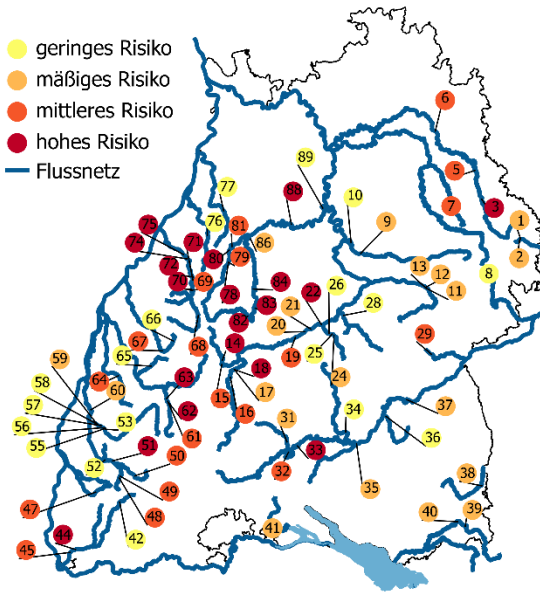
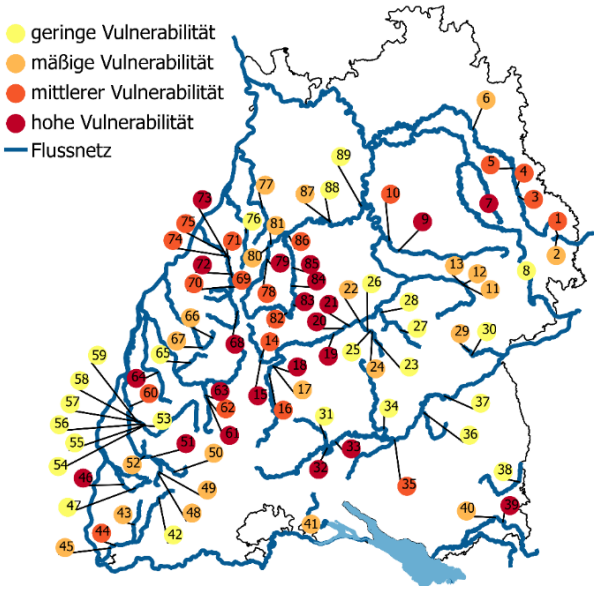
Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Caroline Siebert

Analyse des Dürrerisikos für den Wasserkraftsektor in Baden-Württemberg





Masterarbeit unter der Leitung von Dr. Veit Blauhut

Freiburg i. Br., Oktober 2018

Professur für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Caroline Siebert

Analyse des Dürrerisikos für den Wasserkraftsektor in Baden-Württemberg

Referent: Dr. Veit Blauhut

Korreferentin: Prof. Dr. Kerstin Stahl

Freiburg i. Br., Oktober 2018

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich die Möglichkeit nutzen, all denjenigen zu danken, die durch ihre fachliche, aber auch persönliche Unterstützung wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Ich danke Herrn Dr. Veit Blauhut und Frau Prof. Dr. Kerstin Stahl für die Vergabe dieses Themas und die Übernahme des Referats, bzw. Korreferats, aber besonders für die Betreuung, die fachliche Unterstützung und die wertvollen Anregungen und Diskussionen.

Für die vielen methodischen Tipps und die Hilfestellung zu unterschiedlichen R-Fragen, möchte ich mich bei Herrn Dr. Michael Stölzle bedanken.

Des Weiteren danke ich Herrn Wagner für die Durchführung des Pre-Tests, für die kritische Betrachtung der Umfrage und die Verbesserungsvorschläge.

Insbesondere gilt mein Dank Herrn Baum und Herrn Rost von der EnBW für die Bereitstellung kraftwerksspezifischer Daten und die Beantwortung technischer und methodischer Fragen. Zudem möchte ich mich bei Herrn Kreuz, Herrn Dennenmoser und Herrn Raisch bedanken, für ihre Auskunft über die Betriebsweise ihrer Wasserkraftanlagen und zu weiteren technischen Fragestellungen.

Ein besonderes Dankeschön gilt allen Wasserkraftbetreibern, die an dieser Umfrage teilnahmen, ihr Wissen und ihre Expertise zur Verfügung stellten und somit einen entscheidenden Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit beitrugen.

Mein Dank gebührt auch meiner Familie, meinen Freunden und meinem Freund Daniel für die großartige Unterstützung auf meinem bisherigen Weg. Für das Korrekturlesen meiner Arbeit und die kritischen Anmerkungen zum Inhalt, zu Formulierungen und Grafiken, danke ich von Herzen Johanna und Daniel.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen im Text V

Verzeichnis der Karten im Text VI

Verzeichnis der Tabellen im Text VII

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang VIII

Verzeichnis der Tabellen im Anhang VIII

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole IX

Zusammenfassung XI

Abstract XIII

1 Einleitung 1

2 Stand des Wissens 3

2.1 Dürrerisikoanalyse 3

2.1.1 Dürredefinition und Dürrekategorien 3

2.1.2 Dürreindikatoren und Indizes 4

2.1.3 Dürreauswirkungen 5

2.1.4 Dürrekomponenten und Dürrerisiko 6

2.1.5 Methoden der Dürrerisikoanalyse 8

2.2 Wasserkraft 10

2.2.1 Wasserkraft in Deutschland und Baden-Württemberg 10

2.2.2 Technische Grundlagen 10

2.2.3 Systematisierung von Wasserkraftanlagen 14

2.2.4 Niedrigwasserkennwerte in der Wasserwirtschaft 16

2.3 Untersuchungen zu Dürre im Wasserkraftsektor 17

3 Forschungsfragen und Zielsetzung 21

4 Methode 23

4.1 Angewandte Definitionen 23

4.2 Online-Umfrage 24

4.2.1 Ermittlung der Wasserkraftbetreiber 24

4.2.2 Konzipierung der Umfrage 24

4.2.3 Durchführung der Umfrage 25

4.2.4 Datenaufbereitung 26

4.3 Berechnung des Dürrerisikos ... 26

4.4 Identifizierung und Berechnung der Vulnerabilitätsfaktoren ... 30
4.4.1 Sensitivitätsfaktoren ... 30
4.4.2 Anpassungsfähigkeit ... 32

4.5 Statistische Auswertung ... 32
4.5.1 Niedrigwasserkennwerte ... 33
4.5.2 Kategoriale Vulnerabilitätsfaktoren ... 33
4.5.3 Kontinuierliche Vulnerabilitätsfaktoren ... 33
4.5.4 Identifizierung der einflussreichsten Vulnerabilitätsfaktoren ... 34

4.6 Vulnerabilitätsbewertung ... 35

4.7 Abflussszenarien ... 35

5 Ergebnisse ... 36

5.1 Ergebnis der Online-Umfrage ... 36

5.2 Berechnetes Dürrerisiko ... 37
5.2.1 Analyse der realen Leistungen ... 37
5.2.2 Vergleich der berechneten und realen Leistungen ... 37
5.2.3 Vergleich des berechneten und realen RAV ... 39
5.2.4 Prozentuale Abweichung der Stromproduktion ... 40

5.3 Sensitivitätsfaktoren ... 42
5.3.1 Abflussvariabilität ... 42
5.3.2 Ausbaugrad ... 44
5.3.3 Kraftwerkstyp ... 45
5.3.4 Turbinentyp ... 46
5.3.5 Installierte Leistung ... 47
5.3.6 Wassernutzung im Oberlauf ... 49
5.3.7 Physikalische Sensitivitätsfaktoren ... 51

5.4 Anpassungsfähigkeit ... 55
5.4.1 Mitglied in einem Verband/ in einer Interessensgemeinschaft ... 55
5.4.2 Nutzung von Monitoring und Informationssystemen ... 56
5.4.3 Maßnahmen zur Risikovorsorge ... 60
5.4.4 Risikobewusstsein ... 62

5.5 Identifizierte einflussreiche Vulnerabilitätsfaktoren ... 67

5.6 Vulnerabilitätsbewertung ... 68

5.7 Abflussszenarien ... 69

6 Diskussion ... 72

6.1 Online Umfrage ... 72
6.1.1 Methode ... 72
6.1.2 Ergebnisse ... 73

6.2 Berechnung des Dürrerisikos ... 73
6.2.1 Methode ... 73
6.2.2 Analyse der realen Leistungen ... 75
6.2.3 Vergleich der berechneten und realen Leistungen ... 76
6.2.4 Vergleich des berechneten und realen RAV ... 76
6.2.5 Prozentuale Abweichungen der Stromproduktion ... 77

6.3 Statistische Auswertung ... 78

6.4 Sensitivitätsfaktoren ... 79
6.4.1 Abflussvariabilität ... 79
6.4.2 Ausbaugrad ... 80
6.4.3 Kraftwerkstyp ... 80
6.4.4 Turbinentyp ... 81
6.4.5 Installierte Leistung ... 82
6.4.6 Physikalische Sensitivitätsfaktoren ... 82

6.5 Anpassungsfähigkeit ... 84

6.6 Bestimmung einflussreicher Vulnerabilitätsfaktoren ... 85

6.7 Vulnerabilitätsbewertung ... 86

6.8 Abflussszenarien ... 87

7 Synthese der Risiko- und Vulnerabilitätsanalyse ... 89

8 Schlussfolgerung ... 91

9 Literaturverzeichnis ... 93

Anhang ... 100

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbildung 1.1: Anteile der einzelnen erneuerbaren Energien am gesamten, durch erneuerbare Energien produzierten, Bruttostrom (Stand 2016). Abgeändert nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2017). 2

Abbildung 2.1: Schematische Darstellung verschiedener Dürrekategorien und deren zeitliche Abfolge. Abgeändert nach Bernhofer et al. (2015) und Wilhite und Glantz (1985). 4

Abbildung 2.2: Komponenten von Dürren abgeändert nach Wilhite (2000). 6

Abbildung 2.3: Systemaufbau einer Wasserkraftanlage. An den Bilanzpunkte ① bis ⑤ finden jeweils Energieumwandlungsprozesse statt (Aufleger et al., 2014). 11

Abbildung 2.4: Einsatzbereiche unterschiedlicher Wasserturbinen in Abhängigkeit der Fallhöhe und des Abflusses nach Quaschning (2007). 13

Abbildung 2.5: Systematisierung von Wasserkraftanlagen nach der Druckhöhe, der Betriebsweise und dem Funktionsprinzip. Abgeändert nach Aufleger et al. (2014) und Giesecke et al. (2014). 14

Abbildung 2.6: Schema eines Flusskraftwerkes (Laufwasserkraftwerk) mit Fischpass (Umgehungsgewässer) (Aufleger et al., 2014). 15

Abbildung 2.7: Schema eines Niederdruck-Ausleitungskraftwerks (Laufwasserkraftwerk) (Aufleger et al., 2014). 15

Abbildung 2.8: Schema eines Talsperrenkraftwerkes (Speicherkraftwerk) (Aufleger et al., 2014). 15

Abbildung 2.9: Schema der Funktionsweise eines Pumpspeicherkraftwerkes (Aufleger et al., 2014). 15

Abbildung 4.1: Angewandtes Schema zur Berechnung des Dürrerisikos. Abgeändert nach Wilhite (2000). 23

Abbildung 4.2: Verwendete Komponenten der Vulnerabilität für die Vulnerabilitätsbewertung. Abgeändert nach Fontaine und Steinemann (2009). 23

Abbildung 4.3: Wirkungsgradverlauf einzelner Turbinen in Abhängigkeit des normierten Abflusses (Aufleger et al., 2014). 29

Abbildung 5.1: Übersicht über die stündlich erzeugten realen Leistungen [kW]. 37

Abbildung 5.2: Übersicht über die stündlich erzeugten realen Leistungen [kW] und die berechneten Leistungen [kW] mit dem jeweiligen maximalen Gesamtwirkungsgrad sowie mit dem Wirkungsgrad in Abhängigkeit des normierten Abflusses nach Quaschning (2007). 38

Abbildung 5.3: Scatterplot der realen und berechneten Regelarbeitsvermögen [100 x MWh/a] (logarithmierte Achsen) von 71 Wasserkraftanlagen mit Regressionsgerade und 1:1 Vergleichslinie. 39

Abbildung 5.4: Prozentuale Abweichung der Jahresarbeit zum Regelarbeitsvermögen aller Standorte (oben). Hervorgehoben und detailliert dargestellt sind die vier stärksten Dürrejahre des 21. Jahrhunderts (unten). 41

Abbildung 5.5: Gegenüberstellung der prozentualen Abweichungen und der Unterschreitungstage einiger Wasserkraftstandorte. Die in grau dargestellten Abweichungen stehen für positive Abweichungen (Gewinn), die in schwarz gehaltenen Abweichungen für negative Abweichungen (Verlust). 43

Abbildung 5.6: Varianzkoeffizienten der 79 Wasserkraftstandorte für das Dürrejahre 2011 sowie die berechnete Regressionsgerade. 44

Abbildung 5.7: Scatterplot der Ausbaugrade gegenüber der prozentualen Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 und die berechnete Regressionsgerade. 45

Abbildung 5.8: Einteilung der Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 in die Kraftwerkstypen Ausleitungs- und Flusskraftwerke. 46

Abbildung 5.9: Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 gruppiert nach Turbinentypen. 47

Abbildung 5.10: Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Wassernutzung im Oberlauf. 49

Abbildung 5.11: Scatterplot der standortbezogenen, jährlichen klimatischen Wasserbilanz gegenüber den Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 mit der berechneten Regressionsgerade. 54

Abbildung 5.12: Prozentuale Darstellung der Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Mitgliedschaft in einem Verband/ einer Interessensgemeinschaft. 55

Abbildung 5.13: Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen. 57

Abbildung 5.14: Maßnahmen zur Risikovorsorge (NW-Management: Niedrigwassermanagement). 62

Abbildung 5.15: Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren. 64

Abbildung 5.16: Prozentuale Abweichung des RAV vom aktuellen RAV für unterschiedliche Abflussszenarien und die über Zu- bzw. Abnahme des RAV entscheidenden Faktoren. 70

Verzeichnis der Karten im Text

Karte 5.1: Räumliche Verteilung der zur Verfügung stehenden Wasserkraftanlagen. 36

Karte 5.2: Stromproduktionsabweichungen [%] gegenüber dem RAV im Jahr 2011. 42

Karte 5.3: Dürrerisiko im Dürrejahr 2011, abgeleitet von den Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011. 42

Karte 5.4: Korrelationskoeffizienten der Korrelation zwischen der jährlichen prozentualen Abweichung und den jährlichen Unterschreitungstagen für alle 89 Standorte. 44

Karte 5.5: Ausbaugrade der Wasserkraftanlagen. 45

Karte 5.6: Räumliche Verteilung der insgesamt 89 WKAs unterteilt nach Ausleitungs- und Flusskraftwerke. 46

Karte 5.7: Räumliche Verteilung der insgesamt 89 WKAs unterteilt nach Turbinentypen. 47

Karte 5.8: Räumliche Verteilung der installierten Leistungen [kW]. 48

Karte 5.9: Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Wassernutzung im Oberlauf. 50

Karte 5.10: Physikalische Sensitivitätsfaktoren einerseits bestimmt aus den standortspezifischen Polygonen und andererseits unter Berücksichtigung der Einzugsgebietseigenschaften. 52

Karte 5.11: Jährliche klimatische Wasserbilanz [mm] der 89 Wasserkraftstandorte bestimmt aus den standortspezifischen Polygonen (links) und berechnet aus den flächengewichteten Mitteln einzelner EZGs (rechts). 54

Karte 5.12: Räumliche Verteilung der Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Mitgliedschaft in einem Verband/ einer Interessensgemeinschaft. 55

Karte 5.13: Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen. 58

Karte 5.14: Fortsetzung der Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen. 59

Karte 5.15: Maßnahmen zur Risikovorsorge (NW-Management: Niedrigwassermanagement). 61

Karte 5.16: Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren. 65

Karte 5.17: Fortsetzung der Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren. 66

Karte 5.18: Vulnerabilität unterschiedlicher Wasserkraftstandorte. 68

Karte 5.19: prozentuale Abweichung des RAV vom aktuellen RAV für vier unterschiedliche Abflussszenarien (5%, 15%, 25% und 30% Abflussumverteilung). 71

Karte 7.1: Räumliche Darstellung der Ergebnisse der Risikoanalyse (links) und der Vulnerabilitätsbewertung (rechts). 90

Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 2.1: Übersicht über Studien zu klimabedingten Auswirkungen auf den Wasserkraftsektor. 18

Tabelle 4.1: Übersicht über die verwendeten Parameterwerte für die Bestimmung des Turbinenwirkungsgrades in Abhängigkeit des normierten Abflusses (Aufleger et al., 2014; Giesecke et al., 2014; Quaschning, 2007). 28

Tabelle 5.1: Übersicht über den ermittelten Einfluss unterschiedlicher Vulnerabilitätsfaktoren auf die Stromproduktion im Dürrejahr 2011 (+++ starker Einfluss; ++ mittelstarker Einfluss; + schwacher Einfluss; 0 kein Einfluss). 67

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

A-Abbildung 1: Gegenüberstellung der absoluten Abweichungen und der Unterschreitungstage der gesamten Wasserkraftstandorte. Die in grau dargestellten Abweichungen stehen für positive Abweichungen (Gewinn), die in schwarz gehaltenen Abweichungen für negative Abweichungen (Verlust). 105

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

A-Tabelle 1: Übersicht über die reale und berechnete Jahreszeit und mögliche Ursachen für die Überschätzung bzw. Unterschätzung der berechneten Jahresarbeit. 100

A-Tabelle 2: Fortsetzung der Übersicht über die reale und berechnete Jahreszeit und mögliche Ursachen für die Überschätzung bzw. Unterschätzung der berechneten Jahresarbeit. 101

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole

Abkürzung	Bedeutung	Einheit
ANOVA	Varianzanalayse; ANalysis Of VAriance	
CV	Varianzkoeffizient; Coefficient of Variation	
EDII	European Drought Impact report Inventory	
EZG	Einzugsgebiet	
f_a	Ausbaugrad	
g	Erdbeschleunigung	m/s^2
h_f	Fallhöhe	m
kW	Kilowatt, Einheit der Leistung	kW
kWh	Kilowattstunde, Einheit der elektrischen Arbeit	kWh
JA	Jahresarbeit	MWh/a
LR	Linearer Regression	
maxD	Summe aller aufeinanderfolgenden Unterschreitungstage einer Zeitspanne	d
MLR	Multiple Lineare Regression	
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss	m^3/s
MQ	mittlerer Abfluss	m^3/s
MW	Megawatt; Einheit der Leistung	MW
MWh	Megawattstunde, Einheit der elektrischen Arbeit	MWh
NMxQ	Niedrigster Mittelwert von x aufeinander folgenden Tagen einer Niedrigwasserperiode	m^3/s
η_q	Wirkungsgrad in Abhängigkeit des normierten Abflusses	
P	elektrische Leistung	kW; MW;
q	normierter Abfluss	
Q_a	Ausbaudurchfluss	m^3/s
Qnutz	nutzbarer Abfluss	m^3/s
R^2	Bestimmtheitsmaß	
RAV	Regelarbeitsvermögen	MWh/a
RF	Random Forest	
SPEI	Standardized Precipitation Evapotranspiration Index	
SPI	Standardized Precipitation Index	
sumD	Summe aller Unterschreitungstage in einer Zeitspann	d
TWh	Terrawattstunde; Einheit der elektrischen Arbeit	TWh
WKA	Wasserkraftanlagen	
WMO	World Meteorological Organization	
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie	
η	Gesamtwirkungsgrad	
η_T	Turbinenwirkungsgrad	
ρ_W	Dichte von Wasser	kg/m^3

Zusammenfassung

Die Klimaentwicklung der vergangenen Jahre und auch die Klimaprognosen belegen, dass Dürreperioden öfter auftreten und länger andauern und deshalb unterschiedliche Akteursgruppen mit vermehrten dürrebedingten negativen Auswirkungen rechnen müssen. Auch der Wasserkraftsektor war in den letzten Jahrzehnten von Stromproduktionseinbußen aufgrund von Dürren betroffen. Um dennoch die Klimaziele der Bundesregierung zu erreichen und den geplanten Ausbau erneuerbarer Energien zu vollziehen, ist es notwendig, das Dürrerisiko des Wasserkraftsektors zu minimieren. Das Dürrerisiko, bestehend aus den beiden Komponenten Naturgefahr und Vulnerabilität, ist schwer zu definieren und zu ermitteln, da Dürreschäden vielseitige Ursachen haben können. Ziel dieser Arbeit ist es deshalb, das Dürrerisiko des Wasserkraftsektors in Baden-Württemberg zu analysieren und mit Hilfe einer Vulnerabilitätsbewertung diejenigen Vulnerabilitätsfaktoren zu identifizieren, die als Ursache für die Dürreschäden genannt werden können. Das Dürrerisiko wurde dabei durch die Stromproduktionseinbußen in Dürrejahren bestimmt. Die Berechnung der Stromproduktion erfolgte mittels der Gleichung der elektrischen Leistung. Für die Vulnerabilitätsbewertung wurden Vulnerabilitätsfaktoren ermittelt und deren Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren durch lineare Regression, ANOVA und multiple Regression getestet. Zuletzt wurden unterschiedliche Abflussszenarien berechnet, um eine zukünftige Veränderung der Stromproduktion abschätzen zu können. Die Ergebnisse der Berechnung der Stromproduktion zeigen, dass die Gleichung der elektrischen Leistung nicht alle relevanten Faktoren der Stromproduktion durch Wasserkraft umfasst. Es kommt deshalb oftmals zu einer Über- bzw. Unterschätzung des Regelarbeitsvermögens. Dennoch konnten durch die Stromproduktionsabweichungen Gebiete mit hohem und geringerem Risiko identifiziert werden. Die Vulnerabilitätsbewertung identifizierte den kraftwerkspezifischen Vulnerabilitätsfaktor *Ausbaugrad* als wichtigsten Einfluss auf das Dürrerisiko. Zweit- und drittwichtigste Einflussfaktoren sind die physikalischen Faktoren *Abflussvariabilität* und *klimatische Wasserbilanz*. Der Anpassungsfähigkeit des Wasserkraftsektors bzw. der Wasserkraftbetreiber konnte kein signifikanter Einfluss auf das Dürrerisiko nachgewiesen werden. Durch Abflussveränderungen muss zukünftig sowohl mit einer gesteigerten, als auch mit einer reduzierten Stromproduktion gerechnet werden. Dabei sind Wasserkraftanlagen mit einer geringen installierten Leistung und einem geringen Ausbaugrad eher von Stromproduktionseinbußen betroffen, als Kraftwerke mit hoher installierter Leistung und hohem Ausbaugrad.

Stichworte: Dürreschäden, Dürrerisiko, Vulnerabilitätsfaktoren, Vulnerabilitätsbewertung, Wasserkraft, Stromproduktionsszenarien, Online-Umfrage, Baden-Württemberg

Abstract

Climate developments in recent years and climate forecasts indicate that periods of drought occur more frequently and last longer and that drought-related negative impacts are therefore likely to increase. The hydropower sector has also been affected by electricity production losses due to droughts in recent decades. However, in order to achieve the climate targets of the German government and to implement the planned expansion of renewable energies, it is necessary to minimize the drought risk of the hydropower sector. The drought risk, consisting of the two components natural hazard and vulnerability, is difficult to define and detect, as the impacts of drought are diverse and can have many causes. The aim of this work is therefore to analyse the drought risk of the hydropower sector in Baden-Württemberg and, by means of a vulnerability assessment, to identify those vulnerability factors which can be named as the root of the drought impacts. The drought risk was determined by the loss of electricity production in drought years. Electricity production was calculated using the equation of electrical power. For the vulnerability assessment, vulnerability factors were determined and their influences on the electricity production deviations in drought years were tested by linear regression, ANOVA and multiple regression. Finally, different discharge scenarios were calculated in order to estimate future changes in electricity production. The results of the electricity production calculation show that the equation of electrical power does not include all relevant factors of electricity production by hydropower; therefore, over- or underestimation of the standard capacity hast to be expected. Nevertheless, it was possible to identify areas with high and low drought risk due to the deviations in electricity production. The vulnerability assessment identified the power plant-specific vulnerability factor *degree of expansion* as the most important influence on the drought risk, followed by the physical factors *discharge variability* and *climatic water balance*. The adaptive capacity of the hydropower sector and the hydropower operators could not be proven to have a significant influence on the drought risk. Due to changes in discharge, increased and reduced electricity production has to be expected in future. Hydropower plants with a low installed capacity and a low degree of expansion are more likely to be affected by losses in electricity production than power plants with a high installed capacity and a high degree of expansion.

Keywords: drought impacts, drought risk, vulnerability factors, vulnerability assessment, hydropower, hydropower production scenario, Baden-Württemberg

1 Einleitung

Klimatische Veränderungen haben in der Vergangenheit vermehrt zu extremen Wetterereignissen geführt und werden auch in Zukunft weitreichende meteorologische, ökologische aber auch sozioökonomische Folgen haben (Hartmann et al., 2013). Untersuchungen belegen, dass in den letzten Jahrzehnten überproportional viele Hitzewellen auftraten (Hartmann et al., 2013) und dass die Häufigkeit und Auftretenswahrscheinlichkeit von Hitzewellen und Trockenperioden zukünftig zunehmen werden (Deutschländer und Mächel, 2017; Kunz et al., 2017). Verglichen mit anderen Regionen weltweit sind die klimatischen Veränderungen in Mitteleuropa schwächer ausgeprägt und dennoch ist auch Deutschland von Klimaveränderungen betroffen (Deutschländer und Mächel, 2017; Glade et al., 2017). Von 1881 bis 2014 stieg die Lufttemperatur in Deutschland im Jahresdurchschnitt um 1,3 °C an (Kaspar und Mächel, 2017). Langzeituntersuchungen der Gebietsniederschläge in Baden-Württemberg belegen die Zunahme der Häufigkeit von Tagen ohne Niederschlag und die Abnahme der Niederschlagssummen in den Sommermonaten (Hennegriff et al., 2008).

Besonders deutlich wurden die Auswirkungen des Klimawandels durch die Dürreperiode im Sommer 2003. Der dadurch verursachte Schaden unterschiedlicher Akteursgruppen in Mitteleuropa wurde auf über zehn Milliarden Euro geschätzt (SwissRe, 2004). Neben der Landwirtschaft (Ernteeinbußen und reduzierte Produktivität des Viehbestandes) und der Trinkwasserversorgung (Trinkwasserknappheit und mangelnde Trinkwasserqualität) war auch der Energiesektor von dieser Dürreperiode betroffen (EDII Datenbank Stahl et al., 2016). Der Rückgang der Stromproduktion durch Wasserkraft belief sich europaweit auf 6,6% (van Vliet et al., 2016). In Deutschland betrug die Abnahme je nach Region sogar 10-20% im Vergleich zum vorherigen Jahr (Giesecke et al., 2014). Neben vermeintlichen Stromengpässen und steigenden Strompreisen für den Verbraucher, bedeutet das auch finanzielle Gewinneinbußen für die Wasserkraftbetreiber aufgrund geringerer Auslastungen der Wasserkraftanlagen (WKA) (Logar und van den Bergh, 2013).

Besonders in Anbetracht der aktuellen Klimadebatte und der zunehmenden Bedeutung der Stromerzeugung durch erneuerbare Energien in der Energiepolitik, spielt der Wasserkraftsektor eine bedeutende Rolle. In ihrer Nachhaltigkeitsstrategie hat die Bundesregierung das Ziel formuliert, den Anteil des durch erneuerbare Energien erzeugten Stroms am Bruttostromverbrauch von knapp 30% (Stand 2015) auf mindestens 80% im Jahr 2050 zu steigern (Bundesregierung, 2016). Bundesweit betrug der Anteil erneuerbarer Energien an der Bruttostromerzeugung 29%

(Stand 2016), wobei die Wasserkraft einen Anteil von 3% am gesamten Bruttostrom produzierte (Statistisches Bundesamt, 2017).

In Baden-Württemberg lag die Bruttostromerzeugung im Jahr 2016 bei 61,9 TWh. Davon wurden 25% des Bruttostroms (15,3 TWh) aus regenerativen Energiequellen produziert (Abbildung 1.1). Der Anteil des durch Wasserkraft generierten Stroms betrug 7,7% der Bruttostromerzeugung und lag somit mehr als 4% über dem Bundesdurchschnitt. Betrachtet man ausschließlich den aus erneuerbaren Energien produzierten Stromanteil Baden-Württembergs, so ist die Wasserkraft mit 31,1% neben Photovoltaik mit 32,2% ein bedeutender Stromlieferant (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2017). Laut IPCC (2012) gelten vor allem Speicherkraftwerke als beständige Stromquellen, da diese im Vergleich zu Flusskraftwerken und Photovoltaikanlagen nicht direkt von der Variabilität der Energiequelle (Abfluss bzw. Sonneneinstrahlung) abhängig sind.

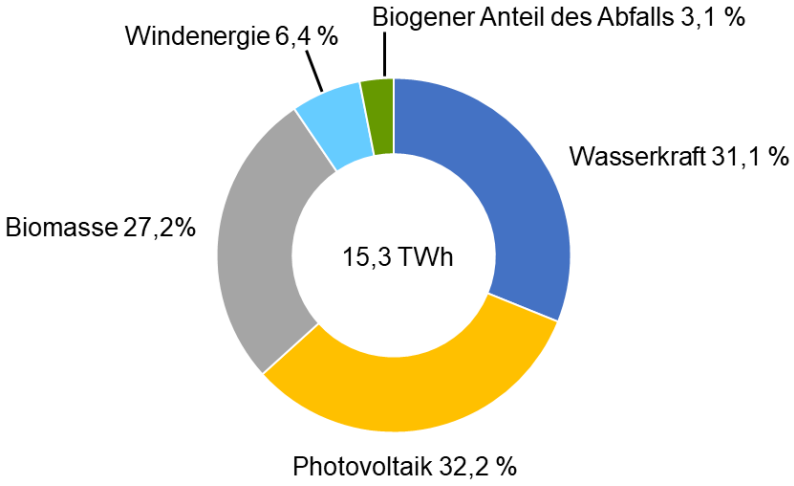


Abbildung 1.1: Anteile der einzelnen erneuerbaren Energien am gesamten, durch erneuerbare Energien produzierten, Bruttostrom (Stand 2016). Abgeändert nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2017).

Studien zum Ausbaupotenzial der Wasserkraft unterschiedlicher Einzugsgebiete von Heimerl et al. (z.B. Heimerl et al., 2015; Heimerl et al., 2016) zeigen ein geringes Neubaupotenzial, weshalb der Fokus in Zukunft vor allem auf der Leistungs- und Effizienzsteigerung bestehender Kraftwerke liegen wird. Die Zunahme und Intensivierung von Dürreereignissen aufgrund der Klimaerwärmung, in Kombination mit den finanziellen Aspekten und dem Ziel der Bundesregierung, den Ausbau erneuerbarer Energien zu fördern, verdeutlicht die Relevanz eines Dürremanagements für den Wasserkraftsektor. Die Grundlage für die Ausarbeitung eines Managementkonzepts bildet dabei die Abschätzung des Dürrerisikos. Ziel einer Dürrerisikoanalyse ist es, aktuelle Auswirkungen von Dürren auf einen Sektor zu qualifizieren und quantifizieren und nachfolgend, Handlungsempfehlungen für ein besseres Dürremanagement abzuleiten (Blauhut und Stahl, 2018).

2 Stand des Wissens

2.1 Dürrerisikoanalyse

2.1.1 Dürredefinition und Dürrekategorien

Aufgrund der vielfältigen Auswirkungen auf die Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft, gelten Dürren als eine der kostspieligsten, wetterbedingten Naturgefahren (Dilley et al., 2005; Stahl et al., 2016). Während im englischen Sprachgebrauch die Begriffe „Dürre“ und „Trockenheit“ oftmals synonym verwendet werden, wird im Deutschen zwischen diesen beiden Begriffen unterschieden: „Trockenheit“ beschreibt lediglich ein Niederschlagsdefizit, wohingegen der Begriff „Dürre“ auswirkungsbezogen verwendet wird, wenn die vorherrschende Trockenheit negative Auswirkungen in verschiedenen Sektoren hervorruft (Bernhofer et al., 2015). Dürren zeichnen sich durch den schleichenden Beginn und den ungenauen Endzeitpunkt, die großflächige und grenzüberschreitende Ausbreitung und durch unterschiedliche Definitionen aus. Daher ist die Analyse von Dürren im Vergleich zu anderen Naturgefahren sehr komplex (Lloyd-Hughes, 2014). Die Komplexität des Dürrephänomens wird besonders durch das Fehlen einer universellen Dürredefinition deutlich (Lloyd-Hughes, 2014; Wilhite et al., 2007).

Weit verbreitet und oft angewandt sind operationelle Dürredefinitionen. Das Ziel dieser Definitionskategorie ist es, den Beginn, die Stärke und das Ender einer Dürreperiode zu bestimmen (Wilhite, 2000). Da die zeitliche Komponente einer Dürre eine entscheidende Rolle spielt und mit bestimmten Auswirkungen in diversen Disziplinen in Zusammenhang steht, werden operationelle Dürredefinitionen in vier Dürreklassen unterteilt: meteorologische Dürre, agrarwirtschaftliche Dürre, hydrologische Dürre und sozioökonomische Dürre (Wilhite und Glantz, 1985). Bernhofer et al. (2015) beziehen zusätzlich zur hydrologischen Dürre auch die Grundwasserdürre in die Gliederung mit ein (Abbildung 2.1). Die meteorologische Dürre ist charakterisiert durch ein Niederschlagsdefizit, oftmals in Kombination mit einer erhöhten Evapotranspiration, welche sich flächendeckend über einen extensiven Zeitraum ausbreitet. Die ausbleibenden Niederschläge sind der Beginn einer Kaskade von aufeinanderfolgenden Auswirkungen des Niederschlagsdefizits, in den dargestellten Dürrekategorien (Abbildung 2.1) (Tallaksen und van Lanen, 2004). Deutliche Beeinträchtigungen werden dabei erst beim Eintreten einer agrarwirtschaftlichen Dürre bemerkbar. Eine hydrologische Dürre geht mit reduzierten Pegelständen und niedrigen Grundwasserspiegeln einher und tritt mit einer deutlichen Zeitverzögerung zur meteorologischen Dürre auf (van Dijk et al., 2013). Die Dürrestudie von van Dijk et al. (2013) zeigt zudem, dass die Zustände einer hydrologischen Dürre oder einer agrarwirtschaftlichen

Dürre nicht zwangsläufig lineare Auswirkungen einer meteorologischen Dürre sein müssen. Der zeitliche Verlauf, die Dürredauer und die Intensität einer hydrologischen Dürre können von einer meteorologischen Dürre abweichen. Grund für die nicht-lineare Reaktion ist die Komplexität der hydrologischen Dürre, bei welcher Flusseinzugsgebietseigenschaften wie bspw. Geographie, Landbedeckung, Grundwassersysteme und die Einzugsgebietsstruktur eine Rolle spielen (Stoelzle et al., 2014; van Lanen et al., 2013; van Loon und Laaha, 2015).

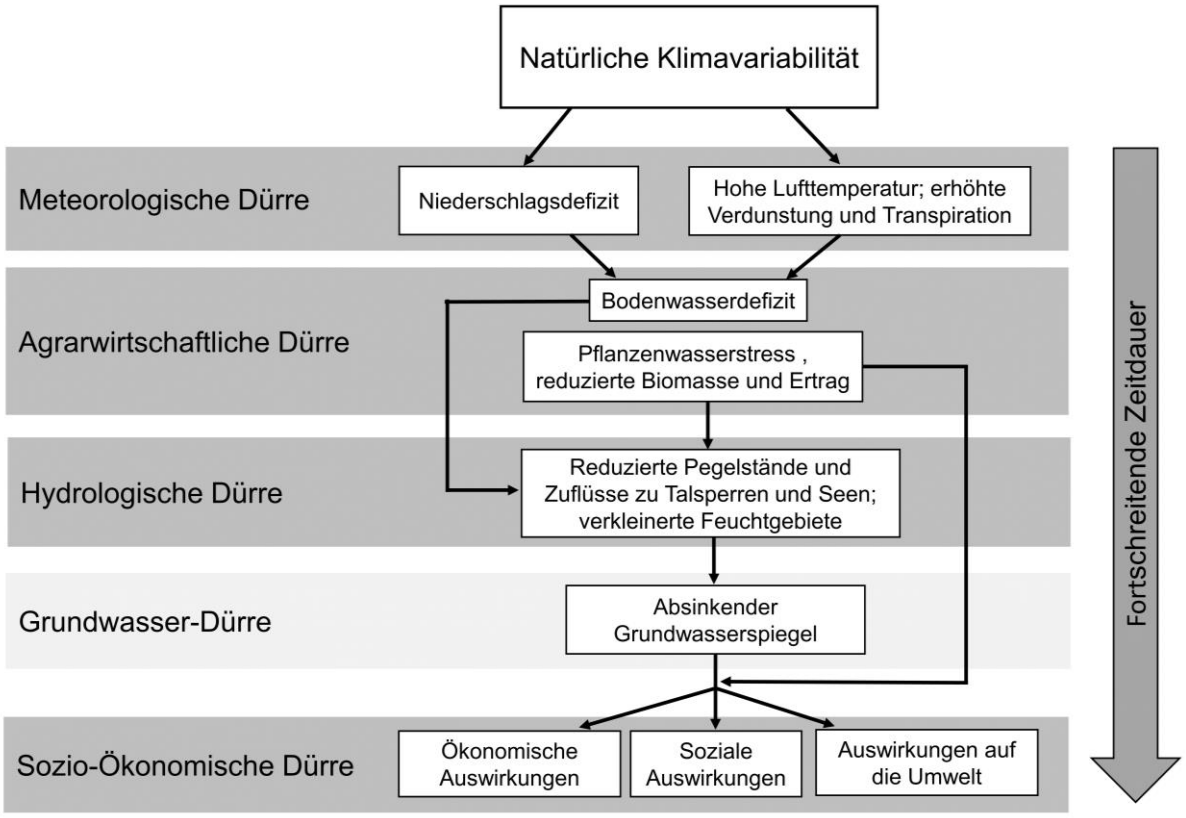


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung verschiedener Dürrekategorien und deren zeitliche Abfolge. Abgeändert nach Bernhofer et al. (2015) und Wilhite und Glantz (1985).

2.1.2 Dürreindikatoren und Indizes

Zur näheren Beschreibung der physikalischen Eigenschaften von Dürrereignissen (Dauer, Intensität, Frequenz), innerhalb der eben beschriebenen vier Dürrekategorien, werden üblicherweise Dürreindikatoren und Dürreindizes herangezogen (Hao und Singh, 2015; Stagge et al., 2015b). Dürreindikatoren sind Parameter, die verwendet werden um Dürrezustände quantitativ zu messen und zu beschreiben. Dürreindikatoren umfassen unter anderem Parameter wie bspw. Niederschlag, Temperatur, Abfluss, Grundwasser oder Bodenfeuchte (Zargar et al., 2011). Dürreindizes werden hingegen mit Hilfe der aufgezählten Dürreindikatoren berechnet und beschreiben die Dürrestärke. Daher sind Dürreindizes keine Parameter, sondern numerische und repräsentative Dürrewerte. (Svoboda und Fuchs, 2016). Der in der Wissenschaft meist

angewandte und von der World Meteorological Organization (WMO) empfohlene meteorologische Dürreindex ist der, von McKee et al. (1993) entwickelte und veröffentlichte, *Standardized Precipitation Index (SPI)*. Als Alternative zum SPI wird häufig der von Vicente-Serrano et al. (2010) entwickelte *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI)* angewandt. Die Berechnungsgrundlage des SPEI basiert nicht nur auf Niederschlagswerten, stattdessen wird die umfangreichere und stabilere klimatische Wasserbilanz (Niederschlag – potenzielle Evapotranspiration) verwendet, weshalb der SPEI in den letzten Jahren an Bedeutung gewann (Blauhut et al., 2016; van Loon, 2015). Weitere Dürreindizes sowie deren methodische Hintergründe und Anwendungen, werden von Svoboda und Fuchs (2016) und Zargar et al. (2011) behandelt. Die Charakterisierung, Quantifizierung und Vorhersage von Dürren mittels Dürreindizes wurde bisher durch umfangreiche Studien behandelt (Cancelliere et al., 2007; Hao und Singh, 2015; McKee et al., 1993; Stagge et al., 2015b).

2.1.3 Dürreauswirkungen

Dürren können einerseits durch physikalische Eigenschaften (Dauer, Stärke und Frequenz) (Wilhite, 2000), andererseits durch sozioökonomische oder ökologische Folgen, z.B. negative Auswirkungen, definiert werden (Blauhut et al., 2015). Als Dürreauswirkungen bezeichnet man die vielfältigen Effekte, die unterschiedliche Gruppen oder Sektoren negativ beeinflussen (Logar und van den Bergh, 2013). Nach Tallaksen und van Lanen (2004) und Wilhite et al. (2007) können Dürreauswirkungen in direkte und indirekte Dürrefolgen unterschieden werden. Dabei ist eine klare Abgrenzung zwischen direkten und indirekten Dürrefolgen oftmals schwierig. So wird auch in der Literatur die Trennung der Dürrefolgen unterschiedlich gehandhabt. Laut Tallaksen und van Lanen (2004) zählen reduzierte Grundwasser- und Pegelstände und die Abnahme der Bodenfeuchte zu den direkten Dürreauswirkungen. Diese führen wiederum zu indirekte Dürrefolgen in unterschiedlichen Sektoren, wie bspw. verminderte Produktivität von Kulturpflanzen in der Landwirtschaft oder reduzierte Energieerzeugung durch Wasserkraft im Energiesektor. In der European Drought Impact report Inventory (EDII) Datenbank hingegen, werden Dürrefolgen erst dann als direkte Dürreauswirkungen deklariert, wenn diese negative, sozioökonomischen Effekte hervorrufen (Stahl et al., 2016). Die EDII-Datenbank wurde von Stahl et al. (2012) entwickelt und dient zur Sammlung und Verwaltung europaweiter Informationen zu sozioökonomischen und ökologischen Dürreauswirkungen. Im Vergleich zu den direkten Auswirkungen wirken sich die indirekten Auswirkungen nicht nur auf die entsprechenden Sektoren aus, sondern betreffen die gesamte Bevölkerung und übersteigen deshalb oftmals die direkten Auswirkungen (Logar und van den Bergh, 2013; Wilhite et al., 2007). Außerdem

sind indirekte Folgen aufgrund des zusätzlichen zeitverzögerten Eintretens schwieriger zu quantifizieren (Bernhofer et al., 2015; Logar und van den Bergh, 2013; Wilhite et al., 2007).

2.1.4 Dürrekomponenten und Dürrerisiko

Häufig werden Dürren als natürliche oder physikalische Ereignisse angesehen, jedoch sollten Dürren nicht losgelöst von gesellschaftlichen Komponenten betrachtet werden. Dürren haben sowohl eine natürliche, oftmals mit dem Begriff (Natur-)Gefahr bezeichnet, und eine soziale Komponente, welche häufig mit Vulnerabilität beschrieben wird (Wilhite, 2000) (Abbildung 2.2).

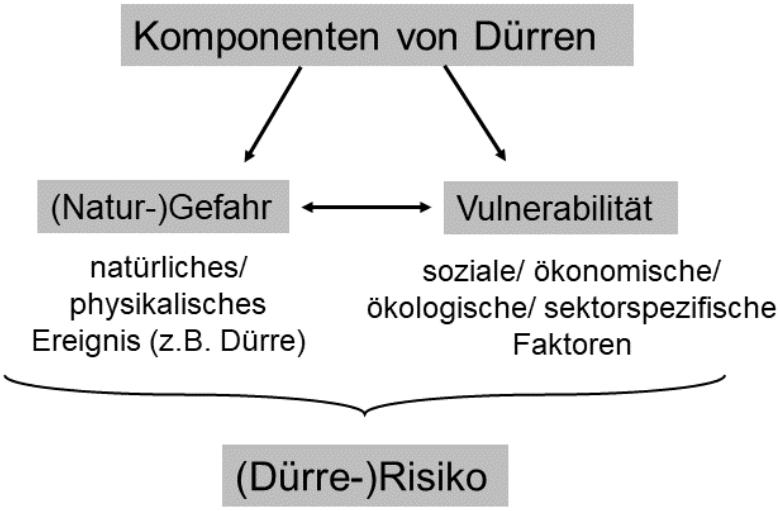


Abbildung 2.2: Komponenten von Dürren abgeändert nach Wilhite (2000).

Die Naturgefahr der meteorologischen Dürre entsteht durch längere Phasen reduzierter oder ausbleibender Niederschläge. Ihr Auftreten kann weder beeinflusst noch verhindert werden. Das Gleiche gilt für die hydrologische Dürre (Wilhite, 2000). Es gibt eine Vielzahl an Variablen, welche die Dürregefahr beschreiben und bewerten. Zu diesen Variablen zählen die bereits erläuterten Dürreindikatoren und Dürreindizes (Blauhut et al., 2016). Die Vulnerabilität hingegen beschreibt die Anfälligkeit eines gefährdeten Systems (Gemeinde, Region, Sektor, Umwelt) negative Auswirkungen, aufgrund einer Naturgefahr (z.B. Dürre), erleiden zu können (Birkmann et al., 2013). Der Grad der Vulnerabilität ist dabei abhängig von einer Kombination aus physikalischen, sozialen, ökonomischen und ökologischen Faktoren (UNISDR, 2009). Zudem ist sie räumlich dynamisch und kann im Laufe der Zeit zunehmen oder reduziert werden (Thywissen, 2006; Wilhite, 2000). Das aus den zwei Dürrekomponenten entstehende Dürrerisiko beschreibt die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Dürreereignisses und die damit zusammenhängenden, von der gesellschaftlichen Vulnerabilität abhängenden, negativen Auswirkungen (UNISDR, 2009).

In Bezug auf die Verbesserung des Dürremanagements und der Minimierung des Dürrerisikos spielt die Analyse der Vulnerabilität eine entscheidende Rolle (Blauhut et al., 2016; De Stefano et al., 2015a). Knutson et al. (1998) bezeichnen die Vulnerabilitätsanalyse als Konzept um die sozialen, ökonomischen und ökologischen Ursachen, der aus der Vulnerabilität resultierenden Dürreauswirkungen, zu identifizieren. In der Literatur wird das Konzept der Vulnerabilität je nach Anwendungsbereich unterschiedlich definiert (De Stefano et al., 2015b). Das am häufigsten verwendete Konzept beschreibt die Vulnerabilität in Abhängigkeit der Exposition (*exposure*), der Sensitivität (*sensitivity*) und der Anpassungsfähigkeit (*adaptive capacity*) (Adger, 2006; Fontaine und Steinemann, 2009; IPCC, 2007; Smit und Wandel, 2006). Die drei Elemente der Vulnerabilität werden wie folgt definiert:
Die *Exposition* beschreibt das Ausmaß, in welchem ein System (Infrastruktur Region, Sektor) von einer Naturgefahr (z.B. Dürre) betroffen ist. Dabei wird die Exposition durch zeitliche und räumliche Muster und durch die Intensität einer Dürre charakterisiert (Bhattacharya und Das, 2007; Birkmann et al., 2013). Die *Sensitivität* wird durch sozioökonomische und ökologische Faktoren erfasst, die den aktuellen Zustand eines Systems beschreiben und über einen kurz- oder mittelfristigen Zeitraum nicht verändert werden können. Im Vergleich dazu wird die *Anpassungsfähigkeit* durch Faktoren erfasst, die auch kurz- oder mittelfristig modifiziert werden können (Bhattacharya und Das, 2007). Diese Faktoren beschreiben nach Adger (2006) die Fähigkeit eines Systems, potentielle Gefahren oder negative Auswirkungen zu erkennen, abzufangen, zu bewältigen und zu kompensieren und nach einer Naturgefahr Vorkehrungen und Anpassungen zu treffen, um die Widerstandsfähigkeit zu steigern. Je nach Ansatz wird die Exposition als separate Größe neben der Naturgefahr und der Vulnerabilität angesehen oder als Schnittstelle zwischen der Vulnerabilität und der Naturgefahr betrachtet, weshalb die Exposition entweder der Naturgefahr oder der Vulnerabilität zugeordnet wird (De Stefano et al., 2015b).

Auch wenn die Handlungsmöglichkeiten das natürliche Vorkommen, die physikalischen Charakteristiken einer Dürre und die Exposition eines Systems zu beeinflussen, gering sind, kann durch ein verbessertes Dürremanagement die Sensitivität und die Anpassungsfähigkeit eines Systems verbessert werden (Birkmann et al., 2013). Die hohe zeitliche Unbeständigkeit von Dürreereignissen und vor allem die orts- und systemspezifische Variabilität von Dürren, macht eine sektorbasierte Dürrerisikoanalyse auf nationaler Ebene (z.B. verschiedener Bundesländer), mit Umsetzung auf der Mesoskala (Flusseinzugsgebiete, regionale Ebene) notwendig (Blauhut und Stahl, 2018).

2.1.5 Methoden der Dürrerisikoanalyse

Verschiedene Studien haben sich in der Vergangenheit mit der Abschätzung des Dürrerisikos beschäftigt und unterschiedliche Methoden entwickelt. Die verwendeten Methoden können dabei den drei Kategorien faktorbasierter und schadensbasierter (impact) Ansätze sowie dem Hybrid-Ansatz zugeordneten werden (Blauhut et al., 2016).

Der faktorbasierte Ansatz nutzt eine Reihe von Vulnerabilitätsfaktoren (Naumann et al., 2014; Swain und Swain, 2011) zur Bestimmung der Vulnerabilität gegenüber Dürreereignissen in unterschiedlichen Bereichen (Ökonomie, Infrastruktur, Landwirtschaft). Die Wahl der Vulnerabilitätsfaktoren ist abhängig von dem gewählten Untersuchungsgegenstand, der Datenverfügbarkeit, dem Untersuchungsgebiet und der verwendeten Dürredefinition (Naumann et al., 2014; Wilhelmi und Wilhite, 1997). Nach der Wahl der Vulnerabilitätsfaktoren werden diese oft normalisiert, um die Vergleichbarkeit zu gewährleiten (Naumann et al., 2014) und nach ihrem Einfluss auf die Vulnerabilität gewichtet (Wilhelmi und Wilhite, 1997). Das Ergebnis ist dann ein Vulnerabilitätsindex (Naumann et al., 2014; Wilhelmi und Wilhite, 1997), welcher das Dürrerisiko beschreibt, aber auch Auskunft über einflussreiche Vulnerabilitätsfaktoren gibt (Naumann et al., 2014; Swain und Swain, 2011; Wilhelmi und Wilhite, 1997).

Die schadens- oder auswirkungsbezogene Risikoanalysen verwenden Dürreschäden stellvertretend für die Vulnerabilität, da davon ausgegangen wird, dass ein System, welches Dürreschäden erlitt, vulnerabel war (Blauhut et al., 2016). Dürreschäden können durch sektorspezifische Auswirkungen wie z.B. Getreideverluste in der Landwirtschaft (Naumann et al., 2014; Vicente-Serrano et al., 2012), Stromproduktionsverluste im Wasserkraftsektor (Naumann et al., 2014) oder durch allgemeinere Auswirkungen wie z.B. die menschliche Sterblichkeit (Dilley et al., 2005) charakterisiert werden. Der auswirkungsbezogene Ansatz wird von Papathoma-Köhle et al. (2015), Tarbotton et al. (2015) und Naumann et al. (2015) mit einer Schadensfunktion (*engl. Damage-Function*), auch Vulnerabilitätsfunktion genannt, kombiniert. Die Schadensfunktion besteht aus einer kontinuierlichen Kurve, welche die Intensität einer Naturgefahr in Abhängigkeit der hervorgerufenen Schäden beschreibt (Tarbotton et al., 2015). Mit Hilfe der Schadensfunktion kann somit ein Wert für die Anfälligkeit eines gefährdeten Elements, in Abhängigkeit der Intensität einer Naturgefahr, abgeleitet werden (Papathoma-Köhle et al., 2015). Naumann et al. (2015) nutzen die Schadensfunktion, basierend auf dem Potenzgesetz, zur Analyse der Beziehung zwischen Dürreauswirkungen und Dürreintensität. Dabei wurden Dürreindizes (SPI und SPEI) zur Quantifizierung der Dürreintensität sowie Angaben zu Getreideproduktionsverluste und Wasserkrafterzeugungsverluste als Dürreauswirkungen verwendet. Der von Blauhut

et al. (2015) und Stagge et al. (2015a) verwendete auswirkungsbezogene Ansatz basiert auf der Abschätzung der Auftretenswahrscheinlichkeit von negativen Dürreauswirkungen. Sie berechnen die Auftretenswahrscheinlichkeit als Funktion der Dürregefahr, dargestellt durch Dürreindizes (SPI; SPEI) und der Vulnerabilität, ausgedrückt durch Dürreschäden. Die Dürreschäden wurden dabei der EDII-Datenbank entnommen. Für die Vorhersage der Auftretenswahrscheinlichkeit wurde in beiden Studien ein logistisches Regressionsmodell verwendet. Bachmair et al. (2015) verwendeten anstatt der logistischen Regression Regressionsbäume (*engl. regression trees*) und Korrelationsansätze. Regressionsbäume bilden dabei die Basis für unterschiedliche Analysemethoden z.B. für Random Forest (Bachmair et al., 2017). Bachmair et al. (2015) und Stagge et al. (2015a) konnten zeigen, dass verschiedene Dürreindizes, je nach räumlicher Skala und Sektor, die aufgetretenen Dürreschäden unterschiedlich gut beschreiben. Blauhut et al. (2015) belegte mit seiner Untersuchung, dass das Dürrerisiko, basierend auf der Auftretenswahrscheinlichkeit von Dürreschäden, je nach Schadenskategorie und Sektor variiert und deshalb das Dürrerisiko sektorspezifische analysiert werden sollte.

Blauhut et al. (2016) wendeten zur Abschätzung des Dürrerisikos einen Hybridansatz an, bei dem neben den dokumentierten Dürreschäden (aus der EDII-Datenbank) zusätzlich Vulnerabilitätsfaktoren verwendet wurden. Auch hier wurde ein logistisches Regressionsmodell zur Vorhersage der Auftretenswahrscheinlichkeit von Dürreschäden verwendet. Durch die Integration von Dürreschäden und Vulnerabilitätsfaktoren ist es gelungen, die Modellperformance der Dürrerisikomodelle zu steigern und somit räumliche Details zu ergänzen.

Unabhängig von den methodischen Ansätzen wurde für die räumliche Auflösung die Länderebene (Stagge et al., 2015a) und länderübergreifende europäische Makroregionen gewählt (Blauhut et al., 2015; Blauhut et al., 2016) und zusätzlich die räumlichen Unterschiede in der Vulnerabilität nochmals für verschiedene Sektoren dargestellt (Blauhut et al., 2015). Diese Ergebnisse legen nahe, regionale und sektorspezifische Dürrerisikoanalysen durchzuführen, um gezielte Handlungsoptionen und Managementmaßnahme herausarbeiten zu können (Blauhut et al., 2015).

In Anbetracht der bereits veröffentlichen Studien wird deutlich, dass bisher das Dürrerisiko vor allem für den Agrarsektor (Yin et al., 2014; Zhang et al., 2011), aber auch für eine Vielzahl von weiteren Sektoren (Blauhut et al., 2016) analysiert wurde. Eine detaillierte Risikoanalyse des Wasserkraftsektors mit dem Fokus, sektorspezifische Faktoren zu ermitteln, welche die Dürreschäden beeinflussen, vermindern oder verstärken, wurde bisher nicht durchgeführt.

In Bezug auf die sektorspezifische Dürrerisikoanalyse zeigen Stölzle und Stahl (2011) und Kruse und Seidl (2015), dass die Befragung von involvierten Akteuren wesentlich zu einem besseren Verständnis der Dürreauswirkungen und der Vulnerabilität eines Sektors beiträgt. Durch die Befragung von Betroffenen können bspw. bisher aufgetretene negative Auswirkungen, ergriffene Gegenmaßnahmen sowie das Informationsbedürfnis und die Handlungsbereitschaft besser erfasst werden (Kruse und Seidl, 2015).

2.2 Wasserkraft

2.2.1 Wasserkraft in Deutschland und Baden-Württemberg

Im Jahr 2011 lag die Anlagenzahl im Bundesgebiet bei rund 7300. Davon besaß die Mehrheit installierte Leistungen von weniger als 1 MW und lediglich rund 400 Anlagen eine installierte Leistung von mindestens 1 MW. Jedoch lieferten diese Großwasserkraftanlagen 90% des produzierten Stroms aus Wasserkraft. Betrachtet man die räumliche Verteilung der Stromproduktion im Jahr 2011, so produzierten die Bundesländer Bayern und Baden-Württemberg 80% des in Gesamtdeutschland produzierten Stroms aus Wasserkraft (Aufleger et al., 2014). In Baden-Württemberg sind derzeit rund 2100 WKAs erfasst, davon 67 WKAs mit mehr als 1 MW Leistung (Stand 2011) (Umweltministerium Baden-Württemberg und LUBW, 2018a). Wie auf Bundesebene machen WKAs > 1 MW den Großteil der installierten Leistung aus (651 MW). Die aufsummierte installierte Leistung von WKAs < 1 MW beträgt insgesamt 180 MW (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010). Die dominierenden Wasserkraftwerkstypen sind Laufwasser- und Ausleitungskraftwerke. Lediglich acht Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke sind in Baden-Württemberg in Betrieb (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010; Umweltministerium Baden-Württemberg, 2018)

2.2.2 Technische Grundlagen

Das grundlegende Prinzip von Wasserkraftanlagen besteht in der Umwandlung der potenziellen und kinetischen Energie des Wassers in mechanische Energie, durch den Antrieb einer Turbine, und schließlich in elektrische Energie, durch den Antrieb eines Generators (Aufleger et al., 2014; Zahoransky, 2015). Üblicherweise setzt sich eine WKA aus einem Absperrbauwerk (Wehr, Staudamm, Staumauer) und den Systemkomponenten Einlaufbauwerk, Turbinenhaus und dem Auslauf zusammen. Der detaillierte systematische Aufbau einer WKA ist in Abbildung 2.3 dargestellt und wird im Folgenden nach Aufleger et al. (2014) erläutert:

Das Einlaufbauwerk stellt die erste Systemkomponente einer WKA dar und dient als Verbindung zwischen dem Oberwasser und dem Turbinenzulauf. Das Einlaufbauwerk besteht meistens aus einem Rechen, der das Treibgut von der Turbine fernhält und unterschiedlichen Verschlussvorkehrungen. Durch diese Verschlussvorkehrungen kann bei Störfällen der Wasserzustrom kurzzeitig unterbunden werden (Schnellverschlussschütz) oder bei längeren Reparaturen die WKA vollständig abgedichtet werden (Dammbalkenverschluss). Im Einlaufbauwerk findet zudem die erste Energieumwandlung von potenzieller in kinetische Energie, zwischen den Bilanzpunkten ① und ②, statt. Die nachfolgende Druckrohrleitung dient der Überbrückung der räumlichen Distanz zwischen dem Einlaufbauwerk und der Turbine. Auch hier findet Energieumwandlung von potenzieller Energie zu Druckenergie statt (zwischen Bilanzpunkte ② und ③). Je nach Kraftwerkstyp kann die Länge der Druckrohrleitung variieren oder auch komplett auf eine Druckrohrleitung verzichtet werden. In diesen Fällen wird das Wasser vom Einlaufbauwerk direkt zur Turbine geleitet. In der Turbine findet dann die Umwandlung von Druckenergie in mechanische Energie statt (Bilanzpunkte ③ und ④).

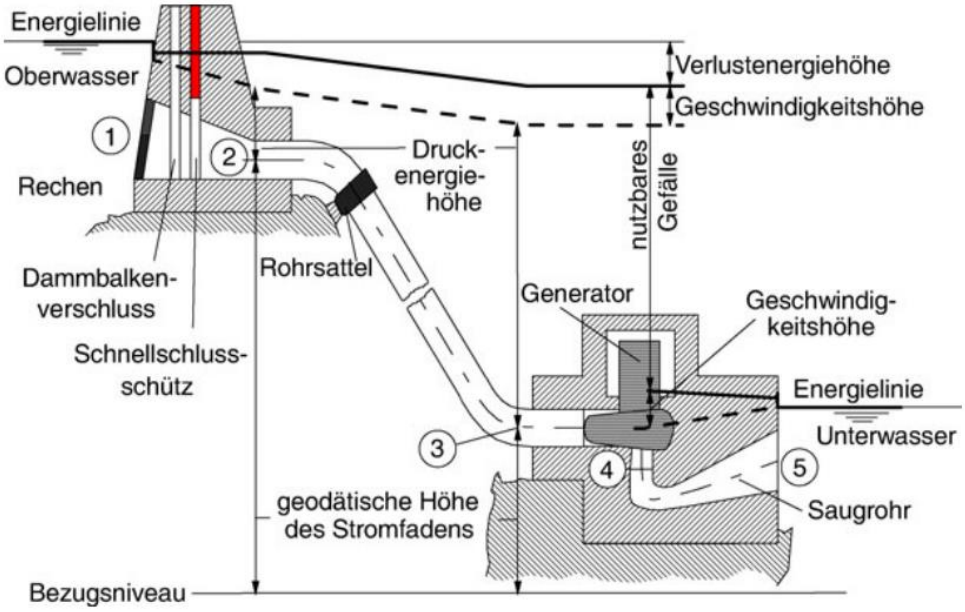


Abbildung 2.3: Systemaufbau einer Wasserkraftanlage. An den Bilanzpunkte ① bis ⑤ finden jeweils Energieumwandlungsprozesse statt (Aufleger et al., 2014).

Welcher Turbinentyp in einer WKA verwendet wird, ist abhängig von der jeweiligen Fallhöhe und dem mittleren Abfluss (MQ). Jede Turbine ist für einen bestimmten Ausbaudurchfluss (Q_a) ausgelegt. Der Ausbaudurchfluss definiert die maximale Wassermenge, die durch die Turbine geleitet werden kann. Übersteigt der Abfluss den Q_a wird das überschüssige Wasser über das Wehr abgeleitet. Anschließend wird die mechanische Energie durch einen angeschlossenen Generator in elektrische Energie umgewandelt. Der Eintritt des Triebwassers in das Unterwasser erfolgt im Auslaufbereich. Dort verliert das Triebwasser die letzte, noch vorhandene kinetische

Energie durch Verwirbelungen (zwischen Bilanzpunkt ④ und ⑤). In manchen WKAs mit Überdruckturbinen (Kaplan-Turbinen, Francis-Turbinen) sind im Auslauf Saugrohre installiert, um die Fallhöhe besser ausnutzen zu können.

Das Gesamtsystem betrachtend, treten bei jeder Energieumwandlung hydraulische Verluste auf (Aufleger et al., 2014). Daher muss zwischen dem theoretischen Potenzial, berechnet durch die Fallhöhe und dem MQ, und dem technisch nutzbaren Potenzial, definiert als verbleibendes Potenzial nach Abzügen der Energieverluste durch Energieumwandlung, unterschieden werden (Giesecke et al., 2014). Die Höhe der Energieverluste hängt stark von den Wirkungsgraden einzelner Anlagenbestandteile ab. Von besonderer Bedeutung ist dabei der Turbinenwirkungsgrad, da dieser Wirkungsgrad die Höhe des Gesamtwirkungsgrads einer WKA entscheidend beeinflusst (Aufleger et al., 2014). Der Gesamtwirkungsgrad bei Volllast kann, je nach Turbinentyp und Alter der Anlage, zwischen 70% und 90% liegen (Giesecke et al., 2014). Es muss zudem berücksichtigt werden, dass der Wirkungsgrad je nach Wasserdargebot variiert und deshalb nicht immer der maximale Wirkungsgrad erreicht werden kann (Aufleger et al., 2014; Quaschning, 2007).

Die von der WKA letztendlich produzierte Strommenge wird entweder als Jahresarbeit oder Regelarbeitsvermögen in Megawattstunden pro Jahr [MWh/a] oder Gigawattstunden pro Jahr [GWh/a] angegeben. Der Begriff Jahresarbeit (JA) beschreibt die Strommenge, die in einem bestimmten Jahr produziert wurde. Für Aussagen über die durchschnittliche Stromproduktion einer Anlage pro Jahr, wird in der Regel der Begriff Regelarbeitsvermögen (RAV) verwendet. Das Regelarbeitsvermögen ist der Mittelwert der jährlichen Stromproduktion (Jahresarbeit) mehrerer Betriebsjahre (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010).

Wie bereits angesprochen, ist die Wahl des Turbinentyps abhängig von der Fallhöhe und dem Durchfluss (Abbildung 2.4). Die *Ossberger-Turbine*, auch *Durchström-Turbine* genannt, erreicht einen Wirkungsgrad von rund 80%, zeichnet sich jedoch vor allem durch einen hohen Teillastwirkungsgrad aus und eignet sich deshalb vor allem für kleinere Leistungsbereiche und Fallhöhen bis 100 m. Die *Kaplan-Turbine* eignet sich vor allem für den Einsatz in Anlagen mit kleiner Fallhöhe und großen Wassermengen. Daher wird dieser Turbinentyp häufig in Flusskraftwerken verbaut. Der Wirkungsgrad der Kaplan-Turbine liegt zwischen 80% und 95%. Die *Rohrturbine* ähnelt der Kaplan-Turbine, unterscheidet sich jedoch leicht im Aufbau und eignet sich deshalb für noch geringere Fallhöhen. Für einen großen Fallhöhenbereich eignet sich die *Francis-Turbine*, wodurch dieser Turbinentyp vor allem für Speicherkraftwerke geeignet ist.

Die Francis-Turbine erreicht ein Wirkungsrad von rund 90%, bietet jedoch nur ein mäßiges Teillastverhalten. Die *Pelton-Turbine* eignet sich vor allem für große Fallhöhen und ist deshalb besonders für den Einsatz im Hochgebirge interessant (Aufleger et al., 2014; Quaschning, 2007). Sie erreicht Spitzenwirkungsgrade zwischen 90% und 95% (Quaschning, 2007) und erreicht bereits bei 20% des Ausbaudurchflusses hohe Wirkungsgrade (Aufleger et al., 2014). Die Wirkungsweise der Wasserkraftschnecken ähnelt stark der Wirkungsweise von Wasserrädern und sollte demnach nicht den Turbinen zugeordnet werden. Der erreichbare Anlagenwirkungsgrad liegt bei Wasserrädern bei 75%, bei Wasserkraftschnecken sogar bei 80%. Der Vorteil der Wasserkraftschnecke gegenüber den Turbinen besteht in der Anpassung an schwankende Durchflüsse, aber vor allem in der ökologischen Verträglichkeit. Durch die Konstruktion der Schneckenblätter und der langsamen Drehzahlen ermöglicht die Wasserkraftschnecke eine gute Durchgängigkeit für Fische und andere Lebewesen und gilt deshalb als sehr fischfreundlich (Giesecke et al., 2014).

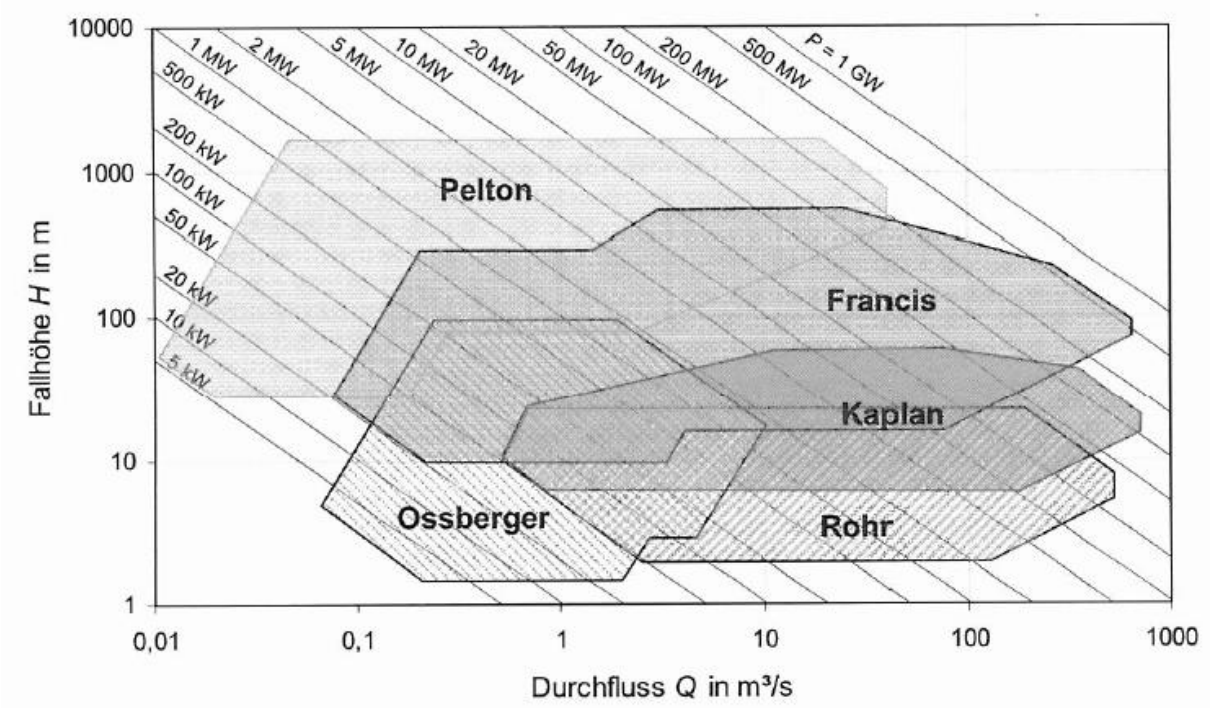


Abbildung 2.4: Einsatzbereiche unterschiedlicher Wasserturbinen in Abhängigkeit der Fallhöhe und des Abflusses nach Quaschning (2007).

2.2.3 Systematisierung von Wasserkraftanlagen

Wasserkraftanlagen können nach unterschiedlichen Kriterien systematisiert werden. Gängige Kriterien sind dabei die Druckhöhe, Betriebsweise und das Funktionsprinzip (Abbildung 2.5).

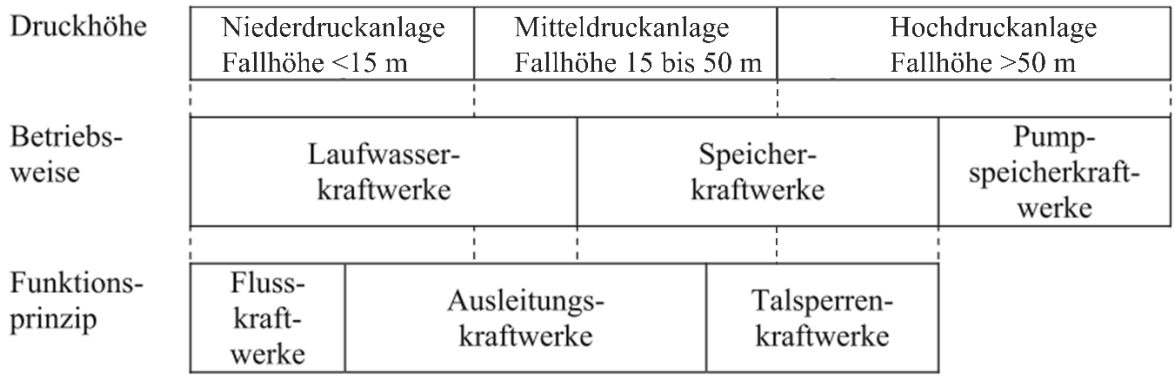


Abbildung 2.5: Systematisierung von Wasserkraftanlagen nach der Druckhöhe, der Betriebsweise und dem Funktionsprinzip. Abgeändert nach Aufleger et al. (2014) und Giesecke et al. (2014).

Flusskraftwerke sind üblicherweise Laufwasserkraftwerke mit Fallhöhen unter 15 m (Niederdruckanlagen) und sind direkt in das Flussbett wasserreicher Flüsse integriert und oftmals unmittelbar neben dem Wehr angeordnet (Abbildung 2.6) (Aufleger et al., 2014). Die Wehranlage ermöglicht eine vergleichsweise geringe Stauhaltung im Oberlauf (Giesecke et al., 2014). Da ein Flusskraftwerk mit angrenzendem Wehr ein Hindernis für Fische und andere Wasserlebewesen darstellt, sind Wasserkraftbetreiber, seit dem Inkrafttreten der EG Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000, verpflichtet, mit Hilfe eines Fischpasses die Durchgängigkeit des Gewässers zu gewährleisten (WRRL).

Der Begriff Ausleitungskraftwerk umfasst sowohl Laufwasser- als auch Speicherkraftwerke und beinhaltet Niederdruck-, Mitteldruck-, und selten auch Hochdruckanlagen. Das charakteristische Merkmal von Ausleitungskraftwerken ist die Ausleitung des Abflusses in einen Wasserkraftkanal oder in einen Druckstollen, welche die Wassermassen zum Kraftwerk leiten. Niederdruck-Ausleitungsanlagen (Abbildung 2.7) sind in der Regel Laufwasserkraftwerke. Im Oberwasser eines Wehres wird der Abfluss in den Oberwasserkanal eingeleitet. Das Kraftwerk ist über den Oberwasser- und den nachfolgenden Unterwasserkanal mit dem Hauptgewässer verbunden. Der Leerschuss neben der WKA dient der raschen Abfuhr des Abflusses bei Notabschaltung der Turbine oder Hochwasser. Zur Aufrechterhaltung der Gewässerökologie muss ein bestimmter Restwasserabfluss in der Restwasserstrecke verbleiben. Zudem bildet auch hier das Wehr eine Barriere für Wanderfische und muss deshalb mit Hilfe eines Fischpasses durchgängig gestalten werden. Bei Laufwasserkraftwerken oder Speicherkraftwerken im Mittel- und Hochdruckbereich bildet ein Druckstollen die Verbindung zwischen dem Fließgewässer oder

Reservoir und dem Kraftwerk. Druckstollen können in der Länge, der Fallhöhe und dem Durchmesser variieren und definieren somit die Zugehörigkeit einer WKA zu einer bestimmten Druckkategorie (Aufleger et al., 2014).

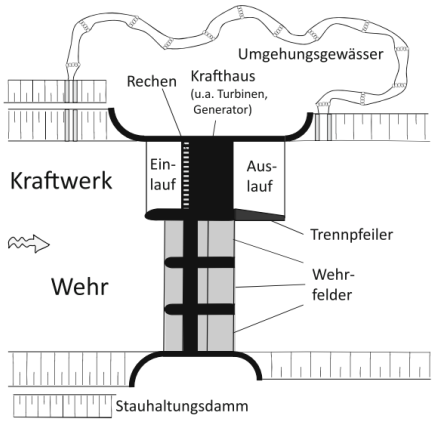


Abbildung 2.6: Schema eines Flusskraftwerkes (Laufwasserkraftwerk) mit Fischpass (Umgehungsgewässer) (Aufleger et al., 2014).

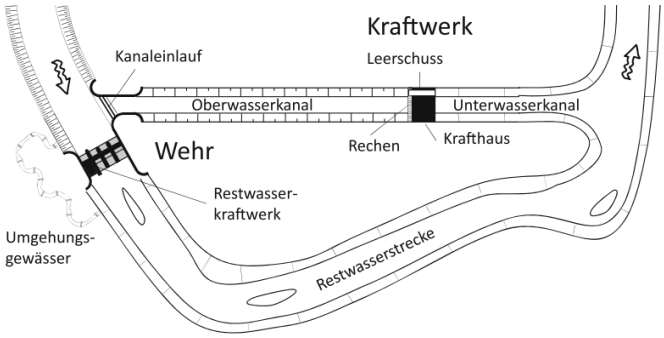


Abbildung 2.7: Schema eines Niederdruck-Ausleitungskraftwerks (Laufwasserkraftwerk) (Aufleger et al., 2014).

Speicherkraftwerke (Talsperrenkraftwerke) und Pumpspeicherkraftwerke haben eine charakteristische Gemeinsamkeit. Beide Kraftwerkstypen sind in einem Absperrbauwerk (Staudamm, Staumauer) integriert. Durch das Absperrbauwerk wird ein großes Speicherbecken (Reservoir) geschaffen, wodurch die WKAs der natürlichen Fluktuation des Abflusses weniger unterliegen (Aufleger et al., 2014). Der Unterschied zwischen diesen beiden Betriebsweisen liegt in der Wasserführung nach dem Krafthaus. Bei Speicherkraftwerken wird das Wasser in das Unterwasser geleitet und fließt, wie in üblichen Gewässern, ab (Abbildung 2.8).

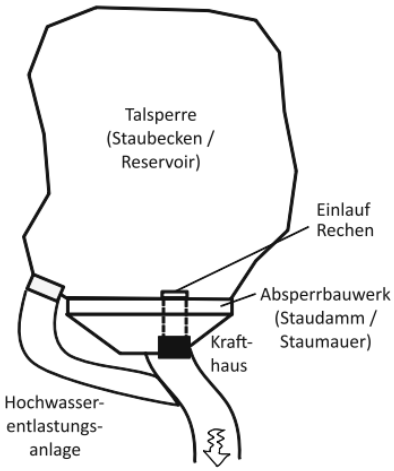


Abbildung 2.8: Schema eines Talsperrenkraftwerkes (Speicherkraftwerk) (Aufleger et al., 2014).

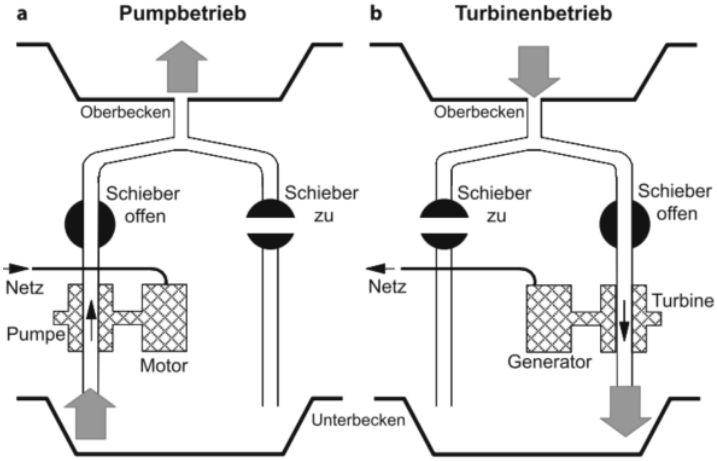


Abbildung 2.9: Schema der Funktionsweise eines Pumpspeicherkraftwerkes (Aufleger et al., 2014).

Bei Pumpspeicherkraftwerken wird das Wasser nach dem Krafthaus in ein unterhalb gelegenes, zweites Speicherbecken geleitet und von dort bei Bedarf über Pumpen im Krafthaus wieder in das Oberbecken gepumpt (Abbildung 2.9). Diese Methode dient der Lastenregelung. Bei einem Stromüberschuss wird der Überschuss verwendet, um Wasser in das Oberbecken zu pumpen. Bei hoher Stromnachfrage und Spitzenlasten wird Wasser aus dem Speicherbecken über die Turbine abgeleitet und somit Strom erzeugt. Zukünftig werden Pumpspeicherkraftwerke verstärkt als Speicher für regenerativ erzeugten Strom dienen (Aufleger et al., 2014).

2.2.4 Niedrigwasserkennwerte in der Wasserwirtschaft

Im Wasserkraftsektor ist es, im Vergleich zur Dürrerisikoanalyse in anderen Sektoren, nicht üblich die weitverbreiteten Dürreindizes (SPI, SPEI) zur Charakterisierung eines Dürreereignisses zu verwenden. Stattdessen werden die, in der Wasserwirtschaft allgemein angewandten, Niedrigwasserkennwerte angewandt, um das Ausmaß und die Intensität einer Dürre zu beschreiben (Giesecke et al., 2014; Stölzle et al., 2018). Ein bekannter und oft angewandter Vertreter der Niedrigwasserkennwerte ist der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) (Stölzle et al., 2018). Der MNQ berechnet sich aus dem arithmetischen Mittel der niedrigsten Abflusswerte eines spezifischen Zeitraums (Giesecke et al., 2014). Dieser absolute Kennwert ermöglicht es, Aussagen über die zwischenjährliche Variabilität von Niedrigabflüssen zu treffen (Stölzle et al., 2018). Bezüglich der Abschätzung der Einschränkung des Wasserkraftpotenzials während Dürreperioden, ist vor allem die Dauer von größerem Interesse (Stölzle et al., 2018). Für die Analyse der Dürredauer werden häufig Unterschreitungstage verwendet. Als Unterschreitungstage werden die Tage bezeichnet, an denen der Abfluss unter einen bestimmten Schwellenwert fällt (z.B. MNQ). Die Summe aller Unterschreitungstage in einer Zeitspanne wird dabei als SumD bezeichnet. MaxD beschreibt hingegen die maximale Summe aller aufeinanderfolgenden Unterschreitungstage einer Zeitspanne (Stölzle et al., 2018). Der NMxQ (z.B. NM7Q, NM21Q) berechnet sich aus dem gleitenden Mittel einer bestimmten Niedrigwasserperiode und dient dazu kurzzeitige Schwankungen oder Messungenauigkeiten während Niedrigwasser zu berücksichtigen. Zum Beispiel entspricht der NM7Q dem niedrigsten 7-tägigen Mittelwert. Bezugszeitspanne ist normalerweise das Niedrigwasserjahr von April bis März des Folgejahres (Stölzle et al., 2018).

2.3 Untersuchungen zu Dürre im Wasserkraftsektor

Spezifische Untersuchungen zu Dürre im Wasserkraftsektor behandeln hauptsächlich Analysen zukünftiger Veränderungen der Wasserverfügbarkeit, Stromproduktion, Strompreisentwicklung und des Wasserkraftpotenzials aufgrund klimatischer Veränderungen, sowohl auf globaler, als auch auf Länder bzw. regionaler Ebene. Unterschiedliche Studien zu klimatischen Auswirkungen auf den Wasserkraftsektor sind in Tabelle 2.1 dargestellt.

Wie die Literaturrecherche zeigt, wurden vor allem Speicherkraftwerke mit und ohne natürlichem Zufluss sowie Pumpspeicherkraftwerke untersucht (Hamududu und Killingtveit, 2012; Kao et al., 2015; Majone et al., 2016; Turner et al., 2017). Nur wenige Untersuchungen beziehen auch Laufwasserkraftwerke mit ein (Gaudard et al., 2014; Lehner et al., 2005).

Die Ergebnisse der vorhergesagten Veränderungen der Stromproduktion sind räumlich und zeitlich sehr variabel (Kao et al., 2015; Lehner et al., 2005). Für Nordeuropa und Nordosteuropa zeigt sich eine Zunahme des Abflussvolumens und dementsprechend eine Zunahme des Wasserkraftpotenzials. Für Südeuropa zeigt sich eine deutlich Reduktion des Wasserkraftpotenzials (Hamududu und Killingtveit, 2012; Lehner et al., 2005). Die Zukunftsszenarien, berechnet von Lehner et al. (2005) für das Jahr 2070, ergeben für Skandinavien und Russland eine Potenzialsteigerung von 15-30% und ein reduziertes Potenzial für Spanien, Portugal und Südosteuropa zwischen 20 und 50%. Im Vergleich zu den genannten Ländern wurde für Deutschland und Großbritannien ein stabiles und gleichbleibendes Wasserkraftpotenzial vorhergesagt. Nach Gaudard et al. (2014) werden klimatische Veränderungen bei Speicherkraftwerken auftreten, wenn die Wasserspeicher in trockenen Jahren und vor allem während der Sommermonate, nicht mehr ausreichend durch Zuflüsse gefüllt werden. Obwohl erwartet wird, dass die klimabedingten Abflussänderungen die Speicherkraftwerke, im Vergleich zu Laufwasserkraftwerken, moderat ausfallen werden (Gaudard et al., 2014), sehen Lehner et al. (2005) vergleichbare Trends der Stromproduktionserzeugung bei Speicher- und Laufwasserkraftwerken.

In Sachen Handlungsmaßnahmen und Managementempfehlungen für den Wasserkraftsektor überwiegen die Empfehlungen für Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke (Gaudard et al., 2013; Maran et al., 2014). So entwickelten Maran et al. (2014) eine Optimierungsfunktion, die unter Berücksichtigung des Speicherzuflusses und der Strompreisentwicklung, ein optimiertes Anlagenmanagement ermöglicht. Gaudard et al. (2013) ermittelten in ihrer Untersuchung zwei Faktoren, welche das Anlagenmanagement verbessern können: Zum einen kann durch die Anpassung der Turbinenlaufzeit an die Strompreise die Gewinnrate gesteigert werden. Zum anderen kann die Maximierung der Fallhöhe bei reduziertem Wasserstand die verminderte

Energieerzeugung teilweise kompensieren. Wang et al. (2014) äußern in ihrer Vulnerabilitätsstudie generelle Handlungsempfehlungen. So wird empfohlen, die Kommunikation zwischen dem Wasserkraftsektor und Sektoren anderer erneuerbarer Energien zu fördern, um ein klimabedingtes Wasserkraftdefizit durch andere erneuerbare Energieformen kompensieren zu können. Zudem fordern die Autoren verstärke Maßnahmen gegen den Klimawandel, damit die damit verbundene erhöhte Vulnerabilität des Wasserkraftsektors eingedämmt wird.

Tabelle 2.1: Übersicht über Studien zu klimabedingten Auswirkungen auf den Wasserkraftsektor.

Publikation	**räumliche Skala**	**untersuchte WKAs**	**Thematik**
Turner et al., 2017	global	Speicherkraftwerke	Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserkraft und die nötigen Investitionen der Stromversorger
Hamududu und Killingtveit, 2012	global	Speicherkraftwerke	Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserkraftpotenzial
Kao et al., 2015	USA	Speicherkraftwerke	Veränderungen der Wasserkrafterzeugung
Wang et al., 2014	China	Speicherkraftwerke	Vulnerabilität der Wasserkraft
Lehner et al., 2005	Europa - Länderebene	Laufwasser-, Pump/-Speicheranlagen	Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserkraftpotenzial
Majone et al., 2016	südöstliche Alpenregion in Italien	Speicherkraftwerke	Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserkraftpotenzial
Gaudard et al., 2014	Schweizer und italienische Alpen	Laufwasser-, Speicher- und Pumpspeicherkraftwerk	Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserkraftnutzung
Maran et al., 2014	Alpenregion in Italien	Pumpspeicherkraftwerke	Auswirkung des Klimawandels und Optimierungsfunktion für besseres Management

Im Gegensatz zu den Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken gelten Laufwasserkraftwerke als besonders anfällig gegenüber Klimaveränderungen, da sie direkt von der Niederschlagssumme und der Niederschlagsverteilung abhängen und sehr limitierte Wasserrückhaltemöglichkeiten aufweisen (Gaudard et al., 2014; Lehner et al., 2005). Aus diesem Grund werden Laufwasserkraftwerke häufig nur als bedingt anpassungsfähig charakterisiert, was sich durch eine geringe Umsetzbarkeit von Dürremanagementmaßnahmen auszeichnet (Maran et al., 2014). Doch gerade in Baden-Württemberg spielen Laufwasserkraftwerke eine bedeutende Rolle (vgl.

Kapitel 2.2.1). Daher ist ein Dürremanagement speziell für Lauf- und Ausleitungskraftwerke in Baden-Württemberg von großer Relevanz.

Umfassende Untersuchungen des Wasserkraftsektors in Deutschland beschränken sich auf die Studie des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) zur Potenzialermittlung für den Ausbau der Wasserkraftnutzung in Deutschland. Das Ziel dieser Studie bestand darin, das aktuelle Potenzial deutscher WKAs zu analysieren und Möglichkeiten zur Steigerung des Wasserkraftpotenzials zu identifizieren (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010). Die zugrunde liegende Methode zur Berechnung des Wasserkraftpotenzials umfasst das Linienpotenzial zur Bestimmung des Potenzials für Wasserkraftanlagen mit einer Leistung < 1 MW und das technische Potenzial für WKAs mit einer Leistung > 1 MW (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010). Das Linienpotenzial beschreibt den maximalen Energievorrat eines Gewässers und berechnet sich aus frei verfügbaren gewässerkundlichen Daten des MQ und dem Gefälle entlang der Fließstrecke. Die Berechnung des technischen Potenzials (P) erfordert neben gewässerkundlichen Daten auch kraftwerksspezifische Daten wie beispielsweise Fallhöhe, Ausbaudurchfluss und Wirkungsgrad (Giesecke et al., 2014). Da die kraftwerksspezifischen Daten (Fallhöhe, installierte Leistung, Ausbaudurchfluss, Einhaltung einer Mindestabflussmenge) nicht öffentlich zugänglich sind, wurde eine Befragung der Wasserkraftbetreiber durchgeführt. Neben den Ergebnissen der Berechnung des Wasserkraftpotenzials und des möglichen Zubaupotenzials in Deutschland, werden generelle Managementstrategien zur Anpassung der Wasserkraftnutzung an den Klimawandel erläutert. So kann eine bessere Speicherung oder eine bessere Rückhaltung ungenutzter Wassermengen, in Form von Talsperren oder aufgestauten Flussabschnitten, für ausreichend Abfluss in Trockenperioden sorgen. Verminderte Stromerzeugung durch geringere Abflüsse können durch Erhöhung der Fallhöhe bis zu einem bestimmten Grad kompensiert werden. Außerdem kann durch Modernisierung der WKA der Wirkungsgrad verbessert und Teillasten besser ausgenutzt werden. Dadurch kann die Energieausbeute auch bei Niedrigwasser aufrechterhalten werden (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010).

Eine Studie, angelehnt an die Untersuchung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010), wurde vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg in Auftrag gegeben und behandelt das Ausbaupotenzial der Wasserkraft < 1 MW in unterschiedlichen Einzugsgebieten (EZGs) in Baden-Württemberg. Ziel dieser Studien ist es, energetisch genutzte und ungenutzte Querbauwerke auf ein mögliches Wasserkraftpotenzial zu untersuchen und diese Querbauwerke, unter Berücksichtigung der

gewässerökologischen Bewirtschaftungsziele nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), auszubauen. Für die Berechnung wurde auch das technische Potenzial verwendet und die Mindestwasserabgabe bzw. die ökologische Restwassermenge, eventuelle Bau- oder Sanierungskosten und die Vergütungssätze berücksichtigt (Heimerl et al., 2017).

Beide Studien verwenden für die Berechnung des technischen Potenzials kraftwerksspezifische Angaben und berücksichtigen ökologische Restwassermengen (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010; Heimerl et al., 2017). Jedoch ist das technische Potenzial lediglich eine theoretische Angabe, welche nur bis zu einem gewissen Grad mit der eigentlichen Energieerzeugungskapazität zusammenhängt. Beispielsweise werden die Volllaststunden durch einen Erfahrungswert ausgedrückt und nicht individuell und anlagenspezifisch ermittelt, wodurch Dürreperioden mit Niedrigwasser nicht ausreichend berücksichtig werden (Giesecke et al., 2014). Deshalb ist es notwendig, die aktuelle Situation des Wasserkraftsektors besser zu beleuchten, besonders in Bezug auf Erzeugungsverluste durch Dürre und Niedrigwasser.

3 Forschungsfragen und Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist die Analyse des Dürrerisikos des Wasserkraftsektors in Baden-Württemberg. Zum einen wird das Dürrerisiko rechnerisch über die Stromproduktionseinbußen während Dürreperioden analysiert. Zum anderen wird eine Vulnerabilitätsbewertung durchgeführt und Vulnerabilitätsfaktoren identifiziert, welche das Ausmaß der Stromproduktionseinbußen des Wasserkraftsektors in Dürrejahren signifikant beeinflussen.

Bei der Risikoanalyse werden, mit Hilfe der Formel für die elektrische Leistung, Stromproduktionseinbußen in Dürrejahren berechnet. Damit sollen die Fragen beantwortet werden, wo und wann es in den letzten Jahren zu Produktionseinbußen gekommen war und wie hoch diese ausgefallen sind. Anhand des Vergleiches der berechneten und realen Regelarbeitsvermögen wird zudem geprüft, ob es möglich ist, mit Hilfe der elektrischen Leistung, die Regelarbeitsvermögen realitätsnah zu reproduzieren. Außerdem wird überprüft, ob bei der Berechnung der Stromproduktion weitere Faktoren eine Rolle spielen, die nicht in der Gleichung berücksichtigt werden. Hier ist zu erwarten, dass weitere Faktoren einen Einfluss haben, beispielsweise die Entfernung des Pegels zur WKA, die Anzahl und Größe der Zuflüsse zwischen Pegel und WKA oder das Zu- und Abschalten von zusätzlichen Turbinen.

Im zweiten Teil wird die sektorspezifische Vulnerabilität bewertet. Ziel ist, durch die Beteiligung der Wasserkraftbetreiber Rückschlüsse auf Vulnerabilitätskomponenten zu ziehen und Informationen zu einzelnen Komponenten zu erhalten. Diesbezüglich wird die Hypothese aufgestellt, dass durch die Beteiligung der betroffenen Wasserkraftbetreiber ein guter und realistischer Einblick zum Umgang der Wasserkraftbetreiber mit Dürre gewonnen werden kann.

Anschließend wird durch statistische Tests die Abhängigkeit der Stromproduktionseinbußen ausgewählter Dürrejahre von unterschiedlichen Vulnerabilitätsfaktoren geprüft. Dadurch sollen Faktoren ermittelt werden, die einen signifikanten Einfluss auf die Stromproduktion haben. Bei der Auswertung der Ergebnisse und bei der Diskussion wird die übergeordnete Hypothese verfolgt, dass die Sensitivitätsparameter (Standortfaktoren, physikalische Faktoren) einen größeren Einfluss auf die Stromproduktion eines Standortes ausüben, als Faktoren der Anpassungsfähigkeit. Als untergeordnete Hypothese wird angenommen, dass die natürliche Abflussvariation eines Fließgewässers den größten Einfluss auf die unterschiedlichen Stromproduktionseinbußen hat (Gaudard et al., 2014), gefolgt von Faktoren, die in Zusammenhang mit dem Abfluss stehen (klimatische Wasserbilanz (Maran et al., 2014), Ausbaugrad). Andererseits wird erwartet, dass kraftwerksspezifische Faktoren, wie z.B. der Turbinentyp oder der Kraftwerkstyp

sowie das Management einer WKA, einen untergeordneten bzw. keinen Einfluss auf die Unterschiede der Stromproduktion in Dürrejahren haben (Maran et al., 2014).

Abschließend wird anhand unterschiedlicher Abflussszenarien eine mögliche Entwicklung der Stromproduktion unter klimatisch veränderten Bedingungen geprüft. Ziel ist es, Faktoren zu identifizieren, die verantwortlich sind, für die unterschiedliche Sensibilität der WKAs auf klimatisch bedingte Abflussänderungen.

4 Methode

4.1 Angewandte Definitionen

Das Dürrerisiko wird laut Birkmann et al. (2013) und Wilhite (2000) durch eine Funktion aus der Naturgefahr und der Vulnerabilität beschrieben. Nach Knutson et al. (1998) sind Dürreschäden Symptome der Vulnerabilität und drücken somit die Vulnerabilität eines Systems/ Sektors aus. Folglich wurden in dieser Arbeit bei der Analyse des Dürrerisikos Dürreschäden anstatt der Vulnerabilität verwendet (Abbildung 4.1). Als Dürreschäden dienten die berechneten Stromproduktionsabweichungen vom RAV im Dürrejahr 2011. Die Naturgefahr wurde durch die hydrologische Dürre und den damit einhergehenden reduzierten Pegelständen ausgedrückt und in der Berechnung der Stromproduktionsabweichungen berücksichtigt. Die Definition des Dürrerisikos wurde von UNISDR (2009) übernommen und beschreibt die Auftretenswahrscheinlichkeit von negativen Dürreauswirkungen.

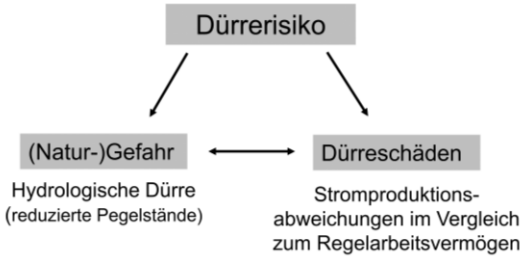


Abbildung 4.1: Angewandtes Schema zur Berechnung des Dürrerisikos. Abgeändert nach Wilhite (2000).

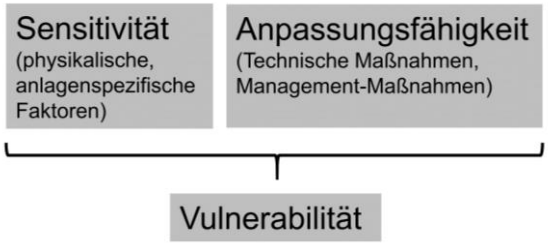


Abbildung 4.2: Verwendete Komponenten der Vulnerabilität für die Vulnerabilitätsbewertung. Abgeändert nach Fontaine und Steinemann (2009).

Die Definition der Vulnerabilität wurde von Birkmann et al. (2013) übernommen und beschreibt die Anfälligkeit eines gefährdeten Systems (z.B. eines Sektors) negative Auswirkungen, aufgrund einer Naturgefahr (Dürre), zu erleiden. Die Vulnerabilitätsbewertung wird häufig mit Hilfe der Vulnerabilitätskomponenten Exposition, Sensitivität und Anpassungsfähigkeit vollzogen (Adger, 2006; Fontaine und Steinemann, 2009). Laut Wilhite (2000) umfasst die Definition der Naturgefahr bereits die Exposition. Und auch die von Bhattacharya und Das (2007) genannten Charakteristika der Exposition (Intensität, Dauer, räumliche Muster) werden auch verwendet, um die Naturgefahr zu beschreiben. Aufgrund dessen wurden für die Vulnerabilitätsbewertung lediglich die Sensitivitätsfaktoren und die Anpassungsfähigkeit verwendet (Abbildung 4.2), die wie folgt definiert werden: Die Sensitivität wird durch Faktoren erfasst, die den aktuellen Zustand eines Systems beschreiben und über einen kurz- oder mittelfristigen Zeitraum nicht verändert werden können (harte Faktoren). Die Anpassungsfähigkeit wird durch

Faktoren erfasst, die über einen kurz- oder mittelfristigen Zeitraum modifiziert werden können (weiche Faktoren) (Bhattacharya und Das, 2007).

4.2 Online-Umfrage

Die Vulnerabilität des Wasserkraftsektors negative Auswirkungen zu erleiden, ist grundsätzlich von der Sensitivität und von der Fähigkeit abhängig, sich an veränderte Bedingungen anpassen und negative Auswirkungen kompensieren zu können (vgl. Kapitel 2.1.4). Wie von Stölzle und Stahl (2011) empfohlen, sollten die Akteure in die Trockenheitsforschung miteinbezogen werden, um ein besseres Verständnis beider Vulnerabilitätskomponenten zu erlangen. Online-Umfragen wurden als gute Methode befunden, um möglichst viele Wasserkraftbetreiber zu erreichen und die notwendigen Informationen zu Vulnerabilitätsfaktoren zu erhalten (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010).

4.2.1 Ermittlung der Wasserkraftbetreiber

Im Vorfeld dieser Arbeit wurde damit begonnen, Kontakt zu Wasserkraftbetreibern herzustellen, um eine möglichst große Anzahl an Wasserkraftbetreiber in diese Arbeit miteinbeziehen zu können. Einerseits wurde versucht über die Vorstände der beiden größten Wasserkraftverbände Baden-Württembergs, der Interessensgemeinschaft Wasserkraft Baden-Württemberg e.V. und der Arbeitsgemeinschaft Wasserkraftwerke Baden-Württemberg e.V., mit weiteren Wasserkraftbetreibern in Kontakt zu treten. Jedoch war die Resonanz der Mitglieder gering. Zum anderen wurde beim Büro am Fluss e.V. (Betreuung des Energieatlas BaWü) weitere Kontaktdaten angefragt. Aus Datenschutzgründen war die Herausgabe von Kontaktdaten jedoch nicht möglich. Letztendlich wurden die Kontaktdaten mit Hilfe des Energieatlas Baden-Württemberg ermittelt. Der Energieatlas beinhaltet Einträge zum Namen der Anlage oder der Betreiber und der Gemeindezugehörigkeit jeder aufgeführten Anlage (Umweltministerium Baden-Württemberg und LUBW, 2018b). Durch Internetrecherchen war es möglich, Namen, E-Mail-Adressen, Telefonnummern und Adressen der Wasserkraftbetreiber ausfindig zu machen. War lediglich die Telefonnummer vorhanden wurde telefonisch die E-Mail-Adresse erfragt. Bei wenigen Wasserkraftbetreibern war weder die E-Mail-Adresse noch die Telefonnummer bekannt. In diesen Fällen wurde per Post Kontakt aufgenommen.

4.2.2 Konzipierung der Umfrage

Durch Gespräche mit Wasserkraftspezialisten der EnBW und weiteren Wasserkraftbetreibern sowie durch diverse Literatur zur technischen Wasserkraft (Aufleger et al., 2014; Giesecke et al., 2014) und zu Studien des Wasserkraftpotenzials in Baden-Württemberg (Heimerl et al.,

2016) und deutschlandweit (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010) wurden eine Vielzahl an Faktoren identifiziert, welche die Vulnerabilitätskomponenten beschreiben.

Für die Konzipierung der Umfrage wurde die Online-Fragebogensoftware SoSci Survey (Leiner, 2014) verwendet und ein Online-Fragebogen erstellt. Neben der kostenlosen Nutzung für wissenschaftliche Befragungen ohne kommerziellen Hintergrund, bietet SoSci-Survey weitere Hilfreiche Tools und Funktionen, wie bspw. eine Vielzahl an unterschiedlichen Frage- und Antworttypen, die Durchführung eines Pre-Tests, den Versand der Umfrage per Serienmail mit personalisiertem Link, Rücklaufkontrolle und eine erleichterte Datenübernahme in ein Auswertungsprogramm (z.B. R). Der Online-Fragebogen bestand aus zwei Blöcken mit jeweils kleineren Unterthemen. Der erste Block behandelte sektorspezifische Fragen zur Wasserkraft. Dazu zählten technische Fragen zu den WKAs, Fragen zu den Wasserkraftstandorten und der Wassernutzung in der Umgebung sowie Fragen zur Führungsform der WKA. Dieser erste Block deckte somit Faktoren der Sensitivität ab. Der zweite Block thematisierte die Anpassungsfähigkeit der Wasserkraftbetreiber gegenüber Dürreereignissen und das Dürremanagement. In diesem Block wurden Informationen zu dürrebezogenen Energieeinbußen und Konflikten abgefragt, bereits umgesetzten Maßnahmen zur Verringerung des Dürrerisikos und die genutzten Monitoring- und Informationssysteme sowie die Einschätzung des Dürrerisikos erfragt. Die verwendeten Fragetypen beliefen sich hauptsächlich auf ein- und mehrfach Auswahlmöglichkeiten. Offene Texteingabemöglichkeiten wurden vor allem zur Abfrage technischer und kraftwerksspezifischer Daten und zur Angabe weiterer Optionen und Kommentare verwendet. Auf eine Anonymisierung der befragten Wasserkraftbetreiber wurde verzichtet, damit später eine Lokalisierung der WKAs möglich war.

Nach dem Fertigstellen der Umfrage, wurde der Fragebogen einem technischen Funktionstest unterzogen. Neben dem technischen Funktionstest wurde der Fragebogen auch auf Verständlichkeit und Vollständigkeit geprüft. Dazu wurde die Umfrage von einem Wasserkraftbetreiber bei einem persönlichen Gespräch durchgeführt und kritisch begutachtet. Im Fokus stand dabei vor allem, unklare oder mehrdeutige Fragen zu identifizieren und die Sinnhaftigkeit und Vollständigkeit der vorgegebenen Antwortmöglichkeiten zu prüfen. Die Anmerkungen wurden anschließend in die Umfrage eingearbeitet.

4.2.3 Durchführung der Umfrage

Im Zuge der Online-Umfrage wurden 424 Wasserkraftbetreiber kontaktiert. 420 Wasserkraftbetreiber erhielten Serienmails mit personalisierten Links zur Umfrage. 14

Wasserkraftbetreiber ohne bekannte Telefonnummern oder E-Mail-Adressen wurden per Post mit einem personalisierten Link zur Umfrage angeschrieben. Die Befragung wurde auf 6 Wochen festgelegt und fand zwischen dem 15. Mai und dem 22. Juni 2018 statt. Nach der Hälfte des Befragungszeitraums wurde eine Erinnerungsmail versendet. Dabei wurde nicht unterschieden zwischen Teilnehmer, die den Fragebogen zurückgesendet hatten, teilweise ausgefüllt oder noch gar nicht ausgefüllt hatten, da zum Teil Fragebögen leer oder ohne eine beantwortete Frage zurückgeschickt wurden.

4.2.4 Datenaufbereitung

Vor der Auswertung der Daten wurde der Datensatz aufbereitet. Dabei wurden zuerst nicht vollständig ausgefüllte Fragebögen aussortiert. Zudem wurden zwei Wasserkraftanlagen an Stauseen bei der weiteren Analyse nicht berücksichtigt, da sich diese Arbeit auf Laufwasserkraftwerke beschränkt. Anschließend wurden fehlende Werte und Angaben, wenn möglich, vervollständigt: Für drei WKAs mit fehlender Fallhöhe wurden diese aus dem Energieatlas Baden-Württemberg (basierend auf den Potenzialstudien von Heimerl et al.) entnommen. Fehlende Turbinentypen wurden mit Hilfe des Ausbaudurchflusses und der Fallhöhe und des, in Abbildung 2.4 dargestellten Schemas, vervollständigt. Fehlende Ausbaudurchflüsse wurden durch den MQ, entsprechend dem Vorgehen von Heimerl et al. (2017), ersetzt. Die Angaben für die installierte Leistung wurde in Kilowatt (kW) und Werte für das Regelarbeitsvermögen in Megawattstunde pro Jahr (MWh/a) umgerechnet und vereinheitlich. Zuletzt wurden den WKAs Koordinaten und eine Nummer zugeordnet, damit die unterschiedlichen Vulnerabilitätsfaktoren der WKAs auch räumlich in Zusammenhang gestellt werden konnten.

4.3 Berechnung des Dürrerisikos

Wie in Kapitel 4.1 erläutert, wurde das Dürrerisiko anhand der Stromproduktionsabweichungen im Vergleich zum RAV in Dürrejahren abgeleitet. Die Berechnung der Stromproduktion basierte auf der Formel der elektrischen Leistung und war angelehnt an die Vorgehensweise der Potenzialstudien von Heimerl et al. (2015) und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010). Die elektrische Leistung wird aus der Dichte von Wasser (ρ_w), der Erdbeschleunigung (g), dem Wirkungsgrad (η), der Fallhöhe (h_f) und dem Ausbaudurchfluss (Q_a) berechnet (Giesecke et al., 2014) und wird oft als technisches Potenzial bezeichnet (Heimerl et al., 2015). Da in dieser Arbeit jedoch nicht das Potenzial, sondern die tatsächliche Stromproduktion berechnet werden sollte, wurde in einigen Punkten von der Vorgehensweise der zwei genannten Potenzialstudien abgewichen. Für den Q_a verwendeten

Heimerl et al. (2015) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) den MQ des betrachteten Gewässerabschnitts, in dieser Arbeit wurde der MQ jedoch durch die nutzbare stündliche Abflusszeitreihe (Q_{nutz}) des nächstgelegenen Pegels ersetzt. Die vorhandenen Abflusszeitreihen wurden zuerst auf Fehlwerte untersucht und einzelne Fehlwerte durch Mittelung des vorherigen und nachfolgenden Wertes ersetzt. Für das Füllen von mehreren aufeinander folgenden Fehlwerten oder ganzen Zeitlücken wurde ein anderes Verfahren verwendet. Hierbei wurde für die Zeitreihe ohne Fehlwerte das langjährige Mittel für jede Stunde im Jahr berechnet und die jeweiligen Werte für das Auffüllen der Zeitlücke verwendet. Anschließend wurde für die Berechnung des Q_{nutz} folgende Einflussfaktoren berücksichtigt: Vorhandene Abflusszeitreihen von *Zuflüssen* wurden mit der Abflusszeitreihe des Hauptgewässers verrechnet. Bei Ausleitungskraftwerken wurden die Abflussverluste, resultierend aus der Einhaltung *ökologischer Restwassermengen* in Restwasserstrecken, berücksichtigt. Angaben zur geforderten Restwassermenge wurden entweder den Antworten der Wasserkraftbetreiber der Online-Umfrage entnommen oder, falls keine Antwort vorlag, den Empfehlungen der LfU (heute LUBW) gefolgt und eine Restwassermenge von 1/3 MNQ angenommen (LfU, 2005). Die *Mindestabflussmenge*, die für den Turbinenbetrieb notwendig ist, wurde entweder den Antworten der Online-Umfrage entnommen oder als prozentualer Anteil des Q_a für bestimmte Turbinentypen berechnet. Dabei wurde für die Francis-Turbine ein Anteil von 30% angenommen, für alle anderen Turbinentypen 20% (Aufleger et al., 2014; Herr Rost). Die *maximale Abflussmenge* durch die Turbine wurde durch den Q_a beschränkt. (Giesecke et al., 2014).

Der Gesamtwirkungsgrad η einer WKA ist schwer zu bestimmen, da sich dieser Wert aus unterschiedlichen Wirkungsgraden zusammensetzt (Wirkungsgrad der Triebwasserzuleitung, des Maschinensatzes, der Turbine, des Getriebes, Verluste durch den Rechen etc.) (Giesecke et al., 2014). Heimerl et al. (2017) verwendeten in ihrer Potenzialstudie einen Erfahrungswert von 81,5%. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) hingegen, spezifizierte den Wirkungsgrad nach der installierten Leistung und verwendete für große WKAs mit einer Leistung > 1 MW einen Wirkungsgrad von 85% und für kleine WKAs mit einer Leistung < 1 MW einen Wirkungsgrad von 80%. Da in dieser Arbeit kein konstanter MQ sondern eine Abflusszeitreihe verwendet wurde und der Wirkungsgrad stark von der Durchflussmenge abhängt, wurde hier der Wirkungsgrad in Abhängigkeit des Abflusses berechnet (Aufleger et al., 2014; Quaschning, 2007). Dafür wurde der Turbinenwirkungsgrad η_T in Abhängigkeit des normierten Abflusses q und des Turbinentyps nach Quaschning (2007) berechnet.

Die Werte für η_T wurden wie folgt berechnet:

$$\eta_T = \begin{cases} 0 & \text{für } Q_{nutz} \leq Q_{Pegel} \\ \dfrac{q}{a_1 + a_2 * q + a_3 * q^2} & \text{für } Q_{Pegel} < Q_{nutz} < Q_a \\ \eta_{T,N} & \text{für } Q_{nutz} \geq Q_a \end{cases} \quad (1)$$

Dabei gilt für q:

$$q = \frac{Q_{nutz}}{Q_a} \quad (2)$$

Die Werte für die Parameter a_1, a_2, a_3 und $\eta_{T,N}$ zur Ermittlung der Funktion von η_T in Abhängigkeit von q sind in Tabelle 4.1 dargestellt. Quaschning (2007) liefert jedoch nur Parameterwerte für die geläufigsten Turbinentypen (Kaplan, Pelton und Francis). Diese Werte sind in Tabelle 4.1 oberhalb der gestrichelten Linie dargestellt. Die fehlenden Parameterwerte für die Ossberger/ Durchströmturbine wurden deshalb graphisch mit Hilfe der Abbildung 4.3 abgeleitet. Für die Wasserkraftschnecke und das Wasserrad wurden die Parameterwerte nach den Beschreibungen der Eigenschaften der Literatur entnommen (Aufleger et al., 2014; Giesecke et al., 2014). Die anderweitig bestimmten Parameterwerte sind in Tabelle 4.1 unterhalb der gestrichelten Linie dargestellt.

Tabelle 4.1: Übersicht über die verwendeten Parameterwerte für die Bestimmung des Turbinenwirkungsgrades in Abhängigkeit des normierten Abflusses (Aufleger et al., 2014; Giesecke et al., 2014; Quaschning, 2007).

	$\eta_{T,N}$	a_1	a_2	a_3
Kaplan	0,895	0,045	0,965	0,1
Pelton	0,885	0,03	0,99	0,1
Francis	0,89	0,18	0,63	0,31
Durchströmturbine/ Ossberger	0,8	0,03	0,98	0,1
Schnecke	0,75	0,03	0,99	0,1
Wasserrad	0,75	0,3	0,99	0,1

Berücksichtigt wurde zudem, dass der Turbinenwirkungsgrad nicht mit dem Gesamtwirkungsgrad (η_q) gleichgesetzt werden darf, da dieser weitere Leistungsverluste umfasst. Deshalb wurde der Turbinenwirkungsgrad pro stündlichem Abfluss um 14% verringert. Dieser Wert begründet sich aus der Summe der Leistungsverlust durch Eigenbedarf (2%), durch den

Transformator (2%), durch den Generator (5%) und durch das Getriebes (5%) (Aufleger et al., 2014). Diese genannten Verluste wurden als konstant und unabhängig vom Abfluss angenommen.

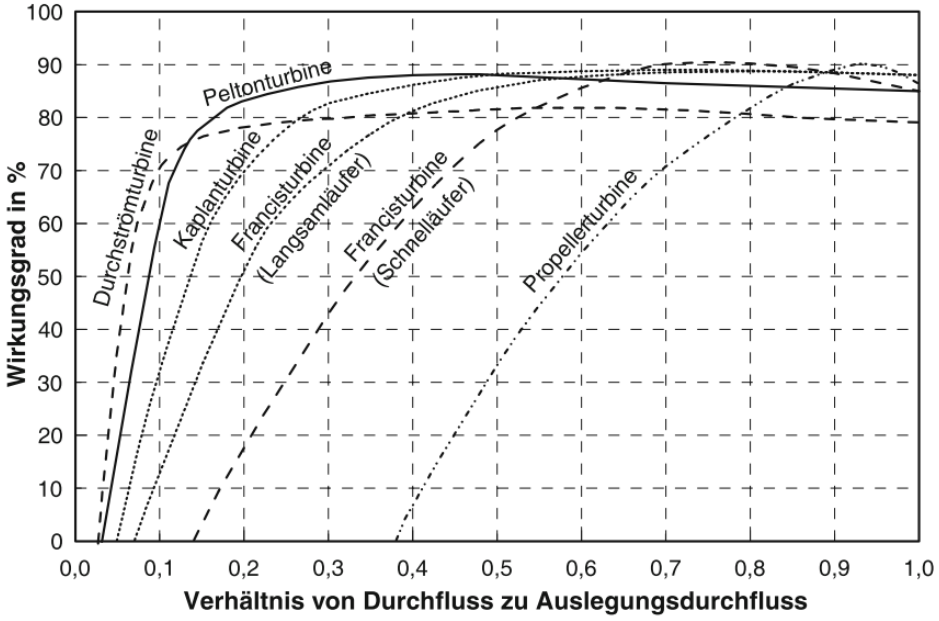


Abbildung 4.3: Wirkungsgradverlauf einzelner Turbinen in Abhängigkeit des normierten Abflusses (Aufleger et al., 2014).

Durch die erläuterten Berücksichtigungen ergibt sich somit Formel (3) für die Berechnung der elektrischen Leistung (verändert nach Giesecke et al., 2014):

$$P = \frac{\rho_w * g}{1000} * \eta_q * h_f * Q_{nutz} \tag{3}$$

P	(elektrische) Leistung [kW]
ρ_w	Dichte von Wasser 1000 kg/m³
g	Erdbeschleunigung 9,81 m/s²
η_q	Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit des normierten Abflusses q [-]
h_f	Fallhöhe [m]
Q_{nutz}	nutzbarer Abfluss [m³/s]

Neben den geschilderten Berücksichtigungen, den Q_{nutz} und den Gesamtwirkungsgrad betreffend, war es notwendig, einige Vereinfachungen vorzunehmen. So wurde bei Anlagen mit mehreren Turbinen angenommen, dass die Turbinen parallel geschaltet sind und die gleichen Eigenschaften bezüglich installierter Leistung, Fallhöhe, Wirkungsgrad und Q_a aufweisen. Da die Zu- und Abschaltung einer weiteren Turbine oder mehrerer Turbinen nur schwer zu verallgemeinern ist, wurde eine Anlage mit mehreren Turbinen zu einer „großen“ Turbine vereinfacht

und dabei der Q_a mit der Anzahl der Turbinen multipliziert, um den Q_{nutz} jeder einzelnen Turbine trotz der Vereinfachung realitätsnah zu berücksichtigen. Des Weiteren wurde eine mögliche Minderung der Stromproduktion einer Anlage aufgrund von Verschleiß und des Alters der Anlage bei der Berechnung der Stromproduktion vernachlässigt. Außerdem wurden Produktionsausfälle der Wasserkraftanlage aufgrund von Hochwasser oder Revisionen nicht berücksichtigt.

Mit der Gleichung der elektrischen Leistung (Formel (3), den Berücksichtigungen und getroffenen Annahmen, wurde für jede Stunde die elektrische Leistung [kW] berechnet. Um die Stromproduktion [kWh] zu erhalten, wurden die stündlichen Leistungen auf Jahreswerte aufsummiert. Anschließend wurde das Regelarbeitsvermögen [MWh/a] über die vorhandene Zeitperiode ermittelt. Mit diesem Kennwert war es möglich, die jährliche prozentuale Abweichung der Stromproduktion von dem RAV zu berechnen. Diese jährliche prozentuale Abweichung diente als Maß für den entstandenen Schaden in Dürrejahren und wurde im weiteren Verlauf für die Identifizierung einflussreicher Vulnerabilitätsfaktoren verwendet. Zudem wurde der Vergleich der realen und der berechneten RAV genutzt, um Aussagen über die Qualität und Plausibilität der verwendeten Berechnungsmethode zu treffen.

4.4 Identifizierung und Berechnung der Vulnerabilitätsfaktoren

4.4.1 Sensitivitätsfaktoren

Die Sensitivitätsfaktoren wurden nochmals in die Untergruppen Standortfaktoren und physikalische Faktoren unterteilt.

Als Standortfaktoren des Wasserkraftsektors, die kurz- oder mittelfristig nicht verändert werden können, wurde der Turbinentyp, der Kraftwerkstyp, die installierte Leistung, der Ausbaugrad und die Wassernutzung im Oberlauf identifiziert. Informationen zu den Standortfaktoren, außer dem Ausbaugrad, wurden aus den beantworteten Online-Umfragen entnommen. Der Ausbaugrad f_a wurde nach Giesecke et al. (2014) aus dem Verhältnis des Q_a zum MQ berechnet:

$$f_a = \frac{Q_a}{MQ} \tag{4}$$

Werte für den Ausbaudurchfluss jeder WKA wurden der Umfrage entnommen. Die Werte für den MQ wurden mit Hilfe der Pegelinformationen, die auch schon für die Berechnung der Leistung verwendet wurden, berechnet. Die Zuhilfenahme von verfügbaren Abflusskennwerten der LUBW kam nicht in Frage, da zum Teil für die Leistungsberechnung für einige Standorte mehrere Pegeldaten verrechnet wurden und für diese Standorte die regionalisierten

Abflusskennwerte der LUBW nicht mehr verwendet werden konnten. Um für die Berechnung der mittleren Abflusswerte die gleiche Methode gewährleisten zu können, wurde daher für jeden Wasserkraftstandort der MQ berechnet.

Die physikalischen Sensitivitätsfaktoren wurden einerseits mittels des Wasser- und Bodenatlasses Baden-Württemberg (WaBoA) bestimmt (WaBoA, 2012), andererseits wurden Abflusskennwerte als physikalische Faktoren verwendet. Dem WaBoA wurden räumliche Informationen zur Hydrogeologie, Grundwasserneubildung, Grundwasserergiebigkeit der oberen Gesteinsschichten, zur klimatischen Wasserbilanz und zur Landnutzung entnommen. Die nachfolgende Verarbeitung der Informationen wurde in QGIS (Version 2.18; QGIS Development Team, 2016) durchgeführt. Zum einen wurden die jeweiligen Informationen für jeden Wasserkraftstandort aus dem entsprechenden Polygon der einzelnen physikalischen Faktoren extrahiert, wodurch man einen standortspezifischen Wert bzw. eine standortspezifische Eigenschaft erhält. Zum anderen wurden für die Grundwasserneubildung und für die klimatische Wasserbilanz flächengewichtete Mittelwerte für jedes EZG berechnet und der jeweils berechnete Wert den Standorten innerhalb des zugehörigen EZGs zugewiesen. Bei der Landnutzung, der Grundwasserergiebigkeit und der Hydrogeologie wurde ein anderes Vorgehen gewählt. Hierbei wurde für jedes EZG diejenige Kategorie eines physikalischen Faktors mit dem größten Flächenanteil ermittelt und diese Kategorie den jeweiligen Standorten innerhalb des EZGs zugewiesen. Dieses Vorgehen wurde gewählt, da zum einen davon auszugehen ist, dass die Landnutzungs- und Grundwasserergiebigkeitsklasse sowie auch die hydrogeologische Einheit mit dem größten Flächenanteil auch den größten Einfluss auf den Wasserhaushalt im EZG hat; zum anderen werden diese Faktoren nicht durch numerische Werte, sondern durch qualitative Kategorien beschrieben, weshalb kein flächengewichteter Mittelwert bestimmt werden konnte.

In Hinblick auf den Wasserkraftsektor ist der Abfluss, insbesondere der Niedrigwasserabfluss, eine bedeutende Sensitivitätskomponente, da die Energieproduktionseinbußen in direkter Abhängigkeit zur Frequenz und Dauer von Niedrigwasserperioden stehen (vgl. Kapitel 2.3). Für die Bestimmung der Unterschreitungstage wurde mit den aufbereiteten und angepassten Abflusswerten der MNQ berechnet und die Anzahl der Tage ermittelt, an denen der Abfluss unter den MNQ-Grenzwert gefallen ist. Die Unterschreitungstage wurden für jedes Jahr der vorhandenen Abflusszeitreihe aufsummiert (SumD). Anschließend wurden die Unterschreitungstage pro Jahr mit der jährlichen Stromproduktion verglichen. Als zweiter Kennwert für die Beurteilung der natürlichen Streuung der Abflusswerte, eignet sich der Varianzkoeffizient (*engl. Coefficient of variation CV*). Berechnet wurde der CV aus der Standardabweichung s und dem Mittelwert $\tilde{x}$ der gesamten Abflusszeitreihe, wie in Formel (5) dargestellt (Dormann, 2017).

$$CV = \frac{s}{\tilde{x}} \tag{5}$$

Somit wurde ein Varianzkoeffizient pro Wasserkraftstandort berechnet. Bei der Berechnung wurde, im Gegensatz zu den jährlichen Unterschreitungstagen, das Baujahr der WKAs nicht berücksichtigt und die komplette, zur Verfügung stehende Abflusszeitreihe je Standort verwendet. Damit sollte sichergestellt werden, dass sich die langfristigen Abflussschwankungen im Varianzkoeffizient widerspiegeln. Ein kleiner Varianzkoeffizient mit Werten gegen 0 bedeutet, dass die Abflusswerte lediglich moderat zum MQ variieren und somit eine geringe natürliche Variabilität aufweisen. Varianzkoeffizienten >1 deuten auf ein hochvariables Abflusssystem mit hohen natürlichen Abflussschwankungen hin. Ein großer Vorteil des Varianzkoeffizienten ist die Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Abflussdatensätzen, aufgrund der Unabhängigkeit von absoluten Werten (Dormann, 2017).

4.4.2 Anpassungsfähigkeit

Die Parameter für die Untersuchung der Anpassungsfähigkeit wurden aus den Antworten der Wasserkraftbetreiber aus der Online-Umfrage generiert. Zu diesen abgefragten Parametern zählen die Nutzung von Informations- und Monitoringsystemen, Maßnahmen zur Risikovorsorge und das Risikobewusstsein gegenüber Dürren.

4.5 Statistische Auswertung

Anhand unterschiedlicher statistischer Tests und Auswertungsverfahren, wurde der Einfluss der einzelnen Vulnerabilitätsfaktoren auf die prozentuale Abweichung der Stromproduktion von dem RAV ermittelt. Ziel dieser Tests ist es, einflussreiche Vulnerabilitätsfaktoren zu identifizieren und somit Unterschiede in der Stromproduktion während Dürreperioden erklären und begründen zu können. Das Vorgehen war dabei an die Methode von Blauhut et al., (2016) angelehnt, wonach zuerst der Einfluss aller Vulnerabilitätsfaktoren auf die Stromproduktion getestet wurden, um anschließend, durch eine schrittweise Selektion, die beste Parameterkombination des multiplen linearen Regressionsmodells zu ermitteln. Anstatt der logistischen Regression wurde hingegen eine lineare Regression durchgeführt, da in dieser Arbeit keine binären, sondern kontinuierliche Antwortvariablen vorlagen. Für die Durchführung aller nachfolgenden statistischen Tests und für die statistische Auswertung wurde die Statistiksoftware R (Version 1.1383; R Core Team, 2017) verwendet. Das Signifikanzniveau wurde auf $\alpha = 0{,}05$ (Konfidenzintervall von 95%) festgelegt. Die Ergebnisse wurden einerseits deskriptiv analysiert

(Mittelwert, Median, R^2, p-Wert, Steigung) und andererseits graphisch in Form von Boxplots, Scatterplots und Histogrammen dargestellt.

4.5.1 Niedrigwasserkennwerte

Der Zusammenhang zwischen Niedrigwasserkennwerten und der Stromproduktion während Dürreperioden wurde im Folgenden anhand einer Korrelation getestet. Dabei wurde angenommen, dass bei einer berechneten Kovarianz < -0,3 von einem signifikanten Muster zwischen zwei Datensätzen auszugehen ist (Dormann, 2017). Für diesen Test wurden die jährlichen Summen der Unterschreitungstage und die prozentualen Abweichungen der Jahresarbeit vom RAV verwendet. Da die Daten beider Datensätze überwiegend nicht normalverteilt waren (Anderson-Darling Goodness of Fit - Test auf Normalverteilung > 0,05), wurde der Korrelationskoeffizient Spearmans ρ für nicht-parametrische Daten verwendet.

4.5.2 Kategoriale Vulnerabilitätsfaktoren

Kategoriale Vulnerabilitätsfaktoren, wie beispielsweise der Turbinentyp, der Kraftwerkstyp, die Landnutzung, die Ergiebigkeit der oberen Gesteinsschicht, die Hydrogeologie, die Wassernutzung im Oberlauf und unterschiedliche Anpassungsmaßnahmen wurden einer Varianzanalyse (ANOVA) unterzogen. Nach der Durchführung der ANOVA wurde geprüft, ob die Annahmen der Varianzhomogenität- und die Normalverteilungsannahme der ANOVA verletzt wurden (Dormann, 2017). Die Normalverteilungsannahme der Residuen wurde durch den Normal-Quantil-Plot (Normal Q-Q-Plot) getestet (Handl und Kuhlenkasper, 2017). Mittels des F-Tests, in diesem Fall mit Hilfe des Bartletts Tests, wurde die Annahme der Varianzhomogenität getestet. Wurde eine der beiden Annahmen bei der Durchführung verletzt, wurde anstatt einer ANOVA der Kruskal-Wallis-Test angewandt. Bei diesem Test werden die Daten zuerst rangtransformiert und anschließend mit der üblichen ANOVA analysiert (Dormann, 2017). Im Anschluss an die ANOVA wurde Tukey's Honest Significant Difference Test (Tukey's HSD) (post-hoc Test) zur Ermittlung der signifikanten Level verwendet, da sich dieser Test durch einen strikten und konservativen Vergleich der Prädiktorpaare auszeichnet und deshalb als Maximalstandard gilt (Dormann, 2017).

4.5.3 Kontinuierliche Vulnerabilitätsfaktoren

Der Einfluss kontinuierlicher Vulnerabilitätsfaktoren (installierte Leistung, Ausbaugrad, Varianzkoeffizient des Abflusses, klimatische Wasserbilanz oder Grundwasserneubildung) auf die Stromproduktion wurde anhand linearer Regression (LR) untersucht. Auch hier lag der Fokus darauf, eine signifikante Abhängigkeit der Stromproduktion von den kontinuierlichen

Vulnerabilitätsfaktoren zu untersuchen (Handl und Kuhlenkasper, 2017). Die in der Literatur zur Regressionsanalyse verwendeten Begrifflichkeiten sind oft uneinheitlich. In dieser Arbeit wurden deshalb die Begriffe Prädiktor und erklärende Variable als regressionsspezifischer Terminus für die Vulnerabilitätsfaktoren verwendet. Die Begriffe Antwortvariable und abhängige Variable wurden als Synonyme für die Stromproduktion bzw. für die prozentuale Abweichung der Stromproduktion von dem RAV verwendet (Urban und Mayerl, 2018). Bei einer linearen Regression ist dann eine Abhängigkeit der Antwortvariablen von dem Prädiktor bewiesen, wenn der ausgegebene p-Wert des F-Tests das Signifikanzniveau unterschreitet. Ähnlich wie bei der ANOVA muss auch bei der LR die Annahme der normalverteilten Residuen geprüft werden. Dazu wurde auch hier der Normal-QQ-Plot angewandt (Handl und Kuhlenkasper, 2017). Wurde die Normalverteilungsannahme verletzt, wurde versucht durch Transformation (quadrieren, Polynomfunktion, Quadratwurzel, logarithmieren) eine Normalverteilung zu erzielen (James et al., 2017).

4.5.4 Identifizierung der einflussreichsten Vulnerabilitätsfaktoren

Die Ermittlung der Vulnerabilitätsfaktoren, welche den größten Einfluss auf die Unterschiede in der Stromproduktion an unterschiedlichen Standorten haben, wurde anhand einer multiplen linearen Regression (MLR) durchgeführt. Um eine mögliche Multikollinearität zwischen Prädiktoren zu prüfen, wurde vor der Durchführung der MLR, eine Korrelationsmatrix für kontinuierliche Prädiktoren erstellt (Urban und Mayerl, 2018). Für die Korrelation wurde auf den Korrelationskoeffizienten Kendalls τ für nicht-parametrische Daten zurückgegriffen. Eine bestehende Korrelation zwischen zwei Prädiktoren wurde für $\tau > 0{,}3$ zu Grunde gelegt (Dormann, 2017). Für kategoriale Variablen wurde der χ^2-Test (Test auf Assoziation für) verwendet. Als Alternative zum χ^2-Test, falls die Anzahl der zu erwartenden Werte pro Kategorie geringer als fünf war, wurde Fisher's Exact Test angewandt. Im Anschluss wurde ein Prädiktor eines identifizierten abhängigen Prädiktor-Paares bei der anschließenden multiplen linearen Regression ausgeschlossen (Dormann, 2017).

Um die Vulnerabilitätsfaktoren zu erhalten, die am stärksten mit der Variabilität der Stromproduktion in Zusammenhang stehen, wurde wie in der Publikation von Blauhut et al. (2016), eine Variablenselektion in die MLR eingebunden. Hierfür wurde eine Kombination aus Vorwärts- und Rückwärts-Selektion (Schrittweise-Selektion oder mixed selection) verwendet (James et al., 2017).

4.6 Vulnerabilitätsbewertung

Mit den im vorherigen Kapitel identifizierten einflussreichen Vulnerabilitätsfaktoren wurde eine Vulnerabilitätskarte erstellt. Die Vorgehensweise richtete sich dabei nach der Methode von Fontaine und Steinemann (2009) und De Stefano et al. (2015a), welche Vulnerabilitätsindizes zur Vulnerabilitätsbewertung heranzogen. Nach dieser Methode wurden die Werte einzelner kontinuierlicher Vulnerabilitätsfaktoren in vier Gruppen, entsprechend ihrer Quantile eingeteilt. Jeder Wertegruppe wurde ein Vulnerabilitätswert von 0,25 (geringe Vulnerabilität); 0,5 (mäßige Vulnerabilität); 0,75 (mittlere Vulnerabilität) und 1 (hohe Vulnerabilität) zugewiesen. Den einzelnen Untergruppen der kategorialen Vulnerabilitätsfaktoren wurden dieselben Vulnerabilitätswerte zugewiesen. Um die unterschiedliche Einflussstärke der Vulnerabilitätsfaktoren zu berücksichtigen, wurden die Vulnerabilitätswerte gewichtet und die Faktoren mit Werten zwischen eins (geringe Einflussstärke) und vier (hohe Einflussstärke) multipliziert. Die Gewichtung wurde anhand des Einflusses, identifiziert durch die MLR, vorgenommen. Die Vulnerabilitätswerte der unterschiedlichen Vulnerabilitätsfaktoren wurden anschließend für jeden Standort zu einem Vulnerabilitätsindex aufsummiert und graphisch als Karte dargestellt.

4.7 Abflussszenarien

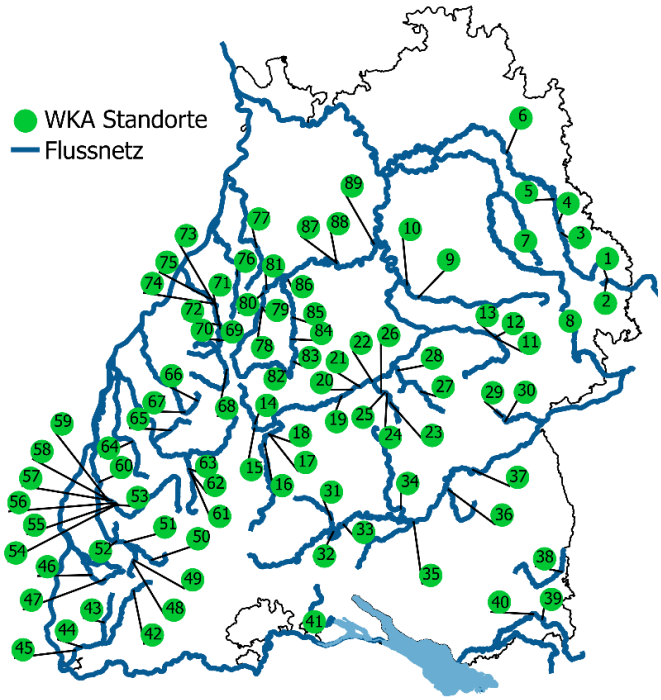
Im Hinblick auf die aktuelle Klimaänderung wurden im letzten Schritt unterschiedliche Abflussszenarien angenommen und mit diesen veränderten Abflusswerten das RAV sämtlicher WKAs erneut berechnet. Die angenommenen Abflussszenarien wurden dabei nach den Erkenntnissen des Niedrigwasser-Syntheseberichts der KLIWA-Arbeitsgruppe (Stölzle et al., 2018) berechnet. Die Ergebnisse des Niedrigwasser-Monitorings zeigen, dass die Niedrigwassersaison im Spätsommer/Herbst liegt und teilweise eine Intensivierung der Niedrigwasserperioden während der Sommermonate zu beobachten ist. Deshalb wurden in diesem Bericht Abflussszenarien verwendet, bei der eine starke Abflussabnahme in den Sommermonaten und eine Abflusszunahme in den Wintermonaten angenommen wird. Für die unterschiedlichen Abflussszenarien wurden in dieser Arbeit die drei abflussärmsten (Sommer/Herbst) und die drei abflussreichsten Monate (Winter/Frühjahr) pro vorhandener Abflusszeitreihe ermittelt und eine bestimmte Abflussmenge von den trockenen Monaten in die nassen Monate umverteilt. Auf diese Weise wurden insgesamt sechs Abflussszenarien mit Umverteilungsmenge von 5%, 10%, 15%, 20%, 25% und 30% des stündlichen Abflusses berechnet. Das erneut berechnete RAV für jedes Abflussszenario wurde als prozentuale Abweichung des aktuellen RAV angegeben.

5 Ergebnisse

5.1 Ergebnis der Online-Umfrage

Die Online Umfrage wurde von 62 der angeschriebenen 424 Wasserkraftbetreiber (das entspricht 14,3%) vollständig beantwortet. Diese 62 Teilnehmer wurden zuvor per E-Mail kontaktiert. Von den 14 Wasserkraftbetreibern, die per Post kontaktiert wurden, hat keiner die Umfrage beantwortet. Da viele private Wasserkraftbetreiber, aber vor allem Unternehmen, mehrere WKAs besitzen oder betreiben, lieferte die Umfrage Daten zu 129 Wasserkraftstandorten in ganz Baden-Württemberg. Da jedoch nicht für alle Fließgewässer Pegeldaten zur Verfügung standen und Speicher- bzw. Pumpspeicherkraftwerke nicht berücksichtigt wurden, musste die Anzahl der Standorte auf 89 reduziert werden. Insgesamt sind diese 89 Standorte an 36 Fließgewässern lokalisiert.

Die räumliche Verteilung der Wasserkraftstandorte ist in Karte 5.1 dargestellt. Der Karte 5.1 ist zu entnehmen, dass sich die meisten verwendeten Wasserkraftanlagen in der Westhälfte von Baden-Württemberg, in der Region des Schwarzwaldes, befinden und die geringste Anzahl südöstlich der Schwäbischen Alb und im Norden Baden-Württembergs Zur besseren Vergleichbarkeit einzelner Standorte und für eindeutige Verweise auf bestimmte WKAs sind die Wasserkraftanlagen mit Nummern versehen. Diese Nummerierung beginnt im Nordosten Baden-Württembergs und verläuft im Uhrzeigersinn von der Quelle bis zur Mündung der einzelnen Fließgewässer und wird in den folgenden Kapiteln beibehalten.



Karte 5.1: Räumliche Verteilung der zur Verfügung stehenden Wasserkraftanlagen.

5.2 Berechnetes Dürrerisiko

5.2.1 Analyse der realen Leistungen

Die real erzeugten elektrischen Leistungen, der in Abbildung 5.1. dargestellten Wasserkraftanlagen, zeigen keinen kontinuierlichen linearen Verlauf. Stattdessen zeigen alle drei WKAs bei niedrigen Abflussmengen einen flachen Anstieg der Leistung. Bei Anlage 1 reicht der flache Anstieg bis Abflussmengen von ca. 17 m³/s, bei Anlage 2 bis ca. 14 m³/s und bei Anlage 3 bis Abflüsse knapp unter 2 m³/s. Anschließend folgt bei höheren Abflüssen ein steilerer Anstieg. Der spezifische Abfluss, am Übergang des flachen zum steilen Leistungsanstieg, entspricht bei Anlage 1 ca. 56% des Ausbaudurchflusses, bei Anlage 2 ca. 34% und bei der dritten Anlage 17% des Ausbaudurchflusses. Zudem ist Abbildung 5.1 zu entnehmen, dass bei einem bestimmten Abfluss die WKAs nicht nur eine Leistung, sondern eine Bandbreite unterschiedlicher Leistungen erzeugen.

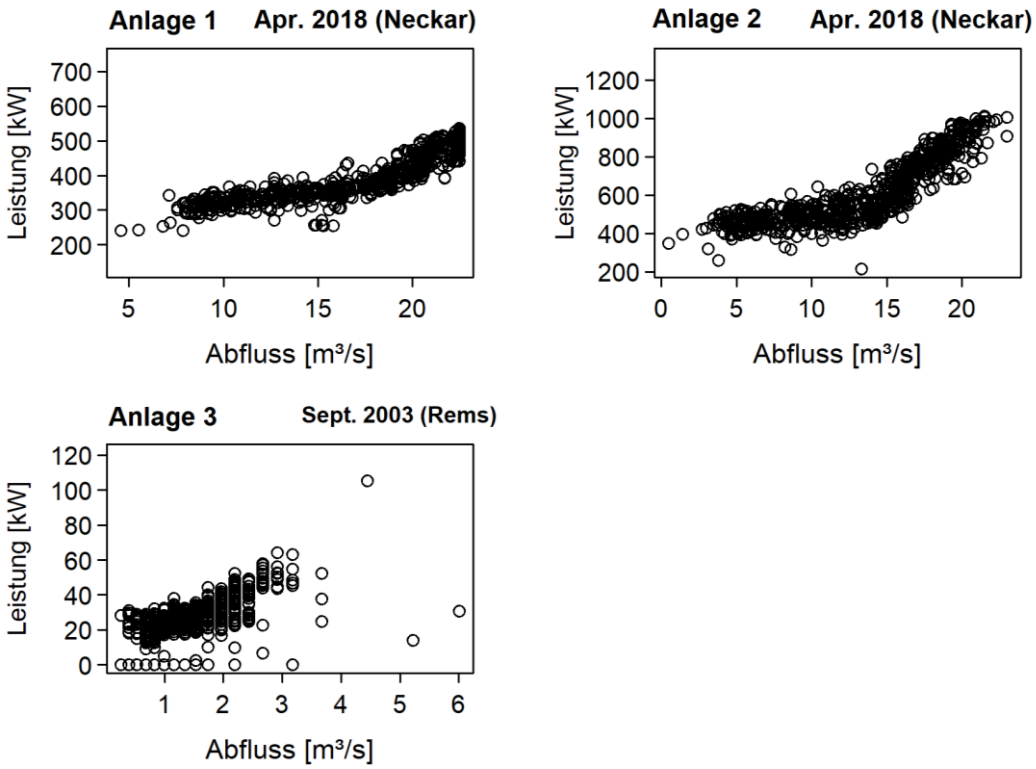


Abbildung 5.1: Übersicht über die stündlich erzeugten realen Leistungen [kW].

5.2.2 Vergleich der berechneten und realen Leistungen

Die Berechnung der elektrischen Leistung mit dem Gesamtwirkungsgrad nach (Heimerl et al., 2016), zeigt eine deutliche Überschätzung der Leistung bei höheren Abflüssen, verglichen mit den realen Leistungen der dargestellten Anlagen (Abbildung 5.2). Mit der Methode nach

Quaschning (2007) ist eine Annäherung der berechneten Leistung an die realen Leistungen bei den Anlagen 2 und 3 zu erkennen (Abbildung 5.2). Bei Anlage 2 hat sich durch diese Methode die berechnete Leistung im Bereich höherer Abflüsse an die realen Leistungen angenähert. Der maximale berechnete Wert konnte dadurch von 1400 kW auf 1200 kW reduziert werden. Auch bei der dritten Anlage repräsentiert diese Berechnungsmethode die reale Leistung, ab dem Übergang des flachem zum steilem Anstieg der realen Leistung, besser als die Methode nach Heimerl et al.(2016) mit dem maximalen Wirkungsgrad. Die erste Anlage zeigt keine erkennbare Verbesserung bei der Anwendung des Wirkungsgrads in Abhängigkeit des Abflusses. Bei allen drei Standorten ist ersichtlich, dass beide Methoden die realen Leistungen bei niedrigen Abflüssen unterschätzen und bei hohen Abflüssen überschätzen, da sich die realen Leistungen, gegen die Erwartungen, nur annähernd linear zum Abfluss verhalten.

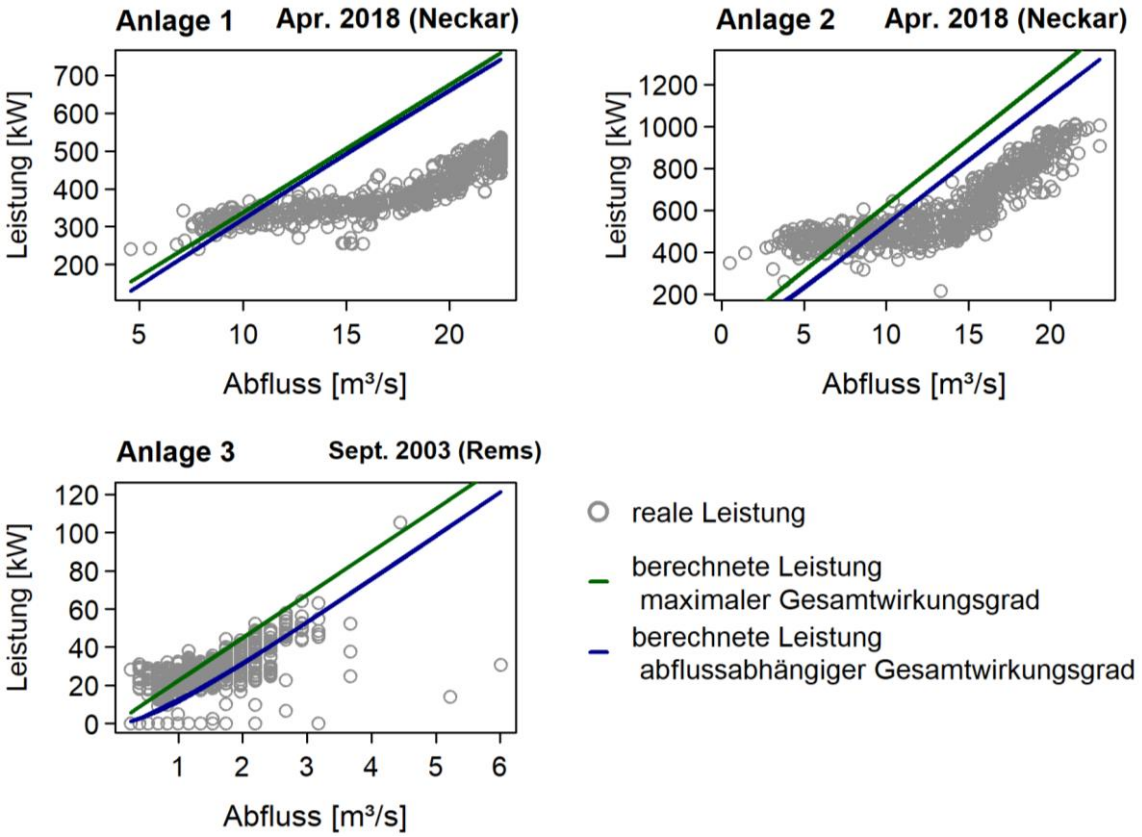


Abbildung 5.2: Übersicht über die stündlich erzeugten realen Leistungen [kW] und die berechneten Leistungen [kW] mit dem jeweiligen maximalen Gesamtwirkungsgrad sowie mit dem Wirkungsgrad in Abhängigkeit des normierten Abflusses nach Quaschning (2007).

Im Folgenden sind mit „berechneter Leistung“ oder „berechnetem Regelarbeitsvermögen“, diejenigen Angaben gemeint, die unter Berücksichtigung des abflussabhängigen Wirkungsgrads nach Quaschning (2007) und der Formel der elektrischen Leistung berechnet wurden.

5.2.3 Vergleich des berechneten und realen RAV

Für den Vergleich der realen und berechneten RAV stehen 71 Anlagen mit Angaben zum realen RAV zur Verfügung (A-Tabelle 1). Der Scatterplot mit der Regressionsbeziehung der realen und berechneten RAV [MWh/a] (Abbildung 5.3) zeigt eine starke Überschätzung des realen RAV bei WKAs mit niedrigerem RAV. Eine leichte Unterschätzung ist hingegen bei Anlagen mit RAV > 1000 MWh/a.

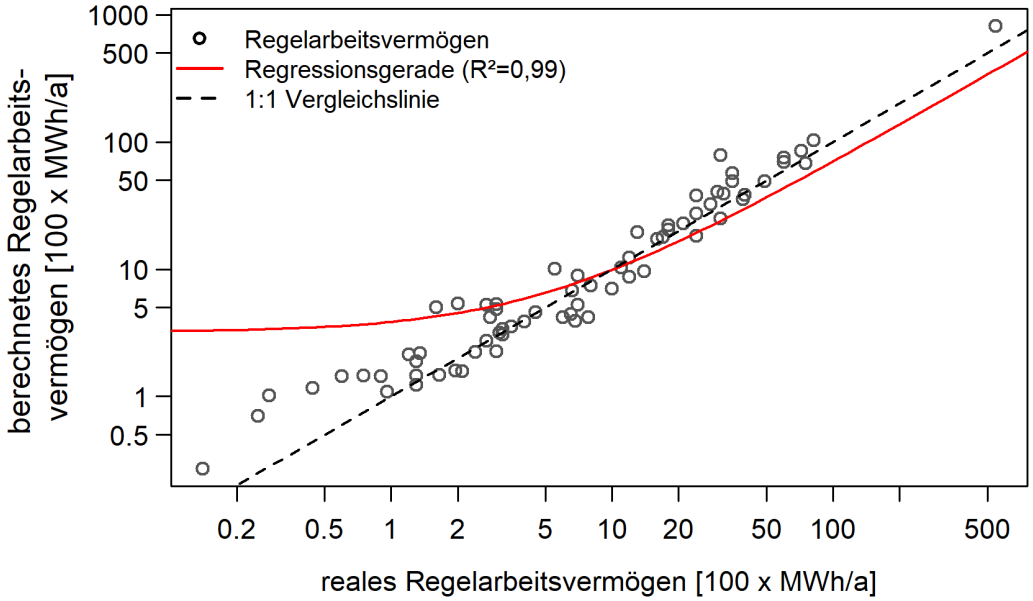


Abbildung 5.3: Scatterplot der realen und berechneten Regelarbeitsvermögen [100 x MWh/a] (logarithmierte Achsen) von 71 Wasserkraftanlagen mit Regressionsgerade und 1:1 Vergleichslinie.

Die minimalste Abweichung zwischen realem und berechnetem RAV beträgt 0,6% an Standort 72, die größte Abweichung ist an Standort 29 mit ca. 264% Abweichung festzustellen. Bei fast dreiviertel der Standorte (73,2%) liegt die Abweichung unter 50%, bei 17% zwischen 50% und 100% und bei 10% > 100% (A-Tabelle 1). Der Mittelwert liegt bei einer Abweichung von 31%, der Median bei 11,5%. Auffällig ist auch, dass die negativen Abweichungen alle im Bereich bis -50% Abweichung liegen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass bei der Berechnung der Leistung mit einer Überschätzung der Leistungen gerechnet werden muss. Bezieht man die Hypothese in die Auswertung mit ein, dass die Lage des Pegels über eine Über- bzw. Unterschätzung des RAV entscheidet, so ergibt sich folgendes Bild: An 45 Wasserkraftstandorten liegt der verwendete Pegel stromabwärts. An diesen Stationen wird von einer Überschätzung des RAV ausgegangen. Bei 87% (41 Stationen) trifft diese Hypothese zu. Bei den restlichen 26 Stationen liegen die Pegel jeweils stromaufwärts, somit wird hier eine Unterschätzung angenommen. Diese Annahme trifft auf 61,5% der Standorte zu. Auch die rangtransformierte A-NOVA (nicht-parametrische Strichproben) liefert einen signifikanten Unterschied der beiden Gruppen (p-Wert = 0,0017). Die Unterteilung erklärt 13% der unerklärten Varianz. Somit kann

festgehalten werden, dass die Über- und Unterschätzung des RAV von der Lage des Pegels beeinflusst wird. Die Ergebnisse des Versuchs, den Grad der Über-bzw. Unterschätzung durch die Distanz, die Anzahl der Zuflüsse und den Kraftwerkstyp zu erklären, liefert folgende Erkenntnisse: Die nicht-parametrische Korrelation der Abweichungen der berechneten RAV und der Entfernungen zwischen den Pegeln und den Wasserkraftanlagen aller Standorte ergibt kein signifikantes Muster mit dem Korrelationskoeffizient Kendalls τ von $\tau = 0{,}03$ (p-Wert = 0.75). Auch für die Gruppierung der Abweichungen der berechneten RAV nach Kraftwerkstyp und nach der Anzahl der Zuflüsse, ergibt die ANOVA keinen signifikanten Unterschied zwischen den Gruppen (Kraftwerkstyp: p-Wert = 0,15, $R^2 = 0{,}03$; Zuflüsse: p-Wert = 0,77, $R^2 = 0{,}08$).

5.2.4 Prozentuale Abweichung der Stromproduktion

In den folgenden Kapiteln basieren alle genannten Werte z.B. die Abweichungen der Stromproduktion und die RAV, auf der berechneten Leistung nach Quaschning (2007). Der Begriff „Abweichung der Stromproduktion“ wird als Synonym für die prozentuale Abweichung der Jahresarbeit zum RAV verwendet.

Die jährlichen Abweichungen der Stromproduktion aller WKAs zeigen eine deutliche Variabilität über den betrachteten Zeitraum von 1970 bis 2017 (Abbildung 5.4). Die größte positive Abweichung mit 108% ist im Jahr 2002 zu verzeichnen, der größte Stromproduktionsverlust im Verhältnis zum RAV mit -84,5% im Jahr 1971. Im Jahr 2016 weisen die Abweichungen die größte Spannweite auf, wohingegen im Jahr 1973 die Werte am wenigsten streuen. Betrachtet man anstatt der absoluten Werte die Mediane, so weist das Jahr 1971 auch den Median mit der größten negativen Abweichung auf. Stattdessen ist nicht im Jahr 2002, sondern im Jahr 1970 der Median mit der größten positiven Abweichung zu verzeichnen. Vergleicht man die zwischenjährlichen Schwankungen der Mediane, so fällt auf, dass zwischen 1970 und 2003 Phasen auftreten, in denen die Mediane der Abweichungen um einen engen Bereich schwanken. Dieses Muster ist beispielsweise zwischen 1977 und 1981, zwischen 1986 und 1988, zwischen 1989 und 1991 sowie zwischen 1999 und 2002 zu erkennen. Ab 2003 sind entweder zunehmende, abnehmende oder zwischen den Jahren stark variierende Mediane der Abweichungen zu erkennen.

Die vier stärksten Dürrejahre des 21. Jahrhunderts sind in Abbildung 5.4 im unteren Teil nochmals detaillierter dargestellt. Im Vergleich der vier Dürrejahre, weist das Jahr 2017 den größten absoluten Verlust (-63%) auf, gefolgt von -58% im Jahr 2003 und -56% Verlust im Jahr 2011. Allerdings weisen die Mediane und Mittelwerte der Jahre 2003 und 2011 höhere Verluste auf, als in den Jahren 2015 und 2017. Das Jahr 2003 ist zudem das einzige der vier betrachteten

Jahre, in welchem die Stromproduktion aller 69 WKAs unter dem RAV liegt. In den nachfolgenden Dürrejahren werden mindestens Strommengen entsprechend dem RAV (2011) oder sogar überdurchschnittliche Strommengen produziert (2015 und 2017). Das Jahr 2017 sticht durch eine hohe Variabilität der Abweichungen heraus. Die Abweichungen decken dabei einen Wertebereich von -63% Verlust bis 12% Gewinn ab. Ein Blick auf die verwendeten Datenpunkte pro Jahr verdeutlich, dass zwischen 2003 und 2017 weitere Wasserkraftanlagen gebaut wurden. Aufgrund der vergleichbaren Dürreintensität, der jedoch besseren Datengrundlage wird das Dürrejahr 2011 anstatt der Jahrhundertdürre im Jahr 2003 für weitere Analysen verwendet.

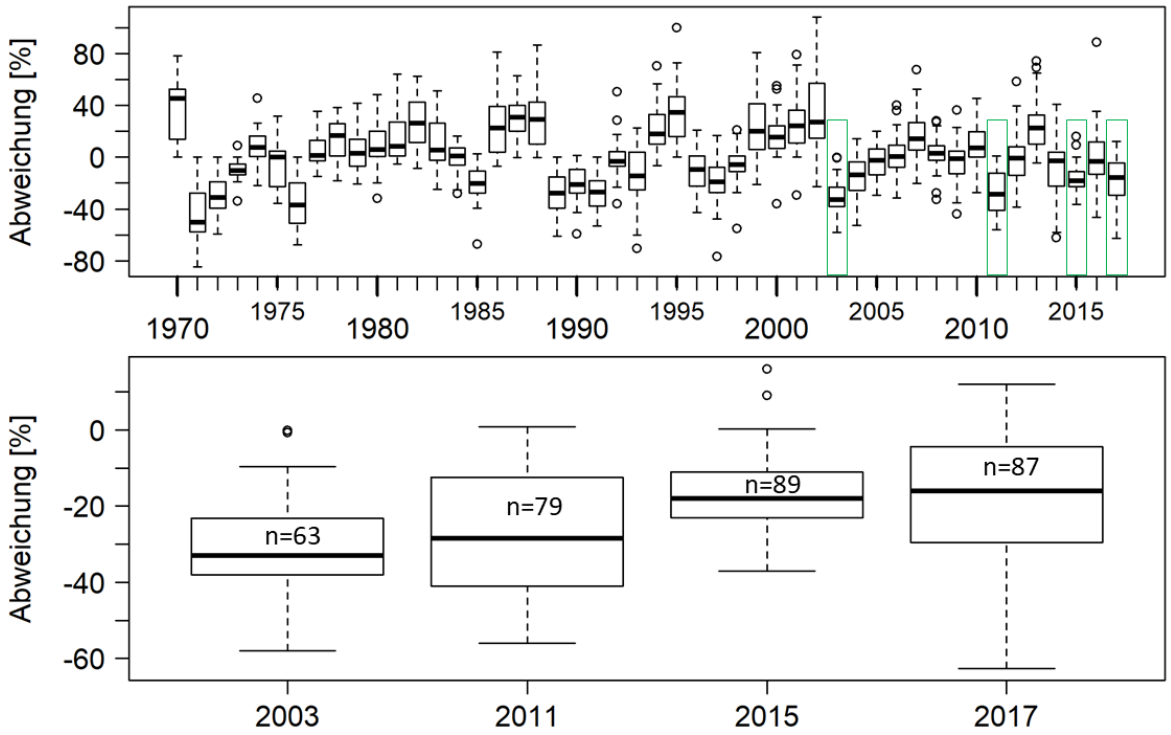
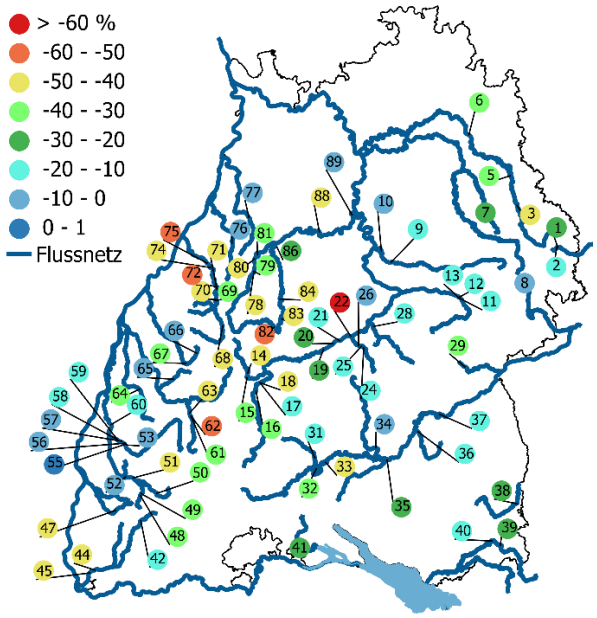


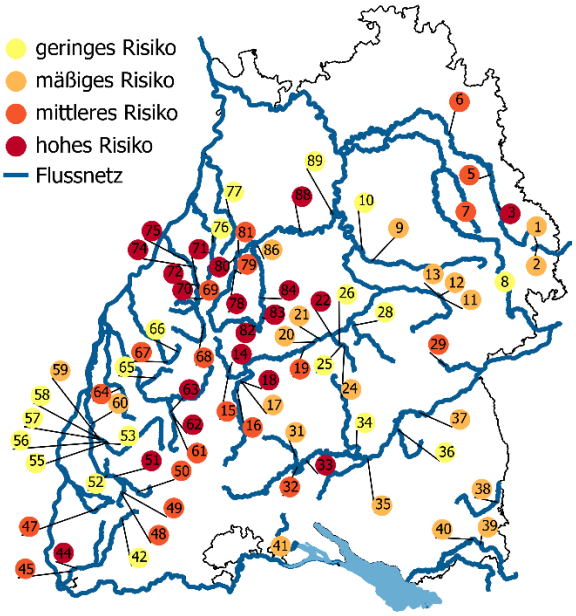
Abbildung 5.4: Prozentuale Abweichung der Jahresarbeit zum Regelarbeitsvermögen aller Standorte (oben). Hervorgehoben und detailliert dargestellt sind die vier stärksten Dürrejahre des 21. Jahrhunderts (unten).

Die räumliche Verteilung der Stromproduktionsabweichungen für das Dürrejahr 2011 ist in Karte 5.2 dargestellt. Das Ergebnis der Risikoanalyse identifiziert für das Gebiet des Nordschwarzwaldes eine höhere Anzahl von Standorten mit hohen Stromproduktionsabweichungen im Vergleich zum restlichen Baden-Württemberg. Zudem ist in diesem Gebiet die Heterogenität der Abweichungen am stärksten ausgeprägt und reicht von +1% bis -60%. Die höchsten Verluste mit über 60% sind an der WKA 22 zu verzeichnen. Zwei WKAs an der Murg (72, 75), eine WKA an der Nagold (82) und eine an der Gutach (62) weisen Abweichungen zwischen -50 und -60% auf. In der Rheinebene (WKA 53-59), entlang der Fils (WKA 11-13) und der Rems (WKA 9, 10) liegen die Stromproduktionseinbußen bei höchstens -20%.

Gruppiert man die Produktionsabweichungen entsprechend der Quantile in vier Risikogruppen, so wird das vergleichbar hohe Dürrerisiko im Nordschwarzwald deutlicher. Betrachtet man einzelne EZGs so sind WKAs im Oberlauf eines Flusses tendenziell einem höheren Dürrerisiko ausgesetzt als WKAs im Unterlauf (vgl. Donau, Jagst). Außerdem zeigt sich z.B. an der Dreisam (WKA 50-52) und an der Rench (WKA 66,67), dass das Dürrerisiko unterschiedlich hoch ausfällt obwohl die WKAs unweit voneinander entfernt liegen.



Karte 5.2: Stromproduktionsabweichungen [%] gegenüber dem RAV im Jahr 2011.



Karte 5.3: Dürrerisiko im Dürrejahr 2011, abgeleitet von den Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011.

5.3 Sensitivitätsfaktoren

5.3.1 Abflussvariabilität

Die Fragestellung, ob die natürliche Abflussvariabilität Auswirkungen auf die Stromproduktion hat, wurde zuerst graphisch analysiert. Das Ergebnis ist für ausgewählte WKAs in Abbildung 5.5 dargestellt. Die vollständige Übersicht aller Standorte ist im Anhang (A-Abbildung 1) zu finden. Im unteren Teil jeder Abbildung sind die positiven Abweichungen bzw. überdurchschnittlichen Stromproduktionen in grau dargestellt, in schwarz die negativen Abweichungen bzw. Stromproduktionseinbußen. Im oberen Teil ist die Anzahl jährlicher Unterschreitungstage dargestellt. A-Abbildung 1 dient zusätzlich als Überblick über die pro Wasserkraftstandort verwendete Zeitreihe der jährlichen Stromproduktionsabweichungen. Als limitierende Faktoren der Berechnung der jährlichen Abweichungen ist zum einen das Baujahr der Wasserkraftanlagen, zum anderen die verfügbare Abflusszeitreihe zu nennen.

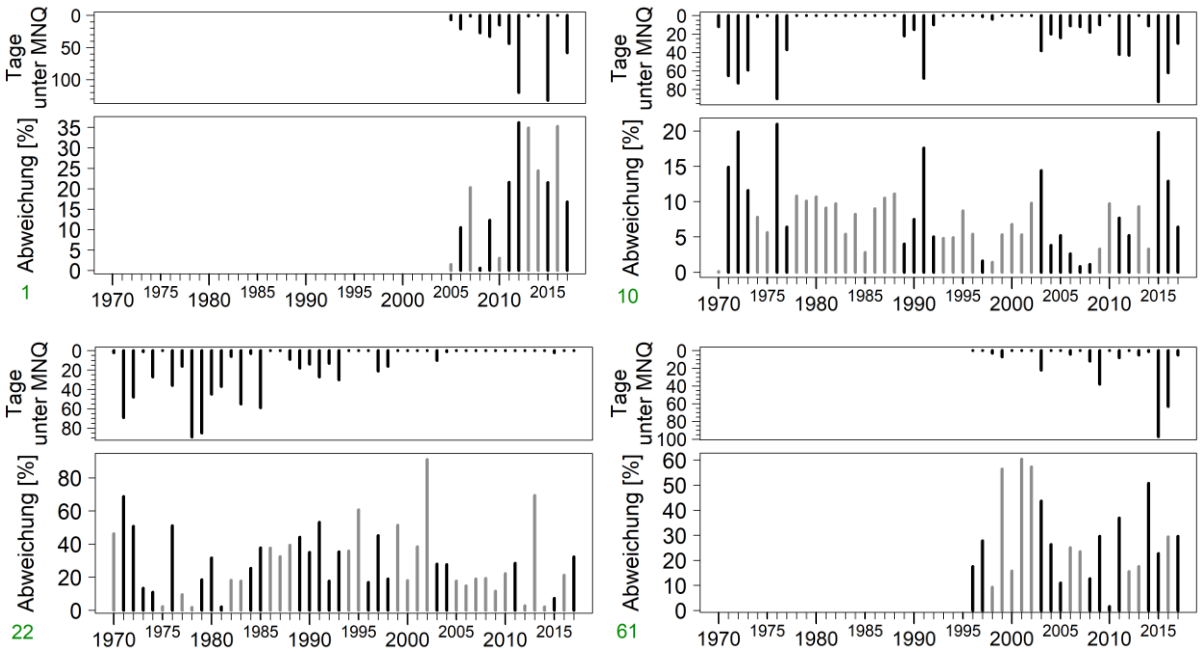


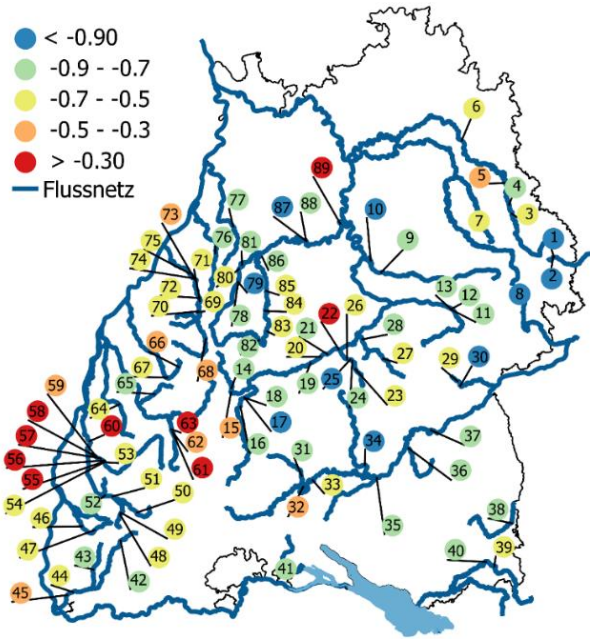
Abbildung 5.5: Gegenüberstellung der prozentualen Abweichungen und der Unterschreitungstage einiger Wasserkraftstandorte. Die in grau dargestellten Abweichungen stehen für positive Abweichungen (Gewinn), die in schwarz gehaltenen Abweichungen für negative Abweichungen (Verlust).

Die Standorte 1 und 10 zeigen ähnliche Muster zwischen der Anzahl an Unterschreitungstagen und den prozentualen Abweichungen in Bezug auf das RAV. Dabei sind in Jahren mit einer hohen Anzahl an Unterschreitungstagen Stromproduktionseinbußen zu erkennen. In Jahren mit nur wenigen oder keinen Abflusswerten unterhalb des MNQ, ist ein Stromüberschuss zu erkennen. Zudem zeigen diese zwei Beispiele, dass die negativen Abweichungen in Jahren mit vielen Unterschreitungstagen höher ausfallen. Gegenteilig verhält es sich mit den positiven Abweichungen.

Die Korrelation zwischen Unterschreitungstagen und prozentualer Abweichung ergibt für diese zwei Standorte einen negativen Korrelationskoeffizienten $\rho < -0{,}7$. Neben den Standorten 1 und 10 weisen weitere 78 Standorte, das entspricht 90%, signifikante negative Kovarianzen ($p < -0{,}3$) auf (Karte 5.4). An neun Wasserkraftstandorten (10%) ist keine signifikante Kovarianz vorhanden. Standorte 22 und 61 sind zwei Beispiele für Standorte mit einer Kovarianz > -0,3 (Abbildung 5.5 und Karte 5.4). An diesen Beispielen wird ersichtlich, dass trotz einer hohen Summe an Unterschreitungstagen eine Stromüberproduktion und somit eine positive Abweichung vorliegt, oder genau gegenläufig, bei wenigen Unterschreitungstagen dennoch Stromproduktionseinbußen vorliegen.

Betrachtet man die Korrelationskoeffizienten innerhalb eines Einzugsgebietes, so liegen diese in vielen EZGs in einem ähnlichen Wertebereich wie z.B. an der Murg (WKA 69-75), Fils (WKA 11-13) und an der Nagold (WKA 82-85). Eine größere Spannweite der

Korrelationskoeffizienten ist an der Jagst (WKA 3-6), der Elz und den Ausleitungen der Elz (53-60), der Enz (WKA 78-81; 87-89) und am Neckar (16-22) zu erkennen (Karte 5.4). An diesen Fließgewässern sind auch die meisten Standorte ohne Korrelationsbeziehung zwischen Unterschreitungstagen und prozentualer Abweichung der JA lokalisiert. An der Gutach (61-63) weisen die Abweichungen aller drei WKAs eine geringe Übereinstimmung mit der Anzahl an Unterschreitungstagen auf.



Karte 5.4: Korrelationskoeffizienten der Korrelation zwischen der jährlichen prozentualen Abweichung und den jährlichen Unterschreitungstagen für alle 89 Standorte.

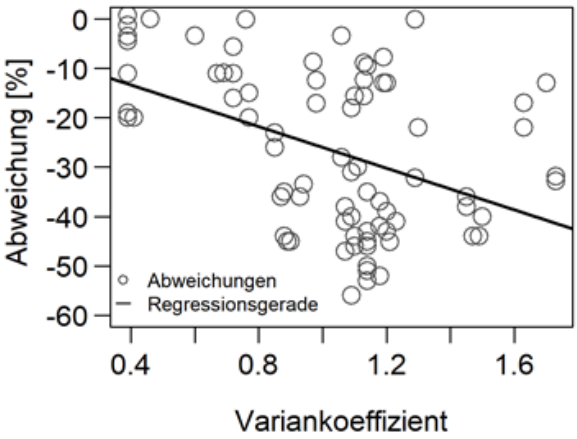


Abbildung 5.6: Varianzkoeffizienten der 79 Wasserkraftstandorte für das Dürrejahre 2011 sowie die berechnete Regressionsgerade.

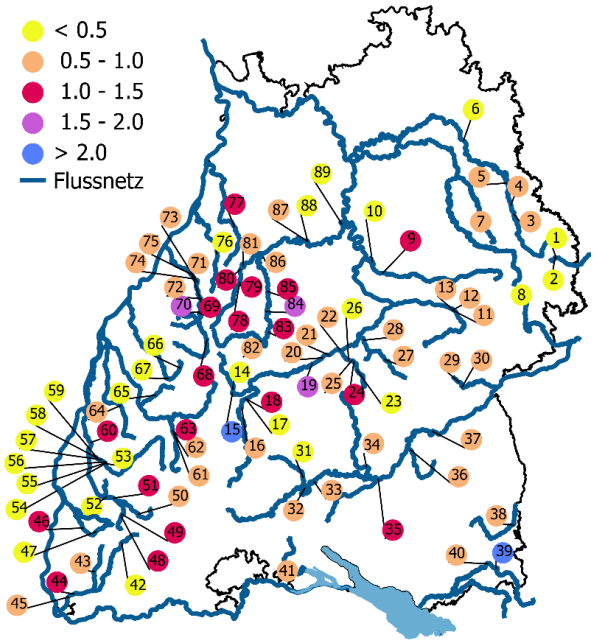
Das Ergebnis der linearen Regression des Varianzkoeffizienten jedes Standortes gegen die jährliche prozentuale Abweichung der JA für das Dürrejahr 2011 ist in Abbildung 5.6 dargestellt. Der Abbildung 5.6 ist ein deutlicher Zusammenhang mit einem signifikanten p-Wert von p = 0,000069 zu entnehmen. Über die Steigung der berechneten Regressionsgerade lässt sich ablesen, dass bei einer Zunahme des Varianzkoeffizienten um 0,1 die Leistungseinbußen um 2,1% steigen. Es sei darauf hingewiesen, dass für die Analyse der Varianzkoeffizienten die Stromproduktionsabweichungen des Dürrejahres 2011 verwendet wurden und deshalb anstatt der 89 Anlagen lediglich 79 zur Verfügung standen. Dies gilt für alle nachfolgenden statistischen Untersuchungen, die auf den Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 basieren.

5.3.2 Ausbaugrad

Die berechneten Ausbaugrade aller Wasserkraftanlagen sind in Karte 5.5. dargestellt. Die Ausbaugrade der Mehrheit der WKAs bewegen sich zwischen 0,1 und 1,5. Ausbaugrade zwischen

1,51 und 2,00 weisen drei WKAs auf, eine WKA hat einen Ausbaugrad von 2,47 und liegt somit im Bereich >2. Die räumliche Verteilung der Ausbaugrade zeigt, dass die WKAs mit Ausbaugraden >1 vor allem in der Region des Schwarzwaldes liegen. Ansonsten ist kein signifikantes räumliches Muster zu erkennen.

Das Ergebnis der linearen Regression zeigt für das Dürrejahr 2011 eine hoch signifikante Abhängigkeit der Stromproduktionsabweichungen von den Ausbaugraden der WKAs (p-Werte ≪ 0,001). Die negative Steigung der Regressionsgerade verdeutlicht, dass Wasserkraftanlagen mit großen Ausbaugraden während Dürrejahren am stärksten von Stromproduktionseinbußen betroffen sind, wohingegen Wasserkraftanlagen mit kleinem Ausbaugrad vergleichbar geringe Einbußen verzeichnen (Abbildung 5.7). Bei einer Zunahme des Ausbaugrades um 1,0 steigen die Stromproduktionseinbußen um ca. 15,6%. Durch die Regressionsgerade kann im Jahr 2011 ein Anteil von knapp 20% der Varianz erklärt werden ($R^2 = 0{,}197$).



Karte 5.5: Ausbaugrade der Wasserkraftanlagen.

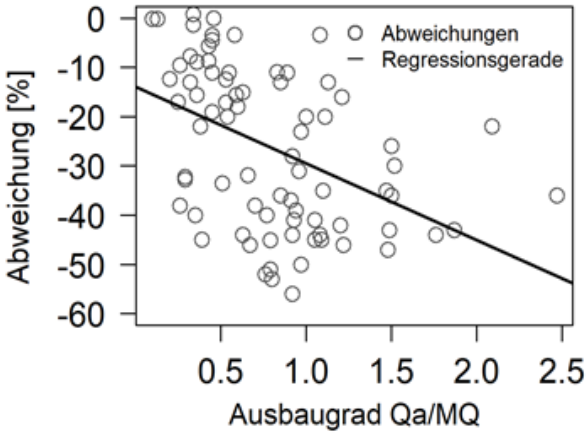
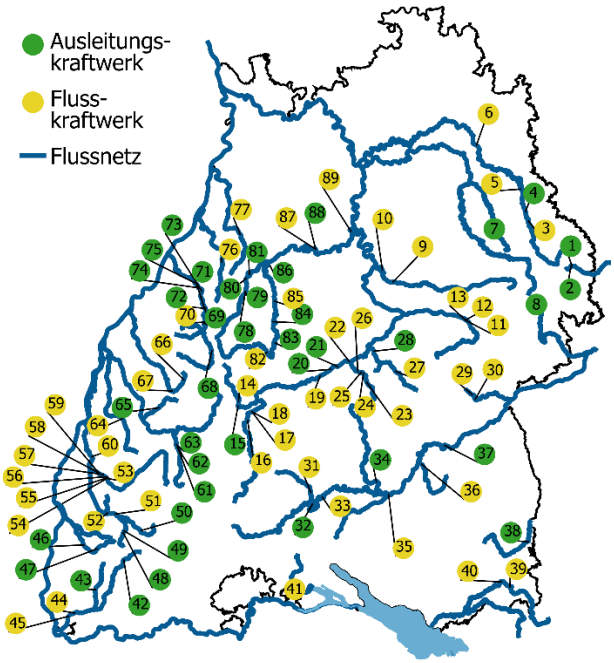


Abbildung 5.7: Scatterplot der Ausbaugrade gegenüber der prozentualen Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 und die berechnete Regressionsgerade.

5.3.3 Kraftwerkstyp

Von den insgesamt 89 vorhandenen WKAs zählen 43,8% zu den Ausleitungskraftwerken und 56,2% zu den Flusskraftwerken, wobei Flusskraftwerke auch in Ausleitungskanälen z.B. in Mühlbächen, in Gewerbekanälen oder in Triebwerkskanälen installiert sein können (Karte 5.6).

Die durchgeführte ANOVA zeigt für das Jahr 2011 eine signifikante Abgrenzung der beiden Gruppen voneinander (p-Wert = 0,0055) und einen Anteil erklärter Varianz von 8,4%. Der anschließende TukeyHSD post-hoc Test verdeutlich, dass sich die Gruppen signifikant voneinander unterscheiden und somit der Kraftwerkstyp im Dürrejahr 2011 einen Einfluss auf die Leistungseinbußen hat. Im Mittel liegen die Leistungseinbußen von Ausleitungskraftwerken bei -32%, bei Laufwasserkraftwerken bei 22%. Auch die Mediane weichen stark voneinander ab. Somit unterliegen Ausleitungskraftwerke einem höheren Dürrerisiko als Laufwasserkraftwerke. Die absoluten maximalen und minimalen Abweichungen betrachtet wird jedoch deutlich, dass Anlagen beider Kraftwerkstypen gleichermaßen von hohen, aber auch von niedrigen Abweichungen betroffen sind. Jedoch liegen bei den Laufwasserkraftwerken weniger Anlagen in den stark negativen Abweichungsbereichen verglichen mit Ausleitungskraftwerken.



Karte 5.6: Räumliche Verteilung der insgesamt 89 WKAs unterteilt nach Ausleitungs- und Flusskraftwerke.

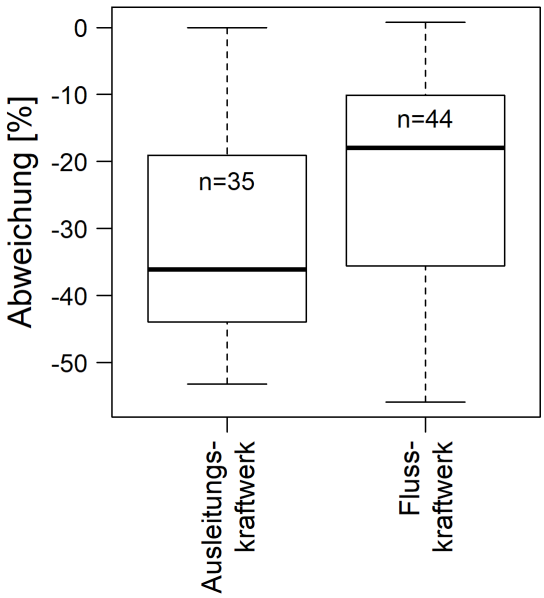


Abbildung 5.8: Einteilung der Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 in die Kraftwerkstypen Ausleitungs- und Flusskraftwerke.

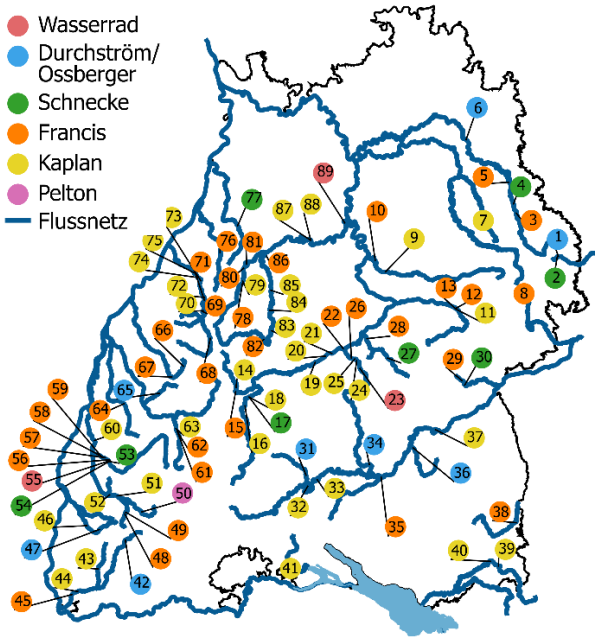
5.3.4 Turbinentyp

In den insgesamt 89 vorhandenen WKAs sind sechs unterschiedliche Turbinentypen verbaut. Die Kaplan- und Francis-Turbinen sind die am häufigsten installierten Turbinentypen und sind in 39% bzw. 38% der WKAs vorhanden. In 9% der Anlagen sind Durchström- oder Ossberger-Turbinen installiert, ebenso viele weisen eine Schnecke auf (9%). Wasserräder sind nur in

WKA 23, 55 und 89 vorhanden (3,4%). Die Pelton-Turbine ist nur in WKA 50 verbaut (1,1%) (Karte 5.7).

Beim Vergleich der gruppierten Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 (Abbildung 5.9), weisen die Francis- und Kaplan-Turbinen die höchsten Verluste auf. Die geringsten Verluste sind bei den Francis-Turbinen und bei den Wasserrädern verzeichnet. Betrachtet man die Mediane, so schneiden das Wasserrad und die Wasserkraftschnecke am besten ab. Die Mediane mit den größten Verlusten sind in der Gruppe der Kaplan-Turbinen und der Pelton-Turbinen zu erkennen. Die Francis- und Kaplan-Turbine zeichnen sich zudem durch eine große Variabilität der Werte der Stromproduktionsabweichungen innerhalb der Gruppen aus.

Die Varianzanalyse der Stromproduktionsabweichungen ist signifikant (p-Wert = 0,0044). Somit unterscheiden sich mindestens zwei Gruppen signifikant voneinander. Der anschließende post-hoc Test identifiziert das Gruppenpaar Wasserrad - Kaplan-Turbine als einziges Gruppenpaar, welches sich signifikant unterscheidet. Durch die Gruppeneinteilung wird 23% der Varianz erklärt.



Karte 5.7: Räumliche Verteilung der insgesamt 89 WKAs unterteilt nach Turbinentypen.

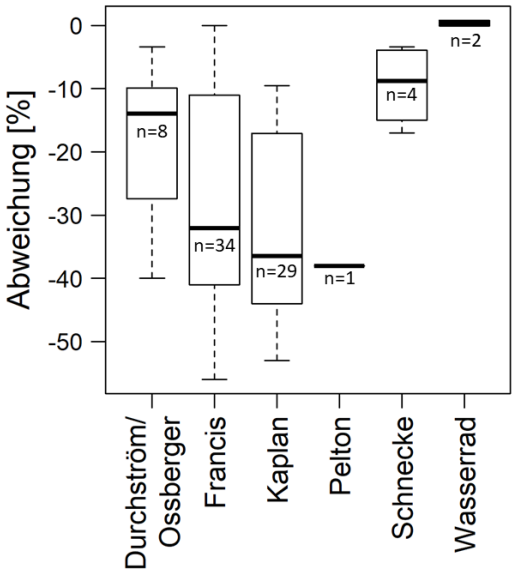
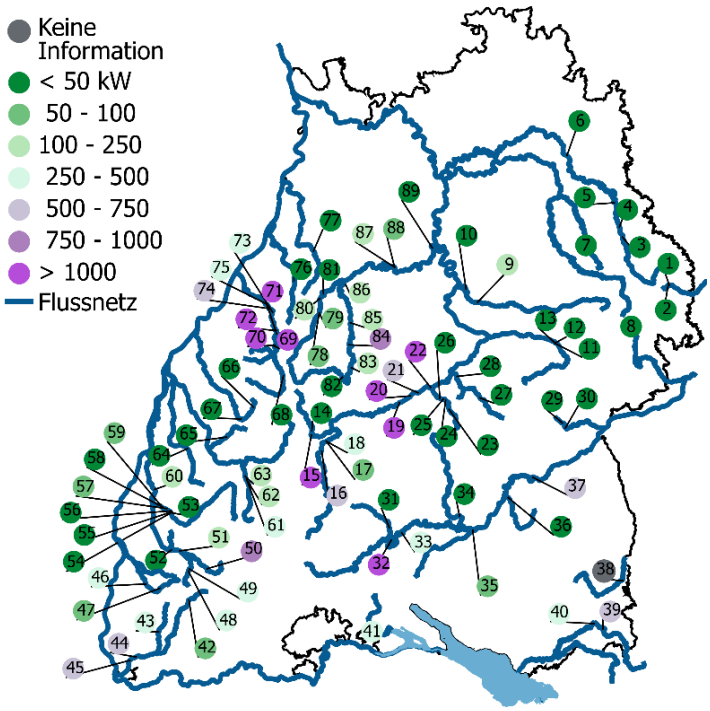


Abbildung 5.9: Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 gruppiert nach Turbinentypen.

5.3.5 Installierte Leistung

Nach der gängigsten Einteilung der WKAs anhand ihrer installierten Leistungen nach Giesecke et al. (2014) gehören 49 Anlagen zu den Kleinstwasserkraftanlagen mit Leistungen < 100 kW (55,7%), 30 Anlagen zu den Kleinwasserkraftanlagen mit Leistungen zwischen 100 kW und

1 MW (34%) und 9 Anlagen zu den mittelgroßen Wasserkraftanlagen mit Leistungen ab 1 MW bis 100 MW (10,2%). Großwasserkraftanlagen mit Leistungen > 100 MW sind in dieser Arbeit nicht vertreten. Aufgrund des großen Anteils an Kleinst- und Kleinwasserkraftanlagen sind diese Kraftwerksklassen in Karte 5.8 nochmals in kleinere Untergruppen aufgeteilt. Nach dieser detaillierten Unterteilung weisen 36 Anlagen und damit auch die meisten Anlagen installierte Leistungen < 50 kW auf. Die wenigsten Anlagen (3 Stück) sind in der Gruppe mit Leistungen zwischen 750 und 1000 kW zu verzeichnen, gefolgt von 6 Anlagen in der angrenzenden Gruppe (500-750 kW). In den restlichen Leistungsklassen sind zwischen neun und 13 Anlagen vertreten. Betrachtet man die Lage und die Größe der WKAs, so fällt auf, dass WKAs mit Leistungen > 500 kW, bis auf eine Ausnahme, ausschließlich an Gewässern I. Ordnung und an Bundeswasserstraßen liegen, wohingegen die restlichen WKAs und sogar die WKAs mit Leistungen < 50 kW sowohl an Gewässern I. und II. Ordnung, als auch an Bundeswasserstraßen liegen.



Karte 5.8: Räumliche Verteilung der installierten Leistungen [kW].

Die lineare Regression der Stromproduktionsabweichung im Jahr 2011 in Abhängigkeit der installierten Leistung ergibt keinen signifikanten Zusammenhang (p-Wert = 0,24). Auch separate lineare Regressionen für Kleinst-, Klein- und Großwasserkraftanlagen ergeben mit p-Wert > 0,1 keine signifikanten Abhängigkeiten. Die installierte Leistung hat somit keinen Einfluss auf die unterschiedlichen Abweichungen der Stromproduktion in Dürrejahren.

5.3.6 Wassernutzung im Oberlauf

Die Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Wassernutzung im Oberlauf sind in Abbildung 5.10 und in Karte 5.9 dargestellt. Knapp 60% der Wasserkraftbetreiber geben an, dass eine Wassernutzung in Form von Lauf- und Ausleitungskraftwerken im Zustrombereich ihrer Wasserkraftanlagen vorliegt, wohingegen die Wasserverfügbarkeit bei 21% der Wasserkraftbetreiber nicht von dieser Art der Wassernutzung beeinflusst wird. Die weiteren vorgegebenen Nutzungsformen, sind bei 62% bis 67% der Wasserkraftbetreiber nicht vorhanden. 8% der Wasserkraftbetreiber sind von weiteren Nutzungsformen, wie z.B. öffentliche und private Wasserentnahmen, Entnahme für Sonderkulturen und Regenrückhaltebecken, betroffen. Rund 25% der Wasserkraftbetreiber haben zu dieser Frage keine Stellung genommen.

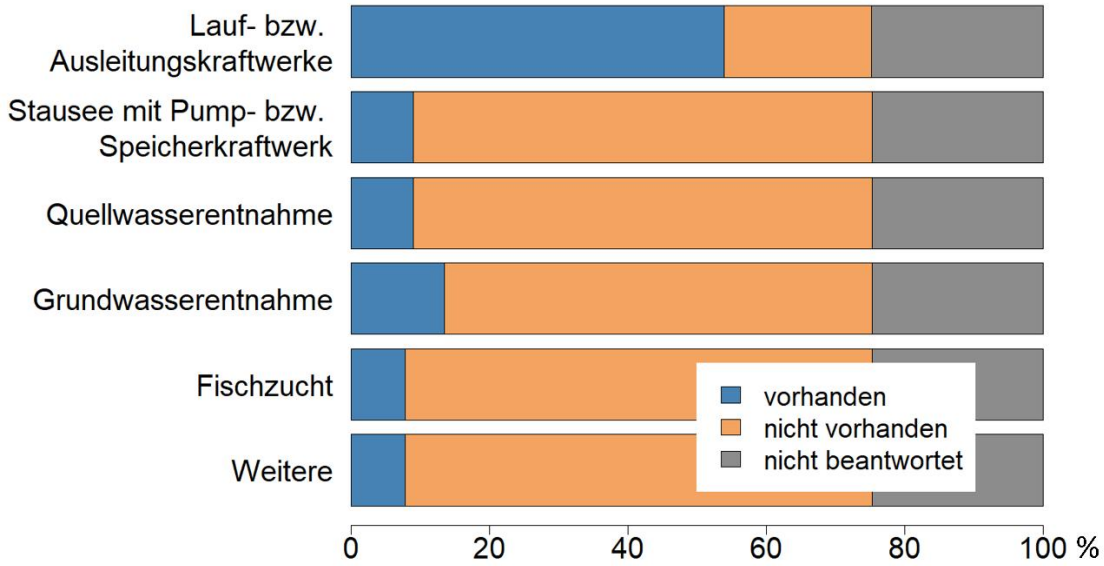
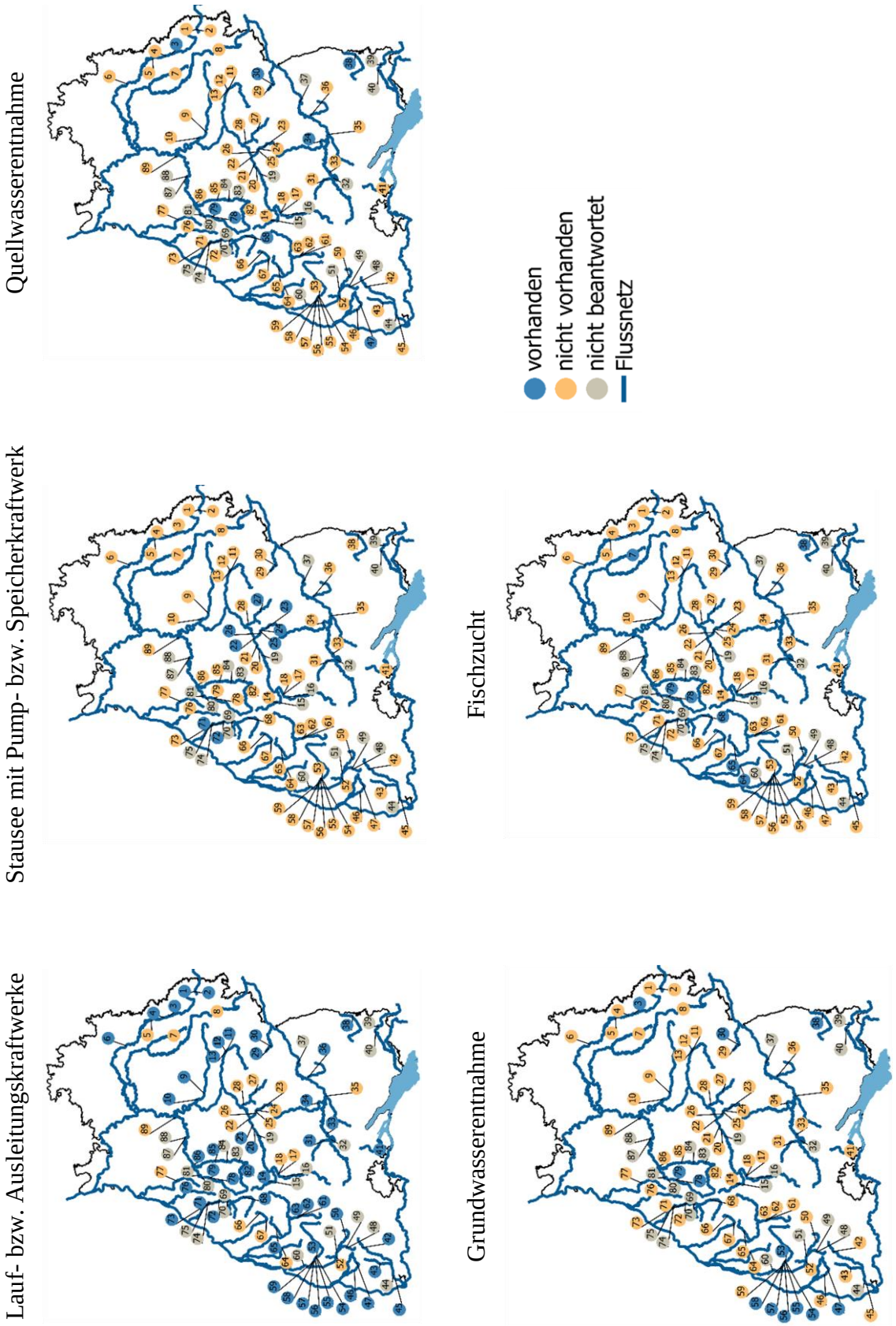


Abbildung 5.10: Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Wassernutzung im Oberlauf.

Die räumliche Verteilung der Angaben zur Wassernutzung im Oberlauf zeigt für Lauf- und Ausleitungskraftwerke kein eindeutiges Muster (Karte 5.9). Stauseen mit Pump- oder Speicherkraftwerken wurden vor allem an der Echaz und an der Murg als zusätzliche Wassernutzung genannt. Die Wassernutzungsformen Grund- bzw. Quellwasserentnahme und Fischzucht sind auf einzelne, variierende EZGs beschränkt. Auffällig ist jedoch, dass besonders bei der Frage nach weiteren Lauf- oder Ausleitungskraftwerken Wasserkraftbetreiber von WKAs in denselben Fließgewässern unterschiedliche Angaben machten. Hierfür liefern die Jagst (WKAs 3-5) und die Echaz (WKAs 23-26) gute Beispiele. Die durchgeführte ANOVA ergibt keine signifikante Abhängigkeit der Stromproduktionsabweichungen von der Wassernutzung im Oberlauf.



Karte 5.9: Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Wassernutzung im Oberlauf.

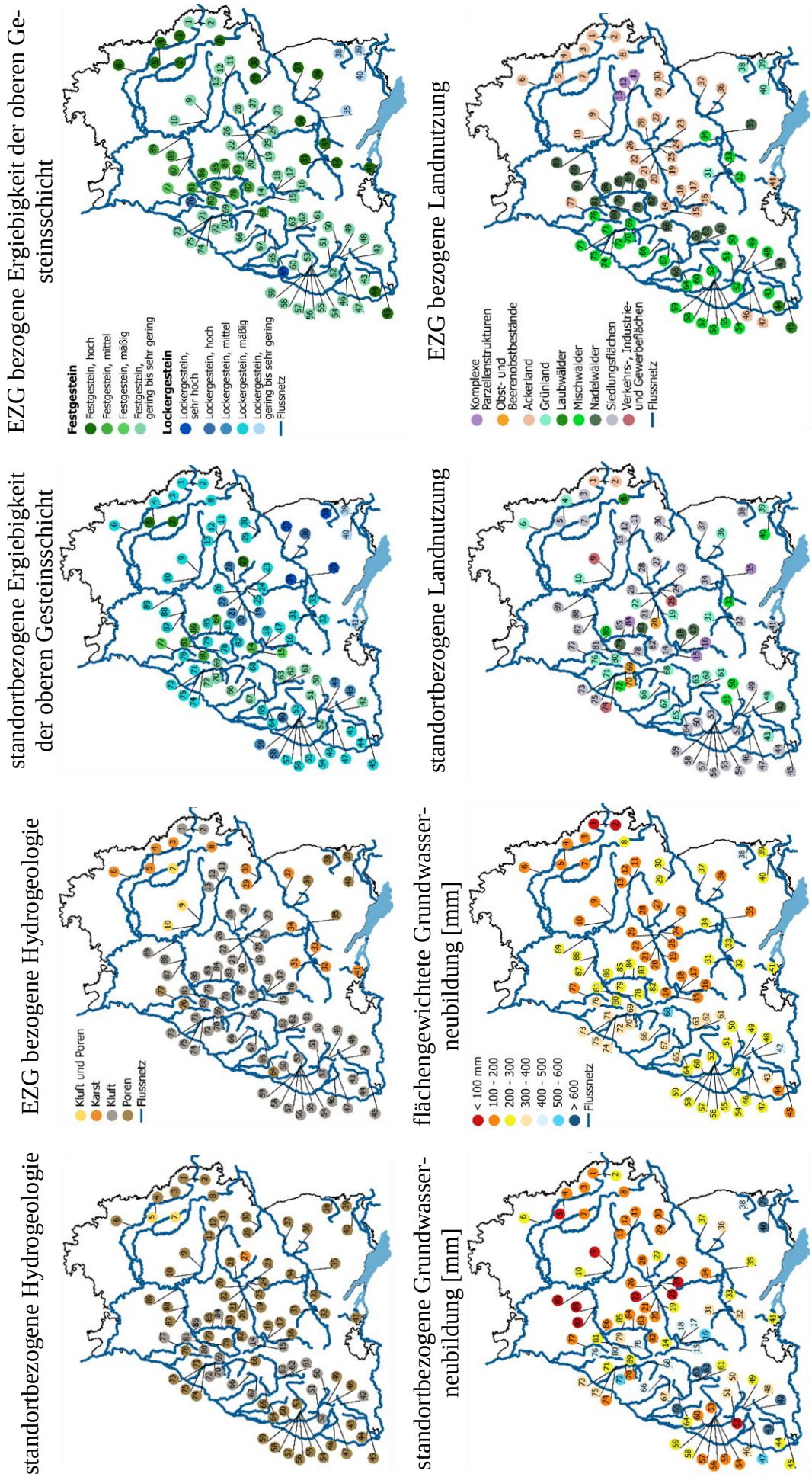
5.3.7 Physikalische Sensitivitätsfaktoren

Die verwendeten physikalischen Sensitivitätsfaktoren sind in Karte 5.10 und Karte 5.11 abgebildet. Zum einen wurden diese aus den standortspezifischen Polygonen bestimmt, zum anderen aus den flächengewichteten Mittelwerten der EZG (klimatische Wasserbilanz und Grundwasserneubildung) oder aus der Kategorie, mit dem größten Flächenanteil pro EZG (kategoriale Faktoren).

Zu erkennen ist, dass die Ergebnisse der zwei Berechnungsmethoden der physikalischen Faktoren Unterschiede aufweisen. Bei den kontinuierlichen Faktoren (klimatische Wasserbilanz und Grundwasserneubildung) sind durch die flächengewichtete Mittelwertbildung weder sehr hohe, noch sehr niedrige Werte vorhanden. Bei den kategorialen physikalischen Faktoren werden die Standorte je nach Methode unterschiedlichen Kategorien zugeordnet.

Die hydrogeologische Karte (Karte 5.10) gibt Auskunft über unterschiedliche Hohlräume in Baden-Württemberg. Diese Hohlräume werden gegliedert in Klüfte, Poren und Karst und sind für die Grundwasserbewegung von Bedeutung. Die standortbezogene Hydrogeologie beläuft sich zum größten Teil auf Poren, welche flächendeckend vorhanden sind. Das Vorkommen von Klüften ist auf den Schwarzwald beschränkt. Nur vereinzelt treten Klüfte und Poren zusammen auf und auch Karst-Hohlräume sind nur an Standort 27 im Neckareinzugsgebiet vorhanden. Betrachtet man die dominierenden Hohlräume auf Einzugsgebietsebene, erhöht sich das Vorkommen der Karst-Hohlräume vor allem im Bereich der Schwäbischen Alb, an der Jagst und an der Bühler (WKA 7). Die Gebiete im Schwarzwald und entlang des Neckars weisen auf Einzugsgebietsebene vor allem Klüfte auf.

Vergleicht man die Hydrogeologie mit der Grundwasserergiebigkeit der oberen Gesteinsschicht, so zeigen sich ähnliche Muster in der räumlichen Verteilung dieser beiden physikalischen Faktoren. Dieser Zusammenhang ist sowohl bei der standortbezogenen, als auch bei der einzugsgebietsbezogenen Analyse sichtbar. Die Porenhohlräume bestehen überwiegend aus Lockergestein und weisen eine mäßige bis geringe Ergiebigkeit auf. Lediglich vereinzelt weisen die Poren der Lockergesteinsschicht eine hohe Grundwasserergiebigkeit auf. Klüfte kommen vor allem in Festgestein vor und zeichnen sich durch eine höhere Spannbreite der Ergiebigkeit aus. Die Spannbreite reicht von einer mittleren Ergiebigkeit bis zu einer geringen bzw. sehr geringen Ergiebigkeit. Außerdem sind in vereinzelten Regionen mit Festgestein Karsthohlräume und eine Kombination aus Klüften und Poren vorhanden, mit einer jeweils hohen Grundwasserergiebigkeit.



Karte 5.10: Physikalische Sensitivitätsfaktoren einerseits bestimmt aus den standortspezifischen Polygonen und andererseits unter Berücksichtigung der Einzugsgebietseigenschaften.

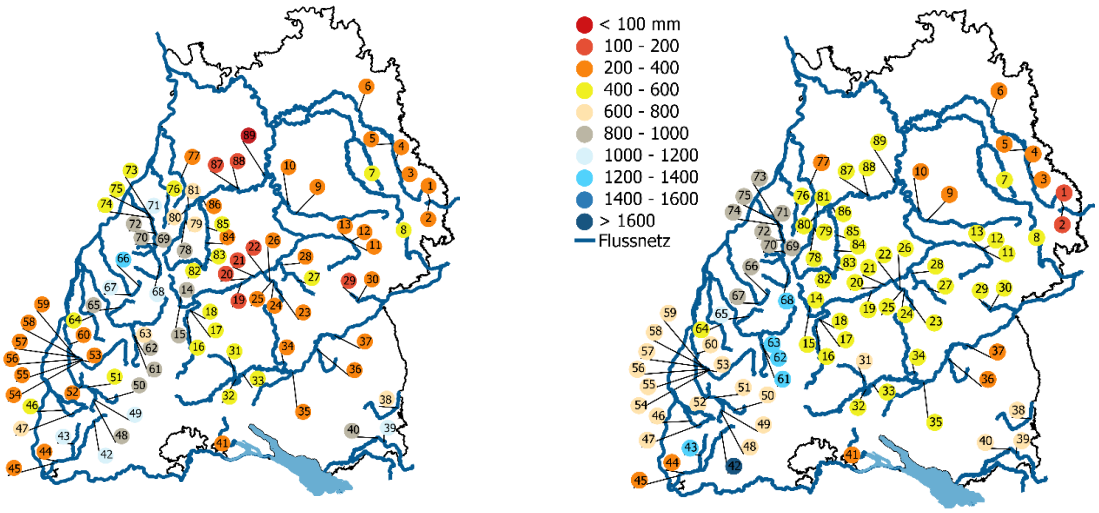
Im Gegensatz zu der standortspezifischen Hydrogeologie und Grundwasserergiebigkeit, entsprechen die einzugsgebietsbezogenen physikalischen Faktoren der vorherrschenden Geologie des Naturraumes. Beispielsweise ist die Geologie des Schwarzwaldes geprägt durch das silikatische Grundgebirge und einen hohen Anteil an Granit und Gneis (WaBoA, 2012). Dementsprechend sind in diesem Gebiet Festgesteine mit Klüften vorhanden, die eine mäßige bis geringe Grundwasserergiebigkeit aufweisen. Die Schwäbische Alb ist hingegen von Kalkstein dominiert, wodurch die, in diesem Gebiet vorherrschenden, Karsthohlräume im Festgestein mit einer hohen Grundwasserergiebigkeit zu begründen sind.

Die Landnutzungsformen in der Umgebung der Wasserkraftstandorte sind überwiegend Sieglungsflächen, mit vereinzelten Nadel- und Laubwäldern und Grünland. Komplexe Parzellenstrukturen, Ackerland, Obst- und Beerenbestände, Verkehrs- und Industrieflächen sowie Laubwälder sind nur an wenigen Standorten vertreten. Betrachtet man die dominierenden Landnutzungsformen auf Einzugsgebietsebene, beschränken sich diese auf Misch- und Nadelwälder, Acker- und Grünland und komplexe Parzellenstrukturen. Das räumliche Muster der Verteilung der aufgeführten Landnutzungen entspricht den vorhandenen Naturräumen (WaBoA, 2012). Nadel- und Mischwälder sind die dominierenden Landnutzungsform in der Schwarzwaldregion und auf der Schwäbischen Alb, wohingegen in flachen Gebieten entlang des Neckars, der Jagst oder der Bühler (WKA 7) Ackerland überwiegt. Komplexe Parzellenstrukturen beschränken sich auf das EZG der Fils, Grünflächen befinden sich entlang der Argen (WKA 39, 40) und der Aitrach (WKA 38).

Bei der Analyse der standortspezifischen, jährlichen klimatischen Wasserbilanz [mm] ist ein Höhengradient ersichtlich (Karte 5.11 links). Die klimatische Wasserbilanz ist in Höhenlagen höher als in flacheren Gebieten. Beispielsweise bewegt sich die klimatische Wasserbilanz in niedrig gelegenen Einzugsgebieten des Neckars, der Bühler und der Jagst zwischen < 100 mm und 400 mm, vereinzelt nimmt die Wasserbilanz auch Wert bis 600 mm an. Im Schwarzwald liegt die klimatische Wasserbilanz meist höher als 400 mm und kann jährlich bis zu 1200 mm, an der Rench (WKA 66) sogar bis zu 1400 mm erreichen. Im Schwarzwaldvorland und in der Rheinebene sinkt sie auf Werte zwischen 200 mm und 400 mm, wie bspw. im Einzugsgebiet der Elz (WKA 53-57).

Betrachtet man die Ergebnisse der flächengewichteten klimatischen Wasserbilanz, so ergeben sich großflächigere Gebiete mit gleichen Werten für die klimatische Wasserbilanz (Karte 5.11 rechts). Die räumlichen Muster entsprechen dabei den schon angedeuteten Mustern der standortspezifischen Analyse, diese sind jedoch deutlicher ausgeprägt.

Vergleicht man die klimatische Wasserbilanz [mm] und die jährliche Grundwasserneubildung [mm] wird ersichtlich, dass diese beiden physikalischen Faktoren in Zusammenhang stehen. In Gebieten mit höheren Wasserbilanzen ist auch die Grundwasserneubildung höher, verglichen mit Gebieten mit niedrigeren Wasserbilanzen. Die übereinstimmenden räumlichen Muster sind sowohl bei der standortbezogenen Analyse, als auch bei der flächengewichteten Methode vorhanden.



Karte 5.11: Jährliche klimatische Wasserbilanz [mm] der 89 Wasserkraftstandorte bestimmt aus den standortspezifischen Polygonen (links) und berechnet aus den flächengewichteten Mitteln einzelner EZGs (rechts).

Die statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen den physikalischen Sensitivitätsfaktoren und den Stromproduktionsabweichungen im Jahre 2011 ergibt eine signifikante Abhängigkeit zwischen den Abweichungen und der standortspezifischen klimatischen Wasserbilanz (p-Wert = 0,004) (Abbildung 5.11).

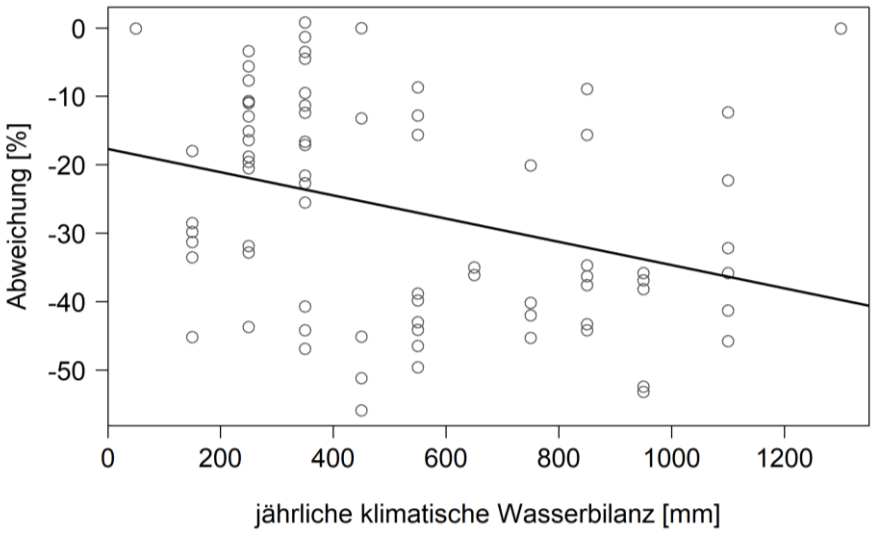


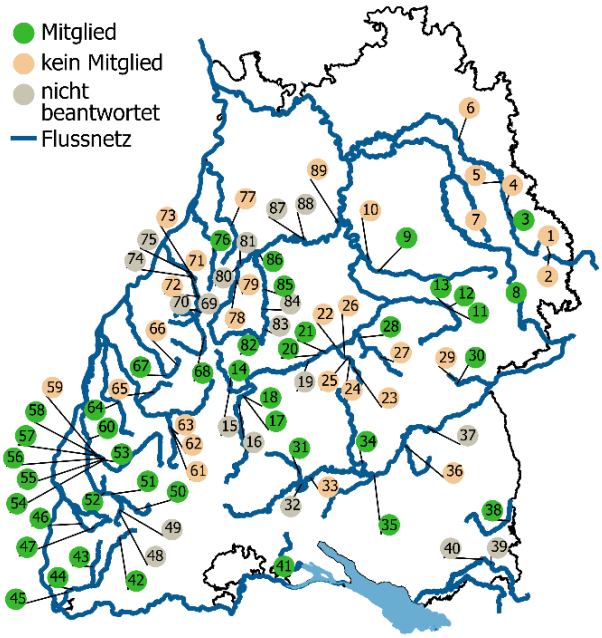
Abbildung 5.11: Scatterplot der standortbezogenen, jährlichen klimatischen Wasserbilanz gegenüber den Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 mit der berechneten Regressionsgerade.

Die Regressionsgerade ist mit einer Steigung von -0,017 leicht abfallend. Somit ist an Standorten mit einer höheren klimatischen Wasserbilanz in Dürrejahren mit höheren Stromproduktionseinbußen zu rechnen. Bei einer Steigerung der Wasserbilanz um 100 mm ist mit einem Verlust von 1,7% zu rechnen. Die weiteren physikalischen Faktoren zeigen keinen Einfluss auf die Unterschiede der Stromproduktion im Dürrejahr 2011.

5.4 Anpassungsfähigkeit

5.4.1 Mitglied in einem Verband/ in einer Interessensgemeinschaft

Die Angaben der befragten Wasserkraftbetreiber zur Mitgliedschaft in einem Verband oder in einer Interessensgemeinschaft (IG) sind in Karte 5.12 und in Abbildung 5.12 dargestellt.



Karte 5.12: Räumliche Verteilung der Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Mitgliedschaft in einem Verband/ einer Interessensgemeinschaft.

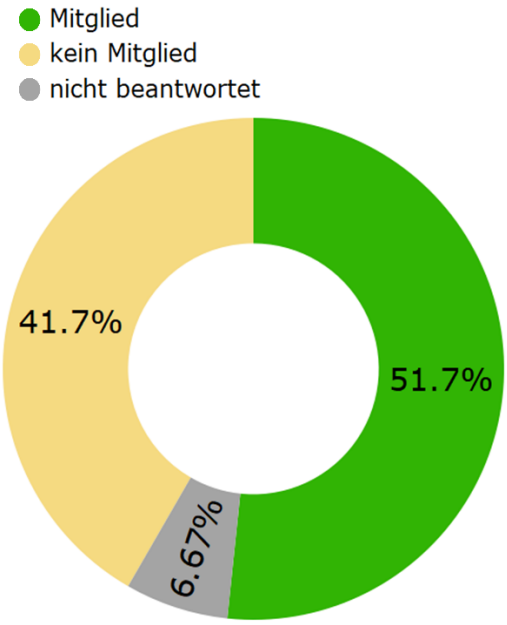


Abbildung 5.12: Prozentuale Darstellung der Angaben der Wasserkraftbetreiber zur Mitgliedschaft in einem Verband/ einer Interessensgemeinschaft.

Über die Hälfte der Wasserkraftbetreiber gaben an, Mitglied in einem Verband oder einer IG zu sein, wohingegen 42% nicht in solchen organisiert sind. Knapp 7% der Wasserkraftbetreiber gaben keine Auskunft zu dieser Thematik. Bei der räumlichen Verteilung ist kein auffälliges Muster zu erkennen. Die Mitglieder sind weder besonders stark an großen, noch an kleinen Fließgewässern vertreten (Karte 5.12). An den meisten der 36 Fließgewässer sind Wasserkraftanlagen lokalisiert, deren Besitzer oder Betreuer eine Mitgliedschaft angegeben haben.

Die statistische Analyse des Einflusses der Mitgliedschaft in einem Verband oder in einer IG hat kein signifikantes Ergebnis hervorgebracht (p-Wert = 0,66), somit besteht kein Zusammenhang zwischen der Mitgliedschaft und einer gesteigerten bzw. verringerten Vulnerabilität der Wasserkraftbetreiber gegenüber Dürre.

5.4.2 Nutzung von Monitoring und Informationssystemen

Des Weiteren wurde nach der Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen gefragt. Die am häufigsten verwendeten Monitoring- und Informationssysteme sind eigene Messwerte (1), Pegelstände (2), der Wetterbericht (6), das Niederschlagsradar (7) und die Niedrigwasser-Vorhersage (8) (Abbildung 5.13). Zwischen 19% und 38% der Wasserkraftbetreiber gaben an, diese Informationssysteme täglich zu nutzen, 8-13% nutzen diese jede Woche und zwischen 6% und 11% jeden Monat oder wenige Male im Jahr. Weniger oft genutzte Informations- und Monitoringsystem sind regionale Medien (4), Informationen durch Behörden (5) und die Kommunikation zwischen Wasserkraftbetreibern (3). Zwischen 1% und 3% der Befragten tauschen sich wöchentlich mit anderen Wasserkraftbetreiber aus (3) oder beziehen wöchentlich Informationen aus regionalen Medien (4). 27% nutzen den Informationsaustausch durch andere Wasserkraftbetreiber jedoch seltener, lediglich mehrere Male im Jahr. Regionale Medien (4) und Informationen von Behörden (5) werden von 9-12% mehrere Male im Jahr genutzt. Monitoringsysteme wie der *German Drought Monitor (9)*, das *European Drought Observatory (10)* oder andere *Globale-Trockenheits- Monitoring Plattformen (10)* werden dagegen von einem Drittel nie verwendet. Knapp 30% der Befragten gaben an, diese drei Monitoringsysteme nicht zu kennen. Zwischen 30% und 40% der befragten Wasserkraftbetreiber haben keine Angaben zu den verwendeten Monitoring- und Informationssystemen gemacht.

Die Frage, wofür diese Informationen genutzt werden, beantworteten die Hälfte der Wasserkraftbetreiber mit der Steuerung des Anlagenbetriebs. Knapp 30% der Befragten nutzen die angegebenen Monitoring- und Informationssysteme für die kurzfristige Planung in Notfällen und 16% für die regelmäßige Planung. Des Weiteren werden von 2% der Betreiber die erhaltenen Informationen genutzt, um zu überprüfen, ob das Wasserdargebot steigt oder fällt und ob die Wasserverfügbarkeit eine sichere und ertragsreiche Betriebsführung erlaubt.

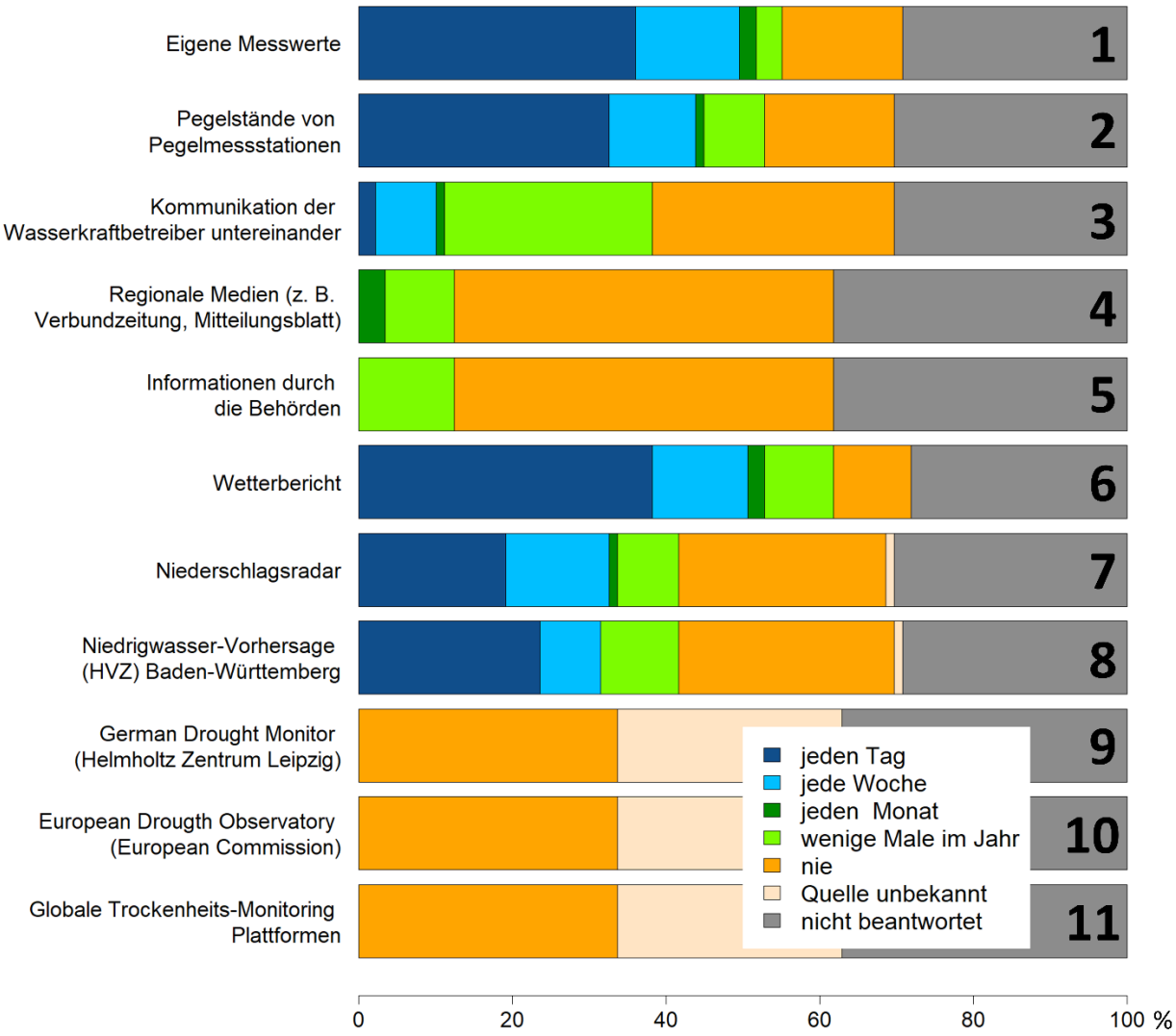
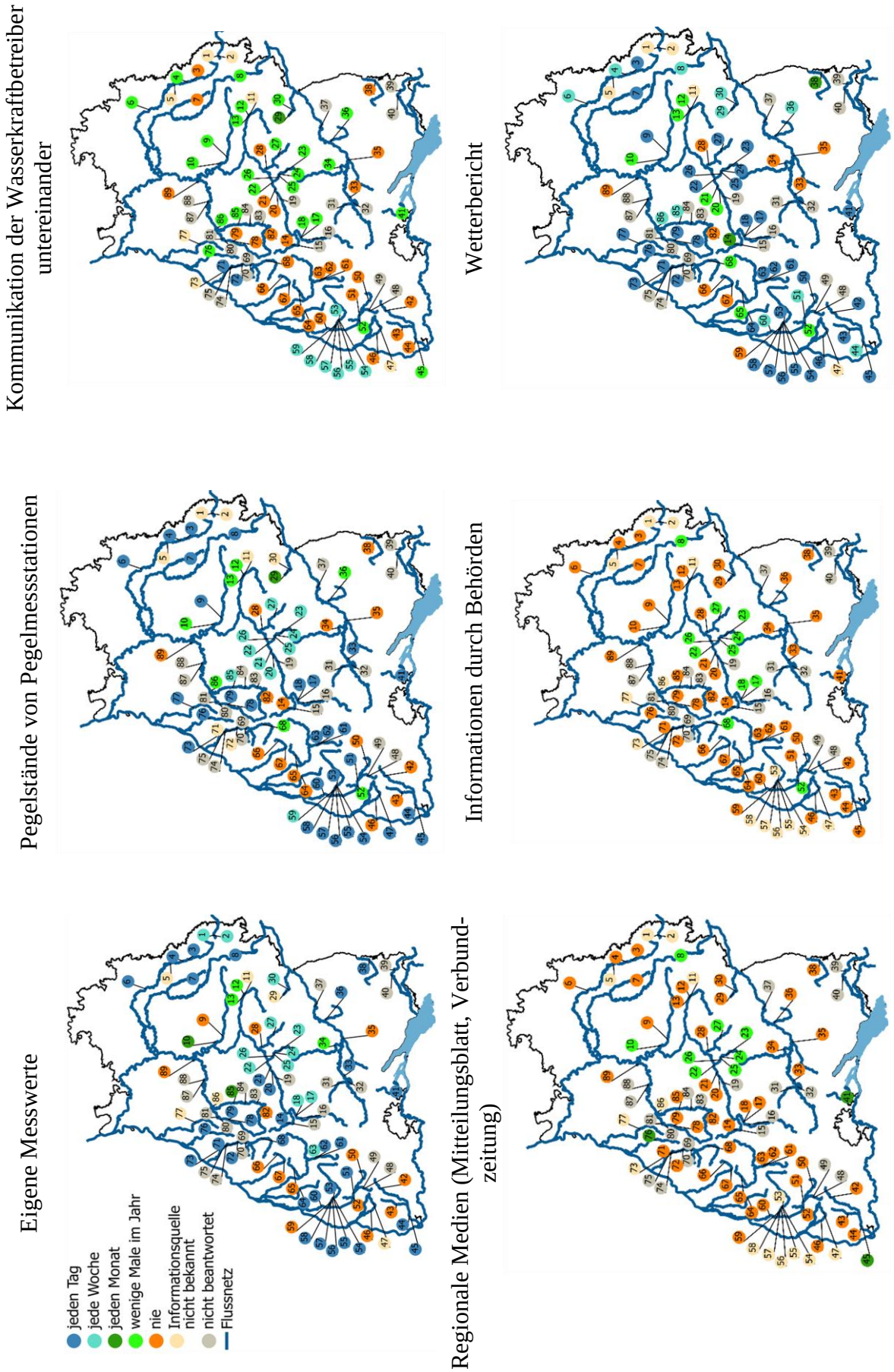


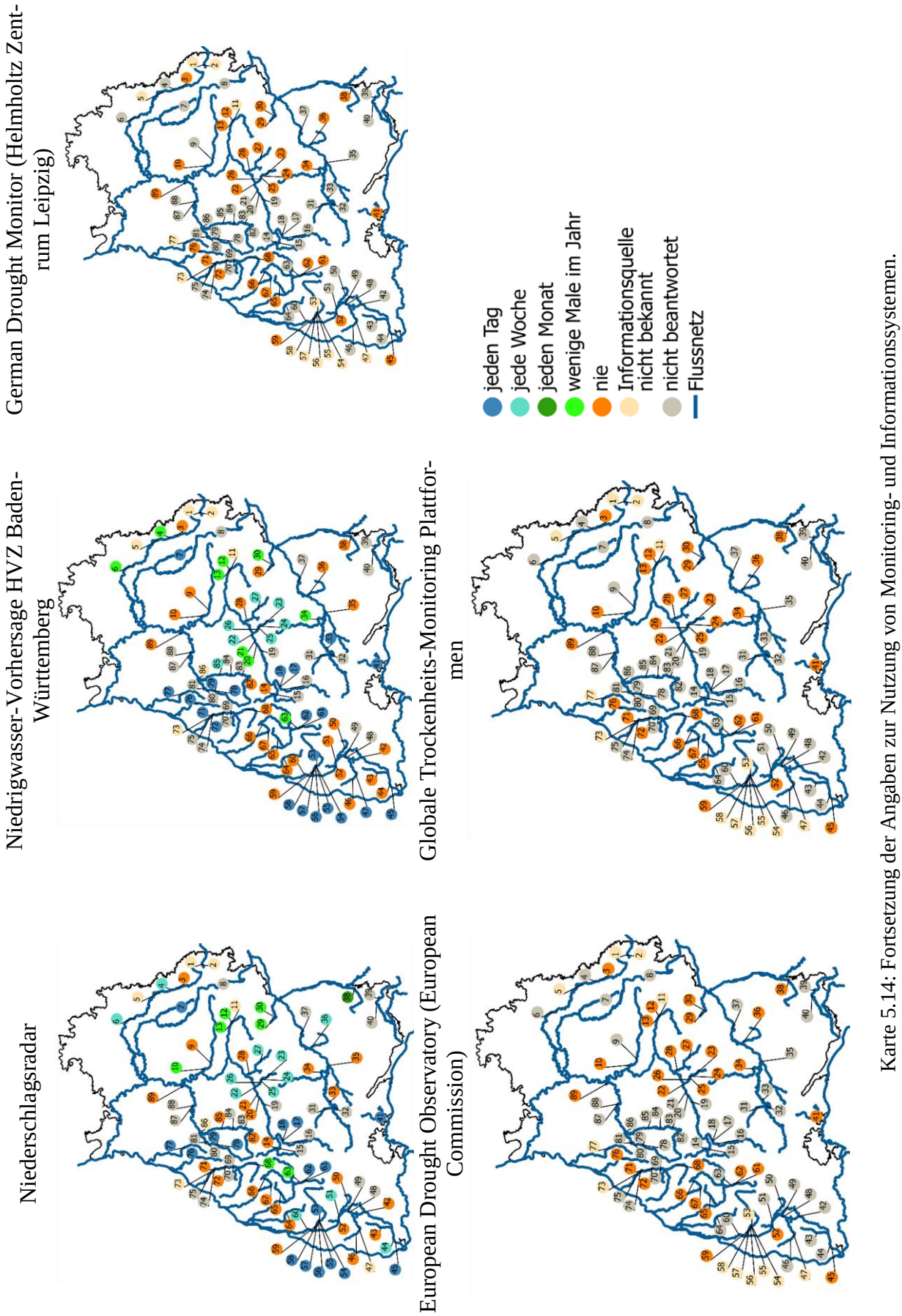
Abbildung 5.13: Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen.

Die räumliche Verteilung der Angaben der Befragten zu Monitoring- und Informationssystemen sind in Karte 5.13 und Karte 5.14 dargestellt. Ein räumliches Muster ist nicht zu erkennen.

Die statistische Auswertung zu Monitoring- und Informationssystemen ergibt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den verwendeten Systemen und den Stromproduktionseinbußen. Somit wirkt sich die Nutzung von bestimmten Informationssystemen nicht auf die Vulnerabilität des Wasserkraftsektors aus.



Karte 5.13: Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen.



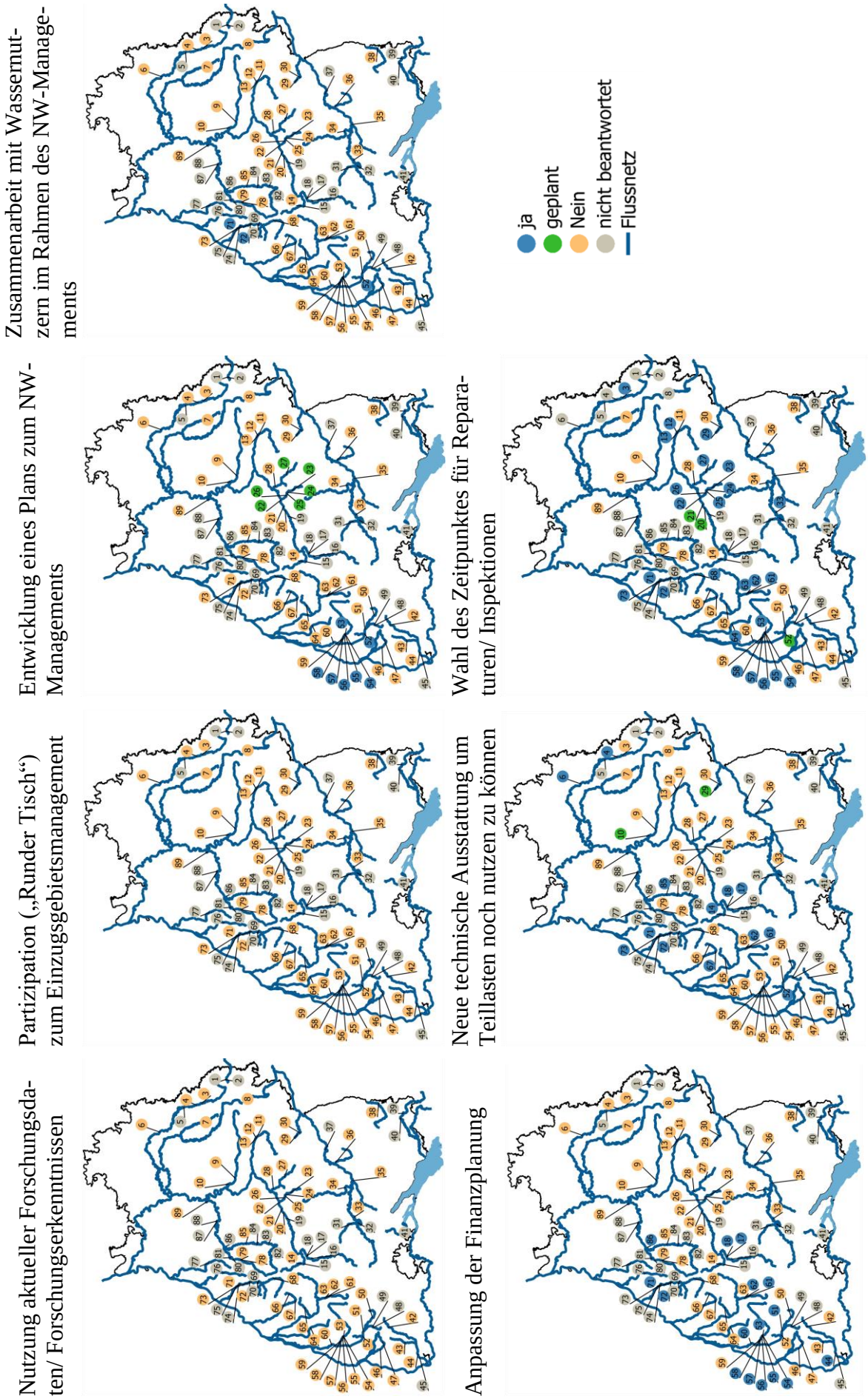
Karte 5.14: Fortsetzung der Angaben zur Nutzung von Monitoring- und Informationssystemen.

5.4.3 Maßnahmen zur Risikovorsorge

In diesem Frageblock wurden die Wasserkraftbetreiber nach Maßnahmen zur Risikovorsorge befragt. Dabei hat kein Betreiber angegeben, aktuelle Forschungsdaten oder Forschungserkenntnisse (1) zu nutzen und auch eine Partizipation zum Einzugsgebietsmanagement (2) wurde bisher weder genutzt noch ist diese Maßnahme geplant (Abbildung 5.14). Bei den weiteren fünf Maßnahmen gaben zwischen 30% und 62% an, diese Maßnahmen nicht genutzt zu haben. 30% der Befragten haben bereits Änderungen in der Wahl des Zeitpunktes für Reparaturen oder Inspektionen vorgenommen (7). 3% der Wasserkraftbetreiber haben die Umsetzung dieser Maßnahme geplant. Die Anpassung der Finanzplanung wurde bereits von 18% durchgeführt (5), jedoch ist diese Maßnahme bei keinem Wasserkraftbetreiber in Zukunft geplant. Die Frage, ob eine Erneuerung der technischen Ausstattung vorgenommen wurde, um Teillasten noch nutzen zu können (6), haben 15% mit „ja“ und 2,2% mit „geplant“ beantwortet. Als weitere Maßnahme gaben 8% an, einen Plan zum Niedrigwassermanagement (NW-Management) entwickelt zu haben (3), in etwa genauso viele (7%) gaben an, diese Maßnahme geplant zu haben. Die Zusammenarbeit mit Wassernutzern im Rahmen des NW-Management (4), wurde von nur wenigen Wasserkraftbetreibern (3,4%) bisher genutzt und spielt als mögliche Maßnahme in der Zukunft keine Rolle. 9% der Befragten gaben an, weitere Maßnahmen, bereits durchgeführt zu haben. Als zusätzliche Maßnahmen wurde die Optimierung der Steuerung, die Inbetriebnahme einer weiteren Turbine und die Steigerung des Wirkungsgrades bei Niedrigwasser durch Reduzierung des Drehmoments (bei Schnecken) genannt.

Insgesamt zeigen die Angaben der Wasserkraftbetreiber, dass die bereits durchgeführten Maßnahmen vor allem das Management einer WKA betreffen oder aus technischen Neuerungen bestehen. Maßnahmen zur Steigerung des eigenen Wissens oder der eigenen Kenntnisse und die Zusammenarbeit mit anderen Wassernutzer spielen eine untergeordnete Rolle. Wie auch schon bei der Frage nach der Nutzung von Informations- und Monitoringsystemen, haben 30-40% der Wasserkraftbetreiber diesen Frageblock nicht beantwortet.

Die Angaben der Wasserkraftbetreiber zu Maßnahmen zur Risikovorsorge weisen keine signifikanten räumlichen Muster auf (Karte 5.15).



Karte 5.15: Maßnahmen zur Risikovorsorge (NW-Management: Niedrigwassermanagement).

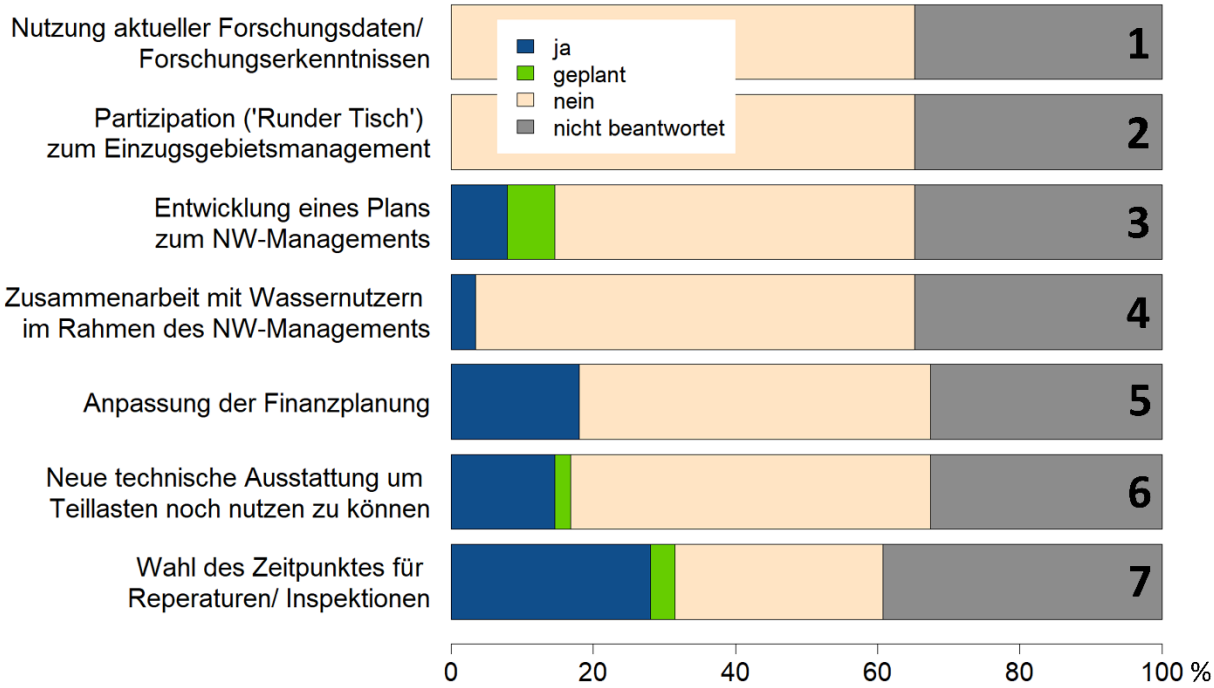


Abbildung 5.14: Maßnahmen zur Risikovorsorge (NW-Management: Niedrigwassermanagement).

Die statistische Auswertung zu diesem Fragenblock, mittels einer ANOVA, zeigt nur bei der Frage nach einem Plan zum Niedrigwassermanagement eine signifikante Abweichung zwischen dem Vorhandensein und dem nicht Vorhandensein eines Managementplans. Der p-Wert des post-hoc Tests liegt bei $p = 0{,}025$ für diese beiden Gruppen. Der Median der Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 zum RAV liegt bei WKAs mit einem NW-Management bei -4%, bei WKAs ohne NW-Management bei -31,3%.

Abgesehen von der Entwicklung eines NW-Managementplans haben die Mehrzahl der langfristigen Maßnahmen zur Risikovorsorge keinen signifikanten Einfluss auf die Vulnerabilität des Wasserkraftsektors.

5.4.4 Risikobewusstsein

Ungefähr 60% der Wasserkraftbetreiber erwarten zukünftig eine Zunahme der Dürreereignisse (1) und länger anhaltende Dürreperioden (2) und rechnen deshalb damit, dass ihre Wasserkraftanlagen häufiger von Dürren betroffen sein werden (3) (Abbildung 5.15). Zwischen 16% und 19% der Befragten können der angegebenen, zukünftigen Entwicklung von Dürreereignissen eher nicht zustimmen, oder können diese Entwicklung und die eigene Betroffenheit nicht einschätzen. Die deutliche Mehrheit (70%) der Befragten erwartet, dass die zunehmenden Dürren in negativen Folgen für ihr Unternehmen resultieren werden (4). Lediglich 5,6% stimmen dieser Aussage eher nicht zu oder halten negative Folgen für ihr Unternehmen aufgrund von Dürrezunahmen zum jetzigen Zeitpunkt für nicht einschätzbar. Die Mehrzahl der

Wasserkraftbetreiber ist sich somit dem möglichen, zukünftigen ansteigenden Dürrerisiko und den damit verbundenen negativen Folgen für ihre WKA bewusst.

Neben dem Dürrerisiko wurden auch weitere Einflussfaktoren abgefragt, die zur Reduktion der Stromerzeugung aus Wasserkraft beitragen. 50% der Befragten stimmen (eher) zu, dass neben Dürren auch politische Faktoren und Interessengruppen die Stromproduktion durch Wasserkraft einschränken. Als einflussreiche Interessensgruppen identifizierten die Wasserkraftbetreiber Genehmigungsbehörden (Wasserwirtschaftsämter, Regierungspräsidien, Fischereibehörden, Umweltbehörden), Naturschutzverbände (NABU), Anglervereine/ Fischerei und Landwirte. Der Anteil der Befragten, der dem Einfluss von politischen Faktoren und Interessensgruppen (eher) nicht zustimmen oder den Einfluss nicht einschätzen können, liegt bei knapp über 20%.

In Bezug auf verfügbare und genutzte Informationen gaben 43% an, dass die ihnen zur Verfügung stehenden Informationen ausreichen, um Maßnahmen zur Vermeidung von Dürreschäden einzuleiten (7). Die Hälfte der Befragten ist (eher) der Meinung, dass die genutzten Informationen für ein solches Vorhaben ausreichend sind (8). Sowohl die zur Verfügung stehenden, als auch die genutzten Informationen sehen 8% der Befragten als nicht ausreichend. 13% können nicht einschätzen, ob Informationen in hinreichendem Maße zur Verfügung stehen und auch ausreichend von ihnen genutzt werden.

Die Frage nach der Handlungsbereitschaft, um Maßnahmen zur Vermeidung von Dürreschäden einzuleiten, wurde von 42% mit „stimme zu“ oder „stimme eher zu“ beantwortet (9). Über die Hälfte (51.7%) gaben sogar an, an einer Zusammenarbeit unterschiedlicher Akteursgruppen, zur Erarbeitung von Maßnahmen, (eher) interessiert zu sein (10). Jedoch haben 13,4% die Frage nach der Handlungsbereitschaft (9) (eher) verneint und 20,3% haben (eher) kein Interesse an einer Zusammenarbeit mit anderen Akteuren (10). 20% (9) und 2% (10) sind sich, diese beiden Fragen betreffend, unschlüssig.

Trotz dem geäußerten Interesse und der Handlungsbereitschaft, Maßnahmen zur Vermeidung von Dürreschäden zu ergreifen, ist die Meinung zu einem gesetzlich verankerten Dürremanagement zwiegespalten (11). Die Frage nach einem gesetzlich geregeltem Dürremanagement (11) trifft bei 19% (eher) auf Zustimmung, beinahe genauso viele (21%) lehnen ein solches Vorhaben jedoch ab. Ungefähr ein Viertel der Befragten lehnen ein gesetzliches Dürremanagement eher ab (24%), ein Zehntel ist sich bezüglich dieser Thematik unschlüssig.

Ungefähr ein Viertel der Befragten, haben die Fragen dieses Themenblocks nicht beantwortet.

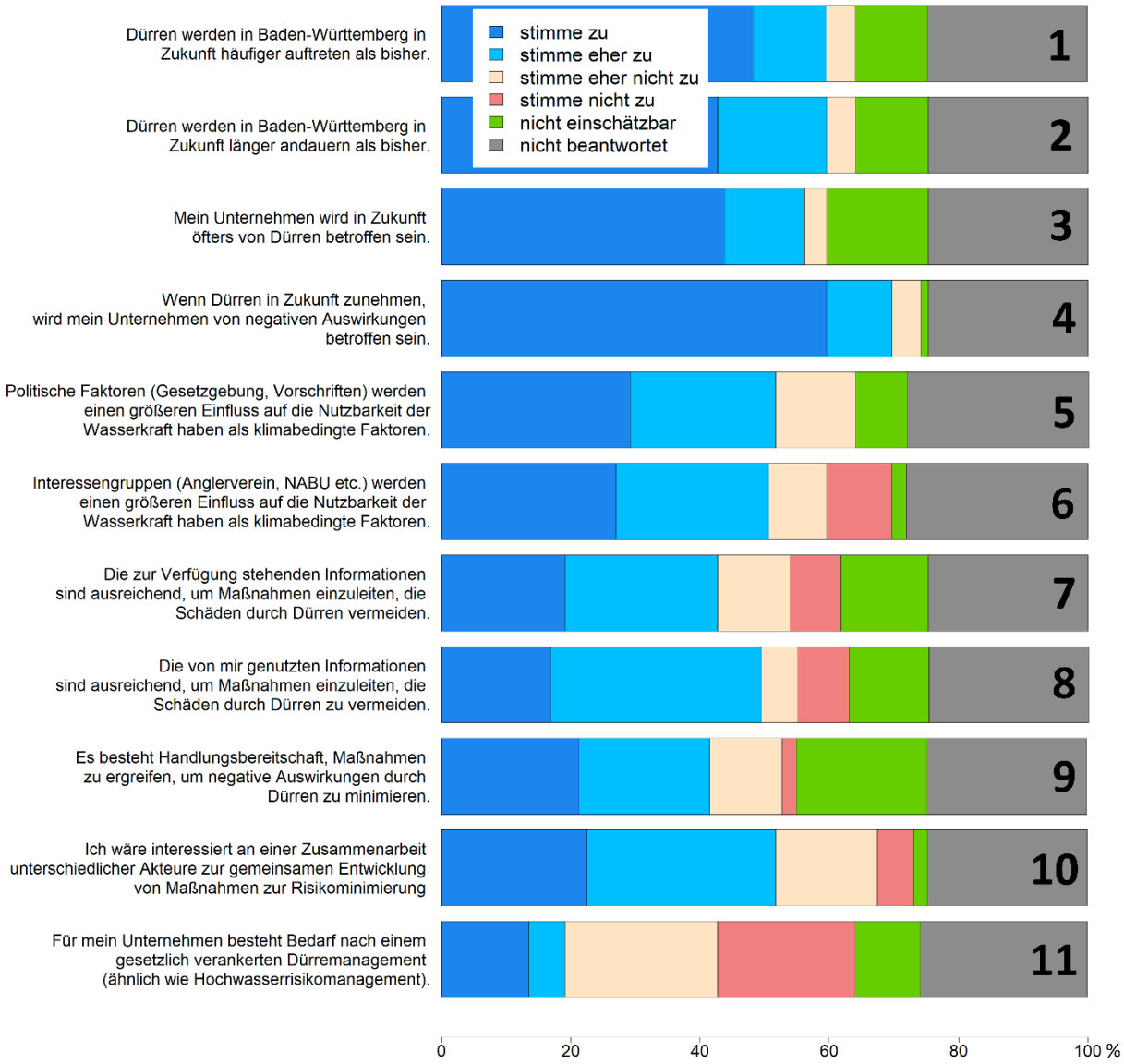
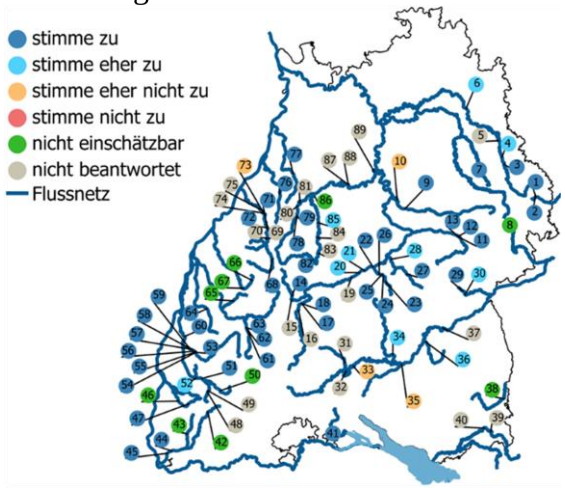


Abbildung 5.15: Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren.

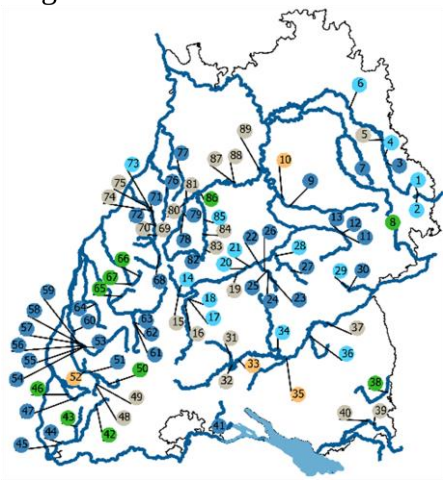
Die räumliche Verteilung der Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürre sind in Karte 5.16 und Karte 5.17 dargestellt. Signifikante räumliche Zusammenhänge sind nicht festzustellen.

Auch die statistische Prüfung eines signifikanten Zusammenhangs zwischen der Einschätzung des Dürrerisikos und den Stromproduktionseinbußen während Dürrejahren, mittels Varianzanalyse, fällt negativ aus.

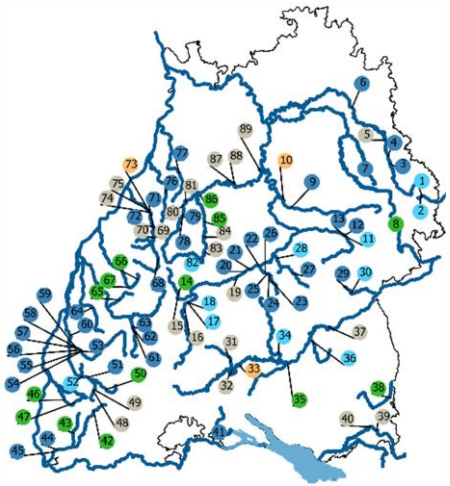
Dürren werden in Baden-Württemberg in Zukunft häufiger auftreten als bisher.



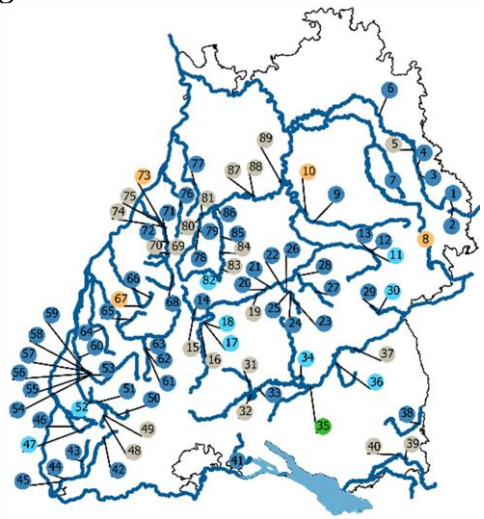
Dürren werden in Baden-Württemberg in Zukunft länger andauern als bisher.



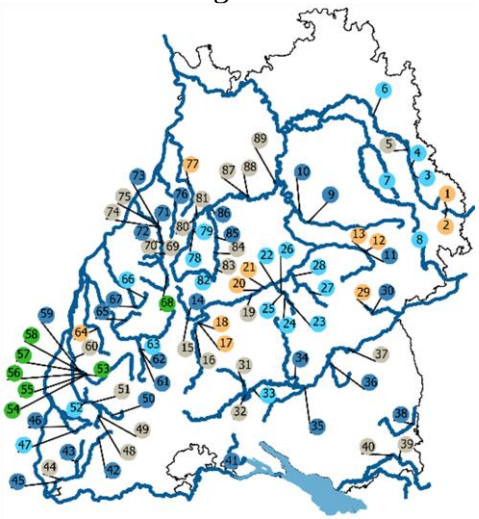
Mein Unternehmen wird in Zukunft öfters von Dürren betroffen sein.



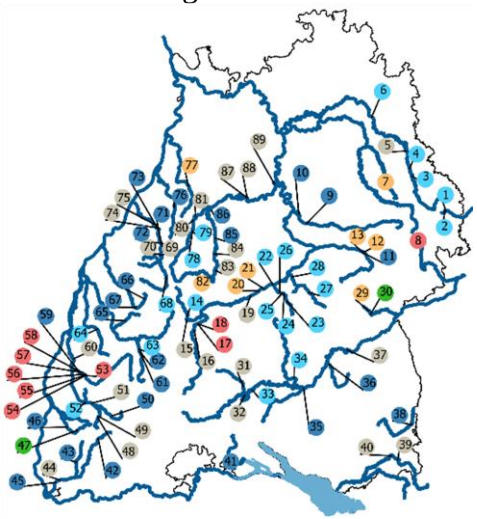
Wenn Dürren in Zukunft zunehmen, wird mein Unternehmen von negativen Auswirkungen betroffen sein.



Politische Faktoren werden einen größeren Einfluss auf die Nutzbarkeit der Wasserkraft haben als klimabedingte Faktoren.

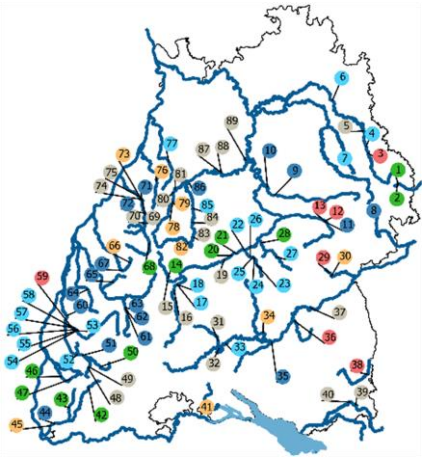


Interessengruppen werden einen größeren Einfluss auf die Nutzbarkeit der Wasserkraft haben als klimabedingte Faktoren.

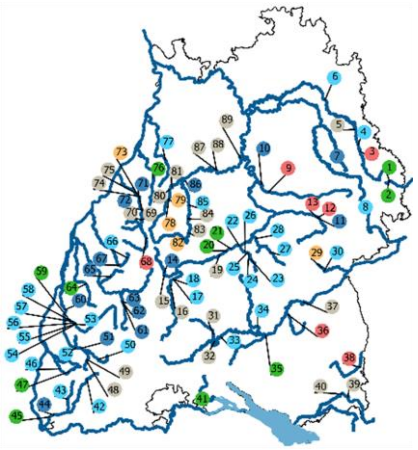


Karte 5.16: Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren.

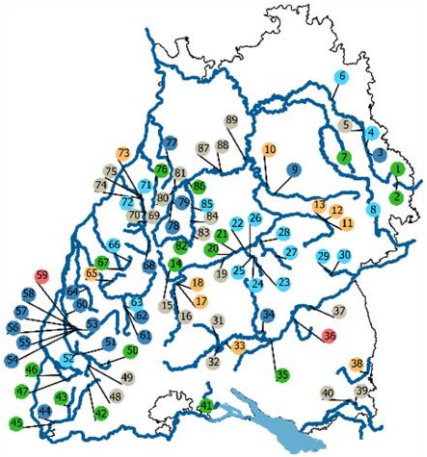
Die zur Verfügung stehenden Informationen sind ausreichend, um Maßnahmen einzuleiten, die Schäden durch Dürren vermeiden.



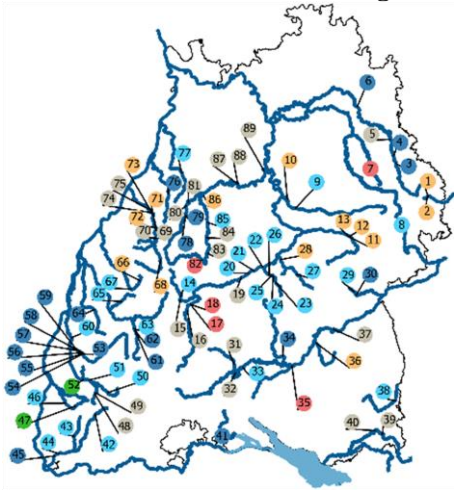
Die von mir genutzten Informationen sind ausreichend, um Maßnahmen einzuleiten, die Schäden durch Dürren zu vermeiden.



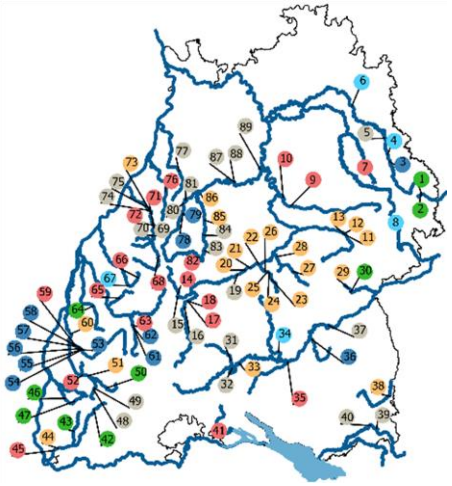
Es besteht Handlungsbereitschaft, Maßnahmen zu ergreifen, um negative Auswirkungen durch Dürren zu minimieren.



Ich wäre interessiert an einer Zusammenarbeit unterschiedlicher Akteure zur gemeinsamen Entwicklung von Maßnahmen zur Risikominimierung.



Für mein Unternehmen besteht Bedarf nach einem gesetzlich verankerten Trockenheitsmanagement.



- stimme zu
- stimme eher zu
- stimme eher nicht zu
- stimme nicht zu
- nicht einschätzbar
- nicht beantwortet
- Flussnetz

Karte 5.17: Fortsetzung der Antworten auf die Fragen bezüglich der Einschätzung des Risikobewusstseins gegenüber Dürren.

5.5 Identifizierte einflussreiche Vulnerabilitätsfaktoren

Der zu Beginn durchgeführte Test auf Multikollinearität der Prädiktoren identifizierte zwei Faktorpaare als nicht unabhängig voneinander ($\tau < 0{,}3$ oder $\tau > -0{,}3$). Zum einen fiel der Unabhängigkeitstest zwischen dem Ausbaugrad und der installierten Leistung negativ aus, zum anderen zwischen der Grundwasserneubildung und der klimatischen Wasserbilanz. Das letztere Prädiktorenpaar wies bereits bei der Analyse der physikalischen Vulnerabilitätsfaktoren gemeinsame Muster auf (vgl. Kapitel 5.3.7). Von den identifizierten, abhängigen Prädiktoren wurde der Ausbaugrad und die standortbezogene sowie auch die einzugsgebietsbezogene klimatische Wasserbilanz für die MLR verwendet, da diese beiden Faktoren bei der Einzelanalyse mittels linearer Regression einen signifikanten Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen im Jahr 2011 aufwiesen.

Das Ergebnis der MLR liefert den Ausbaugrad als Vulnerabilitätsfaktor mit dem größten Einfluss auf die Unterschiede bezüglich der Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren, gefolgt von der natürlichen Abflussvariabilität (CV des Abflusses) (Tabelle 5.1).

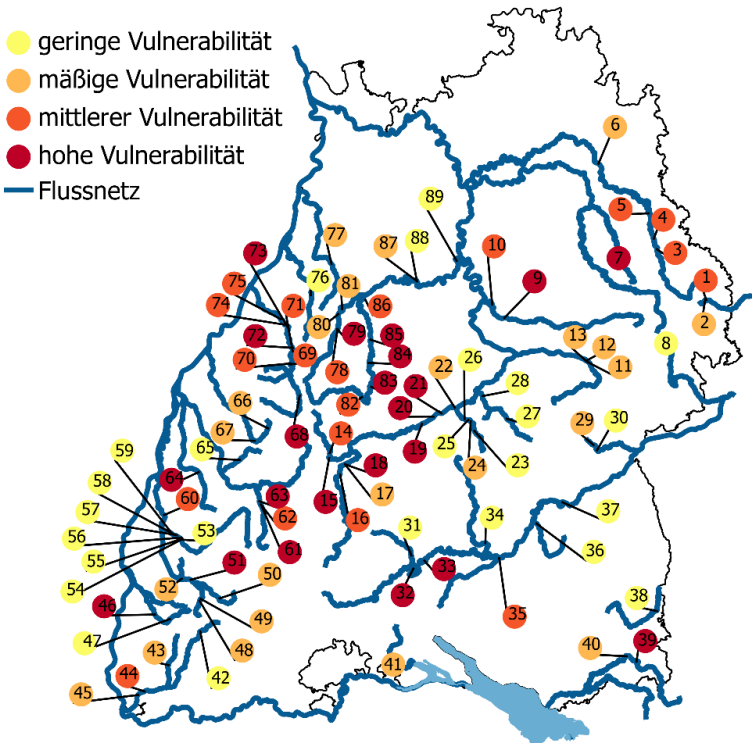
Tabelle 5.1: Übersicht über den ermittelten Einfluss unterschiedlicher Vulnerabilitätsfaktoren auf die Stromproduktion im Dürrejahr 2011 (+++ starker Einfluss; ++ mittelstarker Einfluss; + schwacher Einfluss; 0 kein Einfluss).

Vulnerabilitätsfaktoren			Einfluss auf die Stromproduktion
Sensitivität	kraftwerks-spezifische Faktoren	Ausbaugrad	+++
		Turbinentyp	**0**
		Kraftwerktyp	+
		installierte Leistung	**0**
	Standort-faktoren	Wassernutzung im Oberlauf	**0**
	physikalische Faktoren	Abflussvariabilität (CV)	+++
		klimatische Wasserbilanz	++
		Grundwasserneubildung	**0**
		Grundwasserergiebigkeit	**0**
		Hydrogeologie	**0**
		Landnutzung	**0**
Anpassungs-fähigkeit		Mitgliedschaft in Verbänden/IGs	**0**
		Nutzung von Monitoring- und Informations-systemen	**0**
		Maßnahmen zur Risikovorsorge	+
		Risikobewusstsein	**0**

Zusammen erklären diese beiden Faktoren 43% der Varianz (adj. R^2 = 0,429). Der Einfluss der standortspezifischen klimatischen Wasserbilanz wird als Faktor mit dem drittstärksten Einfluss detektiert. Durch Zuführen dieses Faktors steigert sich der Anteil der erklärten Varianz auf 51% (adj. R^2 = 0,506). Anschließend folgt der Kraftwerkstyp und das Verfolgen eines NW-Managementplans, gefolgt von unterschiedlichen Kategorien der Ergiebigkeit der oberen Gesteinsschicht und der Landnutzung. Jedoch wird durch Hinzufügen dieser Faktoren die erklärte Varianz immer weniger, am Ende nur noch um ca. 1%, gesteigert. Insgesamt wird durch alle Vulnerabilitätsfaktoren 76% der Varianz erklärt.

5.6 Vulnerabilitätsbewertung

Die in den vorherigen Kapiteln identifizierten und gewichteten einflussreichen Vulnerabilitätsfaktoren sind in einer Vulnerabilitätskarte dargestellt (Karte 5.18). Die Vulnerabilitätskarte zeigt, dass vor allem der nördliche Schwarzwald, der Oberlauf des Neckars, die Jagst und die Bühler vulnerabel gegenüber dürrebedingter Stromerzeugungseinbußen sind. Besonders die Murg (WKA 68-75), die Nagold (WKA 82-86) und die Bühler (WKA 7) zeigen durchgängig eine hohe bis mittlere Vulnerabilität. Eine mittlere bis mäßige Vulnerabilität ist bei WKAs entlang der Jagst und der Eger (WKA 1, 2) zu erkennen. Die WKAs im südlichen Schwarzwald und im Gebiet nördlich des Schwarzwaldes weisen eine vergleichsweise geringe bis mäßige Vulnerabilität auf.



Karte 5.18: Vulnerabilität unterschiedlicher Wasserkraftstandorte.

Ein räumliches Muster der Vulnerabilität ist auch bei Betrachtung der Gewässerverläufe zu erkennen. Wasserkraftstandorte im Oberlauf eines Fließgewässers sind tendenziell stärker vulnerabel als WKAs im Unterlauf eines Flusses. Sichtbar ist dieses Muster beispielsweise an der Donau und an der Enz (WKA 78-81 und 87-89). Zudem sind nicht nur in unterschiedlichen Flussabschnitten Unterschiede in der Vulnerabilität der WKAs zu erkennen, sondern auch bei räumlich gering distanzierten WKAs, beispielsweise an der Argen (WKA 39, 40), der Eger (WKA 1, 2) und am Neumagen (WKA 46, 47).

5.7 Abflussszenarien

In Anbetracht der klimatischen Veränderungen wurde für jeden Wasserkraftstandort ein neues RAV für unterschiedliche Abflussszenarien berechnet und die prozentuale Abweichung zum aktuellen RAV ermittelt (Abbildung 5.16). Das Ergebnis zeigt, dass durch die Umverteilung von Abflussmengen von den Sommermonaten in die Wintermonate das RAV einiger WKAs gesteigert wird, bei anderen hingegen sinkt das RAV im Vergleich zum aktuellen RAV. Die Spannweite zwischen Zunahme und Abnahme des RAV ist bei einer Umverteilung von 5% des Abflusses noch gering und nimmt mit der Umverteilung größerer Abflussmengen zu. Bei 30% Umverteilung reicht die Skala der prozentualen Differenz zum aktuellen RAV von 9% Abnahme bis zu knapp 18% Zunahme. Dabei ist die Bandbreite bei allen berechneten Abflussszenarien im Bereich der positiven Abweichungen deutlich größer als im Bereich der negativen Abweichungen. Die Anzahl der WKAs mit gesteigertem RAV (Abweichung >0) zeigt einen abnehmenden Verlauf von geringen positiven Abweichungen hin zu hohen positiven Abweichungen. Ein anderes Bild zeigt sich bei den WKAs mit abnehmendem RAV. Betrachtet man lediglich den negativen Abweichungsbereich, so liegt die Mehrzahl der WKAs in der Mitte des negativen Wertebereichs. Der Mittelwert jedes Abflussszenarios zeigt eine minimale Zunahme des RAV.

Die räumliche Verteilung der prozentualen Abweichungen für vier ausgewählte Abflussszenarien sind in Karte 5.19 dargestellt. Bei einer 5%igen Abflussumverteilung liegen die Abweichungen des RAV bei -5 bis 5%. Damit ist eine direkte Änderung des RAV mit Umverteilung des Abflusses zu erkennen. Zudem entspricht die maximale Änderung des RAV dem Prozentsatz der umverteilten Abflussmenge.

Bei dem nächsten dargestellten Abflussszenario (15%) zeichnen sich an ersten Standorten eine Zunahme zwischen 5% und 10% des RAV ab. Die maximalen Abnahmen liegen dagegen unverändert bei -5%. Von einer Zunahme des RAV betroffen sind die WKA 15, 35, 46, 61, 68, 69 und 80. Die Untersuchung dieser Standorte zeigt, dass vor allem der Ausbaugrad und die

Abflussvariabilität als mögliche Ursachen für die Zunahme des RAV genannt werden können. Der CV des Abflusses liegt bei zwei Stationen bei ca. 0,8, bei den restlichen fünf ist der CV > 1. Der Ausbaugrad der sieben Stationen ist deutlich > 0,9, bei sechs Stationen sogar deutlich > 1. Diese Anlagen weisen somit hohe Ausbaugrade auf und liegen an Fließgewässern mit stark variablen Abflüssen.

Das dritte Abflussszenario (25%) zeigt sowohl eine Zunahme der positiven, als auch der negativen Abweichung des RAV. Die RAV der zuvor genannten WKAs zeigen nun eine Zunahme von 10-15%. Eine weitere Abnahme des RAV zeichnet sich bei den WKAs 28, 34, 53, 59,78,88 (-5 bis -10%) ab. Bei den sechs WKAs mit Abnahmen des RAV sind lediglich die installierten Leistungen und die Ausbaugrade bei allen sechs Anlagen vergleichsweise gering. Die installierte Leistung liegt bei den betroffenen WKAs unter 100 kW, der Ausbaugrad bei den meisten Kraftwerken unter 0,6, außer bei einer WKA knapp >1.

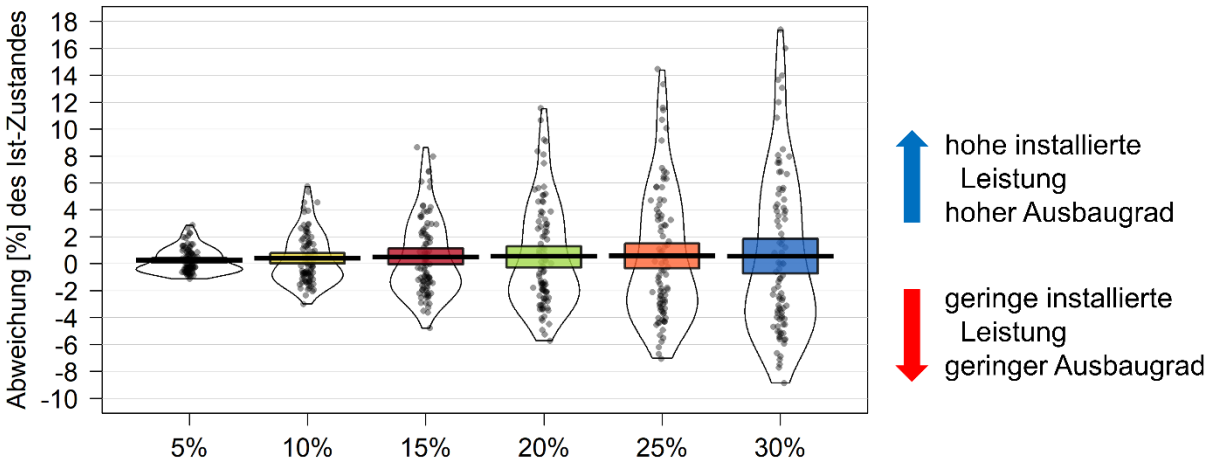
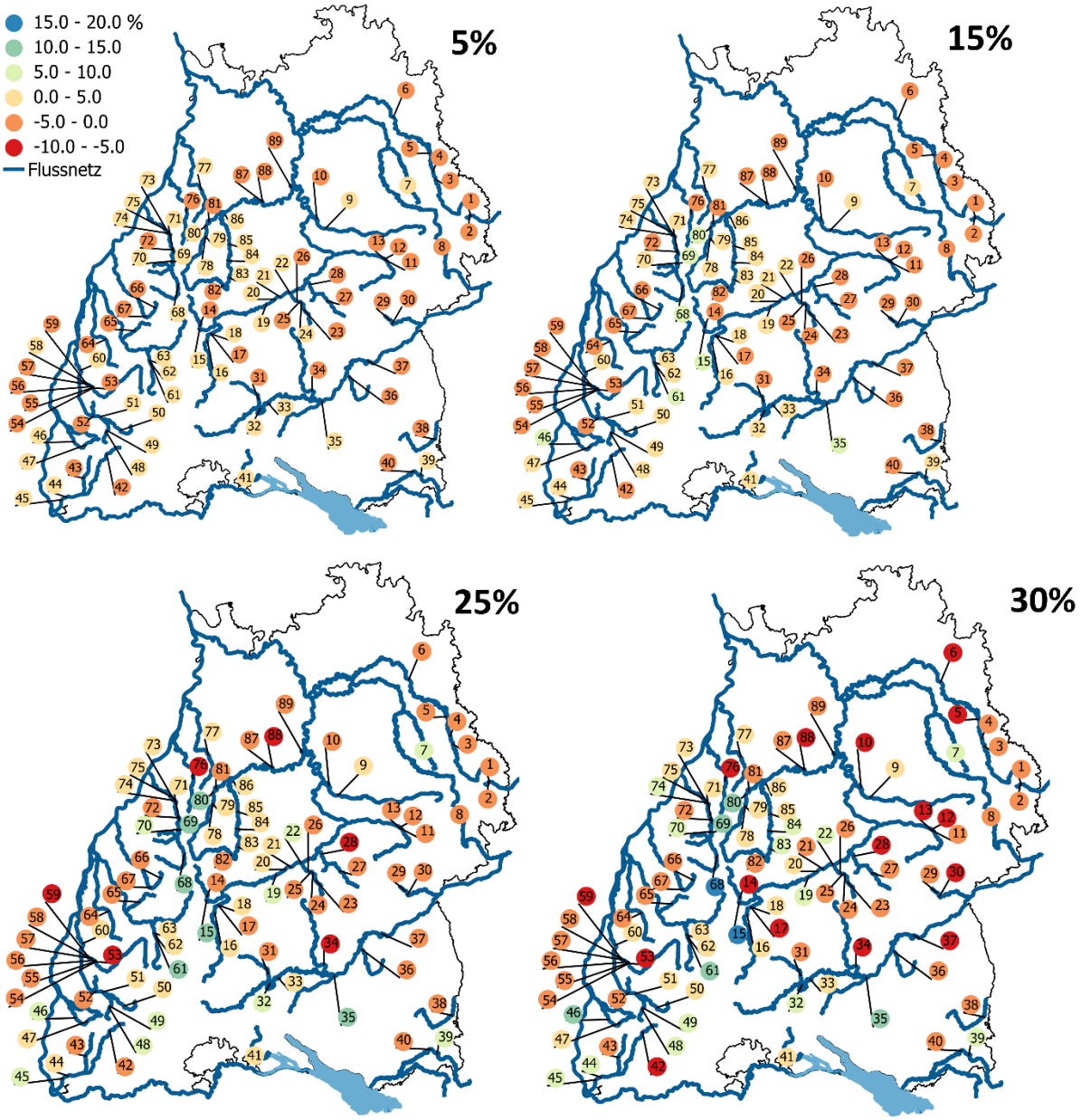


Abbildung 5.16: Prozentuale Abweichung des RAV vom aktuellen RAV für unterschiedliche Abflussszenarien und die über Zu- bzw. Abnahme des RAV entscheidenden Faktoren.

Bei Betrachtung des letzten Abflussszenarios (30%) ist das RAV bei den WKAs 15 und 68 weiter gestiegen und liegt zwischen 15 und 20% Zunahme. In der Gruppe mit den höchsten Verlusten (-5% bis -10%) ist die Anzahl der WKAs um weitere 10 Anlagen gestiegen. Generell gibt das letzte Abflussszenario zu erkennen, dass Wasserkraftanlagen mit verringertem RAV überwiegen. Von den insgesamt 16 WKAs, mit Abnahme des RAV zwischen -5 und -10%, weisen 15 Anlagen installierte Leistungen < 100 kW auf. Lediglich WKA 37 fällt mit einer installierten Leistung von 580 kW aus dem Schema. Vergleicht man die installierten Leistungen der 20 WKAs mit einem Zuwachs des RAV zwischen 5 und 20%, so weisen die Mehrheit der Anlagen Leistungen > 200 kW auf. Drei Anlagen (WKA 68, 35 und 7) besitzen eine installierte Leistung < 100 kW, wohingegen die installierte Leistung von sechs WKA über 1000 kW liegt.

Der angedeutete Zusammenhang zwischen installierter Leistung und RAV bei dem letzten Abflussszenario kann bei Betrachtung der Ausbaugrade bestätigt werden. Wasserkraftwerke mit hohen Ausbaugraden > 0,8 tendieren zu einem gesteigerten RAV, wohingegen Kraftwerke mit kleinen Ausbaugraden < 0,8 eher von Stromproduktionsverlusten und verringertem RAV betroffen sind. Abgesehen von der installierten Leistung und dem Ausbaugrad lässt sich bei weiteren kraftwerksspezifischen Eigenschaften kein Zusammenhang zwischen Abnahme oder Zunahme des RAV und unterschiedlichen Abflussszenarien erkennen. Auch die Abflussvariabilität hat bei der Umverteilung größerer Abflussmenge an Einfluss verloren.



Karte 5.19: prozentuale Abweichung des RAV vom aktuellen RAV für vier unterschiedliche Abflussszenarien (5%, 15%, 25% und 30% Abflussumverteilung).

6 Diskussion

6.1 Online Umfrage

6.1.1 Methode

Die Methode der Datenbeschaffung mit Hilfe einer Umfrage und dem persönlichen Anschreiben der Wasserkraftbetreiber, hat sich als sehr aufwendig und zeitintensiv herausgestellt. Damit kann die Aussage des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) bestätigt werden, dass mit einer Umfrage ein großer Rechercheaufwand der nötigen Kontaktdaten einhergehe. Eine indirekte Kontaktaufnahme über Verbände oder Interessensgemeinschaften ist zwar weniger zeitintensiv, lieferte jedoch keine zufriedenstellende Teilnehmerzahl. Aus den Erfahrungen mit den beiden Methoden zur Kontaktaufnahme ist abzuleiten, dass ein persönliches Anschreiben den Befragten tendenziell stärker anspricht und die Bereitschaft an der Teilnahme an einer Umfrage höher ist, als bei einem anonymisierten oder allgemeinen Anschreiben. Die weniger aufwendige Methode von Heimerl et al. (2017), die anlagespezifischen Daten aus den Triebwerksakten der unteren Wasserbehörden zu generieren, konnte aus Datenschutzgründen nicht angewandt werden. Zudem waren für diese Arbeit nicht nur kraftwerksspezifische Angaben erforderlich, sondern auch die Angaben der Wasserkraftbetreiber zur persönlichen Einschätzung des Dürrerisikos. Um die nötigen Informationen zu beiden Themenblöcke gleichzeitig abzufragen, hat sich die Befragung der Wasserkraftbetreiber mit Hilfe einer Umfrage als gute Möglichkeit herausgestellt. Jedoch sollte bei der quantitativen Datenerhebung mit Hilfe einer Umfrage in Betracht gezogen werden, dass nur die Daten erhoben werden, die auch in der Umfrage abgefragt werden. Zwar gibt der Antworttyp offene Texteingabe den Befragten einen gewissen Spielraum, jedoch ist die individuelle Beantwortung der Fragen beschränkt. Das ermöglicht einerseits die Vergleichbarkeit der Antworten, andererseits gehen nicht abgefragte, individuelle Informationen verloren. In Anbetracht dessen, ist es zu empfehlen individuelle Information durch Experteninterviews zu berücksichtigen.

Das verwendete Umfrage-Tool SoSci Survey hat sich für Online-Umfragen bewehrt. Besonders die unkomplizierte Handhabung, die unterschiedlichen Frage- und Antworttypen und die angebotenen Möglichkeiten zum Versand von Serienmails, haben die Konzipierung, die Durchführung, aber auch die Aufbereitung der Ergebnisse der Umfrage erleichtert.

6.1.2 Ergebnisse

Die Rücklaufquote der beantworteten Umfragen von 14,3%, ist als eher gering einzuschätzen. Ob die geringen Teilnehmerzahlen eine Problematik der Informationsbeschaffung mittels Umfrage im Allgemeinen sind, dem Zeitaufwand, der widerwilligen Herausgabe von Daten aus Datenschutzgründen oder dem fehlenden Interesse an dieser Thematik geschuldet ist, bleibt offen. Obwohl ein Wasserkraftbetreiber oftmals mehrere Wasserkraftanlagen besitzt oder betreibt, konnten durch die Umfrage nur Angaben zu 129 von 2100 bestehenden Wasserkraftanlagen generiert werden (das entspricht 6%). Nach Entfernung der Anlagen ohne Pegeldaten bleiben noch 4% der bestehenden WKAs übrig. Diese sind vor allem in der Region Schwarzwald lokalisiert, nur wenige südöstliche der schwäbische Alb und keine im Norden Baden-Württembergs. Somit kann das Dürrerisiko des Wasserkraftsektors im Westen am besten dargestellt werden, wohingegen keine Aussage über die Situation im Norden getroffen werden kann. Auch die vereinzelten Wasserkraftanlagen südöstlich der Schwäbischen Alb lassen lediglich eine räumlich begrenzte Aussage über das Dürrerisiko zu.

Trotz der geringen Teilnehmerzahl ermöglichten die erhobenen Daten ein gutes Verständnis unterschiedlicher, sektorspezifischer Dürreaspekte des Wasserkraftsektors. Damit konnte gezeigt werden, dass die von Kruse und Seidl (2015) und Stölzle und Stahl (2011) geforderte Beteiligung der Akteure durchaus zu empfehlen ist und dadurch die sektorspezifische Dürreanalyse eine höhere Qualität erreicht und die Relevanz besser erfasst werden kann.

6.2 Berechnung des Dürrerisikos

6.2.1 Methode

Aufgrund der lediglich drei WKAs mit stündlich verfügbaren Leistungsdaten, war es nicht möglich, ausreichende allgemeingültige Muster der Leistung für unterschiedliche Kraftwerkstypen und Kraftwerkseigenschaften (Größe, Turbinentyp, Q_a) zu erkennen. Somit ist es der geringen Anzahl an stündlichen Leistungsdaten geschuldet, dass die Formel der elektrischen Leistung nicht allgemeingültig, für unterschiedliche WKAs angepasst werden konnte. Die verwendete Methode, die Leistung unter Berücksichtigung des abflussvariierenden Wirkungsgrades für bestimmte Turbinentypen zu berechnen, stellt eine Alternative bei geringer Datenverfügbarkeit dar. Im Vergleich zur Methode nach Heimerl et al. (2016) und des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) wurde zumindest der abflussabhängige Wirkungsgrad und unterschiedliche Turbinentypen in der Gleichung der elektrischen Leistung berücksichtigt und somit eine bessere Anpassung an reale Bedingungen erreicht. Kritisch

betrachtet müssen jedoch die, für die Funktion des Turbinenwirkungsgrad, verwendeten Parameter. Quaschning (2007) liefert Parameterwerte nur für gängige Turbinen. Die graphisch oder aus der Literatur abgeleiteten Parameterwerte für die Durchströmturbine, für die Wasserkraftschnecke und für das Wasserrad, sind mit einer größeren Unsicherheit behaftet. Zudem müssen die getroffenen Annahmen und Vereinfachungen bei der Analyse der Ergebnisse berücksichtigt werden. Diese Annahmen und Vereinfachungen lassen sich nur durch ausführliche Aufzeichnungen der Wasserkraftbetreiber, zu bspw. dem Stillwand der WKAs, dem Zu- und Abschalten von Turbinen und den Ausleitungsmengen bei Seitenkanälen, vermeiden. Um diese Informationen in Erfahrung zu bringen, ist eine noch ausführlichere Umfrage oder sogar persönliche Interviews mit den Wasserkraftbetreibern erforderlich. Ob die Bereitschaft seitens der Wasserkraftbetreiber besteht, diese Informationen unter doch erheblichem Zeitaufwand zur Verfügung zu stellen, ist fraglich.

Pegeldaten als notwendige Abflussdaten zu verwenden hat Vor-, aber auch Nachteile: Der Vorteil liegt in der einfachen und schnellen Beschaffung und in der unkomplizierten Handhabung. Jedoch sind nicht für alle Gewässer Pegeldaten vorhanden, wodurch die Anzahl der untersuchten WKAs beschränkt werden musste. Zudem hat sich gezeigt, dass die Lage der Pegel eine Über- bzw. Unterschätzung der berechneten Daten bedingt. Alternativ könnte man, wie in den Studien von Gaudard et al. (2014) und Kao et al. (2015) angewandt, Niederschlags-Abflussmodelle verwenden, um Abflussdaten für alle Fließgewässer zu erhalten. Dieser Ansatz ist jedoch mit einem höheren Rechenaufwand und einer höheren Datengrundlage verbunden. Zudem müssten auch hier wie bei den verwendeten Pegeldaten die ökologische Restwassermenge und die Mindestabflussmenge für den Turbinenbetrieb berücksichtigt werden. Da nicht für alle WKAs Angaben zu diesen beiden Verluste vorlagen, wurde stattdessen auf die Leitlinie zu Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken (LfU, 2005) und auf technische Daten (Aufleger et al., 2014) zurückgegriffen. Dadurch war es möglich, diese Verluste für alle WKAs zu berücksichtigen, jedoch ersetzten diese Literaturwerte nicht die belastbareren standortspezifischen Informationen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich mit Hilfe von aufgezeichneten Leistungsdaten die Stromproduktionseinbußen am einfachsten und genauesten berechnen lassen, da die Abflussbedingungen und Standortbedingungen sowie die komplexe Führung einer Wasserkraftanlage in den aufgezeichneten Leistungsdaten automatisch berücksichtigt werden. Stehen diese Daten nicht zur Verfügung, hat sich die hier angewandte Methode, basierend auf der Formel der elektrischen Leistung, als gute Alternative herausgestellt. Aufgrund der Annahmen und Vereinfachungen ist diese Methode jedoch mit größeren Unsicherheiten behaftet.

Aufgrund der Vergleichbarkeit der jährlichen prozentualen Abweichung zwischen unterschiedlichen WKAs, eignete sich dieser Kennwert als gutes Maß für das Dürrerisiko und für die Identifizierung einflussreicher Vulnerabilitätsfaktoren.

6.2.2 Analyse der realen Leistungen

Gegen die Erwartungen eines kontinuierlichen, linearen Anstiegs der Leistung bei steigendem Abfluss, zeigen die real erzeugten Leistungen der drei Wasserkraftanlagen keinen kontinuierlichen linearen Verlauf. Betrachtet man den Verlauf der Leistungszunahme im Detail, so kann der zuerst flache Anstieg damit begründet werden, dass in Bereichen geringeren Abflusses die WKA lediglich auf Teillast fährt und somit geringere Wirkungsgrade erzielt. Die Wirkungsgrade unterschiedlicher Anlagenbestandteile sind laut Aufleger et al. (2014) und Quaschning (2007) abhängig von der Durchflussmenge und erreichen bei geringeren Abflüssen geringere Wirkungsgrade. Nimmt der Abfluss bis hin zum Erreichen des Ausbaudurchflusses zu, steigt der Wirkungsgrad und auch die Ausbeute der Wasserkraft an. Somit ist ab diesem Punkt eine größere Leistungssteigerung bei kontinuierlicher Abflusszunahme gegeben. Der unterschiedliche spezifische Abfluss, am Übergang des flachen zum steilen Leistungsanstieg, ist nicht mit dem Turbinentyp erklärbar, da alle drei Anlagen mit Kaplan-Turbinen ausgestattet sind. Lediglich das Alter der Anlagen könnte noch eine Rolle spielen. Es wäre zu erwarten, dass bei neueren Anlagen, schon bei geringen Abflüssen, ein hoher Anlagenwirkungsgrad erreicht wird und deshalb schon bei einem geringen Anteil des Abflusses am Ausbaugrad der Übergang zum steileren Anstieg erfolgt. Diese Annahme trifft auf die drei betrachteten WKAs zu. Bei der neusten Anlage (Anlage 3 Baujahr 2009) findet der Übergang statt, wenn 17% des Ausbaudurchflusses erreicht sind. Danach folgt die zweite Anlage mit Baujahr 1992 und einem Anteil von 34% am Ausbaudurchfluss und zuletzt die erste Anlage (Baujahr 1911) mit 56%. Diese Abhängigkeit kann jedoch nicht als allgemeingültig angenommen werden. Zum einen spiegelt das Baujahr, aufgrund von durchgeführten Erneuerungen oder Modernisierungen, den aktuellen Zustand einer Anlage nicht immer wieder. Zum anderen besteht aufgrund der geringen Datengrundlage hoch aufgelöster Leistungsdaten nicht die Möglichkeit, diesen Zusammenhang an weiteren Anlagen zu testen und diesen Zusammenhang bestenfalls zu bestätigen oder zu verwerfen. Weiterhin ist nicht auszuschließen, dass durch das Zu- und Abschalten von Turbinen keine kontinuierliche lineare Zunahme der Leistung bei steigendem Abfluss zustande kommt. Wie die Fahrweise der Turbinen in der Praxis gehandhabt wird und ob die Fahrweise oder das Baujahr den speziellen Verlauf der Leistungszunahme begründet, sollte bei Wasserkraftbetreibern in Erfahrung gebracht werden.

Die realen Leistungsdaten zeigen zudem, dass für einen Abflusswert unterschiedliche Leistungen generiert werden. Dazu ist anzumerken, dass die Abflusswerte als Stundenmittel vorliegen, WKAs hingegen verwenden den kontinuierlichen Abfluss und keine gemittelten Stundenwerte. Zudem kann das das individuelle Zu- und Abschalten von Turbinen oder das Drosseln der WKAs zu unterschiedlichen Leistungen bei gleichem Abfluss führen. Daraus wird deutlich, dass durch die Stundenmittel und der Formel für die elektrische Leistung, die Bandbreite der realen Leistung nicht reproduziert werden kann. Aufgezeichnete Leistungsdaten der Wasserkraftbetreiber würden auch diese Unsicherheit verringern.

6.2.3 Vergleich der berechneten und realen Leistungen

Der Vergleich der berechneten und realen stündlichen Leistungen zeigt eine Unterschätzung bei geringen Abflüssen und eine Überschätzung bei hohen Abflüssen. Diese Systematik ist sowohl bei der Berechnung der Leistungen mit dem maximalen Wirkungsgrad, als auch bei der Berechnung mit dem Wirkungsgrad in Abhängigkeit des Abflusses zu erkennen. Die Überschätzung fällt bei der letzteren Methode jedoch geringer aus. Die Unterschätzung bei geringen Abflüssen kann damit begründet werden, dass die Ausnutzung von Teillasten bei geringen Abflüssen nicht ausreichend berücksichtigt wird. Die in der Methode beschriebene Vereinfachung, anstatt mehrerer Turbinen lediglich eine Turbine mit angepasstem Ausbaudurchfluss anzunehmen (vgl. Kapitel 4.3), könnte die Überschätzung der Leistung bei hohen Abflüssen zur Folge haben. Es ist denkbar, dass eine Turbine mit höherem Ausbaudurchfluss vor allem bei höheren Abflüssen, mehr Leistung erbringt, als die addierten Leistungen zweier Turbinen mit jeweils geringeren Ausbaudurchflüssen. Wie bereits erwähnt, ist es auch hier wichtig, die in der Praxis angewandte Fahrweise mehrerer Turbinen in Erfahrung zu bringen, um diesen Faktor in die Berechnung der Leistung miteinbeziehen zu können.

6.2.4 Vergleich des berechneten und realen RAV

Der positive Median und Mittelwert der Abweichungen der berechneten RAV von den realen RAV zeigen, dass mit einer generellen Überschätzung der RAV zurechnen ist. Diese Überschätzung kann mit der Vernachlässigung von Stromproduktionsausfällen bei der Berechnung der Leistung, beispielsweise durch Hochwasser, Reparaturen oder längeren Revisionen, begründet werden. Vor allem Ausleitungskraftwerke oder Flusskraftwerke, die in Seitenkanälen des Hauptgewässers liegen (z.B. Mühlkanäle, Gewerbekanäle oder Triebwerkskanäle), sind besonders anfällig für Überschätzungen der RAV. Bei diesen Anlagen entspricht die gemessene Abflussmenge am Pegel, nicht der abgeleiteten Abflussmenge in den meist kleineren Seitenkanälen. Obwohl die Analyse des Einflusses unterschiedlicher Faktoren (Anzahl der Zuflüsse,

Abstand zwischen Pegel und WKA etc.) auf den Grad der Abweichung kein Ergebnis liefert, wird bei Betrachtung der größten Abweichung an WKA 29 der Einfluss der Lage am Seitenkanal deutlich. An diesem Standort beträgt der Abstand zum Pegel lediglich 0,5 km und es bestehen keine unberücksichtigten Zuflüsse zum Gewässer. Jedoch ist die WKA in einem Triebwerkskanal installiert, wodurch die Überschätzung am plausibelsten erklärt werden kann. Allerdings spielen weitere Faktoren, wie Produktionsausfälle und andere getroffenen Annahmen und Vereinfachungen auch eine Rolle. Die generelle Überschätzung ist auch bei der Herleitung der Ursache der Über-bzw. Unterschätzung mit der Lage des Pegels zu berücksichtigen. Die hohe Übereinstimmung von 87% der WKAs mit überschätzten RAV und Pegeln im Abstrombereich wird durch die tendenzielle Überschätzung relativiert. Folglich ist mit einer höheren Übereinstimmung, als den bisher angenommenen 61,5%, bei WKAs mit unterschätzen RAV und Pegeln im Zustrombereich der Anlage zu rechnen. Warum vor allem Wasserkraftwerke mit geringem RAV eine Überschätzung des berechneten RAV aufweisen, bleibt zu klären.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Wasserkraftanlagen komplexe Systeme sind und auch das Management einer WKA nicht einfach zu berücksichtigen ist. Durch die Komplexität war es notwendig Annahmen und Vereinfachung bei der Berechnung der elektrischen Leistung zu treffen. Dadurch wird jedoch die Analyse der Ursachen für die Abweichungen zwischen berechneten und realen Werten diffizil.

6.2.5 Prozentuale Abweichungen der Stromproduktion

Bei dem Vergleich der jährlichen, prozentualen Abweichungen der Stromproduktion aller WKAs muss beachtet werden, dass die Belastbarkeit der Daten in frühen Jahren geringer ist, da weniger WKAs existierten und somit weniger Datenpunkte vorhanden sind. In den Jahren zwischen 1970 und 1980 stehen weniger als 30 Anlagen pro Jahr zur Verfügung. Ab 2000 steht ungefähr die doppelte Anzahl an Datenpunkten pro Jahr zur Verfügung (ca. 60). Deshalb sind allgemeine Aussagen über den Beginn der Zeitreihe mit Vorsicht zu betrachten, wohingegen Aussagen über die letzten Jahre der Zeitreihe plausibler sind.

Die Bandbreite der Abweichungen innerhalb eines Jahres zeigt, dass die Wasserkraftanlagen unterschiedlich stark von trockenen und nassen Jahren betroffen sind. Ob die Ursachen für die Bandbreite, wie von Stoelzle et al. (2014), van Lanen et al. (2013) und von van Loon und Laaha (2015) angedeutet, von meteorologischen oder Einzugsgebietseigenschaften (Geologie, Landbedeckung, des Grundwassersystems und der Einzugsgebietsstruktur) habhängen, wird im Rahmen der Vulnerabilitätsbewertung diskutiert.

Die identifizierten Phasen mit gering schwankenden Medianen der Abweichungen zwischen 1970 und 2003 deuten darauf hin, dass in diesen Perioden gleiche, länger anhaltende klimatische und hydrologische Bedingungen geherrscht haben müssen. Ab 2003 sind hingegen keine Phasen ersichtlich, in denen die Mediane auf einem Niveau variieren. Stattdessen ist eine starke zwischenjährliche Variation zu erkennen. Grund für die stärker schwankenden Mediane der Abweichungen, könnte die von Hartmann et al. (2013) beschriebene Zunahme von extremen Wettereignissen sein. Auch Deutschländer und Mächel (2017) und Kunz et al. (2017) sind sich einig, das in Zukunft mit häufiger auftretenden Hitzewellen und Starkniederschlagereignisse zu rechnen ist und deshalb stark schwankende Stromproduktionsraten zu erwarten sind. Ob die schwankenden Abweichungen gegenüber dem RAV ausschließlich klimabedingt sind oder ob weitere Faktoren eine Rolle spielen, muss durch zukünftige Beobachtungen der Stromproduktionsentwicklung beurteilt werden.

Die räumliche Darstellung der prozentualen Stromproduktionsabweichungen des Jahres 2011 und die daraus erstellte Dürrerisikokarte, identifizierten Standorte mit höheren und niedrigeren Abweichungen. Die Risikokarte deutet auf Unterschiede innerhalb eines Einzugsgebietes hin. Diese Ergebnisse bedürfen der Erklärung, womit diese Unterschiede zu begründen sind. Nach Knutson et al. (1998) liegen die Ursachen von Dürreschäden in der Vulnerabilität des betrachteten Systems. Da die durchgeführte Vulnerabilitätsbewertung genau darauf abzielt, diejenigen Faktoren zu ermitteln, die für die unterschiedlichen Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren verantwortlich sind, wird die Diskussion dieser Ergebnisse nach der Vulnerabilitätsbewertung im Kapitel 7„Synthese der Risiko- und Vulnerabilitätsanalyse“ vollzogen.

6.3 Statistische Auswertung

Die lineare Regression, die Varianzanalyse (ANOVA) und die Korrelation haben sich als einfach anwendbare und ausreichende statistische Methoden herausgestellt, um die Abhängigkeit der Stromproduktion von einzelnen kontinuierlichen und kategorialen Prädiktoren zu prüfen. Die einzige Schwierigkeit bestand darin, die jeweils geforderten Annahmen der Tests einzuhalten. Bei der Korrelation und der ANOVA konnte dies durch die nicht-parametrischen Korrelationskoeffizienten Spearmans ρ und Kendalls τ sowie durch den Kruskal-Wallis-Test anstatt der üblichen ANOVA gut umgesetzt werden. Bei der linearen Regression war es teilweise nur schwer möglich, die Strichprobe durch Transformation in einen vollständig parametrischen Datensatz umzuwandeln. Deshalb muss die mögliche Reduktion der statistischen Signifikanz bei vereinzelten Ergebnissen der linearen Regression berücksichtigt werden.

Die von Blauhut et al. (2016) vorgeschlagene schrittweise Parameterselektion, zur Identifizierung der besten Parameterkombinationen für das multiple Regressionsmodell, hat sich als gut anwendbare Methode herausgestellt. Jedoch besteht auch hier die Problematik der nicht-parametrischen Daten, die bei der MLR berücksichtigt werden müssen. Als eine von Bachmair et al. (2017) angewandte alternative zur MLR, ist die Random Forest-Methode (RF) zu nennen. RF-Modelle sind in der Lage mit nicht-linearen Daten und Interaktionen zwischen Prädiktoren umzugehen (Bachmair et al., 2017). Jedoch übersteigt die Anwendung und die theoretischen Hintergründe dieser Methode die Komplexität einer MLR, wodurch die richtige Handhabung dieser Methode und die Interpretation der Ergebnisse erschwert wird (James et al., 2017).

6.4 Sensitivitätsfaktoren

6.4.1 Abflussvariabilität

Die Korrelation zwischen den jährlichen Unterschreitungstagen und den jährlichen Abweichungen ergab für 90% eine negative Kovarianz. Für 10% der Standorte (9 WKAs) konnte keine Kovarianz festgestellt werden. Diese neun Standorte sind der Grund für die großen Abweichungen der Korrelationskoeffizienten innerhalb der jeweiligen EZGs. Für diese Standorte kann eine Gemeinsamkeit festgestellt werden: Alle Standorte sind entweder Ausleitungskraftwerke oder Laufwasserkraftwerke, die an Seitenkanälen des Hauptgewässers installiert sind. Wie bereits angesprochen, trifft auf Ausleitungskraftwerke und Kraftwerke an Kanälen die Problematik zu, dass die ausgeleitete Wassermenge oftmals nicht mit dem gemessenen Abfluss am Pegel übereinstimmt. Dementsprechend ist eine Diskrepanz zwischen der Stromproduktion einer WKA und den Pegeldaten zu erwarten. Jedoch weisen nicht alle Ausleitungskraftwerke und Laufwasserkraftwerke an Kanälen eine fehlende Kovarianz auf. Die Länge der verwendeten Abflusszeitreihen kann als weiterer Faktor ausgeschlossen werden, da sowohl WKAs mit langer, sowohl auch kurzer Betriebsdauer fehlende Kovarianzen aufweisen. Welche weiteren Faktoren die Korrelation beeinflussen bleibt abzuklären. Grundsätzlich zeigt das Ergebnis der Korrelation und die signifikant negative lineare Beziehung zwischen Stromproduktionsabweichungen und der Abflussvariabilität (CV), dass die natürliche Abflussvariabilität einen bedeutenden Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen hat und somit daraus die Vulnerabilität einzelner Anlagen abgeleitet werden kann. Die anfänglich getroffene Hypothese, dass die natürliche Abflussvariabilität eines Fließgewässers die Stromproduktion signifikant beeinflusst, kann diesbezüglich verifiziert werden.

6.4.2 Ausbaugrad

Die Wahl des Ausbaugrades einer WKA hängt, laut Giesecke et al. (2014), von mehreren Faktoren ab. Dazu zählt die Abflusscharakteristik des Fließgewässers (stark schwankender oder gleichmäßiger Abfluss), die Einsatzart (Grund- oder Spitzenlastkraftwerk), der Kosten-Nutzen-Faktor und die weitere Gewässernutzung. Aufgrund der verschiedenen Faktoren kann das fehlende räumliche Muster erklärt werden, da der Ausbaugrad für jedes Kraftwerk individuell gewählt werden kann. Zudem liefert Giesecke et al. (2014) damit auch eine Begründung für die Spannbreite der Ausbaugrade von 0,1 bis 2,47. Das vermehrte Vorkommen von WKAs mit einem Ausbaugrad >1 im Schwarzwald kann entweder mit der Berücksichtigung unterschiedlicher Faktoren bei der Wahl des Ausbaugrades, oder mit der höheren Datendichte im Schwarzwald, begründet werden.

Das Ergebnis der linearen Regression zeigt, dass Wasserkraftanlagen mit großen Ausbaugraden während des Dürrejahres 2011 am stärksten von Stromproduktionseinbußen betroffen sind, wohingegen Wasserkraftanlagen mit kleinem Ausbaugrad vergleichbar geringe Einbußen verzeichneten. Diesem Ergebnis entsprechend, ist es empfehlenswert die Ausbaugrade gering zu halten, um auch bei Niedrigwasser die Stromproduktion gewährleisten zu können. Betrachtet man jedoch nasse Jahre, wie z.B. das Jahr 2002, ergeben sich für Kraftwerke mit einem hohen Ausbaugrad höhere Stromproduktionsraten und geringere Stromproduktionsraten für WKAs mit kleinem Ausbaugrad. Für eine allgemeine Empfehlung, bezüglich der Wahl des Ausbaugrades, ist es somit notwendig nicht nur feuchte bzw. trockene Jahre zu betrachten. Stattdessen muss abgewägt werden, mit welchem Ausbaugrad auf lange Sicht die größten Stromproduktionsraten erzielt werden können. Dabei sollten bereits bemerkbare aber auch prognostizierte klimatische Veränderungen in die Entscheidung miteingebunden werden.

In Anbetracht der signifikanten Abhängigkeit zwischen dem Ausbaugrad und den Stromproduktionseinbußen, kann die Hypothese bestätigt werden, dass abflussabhängige Sensitivitätsfaktoren eine große Relevanz für die Stromproduktion aus Wasserkraft darstellen.

6.4.3 Kraftwerkstyp

Den Ergebnissen der ANOVA und dem nachfolgenden TukeyHSD zur Folge, sind Ausleitungskraftwerke einem höheren Dürrerisiko ausgesetzt, als Laufwasserkraftwerke. Im Schnitt sind im Jahr 2011 die Stromproduktionseinbußen von Ausleitungskraftwerke 10% höher ausgefallen, als bei Laufwasserkraftwerken. Wie von Aufleger et al. (2014) beschrieben, sind Laufwasserkraftwerke Querbauwerke, die oftmals die gesamte Gewässerbreite einnehmen und somit

den größten Teil des vorhandenen Abflusses verwenden können. Lediglich die Wassermenge, die über die Fischtreppe abgeleitet werden muss, stellt einen Verlust dar. Im Gegensatz dazu steht einem Ausleitungskraftwerk lediglich ein bestimmter Anteil der Abflussmenge des Fließgewässers zur Verfügung Aufleger et al. (2014). Wie im Leitfaden der LfU (2005) geschildert, muss mindestens 1/3 des MNQ im Hauptgewässer bleiben. Außerdem bestehen auch bei Ausleitungskraftwerken Abflussverluste aufgrund von Fischtreppen. Somit liefert die eingeschränkte Wassernutzung bei Ausleitungskraftwerken eine Begründung für das höhere Dürrerisiko. Trotz der deutlich geringeren mittleren Abweichung gibt es auch bei den Laufwasserkraftwerken vereinzelte Anlagen, die hohe negative Stromproduktionsabweichungen aufweisen. Zusammenfassend muss die anfangs aufgestellte Hypothese, dass der Kraftwerkstyp einen geringen bis keinen Einfluss auf Stromproduktionseinbußen hat, widerlegt werden.

6.4.4 Turbinentyp

Die Analyse des Turbinentyps liefert für die Pelton- und Kaplan-Turbine die höchsten Verluste. Das entspricht nicht den Erwartungen, da sich laut Aufleger et al. (2014) Pelton-Turbinen besonders für stark schwankende Zuflüsse eignen und schon bei geringen Durchflussraten hohe Wirkungsgrade erzielen könne. Das unerwartete Ergebnis ist wahrscheinlich mit dem lediglich einen Datenpunkt zu erklären, der nicht repräsentativ für Pelton-Turbinen im Allgemeinen angenommen werden kann. Auch das gute Abschneiden des Wasserrades und der Schnecke ist unter Berücksichtigung der geringen Datenpunkte mit Vorbehalt zu betrachten. Nach der Beschreibung von Quaschning (2007) können sich Kaplan-Turbinen, aufgrund der verstellbaren Laufradschaufeln, wechselnden Abflussbedingungen anpassen und dadurch einen hohen Teillastenwirkungsgrad erzielen. Daher ist es verwunderlich, dass Kaplan-Turbinen sowohl bei den absoluten Abweichungen, aber auch bei Betrachtung der Mediane deutlich negative Abweichungen aufweisen. Die große Bandbreite der Stromproduktionsabweichungen, verbunden mit Kaplan- und Francis Turbinen, können mit der deutlich höheren Anzahl an Datenpunkten pro Gruppe begründet werden.

Die Varianzanalyse der Stromproduktionsabweichungen zeigt eine leichte Signifikanz (p-Wert = 0,0044). Somit unterscheiden sich mindestens zwei Gruppen signifikant voneinander. Der anschließende post-hoc Test identifiziert das Gruppenpaar Wasserrad - Kaplan-Turbine als einziges Gruppenpaar, welches sich signifikant unterscheidet. Fraglich ist, ob dieses Ergebnis aufgrund der ungleichmäßigen Verteilung der Datenpunkte zwischen Kaplan-Turbine und Wasserrad, belastbar ist und als allgemeingültig angesehen werden kann. Um ein statistisch robustes Ergebnis zu erhalten, sollte die Verteilung der Datenpunkte für alle Turbinentypen

gleichmäßig sein und auch die Anzahl der Datenpunkte innerhalb jeder Gruppe sollte möglichst hoch sein.

Betrachtet man die Ergebnisse der Analyse des Turbinentyps und des Kraftwerktyps gemeinsam, so zeigt sich, dass Kraftwerkseigenschaften einen größeren Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren haben, als anfänglich angenommen.

6.4.5 Installierte Leistung

Das Ergebnis der statistischen Auswertung zeigt für die installierte Leistung, als einzige kraftwerksspezifische Eigenschaft keinen Einfluss auf die Stromproduktionseinbußen in Dürrejahren. Die installierte Leistung beschreibt die maximal erreichbare Leistung eines Kraftwerkes bei optimalen Bedingungen des Q_a, der Fallhöhe und des Wirkungsgrades (Giesecke et al., 2014). Folglich sagt die installierte Leistung nichts über die real erzeugten Leistungen während Dürrephasen aus, wodurch die Unabhängigkeit der Stromproduktionsabweichungen von der installierten Leistung erklärt werden kann. Somit kann anhand der installierten Leistung keine Aussagen über die Vulnerabilität der WKAs getroffen werden.

6.4.6 Physikalische Sensitivitätsfaktoren

Die Analyse der physikalischen Sensitivitätsfaktoren zeigt für beide angewandte Methoden unterschiedliche Ergebnisse. Durch die flächengewichtete Methode gehen bei den kontinuierlichen physikalischen Faktoren Extremwerte einzelner Standorte verloren. Dadurch tritt die Eigenschaft des Einzugsgebietes in den Vordergrund. Bei den kategorialen Faktoren werden die Standorte je nach Methode unterschiedlichen Kategorien zugeordnet. Folglich ist es sinnvoll, die standortspezifische und auch die einzugsgebietsspezifische Methode zu berücksichtigen. Durch den signifikanten Einfluss der standortspezifischen Wasserbilanz auf die Stromproduktionsabweichung kann man daraus schließen, dass in diesem Fall die einzugsgebietsspezifischen Eigenschaften eine untergeordnete Rolle spielen. Jedoch kann diese Aussage für die weiteren physikalischen Faktoren nicht übernommen werden, da bei keinem der weiteren Faktoren ein statistischer Zusammenhang festgestellt werden konnte. Grundsätzlich sollten die Ergebnisse beider Methoden betrachtet werden, auch wenn letztendlich nur für die standortspezifische klimatische Wasserbilanz einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen nachgewiesen werden konnte.

Desweitere konnte festgestellt werden, dass die Hydrogeologie und die Grundwasserergiebigkeit sowie die klimatische Wasserbilanz und Grundwasserneubildung einen deutlichen Zusammenhang aufweisen. Da die Grundwasserergiebigkeit stark von der Geologie im Untergrund

abhängt und der versickerte Niederschlag (klimatische Wasserbilanz) das Grundwasser speist (Fohrer et al., 2016), war zu erwarten, dass die räumliche Verteilung dieser physikalischen Faktoren ähnliche Muster aufweisen. Das konnte sowohl durch die Ergebnisse der standortspezifischen Methode, als auch bei der Analyse auf Einzugsgebietsebene bestätigt werden. Warum die Grundwasserneubildung trotz des Zusammenhangs mit der klimatischen Bilanz keinen signifikanten Einfluss auf die Stromproduktion hat, kann damit begründet werden, dass das Grundwasser oftmals den kontinuierlichen Basisabfluss des Fließgewässers bildet und der Niederschlag, durch schnellere Abflusskomponenten, für die schwankenden Pegel verantwortlich ist (Fohrer et al., 2016).

Betrachtet man die standortspezifische Hydrogeologie und Grundwasserergiebigkeit sind die Wasserkraftstandorte überwiegend Porenhohlräume zuzuweisen, obwohl dies nicht die vorherrschende Geologie widerspiegelt. Eigentlich sollten im Bereich des Schwarzwaldes Klüfte überwiegen und im Bereich der Schwäbischen Alb Karst-Hohlräume. Eine mögliche Erklärung, für die abweichenden Ergebnisse der standortbezogenen Analyse zur vorherrschenden Geologie, ist die Lage der Wasserkraftstandorte in Fließgewässern oder an Flussufern. Aufgrund der natürlichen Gewässerentwicklung und Gewässerdynamik weisen Fließgewässer oftmals Ablagerungen von Flussschottern im Flussbett, aber auch im Uferbereich auf. Flussschotter können der Kategorie der Lockergesteine zugeordnet werden. Dementsprechend sind Porenhohlräume die überwiegende Hohlraumart. Somit weisen Wasserkraftstandorte aufgrund der Lage Porenhohlräume und Lockergesteine auf, obwohl die großräumige Geologie abweicht. Damit lässt sich der generell hohe Anteil an Porenhohlräume unabhängig der Naturräume bei der Betrachtung der standortbezogenen Hydrogeologie begründen.

Der einzige, statistisch belegte Zusammenhang besteht zwischen der standortspezifischen Wasserbilanz und den Stromproduktionsabweichungen im Dürrejahr 2011. Damit entspricht dieses Ergebnis der Aussage von Gaudard et al. (2014) und Lehner et al. (2005), dass die Stromproduktion von WKAs vor allem von Niederschlagssummen und der Niederschlagsverteilung abhängig ist. Die leicht abfallende Steigung der Regressionsgeraden deutet darauf hin, dass die negativen Stromproduktionseinbußen durch eine höhere klimatische Wasserbilanz verstärkt werden. Dieses Ergebnis kann damit begründet werden, dass Standorte mit einer hohen klimatischen Wasserbilanz, durch das Ausbleiben von Niederschlägen in Dürrejahren, prozentual zum jährlichen Durchschnitt ein höheres Niederschlagsdefizit erleiden, als Standorte mit einer geringeren klimatischen Wasserbilanz. Diese Begründung sollte jedoch durch die Analyse der prozentualen Niederschlagsdefizite in Dürrejahren überprüft werden und anschließend auch die Auswirkungen des Niederschlagsdefizits auf den Abfluss quantifiziert werden.

Grundsätzlich zeigen die Ergebnisse einen geringen Einfluss der physikalischen Faktoren auf die Unterschiede der Stromproduktion im Dürrejahr 2011. Somit wird der von Stoelzle et al. (2014), van Lanen et al. (2013) und van Loon und Laaha (2015) beschriebene Einfluss der Einzugsgebietseigenschaften (Geographie, Landbedeckung, Grundwassersysteme) auf die hydrologische Dürre, in den Stromproduktionsunterschieden nicht widergespiegelt. Daher muss die anfänglich aufgestellte Hypothese, dass die physikalischen Faktoren neben dem Abfluss den größten Einfluss auf die Stromproduktionsunterschiede während Dürreperioden haben, für die meisten physikalischen Faktoren widerlegt werden.

6.5 Anpassungsfähigkeit

Der Einfluss unterschiedlicher Faktoren der Anpassungsfähigkeit auf die Stromproduktion konnte statistisch nicht belegt werden. Lediglich bei der Anwendung eines Managementplans wurden signifikante Unterschiede nachgewiesen. Dabei wiesen WKAs von Wasserkraftbetreibern, die Angaben einen Managementplan zu verfolgen, geringere Stromproduktionseinbußen auf, als Anlagen, die ohne Managementplan geführt werden. Da die Antworten der Wasserkraftbetreiber ungleich verteilt sind (ja:7; geplant:6, nein: 45) und die „ja“ und „geplant“ Stimmen jeweils räumlich nah beieinander liegen, kann diese Erkenntnis nicht als allgemeingültig und gebietsunabhängig angenommen werden. Grundsätzlich beschränken sich die angewandten Maßnahmen zur Verringerung des Dürrerisikos auf ein angepasstes Management und technische Neuerungen der eigenen WKA. Forschungsdaten oder Kommunikation mit anderen Wassernutzern wurden bisher weniger genutzt. Daraus kann man schließen, dass Wasserkraftbetreiber vor allem Maßnahmen angewandt haben, welche die eigene WKA betreffen und eine zeitnahe Veränderung herbeiführen. Langfristige bzw. einzugsgebietsorientierte Maßnahmen sind für Wasserkraftbetreiber von geringer Bedeutung.

Bei den genutzten Informations- und Monitoringsystemen überwiegen Informationssysteme, welche die aktuelle Abflusssituation wiedergeben (eigene Messwerte, Pegeldaten), gefolgt von Vorhersagesystemen, welche kurze Vorhersagezeiträume abdecken (Wetterbericht, Niederschlagsradar). Längere Vorhersagezeiträume, die einer Früherkennung von Dürreperioden dienen, werden von Wasserkraftbetreibern nicht genutzt (German Drougth Monitor, European Drought Monitor etc.). Somit sind Wasserkraftbetreiber grundsätzlich an Informationen zu der aktuellen Klima- und Abflusssituation interessiert und wie sich diese in der nahen Zukunft ändern. Diese Erkenntnis deckt sich zudem mit den Aussagen der Wasserkraftbetreiber, dass Informationen überwiegend für kurzfristige und regelmäßige Planung, jedoch nicht für langfristige Planung genutzt werden.

Die Antworten auf die Einschätzungsfragen in Bezug auf das Risikobewusstseins gegenüber Dürre zeigen, dass sich die Wasserkraftbetreiber dem zunehmenden Dürrerisiko durch den Klimawandel und den daraus resultierenden negativen Folgen für ihre WKA bewusst sind. Die Mehrheit fühlt sich gut informiert, sieht jedoch Handlungsbedarf um das Dürrerisiko zu minimieren. Ebenso viele sind bereit mit anderen Wassernutzern zu kooperieren und gemeinsam Maßnahmen zur Risikominimierung zu entwickeln. Ein gesetzliches Dürremanagement kommt für die Mehrheit der Wasserkraftbetreiber nicht in Frage. Als Grund für die deutliche Ablehnung können die bereits vorhandenen gesetzlichen Einschränkungen für Wasserkraftbetreiber genannt werden. Durch die WRRL wurden Wasserkraftbetreiber bspw. verpflichtet, die Durchgängigkeit des Gewässers zu gewährleisten und die ökologischen Restwassermengen einzuhalten. Dadurch wurde die nutzbare Abflussmenge reduziert. Wasserkraftnutzer könnten befürchten, durch ein allgemeines Dürremanagement weiterhin Einschränkungen auferlegt zu bekommen. Diese Begründung kann durch die Zustimmung der Hälfte der Wasserkraftbetreiber, welche politische Faktoren als ein Grund für die Stromproduktionseinbußen sehen, gestützt werden.

Knapp über die Hälfte der Wasserkraftbetreiber gab an, Mitglied in einem Verband oder in einer Interessensgemeinschaft zu sein. Die Mitgliedschaft hat jedoch weder höhere, noch geringer Stromproduktionseinbußen zur Folge. Eine Mitgliedschaft kann daher nicht mit einer geringeren Vulnerabilität in Verbindung gebracht werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anpassungsfähigkeit eines Wasserkraftstandortes und den Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren festgestellt werden konnte. Mit diesen Ergebnissen kann die Aussage von Maran et al. (2014) bestätigt werden, dass Laufwasserkraftwerke nur bedingt anpassungsfähig sind und die Umsetzbarkeit eines Dürremanagements stark beschränkt ist. Zudem wird die anfangs aufgestellte Hypothese, dass das Management einer WKA einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Stromproduktionsabweichungen in Dürrejahren hat, verifiziert.

6.6 Bestimmung einflussreicher Vulnerabilitätsfaktoren

Die durch die MLR identifizierten Vulnerabilitätsfaktoren entsprechen den Faktoren, die bei der einzelnen Betrachtung mittels linearer Regression signifikante Zusammenhänge lieferten. Somit spiegelt die MRL die Ergebnisse der linearen Regression wider. Darüber hinaus ermittelt die MLR ein Ranking der Vulnerabilitätsfaktoren entsprechend der Einflussstärke. Im Hinblick auf die anfangs formulierte Hypothese, dass die Sensitivitätsparameter (Standortfaktoren, physikalische Faktoren) einen größeren Einfluss auf die Stromproduktion eines Standortes

ausüben, als Faktoren der Anpassungsfähigkeit, kann diese Annahme mit dem Ergebnis der MLR verifiziert werden. Die MLR zeigt, dass die ersten fünf einflussreichsten Vulnerabilitätsfaktoren allesamt der Kategorie der Sensitivitätsparameter zuzuordnen sind. Einen besonders starken Einfluss haben Faktoren, die mit dem natürlichen Abflussverhalten in Verbindung stehen, wie beispielsweise der Ausbaugrad und der Varianzkoeffizient des Abflusses. Somit hat sich auch in diesem Fall die anfänglich aufgestellte Hypothese, die den abflussbezogenen Vulnerabilitätsfaktoren einen besonders starken Einfluss zugesteht, bestätigt. Ein möglicher Einfluss der Faktoren der Anpassungsfähigkeit konnte durch die MRL, wie auch schon bei der einzelnen Betrachtung dieser Faktoren in Kapitel 5.4, nicht erkannt werden.

Wie bereits in Kapitel 6.3 angesprochen, könnte das Ergebnis der MLR nochmals mit der Random-Forest-Methode verglichen werden, um den Einfluss nicht-parametrischer Daten auf das Ergebnis zu prüfen.

6.7 Vulnerabilitätsbewertung

Die in dieser Arbeit verwendete Methode zur Vulnerabilitätsbewertung basierte auf der Operationalisierung von Vulnerabilitätsfaktoren. Dabei wurden die Sensitivitätsfaktoren und Faktoren der Anpassungsfähigkeit nach der Einflussstärke gewichtet, wodurch ein Vulnerabilitätsindex gebildet wird. Der Index ermöglicht die Einteilung der Wasserkraftstandorte in unterschiedliche Vulnerabilitätskategorien von geringer bis hoher Vulnerabilität (vgl. Fontaine und Steinemann, 2009; De Stefano et al., 2015a). Die kombinierten Erkenntnisse aus den linearen Regressionen und der MLR ermöglichen eine Gewichtung der einzelnen Vulnerabilitätsfaktoren hinsichtlich ihrer Einflussstärke der einzelnen WKAs. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Bildung von Vulnerabilitätsindizes eine gute Methode zur Bewertung der Vulnerabilität darstellt. Die Gewichtung der Vulnerabilitätsfaktoren mittels der statistisch ermittelten Einflussstärke dient dabei einer plausiblen Berechnung der Vulnerabilitätsindizes.

Das Ergebnis der Vulnerabilitätsbewertung zeigt auffällige räumliche Muster. Zum einen ist eine Abnahme der Vulnerabilität vom Oberlauf zum Unterlauf eines Flusses zu erkennen. Das kann damit begründet werden, dass Zuflüsse die verfügbare Wassermenge im Mittel- und Unterlauf steigern und die Abhängigkeit der WKAs von der Wasserführung des Hauptgewässers mit nur wenigen Zuflüssen verringert wird. Der Unterschied der Vulnerabilität im Ober- bzw. Unterlauf eines Gewässers ist stärker als erwartet. Zwar nehmen die Zuflüsse im Verlauf des Gewässers zu, allerdings nimmt auch die Wassernutzung zu, wodurch die Abflussverfügbarkeit wiederum eingeschränkt werden könnte. Jedoch scheint der Einfluss der vermehrten Wassernutzung im Unterlauf vernachlässigbar. Des Weiteren sind unweit voneinander entfernte

WKAs unterschiedlich vulnerabel. In diesen Fällen könnten die kraftwerksspezifischen Faktoren den Grad der Vulnerabilität bedingen, wohingegen der Einfluss des Abflusses innerhalb eines EZGs eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Vulnerabilitätsbewertung identifiziert die EZGs der Murg und Nagold als hoch vulnerabel und die EZGs der Eger, der Jagst und der Bühler als mittel vulnerabel. Betrachtet man die Vulnerabilitätsfaktoren begründet sich die mittlere Vulnerabilität der Eger, Jagst und Bühler aus der hohen natürlichen Abflussvariabilität (CV). Der hohe CV ist gleichbedeutend mit einer hohen Vulnerabilität und hat durch die starke Gewichtung (zweitstärkster Einfluss nach dem Ausbaugrad) einen vergleichsweisen hohen Einfluss auf den endgültigen Grad der Vulnerabilität. Bei den an der Murg und der Nagold gelegenen WKAs, ist kein einzelner Vulnerabilitätsfaktor verantwortlich für die hohe Vulnerabilität. Stattdessen besitzen diese WKAs mehrere Eigenschaften, wie beispielsweise einen hohen Ausbaugrad, ein hoher CV, eine hohe klimatische Wasserbilanz, welche schlussendlich zu einer hohen Vulnerabilität beitragen.

6.8 Abflussszenarien

Die unterschiedlichen Abflussszenarien zeigen sowohl eine Zunahme, als auch eine Abnahme des RAV für unterschiedliche Standorte. Vor allem bei der 30%igen Umverteilung ist kein räumliches Muster der neu berechneten RAV zu erkennen. Dieses Ergebnis entspricht somit den Aussagen von Kao et al. (2015) und Lehner et al. (2005), die von einer hohen räumlichen Variabilität der zukünftigen Stromproduktion ausgehen. Das von Lehner et al. (2005) für Mitteleuropa vorhergesagte stabile und gleichbleibende Wasserkraftpotenzial spiegelt sich nur teilweise in den Ergebnissen wider. Bei einer 5%igen Umverteilung reicht die Spannbreite von -5% bis 5% und ist somit eher gleichbleibend. Die RAV bei einer 30%igen Abflussumverteilung zeigen hingegen eine Spannbreite von 10% Abnahme bis hin zu knapp 20% Zunahme und entsprechen daher nicht den Vorhersagen von Lehner et al. (2005). Bei dem Vergleich der Erkenntnisse aus der Literatur und den Ergebnissen dieser Arbeit müssen jedoch die verwendeten Methoden berücksichtigt werden. Lehner et al. (2005) verwendet für die Abflussszenarien z.B. das WaterGAP Modell, welches das heutige und zukünftige Klima sowie den aktuellen und zukünftigen Wasserbedarf auf die zukünftigen Abflusszeitreihe projiziert. Damit lassen sich Abflussprognosen der nächsten Jahrzehnte berechnen. Im Vergleich dazu wurden in dieser Arbeit, die vorliegenden Zeitreihen bis Ende 2017 verwendet und eine Umverteilung der Abflüsse vorgenommen. Laut den Untersuchungen von Stölzle et al. (2018) ist die Umverteilung der Abflüsse von trockenen hin zu nassen Monaten in einigen Gebieten bereits vorhanden und ist deshalb ein realistisches Szenario. Mit dieser Methode ist keine direkte Zukunftsprognose zu

einem bestimmten Zeitpunkt möglich. Stattdessen wird untersucht, wie sich die Stromproduktion in den letzten Jahren unter veränderten Bedingungen entwickelt haben könnte. Dennoch erlaubt diese Methode eine Abschätzung, bei welchen Wasserkraftanlagen mit einer Zunahme oder Abnahme bei veränderten Abflüssen zu rechnen ist und in welchem Prozentbereich diese im Vergleich zum aktuellen RAV liegen.

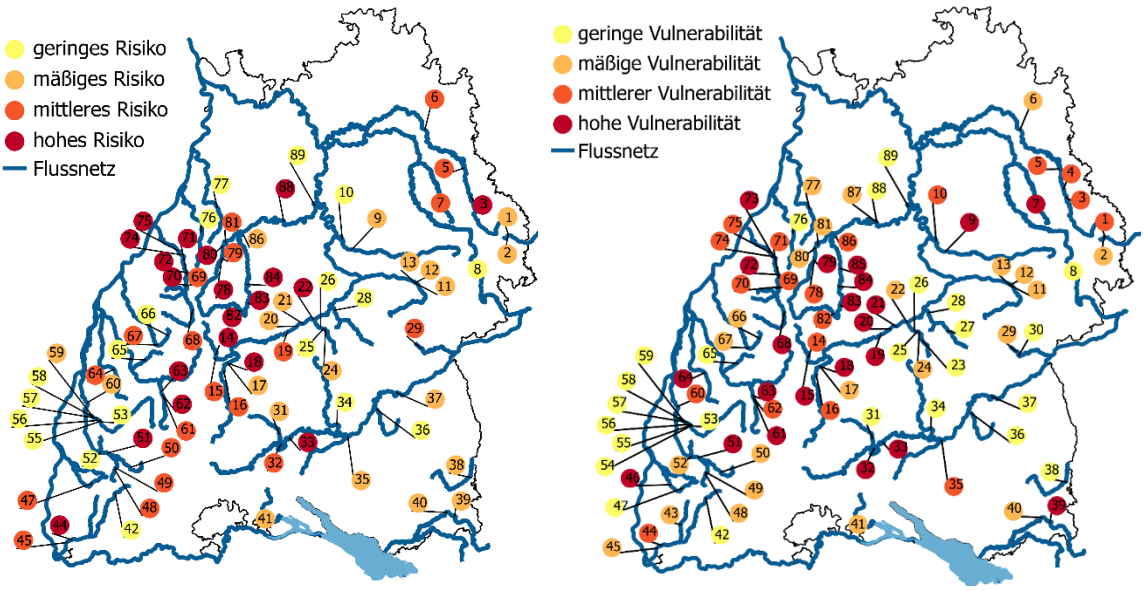
Aus den Ergebnissen der Abflussszenarien mit hohen Umverteilungsraten (20%, 25% und 30%) lässt sich folgern, dass die installierte Leistung und der Ausbaugrad über eine Zunahme oder Abnahme des RAV entscheiden. Dabei sind WKAs mit geringer installierter Leistung und geringen Ausbaugraden tendenziell eher von Stromproduktionseinbußen betroffen als Anlagen mit hohen installierten Leistungen und hohen Ausbaugraden. Da es jedoch einige wenige Wasserkraftstandorte gibt, auf welche diese Erkenntnisse nicht zutreffen, ist es sinnvoll den Zusammenhang bei diesen Standorten mit weiteren Abflussszenarien (z.B. 40% oder 50% Umverteilung) zu prüfen. Die verwendete Literatur zu zukünftigen Stromproduktionsentwicklung identifiziert weder den Ausbaugrad noch die installierte Leistung als potenziellen Einfluss auf die Zu- bzw. Abnahme des RAV. Dementsprechend können die getroffenen Erkenntnisse dieser Arbeit nicht weiter verglichen und überprüft werden.

In Anbetracht der Vulnerabilitätsbewertung ist das Ergebnis der Abflussszenarien überraschend. WKAs mit geringen Ausbaugraden in Dürrejahren wurden bei der Vulnerabilitätsbewertung als weniger vulnerabel identifiziert. Die Diskussion der Ausbaugrade hat jedoch belegt (vgl. Kapitel 6.4.2), dass hohe Ausbaugrade in nassen Jahren mehr Strom produzieren als Anlagen mit geringen Ausbaugraden. Diese Erkenntnisse, zusammen mit den Ergebnissen der Abflussszenarien verdeutlichen, dass Anlagen mit großem Ausbaugrad das Risiko der Stromproduktionsverluste in Dürrejahren, in nassen Jahren ausgleichen können. Betrachtet man einen längeren Zeitraum und berücksichtigt dabei die erwarteten höheren Niederschläge im Winter, kann die Stromproduktion letztendlich langfristig gesteigert werden.

7 Synthese der Risiko- und Vulnerabilitätsanalyse

Der Vergleich der Risiko- und Vulnerabilitätskarte zeigt, dass die Mehrheit der Standorte, die einem mittleren oder hohen Dürrerisiko ausgesetzt sind, auch eine mittlerer bis hohe Vulnerabilität aufweisen. Standorte mit einer mäßigen bis geringen Vulnerabilität zeigen folglich ein geringes bis mittleres Dürrerisiko. Auch die räumliche Verteilung des Dürrerisikos und der Vulnerabilität weist gemeinsame Muster auf. So sind in beiden Fällen der Nordschwarzwald (Murg, Nagold, Enz) und der Oberlauf des Neckars besonders vulnerabel und sind einem hohen Dürrerisiko ausgesetzt. WKAs in der Rheinebene, an der Fils und an den Zuflüssen des Neckars sind nur wenig vulnerabel und weisen ein geringes Risiko auf. Und auch die Abnahme der negativen Abweichungen vom Oberlauf zum Unterlauf eines Fließgewässers und die Heterogenität bei WKAs mit geringer räumlicher Distanz sind in Karte 7.1 ersichtlich. Jedoch ist festzuhalten, dass die räumlichen Muster in der Vulnerabilitätskarte deutlicher ersichtlich sind, was wahrscheinlich durch die höhere Anzahl der verwendeten Standorte zu begründen ist. Für die Risikoberechnung wurden Wasserkraftanlagen verwendet, welche 2011 bereits existierten (79 Anlagen). Die Vulnerabilitätskarte wurde jedoch für alle 89 Anlagen erstellt. Dennoch kann ein deutlicher Zusammenhang zwischen Vulnerabilität und Risiko festgehalten werden und somit kann die Aussage von Knutson et al. (1998) bestätigt werden, dass die Vulnerabilität die Ursache des Dürrerisikos ist und das Dürrerisiko dementsprechend mit den Vulnerabilitätsfaktoren zu begründen ist. Dementsprechend kann für die EZGs Jagst und Bühler die hohe natürliche Abflussvariabilität als Ursache für das mittlere bis hohe Dürrerisiko in diesen EZGs genannt werden. Für WKAs an der Murg und entlang der Nagold konnte nicht eine Ursache für die Vulnerabilität gefunden werden, in diesem Fall resultiert die hohe Vulnerabilität aus einer Kombination mehrerer Vulnerabilitätsfaktoren. Entsprechend dieser Erkenntnis kann die Ursache des hohen Dürrerisiko nicht auf eine Ursache beschränkt werden.

Bei der Betrachtung der Risiko- und Vulnerabilitätskarte muss berücksichtigt werden, dass die Risikokarte basierend auf den Stromproduktionsabweichungen im Dürrejahr 2011 erstellt wurde. Die Einflussstärke der Vulnerabilitätsfaktoren wurde auch anhand der Dürrefolgen des Jahres 2011 ermittelt. Daher sollte der Zusammenhang zwischen dem Dürrerisiko und der Vulnerabilität anhand weiterer Dürrerisikokarten verschiedener Dürrejahre überprüft werden. Beim Vergleich der Vulnerabilität mit Stromproduktionseinbußen anderer Dürrejahre wird jedoch das Problem bestehen, dass in vergangenen Dürrejahren, z.B. 2003, weniger Wasserkraftanlagen existierten und die geringe Datenmenge daher Zusammenhänge schlechter erkennen lässt als beim Vergleich mit dem Dürrejahr 2011.



Karte 7.1: Räumliche Darstellung der Ergebnisse der Risikoanalyse (links) und der Vulnerabilitätsbewertung (rechts).

8 Schlussfolgerung

In dieser Arbeit wurde das Dürrerisiko des Wasserkraftsektors in Baden-Württemberg durch die Berechnung der Stromproduktionseinbußen in Dürrejahren ermittelt. Durch die Kombination von Vulnerabilitätsfaktoren und den berechneten Stromproduktionseinbußen konnte eine Vulnerabilitätsbewertung der einzelnen Wasserkraftstandorte durchgeführt werden. Die Vulnerabilitätsfaktoren wurden dabei entweder aus der Umfrage der Wasserkraftbetreiber abgeleitet oder dem WaBoA entnommen. Auch wenn die Teilnehmerzahl an der Online-Umfrage als gering zu bewerten ist, ist die Online-Umfrage ein geeignetes Werkzeug, um relevante kraftwerkspezifische Informationen und Vulnerabilitätsfaktoren für die Dürrerisikoanalyse direkt von der Zielgruppe abzufragen. Weitere Experteninterviews sollten geführt werden, um das Verständnis der Betriebsweise einer Wasserkraftanlage zu erweitern. Gleichzeitig können dadurch weitere relevante Faktoren ermittelt werden, die in der Gleichung der elektrischen Leistung berücksichtigen werden sollten. Dies ermöglicht zukünftig eine realitätsnahe Berechnung der elektrischen Leistung und der Stromproduktion.

Durch die Berechnung der Stromproduktionsabweichungen konnten viele Gebiete ausgewiesen werden, welche im Jahr 2011 einem hohen, mittleren, mäßigen oder einem geringen Dürrerisiko ausgesetzt waren. Jedoch war es aufgrund von fehlenden Pegeldaten oder fehlender Teilnahmebereitschaft der Wasserkraftbetreiber nicht möglich, das Dürrerisiko für alle Einzugsgebiete in Baden-Württemberg zu berechnen. Daher ist es sinnvoll, Möglichkeiten zu finden, die Dürrerisikoanalyse auch für die fehlenden Einzugsgebiete durchzuführen. Anstatt Pegeldaten zu verwenden, wäre es denkbar, die Abflusszeitreihe durch Niederschlag-Abflussmodelle zu generieren. Das erweitert den Datenumfang und erlaubt die räumliche Variabilität des Dürrerisikos detaillierter darzustellen.

Die Vulnerabilitätsbewertung identifizierte hauptsächlich Faktoren der Sensitivität als Haupteinflussfaktoren auf die Stromproduktion in Dürrejahren. Dazu zählen der Ausbaugrad, die Abflussvariabilität und die klimatische Wasserbilanz. Für Wasserkraftbetreiber bedeutet dies, dass kurzfristige Maßnahmen zur Dürreminimierung einen geringen bis keinen Effekt auf die Stromproduktion haben. Stattdessen müssen kraftwerkspezifische Faktoren angepasst werden, um eine effektive Risikoreduktion zu gewährleisten. Eine weitere effektive Maßnahme bestünde darin, die Abflussvariabilität durch z.B. Stauhaltung (kurz- bzw. mittelfristiges Aufstauen, Reservoirs (längerfristig) zu senken.

Der Vergleich des Dürrerisikos und der Vulnerabilitätsbewertung zeigt eine deutliche Abhängigkeit der Höhe der Stromproduktionsabweichungen von dem Grad der Vulnerabilität. Wasserkraftanlagen, die einem hohen Dürrerisiko unterliegen wurden auch als stark vulnerabel gegenüber Dürreschäden identifiziert. Folglich eignet sich die Kombination aus der Berechnung des Dürrerisikos und der Vulnerabilitätsbewertung gut, um das Dürrerisiko des Wasserkraftsektors zu analysieren und einflussreiche Vulnerabilitätsfaktoren zu identifizieren. Vor dem Hintergrund, dass beide Methoden auf der Berechnung der Stromproduktion im Jahr 2011 basieren, ist es sinnvoll zu prüfen, inwieweit ein Zusammenhang zwischen der Vulnerabilität und den Stromproduktionseinbußen in anderen Dürrejahren festzustellen ist.

Mit steigender Umverteilung des Abflusses ist sowohl eine Abnahme als auch eine Zunahme des RAV zu erkennen. In diesem Zusammenhang wurde die installierte Leistung und der Ausbaugrad als Haupteinflussfaktoren auf die Veränderung des RAV festgemacht. Mit steigendem Ausbaugrad bzw. mit steigender installierter Leistung ist mit einer Stromproduktionszunahme zu rechnen. Interessant wäre es zu prüfen, ob diese Tendenz durch noch höhere Umverteilungsmengen deutlicher zu erkennen ist.

Beim Vergleich der Faktoren, welche die Stromproduktion in Dürrejahre beeinflussen und welche für steigende oder sinkende RAV bei unterschiedlichen Abflussszenarien verantwortlich sind, zeigen sich gegenläufige Ergebnisse. Bei der Vulnerabilitätsbewertung stellen Kraftwerke mit hohem Ausbaugrad eine höhere Vulnerabilität in Dürrephasen dar, wohingegen diese Kraftwerke bei einer Abflussumverteilung von 20-30% ein Anstieg des RAV aufzeigen. Nach diesen Erkenntnissen bedarf es eines langfristigen und ganzheitlichen Managementkonzepts, welches die Stromproduktion durch Wasserkraft steigert. Hierbei dürfen nicht ausschließlich Dürreperioden betrachtet werden, da sich gezeigt hat, dass identifizierte Vulnerabilitätsfaktoren in Dürrejahren auf lange Sicht einen weniger starken Einfluss auf die Vulnerabilität und somit auch auf die Stromproduktion haben und das Risiko eher verringern. In Anbetracht der klimatischen Entwicklung und der länger andauernden und häufiger auftretenden Dürreperioden ist jedoch damit zu rechnen, dass der Einfluss von Dürreperioden auf die Stromproduktion durch Wasserkraft zunimmt und somit die Bedeutung der Dürrerisikoanalyse und des Dürremanagements gesteigert wird.

9 Literaturverzeichnis

Adger, W.N., 2006. Vulnerability. Global Environmental Change 16 (3), 268–281.

Aufleger, M., Joos, F., Jorde, K., Kaltschmitt, M., Lippitsch, K., 2014. Stromerzeugung aus Wasserkraft. In: M. Kaltschmitt, W. Streicher, A. Wiese (Hrsg.), Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte. Springer Vieweg, Berlin, 555–619.

Bachmair, S., Kohn, I., Stahl, K., 2015. Exploring the link between drought indicators and impacts. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 15 (6), 1381–1397.

Bachmair, S., Svensson, C., Prosdocimi, I., Hannaford, J., Stahl, K., 2017. Developing drought impact functions for drought risk management. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 17 (11), 1947–1960.

Bernhofer, C., Hänsel, S., Schaller, A., Pluntke, T., 2015. Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Untersuchungen zur Erfassung und Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Schriftenreihe des Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen (7).

Bhattacharya, S., Das, A., 2007. Vulnerability to drought cyclones and floods in India. European Comission BASIC project. BASIC project paper 9.

Birkmann, J., Cardona, O.D., Carreño, M.L., Barbat, A.H., Pelling, M., Schneiderbauer, S., Kienberger, S., Keiler, M., Alexander, D., Zeil, P., Welle, T., 2013. Framing vulnerability, risk and societal responses. The MOVE framework. Nat. Hazards 67 (2), 193–211.

Blauhut, V., Gudmundsson, L., Stahl, K., 2015. Towards pan-European drought risk maps. Quantifying the link between drought indices and reported drought impacts. Environ. Res. Lett. 10 (1), 1–11.

Blauhut, V., Stahl, K., 2018. Risikomanagement von Dürren in Deutschland: von der Messung von Auswirkungen zur Modellierung. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 39.18, 203–213.

Blauhut, V., Stahl, K., Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Stefano, L. de, Vogt, J., 2016. Estimating drought risk across Europe from reported drought impacts, drought indices, and vulnerability factors. Hydrol. Earth Syst. Sci. 20 (7), 2779–2800.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010. Potentialermittlung für den Ausbau der Wasserkraftnutzung in Deutschland als Grundlage für die Entwicklung einer geeigneten Ausbaustrategie. Schlussbericht.

Bundesregierung, 2016. Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie - Neuauflage 2016.

Cancelliere, A., Di Mauro, G., Bonaccorso, B., Rossi, G., 2007. Drought forecasting using the Standardized Precipitation Index. Water Resour. Manage. 21 (5), 801–819.

De Stefano, L., Urquijo, J., Assimacopoulos, D., 2015a. Lessons learnt from the analysis of past drought management practices in selected European regions: Experience to guide future policies. European Water 49, 107–117.

De Stefano, L. de, González-Tánago, I., Ballesteros, M., Urquijo, J., Blauhut, V., James, H., Stahl, K., 2015b. Methodological approach considering different factors influencing vulnerability – pan-European scale. Drought R&SPI. Technical Report No. 26. www.eu-drought.org/technicalreports/2. Zugegriffen: 09.07.2018.

Deutschländer, T., Mächel, H., 2017. Temperatur inklusive Hitzewellen. In: G.P. Brasseur, D. Jacob, S. Schuck-Zöller (Hrsg.), Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 47–56.

Dilley, M., Chen, R.S., Deichmann, U., Lerner-Lam, A.L., Arnold, M., 2005. Natural Disaster Hotspots. A Global Risc Analyses. The World Bank.

Dormann, C.F., 2017. Parametrische Statistik. Verteilungen, maximum likelihood und GLM in R. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.

Fohrer, N. (Hrsg.), Bormann, H., Miegel, K., Casper, M., Bronstert, A., Schumann, A., Weiler, M., 2016. Hydrologie. Haupt Verlag, Bern.

Fontaine, M.M., Steinemann, A.C., 2009. Assessing Vulnerability to Natural Hazards. Impact-Based Method and Application to Drought in Washington State. Nat. Hazards Rev. 10 (1), 11–18.

Gaudard, L., Gilli, M., Romerio, F., 2013. Climate Change Impacts on Hydropower Management. Water Resour. Manage. 98 (6), 5143–5156.

Gaudard, L., Romerio, F., Dalla Valle, F., Gorret, R., Maran, S., Ravazzani, G., Stoffel, M., Volonterio, M., 2014. Climate change impacts on hydropower in the Swiss and Italian Alps. Science of the total environment 493, 1211–1221.

Giesecke, J., Heimerl, S., Mosonyi, E., 2014. Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb. Springer Berlin Heidelberg; Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg.

Glade, T., Hoffmann, P., Thonicke, K., 2017. Dürre, Waldbrände, gravitative Massenbewegungen und andere klimarelevante Naturgefahren. In: G.P. Brasseur, D. Jacob, S. Schuck-Zöller (Hrsg.), Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 111–121.

Hamududu, B., Killingtveit, A., 2012. Assessing Climate Change Impacts on Global Hydropower. Energies 5 (2), 305–322.

Handl, A., Kuhlenkasper, T., 2017. Multivariate Analysemethoden. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.

Hao, Z., Singh, V.P., 2015. Drought characterization from a multivariate perspective. A review. Journal of Hydrology 527, 668–678.

Hartmann, D.L., Klein Tank, A. M. G., Rusticucci, M., 2013. Obersavtions: Atmosphere and Surface. In: IPCC (Hrsg.), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 159–254.

Heimerl, S., Becker, A., Reiss, J., 2015. Ausbaupotenzial der Wasserkraft bis 1.000 kW im Einzugsgebiet der Donau in Baden-Württemberg unter Berücksichtigung ökologischer Bewirtschaftungsziele.

Heimerl, S., Becker, A., Reiss, J., 2016. Ausbaupotenzial der Wasserkraft bis 1.000 kW im baden-württembergischen Einzugsgebiet des Oberrheins unter Berücksichtigung ökologischer Bewirtschaftsungsziele.

Heimerl, S., Becker, A., Reiss, J., 2017. Ausbaupotenzial der Wasserkraft bis 1.000 kW im baden-württembergischen Einzugsgebiet des Neckars unter Berücksichtigung ökologischer Bewirtschaftungsziele. Aktualisierung 2016.

Hennegriff, W., Ihringer, J., Kolokotronis, V., 2008. Prognose von Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg. Korrespondenz Wasserwirtschaft 1 (6), 309–314.

IPCC, 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC, 2012. Renewable energy sources and climate change mitigation. Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

James, G., Witten, D., Hastie, T., Tibshirani, R. (Hrsg.), 2017. An introduction to statistical learning. With applications in R. Springer, New York, Heidelberg, Dordrecht, London.

Kao, S.-C., Sale, M.J., Ashfaq, M., Uria Martinez, R., Kaiser, D.P., Wei, Y., Diffenbaugh, N.S., 2015. Projecting changes in annual hydropower generation using regional runoff data. An assessment of the United States federal hydropower plants. Energy 80, 239–250.

Kaspar, F., Mächel, H., 2017. Beobachtung von Klima und Klimawandel in Mitteleuropa und Deutschland. In: G.P. Brasseur, D. Jacob, S. Schuck-Zöller (Hrsg.), Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 17–26.

Knutson, C.L., Hayes, M.J., Phillips, T., 1998. How to Reduce Drought Risk. Western Drought Coordination Council. Preparedness and Mitigation Working Group. National Drought Mitigation Center, Lincoln, Nebraska.

Kruse, S., Seidl, I., 2015. Trockenheit im Obstbau − Befragung von Landwirten in der Nordost- und Nordwestschweiz. Agrarforschung Schweiz 6 (2), 56–63.

Kunz, M., Mohr, S., Werner, P., 2017. Niederschlag. In: G.P. Brasseur, D. Jacob, S. Schuck-Zöller (Hrsg.), Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 57–66.

Lehner, B., Czisch, G., Vassolo, S., 2005. The impact of global change on the hydropower potential of Europe. A model-based analysis. Energy Policy 33 (7), 839–855.

Leiner, D.J., 2014. SoSci Survey (Version 2.6.00-i). SoSci Survey GmbH.

LfU, 2005. Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Lloyd-Hughes, B., 2014. The impracticality of a universal drought definition. Theor Appl Climatol 117 (3-4), 607–611.

Logar, I., van den Bergh, J.C.J.M., 2013. Methods to Assess Costs of Drought Damages and Policies for Drought Mitigation and Adaptation. Review and Recommendations. Water Resour. Manage. 27 (6), 1707–1720.

Majone, B., Villa, F., Deidda, R., Bellin, A., 2016. Impact of climate change and water use policies on hydropower potential in the south-eastern Alpine region. Science of the total environment 543, 965–980.

Maran, S., Volonterio, M., Gaudard, L., 2014. Climate change impacts on hydropower in an alpine catchment. Environmental Science & Policy 43, 15–25.

McKee, T.B., Nolan J. Doesken, Kleist, J. (Hrsg.), 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. 8th Conference on Applied Climatology.

Naumann, G., Barbosa, P., Garrote, L., Iglesias, A., Vogt, J., 2014. Exploring drought vulnerability in Africa: an indicator based analysis to be used in early warning systems. Hydrol. Earth Syst. Sci. 18 (5), 1591–1604.

Naumann, G., Spinoni, J., Vogt, J.V., Barbosa, P., 2015. Assessment of drought damages and their uncertainties in Europe. Environ. Res. Lett. 10 (12), 124013.

Papathoma-Köhle, M., Zischg, A., Fuchs, S., Glade, T., Keiler, M., 2015. Loss estimation for landslides in mountain areas – An integrated toolbox for vulnerability assessment and damage documentation. Environmental Modelling & Software 63, 156–169.

Proag, V., 2014. The Concept of Vulnerability and Resilience. Procedia Economics and Finance 18, 369–376.

QGIS Development Team, 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org.

Quaschning, V., 2007. Regenerative Energiesysteme. Technologie - Berechnung - Simulation. Hanser, München.

R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Smit, B., Wandel, J., 2006. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. Global Environmental Change 16 (3), 282–292.

Stagge, J.H., Kohn, I., Tallaksen, L.M., Stahl, K., 2015a. Modeling drought impact occurrence based on meteorological drought indices in Europe. Journal of Hydrology 530, 37–50.

Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Gudmundsson, L., van Loon, A.F., Stahl, K., 2015b. Candidate Distributions for Climatological Drought Indices (SPI and SPEI). Int. J. Climatol. 35 (13), 4027–4040.

Stahl, K., Blauhut, V., Kohn, I., Acácio, V., Assimacopoulos, D., Bifulco, C., Stefano, L. de, Dias, S., Eilertz, D., Frielingsdorf, B., Hegdahl, T.J., Kampragou, E., Kourentzis, V., Melsen, L., van Lanen, H.A.J., van Loon, A.F., Massarutto, A., Musolino, D., Paoli, L. de, Senn, L., Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Urquijo, J., 2012. A European Drought Impact Report Inven- tory (EDII). Design and Test for Selected Recent Droughts in Europe. DROUGHT-R&SPI Technical Report No. 3, 23 pp. http://www.eu-drought.org/media/default.aspx/emma/org/10814306/DROUGHT-RSPI+Technical+Report+No.+3+-+A+European+Drought+Impact+Report+Inventory+(EDII)+Design+and+Test+for+Selected+Recent+Droughts+in+Europe.pdf. Zugegriffen: 11.05.2018.

Stahl, K., Kohn, I., Blauhut, V., Urquijo, J., De Stefano, L., Acácio, V., Dias, S., Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Kampragou, E., van Loon, A.F., Barker, L.J., Melsen, L.A., Bifulco, C., Musolino, D., de Carli, A., Massarutto, A., Assimacopoulos, D., Van Lanen, H.A.J., 2016. Impacts of European drought events. Insights from an international database of text-based reports. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 16, 801–819.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.), 2017. Statistisches Jahrbuch Deutschland 2017. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

Stoelzle, M., Stahl, K., Morhard, A., Weiler, M., 2014. Streamflow sensitivity to drought scenarios in catchments with different geology. Geophys. Res. Lett. 41 (17), 6174–6183.

Stölzle, M., Blauhut, V., Kohn, I., Krumm, J., Weiler, M., Stahl, K., Hennegriff, W., Foltyn, M., Iber, C., Fink, G., 2018. Niedrigwasser in Süddeutschland. Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen. In: Arbeitskreis KLIWA (Hrsg.), KLIWA-Berichte, 23, 1–95.

Stölzle, M., Stahl, K., 2011. Wassernutzung und Trockenheitsindikatoren in Baden-Württemberg. Eine Umfrage unter betroffenen Akteuren. Standort 35 (3), 94–101.

Svoboda, M.D., Fuchs, B.A., 2016. Handbook of Drought Indicators and Indices. World Meteorological Organization, Geneva.

Swain, M., Swain, M., 2011. Vulnerability to Agricultural Drought in Western Orissa: A Case Study of Representative Blocks. Agr. Econ. Res. Rev. 24, 47–56.

SwissRe, 2004. Natur- und Man-made-Katastrophen im Jahr 2003: Zahlreiche Todesopfer, vergleichsweise moderate Versicherungsschäden. Sigma 2004 (1). http://media.swissre.com/documents/sigma1_2004_de.pdf. Zugegriffen: 24.10.2018.

Tallaksen, L.M., van Lanen, H., 2004. Hydrological drought. Processes and estimation methods for streamflow and groundwater. Developments in water science 48. 1st ed. Elsevier, Amsterdam.

Tarbotton, C., Dall'Osso, F., Dominey-Howes, D., Goff, J., 2015. The use of empirical vulnerability functions to assess the response of buildings to tsunami impact. Comparative review and summary of best practice. Earth-Science Reviews 142, 120–134.

Thywissen, K., 2006. Components of risk. A comparative glossary. United Nations University Institute for Environment and Human Security, Bonn.

Turner, S.W.D., Hejazi, M., Kim, S.H., Clarke, L., Edmonds, J., 2017. Climate impacts on hydropower and consequences for global electricity supply investment needs. Energy 141, 2081–2090.

Umweltministerium Baden-Württemberg, 2017. Erneuerbare Energien in Baden-Württemberg 2016.

Umweltministerium Baden-Württemberg, 2018. Wasserkraft. https://um.baden-wuerttemberg.de/de/energie/erneuerbare-energien/wasserkraft/. Zugegriffen: 24.05.2018.

Umweltministerium Baden-Württemberg und LUBW, 2018a. Bestand. https://www.energie-atlas-bw.de/wasser/hintergrundinformationen/bestand. Zugegriffen: 15.10.2018.

Umweltministerium Baden-Württemberg und LUBW, 2018b. Bestehende Wasserbauwerke. http://www.energieatlas-bw.de/wasser/bestehende-wasserbauwerke. Zugegriffen: 16.05.2018.

UNISDR, 2009. The United Nations International Strategy for Disaster Reduction. Terminology on Disaster Risk Reduction.

Urban, D., Mayerl, J., 2018. Angewandte Regressionsanalyse. Theorie, Technik und Praxis. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden.

van Dijk, A.I.J.M., Beck, H.E., Crosbie, R.S., Jeu, R.A.M. de, Liu, Y.Y., Podger, G.M., Timbal, B., Viney, N.R., 2013. The Millennium Drought in southeast Australia (2001-2009). Natural and human causes and implications for water resources, ecosystems, economy, and society. Water Resour. Res. 49 (2), 1040–1057.

van Lanen, H.A.J., Wanders, N., Tallaksen, L.M., van Loon, A.F., 2013. Hydrological drought across the world. Impact of climate and physical catchment structure. Hydrol. Earth Syst. Sci. 17 (5), 1715–1732.

van Loon, A.F., 2015. Hydrological drought explained. WIREs Water 2 (4), 359–392.

van Loon, A.F., Laaha, G., 2015. Hydrological drought severity explained by climate and catchment characteristics. Journal of Hydrology 526, 3–14.

van Vliet, M.T.H., Sheffield, J., Wiberg, D., Wood, E.F., 2016. Impacts of recent drought and warm years on water resources and electricity supply worldwide. Environ. Res. Lett. 11 (12), 1–10.

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming. The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. J. Climate 23 (7), 1696–1718.

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Camarero, J.J., López-Moreno, J.I., Azorin-Molina, C., Revuelto, J., Morán-Tejeda, E., Sanchez-Lorenzo, A., 2012. Performance of Drought Indices for Ecological, Agricultural, and Hydrological Applications. Earth Interact. 16 (10), 1–27.

WaBoA, 2012. Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg. 4., erw. Ausg., Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Stuttgart.

Wang, B., Liang, X.-J., Zhang, H., Wang, L., Wei, Y.-M., 2014. Vulnerability of hydropower generation to climate change in China: Results based on Grey forecasting model. Energy Policy 65, 701–707.

Wilhelmi, O.V., Wilhite, D.A., 1997. Assessing Vulnerability to Agricultural Drought: A Nebraska Case Study: A Nebraska Case Study. Nat. Hazards 25, 37–58.

Wilhite, D.A., 2000. Chapter 1 Drought as a Natural Hazard: Concepts and Definitions. In: D.A. Wilhite (Hrsg.), Drought: A Global Assessment Vol. 1, London: Routledge, 3–18.

Wilhite, D.A., Glantz, M.H., 1985. Understanding. The Drought Phenomenon: The Role of Definitions. Water International 10 (3), 111–120.

Wilhite, D.A., Svoboda, M.D., Hayes, M.J., 2007. Understanding the complex impacts of drought. A key to enhancing drought mitigation and preparedness. Water Resour. Manage. 21 (5), 763–774.

WRRL - 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. 2000/60/EG.

Yin, Y., Zhang, X., Lin, D., Yu, H., Wang, J.'a., Shi, P., 2014. GEPIC-V-R model. A GIS-based tool for regional crop drought risk assessment. Agricultural Water Management 144, 107–119.

Zahoransky, R., 2015. Wasserkraftwerke. In: R. Zahoransky (Hrsg.), Energietechnik. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, 333–358.

Zargar, A., Sadiq, R., Naser, B., Khan, F.I., 2011. A review of drought indices. Environ. Rev. 19, 333–349.

Zhang, D., Wang, G., Zhou, H., 2011. Assessment on agricultural drought risk based on variable fuzzy sets model. Chin. Geogr. Sci. 21 (2), 167–175.

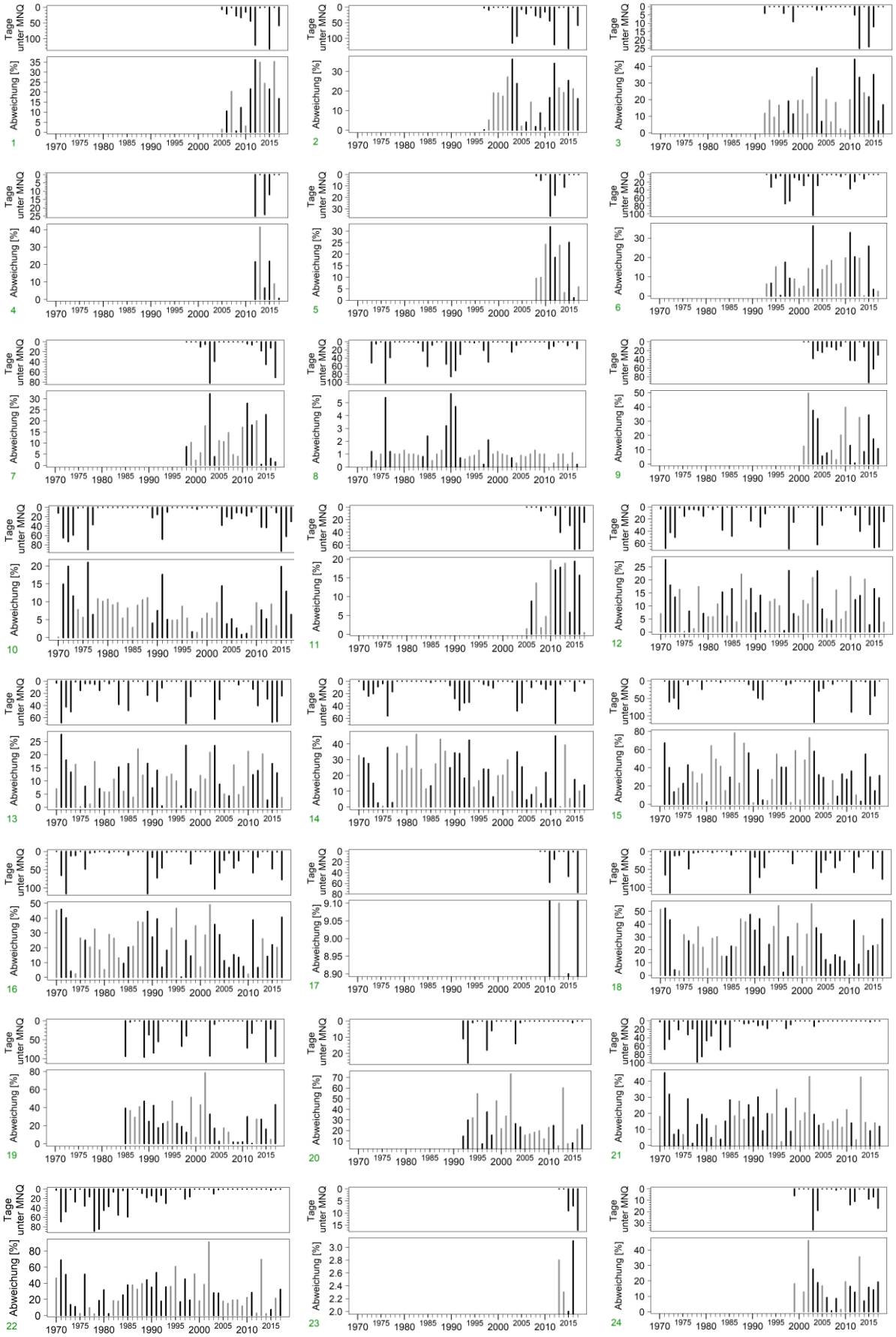
Anhang

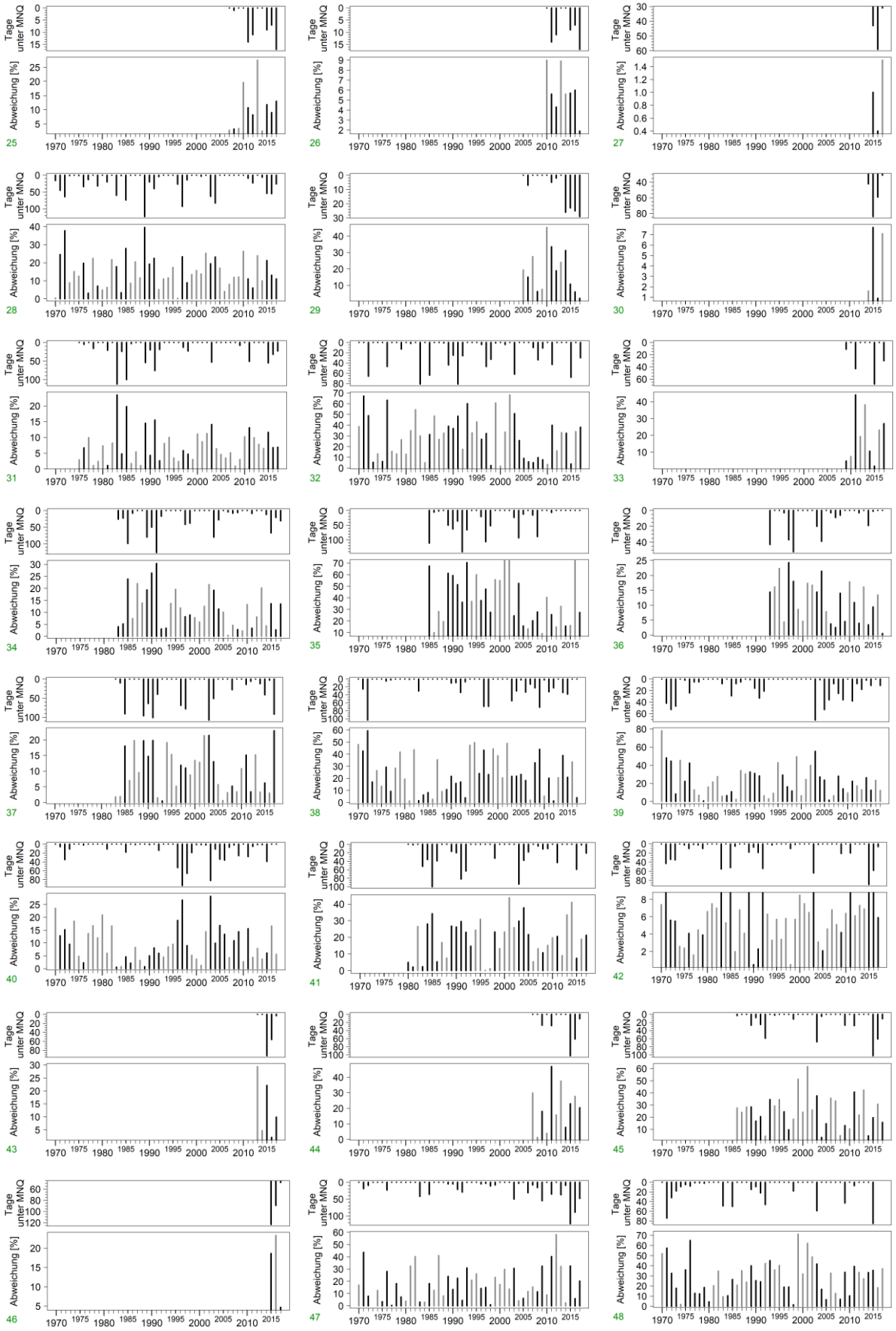
A-Tabelle 1: Übersicht über die reale und berechnete Jahreszeit und mögliche Ursachen für die Überschätzung bzw. Unterschätzung der berechneten Jahresarbeit.

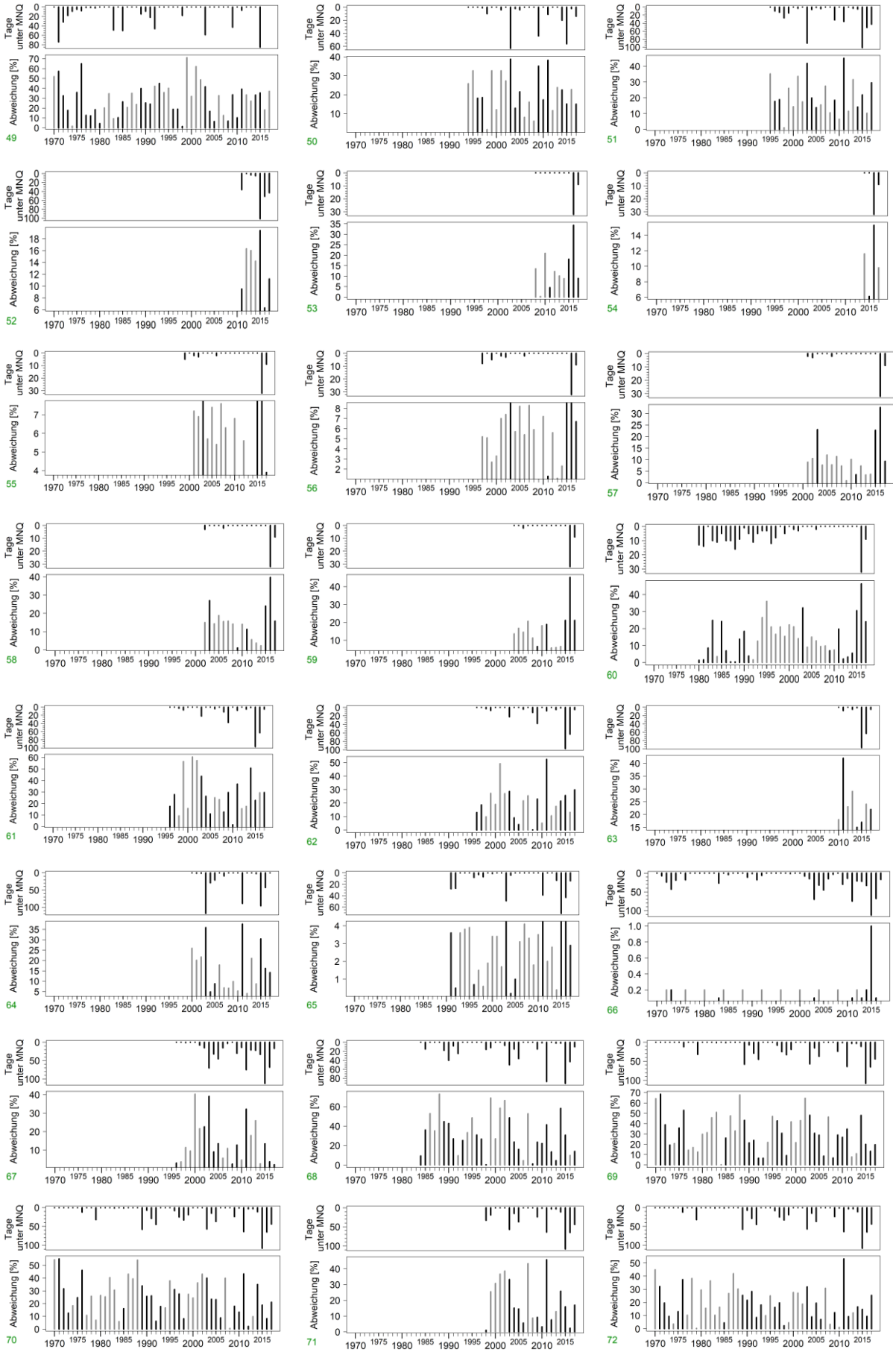
ID	reale Jahres-arbeit [MWh/a]	Berechnete Jahresarbeit [MWh/a]	Abweichung [%]	Entfernung zum Pegel in km	Anzahl der Zuflüsse	Ausleitung vorhanden	Standort des Pegels zur WKA
1	25,00	70	180,0	2	2	x	stromabwärts
2	14,00	27	92,9	2,5	2	x	stromabwärts
4	195,00	159	-18,5	6	viele	x	stromaufwärts
6	165,00	147	-10,9	15	viele	x	stromaufwärts
7	50,00	209	318,0	8	viele	x	stromabwärts
9	550,00	1005	82,7	7	mehrere		stromabwärts
10	274	274	1,5	2,5	1	x	stromaufwärts
11	310,00	318	2,6	2,5	2		stromabwärts
12	320,00	339	5,9	2	2		stromabwärts
13	280,00	417	48,9	2	2		stromabwärts
14	44,00	116	163,6	6	mehrere	x	stromaufwärts
15	7200,00	8510	18,2	3,5	2		stromabwärts
16	2400,00	3776	57,3	5	wenige	x	stromaufwärts
17	160,00	499	211,9	11	mehrere		stromaufwärts
18	1400,00	965	-31,1	11	mehrere		stromaufwärts
19	7500,00	6818	-9,1	6,5	viele		stromaufwärts
20	6000	7510	25,2	9,5	mehrere	x	stromabwärts
21	3000	4051	35,0	6	mehrere		stromabwärts
22	3500,00	5655	61,6	0,2	keine	x	stromabwärts
28	135,00	219	62,2	1,5	2	x	stromaufwärts
29	28,00	102	264,3	0,5	keine	x	stromabwärts
30	130,00	145	11,5	0,6	1	x	stromaufwärts
32	3100,00	7892	154,6	5	keine	x	stromabwärts
33	700,00	893	27,6	2,5	2		stromaufwärts
36	96,00	109	13,5	1	1	x	stromaufwärts
37	3200,00	3927	22,7	10	mehrere	x	stromabwärts
39	3100,00	2511	-19,0	15	mehrere		stromaufwärts
40	2100,00	2296	9,3	20	viele		stromabwärts
41	2800,00	3245	15,9	1,5	1	x	stromabwärts
42	300,00	487	62,3	25	viele		stromabwärts
43	1300,00	1952	50,2	0,5	1		stromabwärts
44	2400,00	1823	-24,0	15	viele		stromaufwärts
45	4000,00	3814	-4,7	11	mehrere		stromaufwärts
46	1200,00	867	-27,8	3	mehrere		stromaufwärts
47	320,00	305	-4,7	4,5	mehrere	x	stromabwärts
48	1700,00	1778	4,6	2,5	4		stromabwärts
49	1800,00	2032	12,9	1,2	2		stromabwärts

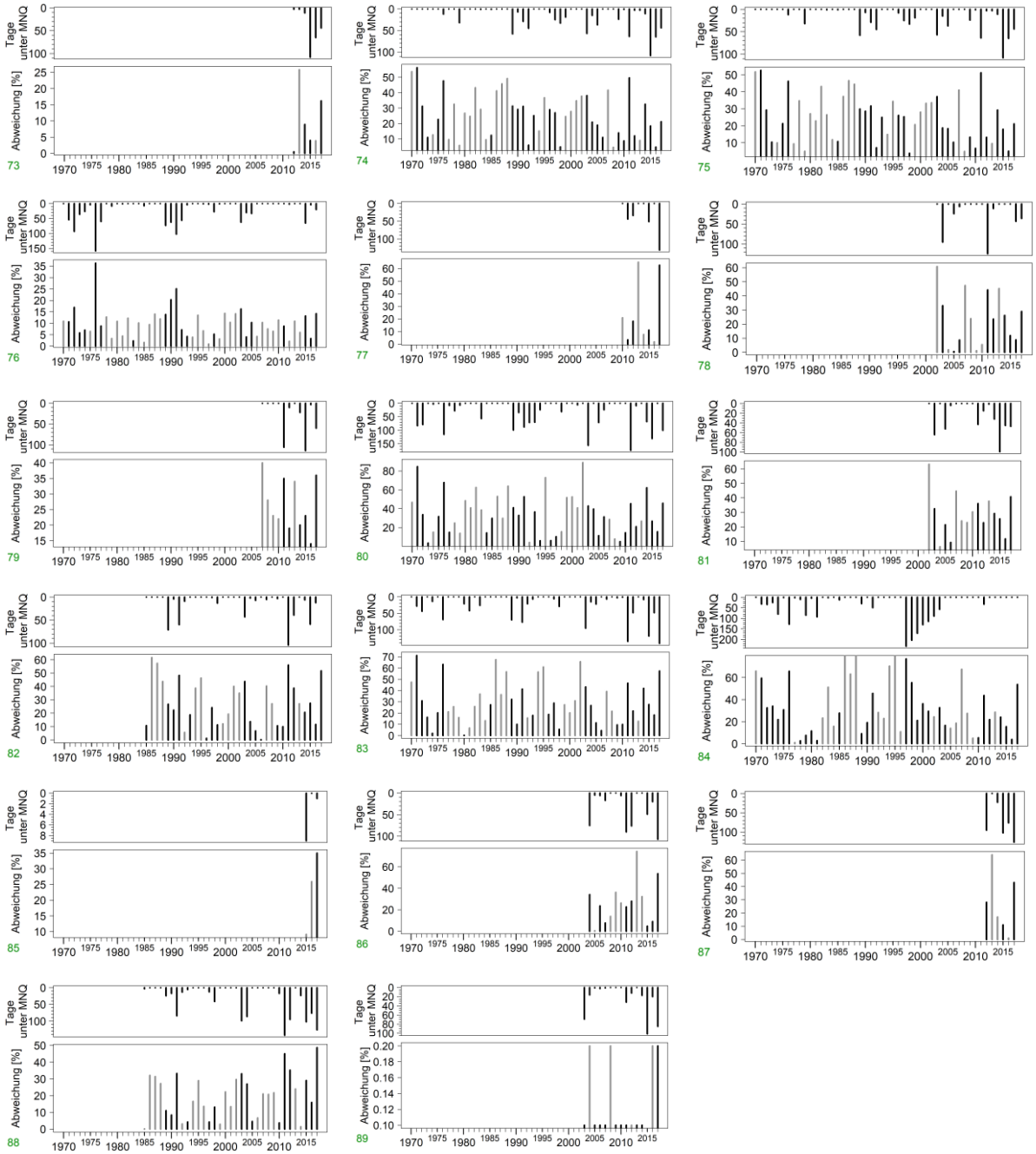
A-Tabelle 2: Fortsetzung der Übersicht über die reale und berechnete Jahreszeit und mögliche Ursachen für die Überschätzung bzw. Unterschätzung der berechneten Jahresarbeit.

ID	reale Jahres-arbeit [MWh/a]	Berechnete Jahresarbeit [MWh/a]	Abweichung [%]	Entfernung zum Pegel in km	Anzahl der Zuflüsse	Ausleitung vorhanden	Standort des Pegels zur WKA
50	3500,00	4921	40,6	2,5	wenige		stromabwärts
51	800,00	746	-6,8	0,5	keine		stromaufwärts
52	75,00	145	93,3	4		x	stromaufwärts
53	300,00	529	76,3	10		x	stromabwärts
54	120,00	214	78,3	9,7		x	stromabwärts
55	240,00	224	-6,7	9,5		x	stromabwärts
56	350,00	355	1,4	8,8		x	stromabwärts
57	450,00	456	1,3	6,8		x	stromabwärts
58	270,00	525	94,4	4,8		x	stromabwärts
59	400,00	388	-3,0	4,3	mehrere	x	stromabwärts
60	660,00	677	2,6	5	wenige		stromaufwärts
61	1600,00	1722	7,6	2	3	x	stromabwärts
62	780,00	417	-46,5	1,5	2	x	stromabwärts
63	700,00	525	-25,0	0,2	1	x	stromabwärts
65	60,00	144	140,0	6,5	mehrere		stromabwärts
67	130,00	189	45,4	9,5	viele		stromabwärts
69	54600,00	81475	49,2	25	viele		stromabwärts
70	6000,00	6974	16,2	24,5	viele		stromabwärts
71	8200,00	10363	26,4	16,5	mehrere		stromabwärts
72	4900,00	4931	0,6	15	viele		stromabwärts
73	1100,00	1032	-6,2	6	viele	x	stromabwärts
74	2400,00	2734	13,9	4	5		stromabwärts
75	1800,00	2210	22,8	1	2		stromabwärts
77	210,00	158	-24,8	4	3		stromabwärts
78	300	227	-24,3	0,1	keine		stromaufwärts
79	600	419	-30,2	1,25	keine		stromaufwärts
80	800,00	745	-6,9	2	1	x	stromaufwärts
81	48,00	310	545,8	0,5	keine		stromabwärts
82	130,00	123	-5,4	10	mehrere	x	stromaufwärts
83	1200,00	1232	2,7	9	viele		stromaufwärts
84	3900,00	3541	-9,2	0,1	viele		stromabwärts
85	650,00	442	-32,0	3	4	x	stromaufwärts
86	680,00	391	-42,5	0,5	keine		stromaufwärts
87	1000,00	705	-29,5	1,5	keine		stromabwärts
88	200,00	536	168,0	1,5	keine		stromabwärts
89	90,00	144	60,0	1,5	1	x	stromabwärts


Tage unter MNQ
Abweichung [%]
1970 1975 1980 1985 1990 1995 2000 2005 2010 2015
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24


Tage unter MNQ
Abweichung [%]
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48


Tage unter MNQ
Abweichung [%]
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72



A-Abbildung 1: Gegenüberstellung der absoluten Abweichungen und der Unterschreitungstage der gesamten Wasserkraftstandorte. Die in grau dargestellten Abweichungen stehen für positive Abweichungen (Gewinn), die in schwarz gehaltenen Abweichungen für negative Abweichungen (Verlust).

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass diese Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

--- ---

Ort, Datum Unterschrift