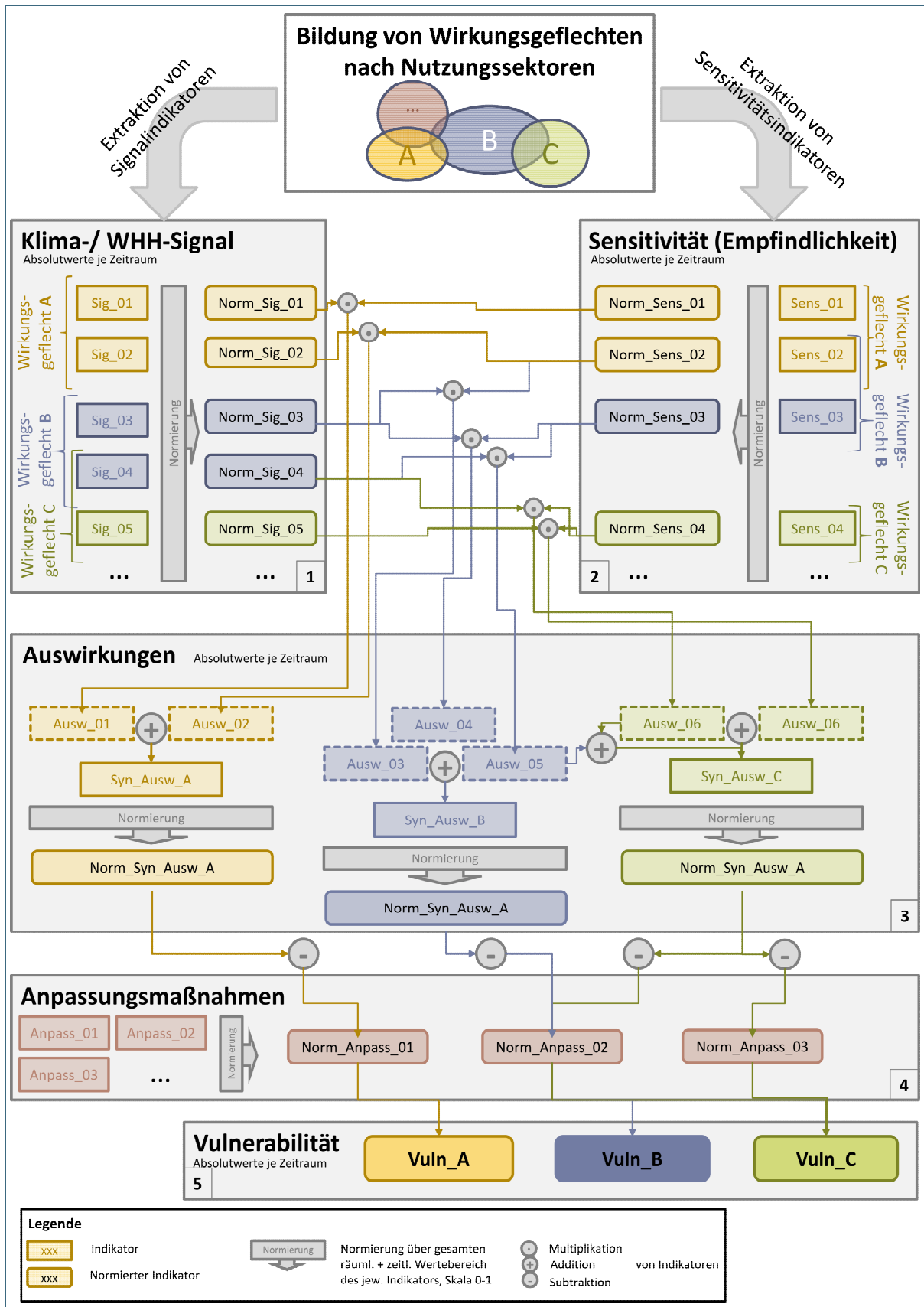


Abb. 34: Schema zur Ableitung von Vulnerabilitätsindikatoren für mehrere Nutzungssektoren (A-C) (Eigene Erstellung nach BUTH ET AL. 2015)

9 Methodik und Ergebnisse der quantitativen Methode im Saale- und Naabgebiet

Die quantitative Methode wird für die in Kap. 4.2 aufgeführten Projektionen und Zeiträume, also die ausgewählten Niedrigwasserszenarien, angewendet. Diese Auswahl stellte dabei im Verlauf des objektiven, quantitativen Verfahrens eine erste wichtige normative Entscheidung dar. Normativ in diesem Zusammenhang heißt, dass eine Entscheidung bzw. Festlegung getroffen wird, die maßgebend für das weitere Ergebnis ist. Die Szenarienauswahl erfolgte subjektiv durch das LfU anhand der Zielvorgabe der Niedrigwasserverschärfung und klammert damit bewusst Entwicklungen aus, die eine Niedrigwasserentspannung zeigen würden. Der Einfluss der Szenarienbetrachtung ist bei der Interpretation der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Es wurden für jeden Zeitraum Signale und Auswirkungen berechnet. Die Sensitivitäten blieben hingegen für alle Zeiträume gleich. Änderungssignale der Auswirkungen im Vergleich zum zugehörigen Ist-Zustand wurden – sofern es sinnvoll erschien – erst am Ende der Bearbeitungskette gebildet.

9.1 Wirkungsketten

Für die jeweils fünf berücksichtigten Nutzungen im Saale- und Naabgebiet waren zunächst die Wirkungsketten und Abhängigkeiten zum Wasserhaushalt bzw. untereinander zu ermitteln. Die Wirkungsketten beschreiben die Beziehung zwischen Ursache und Wirkung, bezogen auf den Klimawandel und den Wasserhaushalt. Somit wurde in einer Wirkungskette schematisch erfasst, wie eine Änderung einer Klimavariablen (oder mehrerer Klimavariablen) auf den Wasserhaushalt und die Wasserinfrastruktur und nachfolgend auf die Wasser-Nutzungen wirkt. Dabei bestehen auch zwischen den Nutzungen zahlreiche Beziehungen, die in der Wirkungskette dargestellt wurden.

Im Zuge des Klimawandels und dabei insbesondere in Hinblick auf das Niedrigwasser war vor allem die Wirkung hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit von Interesse. Die Wasserverfügbarkeit setzt sich zum einen aus der Verfügbarkeit der reinen Wassermenge (z. B. für die Wasserkraft und für die Teichbewirtschaftung), zum anderen aus der Verfügbarkeit der Wassermenge in hoher Qualität (z. B. für die Teichwirtschaft) zusammen. So war für die Wasserverfügbarkeit neben der ausreichenden Wasserquantität für manche Nutzungen auch eine hohe Wasserqualität hinsichtlich des physikalischen-chemischen Gewässerzustands erforderlich. Um die Beziehungen zu Quantität und Qualität darzustellen, wurden diese in den Wirkungsketten zum Niedrigwasser berücksichtigt.

Mit den Wirkungsketten wurden im ursprünglichen Verfahren mehrere Ziele verfolgt:

- Verdeutlichung der qualitativen Zusammenhänge: Neben dem quantitativen Verfahren war auch ein qualitatives Verfahren zur Ermittlung der Auswirkungen der Klimaänderung vorgesehen. Anhand der Wirkungsketten konnte für dieses Verfahren abgeschätzt werden, welche der betrachteten Nutzungssektoren von der Klimaänderung am meisten betroffen war.
- Festlegung der Indikatoren: Die Wirkungsketten ermöglichten eine erste Festlegung, welche Signalindikatoren (für die Erfassung des Klimasignals) und Sensitivitätsindikatoren (für die Erfassung der Empfindlichkeit gegenüber der Klimaänderung) besonders wichtig waren.
- Überprüfung der Indikatoren: Die im Vorfeld durch den AG festgelegten Signalindikatoren konnten anhand der Wirkungsketten auf ihre Aussagekraft überprüft werden.

- **Kommunikationswerkzeug:** In vereinfachter Form ermöglichten die Wirkungsketten eine Erläuterung der Wirkzusammenhänge für die lokalen Akteure. Die Wirkungsketten dienen somit als Kommunikationswerkzeug, um mit den beteiligten Akteuren zu vereinbaren, was analysiert wird und welche klimatischen und sozio-ökonomischen Parameter eine Rolle spielen.

Insgesamt sollen die Wirkungsketten somit ein verbessertes internes Prozessverständnis der Hauptwirkungspfade von Klima, Abflussmenge bzw. -qualität und wasserwirtschaftlicher Nutzung ermöglichen, sowohl innerhalb einer als auch zwischen verschiedenen Nutzungen.

Zu den fünf in den Pilotstudiengebieten relevanten Nutzungssektoren lag zu Bearbeitungsbeginn bereits ein Entwurf zu Wirkungsketten in Hinblick auf Niedrigwasser vor. Dieser war vom LfU auf Grundlage des UBA erstellt worden und wurde im Zuge der Bearbeitung geringfügig angepasst. Die Ergebnisse sind den Anlagen O.1 bis O.5 zu entnehmen. Die Wirkungsketten wurden dabei zur Übersichtlichkeit einzeln für die fünf Nutzungssektoren erstellt. Eine Wirkungskette für die Flussperlmuschelbestände entfällt, da die Einflussfaktoren und Wirkgefüge für die Flussperlmuschel in einer schematischen Darstellung kaum von denen der allgemeinen Gewässerökologie zu differenzieren sind. Es ist jedoch unbestritten, dass sich bei einer quantitativen Beschreibung signifikante Unterschiede ergeben.

9.2 Signal-, Sensitivitäts- und Auswirkungsindikatoren

Auswahl der Kennwerte

Entsprechend dem vorgeschlagenen Vorgehen des Netzwerks Vulnerabilität würden nach Aufstellung der Wirkungsketten im nächsten Schritt anhand der Wirkungsketten relevante Indikatoren für die Erfassung des Klimasignals ("Signalindikatoren") und für die Erfassung der Empfindlichkeit gegenüber der Klimaänderung ("Sensitivitätsindikatoren") abgeleitet.

In dieser Studie waren die zu nutzenden Signalindikatoren allerdings bereits pro Nutzung in den Ausschreibungsunterlagen vorausgewählt. Auch die Sensitivitäten waren in Form von Schwellenwerten teilweise bereits festgelegt. Eine weitere Anpassung und Festlegung der Signale und Sensitivitäten erfolgte dann gemäß den Erfordernissen der Fragestellungen in Teil B und den in den Workshops gewonnenen Erkenntnissen. Die hieraus resultierende Auswahl an Signal- und Sensitivitäten in Form von Kennwerten ist in Tab. 12 enthalten und sollte nach Absprache mit dem LfU in das quantitative Verfahren einfließen. Die Festlegung von Signal- und Sensitivitätsindikatoren auf Grundlage der Wirkungsketten war größtenteils bereits erfolgt und somit nicht mehr notwendig. Stattdessen erfolgte eine Überprüfung der Aussagekraft der vorausgewählten Kennwerte. Ihre Eignung wurde bestätigt.

Es ist an dieser Stelle festzuhalten, dass die Festlegung der Kennwerte eine weitere normative Entscheidung darstellt. Der Grund für die Auswahl ist nachvollziehbar, aber schlussendlich auch hier eine subjektive Festlegung. Die Auswahl der hier bearbeiteten Kennwerte erhebt daher keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Aus den Wirkungsketten kann eine Vielzahl von zusätzlichen Wirkzusammenhängen entnommen werden, die in der vorliegenden Bearbeitung nicht berücksichtigt werden.

Die umfassende Berücksichtigung aller dargestellten Zusammenhänge ist nicht nur aufgrund des beschränkten Umfangs der Studie, sondern auch aufgrund der hierfür benötigten Datengrundlage nicht möglich. Zudem kann die Verknüpfung vieler Indikatoren auch zu einer wachsenden Fehleranfälligkeit und geringerer Transparenz führen (BUTH ET AL. 2015).

Die als Grundlage für die weiteren Arbeitsschritte benötigten Ergebnisse zu den Kennwerten liegen größtenteils aus Teil B der Bearbeitung in den Niedrigwasserszenarien vor und müssen nicht neu berechnet werden. Zu beachten war allerdings, dass das UBA-Verfahren nicht die Nutzung von Verän-

derungen, sondern von Absolutwerten in den jeweiligen Szenarienzeiträumen vorschreibt. Den Szenarien liegen hier überwiegend Ergebnisse von Klimaprojektionen zugrunde, welche für gewöhnlich eine systematische Abweichung („Bias“) gegenüber gemessenen Werten besitzen. Sofern nicht anders beschrieben, wurden die Änderungssignale der jeweiligen Projektionen gegenüber ihrem Ist-Zustand herangezogen und auf die langjährigen Mittelwerte der Messdatensimulation aufgeschlagen.

Tab. 12: Im quantitativen Verfahren genutzte Kennwerte

	Signalindikator	Sensitivität/Schwellenwert	Auswirkungsindikator
Speicher	Wasserstand	Wasserstand Grundsee	SumD
Abwasser	Abfluss	1m³/s	SumD
Gewässerökologie	Wassertemperatur	Fischartengemeinschaft-spez. Sommer-Maxima	SumD
	Wassertemperatur	Fischartengemeinschaft-spez. Sommer-Maxima	maxD
	Abfluss	MNQ	SumD
Flussperlmuschel	Wassertemperatur	19 °C	SumD
	Wassertemperatur	25 °C	SumD
Teiche	Verdunstung	Teichdichte	Verdunstung x Teichdichte
Wasserkraft	Abfluss MQ	keine einzelne Sensitivität-> Wirkmodell	Produktion
	Abfluss	MNQ	SumD

Zeitpunkt der Normierung

Gemäß dem für die vorliegende Studie vorgesehenen Vorgehen des Netzwerks Vulnerabilität sollten die verfügbaren absoluten Werte für die ausgewählten Signale und Sensitivitäten zunächst getrennt voneinander normiert werden. Dabei wurde jedes Signal über den gesamten räumlichen und zeitlichen Wertebereich normiert. Die Verfahren zur Normierung der Sensitivitäten mussten je nach Charakteristik der genutzten Größe festgelegt werden. Dabei sollte sowohl für die Änderungen der Signale als auch für die Änderung der Sensitivitäten die stärkste Ausprägung jeweils den Wert 1 erhalten, die geringste Ausprägung den Wert 0. Durch die Normierung entstünden dann die jeweiligen normierten Signal- und Sensitivitätsindikatoren.

Wie aus Tab. 12 hervorgeht, wurden im vorliegenden Fall hauptsächlich die Kennwerte SumD und maxD für unterschiedliche Parameter (Abfluss, Wasserstand, Wassertemperatur) und in Kombination mit verschiedenen Schwellenwerten (z. B. MNQ, Fischartengemeinschaft-spezifische Sommer-Maximaltemperaturen, Wasserstand Grundsee) zur Quantifizierung der Auswirkungen genutzt. Diese Auswirkungen konnten als Absolutwerte direkt aus den verfügbaren Daten berechnet werden.

Sollen die so berechneten Über- und Unterschreitungsdauern als Information in das Normierungsverfahren eingehen, so ist eine vorhergehende, getrennte Normierung von Signal (Abfluss) und Sensitivität (Schwellenwert) nicht zielführend. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass die Ergebnisse für die Kennwerte SumD und maxD jeweils direkt vom genutzten Schwellenwert (Sensitivität) abhängig sind. Eine getrennte Normierung von Signal und Sensitivität und anschließende Verrechnung vernachlässigt diese Abhängigkeit.

Diese Größen (SumD und maxD) wurden daher abweichend vom UBA-Verfahren direkt als Auswirkungsindikatoren behandelt. Es wurden die berechneten Dauern als Auswirkungen definiert und diese Auswirkungen normiert. Eine vorherige getrennte Normierung und anschließende Multiplikation von Signal und Sensitivität fand für diese Größen also nicht statt.

Zur Bestimmung der Auswirkungen auf die Teichwirtschaft und die Wasserkraft waren keine Über- oder Unterschreitungsdauern ableitbar. Für die Teichwirtschaft wurde daher gemäß UBA vorgegangen: Es wurde ein Signal über einen Proxyindikator³ (Verdunstung) bestimmt und dieses wird normiert. Zusätzlich wurde die Sensitivität über einen weiteren Proxyindikator (Teichdichte) festgelegt und normiert. Durch Multiplikation der Werte des Signalindikators und des Sensitivitätsindikators wurde dann die Auswirkung berechnet.

Gemäß UBA kann anstatt der Bestimmung von Indikatoren zu Signal und Sensitivität – falls verfügbar – auch ein sogenanntes Wirkmodell direkt zur Bestimmung der Auswirkungen genutzt werden. Diese Wirkmodelle können die komplexen und häufig nicht linearen Zusammenhänge zwischen Klimasignalen und Sensitivitätsparametern in der Regel präziser abbilden als die Verschneidung von Proxyindikatoren für Signal und Sensitivität. Allerdings sind Wirkmodelle häufig nicht verfügbar oder aufwändig anzuwenden.

Für die Wasserkraft wurde die Auswirkung des veränderten Abflusses auf die produzierte Leistung im vorliegenden Fall über ein solches Wirkmodell (siehe Kap. 5.5.2) bestimmt. Die resultierenden Auswirkungen wurden gemäß dem quantitativen Verfahren anschließend normiert.

Zusammenfassend wurden somit also für die Teichwirtschaft Signal und Sensitivität getrennt normiert und anschließend verschnitten (multipliziert). Für alle anderen Nutzungen wurden direkt die Auswirkungen bestimmt (Wasserkraft: Wirkmodell, restliche Nutzungen: Proxyindikatoren) und diese anschließend normiert.

Normierungsmethode und resultierende Einschränkungen

Die Normierung der Kennwerte hat das Ziel, unterschiedliche Größen miteinander vergleichbar zu machen, um sie rechnerisch verknüpfen zu können. Dabei werden die Größen zur Vereinheitlichung aller Maße und Skalen auf eine dimensionslose Skala zwischen 0 und 1 normiert. Höhere Werte stehen dabei jeweils für kritischere Zustände. Durch die Normierung sollen i.d.R. keine absoluten Stärken der Sensitivität, des Klimasignals oder der Auswirkung abgebildet werden, sondern relative Angaben und räumliche Muster (BUTH ET AL. 2015).

Im Idealfall kann der zur Normierung genutzte Wertebereich dabei anhand wissenschaftlich-objektiv ermittelter Schwellenwerte festgelegt werden (dies gilt sowohl für die Normierung von Signal und von Sensitivität als auch für die Normierung der Auswirkungen). Im Hinblick auf die Kennwerte maxD würde dies beispielsweise bedeuten, dass für jede Nutzung sowohl eine (Unter- oder Überschreitung-) Dauer bekannt ist, welcher die Auswirkung 1 (kritischer Zustand) zugeschrieben wird, als auch eine Dauer, welcher die Auswirkung 0 (optimaler Zustand) zugeschrieben wird.

Die Verfügbarkeit solcher festgelegter Schwellenwerte war in der vorliegenden Bearbeitung nicht gegeben. So existieren beispielsweise in der Oberflächengewässerverordnung zwar die Orientierungswerte der Fischartengemeinschaft-spezifischen Maximaltemperaturen, die Dauer oder Anzahl der maximal tolerablen Überschreitungen ist hingegen nicht festgelegt.

Das Fehlen solcher Werte ist ein allgemeines Problem und hängt mit der Schwierigkeit ihrer Ermittlung zusammen. Die Ermittlung der Werte kann im vorliegenden Kontext aus mehreren Gründen problematisch sein. Zum einen stellen viele der Schwellenwerte „summarische“ Parameter dar. So soll beispielsweise eine Fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur die Temperaturpräferenzen des gesamten Ökosystems hinsichtlich des guten ökologischen Zustands repräsentieren. Solche summarischen Parameter können nicht unter Laborbedingungen getestet werden. Konkrete Aussagen, beispielsweise zur Letalität, sind entsprechend schwer zu treffen.

Zum anderen kann zwar die Auswirkung eines einzelnen Einflussfaktors auf eine bestimmte Art unter Laborbedingungen bekannt sein, in einer natürlichen Umgebung spielen jedoch oft noch viele weitere Faktoren eine Rolle. So sollte es beispielsweise möglich sein, aus Experimenten eine eindeutige Spanne der Temperaturpräferenz der Flussperlmuschel zu bestimmen. Unter natürlichen Bedingungen beeinflussen aber weitere Faktoren wie z. B. die Fließgeschwindigkeit, das Redox-Potential und das Entwicklungsstadium der Muschel die Spanne der Temperaturpräferenz.

Da wissenschaftliche Schwellenwerte für die hier untersuchten Größen also nicht zur Verfügung standen, wurde auf eine Min-Max-Normierung gemäß UBA (BUTH ET AL. 2015) zurückgegriffen. Dabei wurde dem kleinsten auftretenden Wert die Auswirkung 0, dem größten auftretenden Wert die Auswirkung 1 zugewiesen.

Um die Übertragbarkeit der Vorgehensweise auf andere Landesteile Bayerns zu ermöglichen, wurden – soweit verfügbar – nicht nur die Ergebnisse dieser Studie zur Bestimmung des Normierungsbereichs hinzugezogen, sondern es wurden auch die Wertebereiche von bayernweit vorliegenden Auswertungen berücksichtigt. Solche landesweiten Auswertungen lagen jedoch nicht für alle Kennwerte vor.

Diese Abhängigkeit von der jeweils betrachteten räumlichen und zeitlichen Ausdehnung ist ein wichtiger Nachteil der Min-Max-Normierung. Eine nachträgliche, zusätzliche Berücksichtigung neuer Daten kann eine Anpassung des Normierungsbereichs und somit eine Neuberechnung bereits existierender Indikatorwerte erforderlich machen (OECD 2008).

Ein weiterer Nachteil der Normierungsmethode hat sich im weiteren Verlauf der Anwendung der UBA-Methode als extrem hinderlich erwiesen. Aufgrund der Nutzung der Min-Max-Normierung enthalten die Ergebnisse keine Informationen zu Stärke oder Kritikalität (also kritischen Relevanz) einer Klimawirkung. Es kann nämlich nicht implizit davon ausgegangen werden, dass der höchste auftretende Wert einen kritischen und der niedrigste auftretende Wert einen optimalen Zustand bezeichnet (BUTH ET AL. 2015).

Dies bedeutet auch, dass die normierten Auswirkungen für die einzelnen Nutzungen nicht in ihrer absoluten Ausprägung miteinander verglichen werden dürfen. Lediglich die relative räumliche Verteilung und die relativen Unterschiede zwischen den Szenarien für eine einzelne Auswirkung dürfen verglichen werden.

Die zur Normierung genutzten Wertebereiche sowie die Herkunft der Bereichsgrenzen sind in den folgenden Abschnitten je Nutzung zusammengefasst.

³ Proxyindikator in diesem Zusammenhang heißt, dass ein Indikator nicht direkt ermittelt werden kann (wie z. B. die Veränderung des Wasserstands der Teiche) und dass stattdessen eine Größe herangezogen wird, aus der der Indikator indirekt abgeleitet werden kann (hier: mehr Verdunstung führt zu einer Veränderung des Wasserstands in den Teichen).

Normierung Auswirkung auf Speicher

Für den Förmitzspeicher sollte der Kennwert SumD (Unterschreitungen) für den Wasserstand mit dem Grenzwert 517 m ü. NN in das Verfahren einfließen. Dieser Kennwert lag allerdings nur für den Förmitzspeicher vor und kann auch nicht direkt auf andere Standorte übertragen werden.

Entsprechend war auch die Ableitung eines Normierungsbereichs anhand einer Bandbreite von Ergebnissen nicht möglich, bzw. es stand nur die Bandbreite der verschiedenen Szenarien an einem Standort zur Verfügung. Es wurde entsprechend der langjährig mittleren Unterschreitungsdauer des Wasserstands im Förmitzspeicher der Normierungsbereich 0 (Auswirkung 0) bis 30 Tage (Auswirkung 1) festgelegt (vgl. Anlage C.9).

Es ist nicht bekannt, ob einer Unterschreitungsdauer von 30 Tagen tatsächlich eine Auswirkung von 1 zugeschrieben werden kann/soll. Es ist außerdem zu beachten, dass es sich bei den Dauern um langjährige Mittel handelt. In Einzeljahren können deutlich höhere Dauern und somit stärkere Auswirkungen auftreten. Dieser Hinweis trifft auch auf alle weiteren anhand der Min-Max-Normierung berechneten Indikatoren zu.

Da die Min-Max-Normierung auch keine Interpretation der Stärke der Auswirkungsindikatoren erlaubt, sondern nur die Interpretation relativer Unterschiede, ist die Aussagekraft eines nur punktuell zu bestimmenden Auswirkungsindikators sehr begrenzt. Hier kann nur der relative Unterschied zwischen den Szenarien betrachtet werden. Der Mehrwert eines Indikators im Vergleich zu den verfügbaren Absolutwerten bzw. Änderungssignalen für den Kennwert ist somit ebenfalls gering. Selbst wenn mehrere Speicher miteinander verglichen werden sollten, müsste zunächst für jeden Speicher individuell ein kritischer Wasserstand festgelegt werden. Der Aufwand für eine solche Anwendung ist im Vergleich zum zu erwartenden Informationszugewinn somit sehr hoch.

Normierung Auswirkung auf Abwasser

Zur Berücksichtigung der Auswirkung auf die Abwassereinleitung an der Kläranlage Hof wurden die Kennwerte maxD und SumD (Unterschreitungen) für den Schwellenwert 1 m³/s genutzt.

Für die Ableitung des Normierungsbereichs und die Interpretation des resultierenden Indikators gelten die gleichen Einschränkungen wie für die Auswertungen zum Förmitzspeicher. Somit wurde wieder auf das Min-Max-Kriterium zurückgegriffen. Es galt der Normierungsbereich von Auswirkung 0 = 0 Tage bis Auswirkung 1 = 110 Tage für maxD (bzw. bis 130 Tage für SumD) (vgl. Anlage D.1).

Normierung Auswirkung auf Gewässerökologie

In die Auswertung für die Gewässerökologie flossen die Kennwerte SumD und maxD (Überschreitungen) für die Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte ein sowie der SumD für die Unterschreitung des Abflusses MNQ. Es wurden jeweils die Absolutwerte (siehe auch Abschnitt „Auswahl der Kennwerte“) für diese Kennwerte in ihren jeweiligen Szenarienzeiträumen normiert.

Der zur Normierung der Temperaturüberschreitungen genutzte Wertebereich stammt aus einer bayernweiten Auswertung des Kennwerts maxD für die entsprechenden Temperaturen. Diese bayernweite Auswertung berücksichtigte den SumD nicht. Daher wurde der Wertebereich des SumD zur Normierung in Anlehnung an den Unterschied von SumD und maxD in den Pilotstudiengebieten angenähert. Dies erfolgte jeweils durch die Beaufschlagung der oberen Grenze des Wertebereichs für maxD mit +20 Tagen. Die oberen Grenzen der Normierungsbereiche für die unterschiedlichen Orientierungstemperaturen sind in Tab. 13 zusammengefasst.

Zur Normierung der Abflussunterschreitungen wurde die Spannweite aus der bayernweit vorliegenden Auswertung des Kennwerts SumD (Unterschreitung) für MNQ bestimmt. Grundlage war das aktuell

verfügbare Ensemble aus 11 Abflussprojektionen. Hier treten Unterschreitungen von über 330 Tagen auf. Als obere Grenze des Normierungsbereichs wurde daher aufgerundet und das theoretisch mögliche Maximum von 365 Tagen genutzt.

Auswertungen von maxD lagen nicht vor, hier wurde der Bereich entsprechend des Bereichs für SumD abzüglich 20 Tage (Abzug analog zur Beaufschlagung des Normierungsbereichs von maxD um 20 Tage zur Festlegung des Normierungsbereichs von SumD für Wassertemperatur), also 345 Tage, gewählt.

Die untere Grenze des Normierungsbereichs entspricht jeweils 0 Tagen, das heißt einer Über- oder Unterschreitung von 0 Tagen wurde die Auswirkung 0 zugeordnet.

	Maximum [Tage]	
	maxD	SumD
20.0 °C	95	115
21.5 °C	85	105
23.0 °C	80	100
25.0 °C	75	95

Tab. 13:
Maximum des zur Normierung von SumD und maxD (Überschreitung) für die Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte genutzten Bereichs

Normierung Auswirkung auf Flussperlmuschel

In die Auswertung für die Flussperlmuschel ging der Kennwert SumD (Überschreitungen) für 19 °C und 25 °C sowie SumD (Unterschreitungen) für einen Abfluss entsprechend dem MNQ ein.

Ebenso wie für die Gewässerökologie-Auswertungen wurde mit einer Beaufschlagung der Regionalisierung für den Ist-Zustand mit den absoluten Änderungssignalen gearbeitet.

Der Normierungsbereich für diese Kennwerte wurde anhand des innerhalb der Flussperlmuschelgewässer auftretenden Wertebereichs festgelegt. Daraus resultierte ein Normierungsbereich für 25 °C von 0 bis 9,5 Tagen (vgl. Anlage E.6), für 19 °C von 0 bis 75,5 Tagen (vgl. Anlage E.8 und E.10).

Alternativ hätten auch die (aus gesamt-bayerischen Werten abgeleiteten) Normierungsbereiche für die jeweiligen Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungstemperaturen übernommen werden können. In den Flussperlmuschelgewässern ist jedoch mit anderen Temperaturverhältnissen zu rechnen als in der Gesamtheit der bayerischen Gewässer. Somit kommt einer Überschreitung von z.B. 19 °C in den Flussperlmuschelgewässern eine höhere Relevanz zu wie der Überschreitung der gleichen Temperaturschwelle in anderen Gewässern. Daher wurde dieses Vorgehen nicht verfolgt.

Würde beispielsweise der gesamt-bayerische Wertebereich für 19 °C genutzt, so hätten sich aufgrund des großen Normierungsbereichs somit z. B. sehr geringe Indikatorwerte für die Kennwerte für 19 °C in den Flussperlmuschelgewässern ergeben und die Kritikalität der Kennwerte für 19 °C wäre daraus nicht deutlich geworden. Daher wurden diese Werte nicht herangezogen, sondern mit den innerhalb der ausgewerteten Gewässer auftretenden Werten gearbeitet.

Die Auswahl dieser Wertebereiche verdeutlicht somit noch einmal die oben beschriebene Problematik, die sich aus der normativen Festlegung des Normierungsbereichs ergibt.

Das Vorgehen für SumD (Unterschreitung) des MNQ entspricht dem für diesen Kennwert für die Gewässerökologie beschriebenen Vorgehen.

Normierung Auswirkung auf Teichbewirtschaftung

In die Berechnung der Auswirkungen für die Teichbewirtschaftung gingen die mittlere Verdunstung für das Sommerhalbjahr als Signal sowie der Anteil der Teichflächen am jeweiligen Gesamtgebiet als Sensitivität ein. Beide Größen wurden jeweils als Mittelwert für die Zwischeneinzugsgebiete der Pegel genutzt.

Für die Verdunstung wurden die Werte der Messdatensimulation mit dem prozentualen Änderungssignal der Szenarien beaufschlagt. Die Flächenanteile der Teiche wurden im GIS aus den Shapedateien der Pegelzugsgebiete im WHM und der Shapedatei der stehenden Gewässer berechnet. Das Shapefile der stehenden Gewässer beinhaltet nicht nur Fischteiche, sondern auch andere Gewässerflächen wie z. B. Seen. Einige große Gewässer konnten vom LfU als nicht relevant für die Teichbewirtschaftung identifiziert werden. Eine detaillierte Überarbeitung des Shapefiles war aber nicht möglich, sodass insgesamt eine Überschätzung der Teichflächen vorliegt.

Der Normierungsbereich ermittelte sich für jeden Pegelstandort aus dem zugehörigen Verdunstungsmittel der Messdatensimulation (Signal 0) und diesem Wert mal 1,5 (Signal 1). Die Datengrundlage für die Festlegung dieses Aufschlags von 50 % stammt vom LfU und resultiert aus Stichproben der bayernweiten Verdunstungsergebnisse der Projektion 2 (Hadley Q3) für Standorte mit extremen Niedrigwasserabflusssignalen.

Der Normierungsbereich der Teichanteile reicht von 0 (0 Sensitivität) bis zum maximalen im Naabgebiet auftretenden Wert (aufgerundet auf 5 %). Da die Teichwirtschaft in einigen Gebieten des Naabgebiets von sehr großer Bedeutung ist, ist davon auszugehen, dass die Teichanteile auch in anderen Gebieten Bayerns nicht höher sind und der Normierungsbereich prinzipiell eine Übertragung auf andere Gebiete erlaubt. Allerdings können bei der Betrachtung deutlich kleinerer Gebiete (z. B. einzelne Teichketten) auch höhere Anteile auftreten. Dann müsste der Normierungsbereich erneut angepasst werden, um die Vergleichbarkeit zu erhalten.

Normierung Auswirkung auf Wasserkraft

Zur Auswertung der Wasserkraft wird die mittlere Leistung pro Kraftwerk und Szenario anhand des in Kap. 5.5.2 erläuterten Wirkmodells berechnet.

Der Normierungsbereich wurde für jedes Kraftwerk individuell festgelegt. Dabei entsprach die Produktion des Ist-Zustands der Auswirkung 0 und die Produktion 0 der Auswirkung 1. Traten im Vergleich zum Ist-Zustand Produktionszunahmen auf, so nahm der Auswirkungsindikator negative Werte an. Die resultierenden Auswirkungsindikatoren der Kraftwerke innerhalb eines Pegelzugsgebiets wurden dann für jedes Szenario arithmetisch gemittelt. Entsprechend wurde einer starken Auswirkung auf ein kleines Kraftwerk die gleiche Relevanz zugemessen wie einer gleichstarken Auswirkung auf ein leistungsstarkes Kraftwerk.

Als zweiter Indikator für mögliche Auswirkungen auf die Wasserkraft wurde der Kennwert SumD (Unterschreitung) für den Schwellenwert MNQ genutzt. Es wurde hier vereinfachend angenommen, dass der MNQ jeweils der Restwassermenge entspricht. Somit gab der SumD für MNQ an, an wie vielen Tagen der Abfluss im Gewässer die Restwassermenge unterschreitet und somit keine Energieproduktion stattfinden kann. Dieser Indikator ist identisch mit dem für die Auswirkungen auf die Gewässerökologie genutzten Indikator.

9.3 Aggregierung der Auswirkungsindikatoren

Räumlicher Bezug

Die Auswirkungen für die verschiedenen Nutzungen beziehen sich auf unterschiedliche räumliche Einheiten. Zumeist sind die Ergebnisse repräsentativ für die Fläche eines Pegelzwischenzugsgebiets (siehe auch Kap. 4.4). Doch auch innerhalb dieser Gruppe gibt es im Einzelnen signifikante Unterschiede im Raumbezug. Während sich die beispielsweise die Auswirkungen für die Teichwirtschaft tatsächlich auf die gesamte Fläche des Einzugsgebiets bezieht, hat der aus SumD für den Abfluss mit dem Schwellenwert MNQ abgeleitete Indikator nur für die Gewässerstrecken im Einzugsgebiet eine Bedeutung.

Die Ergebnisse, die sich auf die Wassertemperatur beziehen, gelten ebenfalls nur für die Gewässerabschnitte. Allerdings ist hier die räumliche Unterteilung durch die zugrundeliegende Regionalisierung (Angabe für Knotenpunkte im Gewässerverlauf) höher.

Im auf die „einfache“ Indikatorenableitung folgenden Schritt sollten zusammengesetzte Indikatoren für verschiedene Nutzungen erstellt werden (siehe auch ff. Kapitel). Dabei wurden ggf. verschiedene Parametertypen (z. B. Wassertemperatur und Abfluss) miteinander verschnitten, die unterschiedliche Raumbezüge haben. Daher sollte – sofern notwendig – eine Vereinheitlichung des Raumbezugs stattfinden. Für die Gewässerökologie wurden dazu die Ergebnisse für die Wassertemperaturknoten pro (Abfluss-)Pegelzwischenzugsgebiet gemittelt.

Für die Erstellung eines zusammengesetzten Indikators für die Flussperlmuschelbestände wurde hingegen vereinfachend davon ausgegangen, dass die Abflussindikatoren für die Pegel Rehau und Kautendorf jeweils für alle Gewässerknoten innerhalb ihres Einzugsgebiets gelten. Es fand also keine Mittelung statt. Damit konnte die höhere räumliche Auflösung der Wassertemperaturindikatoren für diese räumlich eingegrenzte Nutzung beibehalten werden.

Die berechneten Ergebnisse für den Förmitzspeicher und die Abwassereinleitung sind punktuell vorliegende Informationen, die auch nicht direkt auf andere Orte übertragen werden können. Da der Sinn der Indikatoren hauptsächlich in der Betrachtung relativer (räumlicher) Unterschiede liegt, wurde auf eine weitere Verwendung, Aggregierung und Darstellung der Ergebnisse für diese beiden Nutzungen Speicherbewirtschaftung und Abwassereinleitung verzichtet. Eine weitere sinnvolle Nutzung der Daten wäre erst dann möglich, wenn Informationen zu vergleichbaren Speichern oder Einleitungsstellen vorliegen und entsprechend Vergleiche angestellt werden sollen, in welchen relative Unterschiede eine Aussagekraft haben.

Nutzungsspezifische Aggregierung

Im UBA-Verfahren wurden nach der Normierung der einzelnen Indikatoren zusätzlich aggregierte Indikatoren für verschiedene Nutzungen gebildet (siehe auch Abb. 34). Die Nutzung von aggregierten Indikatoren bietet prinzipiell viele Vorteile. So können z. B. komplexe, multi-dimensionale Informationen in einfacher Form dargestellt werden. Gleichzeitig wird die gesamte verfügbare Information zu Erstellung genutzt. Dies kann vielschichtige Ergebnisse leichter interpretierbar machen und eine Entscheidungsgrundlage darstellen (OECD 2008).

Damit diese Vorteile zum Tragen kommen, muss allerdings die Ableitung der Indikatoren transparent und nachvollziehbar sein. Normative Entscheidungen wie die Auswahl der einfließenden Indikatoren und eine Gewichtung einzelner Indikatoren müssen klar kommuniziert werden und können trotzdem strittig sein.

Im vorliegenden Kontext hatte sich bereits in den Vorarbeiten gezeigt, dass die Min-Max-Normierungsmethode eine relevante Einschränkung der Aussagekraft der einzelnen Indikatoren mit sich bringt. Da durch die Normierung die absoluten Werte einzelner Indikatoren beeinflusst werden, werden die Indikatoren gleichzeitig auch einer Art ungewollter Gewichtung im Vergleich zueinander unterzogen. Eine anschließende Aggregation ist somit automatisch ebenfalls stark durch den Normierungsbereich jedes einzelnen Indikators beeinflusst.

Dieser ungewollten Gewichtung durch die Wahl des Normierungsbereichs kann durch eine gezielte Gewichtung während der Aggregation verändert werden. Es ist aber festzuhalten, dass auch diese bewusste Gewichtung immer einen normativen Eingriff darstellt, der die subjektive Relevanz der einzelnen Indikatoren festlegt. Auch kann die unmittelbare Nachvollziehbarkeit und Transparenz des Ergebnisses durch eine zweimalige „Gewichtung“ eingeschränkt werden.

Trotz der genannten Einschränkungen wurden hier exemplarisch zusammengesetzte Indikatoren aus den verfügbaren Indikatoren für alle Nutzungen außer Speicherbewirtschaftung und Abwassereinleitung berechnet. Diese Indikatoren sollen eher im Hinblick auf die verwendete Methode als Diskussionsgrundlage genutzt, denn als absolute Ergebnisse betrachtet werden.

Die Vorgehensweise zur Berechnung der zusammengesetzten Indikatoren wird in den folgenden Abschnitten nutzungsspezifisch erläutert. Die der Kombination zugrundeliegenden Einzelindikatoren entsprechen den in Kap. 9.2 erläuterten.

Gewässerökologie

Der zusammengesetzte Indikator für die Gewässerökologie basiert auf den folgenden Einzelindikatoren: SumD für Fischartengemeinschaft-spezifische Wassertemperatur, maxD für Fischartengemeinschaft-spezifische Wassertemperatur und SumD für MNQ.

Zunächst wurden die Wassertemperaturergebnisse getrennt für SumD und maxD und jedes Szenario für alle Gewässerknoten innerhalb eines Pegelzweischeneinzugsgebiets gemittelt. Dann wurde für jedes Szenario und jedes Zwischeneinzugsgebiet eine erneute Mittelung der beiden Indikatoren SumD und maxD durchgeführt. Anschließend wurden der so erhaltene kombinierte Wassertemperaturindikator für jedes Zwischeneinzugsgebiet und jedes Szenario und der zugehörige Abflussindikator SumD für MNQ addiert. Der durch die Addition entstandene kombinierte Indikator wurde anschließend anhand des auftretenden Wertebereichs normiert, sodass die Indikatorwerte für alle Szenarien und alle Pegelzweischeneinzugsgebiete insgesamt den Wertebereich 0 bis 1 abdeckten. Ein Beispiel zur Berechnung eines solchen Indikators findet sich in Abb. 35.

Die Projektionen für Abfluss und Wassertemperatur waren nicht identisch (siehe auch Kap. 4.2). Allerdings wurde jeweils eine Worst-Case-Projektion (jeweils Projektion 1) und eine moderate Projektion (jeweils Projektion 2) betrachtet. Bei der Kombination von Abfluss- und Wassertemperaturindikatoren wurde jeweils der Indikator für einen Zeitraum von Projektion 1 für die Abflusssimulation mit dem Indikator für den gleichen Zeitraum von Projektion 1 der Wassertemperatursimulation kombiniert (analoges Vorgehen für Projektion 2). Somit wurde im Falle der Projektion 1 das Worst-Case-Abflussszenario mit dem Worst-Case-Temperaturzenario kombiniert. Der KLIWA-Stresstest wurde nicht berücksichtigt, da kein Stresstestszenario für die Wassertemperatur vorlag.

Berechnungsbeispiel Gewässerökologie

1. Mittelung von $\max D_{WT}$ aller WT-Knoten innerhalb eines Pegelzwischen-einzugsgebiet:
 $\max D_{WT,1} = 0,6$; $\max D_{WT,2} = 0,7$
 $\max D_{WT} = 0,65$
2. Mittelung von $\text{Sum} D_{WT}$ aller WT-Knoten innerhalb eines Pegelzwischen-einzugsgebiet:
 $\text{Sum} D_{WT,1} = 0,7$; $\text{Sum} D_{WT,2} = 0,8$
 $\text{Sum} D_{WT} = 0,75$
3. Mittelung von $\text{Sum} D_{WT}$ und $\max D_{WT}$ pro Pegelzwischen-einzugsgebiet:
 $\max D_{WT} = 0,65$; $\text{Sum} D_{WT} = 0,75$
 $\text{Ind}_{WT} = 0,7$
4. Addition von Ind_{WT} und $\text{Sum} D_Q$ pro Pegelzwischen-einzugsgebiet:
 $\text{Ind}_{WT} = 0,7$; $\text{Sum} D_Q = 0,5$
 $\text{Ind}_{\text{öko, abs}} = 1,2$
5. Normierung auf den Wertebereich 0 bis 1:
 $\text{Ind}_{\text{öko, abs}} = 1,2$; Min-Max-Bereich: 0-2
 $\text{Ind}_{\text{öko}} = 0,6$

Abb. 35: Abfolge von Berechnungsschritten für den zusammengesetzten Indikator für die Gewässerökologie mit Zahlenbeispielen

Flussperlmuschel

In den Indikator für die Flussperlmuschel sind folgende Einzelindikatoren eingeflossen: $\text{Sum} D$ und $\max D$ für 25 °C und 19 °C.

Diese Indikatoren wurden, abweichend von den Indikatoren für die Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte, nur anhand des innerhalb der Flussperlmuschel-Gewässer auftretenden Wertebereichs normiert und nicht anhand der bayernweit auftretenden Werte (siehe oben). Es wurde zunächst für den Knotenpunkt und jedes Szenario ein Mittelwert für jeden Kennwert ($\text{Sum} D$ und $\max D$) aus den Ergebnissen für 19 °C und 25 °C gebildet, anschließend dann die Werte für $\text{Sum} D$ und $\max D$ gemittelt. Die Werte dieses kombinierten Wassertemperaturindikators wurden darauf folgend mit dem Indikator $\text{Sum} D$ für MNQ addiert. Dabei wurde für alle Knotenpunkte je nach Lage der Abflussindikatoren des Pegel Kautendorf oder des Pegels Rehau genutzt. Ein Beispiel zur Berechnung eines solchen Indikators findet sich in Abb. 36.

Die Kombination von Abfluss- und Temperaturprojektion fand wie im vorherigen Abschnitt für die Gewässerökologie beschrieben statt.

Der resultierende kombinierte Indikator wurde dann so normiert, dass die auftretenden Werte den Wertebereich von 0 bis 1 abdecken.

Berechnungsbeispiel Flussperlmuschel

1. Mittelung von $\max D_{WT}$ für 21,5°C und $\max D_{WT}$ für 19°C pro WT-Knoten:
 $\max D_{WT,21,5} = 0,3$; $\max D_{WT,19,0} = 0,6$
 $\max D_{WT} = 0,45$
2. Mittelung von $\text{Sum}D_{WT}$ für 21,5°C und $\text{Sum}D_{WT}$ für 19°C pro WT-Knoten:
 $\text{Sum}D_{WT,21,5} = 0,4$; $\text{Sum}D_{WT,19,0} = 0,7$
 $\text{Sum}D_{WT} = 0,55$
3. Mittelung von $\text{Sum}D_{WT}$ und $\max D_{WT}$ pro WT-Knoten:
 $\max D_{WT} = 0,45$; $\text{Sum}D_{WT} = 0,55$
 $\text{Ind}_{WT} = 0,5$
4. Addition von Ind_{WT} des WT-Knotens und $\text{Sum}D_Q$ des zugehörigen Pegelzwiseheneinzugsgebiet:
 $\text{Ind}_{WT} = 0,5$; $\text{Sum}D_Q = 0,3$
 $\text{Ind}_{FPM, abs} = 0,8$
5. Normierung aller Indikatoren auf den Wertebereich 0 bis 1:
 $\text{Ind}_{FPM, abs} = 0,8$; Min-Max-Bereich: 0-1,6
 $\text{Ind}_{FPM} = 0,5$

Abb. 36: Abfolge von Berechnungsschritten für den zusammengesetzten Indikator für die Flussperlmuschel mit Zahlenbeispielen

Teichwirtschaft

Es fand keine Aggregation von mehreren Auswirkungsindikatoren und keine schlussendliche Normierung auf den Wertebereich zwischen 0 und 1 statt.

Wasserkraft

Der Indikator für die Wasserkraft besteht aus dem Produktionsindikator und dem Indikator $\text{Sum}D$ für MNQ. Die beiden Indikatoren wurden pro Zwiseheneinzugsgebiet und Szenario addiert. Der resultierende kombinierte Indikator wurde dann so normiert, dass die resultierenden Werte den Wertebereich von 0 bis 1 abdecken.

9.4 Ergebnisse – Aggregierte Auswirkungsindikatoren

Die Ergebnisdarstellung der aggregierten Indikatoren findet sich in Anlage O.6 bis O.11. Aus den oben beschriebenen Gründen findet für die Speicherbewirtschaftung und die Abwassereinleitung keine Ergebnisdarstellung und Beschreibung statt.

Gewässerökologie

Der Indikator für die Gewässerökologie macht im Saalegebiet vor allem die Steigerung der Auswirkungen in Projektion 1 mit zunehmendem Zeithorizont deutlich (Anlage O.6). Diese Steigerung führt in der fernen Zukunft an den Pegeln im Südosten des Gebiets (Fahrenbühl, Rehau und Oberkotzau) zu etwas deutlicheren Auswirkungen als an den restlichen Pegeln. In Projektion 2 ist diese Zunahme der Auswirkungen mit dem Zeithorizont im Vergleich zu Projektion 1 flächendeckend sehr moderat ausgeprägt. Auch hier fallen aber in der fernen Zukunft die Pegel Fahrenbühl und Rehau mit etwas stärkeren Auswirkungen als die anderen Pegel auf.

Im nördlichen Teil des Naabgebiets sind die Auswirkungen auf die Gewässerökologie in den verschiedenen Szenarien in etwa mit den Auswirkungen im Saalegebiet vergleichbar (Anlage O.7). Im südlichen Teil des Naabgebiets sind die Auswirkungen in allen Zeiträumen von Projektion 1 deutlicher

ausgeprägter als im Saalegebiet. Dies ist teilweise auf die relativ hohen Werte von SumD für MNQ zurückzuführen (siehe auch Anlage J.8, z. B. Pegel Schmidmühlen). Im südlichen Naabgebiet treten aber auch an einzelnen Gewässerabschnitten deutlich höhere Werte für die Kennwerte SumD und maxD für die Wassertemperatur auf (siehe auch Anlage J.6 und J.7), als im Saalegebiet.

In Projektion 2 sind die Auswirkungen durchweg geringer als in Projektion 1. Die stärksten Auswirkungen in Projektion 2 resultieren für den Abfluss des Eixendorfer Sees. Hier sollte jedoch die Berücksichtigung des Eixendorfer Sees in der Wassertemperatur-Regionalisierung überprüft werden, bevor endgültige Schlüsse gezogen werden.

Flussperlmuschel

Der Auswirkungsindikator für die Flussperlmuschelbestände zeigt eine räumliche Verteilung der Auswirkungen, die in beiden Projektionen ähnlich ist (Anlage O.8). Die absolute Ausprägung der Auswirkungen ist in Projektion 1 jedoch flächendeckend stärker. Die Bäche im Oberlauf der Südlichen Regnitz (Zinnbach, Rokytnice, Wolfsbach) und der Höllbach sind am wenigsten betroffen. An den Unterliegerpegeln an der Südlichen Regnitz sind die Auswirkungen etwas ausgeprägter und der Perlenbach weist die stärksten Auswirkungen auf. Hier ist also zum einen die räumliche Verteilung der Wassertemperaturkennwerte zu erkennen (siehe auch E.6, E.7, E.10, E.11). Zum anderen werden die höheren Werte des kombinierten Indikators im Einzugsgebiet des Pegels Rehau auch dadurch bedingt, dass der Abflussindikator für den Pegel Rehau höhere Werte aufweist, als für den Pegel Kautendorf. Wie bereits in Kap. 5.4 beschrieben, sollten zur Plausibilisierung der räumlichen Verteilung der Wassertemperatur die Einflussfaktoren der Wassertemperatur-Regionalisierung an den betroffenen Gewässern recherchiert werden.

Teichwirtschaft

Der Indikator für die Teichwirtschaft weist auf zwei Einzugsgebiete hin, für welche etwas stärkere Auswirkungen berechnet werden als für die anderen Gebiete (Anlage O.9). Dies sind die Einzugsgebiete im Norden des Naabgebiets, nämlich die Teileinzugsgebiete der Pegel Wildenau und Windischeschenbach. Die stärkeren Auswirkungen sind hier auf die hohen Teichanteile zurückzuführen. Für die restlichen Einzugsgebiete im Naabgebiet kann anhand des aggregierten Indikators keine weitere Aussage zu relativen Unterschieden getroffen werden.

Das Vorgehen zur Ableitung des Indikators für die Teichwirtschaft unterscheidet sich etwas vom Vorgehen für die Ableitung der anderen Indikatoren. An dieser Stelle ist noch einmal anzumerken, dass die aufgrund dieser Vorgehensweise insgesamt geringeren Werte für diesen Indikator nicht bedeuten, dass die Teichwirtschaft im Vergleich zu anderen Nutzungen von geringeren Auswirkungen betroffen ist (siehe auch Kap. 9.2).

Wasserkraft

Der Auswirkungsindikator für die Wasserkraft ist der einzige Indikator, der auch negative Werte – das heißt positive Auswirkungen – aufweist.

Im Saalegebiet ist hiervon nur der Pegel Moschendorf in der nahen Zukunft von Projektion 2 betroffen (Anlage O.10). Hierbei ist zu beachten, dass dem Wirkmodell in diesem Einzugsgebiet nur ein Kraftwerk zugrunde liegt. In den Einzugsgebieten der Pegel Fahrenbühl (ebenfalls nur ein Kraftwerk), Oberkotzau und Hölle sind die Auswirkungen in allen Szenarien gering. In den Einzugsgebieten der Pegel Hof und Kautendorf treten in Projektion 1 (vor allem ferne Zukunft) etwas stärkere Auswirkungen auf. In den Einzugsgebieten der Pegel Moschendorf und Rehau (beide nur ein Kraftwerk im Wirkmodell) sind die Auswirkungen in Projektion 1 noch einmal deutlicher ausgeprägt.

Auch in der mittleren und fernen Zukunft von Projektion 2 und im KLIWA-Stresstest treten an diesen beiden Pegeln deutlichere Auswirkungen als an anderen Pegeln auf.

Im Naabgebiet (Anlage N.11) zeigen sich positive Auswirkungen in Projektion 2 vor allem an den Pegeln im Süden. Zusätzlich weisen die Pegel Wildenau, Windischeschenbach und Unterköblitz teilweise positive Auswirkungen auf (alle Pegel nur in Projektion 2). Positive Auswirkungen können aufgrund der Berechnungsmethode nur durch den Produktionsindikator bedingt sein. Von den negativsten Auswirkungen sind die Pegel Warnbach, Trausnitz, Böhmischbrück und Windischeschenbach in Projektion 1 betroffen. Ergebnisse zum Pegel Vilseck werden in Absprache mit dem WWA Weiden nicht gezeigt.

Die Werte des Produktionsindikators sind räumlich stark variabel und von den Eigenschaften und der Anzahl der Kraftwerke abhängig. Daher ist auch der jeweilige relative Anteil der beiden Teilindikatoren am Gesamtindikator räumlich variabel.

9.5 Anpassungskapazität und Vulnerabilität gemäß dem Netzwerk Vulnerabilität

Das quantitative Verfahren des Netzwerks Vulnerabilität, welches zu Anwendung in dieser Pilotstudie durch den LfU bereits teilweise auf die Erfordernisse der vorliegenden Bearbeitung angepasst wurde, lässt sich theoretisch noch einige Schritte weiterführen. In weiteren Schritten könnten Anpassungsindikatoren quantifiziert und normiert werden. Die Anpassungsindikatoren würden anschließend von den bestimmten Auswirkungsindikatoren subtrahiert. So ergibt sich die verbleibende Vulnerabilität (vgl. Abb. 34). Im folgenden Abschnitt wird die Anwendbarkeit dieser weiteren Quantifizierungsschritte innerhalb der Pilotstudie diskutiert.

Die Autoren des Netzwerks Vulnerabilität empfehlen diese Quantifizierung für die allgemeine (generische, sektorunabhängige) Anpassungskapazität. Hier können soziale, administrative und wirtschaftliche Indikatoren quantifiziert werden. Entsprechende Informationen sind auch in der Deutschen Anpassungsstrategie DAS (UBA 2015) enthalten.

Ziel der vorliegenden Studie ist jedoch, die Anpassungsmöglichkeiten spezifisch für die bearbeiteten Nutzungen zu untersuchen. Solche nutzungsspezifischen Anpassungsmöglichkeiten können von einer Vielzahl an Faktoren abhängig sein (BUTH ET AL. 2015). Diese lassen sich durch Indikatoren schwer abbilden und sollten stattdessen im Dialog mit Experten der jeweiligen Nutzung erfasst werden. Die resultierende Vulnerabilität kann dann nur verbal-qualitativ eingeschätzt werden.

Selbst wenn eine quantitative Erfassung der Anpassungskapazität erfolgt, sollte diese laut Empfehlung des Netzwerks Vulnerabilität – wenn möglich – getrennt von den Auswirkungen kommuniziert werden (keine Verrechnung). Wird nämlich der Schluss gezogen, dass eine hohe Anpassungskapazität automatisch zu einer geringen Vulnerabilität führt, so könnte daraus ggf. fälschlicherweise geschlossen werden, dass kein Handlungsbedarf besteht. Dies ist insofern nicht zutreffend, als dass das reine Vorhandensein der Anpassungskapazität nicht automatisch zu einer Umsetzung der Maßnahmen führt (BUTH ET AL. 2015).

Im vorliegenden Fall wurde daher auf die Quantifizierung der Anpassungskapazität und der resultierenden Vulnerabilität verzichtet. Es fand somit keine Unterscheidung zwischen szenarienbasiertem, qualitativem und quantitativem Verfahren mehr statt. Stattdessen wurden mögliche Anpassungsmaßnahmen aus relevanter Literatur zusammengetragen und durch die beteiligten regionalen Experten bewertet (Teil D).

10 Folgerungen aus der Anwendung der quantitativen Methode

Die folgenden Aussagen beziehen sich nur auf die Anwendung des quantitativen Verfahrens, wie in den beiden vorangegangenen Kapiteln beschrieben, nicht generell auf die dafür notwendige szenariobasierten Datengrundlage aus Teil B.

Im Hinblick auf die vorgegebenen Kennwerte, welche in das Verfahren einfließen sollten, hat sich gezeigt, dass die Definition des Auswirkungsindikators als Produkt aus Signal und Sensitivität zu restriktiv ist. Ein Vorgehen nach dieser Vorgabe wäre theoretisch möglich gewesen, hätte aber nicht alle verfügbaren Informationen genutzt (siehe Kap. 9.2).

Übertragbarkeit

Ein Hauptziel des LfU bei der Anwendung von Auswirkungsindikatoren ist die Identifizierung von räumlichen Unterschieden und somit die Identifizierung von möglichen Hot-Spots. Daher sollte die Übertragbarkeit der gewählten Methodik zur Ableitung der Indikatoren auf andere Gebiete innerhalb Bayerns bzw. auf die gesamte Landesfläche gewährleistet sein. Auch die Möglichkeit einer nachträglichen Berücksichtigung zusätzlicher Szenarien war wünschenswert.

Die Übertragung der Normierungen auf andere Gebiete mit neuen Datengrundlagen ist nicht ohne weiteres umsetzbar. Der Normierungsbereich kann sich je nach Datengrundlage verändern und somit kann eine Neuberechnung der Indikatorwerte notwendig werden. Somit ist das zur Normierung gewählte Min-Max-Verfahren nicht sehr gut zur Übertragung auf neue Datengrundlagen geeignet.

In Bayern liegen allerdings für viele Kennwerte, die innerhalb dieser Studie als Grundlage für Indikatoren genutzt wurden, schon vielfältige Auswertungen (Vielzahl an Pegeln und Szenarien) vor. Diese erlauben, den Normierungsbereich für viele der betroffenen Indikatoren bereits bei Betrachtung ausgewählter Gebiete und Szenarien so zu wählen, dass die spätere Übertragbarkeit ohne Neuberechnung gewährleistet ist. Nichtsdestotrotz hängt diese Übertragbarkeit sowohl stark von diesen bereits verfügbaren Auswertungen ab, als auch von der per Indikator abzubildenden Fragestellung. Wie in Kap. 9.2 dargelegt, ist die Übertragbarkeit somit nicht für jeden beliebigen Indikator gewährleistet.

In Einzelfällen kann die Nutzung eines Normierungsbereichs, der eine gute Übertragbarkeit erlaubt, die kleinräumige Interpretierbarkeit des Indikators erschweren. Dies ist der Fall, wenn der Normierungsbereich im Vergleich zu den zu interpretierenden, kleinräumigen Unterschieden sehr groß ist. Dies kann z. B. der Fall sein, wenn ein Indikator für eine Vielzahl an heterogenen Szenarien betrachtet wird und die Unterschiede zwischen den Szenarien so groß sind, dass räumliche Unterschiede des Indikators innerhalb eines Szenarios dadurch nur noch bedingt erkennbar sind. Ein weiteres Beispiel wäre die Festlegung des Normierungsbereichs anhand eines großen oder mehrerer heterogener Gebiete und die anschließende Interpretation räumlicher Unterschiede in einem kleineren Teilgebiet. Ein Beispiel hierfür stellt der zusammengesetzte Indikator für die Gewässerökologie im Saalegebiet (Anlage O.6) dar. Der Normierungsbereich wurde für Saale- und Naabgebiet gemeinsam festgelegt. Im Saalegebiet erreicht der Indikator nur einen Maximalwert zwischen 0,5 und 0,6, die unmittelbare, visuelle Identifikation von räumlichen Unterschieden wird durch den kleinen Wertebereich erschwert.

In einigen Fällen ist auch davon auszugehen, dass der Normierungsbereich sich in Abhängigkeit von der betrachteten räumlichen Einheit verändert. So wird in der vorliegenden Bearbeitung z. B. der relative Anteil der Teichfläche an den Pegelzwischenzugsgebieten berücksichtigt. Hierfür kann für die vorliegenden Gebiete ein Normierungsbereich abgeschätzt werden. Sofern die Datengrundlage gegeben ist, könnte diese Abschätzung auch für die gesamte Landesfläche von Bayern erfolgen.

Sollen anstatt der Pegelzweischeneinzugsgebiete aber kleinere räumliche Einheiten betrachtet werden, in denen sich eine Teichkette befindet, z. B. das Einzugsgebiet eines sehr kleinen Gewässers wie das des Furthbachs, so kann der relative Anteil der Teiche sehr groß werden und das Maximum des in der Studie genutzten Normierungsbereichs übersteigen.

Allerdings sollte auch festgehalten werden, dass bei verfügbarer Datengrundlage die Berücksichtigung eines veränderten Normierungsbereichs eine recht übersichtliche Aufgabe darstellt. Nachteile können eher dann entstehen, wenn frühere Ergebnisse schon publik gemacht wurden und sich durch eine Nachrechnung noch einmal verändern.

Einschränkungen durch das Min-Max-Normierungsverfahren

Die weiteren Einschränkungen, die sich aus der Nutzung der Min-Max-Normierung ergeben, sind in Kap. 9.2 beschrieben. Da diese Einschränkungen aber als entscheidend für die Anwendbarkeit des UBA-Verfahrens in der hier beabsichtigten Form eingeschätzt werden, werden sie hier noch einmal kurz zusammengefasst.

Aufgrund der Nutzung der Min-Max-Normierung enthalten die Auswirkungsindikatoren keine Informationen zu Stärke oder Kritikalität einer Klimawirkung. Es kann nämlich nicht implizit davon ausgegangen werden, dass der höchste auftretende Wert einen kritischen und der niedrigste auftretende Wert einen optimalen Zustand bezeichnen. Dies bedeutet auch, dass die normierten Auswirkungen für die einzelnen Nutzungen nicht in ihrer absoluten Ausprägung miteinander verglichen werden dürfen. Lediglich die relative räumliche Verteilung und die relativen Unterschiede zwischen den Projektionen für eine einzelne Auswirkung dürfen verglichen werden. Auch muss vor einer eventuellen Verrechnung (Aggregation) verschiedener Auswirkungsindikatoren eine normative Festlegung erfolgen, welches Gewicht jedem einzelnen Indikator zugeschrieben werden soll. Diese normative Festlegung stößt allerdings bei den vorliegenden Fragestellungen an die gleichen Grenzen, wie die Nutzung wissenschaftlich-objektiv ermittelter Schwellenwerte zur Normierung.

Die hier durchgeführte Aggregation von Indikatoren pro Nutzung stellt lediglich eine exemplarische Anwendung dar. Bei der Durchführung der Aggregation wurde die beschriebene Schwierigkeit der Gewichtung bzw. vergleichbarer Kritikalitäten deutlich. Letztlich stellt die gewählte Aggregation nur eine von vielen möglichen Versionen dar und beruht auf dem subjektiven Empfinden der Beteiligten. Die erzielten Ergebnisse können sich in Abhängigkeit vom Vorgehen bei der Aggregation (Gewichtung) stark verändern.

Dadurch wird noch einmal verdeutlicht, dass auch das als quantitative Methode bezeichnete Verfahren nicht ohne qualitative Eingriffe anwendbar ist. Dies beginnt in der zugrundeliegenden szenarienbasierten Methode bei der Auswahl der zu betrachtenden Szenarien und der Kennwertauswahl und setzt sich in der Festlegung der Kritikalität einzelner Auswirkungen durch die Bestimmung des Normierungsbereichs oder durch die Gewichtung eines Indikators im Vergleich zu anderen Indikatoren fort.

Anwendbarkeit

Die Weiterführung des Verfahrens des Netzwerks Vulnerabilität bis zur Quantifizierung der Vulnerabilität wurde aufgrund der aufgezählten methodischen Einschränkungen im vorliegenden Fall weder vom LfU noch vom Auftragnehmer als sinnvoll erachtet.

Insgesamt scheint im Hinblick auf Fragestellungen, die den in der vorliegenden Pilotstudie bearbeiteten ähneln, die Nutzung von Auswirkungsindikatoren dann sinnvoll, wenn relative räumliche und zeitliche Unterschiede im Fokus stehen. Dies kann beispielsweise die Bayern-weite Darstellung eines einzelnen Kennwerts sein.

Hier sollte aber auch abgewogen werden, ob beispielsweise mit einer Darstellung eines (prozentualen) Änderungssignals nicht ähnliche Informationen transportiert werden können. Die Darstellung eines Indikators mag zwar sehr eingängig sein, um für Fachpublikum aussagekräftig sein zu können, sind aber zumeist auch Randinformationen, beispielsweise zum Normierungsbereich der Indikatoren, notwendig.

Eine Aggregation verschiedener Indikatoren ist bei vergleichbarer Datenlage mit großer Vorsicht und unter Nennung der getroffenen Annahmen vorzunehmen. Sind die Einschränkungen dem Betrachter hinreichend bekannt und werden sie bei der Interpretation ausreichend berücksichtigt, so können die zusammengesetzten Indikatoren hilfreich sein, um einen schnellen Überblick möglicherweise besonders stark betroffene Gebiete zu bekommen.

Als Entscheidungsgrundlage für lokale bzw. regionale Fragestellungen, bei deren Bearbeitung eine Vielzahl an politischen, sozialen, wirtschaftlichen und nutzungsspezifischen Einflussfaktoren berücksichtigt werden muss, wie beispielsweise der Ableitung von lokalen/regionalen Handlungsempfehlungen, scheint eine komplette Quantifizierung nicht sinnvoll.

Je nach Fragestellung sollte also abgewogen werden, wie viel quantitative Information tatsächlich hilfreich ist, um eine optimale Diskussionsgrundlage zu gewährleisten.

11 Konzept der qualitativen Vulnerabilitätseinschätzung

Das zuvor beschriebene quantitative Verfahren zur Abschätzung der Vulnerabilität ist relativ aufwändig. Es muss eine entsprechende Datengrundlage durch aufwändige Datenaufbereitung und Modellläufe (globales Klimamodell, regionales Klimamodell, Wasserhaushaltsmodell) geschaffen werden. Trotzdem können die Ergebnisse (vor allem auch die relativ kleinräumigen) mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein. Auch ist das gesamte Verfahren nicht als rein quantitativ zu betrachten, sondern es gehen – wie auch im vorhergehenden Kapitel aufgezeigt – an verschiedenen Stellen ausschlaggebende normative Entscheidungen in das Verfahren ein.

Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass die lokalen Akteure der Wasserwirtschaft auf Basis ihrer Erfahrungen und allgemein verfügbarer Informationen zum Klimawandel in der Lage sind, qualitative Abschätzungen über die möglichen Auswirkungen des klimawandelbedingten Niedrigwassers in ihren Zuständigkeitsbereichen zu treffen. Niedrigwasserjahre sind bereits in der Vergangenheit aufgetreten und es liegen dementsprechende Erfahrungswerte vor. Die Abfrage, Zusammenstellung und Interpretation solcher Expertenaussagen wird hier – im Kontrast zur szenarienbasierten (Kap. 4.2) und quantitativen Methode (Kap. 8–10) – als qualitative Methode bezeichnet.

Die qualitative Methode greift weitestgehend auf bereits verfügbares Wissen zurück und versucht dieses zielgerichtet zu nutzen. Entsprechend ist dieses Vorgehen normalerweise mit einem geringeren Aufwand verbunden als eine umfassende quantitative Methode.

Insgesamt stellt sich die Frage, ob der Erkenntnisgewinn durch ein szenarienbasiertes oder das quantitative Verfahren im Vergleich zu einem qualitativen Verfahren im Verhältnis zum betriebenen Aufwand steht.

In folgenden Kap. 12 und 13 wird beschrieben, wie die Expertenmeinungen im vorliegenden Fall erfasst werden und welche Ergebnisse die Erfassung ergibt. Im daran anschließenden Kap. 14 werden dann die Ergebnisse der Methoden verglichen sowie die Vor- und Nachteile der Methoden gegenübergestellt.

12 Methodik und Ergebnisse der qualitativen Methode im Saale- und Naabgebiet

12.1 Methodik

Die Beteiligung der Kooperationspartner an der Pilotstudie im Allgemeinen, wie auch an der qualitativen Einschätzung wird durch die Durchführung von Workshops gewährleistet: Die jeweiligen Startworkshops fanden getrennt für WWA Hof und WWA Weiden statt, zwei weitere Workshops mit beiden WWAs gemeinsam.

Der Startworkshop wurde hauptsächlich genutzt, um den Akteuren gezielte Fragen zur Klärung der Vorgehensweise in Teil B zu stellen. Diese Fragen, die sich auf Teil B und zum Teil auch auf die Sammlung erster möglicher Anpassungsmaßnahmen beziehen, werden hier nicht explizit als Teil der qualitativen Methode behandelt und dokumentiert, da sie an ganz unterschiedlichen Stellen in die Bearbeitung einfließen. Alle Ergebnisse der Befragungen während des ersten Workshops finden sich jedoch in den Workshop-Protokollen, die den Praxispartnern vorliegen und die in der digitalen Datenübergabe zur Studie enthalten sind.

Vor und während des zweiten Workshops wurden systematisch die Einschätzungen der Akteure zu Auswirkungen und Vulnerabilität auf die spezifischen Nutzungen abgefragt. Dabei sollte sowohl eine Abschätzung der Auswirkung ohne Berücksichtigung der verwendeten Szenarien erfolgen („qualitative Methode“) als auch unter Annahme des optimistischen und des pessimistischen Szenarios („szenariobasierte Methode“, Kap. 4.2). Die hierzu genutzten Fragebogen liegen ebenfalls den Praxispartnern sowie in der digitalen Datenübergabe vor.

Diese Einschätzungen ohne Kenntnis szenariobasierter Ergebnisse werden als rein qualitative Einschätzung im Folgenden beschrieben. Außerdem werden sie den Ergebnissen der szenariobasierten Methode gegenübergestellt (Kap. 14). Die Einschätzung der Auswirkungen nach Kenntnis einiger wesentlicher Szenarien-Ergebnisse stellt eine Mischform aus qualitativer und szenariobasierter Einschätzung dar und kann Hinweise geben, ob die Kenntnis solcher Ergebnisse die Einschätzung der Akteure signifikant verändert. Diese Ergebnisse sind nur im Methodenvergleich (Kap. 14) als dritte Version der Einschätzung enthalten.

12.2 Ergebnisse der qualitativen Methode

Abflusssignale

Bevor die beteiligten Experten um Einschätzungen zu den möglichen Auswirkungen auf einzelne Nutzungen gebeten wurden, wurde ihre Einschätzung der den Auswirkungen zugrundeliegenden Abflussveränderungen erfasst. Hintergrund dieser Frage war: Wie „gut“ oder „schlecht“ ist das Vorwissen bzw. das „Gespür“ der lokalen Experten für die zukünftigen Veränderungen in ihrem Gebiet? Würde dieses Vorwissen belastbar für eine Auswirkungsabschätzung ausreichen?

Diese Einschätzungen konnten den berechneten Abflussveränderungen gegenübergestellt werden. Dies erfolgt in Kap. 14 im direkten Vergleich zu den berechneten Veränderungen. Die Ergebnisse der qualitativen Einschätzung der Abflussveränderungen werden in diesem Kapitel im Einzelnen nicht genauer beschrieben, da sie ohne Gegenüberstellung der szenariobasierten Ergebnisse wenig Aussagekraft haben. Bestehen grundlegende Unterschiede in der qualitativen und der szenariobasierten Einschätzung der Abflussveränderungen, so können diese aber im weiteren Verlauf möglicherweise hinzugezogen werden, um Unterschiede in den Auswirkungseinschätzungen zu begründen.

Auswirkungen und Vulnerabilität

Die Einschätzungen der Auswirkung von klimawandelbedingten Veränderungen des Niedrigwasserhaushalts auf verschiedene Nutzungen sowie die nach realistischer Anpassung resultierende Vulnerabilität sind in Anlage P.1 verglichen. Die Balken repräsentieren dabei den Mittelwert der Einschätzungen der verschiedenen Experten, die „Fehlerindikatoren“ erfassen den gesamten Wertebereich dieser Einschätzungen. Es ist zu beachten, dass die Grafiken aufgrund der beschränkten Anzahl der Teilnehmer an der Befragung in den Workshops jeweils auf einer sehr geringen Anzahl an Datenpunkten beruhen (max. 3 Teilnehmer für das Saalegebiet, max. 3 Teilnehmer für das Naabgebiet).

Unterschiede in der jeweiligen Einschätzung der Auswirkungen und der Einschätzung der Vulnerabilität können nach dem zugrundeliegenden Konzept und den in der Studie genutzten Definitionen auf Anpassungsmaßnahmen zurückgeführt werden. In der Befragung wurde die Vulnerabilität nach „realistischer“ Anpassung abgefragt. Es ist zu erwarten, dass die Befragten über individuell unterschiedliche Vorstellungen von als realistisch erachteten Anpassungsmaßnahmen verfügen.

Im Saalegebiet nimmt sowohl für Auswirkung als auch Vulnerabilität die Einschätzung der Stärke in der folgenden Reihenfolge ab: Speicher und Flussperlmuschelbestände, Abwassereinleitung in Hof, Gewässerökologie und Wasserkraft (Anlage P.1 oben). Für die Speicher liegen die Einschätzungen für beide Größen im Mittel zwischen „mittel“ und „hoch“. Für die Wasserkraft liegen die Einschätzungen im Mittel zwischen „schwach“ und „mittel“. Es gibt somit relative Unterschiede zwischen den Nutzungen, es werden aber keine Nutzungen als nicht betroffen oder auch keine einzelne Nutzung mit sehr deutlichem Abstand zu den anderen eingeordnet.

Die Bandbreite der Einschätzungen der zu einer Nutzung gehörenden Auswirkung und Vulnerabilität sind im Saalegebiet zumeist gleich. Lediglich für die Nutzungen Speicher und Gewässerökologie ist die Bandbreite der Vulnerabilität jeweils um eine Kategorie nach unten (geringere Vulnerabilität) erweitert. Die mittlere Einschätzung der Vulnerabilität liegt für alle Nutzungen außer für die Speicher etwas niedriger als die mittlere Einschätzung der Auswirkungen.

Interessanterweise liegen sowohl die Gesamtauswirkungen als auch die Gesamtvulnerabilität im Saalegebiet eher im unteren Bereich, vergleichbar mit der am geringsten betroffenen Nutzung Wasserkraft. Dies lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass einige Nutzungen nur punktuell vorliegen (Abwassereinleitung, Flussperlmuschel) und entsprechend das Gebiet auch nur punktuell betroffen sein kann. Bezogen auf das Gesamtgebiet wird dann möglicherweise davon ausgegangen, dass sich insgesamt eher geringe Auswirkungen ergeben bzw. eine eher geringe Vulnerabilität besteht.

Im Naabgebiet werden die Auswirkungen auf die Teichwirtschaft im Mittel als hoch eingeschätzt (Anlage P.2 unten). Für alle anderen Auswirkungen liegt das Mittel der Einschätzungen zwischen „mittel“ und „hoch“, für die Speicherwirtschaft werden die Auswirkungen dabei als am geringsten eingeschätzt. Die Spannweite der Einschätzungen liegt zumeist zwischen „schwach“ und „hoch“. Lediglich für die Wasserkraft liegt sie zwischen „mittel“ und „hoch“ und für die Teichwirtschaft zwischen „mittel“ und „sehr hoch“.

Die Vulnerabilität wird im Mittel für alle Nutzungen geringer eingeschätzt als die Auswirkungen. Die kleinste Differenz ergibt sich für die Speicher, die größte für die Teichwirtschaft. Dort wird die Vulnerabilität nur als „mittel“ eingeschätzt, im Vergleich zu „hohen“ Auswirkungen.

Die Gesamtauswirkungen werden im Naabgebiet im Mittel zwischen „mittel“ und „hoch“ eingeordnet, die Gesamtvulnerabilität liegt bei „mittel“.

Im Naabgebiet werden somit sowohl die Gesamtauswirkungen als auch die Gesamtvulnerabilität im Mittel höher eingeschätzt als im Saalegebiet. Die Spannweite reicht im Saalegebiet jeweils von „schwach“ bis „mittel“, im Naabgebiet von „schwach“ bis „hoch“. Die Differenz zwischen Gesamtauswirkungen und Gesamtvulnerabilität ist im Naabgebiet etwas größer als im Saalegebiet. Das bedeutet, dass die Anpassungsmöglichkeiten zur Vermeidung der Auswirkungen im Naabgebiet tendenziell etwas höher eingeschätzt werden.

In einer weiteren Befragung wurden die Gesamtauswirkungen räumlich differenzierter abgefragt, um neben der Einschätzung für das jeweilige Gesamtgebiet auch eine lokale Einschätzung zu erhalten. Dazu wurden für das Saale- und Naabgebiet jeweils fünf Regionen definiert und eine Einschätzung der Auswirkungen auf die verschiedenen Regionen innerhalb der beiden Pilotgebiete erfragt (Anlage P.2).

Auch bei dieser lokalen Abfrage der möglichen Gesamtauswirkungen ergeben sich im Naabgebiet für die fünf Regionen im Mittel jeweils Einschätzungen zwischen „mittel“ und „hoch“. Im Saalegebiet liegen die mittleren Einschätzungen zwischen „schwach“ und „hoch“.

Im Saalegebiet werden die Einzugsgebiete von Schwesnitz und Südlicher Regnitz als verhältnismäßig am stärksten betroffen eingeschätzt. Diese Einschätzung ist vermutlich auf die Flussperlmuschelbestände in diesem Gebiet zurückzuführen. Der Unterlauf der Sächsischen Saale wird als am geringsten betroffen eingeschätzt. Im Naabgebiet wird das Einzugsgebiet der Waldnaab als am verhältnismäßig stärksten betroffen eingeschätzt. Dies könnte möglicherweise auf die hohe Teichdichte in diesem Gebiet zurückzuführen sein. Die geringsten Auswirkungen werden für die Haidenaab erwartet.

Insgesamt kann aber in keinem der beiden Pilotgebiete anhand der Einschätzungen eine Region ausgemacht werden, die übereinstimmend als deutlich weniger oder deutlich stärker betroffen eingeschätzt wird als die restlichen Regionen.

13 Folgerungen aus der Anwendung der qualitativen Methode

In diesem Kapitel werden die Folgerungen aus der Anwendung der qualitativen Methode dargelegt.

Die Anwendung der qualitativen Methode ergibt, dass insgesamt sowohl die Auswirkungen als auch die Vulnerabilität des Naabgebiets als etwas höher eingeschätzt werden als die des Saalegebiets (siehe Kap. 12.2). Allerdings ist im Naabgebiet auch die Differenz zwischen Auswirkung und Vulnerabilität tendenziell etwas höher, was auf eine höhere Einschätzung der Anpassungsmöglichkeiten hinweist.

In beiden Gebieten ergeben sich aus der Einschätzung der verschiedenen Teilnehmer jeweils relativ große Bandbreiten. Insgesamt kann in keinem der Gebiete eine Nutzung oder eine Region ausgemacht werden, die von allen Teilnehmern als gar nicht oder deutlich geringer betroffen eingeschätzt wird als alle anderen. Dies gilt ebenso für sehr stark betroffene Nutzungen und Gebiete.

Es ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse im vorliegenden Fall sehr stark von der Zusammensetzung des Teilnehmerkreises beeinflusst sind. Die Anzahl der Teilnehmer ist insgesamt sehr gering. Dadurch hat jede einzelne Antwort sehr großen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Statistische Einschränkungen der Bewertungen, wie beispielsweise der Ausschluss von Ausreißern, können nicht angewendet werden.

Bei einer geringen Anzahl von Teilnehmern spielen zudem auch die individuellen fachlichen Hintergründe der Teilnehmer eine große Rolle. Das Wissen und die Erfahrung hinsichtlich der einzelnen zu bewertenden Nutzungen können bei den Teilnehmern stark variieren. Daher liegt die Annahme nahe, dass – je nach Zusammensetzung der Gruppe – nicht zwingend für alle Nutzungen ein gleich starker Erfahrungsschatz vertreten ist.

Die Gruppe der Praxispartner setzte sich aus Vertretern unterschiedlicher Institutionen zusammen. Deren Auswahl ergab sich einerseits aus dem fachlichen Interesse der Beteiligten, andererseits aber auch aus der begrenzten personellen Verfügbarkeit an den jeweiligen Institutionen. Damit war die Befragung eines größeren Personenkreises bzw. eines Personenkreises, in dem die einzelnen Nutzungen ähnlich stark repräsentiert sind, eingeschränkt. Sollen zukünftig ähnliche Befragungen durchgeführt werden, sollte – soweit organisatorisch machbar – der befragte Personenkreis hinsichtlich der genannten Kriterien sorgfältig ausgewählt werden, um den Einfluss nicht repräsentativer Zusammenstellungen möglichst zu verringern.

Es ist aber auch zu beachten, dass der beteiligte und fachlich geeignete Personenkreis (hier: WWA und Bezirksregierungen) nur beschränkte personelle und zeitliche Kapazitäten für die Beteiligung hat. Ist das Ziel, eine Bewertung für ein bestimmtes Gebiet aus Sicht der Wasserwirtschaftsverwaltung zu erhalten, ist der Personenkreis schon aus diesem Grund limitiert. Ist eine statistisch greifbare Stichprobenanzahl gewünscht, ist zu überlegen, welche Akteursgruppen zusätzlich noch beteiligt werden könnten/sollten.

Die Bewertung der Betroffenheit in Kategorien („keine“ bis „sehr hoch“) bringt zwangsläufig das Problem mit sich, dass jeder Teilnehmer eine subjektive Vorstellung der Bedeutung der Klassen entwickelt. Diese kann z. B. darauf basieren, welche Gebiete bei der Bewertung zum Vergleich hinzugezogen werden.

Dieses Problem ist ähnlich gelagert wie im quantitativen Verfahren die Festlegung der Auswirkungen, die mit den Werten 0 und 1 im belegt werden.

Die integrierte Betrachtung der Gesamtauswirkungen und der Gesamtvulnerabilität sind intuitiv vermutlich noch schwieriger zu erfassen, als die Bewertung einzelner Nutzungen, da die Gewichtung der einzelnen Nutzungen vermutlich ebenfalls vom fachlichen Hintergrund der Teilnehmer beeinflusst ist.

Auch hier lassen sich Parallelen zum quantitativen Verfahren ziehen, in dem die Gegenüberstellung der Kritikalität verschiedener Auswirkungen eine Schwierigkeit darstellt.

Die Vulnerabilität wurde in dieser Pilotstudie aus organisatorischen Gründen abgefragt, bevor die möglichen Anpassungsmaßnahmen zusammengestellt und diskutiert wurden. Nach der Diskussion wurde die Vulnerabilitätseinschätzung nicht wiederholt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die meisten Anpassungsmaßnahmen und die Schwierigkeiten ihrer Umsetzung den Teilnehmern bereits bekannt sind, sodass eine erneute Abfrage vermutlich kaum veränderte Ergebnisse zur Vulnerabilität erbracht hätte.

14 Vergleich der Ergebnisse der szenarienbasierten und der qualitativen Methode

Der Vergleich der Ergebnisse der szenarienbasierten und der qualitativen Methode enthält zunächst einen Vergleich der qualitativen Einschätzungen möglicher Abflussveränderungen durch die lokalen Akteure aus dem ersten Workshop mit den aus den verwendeten Niedrigwasserszenarien (Kap. 4.2) bestimmten Abflussveränderungen. Hierdurch kann überprüft werden, ob die qualitativen und die szenarienbasierten Einschätzungen der Auswirkungen auf der Annahme ähnlicher Abflusssignale aufbauen.

Folgend werden dann die aus der szenarienbasierten und der qualitativen Methode resultierenden Abschätzungen der Auswirkungen (vgl. Kap. 13) verglichen.

Als dritte Abschätzung ist in diesem Vergleich die Einschätzung der Auswirkungen der lokalen Akteure nach Kenntnis einiger szenarienbasierter Ergebnisse (Grundlage: optimistisches und pessimistisches Szenario) enthalten. Diese Ergebnisse stellen eine Mischform aus qualitativer und szenarienbasierter Einschätzung dar. Diese Ergebnisse können zeigen, ob die Kenntnis berechneter Ergebnisse die Einschätzung der lokalen Akteure deutlich verändert.

Die Ergebnisse zur Vulnerabilität sind in diesem Methodenvergleich nicht enthalten, da hierfür keine anhand der szenarienbasierten Methode ermittelten Ergebnisse vorlagen. Die Ergebnisse der quantitativen Methode in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität sind aufgrund der in Kap. 9 beschriebenen Einschränkungen der Aussagekraft (vor allem kein direkter Vergleich der Ergebnisse für verschiedene Nutzungen möglich) im Ergebnisvergleich nicht enthalten.

Die Abwägung methodischer Vor- und Nachteile sowie Schlussfolgerungen aus dem Vergleich der beiden Methoden finden sich im nächsten Kap. 15. Hier werden zusätzlich auch die Vor- und Nachteile der quantitativen Methode in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität diskutiert.

14.1 Vergleich der Einschätzungen der Abflussveränderungen

Pegel Hof

Anlage Q.1 oben zeigt den Vergleich der szenarienbasierten Daten und der qualitativen Einschätzung der möglichen klimabedingten prozentualen Veränderungen des MQ am Pegel Hof.

In der rein qualitativen Einschätzung ergab sich ein Bereich zwischen den beiden jeweils gleichfarbigen Linien (grau durchgezogen: ohne Speicher; grau gestrichelt: mit Speicher). Dieser Bereich spiegelt die Bandbreite der Einschätzungen der befragten Personen wider.

Die Szenariendaten spannen ebenfalls einen Bereich zwischen den beiden jeweils gleichfarbigen Linien auf (grün durchgezogen: ohne Speicher; grün gestrichelt: mit Speicher). Diese Bandbreite kommt durch die Unterschiede in den beiden ausgewerteten Projektionen zustande. In der Auswertung der Abflussszenarien wurde in diesem Fall die zukünftige Veränderung ohne Speicher auf den Ist-Zustand mit Speicher bezogen, um eine Auswertung zu erreichen, die möglichst analog zur qualitativen Fragestellung aufgebaut ist. Für die Ergebnisse des MQ ist dieser Bezug aber nicht relevant, da der Ist-Zustand mit und ohne Speicher sehr ähnliche MQ enthält.

Aus der Abbildung Q.1 wird deutlich, dass die qualitative Einschätzung ohne Speicher eine größere mögliche Spannweite (nach unten und oben) ergibt als die Szenarienergebnisse ohne Speicher. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die betrachteten Niedrigwasserszenarien nur zwei gezielt ausgewählten Niedrigwasserprojektionen umfassten.

Das bayernweit verfügbare Ensemble aus 11 Projektionen zeigt hingegen vermehrt Abflusszunahmen (siehe Anlage M.1). Würde dieses Ensemble ausgewertet, so vergrößerte sich die Spannweite der Veränderungen höchstwahrscheinlich nach oben (weniger negative Veränderungen).

Dem Speicher wird in der qualitativen Einschätzung eine sehr stark puffernde Wirkung zugeschrieben. Die erwarteten Veränderungen liegen mit Berücksichtigung des Speichers innerhalb des Bereichs von $\pm 10\%$, die extremste Einschätzung ohne Speicher liegt hingegen bei -50% . Die szenarienbasierten Daten ergibt hingegen praktisch keinen Einfluss des Speichers auf die zu erwartenden Abflussänderungen (siehe auch Kapitel 5.2.1). In der qualitativen Einschätzung ist kein kontinuierlicher zeitlicher Verlauf der Veränderung über die drei Zeiträume zu erkennen, wohingegen die szenarienbasierte Einschätzung mit zunehmendem Zeithorizont abnehmende MQ beinhaltet.

Anlage Q.1 unten enthält den analogen Vergleich für die Einschätzungen des MNQ am Pegel Hof. Hierbei zeigt sich in der qualitativen Einschätzung ohne Speicher eine noch größere Spannweite der Einschätzungen (-70 bis $+30\%$) als für den MQ. Der Zeithorizont hat auch hier keinen erkennbaren systematischen Einfluss auf die Veränderungen. Durch den Speicher werden in der qualitativen Einschätzung vor allem die negativen Veränderungen deutlich beschränkt (-30%).

Die szenarienbasierte Einschätzung ergibt eben ohne Speicher Abnahmen, die mit dem Zeithorizont deutlich zunehmen (bis zu ca. -40% in der nahen Zukunft, bis zu -60% in der fernen Zukunft). Die Spannweite der Abnahmen für einen Zeitraum ist begrenzt (ca. 20% Unterschied zwischen den Projektionen). Der Speicher bewirkt durchgängig eine deutliche Verringerung der Abnahmen (0 bis -45%). Die negativen Veränderungen durch den Klimaeinfluss werden aber nicht kompensiert. Die Pufferung von Abflussabnahmen durch den Speicher wird in der qualitativen Methode stärker eingeschätzt als in der szenarienbasierten Methode. Auch für den MNQ gilt, dass eine Berücksichtigung aller verfügbaren Projektionen anstelle der zwei ausgewählten Projektionen in der szenarienbasierten Methode voraussichtlich auch zu Zunahmen des MNQ führen würde.

Anlage Q.2 zeigt für alle verfügbaren Kennwerte den Vergleich der szenarienbasierten Daten und der qualitativen Abschätzung der Wirkung des Förmitzspeichers im Ist-Zustand auf den Pegel Hof. Das szenarienbasierte Ergebnis stammt aus der Messdatensimulation, eine Bandbreite kann somit nicht ermittelt werden. Bei der qualitativen Einschätzung entstand die Bandbreite – abgebildet durch die graue Säule – auch durch die unterschiedlichen Einschätzungen der Befragten. Der Vergleichbarkeit der Einschätzungen ist für die Kennwerten maxD, SumD und SumV eingeschränkt, da bei der szenarienbasierten Methode der für die Berechnung relevante Schwellenwert MNQ je nach Simulation mit oder ohne Speicher angepasst wurde. Bei der qualitativen Abschätzung ist hingegen eher davon auszugehen, dass intuitiv ein konstanter Schwellenwert angenommen wurde. Des Weiteren waren diese Kennwerte nicht so geläufig wie die restlichen Kennwerte und ihre Bedeutung intuitiv etwas schwieriger zu erfassen.

Für die restlichen Kennwerte zeigt sich, dass der szenarienbasiert ermittelte Wert jeweils – teilweise recht mittig – innerhalb des qualitativ abgeschätzten Wertebereichs liegt. Allerdings ist der qualitativ geschätzte Wertebereich so groß, dass es nicht sehr verwundert, dass er den szenarienbasiert ermittelten Wert mit einschließt.

Pegel Heitzenhofen

Die Vergleiche der szenarienbasierten Ergebnisse und der qualitativen Einschätzungen für den Pegel Heitzenhofen finden sich in Anlage Q.3. Bei den Vergleichen für den Pegel Heitzenhofen ist zu beachten, dass in der szenarienbasierten Methode keine Modellversion mit Berücksichtigung des Speichers vorlag. Eine Einschätzung der Wirkung des Speichers konnte hier nur qualitativ erfolgen. Entsprechend fehlt für den Pegel Heitzenhofen die Grafik zum Vergleich der Wirkung des Speichers im Ist-Zustand auf alle verfügbaren Kennwerte (analog zu Anlage Q.2 für das Saalegebiet).

Die Änderungssignale für die Niedrigwasserszenarien geben somit nur im Vergleich zum Ist-Zustand ohne Speicher wieder. Dies stellt einen Unterschied zur qualitativen Einschätzung dar, da hier die Frage war, inwieweit sich die (zukünftige) Abflussveränderung ohne Speicher von den realen Abflussbedingungen (das heißt mit Speicher) unterscheidet. Die in den Diagrammen aufgetragenen szenarienbasiert ermittelten Veränderungen sind somit zumindest für den MNQ im Vergleich zur qualitativen Fragestellung eher zu stark negativ (geringerer Wert für den Ist-Zustand ohne Speicher ergibt verhältnismäßig stärkere Verringerung für Zukunft mit Speicher).

Die qualitative Einschätzung mit und ohne Speicher ergibt eine deutlich geringere Bandbreite (+5 % bis -30 %) an möglichen Veränderungen des MQ im Vergleich zur Einschätzung für den Pegel Hof (Anlage Q.3 oben). Die Berücksichtigung des Speichers ergibt lediglich in der fernen Zukunft eine Veränderung des unteren Wertes (-20 % statt -30 %). Die szenarienbasierte Einschätzung zeigt hier eine – nach unten hin – erweiterte Bandbreite (bis zu -45 %). Hierbei muss jedoch der abweichende Referenzwert ohne Speicher berücksichtigt werden. Der Verlauf der oberen Grenze der Spannweiten beider Methoden ist recht ähnlich. Insgesamt ergeben sich somit für die Einschätzungen ohne Speicher anhand der szenarienbasierten und der qualitativen Methode ähnliche Ergebnisse.

Die erwarteten Veränderungen des MNQ liegen in der qualitativen Einschätzung ohne Speicher und der szenarienbasierten Einschätzung ohne Speicher in recht ähnlichen Bereichen (0 bis -45 %) (Anlage Q.3 unten). Dem Speicher wird in der qualitativen Abschätzung ein sehr starker, positiver Einfluss beigemessen. Es werden nur noch Abnahmen bis zu ca. -15 % erwartet. Die Bandbreite der qualitativen Ergebnisse mit Speicher für jeden einzelnen Zeitraum ist gering (max. 15 % Unterschied). Diese als sehr deutlich eingeschätzte Wirkung des Speichers konnte in der Studie nicht szenarienbasiert untersucht werden.

14.2 Vergleich der Einschätzungen der Auswirkungen

Die Einschätzung der Experten zu möglichen klimawandelbedingten Niedrigwasser-Auswirkungen auf verschiedene Nutzungen wurde zum einen vor der Vorstellung relevanter Szenarien-Ergebnisse bei einem Workshop zu Beginn der Studie abgefragt. Zum anderen wurden Ergebnisse aus Teil B beim zweiten Workshop in der Mitte der Studie vorgestellt und die Abfrage anschließend wiederholt. Die erste Abfrage ist somit als qualitativ einzuordnen, die zweite Abfrage stellt eine subjektive Einordnung der szenarienbasierten Ergebnisse dar. Ziel der Abfragen war es, zu ermitteln, ob sich durch die konkreten in der Studie ermittelten Änderungssignale die Einschätzung der Auswirkungen verändert.

In der rein qualitativen ersten Abfrage gab jeder Experte eine Einschätzung für jede Nutzung in „seinem“ Flussgebiet ab. Aus den Antworten aller Beteiligten wurden dann ein Mittelwert und eine Bandbreite der Einschätzung für jede Nutzung ermittelt.

In der zweiten Abfrage, nach Kenntnis der bis dahin vorliegenden Szenarien-Ergebnisse, wurde jeder Experte um eine optimistische und eine pessimistische Einschätzung gebeten, da die in der Studie ermittelten Änderungssignale – je nach Projektion und Zeitraum – sehr heterogen waren.

Zur besseren Orientierung, welchen Wertebereich die optimistische und die pessimistische Entwicklung in einzelnen Nutzungsbereichen umspannt, wurden für diese Veröffentlichung nachträglich Darstellungen für ausgewählte Kennwerte in Kap. 5 und 6 durch das LfU ergänzt. Diese optimistischen und pessimistischen Einschätzungen wurden voneinander getrennt ausgewertet, um jeweils einen Mittelwert sowie eine Bandbreite zu erhalten.

Die Grafiken in Anlage Q.4 enthalten daher für jede Nutzung drei Balken. Die Angaben in der Legende "vor WS" (also vor dem Workshop) beziehen sich dabei auf die Aussagen, die vor dem zweiten Workshop und die somit ohne Kenntnisse aus dieser Studie getroffen wurden. Die Angaben in der Legende "nach WS optimistisch" bzw. "nach WS pessimistisch" beschreiben die optimistische Einschätzung nach dem zweiten Workshop bzw. die pessimistische Einschätzung nach dem zweiten Workshop, also nach der Vorstellung von Szenarien-Ergebnissen. Die Balken zeigen jeweils das mittlere Ergebnis an. Zudem sind jeweils die „Fehlerindikatoren“ bei den Balken angegeben, um die Bandbreite der Einschätzungen anzuzeigen.

Eine Berücksichtigung der pro Nutzung aggregierten Auswirkungsindikatoren fand in diesem Vergleich aufgrund der Probleme bei der Aggregation der Indikatoren und der fehlenden Einordnung dieser Ergebnisse in Kategorien nicht statt.

Saalegebiet

Die Auswirkungen auf die Speicher im Saalegebiet werden als „mittel“ bis „sehr hoch“ eingeschätzt (Anlage Q.4 oben). Durch die Vorstellung der Szenarien-Ergebnisse hat sich an der Gesamtbandbreite dieser Einschätzung nichts verändert. Allerdings stufen die Befragten die Auswirkungen nach dem Workshop im Mittel als eher stärker ein als dies vor dem Workshop der Fall war. Das betrifft sowohl die optimistische als auch die pessimistische Einschätzung. Auch im Vergleich zu anderen Nutzungen werden die Auswirkungen auf die Speicher als stärker eingeschätzt.

Die Bandbreite der Einschätzung der Auswirkungen auf die Abwassereinleitung in Hof liegt zwischen „keine“ Auswirkung und „hohe“ Auswirkung. Durch die Vorstellung der Szenarien wurde die untere Grenze dabei sowohl in der pessimistischen als auch in der optimistischen Einschätzung von „schwachen“ Auswirkungen auf „keine“ Auswirkungen verschoben. In der optimistischen Einschätzung werden im Mittel praktisch keine Auswirkungen erwartet. Die vorgestellten Änderungssignale waren also vermutlich geringer als die zunächst intuitiv als wahrscheinlich angenommen.

Die Auswirkungen auf die Gewässerökologie werden als nicht existent bis „sehr hoch“ eingeschätzt. Damit tritt die komplette Bandbreite an möglichen Antworten auf. Die Bandbreite wurde durch die Vorstellung der Ergebnisse in beide Richtungen erweitert. Die Bandbreite der optimistischen und der pessimistischen Einschätzung überlappen sich hier nicht. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Bandbreite der vorgestellten Ergebnisse (Ergebnisse für verschiedene Projektionen und Zeiträume) als sehr groß empfunden wird. Möglich ist aber auch, dass Erfahrungswerte zu gewässerökologischen Auswirkungen fehlen.

Ähnliches ergibt auch die Einschätzungen der Auswirkungen auf die Flussperlmuschelbestände. Hier reicht die Bandbreite von „schwachen“ Auswirkungen bis „sehr hohen“ Auswirkungen. Auch hier wurde durch die Kenntnis der Szenarien die Bandbreite in die positive und die negative Richtung erweitert. Die pessimistische Einschätzung liegt hier allerdings ausschließlich zwischen „hoch“ und „sehr hoch“. Im Vergleich zu anderen Nutzungen – außer der Speicherbewirtschaftung – werden die Auswirkungen auf die Flussperlmuscheln als stärker eingeschätzt.

Die Auswirkungen auf die Wasserkraft deckten eine Bandbreite von „keine“ bis „hohe“ Auswirkungen ab. Im Mittel liegt aber selbst die pessimistischste Einschätzung nur bei einer „mittleren“ Auswirkung.

Naabgebiet

Im Naabgebiet können die Einschätzungen für die Auswirkungen auf die Speicher nicht verglichen werden, da keine Ergebnisse unter Berücksichtigung der Speicher vorgestellt werden konnten. Ohne diese Kenntnis werden im Durchschnitt „mittlere“ Auswirkungen erwartet (Anlage Q.4 unten). Die Bandbreite reicht von „schwach bis „hoch“.

Die Auswirkungen auf die Teichwirtschaft werden als „schwach“ bis „sehr hoch“ eingeschätzt. Durch die Vorstellung der Ergebnisse hat sich die Bandbreite um eine Kategorie in Richtung geringerer Auswirkungen erweitert. Im Mittel werden die Auswirkungen mindestens als „mittel“ eingeschätzt. Im Vergleich zu den Nutzungen Gewässerökologie und Wasserkraft werden die Auswirkungen auf die Teichwirtschaft als eher stärker eingeschätzt.

Die Einschätzungen der Auswirkungen auf die Gewässerökologie weisen insgesamt eine Bandbreite auf, die von „schwach“ bis „hoch“ reicht. Durch die Szenarien-Ergebnisse hat an dieser Bandbreite nichts verändert. In der optimistischen Einschätzung sind sich alle Experten über „schwache“ Auswirkungen einig.

Die Auswirkungen auf die Wasserkraft werden als „schwach“ bis „sehr hoch“ eingeschätzt. Vor dem Workshop lag die Einschätzung zwischen „mittel“ und „hoch“, das heißt die Bandbreite hat sich durch die Szenarien in beide Richtungen erweitert.

15 Folgerung aus dem Methodenvergleich

Zusammenfassung des Ergebnisvergleichs

Für den Pegel Hof wird durch den Vergleich der Ergebnisse deutlich, dass die Wirkung des Speichers sowohl auf MQ als auch auf MNQ qualitativ als größer eingeschätzt wurde als die szenarienbasierte Berechnung ergab. Bei dem Vergleich ist allerdings zu beachten, dass die szenarienbasierten Ergebnisse auf einer gezielten Projektionsauswahl basieren. Die qualitative Einschätzung des Speichereinflusses auf verschiedene Kennwerte scheint auch im Ist-Zustand schwierig zu sein, hier ergaben sich in der qualitativen Methode sehr große Bandbreiten.

Für den Pegel Heitzenhofen sind die Abweichungen zwischen der qualitativen und der szenarienbasierten Einschätzung ohne Speicher geringer. Die Einschätzung der Speicherwirkung konnte nicht verglichen werden. Für den MQ wird der Speicherwirkung qualitativ aber erst in der fernen Zukunft Bedeutung beigemessen. Die Wirkung des Speichers auf den MNQ wird qualitativ als sehr stark eingeschätzt.

Die Bewertung der Auswirkungen auf die einzelnen Nutzungen ergibt in beiden Varianten sehr große Bandbreiten. Zumeist liegt die Abschätzung ohne Vorkenntnisse im Mittel aber zwischen den beiden szenarienbasierten Einschätzungen. Im Saalegebiet können methodenübergreifend die Nutzungen Speicher und Flusssperlmuschel als am stärksten betroffen ausgemacht werden. Im Naabgebiet hebt sich die Teichwirtschaft etwas ab, für die Wasserkraft gilt dies weniger ausgeprägt.

Die in beiden Methoden große Bandbreite ist jeweils auf etwas unterschiedliche Gründe zurückzuführen. In der rein qualitativen Einschätzung ergibt sich die Bandbreite nur aus den unterschiedlichen Einschätzungen der Teilnehmer. Bei der auf szenarienbasierten Ergebnissen fußenden Einschätzung kommt die Bandbreite zusätzlich durch die Bandbreite der Projektionen zustande.

Kategorisierung der Ergebnisse

Aus der Gegenüberstellung wird auch deutlich, dass ein direkter Vergleich zwischen der szenarienbasierten oder auch der quantitativen Methode (in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität) mit der qualitativen Methode nur dann möglich ist, wenn eine gemeinsame Kategorisierung der Ergebnisse gefunden wird.

Entweder werden dazu die qualitativen Ergebnisse direkt in Zahlenform erfasst, wie dies beispielsweise für die Veränderung der Kennwerte durchgeführt wurde (hier wurden gezielt Schätzwerte der prozentualen Veränderung abgefragt). Somit ist eine direkte Gegenüberstellung mit den szenarienbasierten Ergebnissen möglich, eine „qualitative“ Bewertung dieser Zahlen fehlt dann aber noch.

Alternativ können die berechneten Ergebnisse in qualitative Kategorien eingeordnet, wie dies für die Auswirkungen geschehen ist. Hierbei stellt dann aber bereits die Einteilung/Einschätzung der Kategorien einen normativen Eingriff dar. Dieser ist auch erst dann möglich, wenn es ein Bezugssystem gibt, d. h. in diesem Fall eine (oder mehrere) Nutzung(en), auf die sich diese Bewertung bezieht.

Aufwand zur Durchführung der Methoden

Als weiterer Bestandteil der Bearbeitung sollte eine Abschätzung getroffen werden, wie hoch der personelle, finanzielle und zeitliche Aufwand der einzelnen Methoden ist. Dieser sollte zudem dem erreichten Nutzen hinsichtlich der Ableitung von Handlungsoptionen gegenübergestellt werden. Dies dient der Planungsgrundlage für eventuelle weitere Studien.

Hinsichtlich des Aufwands ist zu berücksichtigen, dass die Beschaffung der Datengrundlage für eine szenarienbasierte (oder eine darauf aufbauende quantitative Abschätzung) sehr aufwändig sein kann, sofern Ergebnisse der Modellierungskette aus Globalmodell, Regionalmodell, hydrologischem Modell und ggf. Wirkmodell für bestimmte Nutzungen nicht vorliegen. In der vorliegenden Pilotstudie war ein großer Teil dieser Datengrundlage bereits vorhanden. Die während der Studie durch das LfU durchgeführte, nachträgliche Simulation des Wasserhaushalts mit Speicher macht aber deutlich, dass bei ungünstiger Datenlage teils ein großer personeller und zeitlicher Aufwand zur Schaffung der benötigten Datengrundlage erforderlich sein kann. Sollen in möglichen weiteren Projekten andere/zusätzliche Nutzungen betrachtet werden, so ist hinsichtlich der Aufwandsabschätzung zu überlegen, ob die Fragestellungen anhand der bereits verfügbaren Datengrundlage bearbeitet werden können oder ob eine aufwändige Erweiterung der Datengrundlage notwendig würde.

Liegt die Datengrundlage vor, so muss außerdem entschieden werden anhand welcher Kennwerte oder Auswertung eine Aussage zur gewünschten Fragestellung getroffen werden kann. Sollen umfangreiche Auswertungen z. B. für mehrere Szenarien oder unterschiedliche Gebiete durchgeführt werden, so ist die Entwicklung von geeigneten Werkzeugen zur automatisierten Auswertung/Darstellung sinnvoll. Dies ist hauptsächlich mit personellem Aufwand verbunden.

In der qualitativen Methode ist die Festlegung der Anzahl und die Auswahl der Teilnehmer, die genaue Definition der Fragestellungen sowie die Auswertung und Interpretation des Rücklaufs mit Aufwand verbunden. Ggf. müssen auch Ergebnisse für die Teilnehmer spezifisch aufbereitet, vorgestellt und diskutiert werden.

Zudem kann je nach Ausmaß der Befragungen und eventueller Präsentationen und Diskussionen der Ergebnisse der Aufwand für die Befragten signifikant sein. Der personelle Aufwand wird im Vergleich zur szenarienbasierten Methode somit zu einem begrenzten Teil auch auf Mitarbeiter anderer Behörden übertragen. Um die beschränkte zeitliche Kapazität der Befragten zu berücksichtigen, sind ggf. Abweichungen von der optimalen Bearbeitungsreihenfolge oder dem optimalen Detailgrad notwendig. Bei einem größeren befragten Personenkreis mit beschränkten zeitlichen Kapazitäten sind zudem längere Fristen z. B. für das Ausfüllen von Fragebogen vorzusehen, welche das Vorliegen von Ergebnissen zeitlich verzögern können. Der Aufwand der qualitativen Methode kann unter Umständen etwas leichter an die jeweiligen Erfordernisse angepasst werden, als der Aufwand der szenarienbasierten und der darauf aufbauenden quantitativen Methode.

Objektivität der Methoden

Die Vorteile der szenarienbasierten Methode liegen in der objektiven Nachvollziehbarkeit der einzelnen Schritte. Sowohl bei der rein qualitativen Methode als auch der qualitativen Einschätzung der Szenarienergebnisse kommt auch intuitives (Halb-)Wissen zum Tragen, da es zu gewissen Entwicklungen in der Realität doch an den konkreten Erfahrungen mangelt. Zudem beruhen die Einschätzungen auf einer Personengruppe, die eventuell sehr heterogen zusammengesetzt sein kann. Dadurch kann zwar auch sehr spezifisches, lokales Wissen zu verschiedenen Themen in Einschätzungen einfließen, es ist aber aus den schlussendlich in Abfragen getroffenen Einschätzungen von komplexen Fragestellungen (zumindest in Fragebogen) häufig nicht mehr nachvollziehbar, welche Aspekte für die einzelnen Entscheidungsfindungen ausschlaggebend waren. Sollen die Ergebnisse für verschiedene Gebiete verglichen werden, so ist davon auszugehen, dass die Zusammensetzung der jeweiligen Teilnehmergruppe einen relevanten, aber schwer zuzuordnenden Einfluss auf die Ergebnisse hat.

Dagegen beruht die szenarienbasierte Methode auf einem Vorgehen, welches den Stand von Wissenschaft und Forschung darstellt und somit verlässlichere, transparente Ergebnisse zur Verfügung stellt. Dies gilt insbesondere für die Berechnung der Wirkung der Klimaänderung auf modelltechnisch erfassbare Größen wie den Wasserhaushalt und die Wassertemperatur. Auch hier müssen aber zur weiteren Nutzung der Ergebnisse die evtl. vorhandenen Vereinfachungen transparent dokumentiert und kommuniziert werden.

Soll die szenarienbasierte Datenauswertung weiter als quantitative Methode gemäß dem Verfahren des Netzwerks Vulnerabilität bearbeitet werden (Ermittlung von Indikatoren), so sind vermehrt normative Festlegungen durch den Bearbeiter im Bearbeitungsablauf zu treffen.

Damit erhöht sich die subjektive Einflussnahme beim quantitativen Verfahren, aber die Nachvollziehbarkeit der Entscheidungen sollte trotzdem bestehen bleiben. Um dies zu gewährleisten ist ebenfalls eine transparente Dokumentation notwendig. Die fachlich sinnvolle Interpretation der resultierenden Indikatoren setzt die Kenntnis der getroffenen Festlegungen und zusätzlich auch der Vorgehensweise bei der zugrundeliegenden szenarienbasierten Auswertung voraus. Dies widerspricht teilweise der vermeintlichen Einfachheit eines aggregierten Indikators. Im vorliegenden Fall erscheint das Ergebnis somit eher für fachlich qualifizierte Betrachter als für fachfremde Personen oder Laien empfehlenswert. Ob und inwieweit die Anwendung dieses Verfahren somit einen Mehrwert erbringt, muss je nach Fragestellung und Zielgruppe entschieden werden.

Grundlage zur Ableitung von Handlungsempfehlungen

Um abgestimmte Handlungsempfehlungen aussprechen zu können, ist die Beteiligung verschiedener Stakeholder notwendig. Der rein qualitative Ansatz ohne Vorinformationen erscheint hier nicht zielführend. Vielmehr sollte der Kenntnisstand der verschiedenen Stakeholder angeglichen werden. Im Vorfeld einer Diskussion der Handlungsempfehlungen bedarf es daher der Kommunikation der aktuellen Ergebnisse zu möglichen Auswirkungen an die Stakeholder. Da es sich bei diesen meist um eine größere Zahl – teilweise fachfremder – Personen handelt, sollten die Ergebnisse der Auswirkungseinschätzung nicht zu kompliziert weitergegeben werden. Bei Nutzung des quantitativen Verfahrens in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität ist jedoch die Weitergabe der Randinformationen notwendig und verkompliziert das Verständnis der Ergebnisse unnötig. Das quantitative Verfahren ist zur Ableitung von Handlungsempfehlungen bei den vorliegenden Fragestellungen daher nicht zielführend. Zur Ableitung von Handlungsempfehlungen scheint das szenarienbasierte Verfahren am geeignetsten.

Fazit aus dem Methodenvergleich

Schlussendlich kristallisierte sich bei den vorliegenden Fragestellungen keine Entweder-Oder-Entscheidung zwischen rein szenarienbasierter Methode (Analyse berechneter Kennwerte) oder qualitativer Methode heraus. Vielmehr beide Methoden sind erforderlich, um die Auswirkungen des Klimawandels lokal/regional erfassen zu können. Die Schaffung einer szenarienbasierten Grundlage für eine darauf aufbauende qualitative Abschätzung der Auswirkungen ist im vorliegenden Kontext dabei am zielführendsten. Zu welchem Zeitpunkt dabei der Übergang von (hauptsächlich) szenarienbasierter zu rein qualitativer Methode erfolgt, ist je nach Zielstellung der Bearbeitung und nach Verfügbarkeit der lokalen/regionalen Experten abzuwägen.

Eine quantitative Methode ist hingegen weniger für die Abschätzung möglichst konkreter lokaler oder regionaler Auswirkungen geeignet, ihre Anwendung kann eher bei vergleichenden Fragestellungen, in welchen relative räumliche und zeitliche Unterschiede im Fokus stehen, hilfreich sein.

Teil D: Anpassungsmaßnahmen und mögliche Handlungsempfehlungen

Dieser vierte Berichtsteil widmet sich den Anpassungsmaßnahmen an Trockenheit und Niedrigwasser. Er geht im ersten Kapitel auf die Notwendigkeit von Anpassungsmaßnahmen ein und umreißt die in dieser Pilotstudie gewählte Herangehensweise. Im Folgenden legt er die wesentlichen Erkenntnisse dar und bewertet sie.

16 Methodik zur Sammlung und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen

16.1 Sektorübergreifende Anpassungsmaßnahmen

Zur Verringerung möglicher Auswirkungen von Niedrigwasser auf verschiedene Nutzungen ("Sektoren") steht prinzipiell eine Vielzahl an Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung. Aufgrund der zahlreichen potentiell gefährdeten Nutzungen, der Interaktionen zwischen diesen Nutzungen sowie finanzieller und organisatorisch-planerischer Beschränkungen ist jedoch die Entwicklung einer ganzheitlichen Anpassungsstrategie erforderlich.

Anpassungsstrategien an den Klimawandel existieren sowohl auf Bundesebene (UBA 2015; DIE BUNDESREGIERUNG 2008) als auch auf Länderebene für Bayern (BAYERISCHE STAATSREGIERUNG 2016). Diese Papiere enthalten auch wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen. Zudem enthält der Bericht Niedrigwasser in Bayern eine Sammlung von spezifisch auf Auswirkungen von Niedrigwasser zugeschnittenen Anpassungsmaßnahmen (LFU 2016).

Des Weiteren existieren diverse allgemeine Leitsätze zur Anpassung an den Klimawandel im Allgemeinen oder Niedrigwasser im Speziellen (z. B. LAWA 2007b und zugehörige Materialien).

Es kann unterschieden werden zwischen allgemeinen sektorübergreifenden Anpassungsmaßnahmen und sektorspezifischen Maßnahmen. Allerdings ist die Grenze zwischen diesen beiden Bereichen insofern nicht absolut, als nutzungsspezifische Maßnahmen andere Nutzungen ebenfalls positiv oder negativ beeinflussen können.

Sektorübergreifende Maßnahmen schließen gemäß dem aktuellsten verfügbaren Dokument (LFU 2016) folgende Maßnahmen ein:

- Verweildauer des Wassers in der Landschaft erhöhen (z. B. Renaturierung von Gewässern, Entsiegelung, dezentrale Versickerung)
- Wasserrecht/Bescheidssituation überprüfen und ggf. Niedrigwasser berücksichtigen
- Verstärkte Überwachung von wasserrechtlichen Nutzungen
- Verstärkte Zusammenarbeit der Behörden
- Sensibilisierung der Öffentlichkeit (siehe auch Kap. 17.1)
- Verhaltensvorsorge gezielt für zukünftige Niedrigwasser-Situationen anpassen
- Effiziente Wassernutzung (z. B. Wassersparmaßnahmen, Nutzungsrestriktionen)
- Forschung zu Niedrigwasser betreiben

Diese Maßnahmen werden in der vorliegenden Bearbeitung nicht im Detail behandelt. Sie werden im Folgenden nur dann aufgegriffen, wenn sie im Hinblick auf eine Nutzung explizit genannt wurde, beispielsweise während eines Workshops oder in Literatur zu nutzungsspezifischen Anpassungsmaßnahmen. (LAWA 2007a)

in dieser Studie liegt der Fokus auf den nutzungsspezifischen Maßnahmen. Diese spezifisch zu treffenden Anpassungsmaßnahmen werden für die hier betrachteten Nutzungen aus existierender Literatur zusammengetragen und anschließend mithilfe der lokalen Experten der Wasserwirtschaftsverwaltung auf Einzugsgebietsebene ergänzt und bewertet.

Zielvorgabe in KLIWA war die Ableitung von konkreten „Handlungsempfehlungen“, also Maßnahmen, die entsprechend der Abstimmung und Abwägung in einem Expertenkreis für ein Gebiet zur Umsetzung geeignet erscheinen. Inwiefern als Ergebnis dieser Pilotstudie tatsächlich Handlungsempfehlungen ausgesprochen werden können, wird im Folgenden erläutert.

16.2 Nutzungsspezifische Anpassungsmaßnahmen

Zusammenstellung der Anpassungsmaßnahmen

Die nutzungsspezifischen Anpassungsmaßnahmen wurden aus verschiedenen Literaturquellen zusammengeführt. Dabei fanden neben den oben genannten Dokumenten auch die Maßnahmenprogramme der Wasserrahmenrichtlinie für das Elbe- und das Donaueinzugsgebiet Berücksichtigung (FGG 2015; STMUV 2015). Des Weiteren wurden die in den Workshops durch die lokalen Experten genannten Anpassungsmaßnahmen ergänzt.

Beurteilung der Anpassungsmaßnahmen durch die Praxispartner

Die gesammelten Anpassungsmaßnahmen wurden in Form eines Fragebogens aufbereitet. Anhand dieses Fragebogens wurden die nutzungsspezifischen Maßnahmen durch die Kooperationspartner der Wasserwirtschaftsverwaltung systematisch bewertet. Die Kriterien zur Bewertung jeder einzelnen Maßnahme sind:

- Wirksamkeit der Maßnahme
- Technische Realisierbarkeit
- Finanzielle Realisierbarkeit
- Subjektive Sicherheit der Einschätzung

Zudem bestand im Fragebogen die Möglichkeit, bisher fehlende Maßnahmen zu ergänzen sowie Kommentare zu einzelnen Maßnahmen zu vermerken. Ein exemplarischer Entwurf des Fragebogens wurde den späteren Adressaten vorab im zweiten Workshop vorgelegt und eventuelle Modifikationen im grundsätzlichen Aufbau wurden diskutiert.

Die Fragebögen wurden getrennt für das Naab- und das Saalegebiet erstellt. Eine Vorauswahl regional wirksamer Maßnahmen fand bei der Erstellung des Fragebogens nicht statt. Diese Einschätzung wurde den lokalen Experten in der Bewertung überlassen. Daher unterscheiden sich die Fragebogen für das Saale- und das Naabgebiet nur hinsichtlich der enthaltenen Nutzungen, nicht jedoch hinsichtlich der einzelnen Anpassungsmaßnahmen zu Nutzungen, die in beiden Gebieten berücksichtigt werden konnten.

Die Fragebögen wurden nach Abstimmung mit dem LfU nur durch den Personenkreis ausgefüllt, der seit Beginn an der Pilotstudie beteiligt war. Dabei wurde pro Institution ein intern abgestimmter ausgefüllter Fragebogen zurückgegeben. Dadurch war die Anzahl der resultierenden Bewertungen pro

Flussgebiet klein. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass für jede Nutzung die zuständigen lokalen Experten die jeweilige Bewertung vorgenommen haben. Somit wurde einem anzahlmäßig geringeren, aber qualifizierten Rücklauf der Vorzug vor einer Vielzahl an weniger qualifizierten Bewertungen gegeben.

Die Bewertungen stammen von folgenden Institutionen:

Saalegebiet:

- WWA Hof
- LfU, Referat 62

Naabgebiet:

- WWA Weiden
- Regierung Oberpfalz
- LfL, Institut für Fischerei

Priorisierung der Anpassungsmaßnahmen

Anhand der Bewertung der lokalen Experten in den Fragebögen wurden die zusammengestellten Maßnahmen nutzungs- und gebietsspezifisch priorisiert. Dazu wurden die Ergebnisse der Befragung zwei Aggregierungsschritten unterzogen. Diese sind im Folgenden erläutert. Ein Beispiel zur Verdeutlichung der beiden Aggregierungsschritte findet sich in Abb. 37.

Zunächst wurde den möglichen Bewertungskategorien Zahlenwerte für die drei Kriterien "Wirksamkeit der Maßnahme", "Technische Realisierbarkeit" und "Finanzielle Realisierbarkeit" zugeordnet. Die Zuordnung war für alle drei Kriterien wie folgt:

keine/keine Relevanz = 0
 gering = 1
 mittel = 2
 hoch = 3
 keine Angabe = keine Berücksichtigung

Das Kriterium "Subjektive Sicherheit" erfasste, wie sicher sich der Teilnehmer mit der Einstufung der Aussagen zu Wirksamkeit sowie zu technischer und finanzieller Realisierbarkeit war. Damit wurde die Möglichkeit geschaffen, vorhandenes Expertenwissen stärker zu gewichten. Daher galt die Einstufung zur subjektiven Sicherheit nicht als eigenes Kriterium sondern als Wichtungsfaktor für die anderen drei Bewertungskriterien. Die Wichtungsfaktoren wurden anhand der Bewertungskategorien für die subjektive Sicherheit wie folgt festgelegt:

keine Sicherheit = keine Wertung (Faktor 0)
 geringe Sicherheit = halbe Gewichtung (Faktor 0,5)
 mittlere Sicherheit = einfache Gewichtung (Faktor 1)
 hohe Sicherheit = doppelte Gewichtung (Faktor 2)

Der zugrundeliegende Gedanke der Gewichtung ist: Je höher die subjektive Sicherheit eines Teilnehmers hinsichtlich einer Maßnahme, desto verlässlicher sind die zugehörigen Bewertungen für die restlichen drei Kriterien.

Die Wichtungsfaktoren kamen beim ersten Aggregierungsschritt der Bewertungen zum Tragen, nämlich bei der Aggregierung pro Maßnahme, Gebiet und Kriterium über mehrere Antworten (verschiedener Teilnehmer). Dabei wurden die Antworten eines Teilnehmers, der eine hohe subjektive Sicherheit angab, stärker gewichtet als die Antworten eines Teilnehmers, der eine geringe subjektive Sicherheit zur betreffenden Maßnahme mitteilte.

In diesem ersten Aggregierungsschritt wurde zur Aggregierung der verschiedenen Antworten pro Maßnahme und Gebiet für jeweils jedes Kriterium (Wirksamkeit, technische Realisierbarkeit und finanzielle Realisierbarkeit) ein Mittel über alle Antworten pro Maßnahme und pro Gebiet gebildet. Dabei wurden jeweils alle anhand der subjektiven Sicherheit gewichteten Bewertungen für ein Kriterium addiert und durch die Summe aller Wichtungsfaktoren geteilt. Somit ergab sich für jede Maßnahme in jedem Gebiet eine mittlere Wirksamkeit, mittlere technische Realisierbarkeit und mittlere finanzielle Realisierbarkeit.

Im zweiten Aggregierungsschritt erfolgte dann pro Maßnahme und Gebiet eine Gesamtbewertung, das heißt es wurde über die mittleren Werte für die drei Kriterien mittlere Wirksamkeit, technische Realisierbarkeit und finanzielle Realisierbarkeit aggregiert. Man erhielt einen einfachen Mittelwert aus den mittleren Einschätzungen für die drei Kriterien.

Anhand der Gesamtbewertungen der Maßnahmen wurde anschließend für jedes Gebiet und jede Nutzung eine Priorisierung der gesammelten und bewerteten Maßnahmen erstellt, das heißt jeweils die Maßnahme mit den meisten Punkten und somit der höchsten Gesamtbewertung enthielt den Rang 1, mit absteigender Gesamtbewertung nahm der Rang zu. Somit lag für jede Nutzung und jedes Gebiet eine nach Gesamtbewertung sortierte Liste von Anpassungsmaßnahmen als Diskussionsgrundlage vor.

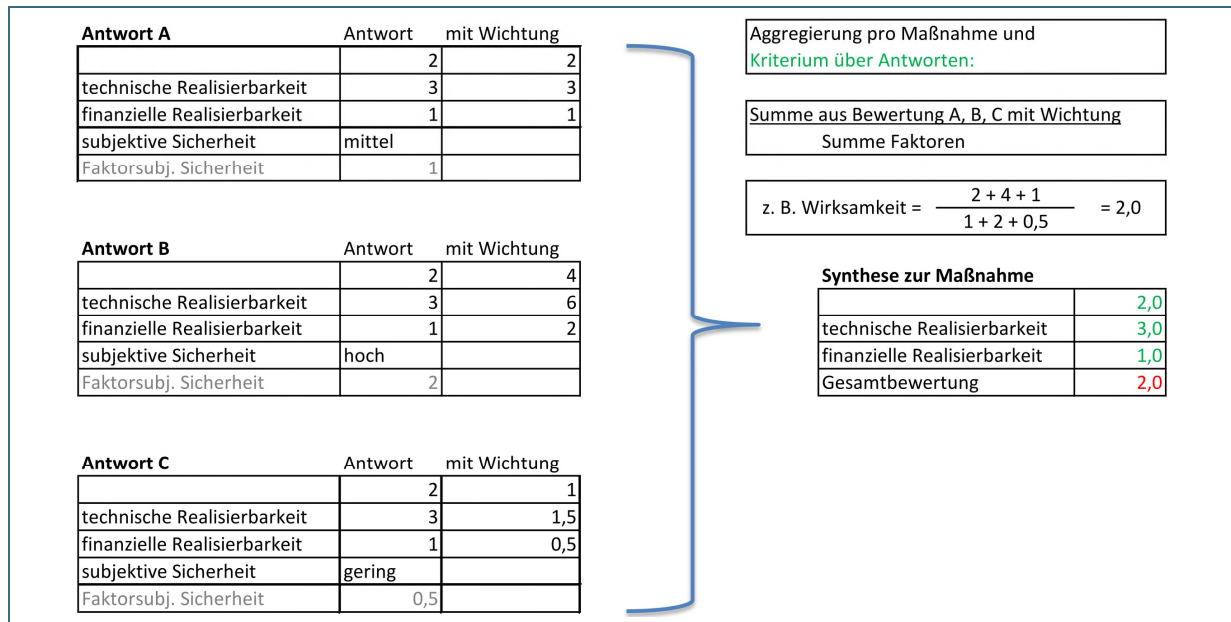


Abb. 37: Beispiel zur Ableitung einer aggregierten Bewertung für eine Maßnahme innerhalb eines Gebietes auf Basis von drei verschiedenen Antworten. In grüner Schriftfarbe sind die Ergebnisse des ersten Aggregierungsschritts (mittlere Bewertung pro Kriterium) markiert, in roter Schriftfarbe ist das Ergebnis des zweiten Aggregierungsschritts (Gesamtbewertung durch Mittelbildung) markiert.

Diskussion der möglichen Handlungsempfehlungen

Aus diesen Priorisierungslisten wurden pro Nutzung die Anpassungsmaßnahmen im dritten Workshop ausführlicher diskutiert. Um für die Diskussion ausreichend Zeit zur Verfügung zu haben, wurde dabei pro Nutzung in Absprache mit dem LfU eine individuelle Auswahl der Anzahl zu diskutierenden Maßnahmen anhand der Gesamtbewertung getroffen.

Innerhalb der Diskussion der Anpassungsmaßnahmen im Workshop wurde abgefragt, welche der Anpassungsmaßnahmen bereits jetzt umgesetzt werden, um auf die aktuellen Probleme im Bereich Niedrigwasser schon heute zu reagieren. Zudem wurde diskutiert, welche Maßnahmen als Regret-Maßnahme oder No-regret-Maßnahme⁴ eingestuft werden. Für die ausgewählten Maßnahmen wurde außerdem detaillierter auf mögliche Hemmnisse der Umsetzung der Maßnahmen eingegangen.

Im Workshop konnte rein aus Zeitgründen die Diskussion nicht geführt werden, welche der aufgeführten Anpassungsmaßnahmen nun als Handlungsempfehlungen (siehe Kap. 16) gelten und ob es dabei eine Priorität der Handlungsempfehlungen gibt. Um zu innerhalb des Teilnehmerkreises zu abgestimmten Handlungsempfehlungen zu kommen, wäre eine explizite Diskussion nur über dieses Thema und ggf. eine nachträgliche Modifikation der Auswahl der Anpassungsmaßnahmen pro Nutzung und Gebiet notwendig.

Es ist allerdings davon auszugehen, dass innerhalb der Gruppe unterschiedliche Ansichten über die Priorisierung der Anpassungsmaßnahmen existieren. Diese unterschiedlichen Meinungen wurden bereits dadurch deutlich, dass sich in den beantworteten Fragebogen die Antworten für eine Maßnahme und ein Gebiet durchaus unterscheiden.

Somit wurde darauf verzichtet, im Workshop einen Konsens über die Priorisierung der Anpassungsmaßnahmen herzustellen. Bei allen Nutzungen wurden die ausgewählten Anpassungsmaßnahmen von den Praxispartnern grundsätzlich als sinnvoll bewertet. Lediglich bei einer Nutzung (Speicherbewirtschaftung im Saalegebiet) kann aus der Diskussion im Workshop direkt eine mögliche Veränderung der Auswahl/Priorisierung abgeleitet werden (im folgenden Ergebniskapitel erläutert).

Daraus kann aber nicht geschlossen werden, dass nach einer expliziten, umfassenden Diskussion aller Maßnahmen die hier ausgewählten Maßnahmen immer noch als prioritär und empfehlenswert erachtet würden. Auch wurde in der vorliegenden Studie bewusst zunächst nur die Sicht der lokalen Wasserwirtschaftsverwaltung und nicht die der Wassernutzer berücksichtigt.

Die ausgewählten und detaillierter diskutierten Anpassungsmaßnahmen werden im vorliegenden Bericht mangels dieser Diskussion und der entsprechenden expliziten Bestätigung durch die Praxispartner nur als „mögliche Handlungsempfehlungen“ bezeichnet.

Weitere methodische Einschränkungen der Ergebnisse finden sich im Diskussionskapitel.

⁴ Nach ARL (2013) und BIRKMANN ET AL. (2013) werden als No-regret-Maßnahme Anpassungsmaßnahmen bezeichnet, die unabhängig vom Klimawandel ökonomisch, ökologisch und sozial sinnvoll sind. Sie werden vorsorglich ergriffen, um negative Auswirkungen zu vermeiden oder zu mindern. Ihr gesellschaftlicher Nutzen ist auch dann noch gegeben, wenn der primäre Grund für die ergriffene Strategie (hier: Anpassung an den Klimawandel) nicht im erwarteten Ausmaß zum Tragen kommt. Beispiele sind die Erarbeitung von Frühwarnsystemen für Hochwasserereignisse.

17 Ergebnisse – nutzungsspezifische Anpassungsmaßnahmen

Die Ergebnisse der Priorisierung der Anpassungsoptionen finden sich in Anlage R. Die nutzungsspezifischen Tabellen enthalten jeweils die folgenden Spalten:

- **Rang:** Angabe des Rangs, der sich aus der Sortierung der Optionen pro Nutzung und Gebiet nach der Höhe der Gesamtbewertung (Note) ergibt. Bei Nutzungen, die für beide Gebiete ausgewertet werden, wird der Rang für ein Gebiet bestimmt und aufgeführt (siehe jeweilige Überschrift). Der Rang für das zweite Gebiet ist in grauer Schriftfarbe vermerkt.
- **Note:** Gesamtbewertung (Ergebnis des zweiten Aggregierungsschrittes der Bewertungen; vgl. Abb. 37). Je höher die Punktzahl der Note, umso höher die Bewertung. Bei Nutzungen, die für beide Gebiete ausgewertet werden, wird die Note der Gesamtbewertung für eines der beiden Gebiete Naab oder Saale zur Ableitung des Rangs genutzt (siehe jeweilige Überschrift). Die Gesamtbewertung für das zweite Gebiet ist in grauer Schriftfarbe vermerkt.
- **Typ:** Einordnung der Maßnahme als kurzfristige (K) oder vorbeugend/langfristige (L) Maßnahme. Teilweise ist die Einordnung nicht ganz eindeutig, so können z. B. langfristige Vorbereitungen notwendig sein, um kurzfristig eingreifen zu können (K/L).
- **Maßnahme:** Name und kurze Beschreibung der Maßnahme. Maßnahmen, die unter dem Namen „weitere Maßnahme“ geführt sind, wurden durch die Praxispartner im Fragebogen ergänzt. Hier basiert die Gesamtbewertung jeweils nur auf der Bewertung durch die Person, die die Maßnahme vorgeschlagen hat.
- **Saale bzw. Naab:** gerundete, aggregierte Bewertung für die drei einzelnen Kriterien des Bewertungsaspekts, jeweils pro Gebiet (Ergebnis des ersten Aggregierungsschrittes der Bewertungen pro Gebiet und Maßnahme).
- **Anwendung?:** Markierung, ob die Maßnahme nach Einschätzung der Praxispartner in den Gebieten aktuell bereits umgesetzt (j) oder nicht umgesetzt (n) wird.
- **Regret?:** Markierung, ob eine Maßnahme von den Praxispartnern als No-regret (nR) oder Regret-Maßnahme (R) eingeschätzt wird; es sind nicht alle Maßnahmen kategorisiert.
- **Anmerkungen/Spezifisierungen/Einschränkungen:** Bemerkungen, die von den Praxispartnern auf den Fragebögen zu einzelnen Maßnahmen vermerkt wurden. Weitere Anmerkungen aus dem Workshop werden in den folgenden nutzungsspezifischen Abschnitten ergänzt.

In den Tabellen rot umrandet sind die Maßnahmen, die als mögliche Handlungsempfehlungen aufgrund ihrer Gesamtbewertung im Workshop detaillierter diskutiert wurden. Für die Speicherbewirtschaftung existieren außerdem gestrichelte rote Umrandungen, diese werden im nachfolgenden nutzungsspezifischen Abschnitt erläutert.

In den folgenden Kapiteln wird vor allem auf die Diskussion der möglichen Handlungsempfehlungen und mögliche Hemmnisse in ihrer Umsetzung eingegangen.

17.1 Speicherbewirtschaftung

Die nach Auswertung der Fragebögen als prioritär eingestufte Maßnahme „Bewusstsein für Problematik schaffen“ wird von allen Praxispartnern auch in der Diskussion als sehr relevant eingestuft. Nach ihrer Einschätzung ist diese Maßnahme eine sehr wichtige Grundlage dafür, dass alle Arten von sonstigen Maßnahmen besser akzeptiert werden. Die Wirksamkeit der Maßnahme wird zwar im Fragebogen insgesamt als gering bewertet, in Kombination mit der hohen finanziellen und technischen Realisier-

sierbarkeit ist die Umsetzung der Option aber offensichtlich trotzdem erstrebenswert. In der Diskussion wurde verdeutlicht, dass die Maßnahme als Grundlage für die Umsetzung von fast allen weiteren Maßnahmen dient. Für sich alleinstehend, wird der Maßnahme also keine große Wirksamkeit zugeschrieben. Wird die Maßnahme jedoch erfolgreich angewendet, so können Widerstände bei der Umsetzung anderer Maßnahmen ausgeräumt oder verringert werden. Ferner wird es zur Schaffung von Bewusstsein als No-regret-Maßnahme angesehen.

Die Option „Bewusstsein für Problematik schaffen“ stellt eine allgemeine Maßnahme dar, die auch nutzungsübergreifend angewendet werden kann (siehe Kap. 16.1). Die Maßnahme wurde in den Katalog zur Speicherbewirtschaftung aufgenommen, da sie im ersten Workshop explizit in Bezug auf diese Nutzung vorgeschlagen wurde. In den Fragebögen für die anderen Nutzungen ist diese Maßnahme nicht enthalten und wurde auch nicht als zusätzliche Maßnahme durch die Praxispartner im Fragebogen ergänzt. Es ist aber trotzdem davon auszugehen, dass sich die Aussagen zur Relevanz dieser Maßnahme in der Diskussion auch auf weitere Nutzungen übertragen lassen.

Die Option „Vergrößerung des vorhandenen Stauvolumens“ steht im Fragebogen auf Rang 2. In der Diskussion wurde sie hingegen bei der derzeitigen Niedrigwassersituation als Regret-Maßnahme eingestuft, da es sehr hohe Hürden in Hinblick auf den zusätzlichen Flächenbedarf (Zukauf → hohe Kosten) und die Akzeptanz der Anlieger/Betroffenen gibt. Das Risiko, dass die Vergrößerung des Stauvolumens keine Wirkung zeigt, erscheint aufgrund der unsicheren Datenlage (z. B. Niederschläge im Winter müssen ausreichend hoch sein, um Auffüllung zu ermöglichen) und der Rahmenbedingungen (z. B. kleines Einzugsgebiet im Oberlauf des Förmitzspeichers) als zu groß.

Die in der Tabelle Anlage R.1 gestrichelt rot umrandeten Maßnahmen („Optimierte Bewirtschaftung: Dynamisierung“ und „Optimierte Bewirtschaftung: Adaptives Management“) wurden in der Diskussion, unter Berücksichtigung der aktuellen Niedrigwasserbedingungen und der Ergebnisse der Studie, deutlich relevanter eingestuft als dies aus der Bewertung durch den Fragebogen hervorgeht.

Diese Abweichung in der Bewertung könnte teilweise auf zusätzliche Ergebnisse zur Speicherbewirtschaftung zurückzuführen sein, die zeitlich erst zwischen der Auswertung der Fragebögen und der Diskussion der Anpassungsoptionen im dritten Workshop verfügbar wurden.

Die Anpassungsmaßnahme "Vergrößerung des Stauvolumens" ist die einzige durch die Fragebogen als prioritär eingeschätzte Handlungsoption, die in der Diskussion als derzeit nicht empfehlenswert eingeschätzt wird. Somit sollte diese Anpassungsmaßnahme nicht als mögliche Handlungsempfehlung bezeichnet werden. Die zusätzlich genannten Anpassungsmaßnahmen zur angepassten Bewirtschaftung des Speichers können nach Einschätzung der im Workshop anwesenden Praxispartner hingegen der Auswahl der möglichen Handlungsempfehlungen hinzugefügt werden.

17.2 Abwassereinleitung

Die Anzahl der Anpassungsmaßnahmen für die Abwassereinleitung der Kläranlage Hof ist insgesamt gering. In der Diskussion wurde verdeutlicht, dass die beiden prioritären Maßnahmen auch bei den aktuellen Niedrigwasserbedingungen bereits als sinnvoll eingeschätzt werden. Alle Anpassungsoptionen werden unter Verweis auf die aktuell schon prekäre Situation als No-regret-Maßnahmen bezeichnet. Die beiden prioritären Maßnahmen befinden sich bereits in der Umsetzung. Für beide Optionen gilt, dass erhebliche finanzielle Aufwendungen notwendig sind und dass entsprechend die Notwendigkeit der Maßnahmen belastbar dargelegt werden muss.

Als weiteres Hindernis in der Kommunikation und der Akzeptanz der Maßnahmen gilt dabei, dass in der Saale in Hof unter anderem Belastungen durch Stoffe relevant sind, für welche keine verbindlichen Orientierungswerte existieren (z. B. CSB). Dadurch werden eine Immissionsbetrachtung und die darauf basierende Kommunikation mit den Verantwortlichen erschwert.

Ein Rückhalt von gereinigtem Wasser in/an der Kläranlage wird nicht als Anpassungsmaßnahme betrachtet, da sie infrastrukturell und organisatorisch nicht umsetzbar ist. Im Gegensatz zu industriellen Anlagen kann der Zustrom kommunalen Abwassers nicht reguliert werden. Die Kapazität von Zwischenspeichern wäre rasch erschöpft. Priorität hat daher vielmehr die Qualität des eingeleiteten Wassers. Vielerorts stellt der Kläranlagenabfluss in Niedrigwasserphasen sogar eine wichtige Abflusskomponente dar. Im vorliegenden Fall der Saale in Hof ist aufgrund des sensiblen Gewässers und der stofflichen Zusammensetzung zu Erreichung eines solchen Zustands eine Anpassung der Reinigungsleistung notwendig.

Für den anstehenden Bescheid zum Kläranlagenbetrieb (Laufzeit 20 Jahre) ist nach Einschätzung der Praxispartner das in den Szenarien berechnete Niedrigwasseränderungssignal am Pegel Hof für den entsprechenden Zeithorizont selbst im Worst-Case-Szenario so schwach, dass es nicht explizit berücksichtigt werden muss. Gibt es Veränderungen in den Hauptwerten, so werden diese generell erst im Nachhinein bei neuen Begutachtungen berücksichtigt. Eine Vorwegnahme der möglichen Entwicklung in Bescheiden ist nicht üblich.

17.3 Gewässerökologie

Die Maßnahmen zur Gewässerökologie wurden sowohl im Saale- wie auch im Naabgebiet bewertet. Die Priorisierung der Maßnahmen, die sich aus den Bewertungen ergab, unterscheidet sich für die beiden Gebiete. Es wurden im Workshop drei Maßnahmen diskutiert: Jeweils eine, die insbesondere im Saale- bzw. im Naabgebiet als prioritär erachtet wurde sowie eine Maßnahme, die in beiden Gebieten eine hohe Punktzahl erzielte.

Zwei der Maßnahmen („Gewässerunterhaltung: Möglichkeiten im Rahmen der Gewässerunterhaltung nutzen“ und „Wasserrahmenrichtlinie: Forcierung der Umsetzung der Maßnahmenprogramme“) sind Maßnahmen, die bereits aktuell umgesetzt werden, deren Umsetzung aber ausgeweitet oder intensiviert werden könnte.

Allerdings wird auch die Umsetzung dieser Maßnahmen durch verschiedene Einflussfaktoren gehemmt und die Umsetzung kann sich je nach lokalen Bedingungen langwierig gestalten. Wichtige Einflussfaktoren können die Besitzverhältnisse bzw. der Grunderwerb betroffener Flächen darstellen. Häufig existieren z. B. Altrechte, die kaum verändert werden können. Auch die Art der Landwirtschaft kann ein Hindernis darstellen. So können z. B. Erosionsverminderungsmaßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen nicht durch Behörden durchgesetzt werden, sondern nur durch die Einsicht des Flächenbewirtschafters.

Für Gewässer III. Ordnung, die im Zuständigkeitsbereich der Kommunen liegen, gilt außerdem, dass die Gewässer zwar grundsätzlich kleiner sind und entsprechend auch schon kleinskalige und damit leichter umsetzbare Maßnahmen greifen können. Andererseits hängt die Umsetzung der Maßnahmen von den einzelnen Kommunen ab, deren Entscheidungen durch viele Faktoren geleitet sein können. Solche Faktoren, wie beispielsweise Wissenslücken, andere Entwicklungsschwerpunkte und Herausforderungen, Zeitnot und personelle Engpässe können wasserwirtschaftlichen Zielen, wie etwa der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, durchaus entgegenlaufen.

Die dritte ausgewählte Maßnahme „Mindestwasserabflüsse: Überprüfung von Altrechten“ wird bislang nicht durchgeführt, gilt aber – wie alle Maßnahmen im Bereich Gewässerökologie – als No-regret-Maßnahme. Die Umsetzung wird allerdings dadurch gehemmt, dass Altrechte für die Restwassermengen bei Ausleitungsstrecken existieren. Durch eine Überprüfung und Anpassung könnten finanzielle Verluste für Dritte entstehen und die Durchsetzung im Normalfall deutlich erschweren. In der Regel kann erst bei Neuausstellungen von Bescheiden eingegriffen werden

17.4 Flussperlmuschelbestände

Zur Sicherung des Fortbestands der Flussperlmuschelbestände wird bereits aktuell eine Vielzahl von Maßnahmen umgesetzt. Alle Anpassungsmaßnahmen, die im Maßnahmenkatalog enthalten sind, werden in den Flussperlmuschelgewässern im Saalegebiet bereits angewendet. Bei der Anwendung der Maßnahmen steht bislang nicht die Anpassung an mögliche Auswirkungen des Klimawandels im Vordergrund. Es ist aber davon auszugehen, dass alle Maßnahmen auch in dieser Hinsicht positive Effekte erwirken können. Folgerichtig werden alle Maßnahmen als No-regret-Maßnahmen bezeichnet.

Die drei prioritären Maßnahmen dienen alle der halbnatürlichen bzw. künstlichen Bestandspflege. Da der Fortbestand der Bestände durch natürliche Vermehrung momentan nicht gesichert werden kann, werden solche Maßnahmen über längere Zeiträume angewendet. Da mittlerweile aber wieder Gewässerabschnitte existieren, in welchen vereinzelt Jungtiere gesichtet wurden, besteht die Hoffnung, dass die Maßnahmen langfristig erfolgreich sein können und ggf. zukünftig reduziert oder unterbrochen werden können.

Insgesamt ist die Akzeptanz der Maßnahmen zum Erhalt der Flussperlmuschel relativ hoch. Die Flussperlmuschelbestände werden in der Region durchaus als Alleinstellungsmerkmal wahrgenommen. Maßnahmen zur Informationsvermittlung (z. B. Informationstafeln) unterstützen die Bewusstseinsbildung für die Relevanz der Flussperlmuschelbestände. Allerdings ist gleichzeitig zu großes öffentliches Interesse nicht erwünscht, um die Bestände nicht übermäßig zu stören.

Mit einzelnen Nutzergruppen liegen aber teilweise Zielkonflikte vor. Ein Beispiel hierfür sind Stoffeinträge über Erosion von landwirtschaftlichen Flächen. Es existieren aber bereits aktuell verschiedene Projekte, um die Zusammenarbeit mit Landwirten zur Erosionsverminderung zu intensivieren.

Auch zwischen Flussperlmuschelschutz und Teichwirtschaft gibt es ähnliche Zielkonflikte, da beim Ablassen um Abfischen der Teiche ebenfalls Stoffeinträge auftreten. Hier könnten möglicherweise Maßnahmen, wie z. B. zusätzliche Absetzbecken am Teichauslass, an sensiblen Gewässerstrecken veranlasst werden.

Aktuell wird den Erfolgen der bereits durchgeführten Maßnahmen zur Bestandspflege durch den Raub von Flussperlmuscheln signifikant entgegengewirkt.

17.5 Teichwirtschaft

Im Hinblick auf die Teichwirtschaft steht eine relativ große Anzahl an Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung. Die meisten Maßnahmen beziehen sich direkt auf die Teiche und können somit nur vom Teichbesitzer umgesetzt werden. Drei der Maßnahmen wurden detaillierter diskutiert: „Weitere Maßnahme: Auflassung von Teichen, wenn Standort ungeeignet“, „Reduktion von Besatzdichten“ und „Verringerung von Nährstoff- und Sedimenteintrag: Rückhalt von Eintrag durch Starkregen außerhalb der Teiche“.

Die ersten beiden Maßnahmen müssen immer vom Betreiber eines Teiches ausgehen und liegen in dessen Ermessen. Angemessene Besatzdichten sollten unabhängig von möglichen Einflüssen des Klimawandels gute fachliche Praxis sein. Gegebenenfalls kann eine Anpassung zukünftig notwendig sein. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass der Reduzierung der Bestände ökonomische Grenzen gesetzt sind.

Im Zuge der Diskussion dieser Maßnahme wurde außerdem noch einmal darauf hingewiesen, dass die Wassertemperatur in der Karpfenteichwirtschaft kaum problematisch sei, da Karpfen relativ hohe Temperaturen vorziehen. Die problematische Sauerstoffzehrung wird häufig nicht hauptsächlich durch den Fischbesatz ausgelöst. Oft ist die Zehrung durch Verkrautung und übermäßiges Algenwachstum bedingt. Hier können weitere Maßnahmen, die nicht im Katalog enthalten sind, wie z. B. Mahd und Entnahme von Pflanzen sowie das Streuen von Branntkalk zur Eindämmung des Algenwachstums angewendet werden. Hinsichtlich des Sauerstoffeintrags wurde außerdem angemerkt, dass hohe, dichte Vegetationsbestände bei kleinen Teichen zwar durch Beschattung durchaus übermäßiges Aufheizen des Wassers verhindern können (Maßnahme Rang 4), dass sie aber an Teichufern zumindest in Hauptwindrichtung häufig nicht erwünscht sind, da der Wind einen signifikanten Beitrag zum Sauerstoffeintrag leisten kann. Zusätzlich entzieht die Vegetation Wasser, das andernfalls als Teichwasser zur Verfügung stünde.

Hinsichtlich der dritten Maßnahme („Reduzierung des Stoffeintrags“) ist eine Kooperation der Landwirte innerhalb des Einzugsgebiets entscheidend. Ein relevanter Teil des Eintrags wird vermutlich durch ausgeweiteten Maisanbau bedingt. Da das Teichwasser häufig über Gräben in die Teiche fließt, ist eine Reduzierung am Teicheinlass technisch schwierig. Vielmehr sollte der Eintrag aus der Fläche des Einzugsgebiets in die Gewässer reduziert werden. Entsprechende Maßnahmen sind auch für weitere Nutzungen neben der Teichwirtschaft sinnvoll, wie z. B. für die Gewässerökologie und die Flussperlmuschelbestände. Über Oberflächenabfluss direkt in die Teiche eingetragene Stoffe stellen eher ein geringeres Problem dar. Die Eindämmung einzelner Teiche ist somit normalerweise nicht erforderlich und nicht wirksam. Vielmehr würde sie auch den notwendigen (winterlichen) Frischwasserzustrom begrenzen.

Zwischen einigen Maßnahmen der Teichwirtschaft und der Gewässerökologie der zur Speisung/Ableitung des Teichwassers genutzten Gewässer bestehen Abhängigkeiten. So kann z. B. ein integriertes Teichmanagement direkt von Vorteil für das speisende Gewässer sein. Durch eine genauere und besser dokumentierte Absprache zwischen den Teichbesitzern könnte auch für die Wasserwirtschaftsverwaltung transparenter werden, unter welchen Umständen an den betroffenen Fließgewässern Probleme zu erwarten sind. Auch Maßnahmen zur Reduzierung des Sedimentabtrags durch Teichablass können unmittelbar positive Auswirkungen, vor allem auf ökologisch sensible Gewässer haben. Soll hingegen mehr Niederschlag in Teichen rückgehalten werden, so ist bei der Planung der Gebietswasserhaushalt zu berücksichtigen, um negative Konsequenzen auf die Fließgewässer zu verhindern.

17.6 Wasserkraft

Die Anzahl der Möglichkeiten zur Anpassung der Wasserkraft an veränderte Niedrigwasserzustände ist relativ beschränkt. Die meisten Maßnahmen werden bislang kaum oder gar nicht angewendet. Im Saalegebiet sind laut Bemerkungen im Fragebogen einige wünschenswerte Eigenschaften der Kraftwerke (gestaffelte Maschinengruppen, angepasster Turbinenwirkungsgrad) bereits flächendeckend vorhanden, sodass hier keine gesonderte Umsetzung der Maßnahmen notwendig ist. Die Überprüfung von Mindestwasserabflüssen wird teilweise bereits umgesetzt, kann aber dazu führen, dass mehr Restwasser im Gewässer belassen werden muss. Dies ist für die Anpassung an Niedrigwasser aus Sicht der Kraftwerksbetreiber eher kontraproduktiv.

In der Diskussion der Anpassungsmaßnahmen wurde generell deutlich, dass die bestehenden Altrechte die Eingriffsmöglichkeiten der Wasserwirtschaftsverwaltung generell stark beschränken. So liegt beispielsweise die als prioritär eingeschätzte Maßnahme „Weitere Maßnahme: qualifizierter Rückbau unrentabler, kleiner Anlagen“ vollständig im Ermessen des Kraftwerkbesitzers. Theoretisch bestünde nach drei Jahren ohne Betrieb der Anlage die Möglichkeit, tätig zu werden und den Rückbau zu fordern. In der Praxis wird dies aber selten angewendet. Die Kosten eines möglichen Rückbaus liegen beim Betreiber, sodass aus dessen Sicht möglicherweise selbst ein relativ unrentabler Betrieb einem Rückbau vorzuziehen ist.

Die zweite Maßnahme „Optimierung des Speichermanagements: Berücksichtigung der Wasserkraftanlagen im Speichermanagement“ ist im Wesentlichen schwer umzusetzen, da es häufig einen Zielkonflikt zwischen möglichst langfristig gewährleisteter Niedrigwasseraufhöhung und effizienter Erzeugung von Wasserkraft existiert.

18 Diskussion und Folgerungen zu Anpassungsmaßnahmen und möglichen Handlungsempfehlungen

Die hier durchgeführte Betrachtung und exemplarische Diskussion von Handlungsoptionen ist nur ein erster Schritt zu weiterführenden tatsächlichen Handlungsempfehlungen, denn es gibt einige Rahmenbedingungen zu beachten, die die hier erzielten Ergebnisse beeinflussen oder ihre Aussagekraft sogar einschränken können.

Bei der Interpretation der Bewertung der Anpassungsmaßnahmen sind der beschränkte beteiligte Personenkreis und der fachliche Hintergrund der Teilnehmer unbedingt zu berücksichtigen. Zum einen hat die begrenzte Anzahl der Teilnehmer zur Folge, dass pro Maßnahme und Gebiet maximal drei Antworten vorliegen. Es ist nicht sichergestellt, dass zu den unterschiedlichen Nutzungen Experten in gleicher Anzahl vertreten sind.

Zum anderen können durch den beschränkten Personenkreis die Ergebnisse des durchgeführten Prozesses selbst nach erfolgter Diskussion und im Konsens ausgewählter Handlungsoptionen nur als Handlungsempfehlungen der Pilotstudie bezeichnet werden. Die Beteiligung weiterer Stakeholder (wie z. B. Fischereivereine, Umweltschutzorganisationen, Kraftwerksbetreiber) mit anderem fachlichen Hintergrund und Interessen würde die Ergebnisse der Bewertung vermutlich merklich verändern (und einen Konsens weiter erschweren). Eine solche Beteiligung war im Verlauf dieser Studie nicht vorgesehen. Um abgestimmte Handlungsempfehlungen für ein Gebiet zu erlangen, ist diese Beteiligung aber unbedingt notwendig. Abgestimmte Handlungsempfehlungen sind in jedem Fall für ein Niedrigwassermanagement notwendig.

Weiterhin kann die Berechnung der Priorisierung der Anpassungsmaßnahmen in vielerlei Hinsicht modifiziert werden. In der vorliegenden Studie sollten zum einen alle im Fragebogen erfassten Informationen möglichst effizient genutzt werden und zum anderen eine leicht nachvollziehbare Priorisierungsmethode gewählt werden. Das angewendete Verfahren erfüllt beide Bedingungen. Durch die Anwendung der Priorisierung konnte wie gewünscht eine Diskussionsgrundlage geschaffen werden.

Alternativ wäre z. B. die Einführung von Mindestwerten für ein Kriterium möglich. Dies könnte z. B. bedeuten, dass eine Maßnahme nur dann als Handlungsoption in Frage kommt, wenn für keines der drei Kriterien "Wirksamkeit der Maßnahme", "technische Realisierbarkeit" und "finanzielle Realisierbarkeit" als Bewertung "gering" angegeben wurde.

Ebenso möglich wäre eine unterschiedliche Gewichtung der Kriterien in der Gesamtbewertung. So könnte z. B. die "Wirksamkeit der Maßnahme" stärker gewichtet werden, denn wenn die Maßnahme zwar finanziell und technisch umsetzbar, aber die Wirkung gering ist, kann sie möglicherweise weniger gut als Anpassungsmaßnahme geeignet sein. Allerdings sollte sorgfältig abgewogen werden, ob eine solche Gewichtung überhaupt für alle Maßnahmen gleichermaßen gültig sein kann.

Sollen die Ergebnisse einer Priorisierung vor allem als Diskussionsgrundlage dienen, so ist eine sehr komplexe, schwer nachvollziehbare Priorisierung nicht sinnvoll.

Im Workshop wurden in der Diskussion durch die Teilnehmer keine signifikanten Einwände gegen das hier verwendete Verfahren der Bewertung der Anpassungsmaßnahmen erhoben.

Zudem ist zu beachten, dass aus organisatorischen Gründen die Beantwortung der Fragebögen erfolgen musste, bevor alle Ergebnisse zu den Auswirkungen vollständig vorlagen. Es ist durchaus denkbar, dass sich die Bewertung eines einzelnen Teilnehmers im Verlauf der Studie verändert hat. Die Bewertung der Maßnahmen spiegelt also auch in dieser Hinsicht einen bestimmten Status wider, der bereits gegenwärtig oder auch zukünftig überholt sein kann.

Für zukünftige Vorhaben muss also immer ein (erneuter) Diskussionsprozess vorgesehen werden, um neue Erkenntnisse und Meinungen berücksichtigen zu können. Ältere Ergebnisse sind dabei aber nicht zu verwerfen, sondern erweitern die Diskussionsgrundlage.

Die unterschiedlichen Ergebnisse für Maßnahmen einer Nutzung für das Saale- und Naabgebiet zeigen neben den genannten Einschränkungen außerdem, dass Handlungsempfehlungen immer räumlich begrenzt ausgesprochen werden sollten. Auf einer großen räumlichen Skala sind die jeweiligen Einflussfaktoren noch heterogener und eine Priorisierung kann noch weniger repräsentativ sein.

Insgesamt ist die beschriebene Methodik zur Ermittlung der Handlungsempfehlungen somit als Diskussionsgrundlage zu betrachten, welche für weitere Anwendungen ggf. hinsichtlich der genannten Einschränkungen verbessert und gemäß den Erfordernissen der jeweiligen Anwendung anzupassen ist. Die Ergebnisse für die Anpassungsmaßnahmen können ebenfalls als Diskussionsgrundlage genutzt werden. Je nach Zielsetzung der jeweiligen Fragestellung sollte insbesondere die Verwendbarkeit der Priorisierungen unter Berücksichtigung der beschriebenen Randbedingungen kritisch überdacht werden.

Mit den hier vorgestellten Ergebnissen zu den möglichen Handlungsempfehlungen liegt eine nachvollziehbare und transparente Bewertung vor. Diese Bewertung kann als in Verbindung mit den berechneten Ergebnissen zu den Auswirkungen im Saale- und Naabgebiet eine Grundlage für die Implementierung von Maßnahmen und für das Monitoring der bereits jetzt auftretenden Veränderungen sein.

Dabei ist es aufgrund der Unsicherheiten in der Abschätzung der möglichen Konsequenzen des zukünftigen Klimawandels selbstverständlich, dass diese Untersuchungen nicht abschließend behandelbar sind. Es handelt sich bei Untersuchungen zum Klimawandel um einen Kreislauf, bei dem immer weitere Erkenntnisse gewonnen werden, sodass die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen in regelmäßigen Abständen überprüft und ggf. entsprechend neuerer Erkenntnisse modifiziert werden müssen (Abb. 38).

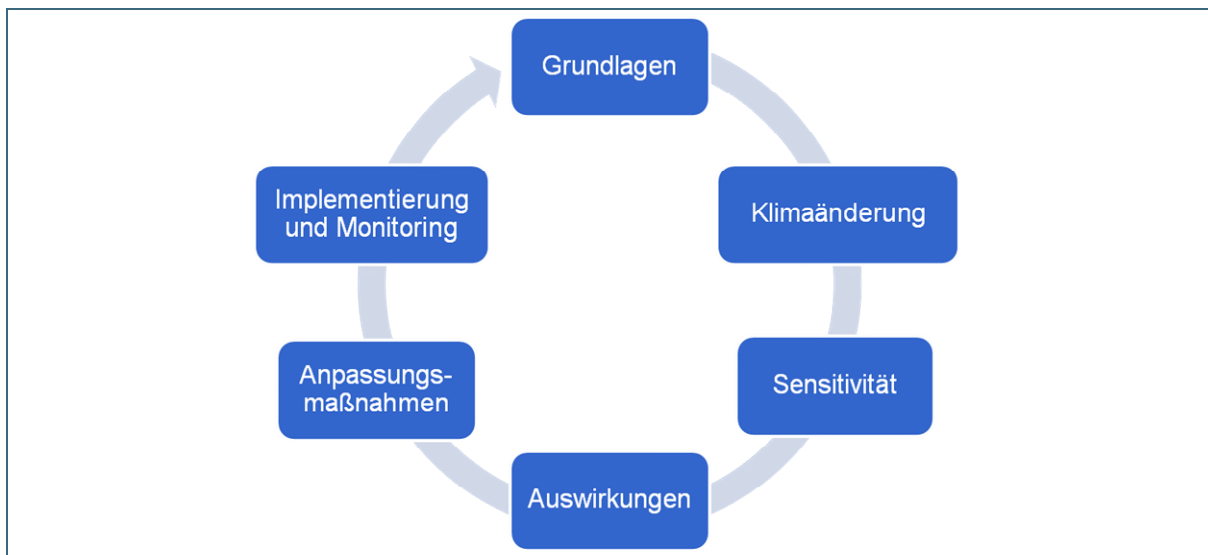


Abb. 38: Iterativer Prozess der Anpassung an den Klimawandel

Teil E: Fazit und Ausblick

Dieser kurze Berichtsteil enthält das Resümee über die Ergebnisse aller vorherigen Teile und gibt Empfehlungen zum weiteren Vorgehen. Weiterhin wird auf andere Arbeiten und Publikationen aus dem Themenfeld Niedrigwasser und Trockenheit verwiesen.

19 Fazit und Ausblick

19.1 Allgemeines

Quantitative Untersuchungen zum Klimawandel benötigen Klimaprojektionen, die aus der Modellkette vom Globalmodell zum Regionalmodell stammen und die die Eingangsdaten zum hydrologischen Modell stellen. In den Klimaprojektionen sind Annahmen über die zukünftige Entwicklung der klimarelevanten Gase und zu den weiteren Rahmenbedingungen der Entwicklung auf der Erde enthalten.

Es ist einsichtig, dass es aufgrund der Unsicherheiten in der Modellierung und den Modellannahmen viele Klimaprojektionen gibt und somit viele mögliche Entwicklungen der zukünftigen klimatischen Bedingungen. Durch die Betrachtung eines Ensembles von mehreren Klimaprojektionen kann die Bandbreite, die sich aus dieser Unsicherheit ergibt, abgeschätzt werden.

Die Auswahl der in dieser Untersuchung verwendeten Klimaprojektionen aus dem verfügbaren Ensemble ist ein entscheidender Faktor, der alle weiteren Ergebnisse der szenarienbasierten und quantitativen Methode beeinflusst. Durch die durchgeführte Auswahl von zwei Klimaprojektionen, die insbesondere im Niedrigwasser Veränderungen erwarten lassen, erfolgte die Untersuchung gezielt im Hinblick auf diese Auswirkungen. Diese „Was-wäre-wenn“-Betrachtung gewährleistete, dass Bedingungen bewertet wurden, die auch tatsächlich eine Niedrigwasserverschärfung zeigten.

Die beiden ausgewählten Projektionen liefern unterschiedliche Ergebnisse. Projektion 2 ergibt im Mittel deutlich geringere Auswirkungen hinsichtlich des Niedrigwassers als Projektion 1. Beide Ergebnisse sind aber gleich wahrscheinlich und somit gemeinsam zu interpretieren.

Dieses Ergebnis unterstreicht die Wichtigkeit, mehrere Projektionen in Untersuchungen zum Klimawandel zu betrachten, um den Unsicherheitsbereich einschätzen zu können. Um wiederum die Ergebnisse dieser Untersuchung mit anderen Auswertungen zu vergleichen, ist es erforderlich, die jeweiligen Grundlagendaten und ggf. deren Unterschiede zu kennen.

Es hat sich gezeigt, dass die Auswertung des Stresstests und der enthaltenen Einzeljahre zur Einschätzung der Auswirkungen hilfreich war. Vermutlich ist das darauf zurückzuführen, dass die bereits aufgetretenen Extremjahre gedanklich präsent und die Auswirkungen entsprechend gut greifbar und einzuordnen waren. Die gezielte (normative) Auswahl und Abfolge der Extremjahre im Stresstestszenario hat starken Einfluss auf die Modellergebnisse. Somit stellte auch der hier verwendete KLIWA-Stresstest nur ein mögliches Ergebnis zur Verfügung, welches zur Interpretation mit anderen Ergebnissen, z. B. aus der Verwendung von Klimaprojektionen, in Beziehung gesetzt werden musste.

Die Auswertung der Veränderung der Kennwerte für die verschiedenen Zeithorizonte konnte genutzt werden, um die konkreten Fragestellungen der Wasserwirtschaftsämter weitestgehend beantworten zu können.

Konnten Fragen nicht vollständig beantwortet werden, so ist dies zumeist auf das Fehlen belastbarer lokaler Daten oder einer ausreichenden zeitlichen Auflösung zurückzuführen. Dies traf beispielsweise auf weiterreichende Untersuchungen zur Furthbach-Teichkette zu, da hier keine belastbaren Daten zu Einzugsgebieten der Teiche und vor allem zur Bewirtschaftung der Teiche vorlagen. Im Hinblick auf diese Thematik werden aktuell Arbeiten am WWA Weiden durchgeführt, die eine bessere Datengrundlage schaffen könnten. Vom LfU wird daher angestrebt, im Nachgang zur aktuellen Studie in Absprache mit dem WWA Weiden zu klären, ob und welche weiterführenden Auswertungen zukünftig denkbar wären.

Eine weitere Einschränkung der Aussagen zu einzelnen Fragestellungen stellte die Modellierung der Speicher (insbesondere im Naabgebiet) dar. Auf diese Problematik wird im folgenden Abschnitt eingegangen.

19.2 Speichersimulation

Die in den beiden Untersuchungsgebieten liegenden Speicher sind in den Wasserhaushaltsmodellen dieser Gebiete enthalten. Allerdings hat sich erst zu Beginn der Studie gezeigt, dass die Wiedergabe der Niedrigwassersteuerung in der bestehenden Konfiguration der Modelle unzureichend ist. Fragestellungen, die sich explizit auf Niedrigwassersituationen bzw. die Wirksamkeit der Speicher in diesen Situationen beziehen, konnten daher nicht – wie ursprünglich vorgesehen – anhand der vorliegenden Simulationen bzw. Modellkonfigurationen beantwortet werden.

Im Laufe der Studie wurden vom LfU daher weitreichende Anstrengungen unternommen, um eine zusätzliche Modellierung durchzuführen, die speziell auf die adäquate Wiedergabe der Niedrigwassersteuerung der Speicher abzielt. Im Hinblick auf den Zeitplan der Bearbeitung wurde deutlich, dass bei weiteren, ähnlichen Pilotstudien vor Beginn der Bearbeitung geprüft werden sollte, ob alle benötigten Daten (hier: Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodelle) in nutzbarer Form vorliegen.

Durch die zusätzliche Modellierung konnte die Funktion des Förmitzspeichers zufriedenstellend nachgebildet werden. Für den Eixendorfer See gelang dies nicht. Daher blieben Fragen zur Wirksamkeit der Speicher im Naabgebiet zu diesem Zeitpunkt größtenteils unbeantwortet. Ergebnisse zum Förmitzspeicher konnten nur eingeschränkt auf die Speicher im Naabgebiet übertragen werden. Eine Fehleranalyse zum Eixendorfer Speicher befindet sich in Arbeit und eine nachträgliche Beantwortung der ausstehenden Fragen ist vorgesehen.

Die Berücksichtigung der Speicher stellt einen wichtigen Aspekt dar, der die Akzeptanz der vorgelegten Ergebnisse beeinflussen kann. Seitens der Praxispartner wurde darauf hingewiesen, dass daher auch die Kopfspeicher des Eixendorfer Sees in eventuellen Zusatzarbeiten berücksichtigt werden sollten.

Auch für weitere Auswertungen im Hinblick auf Niedrigwassersituationen in Gebieten mit für Niedrigwasser relevanten Speichern könnte ein entsprechendes robustes Instrument zu Abbildung der Niedrigwassersteuerung der Speicher hilfreich sein. Allerdings ist zu bedenken, dass die Bewirtschaftung verschiedener Speicher sehr unterschiedlich sein kann und dies jeweils eine individuelle Anpassung eines Speichermodells mit sich brächte.

Bei weiteren Arbeiten an einem solchen Instrument sollte auch geprüft werden, ob eine rekursive Modellierung des Speichers die Ergebnisse noch belastbarer macht. Dies könnte beispielsweise im Hinblick auf den Förmitzspeicher hilfreich sein, da hier bei der Zielvorgabe von 1 m³/s bereits geringe Abweichungen in den Ergebnissen sehr deutlich sichtbar werden können (z. B. bei der Auswertung der kategorischen Kennwerte mit fixem Schwellenwert).

Die Abbildung einer Steuerung der Speicher mit mehreren Zielen könnte die Ergebnisse ebenfalls belastbarer machen, falls eine solche multi-objektive Steuerung (z. B. in Hinblick auf Niedrigwasseraufhöhung und Stromproduktion) an dem jeweiligen Speicher eingesetzt wird.

Allerdings ist bei allen genannten Aspekten abzuwägen, ob der zusätzliche Aufwand zur Berücksichtigung im Hinblick auf die vorliegenden Fragestellungen relevant ist und ob sich die Güte der Ergebnisse durch die Berücksichtigung dem Aufwand angemessen erhöhen könnte.

19.3 Szenarienbasierte und qualitative Methode

Die Pilotstudie zeigte, dass die rein qualitative Erfassung von Änderungen und Auswirkungen anhand von Fragebogen/Abfragen teilweise sehr große Spannweiten der Einschätzungen ergibt. Große Spannweiten ergeben sich auch bei der szenarienbasierten Auswertung. Allerdings ist die Bandbreite der szenarienbasierten Ergebnisse vor allem auf die Berücksichtigung verschiedener Szenarien zurückzuführen, während bei der qualitativen Einschätzung die subjektive Wahrnehmung jedes Teilnehmers eine entscheidende Rolle spielen dürfte.

Bei Anwendung einer qualitativen Methode ist somit die Zusammensetzung des Teilnehmerkreises von großer Bedeutung. Im vorliegenden Fall wurde im Vorfeld der Studie ein fachlich qualifizierter, relativ kleiner Teilnehmerkreis ausgewählt. Eine statistische Auswertung der Ergebnisse unter Ausschluss möglicher Ausreißer ist bei einem kleinen Teilnehmerkreis nicht möglich. Die Antworten jedes einzelnen Teilnehmers haben somit einen großen Einfluss auf das Ergebnis. Daher ist bei einem beschränkten Personenkreis auch die ausgewogene Zusammensetzung des Teilnehmerkreises oder zumindest die Berücksichtigung dieser Zusammensetzung bei der Interpretation der Ergebnisse sehr relevant.

Ein Vorteil der szenarienbasierten Methode ist in diesem Zusammenhang, dass sie die Verknüpfung bestimmter hypothetischer Veränderungen mit bestimmten Auswirkungen erlaubt (zwar ebenfalls mit Unsicherheit belastet, allerdings durch quantifizierbare Modellunsicherheiten). Solche (szenarienbasierten) „Was-wäre-wenn“-Analysen können eine solide Grundlage für weiterführende qualitative Einschätzungen darstellen, da sie eine realistische Einschätzung möglicher Gebiets- (oder System-) Reaktionen erlauben.

Beispielsweise ergab die qualitative Einschätzung im Saalegebiet, dass dem Förmitzspeicher eine deutliche, positive Wirkung auf den MQ zugeschrieben wird. Anhand des verwendeten Modells (mit seinen Einschränkungen und Unsicherheiten) wird aber verdeutlicht, dass dies wahrscheinlich nicht der Fall ist. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse können vermutlich auch qualitative Einschätzungen möglicher Klimawandelauswirkungen verbessert werden.

Auch die in der (szenarienbasierten) Stresstestauswertung deutlich gewordenen unterschiedlichen Gebietsreaktionen auf ähnliche Niederschlagsvariationen erlauben vermutlich qualifiziertere qualitative Einschätzungen möglicher Klimawandelauswirkungen.

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Anwendung von hydrologischen Modellen komplexe Wirkzusammenhänge hervorheben kann, die bei einer qualitativen Abschätzung ohne weitere Vorkenntnisse anders eingeschätzt worden wären.

Die Modellierung und ihre szenarienbasierte Auswertung stellt in beiden genannten Fällen somit ein geeignetes Werkzeug dar, um eine wichtige Wissensgrundlage zu Wirkzusammenhängen zu schaffen, die anschließend eine verbesserte gedankliche „Extrapolation“ oder Übertragung der Ergebnisse auf andere, intuitiv als wahrscheinlich erachtete Ausgangsannahmen erlaubt.

Zur Einordnung der szenarienbasierten Ergebnisse ist das lokal/regional verfügbare Wissen aber unabdingbar. Insbesondere bei der Betrachtung bekannter, lokaler Problemstellungen ist es nicht möglich, sämtliche Einflussfaktoren zu quantifizieren, sodass einer qualitativen Einordnung der Ergebnisse unter Berücksichtigung zusätzlicher Aspekte eine große Bedeutung zukommt. Erst hierdurch kann festgelegt werden, ob/ab wann eine bestimmte Auswirkung als kritisch erachtet wird. Hierbei ist es wichtig, dass auch die Vorgehensweise und die Einschränkung der szenarienbasierten Ergebnisse transportiert werden, sodass die Belastbarkeit/Güte der einzuordnenden Ergebnisse beurteilt werden kann.

Zusätzlich kann ggf. zu einem früheren Zeitpunkt während der szenarienbasierten Auswertung eine qualitative Auswahl von relevanten Themen zur weiteren Betrachtung sinnvoll sein. Der Aufwand für die szenarienbasierte Methode kann folglich eingeschränkt werden, indem die Auswertungen sich auf qualitativ als relevant eingeschätzte Bereiche konzentrieren (z. B. bestimmte Zeithorizonte, bestimmter Kennwert, etc.).

19.4 Quantitatives Verfahren in Anlehnung an das Netzwerk Vulnerabilität

Die vollständige Durchführung des quantitativen Verfahrens in Anlehnung an das Verfahren des Netzwerks Vulnerabilität, wie in der Ausschreibung beschrieben (Umwandlung der quantitativen Modellierungsergebnisse in Indikatoren, Erstellung von aggregierten Indikatoren, ggf. Quantifizierung von Anpassungskapazität und verbleibender Vulnerabilität), war im vorliegenden Fall nicht sinnvoll. Die Brennpunkte innerhalb der Untersuchungsgebiete sind den zuständigen Praxispartnern genau bekannt und mögliche Einschätzungen und Entscheidungen im Hinblick auf diese Brennpunkte sind durch sehr viele Faktoren beeinflusst, die im Verfahren des Netzwerks Vulnerabilität nicht berücksichtigt bzw. nur schwer quantifiziert werden können.

In der Anwendung des Verfahrens auf die vorliegenden Fragen wurde auch deutlich, dass bei solchen Fragestellungen immer auch subjektive Wertungen in das quantitative Verfahren einfließen müssen, da sonst die Aussagekraft auf räumliche und zeitliche Unterschiede einzelner Kenngrößen beschränkt bleibt. Im vorliegenden Fall wurde deutlich, dass ohne einen bewussten, normativen Eingriff die Kritikalität der Indikatoren für einzelne Kennwerte aufgrund der Nutzung der Min-Max-Normierung nicht verglichen werden darf. Auch sollte jede Art von Rechenoperation mit mehreren Einzelindikatoren (Aggregation pro Nutzung, nutzungsübergreifende Aggregation, Verrechnung mit Anpassungsindikatoren) mit großer Vorsicht behandelt werden, da hierbei die Kritikalität ebenfalls zum Tragen kommt.

Normierte, qualitativ gut aufbereitete Indikatoren mögen zwar für Laien eine leicht erfassbare Information darstellen, im Hinblick auf die Fragestellungen der Wasserwirtschaftsämter kann eine einfache Information aber zumeist keine Mehrinformation im Vergleich zur szenarienbasierten Auswertung (z. B. Änderungssignale der Kennwerte) erbringen. Zur fachlich qualifizierten Interpretation von Ergebnissen in Form eines Indikators muss auch die relevante „Metainformation“ mitgeliefert werden (z. B. welche Kenngrößen wurden aggregiert? Wie wurde der Normierungsbereich bestimmt?). Dies schränkt den Vorteil der „Einfachheit“ von normierten Indikatoren für Fachpublikum wiederum ein.

In der vorliegenden Anwendung sollte außerdem für großräumigere Fragestellungen geprüft werden, ob eine nachträgliche Übertragbarkeit einzelner Indikatoren auf andere Gebiete (z. B. ganze Landesfläche Bayern) gewährleistet werden kann. Prinzipiell ist das hier angewendete Min-Max-Verfahren nicht dafür ausgelegt, dass die auszuwertende Datengrundlage für die Normierung nachträglich bzw. sukzessive erweitert wird. Neu hinzukommende Werte können außerhalb des vormals bestimmten Min-Max-Bereichs liegen und somit eine Anpassung des Normierungsbereichs notwendig machen.

Eine erste vorsichtige (übergroße) Festlegung des Normierungsbereichs kann hier zwar Abhilfe schaffen. Bei den vorliegenden Kenngrößen ist der gesamte theoretisch mögliche Wertebereich aber sehr groß und ein sehr groß gewählter Normierungsbereich kann vorhandene Unterschiede in den bislang auszuwertenden Werten unkenntlich machen.

In der vorliegenden Anwendung standen für einige Kennwerte bereits umfangreiche Auswertungen für Bayern zur Verfügung. Diese Auswertungen umfassten auch extreme Projektionen, was im Hinblick auf die Übertragbarkeit entscheidend war. Auf diese Auswertungen konnte größtenteils (nur für nicht-aggregierte Indikatoren) zurückgegriffen werden, um den Normierungsbereich festzulegen. Diese gute Datengrundlage stellt aber vermutlich eher eine Ausnahme dar.

Prinzipiell stellen auch die Anpassung des Normierungsbereichs und die nachträgliche Neuberechnung eines (nicht-aggregierten) Indikators keinen großen Aufwand dar. Allerdings verändern sich bereits vorhandene Indikatorwerte, was zu Problemen in der Kommunikation der Ergebnisse führen kann.

Insgesamt wurde deutlich, dass das Verfahren zur systematischen Identifikation räumlicher Unterschiede in großen Gebieten durchaus sinnvoll sein kann. Dies erbrachte aber im Hinblick auf die sehr spezifischen Fragen der Studie keine Mehrinformation im Vergleich zur zielgerichteten, szenarienbasierten Auswertung der vorliegenden Daten.

Da die quantitative Methode auf der szenarienbasierten Methode aufbaut, ist sie im Vergleich zu dieser immer mit zusätzlichem Aufwand verbunden. Bei gleichzeitig ausbleibender Mehrinformation ist die Anwendung somit auch für die Ableitung von Handlungsempfehlungen nicht empfehlenswert.

Anpassungsmaßnahmen

Zur Zusammenstellung von Anpassungsmaßnahmen für verschieden Nutzungen stehen verschiedene Literaturquellen zur Verfügung. Im regionalen/lokalen Kontext können aber weitere, spezifische Anpassungsmaßnahmen relevant sein, die durch die jeweiligen regionalen Experten benannt werden können.

Um aus den Anpassungsmaßnahmen Handlungsempfehlungen ableiten zu können, ist ein weitreichender Diskussionsprozess notwendig. In der vorliegenden Studie war der beteiligte Personenkreis eingeschränkt, in dem die Anpassungsmaßnahmen diskutiert wurden, sodass hier nur mögliche Handlungsempfehlungen zusammengestellt sind.

Um für ein Gebiet allgemeinere Handlungsempfehlungen aussprechen zu können, muss eine Beteiligung der betroffenen Stakeholder erfolgen. Dadurch erweitert sich der Personenkreis und auch die Meinungsheterogenität nimmt vermutlich zu. Unter solchen Umständen kann es sein, dass durch Diskussion aufgrund unterschiedlicher Interessenslagen (z. B. Restwasserproblematik) überhaupt kein Konsens hinsichtlich der Handlungsempfehlungen erreichbar ist. Erhöht sich die Dringlichkeit der Maßnahmenumsetzung aufgrund akuter Niedrigwasserereignisse, so besteht die Möglichkeit, dass der Wille zum Konsens größer ist.

Daher hat die Ermittlung einer quantitativen Bewertung jeder Handlungsoption, wie in dieser Studie mithilfe der Fragebogen durchgeführt, durchaus ihre Berechtigung. Nur so kann auch ein großer Personenkreis bei der Auswahl der Empfehlungen gerecht und transparent berücksichtigt werden. Die Methodik zur Ermittlung einer mittleren Bewertung kann dabei an individuelle Erfordernisse angepasst werden (z. B. Gewichtung der Einschätzung einzelner Personengruppen, etc.).

Bei der Erarbeitung einer mittleren Bewertung anhand von Bewertungskriterien und Kategorien können nicht alle Eigenschaften einer Anpassungsmaßnahme erfragt werden. Daher ist eine Ergänzung einer solchen Bewertung durch qualitative/verbale Kommentare sehr hilfreich. Insbesondere hinsichtlich der Hemmnisse der Umsetzung von Maßnahmen erscheint dies wichtig. Andernfalls könnte der Eindruck entstehen, dass Maßnahmen mit einer guten Bewertung völlig problemlos umsetzbar sein sollten.

Die hier durchgeführte Priorisierung ist als exemplarische Ausarbeitung zu sehen und kann als Diskussionsgrundlage sowohl für die in den hier bearbeiteten Gebieten möglichen Handlungsempfehlungen als auch für die Anpassung der Vorgehensweise in anderen Anwendungen dienen. Sie sollte jedoch nicht ohne transparente Nennung der Einschränkungen weiter verwendet werden.

Von den Praxispartnern werden eine Bewertung/Priorisierung der Anpassungsmaßnahmen und eine Auswahl von Handlungsempfehlungen gar nicht als unbedingt notwendig erachtet. Der hier genutzte Ansatz zur Priorisierung wird zwar als grundsätzlich sinnvoll eingeschätzt, allerdings scheint die Anwendung eher für einen Leitfaden sinnvoll, denn als Entscheidungsgrundlage für die Umsetzung lokaler Maßnahmen. Zum einen ist die Anzahl der Anpassungsmaßnahmen pro Nutzung übersichtlich genug, um die einzelnen Optionen bei Bedarf auch ohne Priorisierung erfassen zu können. Zum anderen gehen Entscheidungen in der Praxis von einem sehr lokalen Bedarf (eine Anlage/ein Gewässerabschnitt) aus, sodass in jedem Fall nochmal individuell, lokal abgewogen werden muss, ob und was umsetzbar ist. Hierbei kann die Sammlung der Optionen dann Hilfestellung leisten.

Austausch zwischen WWAs und LfU

Die Pilotstudie zeigte, dass zur Abschätzung der regionalen Auswirkungen des Klimawandels die Interaktion zwischen den verschiedenen Behörden – in diesem Fall den Wasserwirtschaftsämtern (bzw. den weiteren Praxispartnern) und dem LfU – sehr sinnvoll war.

Die Formulierung der konkreten Fragestellungen konnte nur in Zusammenarbeit zwischen den beiden Behörden erfolgen. Einerseits wurde durch das LfU sichergestellt, dass die zur Bearbeitung notwendige Datengrundlage verfügbar gemacht werden kann. Andererseits wurde durch die Wasserwirtschaftsämter mit ihrem lokalen und regionalen Wissen der Fokus auf die drängendsten Fragen in den jeweiligen Gebieten gelenkt sowie das Wissen zu lokalen Einflussfaktoren beigesteuert. Auch zur Einordnung der bereitgestellten Ergebnisse ist dieses lokale und regionale Wissen sehr hilfreich.

Somit konnten nur durch den Austausch und die Kombination des jeweiligen Wissens belastbare regionale/lokale Aussagen getroffen werden. Insgesamt ergab sich, dass auch über diese Pilotstudie hinaus hinsichtlich einiger Fragestellungen noch mehr Potential bzw. Bedarf für entsprechenden Austausch vorhanden ist.

Auch die zukünftige Bearbeitung ähnlicher Fragestellungen in anderen Gebieten durch das LfU in Kooperation mit anderen Wasserwirtschaftsämtern ist denkbar.

Weitere Veröffentlichungen (Stand Juli 2018)

Parallel zu der hier vorgestellten Pilotstudie Niedrigwasser an Naab und Sächsischer Saale wurden auch in den beiden anderen KLIWA-Partnerländern Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz Pilotstudien zum Thema Niedrigwasser durchgeführt. Sie bedienten sich dabei zum Teil ähnlicher, zum Teil anderer Methoden als in Bayern. Die Ergebnisse aller drei Studien sind in dem Bericht „Niedrigwasser in Süddeutschland. Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen aus Pilotstudien“ (KLIWA 2018b) zusammengefasst. Der Bericht vergleicht die wesentlichen Methoden und Ergebnisse der einzelnen Studien. Ferner beleuchtet er neben der Ausprägung historischer Niedrigwasserereignisse auch einen weiteren Stresstestansatz und erweitert die hier dargestellte Methode zur Bewertung von Handlungsoptionen.

In Kurzform finden sich ausgewählte Ergebnisse aus den KLIWA-Pilotstudien auch im Tagungsband zum KLIWA-Symposium im Mai 2017 (KLIWA 2018a).

Teil F: Verzeichnisse und Anlagen

20 Literaturverzeichnis

ARGE NISTER (2016): Hintergrund und Zielsetzungen zum Nisterprogramm.

BAER, OTTO (1995): Die Flußperlmuschel. *Margaritifera margaritifera* (L.) ; Ökologie, umweltbedingte Reaktionen und Schutzproblematik einer vom Aussterben bedrohten Tierart. 1. Aufl. Westarp-Wiss, Die neue Brehm-Bücherei, 619, Magdeburg, 118 S S.

BAYERISCHE STAATSREGIERUNG (2016): Bayerische Klima-Anpassungsstrategie (BayKLAS) 2016. München, 224 S.

BENDER, STEFFEN; SCHALLER, MICHAELA (2014): Vergleichendes Lexikon. Wichtige Definitionen, Schwellenwerte und Indices aus den Bereichen Klima, Klimafolgenforschung und Naturgefahren. CSC - Climate Service Center.

BFK, BUNDESAMT FÜR KONJUNKTURFRAGEN, CH (1995): Kleinwasserkraftwerke - Wahl, Dimensionierung und Abnahme einer Kleinturbine. Bern, Schweiz, 75 S.

BIRKMANN, JÖRN; BÖHM, HANS REINER; BUCHHOLZ, FRANK; BÜSCHER, DIRK; DASCHKEIT, ACHIM; EBERT, SEBASTIAN ET AL. (2013): Glossar Klimawandel und Raumentwicklung. Akad. für Raumforschung und Landesplanung, E-Paper der ARL, 10, Hannover, S. S.

BMJV, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucher (20.06.2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung- OGewV).

BUTH, MAREIKE; KAHLENBORN, WALTER; GREIVING, STEFAN; FLEISCHHAUER, MARK; ZEBISCH, MARC; SCHNEIDERBAUER, STEFAN (2015): Methodische Empfehlungen für sektorale und sektorenübergreifende Klimawirkungs- und Vulnerabilitätsanalysen.

DIE BUNDESREGIERUNG (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel.

FGG, FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (2015): Aktualisierung des Maßnahmenprogramms nach § 82 WHG bzw. Artikel 11 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021. Freistaat Bayern; Land Berlin; Land Brandenburg; Freie und Hansestadt Hamburg; Land Mecklenburg-Vorpommern; Land Niedersachsen et al.

HUA, HESONG (1990): Accurate Method for Calculation of Saturation DO. In: Journal of Environmental Engineering, 116, 5, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1990)116:5(988), 988–990 S.

IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2014): Klimaänderung 2013; Naturwissenschaftliche Grundlagen. Häufig gestellte Fragen und Antworten aus dem Bericht der Arbeitsgruppe I des IPCC, dem das Plenum zugestimmt - nicht im Detail verabschiedet - hat. WG I.

KLIWA, KLIMAVERÄNDERUNG UND WASSERWIRTSCHAFT (2016): Monitoringbericht 2016. Klimawandel in Süddeutschland - Veränderung von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen der Kooperation KLIWA. 60 S.

KLIWA, KLIMAVERÄNDERUNG UND WASSERWIRTSCHAFT (2018a): Klimawandel in Süden Deutschlands; Herausforderungen - Anpassungen. Folgen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Berichte, Heft 22.

KLIWA, KLIMAVERÄNDERUNG UND WASSERWIRTSCHAFT (2018b): Niedrigwasser in Süddeutschland. Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen aus Pilotstudien. [in Vorbereitung], KLIWA-Berichte, Heft 23.

- LAWA, BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2007a): Leitlinien für ein nachhaltiges Niedrigwassermanagement.
- LAWA, BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2007b): Leitlinien für ein nachhaltiges Niedrigwassermanagement -Materialien-. 50 S.
- LAWA, BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2010): Strategiepapier "Auswirkung des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft" - Bestandsaufnahme und Handlungsempfehlungen. Beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26.03 2010 in Dresden.
- LAWA, BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2015): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B; Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- LFU BW, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2005): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. 1. Aufl. LfU, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 97, Karlsruhe, 182 S.
- LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2012a): Auswertung regionaler Klimaprojektionen - Regionalbericht Naab-Regen. Der Klimawandel in Bayern.
- LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2012b): Auswertung regionaler Klimaprojektionen - Regionalbericht Saale-Eger. Der Klimawandel in Bayern.
- LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2015): Kenn- und Schwellenwerte für Niedrigwasser. Begriffserläuterungen und Methodik für Auswertungen am LfU. Klimawandel und Wasserhaushalt.
- LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2016): Niedrigwasser in Bayern - Grundlagen, Veränderung und Auswirkungen.
- LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2004): Leitfaden Flussperlmuschelschutz (Nr. 172). Schriftenreihe.
- LFW, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Empfehlungen für Bau und Betrieb von Fischteichen. Materialien, Nr. 99, 65 S.
- MU NDS, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ, REGIERUNGSKOMMISSION KLIMASCHUTZ (2012): Empfehlung für eine niedersächsische Strategie zur Anpassung an die Folgen des Klimawandels. Hannover.
- OECD, ORGANISATION FÜR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2008): Handbook on constructing composite indicators. Methodology and user guide. OECD, Paris, 158 S S.
- OTTO, S. A.; ZAHN, S. (2008): Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe.
- REG UFR, REGIERUNG VON UNTERFRANKEN (2016): 11. Wasserforum Unterfranken AKTION GRUNDWASSERSCHUTZ - Trinkwasser für Unterfranken. Thema: Das Trockenjahr 2015 - Herausforderungen und Perspektiven für Wasserversorgung und Landwirtschaft. 11. Wasserforum Unterfranken, Würzburg, 17.03.2016.
- REINARTZ, RALF (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns. Literaturstudie im Auftrag des Bayerisches Landesamtes für Umwelt Referat 57/Gewässerökologie. [unveröffentlicht], Münster, 124 S.
- SCHEDER, CHRISTIAN; LERCHEGGER, BIRGIT; FLÖDL, PETER; GUMPINGER, CLEMENS; HAUER, CHRISTOPH (2014): Modellierung geeigneter Wiederansiedelungshabitats für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*). Methodenentwicklung. Wels/Wien.

STEINMETZ, HEIDRUN; WIEPRECHT, SILKE; BÁRDOSSY, ADRÁS (2013): Anpassungsstrategie Baden-Württemberg an die Folgen des Klimawandels. Fachgutachten für das Handlungsfeld Wasserhaushalt - Teil A: Langfassung -.

STMUV, BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2015): Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau; Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021.

TRÖLTZSCH, JENNY; GÖRLACH, BENJAMIN; LÜCKGE, HELEN; PETER, MARTIN; SARTORIUS, CHRISTIAN (2012): Kosten und Nutzen von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel. Analyse von 28 Anpassungsmaßnahmen in Deutschland.

UBA, UMWELTBUNDESAMT (2015): Bericht zur Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel basierend auf Arbeiten des Netzwerks Vulnerabilität (2011-2015). Vulnerabilitätsanalyse für den Fortschrittsbericht zur DAS basierend auf Arbeiten des Netzwerks Vulnerabilität (2011-2015).

UMBW, MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG (2015): Strategie zur Anpassung an den Klimawandel in Baden-Württemberg.

WILLEMS, WINFRIED; STRICKER, KONSTANTIN (2012): Erstellung von Regressionsbeziehungen für Wassertemperaturen. [unveröffentlicht], Ottobrunn, 75 S.

WWA HO, WASSERWIRTSCHAFTSAMT HOF (2015): Die Förmitztalsperre. Gewässerportrait. Online verfügbar unter http://www.wwa-ho.bayern.de/fluesse_seen/gewaesserportraits/foermitzspeicher, zuletzt geprüft am 03.11.2016.

21 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Durch Niedrigwasser betroffene Nutzungsbereiche	15
Abb. 2:	Förmitzspeicher im September 2003	18
Abb. 3:	Eixendorf-Talsperre	19
Abb. 4:	Liebensteinspeicher	19
Abb. 5:	Übersicht der vom LfU bereitgestellten Datengrundlage, Nat. WHH = natürlicher Wasserhaushalt	21
Abb. 6:	Darstellungsart des räumlichen Wertebereichs eines Kennwerts im optimistischen und pessimistischen Teilszenario	24
Abb. 7:	Kombination gemessener hydrologischer Jahre zu einer synthetischen Zeitreihe (KLIWA-Stresstest „Szenario 2015 NW“)	24
Abb. 8:	Schematische Darstellung zur Begrifflichkeiten in der räumlichen Aufteilung von Wasserhaushaltsmodellgebieten	26
Abb. 9:	Liste der für alle Pegel erstellten Abflusskennwerte (Hinweis zu SumD, maxD, SumV: Anstatt des MNQ sind auch andere Schwellenwerte möglich; x – allgemeine Auswertung, s – Auswertung nur im KLIWA-Stresstest)	27
Abb. 10:	Änderung des MQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Sächsische Saale	33
Abb. 11:	Änderung des MNQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Sächsische Saale	35

Abb. 12:	Wasserstände im Förmitzspeicher der Messung (1992–2015), im optimistischen und pessimistischen Teilszenario sowie im KLIWA-Stresstest	40
Abb. 13:	Absolute Änderung der Anzahl an Tagen im Wasserhaushaltsjahr, an denen der Grenzwert von 1 m ³ /s am Pegel Hof unterschritten wird (SumD) sowie das daraus resultierende Defizit SumV – Darstellung je für das optimistische und pessimistische Teilszenario mit und ohne Speicher.	45
Abb. 14:	Änderung der maximalen Wassertemperatur (links), der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 21,5 °C (SumD 21,5, Mitte) sowie der mittleren Summe der Unterschreitungsdauer des MNQ (rechts) im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario	51
Abb. 15:	Ursachen für die Gefährdung der Großmuscheln (Najaden) (ARGE NISTER 2016)	54
Abb. 16:	Foto der Flussperlmuschel (links) [w RLP] und deren Entwicklungszyklus (rechts)(SCHEDER ET AL. 2014)	54
Abb. 17:	Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Sauerstoffsättigung nach HUA (1990)	55
Abb. 18:	Für die Flussperlmuschel-Auswertungen berücksichtigter Gebietsausschnitt	56
Abb. 19:	Änderung der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 25 bzw. 19 °C im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario	57
Abb. 20:	Skizze eines Ausleitungskraftwerks [w BAYERISCHE LANDESKRAFTWERKE]	60
Abb. 21:	Limitierung der nutzbaren Wassermenge (hier für ein Abflussereignis) von Flusskraftwerken durch den Ausbauzufluss (QA) und bei Ausleitungskraftwerken zusätzlich durch das Restwasser QR (Eigene Darstellung)	60
Abb. 22:	Veränderung des relativen Wirkungsgrades (η/η_{\max}) in Abhängigkeit der Auslastung (rel. Volumenstrom Q/Q_{\max}) für die verschiedenen Turbinentypen: Pelton-, zweizellige Durchströmturbine (1), Kaplan-turbine (2), Francis- und einzellige Durchströmturbine (3), Kreisel (4) (Eigene Darstellung nach Daten des Bundesamtes für Konjunkturfragen BFK 1995)	61
Abb. 23:	Auswirkungen auf die Wasserkraftanlagen (im Naab- und Saalegebiet) je Simulationslauf: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (< 1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Abnahme der Energieproduktion (Reduktion)	64
Abb. 24:	Auswirkungen auf die Wasserkraftanlagen (im Naab- und Saalegebiet) je Leistungsstufe: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (<1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Reduktion der Energieproduktion	65
Abb. 25:	Stärke der Reduktion für Ausleitungskraftwerke im Saalegebiet in den verschiedenen Simulationen (Projektionen 1 und 2, Stresstest) in Abhängigkeit des Ausbaugrades: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (<1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (>20 %) Abnahme der Energieproduktion.	66
Abb. 26:	Änderung des MQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab	68
Abb. 27:	Änderung des MNQ (Jahr, hydrologische Halbjahre) gegenüber Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab	69

Abb. 28:	Änderung gegenüber Ist-Zustand der Halbjahressumme der potenziellen Evapotranspiration (ETP) im hydrologischen Sommerhalbjahr (links) sowie der Halbjahressumme des Niederschlags im hydrologischen Sommer- (Mitte) und Winterhalbjahr (rechts) jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario; Gebiet: Naab	74
Abb. 29:	Berechnung des mittleren jährlichen Gesamtdefizits aus Niederschlag und Verdunstung am Beispiel des pessimistischen Szenarios; WhJ = Winterhalbjahr, ShJ = Sommerhalbjahr	76
Abb. 30:	Änderung der maximalen Wassertemperatur (links), der mittleren Summe der Überschreitungsdauer von 21,5 °C (SumD 21,5, Mitte) sowie der mittleren Summe der Unterschreitungsdauer des MNQ (rechts) im hydrologischen Jahr gegenüber dem Ist-Zustand jeweils im optimistischen und pessimistischen Teilszenario	79
Abb. 31:	Stärke der Reduktion für Ausleitungskraftwerke im Naabgebiet in den verschiedenen Simulationen (Projektionen 1 und 2, Stresstest) in Abhängigkeit des Ausbaugrades: Anteil der Kraftwerke in vier Klassen mit "keiner" (< 1 %), "geringer" (<10 %), "starker" (<20 %), "extremer" (> 20 %) Abnahme der Energieproduktion.	82
Abb. 32:	Absolute MQ-Werte der einzelnen hydrologischen Jahre des KLIWA-Stresstest-Szenarios am Pegel Amberg/Vils	84
Abb. 33:	Normierte MQ-Werte der einzelnen hydrologischen Jahre des Stresstestszenarios am Pegel Amberg/Vils (Normierung anhand des MQ-Wertes der Messdatensimulation)	84
Abb. 34:	Schema zur Ableitung von Vulnerabilitätsindikatoren für mehrere Nutzungssektoren (A–C) (Eigene Erstellung nach BUTH ET AL. 2015)	95
Abb. 35:	Abfolge von Berechnungsschritten für den zusammengesetzten Indikator für die Gewässerökologie mit Zahlenbeispielen	106
Abb. 36:	Abfolge von Berechnungsschritten für den zusammengesetzten Indikator für die Flussperlmuschel mit Zahlenbeispielen	107
Abb. 37:	Beispiel zur Ableitung einer aggregierten Bewertung für eine Maßnahme innerhalb eines Gebietes auf Basis von drei verschiedenen Antworten. In grüner Schriftfarbe sind die Ergebnisse des ersten Aggregierungsschritts (mittlere Bewertung pro Kriterium) markiert, in roter Schriftfarbe ist das Ergebnis des zweiten Aggregierungsschritts (Gesamtbewertung durch Mittelbildung) markiert.	130
Abb. 38:	Iterativer Prozess der Anpassung an den Klimawandel	139

22 Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Ausgewertete Zeiträume	29
Tab. 2:	Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MQ-Werte [m ³ /s] für Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale	33
Tab. 3:	Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MNQ-Werte [m ³ /s] für Pegel im Gebiet der Sächsischen Saale	34
Tab. 4:	Fischartengemeinschaft-spezifische Sommermaximaltemperaturen nach LAWA (2015) u. Oberflächengewässerverordnung (BMJV 2016)	49

Tab. 5:	Gesamtleistung der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Saalegebiets nach Leistungsklassen der Anlagen in KW sowie Angabe der Gesamtleistung	59
Tab. 6:	Anzahl der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Saalegebiets nach Bau- und Betriebsart und Leistungsklassen der Anlagen in KW	59
Tab. 7:	Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MQ-Werte [m ³ /s] für Pegel im Gebiet der Naab	67
Tab. 8:	Aus gemessenen Abflüssen (1971–2000) bestimmte MNQ-Werte [m ³ /s] für Pegel im Gebiet der Naab	69
Tab. 9:	Defizitbetrachtung für die Teiche der Furthbachkette	77
Tab. 10:	Gesamtleistung der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Naabgebiets nach Leistungsklassen der Anlagen in KW sowie Angabe der Gesamtleistung	80
Tab. 11:	Anzahl der Wasserkraftwerke im untersuchten Teil des Naabgebiets nach Bau- und Betriebsart und Leistungsklassen der Anlagen in KW	81
Tab. 12:	Im quantitativen Verfahren genutzte Kennwerte	98
Tab. 13:	Maximum des zur Normierung von SumD und maxD (Überschreitung) für die Fischartengemeinschaft-spezifischen Orientierungswerte genutzten Bereichs	102

23 Weblinks (Stand Juli 2018)

[w BAYERISCHE LANDESKRAFTWERKE] www.landeskraftwerke.bayern/kraftwerkstypen.htm

[w LfU 2015] www.lfu.bayern.de/wasser/klima_wandel/auswirkungen/niedrigwasserabfluesse

[w RLP 2014] www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1029

[w UBA 2015] www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimafolgen-anpassung/werkzeuge-der-anpassung/projekt-katalog-netzwerk-vulnerabilitaet-aufbau-eines-netzwerkes

[w WWA HO] www.wwa-ho.bayern.de/service/presse/archiv

Anlagen

A.1	Einzugsgebiet der Sächsischen Saale und ausgewertete Pegel	161
A.2	Einzugsgebiet der Naab und ausgewertete Pegel	162
B.1	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale, (natürlicher Wasserhaushalt)	164
B.2	Prozentuale Veränderung des MQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	165
B.3	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	166
B.4	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	167
B.5	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	168
B.6	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	169
B.7	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	170
B.8	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	171
B.9	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)	172
B.10	Prozentuale Abweichung der NQs der gemessenen Extremjahre 1976, 2003 und 2015 vom gemessenen MNQ des IST-Zustands (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale. Vergleich mit der Abweichung des MNQ im optimistischen und pessimistischen Szenario vom jeweiligen IST-Zustand.	173
C.1	Prozentualer Unterschied zwischen MQ mit und ohne Speicher am Pegel Hof/Saale im hydrologischen Jahr	174
C.2	MQ am Pegel Oberkotzau/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher im hydrologischen Jahr	175
C.3	MQ am Pegel Hof/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher	176

C.4	Prozentualer Unterschied zwischen MNQ mit und ohne Speicher am Pegel Hof/Saale	177
C.5	MNQ am Pegel Oberkotzau/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher	178
C.6	MNQ am Pegel Hof/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher	179
C.7	Mittlere Wasserstände des Förmitzspeichers (Wasserhaushaltsjahr)	180
C.8	Einschränkung der Niedrigwasseraufhöhung durch den Förmitzspeicher	180
C.9	Mittlere Häufigkeit von Tagen im Wasserhaushaltsjahr (SumD), an denen der Wasserstand von 517 m ü. NN im Förmitzspeicher unterschritten wird	181
C.10	Leerlaufdauer des Förmitzspeichers auf Grundsee [Anzahl Tage ab dem 01.04.] in Abhängigkeit von der Summe des nutzbaren Stauvolumen am 01.04. und des Zuflussvolumens während des Absenkezeitraums	181
C.11	Vergleich der Häufigkeit aller nutzbarer Speichervolumina am 01. 04. (140 Jahre für 10 WETTREG Realisationen und 20 Jahre Stresstest) mit der Häufigkeit der nutzbaren Speichervolumina der Jahre mit Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung	182
D.1	Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro Wasserhaushaltsjahr, an welchen der Abflussgrenzwert von 1 m ³ /s am Pegel Hof unterschritten wird	183
D.2	Absolute Veränderung des Gesamtabflussdefizits [m ³ /s] pro Wasserhaushaltsjahr unter dem Abflussgrenzwert von 1 m ³ /s am Pegel Hof	183
E.1	Mittlere Tagesmaximaltemperatur für den Ist-Zustand (1971-2000) im hydrologischen Jahr im Gebiet der Sächsischen Saale	184
E.2	Absolute Veränderung der mittleren Tagesmaximaltemperatur für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	185
E.3	Änderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 21,5°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	186
E.4	Änderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 21,5°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	187
E.5	Absolute Veränderung [Tage] der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen MNQ unterschritten wird für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	188
E.6	Flussperlmuschelgewässer: Änderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 25°C übersteigt für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	189
E.7	Flussperlmuschelgewässer: Änderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 25°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	190

E.8	Flussperlmuschelgewässer: Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet	191
E.9	Flussperlmuschelgewässer: Maximale Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet	192
E.10	Flussperlmuschelgewässer: Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	193
E.11	Flussperlmuschelgewässer: Absolute Veränderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale	194
F.1	Gesamtenergieproduktion der Ausleitungskraftwerke im Saalegebiet	195
F.2	Vereinfachte Ableitung der Vergütung aus der Gesamtenergieproduktion im Saalegebiet	195
G.1	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	197
G.2	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	198
G.3	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	199
G.4	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	200
G.5	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	201
G.6	Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	202
G.7	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	203

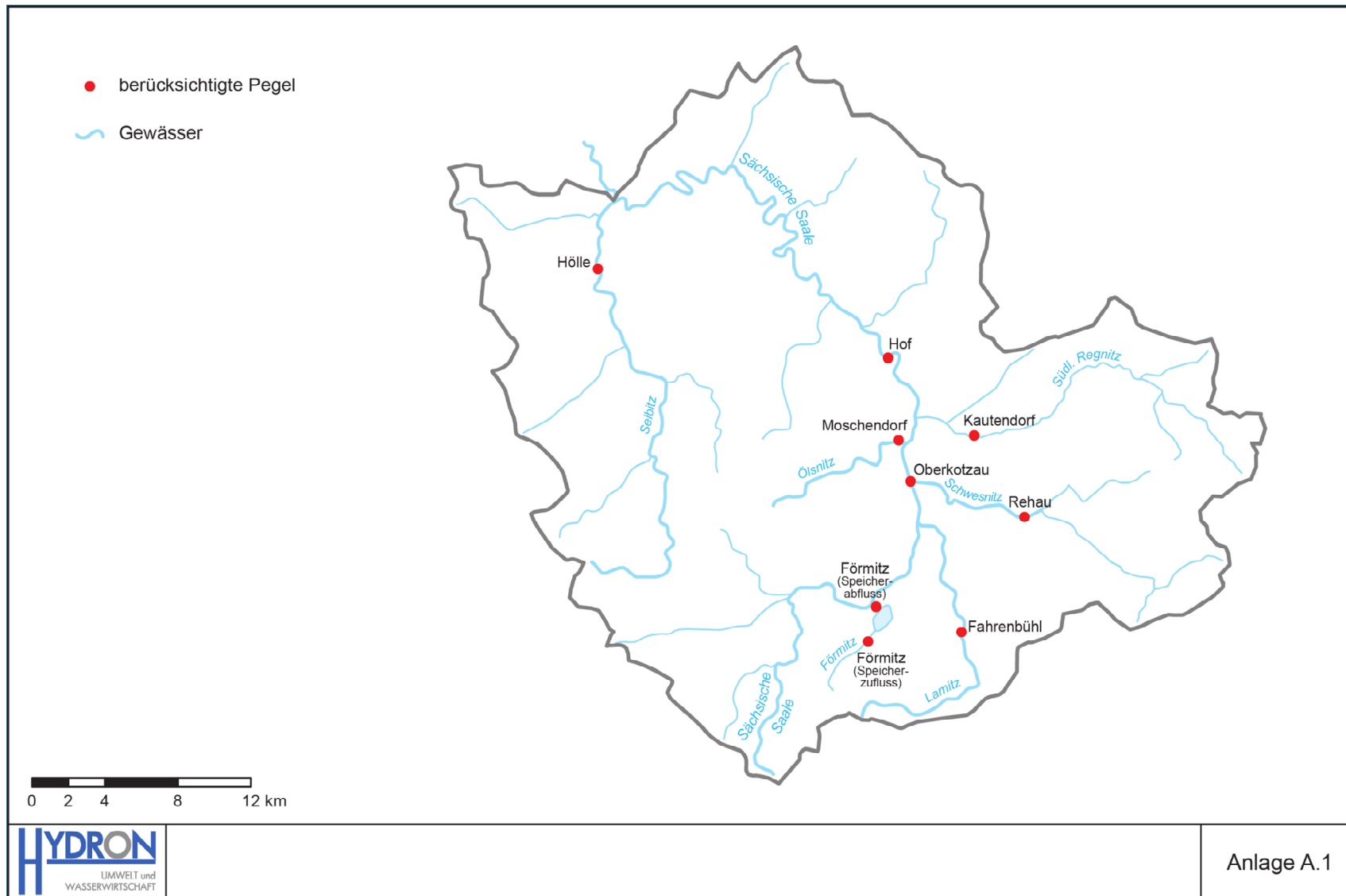
G.8	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	204
G.9	Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)	205
G.10	Prozentuale Abweichung der NQs der gemessenen Extremjahre 1976, 2003 und 2015 vom gemessenen MNQ des IST-Zustands (1971-2000) im Gebiet der Naab. Vergleich mit der Abweichung des MNQ im optimistischen und pessimistischen Szenario vom jeweiligen IST-Zustand.	206
I.1	Absolute Veränderung der potentiellen Verdunstung [mm/Halbjahr] im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt	209
I.2	Absolute Veränderung des Niederschlags [mm/Halbjahr] im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt	210
I.3	Absolute Veränderung des Niederschlags [mm/Halbjahr] im hydrologischen Winterhalbjahr für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt	211
I.4	Verdunstungs- und Niederschlagsveränderungen im Einzugsgebiet des Pegels Amberg/Vils	212
J.1	Zonierung der Fischartengemeinschaften im Naab-Gebiet und der zugehörigen Orientierungswerte der Sommermaximaltemperaturen nach OGeWV sowie Lage der Regionalisierungsknoten des Wassertemperaturmodells	214
J.2	Mittlere Tagesmaximaltemperatur für den Ist-Zustand (1971-2000) im hydrologischen Jahr im Gebiet der Naab	215
J.3	Absolute Veränderung der mittleren Tagesmaximaltemperatur; verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab	216
J.4	Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; Naab-Gebiet	217
J.5	Maximale Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; Naab-Gebiet	218
J.6	Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab	219

J.7	Absolute Veränderung der maximalen Anzahl von zusammenhängenden Tagen pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab	220
J.8	Absolute Veränderung [Tage] der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen MNQ unterschritten wird für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt	221
K.1	Gesamtenergieproduktion der Ausleitungskraftwerke im Naabgebiet	222
K.2	Vereinfachte Ableitung der Vergütung aus der Gesamtenergieproduktion im Naabgebiet	222
L.1	Matrix der Zuschlagspauschalen für Speicherabgabe in Abhängigkeit von Monat und Füllstand	225
M.1	Modellkette zur Bildung von Klima- und Abflussprojektionen	228
M.2	Veränderung der mittleren Jahrestemperatur [°C] in Bayern bis zum Ende des 21. Jahrhunderts im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971–2000 (30-jähriger gleitender Mittelwert).	230
M.3	Änderung der mittleren jährlichen Lufttemperatur in Bayern im Ensemble aus 31 regionalen Klimaprojektionen sowie Einordnung der beiden ausgewählten Niedrigwasserszenarien, 30-jährig gleitendes Mittel	230
M.4	Änderung der Niederschlagssumme in Bayern im hydrologischen Sommerhalbjahr (links) und Winterhalbjahr (rechts) im Ensemble aus 31 regionalen Klimaprojektionen sowie Einordnung der beiden ausgewählten Niedrigwasserszenarien, 30-jährig gleitendes Mittel	231
M.5	Relative Änderung des Mittelwasserabflusses MQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Jahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen.	233
M.6	Relative Änderung des Niedrigwasserabflusses MNQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Sommerhalbjahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen	235
M.7	Relative Änderung des Niedrigwasserabflusses MNQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Winterhalbjahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen	236
M.8	Monatlicher Verlauf des MNQ in der mittleren Zukunft (2041-2070) in der Bandbreite über 11 Projektionen (blaues Band) sowie die Einordnung der Messwerte zweier Zeiträume, der verwendeten Niedrigwasserprojektionen und des Stresstests. Pegel Heitzhofen (oben) und Hof (unten)	238
N.1	Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Jahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation	240
N.2	Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Sommerhalbjahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation	241

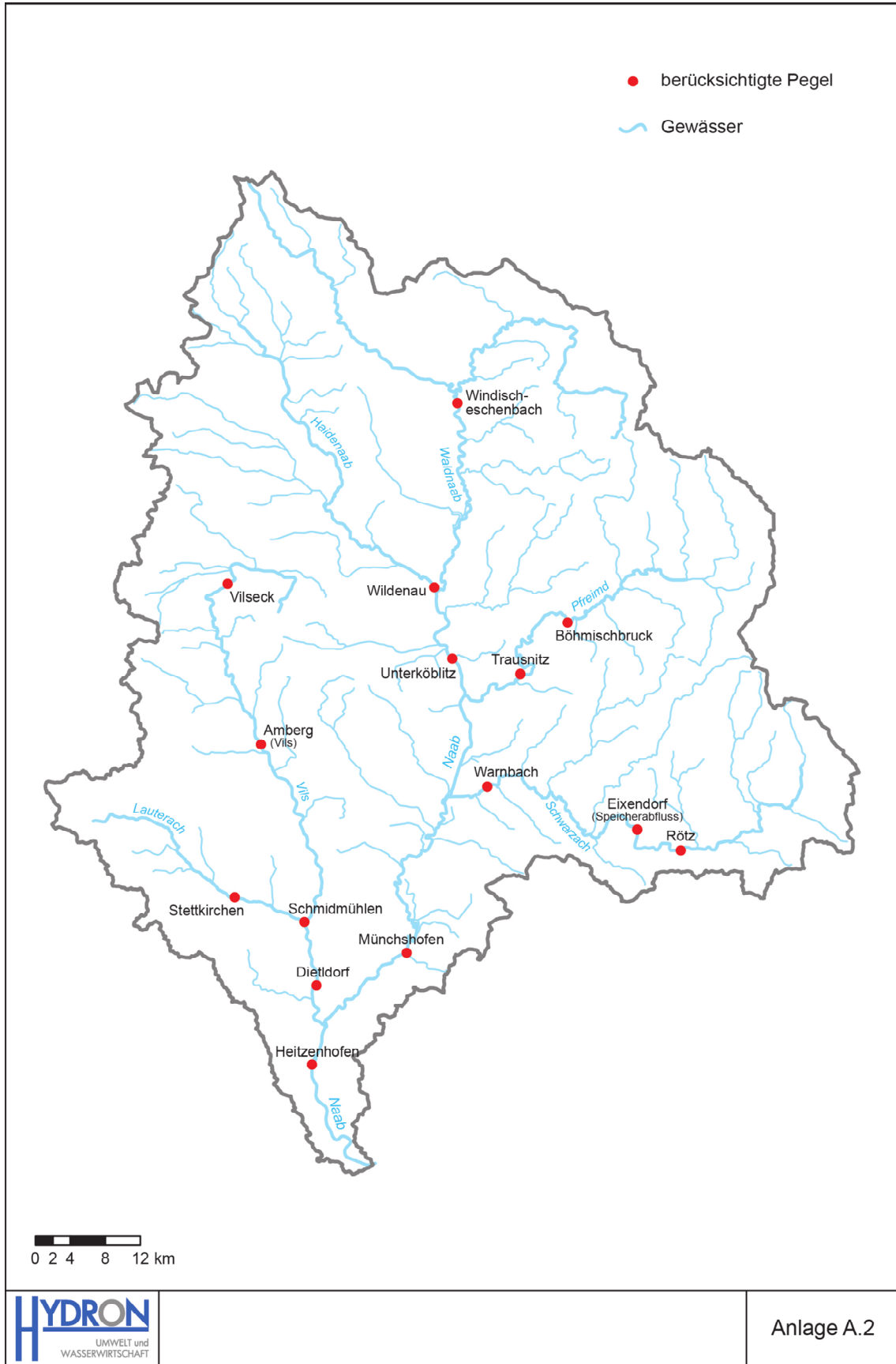
N.3	Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Winterhalbjahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation	242
N.4	Verlauf der Abweichung der potentiellen Verdunstung der hydrologischen Jahre und hydrologischen Halbjahre des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Mittelwert der Messdatensimulation	243
N.5	Verlauf der Abweichung des NM7Q der hydrologischen Jahre und hydrologischen Halbjahre des Stresstests vom zugehörigen langjährigen NM7Q der Messdatensimulation am Pegel Hof mit und ohne Speicher	244
N.6	Verlauf des mittleren Jahreswasserstands (hydrologisches Jahr) des Förmitzspeichers während des Stresstests	245
N.7	Verlauf der jährlichen Anzahl von Tagen (hydrologisches Jahr), an welchen ein Wasserstand von 517 m ü. NN im Förmitzspeicher erreicht oder unterschritten wird	245
N.8	Verlauf des mittleren Jahreswasserstands (hydrologisches Jahr) des Förmitzspeichers während des Stresstests unter Annahme verschiedener Aufhöhungsziele	246
N.9	Verlauf der Abweichungen im mittleren Speicherzufluss MQ gegenüber dem Mittelwert von 1971-2000 im hydrologischen Winterhalbjahr für die Pegel Rötz (Zufluss Eixendorfer Speicher) und Fahrenbühl (Förmitzspeicher)	246
N.10	Verlauf der Abweichungen im mittleren Speicherzufluss MQ gegenüber dem Mittelwert von 1971-2000 im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Pegel Rötz (Zufluss Eixendorfer Speicher) und Fahrenbühl (Förmitzspeicher)	247
O.1	Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Speicherbewirtschaftung“	248
O.2	Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Abwassereileitung“	248
O.3	Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Gewässerökologie“	249
O.4	Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Teichbewirtschaftung“	249
O.5	Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Wasserkraft“	250
O.6	Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Gewässerökologie in Pegelinzugsgebieten der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien	251
O.7	Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Gewässerökologie in Pegelinzugsgebieten der Naab für verschiedene Szenarien	252
O.8	Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Flussperlmuschelbestände in Pegelinzugsgebieten der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien	253

O.9	Indikator für die Auswirkungen der Verdunstung auf die Teichwirtschaft in Pegelinzugsgebieten im Naabgebiet für verschiedene Szenarien	254
O.10	Indikator für die Auswirkungen der Abflussveränderung auf die Wasserkraftwerke in Pegelinzugsgebieten im Gebiet der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien	255
O.11	Indikator für die Auswirkungen der Abflussveränderung auf die Wasserkraftwerke in Pegelinzugsgebieten im Naabgebiet für verschiedene Szenarien	256
P.1	Einschätzung, welche Folgen für verschiedene Nutzungen aus klimawandelbedingten Veränderungen des Niedrigwasserhaushalts auftraten. Darstellung im Saale- und Naabgebiet	257
P.2	Einschätzung der Auswirkungen auf verschiedene Regionen innerhalb der beiden Pilotgebiete (vor Kenntnis wesentlicher Projektergebnisse zu Änderungssignalen)	258
Q.1	Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Spannweite der zukünftigen prozentualen Veränderung des MQ und des MNQ am Pegel Hof mit und ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers.	259
Q.2	Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Wirkung des Förmitzspeichers auf verschiedene Kennwerte am Pegel Hof im Ist-Zustand	260
Q.3	Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Spannweite der zukünftigen prozentualen Veränderung des MQ und des MNQ am Pegel Heitzenhofen	261
Q.4	Vergleich der qualitativen Einschätzung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf verschiedene Nutzungen im Saale- und Naabgebiet vor Kenntnis wesentlicher szenarienbasierter Projektergebnisse zu Änderungssignalen und nach Kenntnis dieser Projektergebnisse	262
R.1	Anpassungsmaßnahmen für die Speicherbewirtschaftung (nur Saalegebiet)	264
R.2	Anpassungsmaßnahmen für die Abwassereinleitung (nur Saalegebiet)	265
R.3	Anpassungsmaßnahmen für die Gewässerökologie (Sortierung nach Rangfolge für das Saalegebiet)	266
R.4	Anpassungsmaßnahmen für die Flussperlmuschelbestände (nur Saalegebiet)	268
R.5	Anpassungsmaßnahmen für die Teichwirtschaft (nur Naabgebiet)	270
R.6	Anpassungsmaßnahmen für die Wasserkraft (Sortierung nach Rangfolge für das Naabgebiet)	272

Anlage A Gebietsübersichten

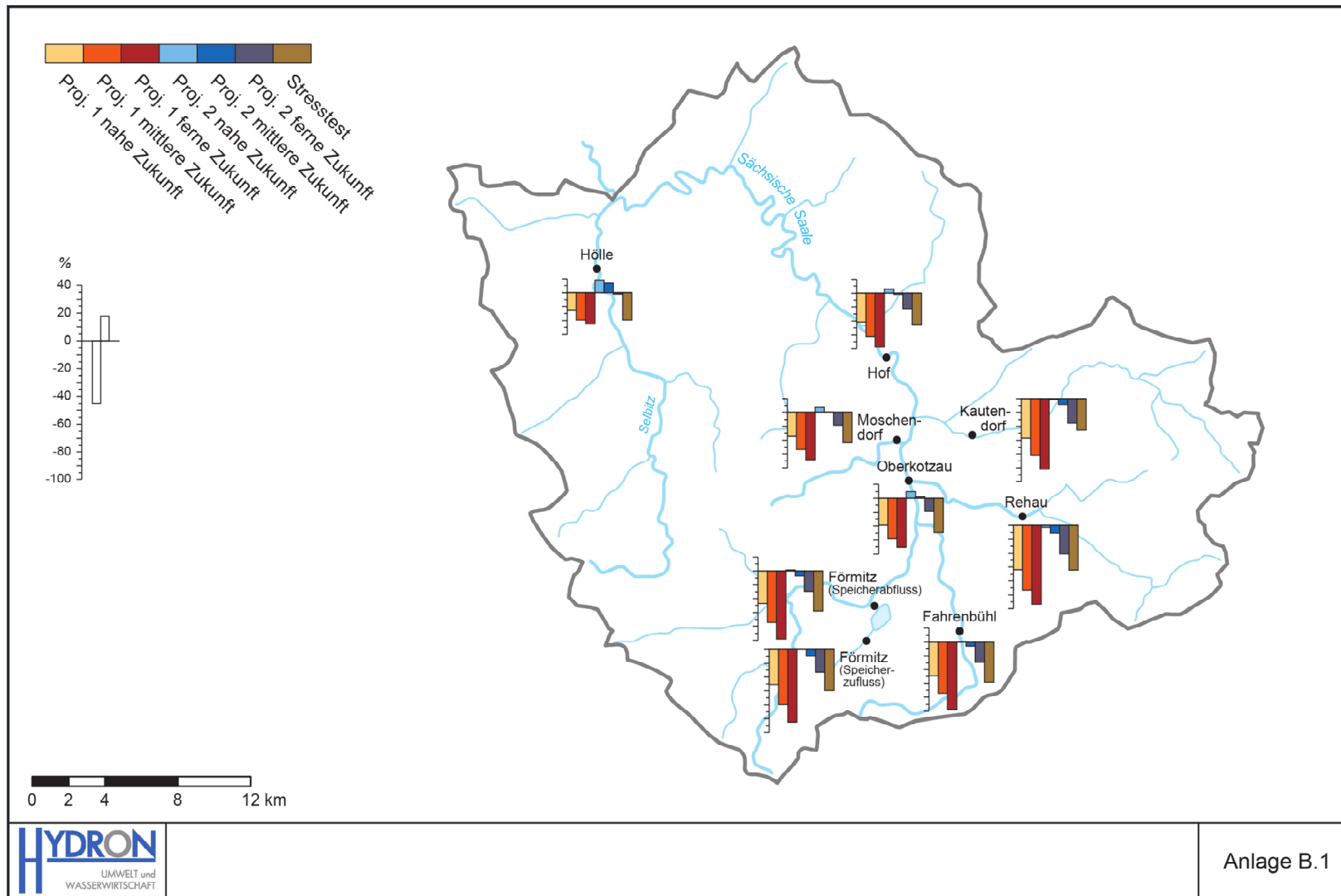


A.1 Einzugsgebiet der Sächsischen Saale und ausgewertete Pegel

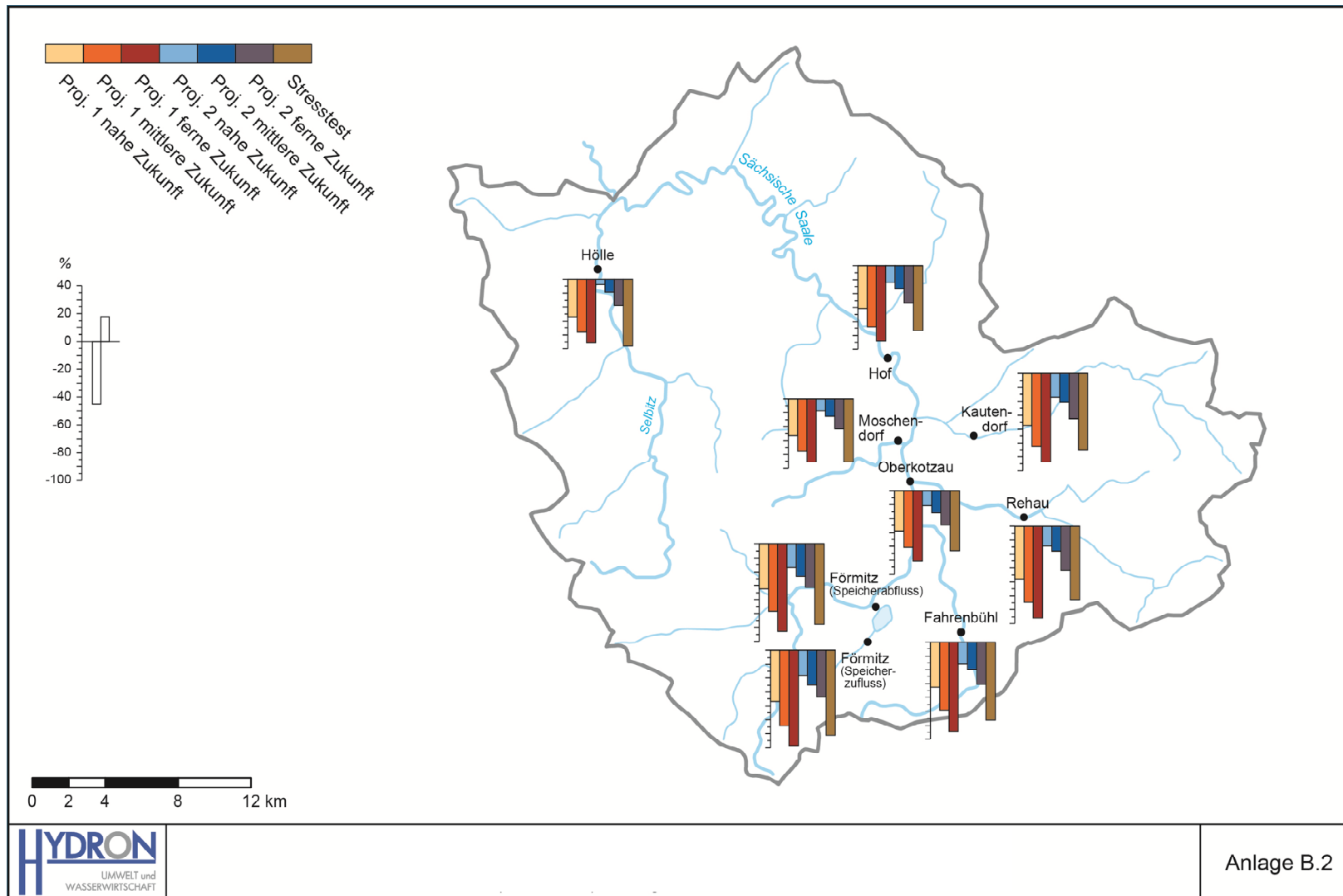


A.2 Einzugsgebiet der Naab und ausgewertete Pegel

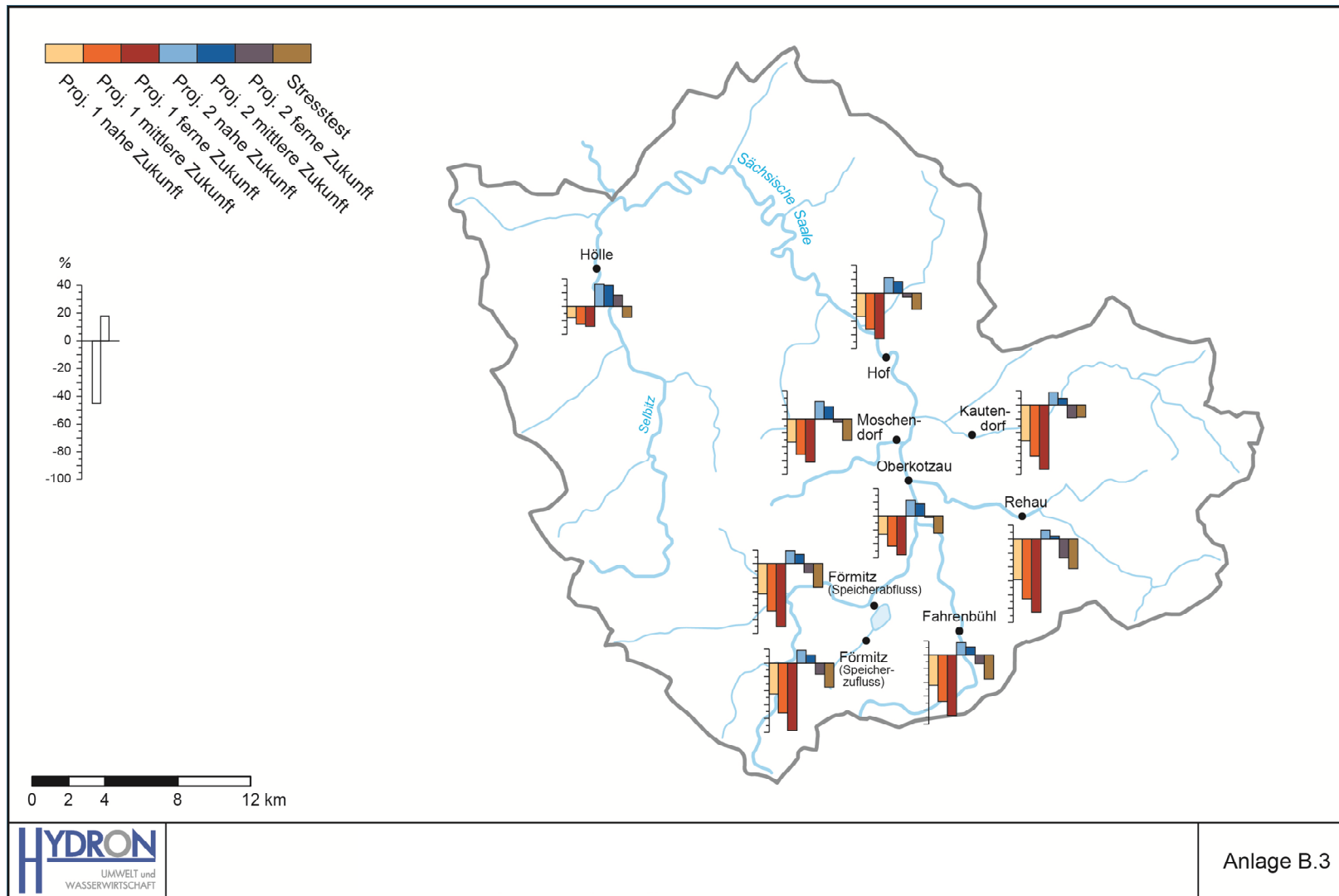
Anlage B Saale – Natürlicher Wasserhaushalt



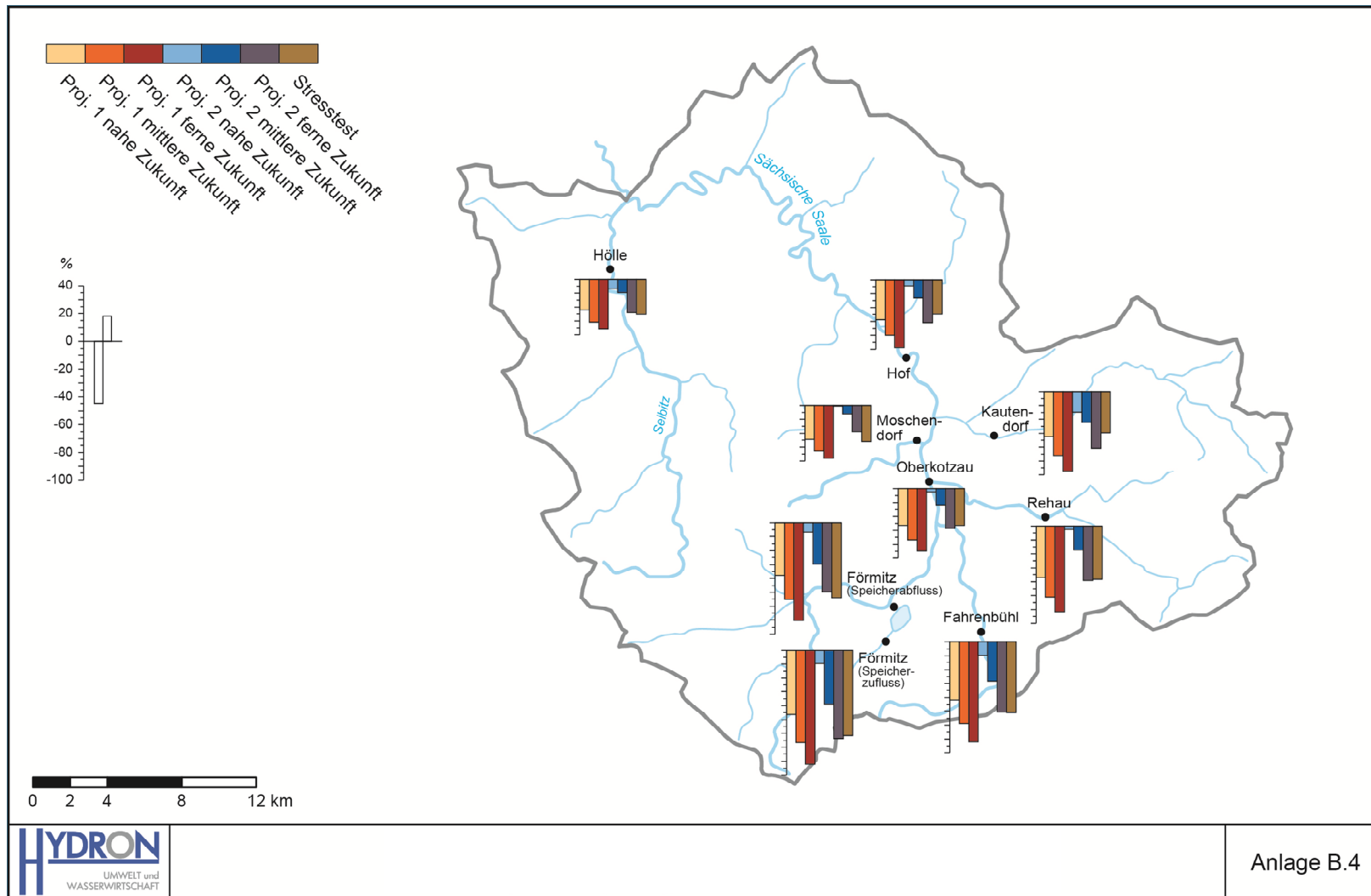
B.1 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale, (natürlicher Wasserhaushalt)



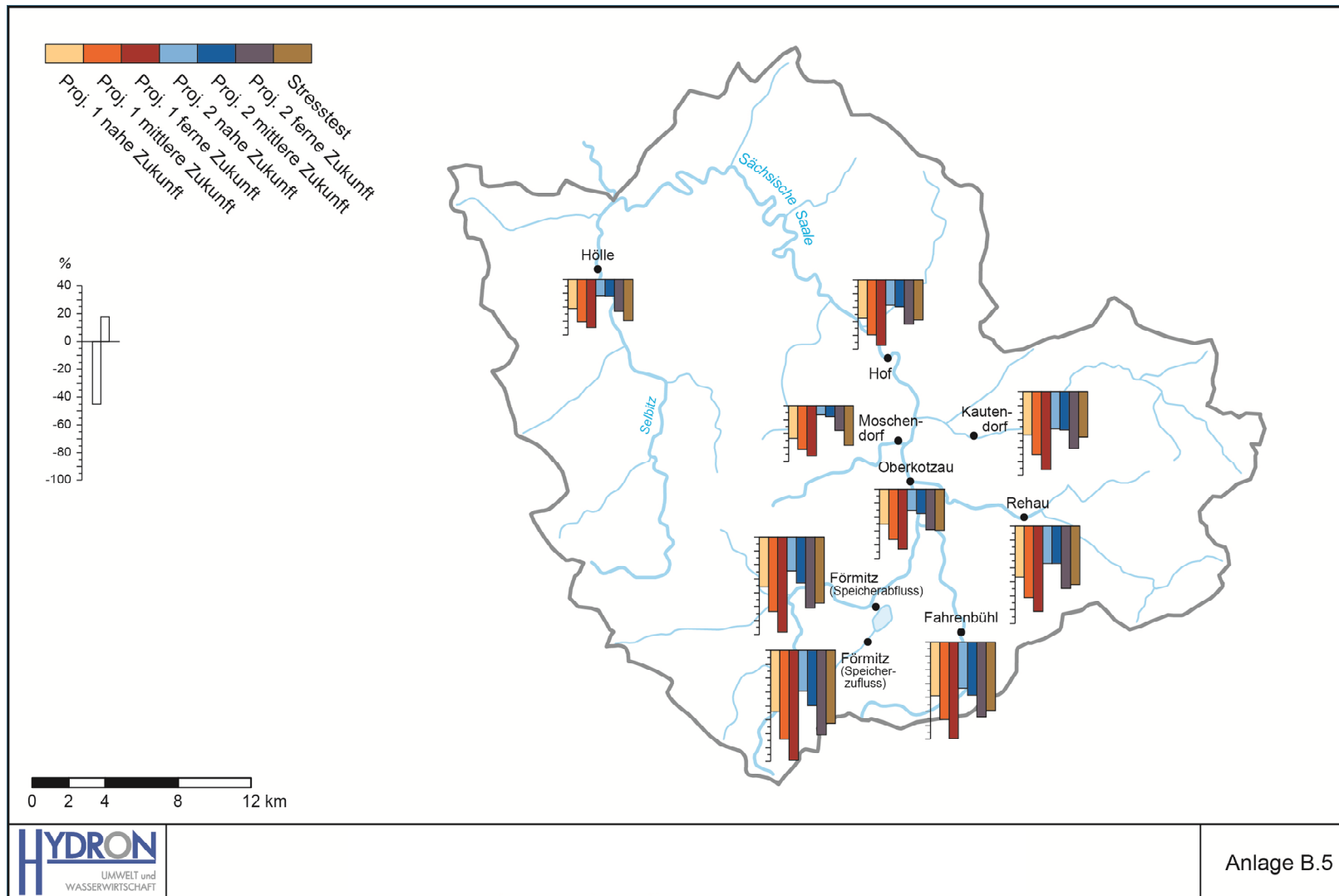
B.2 Prozentuale Veränderung des MQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



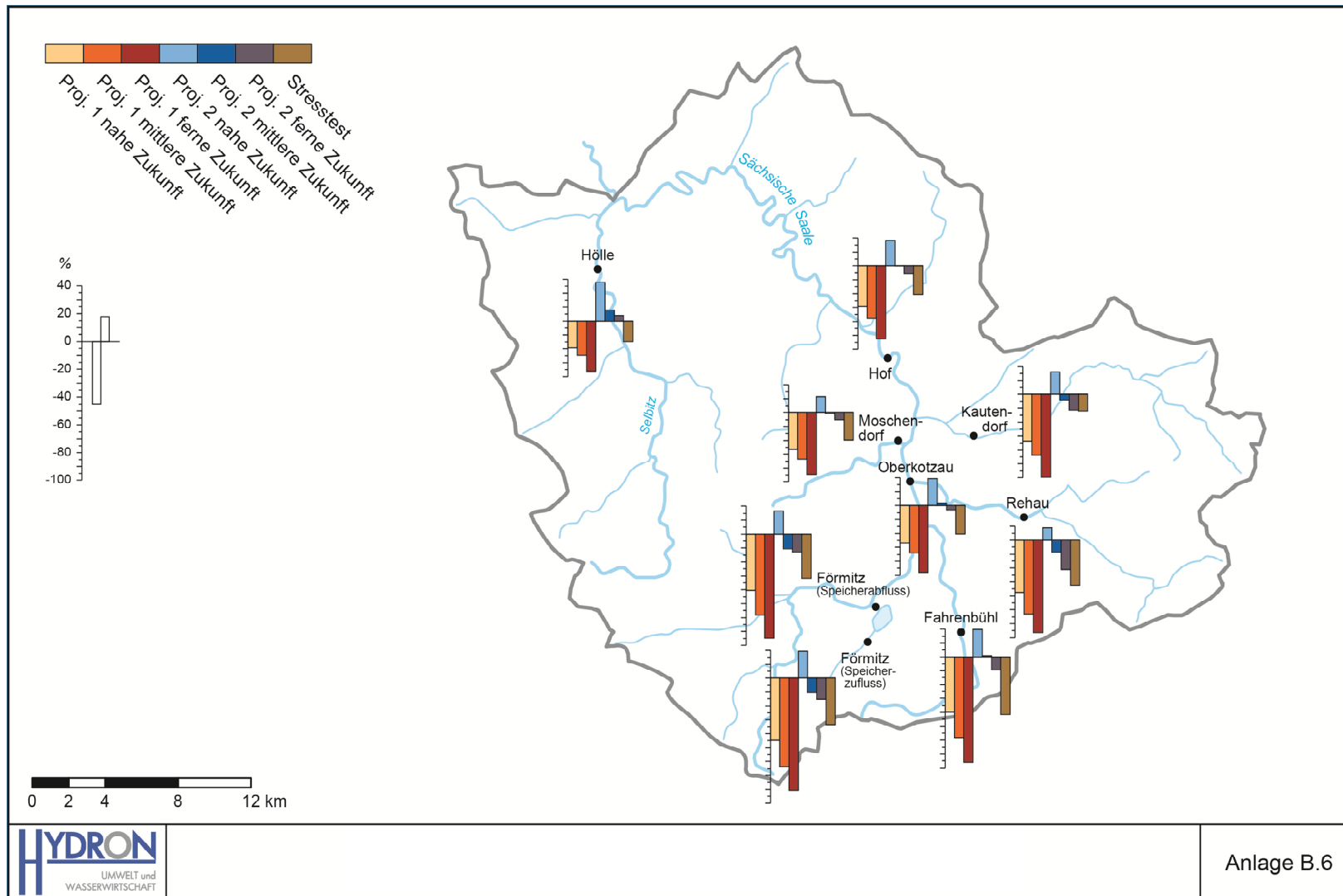
B.3 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



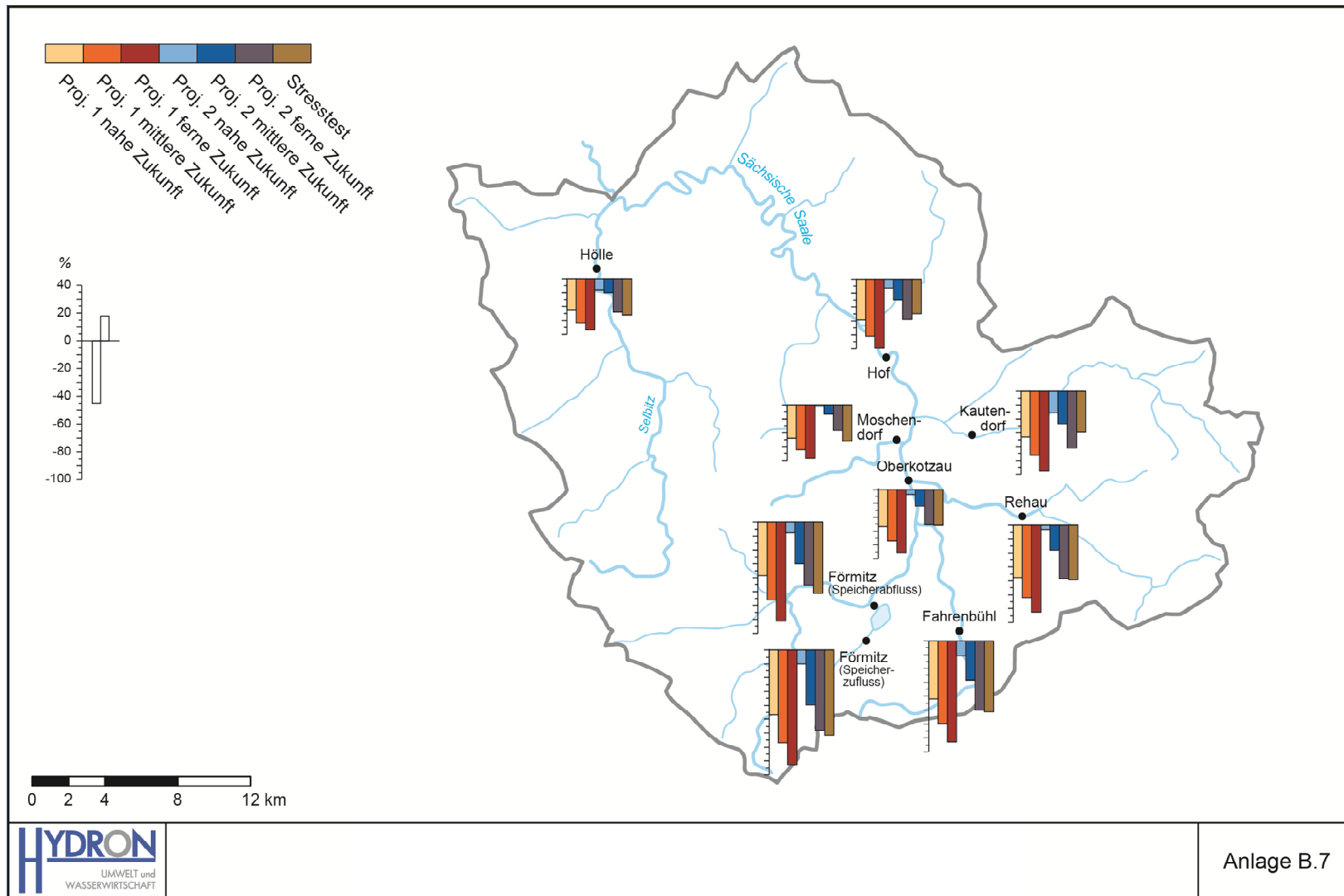
B.4 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



B.5 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)

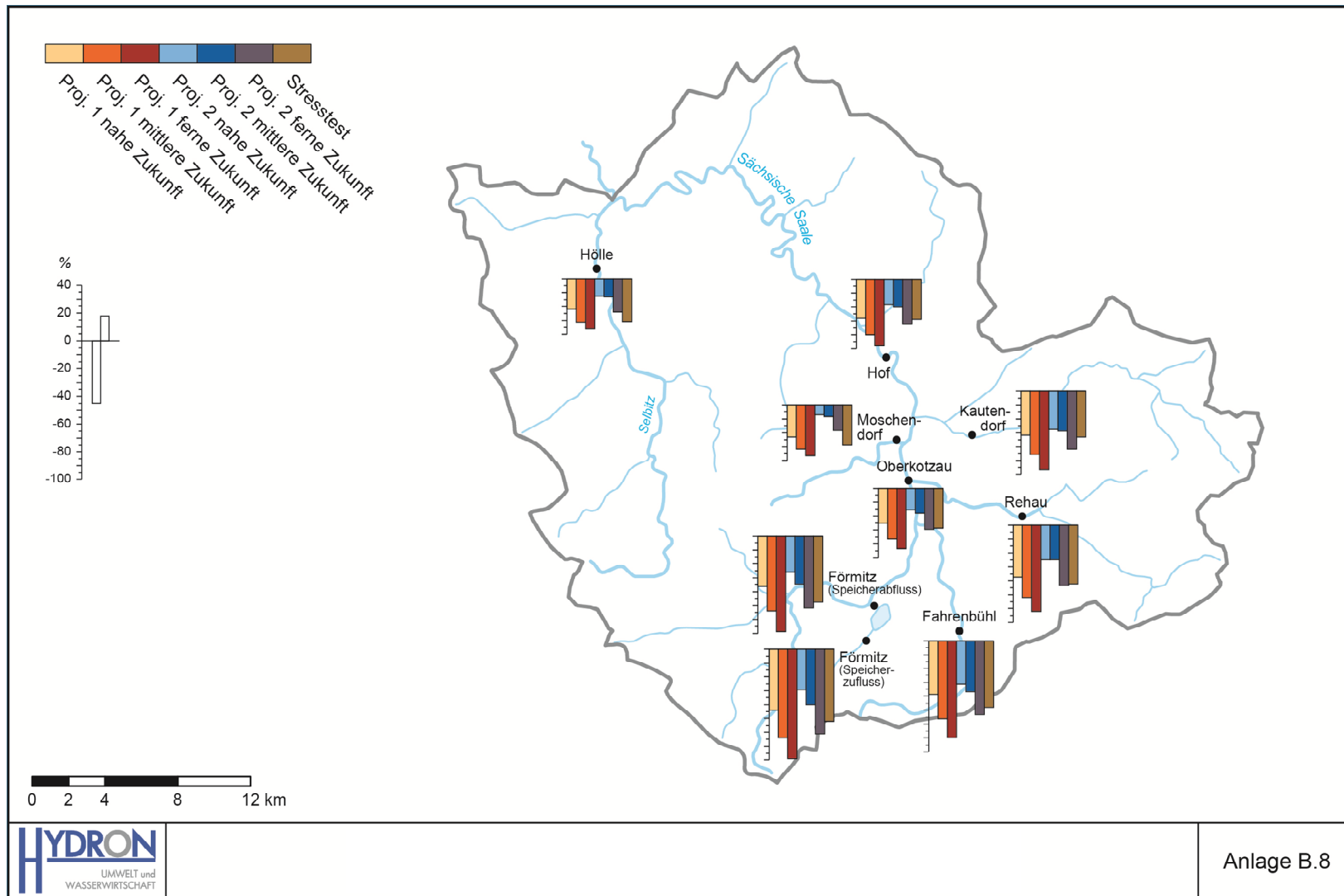


B.6 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)

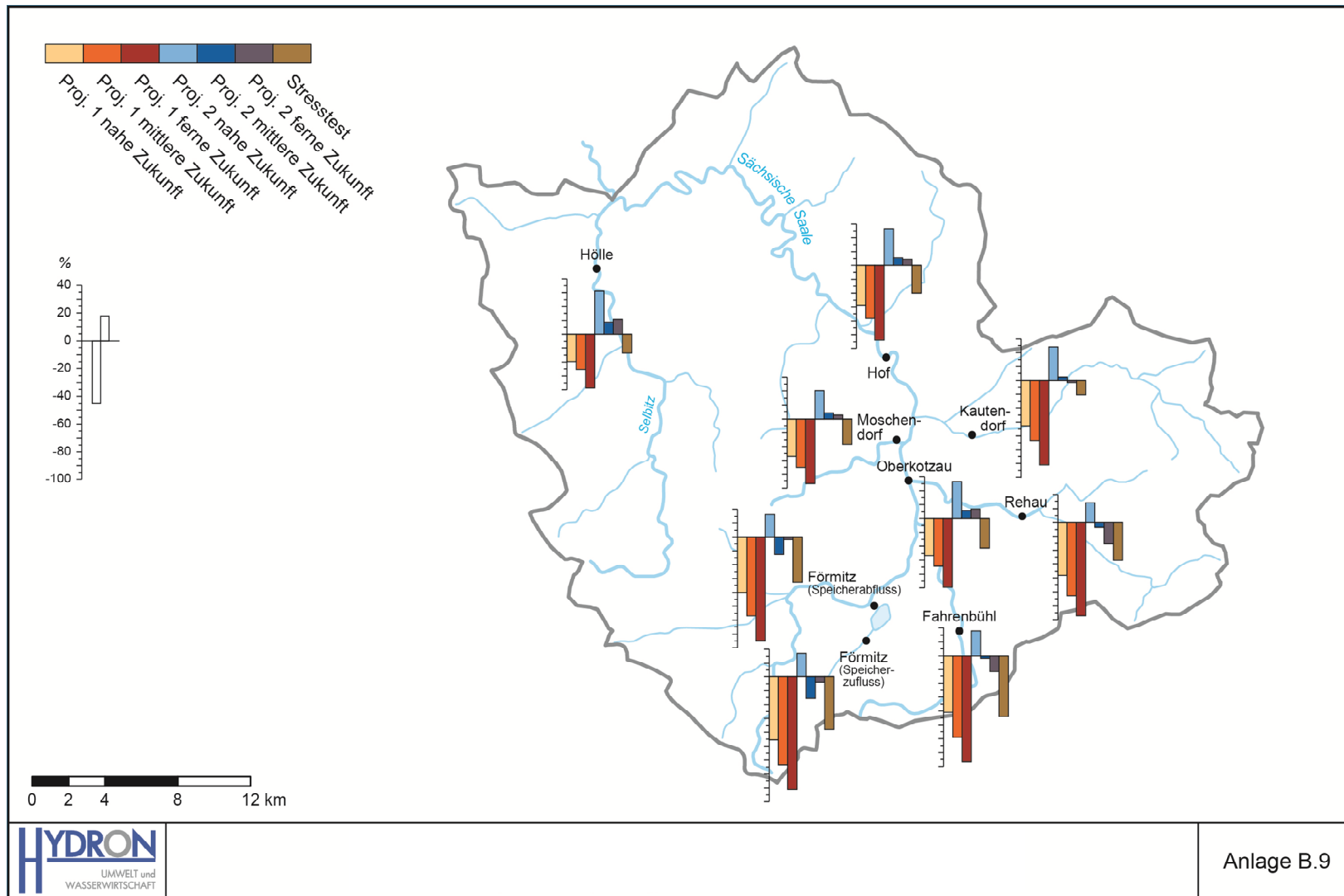


Anlage B.7

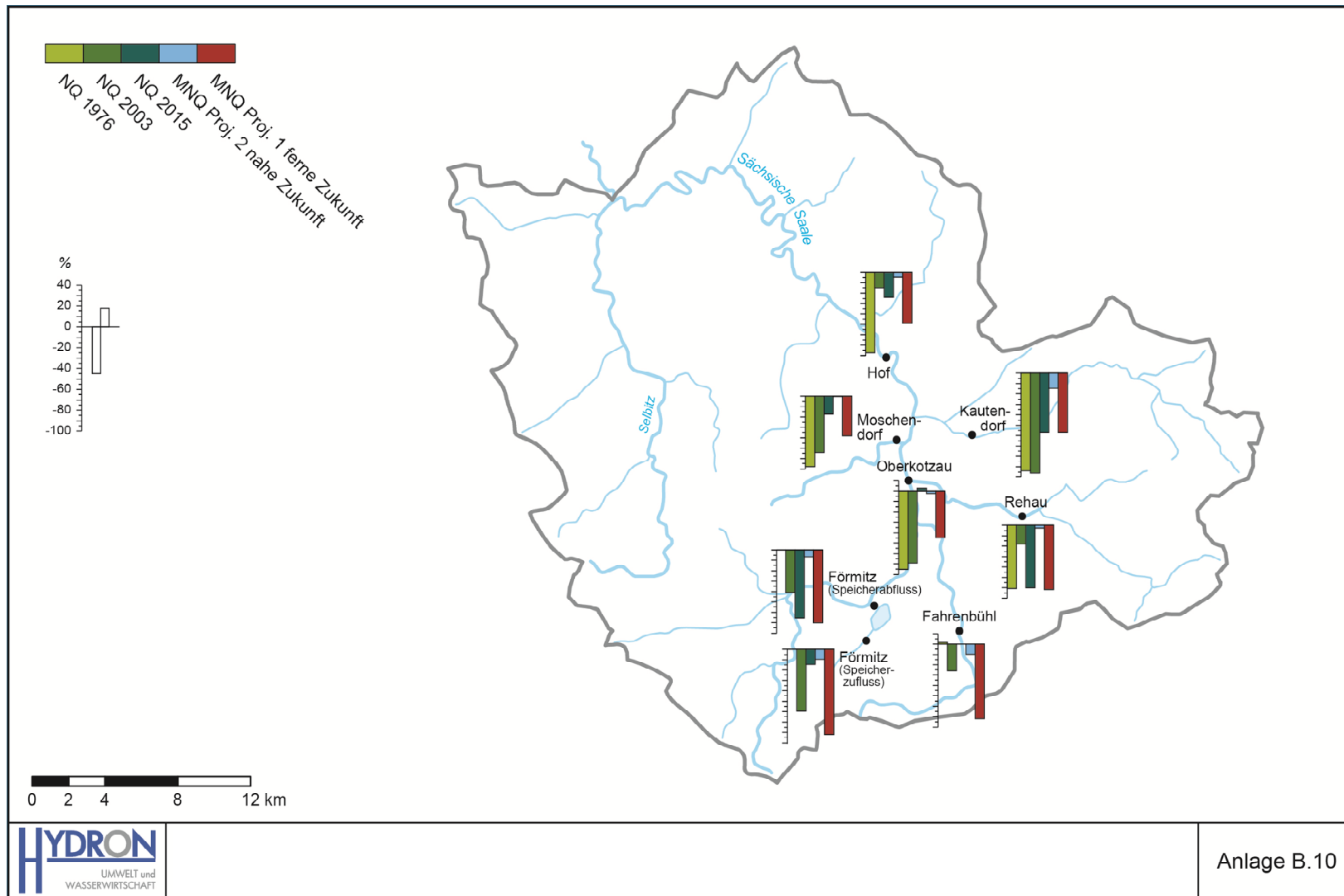
B.7 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM7Q im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



B.8 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM₇Q im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



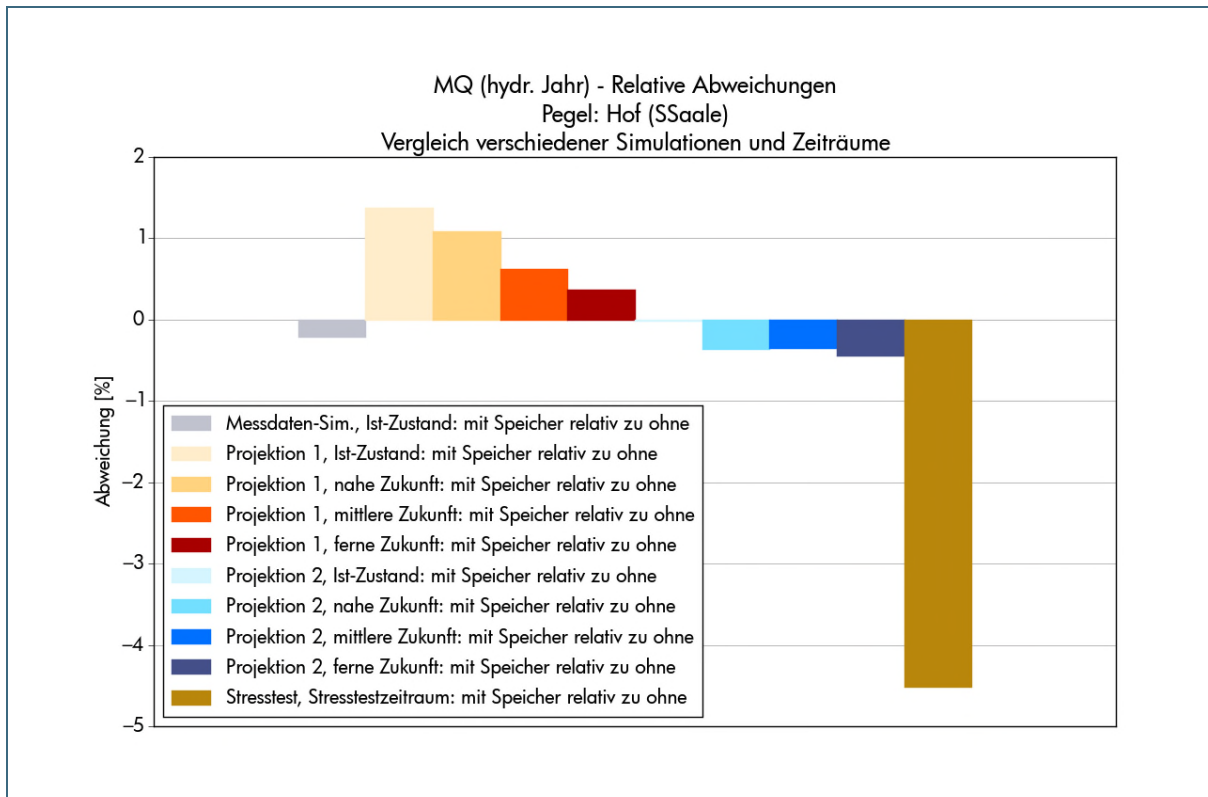
B.9 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM₇Q im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) an den Pegeln im Gebiet der Sächsischen Saale (natürlicher Wasserhaushalt)



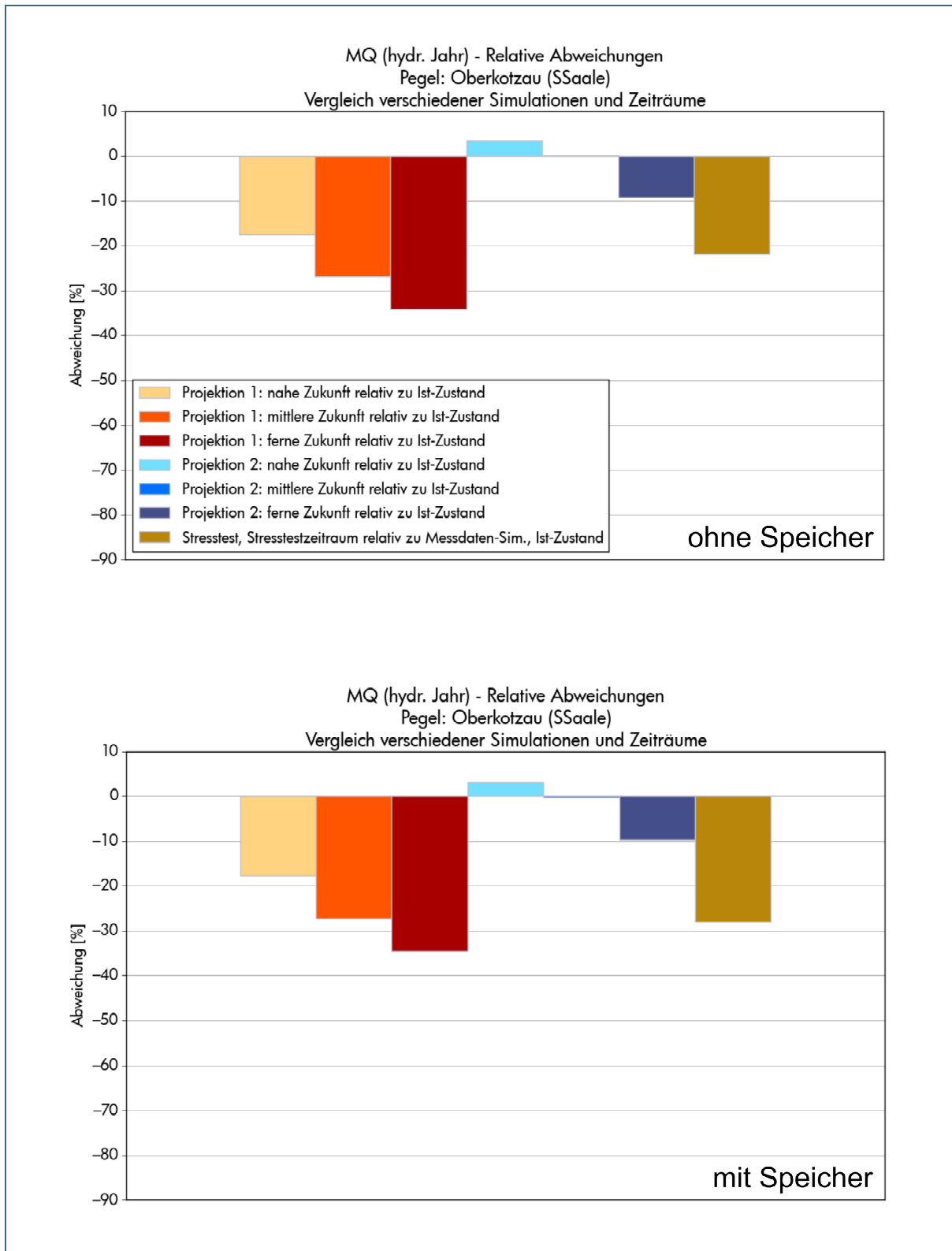
Anlage B.10

B.10 Prozentuale Abweichung der NQs der gemessenen Extremjahre 1976, 2003 und 2015 vom gemessenen MNQ des IST-Zustands (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale. Vergleich mit der Abweichung des MNQ im optimistischen und pessimistischen Szenario vom jeweiligen IST-Zustand.

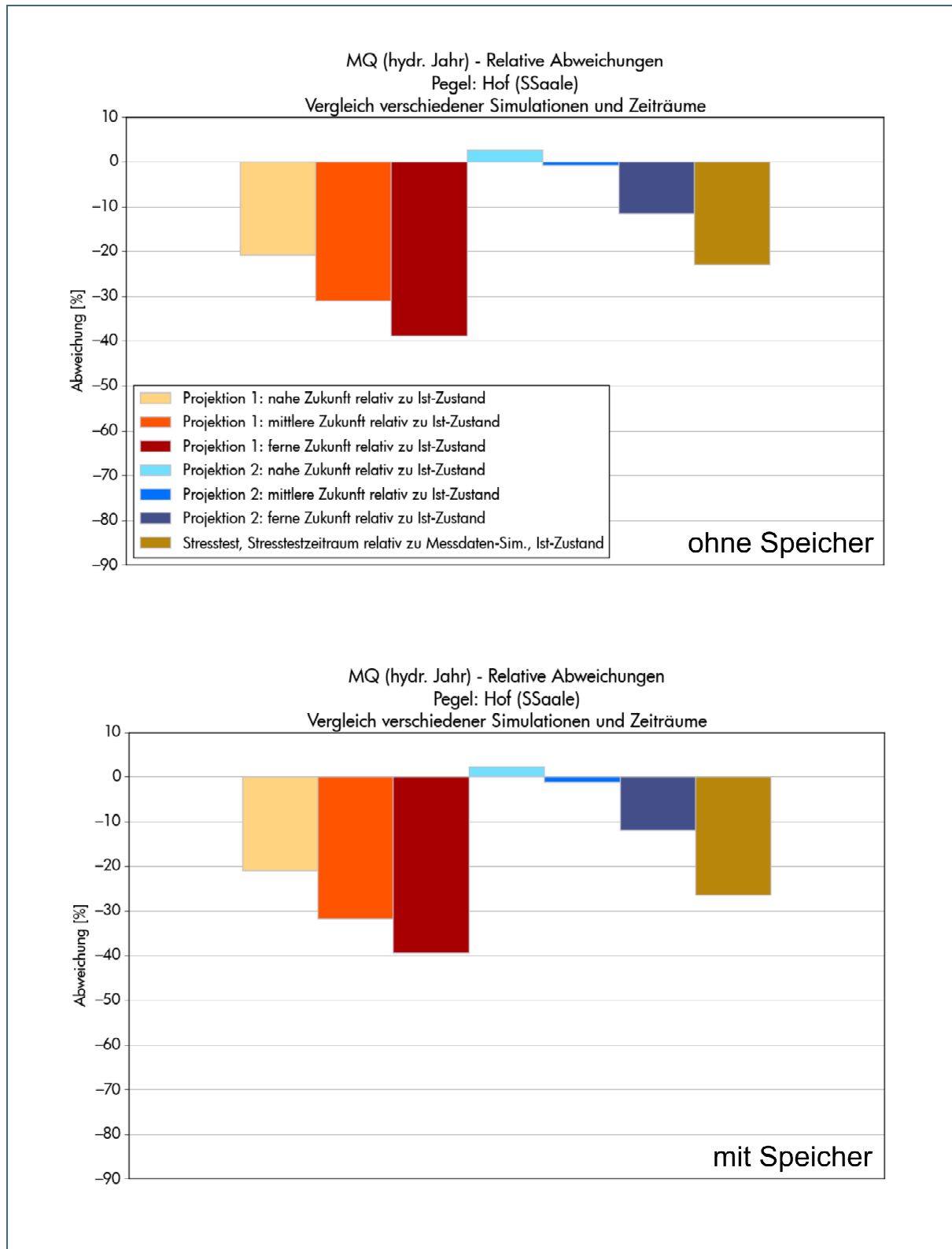
Anlage C Saale – Speicherbewirtschaftung



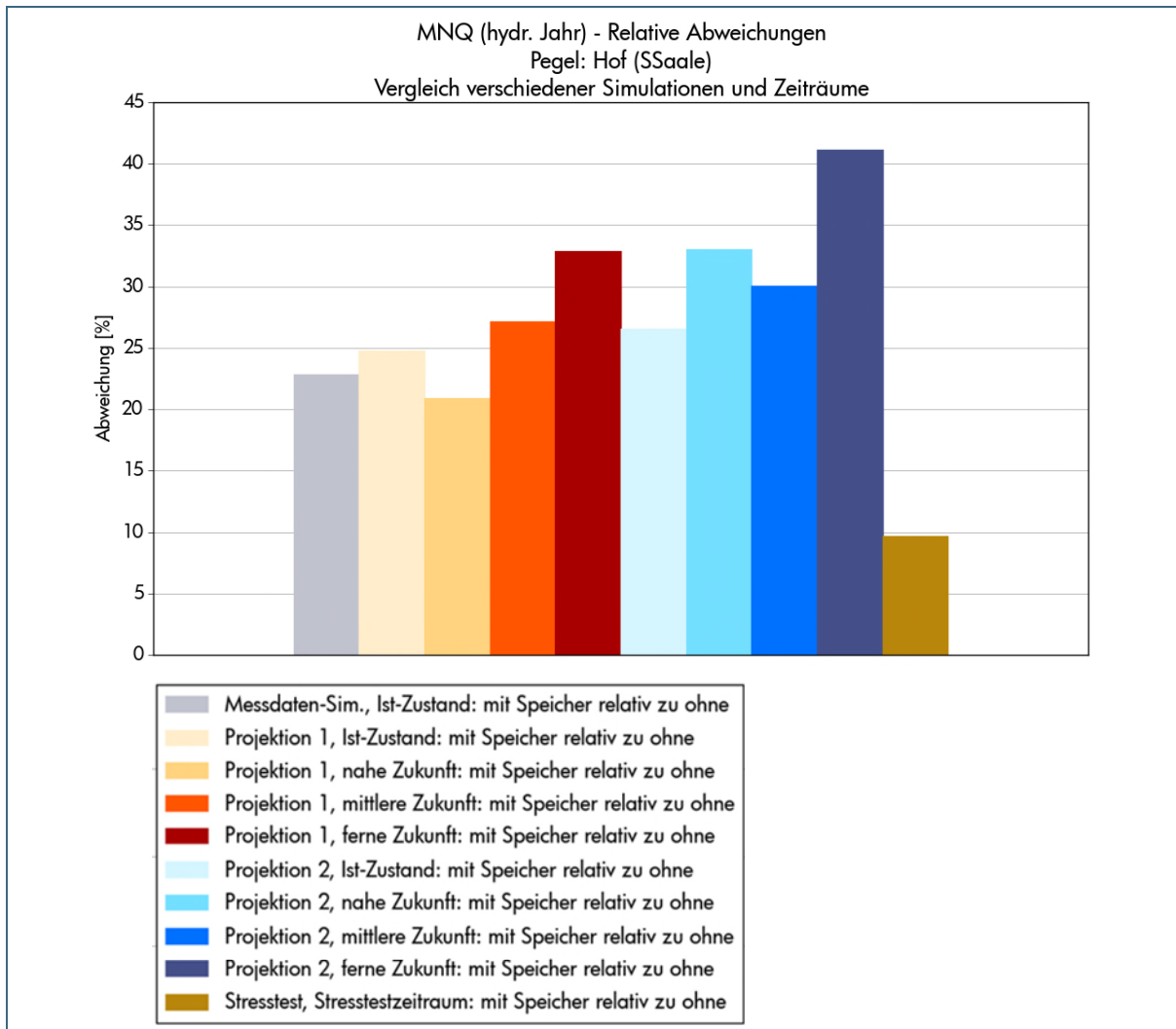
C.1 Prozentualer Unterschied zwischen MQ mit und ohne Speicher am Pegel Hof/Saale im hydrologischen Jahr



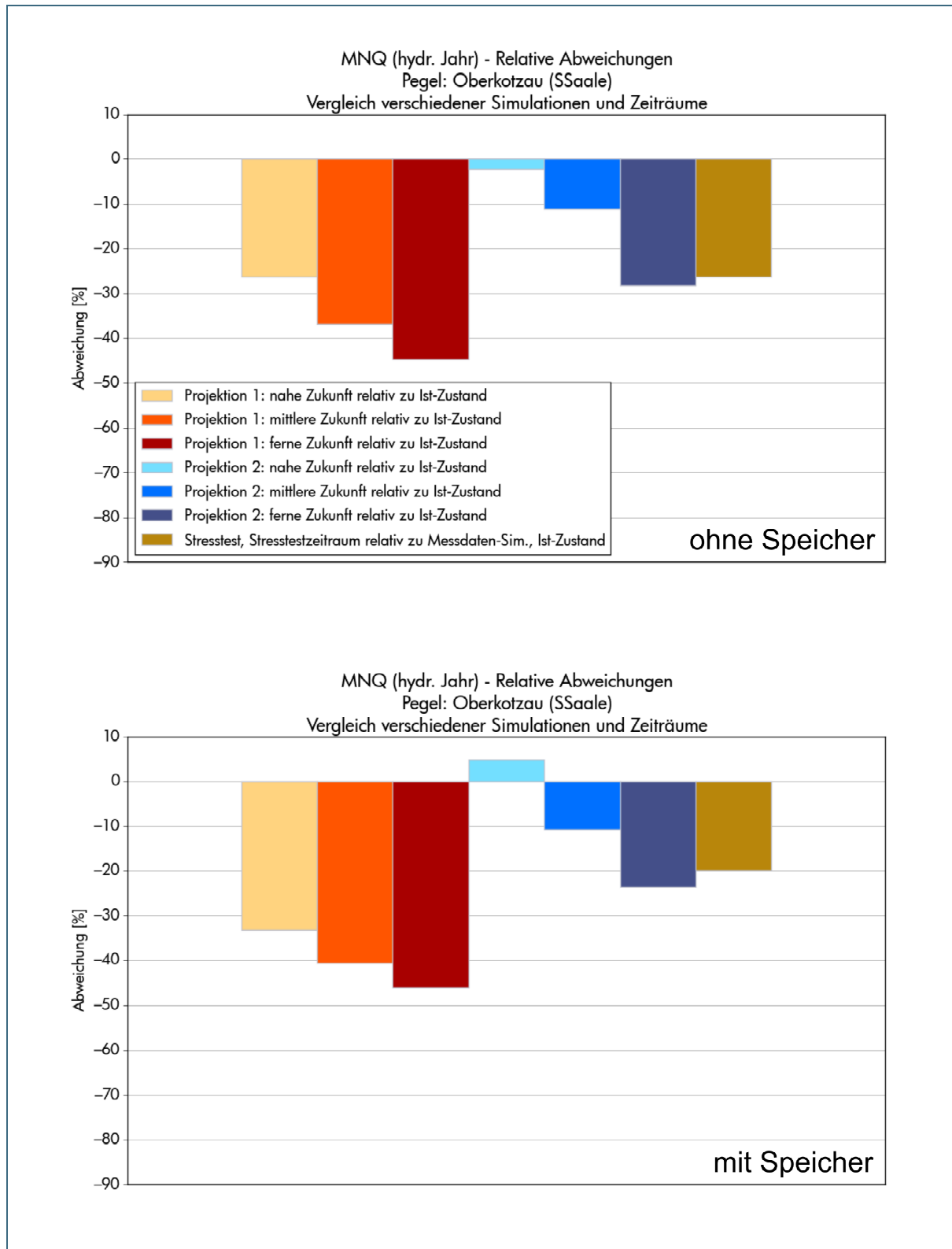
C.2 MQ am Pegel Oberkotzau/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher im hydrologischen Jahr



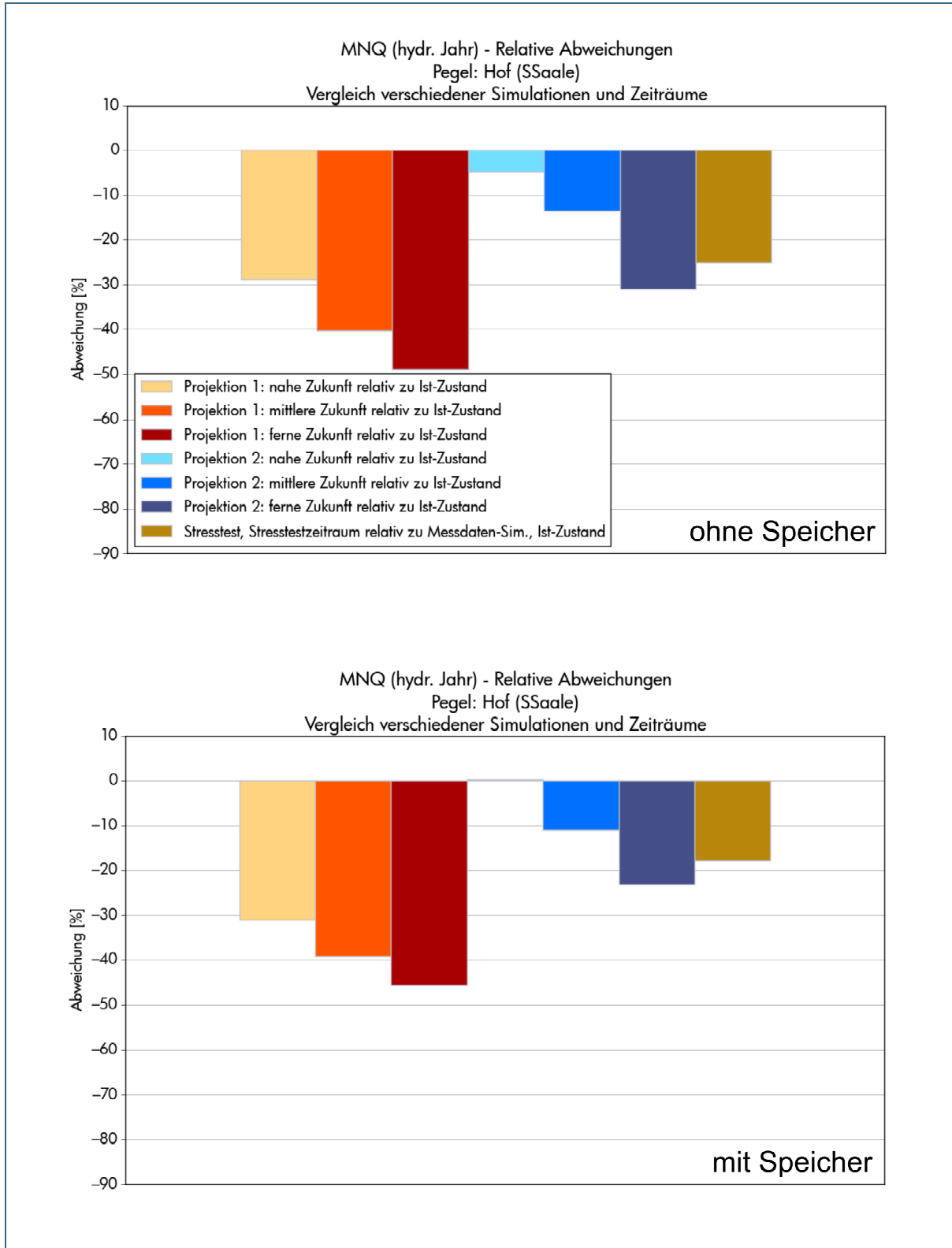
C.3 MQ am Pegel Hof/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher



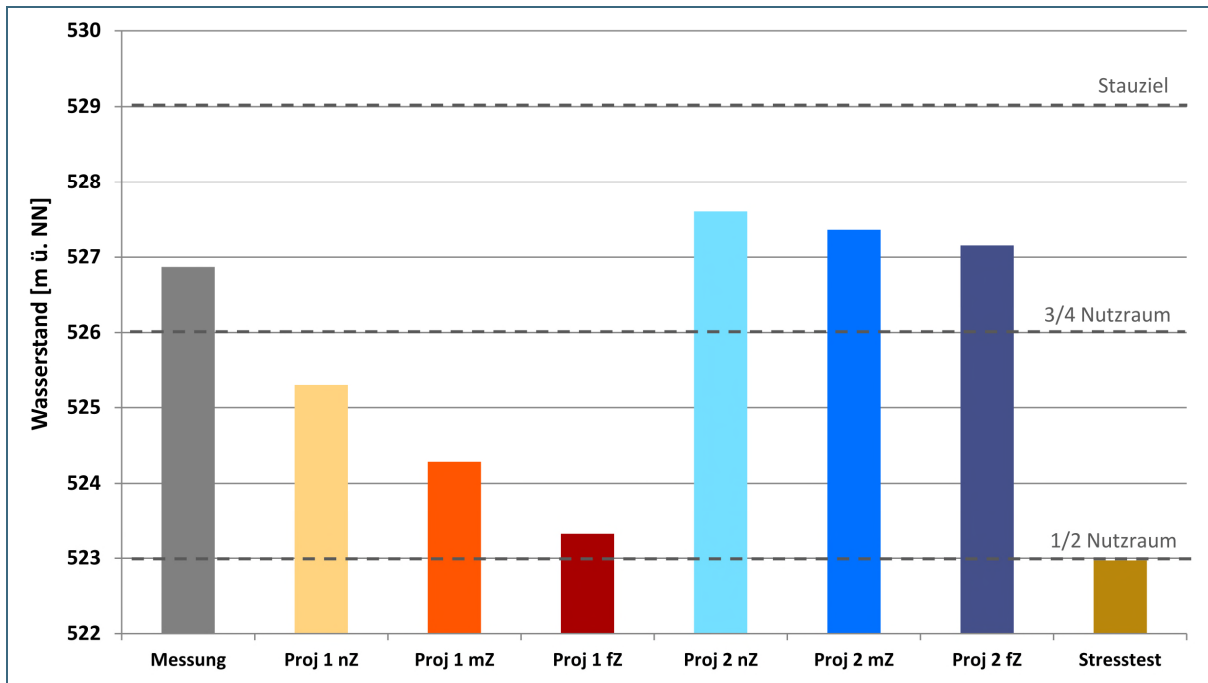
C.4 Prozentualer Unterschied zwischen MNQ mit und ohne Speicher am Pegel Hof/Saale



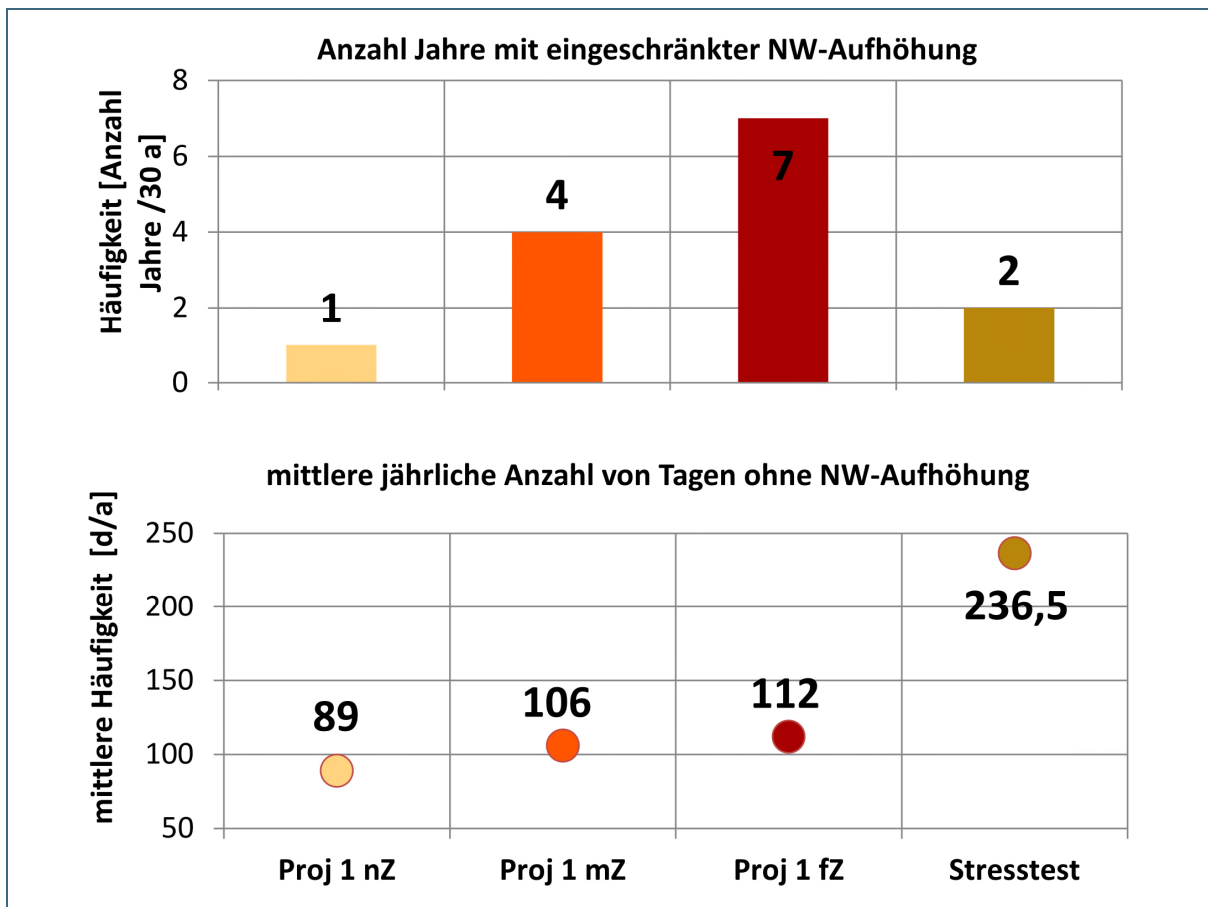
C.5 MNQ am Pegel Oberkotzau/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher



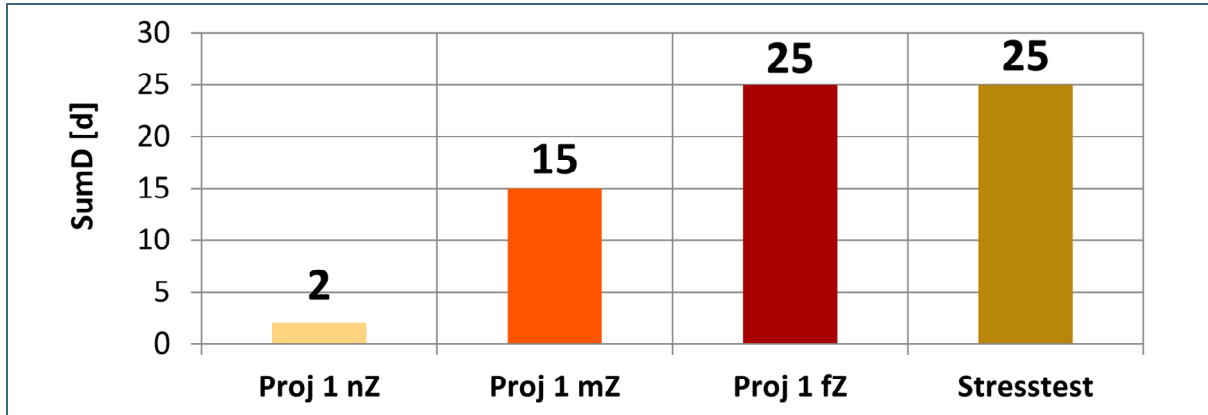
C.6 MNQ am Pegel Hof/Saale ohne (oben) und mit (unten) Speicher



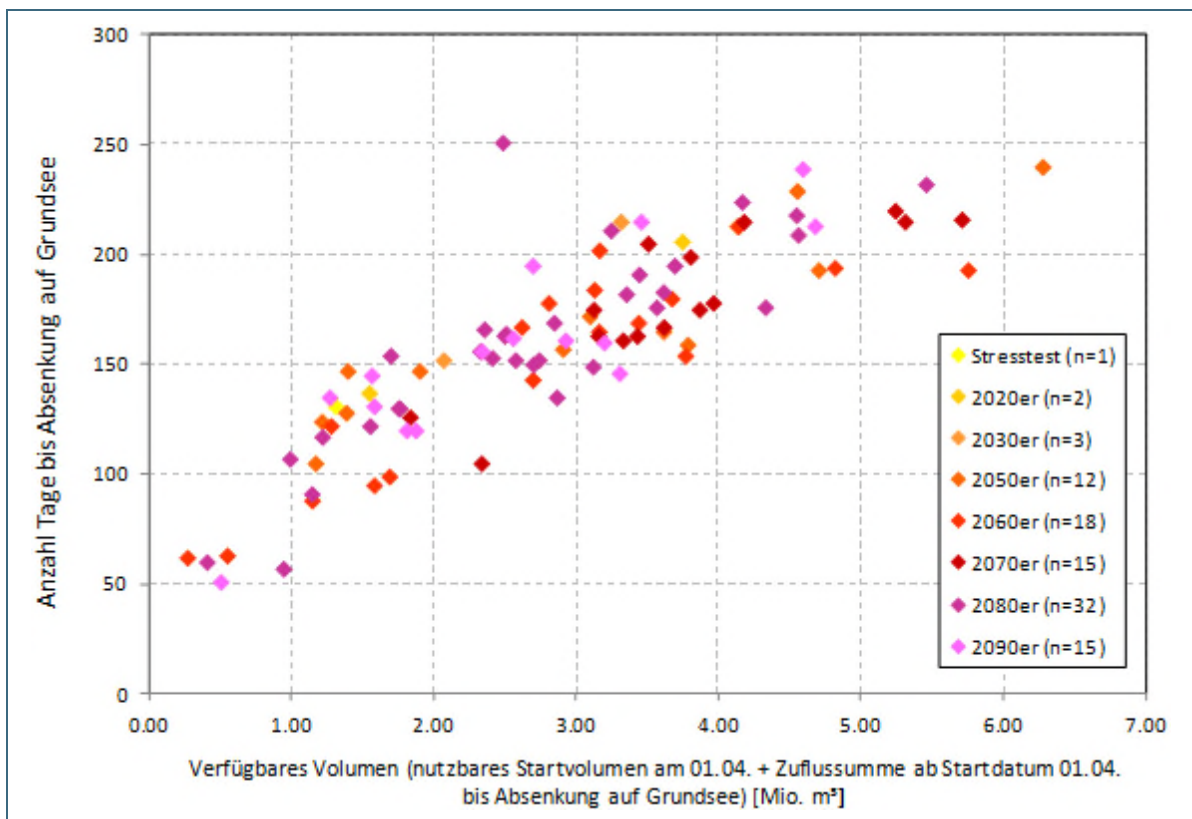
C.7 Mittlere Wasserstände des Förmitzspeichers (Wasserhaushaltsjahr)



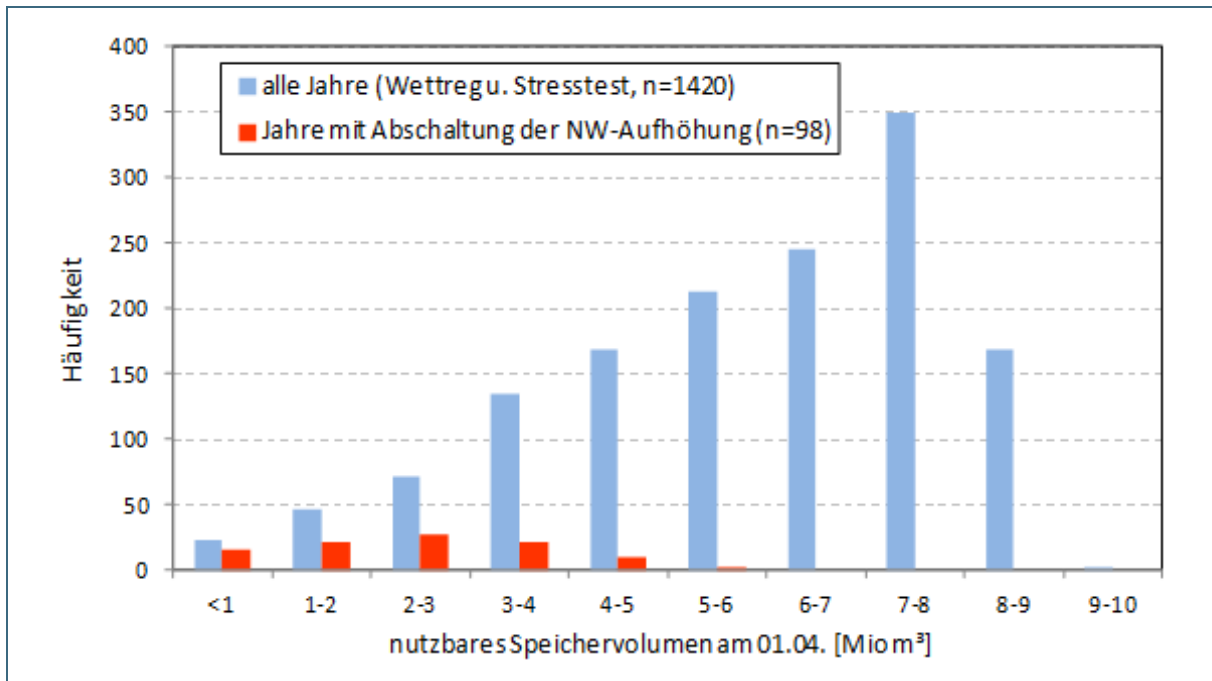
C.8 Einschränkung der Niedrigwasseraufhöhung durch den Förmitzspeicher (gemittelt und dargestellt nur die Szenarien-Jahre, in welchen eine Einschränkung auftrat)



C.9 Mittlere Häufigkeit von Tagen im Wasserhaushaltsjahr (SumD), an denen der Wasserstand von 517 m ü. NN im Förmitzspeicher unterschritten wird (dargestellt sind nur die Szenarien, in welchen eine Unterschreitung auftritt, Mittelung umfasst dabei auch Jahre eines Szenarios, in denen keine Unterschreitung auftritt)

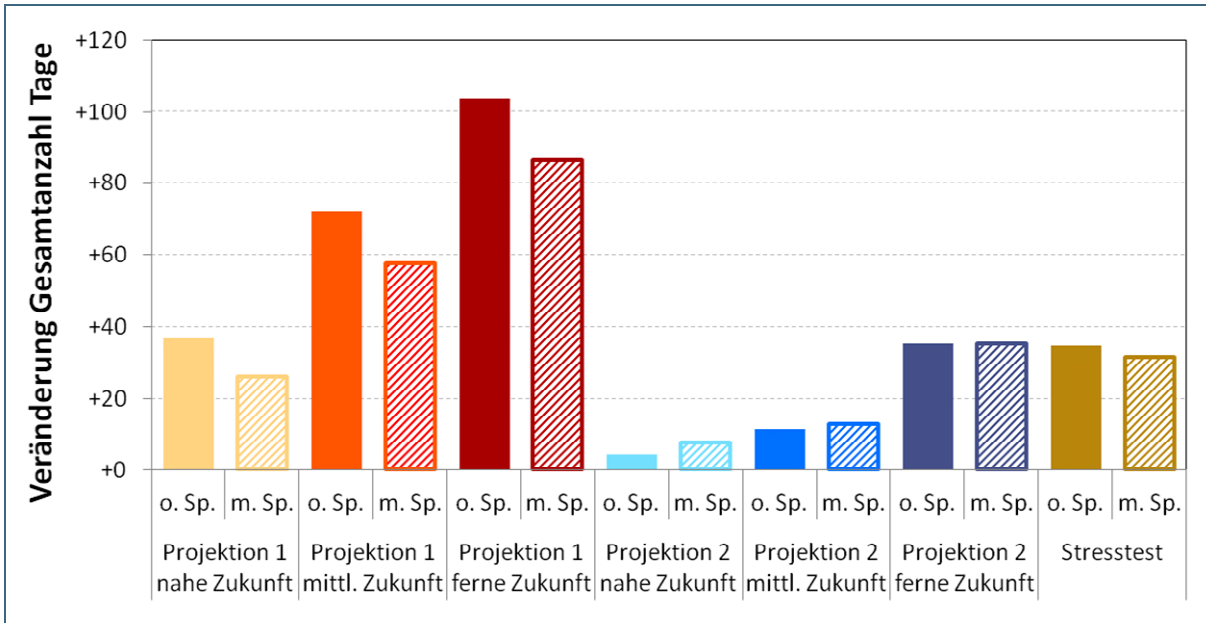


C.10 Leerlaufdauer des Förmitzspeichers auf Grundsee [Anzahl Tage ab dem 01.04.] in Abhängigkeit von der Summe des nutzbaren Stauvolumen am 01.04. und des Zuflussvolumens während des Absenkezeitraums

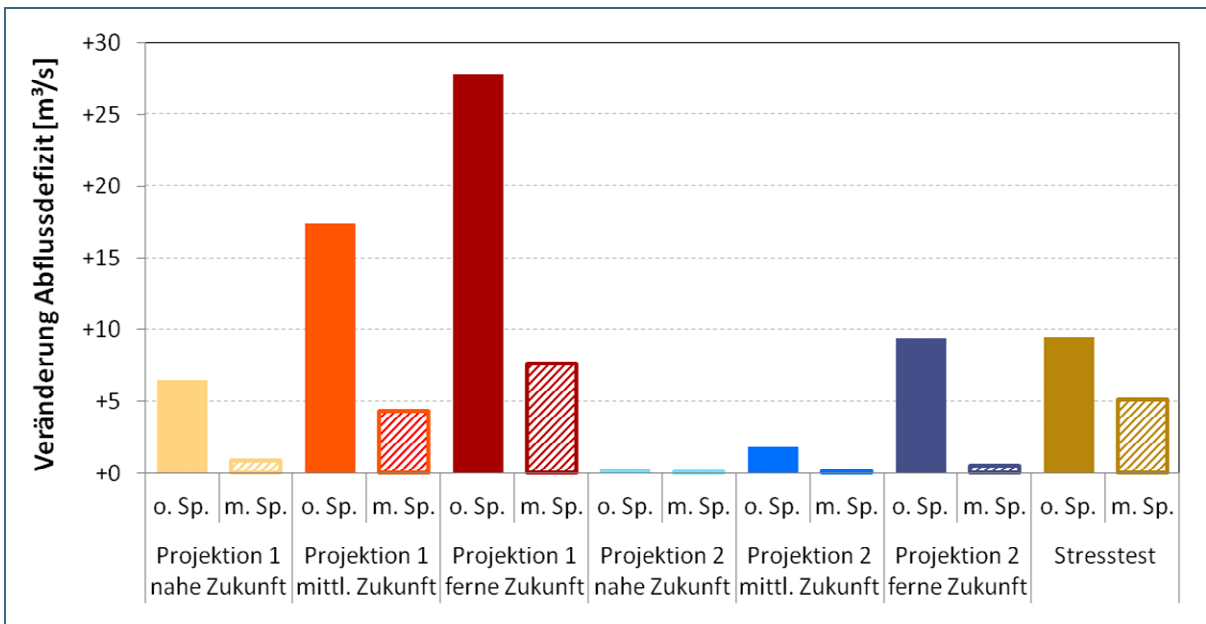


C.11 Vergleich der Häufigkeit aller nutzbarer Speichervolumina am 01. 04. (140 Jahre für 10 WETTREG Realisationen und 20 Jahre Stresstest) mit der Häufigkeit der nutzbaren Speichervolumina der Jahre mit Abschaltung der Niedrigwasseraufhöhung

Anlage D Saale – Abwassereinleitung

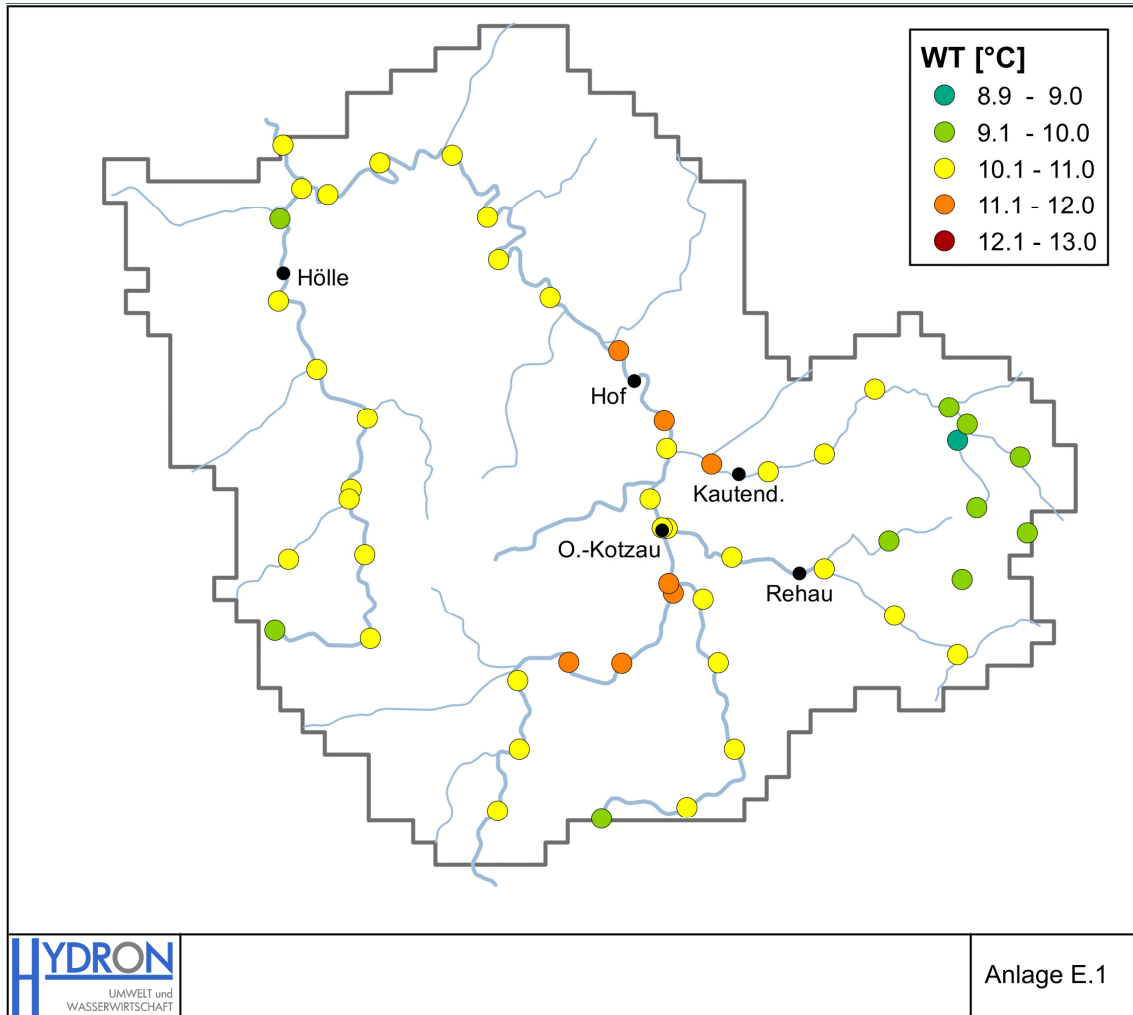


D.1 Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro Wasserhaushaltsjahr, an welchen der Abflussgrenzwert von 1 m³/s am Pegel Hof unterschritten wird (Ergebnisse mit und ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers)

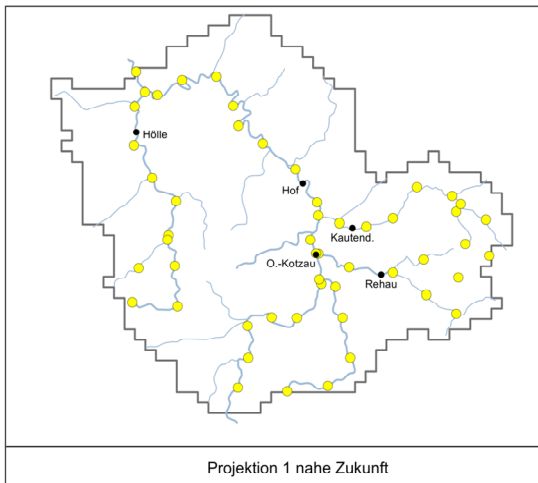


D.2 Absolute Veränderung des Gesamtabflussdefizits [m³/s] pro Wasserhaushaltsjahr unter dem Abflussgrenzwert von 1 m³/s am Pegel Hof (Ergebnisse mit und ohne Berücksichtigung des Förmitzspeichers)

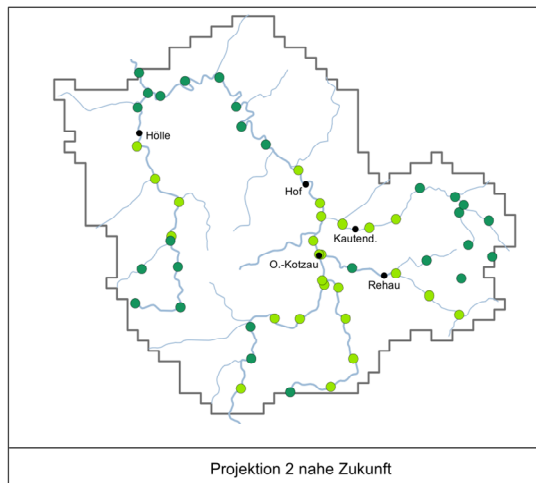
Anlage E Saale - Gewässerökologie



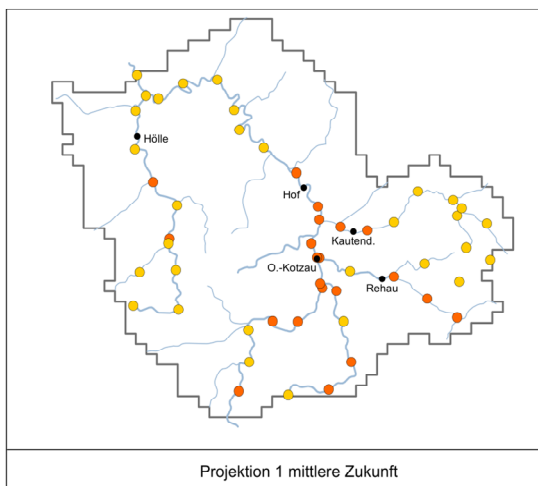
E.1 Mittlere Tagesmaximaltemperatur für den Ist-Zustand (1971-2000) im hydrologischen Jahr im Gebiet der Sächsischen Saale



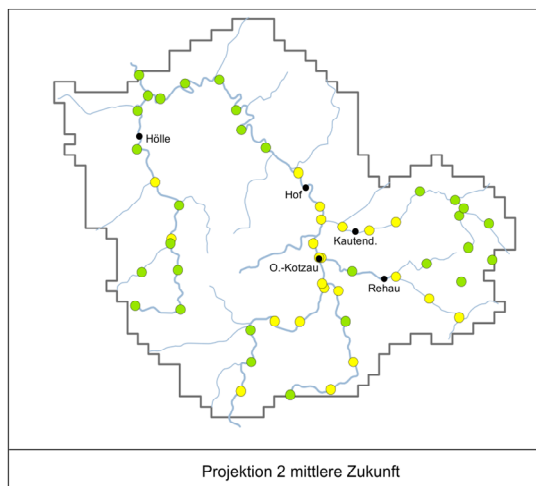
Projektion 1 nahe Zukunft



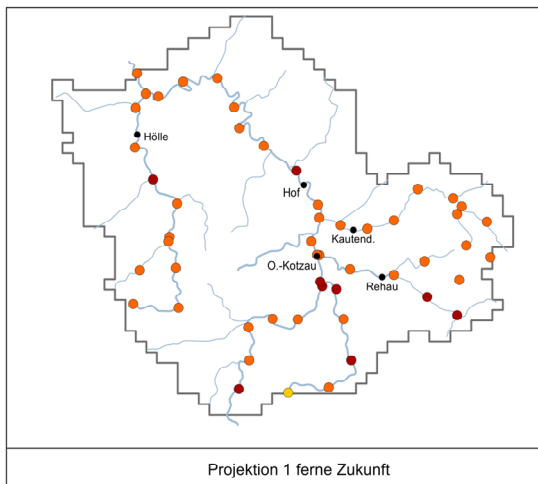
Projektion 2 nahe Zukunft



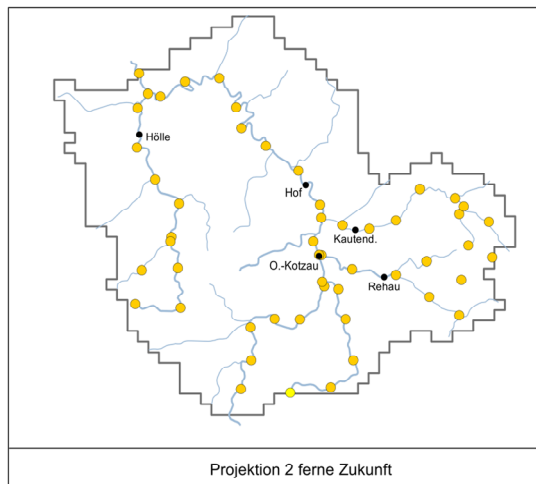
Projektion 1 mittlere Zukunft



Projektion 2 mittlere Zukunft



Projektion 1 ferne Zukunft



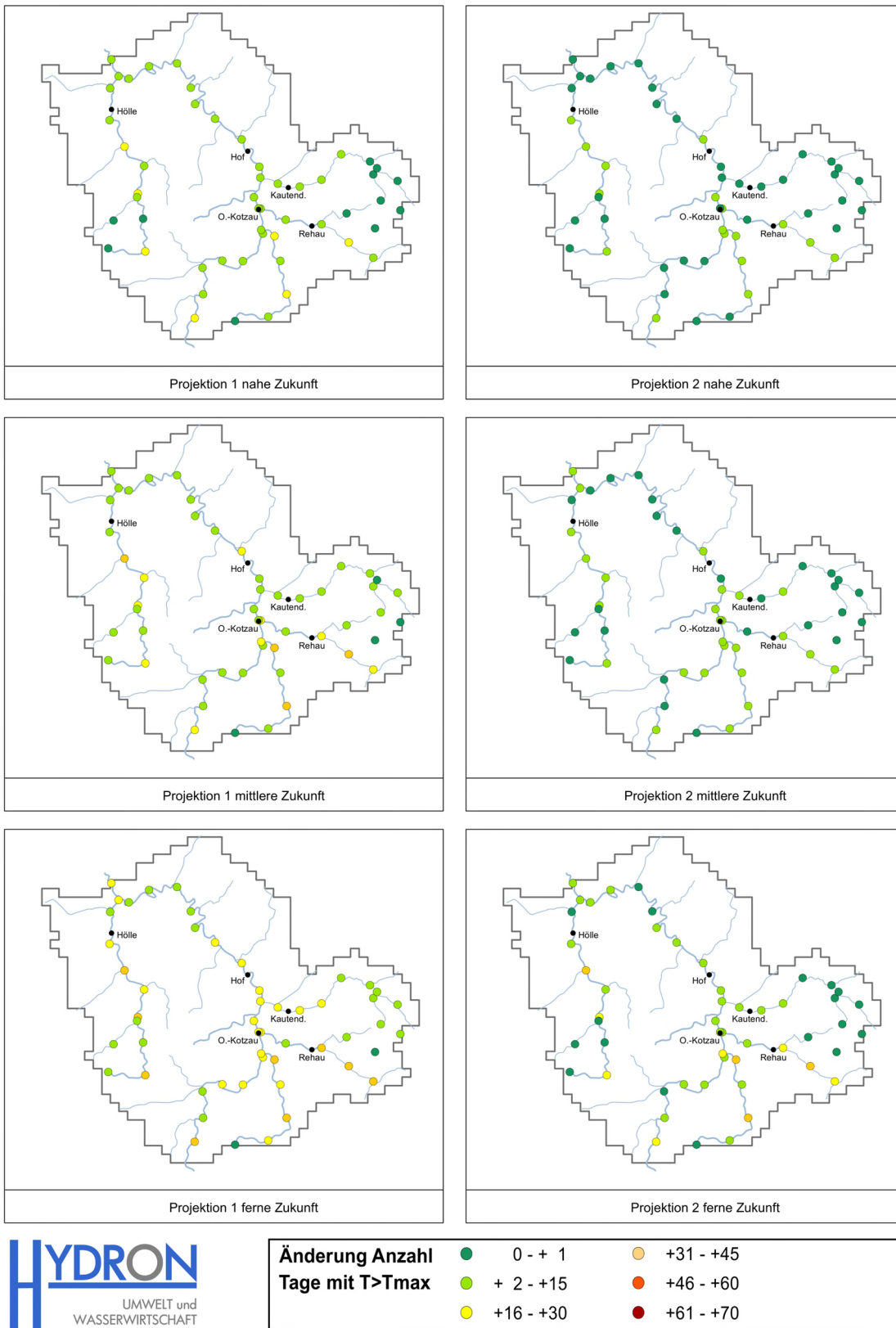
Projektion 2 ferne Zukunft



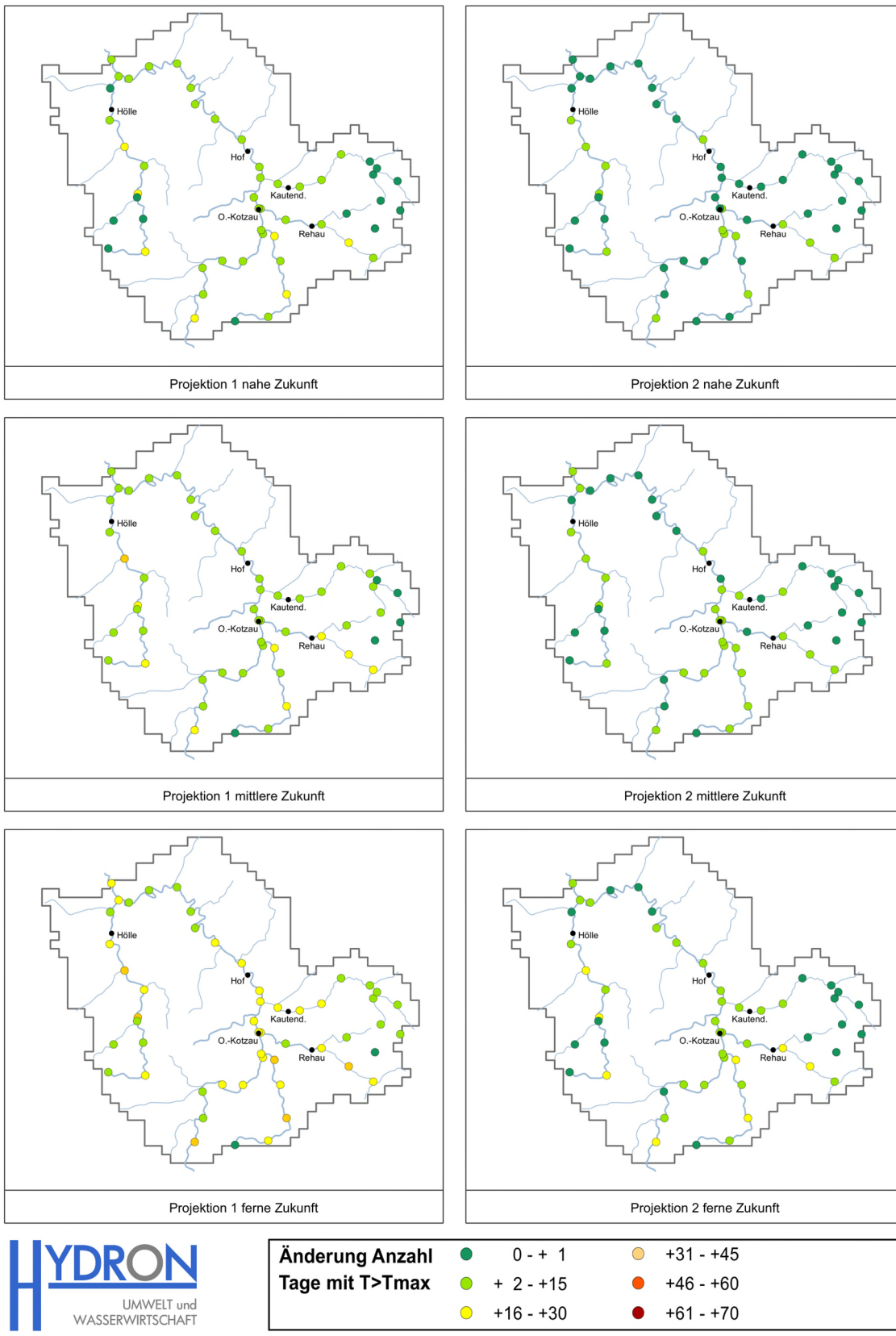
Veränderung [°C]

- | | |
|---|---|
| ● 0.0 - 0.5 | ● 1.6 - 2.0 |
| ● 0.6 - 1.0 | ● 2.1 - 2.5 |
| ● 1.1 - 1.5 | ● 2.6 - 3.0 |

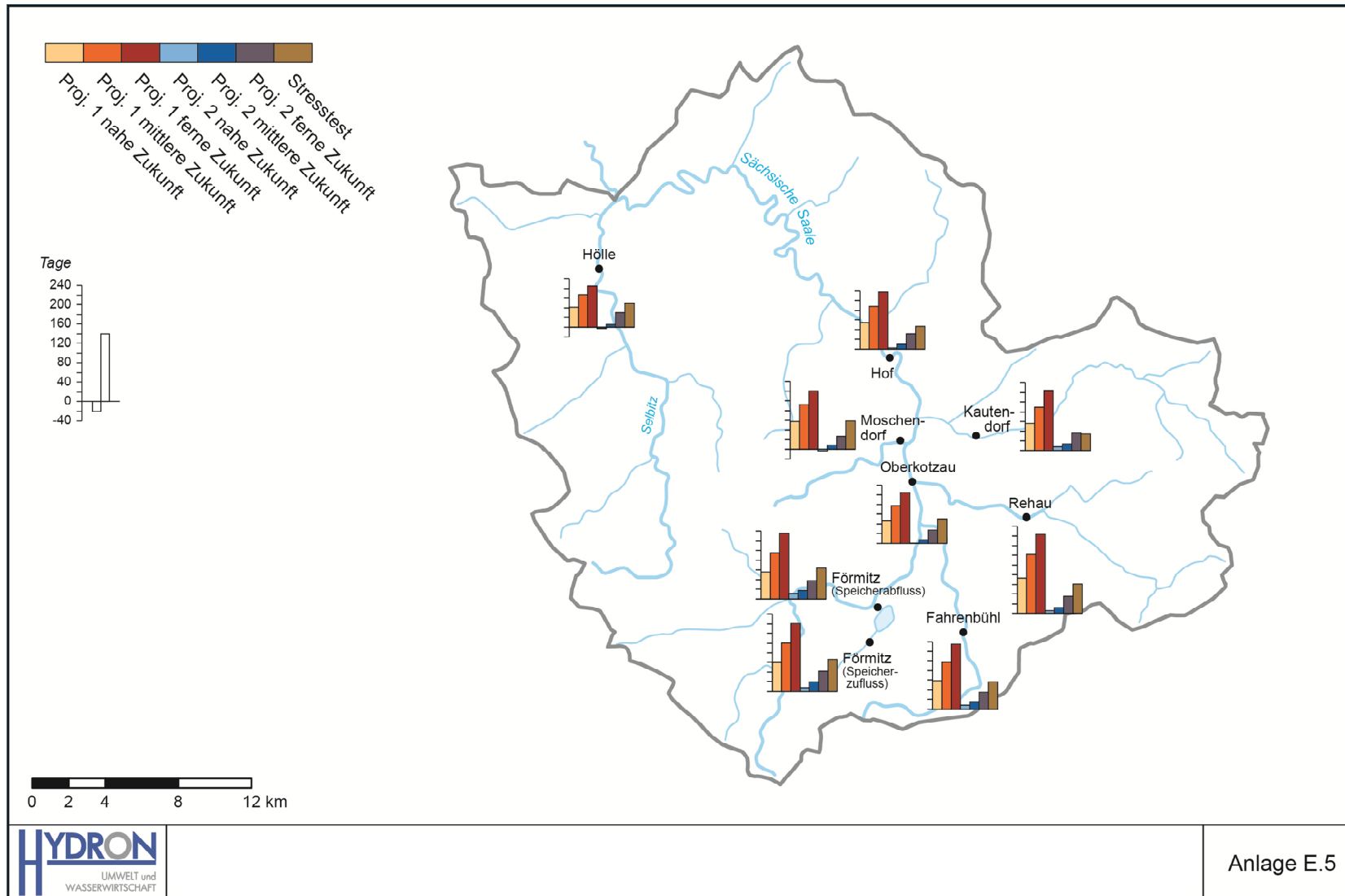
E.2 Absolute Veränderung der mittleren Tagesmaximaltemperatur für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale



E.3 Änderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 21,5°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale

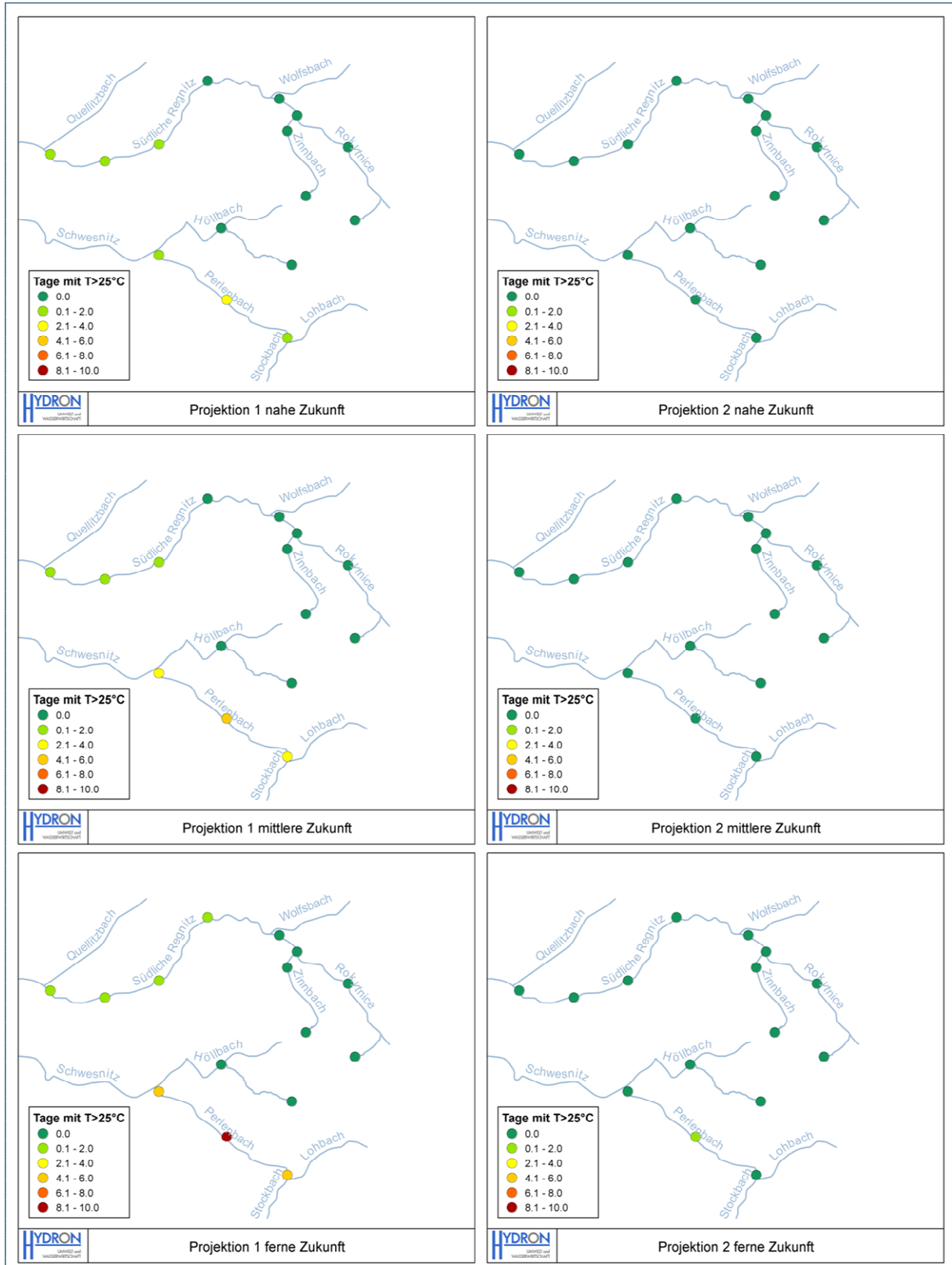


E.4 Änderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 21,5°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale

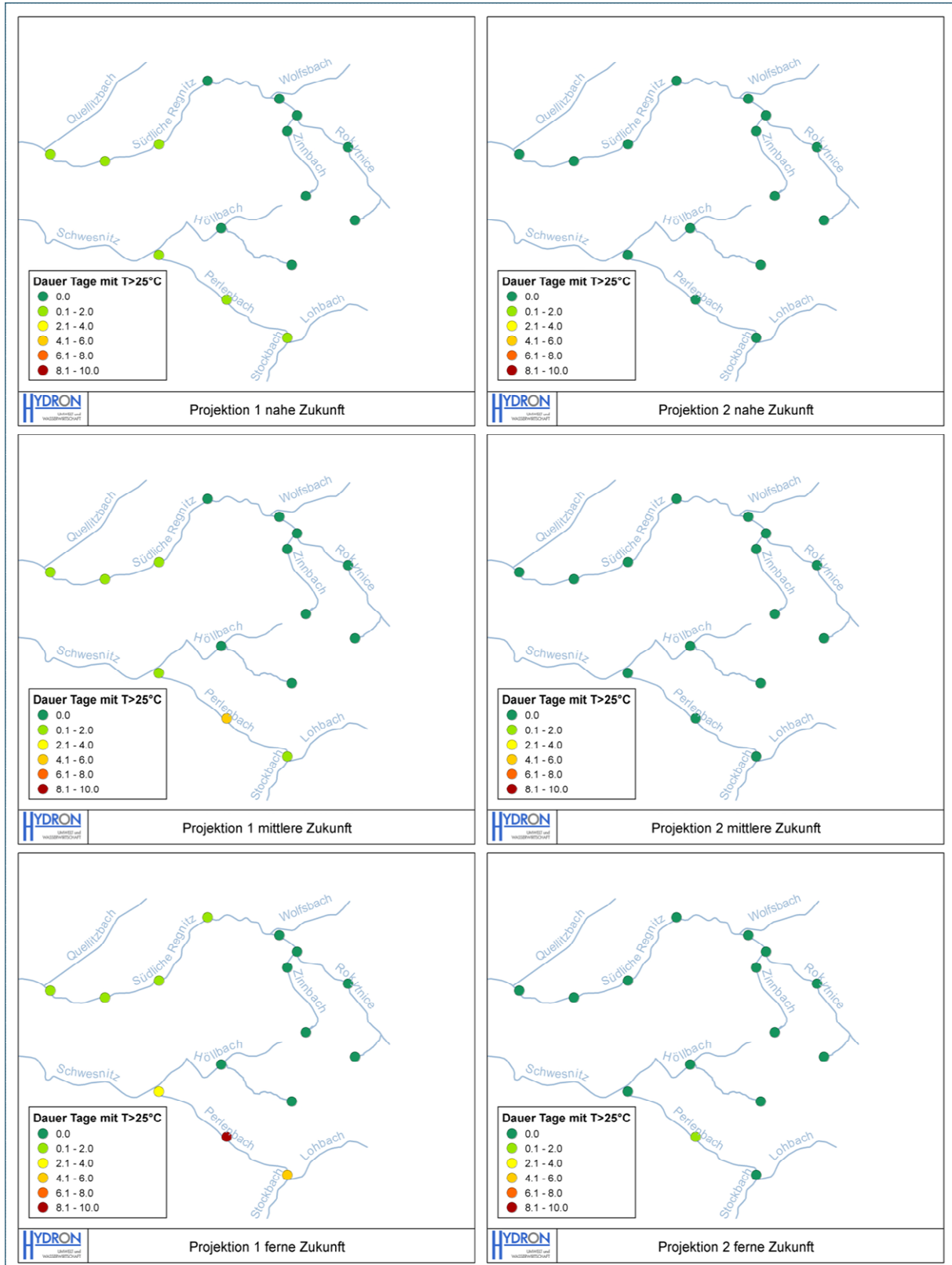


Anlage E.5

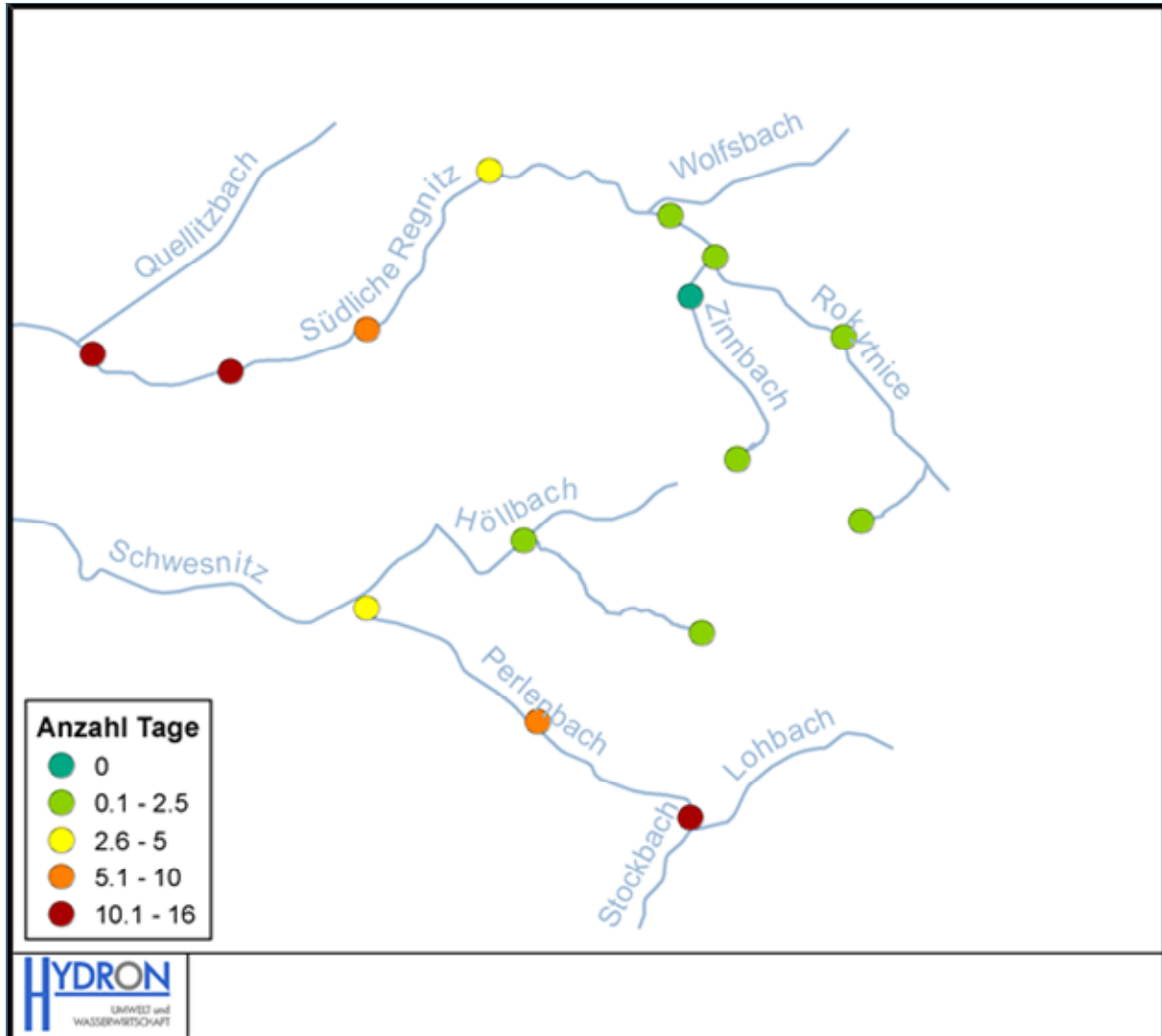
E.5 Absolute Veränderung [Tage] der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen MNQ unterschritten wird für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale



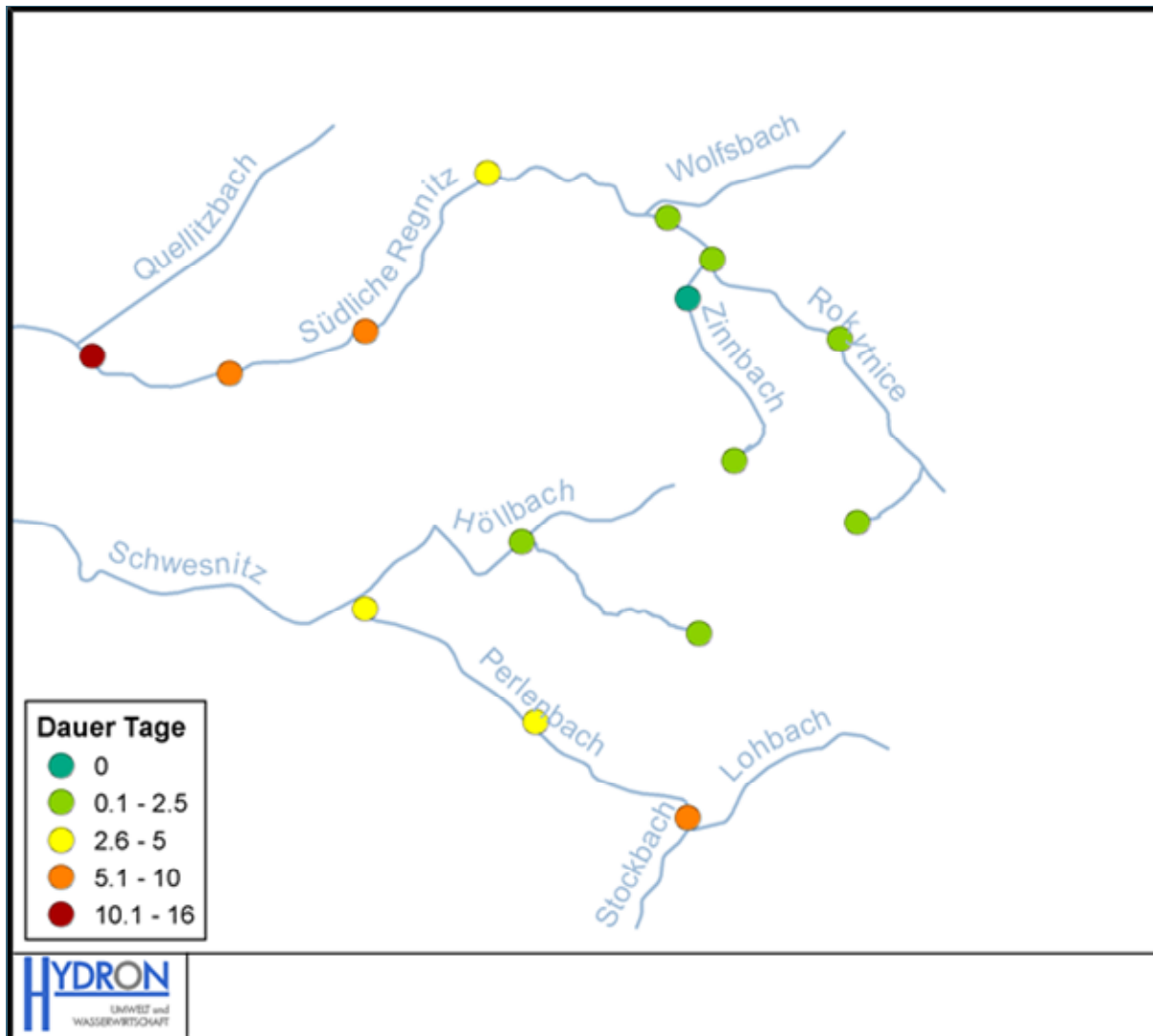
E.6 Flussperlmuschelgewässer: Änderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 25°C übersteigt für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale



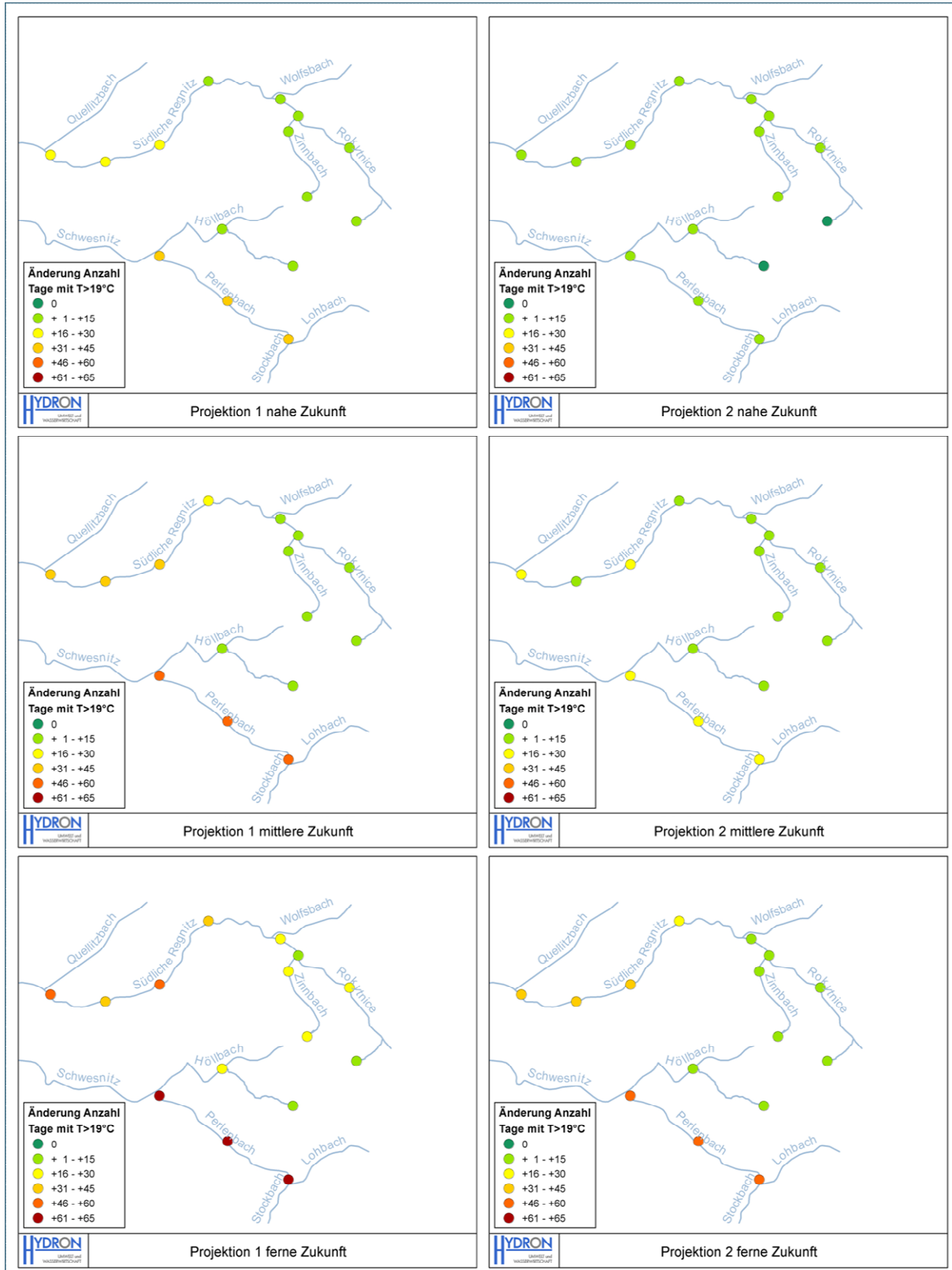
E.7 Flussperlmuschelgewässer: Änderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 25°C übersteigt, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale



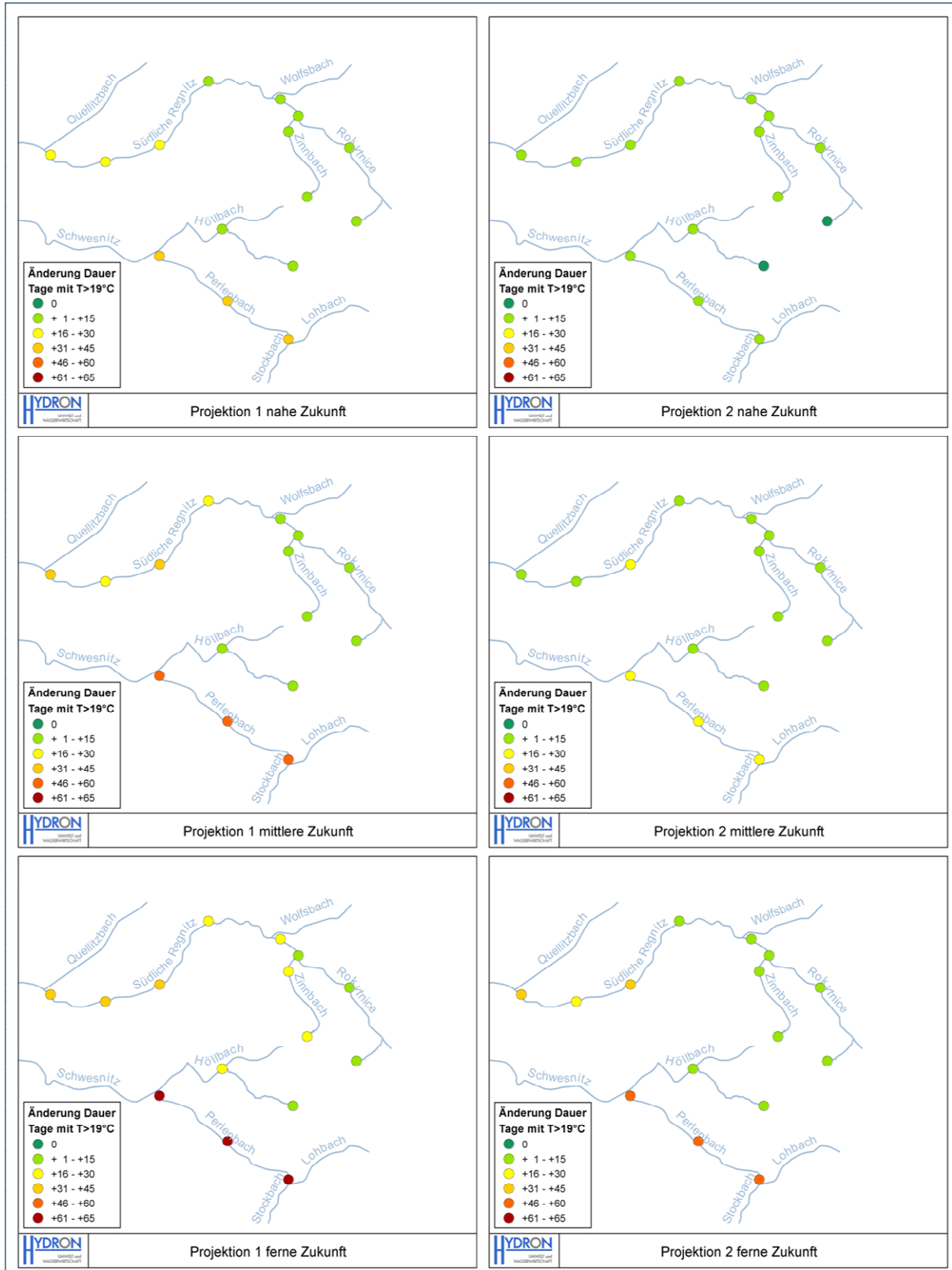
E.8 Flussperlmuschelgewässer: Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet



E.9 Flussperlmuschelgewässer: Maximale Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet

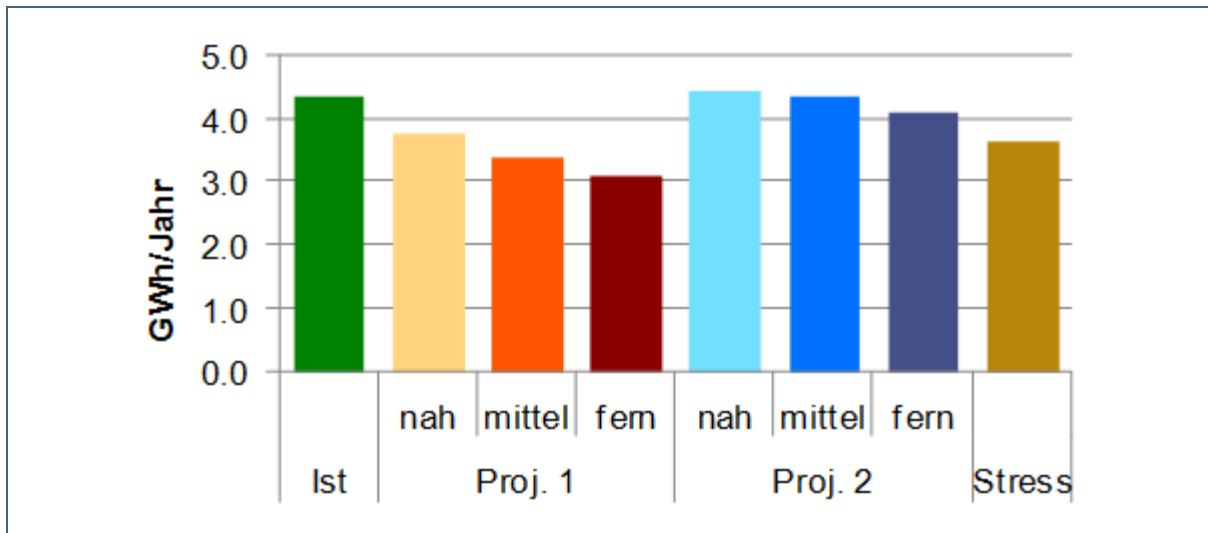


E.10 Flussperlmuschelgewässer: Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale

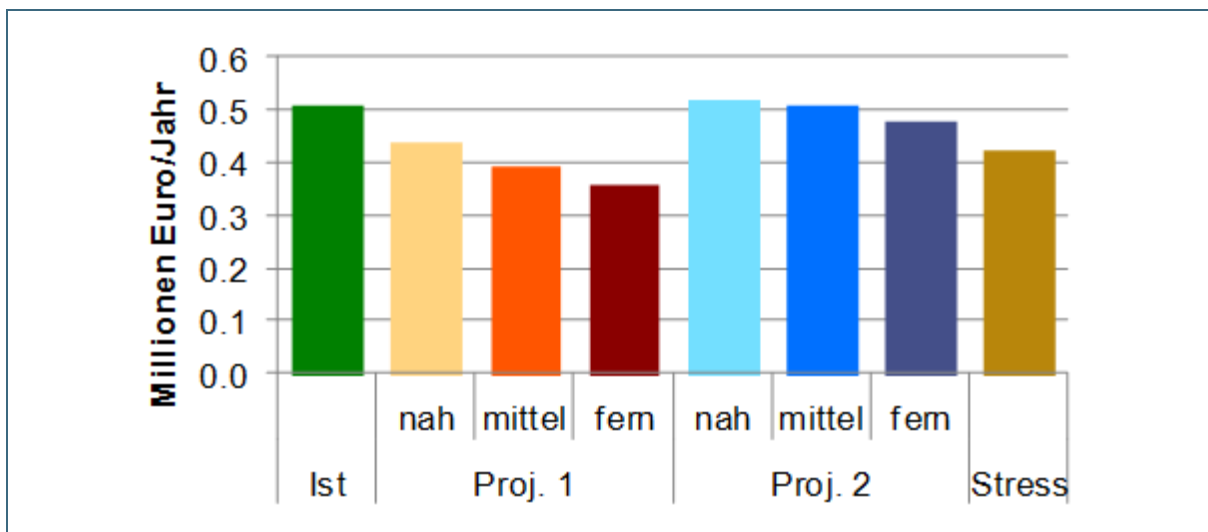


E.11 Flussperlmuschelgewässer: Absolute Veränderung der maximalen Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur 19°C übersteigt bzw. die gesättigte Sauerstoffkonzentration 8,9 mg/l unterschreitet, für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Sächsischen Saale

Anlage F Saale – Wasserkraft

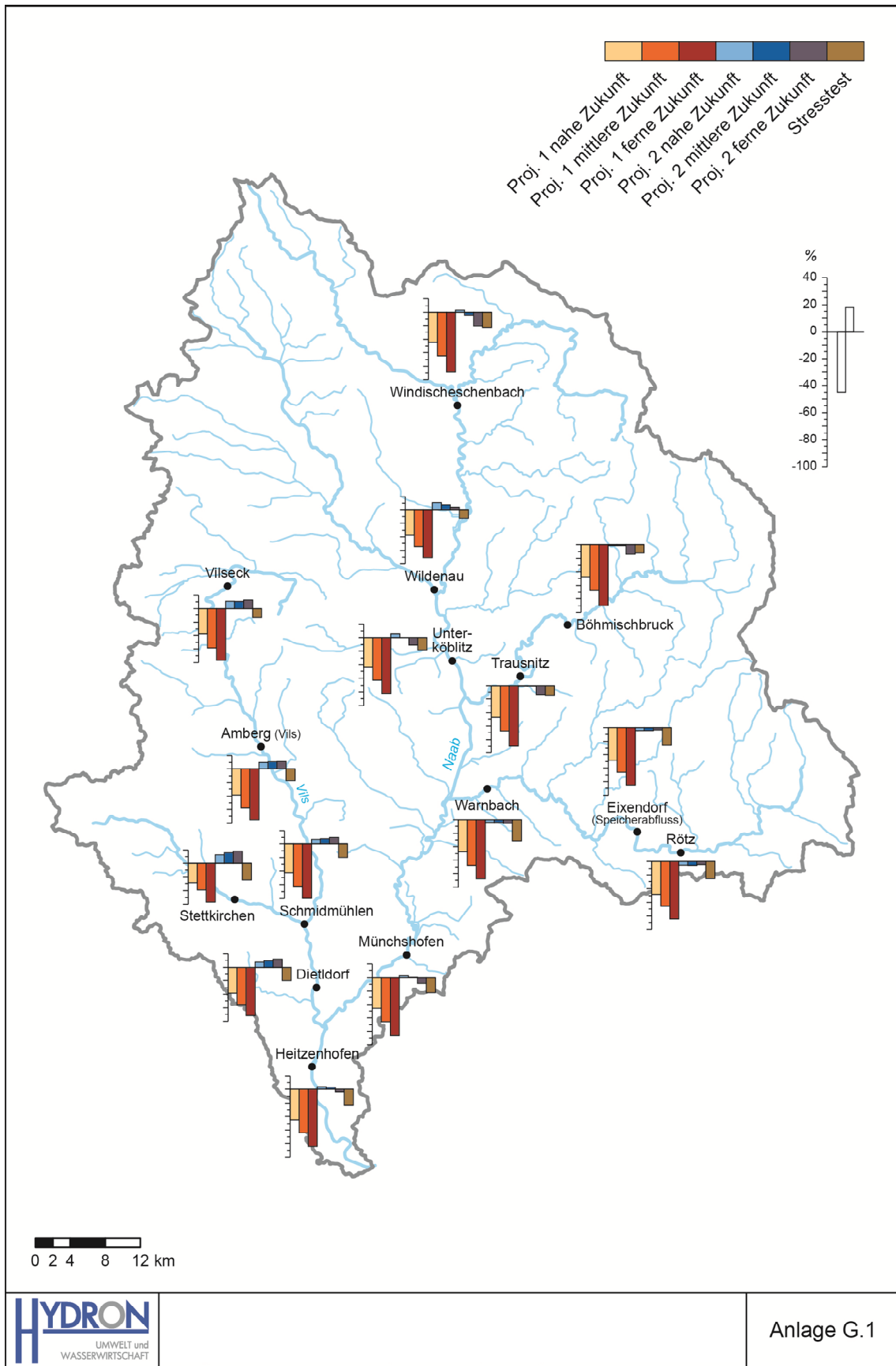


F.1 Gesamtenergieproduktion der Ausleitungskraftwerke im Saalegebiet

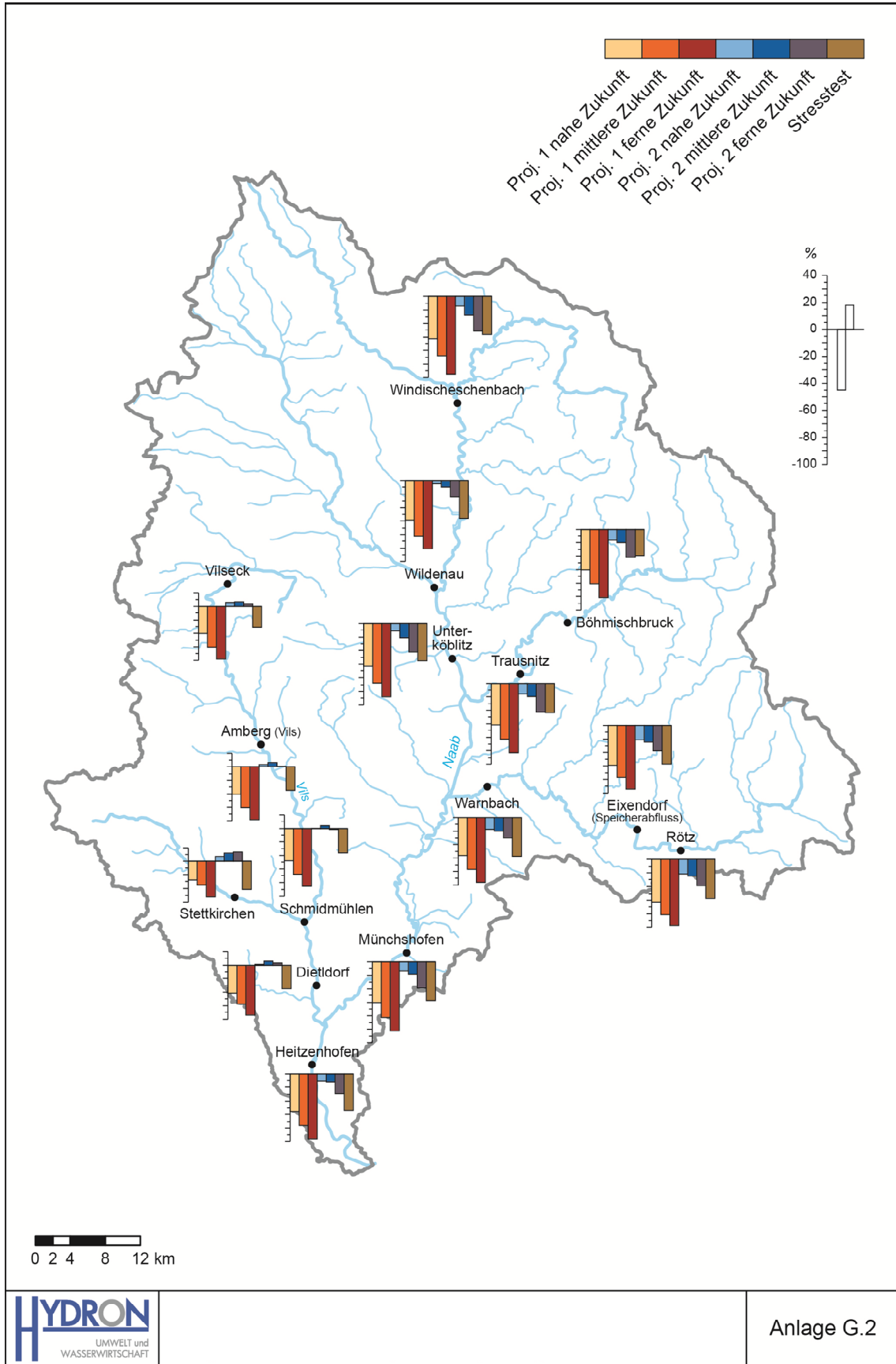


F.2 Vereinfachte Ableitung der Vergütung aus der Gesamtenergieproduktion im Saalegebiet

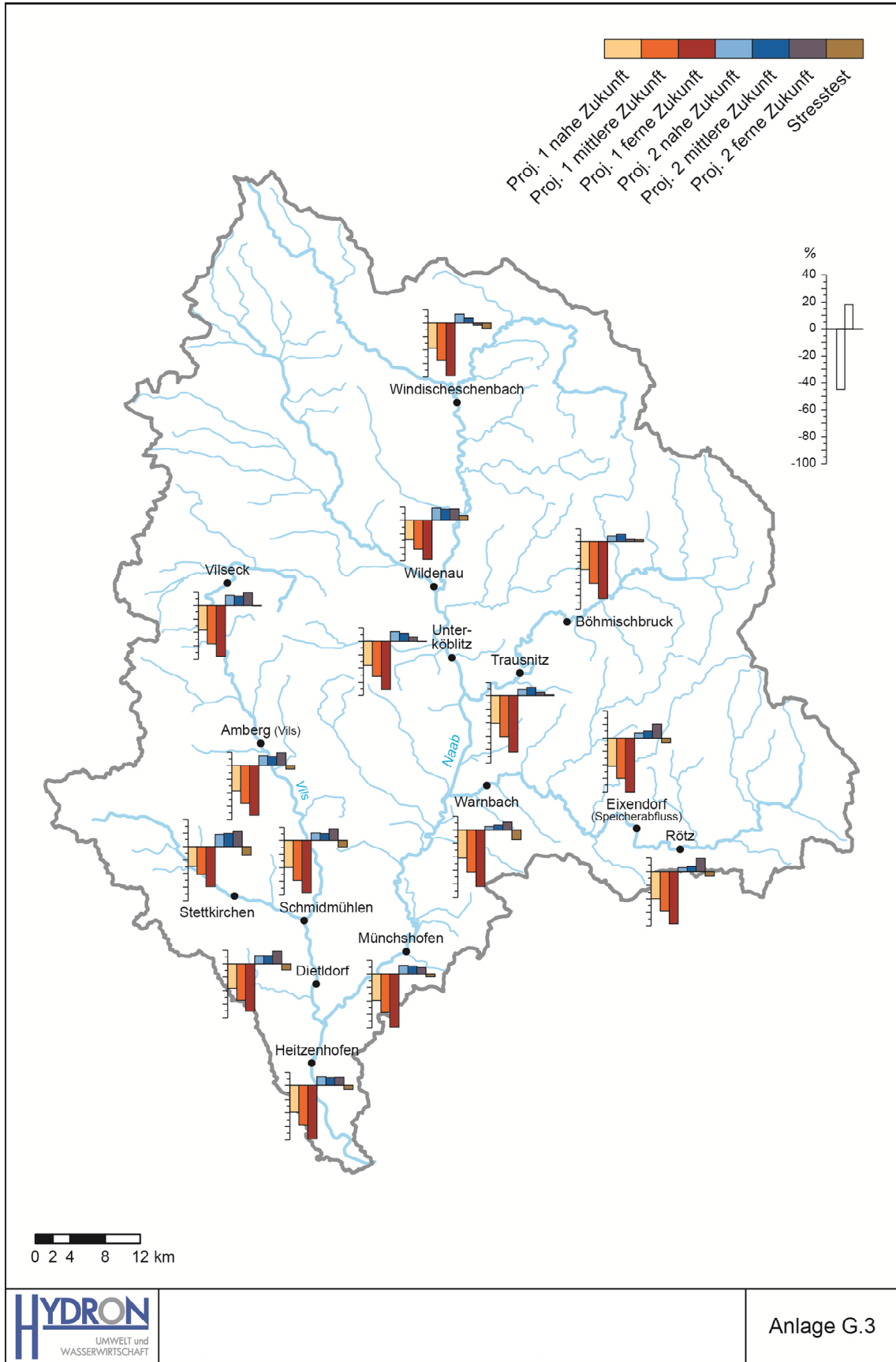
Anlage G Naab - Natürlicher Wasserhaushalt



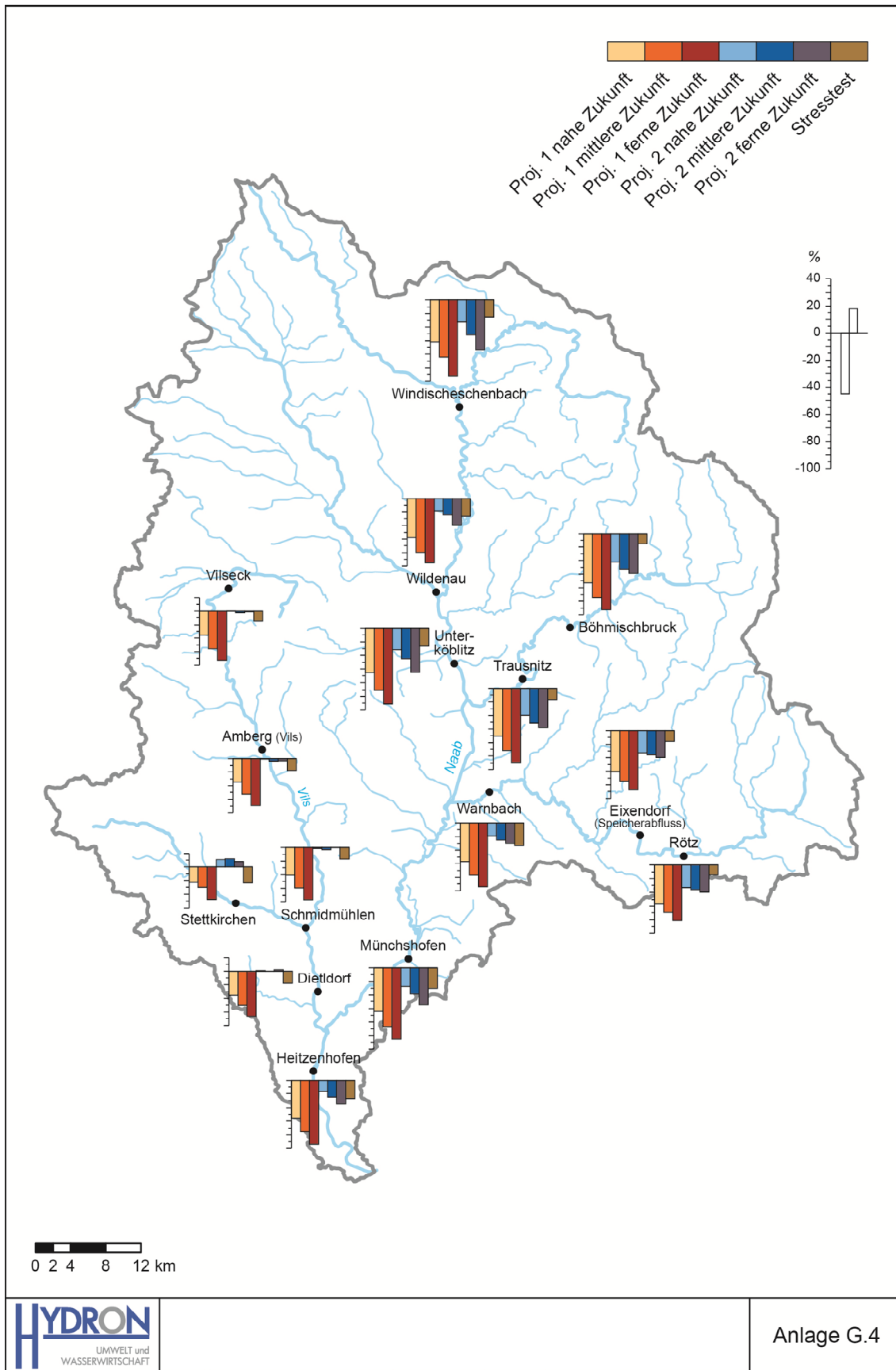
G.1 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



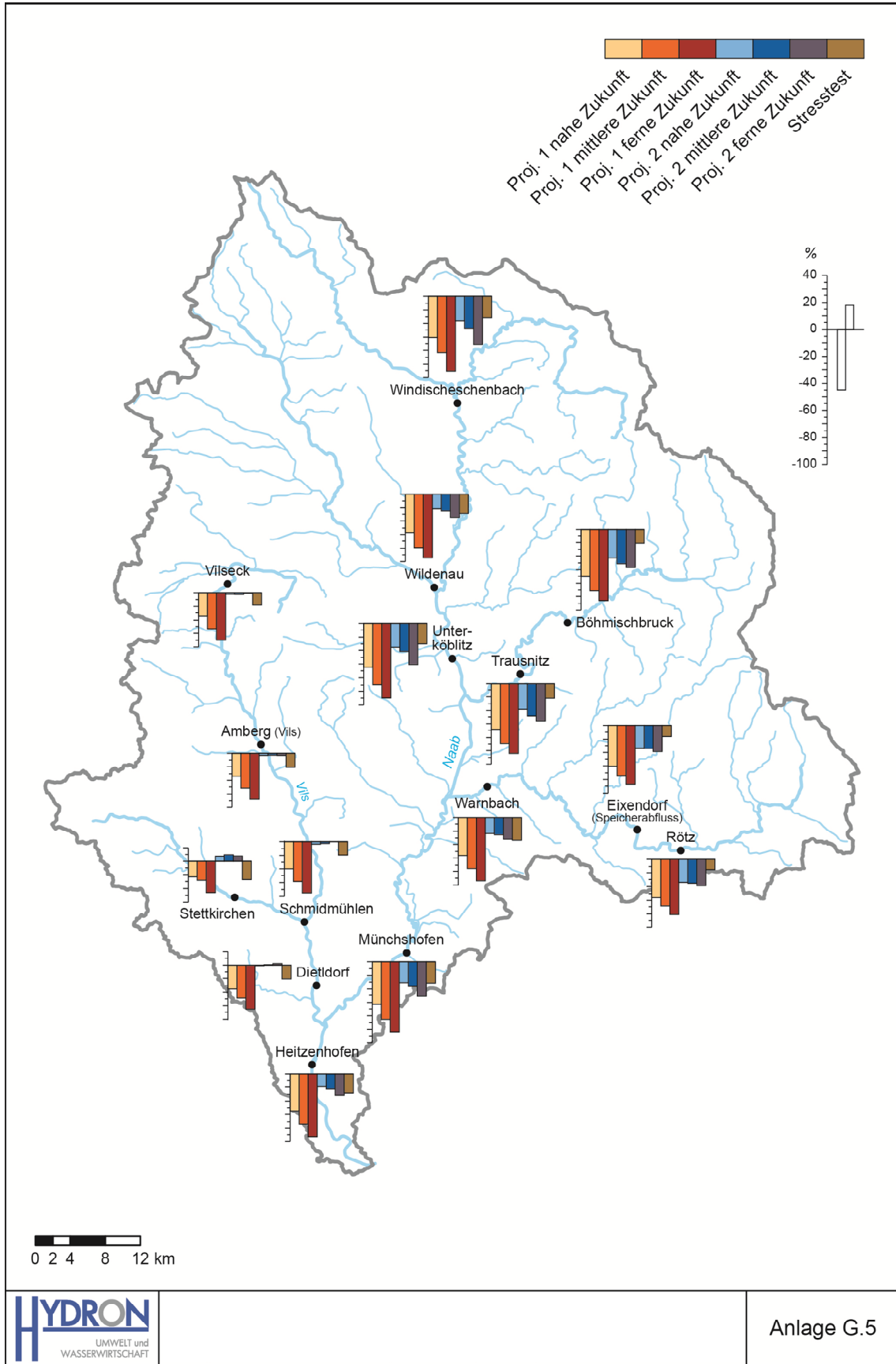
G.2 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



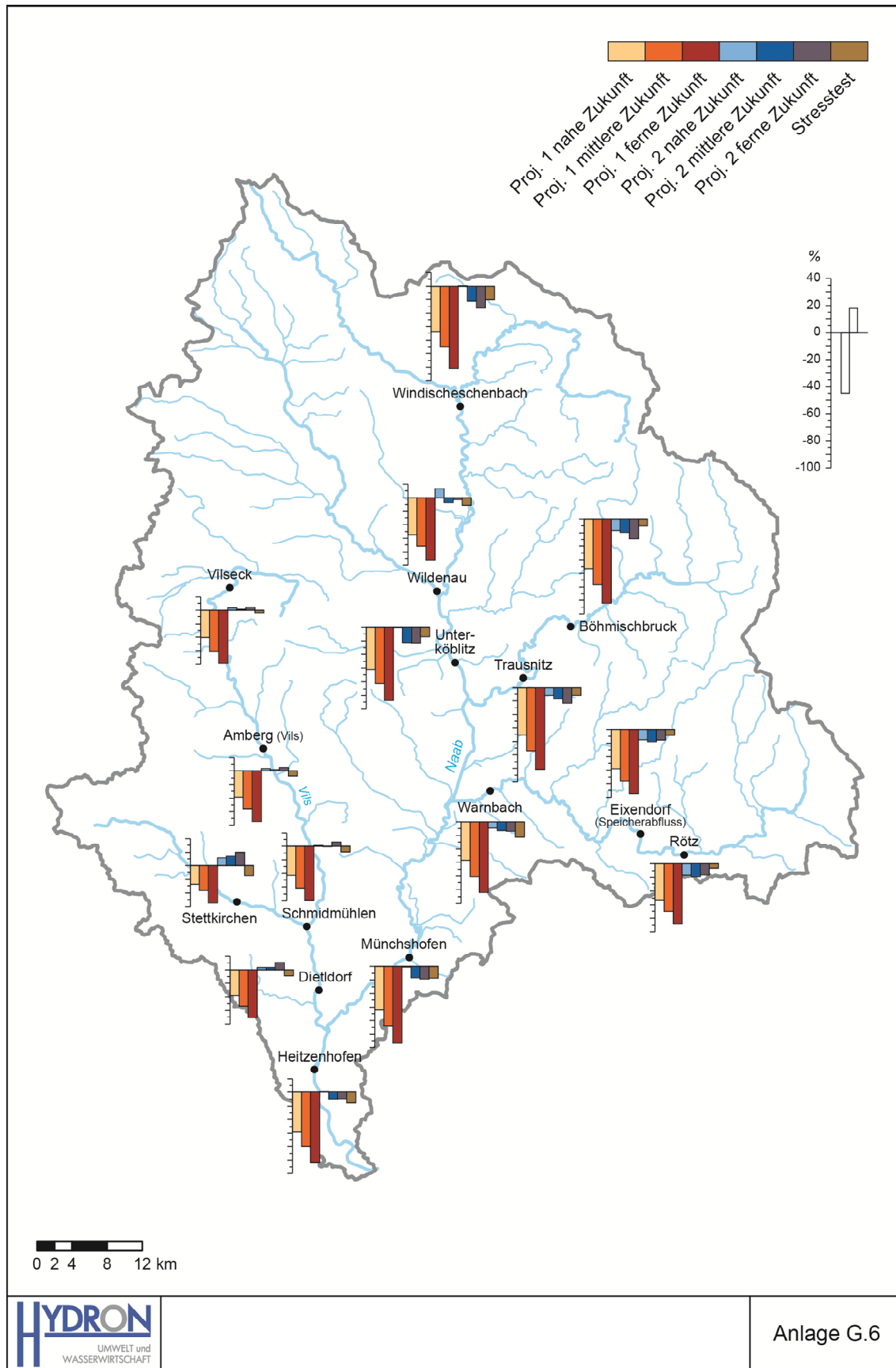
G.3 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



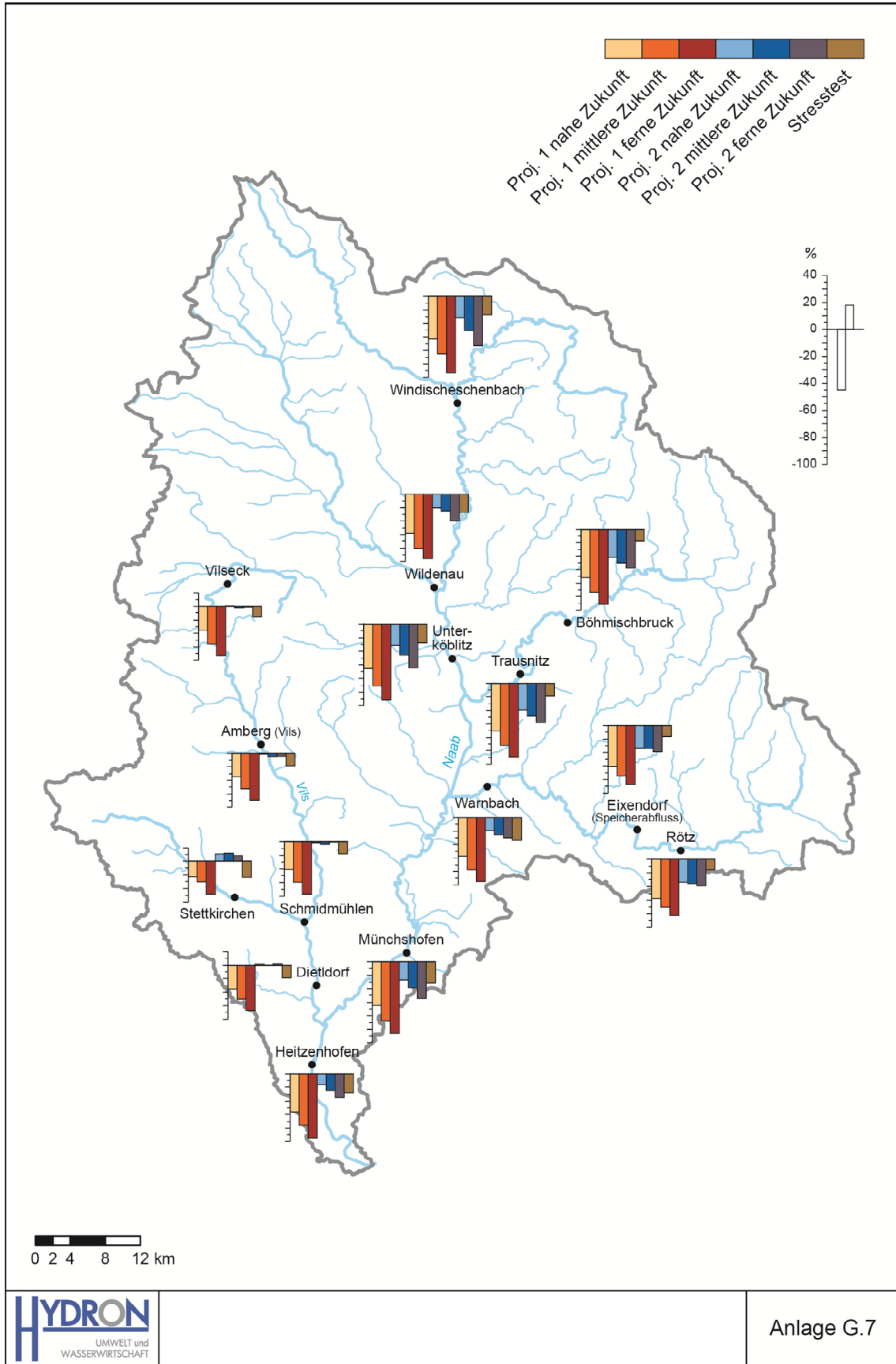
G.4 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



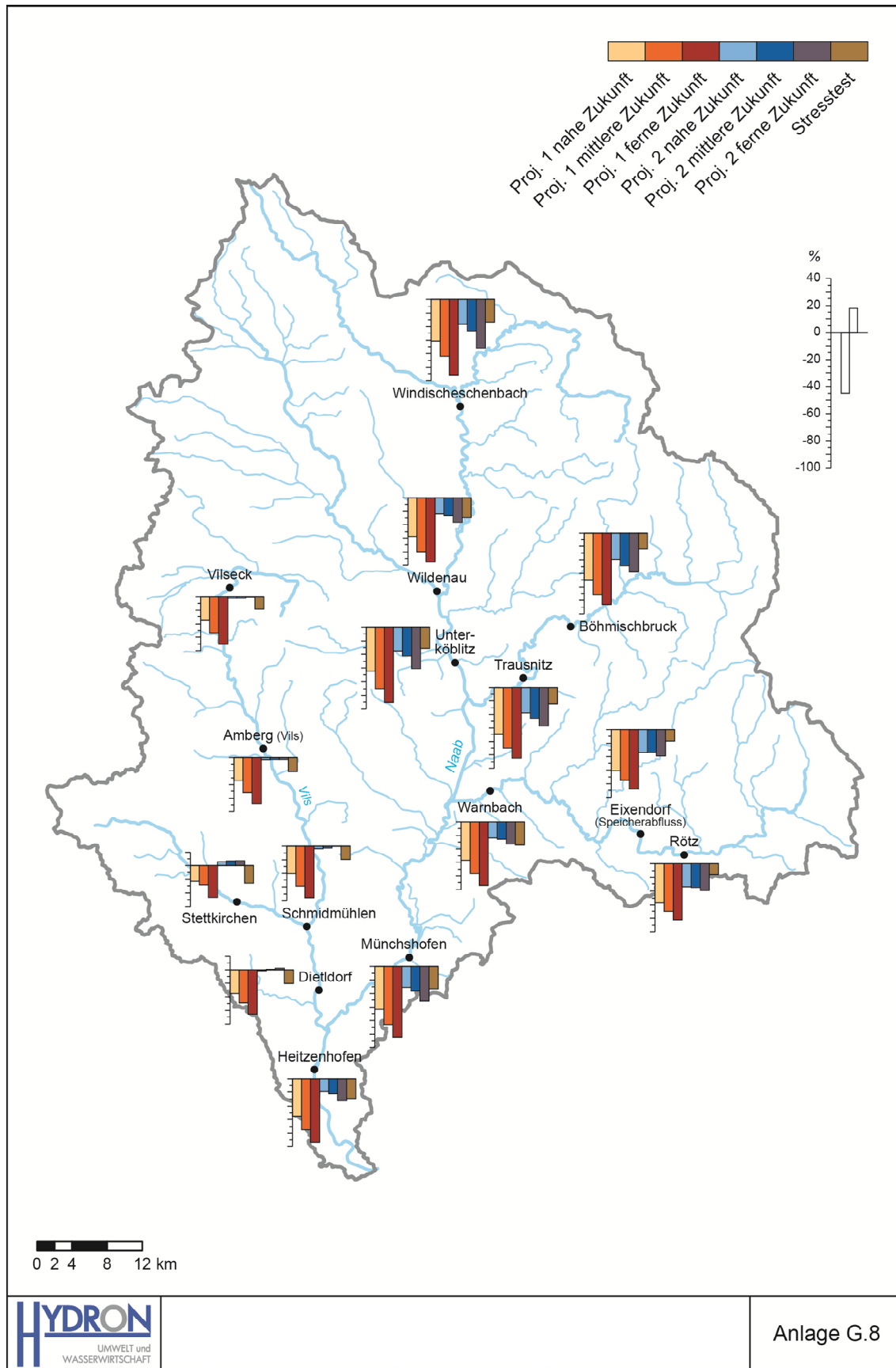
G.5 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



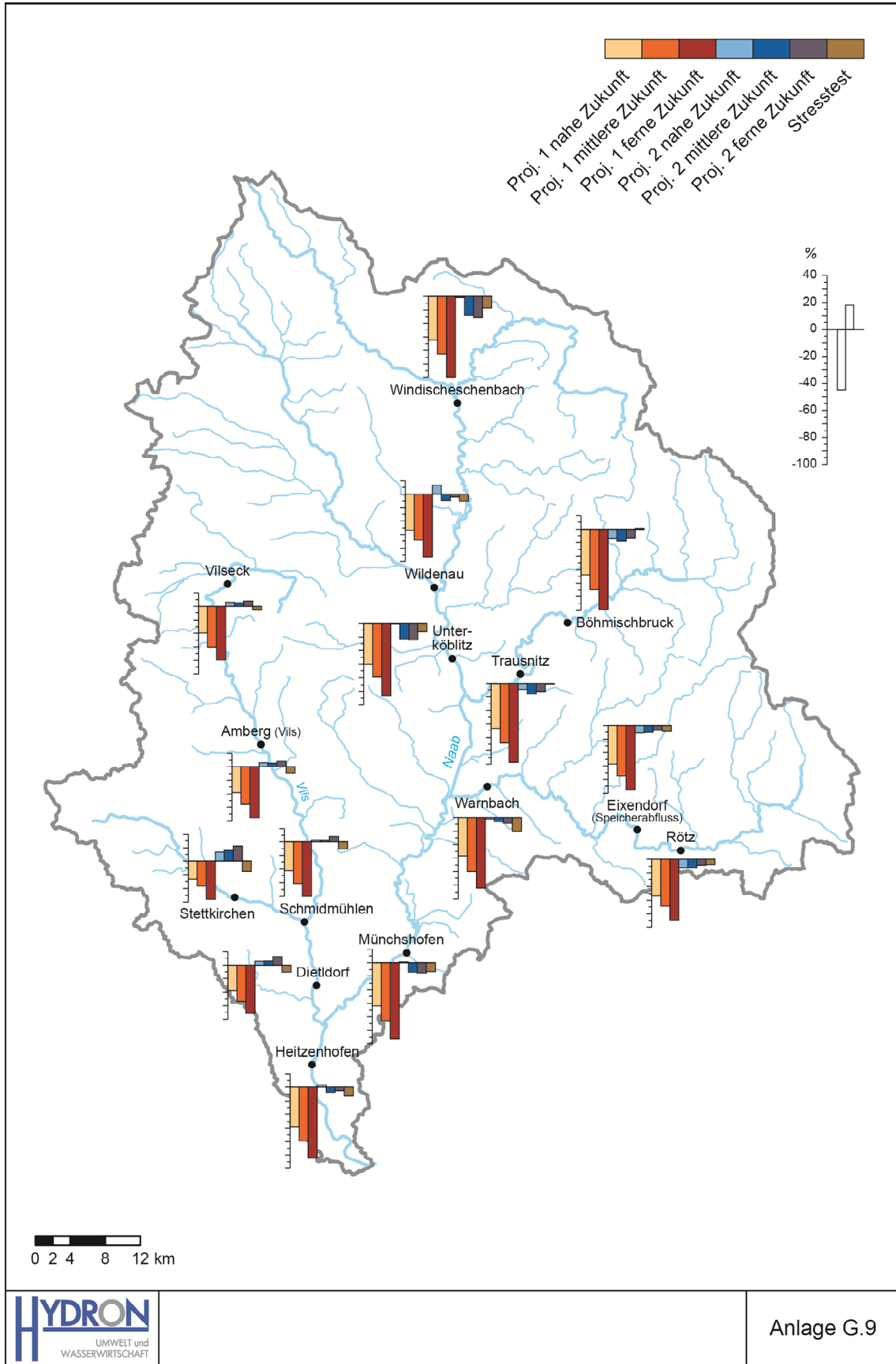
G.6 Prozentuale Veränderung des Kennwerts MNQ im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



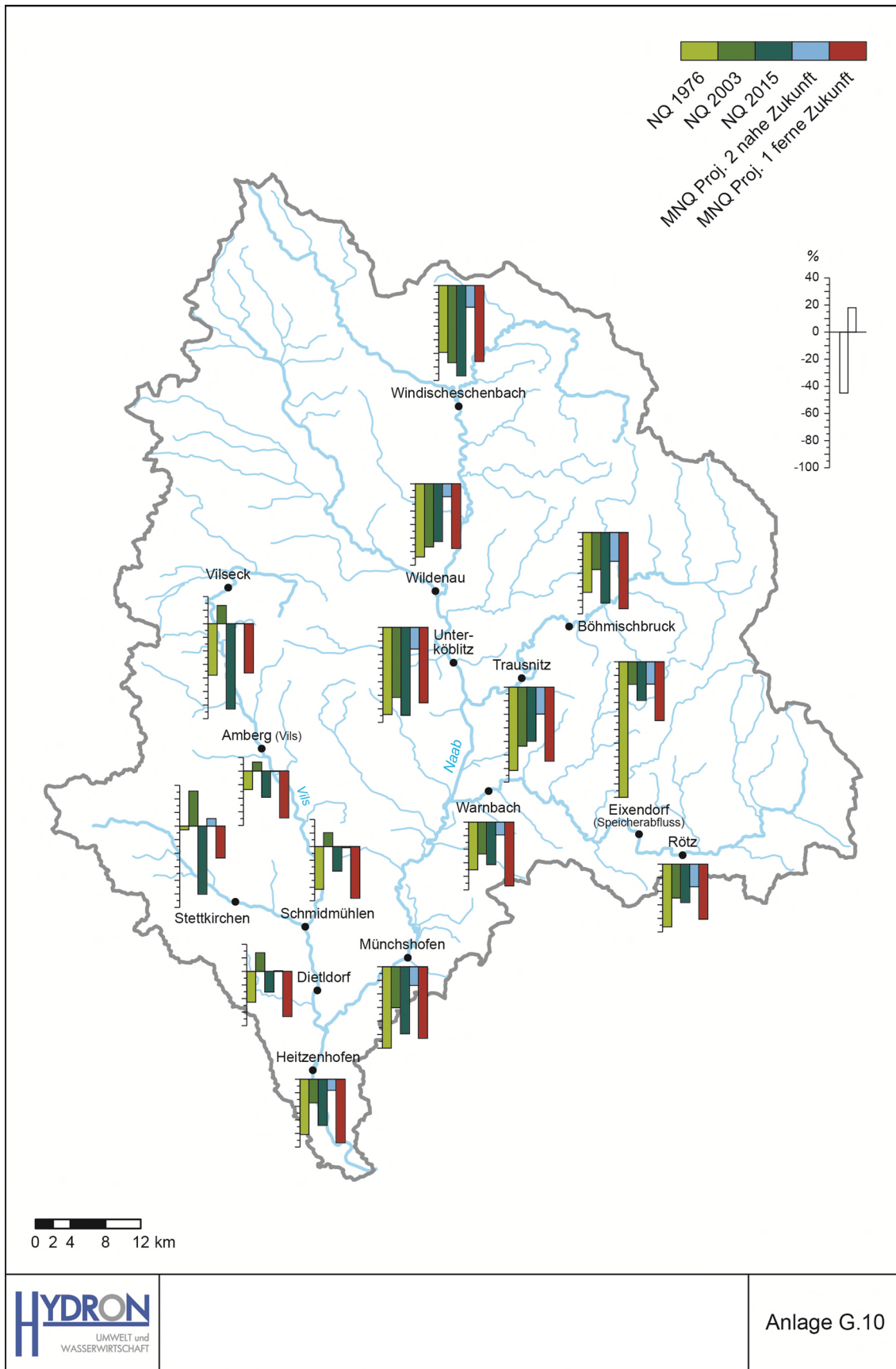
G.7 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM₇Q im hydrologischen Jahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



G.8 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM_{7Q} im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)



G.9 Prozentuale Veränderung des Kennwerts NM_{7Q} im hydrologischen Winterhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum Ist-Zustand (1971-2000) an Pegeln im Gebiet der Naab, (natürlicher Wasserhaushalt)

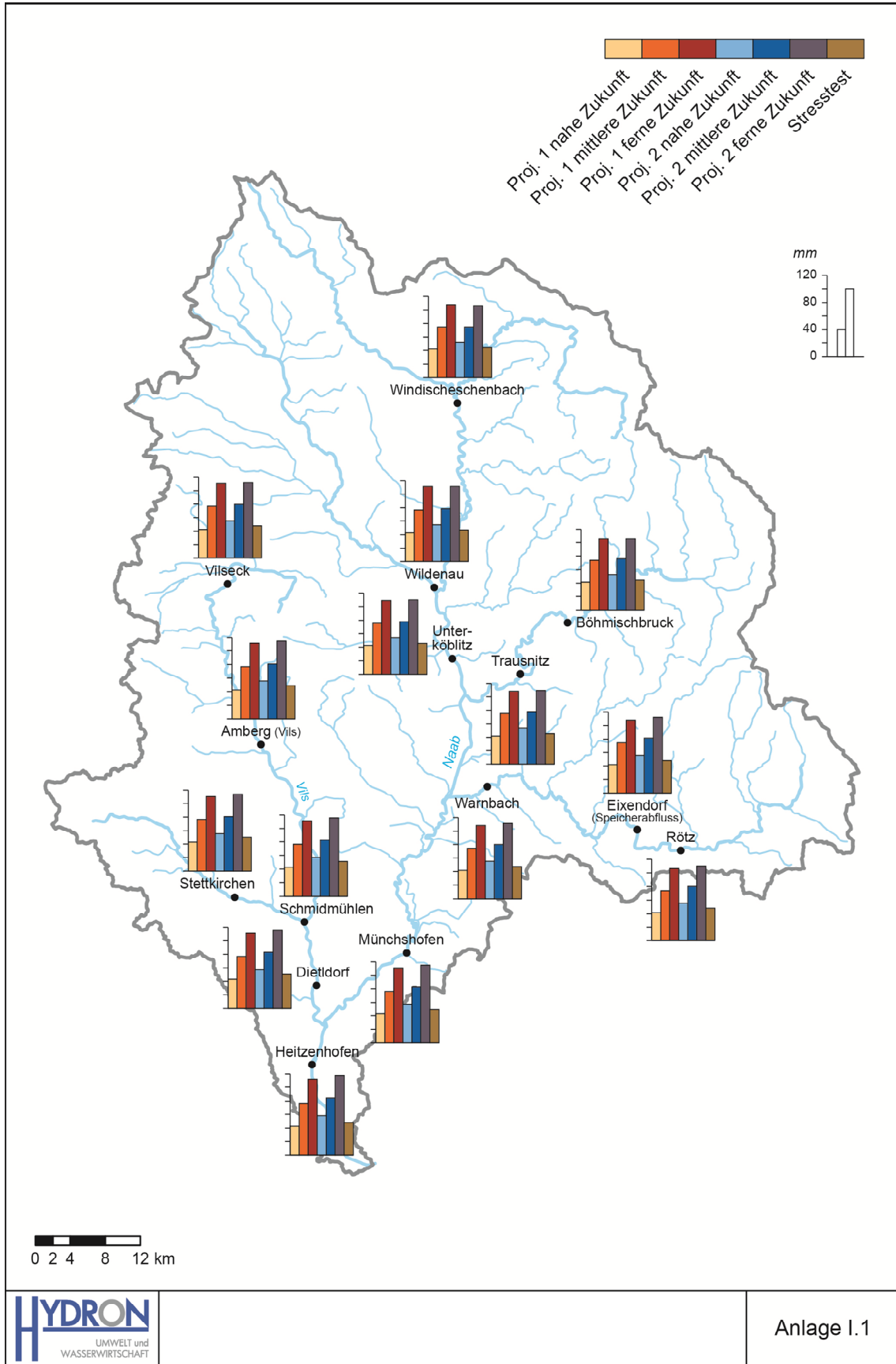


G.10 Prozentuale Abweichung der NQs der gemessenen Extremjahre 1976, 2003 und 2015 vom gemessenen MNQ des IST-Zustands (1971-2000) im Gebiet der Naab. Vergleich mit der Abweichung des MNQ im optimistischen und pessimistischen Szenario vom jeweiligen IST-Zustand.

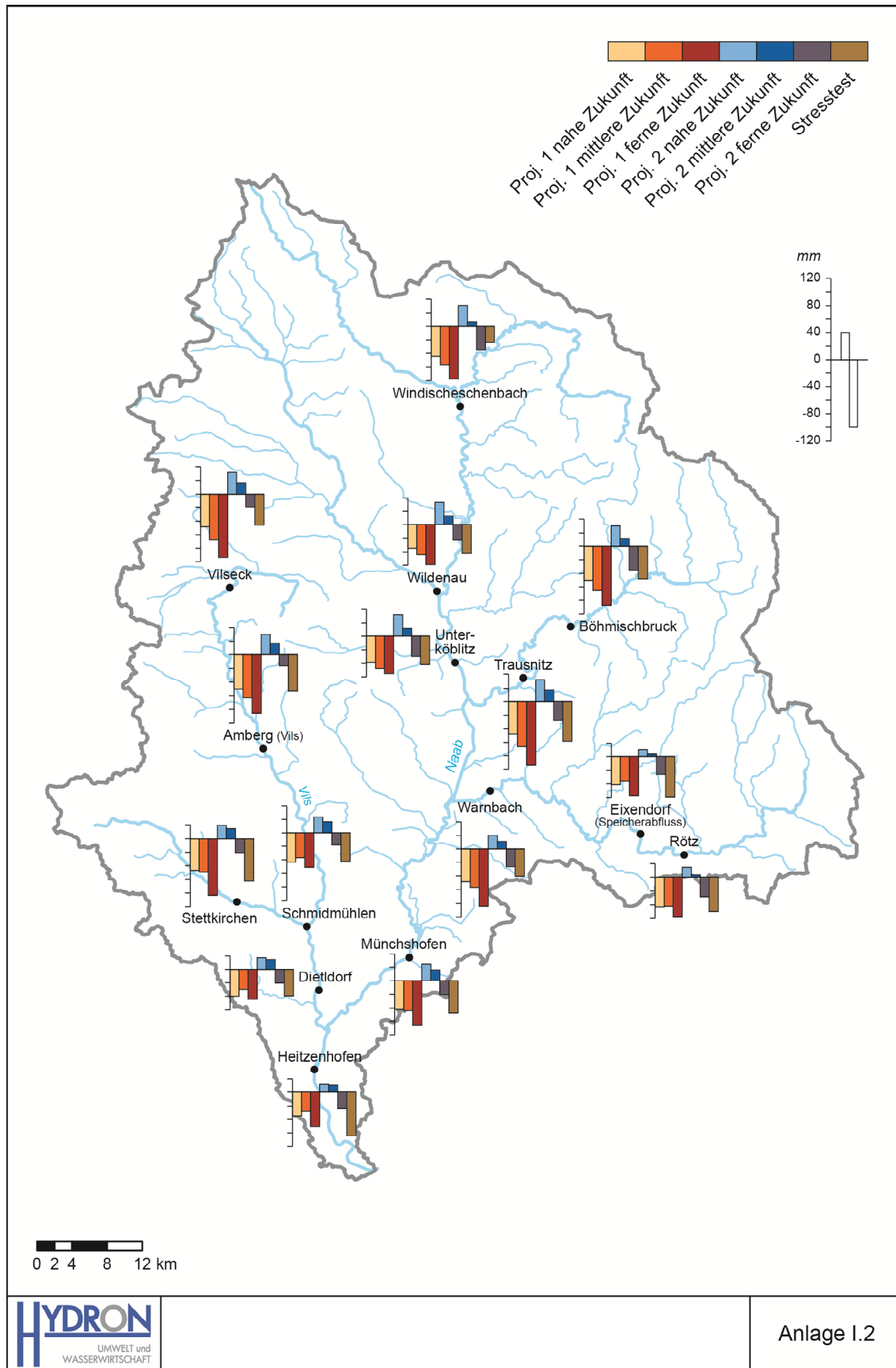
Anlage H Naab – Speicherbewirtschaftung

Wasserhaushaltsergebnisse unter Berücksichtigung der Speicher konnten zum damaligen Zeitpunkt nicht ausgewertet werden (siehe Bericht Kap. 4.3). Die Speicherbetrachtung an der Naab befindet sich aber derzeit in Bearbeitung.

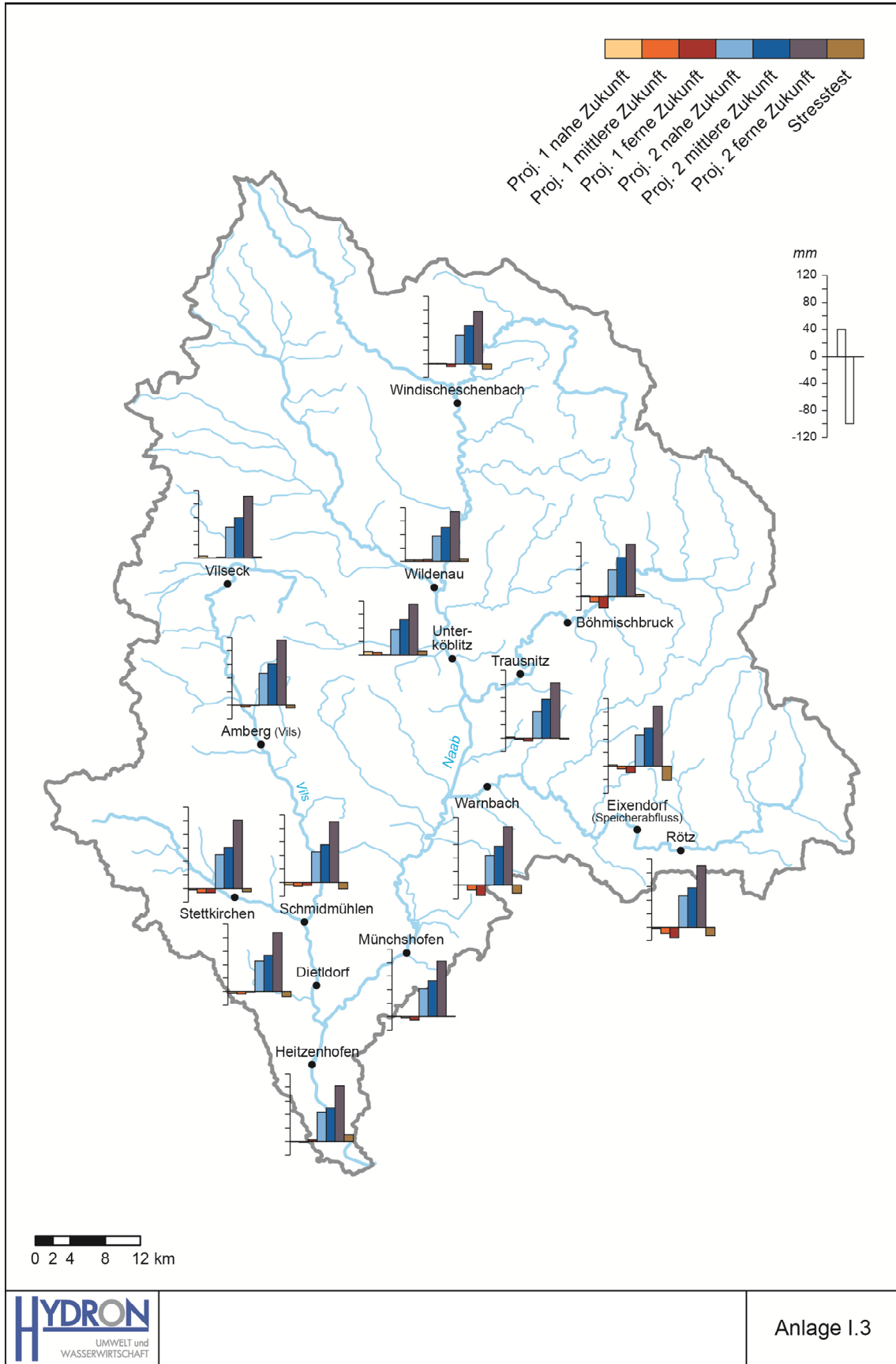
Anlage I Naab - Teichbewirtschaftung



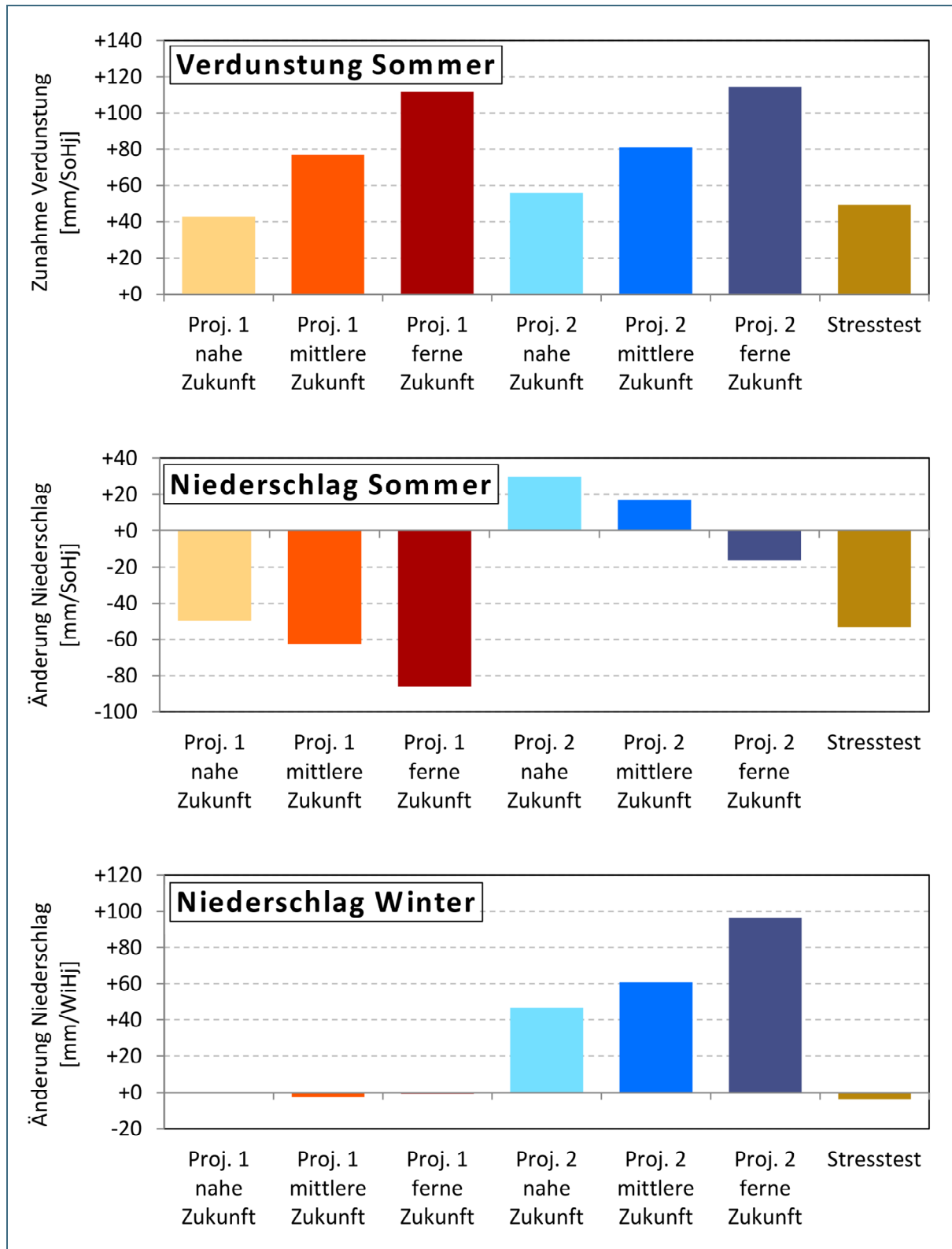
I.1 Absolute Veränderung der potentiellen Verdunstung [mm/Halbjahr] im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt



1.2 Absolute Veränderung des Niederschlags [mm/Halbjahr] im hydrologischen Sommerhalbjahr für verschiedene Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt

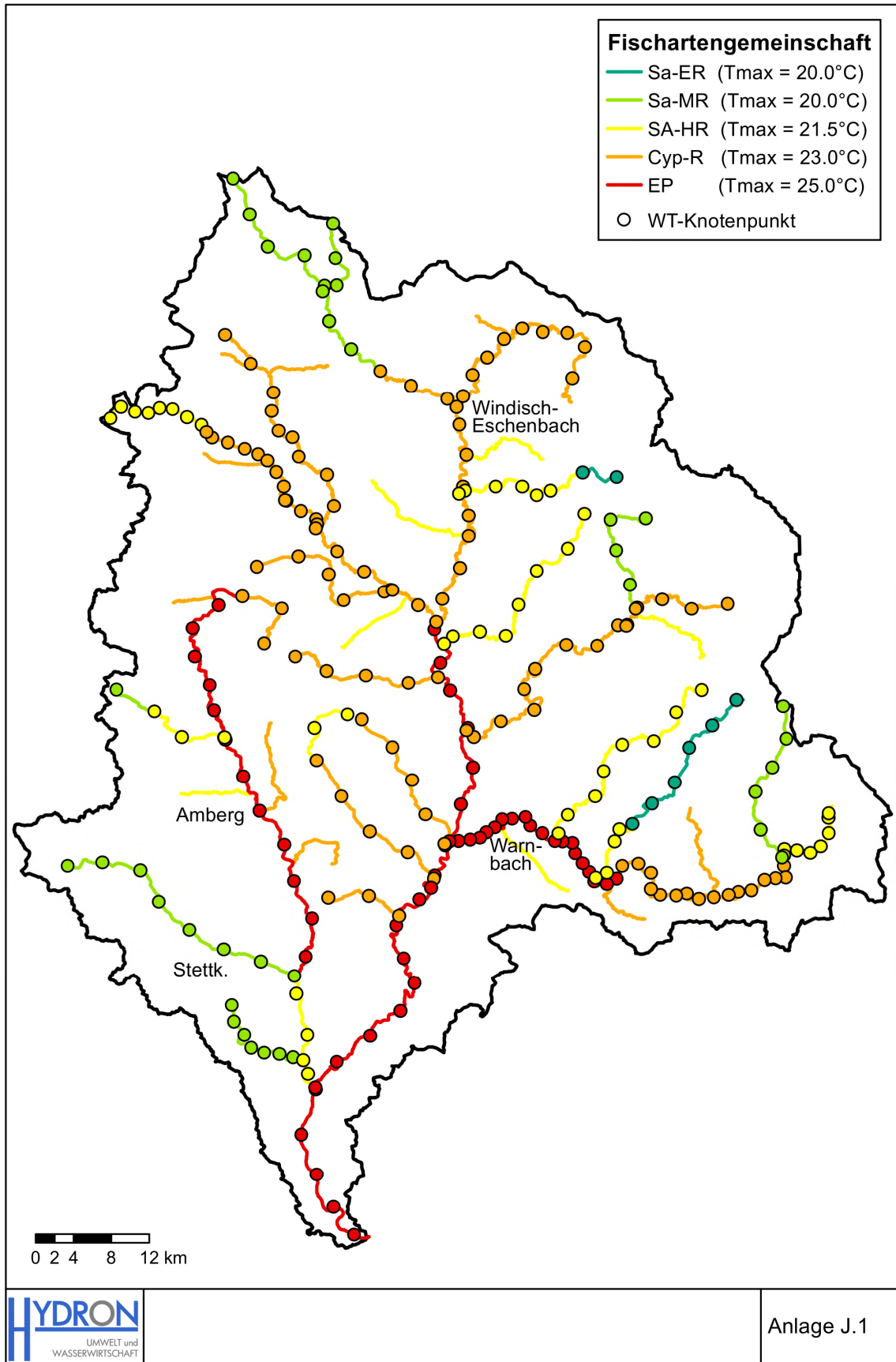


I.3 Absolute Veränderung des Niederschlags [mm/Halbjahr] im hydrologischen Winterhalbjahr für verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt

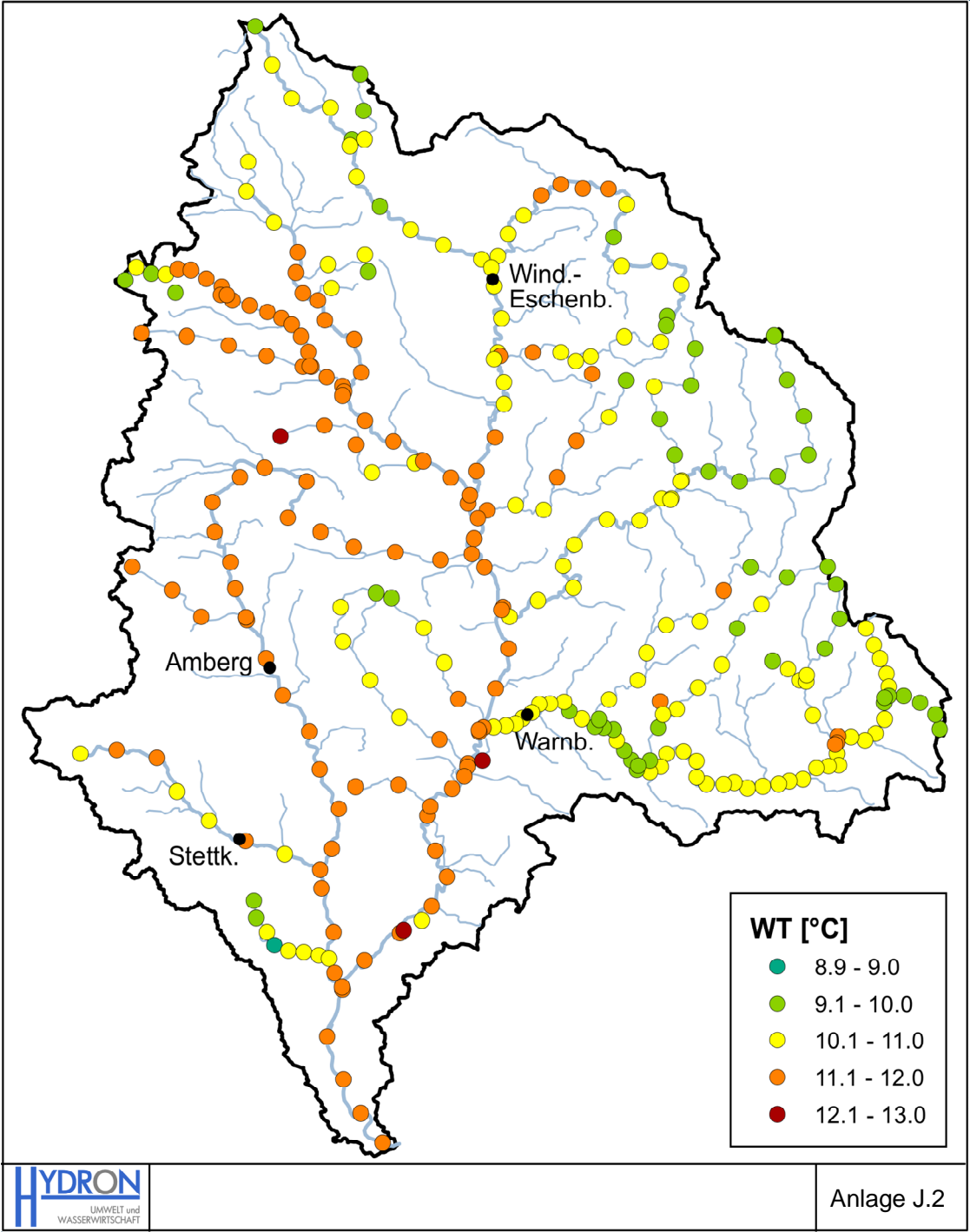


I.4 Verdunstungs- und Niederschlagsveränderungen im Einzugsgebiet des Pegels Amberg/Vils

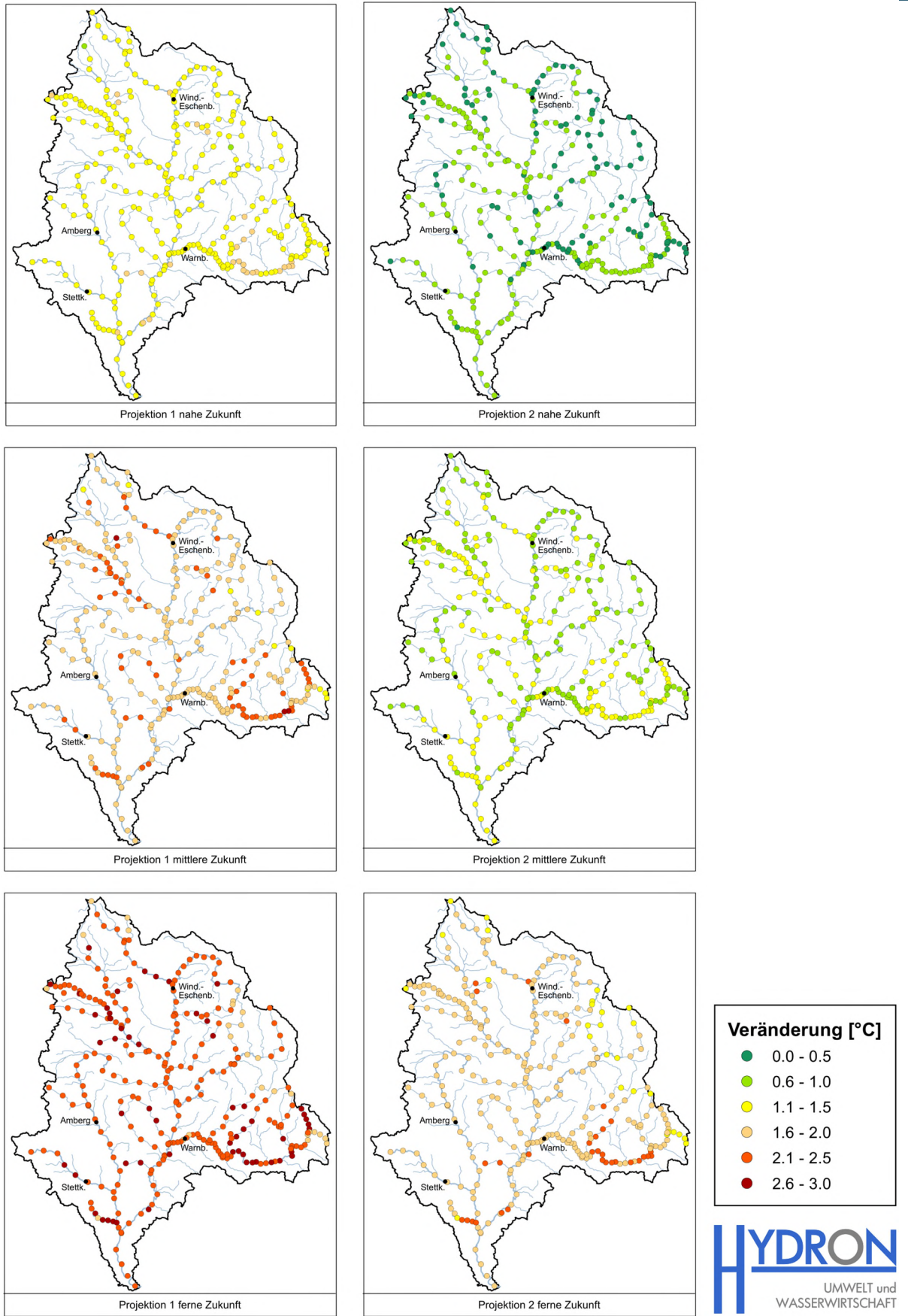
Anlage J Naab - Gewässerökologie



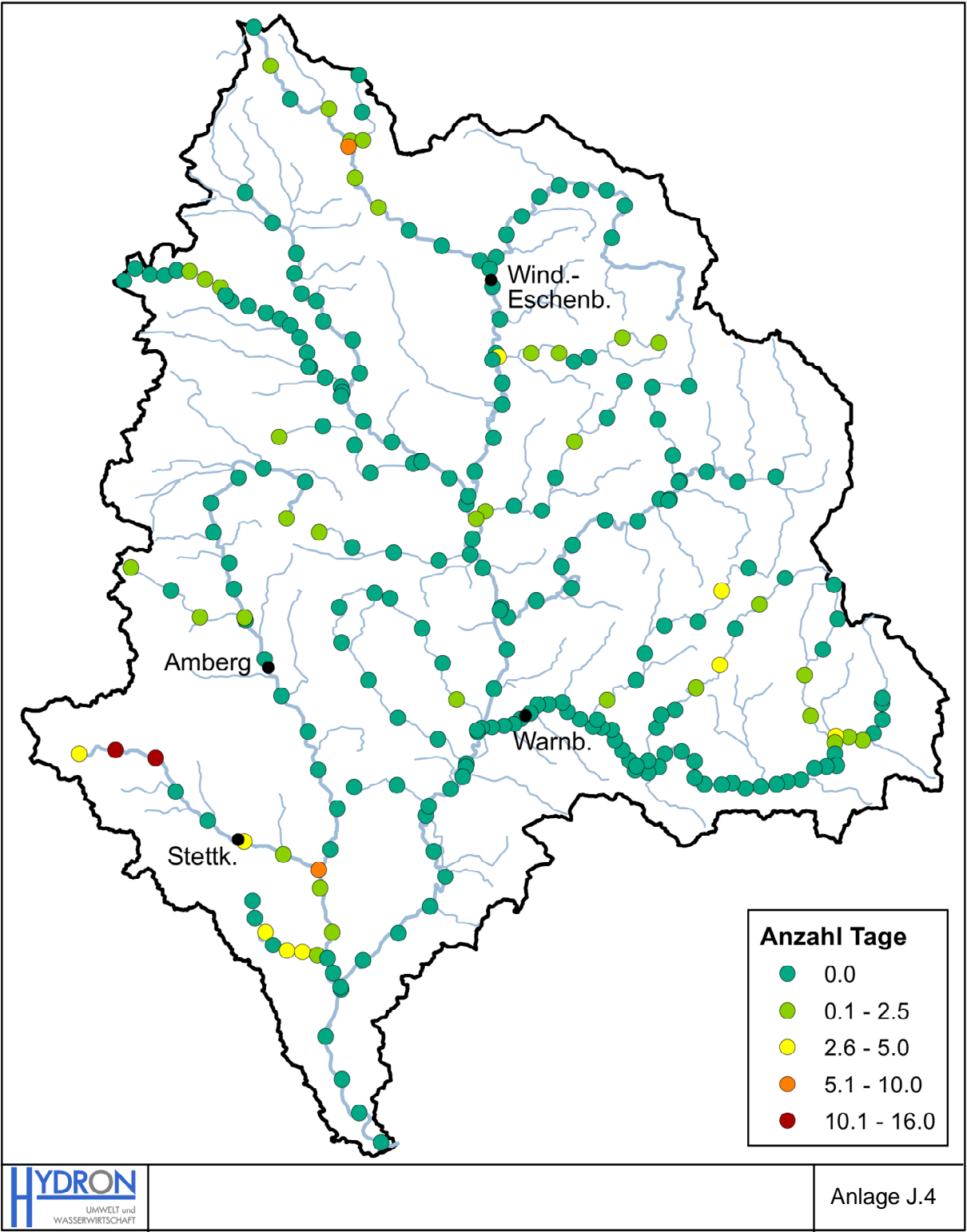
J.1 Zonierung der Fischartengemeinschaften im Naab-Gebiet und der zugehörigen Orientierungswerte der Sommermaximaltemperaturen nach OGewV sowie Lage der Regionalisierungsknoten des Wassertemperaturmodells



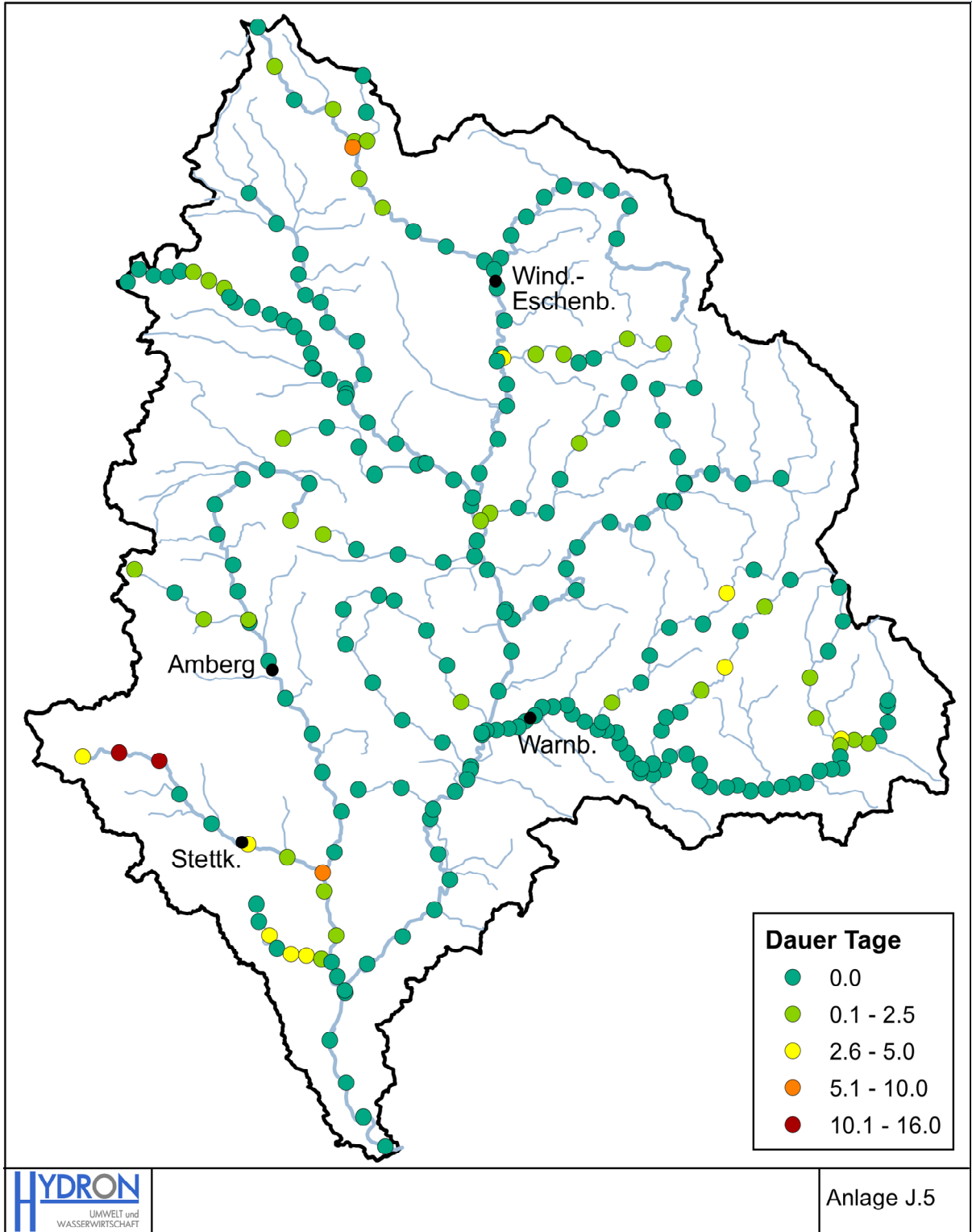
J.2 Mittlere Tagesmaximaltemperatur für den Ist-Zustand (1971-2000) im hydrologischen Jahr im Gebiet der Naab



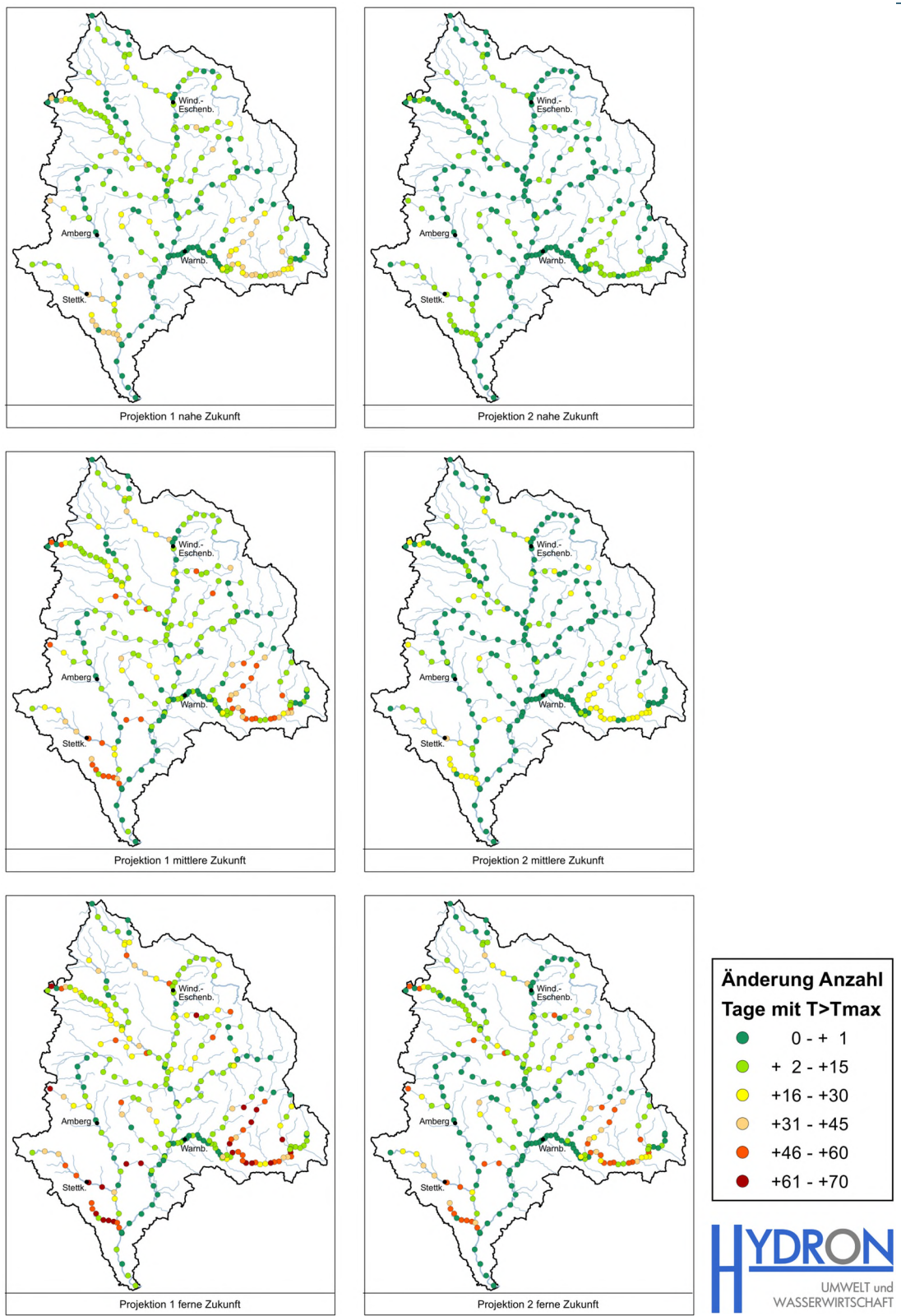
J.3 Absolute Veränderung der mittleren Tagesmaximaltemperatur; verschiedenen Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab



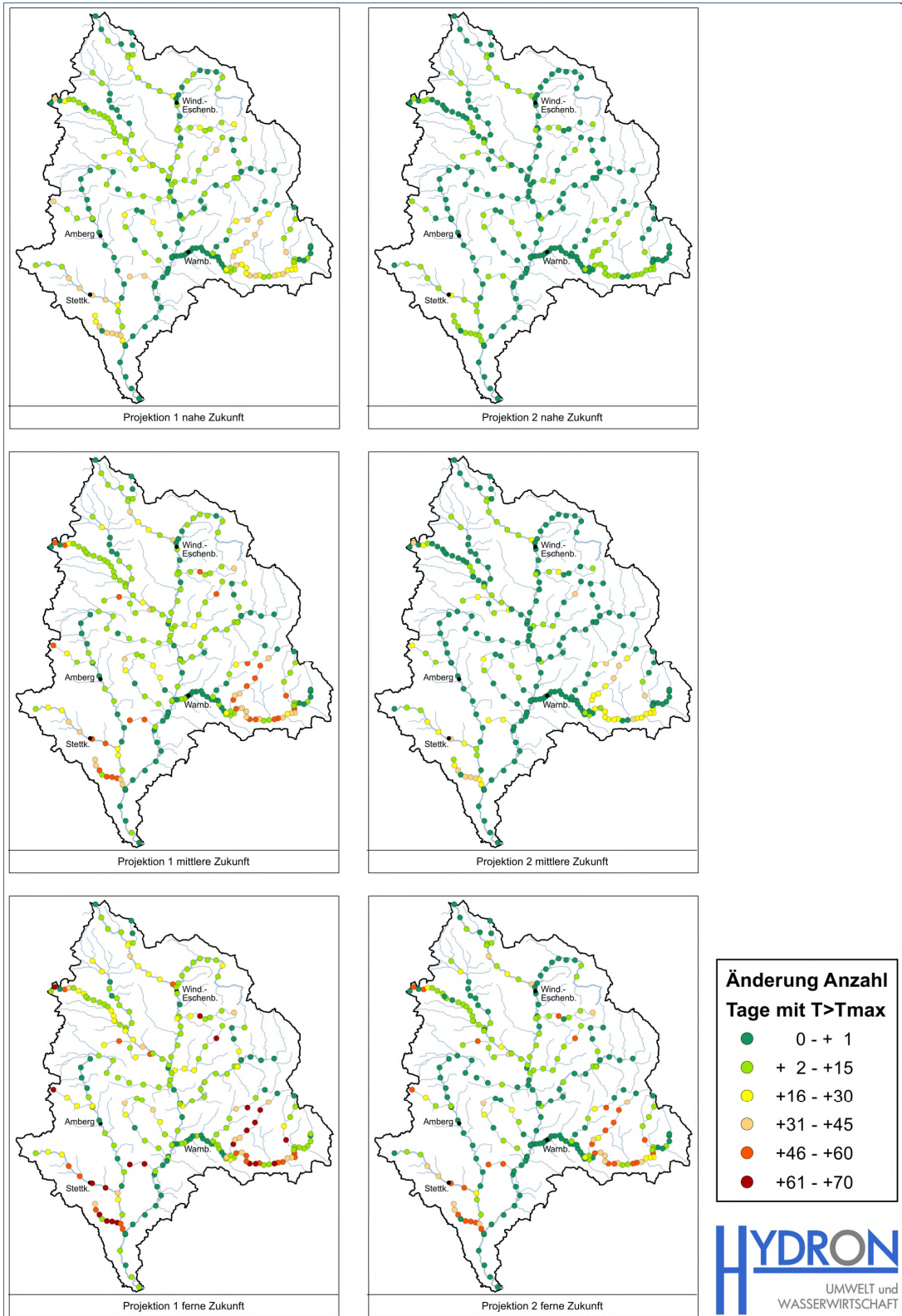
J.4 Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; Naab-Gebiet



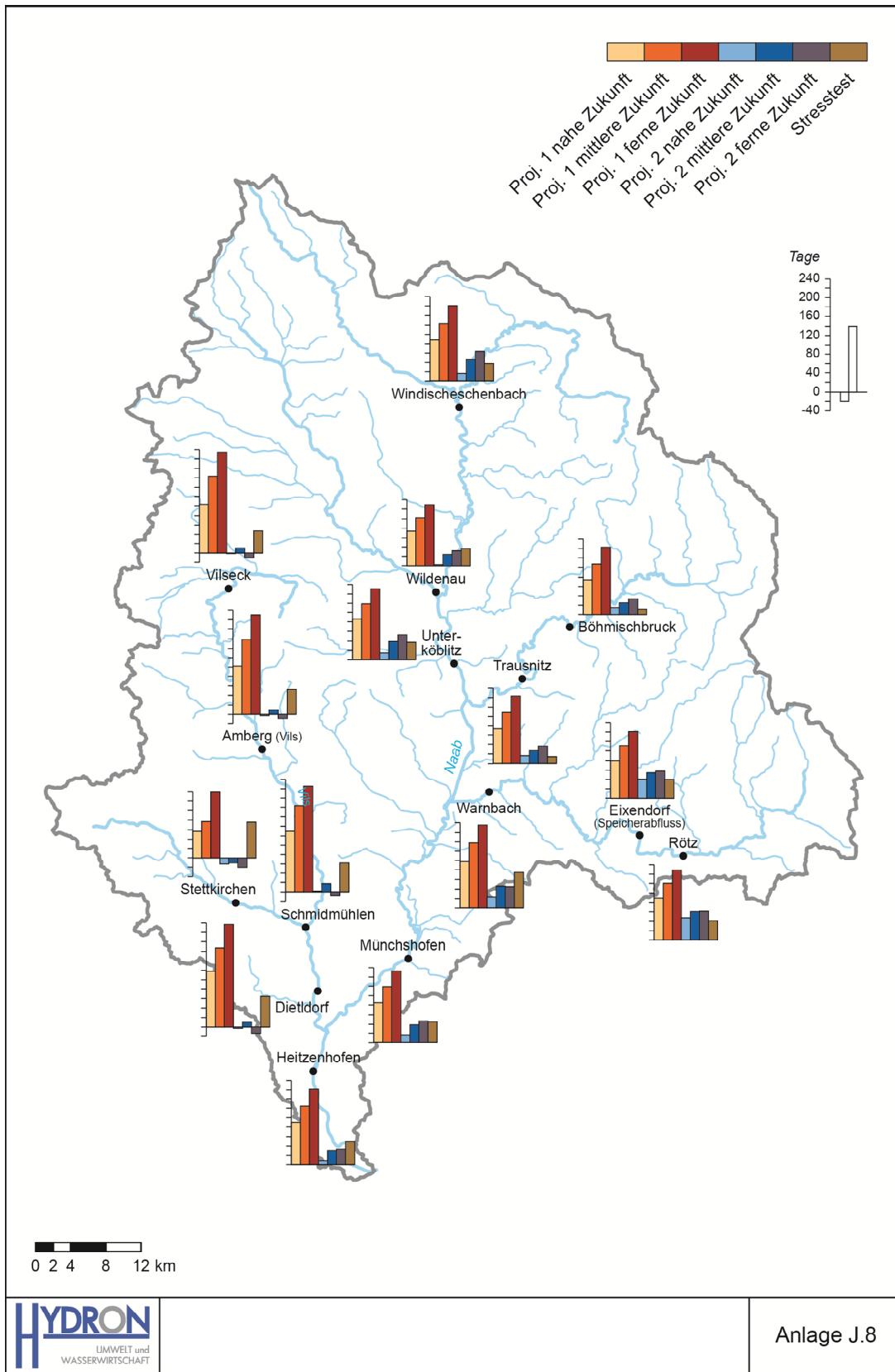
J.5 Maximale Anzahl zusammenhängender Tage pro hydrologischem Jahr im Ist-Zustand, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; Naab-Gebiet



J.6 Absolute Veränderung der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaft-spezifische Maximaltemperatur übersteigt; verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab

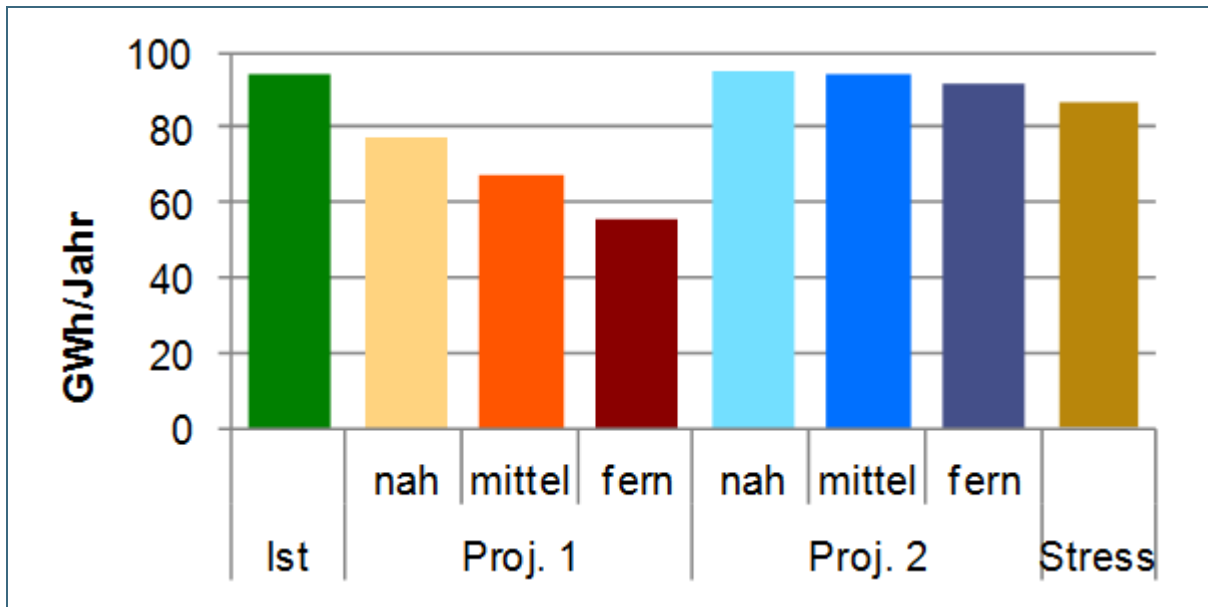


J.7 Absolute Veränderung der maximalen Anzahl von zusammenhängenden Tagen pro hydrologischem Jahr, an welchen die Tagesmaximaltemperatur die fischartengemeinschaftsspezifische Maximaltemperatur übersteigt; verschieden Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab

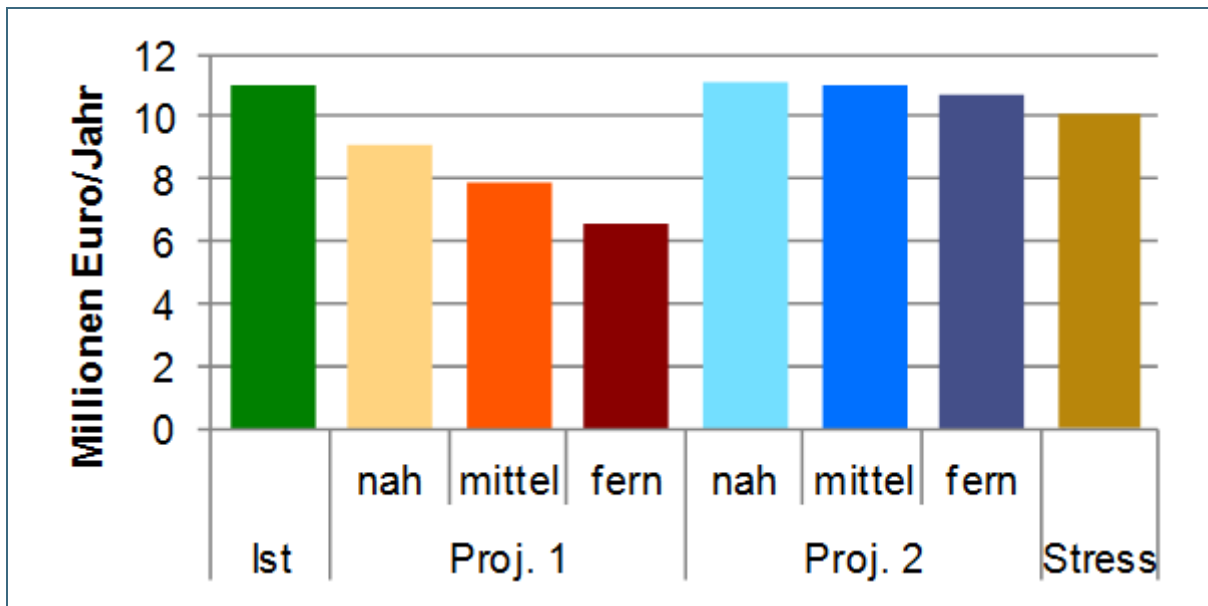


J.8 Absolute Veränderung [Tage] der Anzahl der Tage pro hydrologischem Jahr, an welchen MNQ unterschritten wird für verschiedenen Szenarien im Vergleich zum IST-Zustand (1971-2000) im Gebiet der Naab, natürlicher Wasserhaushalt

Anlage K Naab - Wasserkraft



K.1 Gesamtenergieproduktion der Ausleitungskraftwerke im Naabgebiet



K.2 Vereinfachte Ableitung der Vergütung aus der Gesamtenergieproduktion im Naabgebiet

Anlage L Dokumentation zur Abbildung der Speicherregeln des Förmitzspeichers

Ableitung des Speichermodells basierend auf Betriebsregeln und Rücksprache mit Herrn Mank (Betriebsleiter Förmitzspeicher)

Allgemeines

Grundlegend orientiert sich die Nachbildung der Speicherregelung am Förmitzspeicher über die Volumenänderung des Speicherinhalts. Diese resultiert aus dem täglichen Zu- und Abfluss, der über die Betriebsregeln gesteuert wird. Verwendetes Werkzeug ist MS Excel über Formeln oder eigens erstellte Makros (kleine Programme).

Die Nachbildung erfolgt mit den Abflusszeitreihen aus den WaSim-Läufen ohne Speicher [m^3/s]. Diese werden in Tagesvolumina [m^3] umgerechnet (Multiplikation mit 86400 s).

Verwendete Pegel/Abflusszeitreihen für den Zufluss:

- Speicherzufluss = Pegel „Abfluss Förmitz“ (TEZG 14) – enthält sowohl Zufluss über die Förmitz als auch seitliche Zuläufe zum Speicher. Q_{zu}
- Überleitungsmenge Lamitz aus Fahrenbühl (s.u.) $Q_{\text{Ü}}$

Verwendete Pegel/Abflusszeitreihen für den Abfluss und weitere Speicherverluste:

- Abfluss am Pegel Hof (Steuerpegel)
- potentielle Verdunstung im Teileinzugsgebiet des Speichers (TEZG 14) nach Wendling – Erläuterung s.u.

Steuerung der Speicherabgabe

1 m^3/s am Pegel Hof ist ein Minimalaufhöhungsziel. Meist wird mehr abgelassen. Auch die Vorgabe, eine Aufhöhung nur von Juli bis Oktober durchzuführen, wird in Realität nicht beachtet, sondern bei Bedarf auch in anderen Monaten aufgehört. Daher wird die monatliche Beschränkung in der hiesigen Abbildung ignoriert.

Die Mindestabgabe von 0,02 m^3/s ist eine absolute Minimalabgabe, die nur in Ausnahmefällen angewendet wird.

Ist der Speicher gut gefüllt und auch ein ausreichender Zulauf vorhanden, wird so viel wie möglich über die Turbine abgelassen. Diese hat einen Durchlauf von max. 0,8 m^3/s . Dieser Umstand konnte aber bei der Kalibrierung nur bedingt berücksichtigt werden.

Zum Zeitpunkt des Telefonats (24.02.2016) stand der Speicher auf Vollstau und der Ablauf geschah u.a. über die Hochwasserentlastung.

erzeugte Werte und Abflussreihen

- Gesamtzufluss aus $Q_{zu} + Q_{ü} = Q_{zu_ges}$
- Defizit am Pegel Hof D
- Mindestabgabe Q_{ab_min}
- Zuschlag auf Mindestabgabe $Q_{abzuschlag}$
- Speicherabgabe $Q_{ab} = Q_{ab_min} + Q_{abzuschlag}$

Mindestabgabe – Abbildung in .xls

Erzeugung der Mindestabgabe Q_{ab_min} über Abfrageformeln:

$D > 0$?

Ja $\rightarrow 0 < D < 0,02 \text{ m}^3/\text{s}$?

Ja $\rightarrow Q_{ab_min} = 0,02 \text{ m}^3/\text{s}$

Nein $\rightarrow Q_{ab_min} = D$

Nein $\rightarrow Q_{ab_min} = 0,02 \text{ m}^3/\text{s}$

Zuschlag – Abbildung in xls

Je nach Füllstand des Speichers und anderen Randbedingungen wird in Realität häufig mehr abgelassen als die Mindestabgabe. Daher wurde ein Zuschlagsterm $Q_{abzuschlag}$ gebildet, der nach bestimmten Annahmen auf die Mindestabgabe aufgeschlagen wird. Technisch wird die Abgaberegulierung über eine selbst erstellte Funktion (Makro) gelöst.

Eingangsgrößen sind:

- Füllstand (Wasserstand!) des Speichers am Vortag (Ermittlung s.u.)
- aktueller Monat
- aktuelle Mindestabgabemenge (siehe Abschnitt „Mindestabgabe“)
- Matrix mit Zuschlagspauschalen $Q_{abzuschlag}$ in Abhängigkeit von Monat und Füllstand (L.1)

Ableitung des Wasserstandes:

Für den Förmitzspeicher liegt eine Volumen-Wasserstandsbeziehung aus einer Echolotmessung im Jahr 2009 vor. Zu beachten: Die dort angegebenen Zusammenhänge zwischen Wasserstand und Speichervolumen stimmen nicht mit denen der Betriebsvorschrift für Grundsee, Normalstauziel, etc. überein – die Messung ergibt bei gleichem Wasserstand ein höheres Volumen. Da der Förmitzspeicher hauptsächlich über den Wasserstand gefahren wird und die vorhandene W-V-Beziehung eine feine Auflösung bietet, wird diese bei der Nachbildung des Speichers verwendet.

Die Nachbildung über der W-V-Beziehung über eine Regressionsgleichung erwies sich als zu ungenau. Daher wurde in Excel eine einfache Suchfunktion geschrieben, welche zu einem berechneten Volumen den dazugehörigen Wasserstand abliest. Diese ist in dieser Dokumentation gesondert beschrieben.

Ableitung der Zuschlagspauschalen

Es gilt die Annahme, dass die Abgabemenge des Speichers unter den Randbedingungen Wasserstand und Füllphase (Monate Oktober bis Mai) bzw. Absenkphase (Monate Juni bis September) variiert, d.h. zusätzlich zum Mindestabfluss eine definierte weitere Wassermenge abgegeben wird. Um ein Gefühl für diesen Zusammenhang zu erhalten, wurden über die Excel-Funktion „Pivottabelle“ Mittelwerte des täglichen Abflusses am Auslasspegel jeweils für Kombinationen aus Wasserstand und Monat gebildet.

Als Datengrundlage liegt eine Zeitreihe des gemessenen mittleren täglichen Abflusses am Auslasspegel vor. Weiterhin existiert eine Zeitreihe des mittleren täglichen Wasserstandes am Seepiegel (Datenquelle: Wasserinformationssystem WISKI des LfU) und eine Zeitreihe des mittleren monatlichen Wasserstandes (Quelle: WWA Hof).

Da die Tageswertreihe des Wasserstandes Lücken, bzw. unplausible Werte aufwies, wurde sie zunächst manuell mit den Monatswerten aufgefüllt oder kurze Lücken mittels linearer Interpolation geschlossen. Es folgte eine Rundung auf Meter-Abstände.

Es folgte die Erstellung einer Eingabematrix mit Wasserständen und Monaten, in welche die Zuschlagspauschalen zunächst anhand der Betriebsvorschrift, der Angaben des WWA Hof und in Anlehnung an die Mittelwerte aus der o.g. Pivottabelle eingetragen wurden. Eine anschließende iterative Anpassung war notwendig. Durch die Turbine können maximal 800 l/s geleitet werden, was hier aber ignoriert wurde.

Ziel war eine Kalibrierung der Speicherabgaben auf die **mittlere** Abgabemenge. Zum Vergleich diente die Messreihe der Abgabemenge. Die Werte der Eingabematrix wurden so lang angepasst bis die mittlere Abweichung der Monatswerte maximal 10 % betrug. Auch wenn der Speicher bereits seit 1979 in Betrieb ist, erfolgte die Kalibrierung erst ab 1987, da das bekannte Betriebsschema offensichtlich seit diesem Zeitraum angewendet wird.

Die als Anhaltspunkt für den Zuschlag verwendete Messreihe enthält auch den Mindestabfluss, welcher in der hiesigen xls-Abbildung bereits über einen eigenen Term definiert ist (s.o.). Übersteigt der angesetzte Zuschlag $Q_{abZuschlag}$ diesen Mindestabfluss Q_{ab_min} , wird er entsprechend um Q_{ab_min} verringert.

Füllstand [m ü NN]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
518,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
519,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
520,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
521,5	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,05	0,02	0,01
522,5	0	0	0	0	0	0,00	0,05	0,20	0,30	0,20	0,15	0,05
523,5	0,01	0	0	0	0	0,00	0,05	0,60	0,50	0,20	0,10	0,10
524,5	0,05	0	0	0	0	0,05	0,30	0,60	0,50	0,40	0,15	0,10
525,5	0,05	0,02	0,01	0,01	0,1	0,15	0,50	0,60	0,60	0,30	0,30	0,30
526,5	0,2	0,1	0,10	0,01	0,10	0,30	0,60	0,60	0,60	0,60	0,30	0,30
527,5	0,30	0,20	0,10	0,02	0,20	0,30	0,50	0,50	0,50	0,60	0,45	0,20
528,5	0,50	0,30	0,25	0,10	0,30	0,40	0,50	0,50	0,50	0,40	0,20	0,20
529,5	0,4	0,5	0,7	0,4	0,2	0,5	0,6	0,5	1	1	1	1
529,9	1	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1
530,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
540	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6

L.1 Matrix der Zuschlagspauschalen für Speicherabgabe in Abhängigkeit von Monat und Füllstand

Berücksichtigung der Verdunstung

In die Berechnung des Speichervolumens geht auch der Verdunstungsverlust ein. Dieser wird für das Teileinzugsgebiet des Speichers gezielt mit WaSim neu berechnet. Verwendet wird die potentielle Evapotranspiration nach Wendling, wobei alle Landnutzungsparameter ausgeschaltet wurden, um die Verdunstung der Wasserfläche zu erhalten. Das Ergebnis steht in mm und wird über die Wasserfläche auf [m³/d] hochgerechnet.

$$\text{ETP [m}^3/\text{d]} = \text{ETP [l/m}^2\cdot\text{d]} * \text{Wasserfläche [m}^2] / 1000$$

Die Bestimmung der Wasserfläche geschieht analog zur Bestimmung des Wasserstandes aus einer Abfragefunktion aus der bestehenden Wasserstands-Volumen-Beziehung.

Überleitung Fahrenbühl

Laut Betriebstagebuch ist der zu verbleibende Mindestabfluss in der Lamitz 0,06 m³/s, in Realität muss am Pegel Fahrenbühl aber noch ein Abfluss von 0,09 m³/s verbleiben.

Maximal überleitbare Menge ist 1 m³/s, dies wird vor allem in der Aufstauphase (~ Dezember bis März) auch häufig genutzt. Hat der Speicher Normalstauhöhe (529 m ü NN) erreicht, wird die Überleitung abgeschaltet.

Abbildung in .xls:

$W_{\text{För}}$ = Wasserstand im Förmitzspeicher

Q_{Fahr} = Abfluss Fahrenbühl

Q_{Rest} = Restwassermenge Fahrenbühl = 0,09 m³/s

$Q_{\text{Ü}}$ = überleitbare Menge

$W_{\text{För}} < 529$?

Ja → $Q_{\text{Fahr}} > Q_{\text{Rest}}$?

Ja → $Q_{\text{Fahr}} \leq 1 \text{ m}^3/\text{s}$?

Ja → $Q_{\text{Ü}} = Q_{\text{Fahr}} - Q_{\text{Rest}}$

Nein → $Q_{\text{Ü}} = 1 \text{ m}^3/\text{s}$

Nein → Überleitungsmenge = 0

Nein → Überleitungsmenge = 0

Weitere Grundlagen

Beziehung Wasserstand-Stauvolumen bzw. Wasserfläche-Stauvolumen

Es gibt eine Volumen-Wasserstandsbeziehung aus einer Echolot-Vermessung aus dem Jahr 2009. Die dort ermittelten Volumina für die jeweiligen Stauziele (z.B. Normalstauziel) sind allerdings höher als die Annahmen aus der Betriebsvorschrift.

Tendenziell wird am WWA eher nach dem Wasserstand gesteuert, weshalb die Zusammenhänge der Betriebsvorschrift ignoriert werden und die W-V-Beziehung zur Anwendung kommt.

- einfache VBA-Ableseroutine aus der vorhandenen W-V-Beziehung:
- aufsteigendes Durchsuchen der Volumen-Datenreihe bis Volumen V_i gefunden, das geradeso kleiner ist als berechneter Volumenwert V_{ber}
- Bildung der Mitte V_m zwischen V_i und Nachfolger V_{i+1} als Rundungshilfe
- Zuordnung von V_{ber} zu Wasserstand W_i bzw. W_{i+1} , je nachdem, ob V_{ber} größer oder kleiner als V_m

Das Verfahren zur Ermittlung der Wasserfläche ist analog – anstatt des Wasserstandes W_i wird jedoch die Wasserfläche A_i ausgelesen.

Umgang mit der Hadley-Projektion

Die Hadley-Läufe haben seitens der Klimaprojektion nur Monate mit maximal 30 d Länge (Ausnahme: Januar und März), wie auch keine Schaltjahre. Dies wurde auch in der Wasserhaushaltsmodellierung und der externen Speicherberechnung beibehalten.

Zur Interpretation der Speicherbetrachtung

Die hier gewählte Speicherabbildung ist nicht rekursiv. Das bedeutet, dass das vom Speicher abgegebene zusätzliche Wasser nicht direkt im Speichermodell auf die Zeitreihe am Steuerpegel aufgeschlagen wird. Dies hat zunächst umsetzungstechnische Gründe, da eine tagesschrittweise Kopplung mit dem Wasserhaushaltsmodell nicht möglich ist und folglich auch Prozesse auf dem Fließweg nicht ausreichend abgebildet werden. Aufgrund dieser Vereinfachung ist also allein der natürliche Abfluss steuernd. Dadurch wird in Niedrigwasserzeiten tendenziell mehr Wasser abgegeben als in Realität. Der Stress auf den Speicher ist also höher.

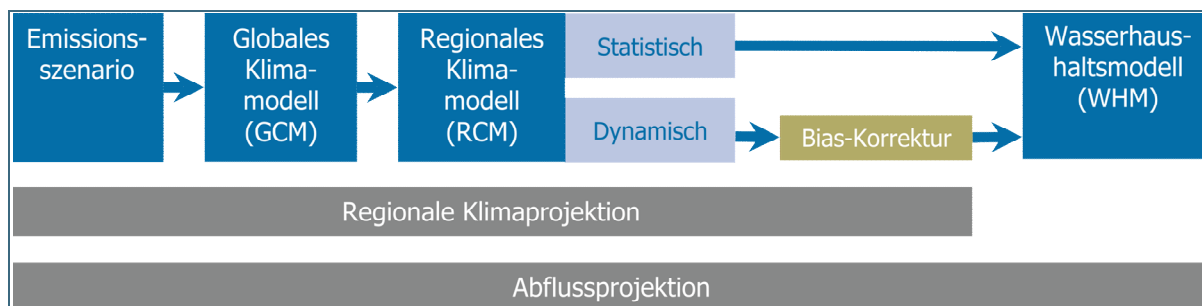
Die iterativ abgeleiteten Abgabemengen in Abhängigkeit vom Speicherfüllstand und Jahreszeit („Bewirtschaftungslamelle“), orientieren sich zwar an realen Messdaten, sind aber modelltechnisch optimierte Zuschlagspauschalen. Sie bilden daher einzelne Bewirtschaftungslamellen ggf. nur ungenügend ab.

Anlage M Einordnung der projektionsbasierten Niedrigwasserszenarien in das Gesamtensemble des LfU

Vorbemerkungen

In der vorliegenden Pilotstudie finden zwei ausgewählte Klimaprojektionen Anwendung um damit zwei Szenarien der Niedrigwasserverschärfung abzubilden (siehe Kap. 4.2). Was unter Klimaprojektionen zu verstehen ist und wie diese Projektionen im Kontext der derzeitigen bekannten zukünftigen Entwicklung einzuordnen sind, erläutert das folgende Kapitel.

Zur Betrachtung der zukünftigen Entwicklung des Wasserhaushalts in Bayern nutzt das bayerische Landesamt von Umwelt sogenannte Projektionen. Diese sind modellgestützte Szenarien für mögliche zukünftige Entwicklungen des Klimas („Klimaprojektion“) oder des Wasserhaushalts- bzw. Abflusses („Abflussprojektion“). Sie ergeben sich aus einer Verkettung einzelner Grundannahmen oder Modelle („Modellkette“, Abb. M.1). Dabei dienen die Ergebnisse der Klimaprojektionen als Eingangsdaten für ein nachgeschaltetes Wasserhaushaltsmodell. Das methodische Vorgehen bei der Erstellung und Auswertung von Klimaprojektionen ist unter anderem im Infoblatt „Der Klimawandel in Bayern“ (LFU 2012c).



M.1 Modellkette zur Bildung von Klima- und Abflussprojektionen

Durch die Kombination verschiedener Modelle mit unterschiedlichen Randbedingungen entsteht ein Ensemble von Projektionen, also eine Vielzahl möglicher Zukünfte. Zur Abbildung der zukünftigen klimatischen Entwicklung in Bayern hat das LfU 31 Klimaprojektionen analysiert. Diese basieren einheitlich auf dem Emissionsszenario A1B, aber unterschiedlichen Kombinationen von globalen und regionalen Klimamodellen. Zur Berechnung des zukünftigen Wasserhaushalts mit dem Wasserhaushaltsmodell WaSim-ETH wurden 11 Projektionen (10 dynamische, 1 statistisches) ausgewählt. Diese Auswahl erfolgte anhand eines eigens dafür entwickelten Auditverfahrens, welches Kriterien einer ausreichend guten quantitativen, zeitlichen und räumlichen Wiedergabe der klimatischen Vergangenheit zugrunde legt.

Im Vergleich der hier im Folgenden dargestellten Ergebnisse und der im Zuge des Pilotstudienauftrags erzeugten Ergebnisse sind methodisch bedingt kleinere Abweichungen möglich. Weitere Informationen zur zukünftigen Abflussentwicklung in Bayern finden sich im „Abflussbericht Bayern“ (in Vorbereitung).

Einordnung der Szenarien in Gesamtbayern

Klimatische Größen

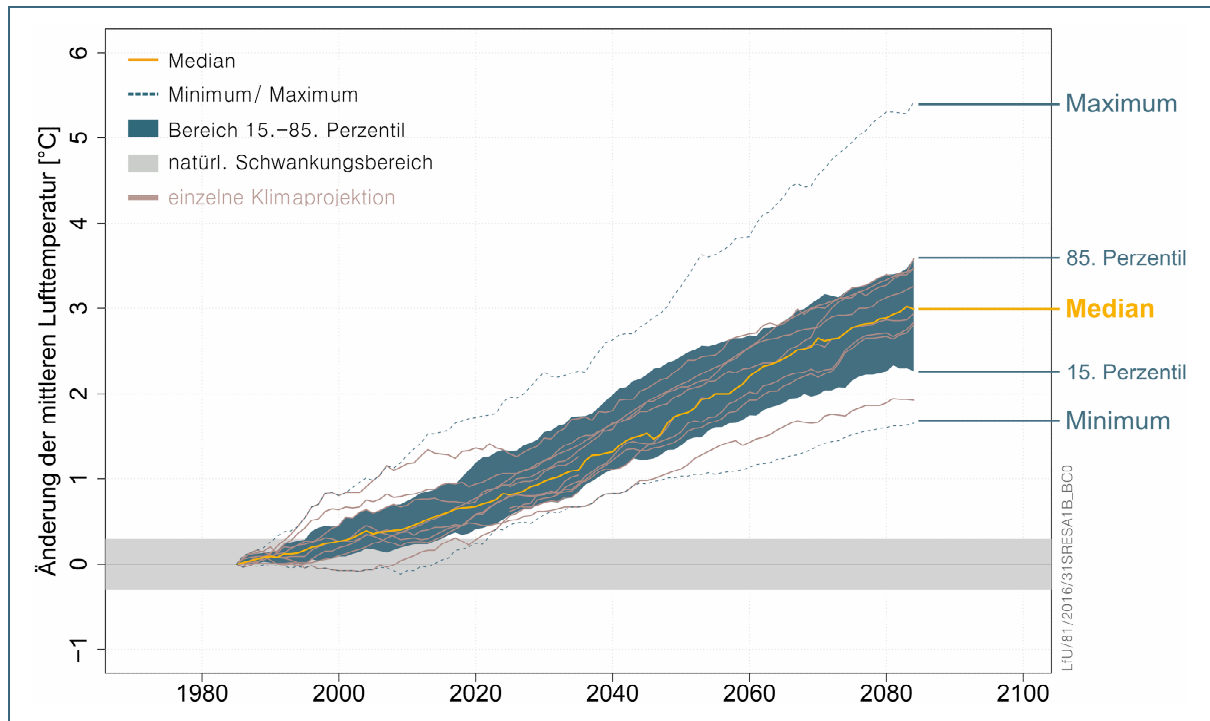
Erläuterung Darstellungsform

Im Folgenden ist die zukünftige Entwicklung der klimatischen Größen Temperatur und Niederschlag im Mittel über Gesamtbayern und das Gesamtensemble von 31 Projektionen dargestellt. Hierzu sei zunächst die gewählte Darstellungsform anhand der absoluten Änderung der mittleren jährlichen Lufttemperatur erläutert. Referenzzeitraum ist 1971-2000.

Abbildung M.2 zeigt für die 11 ausgewählten Projektionen den Verlauf der Änderung im 30-jährig gleitenden Mittelwert. Hierfür werden Anfangs- und Endjahr eines 30-jährigen Mittelungszeitraumes in Jahresschritten nach hinten verschoben und dieser berechnete Mittelwert zentriert aufgetragen (z. B. Mittelwert 2000-2030 → aufgetragen 2015; MW 2001-2031 → aufgetragen 2016; usw.). Jede der sich so ergebenden dünnen hellbraunen Linien steht für eine Projektion. Mit dieser Methode lassen sich langfristige Entwicklungen gut verdeutlichen, da kurzfristige Schwankungen geglättet werden.

Zur besseren Einordnung der Einzelprojektionen enthält Abb. M.2 ferner die Verläufe verschiedener statistischer Maßzahlen. Während Minimum und Maximum jeweils die geringste bzw. größte Änderung der 31 Projektionen darstellen, repräsentiert der Median (gelbe Linie) die Mitte des Ensembles. Das heißt: 50 % der betrachteten Änderungssignale liegen über, 50 % unter diesem Wert. Der Median gibt also die mittlere Richtung der zukünftigen Entwicklung an. Das 15. und 85. Perzentil sind eine häufig verwendete Festlegung, um moderate Extreme abzubilden. Innerhalb der so aufgespannten Bandbreite (dunkelblaues Band) liegen 70 % der möglichen Änderungssignale, 15 % darüber, 15 % darunter. Die 11 für die Wasserhaushaltsmodellierung ausgewählten Klimaprojektionen bewegen sich maßgeblich innerhalb dieser Bandbreite.

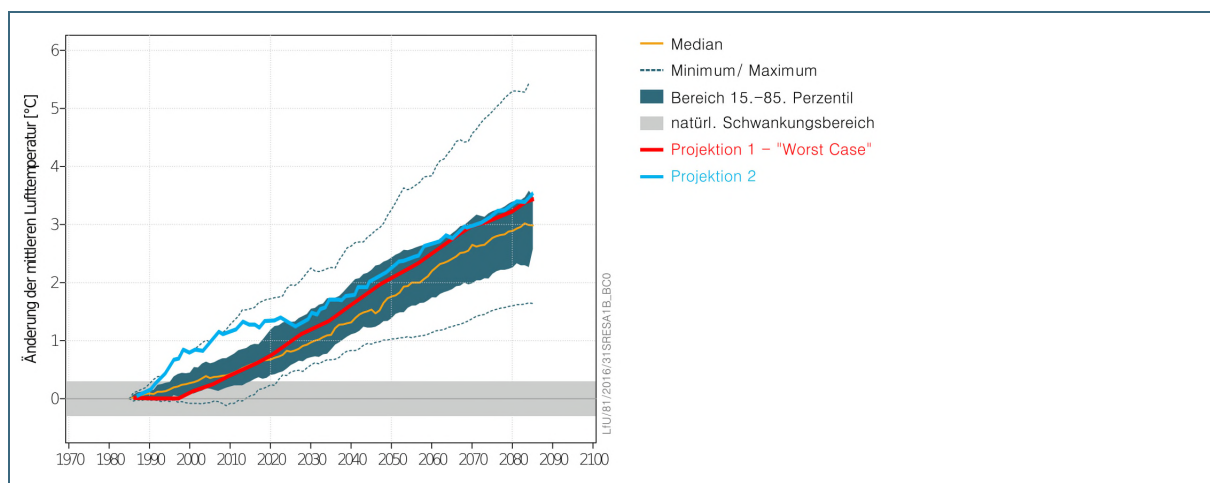
Als weiteren Orientierungswert enthalten die folgenden Abbildungen einen aus Messdaten der Vergangenheit abgeschätzten natürlichen Schwankungsbereich. Wird dieser verlassen, wird von einer tatsächlichen Änderung ausgegangen.



M.2 Veränderung der mittleren Jahrestemperatur [°C] in Bayern bis zum Ende des 21. Jahrhunderts im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971–2000 (30-jähriger gleitender Mittelwert). Die braunen Linien repräsentieren die 11 zur Abflussmodellierung ausgewählten Projektionen und ihre Einbettung in die Bandbreite von 31 regionalen Klimaprojektionen

Temperatur

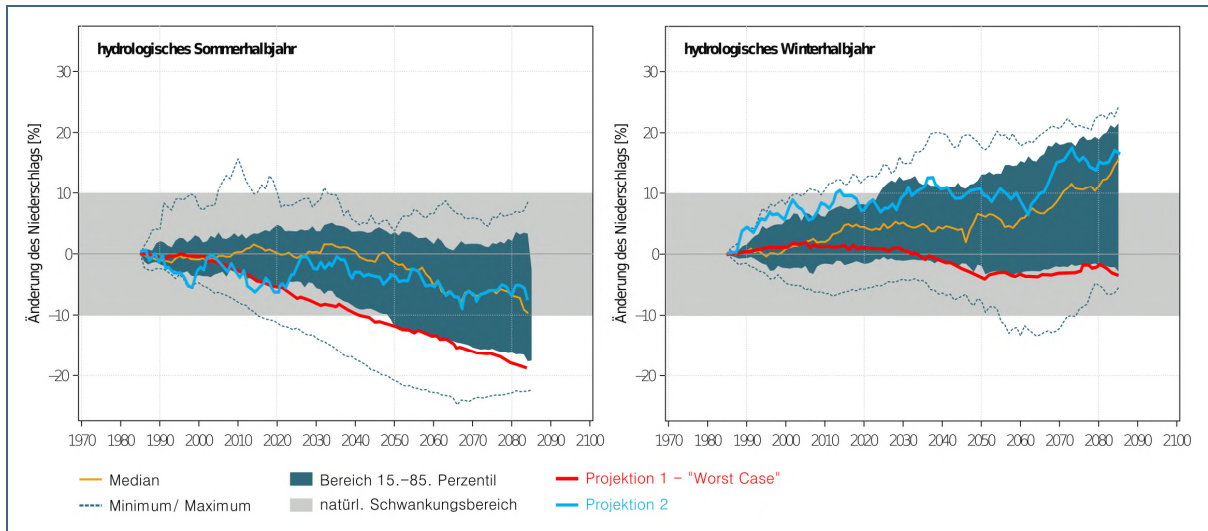
Bis Mitte des Jahrhunderts (nahe Zukunft, 2021–2050) zeigt der Median der Klimaprojektionen in Bayern einen Anstieg der Jahresmitteltemperatur von +1,1 °C, bis Ende des Jahrhunderts (ferne Zukunft, 2071–2100) von +3,1 °C (Abb. M.3). Der 15./85.-Bereich bewegt sich zwischen +0,9 bis 1,7 °C in der nahen Zukunft und +2,3 bis +3,6 °C in der fernen Zukunft. Die beiden ausgewählten Niedrigwasserprojektionen verlaufen weitestgehend in diesem Perzentilbereich und vor allem zum Ende des Jahrhunderts an dessen oberen Rand. Sie zählen somit zu den eher warmen Projektionen.



M.3 Änderung der mittleren jährlichen Lufttemperatur in Bayern im Ensemble aus 31 regionalen Klimaprojektionen sowie Einordnung der beiden ausgewählten Niedrigwasserszenarien, 30-jährig gleitendes Mittel

Niederschlag

Die Änderung des Niederschlags in Bayern weist eine größere Variabilität und Bandbreite als die der Temperatur auf. Im Sommerhalbjahr bewegen sich die Änderungssignale bis Mitte des 21. Jahrhunderts im Bereich der natürlichen Schwankung (Abb. M.4, links). Erst zum Ende des 21. Jahrhunderts wird ein rückläufiger Niederschlagstrend von im Mittel -10 % modelliert, wobei 50 % der Klimaprojektionen den natürlichen Schwankungsbereich verlassen. Die als „worst case“ betrachtete Projektion 1 beschreibt fortlaufend sehr starke Niederschlagsabnahmen. Projektion 2 verhält sich zunächst ähnlich, nähert sich ab der Mitte des Jahrhunderts aber eher der mittleren Entwicklung an mit leichten Niederschlagsabnahmen im Bereich der natürlichen Variabilität.



M.4 Änderung der Niederschlagssumme in Bayern im hydrologischen Sommerhalbjahr (links) und Winterhalbjahr (rechts) im Ensemble aus 31 regionalen Klimaprojektionen sowie Einordnung der beiden ausgewählten Niedrigwasserszenarien, 30-jährig gleitendes Mittel

Im Winterhalbjahr wird ein etwas deutlicherer Trend hin zu höheren Niederschlägen vor allem zum Ende des 21. Jahrhunderts projiziert (Abb. M.4, rechts). Hier verlassen etwa 50 % der Klimaprojektionen den Bereich der natürlichen Schwankung von $\pm 10\%$. Auch unter Berücksichtigung des in der Vergangenheit beobachteten Trends erscheint eine weitere Zunahme der Niederschläge plausibel. Das Verhalten der beiden Niedrigwasserprojektionen unterscheidet sich im Winterhalbjahr deutlich voneinander: Während Projektion 1 eher keine Niederschlagsänderungen bis leichte Abnahmen zeigt, ergeben sich für Projektion 2 merkliche Niederschlagszunahmen.

Abflussgrößen

Allgemeine Bemerkungen

Die zukünftige Abflussentwicklung in Bayern wird anhand des Medians als mittlere Änderung sowie des Minimums und Maximums des Wasserhaushaltsensembles dargestellt. Die Bestimmung dieser drei statistischen Größen erfolgte pegelweise. Demnach setzen sich die Karten mehr oder weniger aus den Werten unterschiedlicher Projektionen zusammen, je nachdem welche Projektion an einem Punkt jeweils das Minimum, Maximum oder den Median repräsentiert.

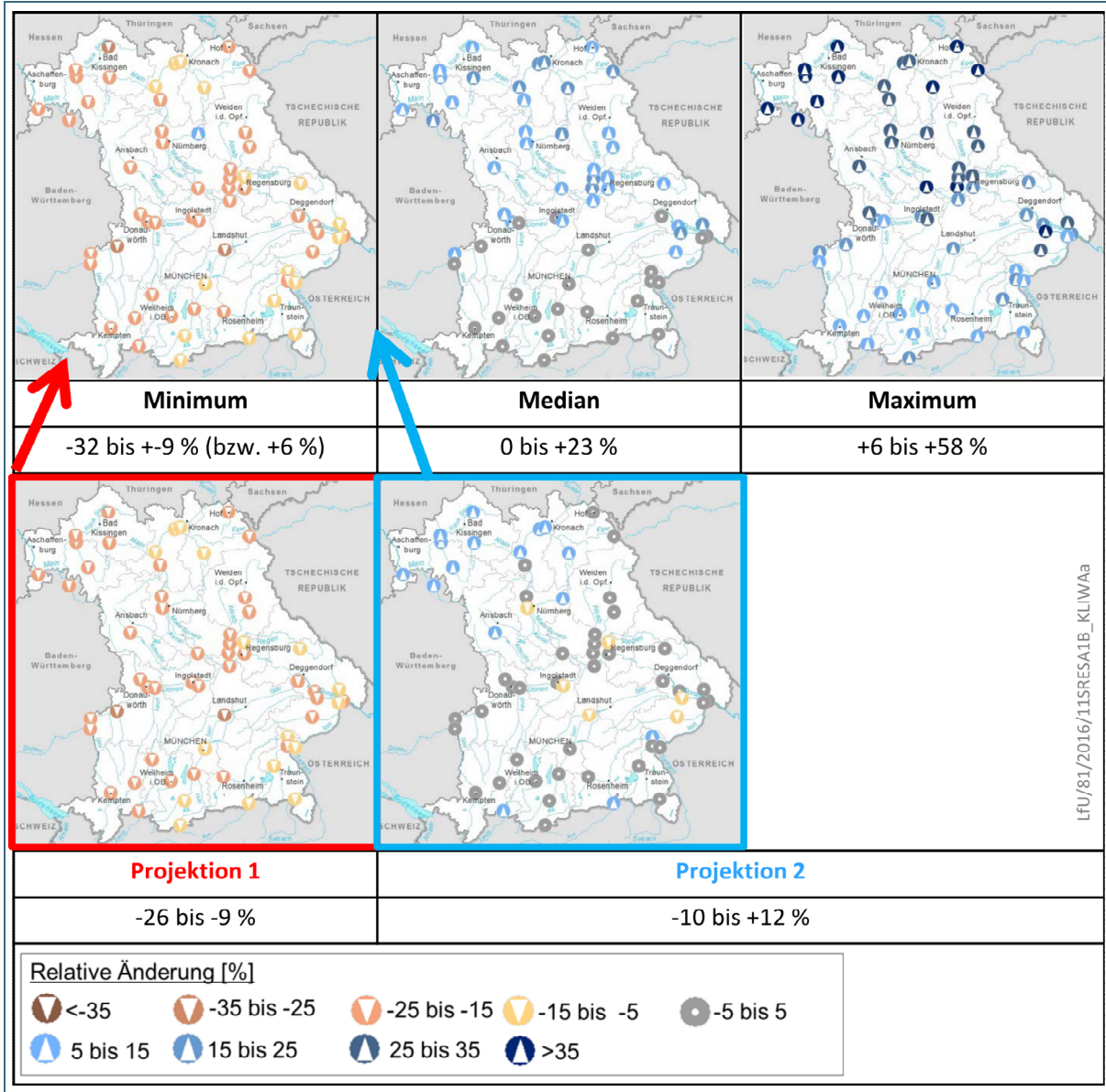
Die Bandbreite der 11 Wasserhaushaltsprojektionen entspricht ungefähr dem 15./85.-Perzentilbereich der zuvor gezeigten 31 Klimaprojektionen.

Die Abflüsse resultieren aus dem Zusammenspiel von Klimagrößen untereinander sowie naturräumlichen Eigenschaften. Daher können sich die Änderungssignale des Abflusses anders stark ausprägen, als beispielsweise allein die Niederschlagsentwicklung erwarten ließe.

Die Entwicklung der Abflüsse in den beiden Pilotstudiengebieten Naab und Sächsische Saale ähnelt im Wesentlichen der Entwicklung im übrigen Norden Bayerns.

Mittelwasserabfluss

In der nahen Zukunft ändert sich der MQ im hydrologischen Jahr (Abb. M.5) im Süden und an der Donau im Median des Ensembles nur gering, vereinzelt sind leichte Zunahmen von bis zu 10 % zu verzeichnen. Dagegen nehmen die mittleren Abflüsse im Norden Bayerns meist zwischen 10 und 20 % zu. Diese räumliche Zweiteilung ist auch im Maximum und – etwas schwächer ausgeprägt – im Minimum des Ensembles ersichtlich: Das Ensemblemaximum zeigt flächendeckend Zunahmen, die im Süden mit maximal 20 % schwächer ausfallen als im Norden mit über 35 %. Dagegen ergeben sich im Ensembleminimum ausschließlich Abnahmen (Ausnahme: Hohenstadt, s. u.), wiederum im Südosten etwas geringer (-15 bis -5 %) als im Norden und Nordwesten (-25 bis -15 %). Das Ensembleminimum besteht dabei im Wesentlichen aus Werten der worst-case-Projektion 1. Projektion 2 ordnet sich hingegen zwischen Minimum und Median ein.



M.5 Relative Änderung des Mittelwasserabflusses MQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Jahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen. Das Änderungssignal von Projektion 1 entspricht weitestgehend dem Minimum, das Signal von Projektion 2 ordnet sich zwischen Minimum und Median ein.

Bis Ende des 21. Jahrhunderts sind im Ensembleminimum bayernweit und im Median zumindest im Süden Abnahmen des MQ zu verzeichnen. In den beiden Niedrigwasser-Projektionen zeigt sich ebenfalls die Tendenz zur Abflussabnahme.

Hinweis: für den Pegel Hohenstadt (blauer Punkt in Minimum-Karte): An diesem Pegel wurde die worst-case-Projektion 1 nicht berechnet. Daher zeigt der Pegel als einziger Zunahmen im Minimum und auch der Median-Wert ist tendenziell etwas höher als er unter Einbeziehung von Projektion 1 wäre.

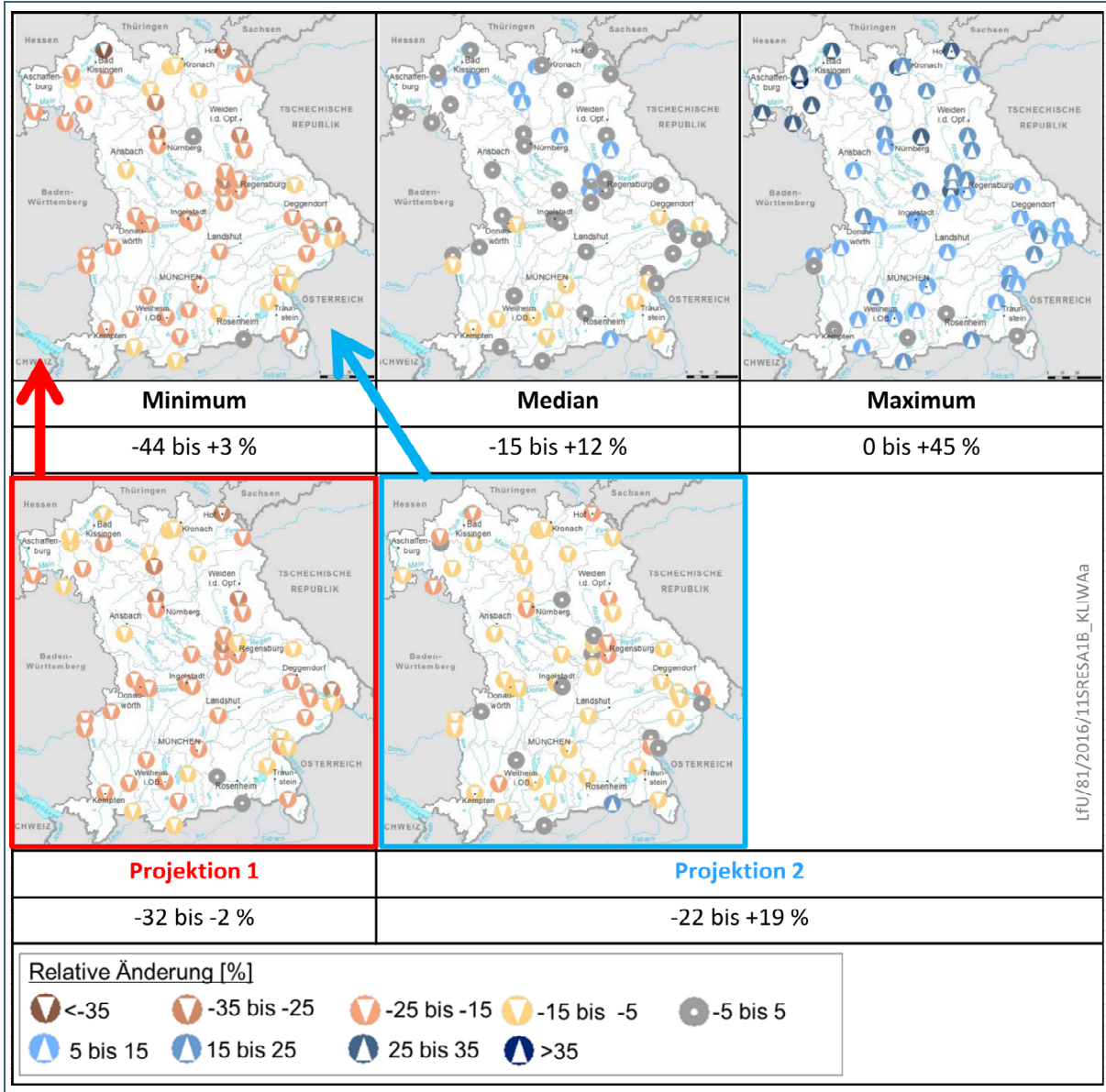
Niedrigwasserabfluss

Im Median des Ensembles ändert sich der sommerliche Niedrigwasserabfluss MNQ (Abb. M.6) im Norden Bayerns nicht oder nimmt sogar leicht zu. Im Süden treten dagegen leichte Abnahmen auf. Im Ensembleminimum, hingegen, ergibt sich bayernweit eine Abnahme der Niedrigwasserabflüsse. Diese Änderungssignale setzen sich überwiegend aus den Änderungen der beiden hier verwendeten Niedrigwasserprojektionen zusammen, je nach betrachtetem Pegel. Den höheren Anteil daran hat Projektion 1, welche etwas stärkere Abflussabnahmen zeigt.

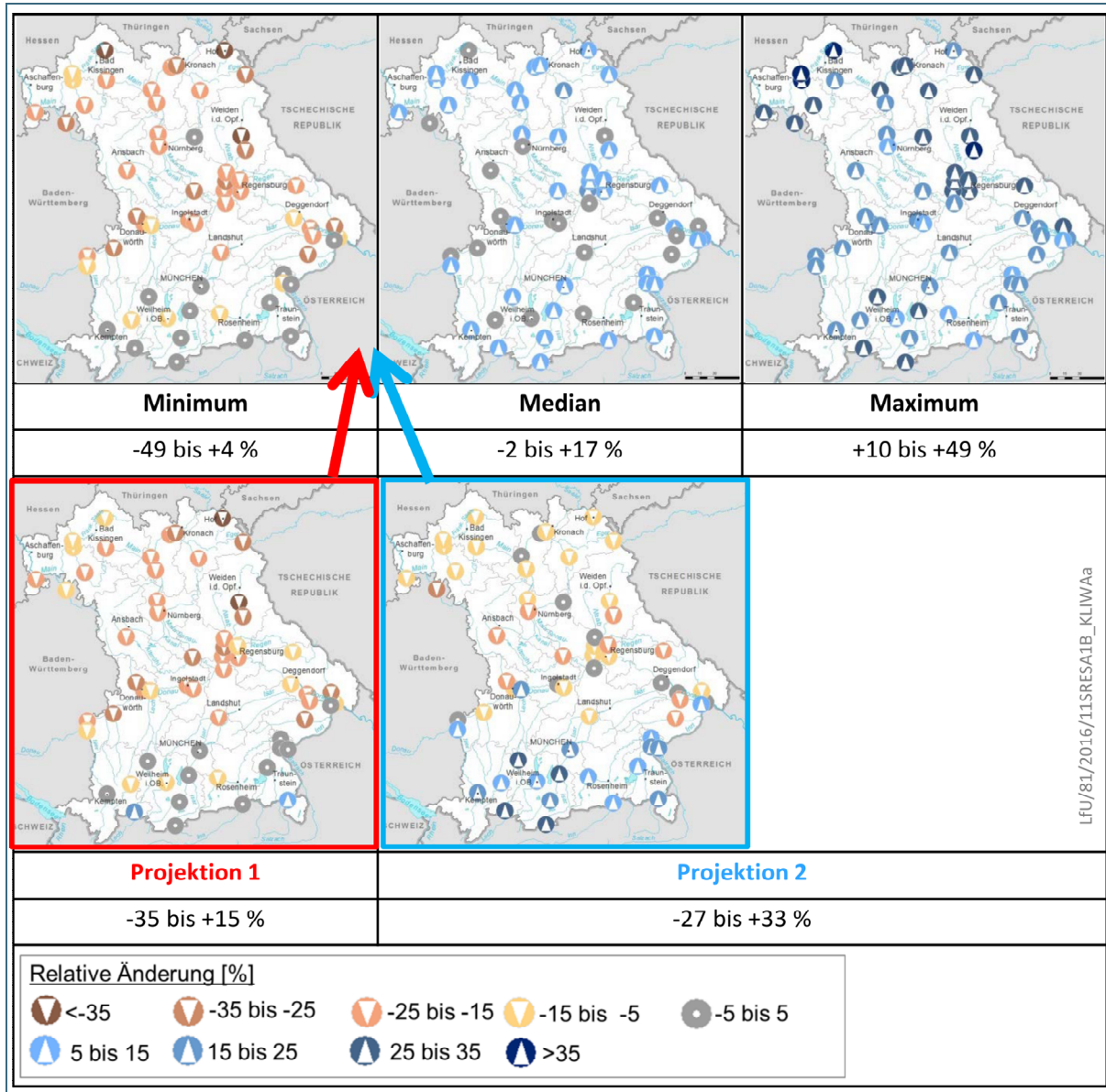
Auch wenn die Niedrigwasserabflüsse in der nahen Zukunft in Nordbayern eine zunehmende Tendenz erwarten lassen, ist im weiteren Verlauf des 21. Jahrhunderts unter Berücksichtigung aller genutzten Abflussprojektionen mit einer Verschärfung der Niedrigwassersituation im Sommerhalbjahr für ganz Bayern zu rechnen, mit niedrigeren Abflüssen sowie häufigeren Niedrigwasserphasen. Dies trifft auf die Pilotstudiengebiete ebenso zu.

Die Ensemble-Ergebnisse für die mittleren Niedrigwasserabflussmengen im Winterhalbjahr (Abb. M.7) zeigen für ganz Bayern im Median für die nahe Zukunft 2021-2050 meist positive oder keine Veränderungen. Grund sind die überwiegend steigenden Niederschläge (siehe Abb. M.4, rechts). Das Ensemble-Minimum, das vor allem nördlich der Donau aus Signalen von Projektion 1 resultiert, gibt eine winterliche Abnahme der Niedrigwasserabflüsse wieder. Projektion 2 ordnet sich zwischen dem Minimum und dem Median des Ensembles ein. Sie lässt – entgegen einer ersten Vermutung aus der Niederschlagsentwicklung – nördlich der Donau auch im Winterhalbjahr Abflussabnahmen erkennen. Dies erklärt sich methodisch folgendermaßen: Die Niedrigwasserabflüsse in einigen zum hydrologischen Winterhalbjahr zählenden Monaten nehmen ab (siehe ff. Abschnitt). Werden zur Bildung des Winterhalbjahres-MNQ die Niedrigstwerte im Winterhalbjahr gemittelt, prägt sich die Entwicklung in diesen Monaten durch.

Bis zum Ende des Jahrhunderts wird sich die Entwicklung der winterlichen Niedrigwasserabflüsse im Median von Zunahmen vermehrt hin zu Abnahmen entwickeln. Die Abnahmen im Minimum und den beiden Einzelprojektionen werden sich verschärfen.



M.6 Relative Änderung des Niedrigwasserabflusses MNQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Sommerhalbjahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen. Das Änderungssignal von Projektion 1 entspricht weitestgehend dem Minimum, das Änderungssignal von Projektion 2 ist etwas weniger extrem.



M.7 Relative Änderung des Niedrigwasserabflusses MNQ in der nahen Zukunft (2021-2050) gegenüber 1971-2000; hydrologisches Winterhalbjahr, Ensemble aus 11 Projektionen; Angabe der räumlichen Streuung der relativen Änderungen. Das Änderungssignal von Projektion 1 liegt etwas über dem Minimum, das Signal von Projektion 2 ordnet sich zwischen Minimum und Median ein.

Einordnung der Szenarien in den Pilotstudiengebieten

Zur exemplarischen Einordnung der Szenarien in den Pilotstudiengebieten sind im Folgenden die monatlichen Verläufe des MNQ an den Pegeln Heitzenhofen und Hof dargestellt (Abb. M.8). Bezug ist der langjährig mittlere Jahresgang des MNQ, abgeleitet aus den Messwerten von 1971-2000 (dicke schwarze Linie). Ergänzend ist auch der Jahresgang für 2000 bis 2015 aufgetragen (dünne schwarze Linie).

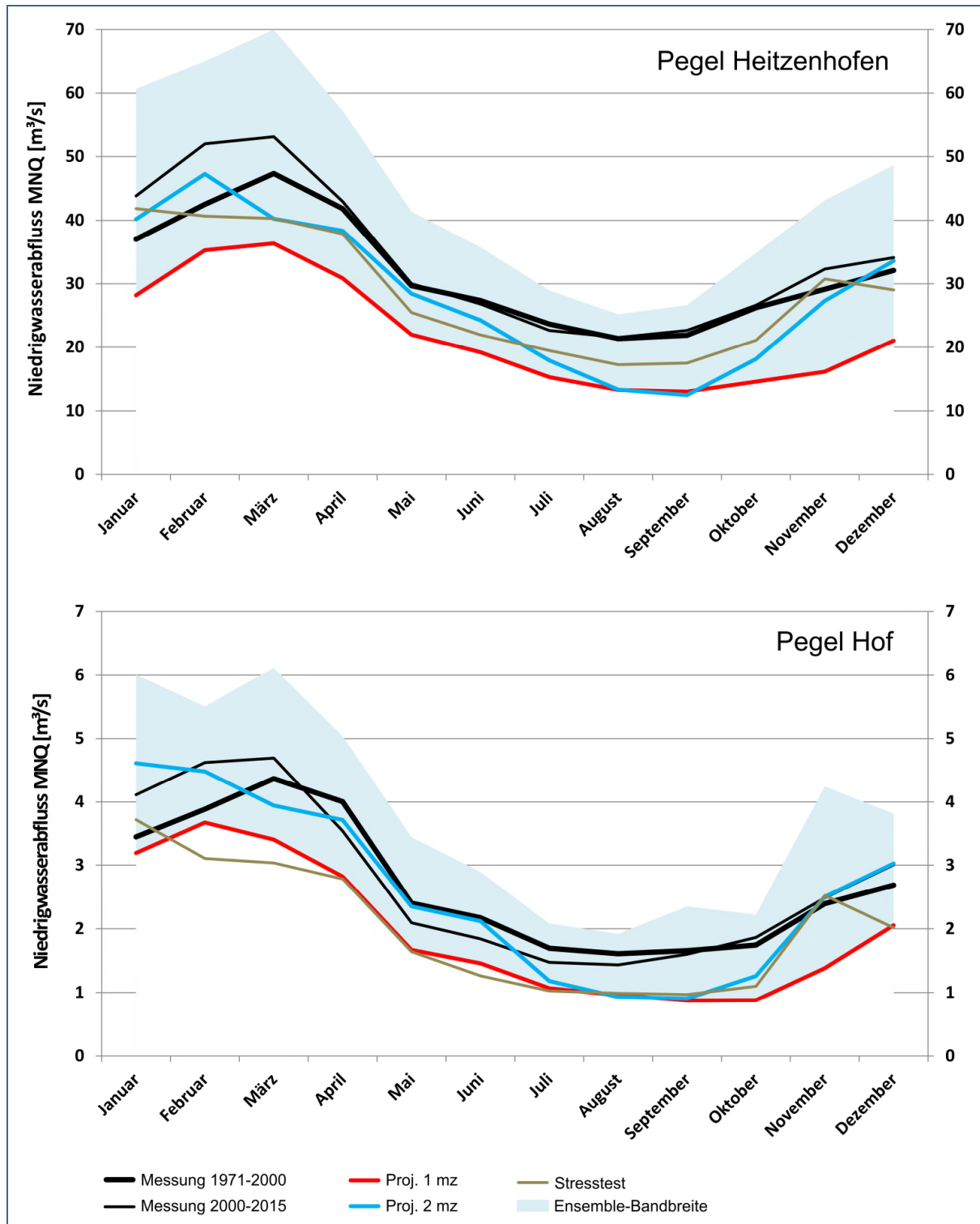
Die abgebildeten Werte der Projektionen (rote und blaue Linie) bzw. deren Bandbreite (blaues Band) ergeben sich aus der Kombination der prozentualen Abflussänderung in den Projektionen in der mittleren Zukunft (2041-2070) mit den Messwerten des Zeitraums 1971-2000. Mit dem Stresstest (braune Linie) wurde ebenso verfahren.

Die Verläufe der mittleren Zukunft sind ähnlich denen in der nahen Zukunft (siehe Karten), nur mit einem stärkeren Signal.

In den zuvor gezeigten Karten war ersichtlich, dass die Bandbreite der Abflussprojektionen in den Jahres und Halbjahreswerten sowohl Zu- als auch Abnahmen enthält. Dieses Verhalten bleibt auch für die Monatswerte bestehen (blaues Band). In beiden Gebieten ordnen sich die beiden Projektionen sehr ähnlich in das Gesamtensemble ein und bestätigen damit die Auswahl, wie sie zu Beginn der Pilotstudie getroffen wurde: Die Niedrigwasserabflüsse von Projektion 1 (rot) liegen ganzjährig deutlich unterhalb der Messwerte und beschreiben im Wesentlichen das Ensembleminimum. Lediglich im August und September wird Projektion 2 (blau) ähnlich trocken. Dagegen liegen die Niedrigwasserabflüsse dieser Projektion von Dezember bis Februar oberhalb der Messung und zeigen daher eine größere innerjährliche Amplitude.

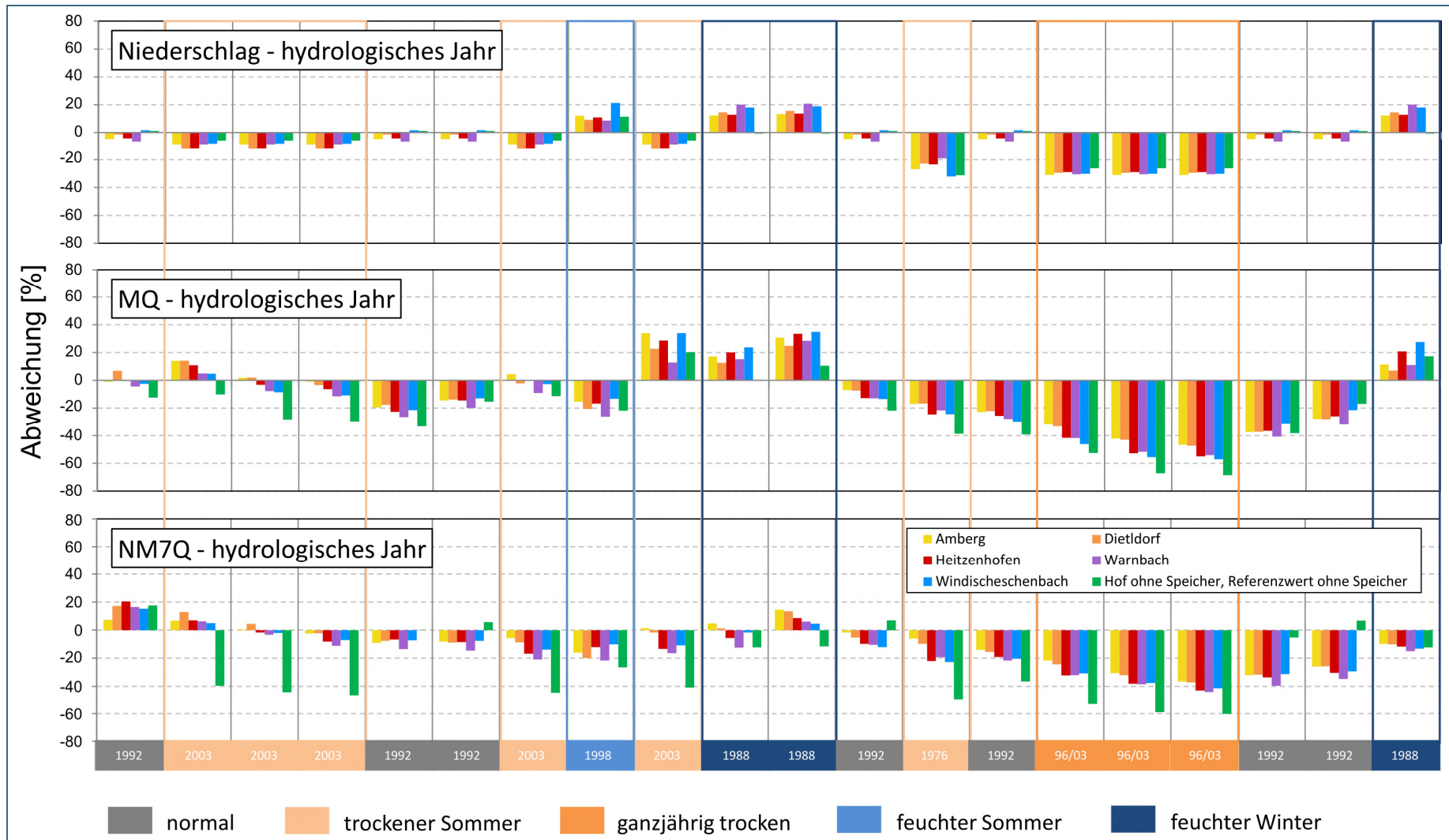
Die mittleren Verläufe des Stresstests (braun) ordnen sich hingegen an den beiden betrachteten Pegeln unterschiedlich in das Ensemble ein: Für Heitzenhofen bewegen sich die Niedrigwasserabflüsse im Wesentlichen zwischen Projektion 1 und Projektion 2. Das große Einzugsgebiet dieses Pegels und damit der Gebietswasserspeicher wirkt dämpfend auf die niedrigen Abflüsse der enthaltenen extremen Einzeljahre. Das Einzugsgebiet des Pegels Hof hat einen deutlich geringeren Gebietswasserspeicher, wodurch die Abflüsse des Stresstests in der ersten Jahreshälfte noch niedriger ausfallen als im Minimum des Projektionsensembles. Die extremen Einzeljahre prägen sich also hier offensichtlich besonders stark aus.

Als weitere Randinformation enthält Abb. M.8 den Verlauf des MNQ der Messwerte im Mittel von 2000-2015. Demnach kam es im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000 vor allem zu höheren Niedrigwasserabflüssen im Winter und damit einer Verstärkung der Amplitude.

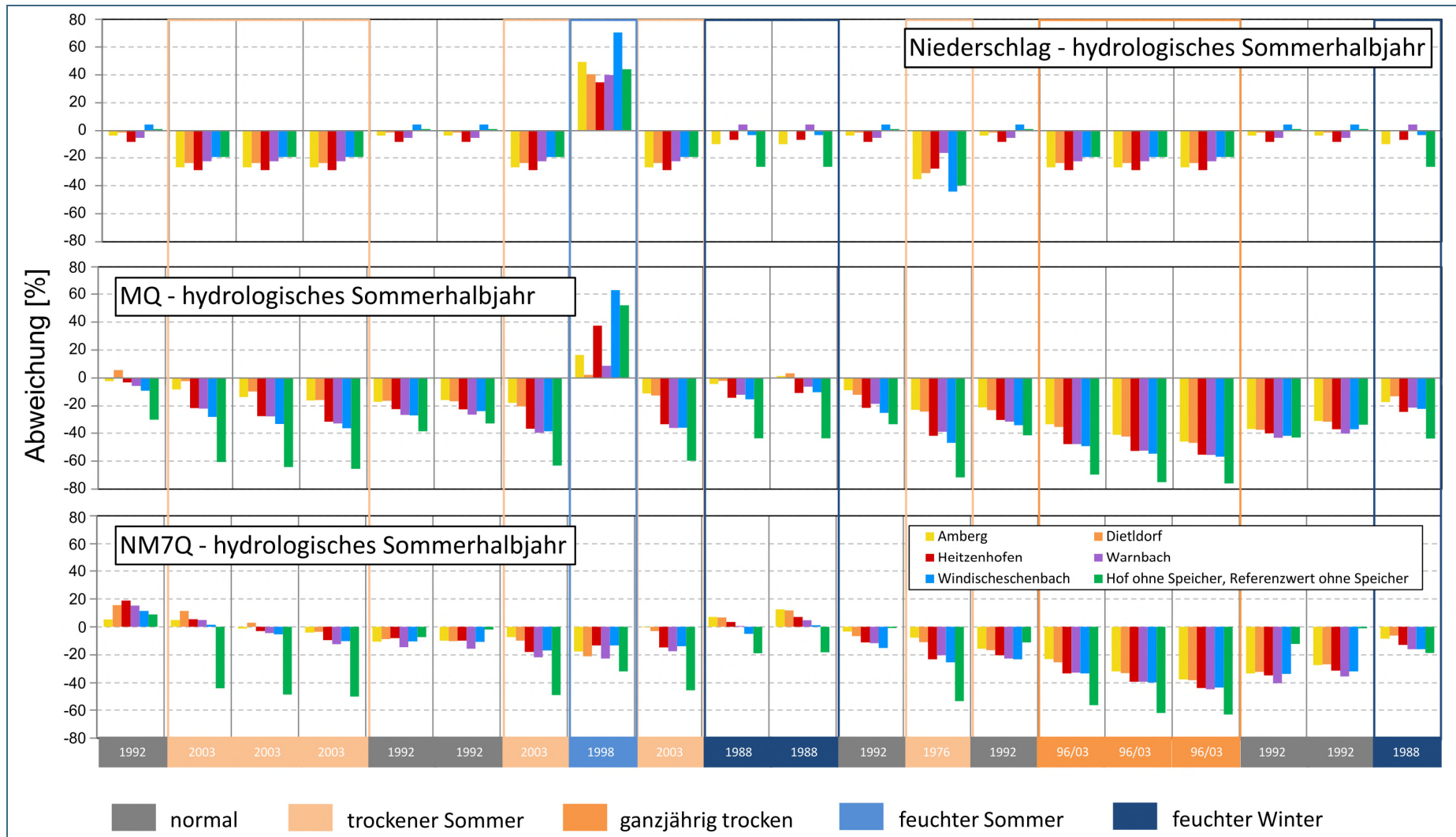


M.8 Monatlicher Verlauf des MNQ in der mittleren Zukunft (2041-2070) in der Bandbreite über 11 Projektionen (blaues Band) sowie die Einordnung der Messwerte zweier Zeiträume, der verwendeten Niedrigwasserprojektionen und des Stresstests. Pegel Heitzenhofen (oben) und Hof (unten)

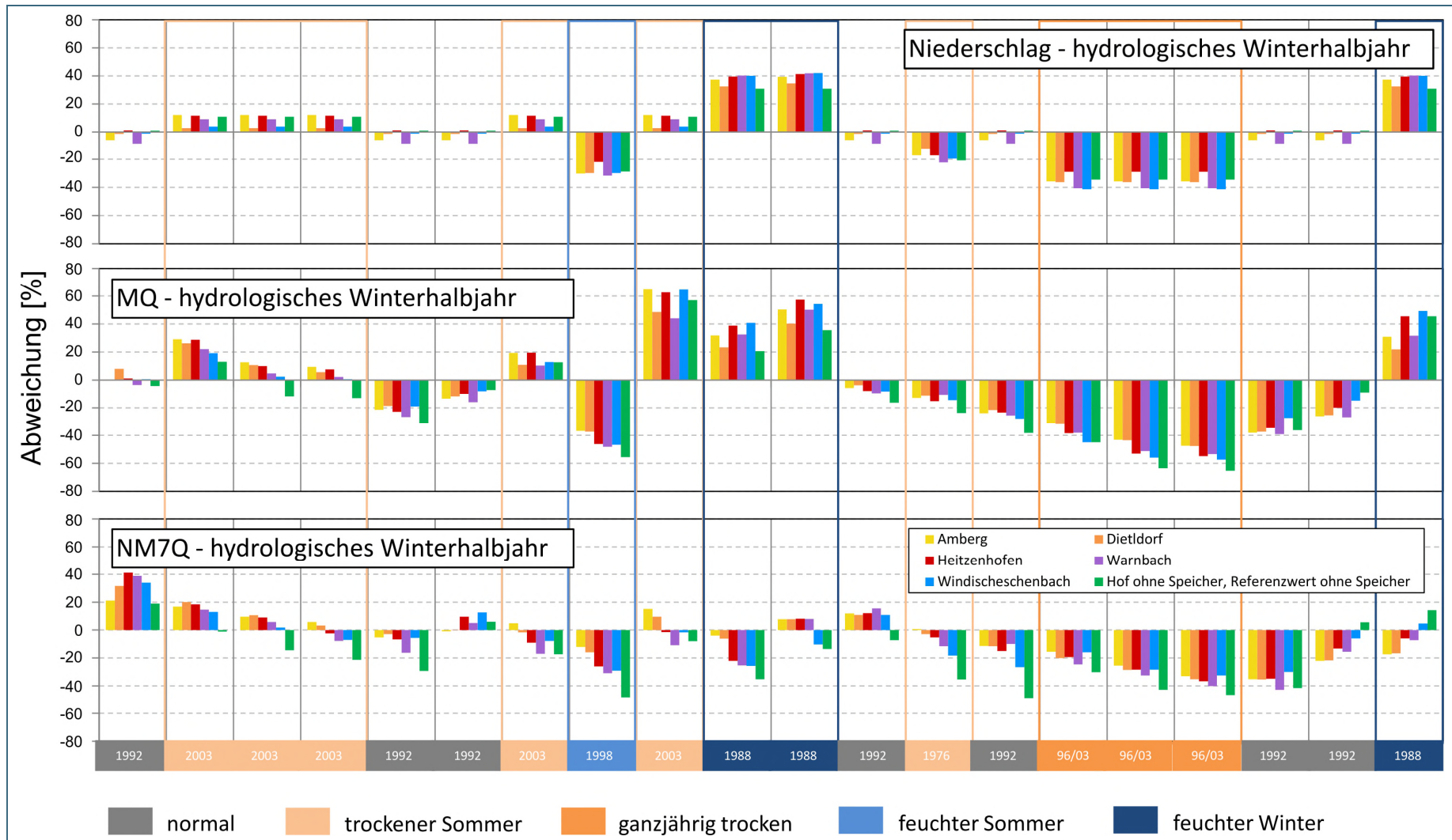
Anlage N Stresstest



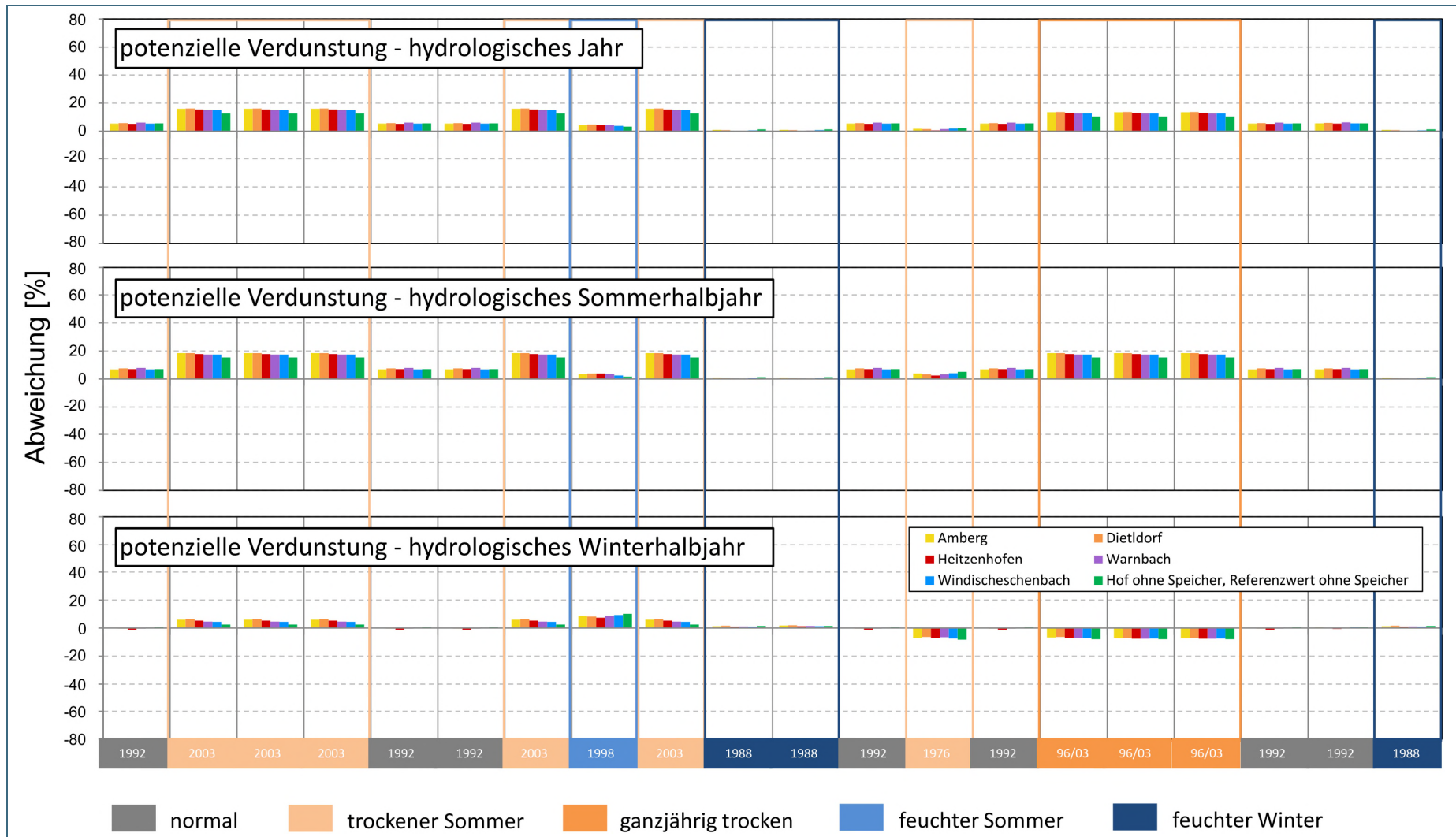
N.1 Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Jahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation.



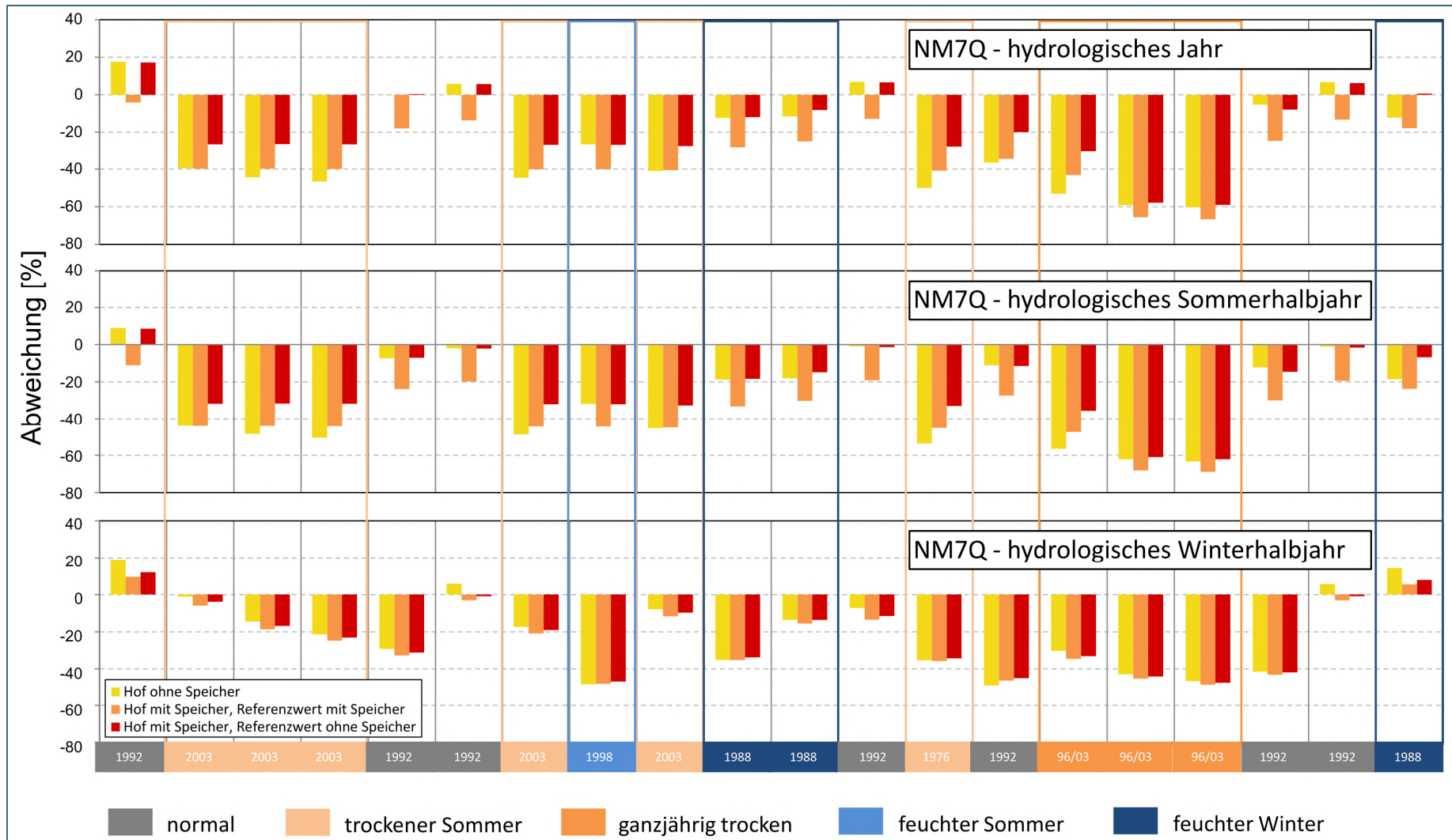
N.2 Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Sommerhalbjahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation



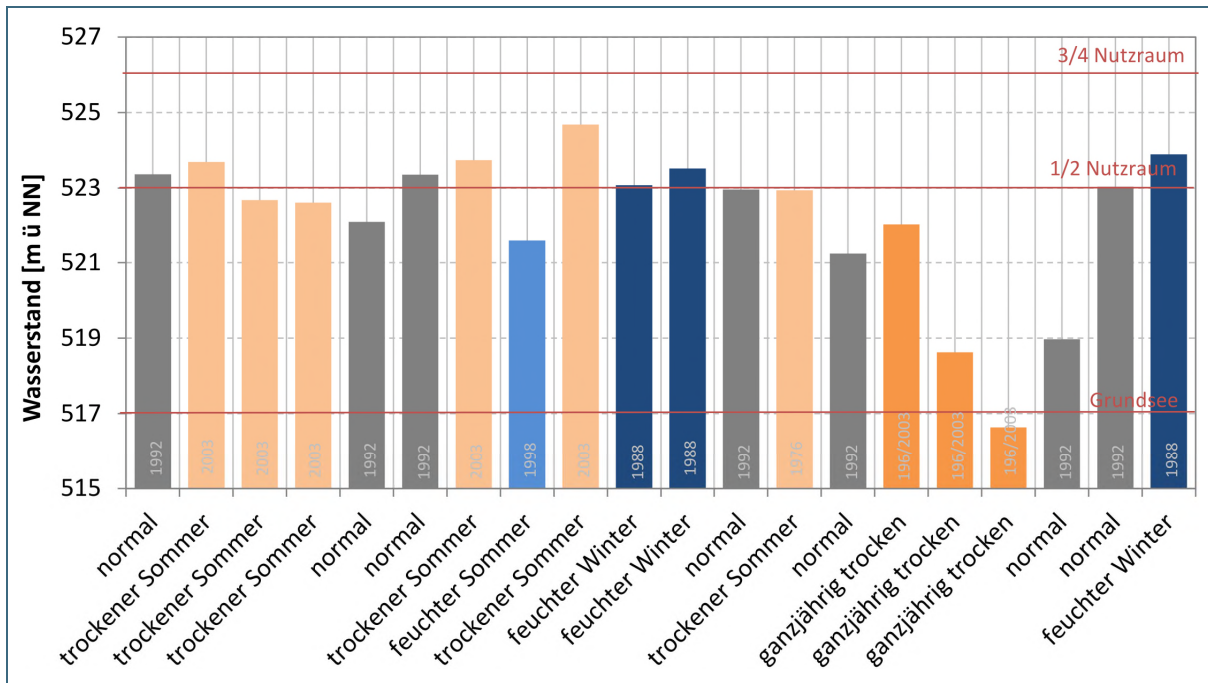
N.3 Verlauf der Abweichung verschiedener Kennwerte der hydrologischen Winterhalbjahren des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Kennwert der Messdatensimulation



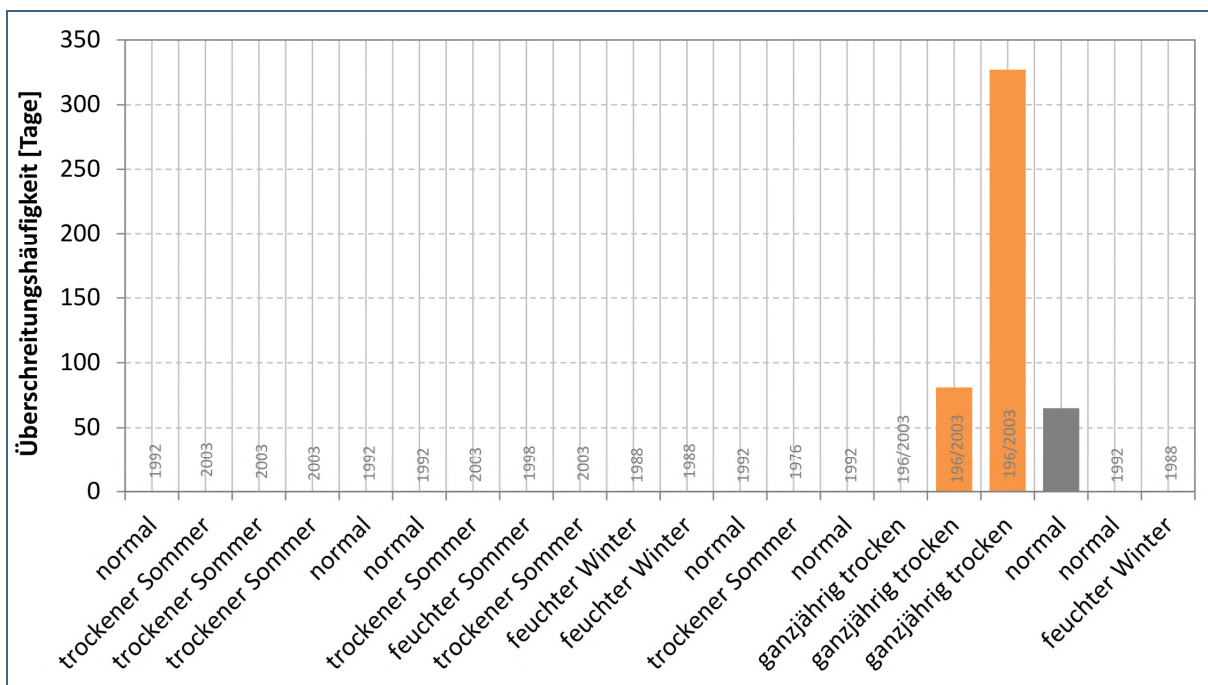
N.4 Verlauf der Abweichung der potentiellen Verdunstung der hydrologischen Jahre und hydrologischen Halbjahre des Stresstests vom zugehörigen langjährigen Mittelwert der Messdatensimulation



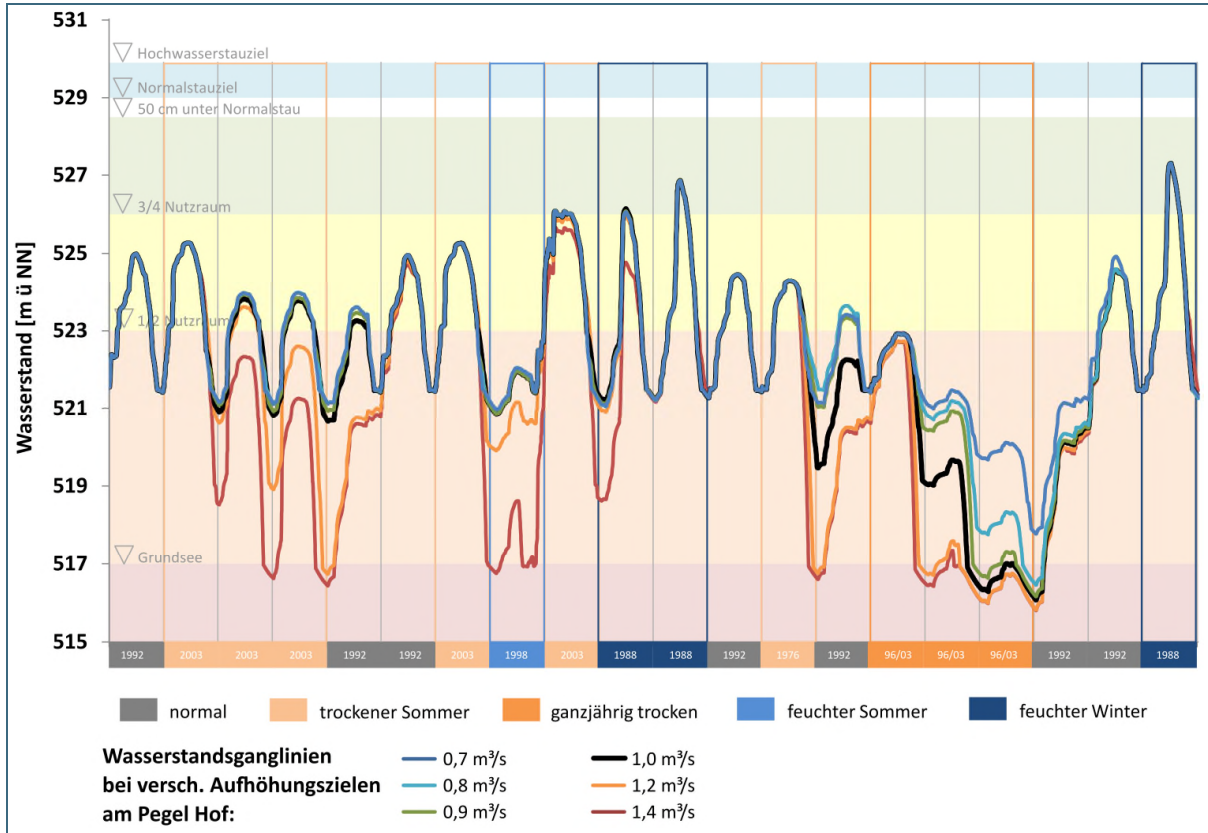
N.5 Verlauf der Abweichung des NM7Q der hydrologischen Jahre und hydrologischen Halbjahre des Stresstests vom zugehörigen langjährigen NM7Q der Messdatensimulation am Pegel Hof mit und ohne Speicher



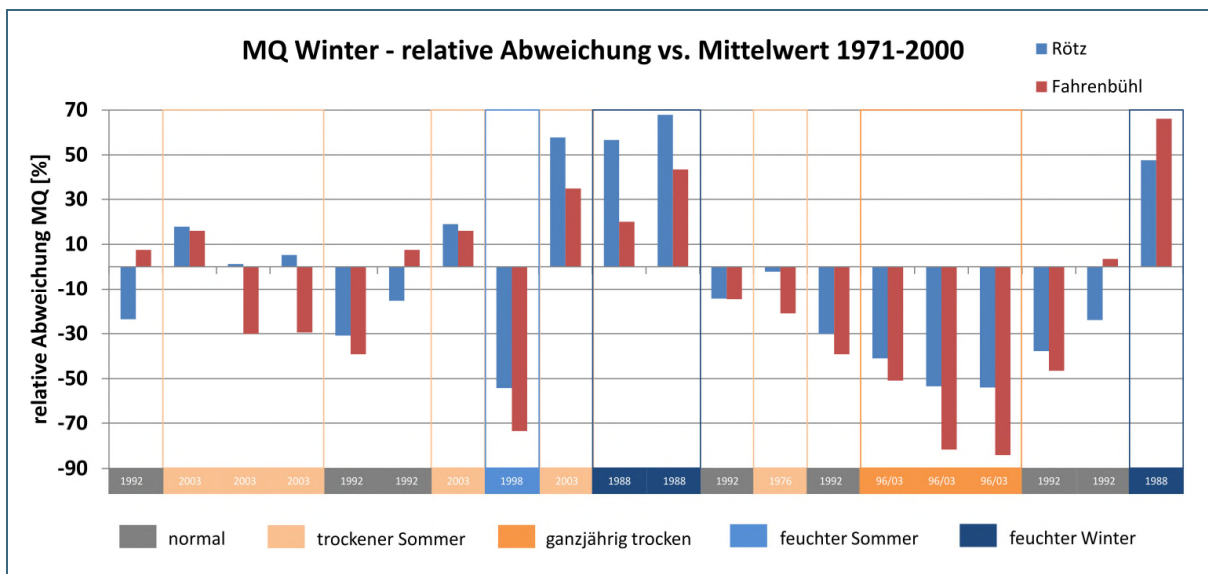
N.6 Verlauf des mittleren Jahreswasserstands (hydrologisches Jahr) des Förmitzspeichers während des Stresstests



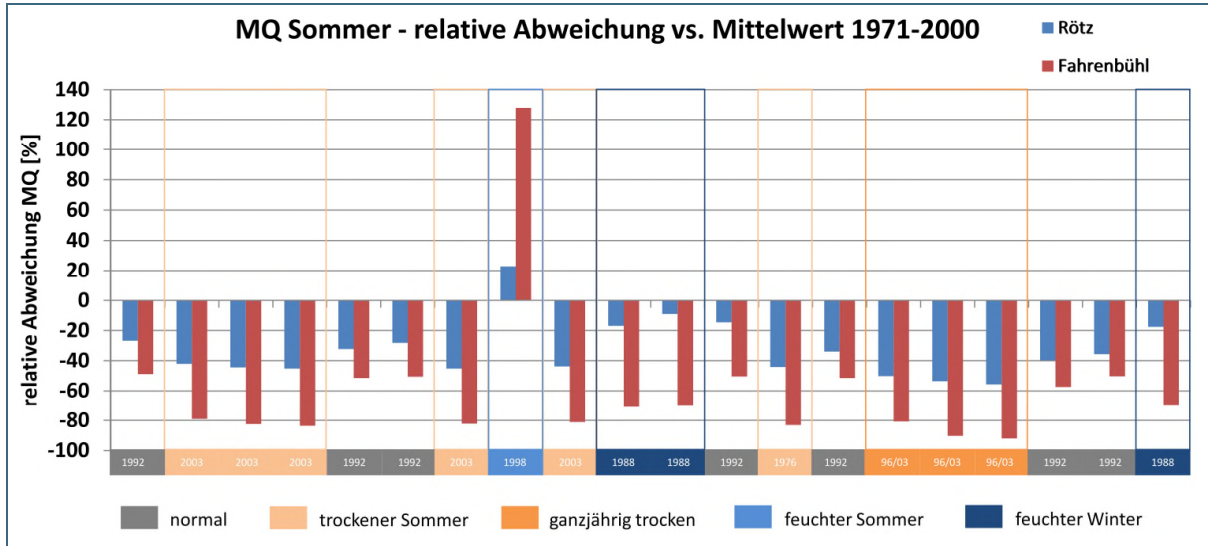
N.7 Verlauf der jährlichen Anzahl von Tagen (hydrologisches Jahr), an welchen ein Wasserstand von 517 m ü. NN im Förmitzspeicher erreicht oder unterschritten wird



N.8 Verlauf des mittleren Jahreswasserstands (hydrologisches Jahr) des Förmitzspeichers während des Stresstests unter Annahme verschiedener Aufhöhungsziele

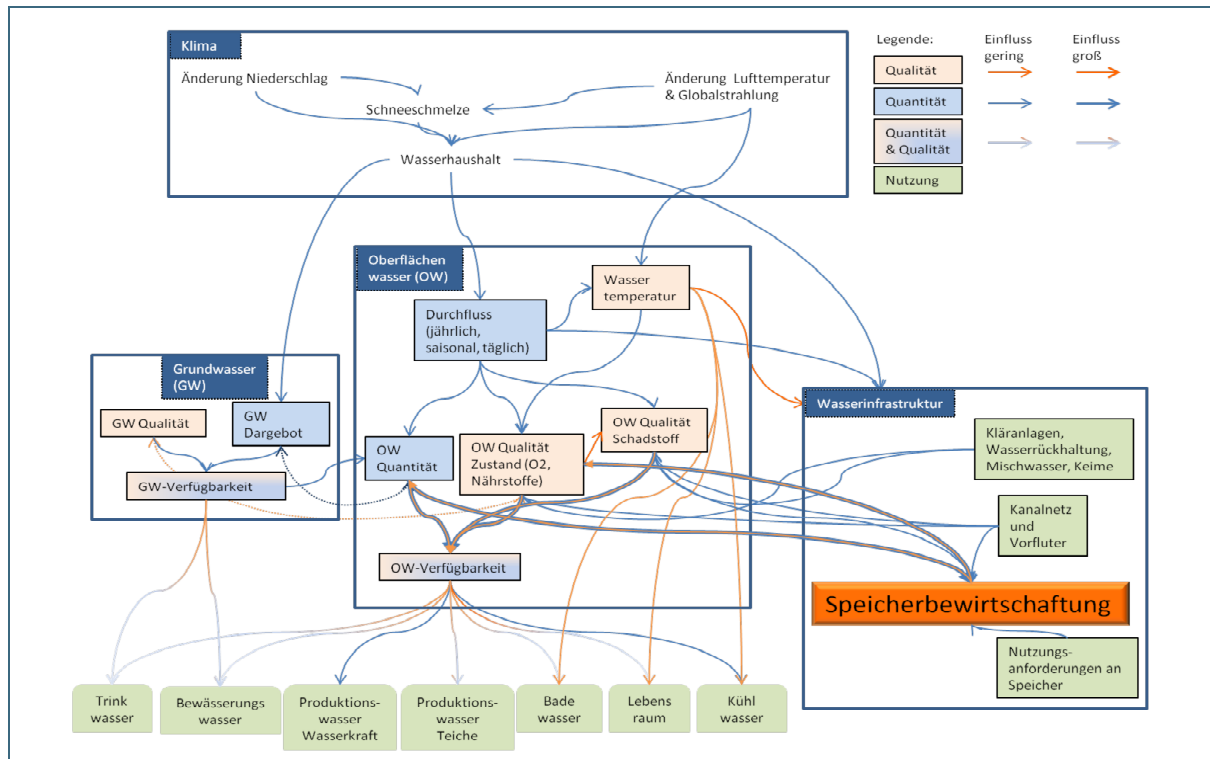


N.9 Verlauf der Abweichungen im mittleren Speicherzufluss MQ gegenüber dem Mittelwert von 1971-2000 im hydrologischen Winterhalbjahr für die Pegel Rötz (Zufluss Eixendorfer Speicher) und Fahrenbühl (Förmitzspeicher)

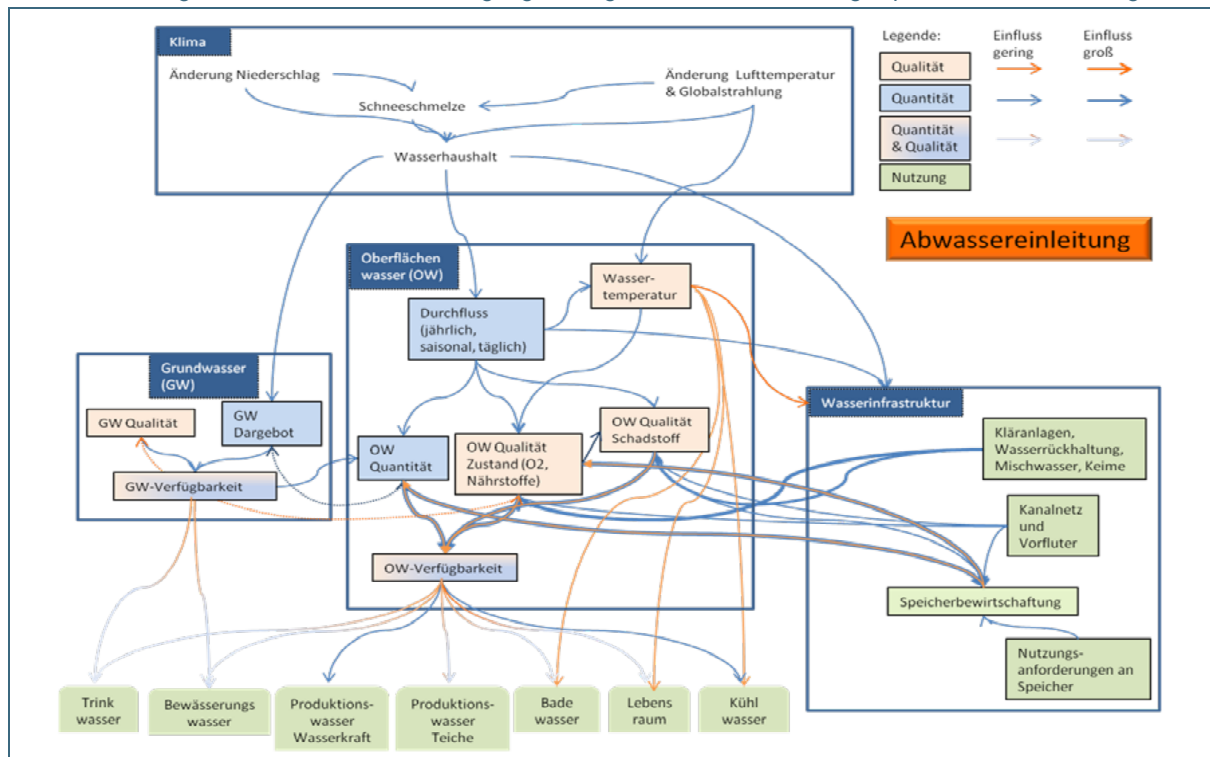


N.10 Verlauf der Abweichungen im mittleren Speicherzufluss MQ gegenüber dem Mittelwert von 1971-2000 im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Pegel Rötz (Zufluss Eixendorfer Speicher) und Fahrenbühl (Förmitzspeicher)

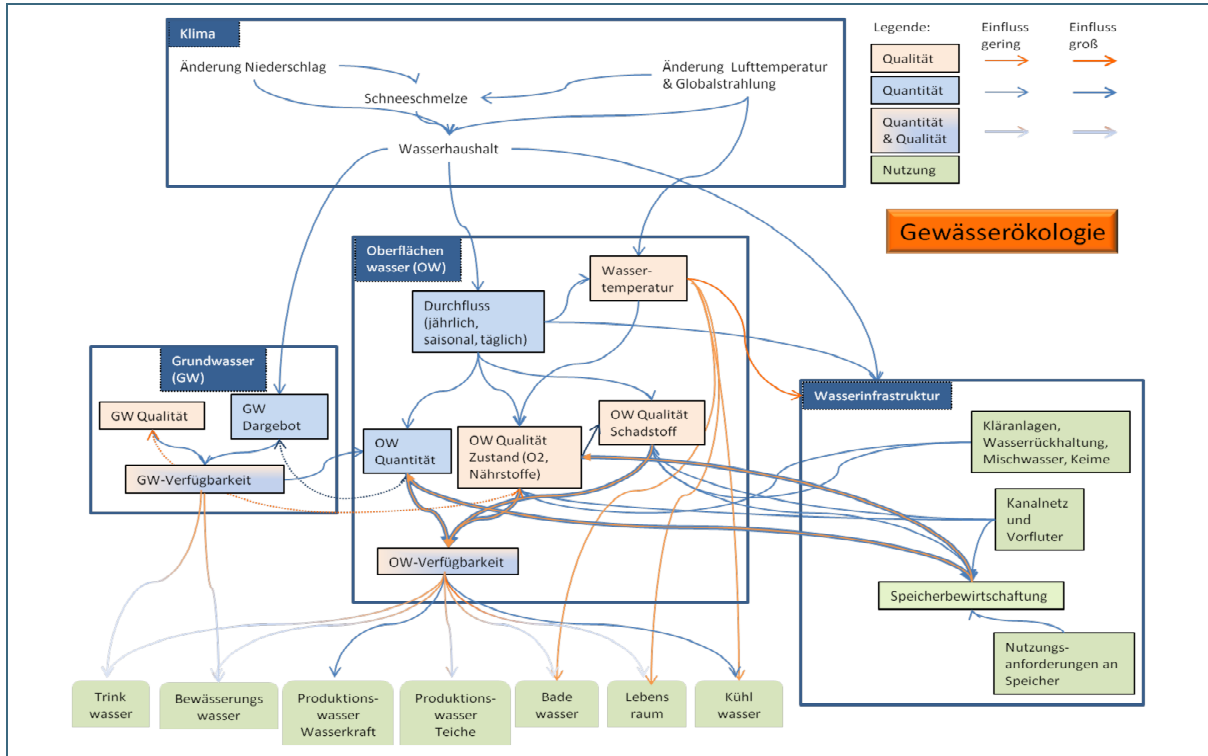
Anlage O Ergebnisse des quantitativen Ansatzes



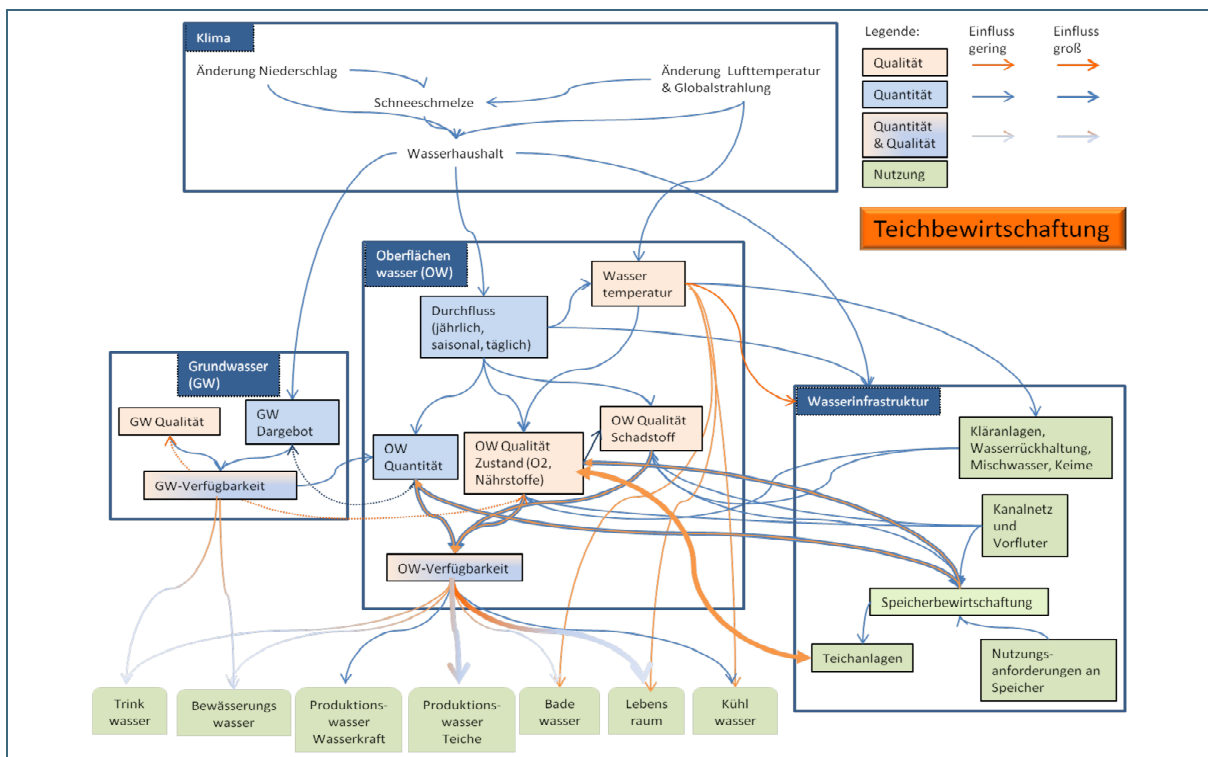
O.1 Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Speicherbewirtschaftung“



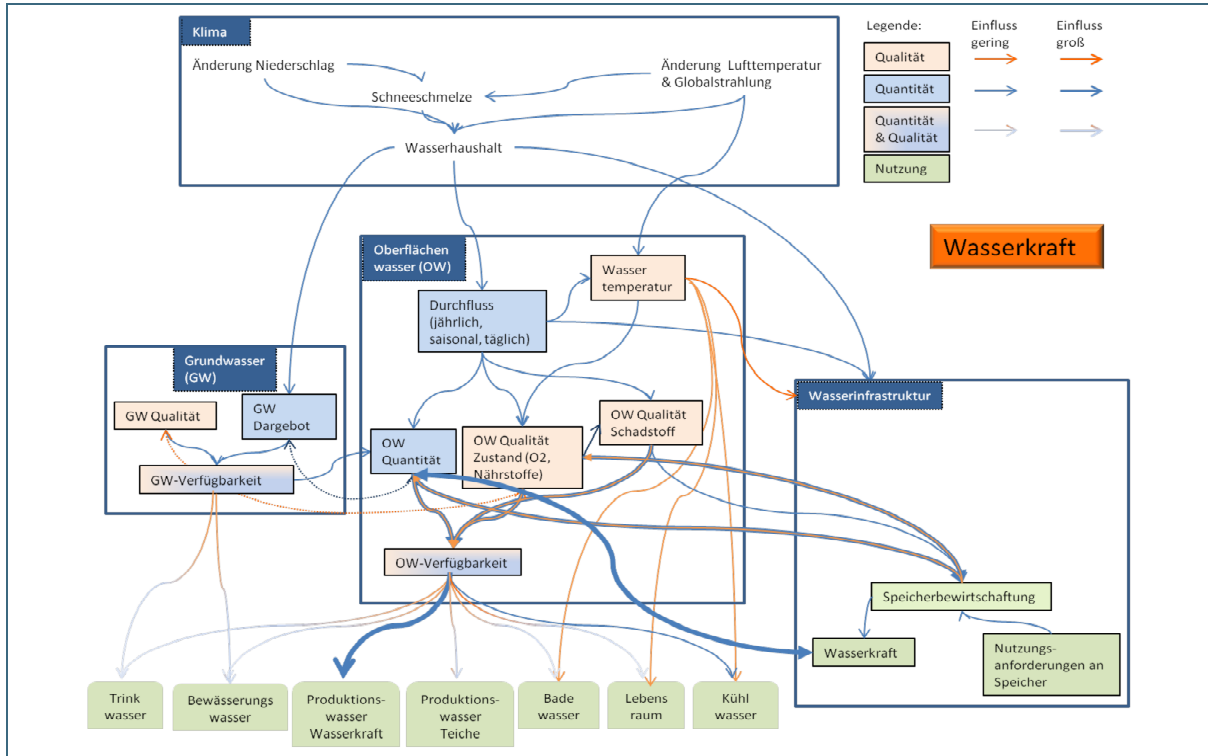
O.2 Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Abwassereinleitung“



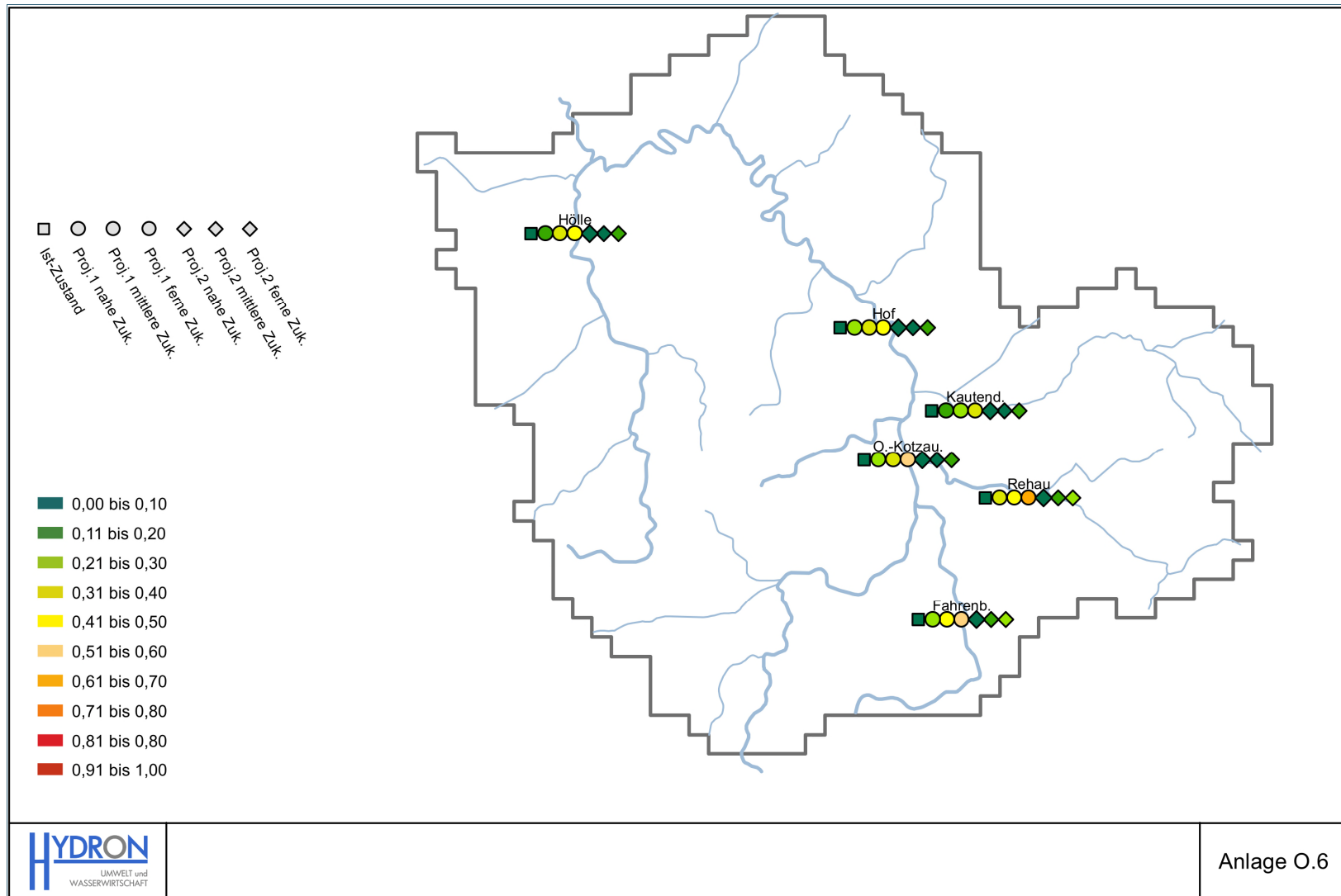
O.3 Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Gewässerökologie“



O.4 Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Teichbewirtschaftung“

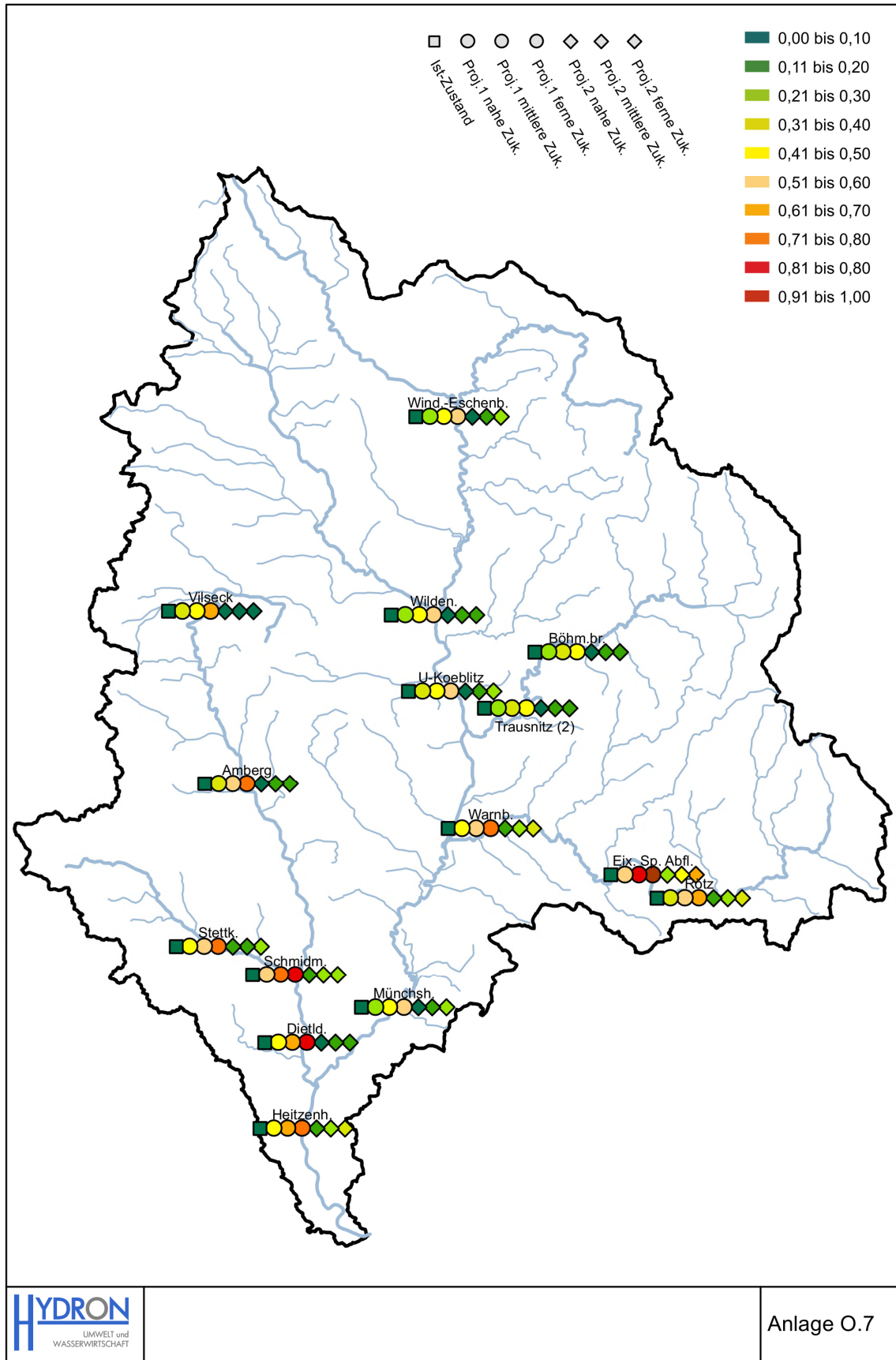


O.5 Wirkungskette unter der Randbedingung Niedrigwasser für die Nutzung „Wasserkraft“

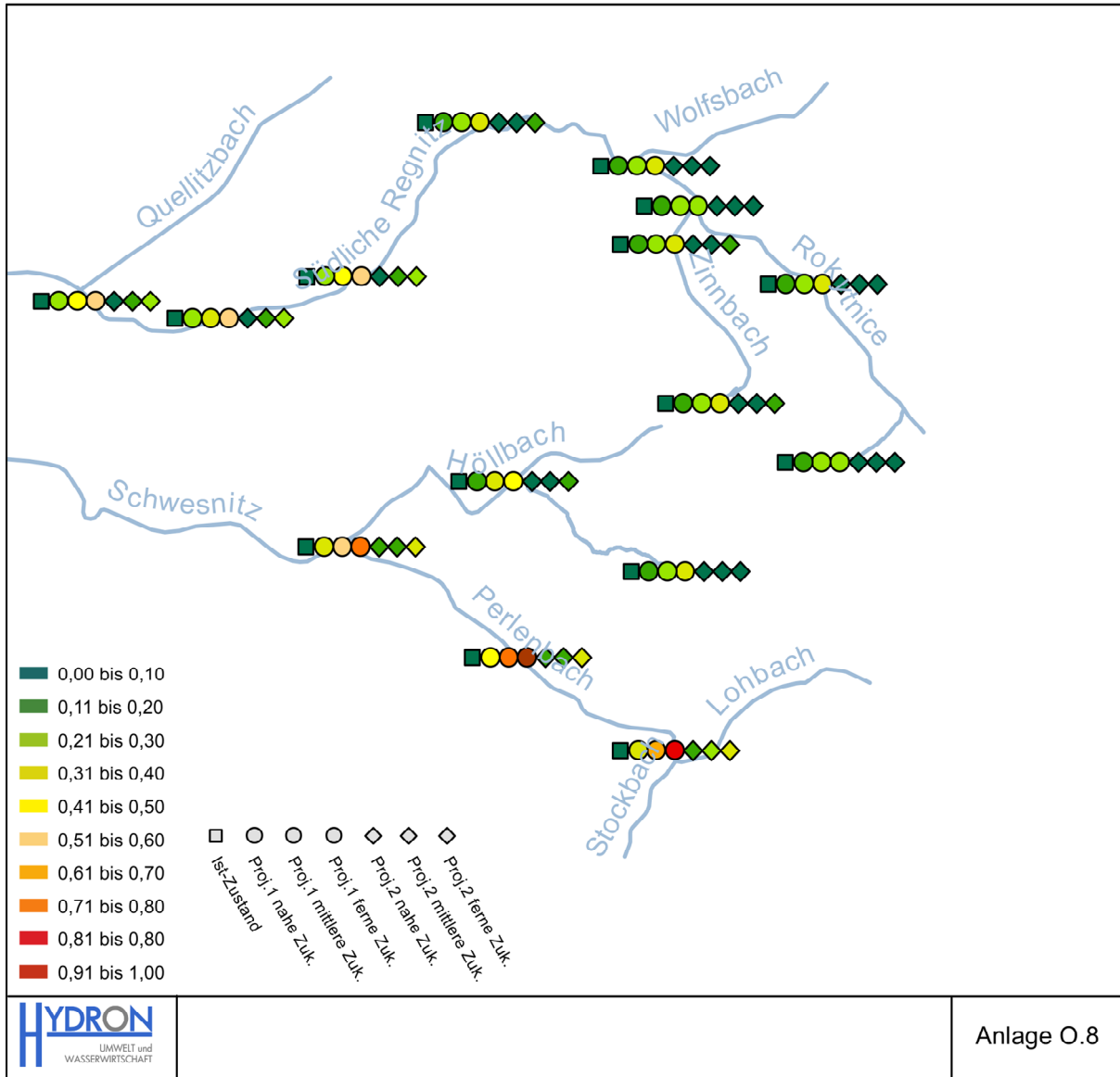


Anlage O.6

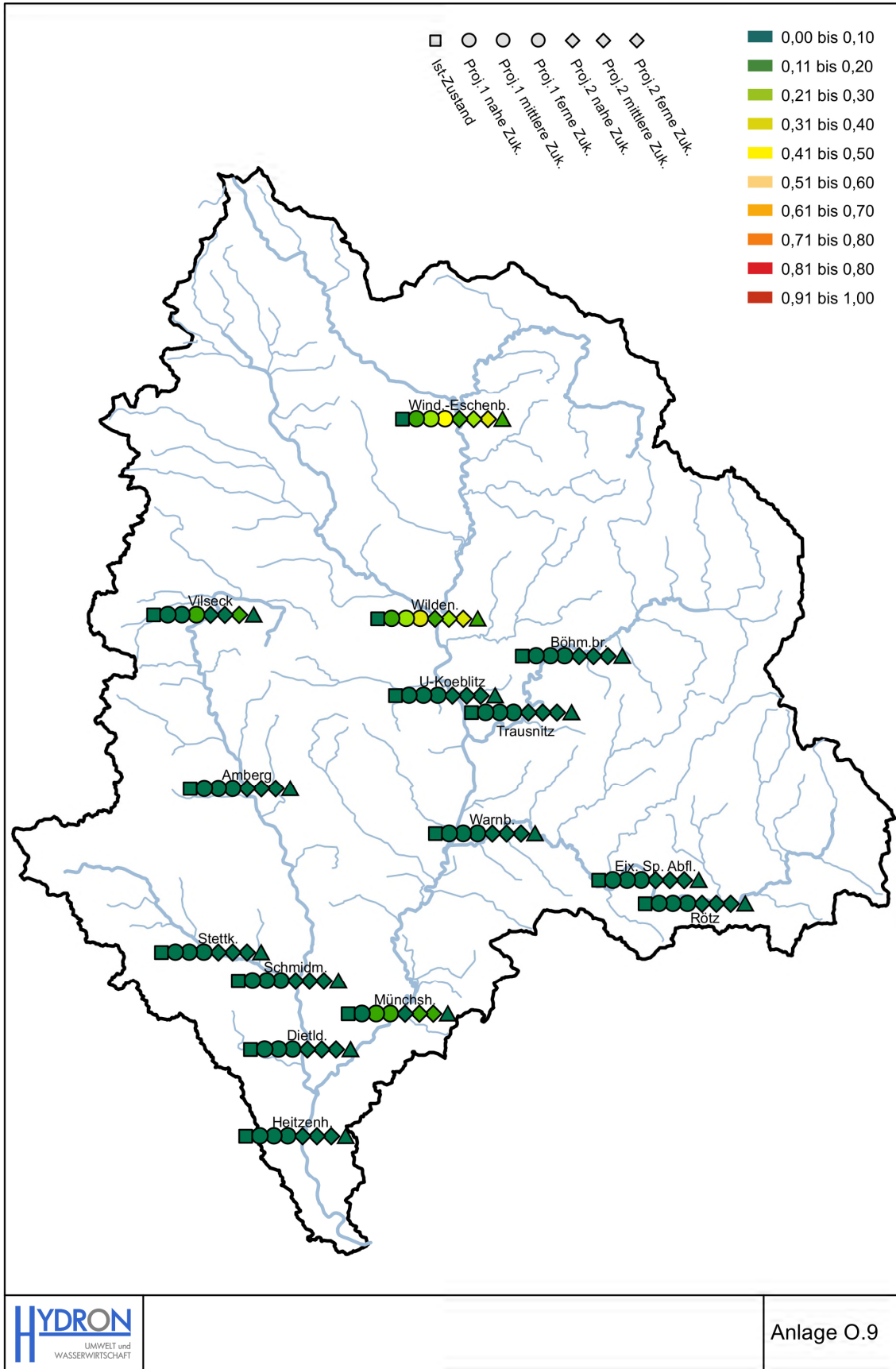
O.6 Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Gewässerökologie in Pegelinzugsgebieten der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien



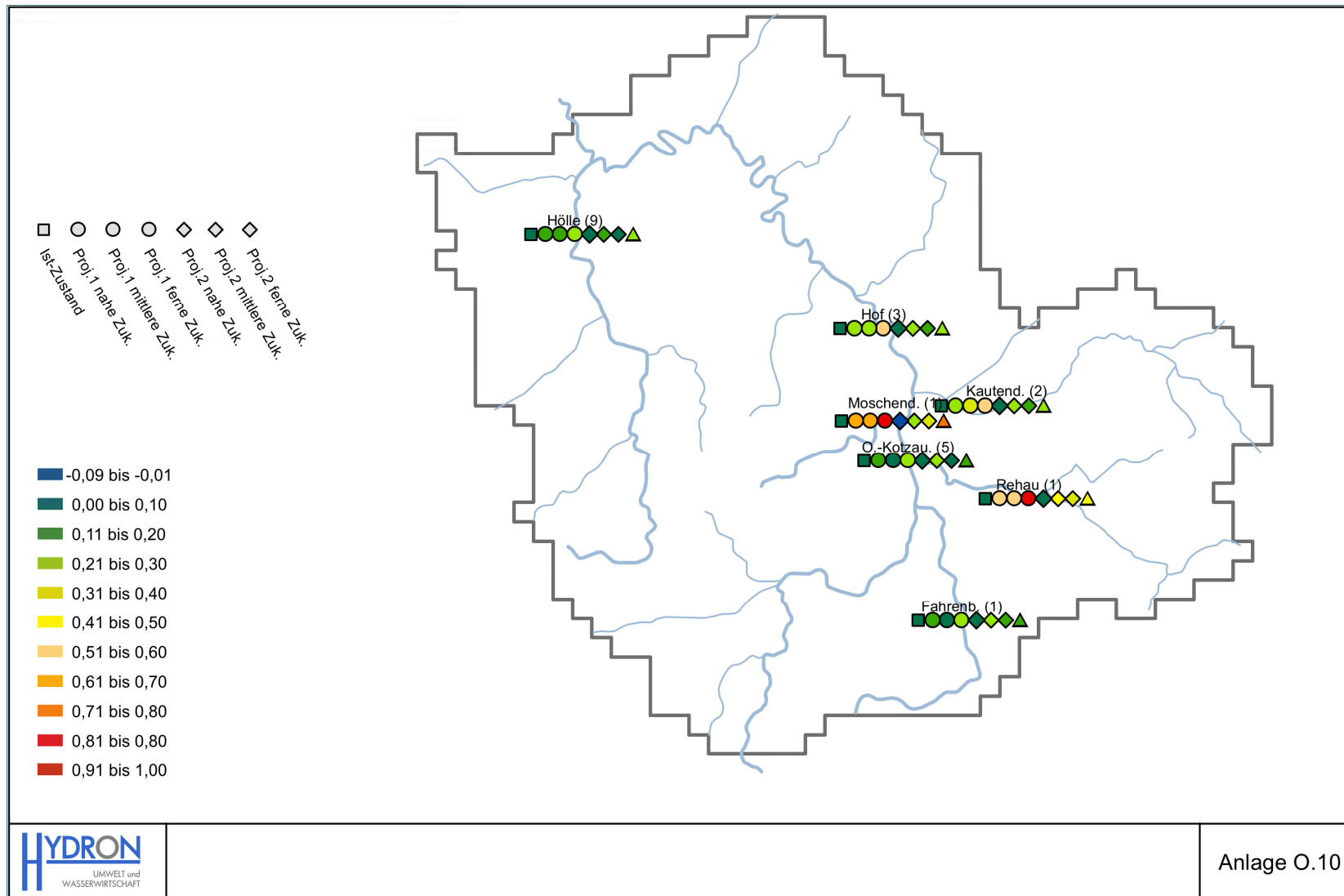
O.7 Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Gewässerökologie in Pegelinzugsgebieten der Naab für verschiedene Szenarien



O.8 Indikator für die Auswirkungen der Abfluss- und Temperaturveränderung auf die Flussperlmuschelbestände in Pegelinzugsgebieten der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien

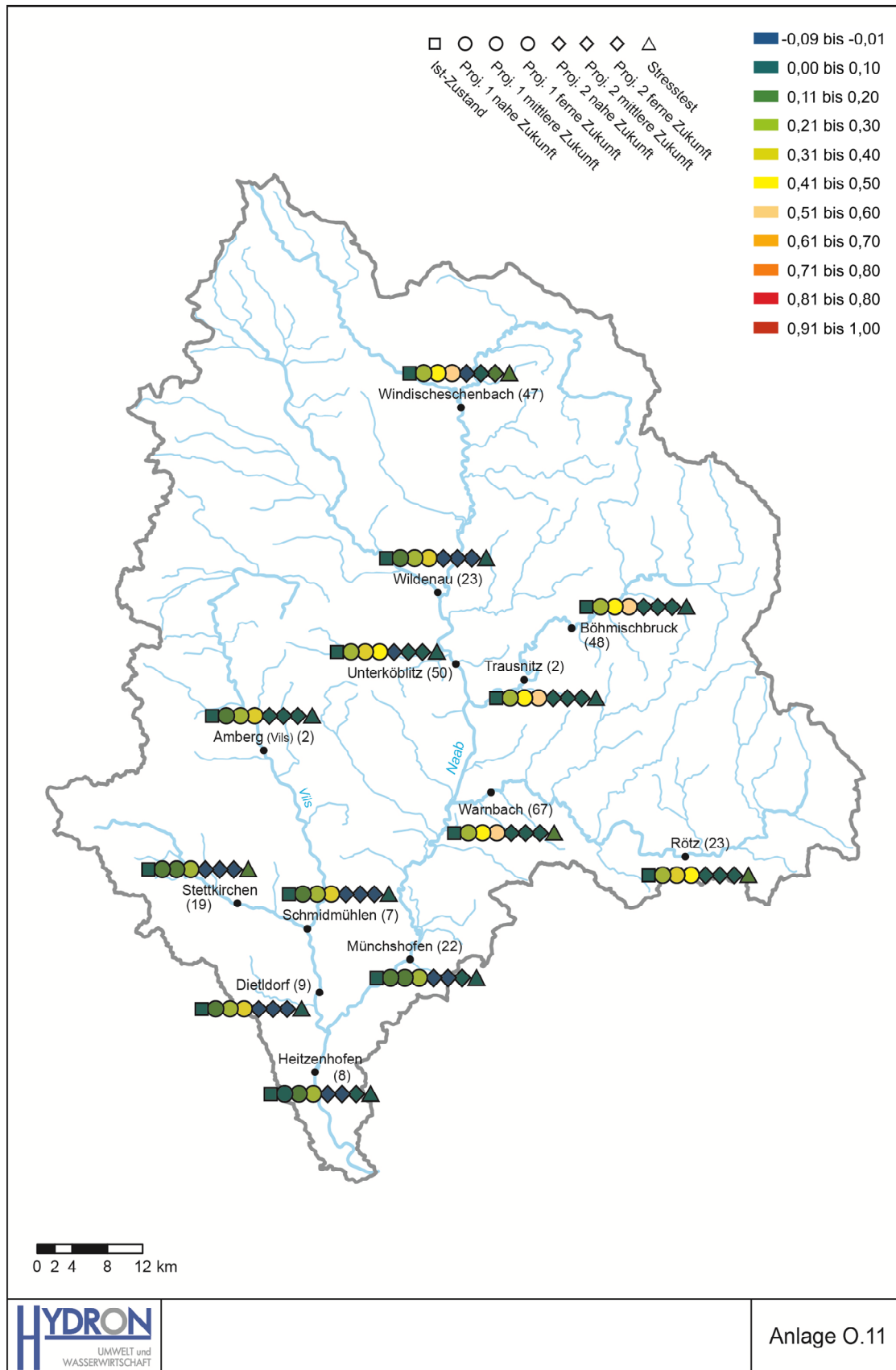


O.9 Indikator für die Auswirkungen der Verdunstung auf die Teichwirtschaft in Pegelzugsgebieten im Naabgebiet für verschiedene Szenarien



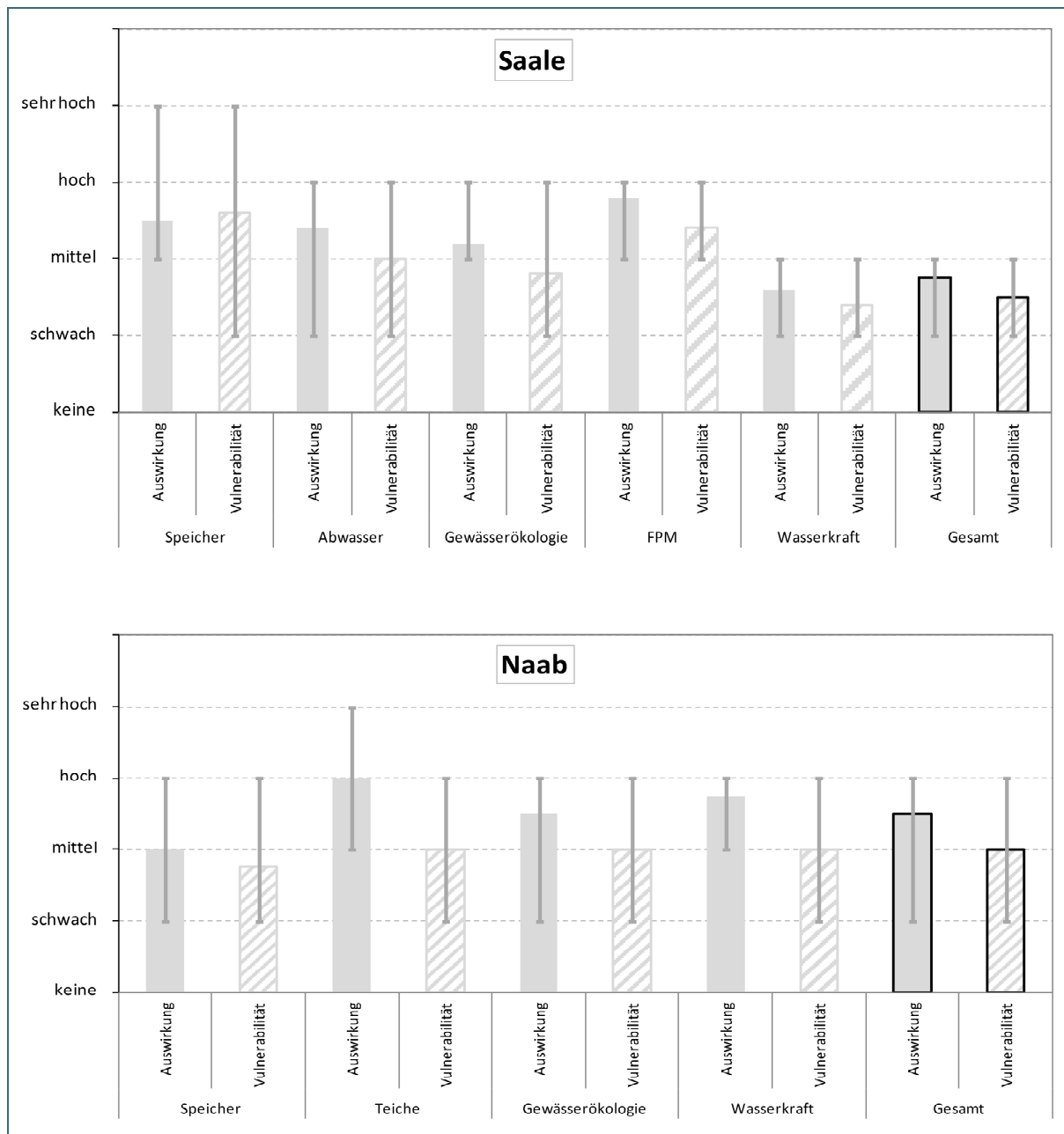
Anlage O.10

O.10 Indikator für die Auswirkungen der Abflussveränderung auf die Wasserkraftwerke (Anzahl der berücksichtigten Kraftwerke in Klammern) in Pegel Einzugsgebieten im Gebiet der Sächsischen Saale für verschiedene Szenarien

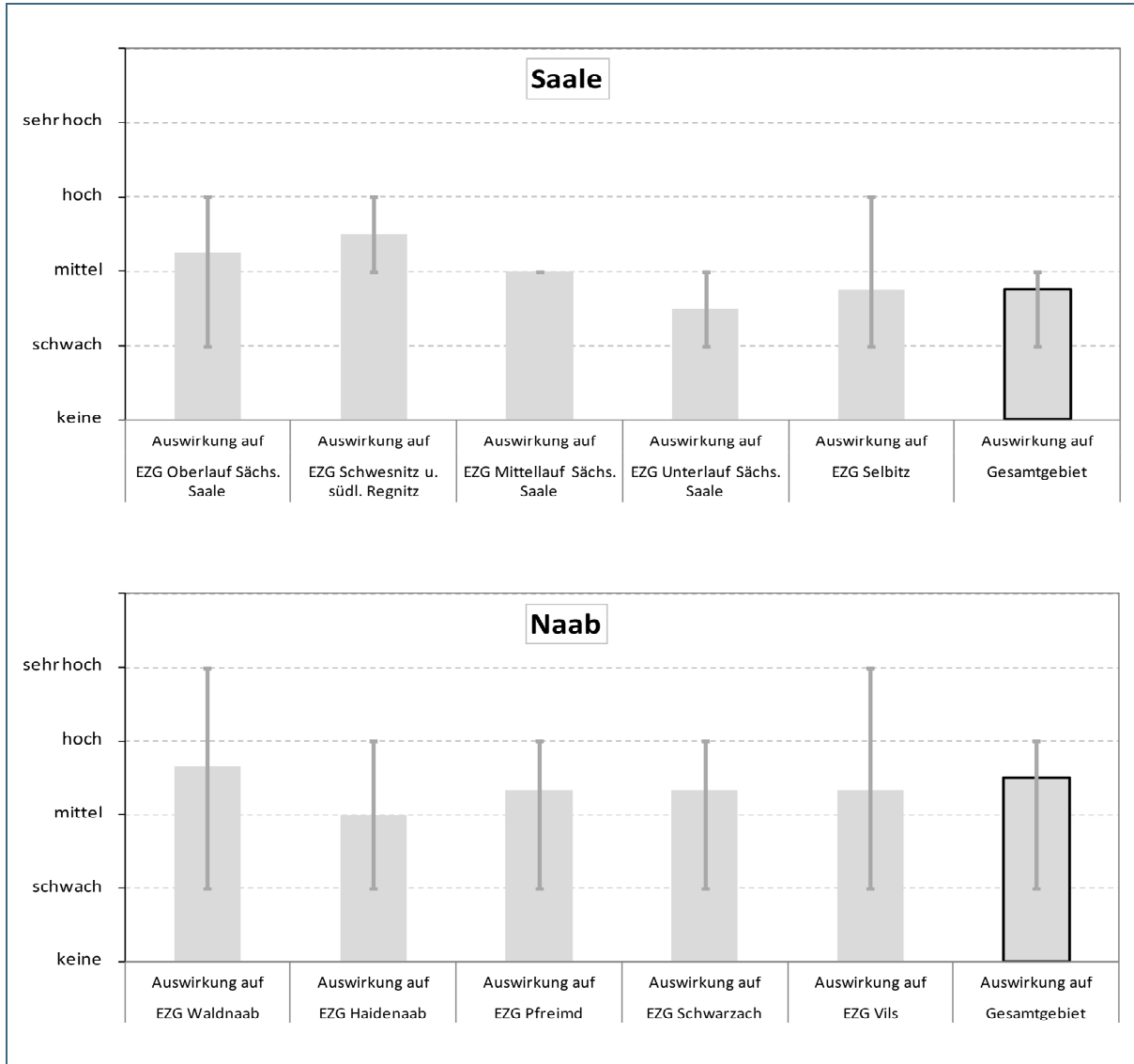


O.11 Indikator für die Auswirkungen der Abflussveränderung auf die Wasserkraftwerke (Anzahl der berücksichtigten Kraftwerke in Klammern) in Pegeleinzugsgebieten im Naabgebiet für verschiedene Szenarien

Anlage P Ergebnisse der qualitativen Methode

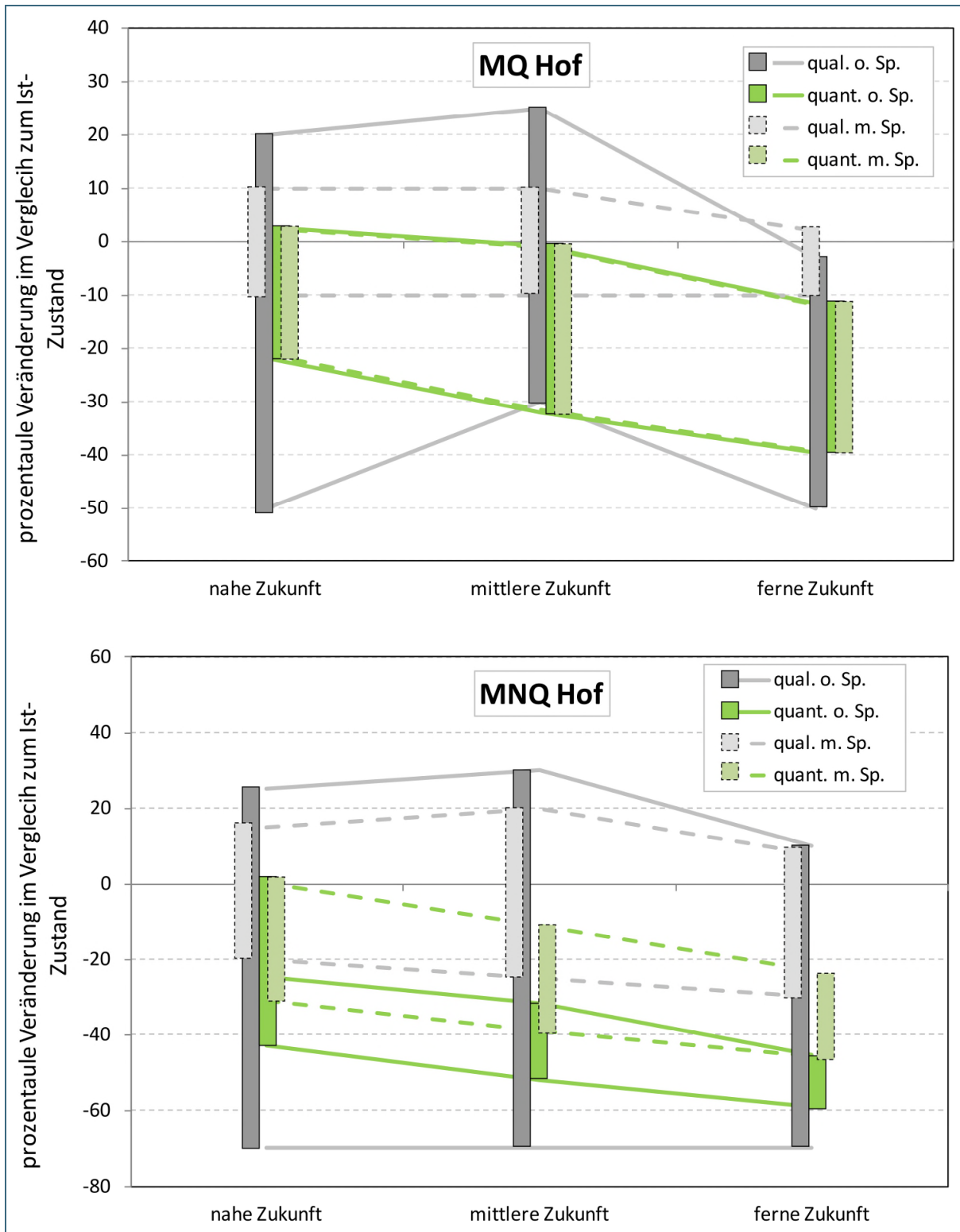


P.1 Einschätzung, welche Folgen für verschiedene Nutzungen aus klimawandelbedingten Veränderungen des Niedrigwasserhaushalts auftraten (Einschätzung vor Kenntnis wesentlicher Projektergebnisse zu Änderungssignalen): Einschätzung der Auswirkungen (ausgefüllte Balken) sowie Einschätzung der Vulnerabilität, wie sie nach realistischer Anpassung verbleiben würde (schraffierte Balken). Darstellung im Saale- und Naabgebiet

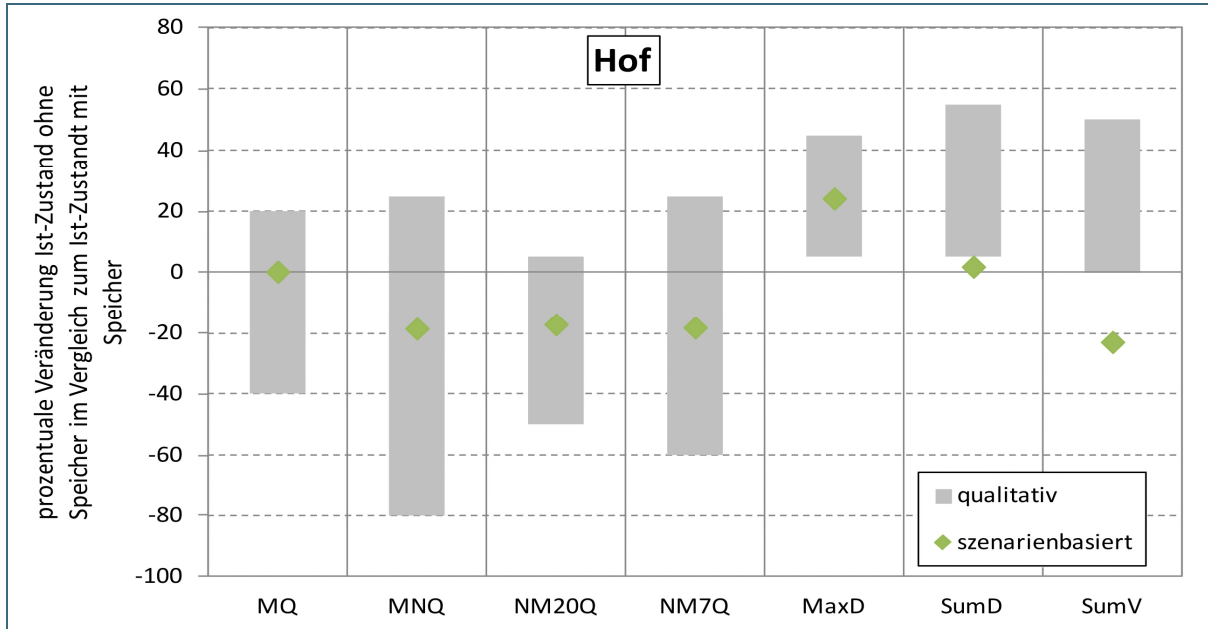


P.2 Einschätzung der Auswirkungen auf verschiedene Regionen innerhalb der beiden Pilotgebiete (vor Kenntnis wesentlicher Projektergebnisse zu Änderungssignalen)

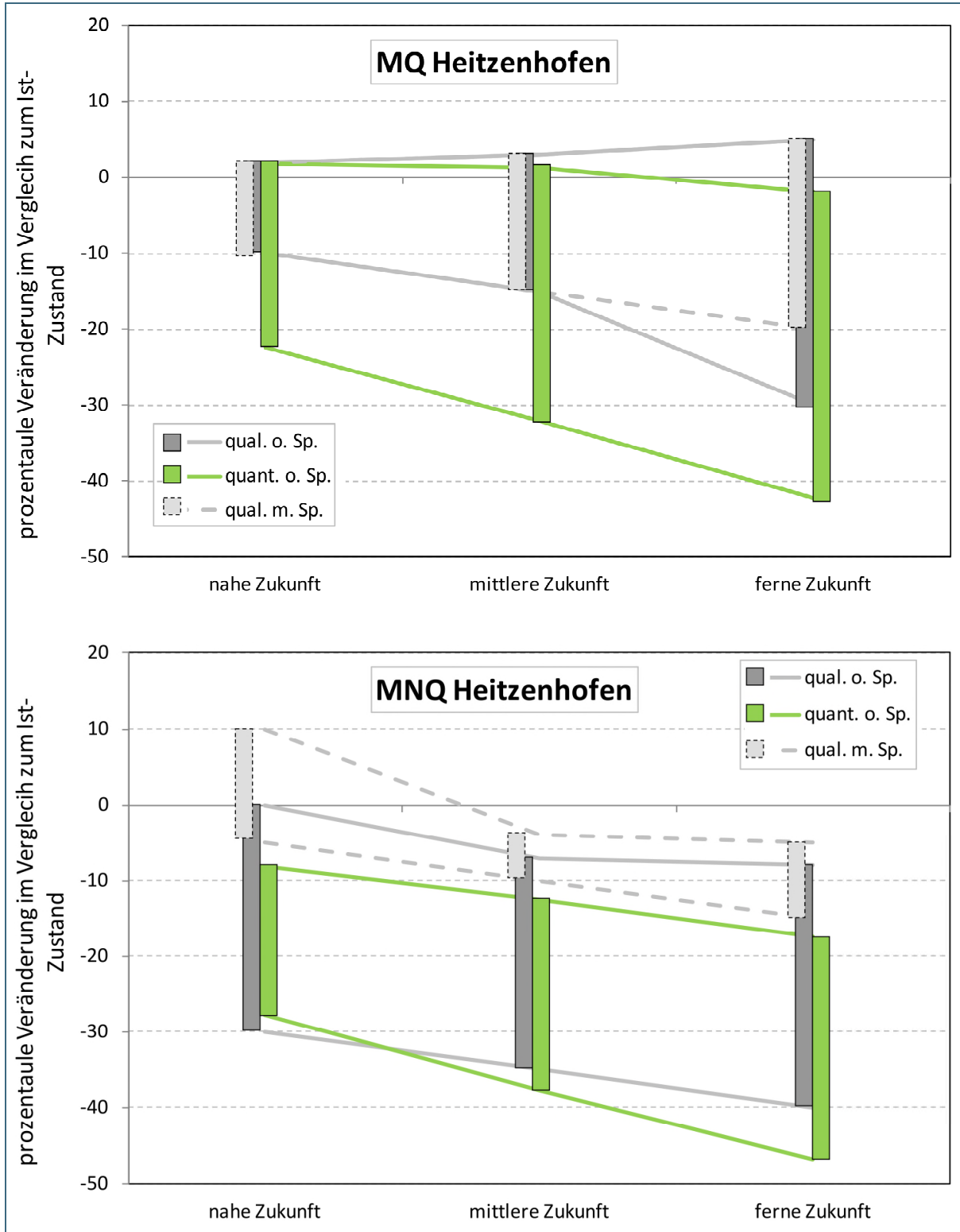
Anlage Q Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Ergebnisse



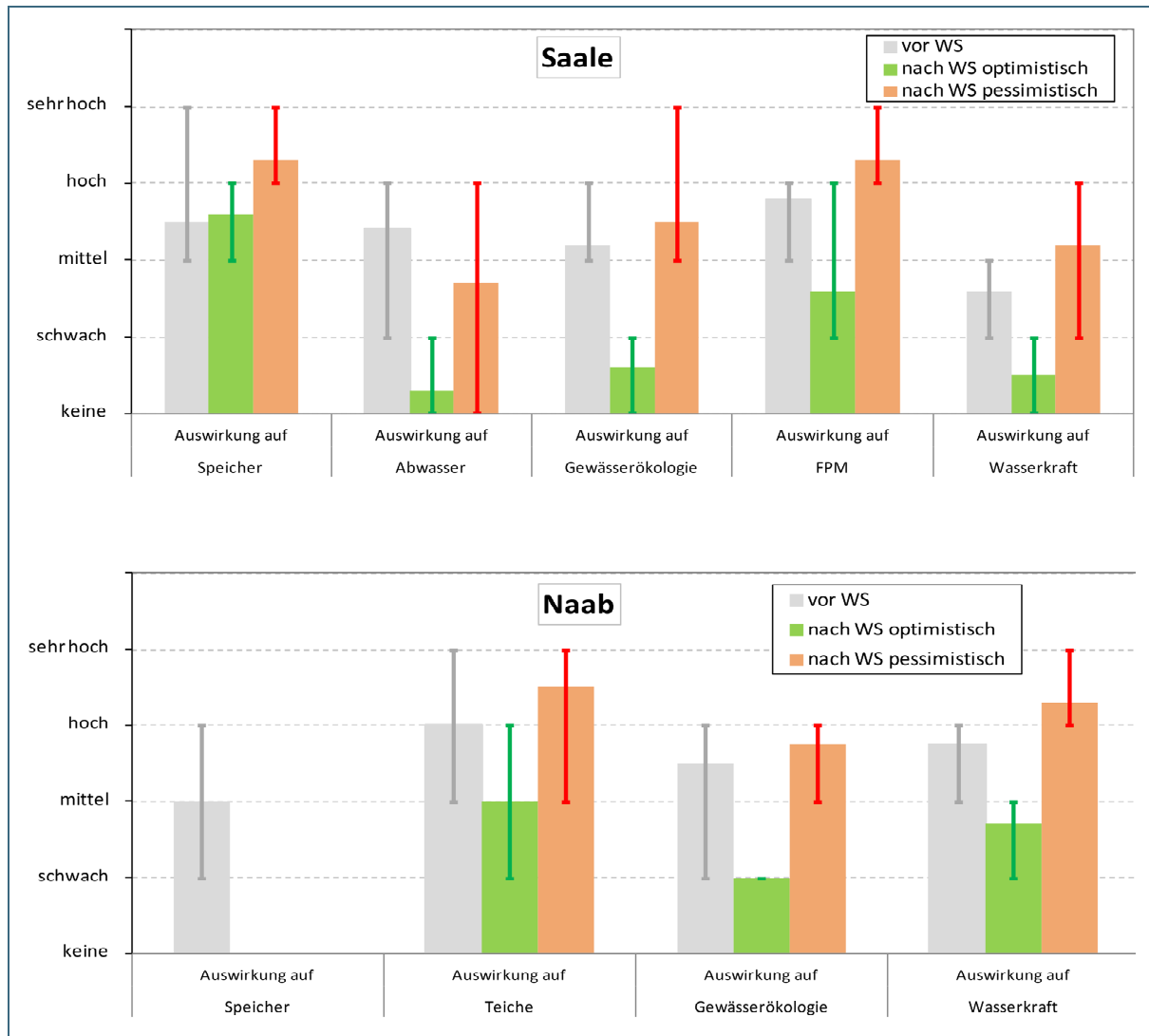
Q.1 Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Spannweite der zukünftigen prozentualen Veränderung des MQ und des MNQ am Pegel Hof mit und ohne Berücksichtigung des Förderitzspeichers. Achtung, Skalen unterschiedlich!



Q.2 Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Wirkung des Förmitzspeichers auf verschiedene Kennwerte am Pegel Hof im Ist-Zustand



Q.3 Vergleich der szenarienbasierten und der qualitativen Abschätzung der Spannweite der zukünftigen prozentualen Veränderung des MQ und des MNQ am Pegel Heizenhofen



Q.4 Vergleich der qualitativen Einschätzung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf verschiedene Nutzungen im Saale- und Naabgebiet vor Kenntnis wesentlicher szenarienbasierter Projektergebnisse zu Änderungssignalen und nach Kenntnis dieser Projektergebnisse

Anlage R Anpassungsmaßnahmen und mögliche Handlungsempfehlungen

Zur Erläuterung der einzelnen Tabellenspalten und Formatierungen siehe Hauptbericht, Kap.17.

R.1 Anpassungsmaßnahmen für die Speicherbewirtschaftung (nur Saalegebiet)

Speicher

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt			Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen	
				Wirksamkeit	Saale	Anwendung?		
1	2,33	L	Bewusstsein für Problematik schaffen Information und Sensibilisierung aller Akteure und der Öffentlichkeit	Wirksamkeit	1	n	nR	Die Frage ist, ob eine Information das Problem löst.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	3			
2	2,22	L	Vergroßerung des vorhandenen Stauraums Anpassung des Freibords, Erhöhung des Damms, Vergrößerung der Vor-sperre	Wirksamkeit	2	n	R	
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
3	2,17	L	Kombinierte Steuerung vorhandener Speicher Verbundbewirtschaftung, Naabgebiet: z.B. Kopplung der Steuerung des Eixendorfer Sees mit der Steuerung der Kopfspeicher, Saalegebiet: z.B. Koordinierung mit Untreusee	Wirksamkeit	1	n		Zu wenig Kapazitäten im Untreusee, Freizeitnutzung gefährdet.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	3			
3	2,17	L	Zusätzlicher technischer Wasserrückhalt Standorte für Rückhalteräume und Speicher prüfen, ggfs. Flächenerwerb, Bau der Anlagen	Wirksamkeit	3	n		Rückhalteraum vor Stadt Rehau möglich.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
5	1,83	L	Optimierte Bewirtschaftung: Adaptives Management Management für multifunktionale Nutzung des Speichers entwickeln, z.B. unter Nutzung eines Bewirtschaftungsmodells	Wirksamkeit	2	n	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	3			
5	1,83	L	Wasserrückhalt in den Auen optimieren Reaktivierung von Auen mit Lateral- und Temporärgewässern, z.B. Wiedervernässung von Feuchtgebieten, Deichrückverlegung	Wirksamkeit	1	n	nR	Technisch möglich (hoch), jedoch Flächen in dritter Hand (kein Verkauf).
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	3			
7	1,67	L	Optimierte Bewirtschaftung: Dynamisierung dynamische Aufhöhungsziele/Stauziele prüfen und umsetzen	Wirksamkeit	2	n	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
8	1,22	L	Abwassermanagement im Einzugsgebiet Versickerung von Dachflächen und Hofentwässerungen, Trennkanalisation und Regenwasserbewirtschaftung, Entsiegelung	Wirksamkeit	2	n		wenig versickerungsfähiger Boden. Ausbau in Mischkanalisation liegt vor.
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	0			

R.2 Anpassungsmaßnahmen für die Abwassereinleitung (nur Saalegebiet)

Abwasser

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Saale	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
1	2,67	L	Verbesserung der Belastung seitens der Einleiter Umsetzung einer Vorreinigung durch relevante Industrieinleiter	Wirksamkeit	3	j	nR	Es wäre alles möglich, wenn der Abwasserverband sich einig wäre und es keine politischen Einflüsse gäbe.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
2	2,33	L	Verbesserung der Belastung seitens des Einleiters Verbesserung der Klärung in der Kläranlage	Wirksamkeit	3	j	nR	Ausbau der 3. Reinigungsstufe (Oxidation schwer abbaubares CSB)
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			
2	2,33	L	Wasserrückhalt in den Auen optimieren Reaktivierung von Auen mit Lateral- und Temporärgewässern, z.B. Wiedervernässung von Feuchtgebieten, Deichrückverlegung	Wirksamkeit	2	n	nR	Technisch möglich, jedoch Flächenerwerb schwierig.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	1,33	L	Abwassermanagement im Einzugsgebiet Versickerung von Dachflächen u. Hofentwässerungen, Trennkanalisation und Regenwasserbewirtschaftung, Entsiegelung	Wirksamkeit	3	n	nR	Boden nicht versickerungsfähig, Mischkanalisation nicht umrüstbar.
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	0			
5	-	L	Überprüfung des Mindestabflusses Überprüfung, Dynamisierung des Mindestabflusses	Wirksamkeit	-	n		?
				technische Realisierbarkeit	-			
				finanzielle Realisierbarkeit	-			

R.3 Anpassungsmaßnahmen für die Gewässerökologie (Sortierung nach Rangfolge für das Saalegebiet)

Ökologie – Wassertemperatur (1/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Saale	Naab	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
1	2,44	L	Gewässerunterhaltung Möglichkeiten im Rahmen der Gewässerunterhaltung nutzen	Wirksamkeit	2	2	j	nR	
4	2,33			technische Realisierbarkeit	3	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	3	2			
2	2,33	L	Vergrößerung von Mindestwasserabflüssen Festlegung bzw. Überprüfung von Restwassermengen bei Ausleitungsstrecken und von Niedrigwasseraufhöhungszielen	Wirksamkeit	2	3	n	nR	Saale: Altrechte teilweise vorhanden, finanzieller Verlust Dritter
1	2,69			technische Realisierbarkeit	3	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2	3			
2	2,33	L	Erhaltung/Wiederherstellung der Durchlässigkeit Wiederbesiedelung nach Extremereignissen ermöglichen, z.B. durch neue bzw. an zukünftiges Niedrigwasser angepasste Fischaufstiegsanlagen	Wirksamkeit	3	3	n	nR	Naab: Wiederholung von Extremereignissen wahrscheinlich
4	2,33			technische Realisierbarkeit	3	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	2			
4	2,22	L	Gewässerstrukturverbesserungen Stauhaltungen/Verweilzeit reduzieren, Rückstaubereiche an Querbauwerken verkürzen	Wirksamkeit	2	3	j	nR	Saale: Technisch realisierbar, jedoch meist nicht umsetzbar wegen Nutzung durch Dritte Naab: Problem, dass evtl. mit Absenkungen auch Sedimente mobilisiert werden. Zielführend wenn dauerhafte Absenkung
9	1,67			technische Realisierbarkeit	3	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	2	1			
5	2,17	L	Wasserrahmenrichtlinie Forcierung der Umsetzung der Maßnahmenprogramme	Wirksamkeit	2	3	j	nR	Naab: finanzielle Realisierbarkeit: Priorisierung je nach verfügbaren Mitteln, Gewässer III in der Hand der Gemeinden.
2	2,60			technische Realisierbarkeit	3	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2	2			
6	2,00	L	Förderung der Beschattung Uferstrandstreifen	Wirksamkeit	2	3	j	nR	Naab: Ziel ist aber keine „Grünverrohrung“, ggf. auch Abgleich mit Natura2000.
3	2,42			technische Realisierbarkeit	3	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	2			
6	2,00	L	Gewässerqualitätswarndienst Koordination von Akutmaßnahmen bei Niedrigwasser	Wirksamkeit	2	2	j	nR	Naab: Mögliche Maßnahmen in der Wirkung begrenzt.
6	2,00			technische Realisierbarkeit	2	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2	2			

Fortsetzung: Anpassungsmaßnahmen für die Gewässerökologie (Sortierung nach Rangfolge für das Saalegebiet)

Ökologie – Wassertemperatur (2/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt			Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
				Saale	Naab				
6	2,00	L	Reduktion der Belastung durch Teichablass Vorbeugende Maßnahmen bei Abfischen von Teichen	Wirksamkeit	3	2	n	nR	Saale: Minimierung der Erosion, Temperatureinfluss geringer; Naab: Abfischung der Teiche erst im Herbst, wenn T _{max} nicht mehr erreicht wird; Aussagen gelten bezüglich der Errichtung von Absetzbecken hinter Teichen. Bewirtschaftungsänderungen sind möglich (Füttern vor dem Mönch zum Freihalt der Abfischgrube (Schlamm), andere Maßnahmen z.B. langsames Abfischen sind nicht möglich, da das Tierwohl gefährdet wird.
11	1,00			technische Realisierbarkeit	2	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	0			
9	1,44	L	Erhöhung des Sauerstoffeintrag Turbinenbelüftung	Wirksamkeit	2	1	n	nR	Saale: Sauerstoffeintrag durch Turbinen sehe ich als wenig sinnvoll, da durch den Staubereich davor mehr ausgetragen wird, Fließbereiche sinnvoller Naab: Kleine Wasserkraftanlagen haben diese Technik in der Regel nicht. Unklar, ob Nachrüstung möglich ist, evtl. Förderprogramm möglich.
10	1,50			technische Realisierbarkeit	1	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	2			
10	1,33	L	Umsiedlung von Organismen Fischbestandsbergungen aus gefährdeten Gewässerabschnitten	Wirksamkeit	1	1	n	nR	Naab: Neben schwieriger Realisierbarkeit evtl. Schaden größer als der Nutzen.
12	0,93			technische Realisierbarkeit	2	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	1			
11	0,67	K/L	Abwassermanagement im Einzugsgebiet Versicherung von Dachflächen und Hofentwässerungen, Trennkanalisation und Regenwasserbewirtschaftung	Wirksamkeit	1	2	n	nR	
8	1,83			technische Realisierbarkeit	1	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	0	2			
-	-	L	Weitere Maßnahme Zusätzliche Phosphor-Fällung in Kläranlagen	Wirksamkeit		2	n	nR	
6	2,00			technische Realisierbarkeit		2			
				finanzielle Realisierbarkeit		2			
Weitere Anmerkungen:			Es fehlt der Aspekt „rechtliche Verwaltungstechnische Realisierbarkeit“, denn selbst wenn technisch und finanziell realisierbar, scheitert vieles am „Widerstand“ von Betroffenen, Verbänden, etc.						

R.4 Anpassungsmaßnahmen für die Flussperlmuschelbestände (nur Saalegebiet)

Ökologie – Flussperlmuschel (1/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Saale	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
1	2,67	L	Umsiedlung von Organismen Besatz mit Bachforellen	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
1	2,67	K/L	Umsiedlung von Organismen Bergungen aus gefährdeten Gewässerabschnitten	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
1	2,67	L	Bestandspflege halbnatürliche/künstliche Vermehrung	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,33	L	Reduktion des Sedimentgehalts Planung/ Vergrößerung von Rückhaltebecken an Flussperlmuschel-Gewässern	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,33	L	Verringerung diffuser Einträge und Erosion Veränderung der Bodenbearbeitung, Extensivierung, z.B. Bedarfsermittlung für Düngemittel und Ausbringung durch Injektionsverfahren, gewässerschonende Fruchtfolge	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,33	L	Reduktion der Belastung durch Teichablass Vorbeugende Maßnahmen beim Abfischen von Teichen	Wirksamkeit	3	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,33	L	Förderung der Beschattung Uferrandstreifen	Wirksamkeit	2	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			

Fortsetzung: Anpassungsmaßnahmen für die Flussperlmuschelbestände (nur Saalegebiet)

Ökologie – Flussperlmuschel (2/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Saale	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
4	2,33	K	Frischwassereinleitung Akutmaßnahme	Wirksamkeit	3	j	nR	Es gibt bereits zwei Stellen für NW-Einleitungen, in kritischen Zeiträumen steht zu wenig Wasser zur Aufhöhung zur Verfügung.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
9	2,00	L	Abwassermanagement im Einzugsgebiet Versickerung von Dachflächen und Hofentwässerungen, Trennkanalisation und Regenwasserbewirtschaftung	Wirksamkeit	3	j	nR	insbesondere Salze sind zurückzuhalten
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
9	2,00	L	Erhaltung/Wiederherstellung der Durchlässigkeit für Wirtsfisch Bachforelle	Wirksamkeit	2	j	nR	Bachforellen (keine großen Wanderfische) werden eingesetzt
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
11	1,67	L	Gewässerstrukturverbesserungen Stauhaltungen/Verweilzeit reduzieren, Rückstaubereiche an Querbauwerken verkürzen	Wirksamkeit	1	j	nR	Stauhaltungen unterhalb der Flussperlmuschel-Bestände
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
11	1,67	L	Verringerung diffuser Einträge und Erosion Uferrandstreifen	Wirksamkeit	1	j	nR	Uferrandstreifen bringen nicht viel (zu klein), Erosion kommt von weit weg über Seitengraben.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
11	1,67	K/L	Gewässerqualitätswarndient Koordination von Akutmaßnahmen bei Niedrigwasser	Wirksamkeit	2	j	nR	
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			

R.5 Anpassungsmaßnahmen für die Teichwirtschaft (nur Naabgebiet)

Teichwirtschaft (1/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Naab	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
1	2,67	L	Weitere Maßnahme Auflassung von Teichen, wenn Standort ungeeignet	Wirksamkeit	3	j		
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
2	2,39	L	Reduktion von Besatzdichten	Wirksamkeit	3	j		Klimatisch angemessene Besatzdichte sollte gute fachliche Praxis sein. Diese in Zukunft evtl. auch anpassen.
				technische Realisierbarkeit	3			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
3	2,33	L	Verringerung von Nährstoff und Sedimenteintrag Rückhalt von Eintrag durch Starkregen außerhalb der Teiche	Wirksamkeit	3	j		Wichtig: Erosionsschutz auch an Hotspots im "Binnenland" abseits der Gewässer.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,27	L	Beschattung natürliche und künstliche Beschattung	Wirksamkeit	3	n		Auswirkung stark abhängig von der Teichgröße
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
4	2,27	L	solare Belüftungsmöglichkeiten	Wirksamkeit	2	(j)		O ₂ -Zerrung in den frühen Morgenstunden am höchsten. Deshalb Belüftung in der Nacht mittels Speicherbatterien notwendig; im Augenblick in der Entwicklung, ich denke, dass es hier bald vernünftige Lösungen vor allem für kleine Teiche geben wird.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
6	2,25	L	künstliche Belüftung/Begasung Anreicherung mit Luftsauerstoff oder technischem Reinsauerstoff	Wirksamkeit	3	(j)		technisch relativ leicht machbar, aber finanzieller Aufwand, eher im Einzel-/Akutfall denkbar, weniger über längeren Zeitraum; in Verbindung mit solarer Energie ist zukünftig eine Umsetzung wohl eher möglich.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
7	2,17	L	Umsiedlung von Organismen Bergungen aus gefährdeten Teichen	Wirksamkeit	3	j		Wohin dann?; Reine Notfallmaßnahme!; bei Notabfischungen müssen alle Tiere geborgen werden, ich gehe hier von Notabfischung aus.
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			

Fortsetzung: Anpassungsmaßnahmen für die Teichwirtschaft (nur Naabgebiet)

Teichwirtschaft (2/2)

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Naab	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
8	2,10	L	Polykulturen/angepasste Arten Nutzung unempfindlicherer Arten/Gemeinschaften	Wirksamkeit	2	n		
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
9	2,00	L	Speicherung des gesamten Winterniederschlags z.B. durch Erhöhung von Teichbegrenzungen	Wirksamkeit	3	j		Nur in Einzelfällen möglich. Problem der HW-Sicherheit. DIN 19700 beachten!; Erhöhung der Teichdämme
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			
10	1,84	L	Integriertes Management Bewirtschaftungspläne unter Einbeziehung aller Akteure	Wirksamkeit	3	n		
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			
11	1,83	L	Elektrifizierung zur Notbelüftung Voraussetzung für Akutmaßnahme	Wirksamkeit	3	(j)		
				technische Realisierbarkeit	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			
12	1,67	L	Vertiefung der Teiche Größeres Wasservolumen zur Verringerung der Erwärmung	Wirksamkeit	3	n	R	Nur in Einzelfällen möglich. DIN 19700 beachten! Evtl. in Verbindung mit Mönchumbau sinnvoll zur Abgabe von kühleren Tiefenwasser.
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			
13	1,42	L	Zufuhr von Frischwasser Erhöhung des Wasseraustauschs	Wirksamkeit	3	n		Bei Niedrigwasser-Verhältnissen ggf. kein zusätzliches Wasser zur Einspeisung verfügbar; Stark abhängig vom Wasserdargebot. Zielkonflikt mit Fließgewässer/Grundwasser. Bei Wassermangel Zufuhr von Frischwasser in den Hälterungen nach der Abfischung zukünftig evtl. immer wichtiger
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	1			
14	1,41	L	Mehrfachnutzung der Teiche z.B. in Kooperation mit Landwirtschaft als Bewässerungsteiche	Wirksamkeit	1	n		Vorteil zwar für Landwirtschaft, aber Nutzungsdruck für sowieso schon übernutzte Teiche steigt zusätzlich; Zielkonflikt, dass Bewässerung gerade in den trockenen und warmen Sommermonaten notwendig wäre.
				technische Realisierbarkeit	1			
				finanzielle Realisierbarkeit	2			

R.6 Anpassungsmaßnahmen für die Wasserkraft (Sortierung nach Rangfolge für das Naabgebiet)

Wasserkraft

Rang	Note	Typ	Maßnahme	Bewertungsaspekt	Saale	Naab	Anwendung?	Regret?	Anmerkungen / Spezifizierungen / Einschränkungen
1	2,67	L	Weitere Maßnahme Qualifizierter Rückbau unrentabler, kleiner Anlagen	Wirksamkeit		3	n		Naab: insbesondere an sensiblen Gewässerstrecken und an den Oberläufen.
-	-			technische Realisierbarkeit		3			
				finanzielle Realisierbarkeit		2			
2	2,56	L	Optimierung des Speichermanagements Berücksichtigung der Wasserkraftanlagen im Speichermanagement	Wirksamkeit	1	3	n		Saale: ist in der Regel vorhanden Naab: Beantwortung nur in Bezug der Talsperren Eixendorfer Speicher, Perlsee, Silbersee. Wasserkraftanlagen hier nicht relevant.
4	1,33			technische Realisierbarkeit	2	2			
				finanzielle Realisierbarkeit	1	3			
3	2,50	L	Restwassermengen Überprüfung/Anpassung von Restwassermengen	Wirksamkeit	1	2	j		Saale: Die Wasserkraftbesitzer wollen kein Restwasser abgeben Naab: bei vielen Anlagen (insbes. Altrechte) wird nach Überprüfung eher mehr Restwasserabgabe nötig sein aus ökologischen Gründen.
				technische Realisierbarkeit	3	3			
3	2,00			finanzielle Realisierbarkeit	2	3			
4	2,00	L	Regionalisierung von NW-Kennwerten Grundlage zur Abschätzung neuer/modernisierter Standorte	Wirksamkeit	0	2	n		Saale: Daten sind in der Regel aktuell.
				technische Realisierbarkeit	2	2			
5	1,00			finanzielle Realisierbarkeit	1	2			
5	1,50	L	Modernisierung/Nachrüstung bestehender Anlagen Nutzung von mehr Potential bei NW durch angepassten Ausbaugrad oder Turbinenwirkungsgrad	Wirksamkeit	3	2	n		Saale: ist in der Regel vorhanden Naab: Bei den kleinen Wasserkraftanlagen ist ein Umbau bei derzeitigen Strompreisen nicht darstellbar.
				technische Realisierbarkeit	3	2			
1	2,33			finanzielle Realisierbarkeit	1	1			
6	1,44	L	Gestaffelte Maschinengruppen einsetzen Maschinengruppen mit gestaffelten Ausbaugraden	Wirksamkeit	3	2	n		Saale: ist vorhanden Naab: Bei den kleinen Wasserkraftanlagen ist ein Umbau bei derzeitigen Strompreisen nicht darstellbar.
				technische Realisierbarkeit	3	1			
1	2,33			finanzielle Realisierbarkeit	1	1			

