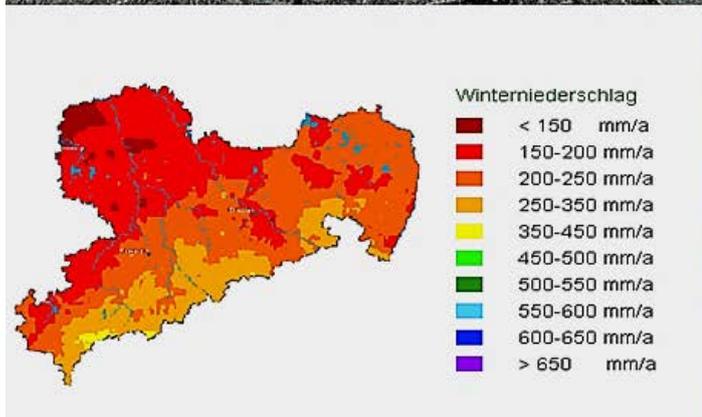


# Ereignisanalyse Trockenheit in Sachsen 2014 - 2020



# Ereignisanalyse Trockenheit in Sachsen 2014 - 2020

Leitung: Petra Walther

Klima:

Dr. Johannes Franke; Florian Kerl; Ute Schreiber

Oberflächenwasser:

Uwe Büttner; Melanie Günther; Dr. Jörg Walther; Petra Walther; Dr. Stefanie Weißbach

Grundwasser:

Dr. Peter Börke; Udo Mellentin; Annika Möller

Boden:

Raphael Benning; Dr. Dorit Julich; Stefan Werisch (BfUL)

Stauanlagen / öffentliche Wasserversorgung:

Dr. Tilo Hegewald (LTV); Anita Kenner; Grit Such (LTV); Ulf Winkler (LTV)

Luftqualität:

Dr. Susanne Bastian; Dr. Dominik van Pinxteren (TROPOS); Uwe Wolf

Landwirtschaft, Waldzustand, Fischerei:

Raphael Benning; Dr. Gert Füllner; Martin Scholz; Dan Paul Zederer

Bergbaubeeinflusste Gebiete:

Dr. Beate Böhme; Felix Stiller; Petra Walther

## Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	.....	<b>25</b>
<b>1</b>	<b>Einführung</b> .....	<b>26</b>
<b>2</b>	<b>Meteorologische Situation</b> .....	<b>29</b>
2.1	Klimatologische Auswertung und Einordnung .....	29
2.1.1	Die klimatische Wasserbilanz und ihre Einflussgrößen .....	29
2.1.2	Schneewasservorräte .....	36
2.1.3	Vergleich zu Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen historischer Niedrigwasserperioden .....	40
2.1.4	Zusammenfassung Synoptik und Meteorologie .....	41
2.2	Literatur Meteorologische Situation.....	42
<b>3</b>	<b>Hydrologische Situation</b> .....	<b>43</b>
3.1	Niedrigwasserabflüsse in Sachsen .....	43
3.1.1	Pegel und Niedrigwasserkenngößen .....	43
3.1.2	Hydrologische Bewertung des Zeitraums April 2014 bis März 2020.....	45
3.1.3	Einzugsgebiet Nebenflüsse der Elbe .....	47
3.1.4	Einzugsgebiet Schwarze Elster.....	49
3.1.5	Einzugsgebiet der Mulde .....	52
3.1.6	Einzugsgebiet Weiße Elster .....	56
3.1.7	Einzugsgebiet der Spree.....	58
3.1.8	Einzugsgebiet Lausitzer Neiße .....	60
3.2	Statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngößen.....	62
3.2.1	Datengrundlage und Datenaufbereitung statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngößen .....	62
3.2.2	Methodik der statistischen Auswertung von Niedrigwasserkenngößen .....	63
3.2.3	Ergebnisse der statistischen Auswertung von Niedrigwasserkenngößen.....	64
3.2.4	Extremwertstatistische Einordnung der Einzeljahre .....	65
3.2.5	Extremwertstatistische Einordnung von mehrjährigen Niedrigwasserphasen.....	68
3.2.6	Fazit Niedrigwasserabflüsse in Sachsen.....	69
3.3	Niedrigwassersituation der Elbe in Sachsen .....	70
3.4	Literatur Hydrologische Situation .....	72
<b>4</b>	<b>Grundwasser-Situation</b> .....	<b>73</b>
4.1	Einführung Grundwasser .....	73
4.2	Grundwasserneubildung .....	75
4.3	Hydrologische Einordnung der Grundwasserdürre von 2018-2020 .....	77
4.3.1	Mittelfristige Einordnung der Grundwasserdürre .....	77
4.3.2	Längerfristige Einordnung der Grundwasserdürre .....	79
4.4	Zusammenfassung Grundwasser .....	81
<b>5</b>	<b>Boden - Situation</b> .....	<b>82</b>
5.1	Bodenfeuchte .....	82
5.1.1	Bodenfeuchtemessungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen .....	82
5.1.2	Charakterisierung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen und Datengrundlagen.....	83
5.1.2.1	BDF 43 – Hilbersdorf (Gneisverwitterung mit Lösslehm).....	83
5.1.2.2	BDF 17 – Köllitsch (Aue, Auenschluff über Auelehm) .....	85

5.1.2.3	BDF 24 – Schmorren (Lössstandort).....	86
5.1.2.4	BDF 12 – Lippen (Regosol aus Kippsand) .....	87
5.1.3	Methodik Bodenfeuchte .....	88
5.1.4	Entwicklung der Bodenfeuchte im Ober- und Unterboden an den vier BDF-II-Stationen .....	89
5.1.4.1	Hilbersdorf .....	90
5.1.4.2	Köllitsch .....	91
5.1.4.3	Schmorren .....	92
5.1.4.4	Lippen.....	93
5.1.5	Entwicklung der pflanzenverfügbaren Wassermenge im Boden an den vier BDF-II-Stationen .....	94
5.1.5.1	Hilbersdorf .....	94
5.1.5.2	Köllitsch .....	95
5.1.5.3	Schmorren .....	97
5.1.5.4	Lippen.....	98
5.1.6	Häufigkeit der Unterschreitung des Indikators 50 % potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFKpot) .....	99
5.1.7	Zusammenfassung zur Bodenfeuchte.....	102
5.1.8	Ausblick zur Bodenfeuchte .....	103
5.2	Auswertung der wägbaren Lysimeter der Lysimeterstation Brandis .....	104
5.2.1	Beschreibung der Lysimeterstation Brandis .....	104
5.2.1.1	Beobachtung des Wasserhaushaltes Lysimeterstation Brandis .....	105
5.2.1.2	Feldkapazität und Bodenwasserspeicherdefizit Lysimeterstation Brandis.....	105
5.2.1.3	Böden und Pedohydrotope Lysimeterstation Brandis.....	106
5.2.2	Bewirtschaftung der Lysimeter.....	107
5.2.3	Beobachtungen des Wasserhaushalts Lysimeterstation Brandis .....	108
5.2.3.1	Klimatische Randbedingungen am Standort Lysimeterstation Brandis.....	108
5.2.3.2	Bodenwasserspeicherdefizite Lysimeterstation Brandis.....	111
5.2.3.3	Reale Evapotranspiration Lysimeterstation Brandis .....	112
5.2.3.4	Grundwasserneubildung Lysimeterstation Brandis .....	114
5.2.3.5	Unterschreitungshäufigkeit 50 % nutzbare Feldkapazität Lysimeterstation Brandis .....	117
5.2.4	Zusammenfassung Lysimeterstation Brandis.....	119
5.3	Literatur Boden .....	120
<b>6</b>	<b>Gewässergütesituation Fließgewässer .....</b>	<b>122</b>
6.1	Einführung - Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen .....	122
6.2	Beschaffenheitsmessstellen- und Parameterauswahl .....	123
6.2.1	Auswahl der Beschaffenheitsmessstellen .....	123
6.2.2	Parameterauswahl Gewässerbeschaffenheit .....	126
6.2.2.1	Allgemeine Kenngrößen Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt.....	126
6.2.2.2	Stoffgruppen .....	126
6.3	Auswertung der Wasserbeschaffenheit.....	128
6.3.1	Auswertung von Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt .....	128
6.3.2	Auswertung der Nährstoffverhältnisse .....	129
6.3.2.1	Auswertung Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat-Phosphor.....	130
6.3.2.2	Auswertung Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff .....	132

6.3.3	Auswertung der Salzbildner Chlorid und Sulfat .....	136
6.3.4	Auswertung von Carbamazepin als Vertreter der Spurenstoffe.....	139
6.3.5	Niedrigwasseruntersuchungsprogramm an der Elbe.....	140
6.3.6	Zusammenfassung Gewässergüte .....	141
6.4	Literatur Gewässergüte .....	142
<b>7</b>	<b>Auswirkungen der Trockenheit .....</b>	<b>145</b>
7.1	Die Niedrigwassersituation an den sächsischen Stauanlagen 2014-2020 und deren Auswirkungen .....	145
7.1.1	Einführung Stauanlagen .....	145
7.1.1.1	Stauanlagenbestand und Hauptnutzungen in Sachsen.....	146
7.1.1.2	Kurzcharakterisierung der dargestellten und ausgewerteten Stauanlagen.....	146
7.1.2	Darstellung der Trockenheit anhand der ausgewählten Talsperren im Zeitraum 2014-2020 im Vergleich zur Beobachtungsreihe 1991-2020.....	149
7.1.2.1	Niederschlag an den Sperrstellen .....	149
7.1.2.2	Zuflüsse zu den Talsperren .....	152
7.1.2.3	Abgaben aus den Talsperren und Bereitstellung der vertraglich gebundenen Rohwasserabgaben.....	156
7.1.2.4	Inhaltsentwicklung der Talsperren .....	160
7.1.2.5	Darstellung der Trockenheit an den Talsperren 2014-2020 im Vergleich zum Zeitraum der jeweils maßgebenden Trockenperiode nach Summendifferenzenlinie .....	161
7.1.2.6	Überprüfung der im Jahr 2020 aktuellen Leistungsfähigkeit für Rohwasserabgaben aus den Trinkwassertalsperren.....	163
7.1.2.7	Gewässerbeschaffenheit an ausgewählten Trinkwassertalsperren .....	164
7.1.3	Schlussfolgerungen und Fazit der Situation der sächsischen Stauanlagen in den Trockenjahren 2014-2020.....	176
7.1.3.1	Allgemeine Schlussfolgerungen und bestehende Bewirtschaftungsmaßnahmen an Talsperren .....	176
7.1.3.2	Nutzung der Regelungen des Qmin-Erlasses für Trinkwassertalsperren .....	177
7.1.3.3	Flexible Stauanlagenbewirtschaftung für ausgewählte Trinkwassertalsperren.....	177
7.1.3.4	Abschätzung der Entwicklung der Leistungsfähigkeit der Trinkwassertalsperren für Rohwasserabgaben in den kommenden Jahrzehnten bis hin zum Jahr 2100.....	178
7.1.3.5	Bearbeitung von Machbarkeitsstudien und weitere mögliche Maßnahmen zur Steigerung des Rohwasserangebotes für Stauanlagen .....	179
7.1.3.6	Gütewirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen an Stauanlagen für Trockenperioden .....	180
7.1.4	Ausblick sächsische Stauanlagen in Trockenjahren.....	183
7.1.5	Literatur Stauanlagen .....	184
7.2	Auswirkungen der Trockenheit auf die Luftqualität.....	185
7.2.1	Grundlegende Aspekte des Zusammenhangs zwischen Trockenheit und Luftqualität ..	185
7.2.2	Methodik Luftqualität.....	186
7.2.2.1	Statistische Analyse anhand der Dauer der Trockenzeit – Methodik 1 Luftqualität .....	186
7.2.2.2	Statistische Analyse mittels maschinellem Lernen – Methodik 2 Luftqualität.....	188
7.2.2.3	Einfluss von niederschlagsarmen Episoden auf die Immissionen von PM10.....	188
7.2.2.4	Einfluss weiterer Parameter auf die Immissionen von PM10.....	192
7.2.2.5	Einfluss von niederschlagsarmen Episoden auf die Immissionen von Ozon .....	196
7.2.2.6	Einfluss weiterer Parameter auf die Immissionen von Ozon .....	198

7.2.2.7	Auswirkungen hoher Ozonkonzentrationen auf die Vegetation .....	203
7.2.3	Fazit Auswirkungen auf Luftqualität .....	205
7.2.4	Ausblick Auswirkungen Luftqualität.....	205
7.2.5	Zusammenfassung Auswirkungen Luftqualität.....	206
7.2.6	Literatur Luftqualität.....	207
7.3	Auswirkungen der Trockenheit auf die Landwirtschaft .....	209
7.3.1	Auswirkungen auf den Pflanzenbau.....	209
7.3.1.1	Einführung Pflanzenbau .....	209
7.3.1.2	Auswirkungen der Trockenperiode 2015-2020 auf die Ertragsleistung der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen.....	210
7.3.1.3	Ausblick: Anpassungsmaßnahmen im Pflanzenbau.....	216
7.3.2	Literatur Landwirtschaft .....	217
7.4	Auswirkungen der Trockenheit auf den Waldzustand .....	218
7.4.1	Literatur Waldzustand.....	223
7.5	Auswirkungen der Trockenheit in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten .....	224
7.5.1	Einführung braunkohlebergbaubeeinflusste Einzugsgebiete.....	224
7.5.2	Braunkohlerevier Lausitzer Revier .....	226
7.5.2.1	Wasserbewirtschaftung Lausitzer Revier .....	226
7.5.2.2	Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Lausitzer Revier.....	228
7.5.3	Braunkohlerevier Mitteldeutsches Revier .....	230
7.5.3.1	Wasserbewirtschaftung Mitteldeutsches Revier.....	230
7.5.3.2	Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Mitteldeutschen Revier .....	232
7.5.4	Literatur Braunkohlebergbau .....	234
7.6	Auswirkungen der Trockenheit auf die Öffentliche Wasserversorgung.....	236
7.6.1	Literatur Öffentliche Wasserversorgung.....	238
7.7	Auswirkungen der Trockenheit auf Aquakultur und Fischerei.....	239
7.7.1	Einführung Aquakultur und Fischerei .....	239
7.7.1.1	Hydrometeorologische Station Königswartha.....	240
7.7.2	Auswirkung der heißtrockenen Jahre in der Periode 2014 bis 2020 auf die Aquakulturen .....	241
7.7.2.1	Auswirkungen auf Karpfenteiche .....	241
7.7.2.2	Auswirkungen auf die Forellenteichwirtschaft .....	245
7.7.3	Fischbestände in natürlichen Gewässern im Zeitraum 2014 bis 2020.....	247
7.7.3.1	Fischbestände in Fließgewässern.....	247
7.7.3.2	Fischbestände in Standgewässern .....	249
7.7.4	Anpassungsstrategien der Aquakultur an den Klimawandel.....	249
7.7.4.1	Anpassungsstrategien Aquakultur Karpfenteichwirtschaft.....	249
7.7.4.2	Anpassungsstrategien Aquakultur Forellenteichwirtschaft .....	251
7.7.5	Anpassungsstrategien der Fischerei an den Klimawandel .....	252
7.7.5.1	Anpassungsstrategien Fischerei Fließgewässer .....	252
7.7.5.2	Anpassungsstrategien Fischerei Talsperren und Bergbaufolgeseen.....	254
7.7.6	Fazit Auswirkungen Aquakultur und Fischerei .....	254
7.7.7	Literatur Aquakultur und Fischerei .....	255

<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>257</b>
<b>9</b>	<b>Ausblick</b> .....	<b>263</b>
<b>10</b>	<b>Literatur Einführung, Zusammenfassung &amp; Ausblick</b> .....	<b>263</b>
<b>Glossar</b>	.....	<b>264</b>
<b>Anhang</b>	.....	<b>287</b>
<b>A 2</b>	<b>Anhang Kapitel 2, Meteorologische Situation</b> .....	<b>287</b>
A 2.1.1	Häufigkeitsbetrachtung der Andauer der Zirkulationsformen (ZF) und Großwettertypen (GWT) nach Hess und Brezowsky für das Gebiet Europas. Linke Spalte: Häufigkeitsdichte der ZF/GWT in den jeweiligen Andauer-Klassen 2014 bis 2020, mittlere Spalte: Häufigkeitsdichte der ZF/GWT in den jeweiligen Andauer-Klassen 1991 bis 2020. Rechte Spalte: Relative Abweichungen in den Andauer-Klassen 2014-2020 vs. 1991-2020. Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst.....	287
A 2.2	Flächenmittel für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum 2014 bis 2020 und deren Abweichungen vs. 1991-2020, Wasserhaushaltsjahr, Hinweis: scheinbare Inkonsistenzen in den Zahlenangaben beruhen auf Rundungsungenauigkeiten. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz .....	288
A 2.3	Monatlich kumulierte Abweichungen für Temperatur, korrigierten Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum April 2014 bis März 2021 (Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020) in den Flussgebieten. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz .....	291
<b>A 3</b>	<b>Anhang Kapitel 3, Hydrologische Situation</b> .....	<b>292</b>
A 3.1	Kennwerte der betrachteten Pegel.....	292
A 3.2	Ausgewählte hydrologische Hauptwerte der Reihe 1991 bis 2020 der betrachteten Pegel .....	296
A 3.3	Mittlerer Durchfluss des Jahres MQ(a) zum Mehrjährigen mittleren Durchfluss MQ in % ...	298
A 3.4	Die Dauer der Unterschreitung von MNQ der Reihe 1991 bis 2020 in den WHJ 2014 bis 2020.....	300
A 3.5	Tagesmittelwerte des Durchflusses Q an den Pegeln ab 01.04.2014 bis 31.03.2021 im Vergleich zum mehrjährigen MQ (1991 bis 2020) in lila und MNQ (1991 bis 2020) in rot .....	302
A 3.6	Die Dauer der Unterschreitung von MNQ der Reihe 1991 bis 2020 in den WHJ 1934, 1962, 1964, 1976, 1991, 1992, 1993, 2003, 2004 sowie 2014-2020 .....	319
A 3.7	Tagesmittelwerte des Durchflusses Q am Pegel Dresden ab 01.04.2014 bis 31.03.2021 im Vergleich zum mehrjährigen MQ (1991-2020) in lila und MNQ (1991-2020) in rot .....	321
<b>A 5</b>	<b>Anhang Kapitel 5, Boden - Situation</b> .....	<b>322</b>
A 5.1	Übersicht über Zeiträume mit Fehlwerten der Bodenfeuchtemessungen sowie der zum Ersetzen genutzten Methodik.....	322

<b>A 6</b>	<b>Anhang Kapitel 6, Gewässergütesituation Fließgewässer .....</b>	<b>323</b>
A 6.1	Übersicht über die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat für einen guten ökologischen Zustand von Fließgewässern laut OGeVV für die Oberflächengewässer-Typen an den untersuchten Beschaffenheitsmessstellen .....	323
<b>A 7</b>	<b>Anhang Kapitel 7, Auswirkungen der Trockenheit.....</b>	<b>324</b>
A 7.1	Anhang Kapitel 7.1, Die Niedrigwassersituation an den sächsischen Stauanlagen 2014-2020 und deren Auswirkungen .....	324
A 7.1.1	Niederschläge an LTV- Stauanlagen 2014 bis 2020 (hydrologisches Winter-, Sommer-, Jahr) im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020).....	324
A 7.1.2	Zuflüsse an LTV- Stauanlagen 2014 bis 2020 (hydrologisches Winter-, Sommerhalbjahr, Jahr) im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) .....	326
A 7.1.3	Stauinhalte und prozentuale Füllung (Mittelwert, Minimum, Maximum) für die hydrologischen Jahre 2014 bis 2020 .....	329
A 7.1.4	Talsperre Gottleuba, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	332
A 7.1.5	Talsperre Bautzen, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	332
A 7.1.6	Talsperre Schömbach, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	333
A 7.1.7	Talsperre Dröda, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	333
A 7.1.8	Talsperre Neunzehnhain 2, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	334
A 7.1.9	Talsperre Eibenstock, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	334
A 7.1.10	Talsperre Pöhl, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	335
A 7.1.11	Talsperre Gottleuba, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	335
A 7.1.12	Talsperre Bautzen, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	336
A 7.1.13	Talsperre Schömbach, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	336
A 7.1.14	Talsperre Dröda, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	337
A 7.1.15	Talsperre Neunzehnhain 2, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	337
A 7.1.16	Talsperre Eibenstock, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	338
A 7.1.17	Talsperre Pöhl, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	338
A 7.1.18	Talsperre Gottleuba, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)....	339
A 7.1.19	Talsperre Lehmühle, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)..	339
A 7.1.20	Talsperre Bautzen, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020) .....	340

A 7.1.21	Talsperre Schömbach, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)..	340
A 7.1.22	Talsperre Dröda, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)....	341
A 7.1.23	Talsperre Neunzehnhain 2, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020).....	341
A 7.1.24	Talsperre Eibenstock, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)..	342
A 7.1.25	Talsperre Pöhl, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020).....	342
A 7.1.26	Talsperre Lehmühle – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode.....	343
A 7.1.27	Talsperre Neunzehnhain 2 – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode.....	344
A 7.1.28	Talsperre Bautzen – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode.....	345
A 7.1.29	Talsperre Schömbach – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode.....	346
A 7.1.30	Talsperre Dröda - Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode.....	347

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	naturräumliche Gliederung Sachsens (Makrogeochoren) (Quelle: LfULG, nach MANNSFELD & SYRBE 2008).....	26
Abbildung 2:	Häufigkeitsbetrachtung der Zirkulationsformen (ZF) und Großwettertypen (GWT) nach Hess und Brezowsky für das Gebiet Europas. Links: Relativer Anteil der ZF/GWT am Bezugszeitraum, rechts: Relative Abweichung 2014-2020 vs. 1991-2020. Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst .....	30
Abbildung 3:	Räumliche Verteilung für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenz- verdunstung) im Mittelungszeitraum 2014-2020, bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz.....	31
Abbildung 4:	Verteilung für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klima- tische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum 2014 bis 2020, bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz.....	34
Abbildung 5:	Monatlich kumulierte Abweichungen für Temperatur (links), korrigierten Nieder- schlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) (rechts) im Zeitraum April 2014 bis März 2021 (Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020) in Sachsen. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz.....	35
Abbildung 6:	Prozentuale Abweichung des Schneewasservorrates, als kummulierte Schneewasseräquivalent über den Zeitraum 1.10.-30.4., vom Vergleichszeitraum 1991-2020. Negative Abweichungen resultieren aus einem unterdurchschnittlichen Schneewasservorrat und positive Abweichungen resultieren aus einem überdurchschnittlichen Schneewasservorrat im jeweiligen Flussgebiet. Datengrundlage: Modellierter Schneewasseräquivalente .....	37
Abbildung 7:	Mittlerer Jahrgang des Monatsdurchflusses am Pegel Dohna (links) und am Pegel Kirnitzschtal (rechts) für verschiedene Zeiträume .....	38
Abbildung 8:	Entwicklung des Schneewasservorrates (kumuliertes Schneewasseräquivalent) in den Flussgebieten im Verlauf der Wintersaison (Zeitraum 1.10.-30.04.). Datengrundlage: Modellierter Schneewasseräquivalente .....	39
Abbildung 9:	Thermopluviogramm historischer Niedrigwasserereignisse in Sachsen. Dargestellt sind Abweichungen der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe vom klimatologischen Mittel (i. e. Zeitraum 1991-2020), bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr (WHJ). Datengrundlage: Flächenmittel des Deutschen Wetterdienstes .....	40
Abbildung 10:	Lage der ausgewählten Pegel für die Niedrigwasserauswertung 2014 bis 2020.....	43
Abbildung 11:	Anteil der Sächsischen Pegel im Niedrigwasser (Durchfluss unterhalb MNQ) in den Jahren von 2014 bis 2020 .....	46
Abbildung 12:	Wahrscheinlichkeitsdiagramm für die NM7Q-Serie (1991-2020) des Pegels Porschdorf 1 am Lachsbach.....	64
Abbildung 13:	Wahrscheinlichkeitsdiagramme für unterschiedlich lange NM30Q-Serien des Pegels Golzern 1 an der Vereinigte Mulde .....	65

Abbildung 14:	Jährlichkeiten $T_n$ von Niedrigwasserkenngößen für das Wasserhaushaltsjahr 2018 an 34 Pegeln (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020) .....	66
Abbildung 15:	Vergleich der Jährlichkeiten $T_n$ von Niedrigwasserkenngößen für die Wasserhaushaltsjahre 2015 bis 2020 an 34 Pegeln (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020) .....	67
Abbildung 16:	Jährlichkeiten $T_n$ von 3-jährigen Runs der Kenngößen $NMxQ$ (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020) .....	69
Abbildung 17:	Abweichungen des jährlichen Gebietsniederschlages und Jahresmittelwert des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 GW-Messstellen) von 1970 bis 2022 mit linearem Trend, Daten: DWD, LfULG .....	73
Abbildung 18:	Achtjährig gleitendes Mittel des jährlichen Gebietsniederschlages in Sachsen von 1881 bis 2022, Daten: DWD .....	74
Abbildung 19:	Korrigierter Niederschlag Winterhalbjahr 1961-2015 (links) und 2013/14 (rechts) in Sachsen. Daten: <a href="http://www.ReKIS.org">www.ReKIS.org</a> .....	74
Abbildung 20:	Siebenjährig gleitender Mittelwert des Basisabflusses $RG_2$ (Konvention: $RG_2$ = Grundwasserneubildung im Festgestein) und des Sickerwassers $RG_2+RG_1$ über 82 Pegelgebiete in Sachsen aggregiert mit linearem Trend von 1961 bis 2020 in mm/a, Daten: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer .....	75
Abbildung 21:	Mittlere Grundwasserneubildung 1991-2020 von 82 Pegeleinzugsgebieten in Sachsen, Quelle: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer .....	76
Abbildung 22:	Jahresmittelwert des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 Grundwassermessstellen) von 1970 bis 2023 mit linearem Trend, Daten: DWD, LfULG .....	77
Abbildung 23:	Jahresgang des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 Grundwassermessstellen) über die hydrologischen Jahre 2018-2022 sowie der bisherige mittlere Jahresgang mit dem Quantils-Bereich $Q_{25}-Q_{75}$ und den Maxima und Minima aus der Periode 1970-2017, Quelle: LfULG .....	78
Abbildung 24:	Prozentualer Anteil der sächsischen Grundwassermessstellen im Niedrigwasser während der Abflussjahre 2014 bis 2023, Quelle: LfULG .....	78
Abbildung 25:	Gleitendes 12-Monatsmittel des mittleren Standard-Grundwasser-Index (SGI) in Sachsen im Zeitraum 11/1920-02/2023 .....	79
Abbildung 26:	Mittlerer jährlicher Standard-Grundwasser-Index (SGI), sowie dessen Standardabweichung und linearer Trend im Fest- und Lockergestein von Sachsen im Zeitraum 11/1970-03/2023 (Festgestein 4 Grundwassermessstellen, Lockergestein 8 Grundwassermessstellen) .....	80
Abbildung 27:	Lage der Intensivmessflächen BDF II und der Lysimeterstation Brandis in den Bodenregionen (BR) Sachsens .....	83
Abbildung 28:	Profilfoto BDF 43 - Hilbersdorf, 2017. Foto: Ralf Sinapius .....	84
Abbildung 29:	Profilfoto BDF 17 - Köllitsch, 2015. Foto: Ralf Sinapius .....	85
Abbildung 30:	Profilfoto BDF 24 - Schmorren, 2011. Foto: Falk Hieke .....	86
Abbildung 31:	Profilfoto BDF 12 - Lippen, 2001 (links) und 2017 (rechts). Foto links: Matthias Mehlhorn, Foto rechts: Ralf Sinapius .....	87

Abbildung 32:	Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Hilbersdorf in 40 cm (hellrot) und 80 cm (dunkelrot) Bodentiefe. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum. ....	90
Abbildung 33:	Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Köllitsch in den Bodentiefen 40 (orange), 55 (hellrot), 100 (dunkelrot) und 140 (braun) cm. Betrachtungszeitraum 2016-2020 (Messbeginn April 2016). Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum. ....	91
Abbildung 34:	Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Schmorren in den Bodentiefen 45 (hellrot) (bis 2014), 65 (hellrot) (ab 2016), 145 (dunkelrot) und 165 (braun) cm. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.....	92
Abbildung 35:	Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Lippen in 40 cm (hellrot) und 110 cm (dunkelrot) Bodentiefe. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020 (Umbauarbeiten Oktober 2016). Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.....	93
Abbildung 36:	Zeitreihenanalyse der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge an der BDF II Hilbersdorf für die hydrologischen Jahre 2007-2020.....	95
Abbildung 37:	Zeitreihenanalyse der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge an der BDF II Köllitsch für die hydrologischen Jahre 2007-2020.....	96
Abbildung 38:	Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Schmorren für die hydrologischen Jahre 2007 bis 2014 .....	97
Abbildung 39:	Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Schmorren für die hydrologischen Jahre 2017 bis 2020 .....	98
Abbildung 40:	Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Lippen für die hydrologischen Jahre 2007 bis 2020 .....	99
Abbildung 41:	Anzahl der Tage mit Unterschreitung von 50 % nFKpot an den BDF II Stationen Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen summiert jeweils für die hydrologischen Jahre 2007-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.....	100
Abbildung 42:	Anzahl der Tage mit Unterschreitung von 50 % nFKpot für die BDF II-Stationen Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen summiert jeweils für die Jahreszeiten der hydrologischen Jahre 2007-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.....	102
Abbildung 43:	Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten im Oberboden in Vol.-% (Monatsmittelwerte) an den BDF II Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020 und nachfolgender Verlauf in 2021-2022. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum. ....	103
Abbildung 44:	Blick über das mit Winterweizen bestellte Lysimeterfeld im Jahr 2021 (links) und in den Lysimeterkeller, der die Wägeeinrichtungen der Lysimeter beherbergt (rechts). Foto: Stefan Werisch.....	104

Abbildung 45:	Beispiel für den typischen Verlauf des Bodenwasserspeicherdefizits auf Böden der Pedohydrotope A und C .....	106
Abbildung 46:	Darstellung der mittleren jährlichen Luftfeuchtigkeit (LF), der Jahresmitteltemperaturen (T), der Sonnenscheinstunden (SD), der potenziellen Evapotranspiration (ETP) und der Jahresniederschlagssummen (P) für die Jahre der Ereignisanalyse im Vergleich mit den Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 und 1991-2020. Die Verteilung der jeweiligen Klimagrößen in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende – Maximum) .....	109
Abbildung 47:	Aufschlüsselung der klimatischen Wasserbilanz (kWB) nach potenzieller Evapotranspiration ( $ETP_{TW}$ nach WENDLING ET AL. 1991 ) und dem bodengleichen Niederschlag (P) am Standort Brandis für die Jahre der Ereignisanalyse. Beobachtungsjahre außerhalb des Zeitraumes sind zur Einordnung in grau eingezeichnet .....	110
Abbildung 48:	Durchschnittliches jährliches Bodenwasserspeicherdefizit (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten auf der rechten Seite, aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau) . Die Verteilung der Bodenwasserspeicherdefizite in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober) .....	111
Abbildung 49:	Jahressummen der realen Evapotranspiration ( $ET_r$ ) (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der realen Evapotranspiration in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober) .....	113
Abbildung 50:	Jährliche Summen der Sickerwassermenge ( $S_w$ ) (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der Sickerwassermengen in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober) .....	116

Abbildung 51:	Anzahl der Tage im Jahr an denen weniger als 50 % der nutzbaren Feldkapazität im Boden verfügbar waren (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydratopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der Unterschreitungshäufigkeit in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober) .....	118
Abbildung 52:	langjähriger Verlauf des Bodenwasserspeicherdefizits (BWSD) für die schweren Böden des Pedohydratops D im Verhältnis zu ermittelten nutzbaren Feldkapazität....	119
Abbildung 53:	Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen des Messprogramms 2018 (Sommermonate) .....	122
Abbildung 54:	Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen des Messprogramms 2019 (Sommermonate) .....	123
Abbildung 55:	Gegenüberstellung der mittleren Wassertemperaturen (Juni bis August) im Zeitraum 1990-2000 und im Zeitraum 2014-2020 an den Beschaffenheitsmessstellen der ausgewählten Gewässer.....	128
Abbildung 56:	Gegenüberstellung des mittleren Sauerstoffgehalts (Juni bis August) im Zeitraum 2014-2020 an den Beschaffenheitsmessstellen der ausgewählten Gewässer .....	129
Abbildung 57:	Darstellung der gemittelten Gesamt-Phosphor-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	130
Abbildung 58:	Darstellung der gemittelten ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	131
Abbildung 59:	Darstellung der gemittelten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	132
Abbildung 60:	Darstellung der gemittelten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	133
Abbildung 61:	Darstellung der gemittelten Chlorid-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	136
Abbildung 62:	Darstellung der gemittelten Sulfat-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	137
Abbildung 63:	Darstellung der gemittelten Carbamazepin-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer .....	139

Abbildung 64:	Talsperre Lehmühle, Blick auf die Staumauer und die freiliegenden Uferbereiche bis 17 m unter Stauziel im Herbst 2018. Bildquelle: ©LTV / Fotograf: Foto+Co. Peter Schubert .....	145
Abbildung 65:	Talsperre Bautzen mit freiliegendem Uferbereich im September 2018. Foto: LTV .....	146
Abbildung 66:	Abweichung des Jahresniederschlages vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für die hydrologischen Jahre 2014-2020 .....	149
Abbildung 67:	Abweichung Niederschlag vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Winterhalbjahr 2014-2020.....	150
Abbildung 68:	Abweichung Niederschlag vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Sommerhalbjahr 2014-2020 .....	151
Abbildung 69:	Talsperre Lehmühle, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020).....	152
Abbildung 70:	Abweichung Zufluss vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für die hydrologischen Jahre 2014-2020.....	153
Abbildung 71:	Abweichung Zufluss vom langjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Winterhalbjahr 2014-2020.....	154
Abbildung 72:	Abweichung Zufluss vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Sommerhalbjahr 2014-2020 .....	155
Abbildung 73:	Talsperre Lehmühle, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020).....	156
Abbildung 74:	Anzahl der ausgerufenen Bereitstellungsstufen (BSS) an Trinkwassertalsperren 2019-2020 .....	157
Abbildung 75:	Abgabemengen zur Rohwasserbereitstellung LTV-Stauanlagen (gesamt) für die einzelnen Nutzungsarten im Zeitraum 2014 bis 2020 .....	158
Abbildung 76:	Talsperre Pöhl, Entwicklung des Talsperreninhaltes in der Trockenperiode 2014-2020 .....	159
Abbildung 77:	Talsperre Bautzen, Entwicklung des Talsperreninhaltes in der Trockenperiode 2014-2020 .....	160
Abbildung 78:	Prozentuale Füllung ausgewählter LTV-Stauanlagen, Trockenperiode 2014 bis 2020.....	161
Abbildung 79:	Entwicklung der Betriebsraumfüllung der TS Gottleuba bei einer Bruttoabgabe von 0,274 m <sup>3</sup> /s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020 .....	163
Abbildung 80:	Vergleich der saisonalen Entwicklung des Hypolimnionvolumens in der Talsperre Cranzahl (a) und der Talsperre Klingenberg (c) für die Zeiträume 1992/1993 bis 2017 bzw. 2018 bis 2019 (Boxplots: 25, 50 und 75 %-Perzentil; Whisker: 5 bzw. 95 %-Perzentil, rot gestrichelte horizontale Linien: Lagetiefen der Entnahmehorizonte für die Rohwasserabgabe mit entsprechender Höhenangabe), (b) Schichtstärke des Epi- und Hypolimnions in der Talsperre Cranzahl in Abhängigkeit von der Stauspiegelabsenkung während der Trockenperiode (dargestellt als Klassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung) .....	166
Abbildung 81:	Ammoniumkonzentrationen im Epi- und Hypolimnion der Talsperre Cranzahl in Abhängigkeit von der Stauspiegelabsenkung während der Trockenperiode (dargestellt als Konzentrationsklassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung) ..	167

Abbildung 82:	Zusammenhang zwischen der thermischen Schichtungsstabilität und der Oberflächentemperatur in der Talsperre Cranzahl ab dem Monat August bis zum jeweiligen Jahresende im Zeitraum von 1993 bis 2020 (die schwarzen, mit Datum gekennzeichneten Symbole zeigen den zeitlichen Verlauf im Trockenjahr 2020 mit einem stark abgesenkten Stauspiegel, die blau umrandeten Symbole zeigen Messwerte aus der Periode unmittelbar nach dem Auguthochwasser 2002) .....	168
Abbildung 83:	Befrachtung der Talsperre Saidenbach mit (a) gelöstem reaktiven Phosphor, (b) Silizium und (c) Nitratstickstoff im Zeitraum von 1990 bis 2020 über deren Hauptzuflüsse sowie (d) Jahresmittel des Phytoplanktonbiovolumens in der Talsperre (graue Hintergrundschräffuren: Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020, schwarz gestrichelte vertikale Linien: Zeitreihenstrukturbruchpunkte, schwarze horizontale Linien: zugehörige Periodenmittel der Nährstofffrachten und des Phytoplanktonbiovolumens).....	169
Abbildung 84:	Mittlerer Stauinhalt und Trophieindex in der Talsperre Pöhl im Zeitraum von 2006 bis 2021 .....	170
Abbildung 85:	Restwasserkörper und freiliegende Sedimentareale der im August 2018 stark abgesenkten Talsperre Lehmühle; Bildquelle: Wikipedia, Foto: Gunther Tschuch, CC BY-SA 4.0 ( <a href="https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/deed.de">https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/deed.de</a> ).....	172
Abbildung 86:	(a) Vertikalprofilaufnahmen der Trübungsverhältnisse in der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018, (b) Stundenmittel des Wasserstandes und des Stauinhaltes (relativ dargestellt) sowie zeitlicher Verlauf der Wassertemperaturen und der Trübung im unteren Entnahmehorizont der Talsperre im Zeitraum Juni bis September 2018.....	173
Abbildung 87:	(a) Detailaufnahme des Uferspülsaumes an der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018 (Foto: LTV), (b) mit Absenkung des Stauspiegels (dargestellt als Verhältnis zwischen freiliegender Sedimentfläche und verbleibendem Stauvolumen) registrierte Zunahme der pelagischen Mangankonzentrationen in der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018, (c) Zusammenhang zwischen den Mangankonzentrationen im Epi- und Hypolimnion und der Stauspiegelabsenkung in der Talsperre Eibenstock (dargestellt als Konzentrationsklassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung).....	174
Abbildung 88:	Aufgrund der starken Stauspiegelabsenkung freiliegende obere Entnahmeeinrichtung der Talsperre Lehmühle im Trockenjahr 2018. Foto: LTV.....	175
Abbildung 89:	Zeitliche Entwicklung der thermischen Schichtung in der Talsperre Cranzahl im abflussreichen Jahr 2010 (a) im Vergleich zum Trockenjahr 2020 (b). Die Darstellung zeigt die saisonalen Temperaturverläufe in der Wassersäule der Talsperre Cranzahl in Form von Isothermen (RWE - Lagetiefen der Rohwasserentnahmehorizonte bei 705 bzw. 690 m NN) .....	176
Abbildung 90:	Boxplots des Trockenheitseinflusses für PM10 an der Messstation Dresden-Bergstraße .....	189
Abbildung 91:	Überblick über den Trockenheitseinfluss für PM10 an den verschiedenen Messstationsklassen im Winter .....	190
Abbildung 92:	Mittlere Änderung der PM10-Konzentrationen im Winter im Vergleich zum Vortag.....	191
Abbildung 93:	Mittlere Änderung der PM10-Konzentrationen im Sommer im Vergleich zum Vortag..	191
Abbildung 94:	Akkumulierte relative Änderung der PM10-Konzentrationen zum letzten Regentag im Winter .....	192

Abbildung 95:	Partial Dependence Plots des Basismodells für PM10-Konzentrationen an der Station Radebeul-Wahnsdorf (schattierte Flächen geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die schwarzen Striche über der x-Achse zeigen die Verteilung der Werte der Einflussgröße in 10er-Perzentil-Schritten) .....	193
Abbildung 96:	Partial Dependence Plots des erweiterten Modells für PM10-Konzentrationen an der Station Radebeul-Wahnsdorf (schattierte Flächen geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die schwarzen Striche über der x-Achse zeigen die Verteilung der Werte der Einflussgröße in 10er-Perzentil-Schritten) .....	195
Abbildung 97:	Boxplots des Trockenheitseinflusses für Ozon an der Messstation Leipzig-West .....	196
Abbildung 98:	Boxplots des Trockenheitseinflusses für Ozon an den Bergstationen.....	197
Abbildung 99:	Akkumulierte relative Änderung der Ozonkonzentrationen zum letzten Regentag .....	198
Abbildung 100:	Variablenwichtigkeit für das erweiterte Modell Radebeul-Wahnsdorf 2006-2020 (TVZ=Trajektorienverweilzeit).....	200
Abbildung 101:	Partial Dependence Plots der Prädiktorvariablen des erweiterten Modells für Radebeul-Wahnsdorf im Zeitraum 2006-2020 (Reihenfolge der einzelnen Plots nach der relativen Wichtigkeit der jeweiligen Variablen, TVZ=Trajektorienverweilzeit).....	201
Abbildung 102:	Jahresmittel der SHAP-Werte für das Wasserdampfdruckdefizit (WDD) (oben) und die relative Feuchte (RFE) (unten) an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf 2001-2020 (die Farbskala zeigt die Jahresmittelwerte der jeweiligen Variablen) .....	202
Abbildung 103:	Jahresmittel der SHAP-Werte für die Bodenfeuchte an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf 2001-2020; die Farbskala zeigt die Jahresmittelwerte der jeweiligen Variablen.....	203
Abbildung 104:	Zeitreihe der PODySPEC-Werte von 2000 bis 2020 gemittelt für ländliche Stationen und Stationen des Erzgebirgskamms für die Rezeptoren Buche, Grünland, Fichte und Winterweizen .....	204
Abbildung 105:	Prozentuale Abweichung der Erträge von Winterweizen, Roggen, Wintergerste, Winterraps, Zuckerrüben, Kartoffeln, Leguminosen und Silomais in den Jahren 2015-2020 vom Zehnjahresmittel 2005-2014 im Freistaat Sachsen (Quelle: Berechnung aus Ertragsdaten vom Statistischen Landesamt).....	211
Abbildung 106:	Prozentuale Abweichung der Erträge von Winterweizen, Winterraps und Silomais in den Jahren 2015-2020 vom Zehnjahresmittel 2005-2014 in den sächsischen Landkreisen (Quelle: Berechnung aus Ertragsdaten vom Statistischen Landesamt) ..	213
Abbildung 107:	Links: Weizen-Schmactkorn im Jahr 2018, rechts: normal entwickeltes Weizenkorn. Foto: Martin Sacher (LfULG).....	214
Abbildung 108:	Durch Trockenheit, Dürre und anschließenden Borkenkäferbefall abgestorbener Waldbestand in der Sächsischen Schweiz. Foto: Petra Walther (LfULG) .....	219
Abbildung 109:	Durch Dürre geschädigte Waldflächen in den Jahren 2003 bis 2023 im Gesamtwald, summiert für die Schäden in Kulturen (junge, neu angepflanzte Bäume) sowie Trocknisschäden (allgemein, ohne Berücksichtigung des Alters). Grafik: Sachsenforst (SBS 2024).....	221
Abbildung 110:	Langzeitstatistik zum Buchdruckerbefall auf dem Territorium des Freistaates Sachsen, Grafik: Sachsenforst (SBS 2024) .....	222
Abbildung 111:	Übersichtskarte der Braunkohlereviere in Sachsen .....	225

Abbildung 112: Übersichtskarte des Lausitzer Revieres mit den Speichern, Talsperren und Bergbaufolgeseen sowie den relevanten Pegeln in den Einzugsgebieten der Spree, Schwarzen Elster und Lausitzer Neiße in Sachsen .....	227
Abbildung 113: Übersichtskarte des Mitteldeutschen Revieres mit den Speichern, Talsperren und Bergbaufolgeseen sowie den relevanten Pegeln im Einzugsgebiet der Weißen Elster und Mulde .....	232
Abbildung 114: Sachstand der Maßnahmenanträge zu den Aufrufen der Richtlinie öTIS zum Stand: 30.11.2023 (* bewilligte, aber zurückgezogene Anträge aufgrund fehlender Eigenbeteiligung von Grundstückseigentümern werden nicht mitgezählt).....	237
Abbildung 115: Entwicklung der Bohranzeigen zum Brunnenbau von 2016 bis 2020.....	238
Abbildung 116: Karpfenteich in der Oberlausitz. Foto: Gert Füllner (LfULG) .....	239
Abbildung 117: Wetterstation in der Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha. Foto: Gert Füllner (LfULG).....	240
Abbildung 118: Temperatur-Sauerstoffdilemma der Fische: Bei steigenden Temperaturen sinkt die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. Gleichzeitig steigt der Sauerstoffbedarf der Fische an.....	242
Abbildung 119: Blaualgenblüte in einem Karpfenteich. Foto: Gert Füllner (LfULG) .....	243
Abbildung 120: Durch Wassermangel und Aufwuchs von Geleegepflanzen für die Fischproduktion aufgegebenen Teich. Der Teich wird durch immer raschere Verlandung künftig auch seine Funktionen für Natur- und Artenschutz, Tourismus, Wasserrückhalt und Verbesserung der Mikroklimas verlieren. Foto: Gert Füllner (LfULG).....	244
Abbildung 121: Produktion von Speisekarpfen nach DeStatis (2014-2021) in der sächsischen Karpfenteichwirtschaft und mittlere Teichwassertemperatur Monate Juni-August.....	245
Abbildung 122: Erzeugung forellenartiger Fische in Sachsen 2014-2021.....	246
Abbildung 123: Die Schwarze Elster bei Tätzschwitz (hier am 06.07.2019) hat in den Trockenjahren ihre Funktion als Fließgewässer gänzlich verloren. Foto: LfULG.....	247
Abbildung 124: Gesamtfang aller Fische 2006 bis 2021.....	248
Abbildung 125: Anteil der Bachforelle am Fang in Prozent.....	249
Abbildung 126: Schilfschnitt in Karpfenteichen dient dem sparsamen Umgang mit Wasser. Schilfschnitt erhält die Kulturlandschaft. Foto: Gert Füllner (LfULG) .....	250
Abbildung 127: Ergebnis der Aussaat einer für Teichböden und Wildbienen optimierten artenreichen Blühpflanzenmischung bei der Sömmerung eines Karpfenteichs. Foto: Gert Füllner (LfULG).....	251
Abbildung 128: Entwicklung der Dürre beginnend mit der meteorologischen Dürre bis zur sozioökonomischen Dürre mit fortschreitender Zeitdauer (nach: NDMC 2024).....	257

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Flächenmittel für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Mittelungszeitraum 2014-2020 und deren Abweichungen vs. 1991-2020, Wasserhaushaltsjahr, Hinweis: scheinbare Inkonsistenzen in den Zahlenangaben beruhen auf Rundungsungenauigkeiten. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz .....	32
Tabelle 2:	Prozentualer Anteil der Abweichung der klimatischen Wasserbilanz am mittleren korrigierten Jahresniederschlag (1991-2020) der sächsischen Flussgebiete.....	33
Tabelle 3:	Hydrologische Kenngrößen zur Beschreibung des Niedrigwassers.....	44
Tabelle 4:	Bewertung der mittleren Jahresdurchflüsse MQ(a) der WHJ im Vergleich zu den mittleren Jahresdurchflüssen MQ.....	45
Tabelle 5:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 und die Unterschreitung von MNQ an den Nebenflüssen der Elbe (in rot sind die Extreme markiert) .....	47
Tabelle 6:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (in rot sind die Extreme markiert) .....	49
Tabelle 7:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Mulde (in rot sind die Extreme markiert) .....	52
Tabelle 8:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Weißen Elster (in rot sind die Extreme markiert) .....	56
Tabelle 9:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Spree (in rot sind die Extreme markiert) .....	58
Tabelle 10:	Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße (in rot sind die Extreme markiert) .....	60
Tabelle 11:	Gewässerkundliche Hauptwerte für den Pegel Dresden [aus BfG 2021].....	70
Tabelle 12:	Niedrigwasserkenngößen in den Wasserhaushaltsjahren 2014 bis 2020 für den Pegel Dresden an der Elbe [Daten WSV, Datenbank LfULG].....	71
Tabelle 13:	Niedrigwasserrelevante Kenngrößen der Jahre 2014 bis 2020 und Jährlichkeiten Tn für den Pegel Dresden/Elbe. Schwellenwert für SumD ist MNQ der Reihe 1960/2018 aus BfG (2021).....	71
Tabelle 14:	Mittlere grundwasserbürtige Abflusskomponenten, Niederschlag und potenzielle Verdunstung im Gebietsmittel über 82 sächsische Pegeleinzugsgebiete der Klimanormalperiode 1961-1990 sowie die prozentualen Änderungen in 1991-2020 und in den Grundwasserdürren 1962-1964, 1989-1991 und 2018-2020, Daten: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer .....	76
Tabelle 15:	Bodenprofilinformationen BDF 43 - Hilbersdorf, Quelle: LfULG 2017 und 2020 .....	84

Tabelle 16:	Bodenprofilinformationen BDF 17 - Köllitsch, Quelle: LfULG 2020 .....	85
Tabelle 17:	Bodenprofilinformationen BDF 24 - Schmorren, Quelle: LfULG 2020 .....	86
Tabelle 18:	Bodenprofilinformationen BDF 12 - Lippen, Quelle: LfULG 2017 und 2020.....	87
Tabelle 19:	Informationen zur Erfassung der Bodenfeuchte mittels Bodenfeuchtesensoren (FDR) an den Intensivmessflächen BDF II und bodenhydrologischen Kennwerten (Laboranalyse) .....	89
Tabelle 20:	Einteilung der untersuchten Bodengruppen (Gr.) in Klassen von Pedohydrotopen (PH) mit Angaben zur effektiven Durchwurzelungstiefe ( $W_e$ ), der mittleren nutzbaren Feldkapazität (nFK) und der maximalen Feldkapazität (nFK <sub>max</sub> ) der Wurzelzone, sowie den mittleren jährlichen Sickerwassermengen (Referenzzeitraum 1981-2010) und dem vertikalen Verlagerungsrisiko des Wassers (VR).....	107
Tabelle 21:	Maßgebliche Bewirtschaftungsperioden der Lysimeter in Brandis 1980-2021 .....	107
Tabelle 22:	Detaillierte Auflistung der angebauten Haupt- und Zwischenfrüchte für die Jahre der Ereignisanalyse mit den Anbauzeiträumen. Die Anbauzeiträumen bezeichnen dabei die Monate, in denen die Lysimeter einen Bewuchs aufwiesen.....	108
Tabelle 23:	Eckdaten der Beschaffenheitsmessstellen für die Auswertung der Wasserbeschaffenheit für den Zeitraum von 2014-2020 .....	124
Tabelle 24:	Stoffgruppen mit zugeordneten Vertretern .....	127
Tabelle 25:	Kenngroßen ausgewählter Talsperren der LTV.....	148
Tabelle 26:	Niederschlagssummen an LTV- Stauanlagen 2018/2019 im Vergleich zum mehnjährigen Mittel (1991-2020) .....	151
Tabelle 27:	Zufluss an LTV- Stauanlagen 2018/2019 im Vergleich zum mehrjährigen Mittel (1991-2020) .....	155
Tabelle 28:	TS Pöhl, jährliche Zuschusswasserabgaben zur Niedrigwasseraufhöhung 2014-2020 ...	159
Tabelle 29:	TS Bautzen, TS Quitzdorf und SP Lohsa I, jährliche Zuschusswasserabgaben zur Niedrigwasseraufhöhung 2014-2020.....	159
Tabelle 30:	Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 für die TS Gottleuba bei einer Bruttoabgabe von 0,274 m <sup>3</sup> /s .....	162
Tabelle 31:	Zusammenfassung der Auswirkungen von Dürreperioden auf die Luftqualität (verändert nach SCHULTZ ET AL. 2017, kursiv: eigene Anmerkungen) .....	185
Tabelle 32:	Klassifikation der Messstationen mit verwendeter Niederschlagsmessstelle .....	187
Tabelle 33:	Zusammenstellung kritischer Wetter- und Witterungsanomalien hinsichtlich der abiotischen Schäden Trockenheit und Dürre für den Betrachtungszeitraum 2014-2020, anhand der Schwellenwertunterschreitung des Parameters nutzbare Feldkapazität (nFK) (Quellen: SMUL (2014, 2015, 2016, 2017, 2018a, 2019), SMEKUL (2020)).....	218
Tabelle 34:	Wasserbilanzen 2017-2020 ausgewählter Bergbaufolgeseen im Lausitzer Revier (LMBV 2018, LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Negative Vorzeichen kennzeichnen Verluste, Angaben ohne Vorzeichen kennzeichnen Überschüsse .....	230
Tabelle 35:	Wasserbilanzen 2017-2020 ausgewählter Bergbaufolgeseen im Mitteldeutschen Revier (LMBV 2018, LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Negative Vorzeichen kennzeichnen Verluste, Angaben ohne Vorzeichen kennzeichnen Überschüsse .....	234
Tabelle 36:	Die zehn wärmsten Jahre der Teichwassertemperatur (Juni-August) seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in der hydrometeorologischen Station Königswartha im Jahr 1959 ..	241

## Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
A	Anhang
AE	Einzugsgebiet
AJ	Abflussjahr
ASO	August-September-Oktober
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche
BDF I	Boden-Dauerbeobachtungsfläche (Basismessfläche vom Typ 1)
BDF II	Boden-Dauerbeobachtungsfläche (Basismessfläche vom Typ 2)
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen
BR	Bodenregion
bspw.	beispielsweise
BSS	Bereitstellungsstufe
BVOC	Biogene volatile organische Kohlenwasserstoffe
BW	Brauchwasser
BWSD	Bodenwasserspeicherdefizit
bzw.	beziehungsweise
°C	Grad Celsius
DIFGA	Differenzenganglinienverfahren zur Ermittlung von Wasserhaushaltskomponenten
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETP	potenzielle Evapotranspiration
ET <sub>r</sub>	reale Evapotranspiration
FDR-Sonde	Frequent Domain Reflectometry-Sonde (= Bodenfeuchtesensor)
FG	Flussgebiet
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FK	Feldkapazität
FMA	Februar-März-April
FZL	Flutungszentrale
ggf.	gegebenenfalls
GLO	Globalstrahlung
Gr	Lysimetergruppe
GW	Grundwasser
GWKZ	Gewässerkennzahl
GWM	Grundwassermessstelle
GWL	Großwetterlage
GWT	Großwettertyp
HQ	höchster Wert des Durchflusses in einer betrachteten Zeitspanne
HWS	Hochwasserschutz
IBR	Betriebsraum
IGHR	Gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kelvin

KHV	Koi-Herpesvirose
kWB	klimatische Wasserbilanz
LDR	Luftdruck
LDS	Landesdirektion Sachsen
LEAG	Lausitz Energie Kraftwerke AG/Lausitz Energie Bergbau AG
LF	Luftfeuchte
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
LTV	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
$\Delta M$	Massendifferenz
maxD	längste Unterschreitungsdauer eines Schwellenwertes $Q_s$
maxV	größtes Abflussdefizit zwischen der Abflussganglinie und einem Schwellenwert $Q_s$
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss
MIBRAG	Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft
MJJ	Mai-Juni-Juli
ML-Methode	Maximum-Likelihood-Methode
mm	Millimeter
mm/a	Millimeter pro Jahr
MNQ	Arithmetisches Mittel der niedrigsten Tagesmittelwerte der Durchflüsse gleichartiger Zeitabschnitte in einer (mehrjährigen) Zeitspanne
MQ	Arithmetisches Mittel der Durchflüsse in einer Zeitspanne
MSH	Mischungsschichthöhe
MSumD	arithmetisches Mittel der Summe aller Unterschreitungsdauern eines Schwellenwertes innerhalb eines Bezugszeitraumes
NDJ	November-Dezember-Januar
NDS	Niederschlag
nFK	nutzbare Feldkapazität
nFKmax	maximale beobachtete nutzbare Feldkapazität
nFKpot	potenzielle nutzbare Feldkapazität
nFKWe	pflanzenverfügbare Wassermenge im effektiven Wurzelraum
NHN	Normalhöhennull
NH4-N	Ammonium-Stickstoff
NMxQ	Niedrigstes arithmetisches Mittel von x aufeinanderfolgenden Tagesmittelwerten des Durchflusses innerhalb eines Zeitabschnittes
NM7Q	Niedrigstes arithmetisches Mittel von 7 aufeinanderfolgenden Tagesmittelwerten des Durchflusses innerhalb eines Zeitabschnittes
NM15Q	Niedrigstes arithmetisches Mittel von 15 aufeinanderfolgenden Tagesmittelwerten des Durchflusses innerhalb eines Zeitabschnittes
NM30Q	Niedrigstes arithmetisches Mittel von 30 aufeinanderfolgenden Tagesmittelwerten des Durchflusses innerhalb eines Zeitabschnittes
NN	Normalnull (Bezug zum anlagenspezifischen örtlichen Werksnetz LTV)
NNM7Q	niedrigstes jemals registriertes arithmetisches Mittel des Durchflusses von 7 aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb eines Zeitabschnittes
NNQ	Niedrigster bekannter Wert des Durchflusses
NQ	Niedrigster Tagesmittelwert der Durchflüsse in einer Zeitspanne
NWA	Niedrigwasseraufhöhung
O <sub>2</sub>	Sauerstoff

OBF	Oberflächenwassermessstelle
OGeWV	Oberflächengewässerverordnung
OGHT	Oberer Großhartmannsdorfer Teich
o-Phosphat-P	ortho-Phosphat-Phosphor
P	Niederschlag (Precipitation)
PDP	Partial Dependence Plot
PH	Pedohydrotop
Pkorr	korrigierter bodengleicher Niederschlag
PM	Particulate Matter (Feinstaub)
PM10	Particulate Matter (Feinstaub) kleiner als 10 µm
PODy	Phytotoxische Ozondosis über einem Schwellenwert y
PODySPEC	Artenspezifische PODy
PWP	permanenter Welkepunkt
Q	Durchfluss
Qmin	Mindestwasserabgabe bzw. Mindestabgabe an das Wildbett
RADOLAN	Radar-Online-Aneichung
RFE	relative Feuchte
RG1	schnelle Grundwasser-Abflusskomponente
RG2	langsame Grundwasser-Abflusskomponente (Basisabfluss)
RWA	Revierwasserlaufanstalt
RWE	Rohwasserentnahmehorizont
SächsWG	Sächsisches Wassergesetz
SB	Speicherbecken
SD	Sonnenscheindauer
SDL	Summendifferenzenlinie
SGI	standardisierter Grundwasserindex
SHAP	SHapley Additive exPlanations
SMEKUL	Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft
SPR	gelöster reaktiver Phosphor - Soluble Reactive Phosphorus
SumD	Summe aller Unterschreitungsauern eines Schwellenwertes Qs
SumV	Summe aller Abflussdefizite zwischen der Abflussganglinie und einem Schwellenwert Qs
SVC	Frühjahrsvirämie - spring viremia of carp
S <sub>w</sub>	Sickerwasser
SWAE	Schneewasseräquivalent
T	Temperatur
t	Zeit
TMP	Temperatur
Tn	Wiederkehrintervall (mittlere Zeitspanne), in der ein Ereignis einen Wert entweder einmal erreicht oder überschreitet bzw. einmal erreicht oder unterschreitet
TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
TS	Talsperre
TVZ	Trajektorienverweilzeit
TW	Trinkwasser
u. a.	unter anderem
u. U.	unter Umständen
UBA	Umweltbundesamt

UNECE- CLRTAP	United Nations Economic Commission for Europe - Convention on Long-Range Trans- boundary Air Pollution
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
VR	vertikales Verlagerungsrisiko
vs.	versus
VTA	Versuchsteichanlage
WDD	Wasserdampfdruckdefizit
We	effektive Wurzeltiefe/effektiver Wurzelraum
WHJ	Wasserhaushaltsjahr
WIG	Windgeschwindigkeit
WIR	Windrichtung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSS	Wasserspeichersystem
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
ZF	Zirkulationsform
ZS	Stauziel
ZV	Vollstau
z. B.	zum Beispiel
z. T.	zum Teil

## Vorwort

In Sachsen stellten sich bereits nach dem schweren Hochwasser im Juni 2013 atmosphärische Bedingungen ein, die dem Aufbau einer langanhaltenden Dürre zuträglich waren. Insbesondere ab 2018 waren die Jahre zum Teil durch extrem geringe Niederschläge, sehr hohe Temperaturen und überdurchschnittlich viel Sonnenschein geprägt, was sich auf das Bodenwasser, Grundwasser, die Wasserstände und Wasserqualität in den Seen und Flüssen auswirkte. Unmittelbare Folgen der meteorologischen und hydrologischen Dürre waren vor allem in den Jahren 2018 bis 2020 in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, aber auch in der Wasserversorgung und in der Luftqualität zu spüren. Dabei häuften sich Meldungen in den Medien über Ernteverluste in der Landwirtschaft, über Futtermangel bei Nutztieren, zu Waldbränden, Schäden durch Borkenkäfer, Fischsterben und Einschränkungen in der Schifffahrt.

Angesichts dieser über mehrere Jahre anhaltenden Dürresituation hat das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), verantwortlich für die Beratung, angewandte Forschung, Förderung, Überwachung, Berichterstattung und Dokumentation, die Herausforderung übernommen, die Jahre 2014 bis 2020 interdisziplinär zu untersuchen und zu bewerten. Durch die sehr gute meteorologische und hydrologische Datenlage war es außerdem möglich, historische Vergleiche zu den Dürrejahren im 20. Jahrhundert zu ziehen.

Hervorzuheben ist, dass das LfULG durch umfangreiche Beiträge der Landestalsperrerverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) und der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) unterstützt, sowie Auswertungen des Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS) berücksichtigt wurden. Dank der Kooperation aller Beteiligten war es möglich, diese umfassende Ereignisanalyse zu erarbeiten.

Die Frequenz und Schwere der Dürre in den vergangenen Jahren, deren Auswirkungen auch nach 2020 im Boden, Grundwasser, Wasserhaushalt und in den Gewässern noch deutlich spürbar sind, verdeutlichen den bereits stattfindenden Klimawandel. Die schwerwiegenden Folgen der Dürre insbesondere in den Jahren 2018 und 2019 haben gezeigt, wie verwundbar die untersuchten Systeme und angewandten Bereiche in Sachsen sein können. Die vorliegende Auswertung sollte deshalb Grundlage sein, sich gegenüber zukünftigen Dürre- und Niedrigwasserereignissen durch Entwicklung und Optimierung geeigneter und wirksamer Anpassungsmaßnahmen resilienter aufzustellen.

# 1 Einführung

Mitteleuropa und damit auch Sachsen befindet sich mit seiner Lage in den gemäßigten Breiten im vieljährigen Mittel im Bereich humiden Klimas. Dieses ist dadurch gekennzeichnet, dass die Niederschlagsmenge  $P$  unter den gegebenen Strahlungsbedingungen und der Voraussetzung eines immer ausreichenden Wasservorrats sowie einer grasbedeckten Erdoberfläche über das Jahr verteilt die Menge verdunstenden Wassers (potenzielle Evapotranspiration  $ET_p$ ) übersteigt. Die Differenz zwischen beiden Größen wird als klimatische Wasserbilanz bezeichnet und ist hier in der Regel positiv. Der Variabilität des Klimas geschuldet treten jedoch in unregelmäßigen Abständen witterungsbedingt längere Phasen auf, in denen nur sehr wenige Niederschläge fallen oder gänzlich ausbleiben. Die klimatische Wasserbilanz kann dadurch für einzelne oder auch mehrere aufeinanderfolgende Jahre negativ werden. Von der potenziellen Evapotranspiration zu unterscheiden ist jedoch die reale Evapotranspiration  $ET_r$ , in der sich das vom Wasserangebot abhängige Transpirationsverhalten der gegebenen, sich räumlich aber unterscheidenden Vegetation widerspiegelt. Diese Verschiedenheiten sind Bestandteil im Wirkungsgeflecht des Systems „Boden-Pflanze-Atmosphäre“ mit seinen regionalen und lokalen Ausprägungen. In dieser Hinsicht ist Sachsen als sehr heterogen einzustufen. Es ist gekennzeichnet durch eine zonale Höhengliederung, die von Tieflandslagen im Norden bis zu hohen Mittelgebirgslagen im Süden reicht (Abbildung 1).

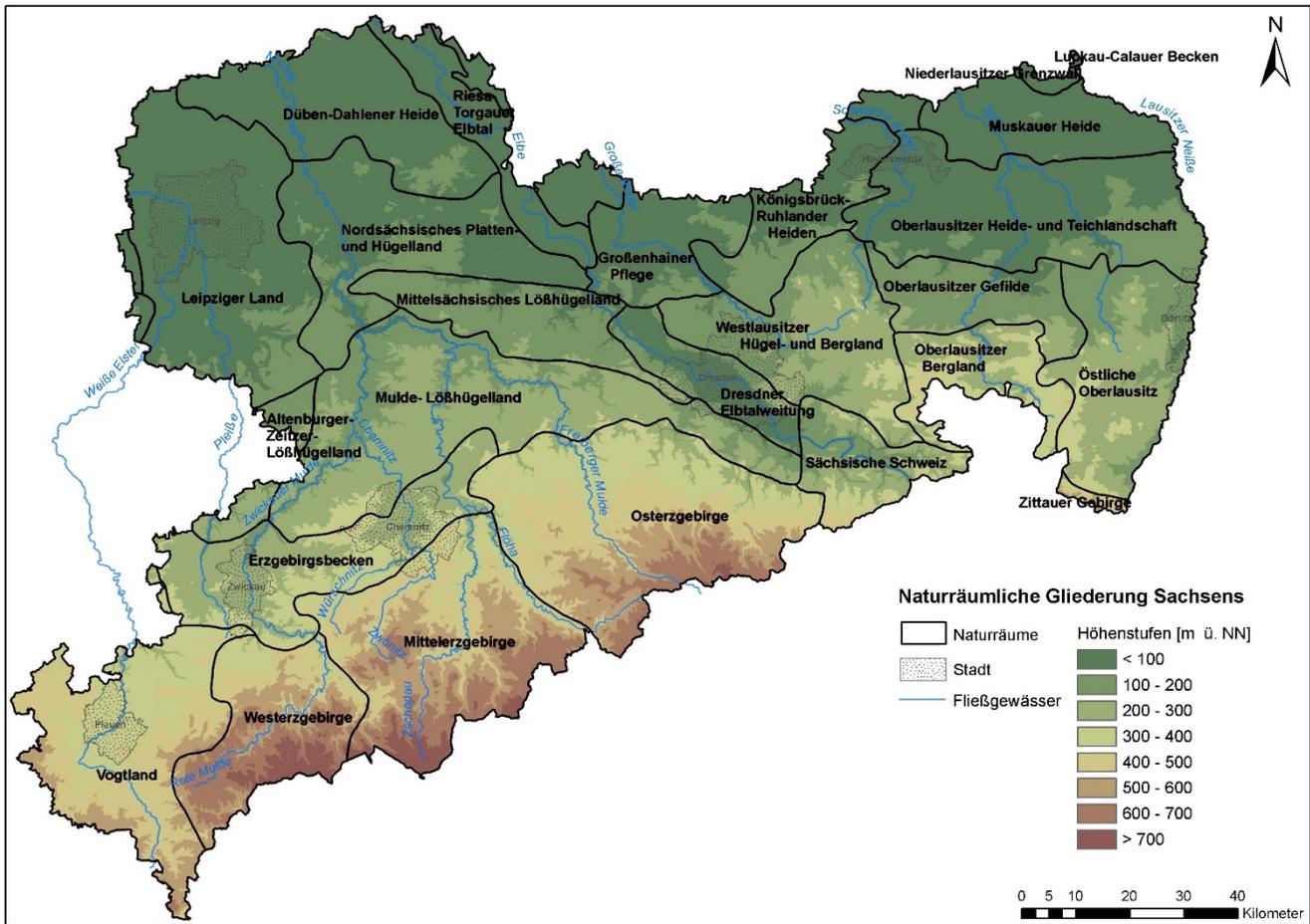


Abbildung 1: naturräumliche Gliederung Sachsens (Makrogeochoren) (Quelle: LfULG, nach MANNFELD & SYRBE 2008)

In West-Ost-Richtung ist mit zunehmender Entfernung vom Atlantischen Ozean eine Zunahme der klimatischen Kontinentalität zu verzeichnen. Die chorische Gliederung<sup>1</sup> stellt sich demzufolge und aufgrund eines stark differenzierten geologischen Untergrundes sehr kleinteilig dar. Eine markante Teilung Sachsens besteht durch den südost-nordwest-gerichteten Verlauf des Elbestroms. Die zum Teil stark verästelten Gewässernetze – in Westsachsen stärker als in Ostsachsen – folgen im Allgemeinen süd-nördlichen Richtungen. Damit unterscheidet sich das Abflussverhalten der aus den Berglagen kommenden Fließgewässer in den Hügel- und Tieflandgebieten von dem der dortigen Zuflüsse.

In der Folge von Trockenperioden reduzieren sich die Wasservorräte durch Ausschöpfung. Regional unterschiedlich entsteht Wassermangel bezüglich eines bestimmten Wasserbedarfs der Gesellschaft und der an feuchtere Verhältnisse angepassten Biosphäre, die dadurch Veränderungen erfährt. Dementsprechend existieren auf unterschiedliche Kompartimente bezogene Definitionen für Dürre im Sinne von extremer Trockenheit (BERNHOFER ET. AL. 2015), wobei für die jüngste und in dieser Arbeit betrachtete Trockenperiode 2014 bis 2020 ein relativer Bezug zu einem mittleren Langzeitverhalten des Niederschlags bzw. der klimatischen Wasserbilanz, in der Regel zur Klimareferenzperiode 1961-1990 oder zur Zeitspanne 1991/2020, hergestellt wird. Zu den nutzbaren Wasservorräten gehören die Bodenfeuchtigkeit, das Grundwasser, die Schneedecke, der Abfluss und künstliche Wasserspeicher, wie z. B. Talsperren. Die Zeitspanne zwischen dem Auftreten des Niederschlagsereignisses und der Ankunft des Wassers in jedem dieser nutzbaren Speicher variiert sehr stark. Die Zeitdauer, über die sich Niederschlagsdefizite akkumulieren, ist sehr bedeutend und kann für eine funktionelle Untergliederung in verschiedene Dürreotypen wie meteorologische, land- und forstwirtschaftliche, hydrologische und zusätzlich Grundwasser-Dürre sowie sozioökonomische Dürre genutzt werden.

Für die meteorologische Dürre sind die im Vergleich zu den als normal unterstellten Vergleichswerten als defizitär eingestuften gemessenen Niederschlagshöhen und die abgeleiteten überproportionalen Evapotranspirationsraten ausschlaggebend. Ihre zeitliche Abgrenzung muss regionspezifisch unter Beachtung der räumlich variablen atmosphärischen Bedingungen, aus denen Niederschlagsdefizite resultieren, erfolgen.

Die Ausschöpfung des Bodenwassers hat unmittelbare Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum, woraus land- und forstwirtschaftliche Dürren resultieren können. Der Wasserbedarf einer Pflanze hängt von den vorangegangenen Wetterbedingungen, den biologischen Charakteristika der spezifischen Pflanze, ihrem Wachstumsstadium und den physikalischen und biologischen Eigenschaften des Bodens ab. Ausschlaggebend für einen eventuellen monetären Schaden sind die variablen Empfindlichkeiten der Nutzpflanzen von der Keimung bis zur Reife. Mangelnde Oberbodenfeuchtigkeit in der Anpflanzung kann die Keimung behindern mit der Folge eines geringen Pflanzenbestands pro Hektar und einer Reduktion des Ernteertrages. Reicht die Oberbodenfeuchtigkeit für das frühe Wachstum aus, besteht die Möglichkeit, dass Defizite in der Unterbodenfeuchtigkeit zu diesem frühen Stadium den letztendlichen Ertrag unter der Voraussetzung nicht beeinflussen, dass während der fortschreitenden Wachstumsperiode die Unterbodenfeuchtigkeit aufgefüllt wird oder der Regen den Bedürfnissen der Pflanzen entspricht.

---

<sup>1</sup> durch messbare Parameter der Geofaktoren Klima, Relief, Wasserhaushalt, Boden, geologischer Bau und Biosphäre charakterisierte Einheit des geographischen Raumes im mittleren Maßstabsbereich

Durch den Wasserkreislauf sind Zeitabschnitte mit geringem Niederschlag, geringen Abflüssen und geringen Boden- und Grundwasservorräten in einer Ursache-Wirkung-Beziehung miteinander verknüpft. Dementsprechend verringern sich bei meteorologischer Dürre die Wasserstände in Fließ- und Standgewässern sowie im Grundwasser, und Feuchtgebiete verlieren an Ausdehnung. Eine hydrologische Dürre liegt dann vor, wenn die Wasserreserven in Wasserspeichern oder die Durchflüsse von Fließgewässern unter einen festgelegten Schwellenwert fallen. Dabei ist es in den mittleren Breiten auch entscheidend, in welcher Jahreszeit das Defizit auftritt. Grundsätzlich kann zwischen Sommer- und Winterdürre unterschieden werden, die auf verschiedene Ursachen zurückgehen. Im Sommer führen im Allgemeinen geringere Niederschlagsmengen zu niedrigeren Durchflüssen, während im Winter die Niederschläge als Schnee und Eis zurückgehalten werden und dadurch nicht direkt zum Abflussgeschehen beitragen können. Zu beachten ist, dass die meteorologische weit vor der hydrologischen Dürre liegen kann, da die natürlichen Niedrigwasserdurchflüsse aus dem Grundwasser gespeist werden.

Fortbestehende Niederschlagsdefizite führen zu einem weiteren Absinken des Grundwasserspiegels, da durch fehlende Versickerung keine Grundwasserneubildung, eine natürliche Drainung zu den oberirdischen Fließgewässern hin und Entnahmen für die Wasserversorgung stattfinden. Erreicht der Grundwasserstand einen kritischen Stand, wird von Grundwasser-Dürre gesprochen. Sie ist verbunden mit negativen umweltrelevanten oder sozio-ökonomischen Folgen wie das Versiegen von Quellen oder verringerter Durchflüsse in Zeiten ausschließlicher Speisung der Fließgewässer aus dem Grundwasser.

Als sozio-ökonomische Dürre werden schließlich die Folgen für Menschen und Tiere bezeichnet, wenn die dementsprechenden Bedürfnisse einer Versorgung mit Wasser nicht mehr vollständig gedeckt werden können. Sie tritt auf, wenn der Bedarf an einem ökonomischen Gut das Angebot aufgrund einer wetterbedingten Knappheit im Wasserangebot übersteigt.

## 2 Meteorologische Situation

### 2.1 Klimatologische Auswertung und Einordnung

Entsprechend der hydrologischen Perspektive dieses Berichts und in Anlehnung an das DWA-Merkblatt 541 fokussieren die klimatologischen Auswertungen im Folgenden auf das Wasserhaushaltsjahr (WHJ, 01.04.- 31.03. des Folgejahres). Als Vergleichsperiode wurde der Zeitraum 1991 bis 2020 festgesetzt und der Zeitraum vom 01.04.2014 bis 31.03.2021 untersucht.

Im Gegensatz zur Möglichkeit der genauen Bestimmung der Einzelgrößen des Wasserhaushaltes an einem bestimmten Punkt, beispielsweise mittels Lysimeter (vgl. Kapitel 5.2.1.1 Beobachtung des Wasserhaushaltes Lysimeterstation Brandis), erfordert eine großräumige Betrachtung folgende Annäherung. Die Zielgrößen der klimatologischen Betrachtung des Wasserhaushaltes sind (a) der Niederschlag (genauer: der korrigierte Niederschlag<sup>2</sup>) und (b) die Verdunstung (genauer: die Evapotranspiration<sup>3</sup>). Da die tatsächliche (reale) Evapotranspiration nur über Messungen und auch nur punkthaft ermittelt werden kann, bedarf es bei deren flächenhafter Analyse einer rechnerischen Abschätzung (i. e. Gras-Referenzverdunstung<sup>4</sup>). Die Differenz aus Niederschlag und Gras-Referenzverdunstung gilt als das sogenannte atmosphärische bzw. potenzielle Wasserdargebot (i. e. klimatische Wasserbilanz). Die klimatische Wasserbilanz ist eine wichtige wasserhaushaltliche Einflussgröße, da sie auf langen Zeitskalen mit der Grundwasserneubildung harmoniert. Als weiterer Einflussfaktor bezüglich der jahreszeitlichen Verteilung der Durchflüsse in Fließgewässern gilt die Schneerücklage. Die im Frühling stattfindende Schneeschmelze kann, insbesondere in einer Niedrigwassersituation, den Rückgang der Durchflüsse verzögern bzw. zeitweise kompensieren. Bleibt die Schneeschmelze aus, sinkt die Wasserführung der Fließgewässer früher. Den Ausführungen folgend fokussieren die folgenden Kapitel auf die Auswertung der klimatischen Wasserbilanz und deren Einflussgrößen, sowie auf die Schneerücklage bzw. die Schneewasservorräte in den sächsischen Flussgebieten. Im Anschluss erfolgt eine Einordnung der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse historischer Niedrigwasserperioden mit dem aktuellen Betrachtungszeitraum.

#### 2.1.1 Die klimatische Wasserbilanz und ihre Einflussgrößen

Der Freistaat Sachsen liegt klimatisch in der Übergangszone zwischen maritimem westeuropäischen und kontinentalem osteuropäischen Klima. In der Klimareferenzperiode 1961-1990 betrug, jeweils im Flächenmittel, die Jahresmitteltemperatur 8,2°C und die Jahresniederschlagssumme 780 mm. Auf Grundlage der Jahressumme der potenziellen Verdunstung (i. e. Gras-Referenzverdunstung) von 598 mm ergab sich in der Klimareferenzperiode ein potenzielles Wasserdargebot (i. e. klimatische Wasserbilanz) von 155 mm. Die direkte Berechnung der klimatischen Wasserbilanz aus den genannten Flächenmitteln führt, aufgrund der räumlichen Mittelung, zu Abweichungen.

Die dem Bericht zugrundeliegende Vergleichsperiode 1991-2020 ist gegenüber der Klimareferenzperiode 1961-1990 um 1 K wärmer und um +33 mm niederschlagsreicher. Aufgrund der um 48 mm gestiegenen potenziellen Verdunstung sank die klimatische Wasserbilanz um 14 mm. Die letzte Dekade 2011-2020 war mit 1,6 K wärmer und mit -6 mm niederschlagsärmer als die Klimareferenzperiode 1961-1990. Durch

---

<sup>2</sup> Korrektur des windbedingten Messfehlers von Niederschlagsmessungen (RICHTER 1995)

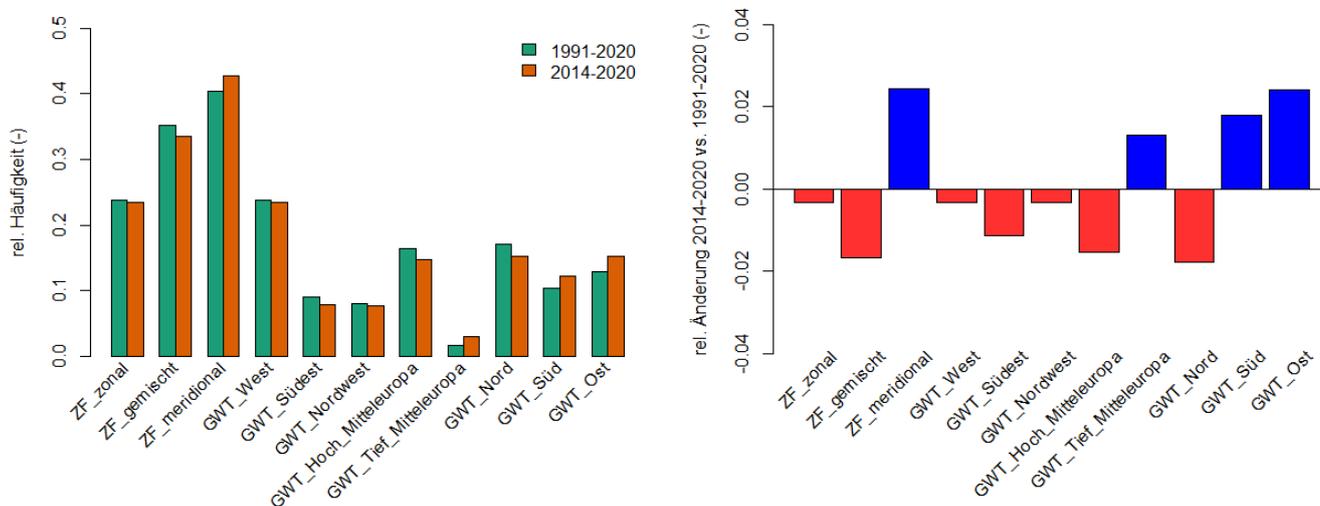
<sup>3</sup> Gesamtverdunstung von einer natürlich bewachsenen Bodenoberfläche

<sup>4</sup> rechnerische Verdunstung, die mit Hilfe der FAO-Penman-Monteith-Formel für eine stetig feuchte mit 12 cm hohem Gras bewachsene Fläche ermittelt wird (ALLEN ET AL. 1998)

den, unter anderem, temperaturbedingten Anstieg der potenziellen Verdunstung um +64 mm reduzierte sich das potenzielle Wasserdargebot mit -74 mm um nahezu die Hälfte.

Primäre Ursache für die über mehrere Monate hinweg anhaltenden Trockenphasen in den Jahren 2014 bis 2020 war das vermehrte Auftreten langanhaltender Hochdruckwetterlagen, wobei Mitteleuropa oft auch nur am Rand derartiger Wetterlagen lag, so dass die über Mitteleuropa gezogenen Tiefdruckausläufer und ihre Frontensysteme oft vergleichsweise niederschlagsarm waren (BFG 2021). Eine genauere Betrachtung kann auf Grundlage der Witterungskonstellation anhand der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY (1952) erfolgen. Mit Blick auf die Zirkulationsform (ZF) sind deutliche Rückgänge der gemischten Zirkulationsform zugunsten der meridionalen Zirkulationsform in Bezug zum Vergleichszeitraum 1991 bis 2020 zu verzeichnen (vgl. Abbildung 2 rechts). Charakteristisch für die meridionale Zirkulationsform sind stationäre, blockierende Hochdruckgebiete zwischen 50 und 65 Grad nördlicher Breite. Mit der Zunahme der meridionalen Zirkulationsform einhergehend, nahmen die ihr zugehörigen Großwettertypen (GWT) „Ost“ und „Süd“ bezogen auf den Vergleichszeitraum 1991 bis 2020 relativ am deutlichsten zu (vgl. Abbildung 2 rechts). Die genannten Großwettertypen sind für den Transport kontinentaler (trockener) Luftmassen (GWT „Ost“), sowie subtropischer Warmluft aus Süden (GWT „Süd“) nach Mitteleuropa verantwortlich und sorgen im Sommer in der Regel für heißes und trockenes Wetter.

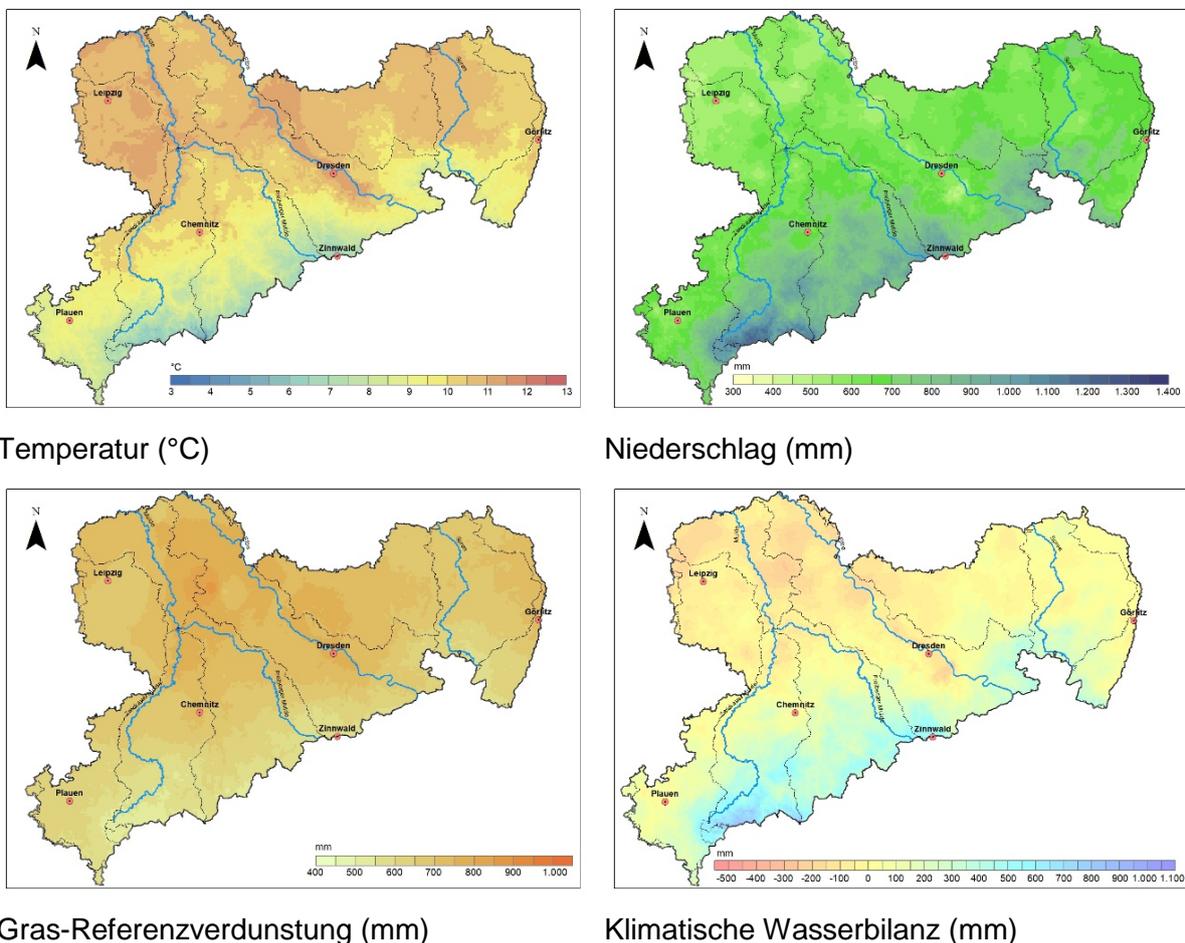
Eine Besonderheit in Abbildung 2 (rechts) stellt der Großwettertyp „Tief Mitteleuropa“ (Zirkulationsform „gemischt“) dar. Dieser Großwettertyp nimmt im Zeitraum 2014 bis 2020 ebenfalls relativ zu, belegt jedoch in der Häufigkeitsverteilung der Großwettertypen den letzten Platz (Abbildung 2, links). Mit dem „Tief Mitteleuropa“ sind insbesondere überdurchschnittliche Niederschlagsmengen mit Unwettercharakter verbunden, die aufgrund der hohen Niederschlagsintensitäten bodenwasserhaushaltlich nicht ins Gewicht fallen.



**Abbildung 2: Häufigkeitsbetrachtung der Zirkulationsformen (ZF) und Großwettertypen (GWT) nach Hess und Brezowsky für das Gebiet Europas. Links: Relativer Anteil der ZF/GWT am Bezugszeitraum, rechts: Relative Abweichung 2014-2020 vs. 1991-2020. Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst**

Neben der Häufigkeitsbetrachtung von Großwetterlagen wurde auch deren Andauer in den Blick genommen. Die Verteilung der Andauer der Zirkulationsform „meridional“ zeigt, dass deren Persistenz im Zeitraum 2014 bis 2020 im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 zugenommen hat und sich diese Zirkulationsform damit über größere Zeiträume einstellt. Dieser Befund zeigt sich in A 2.1.1 (oben rechts) anhand der größten relativen Änderungen in der größten Andauer-Klasse. Die Persistenz des Großwettertyps „Ost“ nahm im betrachteten Zeitraum ebenfalls zu (A 2.1.1, Mitte rechts), die Persistenz des Großwettertyps „Süd“ jedoch ab (A 2.1.1, unten rechts). Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die für tendenziell wärmere und vor allem trockenere Witterung verantwortlichen Zirkulationsformen und Großwettertypen im Zeitraum 2014 bis 2020 häufiger und über einen längeren Zeitraum im Vergleich zur Bezugsperiode 1991 bis 2020 eingestellt haben.

Die Auswirkungen der Veränderung in Häufigkeit und Andauer von Großwetterlagen auf wasserhaushaltlich relevante meteorologische Größen ist Gegenstand der folgenden Auswertungen. Die Datengrundlage bildet der Sächsische Klimareferenzdatensatz (LFULG 2022), der aufgrund seiner raum-zeitlichen Auflösung flächenhaft differenzierte Analysen erlaubt.



**Abbildung 3: Räumliche Verteilung für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Mittelungszeitraum 2014-2020, bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz**

Abbildung 3 zeigt die über den Zeitraum 2014 bis 2020 gemittelte räumliche Verteilung der Temperatur, des korrigierten Niederschlags, der berechneten Gras-Referenzverdunstung und des potenziellen Wasserdargebots (i. e. klimatische Wasserbilanz<sup>5</sup>). Diese Periode ist im Mittel über den Freistaat Sachsen mit 0,78 K als wärmer und mit -8 % als niederschlagärmer in Bezug zum Vergleichszeitraum 1991 bis 2020 einzuordnen (vgl. Tabelle 1). Die temperatur- und strahlungsbedingte Zunahme der Gras-Referenzverdunstung um 4 % ließ, in Verbindung mit dem genannten Niederschlagsdefizit, das potenzielle Wasserdargebot im Mittel über den Freistaat Sachsen um -94 mm in Bezug zum Vergleichszeitraum auf +80 mm sinken. Dabei fällt in Abbildung 3 (rechts unten) auf, dass der Ist-Wert der klimatischen Wasserbilanz in weiten Teilen Sachsens (40 % der Landesfläche) im Mittelungszeitraum 2014 bis 2020 negativ ist. Dies liegt im Verdunstungsansatz begründet, der die Verdunstung bei uneingeschränkter Wasserverfügbarkeit auf einer standardisierten Fläche angibt. Die tatsächliche Verdunstung ist jedoch aufgrund eingeschränkter Wasserverfügbarkeit und variierender Flächeneigenschaften (u. a. Landbedeckung und Bodeneigenschaften) geringer.

**Tabelle 1: Flächenmittel für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Mittelungszeitraum 2014-2020 und deren Abweichungen vs. 1991-2020, Wasserhaushaltsjahr, Hinweis: scheinbare Inkonsistenzen in den Zahlenangaben beruhen auf Rundungsungenauigkeiten.**

**Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz**

Gebiet	Temperatur		Niederschlag		Gras-Referenzverdunstung		Klimatische Wasserbilanz	
	IST (°C)	ABW (K)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (mm)
Sachsen	10,0	0,78	685	-8	682	4	80	-94
Elbe	10,1	0,76	668	-7	716	5	28	-93
Freiberger Mulde	9,1	0,72	786	-10	659	6	217	-129
Zwickauer Mulde	9,3	0,76	787	-9	643	5	234	-113
Vereinigte Mulde	10,9	0,72	559	-9	743	5	-123	-96
Lausitzer Neiße	9,9	0,75	669	-6	654	3	92	-62
Spree	10,4	0,78	670	-6	678	3	68	-64
Schwarze Elster	10,7	0,81	640	-7	722	4	-10	-85
Weißer Elster	10,0	0,83	635	-8	654	3	50	-86

<sup>5</sup> korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung

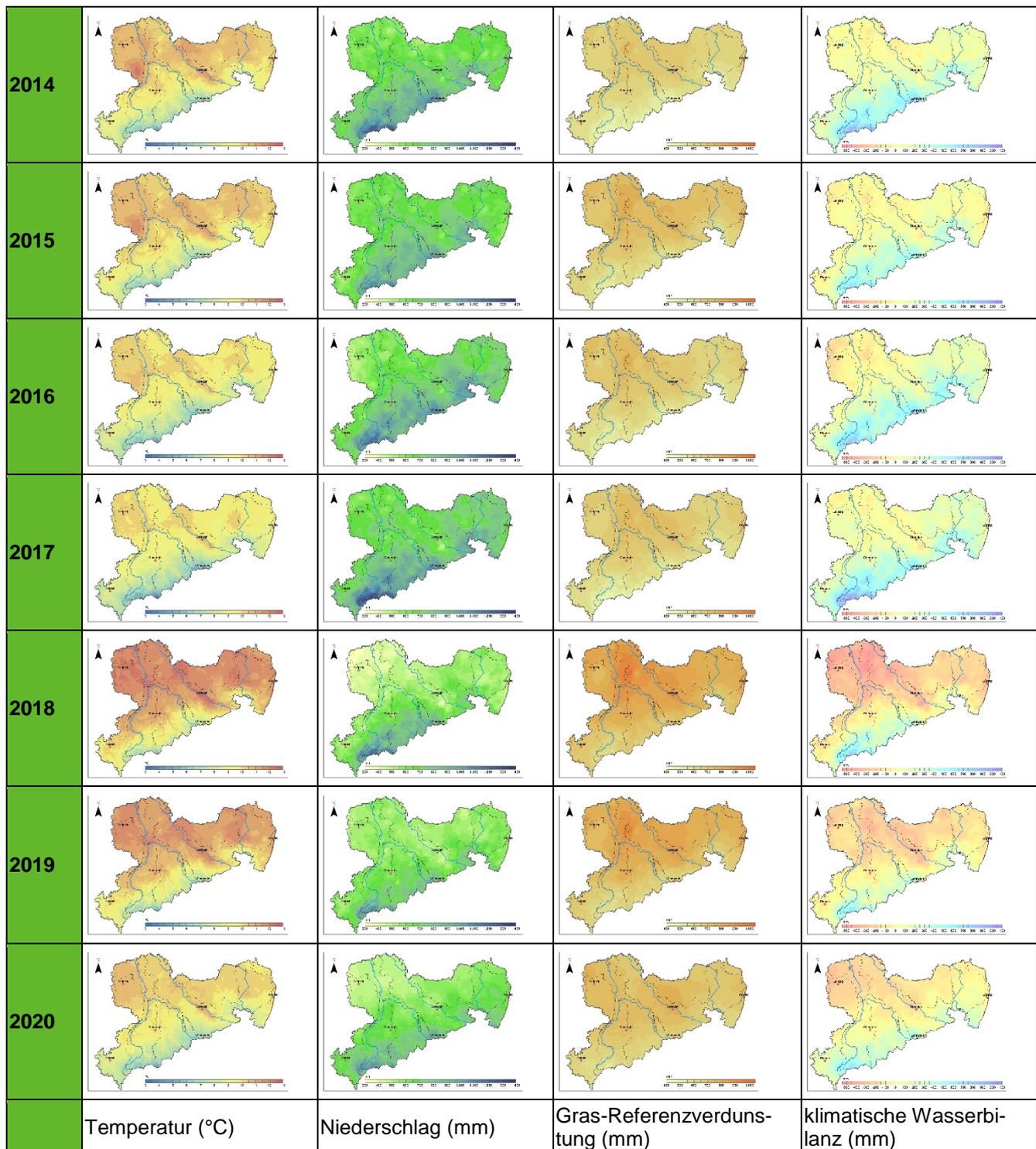
Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der meteorologischen Parameter, so ist insbesondere auf die klimatische Wasserbilanz – als relevante wasserhaushaltliche Größe – zu fokussieren. Die klimatische Wasserbilanz weist in den sächsischen Flussgebieten seit 2014, bedingt durch unterdurchschnittliche Niederschläge und/oder überdurchschnittliche Verdunstung, immer wieder negative Abweichungen gegenüber dem Vergleichszeitraum 1991 bis 2020 auf (Abbildung 4, A 2.2). Beginnend mit dem Jahr 2018 haben sich, aufgrund des Zusammenspiels aus Niederschlagsdefizit und überdurchschnittlicher Verdunstung, in den meisten Flussgebieten stark negative Werte der klimatischen Wasserbilanz im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 eingestellt. Das jährliche Defizit im potenziellen Wasserdargebot in den Jahren 2018 bis 2020 ist mit bis zu zwei Dritteln des durchschnittlichen Jahresniederschlags gleichzusetzen (Tabelle 2).

**Tabelle 2: Prozentualer Anteil der Abweichung der klimatischen Wasserbilanz am mittleren korrigierten Jahresniederschlag (1991-2020) der sächsischen Flussgebiete**

Gebiet	Anteil der Abweichung der klimatischen Wasserbilanz* am mittleren Jahresniederschlag** (%)						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Sachsen	2	-7	1	5	-39	-32	-22
Elbe	4	-2	6	2	-45	-34	-23
Freiberger Mulde	0	-10	-3	-4	-30	-34	-27
Zwickauer Mulde	0	-12	-3	2	-30	-31	-22
Vereinigte Mulde	8	1	-7	9	-61	-29	-30
Lausitzer Neiße	2	-10	8	11	-41	-27	-8
Spree	3	-9	8	14	-41	-30	-15
Schwarze Elster	-1	-2	9	7	-41	-37	-23
Weißer Elster	5	-10	-8	10	-41	-27	-19

\* Vergleichszeitraum 1991-2020, \*\* korrigierter Niederschlag 1991-2020

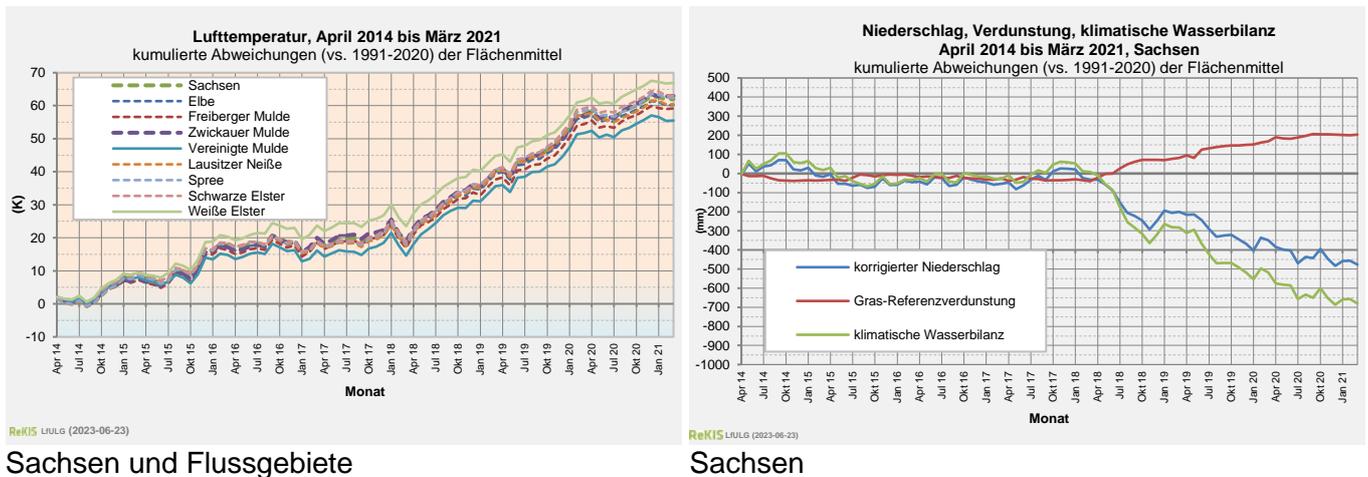
Im Wasserhaushaltsjahr 2020 weist die klimatische Wasserbilanz der meisten Flussgebiete – bis auf Vereinigte Mulde, Elbe und Schwarze Elster – erneut im Mittel schwach positive, jedoch immer noch stark unterdurchschnittliche, Werte auf. In den Flussgebieten Zwickauer und Freiberger Mulde hingegen ist das potenzielle Wasserdargebot im gesamten Zeitraum 2014 bis 2020 im Jahresmittel nie in den negativen Bereich gefallen (vgl. A 2.2).



**Abbildung 4: Verteilung für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum 2014 bis 2020, bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz**

Neben der Betrachtung von Einzeljahren lässt sich das über den Betrachtungszeitraum aufgebaute Gesamtdefizit im potenziellen Wasserdargebot, sowie dessen Einflussgrößen, mittels kumulativer Darstellung zeigen. Abbildung 5 und A 2.3 stellen die über den Zeitraum 2014 bis 2020 kumulierten Abweichungen in den wasserhaushaltlich relevanten meteorologischen Größen im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 dar.

Das zunehmend wärmere thermische Milieu ist durch den Anstieg der kumulierten Temperaturabweichungen in Sachsen und in den Flussgebieten im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 deutlich sichtbar (Abbildung 5, links). Der mit Herbst 2014 einsetzende Erwärmungstrend weist, nach einem kurzzeitigen Rückgang im Zeitraum Januar bis März 2018, ab Frühjahr 2018 einen deutlich steileren Anstieg auf.



**Abbildung 5: Monatlich kumulierte Abweichungen für Temperatur (links), korrigierten Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) (rechts) im Zeitraum April 2014 bis März 2021 (Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020) in Sachsen. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz**

Dieser steilere Anstieg in der zeitlichen Entwicklung der kumulierten Temperaturabweichungen ab April 2018 zeigt sich ebenfalls in der Kurve der kumulierten Verdunstung in Abbildung 5 (rechts). Die seit April 2014 weitestgehend normalen, teilweise leicht unterdurchschnittlichen, Verdunstungswerte (kumulierte Verdunstungsabweichung im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 von annähernd Null) nahmen, mit der Temperaturentwicklung ab April 2018 einhergehend, deutlich zu. In Folge dessen steigt die Kurve der kumulierten Abweichungen der Verdunstung kontinuierlich an und befindet sich seit Juli 2018 dauerhaft im positiven und damit im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 überdurchschnittlichen Bereich.

Bis April 2018 ist der Verlauf der kumulierten Abweichung der klimatischen Wasserbilanz (Abbildung 5 rechts) noch maßgeblich durch die Entwicklung des Niederschlags (kumulierte Abweichung der klimatischen Wasserbilanz verläuft nahezu parallel zur kumulierten Niederschlagsabweichung) beeinflusst. Aufgrund unterdurchschnittlicher Niederschläge seit Oktober 2014, fällt die Kurve der kumulierten Abweichung der klimatischen Wasserbilanz ab Frühsommer 2015 in den negativen Bereich und verlässt diesen im Frühjahr 2018 nur kurzzeitig. Ab April 2018 sinkt die Kurve der kumulierten Abweichung der klimatischen Wasserbilanz erneut in den negativen Bereich. Diesmal weichen die kumulierten Abweichungen der klimatischen Wasserbilanz, aufgrund der nahezu konstant überdurchschnittlichen Verdunstung, stärker von denen der kumulierten Niederschlagsabweichungen ab.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der Zeitraum 2014 bis 2020 durch ein in der Regel unterdurchschnittliches potenzielles Wasserdargebot zu charakterisieren ist. Während sich vor dem Jahr 2018 über- sowie unterdurchschnittliche Episoden die Waage hielten, baute sich ab dem Jahr 2018 durch mehrere direkt aufeinanderfolgende Jahre unterdurchschnittlicher klimatischer Wasserbilanz ein beträchtliches Defizit derselben auf (kumulatives Defizit im Zeitraum 2014-2020 von -680 mm). Die Ursache liegt hauptsächlich im unterdurchschnittlichen Niederschlagsdargebot (kumulatives Defizit im Zeitraum 2014-2020 von -477 mm) begründet, wurde jedoch in Folge überdurchschnittlicher Verdunstungsverluste ab 2018 verschärft (kumulativer Überschuss im Zeitraum 2014-2020 von +203 mm).

### 2.1.2 Schneewasservorräte

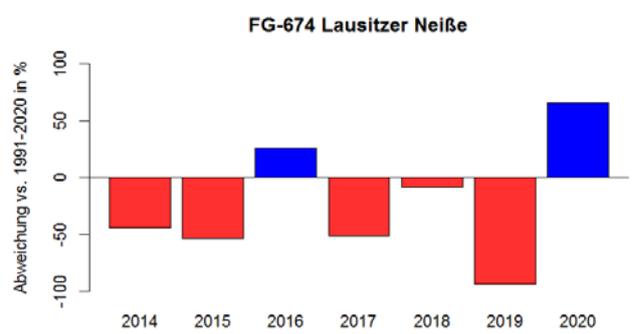
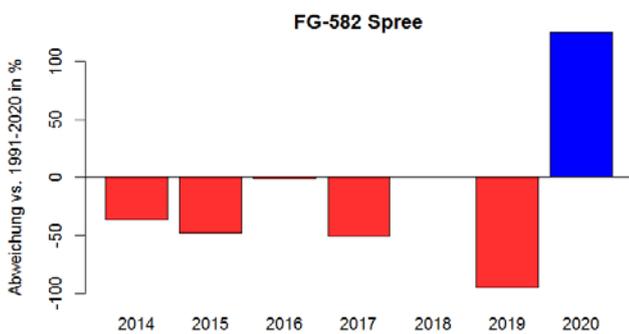
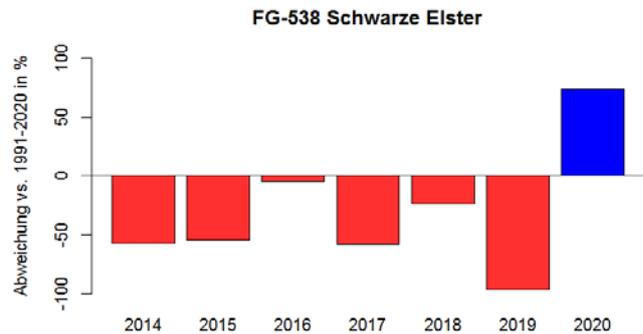
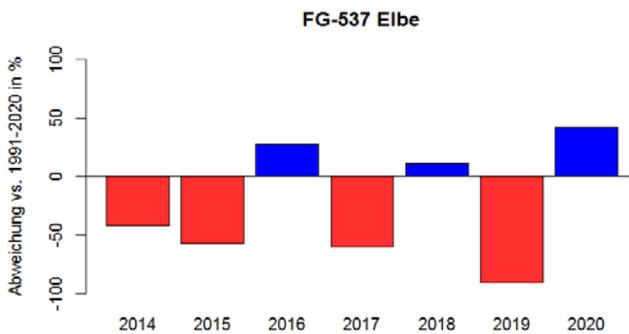
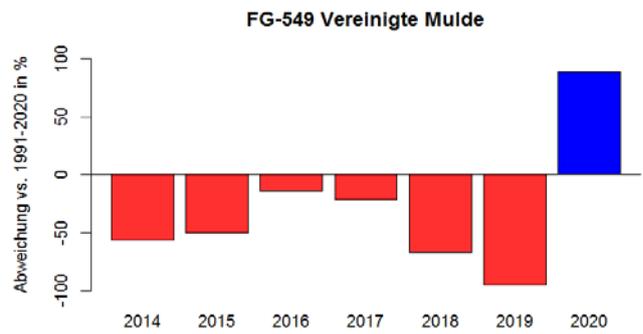
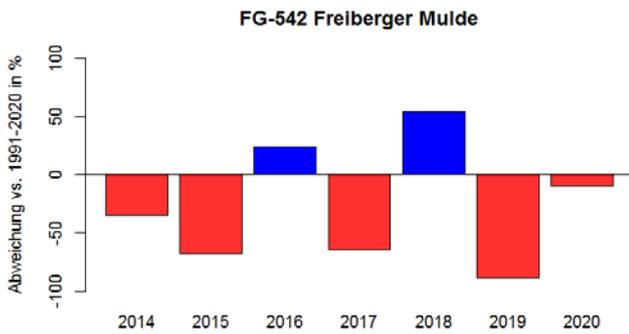
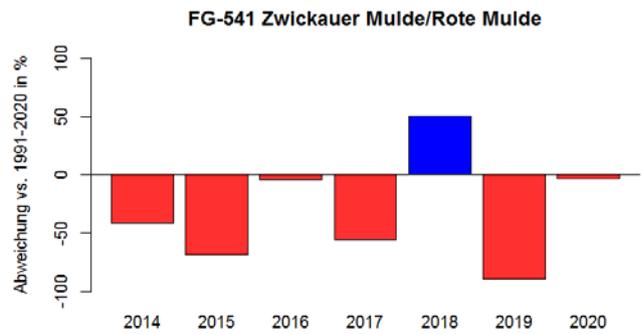
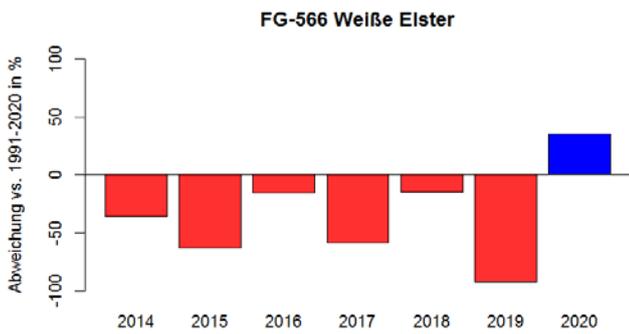
Flächenhafte Informationen zu den Schneewasservorräten in den sächsischen Flussgebieten sind, aufgrund nur punktuell vorliegender Messdaten, ausschließlich auf Grundlage einer Modellierung ableitbar. Für den Freistaat Sachsen wurde daher ein Schneedeckenmodell (STRASSER & MARKE 2010) aufgesetzt, das die Schneedecke bzw. das darin enthaltene Schneewasseräquivalent (SWAE) im Tageszeitschritt auf einem 100 m-Raster berechnet. Angetrieben wurde das Modell durch den Sächsischen Klimareferenzdatensatz (LFULG 2022). Die Simulationen schließen den Zeitraum 1.10.-30.4. der Wintersaisons 2014/15 bis einschließlich 2020/21 ein. Die in Abbildung 10 dargestellten Flussgebiete stellen die Raumeinheiten für die folgende Auswertung der Daten dar.

Für die Wintersaisons 2014/15 bis 2020/21 zeigt Abbildung 6 die prozentuale Abweichung der Schneemenge<sup>6</sup> in den Flussgebieten im Vergleich zum Mittel im Vergleichszeitraum 1991 bis 2020. Bis auf wenige Ausnahmen, wie die Winter 2016/17, 2018/19 und 2020/21, waren die betrachteten Wintersaisons durch unterdurchschnittliche Schneerücklagen gekennzeichnet.

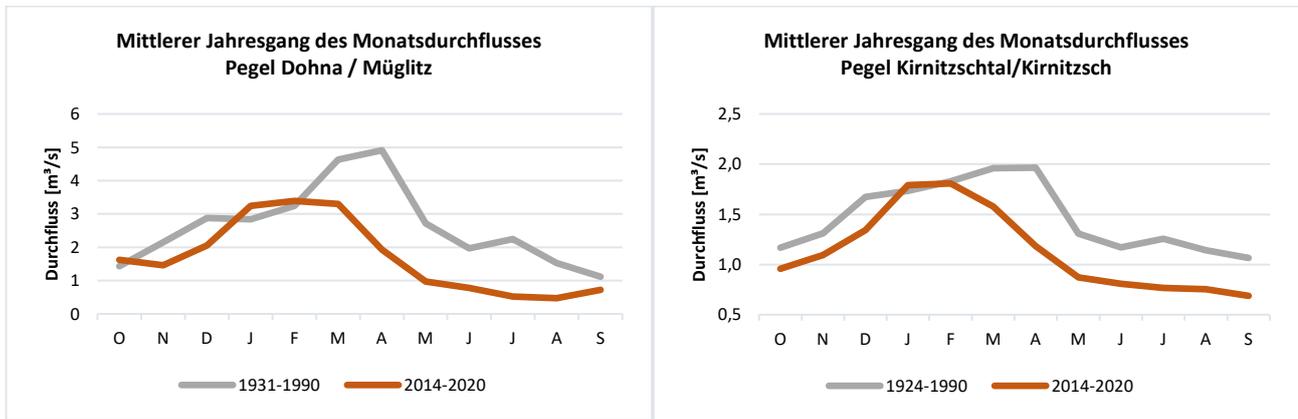
In der Zusammenschau mit der Entwicklung der Winterniederschläge und –temperaturen in Abbildung 5 zeigt sich, dass die Winter mit positiven Abweichungen der Schneemenge in der Regel durch unterdurchschnittliche Temperaturen und teilweise überdurchschnittliche Niederschläge im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 charakterisiert sind. Die Wintersaison 2019/20 hingegen weist über alle Flussgebiete hinweg die größte negative Abweichung des Schneewasservorrates im Vergleich zum Zeitraum 1991 bis 2020 auf. Dieser Winter zeichnet sich anhand der kumulierten Abweichungen der Temperatur und des Niederschlags (Abbildung 5) maßgeblich durch überdurchschnittliche Temperaturen und weniger durch unterdurchschnittlichen Niederschlag aus. Das zeigt sich auch in der Abflusssituation der Fließgewässer in den Monaten Januar bis März 2022 (Abbildung 7). An den Pegeln lagen die Durchflüsse deutlich unter den monatsüblichen Werten und zum Teil im Niedrigwasser (Kapitel 3 *Hydrologische Situation*).

---

<sup>6</sup> i. e. das über die Wintersaison (1.10.-30.4.) kumulierte Schneewasseräquivalent

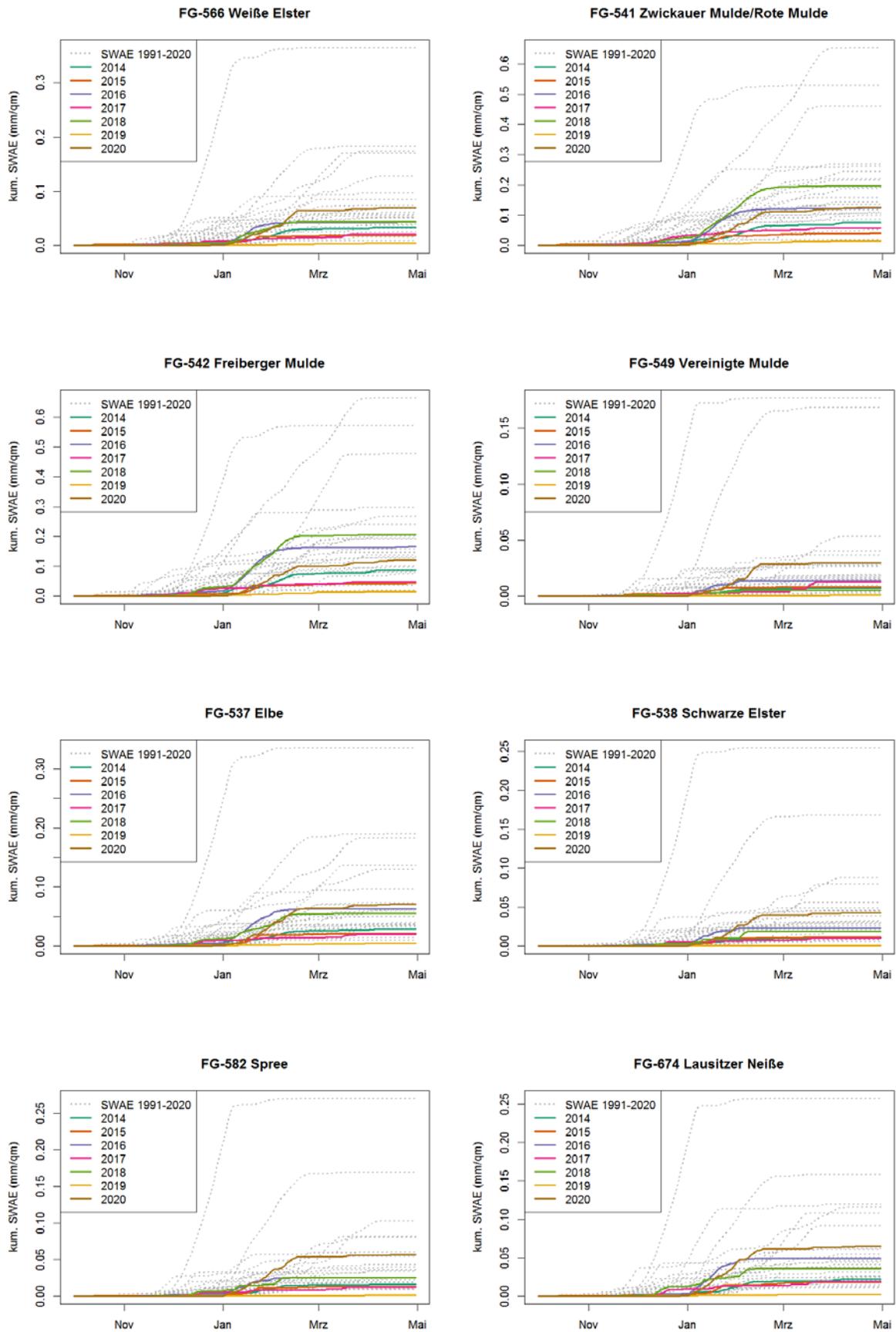


**Abbildung 6: Prozentuale Abweichung des Schneewasservorrates, als kumuliertes Schneewasseräquivalent über den Zeitraum 1.10.-30.4., vom Vergleichszeitraum 1991-2020. Negative Abweichungen resultieren aus einem unterdurchschnittlichen Schneewasservorrat und positive Abweichungen resultieren aus einem überdurchschnittlichen Schneewasservorrat im jeweiligen Flussgebiet. Datengrundlage: Modellerte Schneewasseräquivalente**



**Abbildung 7: Mittlerer Jahrgang des Monatsdurchflusses am Pegel Dohna (links) und am Pegel Kirnitzschtal (rechts) für verschiedene Zeiträume**

Abbildung 8 zeigt die Entwicklung des Schneewasservorrates der Wintersaisons 2014/15 bis 2020/21 in den Flussgebieten anhand der Summenlinie des Schneewasseräquivalents. Im Vergleich zu den übrigen Jahren im Zeitraum 1991 bis 2020 hat sich die Schneedecke in den Wintern 2014/15 bis einschließlich 2020/21 erst relativ spät – ab etwa Mitte/Ende Januar – und nahezu kontinuierlich aufgebaut. Die Schneemengen sind jedoch, entsprechend Abbildung 6, tendenziell unterdurchschnittlich. Größere Tauphasen können auf dieser räumlichen Skala im Verlauf der betrachteten Wintersaisons nicht ausgemacht werden.



**Abbildung 8: Entwicklung des Schneewasservorrates (kumuliertes Schneewasseräquivalent) in den Flussgebieten im Verlauf der Wintersaison (Zeitraum 1.10.-30.04.). Datengrundlage: Modelierte Schneewasseräquivalente**

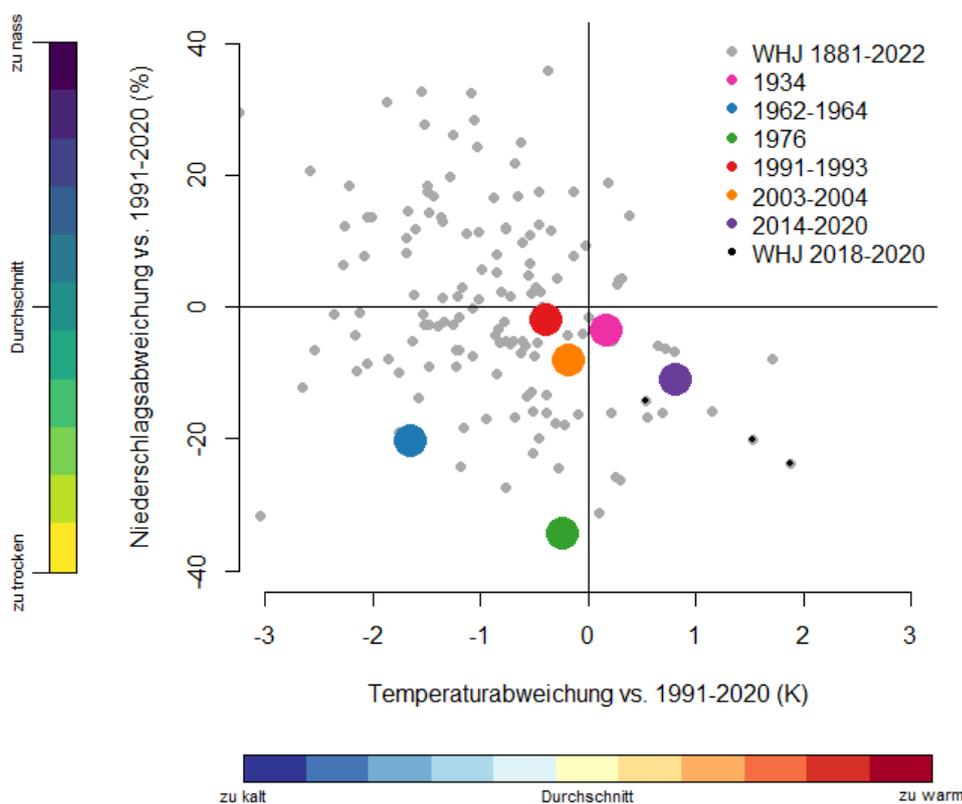
Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Schneerücklagen der Jahre 2014 bis 2020 in den sächsischen Flussgebieten in der Regel als unterdurchschnittlich einzuordnen sind. Die Wintersaisons im genannten Zeitraum zeichnen sich maßgeblich durch überdurchschnittliche Temperaturen und weniger durch unterdurchschnittlichen Niederschlag aus.

### 2.1.3 Vergleich zu Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen historischer Niedrigwasserperioden

Anhand hydrologischer Messreihen an den Pegeln der sächsischen Fließgewässer sind im Laufe des 20. und frühen 21. Jahrhunderts fünf Niedrigwasserereignisse / Perioden geringen Abflusses identifiziert worden:

- Niedrigwasser 1934
- Niedrigwasser 1962 bis 1964
- Niedrigwasser 1976
- Niedrigwasser 1991 bis 1993
- Niedrigwasser 2003 bis 2004

Abbildung 9 stellt die Temperatur- und Niederschlagsbedingungen dieser Zeiträume der in diesem Bericht betrachteten Periode 2014 bis 2020 grafisch gegenüber. Die von Tabelle 1 abweichenden Niederschlags- und Temperaturanomalien im Zeitraum 2014 bis 2020 liegen in der Datengrundlage begründet. Aufgrund der zeitlich weit zurückliegenden Ereignisse wurden in Abbildung 9 datenseitig Flächenmittel für den Freistaat Sachsen des Deutschen Wetterdienstes verarbeitet.



**Abbildung 9: Thermopluviogramm historischer Niedrigwasserereignisse in Sachsen. Dargestellt sind Abweichungen der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe vom klimatologischen Mittel (i. e. Zeitraum 1991-2020), bezogen auf das Wasserhaushaltsjahr (WHJ). Datengrundlage: Flächenmittel des Deutschen Wetterdienstes**

Die Zusammenschau der Niedrigwasserereignisse im Thermopluviogramm<sup>7</sup> (Abbildung 9) zeigt zunächst, dass alle betrachteten Niedrigwasserperioden durch ein unterschiedlich intensiv ausgeprägtes Niederschlagsdefizit (i. e. negative Niederschlagsabweichungen) charakterisiert sind. Das größte Niederschlagsdefizit wurde im Jahr 1976 (grüner Punkt) beobachtet, das zweitgrößte im Zeitraum 1962-1964 (blauer Punkt) und das drittgrößte im Zeitraum 2014-2020 (lila Punkt) (Abbildung 9).

Mit Blick auf die Temperaturabweichungen zeigen sich deutliche Unterschiede im thermischen Milieu der Niedrigwasserereignisse. Mit Ausnahme des Niedrigwasserereignisses 1934 weisen alle Ereignisse negative Abweichungen der Lufttemperatur in Bezug zum Vergleichszeitraum 1991 bis 2020 auf. Der im Rahmen dieses Berichts betrachtete Zeitraum 2014 bis 2020 liegt mit einer Temperaturabweichung von +0,8 K deutlich im positiven Bereich. Nicht zuletzt die Andauer des betrachteten Ereignisses von 7 Jahren übersteigt jene der vergangenen Niedrigwasserereignisse deutlich.

#### **2.1.4 Zusammenfassung Synoptik und Meteorologie**

- Primäre Ursache für die über mehrere Monate hinweg anhaltenden Trockenphasen in den Jahren 2014 bis 2020 war das vermehrte Auftreten langanhaltender Hochdruckwetterlagen, wobei Mitteleuropa oft auch nur am Rand derartiger Wetterlagen lag, so dass die über Mitteleuropa gezogenen Tiefdruckausläufer und ihre Frontensysteme oft vergleichsweise niederschlagsarm waren.
- Der Zeitraum 2014 bis 2020 ist durch ein in der Regel unterdurchschnittliches potenzielles Wasserdargebot zu charakterisieren. Während sich vor dem Jahr 2018 über-, sowie unterdurchschnittliche Episoden die Waage halten, hat sich ab dem Jahr 2018 durch mehrere direkt aufeinanderfolgende Jahre unterdurchschnittlicher klimatischer Wasserbilanz ein beträchtliches Defizit derselben aufgebaut. Die Ursache liegt hauptsächlich im unterdurchschnittlichen Niederschlagsdargebot begründet, wurde jedoch in Folge überdurchschnittlicher Verdunstungsverluste verschärft.
- Die Schneerücklagen der Jahre 2014 bis 2020 sind in den sächsischen Flussgebieten in der Regel als unterdurchschnittlich einzuordnen. Die Wintersaisons im genannten Zeitraum zeichnen sich maßgeblich durch überdurchschnittliche Temperaturen und weniger durch unterdurchschnittlichen Niederschlag aus.
- Der Zeitraum 2014 bis 2020 unterscheidet sich, gemessen an den Temperatur- und Niederschlagsabweichungen in Bezug zum Zeitraum 1991 bis 2020, von anderen historischen Niedrigwasserereignissen sowohl durch dessen positive Temperaturabweichung, als auch durch dessen Andauer von sieben Jahren.

---

<sup>7</sup> Grafische Darstellung der Abweichungen der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe vom klimatologischen Mittel (hier: Vergleichszeitraum 1991 bis 2020)

## 2.2 Literatur Meteorologische Situation

- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. In: FAO Irrigation and drainage paper, Heft 56
- BFG (2021): Die Niedrigwassersequenz der Jahre 2015 bis 2018 in Deutschland – Analyse, Einordnung und Auswirkungen. Mitteilungen Nr. 35, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, DOI: 10.5675/BfG\_Mitteilungen\_35.2021
- HESS, P., BREZOWSKY, H. (1952): Katalog der Großwetterlagen Europas. In: Bericht Deutscher Wetterdienst U.S.-Zone, Nr. 33
- LFULG (2022): Klima-Referenzdatensatz Sachsen 1961-2020. Schriftenreihe des LfULG, Heft 18/2022, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194
- STRASSER, U., MARKE, T. (2010): ESCIMO.spread – a spreadsheet-based point snow surface energy balance model to calculate hourly snow water equivalent and melt rates for historical and changing climate conditions. In: Geoscience Model Development, Heft 3, S. 643-652. Modifiziert von Hertel und Schlink, UFZ

### 3 Hydrologische Situation

#### 3.1 Niedrigwasserabflüsse in Sachsen

##### 3.1.1 Pegel und Niedrigwasserkenngrößen

Niedrigwasser ist der Zustand in einem oberirdischen Gewässer, bei dem der Wasserstand oder der Durchfluss an einem Pegel einen bestimmten Schwellenwert erreicht oder unterschritten hat. Entsprechend der DIN 4049-3 (DIN 1994) können je nach Betrachtungsweise unterschiedliche Werte maßgebend sein. Als Schwellenwerte zur Einordnung des Niedrigwassers wurde MNQ verwendet, für weitere Betrachtungen der Wert Q80 einbezogen. In der vorgenommenen Auswertung wird meist der Begriff Durchfluss verwendet, da es sich hauptsächlich um eine pegelbezogene Auswertung handelt. Bei gebietsbezogenen Betrachtungen wird vom Abfluss gesprochen.

Die vorliegende quantitative Bewertung des Niedrigwassers von 2014 bis 2020 basiert auf mittleren Tagesdurchflüssen von ausgewählten Pegeln und daraus ermittelten statistischen Niedrigwasserkenngrößen (Tabelle 3). Für die Auswertung wurden Durchflusszeitreihen von 34 Pegeln herangezogen, von denen die meisten Pegel keine maßgeblichen anthropogenen Beeinflussungen aufweisen. Die Lage der 34 Pegel zeigt Abbildung 10. In A 3.1 sind weitere Informationen zu den Pegeln zusammengefasst.



Abbildung 10: Lage der ausgewählten Pegel für die Niedrigwasserauswertung 2014 bis 2020

Für die Bewertung des Niedrigwassers von 2014 bis 2020 sind seine Intensität, Dauer und Wahrscheinlichkeit, aber auch seine räumliche Ausdehnung von Interesse. Die Auswahl der Niedrigwasserkenngrößen zur Charakterisierung dieser Merkmale orientierte sich an den Empfehlungen des Merkblattes DWA-M 541 (DWA 2022). Die in die Auswertung einbezogenen Kenngrößen sind in der Tabelle 3 zusammengestellt.

**Tabelle 3: Hydrologische Kenngrößen zur Beschreibung des Niedrigwassers**

Kennwert	Beschreibung
MQ [m³/s]	Arithmetisches Mittel der Durchflüsse in einer Zeitspanne <sup>1</sup>
NQ [m³/s]	Niedrigster Tagesmittelwert der Durchflüsse in einer Zeitspanne <sup>1</sup>
MNQ [m³/s]	Arithmetisches Mittel der niedrigsten Tagesmittelwerte der Durchflüsse gleichartiger Zeitabschnitte <sup>2</sup> in einer (mehrjährigen) Zeitspanne <sup>1</sup>
NNQ [m³/s]	Niedrigster bekannter Wert des Durchflusses
NMxQ [m³/s]	Niedrigstes arithmetisches Mittel von x aufeinanderfolgenden Tagesmittelwerten des Durchflusses innerhalb eines Zeitabschnittes <sup>2</sup>
maxD [d]	Längste Unterschreitungsdauer eines Schwellenwertes <sup>3</sup> innerhalb eines Zeitabschnittes <sup>2</sup>
SumD [d]	Summe aller Unterschreitungsdauern eines Schwellenwertes <sup>3</sup> innerhalb eines Zeitabschnittes <sup>2</sup>
maxV [mm]	Größtes Abflussdefizit <sup>4</sup> zwischen einem Schwellenwert <sup>3</sup> und der Abflussganglinie innerhalb eines Zeitabschnittes <sup>2</sup>
SumV [mm]	Summe aller Abflussdefizite <sup>4</sup> zwischen einem Schwellenwert <sup>3</sup> und der Abflussganglinie innerhalb eines Zeitabschnittes <sup>2</sup>

1 - Ein oder mehrere aufeinanderfolgende Wasserhaushaltsjahre

2 - Hier: Zeitabschnitt ist das Wasserhaushaltsjahr

3 - Hier: Schwellenwert = Q80, das ist der Durchfluss, der im Mittel an 292 Tagen im Jahr (80 % aller Tage) überschritten wird

4 - Abflussdefizit [mm] = Abflussdefizit [m³] / (1000 x Einzugsgebietsfläche [km²]). Die Umrechnung des Abflussdefizits von m³ in mm erfolgte, um die Abflussdefizite auch zwischen den Pegeln vergleichen zu können.

Wie im Merkblatt DWA-M 541 empfohlen, wurde als Zeitabschnitt zur Ermittlung von Kenngrößen gemäß Tabelle 3 das Wasserhaushaltsjahr verwendet, das am 1. April beginnt und am 31. März des Folgejahres endet. Dieser Zeitabschnitt wurde gewählt, da ein Niedrigwasser oft über den Jahreswechsel des Kalenderjahres, aber auch des Abflussjahres (1. November bis 31. Oktober) hinausreicht. In der Regel führt die winterliche Auffüllung des Boden- und Grundwasserspeichers bis spätestens Anfang April jeden Jahres zu steigenden Abflüssen und damit zur Beendigung einer Niedrigwassersituation. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass eine Niedrigwassersituation nicht über den Jahreswechsel des WHJ andauert.

Den Bezugszeitraum (Zeitspanne) für mehrjährige Auswertungen bildeten die 30 WHJ von 1991 bis 2020. Dieser 30-jährige Bezugszeitraum entspricht der aktuell gültigen klimatologischen Referenzperiode, was die direkte Vergleichbarkeit mit der Meteorologie (Kapitel 2 *Meteorologische Situation*) gewährleistet.

Die Kennwerte gemäß Tabelle 3 für die betrachteten Pegel sind in STOCKEL ET AL. (2022) aufbereitet. NMxQ wurde für x = 7, 15 und 30 Tage gebildet, sodass daraus die 3 Kennwerte NM7Q, NM15Q und NM30Q resultieren. Der Vergleich der Kennwerte MQ, MNQ, NNQ sowie Q80 ist für die Pegel in A 3.2 zusammengestellt.

Die nachfolgende Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation der WHJ 2014 bis 2020 in den Flussgebieten basiert auf dem Vergleich der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ und NQ sowie des Kennwertes NM7Q für die Einzeljahre mit den Kennwerten MQ und MNQ der mehrjährigen Reihe 1991 bis 2020.

Für die Bewertung der mittleren Jahresdurchflüsse MQ(a) der WHJ wurde der prozentuale Vergleich zu den mittleren Jahresdurchflüssen MQ der mehrjährigen Reihe 1991 bis 2020 gewählt und die Einordnung entsprechend Tabelle 4 vorgenommen (A 3.3).

**Tabelle 4: Bewertung der mittleren Jahresdurchflüsse MQ(a) der WHJ im Vergleich zu den mittleren Jahresdurchflüssen MQ**

MQ(a) zu MQ in %	Bewertung	
< 50	extrem unterdurchschnittlich	außergewöhnlich trockenes Jahr
50 bis 65	stark unterdurchschnittlich	sehr trockenes Jahr
65 bis 80	unterdurchschnittlich	trockenes Jahr
80 bis 120	durchschnittlich	durchschnittliches Jahr
> 120	überdurchschnittlich	feuchtes Jahr

In die Auswertung wurde außerdem die Dauer in Tagen, an denen das MNQ der mehrjährigen Reihe in den einzelnen WHJ unterschritten wurde, einbezogen (A 3.4).

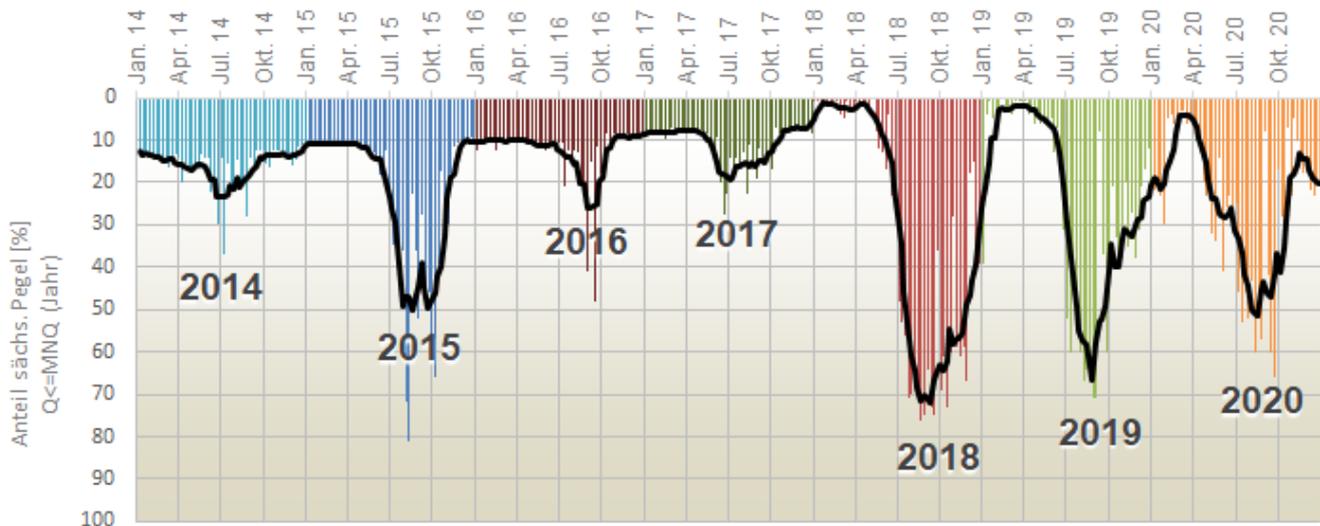
Des Weiteren erfolgte ein historischer Vergleich der gewässerkundlichen Hauptwerte mit ausgewählten Niedrigwasserjahren wie 1934, 1962 bis 1964, 1976, 1991 bis 1993, 2003 und 2004 sowie die extremwertstatistische Einordnung des Niedrigwassers der WHJ 2014 bis 2020 auf Grundlage der Dauer und des Abflussdefizites (siehe auch Kapitel 3.2 Statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen). Ergänzend dazu ist auch die Darstellung der historischen Grundwasserverhältnisse zu betrachten (Abbildung 25).

Für die detaillierte Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Durchflüsse an den betrachteten Pegeln vom 01.04.2014 bis zum 31.03.2021 wird auf A 3.5 verwiesen.

### 3.1.2 Hydrologische Bewertung des Zeitraums April 2014 bis März 2020

Nach den meist abflussreichen Jahren von 1995 und 2013 war nicht zu ahnen, dass mit der beginnenden meteorologischen Trockenheit nach dem Hochwasser im Juni 2013 (Kapitel 2 *Meteorologische Situation*) ein abflussarmer Zeitraum folgte, der bis zum Jahr 2020 anhielt und auch 2022 und 2023 erneut zu beobachten war.

Das aufgebaute Niederschlagsdefizit vor allem seit 2018, die schneearmen Winter (Kapitel 2.1.2 *Schneewasservorräte*) und der verstärkte Verdunstungsanspruch in den heißen Sommermonaten (Kapitel 2 *Meteorologische Situation*) hatten eine deutliche Abnahme der Grundwasserneubildung und damit der Grundwasserstände bis nach 2020 (Kapitel 4 *Grundwasser-Situation*) zur Folge. Mit den zurückgehenden Grundwasserständen, ging auch der Basisabfluss zurück, der in niederschlagsfreien Zeiten die Fließgewässer speist. Die Wasserführung in den Fließgewässern fiel deutlich. Dabei hatten kurzfristige und zum Teil auch heftige Niederschläge keine nachhaltige Wirkung auf das Abflussgeschehen. Die Abflüsse fielen, je nach Einzugsgebietsgröße und Speichereigenschaften, nach wenigen Tagen wieder auf das niedrige Ausgangsniveau zurück.



**Abbildung 11: Anteil der Sächsischen Pegel im Niedrigwasser (Durchfluss unterhalb MNQ) in den Jahren von 2014 bis 2020**

Bereits die WHJ 2014 und 2015 waren zum Teil Niedrigwasserjahre und an den Pegeln der meisten Flüsse wurden unterdurchschnittliche Jahresdurchflüsse beobachtet (Abbildung 11). In den nicht ganz so niederschlagsarmen WHJ 2016 und 2017 entspannte sich die Situation in den Fließgewässern nicht überall. Vor allem in der Freiburger Mulde und den linken Nebenflüssen der oberen Elbe war das WHJ 2017 zum Teil zu trocken. Mit dem WHJ 2018 begann in Sachsen eine dreijährige extreme Niedrigwasserphase, die in dieser Form sehr selten ist (Kapitel 3.2 Statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngößen). Dabei ragt das Jahr 2018 aufgrund der Dauer der Unterschreitung von MNQ deutlich heraus und hier besonders an den ausgewerteten Pegeln im Einzugsgebiet der Mulde und der Lausitzer Neiße. Hier wurde MNQ zum Teil an über 170 Tagen unterschritten (A 3.4). Die Besonderheit des WHJ 2019 in allen Flussgebieten waren die außergewöhnlich niedrigen Jahresmittelwerte des Durchflusses an den Pegeln. In den historischen Niedrigwasserjahren 1934, 1962, 1963, 1964 und 1976 herrschten zwar ähnlich trockene Verhältnisse, aber auch im historischen Vergleich ragt das WHJ 2019 deutlich heraus. Neue historische Tiefstwerte des Durchflusses (NNQ) stellten sich dagegen nur an fünf der 34 betrachteten Pegel in den Jahren 2018, 2019 und 2020 ein.

Die Niedrigwassersituation war in Sachsen flächendeckend zu beobachten, jedoch war der Verlauf regional verschieden. In den folgenden Abschnitten werden die WHJ von 2014 bis 2020 in den Flussgebieten kurz beschrieben.

### 3.1.3 Einzugsgebiet Nebenflüsse der Elbe

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an acht ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 5 zusammengestellt sind.

**Tabelle 5: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 und die Unterschreitung von MNQ an den Nebenflüssen der Elbe (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Kirnitzsch	Kirnitzschtal	1,34	0,98	1,26	1,41	1,47	1,06	0,88	1,11
Lachsbach	Porschdorf 1	3,02	1,98	2,47	3,27	3,27	2,26	1,65	2,03
Wesenitz	Elbersdorf	2,06	1,61	1,74	2,42	2,10	1,66	1,23	1,33
Müglitz	Dohna	2,40	1,71	1,74	2,59	1,79	1,91	1,27	1,69
Lockwitzbach	Kreischa	0,35	0,25	0,22	0,33	0,20	0,22	0,09	0,22
Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0,93	0,70	0,77	0,89	0,70	0,75	0,74	0,70
Ketzerbach	Piskowitz 2	0,60	0,54	0,54	0,60	0,49	0,34	0,21	0,22
Jahna	Seerhausen 1 + 3	0,52	0,54	0,49	0,53	0,41	0,30	0,25	0,22

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Kirnitzsch	Kirnitzschtal	0,267 (2005)	0,542	0,526	0,583	0,659	<b>0,409</b>	0,430	0,506
Lachsbach	Porschdorf 1	0,478 (2015)	0,952	<b>0,478</b>	1,030	1,59	0,544	0,592	0,520
Wesenitz	Elbersdorf	0,384 (2020)	0,807	0,473	0,827	0,902	0,534	0,607	<b>0,384</b>
Müglitz	Dohna	0,073 (2018)	0,328	0,134	0,319	0,269	0,073	<b>0,119</b>	0,135
Lockwitzbach	Kreischa	0,000 (2006)	0,039	0,013	0,039	0,023	0,004	<b>0,001</b>	0,012
Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0,038 (2003+)	0,116	0,068	0,116	0,116	<b>0,038</b>	0,094	0,081
Ketzerbach	Piskowitz 2	0,043 (2020)	0,319	0,173	0,217	0,206	0,086	0,048	<b>0,043</b>
Jahna	Seerhausen 1 + 3	0,054 (2020)	0,257	0,214	0,210	0,132	0,120	0,064	<b>0,054</b>

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Kirnitzsch	Kirnitzschtal	0,281 (2018)	0,60	0,553	0,62	0,72	0,43	0,46	0,53
Lachsbach	Porschdorf 1	0,494 (2015)	1,05	0,494	1,10	1,67	0,57	0,65	0,55
Wesenitz	Elbersdorf	0,414 (2020)	0,88	0,494	0,93	1,01	0,60	0,63	0,41
Müglitz	Dohna	0,101 (2018)	0,37	0,135	0,40	0,32	0,10	0,13	0,16
Lockwitzbach	Kreischa	0,000 (2006)	0,04	0,013	0,04	0,03	0,01	0,00	0,01
Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0,038 (2018)	0,13	0,072	0,14	0,12	0,04	0,13	0,09
Ketzerbach	Piskowitz 2	0,052 (2020)	0,324	0,187	0,234	0,230	0,098	0,057	0,052
Jahna	Seerhausen 1 + 3	0,066 (2020)	0,263	0,239	0,213	0,141	0,133	0,080	0,066

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Kirnitzsch	Kirnitzschtal	0,575	4	23	0	0	179	91	23
Lachsbach	Porschdorf 1	0,945	0	83	0	0	138	123	87
Wesenitz	Elbersdorf	0,799	0	58	0	0	125	91	150
Müglitz	Dohna	0,301	0	63	0	6	153	95	53
Lockwitzbach	Kreischa	0,021	0	15	0	0	67	69	15
Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0,113	0	22	0	0	90	2	29
Ketzerbach	Piskowitz 2	0,192	0	8	0	0	100	207	225
Jahna	Seerhausen 1 + 3	0,191	0	0	0	37	99	92	221

Im Wasserhaushaltsjahr 2014 bewegten sich die Durchflüsse an den Pegeln der Nebenflüsse der Elbe hauptsächlich über MNQ, aber unter MQ der mehrjährigen Reihe 1991 bis 2020. MNQ wurde nur am Pegel Kirnitzschtal an 4 Tagen unterschritten. NQ(2014) und NM7Q(2014) lagen zumeist deutlich über MNQ. Durchflussspitzen im Winter, verursacht durch Niederschläge und Schneeschmelze, erreichten MHQ nicht. Im Jahresmittel war das WHJ 2014 fast durchschnittlich, nur in der Kirnitzsch fielen die Durchflüsse im WHJ unterdurchschnittlich aus.

Im Wasserhaushaltsjahr 2015 stellte sich in den Nebenflüssen der Elbe erstmals im betrachteten Zeitraum von 2014 bis 2020 eine längere Niedrigwassersituation ein. An fast allen Pegeln wurde MNQ unterschritten, dabei war das Niedrigwasser vor allem in den Nebenflüssen der oberen Elbe deutlich spürbar. Hier wurde an bis zu 83 Tagen MNQ unterschritten (Pegel Porschdorf 1 am Lachsbach). NQ(2015) und NM7Q(2015) erreichten hier lediglich 45 bis 65 % von MNQ. Das niedrige Niveau der Durchflüsse an den Pegeln wurde nur in den Wintermonaten unterbrochen, dabei überschritten die Durchflussspitzen vereinzelt MHQ. Im Jahresmittel fiel das WHJ 2015 in den Nebenflüssen der Elbe noch meist durchschnittlich, im Lockwitzbach und der Wilden Weißeritz bereits unterdurchschnittlich aus und damit zu trocken.

Das Wasserhaushaltsjahr 2016 begann bei mittleren Abflussbedingungen. Ab Mai ging die Wasserführung aufgrund der niederschlagsarmen Witterung langsam zurück. An den Pegeln näherten sich ab Sommerbeginn die Durchflüsse MNQ. Unterschritten wurde dieser aber im WHJ 2016 an keinem der betrachteten Pegel. NQ(2016) und NM7Q(2016) lagen über MNQ. Einzelne Durchflussspitzen lagen meist deutlich unter MHQ. Der mittlere Jahresdurchfluss MQ(2016) an den Pegeln fiel im WHJ 2016 mit 95 bis 117 % des MQ durchschnittlich aus.

Im Wasserhaushaltsjahr 2017 bewegten sich die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln überwiegend zwischen MNQ und MQ. Nur am Pegel Seerhausen 1+3 an der Jahna wurde MNQ an 37 Tagen und am Pegel Dohna an der Müglitz an 6 Tagen unterschritten. NQ(2017) und NM7Q(2017) lagen bei allen betrachteten Pegeln über MNQ. Einzelne Durchflussspitzen stellten sich deutlich unter MHQ ein. Das WHJ 2017 war in der Kirnitzsch, Lachsbach und Wesenitz bezogen auf die mittleren Durchflüsse durchschnittlich. In den anderen Fließgewässern war das WHJ unterdurchschnittlich, im Lockwitzbach mit 54 % von MQ sogar stark unterdurchschnittlich.

Das Wasserhaushaltsjahr 2018 begann ab Mitte April 2018 mit einer Niedrigwassersituation, die bis in die zweite Dezemberhälfte anhielt. An bis zu 179 Tagen im WHJ unterschritten die Durchflüsse an den Pegeln MNQ. NQ(2018) und NM7Q(2018) erreichten nur 19 bis 75 % von MNQ. Zum Teil wurden die niedrigsten NQ und NM7Q der Reihe 1991 bis 2020 registriert. Erhöhte Durchflüsse in den Wintermonaten erreichten

MHQ nicht. Das WHJ 2018 fiel bezogen auf MQ in den Nebenflüssen der mittleren Elbe stark unterdurchschnittlich (57 %) aus und war sehr trocken. In den Nebenflüssen der oberen Elbe dagegen war das WHJ noch durchschnittlich (80 %).

Zu Beginn des Wasserhaushaltjahres 2019 wurden an den betrachteten Pegeln nur noch kurz Durchflüsse über MQ registriert, diese fielen bis Anfang Juli unter MNQ. Erst im folgenden Winter erholte sich die Abflusssituation langsam. An maximal 207 Tagen wurde an den Pegeln MNQ unterschritten. NQ(2019) und NM7Q(2019) lagen dabei an allen Pegeln, außer an der Wilden Weißeritz, deutlich unter MNQ. Das WHJ 2019 war mit 27 bis 65 % von MQ im Mittel zum Teil extrem unterdurchschnittlich und damit außergewöhnlich trocken. Am Pegel der Wilden Weißeritz waren die Durchflüsse dagegen im Jahresmittel fast durchschnittlich.

Zu Beginn des Wasserhaushaltjahres 2020 bewegten sich die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln zwischen MQ und MNQ. Ab Mai begannen die Durchflüsse unter MNQ zu fallen. An den Pegeln der Nebenflüsse der mittleren Elbe war das an maximal 225 Tagen (Ketzlerbach), an denen der Nebenflüsse der oberen Elbe bis zu 150 Tage (Wesenitz) der Fall. NQ(2020) und NM7Q(2020) lagen zum Teil deutlich unter MNQ. Unterbrochen wurde die Niedrigwassersituation temporär durch Starkregenereignisse im Spätsommer und Herbst sowie Schneeschmelze ab Ende Januar. Die größten Durchflüsse erreichten dabei nie MHQ. Das WHJ 2020 war im Mittel in den Nebenflüssen der mittleren Elbe mit 37 bis 42 % von MQ extrem unterdurchschnittlich, in den Nebenflüssen der oberen Elbe mit 64 bis 83 % von MQ meist unterdurchschnittlich.

### Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet der Nebenflüsse der Elbe ragen die Jahre ab 2018 als besonders extreme Niedrigwasserjahre heraus. Ab dem Frühjahr 2018 stellte sich in den Nebenflüssen der Elbe eine sehr niedrige Abflusssituation ein, die zum Teil über ein halbes Jahr anhielt und lediglich im Winter 2019 durch Schneeschmelze in Verbindung mit Regenniederschlägen unterbrochen wurde. Diese lange Dauer des Niedrigwassers ist sehr selten und konnte bislang in dieser Größenordnung nur in der Wesenitz im WHJ 1963, in der Müglitz im WHJ 1962, im Lockwitzbach im WHJ 2003 und in der Wilden Weißeritz im WHJ 1976 nachgewiesen werden. Bezogen auf die mittleren Abflussverhältnisse war vor allem das WHJ 1976 vergleichbar mit dem WHJ 2019.

#### 3.1.4 Einzugsgebiet Schwarze Elster

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an vier ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 6 zusammengestellt sind.

**Tabelle 6: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0,776	0,585	0,661	0,989	0,807	0,539	0,421	0,516
Schwarze Elster	Neuwiese	2,75	2,30	2,19	3,34	2,98	1,78	1,15	1,65

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0,996	0,922	0,823	1,21	1,02	0,753	0,615	0,720
Große Röder	Großdittmannsdorf	2,33	1,42	1,74	2,80	2,02	1,71	1,01	1,60

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0,026 (2020)	0,189	0,047	0,257	0,190	0,054	0,046	<b>0,026</b>
Schwarze Elster	Neuwiese	0,000 (1992)	0,717	0,212	0,530	0,481	0,094	<b>0,044</b>	0,066
Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0,103 (1998)	0,492	0,247	0,416	0,325	0,245	0,236	<b>0,163</b>
Große Röder	Großdittmannsdorf	0,219 (2020)	0,532	0,366	0,891	0,663	0,357	<b>0,219</b>	0,252

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0,036 (2020)	0,199	0,055	0,294	0,225	0,066	0,074	0,036
Schwarze Elster	Neuwiese	0,000 (1992)	0,815	0,254	0,647	0,639	0,109	0,048	0,071
Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0,130 (1998)	0,542	0,276	0,480	0,357	0,287	0,239	0,200
Große Röder	Großdittmannsdorf	0,255 (2019)	0,665	0,392	0,959	0,737	0,407	0,255	0,321

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0,137	0	23	0	0	61	81	<b>94</b>
Schwarze Elster	Neuwiese	0,302	0	11	0	0	54	97	<b>114</b>
Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0,326	0	30	0	1	26	60	<b>72</b>
Große Röder	Großdittmannsdorf	0,725	34	69	0	6	119	<b>195</b>	115

Im Wasserhaushaltsjahres 2014 bewegten sich die Durchflüsse an den hier betrachteten Pegeln meist zwischen MQ und MNQ. MNQ wurde nur am Pegel der Großen Röder in den Sommermonaten an 34 Tagen unterschritten. NQ(2014) und NM7Q(2014) lagen außer am Pegel Großdittmannsdorf an der Großen Röder deutlich über MNQ. Die höchsten Durchflussanstiege waren im Mai zu verzeichnen und erreichten

an den Pegeln der Schwarzen Elster fast MHQ. Im Jahresmittel war das WHJ in der Schwarzen Elster überwiegend durchschnittlich, in der Großen Röder mit 61 % von MQ am Pegel Großdittmannsdorf stark unterdurchschnittlich.

Das Wasserhaushaltsjahr 2015 begann mit Durchflüssen über MQ, bevor sich diese an den Pegeln ab Mai allmählich Richtung MNQ bewegten. Mit 69 Tagen wurde am Pegel der Großen Röder MNQ am längsten unterschritten, dagegen mit 11 Tagen am Pegel Neuwiese an der Schwarzen Elster am kürzesten. Die niedrigsten Durchflüsse im Jahr NQ(2015) und NM7Q(2014) lagen deutlich unter MNQ. Die höchsten Durchflussspitzen im WHJ bewegten sich deutlich unter MHQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 75 bis 85 % von MQ ist das WHJ 2015 als überwiegend unterdurchschnittlich zu bewerten.

Im Wasserhaushaltsjahr 2016 bewegten sich die Durchflüsse zumeist über MQ. MNQ wurde an keinem der ausgewerteten Pegeln unterschritten. Die niedrigsten Durchflüsse im WHJ stellten sich deutlich über MNQ ein. Die höchsten Jahresdurchflüsse erreichten MHQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 120 bis 127 % von MQ ist das WHJ 2016 als überdurchschnittlich zu bewerten.

Im Wasserhaushaltsjahr 2017 wurden häufig Durchflüsse über MQ beobachtet. Zum Ende des Sommers bewegten sich diese zwischen MQ und MNQ und unterschritten MNQ im Herbst lediglich an sechs Tagen am Pegel der Großen Röder und an einem Tag am Pegel Zescha an der Schwarzen Elster. Die niedrigsten Durchflüsse stellten sich deutlich über MNQ ein. Die höchsten Durchflüsse lagen in der Größenordnung von MHQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 87 bis 108 % von MQ ist das WHJ 2017 als durchschnittlich zu bewerten.

Das Wasserhaushaltsjahr 2018 begann mit Durchflüssen über MQ. Ab Juni lagen diese nur noch knapp über MNQ und unterschritten diesen dann an allen betrachteten Pegeln für einen langen Zeitraum zum Teil bis in den November hinein. An den Pegeln an der Schwarzen Elster war das an maximal 61 Tagen, am Pegel der Großen Röder an 119 Tagen im WHJ. NQ(2018) bzw. NM7Q(2018) lagen deutlich unter MNQ. Die höchsten Durchflüsse erreichten nur am Pegel Zescha am Hoyerswerdaer Schwarzwasser kurz MHQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 65 bis 76 % von MQ ist das WHJ 2018 als unterdurchschnittlich zu bewerten.

Im Wasserhaushaltsjahr 2019 fielen die Durchflüsse bereits im April unter MQ und unterschritten MNQ ab Juni an den Pegeln der Schwarzen Elster an maximal 97 Tagen, am Pegel Zescha am Hoyerswerdaer Schwarzwasser an 60 Tagen und am Pegel der Großen Röder an 195 Tagen. NQ(2019) und NM7Q(2019) lagen zum Teil nur bei 15 % von MNQ. Einzelne Durchflussspitzen an den Pegeln erreichten MHQ nicht. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 42 bis 62 % von MQ ist das WHJ 2019 als stark unterdurchschnittlich zu bewerten.

Im Wasserhaushaltsjahr 2020 begannen die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln bereits Mitte Mai MNQ zu unterschreiten und verblieben mit kurzzeitigen Unterbrechungen zum Teil bis Mitte Oktober darunter. An den Pegeln der Schwarzen Elster war das an maximal 114 Tagen, am Pegel Zescha am Hoyerswerdaer Schwarzwasser an 72 Tagen und am Pegel Großdittmannsdorf an der Großen Röder an 115 Tagen. NQ(2020) und NM7Q(2020) erreichten zum Teil nicht einmal 20 % von MNQ. Einzelne Durchflussspitzen stiegen nur am Pegel Neuwiese an der Schwarzen Elster bis MHQ an. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses von 60 bis 72 % von MQ ist das WHJ 2020 als unterdurchschnittlich zu bewerten.

## Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster und den hier betrachteten Pegeln waren die WHJ 2018 und 2020 unterdurchschnittliche und das WHJ 2019 stark unterdurchschnittliche Jahre bezogen auf MQ. Die niedrige Abflusssituation hielt in den WHJ 2018 bis 2020 über mehrere Monate und steigerte sich in der Schwarzen Elster und im Hoyerswerdaer Schwarzwasser von Jahr zu Jahr. Die lange Dauer des Niedrigwassers ist sehr selten, wurde in der Schwarzen Elster nur im WHJ 1964 und im Hoyerswerdaer Schwarzwasser im WHJ 1976 übertroffen. In der Großen Röder am Pegel Großdittmannsdorf war die Dauer des Niedrigwassers im Jahr 2019 nach 1963 am extremsten. Neue historische Tiefstwerte stellten sich in den betrachteten Jahren von 2014 bis 2020 nicht ein. Fiel der Pegel Neuwiese an der Schwarzen Elster in der Vergangenheit öfter trocken, war das in diesen Jahren durch die oberhalb gelegene Kläranlage nicht mehr der Fall. Mit sehr niedrigen Jahresmittelwerten ragt aber das WHJ 2019 heraus (42 bis 54 % von MQ). So ein übergreifendes außergewöhnlich trockenes Jahr im gesamten Einzugsgebiet ist sehr selten und konnte nur 1976 in ähnlicher Größenordnung nachgewiesen werden.

### 3.1.5 Einzugsgebiet der Mulde

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an zehn ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 7 zusammengestellt sind. In Bezug auf die Ausführungen zum Pegel Göritzhain an der Chemnitz ist zu beachten, dass die Durchflüsse an diesem Pegel durch den Zulauf gereinigten Abwassers aus der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf, das nicht dem Einzugsgebiet der Chemnitz entstammt, überprägt sind.

**Tabelle 7: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Mulde (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Vereinigte Mulde	Golzern 1	59,20	39,82	41,84	52,74	49,97	44,80	<b>29,84</b>	34,87
Chemnitz	Chemnitz 1	4,11	2,90	3,00	4,20	3,97	3,51	<b>1,98</b>	2,79
Chemnitz	Göritzhain	6,67	4,08	4,13	6,34	5,54	5,00	<b>3,34</b>	4,38
Zwönitz	Altchemnitz 2	2,02	1,35	1,44	-	-	1,86	<b>0,965</b>	1,23
Würschnitz	Harthau	1,41	0,923	0,904	1,44	1,21	1,05	<b>0,656</b>	0,985
Chemnitzbach	Wolfgrund	0,620	0,489	0,501	0,517	0,464	0,545	<b>0,339</b>	0,427
Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	1,52	0,958	1,12	1,44	1,03	1,23	<b>0,591</b>	0,945
Zschopau	Tannenberg	1,38	0,950	0,911	1,11	1,19	1,07	<b>0,675</b>	0,774
Zschopau	Lichtenwalde 1	21,07	15,89	15,95	17,46	17,11	18,08	<b>11,45</b>	13,03
Schwarze Pockau	Zöblitz	1,97	1,58	1,58	1,75	1,67	1,69	<b>1,24</b>	1,37

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Vereinigte Mulde	Golzern 1	8,39 (2018)	11,60	9,92	11,40	13,70	8,39	8,56	8,64
Chemnitz	Chemnitz 1	0,182 (2015)	0,623	0,182	0,644	0,300	0,401	0,293	0,293
Chemnitz	Göritzchain	0,947 (2019)	1,43	1,03	1,23	1,75	1,04	0,947	0,981
Zwönitz	Altchemnitz 2	0,070 (1994)	0,230	0,201	-	-	0,098	0,140	<b>0,078</b>
Würschnitz	Harthau	0,039 (2019)	0,149	0,106	0,139	0,120	0,049	<b>0,039</b>	0,075
Chemnitzbach	Wolfsgrund	0,064 (2018)	0,213	0,163	0,119	0,163	0,064	0,091	0,091
Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	0,028 (2018)	0,044	0,032	0,137	0,170	<b>0,028</b>	0,073	0,041
Zschopau	Tannenberg	0,068 (2004)	0,312	0,178	0,222	0,295	0,137	0,222	0,212
Zschopau	Lichtenwalde 1	2,24 (2018)	3,51	2,49	2,59	3,32	2,24	2,61	2,37
Schwarze Pockau	Zöblitz	0,142 (2018)	0,285	0,285	0,178	0,382	0,142	0,257	0,257

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Vereinigte Mulde	Golzern 1	8,99 (2018)	14,00	10,60	12,10	16,60	<b>8,99</b>	9,27	9,14
Chemnitz	Chemnitz 1	0,211 (2015)	0,794	<b>0,211</b>	0,784	0,559	0,431	0,341	0,403
Chemnitz	Göritzchain	1,06 (2019)	1,65	1,08	1,44	1,97	1,09	<b>1,06</b>	1,12
Zwönitz	Altchemnitz 2	0,154 (2020)	0,276	0,211	-	-	0,179	<b>0,154</b>	0,180
Würschnitz	Harthau	0,050 (2019)	0,219	0,121	0,174	0,177	0,058	<b>0,050</b>	0,105
Chemnitzbach	Wolfsgrund	0,064 (2018)	0,218	0,167	0,127	0,165	<b>0,064</b>	0,096	0,092
Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	0,044 (2018)	0,074	0,078	0,144	0,211	<b>0,044</b>	0,075	0,054
Zschopau	Tannenberg	0,115 (1997)	0,339	0,197	0,244	0,345	<b>0,175</b>	0,234	0,218
Zschopau	Lichtenwalde 1	2,41 (2018)	4,02	2,66	2,77	4,04	<b>2,41</b>	2,90	2,49
Schwarze Pockau	Zöblitz	0,142 (2018)	0,318	0,285	0,191	0,441	<b>0,142</b>	0,263	0,280

Gewässer	Pegel	MNQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Vereinigte Mulde	Golzern 1	14,30	11	39	17	3	145	118	87
Chemnitz	Chemnitz 1	0,687	6	45	3	19	114	74	60
Chemnitz	Göritzhein	1,78	45	79	15	3	129	109	68
Zwönitz	Altchemnitz 2	0,344	26	22	4	-	39	89	64
Würschnitz	Harthau	0,188	10	43	12	17	127	148	73
Chemnitzbach	Wolfsgrund	0,173	0	8	34	37	164	179	80
Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	0,160	18	25	8	0	119	61	87
Zschopau	Tannenberg	0,266	0	39	6	0	136	47	34
Zschopau	Lichtenwalde 1	4,40	13	42	30	32	142	103	85
Schwarze Pockau	Zöblitz	0,418	20	29	39	11	171	79	51

Im Wasserhaushaltsjahr 2014 bewegten sich die Durchflüsse an den hier betrachteten Pegeln meist zwischen MQ und MNQ. MNQ wurde mit Ausnahme der Pegel Wolfsgrund und Tannenberg in den Sommermonaten an 6 (Pegel Chemnitz) bis 45 Tagen (Pegel Göritzhein) unterschritten. NQ(2014) und NM7Q(2014) bewegten sich an den ausgewählten Pegeln uneinheitlich sowohl unter als auch über MNQ. Temporäre Anstiege der Durchflüsse infolge von Niederschlägen traten im Sommer und Herbst auf. Die höchsten Durchflüsse wurden jedoch Mitte Januar registriert, die auf von Regen forcierter Schneeschmelze zurückzuführen waren. In Einzelfällen wurden Durchflüsse in Höhe des zehnfachen MQ erreicht. Im Jahresmittel war das WHJ in den Mulden in einer Spannweite von 60 bis 80 % des mehrjährigen Mittels generell unterdurchschnittlich.

Das Wasserhaushaltsjahr 2015 begann mit Durchflüssen über MQ, bevor diese an den Pegeln ab Mai kontinuierlich zurückgingen und im Oktober MNQ unterschritten. Mit 79 Tagen wurde am Pegel Göritzhein MNQ am längsten unterschritten, am Pegel Wolfsgrund dagegen nur an 8 Tagen. Die niedrigsten Durchflüsse NQ(2015) und NM7Q(2014) lagen z. T. deutlich unter MNQ. Am Pegel Krummenhennersdorf 1 betrug NQ(2015) lediglich 20 % vom mehrjährigen MNQ. Die höchsten Durchflüsse traten in den Wintermonaten auf und bewegten sich deutlich unter MNQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses zwischen 60 und 80 % des mehrjährigen Mittels blieb auch das WHJ 2015 unterdurchschnittlich.

Im der ersten Hälfte des Wasserhaushaltsjahres 2016 war keine Niedrigwassersituation zu verzeichnen. Tendenziell ging die Wasserführung, allerdings relativ häufig von z. T. markanten Anstiegen unterbrochen, zurück, so dass ab Mitte August MNQ unterschritten wurde. Die Dauer der Unterschreitung betrug bis zu 39 Tage (Pegel Zöblitz). NQ(2016) und NM7Q(2016) bewegten sich mit Ausnahme des Pegels Chemnitz unter MNQ. Mit Jahresmittelwerten des Durchflusses zwischen 80 und 100 % des mehrjährigen Mittels kann das WHJ 2016 noch als durchschnittlich bezeichnet werden.

Das Wasserhaushaltsjahr 2017 war nur teilweise unterdurchschnittlich. Der Durchflussverlauf stellte sich recht dynamisch dar. Im September und Oktober wurden teilweise die mehrjährigen MNQ unterschritten. Die längste Unterschreitungsdauer wies der Pegel Wolfgrund mit 37 Tagen auf. NQ(2017) und NM7Q(2017) blieben sowohl unter als auch über MNQ. Die Niederschlagstätigkeit ab Mitte Oktober beendete die Niedrigwassersituation mit der Folge von Durchflüssen im Bereich von MQ und darüber.

Zu Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2018 war eine zunächst noch gleichbleibende bis fallende Tendenz der Wasserführung zu beobachten. Ende Mai wurde MNQ unterschritten. Diese Situation hielt im Allgemeinen über mehr als 100 Tage an. Den Spitzenwert hält mit 171 Tagen der Pegel Zöblitz. Teils kräftige Niederschläge in dieser Zeit unterbrachen die MNQ-Unterschreitung nur kurz. Trotz der langen Andauer der Niedrigwassersituation blieben die Durchflüsse mit durchschnittlich 75 bis 85 % noch moderat unter dem mehrjährigen MQ, so dass nur teilweise von unterdurchschnittlichen Durchflüssen gesprochen werden kann. Der geringste anteilige Niedrigwasserdurchfluss war mit 18 % bezogen auf das mehrjährige MNQ am Pegel Krummenhennersdorf 1 zu beobachten. Spätestens mit dem Hochwasser im Januar war die extreme Niedrigwassersituation im Flussgebiet zunächst beendet.

Aber bereits mit Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2019 unterschritten die Durchflüsse schon wieder MQ, ab Juni dann auch MNQ. Diese Phase hielt wieder lange an. Die längste Unterschreitungsdauer von MNQ wies der Pegel Wolfsgrund mit 179 Tagen auf. Die mittleren Durchflüsse dieses Jahres waren mit 50 % gegenüber dem mehrjährigen Mittel stark unterdurchschnittlich. Die NQ- und NM7Q-Werte blieben unter MNQ. Erst im Februar waren nach Niederschlägen die Durchflüsse wieder in den Bereich der mehrjährigen Mittel gestiegen, im März in Einzelfällen erreichten die Durchflüsse auch das Zehnfache von MQ.

Das Wasserhaushaltsjahr 2020 begann mit Durchflüssen zwischen MQ und MNQ. Von Juli bis teilweise Oktober war MNQ mit Andauern zwischen 34 und 87 Tagen wieder unterschritten. Die NQ- und NM7Q-Werte lagen wieder im gleichen Bereich wie in den beiden Vorjahren deutlich unter MNQ. Mit der Unterschreitung der mehrjährigen Mittel um 30 bis 44 % waren die mittleren Durchflüsse nicht ganz so extrem wie im WHJ 2019, aber noch deutlich unterdurchschnittlich. Ab Mitte Oktober war nach Niederschlägen die Niedrigwasserphase beendet. Die MNQ wurden in der Folge nicht wieder unterschritten.

### **Zusammenfassung**

Im Einzugsgebiet der Mulden waren die WHJ 2018, 2019 und 2020 in unterschiedlicher Intensität vom Niedrigwasser betroffen. Insbesondere in den WHJ 2018 und 2019 wurden anhaltende Niedrigwasserzeiten beobachtet, die in dieser Größenordnung meist auch nicht in den WHJ 1962 bis 1964 und 1976 nachgewiesen wurden. Dabei war die Unterschreitung von NNQ nur in Einzelfällen zu beobachten. Im historischen Kontext sind lange Unterschreitungsdauern der mehrjährigen mittleren Niedrigwasserdurchflüsse von über 100 Tagen im Wasserhaushaltsjahr nicht ungewöhnlich. Bezogen auf den Jahresmittelwert sind die WHJ 2014 bis 2017 und auch das WHJ 2018 als meist durchschnittlich, das WHJ 2019 stark unterdurchschnittlich und das WHJ 2020 unterdurchschnittlich bis stark unterdurchschnittlich einzuordnen. Unterschiede im Abflussverhalten der Gebiete resultieren aus ihren Speichereigenschaften und der räumlichen Verteilung der im Vergleich zu den Jahren zwischen 1995 und 2013 geringen Niederschläge. Die z. T. daraus resultierenden kleinen Hochwasserereignisse unterbrachen diese mehrjährige Phase unterdurchschnittlicher Durchflüsse nur in unbedeutendem Maße.

### 3.1.6 Einzugsgebiet Weiße Elster

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an vier ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 8 zusammengestellt sind.

**Tabelle 8: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Weißen Elster (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Weißer Elster	Adorf 1	1,56	1,17	1,05	1,08	1,55	1,49	0,925	1,00
Weißer Elster	Kleindalzig	16,20	13,38	10,27	12,26	15,08	11,0	8,97	13,58
Göltzsch	Mylau	1,79	1,37	1,03	1,52	1,57	1,19	0,934	1,34
Pleiße	Regis-Serbitz	3,14	2,89	2,26	2,49	2,46	1,84	1,55	1,89

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Weißer Elster	Adorf 1	0,090 (2019)	0,150	0,189	0,232	0,321	0,276	0,090	0,126
Weißer Elster	Kleindalzig	2,88 (2001)	6,32	5,19	5,86	4,76	3,96	3,76	3,80
Göltzsch	Mylau	0,120 (2001+)	0,298	0,164	0,265	0,268	0,149	0,165	0,165
Pleiße	Regis-Serbitz	0,290 (2020)	1,33	0,668	0,856	0,870	0,572	0,580	0,290

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Weißer Elster	Adorf 1	0,095	0,225	0,193	0,263	0,407	0,310	0,095	0,160
Weißer Elster	Kleindalzig	3,10	6,62	5,55	6,15	5,73	4,26	4,00	4,57
Göltzsch	Mylau	0,165	0,320	0,165	0,294	0,319	0,165	0,179	0,190
Pleiße	Regis-Serbitz	0,351	1,380	0,674	0,877	1,020	0,608	0,619	0,351

Gewässer	Pegel	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Weißer Elster	Adorf 1	0,344	31	40	8	1	33	83	58
Weißer Elster	Kleindalzig	5,01	0	0	0	3	58	62	29
Göltzsch	Mylau	0,309	5	42	6	8	142	63	27
Pleiße	Regis-Serbitz	1,05	0	82	24	5	124	92	160

Im Wasserhaushaltsjahr 2014 bewegten sich die Durchflüsse an den Pegeln meist zwischen MQ und MNQ. In den Sommermonaten wurde MNQ nur im Oberlauf der Weißen Elster am Pegel Adorf 1 an 34 Tagen und am Pegel Mylau an der Göltzsch an 4 Tagen unterschritten. NQ(2014) und NM7Q(2014) lagen außer an den Pegeln am Oberlauf der Weißen Elster und Göltzsch deutlich über MNQ. Einzelne Durchflussspitzen erreichten MHQ nicht. Die Jahresmittelwerte des Durchflusses MQ(2014) ergaben 75 bis 92 % des MQ und sind als überwiegend durchschnittlich einzuordnen.

Im Wasserhaushaltsjahr 2015 stellte sich auch in der Weißen Elster erstmals im betrachteten Zeitraum von 2014 bis 2020 eine Niedrigwassersituation ein. MNQ wurde an den Pegeln am Oberlauf der Weißen Elster und an der Göltzsch an 40 bzw. 42 Tagen, in der Pleiße am Pegel Regis-Serbitz an 82 Tagen unterschritten. Am Pegel Kleindalzig am Unterlauf der Weißen Elster fielen die Durchflüsse aufgrund der

Einleitung der Sumpfungswasser aus dem Braunkohlebergbau nicht unter MNQ. An allen Pegeln, außer am Pegel Kleindalzig, lagen NQ(2015) und NM7Q(2015) deutlich unter MNQ. Kleinere Durchflussanstiege bewegten sich unterhalb von MHQ. Im Jahresmittel ist das WHJ 2015 mit 58 bis 72 % von MQ als unterdurchschnittlich bis stark unterdurchschnittlich einzuordnen.

Das Wasserhaushaltsjahr 2016 begann bei mittleren Abflussbedingungen. In der zweiten Aprilhälfte ging die Wasserführung aufgrund der niederschlagsarmen Witterung langsam zurück. An den Pegeln näherten sich die Durchflüsse MNQ, unterschritten diesen aber erst im Herbst an den Pegeln am Oberlauf der Weißen Elster und an der Göltzsch an 8 bzw. 6 Tagen, an der Pleiße am Pegel Regis-Serbitz an 24 Tagen. An allen Pegeln, außer am Pegel Kleindalzig, lagen NQ(2016) und NM7Q(2016) unter MNQ. Einzelne Durchflussspitzen stellten sich deutlich unter MHQ ein. Im Jahresmittel ist das WHJ 2016 mit 69 bis 85 % von MQ als etwas unterdurchschnittlich zu bewerten.

Im Wasserhaushaltsjahr 2017 bewegten sich die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln überwiegend zwischen MNQ und MQ. Dabei wurde MNQ an den Pegeln der Weißen Elster an maximal 3 Tagen, der Göltzsch an 8 Tagen und der Pleiße an 5 Tagen unterschritten. Die niedrigsten Tagesmittelwerte NQ(2017) an den Pegeln lagen unter MNQ. NM7Q(2017) stellte sich an den Pegeln über bzw. nahe MNQ ein. Einzelne kleinere Durchflussspitzen lagen deutlich unter MHQ. Im Jahresmittel ist das WHJ 2017 mit 78 bis 99 % von MQ als durchschnittlich zu bewerten.

Ab Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2018 begannen die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln sehr schnell unter MQ zu fallen. Im Mai und im Juni kam es insbesondere im Oberlauf der Weißen Elster zu mehreren Starkregenereignissen. Der höchste Durchfluss am Pegel Adorf 1 an der Weißen Elster erreichte dabei das 3-fache von MHQ. An den anderen Pegeln zeigten die Starkregen nicht diese Wirkung. Ab Juli stellte sich an allen betrachteten Pegeln zum Teil eine extreme Niedrigwassersituation ein, welche bis Anfang Dezember anhielt. An den Pegeln der Göltzsch und der Pleiße wurde an 142 Tagen bzw. 124 Tagen MNQ im WHJ unterschritten. An den Pegeln Adorf 1 und Kleindalzig an der Weißen Elster waren es trotz der Starkregen im Mai und Juni noch 33 bzw. 58 Tage. NQ(2018) und NM7Q(2018) lagen insbesondere an den Pegeln von Göltzsch und Pleiße deutlich unter MNQ. Das WHJ 2018 fiel mit 60 bis 70 % MQ(2018) von MQ unterdurchschnittlich, im Oberlauf der Weißen Elster durchschnittlich aus.

Im Wasserhaushaltsjahr 2019 bewegten sich die Durchflüsse über Monate zwischen MQ und MNQ und unterschritten MNQ von Juni bis Oktober an den Pegeln maximal an 92 Tagen. NQ(2019) und NM7Q(2019) erreichten nur 26 bis 80 % von MNQ. Im WHJ 2019 wurde am Pegel Adorf 1 an der Weißen Elster der niedrigste Tagesmittelwert des Durchflusses der Reihe 1991 bis 2020 registriert. Durchflussspitzen in den Winter- und Frühjahrsmonaten lagen deutlich unter MHQ. Das WHJ 2019 fiel mit 50 bis 60 % von MQ im Mittel stark unterdurchschnittlich aus.

Zu Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2020 bewegten sich die Durchflüsse an den Pegeln bereits unter MQ und begannen ab Mai MNQ an maximal 59 Tagen zu unterschreiten. Die Durchflussspitzen insbesondere in den Wintermonaten erreichten MHQ nicht. NQ(2020) und NM7Q(2020) lagen zum Teil deutlich unter MNQ. Das WHJ 2020 fiel unterdurchschnittlich, im Unterlauf der Weißen Elster am Pegel Kleindalzig durchschnittlich aus.

## Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet der Weißen Elster waren die WHJ 2018, 2019 und 2020 in unterschiedlicher Intensität vom Niedrigwasser betroffen. Ab dem Frühjahr 2018 stellte sich eine sehr niedrige Abflusssituation ein, die im Oberlauf der Weißen Elster von mehreren Starkregeneignissen unterbrochen wurde. Trotzdem wurden ab 2018 bis 2020 anhaltende Niedrigwasserzeiten beobachtet, die in dieser Größenordnung vor allem in der Göltzsch und in der Pleiße noch nicht nachgewiesen wurden (A 3.6). Im Oberlauf der Weißen Elster am Pegel Adorf 1 ist immer noch das Niedrigwasser von 1962 das bedeutendste. Im Jahresmittel hebt sich das WHJ 2019 als sehr trockenes Jahr heraus.

### 3.1.7 Einzugsgebiet der Spree

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an vier ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 9 zusammengestellt sind.

**Tabelle 9: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Spree (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Spree	Bautzen 1	2,560	1,820	1,850	2,100	2,46	1,780	<b>1,290</b>	1,730
Löbauer Wasser	Gröditz 2	1,340	1,080	0,897	1,210	1,480	0,882	<b>0,669</b>	1,040
Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	0,691	0,518	0,380	0,701	0,784	0,395	<b>0,293</b>	0,529
Weißer Schöps	Särichen	0,779	0,614	0,422	0,805	0,813	0,448	<b>0,267</b>	0,566

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Spree	Bautzen 1	0,520 (1991)	0,895	0,685	0,825	1,00	0,674	0,560	<b>0,522</b>
Löbauer Wasser	Gröditz 2	0,191 (2006)	0,454	0,258	0,292	0,399	0,262	0,254	<b>0,243</b>
Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	0,043 (2006)	0,117	0,091	0,138	0,145	<b>0,049</b>	0,080	0,082
Weißer Schöps	Särichen	0,017 (2006+)	0,162	0,069	0,122	0,114	<b>0,017</b>	0,029	0,029

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Spree	Bautzen 1	0,558 (2020)	0,951	0,732	0,850	1,160	0,693	0,607	<b>0,558</b>
Löbauer Wasser	Gröditz 2	0,207 (1992)	0,490	0,273	0,352	0,508	0,276	0,293	<b>0,270</b>
Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	0,045 (2006)	0,125	0,099	0,168	0,194	<b>0,065</b>	0,087	0,092
Weißer Schöps	Särichen	0,020 (2006)	0,176	0,077	0,139	0,191	<b>0,024</b>	0,033	0,034

Gewässer	Pegel	MNQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Spree	Bautzen 1	0,886	0	39	7	0	93	150	92
Löbauer Wasser	Gröditz 2	0,413	0	77	26	3	109	83	88
Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	0,133	6	56	0	0	79	67	65
Weißer Schöps	Särichen	0,124	0	40	1	1	86	118	94

Das Wasserhaushaltsjahr 2014 begann mit Durchflüssen an den betrachteten Pegeln, die meist zwischen MQ und MNQ lagen. Im Juni bewegten sich die Durchflüsse dann nur noch knapp über MNQ und nur am Pegel des Schwarzen Schöps fielen diese an 6 Tagen darunter. NQ(2014) und NM7Q(2014) lagen außer am Pegel Jänkendorf am Schwarzen Schöps über MNQ. Mehrfache Durchflussanstiege im WHJ blieben deutlich unter MHQ. Der Jahresmittelwert des Durchflusses MQ(2014) ergab nur 70 bis 80 % des MQ. Damit ist das WHJ 2014 als etwas unterdurchschnittlich einzuordnen.

Das Wasserhaushaltsjahr 2015 startete noch mit Durchflüssen über MQ, die sich dann allmählich Richtung MNQ bewegten. Ab Anfang August fielen an allen betrachteten Pegeln die Durchflüsse unterhalb MNQ und verblieben an 39 bis 77 Tage darunter. NQ(2015) und NM7Q(2015) lagen an allen Pegeln deutlich unter MNQ. Während des WHJ gab es unwesentliche Durchflussanstiege, die deutlich unter MHQ blieben. Mit nur 55 % von MQ waren die Jahresmittelwerte des Durchflusses im WHJ an den Pegeln am Schwarzen und Weißen Schöps stark unterdurchschnittlich. In der Spree oberhalb der Talsperre Bautzen und im Gröditz Wasser war die Abflusssituation im Mittel etwas besser, aber auch als unterdurchschnittlich einzuordnen (72 % und 67 % von MQ).

Das Wasserhaushaltsjahr 2016 begann mit Durchflüssen über MQ, die dann von Mai bis in den Herbst sich meist zwischen MQ und MNQ bewegten. Durchflüsse kleiner MNQ stellten sich ab Ende August nur an 7 Tagen an den Pegeln Bautzen 1 sowie an 26 Tagen am Pegel Gröditz 2 ein. NQ(2016) und NM7Q(2016) lagen an den meisten Pegeln in der Größenordnung von MNQ. Auch im WHJ 2016 gab es nur unwesentliche Durchflussanstiege, die deutlich unter MHQ blieben. Im Jahresmittel war die Abflusssituation an den betrachteten Pegeln durchschnittlich (82 bis 103 % von MQ).

Auch das Wasserhaushaltsjahr 2017 startete an den Pegeln mit Durchflüssen über MQ, die sich dann bis Juni MNQ näherten. MNQ wurde aber nur am Pegel Gröditz 2 am Löbauer Wasser an drei Tagen und am Pegel Särichen am Weißen Schöps an einem Tag unterschritten. NQ(2017) und NM7Q(2017) stellten sich in der Größenordnung von MNQ ein. Die im WHJ beobachteten Durchflussspitzen lagen außer am Pegel Gröditz 2 am Löbauer Wasser unterhalb von MHQ. Im Jahresmittel sind die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln als durchschnittlich (96 bis 113 % von MQ) einzuordnen.

Zu Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2018 lagen die Durchflüsse an den Pegeln nur noch für kurze Zeit über MQ. Bis Juni fielen diese unter MNQ und verblieben bis Oktober bzw. November mit wenigen Unterbrechungen darunter. Besonders extrem war die Situation im Weißen Schöps. Hier stellten sich Tagesmittelwerte des Durchflusses ein, die unter 20 % von MNQ lagen. Die im WHJ beobachteten Durchflussspitzen lagen an allen Pegeln unterhalb von MHQ. Im Jahresmittel sind die Durchflüsse an den betrachteten Pegeln am Weißen und Schwarzen Schöps als stark unterdurchschnittlich (57 und 58 % von MQ) und an der Spree als unterdurchschnittlich (70 % von MQ) einzuordnen.

Bereits zu Beginn des Wasserhaushaltsjahr 2019 bewegten sich die Durchflüsse unter MQ und fielen im Juni unter MNQ. An den Pegeln wurden an maximal 150 Tagen Durchflüsse kleiner MNQ registriert. NQ(2019) bzw. NM7Q(2019) erreichten am Pegel des Weißen Schöps nicht einmal 30 %, an den anderen Pegeln 60 bis 70 % von MNQ. Die Durchflussspitzen lagen an allen Pegeln unter MHQ. Die Jahresmittelwerte des Durchflusses sind an allen betrachteten Pegeln als stark unterdurchschnittlich (34 bis 50 % von MQ) einzuordnen.

Im Wasserhaushaltsjahr 2020 unterschritten die Durchflüsse an den Pegeln bereits Ende April MNQ und bewegten sich mit Unterbrechungen bis in die zweite Septemberhälfte auf diesem niedrigen Niveau. Dabei wurde MNQ an den Pegeln maximal an 94 Tagen unterschritten. NQ(2020) bzw. NM7Q(2020) erreichten am Pegel des Weißen Schöps nicht einmal 30 %, an den anderen Pegeln 60 bis 70 % von MNQ. Mitte Oktober kam es zu den größten Durchflussanstiegen im WHJ, MHQ wurde dabei nicht erreicht. Auch das WHJ 2020 war im Jahresmittel (68 bis 78 % von MQ) unterdurchschnittlich.

### Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet der Spree und der hier betrachteten Pegel waren insbesondere die WHJ 2018, 2019 und 2020 vom Niedrigwasser betroffen. Die niedrige Abflusssituation, die sich während dieser Zeit einstellte, hielt über mehrere Monate an. Diese Andauer ist selten, wurde aber an den hier betrachteten Pegeln insbesondere in den Niedrigwasserjahren 1934, 1963 und 1976 übertroffen. Neue historische Tiefstwerte des Durchflusses (NNQ) stellten sich nicht ein. Mit sehr niedrigen Jahresmittelwerten (34 bis 50 % von MQ) ragt das WHJ 2019 heraus und ist als außergewöhnlich trockenes Jahr einzuordnen.

### 3.1.8 Einzugsgebiet Lausitzer Neiße

Die Beschreibung und Auswertung der Abflusssituation in den Jahren 2014 bis 2020 erfolgt an vier ausgewählten Pegeln, deren ausgewählte Kenngrößen in Tabelle 10 zusammengestellt sind.

**Tabelle 10: Gegenüberstellung der gewässerkundlichen Hauptwerte MQ, NQ, NM7Q der mehrjährigen Reihe 1991-2020 und der Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020 sowie die Unterschreitung von MNQ im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße (in rot sind die Extreme markiert)**

Gewässer	Pegel	MQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Lausitzer Neiße	Zittau 1	8,67	5,45	5,94	7,51	9,15	6,17	<b>5,24</b>	6,57
Lausitzer Neiße	Görlitz	14,85	10,67	9,91	13,79	16,06	10,03	<b>9,02</b>	13,18
Mandau	Großschönau 2	2,14	1,15	1,68	1,71	1,85	1,39	<b>1,03</b>	1,58
Pließnitz	Tauchritz	0,970	0,655	0,578	0,812	0,695	0,562	<b>0,427</b>	0,638

Gewässer	Pegel	NQ [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Lausitzer Neiße	Zittau 1	1,47 (2018)	2,90	1,85	2,30	2,72	<b>1,47</b>	1,66	2,10
Lausitzer Neiße	Görlitz	2,22 (2019)	5,56	2,50	3,62	4,09	2,30	<b>2,22</b>	2,41
Mandau	Großschönau 2	0,137 (2018)	0,282	0,155	0,282	0,312	<b>0,137</b>	0,181	0,235
Pließnitz	Tauchritz	0,124 (2006)	0,372	0,249	0,249	0,333	0,207	0,188	<b>0,168</b>

Gewässer	Pegel	NM7Q [m³/s]							
		1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Lausitzer Neiße	Zittau 1	1,49 (2018)	2,99	1,92	2,48	3,20	<b>1,49</b>	1,80	2,18
Lausitzer Neiße	Görlitz	2,40 (2018)	5,66	2,69	3,88	5,03	<b>2,40</b>	2,48	2,48
Mandau	Großschönau 2	0,146 (2018)	0,313	0,181	0,312	0,397	<b>0,146</b>	0,195	0,255
Pließnitz	Tauchritz	0,127 (2006)	0,413	0,279	0,270	0,363	0,221	0,206	<b>0,203</b>

Gewässer	Pegel	MNQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
			1991-2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Lausitzer Neiße	Zittau 1	2,51	0	78	8	0	<b>146</b>	86	26
Lausitzer Neiße	Görlitz	4,10	0	87	11	0	<b>153</b>	121	42
Mandau	Großschönau 2	0,359	34	79	23	3	<b>175</b>	120	38
Pließnitz	Tauchritz	0,338	0	81	35	1	106	<b>151</b>	115

Im Wasserhaushaltsjahr 2014 bewegten sich die Durchflüsse an den Pegeln an der Lausitzer Neiße und der Pließnitz hauptsächlich über MNQ, aber in der meisten Zeit unter MQ der mehrjährigen Reihe 1991 bis 2020. MNQ wurde nur am Pegel der Mandau an 34 Tagen unterschritten. NQ(2014) und NM7Q(2014) lagen außer am Mandaupegel deutlich über MNQ. Einzelne Durchflussspitzen vor allem im Winter und im Frühjahr erreichten MHQ nicht. Der Jahresmittelwert des Durchflusses MQ(2014) ergab nur 50 bis 70 % des MQ und ist als stark unterdurchschnittlich einzuordnen.

Im Wasserhaushaltsjahr 2015 begann das Niedrigwasser bereits im Frühjahr 2015 und hielt bis in den Herbst an. An maximal 87 Tagen im WHJ unterschritten die Durchflüsse an den Pegeln MNQ. NQ(2015) und NM7Q(2015) betrug nur 43 bis 83 % von MNQ. Einzelne Durchflussspitzen, meist im Frühjahr und im Winter, bewegten sich unter MHQ. Ab dem Herbst 2015 lagen die Tagesmitteldurchflüsse an den Pegeln meist über MQ. Der Jahresmittelwert des Durchflusses MQ(2015) an den Pegeln stellte sich bei 60 bis 80 % von MQ ein und ist als unterdurchschnittlich einzuordnen.

Das Wasserhaushaltsjahr 2016 begann bei mittleren Abflussbedingungen. In der zweiten Aprilhälfte ging die Wasserführung aufgrund der niederschlagsarmen Witterung langsam zurück. An den Pegeln näherten sich die Durchflüsse MNQ und unterschritten diesen ab Juni in der Lausitzer Neiße an maximal 11 Tagen und an den Nebenflüssen an maximal 35 Tagen im WHJ. NQ(2016) und NM7Q(2016) lagen nahe bei MNQ. Einzelne Durchflussspitzen lagen deutlich unter MHQ. Der mittlere Jahresdurchfluss MQ(2016) an den Pegeln fiel im WHJ mit 84 bis 93 % des MQ durchschnittlich aus.

Im Wasserhaushaltsjahr 2017 bewegten sich die Durchflüsse an den Pegeln im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße überwiegend zwischen MNQ und MQ. Dabei wurde MNQ an den Pegeln der Lausitzer Neiße und Mandau nie, an der Pließnitz an einem Tag unterschritten. NQ(2017) und NM7Q(2017) lagen außer am Pegel an der Mandau über MNQ. Einzelne kleinere Durchflussspitzen lagen deutlich unter MHQ. Auch das WHJ 2017 kann im Mittel für die Lausitzer Neiße als durchschnittlich, für die Nebenflüsse Mandau und Pließnitz mit 86 % und 72 % von MQ als fast durchschnittlich eingestuft werden.

Im Wasserhaushaltsjahr 2018 erreichten die Durchflüsse von Mitte April 2018 bis in die zweite Dezemberhälfte MQ nicht mehr. Ende Mai stellte sich eine extreme Niedrigwassersituation ein, welche bis Anfang

Dezember anhielt. An maximal 153 Tagen im WHJ unterschritten die Durchflüsse an den Pegeln der Lausitzer Neiße MNQ. NQ(2018) und NM7Q(2018) erreichten nur 40 bis 60 % von MNQ. Im WHJ 2018 wurden an den Pegeln Zittau 1 an der Lausitzer Neiße und Großschönau an der Mandau der niedrigste Tagesmittelwert des Durchflusses der Reihe 1991 bis 2020 registriert. Durchflussspitzen in den Winter- und Frühjahrsmonaten lagen deutlich unter MHQ. Das WHJ 2018 fiel mit 60 bis 70 % MQ(2018) von MQ unterdurchschnittlich aus.

Auch im Wasserhaushaltsjahr 2019 bewegten sich die Durchflüsse über Monate zwischen MQ und MNQ und unterschritten MNQ von Juni bis Dezember an den Pegeln der Lausitzer Neiße maximal an 121 Tagen, an der Mandau an 120 Tagen und an der Pließnitz an 151 Tagen. NQ(2019) und NM7Q(2019) erreichten nur 50 bis 70 % von MNQ. Im WHJ 2019 wurde am Pegeln Görlitz 1 an der Lausitzer Neiße der niedrigste Tagesmittelwert des Durchflusses der Reihe 1991 bis 2020 registriert. Durchflussspitzen in den Winter- und Frühjahrsmonaten lagen deutlich unter MHQ. Das WHJ 2019 fiel mit 44 bis 60 % von MQ im Mittel stark unterdurchschnittlich aus.

Zu Beginn des Wasserhaushaltsjahres 2020 bewegten sich die Durchflüsse zwischen MQ und MNQ und unterschritten ab Mai MNQ an der Lausitzer Neiße an maximal 42 Tagen, an der Pließnitz sogar an 115 Tagen. Unterbrochen wurde das Niedrigwasser durch ein Starkregenereignis im Juni. Die Durchflussspitzen im Juni stellten sich an den Pegeln zum Teil nahe MHQ ein und waren gleichzeitig die höchsten Durchflüsse seit dem Jahr 2013. NQ(2020) und NM7Q(2021) erreichten nur 50 bis 90 % von MNQ. Das WHJ 2020 fiel mit 66 bis 89 % von MQ im Mittel unterdurchschnittlich aus.

### **Zusammenfassung**

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ragen die Jahre 2018 und 2019 als besonders extreme Niedrigwasserjahre heraus. Ab dem Frühjahr 2018 stellte sich in der Lausitzer Neiße, der Mandau und der Pließnitz eine sehr niedrige Abflusssituation ein, die zum Teil über ein halbes Jahr anhielt. Diese lange Dauer des Niedrigwassers ist außergewöhnlich und konnte in dieser Größenordnung in der Lausitzer Neiße nur am Pegel Zittau 1 im WHJ 1962 nachgewiesen werden (A 3.6). Mit sehr niedrigen Jahresmittelwerten (44 bis 60 % von MQ) ragt das WHJ 2019 heraus und ist als sehr trockenes Jahr einzuordnen.

## **3.2 Statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen**

Ziel der statistischen Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen des Durchflusses an den Pegeln der Fließgewässer war die Einordnung sowohl der gesamten Niedrigwasserperiode 2014 bis 2020 als auch von einzelnen Jahren innerhalb dieser Periode aus hydrologischer Sicht. Im Zuge der statistischen Einordnung wurden daher den Niedrigwasserkenngrößen in Einzeljahren sowie in mehrjährigen Phasen Jährlichkeiten ( $T_n$ ) zugeordnet. Je größer die Jährlichkeit in Jahren ist, desto seltener ist das entsprechende Niedrigwasserereignis.

### **3.2.1 Datengrundlage und Datenaufbereitung statistische Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen**

Datengrundlage für die statistische Auswertung bildeten Zeitreihen von täglichen Durchflüssen  $Q$ , die an 34 Pegeln in Sachsen betrachtet wurden (siehe Kapitel 3.1 *Niedrigwasserabflüsse in Sachsen*). Von den in Tabelle 3 in Kapitel 3.1.1 *Pegel und Niedrigwasserkenngrößen* genannten Kenngrößen wurden

- die Durchflussskenngrößen NM7Q, NM15Q, NM30Q,
- die Dauerkenngrößen maxD und SumD sowie
- die Defizitkenngrößen maxV und SumV

in die statistische Auswertung einbezogen.

Zur Ableitung der Dauer- und Defizitkenngößen wurde als Schwellenwert das Überschreitungsquantil Q80 (Durchfluss, der an 80 % der Tage überschritten wird) verwendet.

Die Datenaufbereitung erfolgte gemäß DWA-Merkblatt M 541. Für die separate (univariate) Auswertung der oben genannten Kenngrößen wurden jährliche Serien mit je einem Wert pro Wasserhaushaltsjahr (vom 1.4. bis 31.3. des Folgejahres) gebildet, und zwar zunächst für den Bezugszeitraum 1991 bis 2020 und in einer weiteren Betrachtung für den Bezugszeitraum von 1931 bis 2020. Die jährlichen Serien wurden auf stochastische Unabhängigkeit sowie auf Homogenität und Stationarität überprüft. Da Unabhängigkeit und Trendfreiheit nicht immer gegeben waren, erfolgten Erweiterungen des wahrscheinlichkeitsanalytischen Ansatzes, die im ausführlichen Endbericht (STOCKEL ET AL. 2022) dokumentiert sind. Für die gemeinsame (bivariate) Auswertung der Kenngrößen maxD und maxV wurden partielle Serien gebildet. Nachdem im Zuge der Auswertung festgestellt wurde, dass die Serienlänge teilweise einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse der statistischen Analysen haben kann, wurde für die Hälfte der Pegel (17) zusätzlich ein langer Bezugszeitraum von 1931 bis 2020 eingeführt, für den ebenfalls jährliche bzw. partielle Serien der genannten Kenngrößen gebildet wurden.

### **3.2.2 Methodik der statistischen Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen**

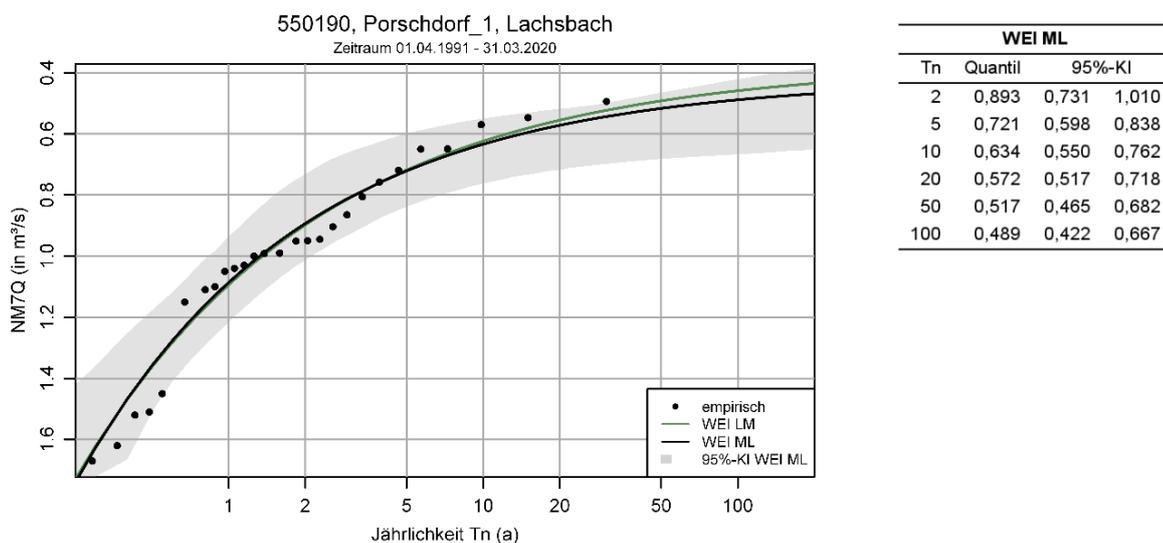
Zur univariaten Wahrscheinlichkeitsanalyse wurden Verteilungsfunktionen an die jährlichen Serien der Niedrigwasserkenngrößen angepasst. Für die Durchflusskenngößen wurde die Weibull-Verteilung gewählt und für die Dauer- und Defizitkenngößen die Beta-Verteilung. Die Anpassung der Verteilungsfunktionen erlaubt die Ermittlung von Quantilen der jeweiligen Kenngröße mit Angabe einer dazu gehörenden Jährlichkeit.

Neben der univariaten erfolgte auch eine dauerübergreifende und eine mehrdimensionale Wahrscheinlichkeitsanalyse. Zur dauerübergreifenden Analyse der Durchflusskenngößen NMxQ mit der Dauer x kam ein Verfahren zur Anwendung, das aus der dauerstufenübergreifenden Starkniederschlagsanalyse entlehnt wurde. Es erlaubt die Angabe einer Niedrigwasserdauer, bei der die Jährlichkeit der Kenngrößen NMxQ ein Maximum erreicht. Die mehrdimensionale Wahrscheinlichkeitsanalyse der bivariaten partiellen Serien von maxD und maxV erfolgte mit Hilfe von Copula-Funktionen. Als Verteilungsfunktion kam hierbei die Generalisierte Pareto-Verteilung zur Anwendung. Im Ergebnis kann sowohl die Wahrscheinlichkeit angegeben werden, mit der entweder eine bestimmte Dauer oder ein bestimmtes Abflussdefizit erreicht oder überschritten wird, als auch die Wahrscheinlichkeit, dass eine bestimmte Dauer und ein bestimmtes Abflussdefizit erreicht oder überschritten werden.

Zur statistischen Einordnung von mehrjährigen Niedrigwasserphasen, z. B. 2018 bis 2020, wurde das von YEVJEVICH (1967) zur Charakterisierung von Dürren eingeführte Konzept von sogenannten Runs in modifizierter Form (STOCKEL ET AL. 2022) angewendet. Ein Run der Länge r besteht demnach (bezogen auf Jahresserien) aus r aufeinanderfolgenden Jahren mit Werten einer betrachteten Variable oberhalb (bzw. unterhalb) eines Schwellenwertes. Einem Run kann ähnlich wie einem Quantil eine Jährlichkeit  $T_n$  zugeordnet werden. Dies kann durch Auszählen einer hinreichend großen Stichprobe erfolgen. In STOCKEL ET AL. (2022) wurden synthetische Stichproben mit je 100.000 Elementen je Pegel mittels Monte-Carlo-Simulation generiert. Dabei wurde auf den im Zuge der Wahrscheinlichkeitsanalyse angepassten Verteilungsfunktionen unter Berücksichtigung von stochastischen Abhängigkeiten, ausgedrückt in Form von Autokorrelationen, aufgesetzt. Weiterführende Ausführungen zur Methodik enthält STOCKEL ET AL. (2022).

### 3.2.3 Ergebnisse der statistischen Auswertung von Niedrigwasserkenngrößen

Abbildung 12 veranschaulicht die Anpassung einer Verteilungsfunktion an die empirischen Plotting-Positionen der Serienwerte in einem Wahrscheinlichkeitsdiagramm exemplarisch anhand der Kenngröße NM7Q (dargestellt über der Jährlichkeit  $T_n$ ) am Pegel Porschdorf 1 / Lachsbach. Da sich das Diagramm auf den Zeitraum 1991 bis 2020 bezieht, sind darin insgesamt 30 Serienwerte als Punkte (Plotting-Positionen) dargestellt, wobei einzelne Punkte übereinanderliegen können. Bei der dargestellten Verteilungsfunktion handelt es sich um die Weibull-Verteilung, deren Parameter mit zwei verschiedenen Schätzverfahren geschätzt wurden (durchgezogene schwarze bzw. grüne Linie). Außerdem ist im Diagramm das Konfidenzintervall, das zur Parameterschätzung nach der Maximum-Likelihood-Methode (ML) gehört, als graue Fläche dargestellt. In der zum Diagramm gehörenden Wertetabelle werden die nach der ML-Methode ermittelten Quantile und deren Konfidenzgrenzen in  $\text{m}^3/\text{s}$  für die Jährlichkeiten  $T_n = 2, 5, 10, 20, 50$  und 100 Jahre angegeben.

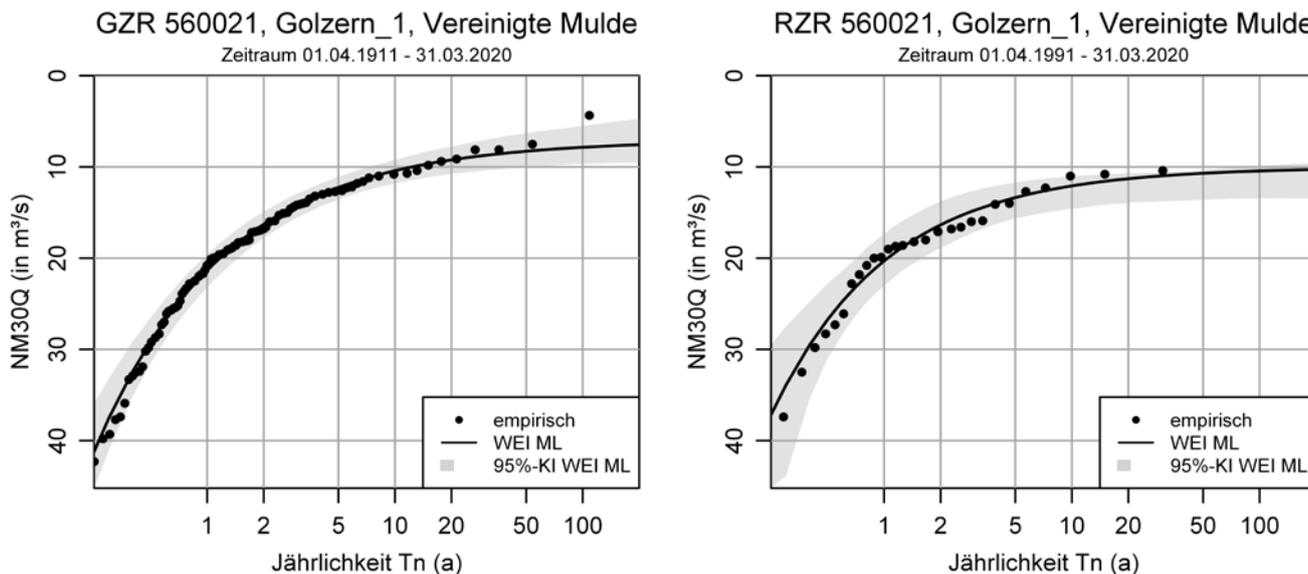


**Abbildung 12: Wahrscheinlichkeitsdiagramm für die NM7Q-Serie (1991-2020) des Pegels Porschdorf 1 am Lachsbach**

Der ausführliche Endbericht zur statistischen Analyse für Niedrigwasserkenngrößen (STOCKEL ET AL. 2022) enthält gleichartige Grafiken wie Abbildung 12 für alle oben genannten Kenngrößen an allen untersuchten 34 Pegeln. Wurden im Zuge der Prüfung auf stochastische Unabhängigkeit der Serien signifikante Autokorrelationen zwischen aufeinander folgenden Einzelwerten festgestellt, wurden diese bei der Schätzung der Konfidenzgrenzen entsprechend berücksichtigt. Ebenfalls berücksichtigt wurden signifikante Trends in den Serien, die bei der Prüfung auf Stationarität detektiert wurden. In diesen Fällen wurde zusätzlich zur stationären eine instationäre Wahrscheinlichkeitsanalyse durchgeführt. Die dabei ermittelten Quantile und Konfidenzgrenzen wurden mit in die Diagramme und Wertetabellen aufgenommen. Für die 17 Pegel, für die auch lange Serien von 1931 bis 2020 gebildet und analysiert wurden, sind im ausführlichen Endbericht (STOCKEL ET AL. 2022) die Diagramme und Wertetabellen ebenfalls enthalten.

Abbildung 13 veranschaulicht den Einfluss der Reihenlänge auf die Ergebnisse exemplarisch anhand der Kenngröße NM30Q für den Pegel Golzern 1 / Vereinigte Mulde. Die Art der Darstellung in den beiden Diagrammen in Abbildung 13 entspricht der in Abbildung 12. Das linke Diagramm in Abbildung 13 zeigt die Anpassung der Weibull-Verteilung an eine lange Serie mit 110 Werten vom Beobachtungsbeginn 1911

bis 2020, das rechte Diagramm die Anpassung an die kurze Serie mit 30 Werten von 1991 bis 2020. Gut zu erkennen sind die Unterschiede zwischen beiden Diagrammen bezüglich der Plotting-Positionen, der Lage der Weibull-Verteilung und den daraus resultierenden Quantilen NM30Q(Tn). Auf Basis der langen Serie werden für gleiche Tn kleinere Quantile NM30Q(Tn) erhalten. Abflüssen im Niedrigwasserbereich  $\leq$  MNQ (ca. 14 m<sup>3</sup>/s) wird auf Basis der kurzen Reihe eine höhere Jährlichkeit zugewiesen als auf Basis der langen Reihe.



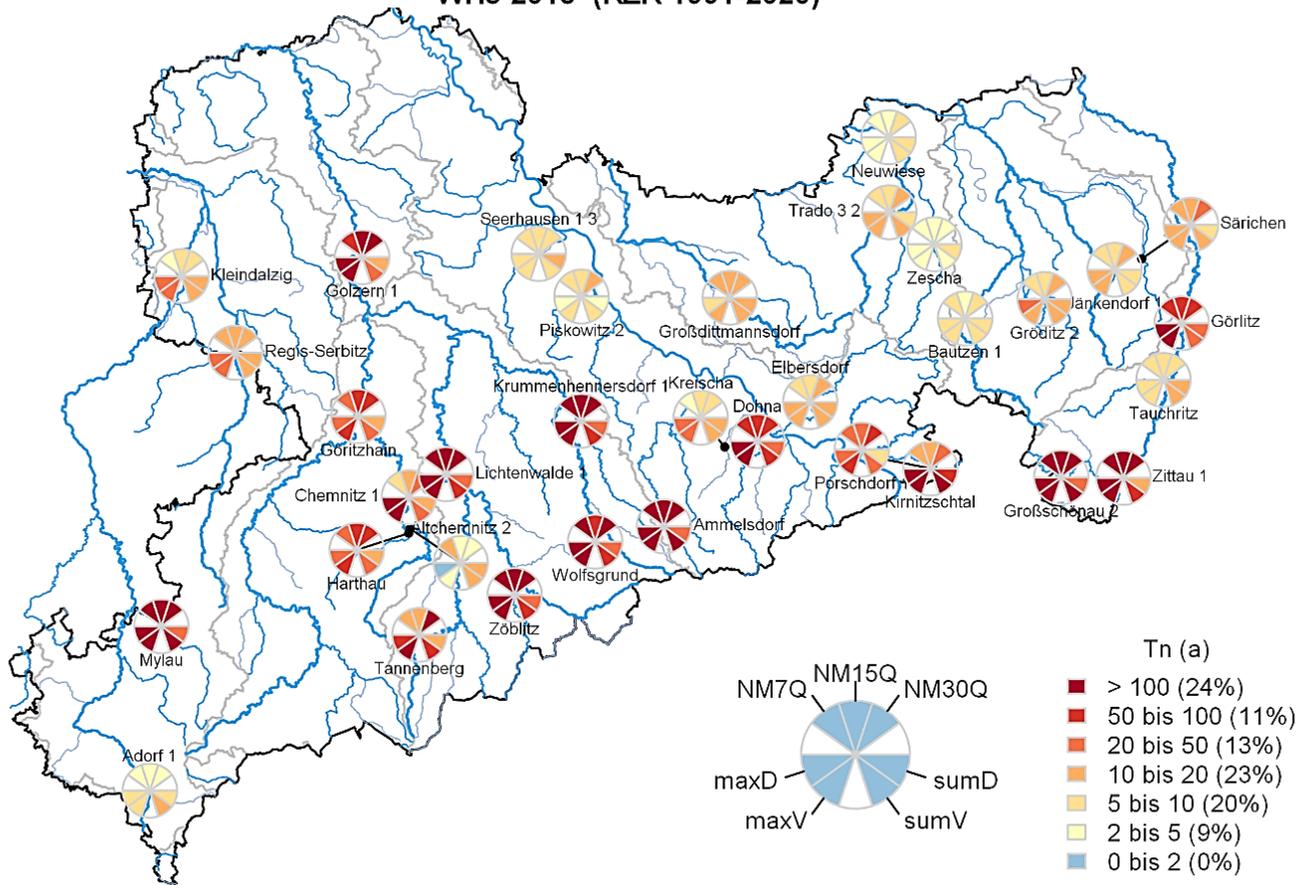
**Abbildung 13: Wahrscheinlichkeitsdiagramme für unterschiedlich lange NM30Q-Serien des Pegels Golzern 1 an der Vereinigte Mulde**

Das Ergebnis in Abbildung 13 wurde durch die Untersuchung an vier weiteren Pegeln bestätigt. Es ist außerdem typisch für alle NMxQ. Unterschiede bei den Quantilen, die auf Basis einer langen und der kurzen Serie ermittelt wurden, wurden ebenfalls für die Dauer- und Defizitkenngrößen festgestellt. Auch hier ließen die Ergebnisse vermuten, dass die Niedrigwasserverhältnisse auf Basis der kurzen Serie 1991 bis 2020 zu günstig eingeschätzt werden. Deshalb wurde für 17 der 34 Pegel zusätzlich ein langer Bezugszeitraum von einheitlich 1931 bis 2020 (90 Jahre) eingeführt, für den sämtliche statistische Analysen ebenfalls erfolgten. In der folgenden extremwertstatistischen Einordnung wird in der Regel auf die Analysen an 34 Pegeln auf Basis der kurzen Serien 1991 bis 2020 Bezug genommen.

### 3.2.4 Extremwertstatistische Einordnung der Einzeljahre

Die extremwertstatistische Einordnung der Niedrigwasserperiode 2014 bis 2020 erfolgte zunächst jahresspezifisch. Als Beispiel zeigt Abbildung 14 die Einordnung des WHJ 2018 anhand der Jährlichkeiten an den einzelnen Pegeln in Form einer Übersichtskarte.

## WHJ 2018 (RZR 1991-2020)



**Abbildung 14: Jährlichkeiten Tn von Niedrigwasserkenngrößen für das Wasserhaushaltsjahr 2018 an 34 Pegeln (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020)**

Da im Zuge der univariaten Wahrscheinlichkeitsanalyse insgesamt 7 Niedrigwasserkenngrößen je Pegel untersucht wurden, werden in Abbildung 14 in den Kreisdiagrammen für jeden der 34 Pegel 7 Jährlichkeiten angegeben. Zunächst fällt auf, dass die Jährlichkeiten je Pegel für die einzelnen Niedrigwasserkenngrößen unterschiedlich sein können, was eine Folge der separaten (univariaten) Analyse der einzelnen Kenngrößen ist. Trotzdem ergibt sich an den meisten Pegeln ein relativ einheitliches Bild über alle 7 Kenngrößen. Daneben werden in Abbildung 14 regionale Unterschiede deutlich. Häufig hatte die Trockenheit 2018 gravierende Auswirkungen auf die Pegelabflüsse vor allem an den Pegeln im Oberlauf der von Süd nach Nord fließenden Flüsse. Dort sind die Jährlichkeiten meistens höher als im Unterlauf. Ausnahmen sind das Flussgebiet der Weißen Elster mit deutlich unterschiedlichen Jährlichkeiten zwischen den Pegeln sowie das Flussgebiet der Mulden mit fast ausnahmslos hohen Jährlichkeiten.

Der ausführliche Endbericht (STOCKEL ET AL. 2022) enthält gleichartige Übersichtskarten wie Abbildung 14 für die WHJ 2015, 2019 und 2020 sowie für die WHJ 2015 und 2018 bis 2020 auch auf Basis der langen Serien von 1931 bis 2020 an 17 Pegeln. Für diese vier WHJ wurden die Ergebnisse der mehrdimensionalen Wahrscheinlichkeitsanalyse sowohl für die kurzen als auch die langen Serien ebenfalls kartografisch dargestellt. Für die WHJ 2014, 2016 und 2017, die keine ausgeprägten Niedrigwasserjahre waren, kann die extremwertstatistische Einordnung anhand von Tabellen im Anhang des ausführlichen Endberichtes (STOCKEL ET AL. 2022) vorgenommen werden.

Zum Vergleich der extremwertstatistischen Einordnung der Einzeljahre werden in Abbildung 15 die auf den Referenzzeitraum 1991-2020 bezogenen Jährlichkeiten für die WHJ 2015 bis 2020 für alle Pegel und Kenngrößen zusammenfassend dargestellt. Die Pegel werden dabei nach Flussgebiet von West nach Ost sortiert. Bezüglich der bivariaten Einordnung der partiellen Serien von maxD und maxV enthält Abbildung 15 den weniger extremen ODER-Fall, d. h. die Überschreitung nur eines der beiden Merkmale. Für den erweiterten Zeitraum 1931-2020 sind die Ergebnisse in gleicher Weise in STOCKEL ET AL. (2022) dargestellt.

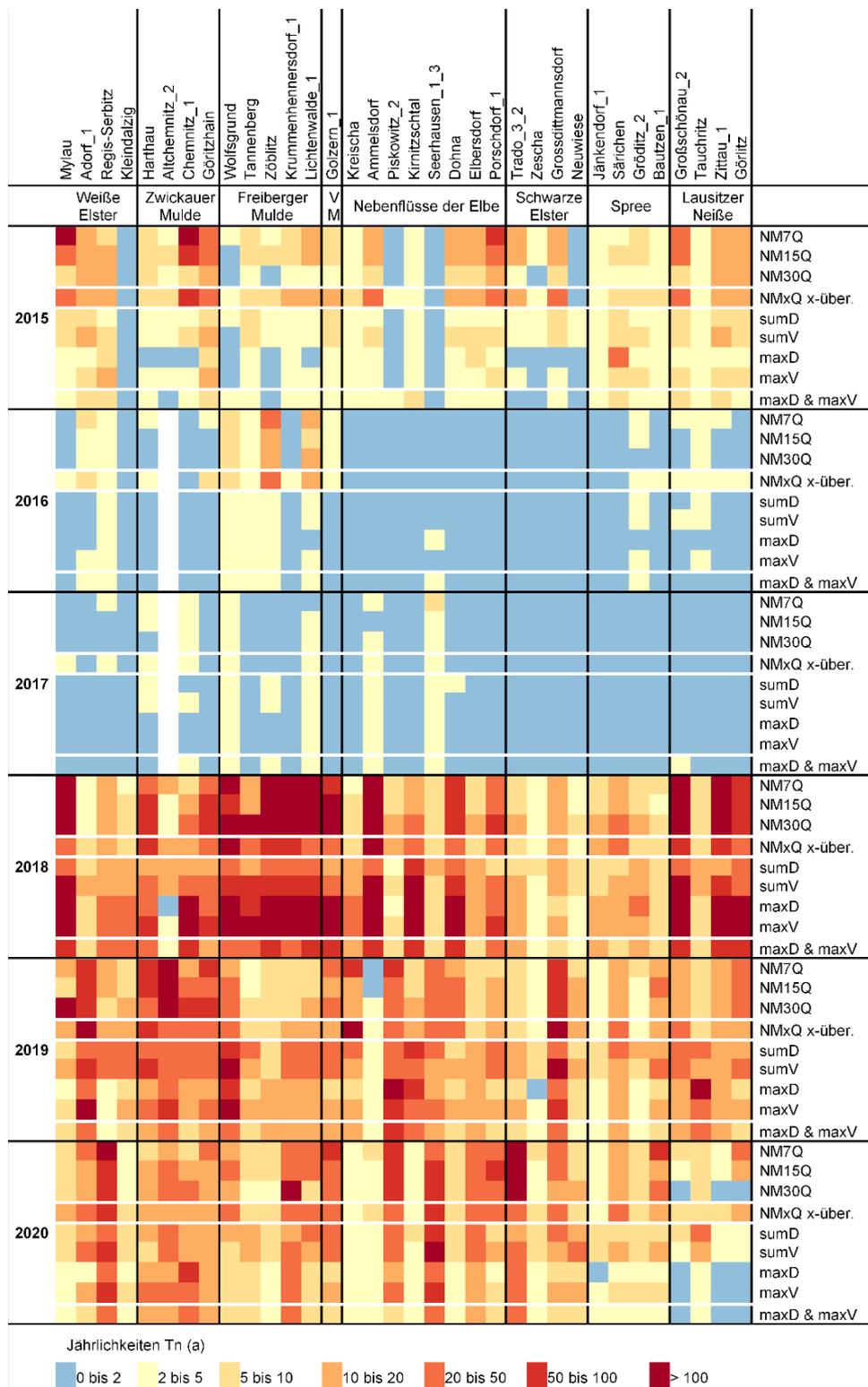


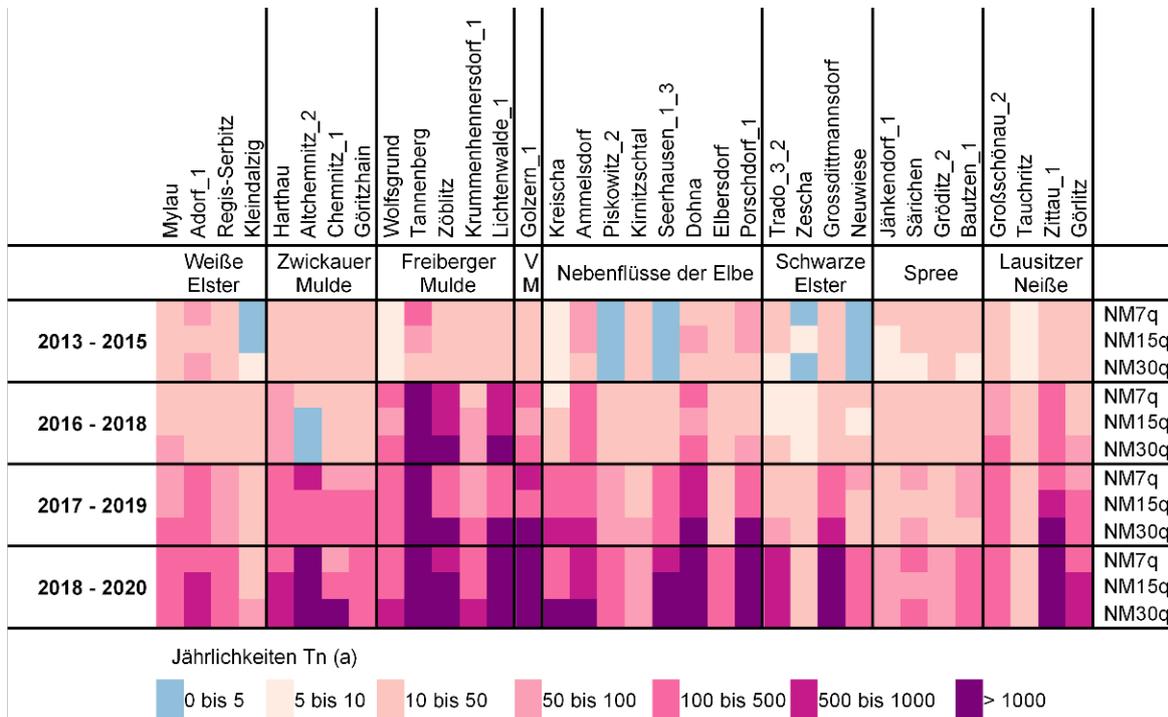
Abbildung 15: Vergleich der Jährlichkeiten Tn von Niedrigwasserkenngrößen für die Wasserhaushaltsjahre 2015 bis 2020 an 34 Pegeln (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020)

Die Abbildung 14 veranschaulicht die unterschiedliche Ausprägung von Niedrigwasser in den WHJ 2015 bis 2020, die - gemessen an der Jährlichkeit - in den Jahren 2018 bis 2020 deutlich intensiver war als in den 3 Jahren davor. Selbst in dem als Trockenjahr geltenden WHJ 2015 bleiben die Jährlichkeiten in der Regel hinter denen der WHJ 2018 bis 2020 zurück. Innerhalb dieser drei Jahre ragt das WHJ 2018 heraus. Hier werden die höchsten Jährlichkeiten  $T_n > 100$  a in den Flussgebieten Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde und Lausitzer Neiße nicht nur vereinzelt, sondern an allen bzw. an den meisten Pegeln über fast alle Kenngrößen erreicht. In den anderen Flussgebieten werden derart hohe Jährlichkeiten - wenn überhaupt - nur für einzelne Pegel ausgewiesen. In der Regel sind hier die Jährlichkeiten deutlich geringer. Außerdem sind in den Flussgebieten Weiße Elster, Zwickauer Mulde, Nebenflüsse der Elbe, Schwarze Elster und Spree die Unterschiede bei den Jährlichkeiten zwischen den WHJ 2018, 2019 und 2020 in der Regel weit weniger ausgeprägt. Im Flussgebiet der Schwarzen Elster sind die ermittelten Jährlichkeiten für die WHJ 2019 und 2020 durchschnittlich höher als im WHJ 2018.

Die in Abbildung 15 dargestellten Jährlichkeiten für die WHJ 2015 bis 2020 wurden in STOCKEL ET AL. (2022) außerdem mit den Jährlichkeiten, die für historische Niedrigwasserjahre ab 1934 ermittelt wurden, verglichen. Im Ergebnis dieses zusätzlichen Vergleiches auf Basis von Einzeljahren wird festgestellt, dass insbesondere das WHJ 2018 auch im historischen Kontext eines der markantesten Trockenjahre darstellt. Jährlichkeiten in vergleichbarer Größenordnung (oft  $T_n > 100$  a) zeigen sich gleichwohl in den WHJ 1934 und 1962 bis 1964 bezogen auf  $NM_{xQ}$  und bezogen auf die Unterschreitungsdauern und Defizite auch im Jahr 1976. Die dünnere Datenlage in den frühen Jahren erschwert allerdings die Interpretation. Weniger ausgeprägt dagegen waren die Niedrigwasserphasen in den Jahren 1991 bis 1993 sowie 2003 bis 2004.

### **3.2.5 Extremwertstatistische Einordnung von mehrjährigen Niedrigwasserphasen**

Im Anschluss an die Analyse von Einzeljahren wurde die Frage untersucht, wie die zeitliche Aufeinanderfolge von zum Teil extremen Trockenjahren extremwertstatistisch zu bewerten und einzuordnen ist. Dafür wurde das Konzept der Runs auf Basis von synthetischen Daten angewendet (zur Methodik siehe oben). Beispielhaft zeigt Abbildung 16 anhand der Kenngrößen  $NM_{xQ}$  das Ergebnis für vier verschiedene Runs mit der Länge  $r = 3$  Jahre.



**Abbildung 16: Jährlichkeiten Tn von 3-jährigen Runs der Kenngrößen NMxQ (bezogen auf den Referenzzeitraum 1991-2020)**

Von den vier in Abbildung 16 ausgewerteten Runs mit der Länge  $r = 3$  Jahre werden erwartungsgemäß für die WHJ 2018 bis 2020 die höchsten Jährlichkeiten ausgewiesen. Die für diese Niedrigwasserphase mit drei aufeinanderfolgenden zum Teil extremen Niedrigwasserjahren berechneten Jährlichkeiten sind höher, oftmals sogar deutlich höher, als für das jeweils extremste Einzeljahr. Mit Ausnahme der Flussgebiete Weiße Elster und Spree werden in den anderen Flussgebieten für einzelne Pegel Jährlichkeiten  $T_n > 1000$  a ausgewiesen. Dies unterstreicht noch einmal die Besonderheit der Folge der 3 extremen Trockenjahre 2018 bis 2020 innerhalb des hier betrachteten Auswertzeitraums 2014 bis 2020 in den sächsischen Flussgebieten.

### 3.2.6 Fazit Niedrigwasserabflüsse in Sachsen

Im Ergebnis der vorgenommenen statistischen Analyse von Niedrigwasserkenngößen, die anhand von beobachteten Abflüssen an 34 sächsischen Pegeln abgeleitet wurden, wird hinsichtlich der statistischen Einordnung von einzelnen Niedrigwasserjahren oder mehrjährigen Niedrigwasserphasen zwischen 2014 und 2020 folgendes Fazit gezogen:

- Um belastbare Ergebnisse zu erhalten, müssen bei der Wahrscheinlichkeitsanalyse Autokorrelation und Trends in den Daten angemessen berücksichtigt und geeignete Wahrscheinlichkeitsmodelle gewählt werden.
- Die für einzelne Jahre ermittelten Jährlichkeiten hängen von der jeweils zugrunde gelegten Reihengänge ab. Sie sind für die kurze Bezugsreihe 1991 bis 2020 in der Regel höher als für die lange Reihe 1931 bis 2020, die allerdings nur von 17 der 34 Pegel abgedeckt wird. Deshalb ist bei der Angabe von Jährlichkeiten auch immer die Bezugsreihe anzugeben, anhand derer die statistische Einordnung erfolgte.

- Die auf Basis der kurzen Bezugsreihe 1991 bis 2020 an allen 34 Pegeln für einzelne Jahre ermittelten Jährlichkeiten lassen deutliche Unterschiede erkennen. Am höchsten sind sie für die Jahre 2018, 2019 und 2020. Innerhalb dieser drei Jahre ragt das Jahr 2018 heraus. Hier werden die höchsten Jährlichkeiten  $T_n > 100$  a in den Flussgebieten Freiberger Mulde, Vereinigte Mulde und Lausitzer Neiße nicht nur vereinzelt, sondern an allen bzw. an den meisten Pegeln über fast alle Kenngrößen erreicht.
- Auch im historischen Kontext ist das Jahr 2018 eines der markantesten Trockenjahre. Gleichwohl werden auch für die historischen Niedrigwasserjahre 1934, 1962, 1963, 1964 und 1976 teilweise ähnlich hohe Jährlichkeiten berechnet. Die dünnere Datenlage in diesen Jahren erschwert allerdings die Interpretation.
- Im Ergebnis der statistischen Einordnung längerer Zeiträume als ein Jahr erweist sich die Aufeinanderfolge der drei Jahre 2018, 2019 und 2020 als ein außergewöhnliches mehrjähriges Niedrigwasserereignis, insbesondere in den Flussgebieten Freiberger Mulde, Vereinigte Mulde und Nebenflüsse der Elbe.

### 3.3 Niedrigwassersituation der Elbe in Sachsen

Die Beschreibung der Abflusssituation von 2014 bis 2020 der Elbe in Sachsen erfolgt anhand des Pegels Dresden, der von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) betrieben wird. Der Pegel Dresden steht am Elbe-Kilometer 55,6 und hat ein Einzugsgebiet von 53.096 km<sup>2</sup>. Die Kennwerte des Pegels Dresden in der Tabelle 11, die Niedrigwasserkennwerte der Jahre 2014 bis 2020 in der Tabelle 12 sowie die Durchflussganglinie in A 3.7 beschreiben im Wesentlichen das Abflussgeschehen auch auf dem gesamten sächsischen Elbeabschnitt. Im Unterschied zu der Auswertung der hydrologischen Situation anhand der von Sachsen betriebenen Pegel, wurde sich an der von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) vorgenommenen Auswertung orientiert und auch die hydrologischen Hauptwerte der gewählten Bezugsperiode 1961-2018 übernommen (BfG 2021). Weitere Informationen und Auswertungen der hydrologischen Situation von 2014 bis 2020 im gesamten Einzugsgebiet der Elbe sind auch in den Publikationen der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) veröffentlicht (IKSE 2023).

**Tabelle 11: Gewässerkundliche Hauptwerte für den Pegel Dresden [aus BfG 2021]**

Pegel Dresden/ Elbe	AJ (Nov.-Dez.)	WHJ (Apr.-Mrz.)							
	MQ (1961-2018)	MNQ (1961-2018)	NQ (1961-2018)	NM7Q (1961-2018)	NNQ		NNM7Q		MSumD
	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	Datum	m <sup>3</sup> /s	Datum	d
	324	114	56,0	124	31,0	27.06. 1934	37,9	22.08. 1947	12

Seit 2014 war das gesamte Einzugsgebiet der Elbe durch unterdurchschnittliche Niederschläge und überdurchschnittliche Lufttemperaturen geprägt. Das hatte zur Folge, dass sich im tschechischen und im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes bis zum Jahre 2020 wiederholt langanhaltende Niedrigwassersituationen einstellten, die unterschiedlich im räumlichen Ausmaß und ihrer Intensität waren. In dem siebenjährigen Zeitraum von 2014 bis 2020 waren die Jahre 2015 im tschechischen Einzugsgebiet und 2018 und 2019 im deutschen bzw. dem sächsischen Einzugsgebiet (IKSE 2023) besonders abflussarm (siehe Tabelle 12).

**Tabelle 12: Niedrigwasserkenngößen in den Wasserhaushaltsjahren 2014 bis 2020 für den Pegel Dresden an der Elbe [Daten WSV, Datenbank LfULG]**

Pegel Dresden/Elbe	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	m <sup>3</sup> /s						
MQ	210	217	225	212	210	204	208
NM7Q	105	81,7	106	105	82,8	86,3	109
NQ	94,8	79,9	92,5	93,5	74,2	78,8	94,5

Bezogen auf MQ sind aber alle Jahre als unterdurchschnittlich, das Jahr 2019 und sogar das Jahr 2020 als stark unterdurchschnittlich einzuordnen.

Die NQ- sowie die NM7Q-Werte der Einzeljahre erreichten lediglich 70, 65 und 69 % von MNQ in den WHJ 2015, 2018 und 2019 bzw. 81 bis 83 % in den WHJ 2014, 2016, 2017 und 2020.

MNQ wurde im Jahr 2015 von Anfang Juni bis Mitte November an 92 Tagen unterschritten. Im Jahr 2018 wurden von den 162 Unterschreitungstagen ab Anfang Juni noch im Dezember die letzten Tage mit Durchflüssen unter MNQ gezählt. Im Jahr 2019 hielt das Niedrigwasser mit Durchflüssen unter MNQ an 122 Tagen von Ende Juni bis Anfang Oktober fast ununterbrochen an. In den Jahren 2014, 2016, 2017 und 2020 waren die Unterschreitungsdauern von MNQ wesentlich kürzer (Tabelle 13).

Die statistisch ausgewerteten NM7Q-Werte der WHJ 2015 und 2018 mit Wiederkehrintervallen von 20 bis 50 Jahren sind als sehr selten einzuordnen. Als außergewöhnlich ist die langanhaltende Dauer des Niedrigwassers und die Unterschreitung von MNQ im Jahr 2018 zu sehen. Die statistische Auswertung ergab für die Unterschreitungsdauer von MNQ (SumD) im WHJ 2018 ein Wiederkehrintervall von 50 bis 100 Jahren (Tabelle 13).

**Tabelle 13: Niedrigwasserrelevante Kenngrößen der Jahre 2014 bis 2020 und Jährlichkeiten Tn für den Pegel Dresden/Elbe. Schwellenwert für SumD ist MNQ der Reihe 1960/2018 aus BfG (2021)**

Pegel Dresden/Elbe	NM7Q		SumD	
	m <sup>3</sup> /s	Tn in a	d	Tn in a
2014	105	2-5	18	2-5
2015	81,7	20-50	92	20-25
2016	106	2-5	24	2-5
2017	105	2-5	38	5-10
2018	82,8	20-50	162	50-100
2019	86,3	10-20	122	25-50
2020	109	2-5	15	2-5

Auswertungen der langen Reihen der täglichen Durchflüsse für den tschechischen Elbepegel Děčín (1851-2020) durch das Tschechische Hydrometeorologische Institut (ČHMÚ) und für den Elbepegel Magdeburg-Strombrücke (1727-2020) durch die BfG zeigen außerdem, dass das Siebenjahresmittel 2014-2020 des Durchflusses an beiden Pegeln das niedrigste seit Beobachtungsbeginn gewesen ist. Detaillierte Ausführungen dazu sind in IKSE (2023) enthalten. Die Untersuchungen zu diesen beiden Pegeln lassen darauf schließen, dass die extreme Abflussarmut in diesem Zeitraum auch auf dem sächsischen Elbeabschnitt im ähnlich historischen Kontext gesehen werden kann.

Eine Verschärfung der Niedrigwassersituation auf dem sächsischen Elbeabschnitt wurde durch die Steuerung der tschechischen Moldaukaskaden verhindert. Für den Pegel Dresden konnten u. a. im Sommer 2018 eine Wasserstandsaufhöhung durch die Abgaben aus der Moldaukaskade um bis zu 39 cm nachgewiesen werden (BFG 2021).

### **3.4 Literatur Hydrologische Situation**

BFG (2021): Die Niedrigwassersequenz der Jahre 2015 bis 2018 in Deutschland – Analyse, Einordnung und Auswirkungen. Mitteilungen Nr. 35, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, DOI: 10.5675/BfG\_Mitteilungen\_35.2021

IKSE (2023): Analyse der Niedrigwasserperiode 2014-2020 im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg 2023

DIN 4049-3 (1994) Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin: Beuth Verlag GmbH

DWA-M 541 (2022) Merkblatt DWA-M 541 Statistische Analyse von Niedrigwasserkenngrößen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Abfall e.V. (DWA). 1. Auflage, Hennef 2022

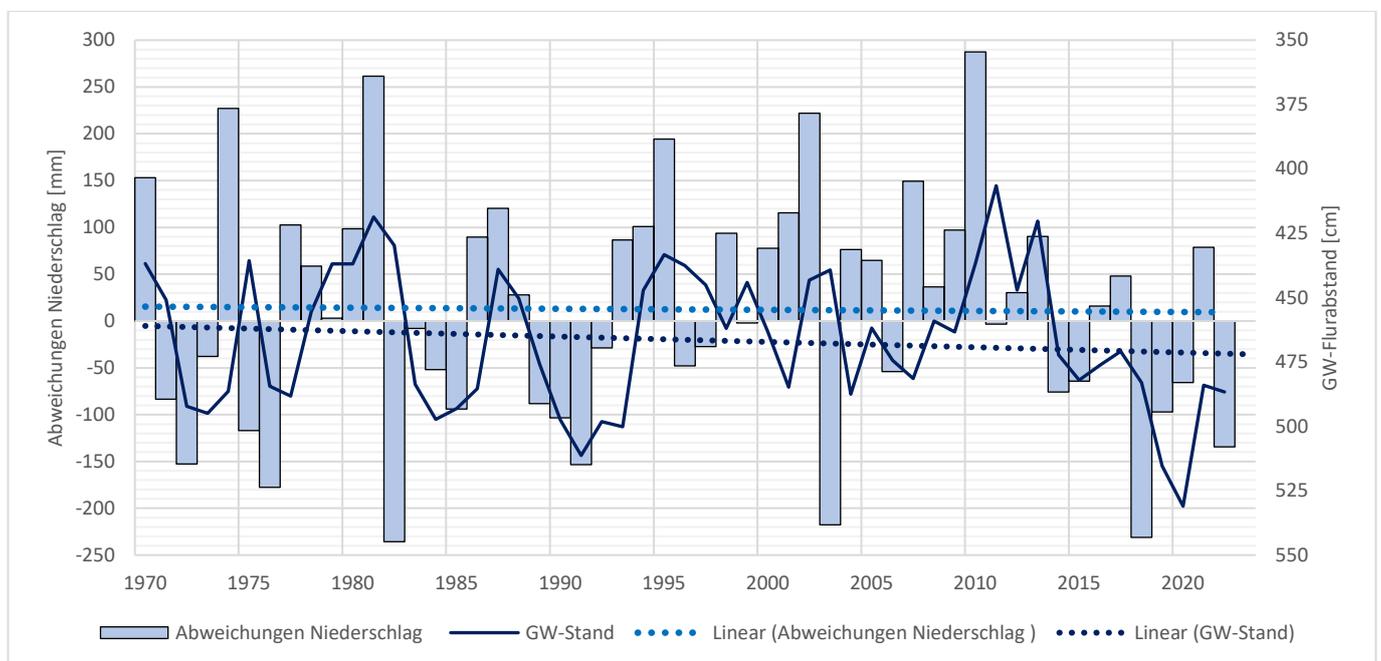
STOCKEL, H., WILLEMS, W., STRICKER, K. (IAWG) (2022): Niedrigwasserstatistik für die Trockenperiode 2014-2020. Abschlussbericht. Durchführung einer statistischen Analyse von Niedrigwasserkenngrößen im Rahmen der Auswertung der Niedrigwasserperiode 2014-2020 in Sachsen. LfULG, unveröffentlicht

YEVJEVICH, V. (1967): An Objective Approach to Definitions and Investigations of Continental Hydrologic Droughts. In: Hydrology Paper, 23, Colorado State University

## 4 Grundwasser-Situation

### 4.1 Einführung Grundwasser

Die Schwankungen im Grundwasser folgen prinzipiell der Niederschlagsvariabilität. Mehrjährige Trockenperioden führten dabei immer wieder zu schwerer Grundwasserdürre, wie in Sachsen z. B. 1962-1964, 1989-1992 und aktuell 2018-2020 (Abbildung 25). Außergewöhnlich niedrige Grundwasserstände treten zeitverzögert zum Niederschlagsdefizit auf und enden weniger abrupt. Obwohl der mittlere Gebietsniederschlag in Sachsen im Zeitraum 1970 bis 2022 keinen abnehmenden Trend aufweist, nehmen die Grundwasserstände im großräumigen Mittel ab (Abbildung 17). Der Unterschied im Trendverhalten erklärt sich aus der signifikanten Zunahme des Verdunstungsanspruches der Atmosphäre. Die zu beobachtende erhöhte Verdunstung (siehe Kapitel 2.1.1 *Die klimatische Wasserbilanz und ihre Einflussgrößen*) entsteht im Wesentlichen durch die globale Erwärmung und der daraus resultierenden längeren Vegetationsperiode. Dieser klimatische Effekt verstärkt die Intensität von Grundwasserdürren und erschwert deren Beendigung. Die im Betrachtungszeitraum beobachtete, langanhaltende und intensive Grundwasserdürre repräsentiert diese Entwicklung.

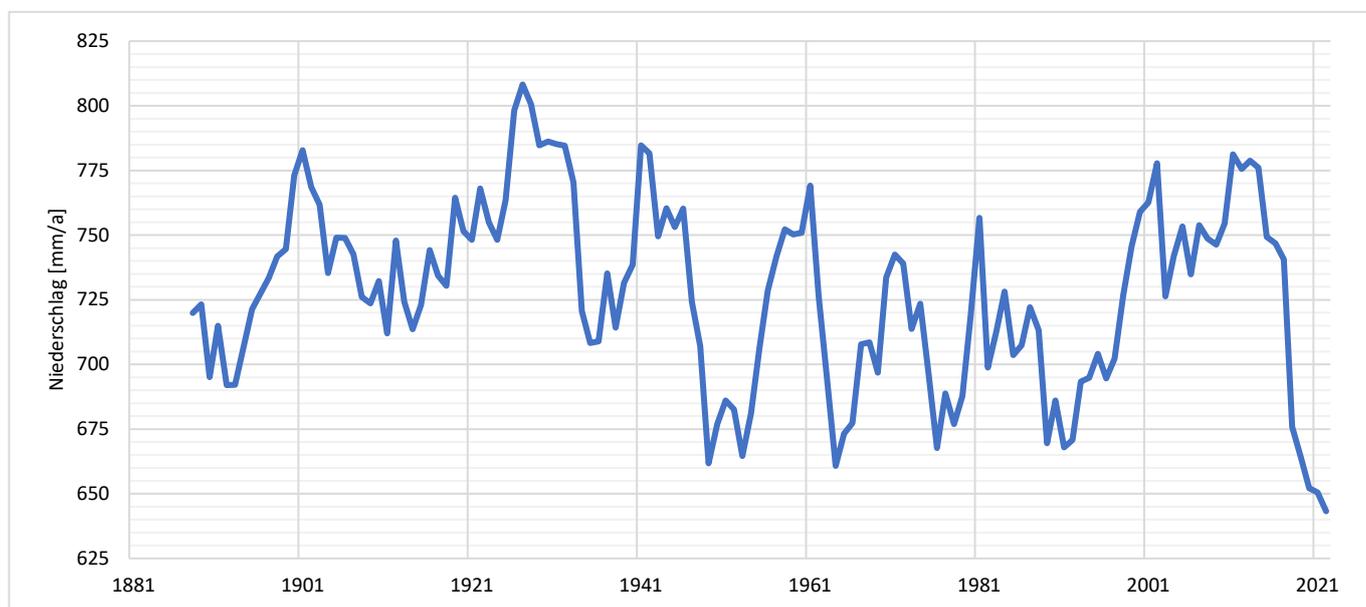


**Abbildung 17: Abweichungen des jährlichen Gebietsniederschlages und Jahresmittelwert des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 GW-Messstellen) von 1970 bis 2022 mit linearem Trend, Daten: DWD, LfULG**

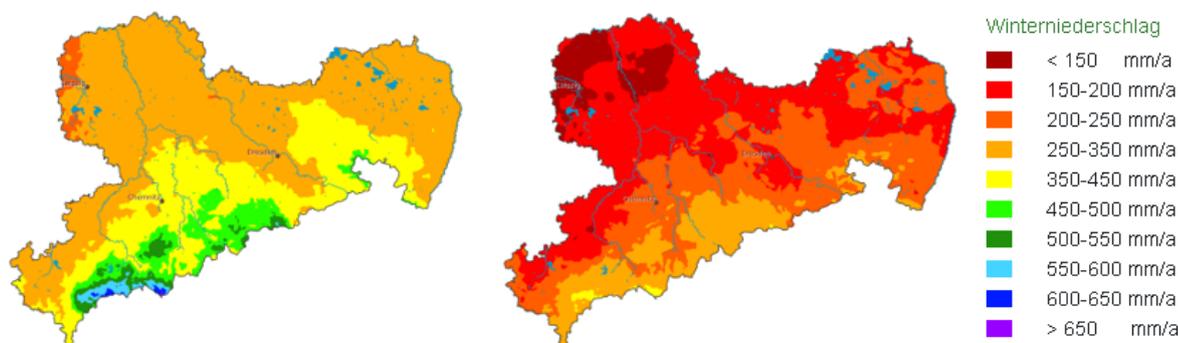
Im Zeitraum 2014-2020 entwickelte sich mit einem kumulativen Rückgang des mittleren jährlichen Grundwasserstandes in 2013-2014 um -52 cm und in 2017-2020 um -60 cm und damit um insgesamt -110 cm eine sehr extreme Dürresituation im Grundwasser von Sachsen.

Derartig extreme Dürresituationen im Grundwasser sind ein Resultat unzureichender Niederschläge im Winterhalbjahr, einer hohen Verdunstung im Sommerhalbjahr und einer über mehrere Jahre in Folge auftretende Sommertrockenheit.

Die Grundwasserdürre in 2018-2020 wird durch ein Minimum des im Zeitraum 1881-2022 über acht Jahre gemittelten Jahresniederschlages begünstigt (Abbildung 18). Eine innerjährliche Umverteilung des Niederschlags vom Sommer- ins Winterhalbjahr, wie es von Klimaprojektionen für das 21. Jahrhundert auch gezeigt wird, könnte der Dürregefahr im Grundwasser entgegenwirken. Der Niederschlag der Winterhalbjahre von Oktober bis März vor und während der Grundwasserdürre 2018-2020 bewegt sich geringfügig unter den mittleren Verhältnissen und konnte über das Winterhalbjahr keine ausgeglichenen Grundwasserverhältnisse wiederherstellen. Auffällig war für Sachsen dabei das „warm-trockene“ Winterhalbjahr 2013/14, mit einem extrem niederschlags- und grundwasserneubildungsarmen Verlauf. Dies führte zu stark absinkenden Grundwasserständen und schuf die Ausgangssituation für die Grundwasserdürre von 2018-2020 (Abbildung 19). Es besteht die Möglichkeit, dass zukünftig ein erhöhter Niederschlag im Winterhalbjahr der intensiven Grund- und Bodenwasserausschöpfung entgegenwirkt. Eine vollständige Kompensation scheint dabei aber eher unwahrscheinlich und kann nicht als einziges Szenario angenommen werden.



**Abbildung 18: Achtjährig gleitendes Mittel des jährlichen Gebietsniederschlages in Sachsen von 1881 bis 2022 Daten: DWD**

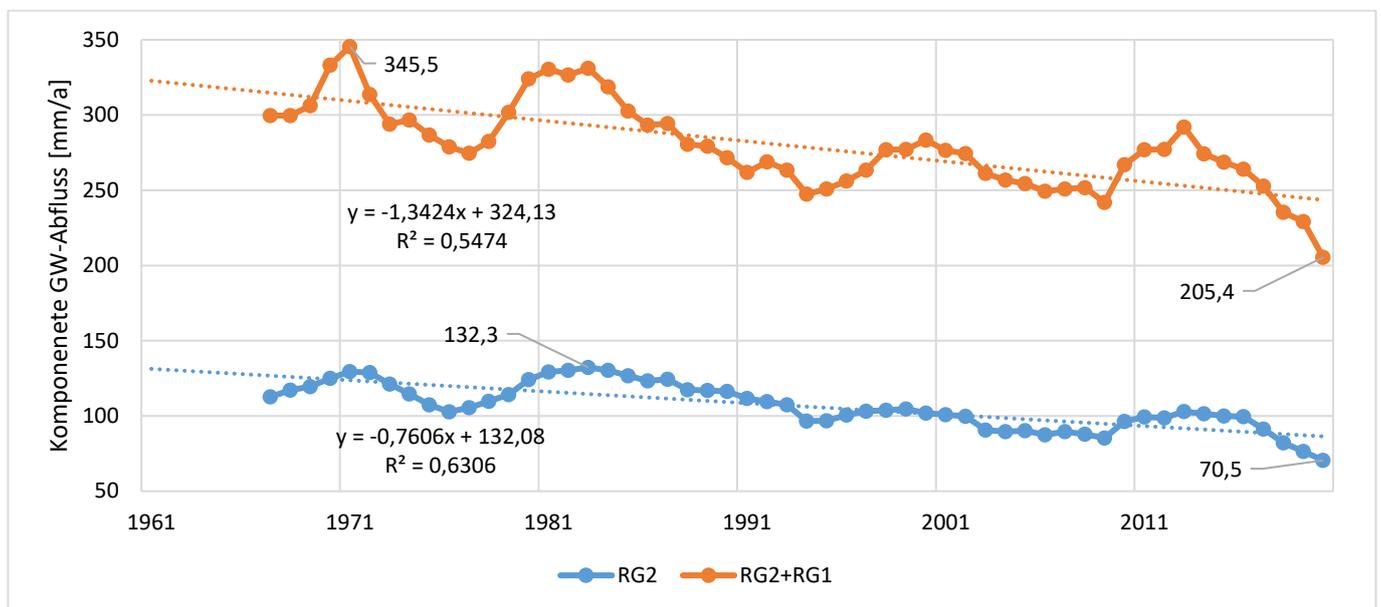


**Abbildung 19: Korrigierter Niederschlag Winterhalbjahr 1961-2015 (links) und 2013/14 (rechts) in Sachsen. Daten: www.ReKIS.org**

## 4.2 Grundwasserneubildung

Mit dem Verfahren der Differenzganglinienanalyse DIFGA wird der an Pegeln gemessene Durchfluss in die drei Abflusskomponenten Direktabfluss RD sowie schneller und langsamer Abfluss RG1 und RG2 separiert. Per Konvention kann die Summe aus RG1 und RG2 als Sickerwasser sowie im Lockergestein als Grundwasserneubildung und nur das RG2 als langsamer Basisabfluss (Trockenwetterabfluss) und im Festgestein als Grundwasserneubildung interpretiert werden.

Mit dem signifikanten Anstieg des Verdunstungsanspruches der Atmosphäre nahm der prozentuale abflusswirksame Anteil des Niederschlages seit 1989 systematisch ab. Infolgedessen verringert sich die landesweite Grundwasserneubildung. Besonders sensitiv sind dabei Gebiete mit standörtlich großem Grundwasserflurabstand, wie sie z. B. im Zittauer Gebirge (Flussgebiet der Lausitzer Neiße) und in der Sächsischen Schweiz (Flussgebiet der Nebenflüsse der Oberen Elbe) vorkommen. Aufgrund geringer Niederschläge und einem Rekordniveau des atmosphärischen Verdunstungsanspruches wurde im Zeitraum 2014-2020 ein historischer Tiefststand der Grundwasserneubildung seit Beobachtungsbeginn 1961 erreicht. In diesen Zeitraum ordnet sich die Grundwasserdürre der Jahre 2018-2020 als Extremereignis ein.



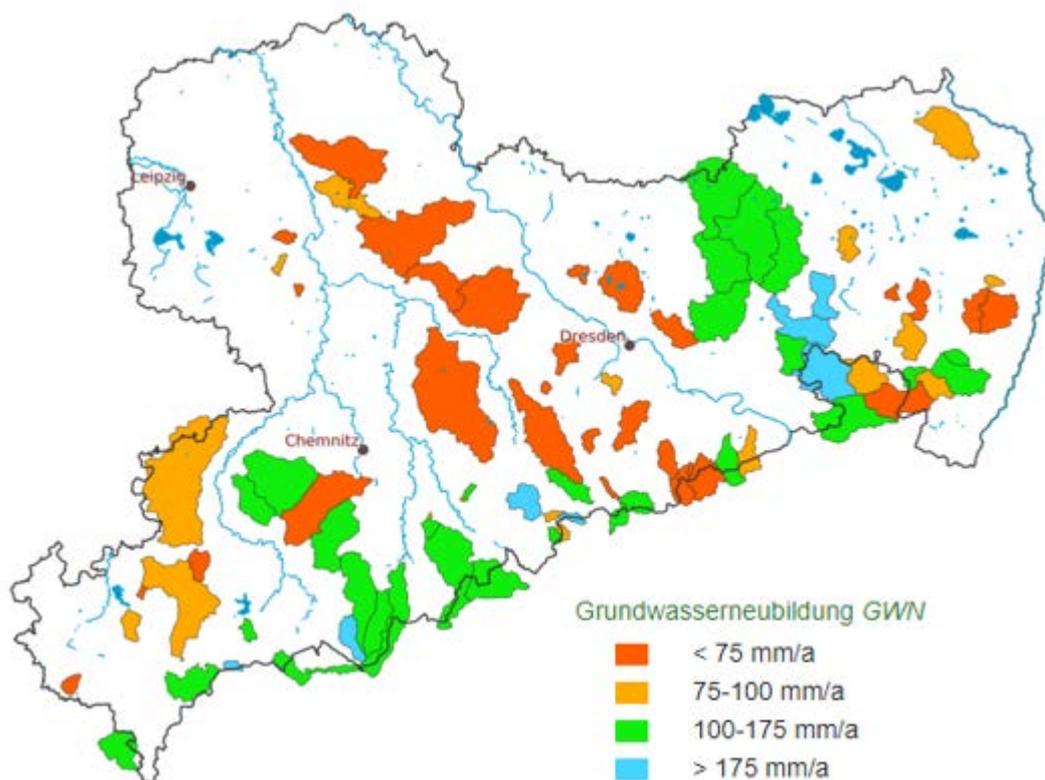
**Abbildung 20: Siebenjährig gleitender Mittelwert des Basisabflusses RG2 (Konvention: RG2 = Grundwasserneubildung im Festgestein) und des Sickerwassers RG2+RG1 über 82 Pegelgebiete in Sachsen aggregiert mit linearem Trend von 1961 bis 2020 in mm/a, Daten: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer**

Im Zeitraum 1961-2020 wirkte sich die steigende potenzielle Verdunstung bei nahezu trendfreiem Niederschlag auf die mittlere Grundwasserneubildung systematisch vermindern aus (Abbildung 20). Dazu wurden die Messungen an 82 Pegeln in unterschiedlichen Einzugsgebieten ausgewertet. Aus diesem Trend erklärt sich auch die gesteigerte Intensität der Grundwasserdürre in 2018-2020 (Tabelle 14, Gebietskulisse siehe Abbildung 21). Im Vergleich mit anderen Grundwasserdürren ist die Grundwasserdürre von 2018 bis 2020 vor allem durch eine Halbierung der Basisabflusskomponente RG2 geprägt, während die Anomalien des schnell abfließenden Anteils RG1 am Sickerwasser keine starken Unterschiede aufweisen. Die prozentuale mittlere Anomalie des Sickerwassers RG2+RG1 erreicht im Tiefland von Sachsen in 2018 bis 2020 eine Verringerung von ca. 50 %. Wird der hohe Anteil der sächsischen

Mittelgebirgsregion (Oberläufe der Flussgebiete, siehe Abbildung 21) berücksichtigt, liegt die Verringerung bei 38 %. Das deutlich höhere Sickerwasseraufkommen der sächsischen Mittelgebirge ist somit bei dem aktuellen Stand der Klimaänderungen von einer Halbierung in Trockenperioden noch sicher entfernt, während sie von Teilen des sächsischen Tieflandes (Mittel- und Unterläufe der Flussgebiete, siehe Abbildung 21) mittlerweile erreicht wird.

**Tabelle 14: Mittlere grundwasserbürtige Abflusskomponenten, Niederschlag und potenzielle Verdunstung im Gebietsmittel über 82 sächsische Pegeleinzugsgebiete der Klimanormalperiode 1961-1990 sowie die prozentualen Änderungen in 1991-2020 und in den Grundwasserdürren 1962-1964, 1989-1991 und 2018-2020, Daten: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer**

	1961-1990	1991-2020	1962-1964	1989-1991	2018-2020
	Referenz [mm/a]	Änderung [%]	Änderung [%]	Änderung [%]	Änderung [%]
	Mittelwert		Extremwert Grundwasserdürre		
Potenzielle Verdunstung	608	+7,2	+1,8	+6,6	+18
Mittlerer Niederschlag	926	+1,4	-16	-19	-17
Sickerwasser RG2+RG1	296	-14	-33	-31	-38
Schneller Anteil RG1	179	-9	-34	-37	-30
Langsamer Anteil RG2	117	-22	-31	-22	-50
Grundwasserneubildung	123	-20	-32	-22	-50

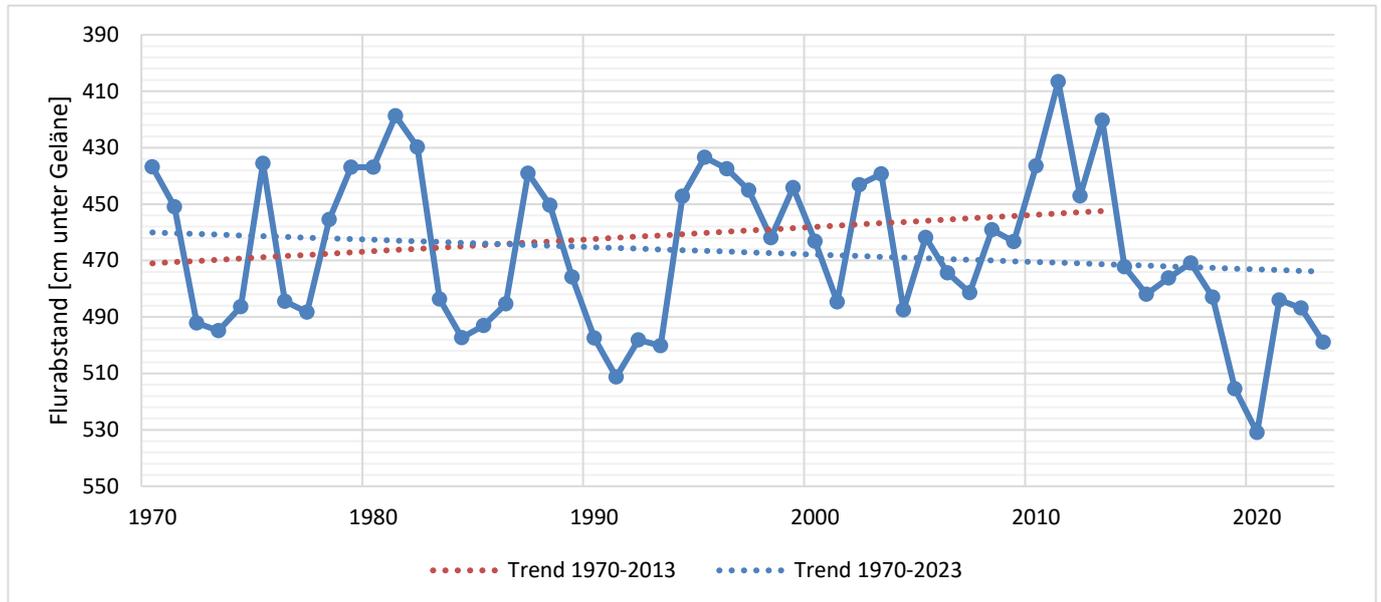


**Abbildung 21: Mittlere Grundwasserneubildung 1991-2020 von 82 Pegeleinzugsgebieten in Sachsen, Quelle: LfULG, DIFGA 3.0 GWN-Viewer**

## 4.3 Hydrologische Einordnung der Grundwasserdürre von 2018-2020

### 4.3.1 Mittelfristige Einordnung der Grundwasserdürre

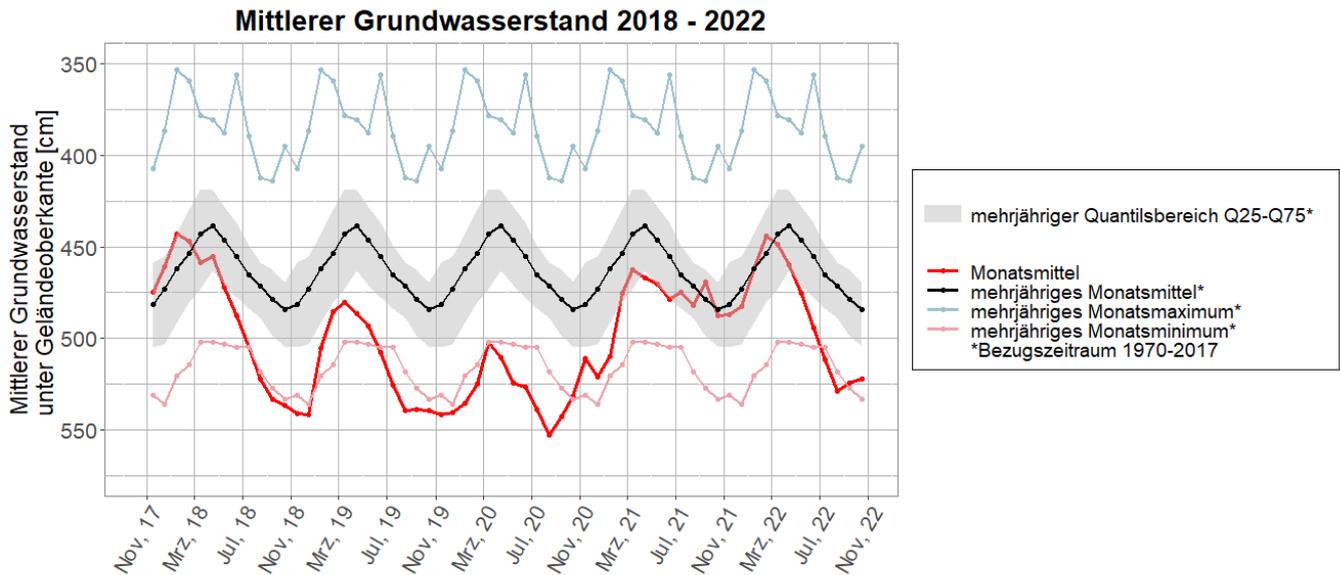
Die mittelfristige Einordnung der Grundwasserdürre in 2018-2020 erfolgt anhand des über 50-jährigen Zeitraumes 1970 bis 2022 (Abbildung 22). Er ist bereits zur Anzeige klimatologischer Änderungen im Langfristverhalten der Mittelwerte als auch bei den Extremen geeignet und ergibt in Sachsen die größte Basis zur Flächenabdeckung mit zeitlich konsistenten Messungen des Grundwasserstandes.



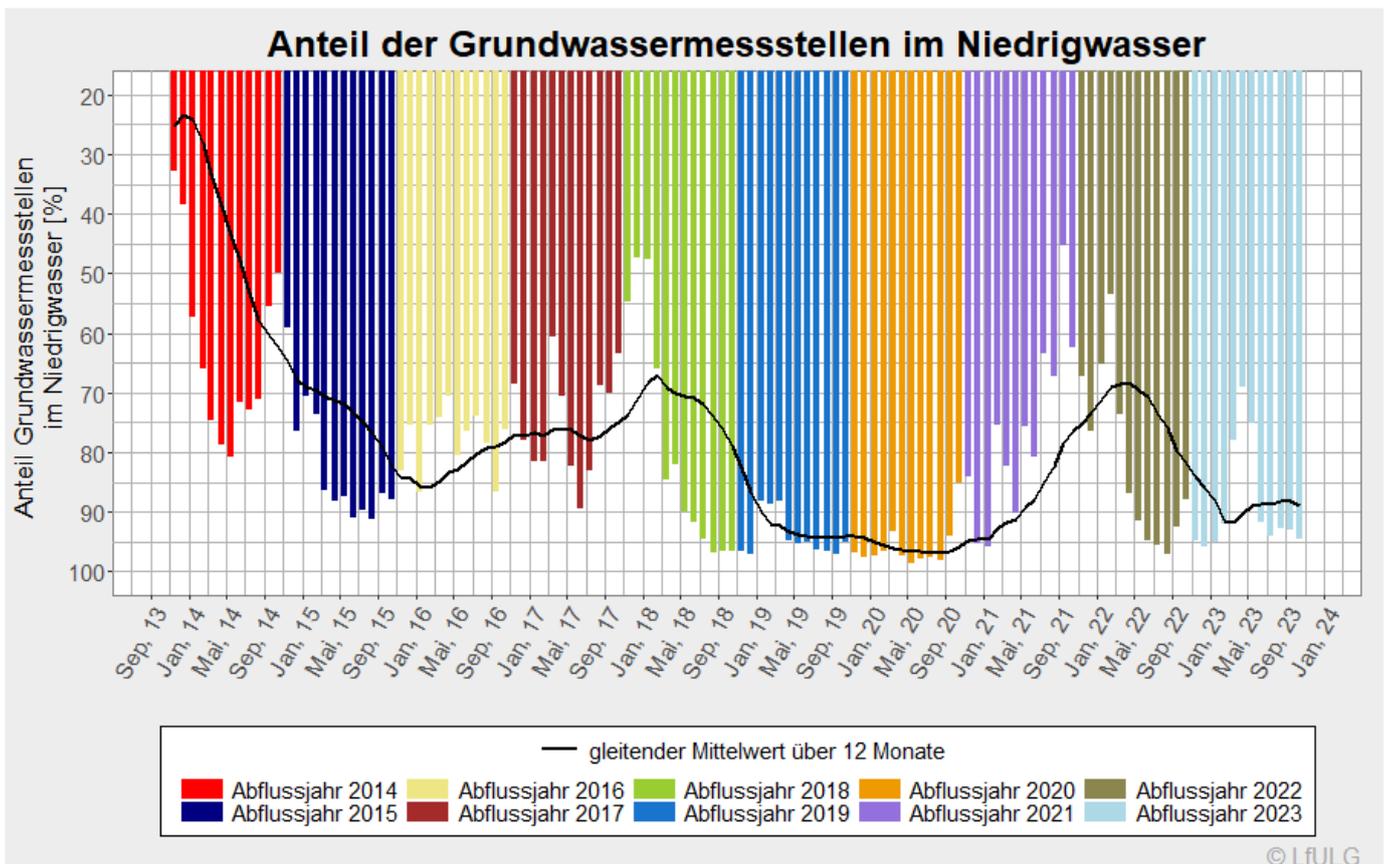
**Abbildung 22: Jahresmittelwert des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 Grundwassermessstellen) von 1970 bis 2023 mit linearem Trend, Daten: DWD, LfULG**

Während der Trend des Grundwasserstandes im obersten Hauptgrundwasserleiter im Zeitraum 1970-2013 aufgrund hoher Niederschläge in 1993 bis 2013 (siehe auch Abbildung 18) leicht zunehmend ist, 2011 sogar noch ein extremes Hochwasser im Grundwasser herrschte, ändert er im Zeitraum 1970 bis 2023 seine Trendrichtung (Abbildung 22). Mit der systematischen Abnahme der Grundwasserneubildung in Sachsen (siehe Abbildung 20) wird es mit einer weiter fortschreitenden Klimaänderung immer schwerer, dass dieser abnehmende Trend aufgehalten werden kann. Die ungewöhnliche Intensität der Grundwasserdürre resultiert aus einem kumulativen Effekt zu geringer Jahresniederschläge über die Jahre 2018 bis 2020, deren Schwellenwerte (siehe Kapitel 4.3.2 Längerfristige Einordnung der Grundwasserdürre) für einen nachhaltigen Ausgleich des Grundwasserdefizites immer höher werden. Anders als noch 1990-1993 sanken die Jahresmittelwerte der Jahre 2019 und 2020 auf ein seit 1970 noch nicht beobachtetes Niveau ab und erreichten 2020 den vorerst tiefsten Wert in Sachsen.

Abbildung 23 zeigt, dass die Monatsmittelwerte von Juli 2019 bis Oktober 2020 durchgängig unter den im Zeitraum 1970 bis 2017 bisher beobachteten tiefsten Monatsmittelwerten geblieben sind. Damit einhergehend befanden sich 2020 mit einem Jahresmittel von über 95 % eine Höchstzahl an Grundwassermessstellen gleichzeitig im Niedrigwasser (siehe Abbildung 24).



**Abbildung 23: Jahresgang des mittleren Grundwasserstandes in Sachsen (279 Grundwassermessstellen) über die hydrologischen Jahre 2018-2022 sowie der bisherige mittlere Jahresgang mit dem Quantils-Bereich Q25-Q75 und den Maxima und Minima aus der Periode 1970-2017, Quelle: LfULG**

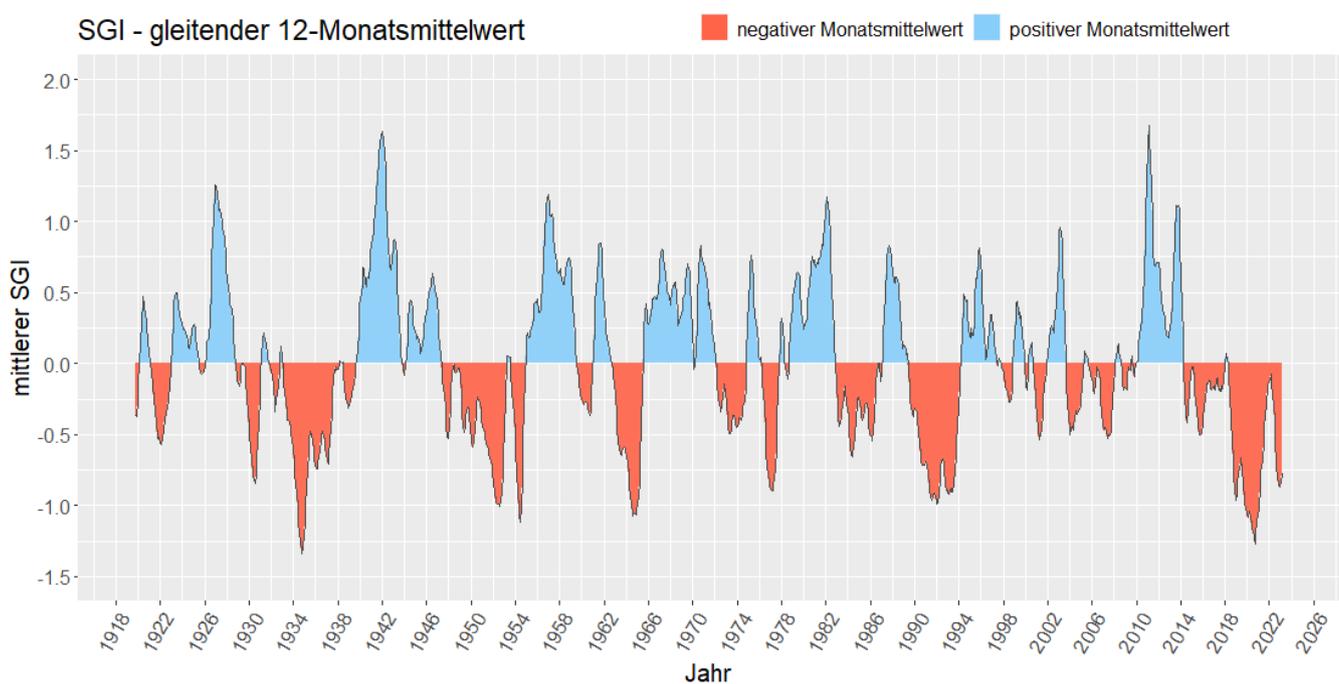


**Abbildung 24: Prozentualer Anteil der sächsischen Grundwassermessstellen im Niedrigwasser während der Abflussjahre 2014 bis 2023, Quelle: LfULG**

### 4.3.2 Längerfristige Einordnung der Grundwasserdürre

Der standardisierte Grundwasserindex SGI ist ein klimatologischer Grundwasserindex zur Identifikation von Grundwasserüberschüssen (Hochwasser im Grundwasser) und -defiziten (Grundwasserdürre). Es ist möglich, Monatswerte des SGI auf Basis der gemessenen Grundwasserstände darzustellen. Mit dem SGI können somit extreme Bedingungen im Grundwasser zeitlich und räumlich konsistent klassifiziert abgebildet werden.

Die langfristige Einordnung der Grundwasserdürre in 2018 bis 2020 erfolgt anhand des über 100-jährigen Zeitraumes 1918 bis 2022 (Abbildung 25). Da in Sachsen über diesen Zeitraum nur für einige Grundwassermessstellen durchgängige Zeitreihen des Grundwasserstandes vorliegen, werden die Messungen für Messstellen mit mindestens 30 Jahren Länge und ohne Perioden des Trockenfallens mittels des standardisierten Grundwasserindex (SGI) normiert und damit über den gesamten Betrachtungszeitraum vergleich- und einbeziehbar gemacht.



**Abbildung 25:** Gleitendes 12-Monatsmittel des mittleren Standard-Grundwasser-Index (SGI) in Sachsen im Zeitraum 11/1920-02/2023

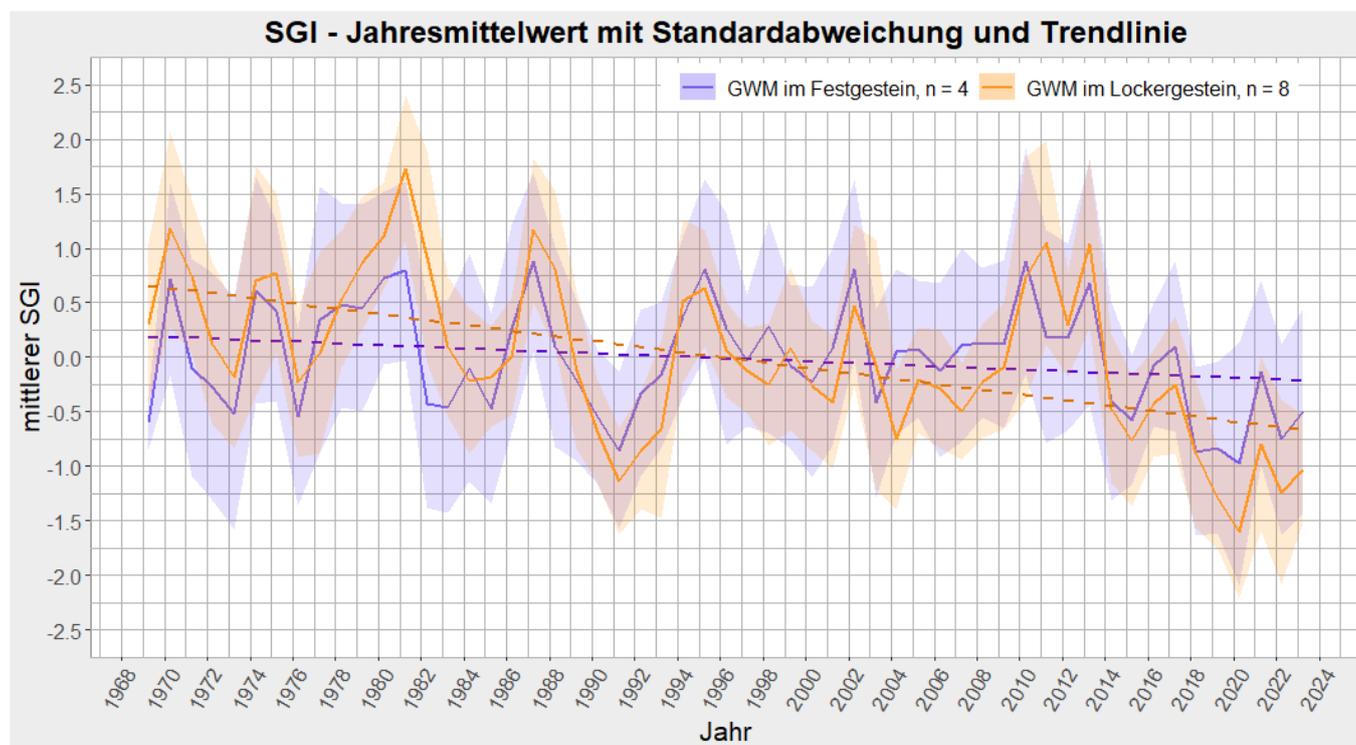
Die Definition einer Grundwasserdürre ist komplex und beinhaltet eine statistische Bewertung, d. h. eine Dürre ist eine Zeit außergewöhnlicher Trockenheit mit deutlicher Abweichung vom Normalzustand. Als schwere Grundwasserdürre können Perioden mit einem SGI < -1 eingestuft werden. Grundwasserdürre ist nicht automatisch mit Grundwassermangel gleichzusetzen, da Grundwasserleiter großer Mächtigkeit Grundwasserentnahmen überjährig ausgleichen können. In diesem Fall gleichen sich Entnahmen aus dem Grundwasser durch die Grundwasserneubildung langfristig wieder aus, ohne dass eine Nutzungseinschränkung notwendig ist. Bei abnehmender Grundwasserneubildung wird eine Übernutzung jedoch unter Umständen spät erkannt.

Grundwasserdürre stellt in Sachsen ein regelmäßig wiederkehrendes Phänomen dar. Die Grundwasserdürre 2018-2020 zeigt im langfristigen Kontext anhand der längsten Dauer der Unterschreitung des SGI-Wertes von -1 die größte Intensität aller bisher in Sachsen beobachteten Grundwasserdürren. Gleichzeitig

bewegt sich der SGI-Wert seit 2014 bereits auffallend lang im negativen Bereich. Ein mit der Klimaänderung einhergehende Anstieg des atmosphärischen Verdunstungsanspruches begünstigt diesen Verlauf des SGI.

Die Entwicklung der Grundwasserverhältnisse unterscheiden sich in Sachsen für den Fest- und Lockergesteinsbereich (siehe Abbildung 26) deutlich. Das zeigte sich auch nach 2020. Nachfolgende Auswertungen zeigen, dass im Festgesteinsbereich bis März 2021 die Grundwasserstände wieder deutlich anstiegen. Dagegen erholten sich besonders im Raum Leipzig und Teilen der nördlichen Lausitz (Lockergesteinsbereich) die Grundwasserstände nicht und die Grundwasserdürre setzte sich hier auch nach 2020 weiter fort.

Diese regional unterschiedliche Dynamik in Sachsen bestätigt der SGI, wenn dieser für Grundwassermessstellen im Locker- und Festgestein getrennt ausgewertet wird (siehe Abbildung 26). Identisch für beide Regionen ist, dass der SGI in 2020 im betrachteten Zeitraum ab 1970 maximal abgesunken ist. Jedoch ist der Trend im Lockergestein stärker und befindet sich auch noch 2022 im Bereich eines SGI um -1. Dieser Unterschied im Beharrungsvermögen tiefer Grundwasserstände korrespondiert auch mit den bereits dargestellten Unterschieden der prozentualen Abnahmen der Grundwasserneubildung (Tabelle 14).



**Abbildung 26: Mittlerer jährlicher Standard-Grundwasser-Index (SGI), sowie dessen Standardabweichung und linearer Trend im Fest- und Lockergestein von Sachsen im Zeitraum 11/1970-03/2023 (Festgestein 4 Grundwassermessstellen, Lockergestein 8 Grundwassermessstellen)**

#### 4.4 Zusammenfassung Grundwasser

- Der zur Grundwasserneubildung führende Anteil am Niederschlag wurde mit steigender potenzieller Verdunstung im Zeitraum 1961-2020 stetig geringer.
- Die Grundwasserneubildung hat in Sachsen im Zeitraum 1961-2020 trotz trendfreiem Niederschlag systematisch abgenommen. Das wirkt sich auch auf die Grundwasserstände aus.
- Wasserwirtschaftlich bedeutsam ist der Umstand, dass die prozentuale Abnahme der Grundwasserneubildung in Sachsen mit den bisher beobachteten Klimaänderungen im Tiefland höher ist als in der Mittelgebirgsregion.
- In der langsamen Grundwasser-Abflusskomponente RG2 besteht im Zeitraum 1961-2020 ein stärker ausgeprägter systematischer Abnahmetrend als in der schnellen Grundwasser-Abflusskomponente RG1.
- Vor dem Hintergrund der systematischen Abnahme der Grundwasserneubildung verschärfte sich die Intensität der Grundwasserdürre 2018-2020 gegenüber früheren Grundwasserdürren in Sachsen. Mit einem weiteren Anstieg der potenziellen Verdunstung ist auch eine weitere Intensivierung von Grundwasserdürre zu besorgen.
- Bei mehrjährigen sich kumulativ entwickelnden Grundwasserdürren zeigt der Basisabflussanteil RG2 des Sickerwassers RG2+RG1 im Vergleich zu früheren Grundwasserdürren ein sensitiveres Verhalten gegenüber der zunehmenden potenziellen Verdunstung als die schnelle Grundwasser-Abflusskomponente RG1.

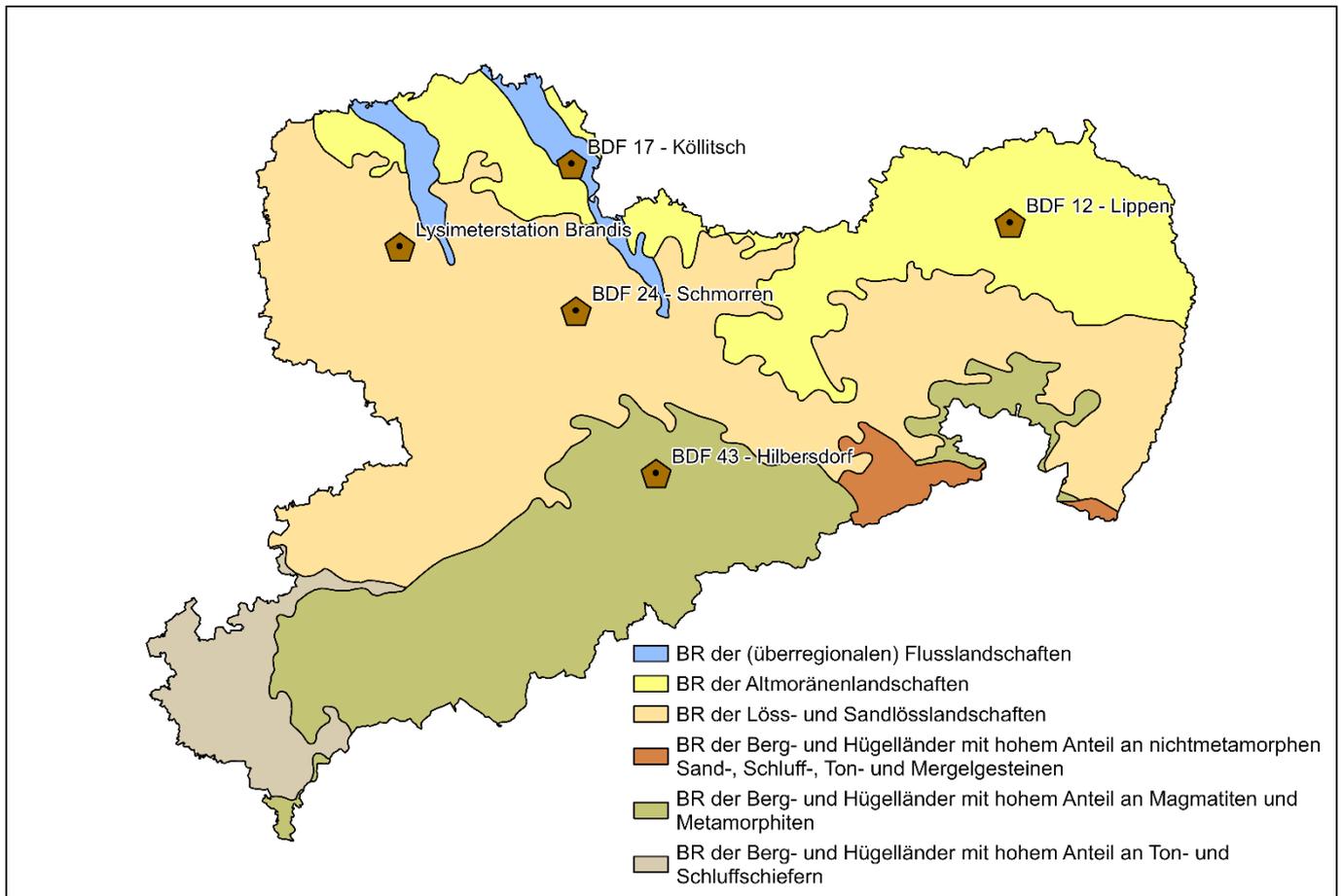
## 5 Boden - Situation

Informationen zum Bodenwasserhaushalt werden kontinuierlich an vier Intensivmessflächen der Boden-Dauerbeobachtung (BDF II) und an der Lysimeterstation Brandis erfasst. An den BDF II werden kontinuierlich Bodenfeuchten in jeweils mehreren Tiefenstufen in unterschiedlichen Regionen Sachsens gemessen (Kapitel 5.1 *Bodenfeuchte*). An der Lysimeterstation Brandis werden verschiedene Parameter des Bodenwasserhaushaltes für unterschiedliche Böden unter den klimatischen Bedingungen am Standort Brandis untersucht (Kapitel 5.2 *Auswertung der wägbaren Lysimeter der Lysimeterstation Brandis*).

### 5.1 Bodenfeuchte

#### 5.1.1 Bodenfeuchtemessungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen

Das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie betreibt seit 1995 in Sachsen insgesamt 56 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) auf Acker- und Grünlandflächen. Die Ziele der Boden-Dauerbeobachtung sind die Erfassung des Ist-Zustandes der Böden, die langfristige Überwachung zur Identifikation von Veränderungen in den Böden und deren Eigenschaften sowie die Ableitung von Prognosen und Empfehlungen für eine umweltgerechte und nachhaltige Flächennutzung. Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen gliedern sich in zwei unterschiedliche Intensitätsstufen zur Erfassung der Bodeneigenschaften. Auf den Basismessflächen vom Typ 1 (BDF I) werden die Böden in regelmäßigem Turnus aufgenommen und beprobt sowie deren physikalische und chemische Eigenschaften im Labor analysiert. Demgegenüber sind auf den Intensivmessflächen vom Typ 2 (BDF II) zusätzlich Messinstrumente installiert, die oberirdisch Witterungsinformationen und die Deposition erfassen. Unterirdisch werden hier die Bodentemperatur und der Wassergehalt (Bodenfeuchte) gemessen. Das Sickerwasser wird zur weiteren chemischen Analyse gesammelt. Von den 56 Boden-Dauerbeobachtungsflächen sind die vier Standorte Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen als Intensivmessflächen BDF II ausgebaut (Abbildung 27), die zur Charakterisierung der Bodenfeuchtesituation herangezogen werden können.



**Abbildung 27: Lage der Intensivmessflächen BDF II und der Lysimeterstation Brandis in den Bodenregionen (BR) Sachsens**

## 5.1.2 Charakterisierung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen und Datengrundlagen

### 5.1.2.1 BDF 43 – Hilbersdorf (Gneisverwitterung mit Lösslehm)

Die BDF 43 – Hilbersdorf liegt im Landkreis Mittelsachsen in der Gemeinde Bobritzsch-Hilbersdorf. Die Fläche liegt in einer Höhe von 425 m NHN und wird ackerbaulich genutzt. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 628 mm, die mittlere Jahrestemperatur 8 °C.

Aufgrund der räumlichen Lage in der Nordabdachung des Erzgebirges ist der Boden deutlich flachgründiger als an den anderen BDF II. Er ist als Pseudovergleyte Normbraunerde aus grusführendem Lehm über Grussand beschrieben (Abbildung 28).



Abbildung 28: Profildfoto BDF 43 - Hilbersdorf, 2017. Foto: Ralf Sinapius

Tabelle 15: Bodenprofilinformationen BDF 43 - Hilbersdorf, Quelle: LfULG 2017 und 2020

Horizont	Ober-/ Untergrenze	Bodenart	Beschreibung
Ap	0 ... 15 cm	Slu	Oberboden, mittel humos, schluffig-lehmiger Sand, mittel durchwurzelt
Ap+Bv	15 ... 30 cm	Slu	Oberboden, schwach humos, schluffig-lehmiger Sand, verdichtet, schwach durchwurzelt
II Bv	30 ... 40 cm	Slu	Unterboden, verbraunt, sehr schwach humos, schluffig-lehmiger Sand, vereinzelt Wurzel und Regenwurmröhren mit Humus, schwach durchwurzelt
III Bv-ilCv	40 ... 69 cm	SI4	Unterboden, verbraunt, humusfrei, stark lehmiger Sand, Röhren, sehr schwach durchwurzelt
IV Sw-ilCv	69 ... 85 cm	SI3	Übergang Unterboden-Untergrund, gering stauwasserleitend, humusfrei, mittel lehmiger Sand, nicht durchwurzelt
V Sdw-ilCv	85 ... 125 cm	SI3	Übergang Unterboden-Untergrund, gering stauwasserleitend, humusfrei, mittel lehmiger Sand, mittel verfestigt, nicht durchwurzelt

### 5.1.2.2 BDF 17 – Köllitsch (Aue, Auenschluff über Auelehm)

Die BDF 17 – Köllitsch liegt im Landkreis Nordsachsen in der Gemeinde Arzberg. Die Fläche wird ackerbaulich genutzt. Sie liegt in einer Höhe von 85 m NHN. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 589 mm und die mittlere Jahrestemperatur 9 °C.

Der Standort ist durch seine Lage in der Elbaue geprägt. Die Bodenform ist eine Normvega aus Lehm über tiefem Schluff (aus Auensediment). Der detaillierte Bodenaufbau ist in Abbildung 29 dargestellt sowie in der Tabelle 16 beschrieben.



Abbildung 29: Profildfoto BDF 17 - Köllitsch, 2015. Foto: Ralf Sinapius

Tabelle 16: Bodenprofilinformationen BDF 17 - Köllitsch, Quelle: LfULG 2020

Horizont	Ober-/ Untergrenze	Bodenart	Beschreibung
aAp	0 ... 15 cm	SI4	Oberboden, mittel humos, stark lehmiger Sand aus Auensediment, stark durchwurzelt
arAp	15 ... 38 cm	SI4	Oberboden, schwach humos, stark lehmiger Sand aus Auensediment, mittel durchwurzelt
II aM	38 ... 65 cm	SI3	Mineralboden mit Auendynamik, sehr schwach humos, mittel lehmiger Sand, schwach durchwurzelt
III aM	65 ... 110 cm	SI4	Mineralboden mit Auendynamik, sehr schwach humos, stark lehmiger Sand, schwach durchwurzelt
IV Go-Sw-aM	110 ... 170 cm	SI3	Mineralboden mit Auendynamik, stauwasserleitend, sehr schwach humos, mittel lehmiger Sand, nicht bis sehr schwach durchwurzelt
V Sdw-Go-aM	170 ... 210 cm	Lu	Mineralboden mit Auendynamik, schwach stauend, sehr schwach humos, schluffiger Lehm, nicht durchwurzelt
VI aGo	210 ... 220 cm	Lu	Grundwasserhorizont mit Auendynamik, oberer Grundwasser-schwankungsbereich, humusfrei, schluffiger Lehm, nicht durchwurzelt

### 5.1.2.3 BDF 24 – Schmorren (Lössstandort)

Die BDF 24 Schmorren liegt im Landkreis Mittelsachsen in der Gemeinde Ostrau. Die Fläche wird ackerbaulich genutzt. Sie liegt in einer Höhe von 161 m NHN. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 589 mm und die mittlere Jahrestemperatur 9 °C.

Der Boden ist charakterisiert als Kolluvisol über Parabraunerde-Tschernosem aus Kolluvialschluff über periglaziärem Schluff (Abbildung 30, Tabelle 17).



Abbildung 30: Profildfoto BDF 24 - Schmorren, 2011. Foto: Falk Hieke

Tabelle 17: Bodenprofilinformationen BDF 24 - Schmorren, Quelle: LfULG 2020

Horizont	Ober-/ Untergrenze	Bodenart	Beschreibung
Axp	0 ... 10 cm	Ut3	Oberboden, mittel humos, mittel toniger Schluff, stark durchwurzelt
rAxp	10 ... 40 cm	Ut3	Oberboden, mittel humos, mittel toniger Schluff, stark durchwurzelt
M	40 ... 48 cm	Ut3	Bodenhorizont, mittel humos, mittel toniger Schluff, mittel durchwurzelt
II fAl-Axh	48 ... 60 cm	Ut3	Oberboden-Übergangshorizont, sehr schwach humos, mittel toniger Schluff, schwach durchwurzelt
II Axh+Bht+Al	60 ... 75 cm	Ut4	Unterboden-Verzahnungshorizont, stark toniger Schluff, schwach durchwurzelt
II Bht	75 ... 120 cm	Ut4	Unterboden, stark toniger Schluff, schwach durchwurzelt
II Bht-Sg	120 ... >150 cm	Ut4	Unterboden-Übergangshorizont, sehr schwach humos, stark toniger Schluff

### 5.1.2.4 BDF 12 – Lippen (Regosol aus Kippsand)

Die BDF 12 – Lippen liegt im Landkreis Bautzen in der Gemeinde Lohsa. Die Fläche wurde zeitweise ackerbaulich, seit 2014 jedoch ausschließlich als Brachland genutzt. Sie liegt auf 130 m NHN. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 644 mm, die mittlere Jahrestemperatur 9 °C.

Dieser Standort repräsentiert die Böden der Bergbaufolgelandschaften. Dementsprechend ist der Boden nicht natürlich gewachsen, sondern in Folge des Braunkohlentagebaus gekippt und damit anthropogen geprägt. Es handelt sich um einen Normregosol aus kiesführendem Kippsand. Die räumliche Verteilung der verschiedenen, zum Teil stark kohleführenden, Kippsubstrate ist auf der Fläche sehr heterogen ausgeprägt (Abbildung 31). Eine detaillierte Beschreibung des Bodenprofils ist in Tabelle 18 ersichtlich.



Abbildung 31: Profildfoto BDF 12 - Lippen, 2001 (links) und 2017 (rechts). Foto links: Matthias Mehlhorn, Foto rechts: Ralf Sinapius

Tabelle 18: Bodenprofilinformationen BDF 12 - Lippen, Quelle: LfULG 2017 und 2020

Horizont	Ober-/Untergrenze	Bodenart	Beschreibung
Ap	0 ... 22 cm	mSfs-Ss	Oberboden, schwach humos, feinsandiger Mittelsand bis reiner Sand, stark durchwurzelt
II jilCv	22 ... 45 cm	mSfs-Ss	Untergrund, sehr schwach humos; feinsandiger Mittelsand bis reiner Sand, mittel durchwurzelt
III jilCv	45 ... 60 cm	mSfs-Ss	Untergrund, humusfrei, feinsandiger Mittelsand bis reiner Sand, teilweise stark Kohle führend, schwach durchwurzelt
IV jilCv	60 ... > 160 cm	mSfs-Ss	Untergrund, humusfrei, feinsandiger Mittelsand bis reiner Sand, nicht durchwurzelt

### 5.1.3 Methodik Bodenfeuchte

Die Kennwerte der Wasserbindung, nutzbare Feldkapazität (nFK) und permanenter Welkepunkt (PWP), wurden mittels bodenphysikalischer Laboranalysen bestimmt (Tabelle 19). Der permanente Welkepunkt entspricht dem Wassergehalt, unterhalb dessen die Pflanze die im Wurzelraum verbliebene Restfeuchte nicht mehr aufnehmen kann und unumkehrbar welkt. Die nutzbare Feldkapazität repräsentiert die maximale pflanzenverfügbare Wassermenge, die der Boden in mittelgroßen Poren halten kann. Pflanzen können dieses Bodenwasser je nach Bodenart und Dichte des Bodens aus ihrem Wurzelraum aufnehmen. Die Bodentiefe, bis zu der eine Ausschöpfung dieses verfügbaren Wasservorrats möglich ist, wird effektive Durchwurzelungstiefe bzw. effektiver Wurzelraum ( $W_e$ ) genannt (siehe auch Kapitel 5.2.1.2 *Feldkapazität und Bodenwasserspeicherdefizit Lysimeterstation Brandis*).

Im Sandboden der BDF II Lippen ist die effektive Durchwurzelungstiefe mit 60 cm vergleichsweise gering. In Hilbersdorf wird der Wurzelraum durch den Übergang zum Festgestein in ca. 80 cm Tiefe begrenzt. In den tiefgründigeren Böden in Köllitsch und Schmorren können Pflanzen das Bodenwasser aus einem entsprechend größeren Wurzelraum bis 120 cm bzw. 110 cm ausschöpfen. Infolgedessen unterscheiden sich die pflanzenverfügbaren Wassermengen im effektiven Wurzelraum (nFK $W_e$ ) deutlich an den vier Standorten von lediglich 56 l/m<sup>2</sup> in Lippen bis hin zu 256 l/m<sup>2</sup> in Schmorren (Tabelle 19). Für die BDF II Köllitsch wurde der Grundwassereinfluss in Form kapillaren Aufstiegs in den effektiven Wurzelraum bei der Berechnung des pflanzenverfügbaren Wasservorrats berücksichtigt.

An allen BDF II wird der Bodenwassergehalt (Bodenfeuchte) mittels FDR-Sonden in verschiedenen Bodentiefen gemessen. Die Messwerte werden 5-minütlich erfasst und als Stundenmittelwerte ausgegeben. Der Messzeitraum beginnt jeweils mit der Einrichtung der BDF II-Station (Tabelle 19). Aufgrund der unterschiedlichen Länge der Messreihen wurde für die weiteren Auswertungen ein Betrachtungszeitraum von 2014 bis 2020 und ein gleich langer, vorgeschalteter Referenzzeitraum von 2007 bis 2013 festgelegt (jeweils bezogen auf hydrologische Jahre).

Die jeweils aktuelle pflanzenverfügbare Bodenwassermenge (nFK $W_e$ ) wurde bezogen auf die effektive Durchwurzelungstiefe aus den gemessenen Wassergehalten abzüglich des permanenten Welkepunktes berechnet. Die maximale Wassermenge, die ein Boden aufgrund seiner Bodenartenzusammensetzung, der Trockenrohdichte und des Skelettgehaltes speichern kann, wird als potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFK $_{pot}$ ) bezeichnet.

Für die Zeitreihenanalyse der pflanzenverfügbaren Wassermengen und den Indikator »Unterschreitung 50 % nFK $W_e$ « wurden Fehlwerte durch Sondenausfälle bzw. Umbauten an den Stationen ersetzt. Als Ersatz für Fehlwerte an der BDF II Hilbersdorf wurden durch den Deutschen Wetterdienst modellierte Bodenfeuchtedaten genutzt (DWD 2022a), wenn die Zeiträume größer als 13 Tage waren. Für Zeiträume von einem Tag bis dreizehn Tagen wurden die Bodenfeuchtedaten linear interpoliert. Diese lineare Interpolation wurde auch an den anderen BDF II Standorten für Zeiträume von einem Tag bis < 30 Tage (Köllitsch und Schmorren) bzw.  $\leq 50$  Tage (Lippen) durchgeführt. Nur für die BDF II Standort Schmorren musste die Zeitreihe unterbrochen werden, da von Ende Oktober 2014 bis Ende Mai 2016 keine Bodenfeuchtedaten zur Verfügung standen und ein Ersatz durch Modelldaten nicht möglich sowie eine Interpolation der Daten nicht sinnvoll war. Eine detaillierte Übersicht der Zeiträume mit Fehlwerten sowie der zum Ersetzen genutzten Methodik enthält A 5.1.

Die Zeitreihenanalyse für die Wasserverfügbarkeit sowie die Berechnung des Indikators »nFKakt < 50 % nFKpot« wurde mittels des freien Statistikprogramms R (R CORE TEAM 2020) unter Nutzung der Pakete »readxl« (WICKHAM & BRYAN 2019), »ggplot2« (WICKHAM 2016) und »dplyr« (WICKHAM ET AL. 2022) durchgeführt. Für die Zeitreihenanalyse wurde ein additives Komponentenmodell zugrunde gelegt, da die saisonalen Änderungen über den gesamten Zeitraum etwa ähnlich waren. Die Zeitreihe wird dabei zerlegt in die Komponenten Trend, Saison und Rest (SCHLITGEN 2015).

Zur Beurteilung des Auftretens von Trockenstress wurde der Indikator »Unterschreitung 50 % nFKpot« genutzt. Nach GRANIER ET AL. (1999) beginnen Transpirations- und damit Wachstumseinschränkungen für Pflanzen ab einer Unterschreitung von 50 % der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Auch wenn GRANIER ET AL. (1999) die Bewertung für Bäume vornehmen, finden sich vergleichbare Einschätzungen bzgl. beginnendem Trockenstress beim Bodenfeuchteviewer des DWD (DWD 2022b) für landwirtschaftliche Nutzungen. Die Beurteilung der Intensität des Trockenstress erfolgte durch Addition der Einzeltage pro hydrologischem Jahr bzw. getrennt für die Jahreszeiten.

**Tabelle 19: Informationen zur Erfassung der Bodenfeuchte mittels Bodenfeuchtesensoren (FDR) an den Intensivmessflächen BDF II und bodenhydrologischen Kennwerten (Laboranalyse)**

	Hilbersdorf	Köllitsch	Schmorren	Lippen
<b>Bodenfeuchtemessung:</b>				
Messzeitraum	seit 1996	seit 2016	seit 2001	seit 1998
Tiefe [cm]	40, 80	40, 55, 100, 140	45/65**, 145, 165	40, 110, 150
<b>Bodenhydrologische Kennwerte:</b>				
Effektive Durchwurzelungstiefe (We) [cm]	80	120	110	60
Permanenter Welkepunkt (PWP) [Vol.-%] *	15	12	18	5
Nutzbare Feldkapazität im We (nFKWe) [l/m <sup>2</sup> ]	155	223	256	56

\* mittlerer PWP bezogen auf die effektive Durchwurzelungstiefe

\*\* bis 2014 in 45 cm Tiefe, ab 2016 in 65 cm Tiefe

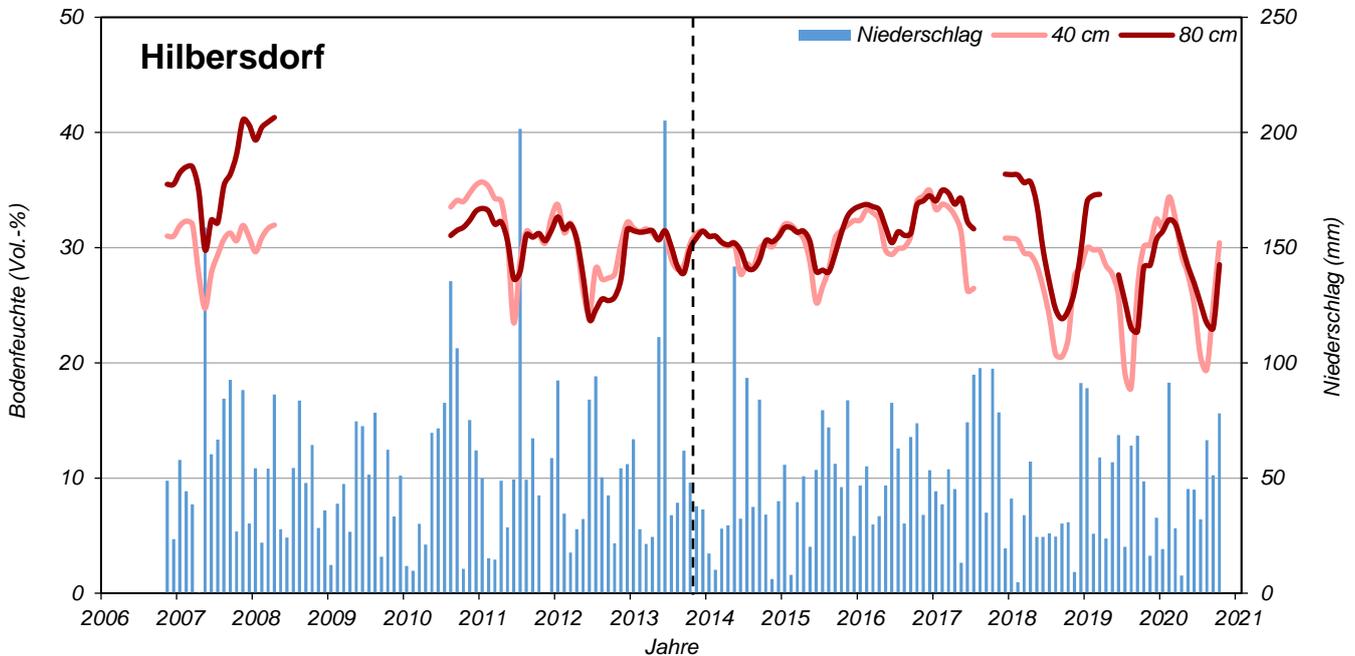
#### 5.1.4 Entwicklung der Bodenfeuchte im Ober- und Unterboden an den vier BDF-II-Stationen

Die kontinuierlich gemessenen Bodenfeuchten der vier BDF-II-Stationen zeigten in den betrachteten Zeiträumen sehr unterschiedliche Verläufe, welche die verschiedenen Standortcharakteristika hinsichtlich Bodeneigenschaften und meteorologischen Einflussgrößen widerspiegeln (Abbildung 32-Abbildung 35).

An allen Stationen traten im Betrachtungszeitraum 2014-2020 gehäuft deutliche Rückgänge der Bodenfeuchteverläufe in den Sommermonaten auf, insbesondere in den Jahren 2018-2020. An einzelnen Tagen sank die Bodenfeuchte an den Stationen in Hilbersdorf, Köllitsch und Lippen fast bis zum permanenten Welkepunkt.

### 5.1.4.1 Hilbersdorf

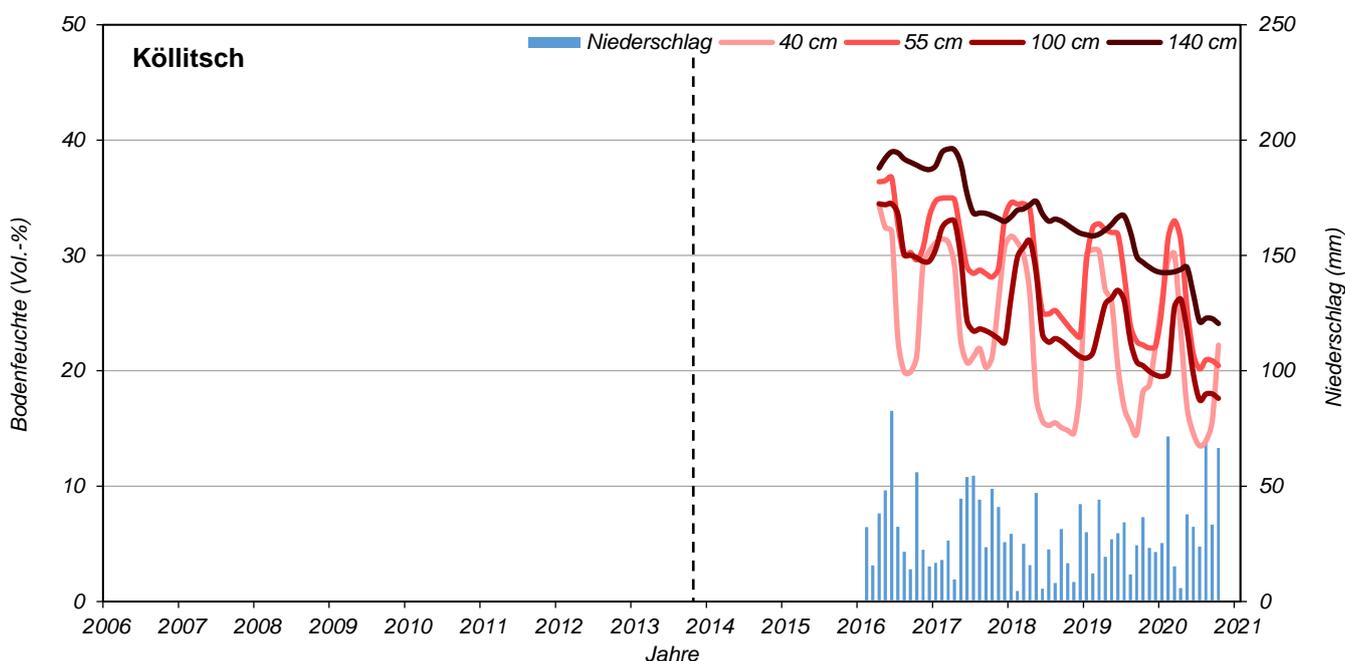
An der BDF II Hilbersdorf (Abbildung 32) ist der typische Jahresverlauf der Bodenfeuchten deutlich zu erkennen: Im Sommer treten Austrocknungsphasen auf, die in Intensität und Dauer variieren. Im Herbst und Winter kommt es zur Wiederbefeuchtung bis in den Unterboden hinein. Deutlich erkennbar sind die drei aufeinander folgenden trockenen Jahre 2018 bis 2020 mit einer starken Absenkung, insbesondere in den oberen Bodenschichten.



**Abbildung 32: Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Hilbersdorf in 40 cm (hellrot) und 80 cm (dunkelrot) Bodentiefe. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

### 5.1.4.2 Köllitsch

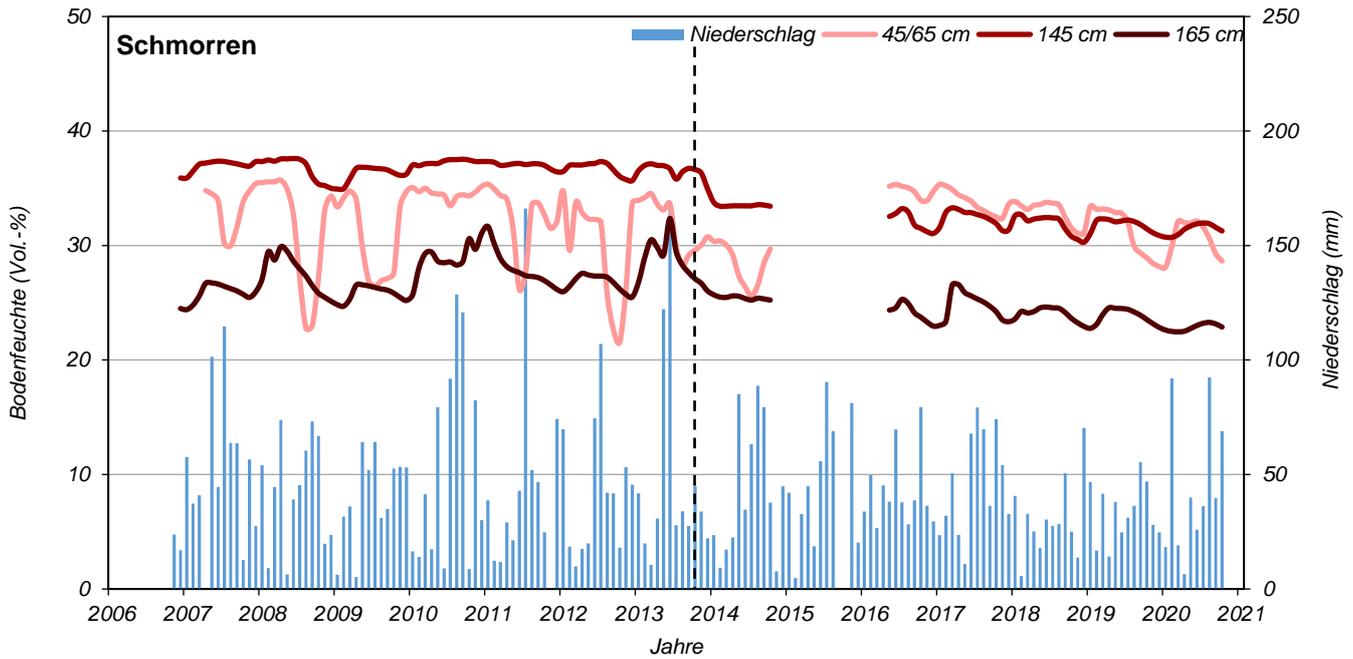
Die BDF II Köllitsch wurde im Frühjahr 2016 neu eingerichtet. Demzufolge liegt hier ein vergleichsweise kurzer Messzeitraum vor. Die Langzeitentwicklung der Bodenfeuchte und ein Vergleich mit Referenzwerten vor der Trockenperiode kann nicht erfolgen. Für den Zeitraum 2016-2020 zeigt sich jedoch ein sehr deutlicher Trend sinkender Bodenfeuchten (Abbildung 33). Von der Austrocknung waren alle Bodenschichten betroffen, wobei insbesondere die Bodenschicht bis 40 cm sehr geringe Bodenfeuchten aufwies, die in den Sommermonaten 2018-2020 nahe des permanenten Welkepunktes lagen. Durch Grundwassereinfluss waren die Bodenfeuchten in den tiefen Bodenschichten (140 cm) höher als in den darüber liegenden Schichten. Der Gradient des Bodenfeuchterückgangs war hier jedoch am stärksten, was eine Absenkung des Grundwasserspiegels vermuten lässt. Die Niederschlagsmengen seit Messbeginn 2016 lagen mit durchschnittlich 363 mm deutlich unter den für die Region typischen Jahresniederschlägen von 527 mm (langjähriges Mittel der Agrarmeteorologischen Station Köllitsch).



**Abbildung 33: Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Köllitsch in den Bodentiefen 40 (orange), 55 (hellrot), 100 (dunkelrot) und 140 (braun) cm. Betrachtungszeitraum 2016-2020 (Messbeginn April 2016). Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

### 5.1.4.3 Schmorren

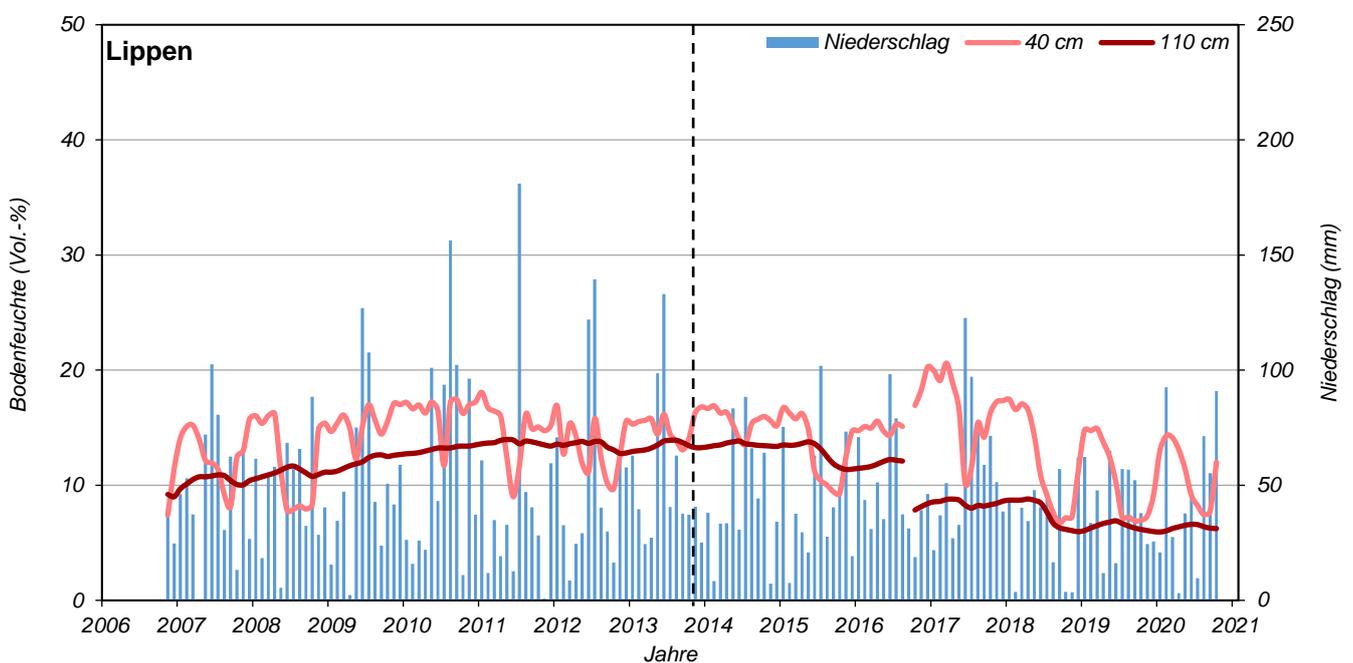
An der BDF II Schmorren wurden die Bodenfeuchten im Oberboden bis in das Jahr 2013 in 45 cm Tiefe gemessen und zeigten hier die zu erwartenden starken Schwankungen im Jahresverlauf (Abbildung 34). Mit einem Nutzungswechsel und damit verbundener tiefgründigerer Bodenbeeinflussung (Spargelanbau) wurde der obere Messbereich auf 65 cm Tiefe abgesenkt, was den Bodenfeuchteverlauf deutlich dämpft. Ab Januar 2016 fielen demnach die innerjährlichen Schwankungen in dieser Tiefe weniger stark aus. Die Absenkungen der Bodenfeuchten in den Trockenjahren 2018-2020 waren aber auch hier messbar. In den tiefen Bodenschichten (> 145 cm) unterlagen die Werte generell geringen Schwankungen und zeigten einen leichten Rückgang der Bodenfeuchten im Betrachtungszeitraum.



**Abbildung 34:** Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Schmorren in den Bodentiefen 45 (hellrot) (bis 2014), 65 (hellrot) (ab 2016), 145 (dunkelrot) und 165 (braun) cm. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.

#### 5.1.4.4 Lippen

Die Bodenfeuchten an der BDF II Lippen zeigen, bedingt durch das sandige Substrat, generell geringere Werte als in lehmigen und schluffigen Böden. Die Trockenheit hatte eine schnelle und starke Absenkung der Bodenfeuchten in den Jahren 2018-2020 zur Folge, insbesondere im Oberboden (Abbildung 35). Im Unterboden zeigte der Bodenfeuchteverlauf einen leichten Anstieg im Referenzzeitraum 2007-2013, jedoch generell geringe innerjährliche Schwankungen. Im Betrachtungszeitraum ist in Abbildung 35 ein deutlicher Sprung der Bodenfeuchte hin zu geringeren Werten im Oktober 2016 zu sehen, der auf Umbaumaßnahmen an der Station zurückzuführen ist. Es wurden, versetzt zum vorhergehenden Profil, neue Bodenfeuchtesensoren installiert. Die Unterschiede in den gemessenen Bodenfeuchten einer Tiefenstufe zeigen hier sehr deutlich die sehr hohe räumliche Variabilität der aufgeschütteten Schichten (siehe Standortbeschreibung). Nichtsdestotrotz sind auch in den tiefen Bodenschichten die Auswirkungen der trockenen Jahre durch einen Rückgang der Bodenfeuchten im Betrachtungszeitraum zu erkennen.



**Abbildung 35: Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten in Vol.-% (Monatsmittelwerte) und der Niederschläge in mm (Monatssummen) an der BDF II Lippen in 40 cm (hellrot) und 110 cm (dunkelrot) Bodentiefe. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020 (Umbauarbeiten Oktober 2016). Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

### 5.1.5 Entwicklung der pflanzenverfügbaren Wassermenge im Boden an den vier BDF-II-Stationen

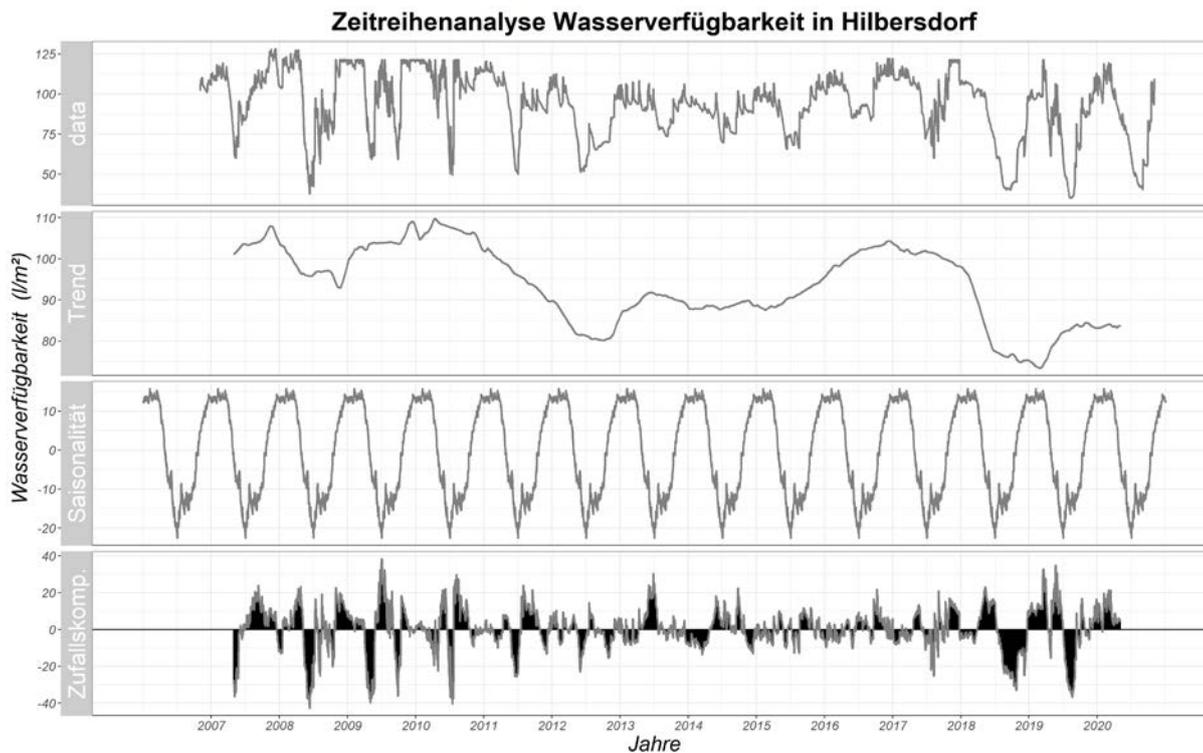
Über den Indikator pflanzenverfügbare Wassermenge im effektiven Wurzelraum des Bodens lässt sich einschätzen, wieviel Wasser den Pflanzen nominell für die Verdunstung und den Biomasseaufbau zur Verfügung steht. Zur besseren Anschaulichkeit beziehen sich die nachfolgenden Analysen auf Liter Wasser je Quadratmeter.

#### 5.1.5.1 Hilbersdorf

Abbildung 36 zeigt die Ergebnisse der Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Hilbersdorf. Es ist deutlich zu erkennen, dass die pflanzenverfügbare Wassermenge starken Schwankungen unterliegt. Es lassen sich im gesamten Zeitverlauf der hydrologischen Jahre 2007 bis 2020 drei Zeiträume mit unterschiedlich starken Schwankungen identifizieren: In den hydrologischen Jahren (HJ) 2007-2013 waren im Boden zwischen 38 l/m<sup>2</sup> und 128 l/m<sup>2</sup> Wasser gespeichert. Die nachfolgenden HJ 2014-2017 zeigten deutlich geringere Schwankungen mit minimal 60 l/m<sup>2</sup> und maximal 122 l/m<sup>2</sup> im Boden gespeicherten Wassers. Darauf folgten die HJ 2018-2020, die wieder durch deutlich stärkere Schwankungen gekennzeichnet waren. Die in diesem Zeitraum minimal im Boden gespeicherte Wassermenge betrug 35 l/m<sup>2</sup> und die maximal gespeicherte Menge 121 l/m<sup>2</sup>.

Die Wasserverfügbarkeit unterliegt sehr stark jahreszeitlichen Effekten. Abbildung 36 zeigt für die Saisonalität einen sehr ausgeprägten Jahresgang. Die Wasserverfügbarkeit ist im Winter am höchsten, sinkt im Frühjahr rasch und erreicht im Sommer ihr Minimum. Herbstliche Niederschläge sorgen für eine höhere Wasserverfügbarkeit bis in den Winter hinein. Überlagert werden diese Schwankungen durch einen Trend hin zu geringerer Wasserverfügbarkeit im Zeitraum der HJ 2009-2018. Dieser negative Trend ist die Folge ausbleibender Niederschläge bei gleichzeitig hohen Temperaturen und daraus resultierend einem hohen Verdunstungsgeschehen. Während in den hydrologischen Jahren 2007-2013 im Mittel 647 mm Niederschlag auf der BDF II Hilbersdorf fielen, fehlten mit einer mittleren Niederschlagssumme von 566 mm in den hydrologischen Jahren 2014-2020 ca. 60 mm Niederschlag pro Jahr. Daraus resultiert eine nur ungenügende Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Herbst und Winter.

Die in Abbildung 36 dargestellte Zufallskomponente spiegelt die extremen Witterungsverhältnisse wieder. Im Zeitraum der hydrologischen Jahre 2007 bis 2012 herrschen relativ große Schwankungen sowohl in positive als auch negative Richtung vor, die sich ausgleichen. Diese Schwankungen sind in den hydrologischen Jahren 2013-2017 deutlich geringer. Erst in den Jahren 2018 bis 2020 treten sehr extreme und auch langanhaltende Schwankungen der Wasserverfügbarkeit mit stark sinkenden Werten auf.



**Abbildung 36: Zeitreihenanalyse der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge an der BDF II Hilbersdorf für die hydrologischen Jahre 2007-2020**

Pflanzenbestände benötigen für den Biomasseaufbau sowie die Verdunstung ca. 3 Liter Wasser pro m<sup>2</sup> und Tag (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016). Verglichen damit ist eine Wasserverfügbarkeit von ca. 35 l/m<sup>2</sup> wie im August 2019 bereits als kritisch einzustufen. Das zu diesem Zeitpunkt im Boden gespeicherte Wasser würde ohne eine Auffüllung durch weitere Niederschläge nur für ca. 11 Tage reichen, bevor die Pflanzen irreversibel geschädigt würden.

### 5.1.5.2 Köllitsch

Die BDF II Köllitsch wurde erst im Jahr 2016 in Betrieb genommen. Daher liegen für den Zeitraum der hydrologischen Jahre 2007 bis 2015 keine und für das hydrologische Jahr 2016 keine vollständigen Daten vor. Die Zeitreihenanalyse zur Wasserverfügbarkeit ist somit erst ab dem hydrologischen Jahr 2017 vollständig. Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Abbildung 37 dargestellt. Die pflanzenverfügbare Wassermenge betrug zu Beginn der Messungen im April 2016 etwa 273 l/m<sup>2</sup>. Anschließend sank sie kontinuierlich ab und erreichte im Juli 2020 mit 62 l/m<sup>2</sup> ihren Tiefststand. Diese Entwicklung beschreibt auch die Trendkomponente der Zeitreihenanalyse sehr klar. Deutlich zu erkennen ist auch, dass die sommerlichen Minima kontinuierlich sanken. Während die minimal gespeicherte Wassermenge im Sommer 2016 noch 183 l/m<sup>2</sup> betrug, erreichte sie im Juli 2020 ihr absolutes Minimum von 62 l/m<sup>2</sup>. Dies war aber nur etwa ein Drittel der verfügbaren Wassermenge, verglichen mit dem Beginn der Messungen in Köllitsch. Diese Reduktion zeigt sich auch bei den maximal gespeicherten Wassermengen. Während der Bodenwasserspeicher im Frühjahr 2016 mit 280 l/m<sup>2</sup> gefüllt war, betrug die Auffüllung im Frühjahr 2020 nur noch 200 l/m<sup>2</sup>. Demnach fehlten schon zu Beginn der Vegetationsperiode rund 80 l/m<sup>2</sup>. Das kontinuierliche Absinken der Wasserverfügbarkeit im gesamten durchwurzelbaren Raum lässt darauf schließen, dass der Grundwasserspiegel abgesunken ist und damit die Kompensation von fehlendem Niederschlagswasser durch kapillaren Aufstieg stark reduziert wurde bzw. dieser Prozess vollständig zum Erliegen kam. Dies deckt sich

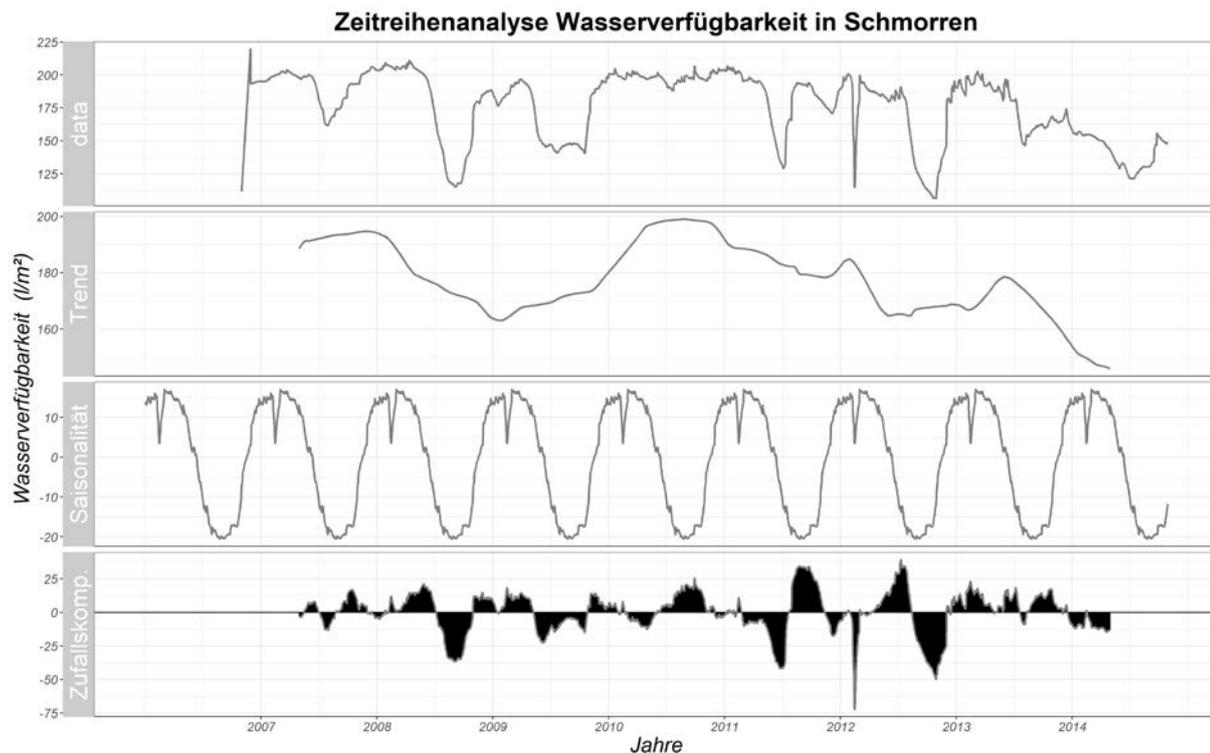
mit Beobachtungen des Standard-Grundwasserindex SGI, der ab 2018 für Lockergestein eine deutlich stärkere und langanhaltendere Absenkung aufwies als in Regionen mit Festgestein (Kapitel 4.3.2 *Längerfristige Einordnung der Grundwasserdürre*, Abbildung 26).



**Abbildung 37: Zeitreihenanalyse der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge an der BDF II Köllitsch für die hydrologischen Jahre 2007-2020**

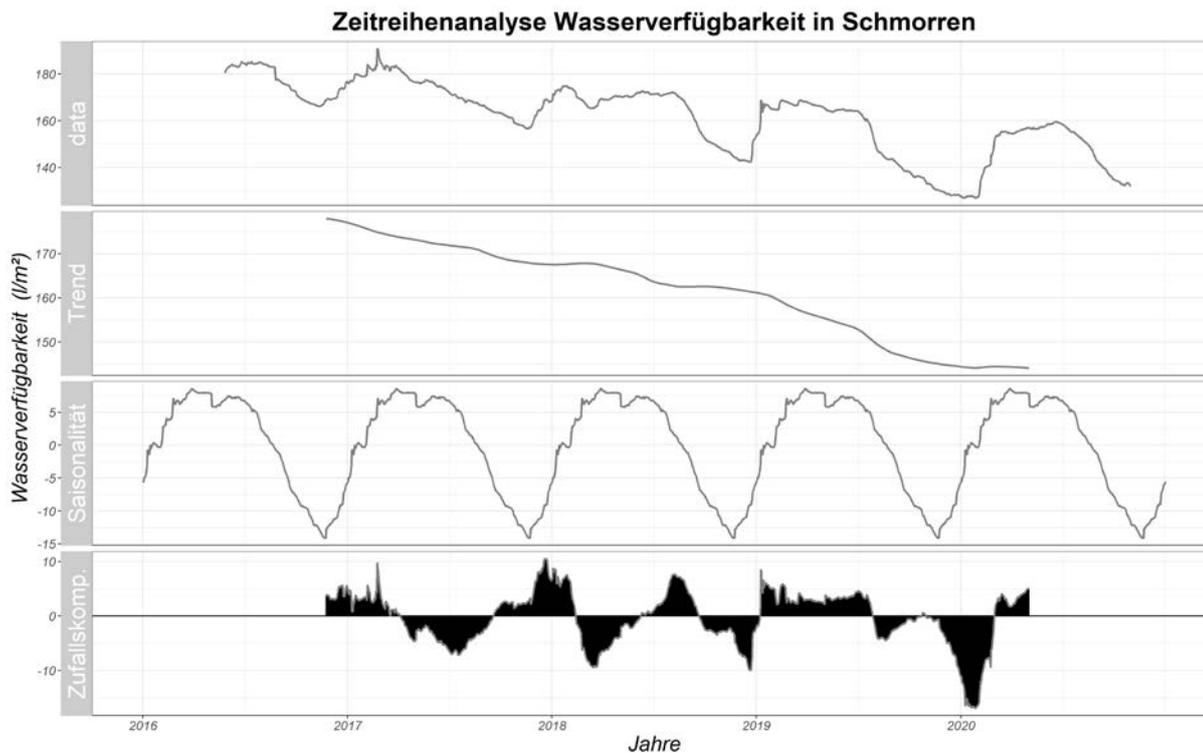
### 5.1.5.3 Schmorren

An der BDF II Schmorren stehen den Pflanzen maximal 256 l/m<sup>2</sup> bezogen auf den effektiven Wurzelraum zur Verfügung. Die Zeitreihenanalyse für die Wasserverfügbarkeit an diesem Standort musste aufgrund von Umbaumaßnahmen und Nutzungswechsel in zwei Zeiträume geteilt werden: Zeitraum 1 bilden die hydrologischen Jahre 2007-2014 (Abbildung 38), Zeitraum 2 umfasst die hydrologischen Jahre 2017-2020 (Abbildung 39).



**Abbildung 38: Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Schmorren für die hydrologischen Jahre 2007 bis 2014**

Die Wasserverfügbarkeit am Standort Schmorren zeigt sowohl während des Vergleichszeitraums der hydrologischen Jahre 2007 bis 2013 als auch innerhalb des Betrachtungszeitraums der hydrologischen Jahre 2014 bis 2020 die erwarteten saisonalen Schwankungen. Während der Herbst- und Wintermonate steigt die Wasserverfügbarkeit aufgrund der Auffüllung durch Niederschläge sowie sich verringernder Transpiration und verringerten Biomasseaufbaus der Pflanzen an. Im Frühjahr und Sommer sinkt sie wieder. Während der hydrologischen Jahre 2007 bis 2010 lässt sich kein eindeutiger zu- oder abnehmender Trend für die Wasserverfügbarkeit feststellen, Zu- und Abnahme im Trend wechseln sich ab (Abbildung 38). Ab dem hydrologischen Jahr 2011 ist ein klar sinkender Trend der Wasserverfügbarkeit festzustellen. Ende Januar 2020 erreicht die Wasserverfügbarkeit mit 127 l/m<sup>2</sup> ein absolutes Minimum. Anschließend kehrt sich der Trend um, hin zu einem leicht ansteigenden Trend (Abbildung 39). Die in Abbildung 38 dargestellte Zufallskomponente verdeutlicht noch einmal die extremen Verhältnisse. Es sind immer wieder längerfristige Zeiträume, in denen die Wasserverfügbarkeit nicht durch den Trend bzw. den saisonalen Verlauf erklärt werden kann, sondern die Zufallskomponente mit hohen Erklärungsbeträgen auffällt.



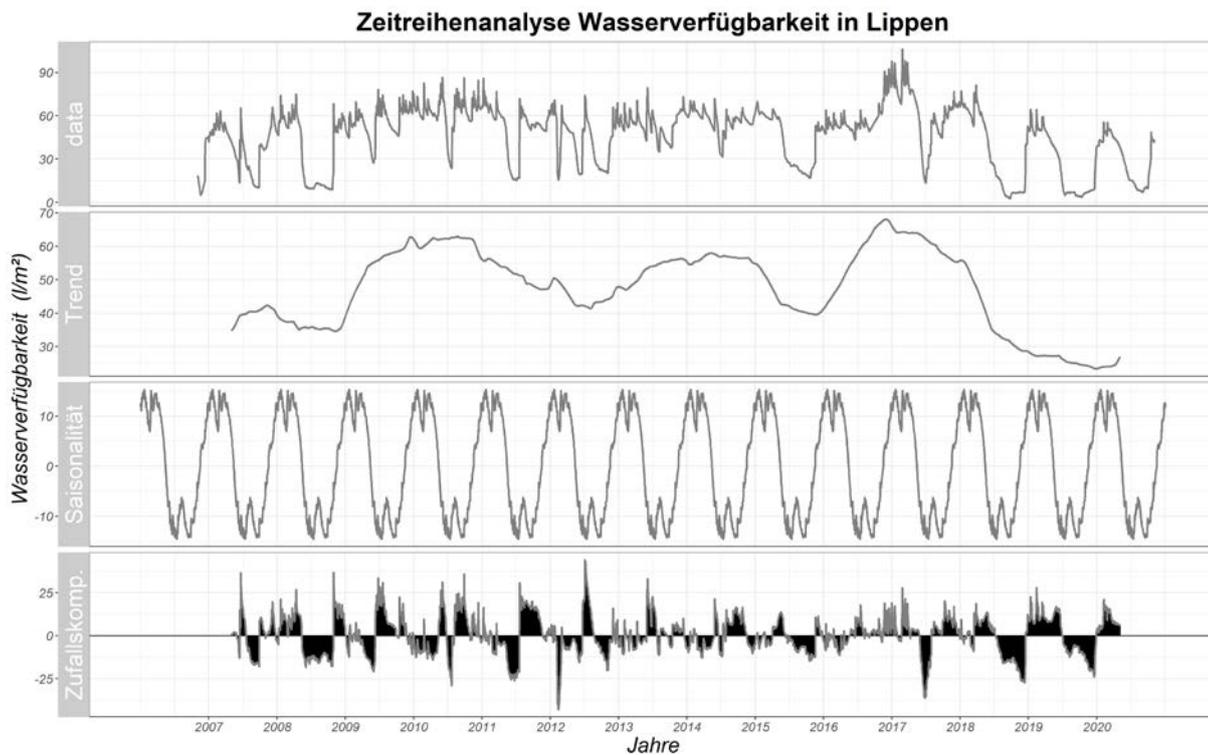
**Abbildung 39: Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Schmorren für die hydrologischen Jahre 2017 bis 2020**

Auch an diesem Standort sinkt aufgrund der extremen Witterungsverhältnisse mit langanhaltenden Trockenphasen die im Boden gespeicherte, pflanzenverfügbare Wassermenge kontinuierlich ab. Allerdings zeigt sich, dass durch die mächtige Lössauflage zu keinem Zeitpunkt akuter Wassermangel für die Pflanzen auftrat. Bei einem geschätzten Wasserbedarf für Kulturpflanzen von 3 Litern pro  $m^2$  und Tag hätte die minimal zur Verfügung stehende Wassermenge im Wurzelraum für ca. 42 Tage ohne Niederschlag ausgereicht.

#### 5.1.5.4 Lippen

Die Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Lippen ist in Abbildung 40 dargestellt. Insgesamt ist die maximal mögliche Wasserspeicherfähigkeit des Standortes mit  $56 \text{ l/m}^2$  deutlich niedriger, verglichen mit den anderen BDF II Stationen. Die Ursache dafür ist das sandige Substrat, welches nur sehr geringe Wassermengen speichern und für die Pflanzen zur Verfügung stellen kann. Dieser Standort ist somit auf eine regelmäßige Nachlieferung von Wasser durch Niederschläge angewiesen und zeigt eine hohe Variabilität der Wasserverfügbarkeit. Es wechseln sehr kurzfristig Zeiträume mit hoher und Zeiträume mit geringer Wasserverfügbarkeit. Sehr deutlich zeigt Abbildung 40, dass in den hydrologischen Jahren 2018, 2019 und 2020 die kurzfristige Variabilität fast vollständig verloren geht. Ab Ende März 2018 sinkt die Wasserverfügbarkeit kontinuierlich ab und erreicht aufgrund ausbleibender Nachlieferung durch Niederschläge Mitte September des jeweiligen Jahres ihr Minimum. Zu diesen Zeitpunkten stehen nur noch zwischen  $2,5 \text{ l/m}^2$  und knapp  $9 \text{ l/m}^2$  zur Verfügung. Ohne Niederschlag reicht das im Wurzelraum gespeicherte Wasser in diesen Zeiträumen für minimal einen bis maximal drei Tage zur Versorgung der Pflanzen aus. Die Wasserverfügbarkeit in diesen Zeiträumen ist als äußerst kritisch einzuschätzen. Zeiträume mit solch extrem langanhaltenden, trockenen Bedingungen lassen sich auch im Referenzzeitraum finden: In den hydrologischen Jahren 2006, 2007 und 2008 gab es langanhaltende Zeiträume mit einer

Wasserverfügbarkeit zwischen 5 l/m<sup>2</sup> und 10 l/m<sup>2</sup>. Dass es sich in diesen Zeiträumen um extreme Bedingungen handelt, zeigen insbesondere auch die langanhaltenden Abweichungsbeträge der Zufallskomponente (Abbildung 40). Da die Fläche durchweg als Brachfläche aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen ist, sind die Schwankungen in der Wasserverfügbarkeit allein auf das Ausbleiben von Niederschlägen zurückzuführen.



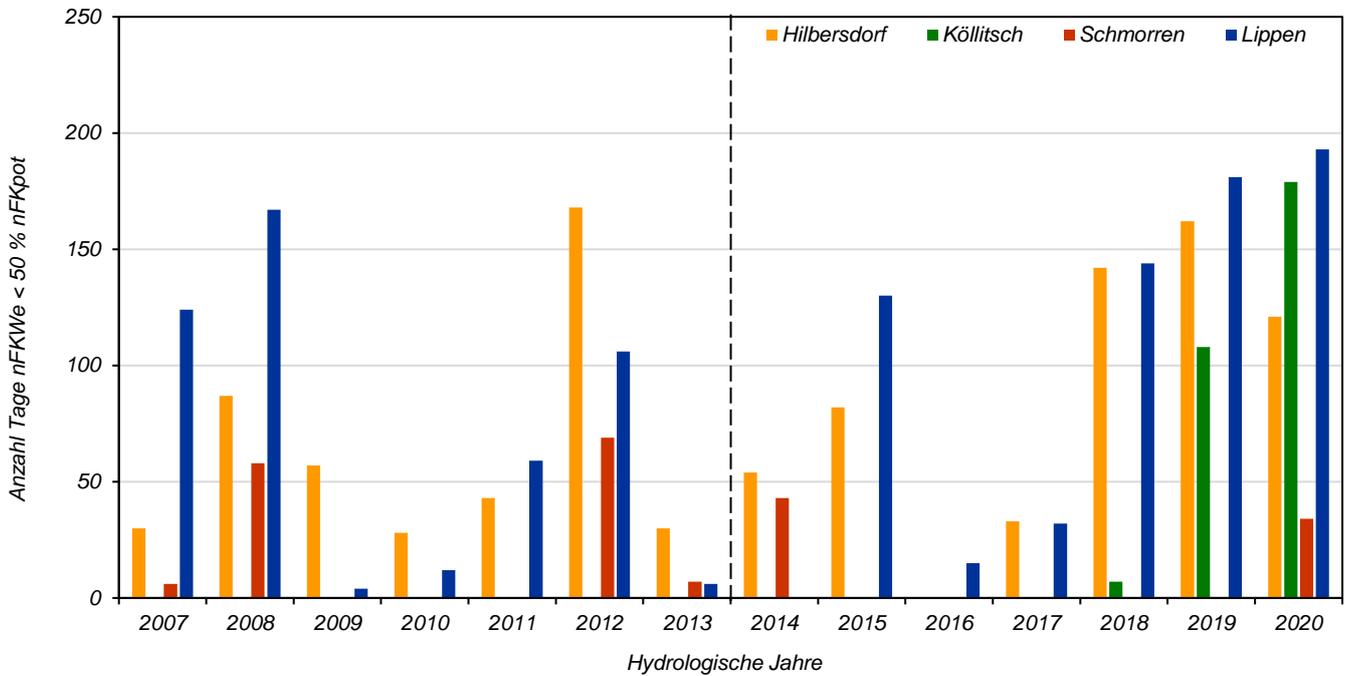
**Abbildung 40: Zeitreihenanalyse der Wasserverfügbarkeit an der BDF II Lippen für die hydrologischen Jahre 2007 bis 2020**

### 5.1.6 Häufigkeit der Unterschreitung des Indikators 50 % potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFKpot)

Der Indikator »Unterschreitung 50 % nFKpot« kann als Maß für das Auftreten von Trockenstress bei Pflanzen herangezogen werden. Es ist davon auszugehen, dass es bei einer Unterschreitung dieses Schwellenwertes zu Einschränkungen der Transpiration und damit des Biomasseaufbaus der Vegetation kommt. Abbildung 41 zeigt für die hydrologischen Jahre 2007 bis 2020, an wie vielen Tagen dieser Indikator an den BDF II Stationen unterschritten wurde.

An der BDF II Hilbersdorf traten mit Ausnahme des hydrologischen Jahres 2016 in jedem Jahr Tage mit Unterschreitung des Indikators auf. Die Häufigkeit variiert zwischen 28 und 168 Tagen im Zeitraum HJ 2007-2013 sowie 0 und 162 Tagen im Zeitraum 2014-2020. Während im erstgenannten Zeitraum ausschließlich das Jahr 2012 mit 168 Tagen hervorsteht, folgten im zweiten Zeitraum mit den Jahren 2018-2020 drei Jahre aufeinander, in denen der Indikator an 121 bis 162 Tagen unterschritten wurde.

An der BDF II Station Köllitsch wurde der Indikator im HJ 2018 mit 7 Tagen nur sehr selten unterschritten. Jedoch folgten darauf die zwei HJ 2019 und 2020 mit einer Unterschreitung von 108 und 179 Tagen.



**Abbildung 41: Anzahl der Tage mit Unterschreitung von 50 % nFKpot an den BDF II Stationen Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen summiert jeweils für die hydrologischen Jahre 2007-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

Ganz anders stellte sich die Lage an der BDF II Schmorren dar. Hier traten über den gesamten Zeitraum nur vereinzelt Jahre mit Unterschreitung des Indikators auf. Im Betrachtungszeitraum war dies nur 2014 mit 43 Tagen und 2020 mit 34 Tagen der Fall. Demgegenüber gab es im Vergleichszeitraum mit 2008 und 2012 zwei Zeiträume, in denen mit 58 Tagen bzw. 69 Tagen an fast doppelt so vielen Tagen der Indikator unterschritten wurde. Die tiefgründige Durchwurzelung und der hohe Schluffgehalt, die für eine hohe Wasserspeicherfähigkeit sorgen, garantierten an diesem Standort eine fast ganzjährig gute Wasserverfügbarkeit.

An der BDF II Lippen zeigt sich die gegenteilige Situation. Aufgrund der substratbedingt geringen Wasserspeicherfähigkeit wurde der Indikator mit Ausnahme des HJ 2014 in allen Jahren sehr häufig unterschritten. Während im Vergleichszeitraum ein Maximalwert des Indikators mit 167 Tagen im HJ 2008 erreicht wurde, steigerte sich die Häufigkeit im Betrachtungszeitraum von 130 Tagen in 2015 über 144 Tage 2018 und 181 Tage 2019 auf bis zu 193 Tage im HJ 2020. Verglichen mit der durchschnittlichen Dauer der Vegetationsperiode von 208 Tagen (LFULG 2021) zeigt sich, dass über einen Großteil der Vegetationsperiode Trockenstressbedingungen herrschten.

### Saisonale Entwicklung der Wasserverfügbarkeit im Boden

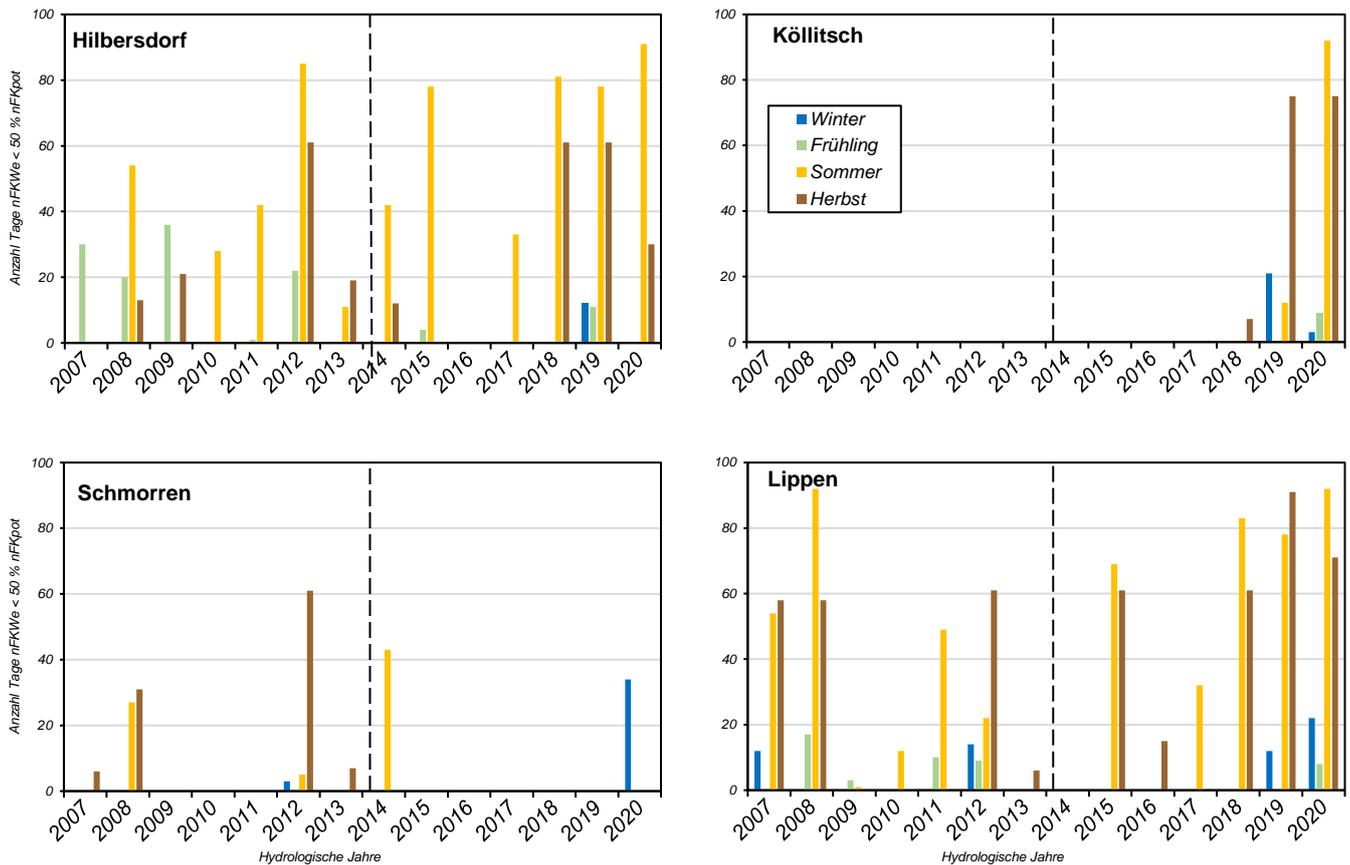
In Abbildung 42 ist die Anzahl der Tage, an denen der Indikator »Unterschreitung 50 % nFKpot« unterschritten wird, für die BDF II Stationen, nach hydrologischen Jahren und Jahreszeiten getrennt, dargestellt. Für den Standort Hilbersdorf lässt sich kein eindeutiger Trend sowohl für die Anzahl der Tage mit Unterschreitung als auch für die Entwicklung in den Jahreszeiten feststellen. Im Vergleichszeitraum 2007-2013 wurde der Indikator hier vermehrt im Frühjahr unterschritten. Auffällig war das HJ 2012, in dem nahezu während des gesamten Sommers als auch großen Teilen des Frühjahres und Herbstes eine Unterschreitung des Indikators auftrat. Im Betrachtungszeitraum 2014 bis 2020 waren nur 2015 und 2019 wenige Tage im Frühjahr zu finden, an denen der Indikator unterschritten wurde. In den Sommermonaten der Jahre 2018 bis 2020 wurde der Indikator in Hilbersdorf allerdings im Mittel an 83 Tagen unterschritten,

was sich insbesondere 2018 und 2019 bis weit in den Herbst fortsetzte. Es herrschten demnach sehr lange Zeiträume mit eingeschränkten Bedingungen für Transpiration und Biomasseaufbau vor.

An der BDF II Köllitsch traten in den hydrologischen Jahren 2016 und 2017 keine Tage auf, an denen die aktuelle nFK kleiner 50 % der potenziellen nFK war (Abbildung 42 oben rechts). Erst im Herbst 2019 kam es sehr häufig zu Tagen mit Unterschreitung von 50 % nFKpot. Während des kompletten Sommers sowie zwei Dritteln des Herbstes 2020 war die aktuelle nFK kleiner 50 % der potenziellen nFK.

Dagegen waren an der BDF II Schmorren weder ein jahreszeitliches Muster noch eine Trendentwicklung über den gesamten betrachteten Zeitraum zu beobachten. Es traten nur vereinzelt Tage in höherer Anzahl auf, an denen der Indikator unterschritten wurde. So zum Beispiel der Herbst 2012 mit mehr als 60 Tagen, der Sommer 2014 mit mehr als 40 Tagen oder der Winter 2020 mit 34 Tagen Unterschreitung (Abbildung 42 unten links). Eine winterliche Unterschreitung hat jedoch für die Vegetation keine Auswirkung, wenn in den darauffolgenden Jahreszeiten der Vegetationsperiode keine Unterschreitungen stattfinden. Die geringe Betroffenheit von Zeiträumen mit eingeschränkten Wachstumsbedingungen resultiert aus der sehr hohen Wasserspeicherfähigkeit des schluffigen Substrates im Wurzelraum. Einschränkend muss angemerkt werden, dass die Bodenfeuchtesensoren bewirtschaftungsbedingt in 65 cm Tiefe vergleichsweise tief eingebaut wurden. In diesen Tiefen ist der Verlauf der Bodenfeuchte wesentlich weniger variabel, als bei Messungen im klassischen Oberboden (ca. 30 cm Tiefe, vgl. Abbildung 34), was zu einer Unterschätzung des Indikators führen kann.

Wie bereits in Kapitel 5.1.4.4 *Lippen* diskutiert, zeigt sich für die Station Lippen auch in dieser Auswertung, dass sich die geringe Wasserspeicherfähigkeit des sandigen Substrates negativ auf die Wasserverfügbarkeit auswirkt (Abbildung 42 unten rechts). Schon im Vergleichszeitraum 2007-2013 traten vermehrt Jahre auf, bei denen im Sommer und Herbst für längere Zeiträume (49 bis 92 Tage) der Indikator unterschritten wurde. Dabei ist allerdings kein Trend feststellbar. Auch im Betrachtungszeitraum 2014 bis 2020 wurde der Indikator insbesondere 2015 und 2018-2020 fast während der kompletten Sommer- und Herbstmonate unterschritten. Aufgrund der an dieser BDF sehr geringen nutzbaren Feldkapazität führte dies zu dauerhaft eingeschränkten Wachstumsbedingungen für die Vegetation.



**Abbildung 42: Anzahl der Tage mit Unterschreitung von 50 % nFKpot für die BDF II-Stationen Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen summiert jeweils für die Jahreszeiten der hydrologischen Jahre 2007-2020. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

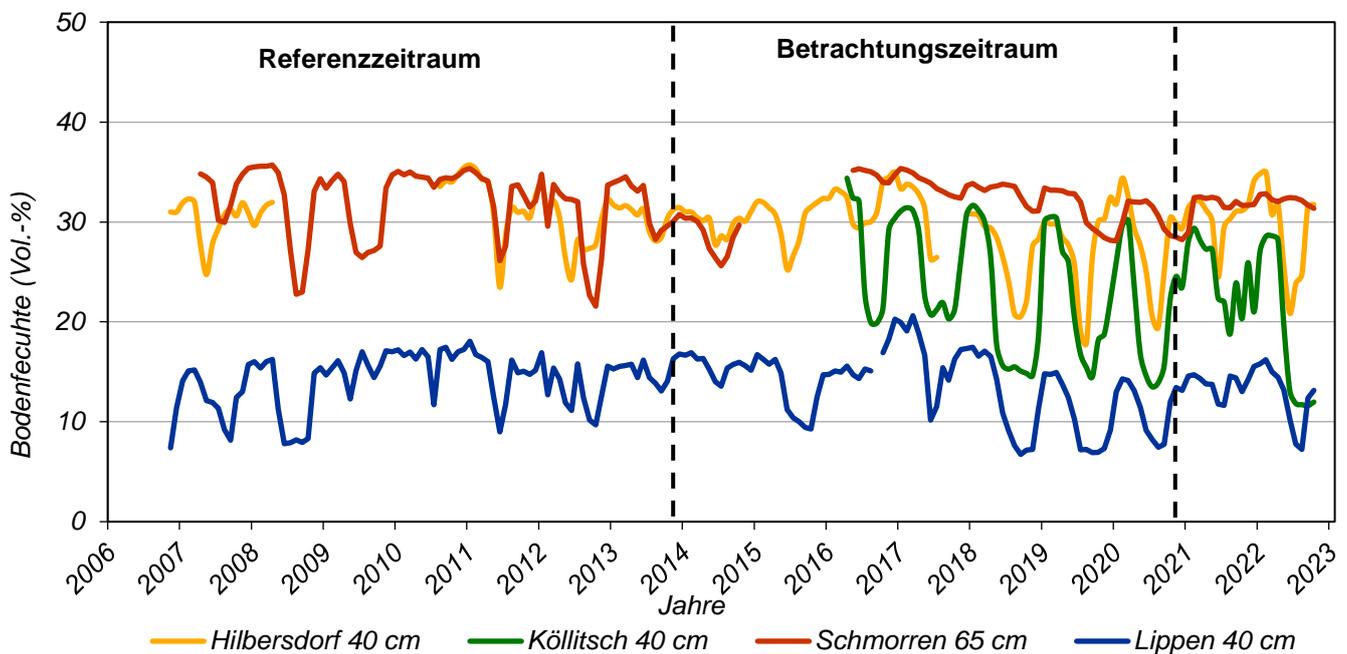
### 5.1.7 Zusammenfassung zur Bodenfeuchte

Der Vergleich des Referenzzeitraums 2007-2013 mit dem durch Trockenheit geprägten Betrachtungszeitraum 2014-2020 zeigte für alle vier Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF II) deutliche Auswirkungen der Trockenheit auf die Bodenfeuchte und den für Pflanzen verfügbaren Wasservorrat im Wurzelraum der Böden. Das Ausmaß des Rückgangs der Bodenfeuchten und Wasservorräte sowie der Dauer messbarer Effekte variierte jedoch sehr stark und spiegelt die Standortcharakteristika wider. Böden mit geringen potenziell verfügbaren Bodenwasservorräten (sandige und flachgründige Böden in Lippen und Hilbersdorf) zeigten eine schnelle Reaktion auf Zufuhr bzw. Ausbleiben von Niederschlägen. Das für Pflanzen verfügbare Bodenwasser im Wurzelraum war hier vor allem in den Vegetationsperioden 2018-2020 deutlich eingeschränkt und lag in den Sommer- und Herbstmonaten fast durchgängig unterhalb der kritischen Grenze, ab der Einschränkungen für das Pflanzenwachstum zu erwarten sind ( $< 50\%$  nFKpot). Demgegenüber besitzt der tiefgründige, schluffige Boden (Schmorren) ein deutlich höheres Wasserspeichervermögen und damit eine höhere potenzielle Wasserverfügbarkeit. Das hat zur Folge, dass auch eine Absenkung der Bodenfeuchten wie sie im Betrachtungszeitraum beobachtet wurde, noch nicht zur Ausschöpfung des Bodenwasservorrates führte. Für den tiefgründigen, sandig-lehmigen Boden mit Grundwasseranschluss (Köllitsch) können aufgrund der kurzen Messzeitreihe nur eingeschränkt Aussagen getroffen werden. Die trockenen Jahre zeigten jedoch einen sehr deutlichen Rückgang der Bodenfeuchten und Wasservorräte in allen Bodenschichten. Der kritische Wert der Wasserverfügbarkeit für Pflanzen wurde auch hier über längere Zeiträume des Betrachtungszeitraums unterschritten. Diese Effekte waren bis Ende des Jahres

2020 deutlich messbar, was auf eine nachhaltige Absenkung des Grundwasserspiegels und damit fehlende Speisung des Bodenwasservorrates aus kapillarem Aufstieg hindeutet.

### 5.1.8 Ausblick zur Bodenfeuchte

Der Verlauf der Bodenfeuchten und Bodenwasservorräte an den vier BDF-II-Stationen zeigte nachfolgend an den Betrachtungszeitraum (2014-2020) sehr unterschiedliche Entwicklungen (Abbildung 43). An der BDF II Hilbersdorf wurden die Bodenwasservorräte durch das feuchtere Jahr 2021 wieder aufgefüllt. Im trockenen Frühjahr und Sommer 2022 kam es zu einer deutlichen Absenkung der Bodenfeuchten bis in tiefe Bodenschichten. Die erhöhten Niederschläge im Herbst führten jedoch zu einem schnellen Wiederanstieg, der auch den Unterboden erreichte. Ähnlich verlief die Entwicklung der Bodenfeuchten an der BDF II Lippen. Insgesamt liegen die Bodenfeuchten an dieser Station jedoch aufgrund des sandigen Substrats und damit einer deutlich geringen Wasserspeicherkapazität auf einem geringeren Niveau. Der Lössboden der BDF II Schmorren zeigte infolge des feuchten Jahres 2021 einen sehr gleichförmigen Verlauf der Bodenfeuchten bis in das Jahr 2022 hinein. Die Bodenfeuchten der BDF II Köllitsch sanken zwar im Sommer 2021 weniger stark ab als in den Trockenjahren 2018-2020. Im Sommer 2022 kam es jedoch zu einer sehr starken und langanhaltenden Absenkung der Bodenfeuchten in allen Tiefenstufen. Ebenso lagen die Bodenwasservorräte in diesem Zeitraum auf sehr geringem Niveau und erreichten lediglich ca. 20 % der potenziell nutzbaren Feldkapazität (nFKpot). Die zu geringen Niederschläge mit langanhaltend hohem atmosphärischen Verdunstungsanspruch führten hier weiterhin zu Trockenstresssituationen und eingeschränkter Wasserverfügbarkeit für die Vegetation. Ein Vergleich zur langjährigen Situation am Standort der BDF II Köllitsch ist allerdings nur eingeschränkt möglich, da Bodenfeuchtemessungen hier erst seit dem Jahr 2016 erfolgen und somit kein Referenzzeitraum vorliegt.



**Abbildung 43: Verlauf der gemessenen Bodenfeuchten im Oberboden in Vol.-% (Monatsmittelwerte) an den BDF II Hilbersdorf, Köllitsch, Schmorren und Lippen. Referenzzeitraum: 2007-2013, Betrachtungszeitraum 2014-2020 und nachfolgender Verlauf in 2021-2022. Die gestrichelte Linie trennt Referenz- und Betrachtungszeitraum.**

Die unterschiedliche Entwicklung der Bodenfeuchte an den vier BDF II zeigt sehr deutlich, dass die jeweils lokalen Bodeneigenschaften (z. B. Textur, Durchwurzelungstiefe, etc.), die meteorologische Situation (v. a. Niederschlagsverteilung und –menge), aber auch die jeweilige Bewirtschaftung einen starken Einfluss auf die pflanzenverfügbaren Wasservorräte haben. Daher können von diesen vier Einzelmesspunkten keine flächenhaften Aussagen getroffen werden oder eine Übertragung in andere Naturräume Sachsens erfolgen. Dies würde deutlich mehr Messpunkte erfordern, die dann auch zur Plausibilisierung flächenhafter Ableitungen (wie Dürremonitor, DWD-Bodenfeuchteviewer) herangezogen werden könnten.

## 5.2 Auswertung der wägbaren Lysimeter der Lysimeterstation Brandis

### 5.2.1 Beschreibung der Lysimeterstation Brandis

In der Lysimeterstation Brandis werden seit November 1980 (Beginn des hydrologischen Jahres 1981) Wasserhaushaltsbeobachtungen auf verschiedenen Böden unter einheitlichem Klima und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung durchgeführt. Die Station liegt auf 136 m NHN und ca. 15 km südöstlich von Leipzig am Ortsrand der Stadt Brandis. Das Kernstück der Lysimeterstation bilden 24 gewogene Lysimeter. Diese haben eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und sind 3 m lang.

Bei den in der Lysimeterstation untersuchten Lysimetern handelt es sich um zylindrische Behälter, die eine ungestörte Bodenprobe enthalten. Die Zylinder sind an der Unterseite verschlossen und in 2,75 m Tiefe mit einem Auslauf für das Sickerwasser versehen. Folglich ist der Boden in den unteren 25 cm der Lysimeter gesättigt, um den Einfluss des Grundwasserspiegels auf den Bodenwasserhaushalt und die Bodenhydraulik berücksichtigen zu können. Die Lysimeter sind in einem Messkeller untergebracht und schließen mit der Oberkante des umliegenden Feldes ab, um möglichst repräsentative Bestände zu ermöglichen. Ein Blick auf das Lysimeterfeld und in den unter dem Feld liegenden Keller ist in Abbildung 44 gezeigt.



**Abbildung 44: Blick über das mit Winterweizen bestellte Lysimeterfeld im Jahr 2021 (links) und in den Lysimeterkeller, der die Wägeeinrichtungen der Lysimeter beherbergt (rechts). Foto: Stefan Werisch**

Die Lysimeter selbst stehen auf großen Hebelwaagen, mit denen die Gewichtsverläufe der Lysimeter erfasst werden. Zur Betriebsaufnahme wurden die Massendifferenzen der Behälter einmal täglich manuell erfasst. Heute sind die früher analogen Waagen mit sensiblen Wägezellen und Wägemonitoren ausgerüstet und ermöglichen eine zeitlich hochaufgelöste Erfassung der Wasserhaushaltsgrößen.

### 5.2.1.1 Beobachtung des Wasserhaushaltes Lysimeterstation Brandis

Die typischen Größen des Standortwasserhaushaltes umfassen: (1) den Niederschlag, (2) die Bodenwasserspeicheränderung, (3) die Evapotranspiration und die (4) Grundwasserneubildung. Lysimeter bieten die einzigartige Möglichkeit, die Grundwasserneubildung über den Sickerwasserauslass direkt zu erfassen und dienen häufig als Referenz zur Bestimmung der Grundwasserneubildung (PÜTZ ET AL. 2018, COLLENTEUR ET AL. 2021, ZHANG ET AL. 2020). Ebenso kann die Bodenwasserspeicheränderung eines repräsentativen Bodenvolumens sehr genau über die Messung der Gewichtsänderung erfolgen. Unter Kenntnis des Niederschlags am Standort kann aus dieser Gewichtsänderung, unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge, die Evapotranspiration als Restglied aus der Wasserhaushaltsgleichung berechnet werden:

$$ET_r = P_{korr} + \Delta M - S_w$$

Dabei bezeichnet  $ET_r$  die reale Evapotranspiration,  $P_{korr}$  den bodengleich gemessenen und korrigierten Niederschlag (RICHTER 1995),  $\Delta M$  die Massendifferenz des Lysimeters zwischen zwei Zeitpunkten und  $S_w$  die Sickerwassermenge. Auf diese Weise werden in der Lysimeterstation Brandis alle relevanten Standortwasserhaushaltsgrößen auf täglicher Basis ermittelt. Für die nachfolgenden Analysen wird zusätzlich das Bodenwasserspeicherdefizit berechnet.

### 5.2.1.2 Feldkapazität und Bodenwasserspeicherdefizit Lysimeterstation Brandis

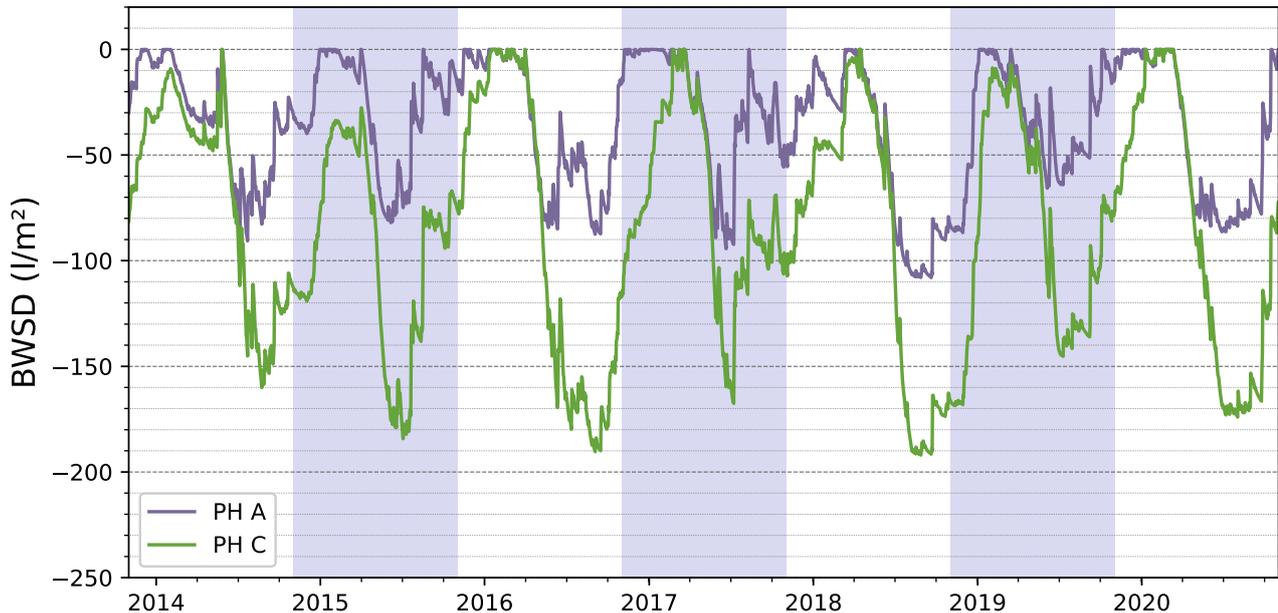
Eine wichtige Kenngröße der bodenhydrologischen Eigenschaften ist die Feldkapazität (FK), welche die Wassermenge in der Wurzelzone beschreibt, die der Boden gegen die Schwerkraft halten kann. Der Wassergehalt in der Wurzelzone kann die Feldkapazität überschreiten, diese überschüssige Wassermenge kann aber nicht längerfristig im Porenraum gespeichert werden und versickert zum Grundwasser. In Abhängigkeit der Korngrößenverteilung und der Mächtigkeit der Wurzelzone eines Bodens steht den Pflanzen folglich nur eine bestimmte Wassermenge zur Verfügung. Ist dieser verfügbare Bodenwasservorrat aufgebraucht, ist das verbleibende Bodenwasser so stark an die Bodenmatrix gebunden, dass ein Entzug durch die Pflanzen nicht mehr möglich ist. Diesen residualen Wassergehalt nennt man permanenten Welkepunkt. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) beschreibt die Wassermenge eines Bodens, die nicht versickert und für die Vegetation verfügbar ist, sie entspricht folglich der Differenz von Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt. Üblicherweise wird die nutzbare Feldkapazität volumenbezogen angegeben. Für die nachfolgenden Analysen wird diese aber absolut verwendet und ist somit vom Wasserspeichervermögen des Bodens in der Wurzelzone und der Länge der Wurzelzone selbst abhängig.

Entnehmen Pflanzen über ihre Wurzeln Bodenwasser aus dem Bodenwasserspeicher dieser nutzbaren Feldkapazität entsteht ein Defizit, welches als Bodenwasserspeicherdefizit (BWSD) bezeichnet wird.

Für die nachfolgenden Analysen wird das Bodenwasserspeicherdefizit genauer analysiert und dabei wie folgt definiert: (1) es wird absolut in Liter pro Quadratmeter angegeben, (2) ein Bodenwasserspeicherdefizit von null beschreibt die Auffüllung des Bodenwasservorrates bis zur Feldkapazität oder darüber hinaus und (3) ein negatives Bodenwasserspeicherdefizit entspricht der Wassermenge, die zur Erreichung der Feldkapazität fehlt. Die Berechnung des BWSD zum aktuellen Zeitschritt (t) erfolgt dabei nach folgender Regelung:

$$BWSD_t = \begin{cases} BWSD_{t-1} + P_{korr} - ET_r & (BWSD_t \leq 0) \\ 0 & (BWSD_{t-1} + P_{korr} - ET_r > 0) \end{cases}$$

Das BWSD kann also maximal Null werden und ergibt sich aus dem Wert des Vortages ( $t-1$ ) und der Differenz des aktuellen Niederschlags und der gemessenen realen Evapotranspiration eines Lysimeters. Typische Verläufe der täglichen Bodenwasserspeicherdefizite auf Böden der Pedohydrotope A und C über den Zeitraum der Ereignisanalyse sind in Abbildung 45 dargestellt.



**Abbildung 45: Beispiel für den typischen Verlauf des Bodenwasserspeicherdefizits auf Böden der Pedohydrotope A und C**

### 5.2.1.3 Böden und Pedohydrotope Lysimeterstation Brandis

Veranlassung für den Bau der Lysimeterstation Brandis war die Untersuchung des Wasserhaushaltes unter regionaltypischem Klima, da Probleme bei der Trinkwassergewinnung in stark beanspruchten Einzugsgebieten (MORITZ ET AL. 1991) der Region bestanden. Die 24 Lysimeter sind daher vor allem mit Böden aus der Partheniederung und dem sächsischen Lösshügelland gefüllt. Für die nachfolgenden Analysen zur Auswirkung der Trockenheit auf den Standortwasserhaushalt wurden insgesamt 7 Bodengruppen ausgewählt, deren bodenhydrologische Eigenschaften in Tabelle 20 aufgelistet sind. Um die Komplexität der nachfolgenden Analysen zu vereinfachen, wurden diese zu 4 Pedohydrotopen (A bis D) zusammengefasst. Böden eines Pedohydrotops verhalten sich bodenhydrologisch ähnlich. Zur einfacheren Klassifizierung können die Pedohydrotope folgendermaßen beschrieben werden:

- Pedohydrotop A: sehr leichte Böden, diese Böden haben nur eine geringe nutzbare Feldkapazität (<60 mm) und hohe hydraulische Leitfähigkeiten in der Wurzelzone und der darunterliegenden Dränzone. Die effektive Wurzelzone dieser Böden beschränkt sich auf die obersten 50 cm.
- Pedohydrotop B: leichte Böden, diese Böden haben eine mittlere nutzbare Feldkapazität von knapp über 100 mm und relativ hohe hydraulische Leitfähigkeiten in der Wurzelzone, welche die obersten 50 cm umfasst.
- Pedohydrotop C: mittlere Böden, mit Feldkapazitäten über 120 mm und geringeren hydraulischen Leitfähigkeiten in der Wurzelzone, meist bedingt durch einen erhöhten Schluffanteil. Die Wurzelzone reicht ungefähr 60 cm tief.

- Pedohydrotop D: schwere Böden, bei diesen Böden handelt es sich um Lössböden mittlerer Entwicklungstiefe mit erhöhten Schluff- und Tonanteilen. Dadurch weisen die Böden eine deutlich tiefere effektive Wurzelzone (110 cm) mit höheren nutzbaren Feldkapazitäten, sowie verhältnismäßig geringe hydraulische Leitfähigkeiten auf.

**Tabelle 20: Einteilung der untersuchten Bodengruppen (Gr.) in Klassen von Pedohydrotopen (PH) mit Angaben zur effektiven Durchwurzelungstiefe (We), der mittleren nutzbaren Feldkapazität (nFK) und der maximalen Feldkapazität (nFKmax) der Wurzelzone, sowie den mittleren jährlichen Sickerwassermengen (Referenzzeitraum 1981-2010) und dem vertikalen Verlagerungsrisiko des Wassers (VR)**

PH	Beschreibung	Gr.	We (cm)	nFK (nFKmax (mm))	S <sub>w</sub> (mm/a)	VR
A	kiesige Mittel- und Grobsande ohne bindige Deckschichten	5	30	58 (70)	191	mittel
B	gebänderte Mittel- und Feinsande über Sanden und Kiesen	4 8	40	109 (145)	135	gering
C	Geschiebelehm (-mergel) über Sanden oder Kiesen	1; 7 11	60	120 (185)	102	gering – sehr gering
D	mächtige Lössschichten über Sanden, Kiesen oder Geschiebelehm/-mergel	9 10	110	275 (445)	20	sehr gering

### 5.2.2 Bewirtschaftung der Lysimeter

Auf landwirtschaftlich genutzten Böden ist der Wasserhaushalt nicht nur von den bodenhydrologischen Eigenschaften beeinflusst, sondern ebenso von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Insbesondere Unterschiede im Aufwuchs unterschiedlicher Kulturen können zeitlich veränderte Beanspruchungen des Bodenwasserspeichers mit sich bringen, die teils in der Lage sind, klimatische Effekte zu überprägen. Daher ist es für die nachfolgenden Analysen wichtig, die Bewirtschaftung der Lysimeter zu kennen, um mögliche Bewirtschaftungsartefakte besser einordnen zu können. In den nachfolgenden Analysen werden immer wieder die Referenzperioden 1981-2010 und 1991-2020 zum Vergleich herangezogen, weswegen die maßgeblichen Bewirtschaftungsperioden der Brandiser Lysimeter in Tabelle 21 aufgelistet sind.

**Tabelle 21: Maßgebliche Bewirtschaftungsperioden der Lysimeter in Brandis 1980-2021**

Zeitraum		Beschreibung
1980-1991	Bewirtschaftungsform	intensive, konventionelle Bewirtschaftung
	Düngung	mineralisch & organisch
	Fruchtfolge	Hackfrüchte & Wintergetreide
1992-1998	Bewirtschaftungsform	Flächenstilllegung und ökologischer Landbau
	Düngung	Stalldung & Leguminosen
	Fruchtfolge	Dauergründland, ökologischer Landbau
1999-akt.	Bewirtschaftungsform	Konventionelle Bewirtschaftung mit Düngebedarfsermittlung
	Düngung	mineralisch
	Fruchtfolge	Winterweizen, Winterraps, Zwischenfrüchte, Mais

Eine detaillierte Auflistung der angebauten Haupt- und Zwischenfrüchte zusammen mit den Anbauzeiträumen für die Jahre der Ereignisanalyse findet sich in Tabelle 22. In der Einordnung der nachfolgenden Analysen sollte bedacht werden, dass beide Referenzperioden (1981-2010 und 1991-2020) die Phase der Flächenstilllegung umfassen. Diese Phase ist vor allem durch eine dauerhafte Begrünung und den Anbau von Leguminosen gekennzeichnet. Weiterhin muss bedacht werden, dass erst in den Jahren der Trockenperiode ein regelmäßiger Zwischenfruchtanbau stattfand. Der Anbau von Zwischenfrüchten ist mit einem erhöhten Evapotranspirationsbedarf der Vegetation verbunden, was deutlichen Einfluss auf die Sickerwasserbildung haben kann (SPIESS ET AL. 2011, MEYER ET AL. 2019). In trockenen Frühjahren und auf Böden mit hohen nutzbaren Feldkapazitäten sind sogar nachteilige Effekte für die nachfolgenden Kulturen möglich (KRISĆ ET AL. 2018).

**Tabelle 22: Detaillierte Auflistung der angebauten Haupt- und Zwischenfrüchte für die Jahre der Ereignisanalyse mit den Anbauzeiträumen. Die Anbauzeiträumen bezeichnen dabei die Monate, in denen die Lysimeter einen Bewuchs aufwiesen**

Jahr	Zwischenfrucht	Hauptfrucht	Anbauzeitraum
2014	Ölrettich	Mais	09/13-09/14
2015		Winterweizen	10/14-08/15
2016		Winterraps	08/15-07/16
2017		Winterweizen	10/16-08/17
2018	Phacelia <sup>8</sup>	Mais	09/17-08/18
2019		Winterweizen	10/18-07/19
2020		Winterraps	09/19-07/20
2021	Phacelia, Kapuzinerklee	Winterweizen	10/20-08/21

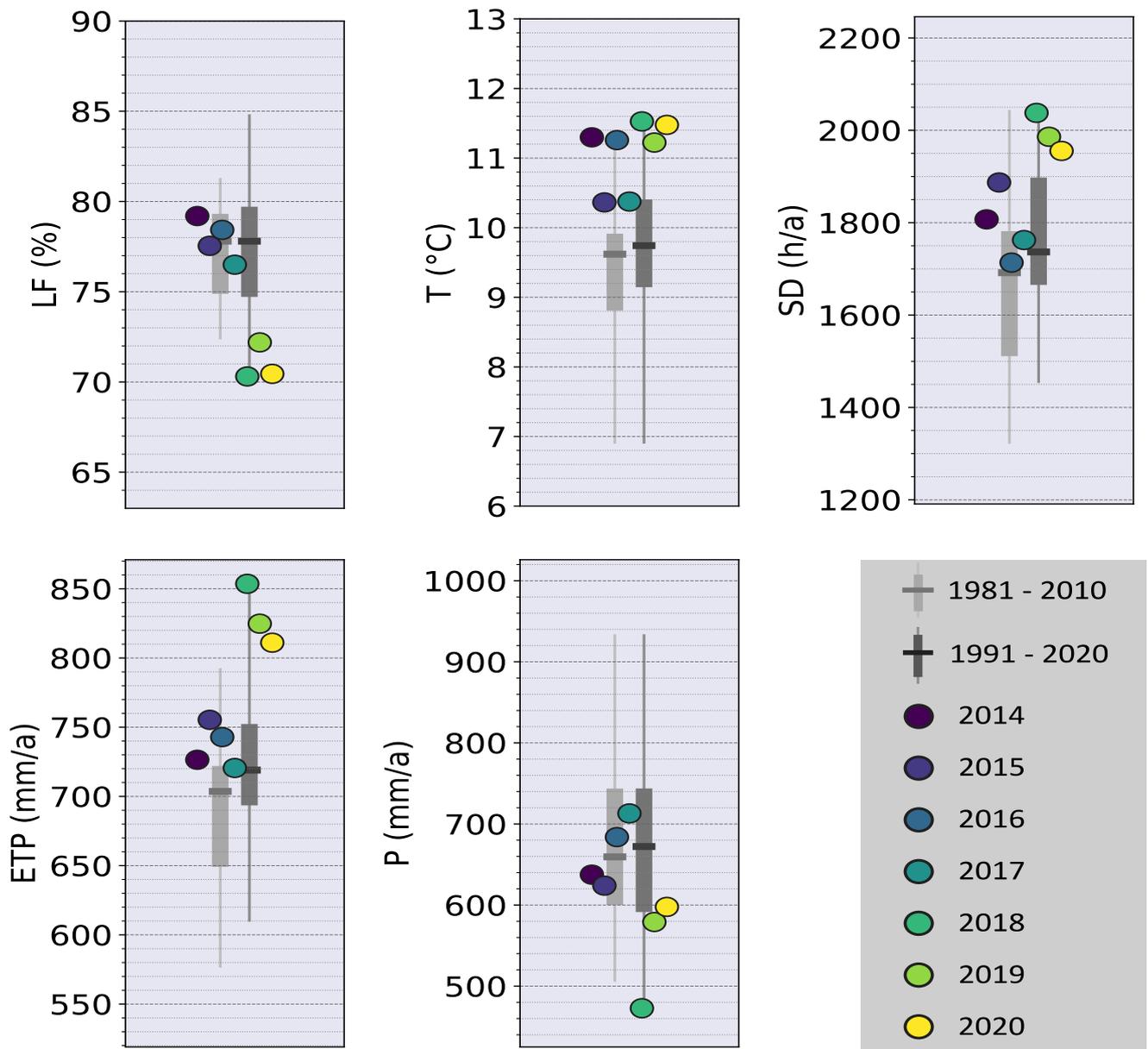
## 5.2.3 Beobachtungen des Wasserhaushalts Lysimeterstation Brandis

### 5.2.3.1 Klimatische Randbedingungen am Standort Lysimeterstation Brandis

Auf dem meteorologischen Messfeld der Lysimeterstation werden seit Beginn der kontinuierlichen Wasserhaushaltsbeobachtungen auch die Klimaparameter Temperatur, Luftfeuchte, Sonnenscheinstunden und Niederschlag gemessen. Während die Parameter anfangs manuell in einer Klimahütte erfasst wurden, werden die Lufttemperatur und die Luftfeuchte seit 1992 hochaufgelöst mit einer Wetterstation gemessen. Niederschlag und Sonnenscheinstunden werden noch immer manuell erfasst. Es ist anzumerken, dass die Niederschlagsmessung bodengleich mit einem Hellmann-Sammler erfolgt und nach RICHTER (1995) für Benetzungs- und Verdunstungsverluste korrigiert wird. Die bodengleichen Niederschläge sind damit in aller Regel höher als die automatischeren Regenmesser, die den Niederschlag in 1 m Höhe messen.

Die Jahreswerte der entsprechenden Klimagrößen sind in Abbildung 46 dargestellt. Dabei werden die Einzeljahre in Referenz zu den Perioden 1981-2010 und 1991-2020 dargestellt. Die Jahre der Trockenperiode waren allesamt überdurchschnittlich warm und durchschnittlich bis überdurchschnittlich sonnig. Insbesondere die Jahre 2015, 2018, 2019 und 2020 liegen deutlich über dem 75 % Perzentil der Sonnenscheinstunden der Jahre 1981 bis 2010. Gleichmaßen auffällig sind die niedrigen Luftfeuchten in den Jahren 2018, 2019 und 2020, während in den anderen Jahren der Trockenperiode durchschnittliche Luftfeuchten beobachtet wurden.

<sup>8</sup> mit Ausnahme von Lysimetergruppe 8 (Teil von Pedohydrotop B)

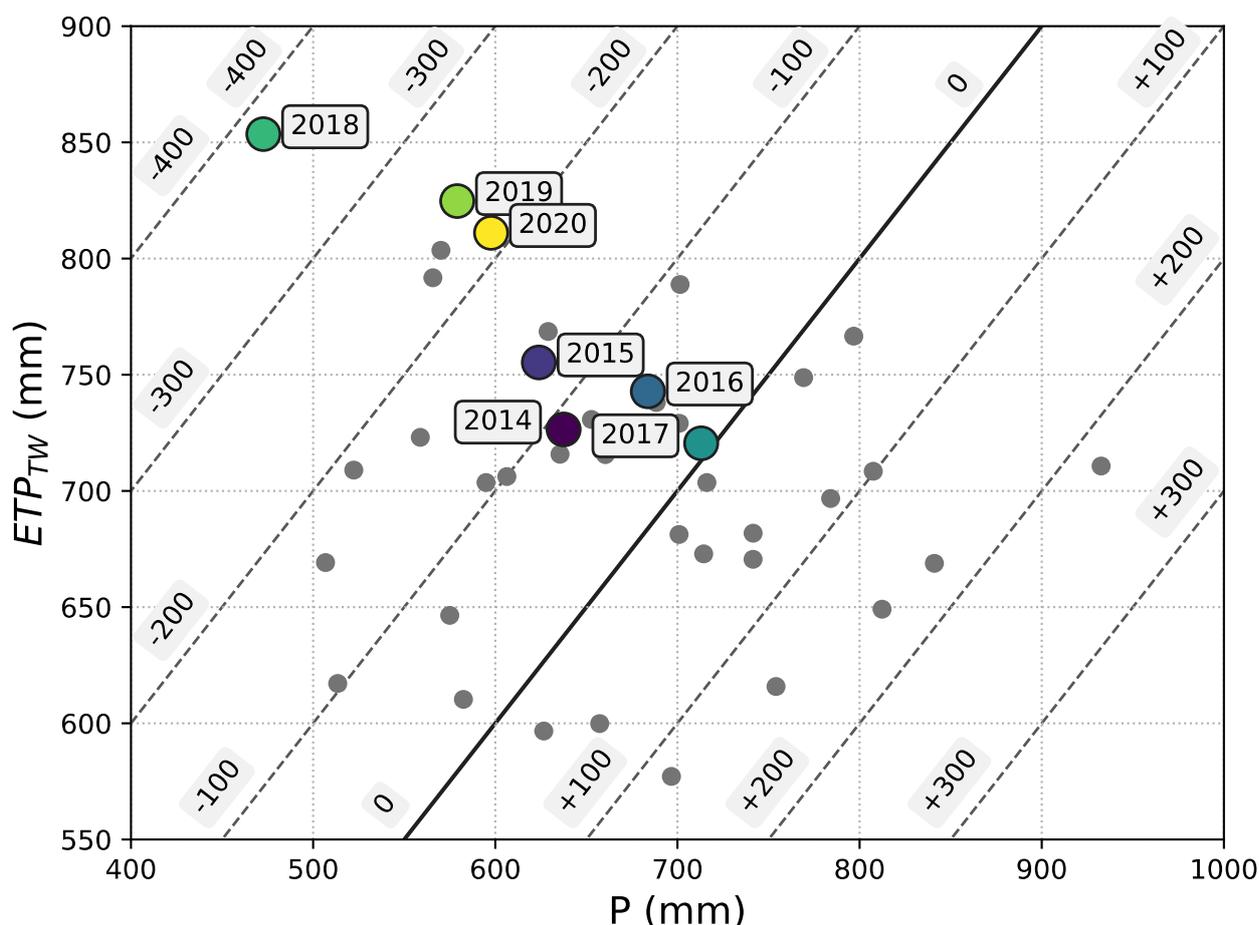


**Abbildung 46: Darstellung der mittleren jährlichen Luftfeuchtigkeit (LF), der Jahresmitteltemperaturen (T), der Sonnenscheinstunden (SD), der potenziellen Evapotranspiration (ETP) und der Jahresniederschlagssummen (P) für die Jahre der Ereignisanalyse im Vergleich mit den Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 und 1991-2020. Die Verteilung der jeweiligen Klimagrößen in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende – Maximum)**

Die potenzielle Evapotranspiration beschreibt den klimatischen Verdunstungsanspruch der Atmosphäre und kann durch viele verschiedene Berechnungsformeln bestimmt werden. Sie entspricht der theoretischen Verdunstung eines gut wasserversorgten Grasbestandes, die in ihrer Höhe ausschließlich von den Witterungsbedingungen abhängig ist. In Brandis wird sie mit Hilfe des Turc-Wendling (WENDLING ET AL. 1991) Ansatzes bestimmt, da dieser Ansatz nur auf Beobachtungen des Strahlungsangebotes und der Temperaturen angewiesen ist, die für den gesamten Zeitraum auch in Brandis gemessen wurden. Die potenziellen Evapotranspirationssummen für den Zeitraum der Trockenperiode fallen durchschnittlich bis deutlich überdurchschnittlich aus. Erneut fallen die Jahre 2018, 2019 und 2020 mit außergewöhnlich hohen potenziellen Verdunstungsansprüchen auf.

In der Betrachtung der Jahresniederschlagssummen fallen diese hohen atmosphärischen Verdunstungsansprüche mit besonders niedrigen Jahresniederschlagssummen zusammen. Folglich ist die klimatische Wasserbilanz (kWB), als Differenz des Niederschlags und der potenziellen Verdunstung, für diese Jahre besonders negativ. Sie weist also ein besonders hohes potenzielles Defizit aus. Ob sich dieses Defizit auch in der Realität ausprägen kann, hängt vor allem von der Wasserspeicherkapazität des Bodens und den Anbaukulturen ab. Teils können hohe Differenzen zwischen der klimatischen und der realen Wasserbilanz auftreten.

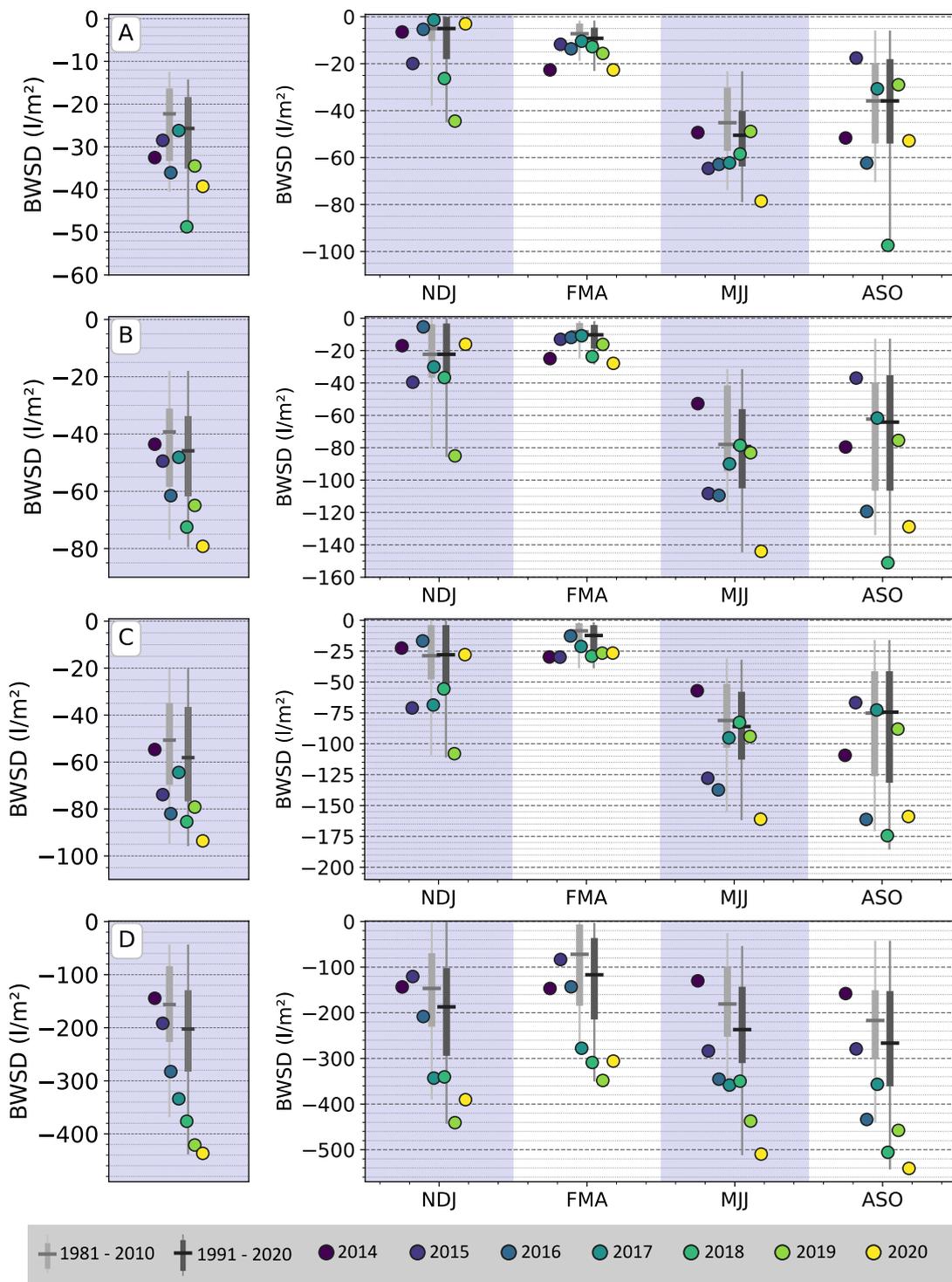
Eine Darstellung der klimatischen Wasserbilanzen der Trockenjahre findet sich in Abbildung 47. In dieser Darstellung ist die potenzielle Evapotranspiration gegen den beobachteten Niederschlag aufgetragen und das Niveau der klimatischen Wasserbilanz ist in 100er Schritten markiert. Aus der Abbildung ist gut zu erkennen, dass das Jahr 2017 einen fast ausgeglichenen potenziellen Wasserhaushalt aufweist. In den Jahren 2016 und 2014 fällt dieser leicht negativ aus. Mit mehr als -100 mm ist dieser im Jahr 2015 deutlich negativer, während die Jahre 2019 und 2020 sogar potenzielle Defizite von mehr als -200 mm aufweisen. Einzigartig in der bisherigen Beobachtungsperiode ist das hydrologische Jahr 2018 mit einem potenziellen Defizit von fast -400 mm. Es ist bei Betrachtungen der klimatischen Wasserbilanz wichtig, zu beachten, dass es sich nur um theoretische Defizite handelt, welche nur dann auftreten, wenn die Böden entsprechend Wasser für die Verdunstung zur Verfügung stellen können.



**Abbildung 47: Aufschlüsselung der klimatischen Wasserbilanz (kWB) nach potenzieller Evapotranspiration ( $ETP_{TW}$  nach WENDLING ET AL. 1991 ) und dem bodengleichen Niederschlag (P) am Standort Brandis für die Jahre der Ereignisanalyse. Beobachtungsjahre außerhalb des Zeitraumes sind zur Einordnung in grau eingezeichnet**

### 5.2.3.2 Bodenwasserspeicherdefizite Lysimeterstation Brandis

Die mittleren jährlichen Bodenwasserspeicherdefizite, und deren innerjährliche Verteilung sind für die 4 ausgewählten Pedohydrotope in Abbildung 48 dargestellt.



**Abbildung 48:** Durchschnittliches jährliches Bodenwasserspeicherdefizit (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten auf der rechten Seite, aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der Bodenwasserspeicherdefizite in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober)

In der Analyse des Bodenwasserspeicherdefizits für die Böden des Pedohydrotops A sind für die Jahre der Trockenperiode durchschnittliche bis überdurchschnittliche Defizite festzustellen. Es fällt ebenso auf, dass diese in den meisten Jahren sowohl im Winter (NDJ), als auch im Frühjahr (FMA) durchschnittlich ausfielen. Auch konnte weder im Sommer (MJJ) noch im Herbst (ASO) ein einheitlicher Trend zu besonders ausgeprägten Defiziten beobachtet werden. Dies begründet sich vor allem durch den sehr geringen Bodenwasserspeicher dieser Böden, aufgrund derer die Bodenwasserspeicher im Sommer, auch in der Vergangenheit, schon immer stark beansprucht und häufig vollständig aufgebraucht wurden. Dadurch hängt die mittlere Bodenwasserspeicherausschöpfung auf diesen Böden vor allem von der innerjährlichen Niederschlagsverteilung ab.

Ein ganz ähnliches Bild zeichnet sich auch auf den Böden der Pedohydrotope B und C. In fast allen Jahren wurden durchschnittliche bis stark überdurchschnittliche Bodenwasserspeicherdefizite beobachtet. Generell liegen die mittleren Defizite der leichten Böden (B) höher als für die sehr leichten Böden (A) und werden noch durch die Defizite der mittleren Böden (C) übertroffen. Zwischen den leichten und mittleren Böden bestehen hinsichtlich der Defizite des Bodenwasserspeichers allerdings nur geringe absolute Differenzen. Auch im jahreszeitlichen Verlauf sind die Verläufe in den Böden beider Pedohydrotope sehr ähnlich. Die mittleren Bodenwasserspeicherdefizite sind für die meisten Jahre der Trockenperiode in allen Jahreszeiten mehrheitlich stärker ausgeprägt als in den Referenzperioden. Wie aufgrund des hohen potenziellen Evapotranspirationsbedarfs zu erwarten war, ist dies vor allem im Sommer (MJJ) und Herbst (ASO) auffällig. Besonders stechen in diesen Jahreszeiten die Jahre 2015, 2018 und 2020 hervor. Im Winter (DJF) sind die Defizite in den Jahren 2015, 2017, 2018 und 2019 auf diesen Böden besonders hoch. Die Gründe für diese hohen Defizite sind allerdings unterschiedlich. In den Jahren 2015 und 2017 konnten besonders ausgeprägte Bodenwasserspeicherdefizite aus den Vormonaten (jeweils ASO aus dem Vorjahr) nicht ausreichend, durch nur unterdurchschnittliche Niederschläge, aufgefüllt werden. In den Jahren 2014 und 2018 waren diese für den Winter unüblichen Defizite durch den Zwischenfruchtanbau bedingt.

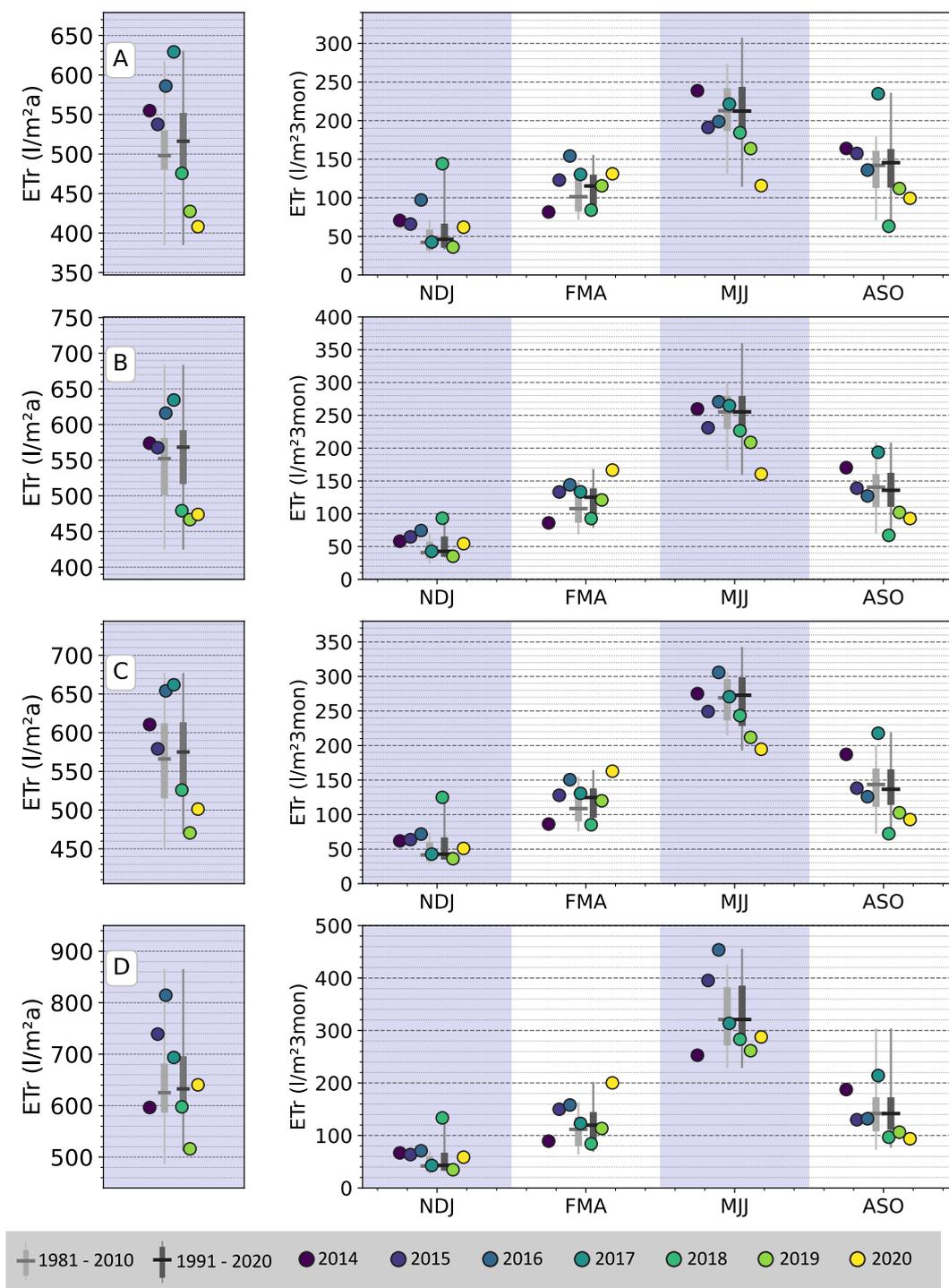
In der Frühjahresperiode FMA wurden auf allen leichten und mittleren Böden nur geringfügig überdurchschnittliche Defizite beobachtet. Dies liegt darin begründet, dass in allen Jahren der Trockenperiode die Niederschläge von November bis April ausreichten, um auch die höchsten Bodenwasserspeicherdefizite aus dem Sommer aufzufüllen. In der Folge konnten sich auf diesen Böden keine mehrjährigen Effekte ausbilden.

Im Gegensatz dazu konnten diese mehrjährigen Effekte auf den Lössböden beobachtet werden. Am deutlichsten wird dies in der Darstellung der mittleren jährlichen Bodenwasserspeicherdefizite für das Pedohydrotop D. Es ist gut zu erkennen, dass sich diese zwischen 2014 und 2020 mit jedem Jahr vergrößern. Bedingt durch die hohe nutzbare Feldkapazität können in den Sommermonaten Defizite entstehen, die durch typische Winter- und Frühjahresniederschläge nicht vollständig aufgefüllt werden können. Somit startet der Boden mit einem bestehenden Defizit in das neue Jahr, in dem dieses weiter vergrößert werden kann, wodurch für dessen Auffüllung noch höhere Niederschlagssummen notwendig werden. Dieser Effekt ist auch in der Darstellung der jahreszeitlichen Verläufe ersichtlich.

### **5.2.3.3 Reale Evapotranspiration Lysimeterstation Brandis**

Lysimeter sind hervorragende Messeinrichtungen, um die reale Evapotranspiration (ET<sub>r</sub>), also die tatsächliche Verdunstung landwirtschaftlicher Kulturen, auf verschiedensten Böden zu messen. Diese reale Verdunstung ist in landwirtschaftlichen Beständen häufig nicht so groß wie die aus den meteorologischen Gegebenheiten berechnete potenzielle Evapotranspiration. Dies liegt vor allem an der durch den Bodenwasserspeicher begrenzten Wasserverfügbarkeit. Mit zunehmender Austrocknung des Bodens nimmt die Saugspannung des verbleibenden Bodenwassers zu, wodurch die Vegetation das vorhandene Wasser nur noch langsamer entnehmen kann, was wiederum reduzierend auf die reale Evapotranspiration wirkt (Feddes et al. 1978). Ist die

nutzbare Feldkapazität erschöpft, kann die Pflanze die Transpiration nicht mehr aufrechterhalten und dauerhafte physiologische Schäden erleiden. Die jährlichen Summen der realen Evapotranspiration und die innerjährlichen Verteilungen sind in Abbildung 49 dargestellt.



**Abbildung 49: Jahressummen der realen Evapotranspiration (ET<sub>r</sub>) (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der realen Evapotranspiration in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende – Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober)**

Auf den sehr leichten Böden des Pedohydrotops A konnten in den Jahren 2014 bis 2017 überdurchschnittliche Jahressummen der Evapotranspiration beobachtet werden. Die anschließenden, durch eine besonders hohe potenzielle Evapotranspiration (Abbildung 47) gekennzeichneten, Jahre 2018, 2019 und 2020 führten nur zu unterdurchschnittlichen realen Evapotranspirationssummen auf diesen Böden. Dies ist vor allem auf zwei Effekte zurückzuführen: (1) in den Jahren 2014 bis 2017 stand in den Sommermonaten mehr Niederschlag in der Vegetationsperiode zur Verfügung, der durch die Vegetation zur Verdunstung genutzt werden konnte und (2) die Kulturen (Mais, Winterweizen und Winterraps) erlitten in den Jahren 2018 bis 2020 bereits frühzeitig im Jahr Trockenstress, wodurch frühzeitig Verzögerungen im Wachstum auftraten. Durch das eingeschränkte Biomassewachstum entstehen in den Kulturen Nachteile in der Erschließung des verfügbaren Bodenwassers durch verlangsamtes Wurzelwachstum.

Die Trockenheit in den Perioden 2014 bis 2017 und 2018 bis 2020 unterschieden sich also grundlegend. Während die Trockenheit in der Periode 2014 bis 2017 vor allem durch einen erhöhten Verdunstungsanspruch, bei gleichzeitig durchschnittlichem Niederschlagsdargebot, getrieben war, ist die Trockenheit in den Jahren 2018 bis 2020 durch eine Kombination außergewöhnlich hoher Verdunstungsansprüche mit einem deutlich unterdurchschnittlichen Niederschlagsdargebot in der Vegetationsperiode charakterisiert. Eine detailliertere Analyse zum Zusammenhang zwischen Bodenwasserspeicherdefizit und Evapotranspiration der verschiedenen Brandiser Böden für das Jahr 2018 findet sich in WERISCH ET AL. (2019).

Für die leichten und mittleren Böden der Pedohydrotope B und C lassen sich ähnliche Effekte beobachten. Auch auf diesen Böden konnte für die Jahre 2014 bis 2017 eine überdurchschnittliche Evapotranspirationssumme beobachtet werden, während diese in den Jahren 2018, 2019 und 2020, aus oben genannten Gründen, unterdurchschnittlich ausfiel. Die leichten und mittleren Böden können, wie auch die sehr leichten Böden, die Vegetation im Sommer und Herbst nicht allein aus dem Bodenwasserspeicher versorgen. Bleiben regelmäßige Niederschläge in der Vegetationsperiode aus, kommt es auf diesen Böden, durch einen zu geringen Bodenwasserspeicher in der Wurzelzone, zu starken Trockenstresseffekten. In der Folge kam es, im Vergleich zur potenziellen Evapotranspiration, zu deutlich reduzierten realen Evapotranspirationen. Dies wird insbesondere in den Zeiträumen MJJ und ASO deutlich.

Etwas anders stellt sich die Situation auf den schweren Lössböden (D) dar. Werden die Bodenwasserspeicher dieser Böden im Winter tatsächlich bis zur Feldkapazität aufgefüllt, kann die Vegetation auf diesen Böden bis weit ins Jahr hinein, ohne zusätzliche Niederschläge, aus dem Bodenwasserspeicher versorgt werden. Bleiben die sommerlichen Niederschläge deutlich unter dem Niveau der realen Evapotranspiration zurück, können auf diesen Böden allerdings mehrjährige Defizite entstehen, die langfristig ebenfalls zu limitierten Evapotranspirationen aufgrund stark beanspruchter Bodenwasserspeicher führen. Besonders deutlich ist dieser Effekt im Zeitraum MJJ der Jahre 2018, 2019 und 2020 zu sehen.

#### **5.2.3.4 Grundwasserneubildung Lysimeterstation Brandis**

Eine zweite, mit Lysimetern direkt messbare, Wasserhaushaltsgröße ist die Grundwasserneubildung, die im Lysimeter im eigentlichen Sinne eine Sickerwassermenge ist. Die Grundwasserneubildung findet üblicherweise im Winterhalbjahr statt und hängt in ihrer Höhe vor allem von den Winterniederschlägen ab.

Eine Übersicht für die jährlichen Sickerwassermengen der 4 Pedohydrotope (A bis D) und deren innerjährliche Verteilung ist, im Vergleich zu den Referenzperioden, in Abbildung 50 dargestellt. Grundsätzlich ist, im Vergleich der mittleren jährlichen Sickerwassermengen in den Referenzperioden, zwischen den

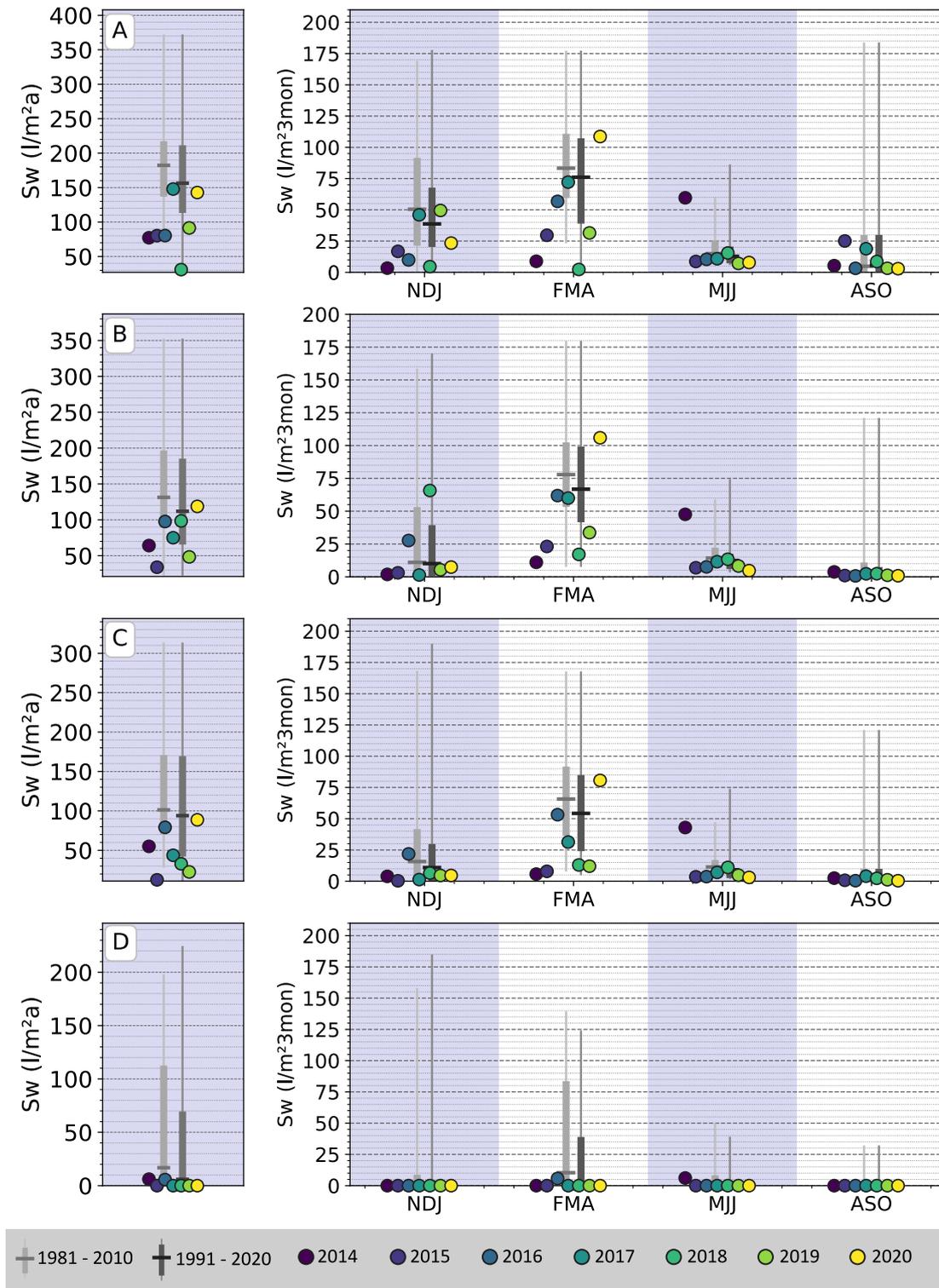
einzelnen Pedohydrotopen gut zu erkennen, dass die Sickerwassermengen mit zunehmender nutzbarer Feldkapazität abnehmen.

Für die Böden des Pedohydrotops A konnten in der Trockenperiode mehrheitlich durchschnittliche bis deutlich unterdurchschnittliche Sickerwassermengen beobachtet werden. In der Darstellung der innerjährlichen Verteilung ist an den Referenzperioden gut zu erkennen, dass die Sickerwasserbildung eigentlich zeitig im hydrologischen Jahr beginnt und bis in die Periode MJJ andauert, teils auch später. Die Sickerwasserbildung begann in den Jahren der Trockenperiode häufig verspätet und fiel zumeist auch unterdurchschnittlich aus. Dies war auf den leichten Böden maßgeblich durch 2 Effekte begründet: (1) überdurchschnittliche Bodenwasserspeicherdefizite im Herbst des Vorjahres und (2) unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr. In den hydrologischen Jahren 2014 und 2018 kam der erhöhte Wasserverbrauch der Zwischenfrüchte als zusätzlich reduzierender Faktor für die Sickerwasserbildung hinzu.

Ebenfalls meist deutlich unterdurchschnittlich fiel die Grundwasserneubildung auf den leichten und mittleren Böden der Pedohydrotope B und C aus. Generell liegt das Niveau der Sickerwasserbildung auf diesen Böden etwas unter dem der sehr leichten Böden, aber der Beginn der Sickerwasserbildung ist im Mittel im Zeitraum NDJ zu beobachten. In den Jahren der Trockenperiode ist, in diesem Zeitraum, auf beiden Pedohydrotopen kaum eine Sickerwasserbildung zu beobachten gewesen. Weiterhin fällt im Zeitraum NDJ die Sickerwassermenge des Jahres 2018 auf den leichten Böden auf. Diese zeigt gut den Einfluss der Zwischenfrucht auf die Sickerwasserbildung, denn die Werte für das Pedohydrotop B werden aus den Einzelwerten der Lysimetergruppen 4 und 8 gebildet. Im Jahr 2018 fand auf allen Lysimetern, mit Ausnahme der Gruppe 8, Zwischenfruchtanbau statt. Auf dieser Lysimetergruppe konnte durch die reichlichen Niederschläge im Winter 2017/2018 eine überdurchschnittlich hohe Sickerwasserbildung beobachtet werden. In der Folge beeinflusst dies den dargestellten Mittelwert des Pedohydrotops deutlich.

Die Sickerwassermengen der leichten und mittleren Böden im Zeitraum FMA war in den meisten Jahren ebenfalls unterdurchschnittlich, was wie bei den sehr leichten Böden ein kombinierter Effekt aus hohen Bodenwasserspeicherdefiziten des vorangegangenen Herbstes und unterdurchschnittlicher Winterniederschläge ist.

Die schweren Lössböden haben durch ihr hohes Bodenwasserspeichervermögen und die verhältnismäßig geringen Jahresniederschläge in Brandis schon immer nur eine sehr geringe Grundwasserneubildung. In den meisten Jahren bleibt diese aus und ist nur zu beobachten, wenn auf Jahre mit starken Sommerniederschlägen relativ feuchte Winter folgen. Die einzigen Jahre mit einer minimalen Sickerwasserbildung auf den schweren Böden waren die Jahre 2014 und 2016.



**Abbildung 50: Jährliche Summen der Sickerwassermenge ( $S_w$ ) (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der Sickerwassermengen in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25 % und 75 % Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober)**

### 5.2.3.5 Unterschreitungshäufigkeit 50 % nutzbare Feldkapazität Lysimeterstation Brandis

Ein wesentlicher Indikator für bodenhydrologische Dürre stellt die Unterschreitung von 50 % der nutzbaren Feldkapazität in der Wurzelzone dar (vgl. Kapitel 5.1.6 *Häufigkeit der Unterschreitung des Indikators 50 % potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFKpot)*). Ab einer Unterschreitung dieser Schwelle treten deutliche Reduktionen der realen Evapotranspiration aufgrund von Trockenstress auf.

Eine Übersicht für die Anzahl der Tage eines Jahres, an denen dieser Indikator unterschritten wurde, und die innerjährlichen Verteilungen sind für die vier Pedohydrotope in Abbildung 51 dargestellt.

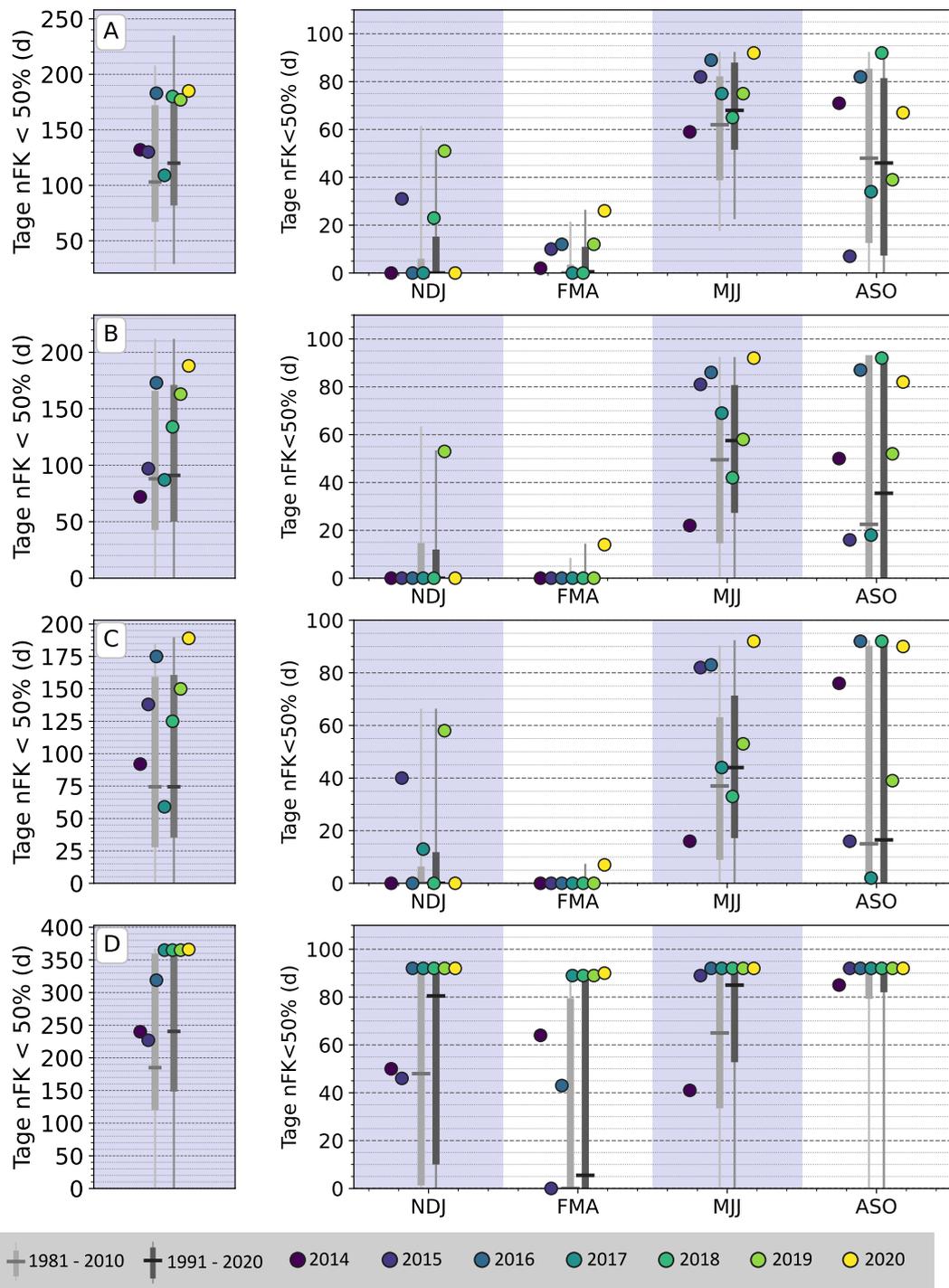
Auf den sehr leichten Böden des Pedohydrotops A wurden in fast allen Jahren überdurchschnittlich viele Tage mit weniger als 50 % der nutzbaren Feldkapazität beobachtet. Im innerjährlichen Verlauf waren diese Überschreitungen in allen Zeiträumen zu beobachten, variierten aber stark zwischen den Jahren. Mehrheitliche Überschreitungen des Mittelwertes der Referenzperioden wurden nur im Zeitraum MJJ beobachtet. Diese hohe Variabilität erklärt sich vor allem aus der generell geringen nutzbaren Feldkapazität dieser Böden. Aufgrund des geringen Speichers reichen bereits verhältnismäßig geringe Defizite (ca. -30 mm), um ein kritisches Defizit zu erreichen, so dass bereits warme, strahlungsreiche Perioden im Frühjahr zu ersten Trockenstresseffekten führen können. Weiterhin können auch bereits geringe Niederschlagsüberschüsse zu einer Unterschreitung dieses Schwellwertes führen. Die Beobachtungen decken sich mit den für die Boden-Dauerbeobachtungsfläche Lippen (Sandboden) gezeigten Ergebnissen zur Unterschreitungshäufigkeit 50 % nutzbare Feldkapazität (Kapitel 5.1.6 *Häufigkeit der Unterschreitung des Indikators 50 % potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFKpot)*).

Auf den leichten und mittleren Böden der Pedohydrotope B und C wurden in den meisten Jahren der Trockenperiode ebenfalls überdurchschnittlich viele Tage mit Wasserverfügbarkeiten von weniger als der halben nutzbaren Feldkapazität registriert. Bei Betrachtung der innerjährlichen Verteilung zeigt sich auf den leichten Böden (B), dass die Überschreitungen selten in den Zeiträumen NDJ und FMA auftraten und sich vor allem im späteren Jahresverlauf manifestierten. Diese etwas deutlichere Ausprägung ist durch die höhere Bodenwasserspeicherkapazität bedingt, die wesentlich weniger anfällig für kurzfristige Überschüsse oder Defizite in der realen Wasserbilanz ist.

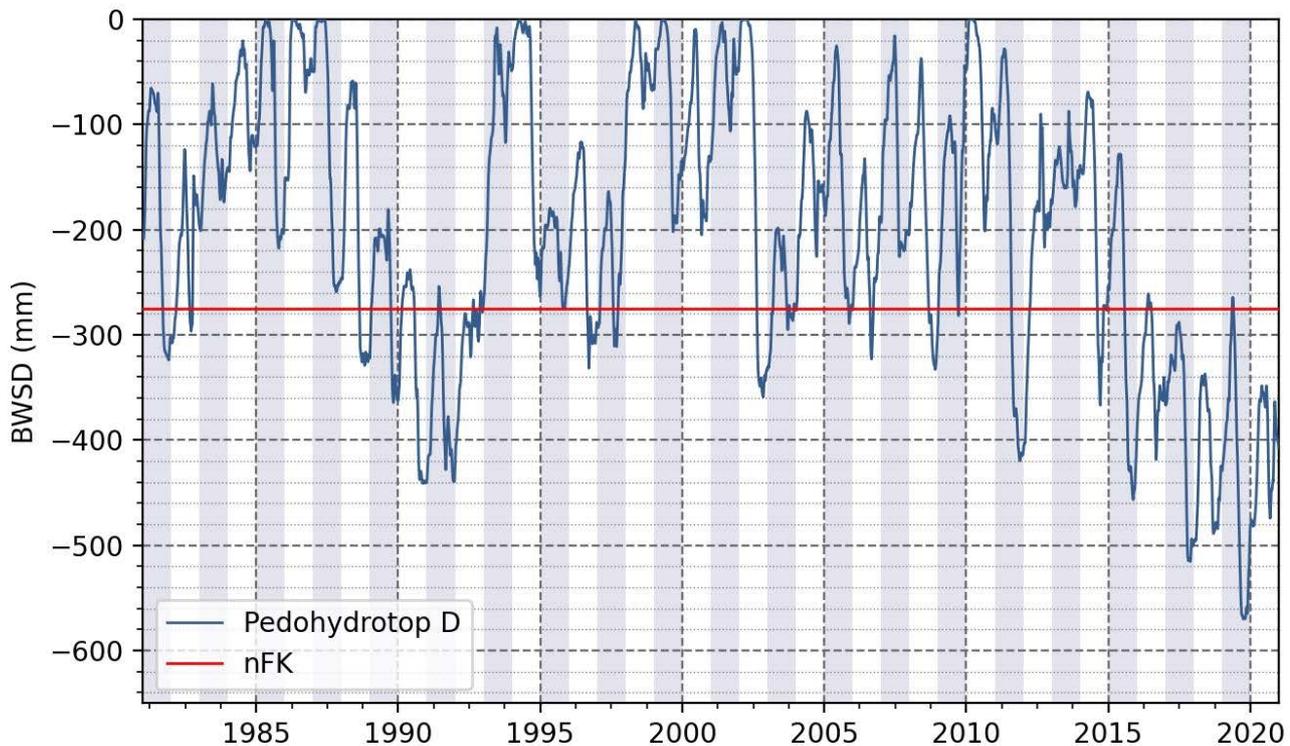
Der innerjährliche Verlauf des Indikators für die mittleren Böden zeigt eine etwas höhere Variabilität im Auftreten des Indikators im Zeitraum NDJ. In den Referenzperioden wurden nur selten Überschreitungen des Indikators in diesem Zeitraum festgestellt, der aber in den Jahren 2015 und 2019 sehr häufig überschritten wurde. Überschreitungen im Zeitraum FMA waren weder in den Referenzperioden häufig noch wurden wesentliche Überschreitungen in der Trockenperiode festgestellt. Deutliche Überschreitungen traten erst wieder in den Zeiträumen MJJ und ASO auf (vgl. BDF II Hilbersdorf, Kapitel 5.1.6 *Häufigkeit der Unterschreitung des Indikators 50 % potenzielle nutzbare Feldkapazität (nFKpot)*), wobei auch in diesem Zeitraum eine hohe Variabilität evident ist.

Ein gänzlich anderes Bild zeigt sich in der Darstellung des Indikators für die schweren Böden. Bei der Interpretation dieses Indikators ist für diese Böden allerdings zu beachten, dass dieser für das ganze, 3 m tiefe Lysimeter gilt, während er sich bei den anderen Lysimetern lediglich auf den Wurzelraum bezieht. Dies liegt darin begründet, dass auf den Böden der Pedohydrotope A bis C die bodenhydraulische Charakteristik eine Wassernachlieferung aus tieferen Schichten in die Wurzelzone unmöglich macht. Auf den schweren Lössböden hingegen kann, aufgrund der feinen Bodentextur über die gesamte Profiltiefe, Wasser auch aus tieferen Bodenschichten in die Wurzelzone nachgeliefert werden (Kapillaraufstieg). Dadurch wirkt die Berechnung des Bodenwasserspeicherdefizits, welches für den Indikator in Beziehung zur langjährig beobachteten nutzbaren Feldkapazität gesetzt wird, über die gesamte Profiltiefe und beschränkt sich nicht auf die Wurzelzone. In der Konsequenz bedeutet dies, dass die durch den Indikator angezeigten

Trockenstresseffekte in Tiefen auftreten können, in denen sie für die Vegetation nicht relevant sind, da sie unterhalb der effektiven Wurzelzone liegen. Zum besseren Verständnis ist der mehrjährige Verlauf des Bodenwasserspeichers für das Pedohydrotop D in Relation zur ermittelten nutzbaren Feldkapazität in Abbildung 52 dargestellt.



**Abbildung 51:** Anzahl der Tage im Jahr an denen weniger als 50 % der nutzbaren Feldkapazität im Boden verfügbar waren (links) und die Aufteilung über die Jahreszeiten (rechts), aufgeschlüsselt nach den Pedohydrotopen A bis D und im Vergleich zu den jeweiligen Beobachtungen in den Referenzperioden 1981-2010 (hellgrau) und 1991-2020 (dunkelgrau). Die Verteilung der Unterschreitungshäufigkeit in den Referenzzeiträumen erfolgt in Form von Boxplots (unteres Ende – Minimum, graue Box – 25% und 75% Perzentil, Strich – Median, oberes Ende - Maximum). Die Jahreszeiten werden durch Monate gekennzeichnet: Winter (NDJ – November, Dezember, Januar), Frühling (FMA – Februar, März, April), Sommer (MJJ – Mai, Juni, Juli) und Herbst (ASO – August, September, Oktober)



**Abbildung 52: langjähriger Verlauf des Bodenwasserspeicherdefizits (BWS) für die schweren Böden des Pedohydrotops D im Verhältnis zu ermittelten nutzbaren Feldkapazität**

Der Verlauf zeigt deutlich den mehrjährigen Aufbau des Bodenwasserspeicherdefizits in den schweren Böden des Pedohydrotops D. Dieser mehrjährige Aufbau führt letztlich dazu, dass ab dem Jahr 2017, rein rechnerisch, eine dauerhafte Überschreitung des Indikators stattfindet. Diese ist zwar ein deutliches Anzeichen für die Entwicklung einer tiefgreifenden Bodenaustrocknung, aber eben nicht mehr für die Wurzelzone repräsentativ, da diese im Winter dennoch zu wesentlichen Teilen durch Niederschläge aufgefüllt wird und in der kommenden Wachstumsperiode für die Vegetation zur Verfügung steht.

#### 5.2.4 Zusammenfassung Lysimeterstation Brandis

In Zusammenschau der präsentierten Ergebnisse lassen sich für die Untersuchungen der Trockenperiode an der Lysimeterstation Brandis folgende Aussagen festhalten:

- Klimatisch war die Trockenperiode 2014-2021 in Brandis:
  - mehrheitlich zu warm und zumeist durch überdurchschnittlich viele Sonnenscheinstunden charakterisiert, wodurch in fast allen Jahren ein hohes atmosphärisches Verdunstungspotential bestand.
  - nur in den Jahren 2018, 2019 und 2020 durch deutlich unterdurchschnittliche Niederschläge gekennzeichnet.
- Die Untersuchung des Wasserhaushalts von vier Pedohydrotopen unter Brandiser Klimabedingungen hat gezeigt, dass:
  - alle Böden erhöhte mittlere Bodenwasserspeicherdefizite aufwiesen.
  - mehrjährige Effekte, und damit eine akkumulierte Zehrung des Bodenwasserspeichers, nur auf schweren Böden (Pedohydrotop D) beobachtet werden konnte.
  - hohe Verdunstungsansprüche in den Jahren 2014, 2015, 2016 und 2017 auf den sehr leichten, leichten und mittleren Böden in überdurchschnittliche reale Evapotranspirationen umgesetzt werden konnten.

- die besonders trockenen Jahre 2018, 2019 und 2020 aufgrund deutlich unterdurchschnittlicher Niederschläge in der Vegetationsperiode auf den sehr leichten, leichten und mittleren Böden zu massiven Trockenstresseffekten führten, die sich in deutlich unterdurchschnittlichen Evapotranspirationen manifestierten und damit zu Lasten der Feldfrüchte gingen.
- auch die schweren Lössböden in den Jahren 2018, 2019 und 2020 nicht mehr über ausreichend Wasser in der Wurzelzone verfügten und es folglich zu Reduktionen der realen Evapotranspiration kam.
- die sehr leichten, leichten und mittleren Böden auch in extremen Trockenjahren nicht so weit austrocknen können, dass Bodenwasserspeicherdefizite in die folgende Vegetationsperiode übertragen werden.
- Die deutlichsten Auswirkungen der Trockenperiode waren für die Grundwasserneubildung feststellbar:
  - im Vergleich zur Referenzperiode fiel die Grundwasserneubildung auf allen Böden in nahezu allen Jahren unterdurchschnittlich aus.
  - Hauptursache war eine Kombination aus unterdurchschnittlichen Niederschlägen im Winterhalbjahr und teils überdurchschnittlichen Bodenwasserspeicherdefiziten aus den Sommermonaten, sowie der Anbau von Zwischenfrüchten in den Jahren 2014 und 2018.

### 5.3 Literatur Boden

- ARBEITSKREIS (AK) STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. 7. Auflage, Eching: IHW-Verlag
- COLLENTEUR, R., BAKKER, M., KLAMMLER, G., BIRK, S. (2021): Estimation of groundwater recharge from groundwater levels using nonlinear transfer function noise models and comparison to lysimeter data. In: Hydrology and Earth System Sciences, Ausgabe 25, Heft 5, doi: <https://doi.org/10.5194/hess-25-2931-2021>
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD 2022a): Modellierete Bodenfeuchtedaten BDF II Hilbersdorf, Modell: AMBAV, persönliche Mitteilung F. Böttcher
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD 2022b): Farbskala der Bodenfeuchte. [https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/allgemein/bodenfeuchte\\_farbskala\\_doku.html?nn=732680](https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/allgemein/bodenfeuchte_farbskala_doku.html?nn=732680), zuletzt abgerufen am 22.03.2022, 15:32 Uhr
- FEDDES, R. A., KOWALIK P. J., ZARADNY, H. (1978): Simulation of field water use and crop yield, New York, NY: John Wiley & Sons
- GRANIER, A., BRÉDA, N., BIRON, P., VILLETTE, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. In: Ecological Modelling 116, 269–283
- KRSTIĆ, Đ., VUJIĆ, S., JAĆIMOVIĆ, G., D’OTTAVIO, P., RADANOVIĆ, Z., ERIĆ, P., ČUPINA, B. (2018): The Effect of Cover Crops on Soil Water Balance in Rain-Fed Conditions. In: Atmosphere, 9, 492, <https://doi.org/10.3390/atmos9120492>
- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG, 2017): Abschlussbericht zum Werkvertrag „Wiederholte Beprobung BDF 2017“, LfULG Sachsen Referat 42, Freiberg
- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG, 2020): Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des LfULG Sachsen. Standortcharakteristika. Freiberg. <https://www.boden.sachsen.de/download/boden/BDF-Standortcharakteristik-2020.pdf>, zuletzt abgerufen am 30.03.2022, 11:40 Uhr

- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG, 2021): Dauer der Vegetationsperiode (Excel-Datei).  
[https://www.umwelt.sachsen.de/download/K9\\_Dauer\\_Vegetationsperiode\\_2021\\_09\\_10.xlsx](https://www.umwelt.sachsen.de/download/K9_Dauer_Vegetationsperiode_2021_09_10.xlsx), zuletzt abgerufen am 28.03.2022, 12:53 Uhr
- MEYER, N., BERGEZ, JE., CONSTANTIN, J. JUSTES, E. (2019): Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. In: *Agronomy for Sustainable Development* 39, <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- MORITZ, C., SÄMISCH, G., SPENGLER, R. (1991): Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig – Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. In: *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* (35), S.149-160
- PÜTZ, T., FANK, J., FLURY, M. (2018): Lysimeters in Vadose Zone Research. In: *Vadose Zone Journal*, 17(1), S. 1-4, <https://doi.org/10.2136/vzj2018.02.0035>
- R CORE TEAM (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Offenbach: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194
- SCHLITGEN, R. (2015): *Angewandte Zeitreihenanalyse mit R*. 3. Auflage, Oldenbourg: De Gruyter
- SPIESS, E., PRASHUHN, V., STAUFFER, W. (2011): Einfluss der Winterbegrünung auf Wasserhaushalt und Nitratauswaschung, 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, S. 149 – 154, ISBN: 978-3-902559-61-6 [https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/Tagungen/Lysimetertagung/Lysimetertagung\\_2011/2l\\_2011\\_spiess.pdf](https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/Tagungen/Lysimetertagung/Lysimetertagung_2011/2l_2011_spiess.pdf)
- WENDLING, U., SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – *Z. Meteorol.*, 34, S. 82-85
- WERISCH, S., WINKLER, A., HAFERKORN, U. JÄKEL, L. BEECK, G. (2019): Lysimeteruntersuchungen als Schlüssel zum Verständnis der differenzierten Dürreauswirkungen und potenzieller Langzeitfolgen, 18. Gumpensteiner Lysimetertagung, S. 67-72, ISBN: 978-3-902849-64-9, [https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/Tagungen/Lysimetertagung/Lysimetertagung\\_2019/2l\\_2019\\_werisch.pdf](https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/Tagungen/Lysimetertagung/Lysimetertagung_2019/2l_2019_werisch.pdf)
- WICKHAM, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag
- WICKHAM, H., BRYAN, J. (2019): readxl: Read Excel Files. R package version 1.3.1, <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K. (2022): dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.8, <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- ZHANG, Z., WANG, W., GONG, C., ZHANG, M. (2020): A comparison of methods to estimate groundwater recharge from bare soil based on data observed by a large scale lysimeter. In: *Hydrological Processes*, Ausgabe 34, Heft 13, S. 2987-2999, doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.13769>

## 6 Gewässergütesituation Fließgewässer

### 6.1 Einführung - Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen

Niedrigwasser stellt im Hinblick auf den Stofftransport eine Extremsituation für Gewässer dar. Länger anhaltende Trockenzeiten können sprunghafte kritische Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit (Gewässergüte) auslösen. Besonders Gewässer, die bereits in ihrer Nutzung einem hohen Druck unterliegen, können durch hohe Temperaturen und saisonal geringe Abflüsse zusätzlich beeinträchtigt werden. Einleitungen, die aus Abwasseraufbereitung und Industrie eingetragen werden, werden weniger verdünnt und führen dazu, dass die Schadstoffkonzentrationen im Gewässer ansteigen. Bei langanhaltenden Hitzeperioden erwärmen sich Gewässer schneller und stärker mit der Folge, dass die Sauerstoffkonzentration absinkt und sich vermehrt Algen und Cyanobakterien bilden. Ein geringerer Sauerstoffgehalt im Wasser wirkt sich außerdem auf die Fischpopulationen aus (siehe auch Kapitel 7.7 *Auswirkungen der Trockenheit auf Aquakultur und Fischerei*).

In Sachsen wird die Beschaffenheit der Fließgewässer jährlich an ca. 700 Messstellen erhoben. Die umfassende Erfassung von trockenengefallenen Beschaffenheitsmessstellen erfolgte ab dem Jahr 2018. Somit wurde vor allem ab den Sommermonaten in den Jahren 2018 und 2019 beobachtet, dass zahlreiche Beschaffenheitsmessstellen trockenfielen und damit nicht mehr beprobt werden konnten. Vom 25. Juli bis 30. November 2018 wurden 189 Meldungen über trockenengefallene Messstellen registriert (Abbildung 53). 2019 waren es vom 1. Juli bis 9. September 166 trockenengefallene Messstellen, die z. T. mehrfach über einen längeren Zeitraum ohne Wasser angetroffen wurden (Abbildung 54).

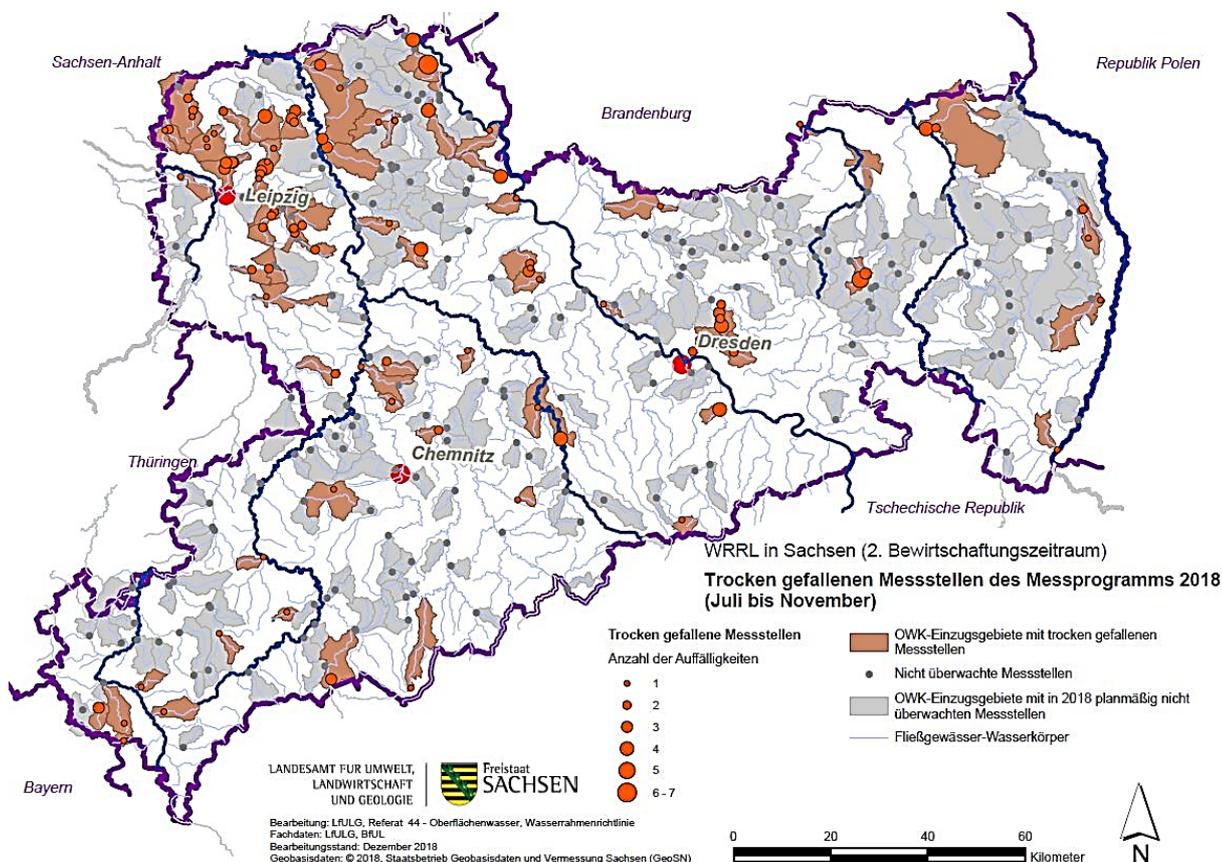
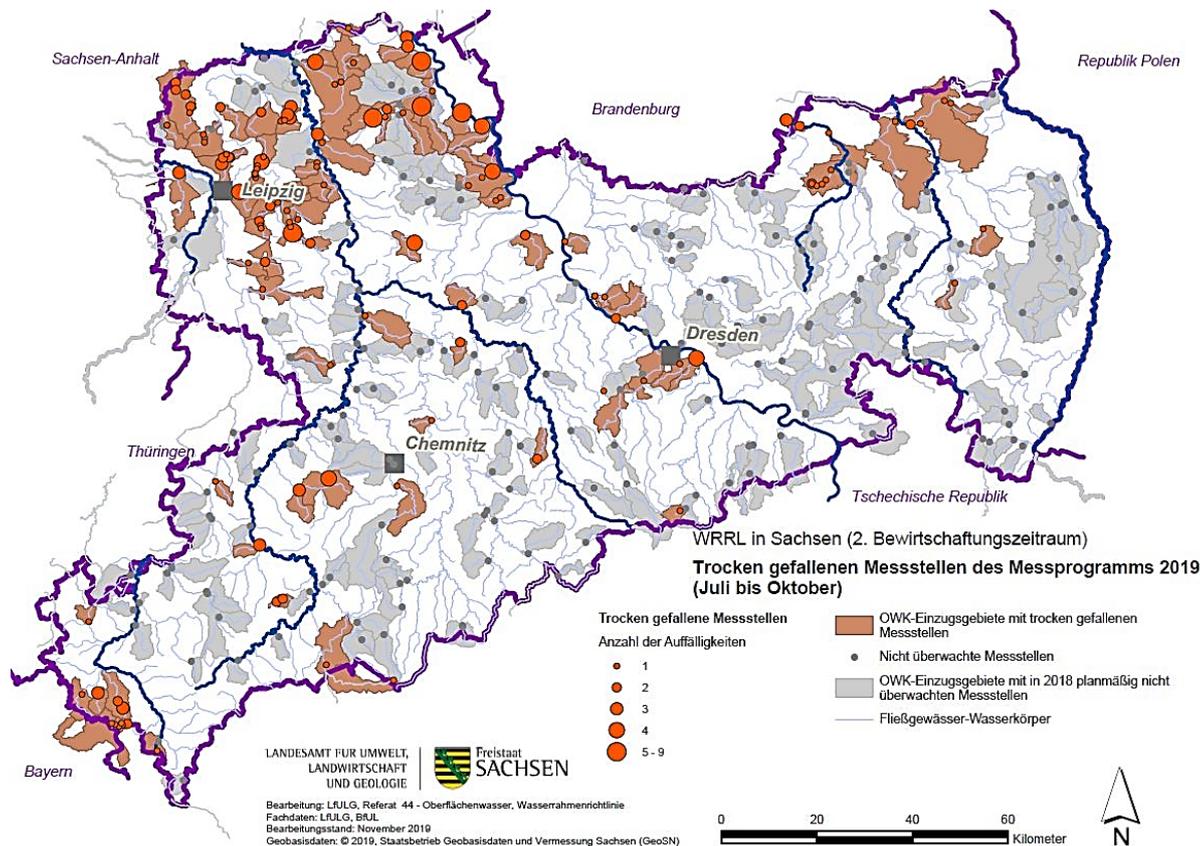


Abbildung 53: Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen des Messprogramms 2018 (Sommermonate)



**Abbildung 54: Trockengefallene Beschaffenheitsmessstellen des Messprogramms 2019 (Sommermonate)**

Im Jahr 2018 waren besonders die kleineren Zuflüsse zur Elbe, Mulde und der Weißen Elster in Nordsachsen, aber auch die Zuflüsse zur Zwickauer Mulde betroffen. Insbesondere die Situation im Einzugsgebiet der Mulde deckt sich mit der Aussage in Kapitel 3.1.5 *Einzugsgebiet der Mulde*, dass im Sommer 2018 ein extremes und sehr seltenes Niedrigwasser an den Muldepegeln beobachtet wurde. Im Jahr 2019 verschärfte sich die Situation in Nordsachsen, aber auch im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster und dem der Spree. In den Einzugsgebieten der Zwickauer und Freiburger Mulde fielen deutlich weniger Messstellen trocken, im oberen Einzugsgebiet der Weißen Elster und auch dem des Lockwitzbaches dagegen mehr.

## 6.2 Beschaffenheitsmessstellen- und Parameterauswahl

### 6.2.1 Auswahl der Beschaffenheitsmessstellen

Um die Auswirkung der Trockenheit auf die Wasserbeschaffenheit im Zeitraum von 2014 bis 2020 auszuwerten, wurden die Beschaffenheitsmessstellen in Schmilka im Elbestrom im Verbund der Anrainer in der Flussgemeinschaft Elbe und sieben weitere Messstellen in Gewässern mit unterschiedlich hohen Durchflüssen betrachtet. Für die ausgewählten Messstellen mussten ausreichend lange Messreihen vorliegen, insbesondere für das Niedrigwasserjahr 2003 und das Normalwasserjahr 2012, um vergleichende Betrachtungen durchführen zu können. Darüber hinaus sollte sich in räumlicher Nähe ein Pegel, an dem die Wassermenge gemessen wird, befinden. Die Auswahl sieben dieser Pegel deckt sich mit solchen, die für die Niedrigwasserstatistik (Kapitel 3 *Hydrologische Situation*, Abbildung 10) ausgewählt wurden. Zusätzlich wurde der Pegel Schöna in der Nähe der Messstelle Schmilka ausgewählt. Obwohl die Datenlage aufgrund nicht kontinuierlicher Messungen der Gewässergüte teils eher dürftig war, konnten Messstellen

ermittelt werden, bei denen für den Großteil der untersuchten Jahre und Stoffe Daten vorhanden waren. Die Eckdaten der ausgewählten Beschaffenheitsmessstellen sind in der Tabelle 23 zusammengestellt.

**Tabelle 23: Eckdaten der Beschaffenheitsmessstellen für die Auswertung der Wasserbeschaffenheit für den Zeitraum von 2014-2020**

Einzugsgebiet	GWKZ	Gewässer	Messstellenkennzahl	Messstellename	Bezugspegel
Elbe	537	Elbe	OBF00200	Schmilka, rechts	Schöna
Elbe	537	Lachsbach	OBF04500	Mündung in die Elbe	Porschdorf 1
Elbe	537	Jahna	OBF14700	Mündung in die Elbe	Seerhausen 1+3
Lausitzer Neiße	674	Lausitzer Neiße	OBF17300	oh. Görlitz	Görlitz
Spree	582	Löbauer Wasser	OBF22800	Guttau	Gröditz 2
Schwarze Elster	538	Große Röder	OBF29600	Großdittmannsdorf	Großdittmannsdorf
Freiberger Mulde	542	Bobritzsch	OBF33200	Bieberstein / Zollhaus	Krummenhennersdorf 1
Untere Weiße Elster	566	Weiße Elster	OBF50600	Großzschocher	Kleindalzig

#### **OBF00200 (Elbe)**

Die Elbe gehört an der Stelle, an der sich die Beschaffenheitsmessstelle befindet (Elbe-0), zum Fließgewässertyp Kiesgeprägte Ströme (Typ 10). Die Landnutzung im Eigeneinzugsgebiet besteht größtenteils aus Nadelwald (54,9 %), den zweitgrößten Teil macht Ackerland aus (LFULG 2024a).

#### **OBF04500 (Lachsbach)**

An der ausgewählten Messstelle wird der Lachsbach dem Fließgewässertyp 9 - Silikatisch, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss - zugeordnet. Eine Besonderheit ist, dass der Lachsbach zu den Salmonidengeprägten Gewässern des Metarhithrals und des Hyporhithrals gehört. Mit unterschiedlicher Breite in Sohlbereichen wird das Kerbtal vom Lachsbach überwiegend von naturnahen Laub- und Kieferwäldern bestandenen Hangbereichen geprägt. Der Lachsbach hat zumeist einen naturnahen Fließgewässerverlauf mit vereinzelt Auwaldresten. Die größten Anteile des Eigeneinzugsgebietes der Messstelle bestehen in der Nutzung aus Ackerland (26,1 %), Siedlung (25,7 %) und Grünland (22,4 %) (LFULG 2024b). Die Gütemessstelle befindet sich im unteren Abschnitt des Lachsbaches kurz vor der Mündung in die Elbe.

#### **OBF14700 (Jahna)**

Die Jahna gehört, an der Beschaffenheitsmessstelle, dem Fließgewässertyp 15 - Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse - an. Das Eigeneinzugsgebiet wird überwiegend von Ackerland (71,9 %) geprägt. Ein weiterer wesentlicher Anteil nimmt die Siedlungsfläche mit 18,5 % ein. Natürliche Strukturen wie Laubwald sind im Eigeneinzugsgebiet nur sehr gering (3,2 %) vorhanden (LFULG 2024c). Die Gütemessstelle befindet sich am Ende des Gewässerverlaufs kurz vor der Mündung der Jahna in die Elbe.

### **OBF17300 (Lausitzer Neiße)**

Die Lausitzer Neiße gehört dort, wo sich die Messstelle befindet, dem Typ Große Flüsse des Mittelgebirges (Typ 9.2) an. Die Landnutzung im Eigeneinzugsgebiet der Messstelle besteht größtenteils aus Siedlung (28,5 %) und Ackerland (23,3 %). Weitere größere Anteile bestehen aus Gründland (16,7 %), Laubwald (13,1 %) und Gewässern (13,1 %) (LFULG 2024d). Auch ist das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße seit Mitte des 19. Jahrhunderts vom Braunkohlebergbau geprägt (siehe Kapitel 7.5 *Auswirkungen der Trockenheit in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten*). Die betrachtete Messstelle befindet sich unterhalb von Görlitz.

### **OBF22800 (Löbauer Wasser)**

Das Löbauer Wasser wird, wo sich die Beschaffenheitsmessstelle befindet, als Kiesgeprägter Tieflandfluss kategorisiert (Typ 17). Überwiegend wird das Eigeneinzugsgebiet ackerbaulich (57,5 %) genutzt. Zudem sind in diesem Gebiet ca. 17,8 % als Grünland vorhanden. Ein größerer Teil der Landschaft wird von Laubwald (12,3 %) bedeckt (LFULG 2024e). Die betrachtete Messstelle befindet sich am Ende des Gewässerverlaufs in Guttau vor der Mündung des Löbauer Wassers in die Spree.

### **OBF29600 (Große Röder)**

Die Große Röder gehört im Einzugsgebiet der Messstelle dem Typ 17 - Kiesgeprägte Tieflandflüsse - an. Überwiegend wird das Eigeneinzugsgebiet von Nadelwald (36,3 %) geprägt. Daneben sind zahlreiche Ackerflächen (25,3 %) im Eigeneinzugsgebiet vorhanden. Zudem sind eine größere Anzahl an Grünland (11,7 %) und Siedlungsflächen (13,4 %) vertreten (LFULG 2024f). Die betrachtete Gütemessstelle befindet sich im Mittellauf der Großen Röder bei Großdittmannsdorf.

### **OBF33200 (Bobritzsch)**

Die Bobritzsch wird an der ausgewählten Messstelle dem Typ 9 - Silikatisch, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse - zugeordnet. Hauptsächlich windet sich der Lauf der Bobritzsch durch landwirtschaftliche Nutzflächen (62,2 %). Das restliche Eigeneinzugsgebiet besteht hauptsächlich aus Grünland (11,8 %), Laubwald (8,8 %), Siedlung (8,5 %) und Nadelwald (7,7 %). (LFULG 2024g). Die Gütemessstelle befindet sich im unteren Abschnitt der Bobritzsch kurz vor der Mündung der Bobritzsch in die Freiburger Mulde.

### **OBF50600 (Weiße Elster)**

Die Weiße Elster wird, an der ausgewählten Messstelle, der Kategorie des Fließgewässertyps 17 – Kiesgeprägte Tieflandflüsse – zugeordnet. Teilweise sind die Fließgewässerabschnitte der Weißen Elster deutlich verändert bzw. beeinflusst. Überwiegend wird das Eigeneinzugsgebiet von Siedlungsstrukturen (56,9 %) mit Frei- und Waldflächen geprägt. Aber auch die Ackerlandnutzung hat mit 24,3 % einen hohen Einfluss auf das Gebiet (LFULG 2024h). Das Landschaftsbild der Region wird seit Mitte des 19. Jahrhunderts maßgeblich vom Braunkohleabbau und dessen Folgen geprägt (siehe Kapitel 7.5 *Auswirkungen der Trockenheit in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten*). Die Gütemessstelle befindet sich in Großzschocher im unteren Abschnitt der Weißen Elster kurz vor Leipzig.

## **6.2.2 Parameterauswahl Gewässerbeschaffenheit**

### **6.2.2.1 Allgemeine Kenngrößen Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt**

Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt sind zwei Kenngrößen, die an den ausgewählten Messstellen schon seit den 1990er Jahren gemessen werden. Daher konnte hier ein Langzeitvergleich vorgenommen werden.

#### **Wassertemperatur**

Die Wassertemperatur ist eine Zustandsgröße von zentraler Bedeutung bei der Beschreibung physikalischer und chemischer Zustände und Prozesse im Gewässer. Ein Anstieg der Wassertemperaturen kann zu negativen Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna führen. Einzelne kälteliebende Arten (z. B. Salmoniden) können derartig beeinträchtigt werden, dass mit einem bedeutenden Verlust dieser Arten zu rechnen ist (GARACK ET AL. 2022). Vor allem länger auftretende Hitzeperioden können generelle Veränderungen von Biozöosen in Fließgewässern hervorrufen. Abwanderung in kühlere Regionen bzw. höhere Lagen sowie verstärkte Zuwanderung invasiver Arten können Konsequenzen der Temperaturerhöhung sein. Insbesondere in regulierten und degradierten Gewässern, in denen keine heterogenen Habitatstrukturen vorhanden sind, erlangt die Wassertemperatur, als einer der prägenden abiotischen Parameter, besondere Bedeutung. Ist die Biodiversität der aquatischen Fauna bereits beeinträchtigt, kann ein zusätzlicher Stressor, wie zum Beispiel ein verändertes Temperaturregime, zu schwerwiegenden Veränderungen führen (GREIS ET AL. 2011).

#### **Sauerstoffgehalt**

Der Sauerstoffgehalt steht in direkter Verbindung mit der Wassertemperatur und ist ein wichtiger Faktor für aquatische Organismen. Mit steigender Wassertemperatur nimmt die Sauerstoffsättigung ab. Fische benötigen allerdings im warmen Wasser mehr Sauerstoff, um ihren Energiehaushalt im Gleichgewicht zu halten (MELCHER ET AL. 2016). Sauerstoff bildet die Lebensgrundlage für viele Organismen und wirkt sich im Gewässer maßgeblich auf die aquatische Lebensgemeinschaft aus. Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff ist jeweils das Ergebnis sauerstoffzehrender und sauerstoffliefernder Prozesse in Abhängigkeit von Temperatur und Lichtverhältnissen sowie Wasserstand und Fließdynamik. Geringe Sauerstoffkonzentrationen weisen auf Zehrungsvorgänge durch Stoffe hin, die entweder eingeleitet wurden oder im Gewässer selbst als Sekundärbelastung (z.B. absterbende Wasserpflanzen und Algen) entstanden sind (STADTENTWÄSSERUNG UND UMWELTANALYTIK NÜRNBERG 2023).

### **6.2.2.2 Stoffgruppen**

Der chemische Zustand eines Fließgewässers wird bezüglich der untersuchten Stoffgruppen anthropogen beeinflusst. Die Einträge können diffuser oder punktueller Herkunft sein. Die zu einem Großteil aus der Landwirtschaft oder kommunalen Kläranlagen stammenden Phosphor- und Stickstoffeinträge sind die größten Nährstoffeinträge für ein Fließgewässer (ARLE ET AL. 2017). Durch die immer weiter fortschreitende Analysetechnik können Stoffe in bereits geringen Konzentrationen im Gewässer nachgewiesen werden. Für die Auswertung der Wasserbeschaffenheit in den Jahren 2014 bis 2020 wurden neben den allgemeinen Kenngrößen Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt Vertreter der Stoffgruppen Nährstoffe, Salzbildner und organischen Spurenstoffe ausgewählt (Tabelle 24), die Aussagen über die Änderung der Belastungen bei niedrigen Abflüssen in Gewässern liefern können.

**Tabelle 24: Stoffgruppen mit zugeordneten Vertretern**

Stoffgruppe	Vertreter
Nährstoffe	Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff
Salzbildner	Sulfat, Chlorid
Spurenstoffe	Carbamazepin (Arzneimittelwirkstoff)

### **Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat-Phosphor**

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff für alle biologischen Organismen. Hohe Phosphorkonzentrationen in Gewässern bergen jedoch das Risiko der Eutrophierung. Phosphor ist ein sehr reaktives Element und kommt daher in der Natur nicht elementar, sondern nur in Form verschiedener organischer und anorganischer Verbindungen vor. Verschiedene Bindungstypen von Phosphor (wie etwa ortho-Phosphat-Phosphor) bedingen unterschiedliches chemisches und physikalisches Verhalten (INSTITUT DR. FLAD 2021).

### **Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff**

Wie auch Phosphor fördert Nitrat das Pflanzenwachstum und hohe Konzentrationen steigern daher die Gefahr der Eutrophierung. Nitrat-Stickstoff ist das Endprodukt der Nitrifikation (Oxidation von Ammoniak über Nitrit zu Nitrat durch Bakterien). Nitrat wird von Wasserpflanzen und Algen als Nährstoff aufgenommen, zu Ammonium reduziert und in die Pflanzensubstanz eingebaut (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 2001). Bei pH-Werten > 9 liegt Ammonium-Stickstoff zunehmend als ausgasbarer Ammoniak (hochgradig fischtoxisch), darunter überwiegend als ionogenes Ammonium vor. Durch Ammonium-Stickstoff können Aussagen über den Verschmutzungsgrad und die Gewässergüte eines Gewässers getroffen werden. Das Auftreten dieses Parameters im Gewässer ist ein wichtiger Hinweis für Einflüsse durch Abwasser, Kläranlagen, Düngemittelabschwemmungen u. a. Unter Sauerstoffverbrauch wird Ammonium-Stickstoff durch Mikroorganismen zu Nitrat umgewandelt. Dies kann zu einer erheblichen Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer führen (SMEKUL 2024).

### **Sulfat und Chlorid**

Sulfat und Chlorid zählen zu den hauptsächlich anionischen Inhaltsstoffen von Oberflächengewässern. Die in Ionenform vorliegenden, mit Kationen bildungsfähigen Salze besitzen eine hohe Wasserlöslichkeit (GARACK ET AL. 2022). Sie erhöhen somit die Salzbelastung und damit die Leitfähigkeit von Gewässern. Auch hat Sulfat Einfluss auf die Entwicklung der Gewässerbiozönose und die Nährstofffreisetzung (insbesondere Phosphor) aus dem Sediment (SCHNEIDER ET AL. 2003).

### **Carbamazepin**

Der Spurenstoff Carbamazepin wird international als Leitparameter für Abwasserbeeinflussungen von Fließgewässern betrachtet (SCHRAMM ET AL. 2006). Das Arzneimittel wird vorwiegend als Antiepileptikum und zur Behandlung von bipolaren Störungen eingesetzt. Carbamazepin gehört zur chemischen Klasse der Dibenzazepine und zur Wirkstoffklasse der Harnstoffderivate. Carbamazepin ist sehr beständig in der Umwelt und schwer biologisch abbaubar. Es stellt potenziell eine Gefahr für aquatische Organismen dar (WENZEL ET AL. 2015).

## Probenahme und -auswertung

Die Proben wurden als monatliche Stichproben entnommen und die Ergebnisse über den ausgewählten Zeitraum Juni bis August gemittelt. Die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Ammonium-Stickstoff, Chlorid und Sulfat wurden mit den Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) verglichen. A 6.1 zeigt eine Übersicht über die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Ammonium-Stickstoff, Chlorid und Sulfat für einen guten ökologischen Zustand von Fließgewässern laut OGewV für die Oberflächengewässer-Typen an den untersuchten Beschaffenheitsmessstellen.

Bei den Gewässergütedaten handelt es sich zum Teil um Messdaten, die keine kontinuierlichen Messreihen aufweisen, die aber häufig durch das jährliche Messprogramm untersucht wurden. An der Gütemessstelle der Bobritzsch waren daher für das Jahr 2017 nicht genügend Werte für eine Auswertung vorhanden. Auch konnte Carbamazepin an bestimmten Gütemessstellen keine ausreichenden Werte für das jeweilige Auswertungsjahr liefern. Des Weiteren sind zum Durchfluss im Jahr 2003 am Pegel Krummehennersdorf 1 (Bobritzsch) keine Daten vorhanden, da der dortige Pegel beim Hochwasser 2002 zerstört wurde und erst wieder Messungen ab Mai 2004 vorhanden sind.

## 6.3 Auswertung der Wasserbeschaffenheit

### 6.3.1 Auswertung von Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt

#### Wassertemperatur

In Abbildung 55 sind die mittleren Wassertemperaturen (Juni bis August) im Betrachtungszeitraum 2014-2020 für die sieben Gewässermessstellen im Vergleich zum Referenzzeitraum von 1994-2000 dargestellt. Zu erkennen ist, dass die Wassertemperaturen im Zeitraum 2014 bis 2020 gegenüber dem Referenzzeitraum leicht angestiegen sind. Im Durchschnitt der Einzelstichproben der Monate Juni bis August lagen im Zeitraum 1994-2000 die gemessenen Temperaturwerte der Fließgewässer zwischen 14,9 °C und 18,1 °C. In dem Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020 befinden sich die durchschnittlichen Wassertemperaturwerte zwischen 15,9 °C und 19,0 °C.

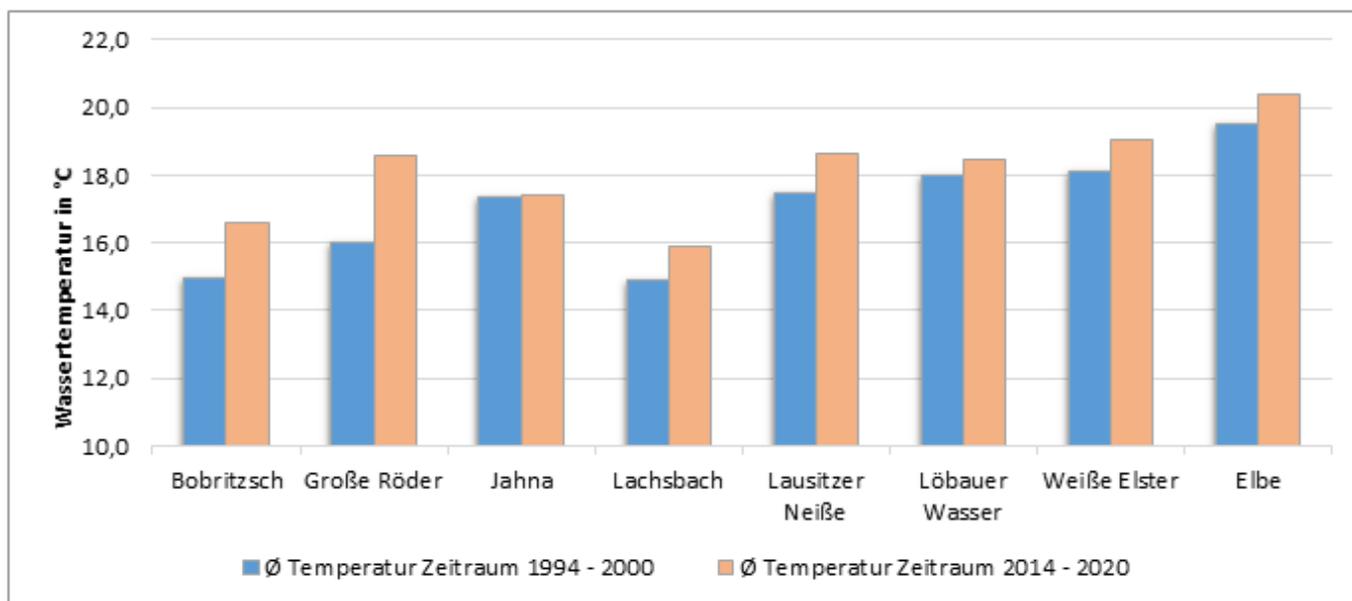
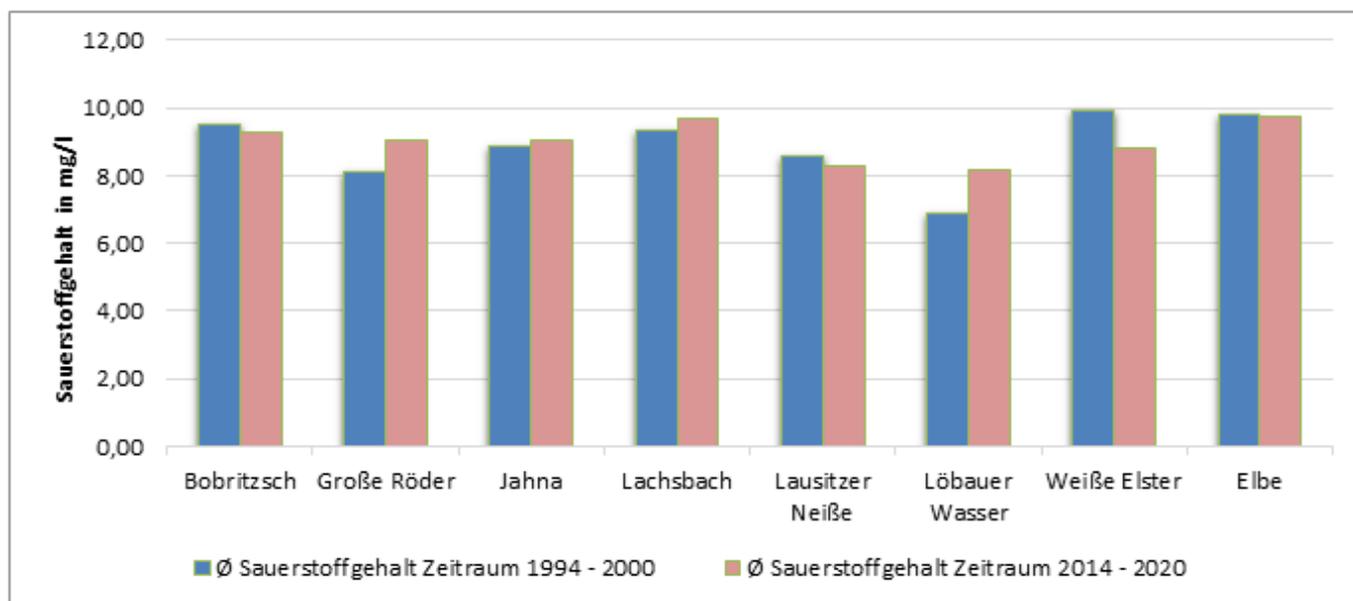


Abbildung 55: Gegenüberstellung der mittleren Wassertemperaturen (Juni bis August) im Zeitraum 1990-2000 und im Zeitraum 2014-2020 an den Beschaffenheitsmessstellen der ausgewählten Gewässer

Bemerkenswert ist der Anstieg der durchschnittlichen Temperaturen aller untersuchten Gewässer im Zeitraum 2014-2020 gegenüber dem Referenzzeitraum 1994-2000. Besonders auffällig sind hierbei die Große Röder und die Bobritzsch. Während die Große Röder im Referenzzeitraum eine durchschnittliche Wassertemperatur von 16 °C führte, lag diese im Zeitraum 2014-2020 bei durchschnittlich 18,6 °C (Erhöhung um 2,6 K) . Ebenfalls stieg die durchschnittliche Wassertemperatur der Bobritzsch von 14,9 °C auf 16,6 °C an (Erhöhung um 1,7 K). Die restlichen Gewässer weisen kleinere Unterschiede in der Wassertemperatur auf.

### Sauerstoffgehalt

In Abbildung 56 sind die mittleren Sauerstoffgehalte (Juni-August) im Betrachtungszeitraum 2014-2020 für die untersuchten Gewässermessstellen (mit Ausnahme der Messtelle an der Elbe) im Vergleich zum Referenzzeitraum von 1994-2000 dargestellt. In den betrachteten Gewässern wurden im Referenzzeitraum 1994-2000 überwiegend geringere Sauerstoffgehalte als im Zeitraum von 2014-2020 nachgewiesen. Das bedeutet, dass trotz der angespannten Wasserführung in der Trockenperiode mehr Sauerstoff zur Verfügung stand, als noch in der Nachwendezeit. Dies könnte auf den verstärkten Ausbau der kommunalen Abwasserbehandlung zurückzuführen sein.



**Abbildung 56: Gegenüberstellung des mittleren Sauerstoffgehalts (Juni bis August) im Zeitraum 2014-2020 an den Beschaffenheitsmessstellen der ausgewählten Gewässer**

### 6.3.2 Auswertung der Nährstoffverhältnisse

In den folgenden Abbildungen sind die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor (Abbildung 57) und ortho-Phosphat-Phosphor (Abbildung 58) für die betrachteten Jahre an den verschiedenen Messstellen zusammengestellt.

### 6.3.2.1 Auswertung Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat-Phosphor

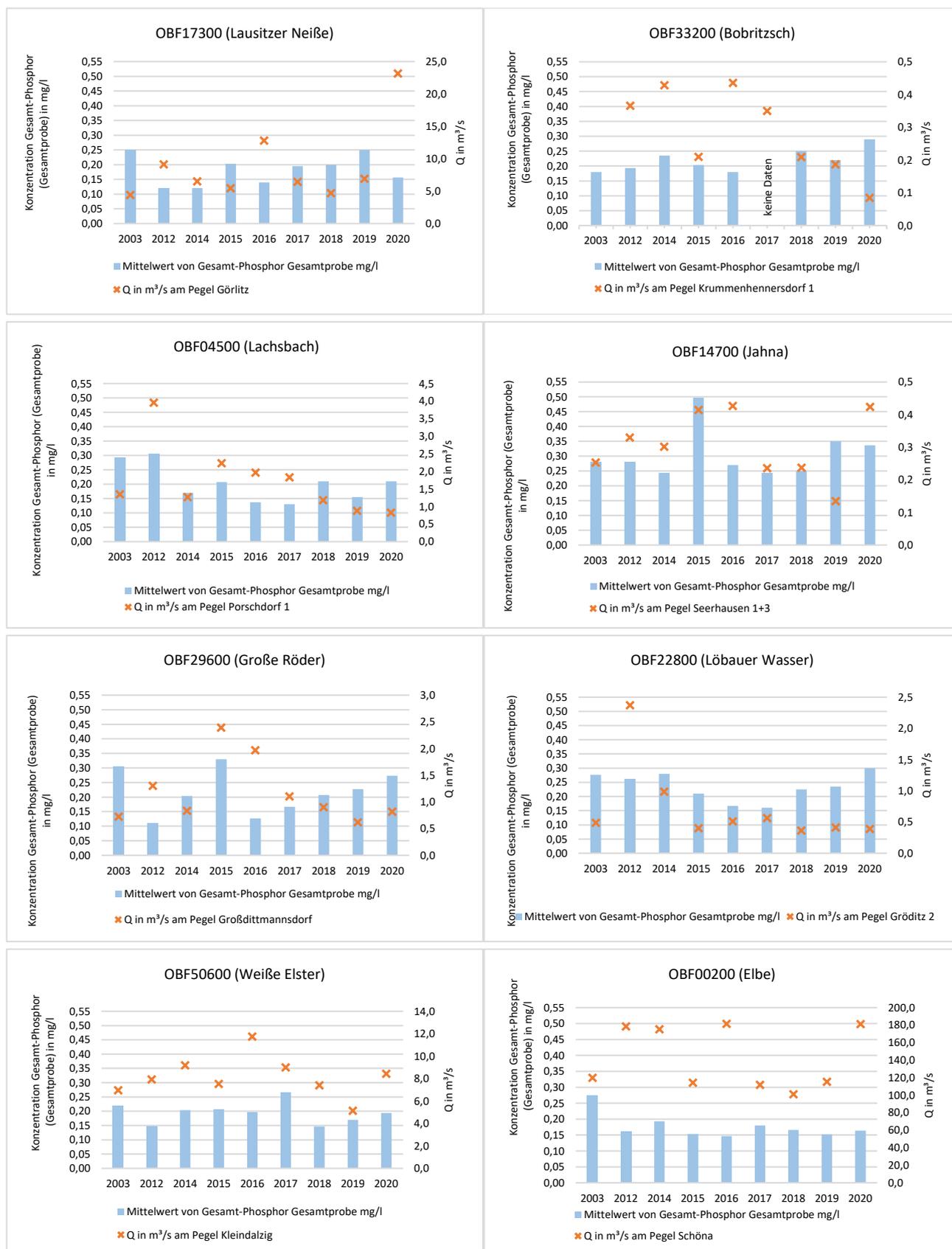
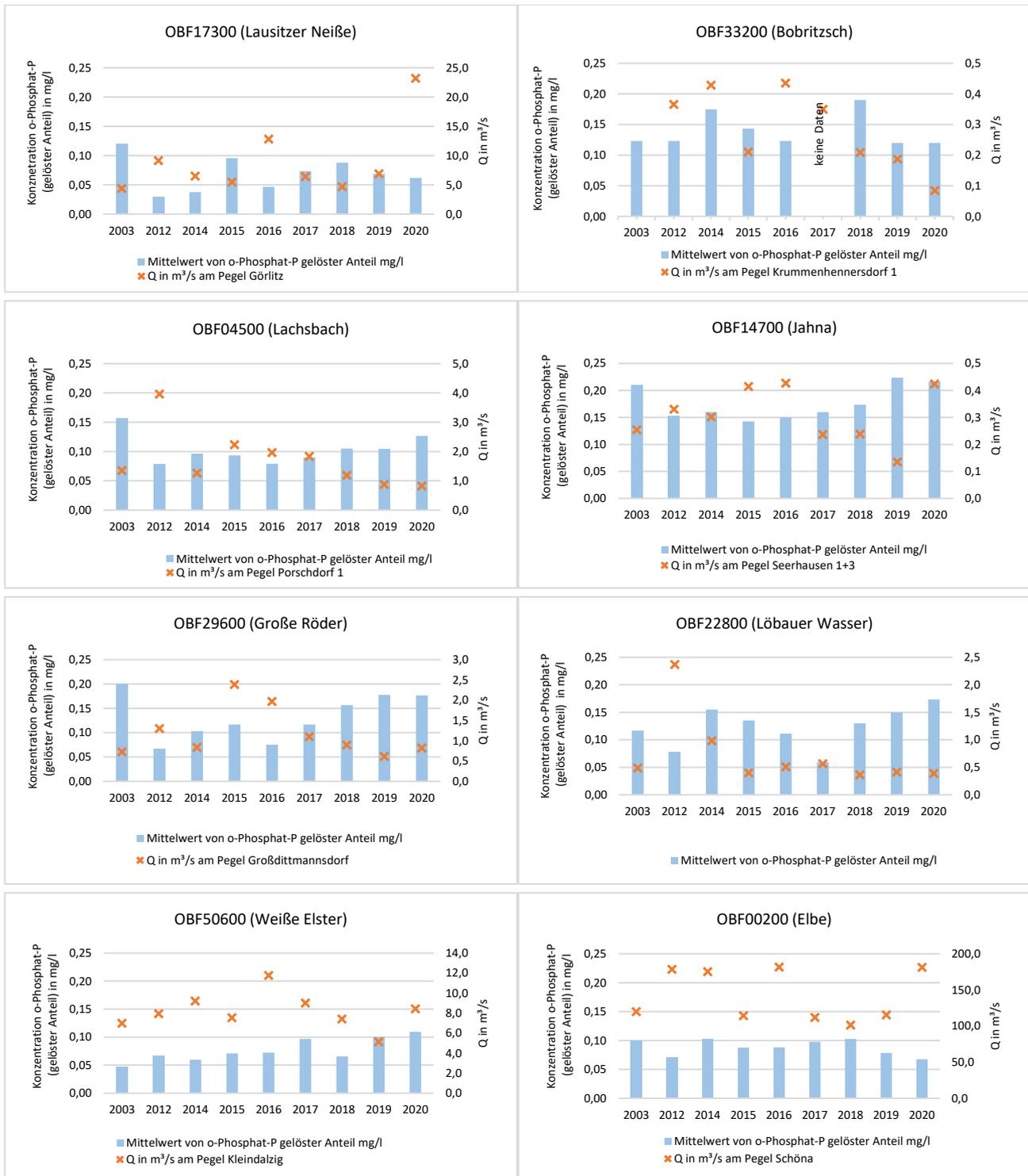


Abbildung 57: Darstellung der gemittelten Gesamt-Phosphor-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probe-monaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer



**Abbildung 58: Darstellung der gemittelten ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer**

### 6.3.2.2 Auswertung Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff

In Abbildung 59 sind die Gehalte von Ammonium-Stickstoff der Gewässer dargestellt und in Abbildung 60 die Gehalte von Nitrat-Stickstoff.

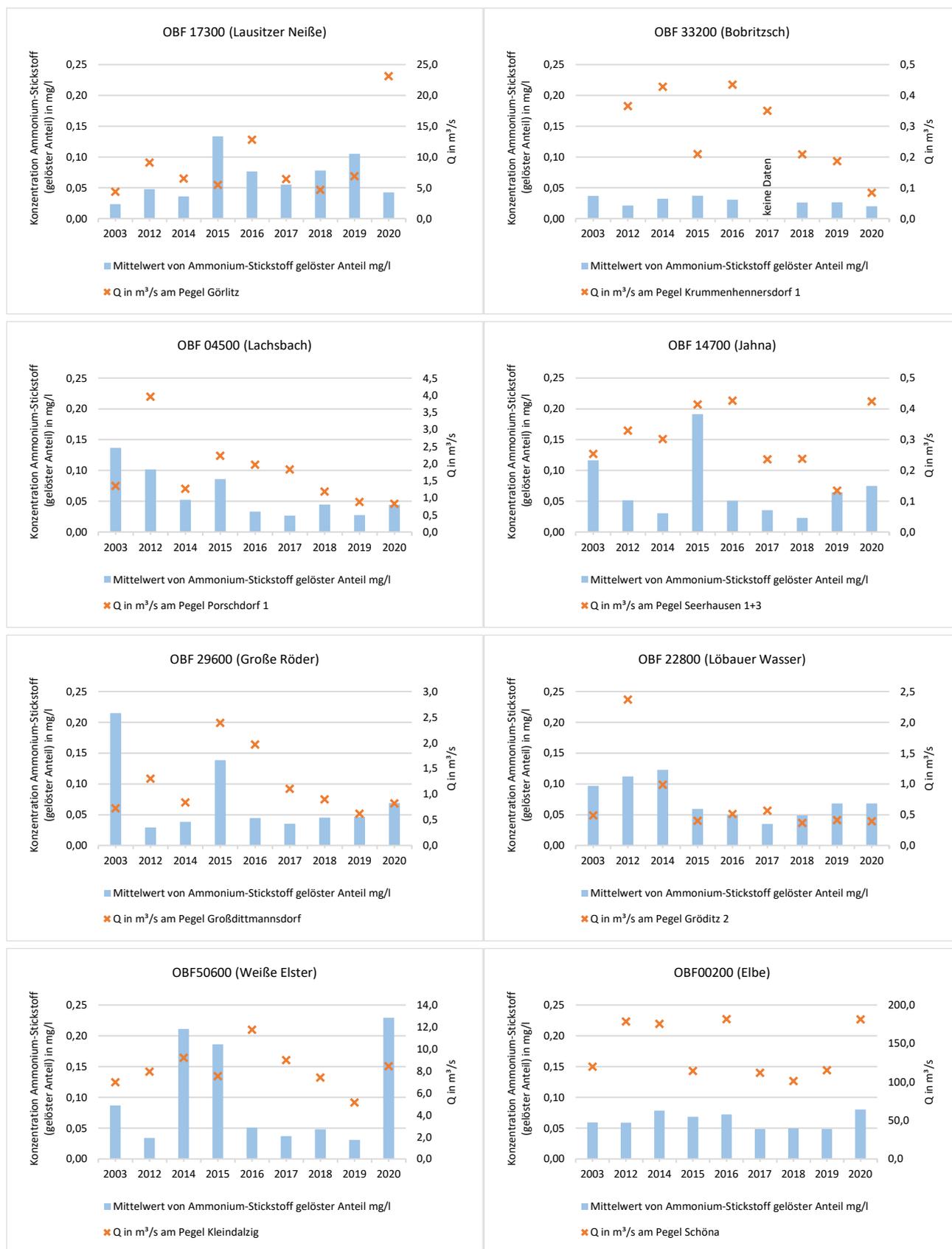
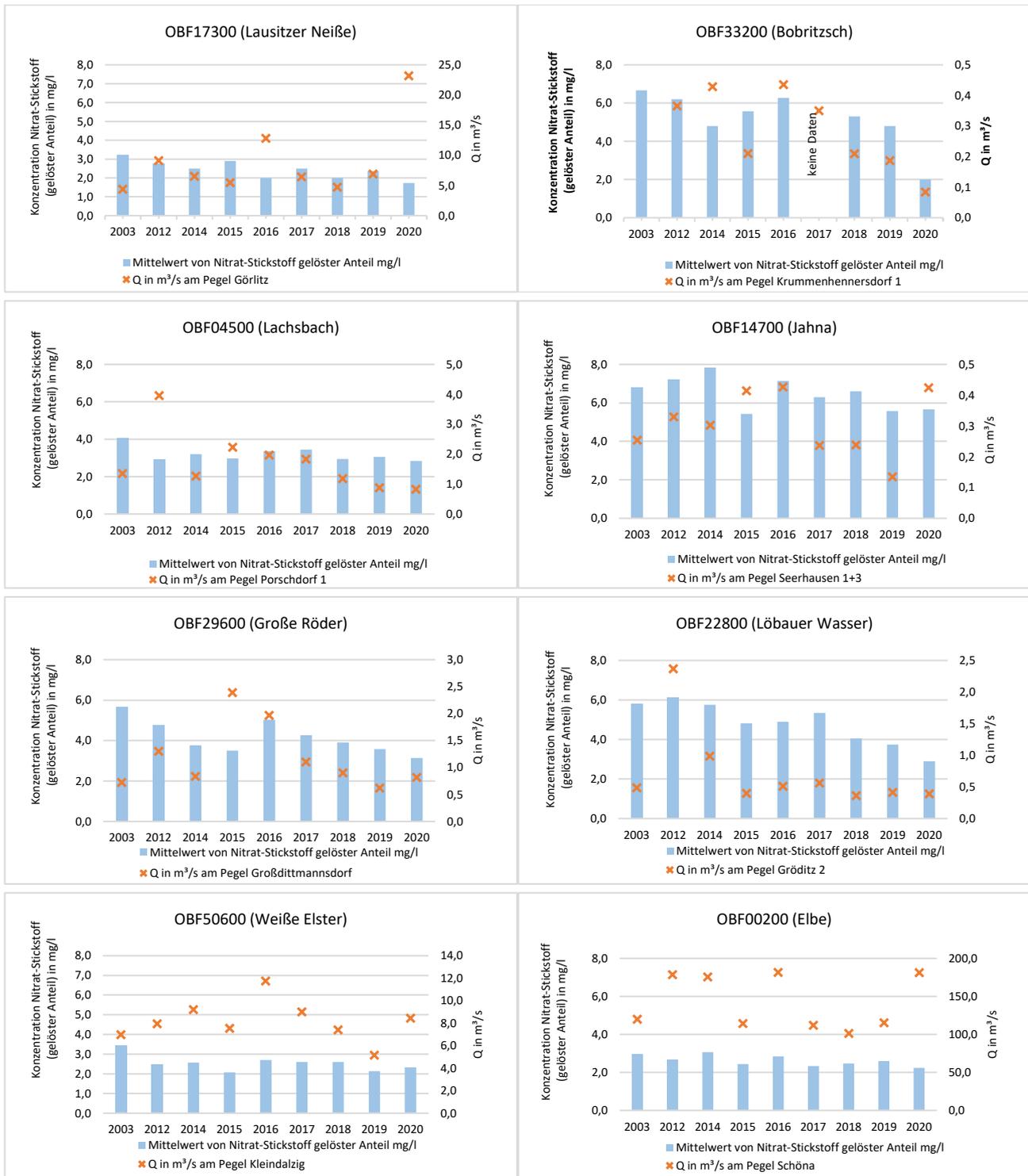


Abbildung 59: Darstellung der gemittelten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer



**Abbildung 60: Darstellung der gemittelten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probenmonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer**

## **Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat-Phosphor**

Bei Phosphor übersteigen die meisten Messwerte die in der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) festgelegten Grenzwerte bezüglich der Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern.

Für Phosphor gelten für die untersuchten Fließgewässertypen laut OGewV Grenzwerte von  $\leq 0,10$  mg/l als Mittelwert aus maximal drei aufeinanderfolgenden Jahresmittelwerten für Gesamt-Phosphor und von  $\leq 0,07$  mg/l für ortho-Phosphat-Phosphor. Der Grenzwert für einen guten ökologischen Zustand wurde bei Gesamt-Phosphor an allen Messstellen, meist sogar deutlich, überschritten. Bei ortho-Phosphat-Phosphor wurde der Grenzwert ebenfalls häufig überschritten.

Das Niedrigwasserjahr 2018 zeigt, dass sich die Konzentrationen von Gesamtphosphor gegenüber Normalwasserjahren wenig verändern und eher unauffällig sind. Abgesehen von den ohnehin erhöhten Nährstoffwerten in den Niedrigwasserjahren in allen untersuchten Gewässern lassen sich die Messwerte in einem für die Gewässer typischen Schwankungsbereich einordnen. Für ortho-Phosphat-Phosphor ist eher ein Anstieg bei Niedrigwasser und auch in den Jahren 2018-2020 zu erkennen.

Bemerkenswert sind die vergleichbar hohen Werte an Gesamt-Phosphor und o-Phosphat-P in der Jahna. Im Jahr 2015 betrug dort die Konzentration an Gesamt-Phosphor 0,5 mg/l bei durchschnittlich hohen Durchflussmengen. An den weiteren Gewässern blieb die Konzentration bei unter 0,35 mg/l. Der nächsthöchste Wert mit 0,35 mg/l trat 2019, ebenfalls in der Jahna, auf. Die Konzentration von ortho-Phosphat-P war in der Jahna in den Jahren 2003 (0,21 mg/l), 2019 (0,22 mg/l) und 2020 (0,22 mg/l) ebenfalls vergleichsweise hoch. Ein ähnlich hoher Wert (0,20 mg/l) wurde lediglich im Jahr 2003 an der Großen Röder gemessen. Während der Durchfluss 2020 in der Jahna einen der höchsten Werte aufwies, wurde 2019 der niedrigste Durchfluss in der Jahna gemessen.

Quelle der diffusen Phosphoreinträge könnten unter anderem hohe partikelgebundene Verlagerungen im sächsischen Lösshügelland sein. Vergleichsweise hohe gelöste Phosphoreinträge (o-Phosphat-P) in das Gewässer könnten zudem über Drainagesysteme aus der Landwirtschaft erfolgt sein. Während partikuläre Phosphor-Einträge aus Ackerflächen als eine wesentliche Ursache der Phosphorbelastung in Oberflächengewässern gelten, sind Phosphoreinträge aus Siedlungsbereichen eine weitere Quelle (HALBFAß ET AL. 2009). Die Einträge von ortho-Phosphat-Phosphor beispielsweise in der Großen Röder, im Lachs-bach und in der Lausitzer Neiße waren im Trockenjahr 2003 zum Teil noch sehr stark präsent. Als löslicher Bestandteil liegt Phosphor hauptsächlich in unbelasteten, natürlichen Gewässern und Gebirgswasser als natürliches phosphathaltiges Mineral Apatit und Phosphorit und als ortho-Phosphat-Phosphor vor. Phosphor wird in seinen verschiedenen Bindungsformen zunehmend durch die industrielle Gesellschaft in Grund-, Oberflächen- und Trinkwasser eingetragen. Phosphorhaltige Produkte aus Haushalten und Industrie werden über die kommunale Kanalisation den Kläranlagen zugeführt und dort in eine schwerlösliche Form überführt und abfiltriert (INSTITUT DR. FLAD 2021). Die erhöhten ortho-Phosphat-Gehalte im Jahr 2003 könnten demnach auf die damals zum Teil noch nicht voll ausgebauten Kläranlagen zurückzuführen sein (SMUL 2012).

## **Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff**

Ammonium-Stickstoff selbst ist nicht unmittelbar gewässerschädlich. Allerdings kann Ammonium-Stickstoff in alkalischen Abwässern als ausgasbares Ammoniak vorliegen. Dieses wirkt auf Fische und andere Wasserlebewesen bereits in relativ geringen Konzentrationen toxisch. Sollte Ammonium-Stickstoff in hohen Mengen in die Umwelt gelangen, so kann es in den Gewässern durch Nitratbildung zu einem Sauerstoffmangel kommen. Wenn keine ausreichende Sauerstoffversorgung im Gewässer vorhanden ist, sterben viele Wasserlebewesen ab. Ammonium-Stickstoff gelangt überwiegend aus Haushalten und Gewerbebetrieben in das kommunale Abwasser. Die im Abwasser enthaltenen Eiweißverbindungen werden von Mikroorganismen zu Ammonium-Stickstoff abgebaut (SMEKUL 2024). Für Ammonium-Stickstoff gelten für die untersuchten Fließgewässertypen laut OGeVV für einen guten ökologischen Zustand Werte von  $\leq 0,1$  mg/l (Lachsbach, Bobritzsch, Lausitzer Neiße, Elbe) bzw.  $\leq 0,2$  mg/l (Jahna, Löbauer Wasser, Große Röder, Weiße Elster) als Mittelwert aus maximal drei aufeinanderfolgenden Jahresmittelwerten. Diese Werte wurden bei der Hälfte der untersuchten Messstellen (Bobritzsch, Jahna, Löbauer Wasser, Elbe) in den betrachteten Jahren eingehalten. An den restlichen Messstellen wurden die Werte in ein oder zwei Jahren überschritten. In der Großen Röder wurde der Wert lediglich im Trocken-Referenzjahr 2003 überschritten. Im Lachsbach wurde der Wert sowohl 2003 als auch im Normalwasserjahr 2012 überschritten. In der Lausitzer Neiße wurde der Wert 2015 und 2019 überschritten und in der Weißen Elster in den Jahren 2014 und 2020.

Für die gravierendsten Niedrigwasserjahre 2018 und 2019 wurden keine auffälligen Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen gemessen. Sowohl bei hohem als auch bei niedrigem Durchfluss sind an einigen Messstellen in einigen der untersuchten Jahre hohe Konzentrationen des Nährstoffes vorhanden. Es lassen sich keine konkreten Rückschlüsse auf eine besondere Abhängigkeit von Ammonium-Stickstoff bei Niedrigwasser feststellen.

Für die Nitrat-Stickstoffwerte ist eine leichte Abnahme der Konzentration insbesondere in den Jahren 2018, 2019 und 2020 in den Gewässern Bobritzsch, Große Röder und Löbauer Wasser zu erkennen. An den Gewässern Lausitzer Neiße, Bobritzsch, Große Röder, und Weiße Elster, also der Hälfte der untersuchten Gewässer, wurden die höchsten Gehalte an Nitrat-Stickstoff im Niedrigwasserjahr 2003 gemessen.

In den Gewässern Bobritzsch, Große Röder und Weiße Elster wurden niedrigere Konzentrationen bei niedrigeren Abflussmengen erfasst. Ein Anstieg der Konzentration an Nitrat-Stickstoff zeichnete sich in diesen Gewässern bei Anstieg der Abflussmengen ab.

Stickstoff gelangt über überdüngte Böden, die Luft, Falllaub und Stickstofffixierung aus der Luft durch Cyanobakterien (Blualgen) in die Oberflächengewässer (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 2020). Eine größere Quelle von Nitrat-Stickstoff sind die kommunalen Abwässer. Zur einer Überdüngung von Seen und Flüssen kann es also auch kommen, wenn Nitrat-Stickstoff aus dem Abwasser in die Umwelt gelangt. Dies kann zu einer Belastung von Trink- und Grundwasser führen (INSTITUT DR. FLAD 2021). Die deutsche Trinkwasserverordnung (TRINKVV 2023) gibt einen Höchstwert von 50 mg/l Nitrat an. Dieser Wert wurde bei weitem an keiner der untersuchten Messstellen erreicht.

Wenn auch die untersuchten Gewässer einen Anstieg der Nitrat-Stickstoff-Konzentration bei erhöhten Abflussmengen aufweisen, sind die durchschnittlichen Werte bei einem Niedrigwasserereignis ebenso gering. Die Werte überschreiten die angegebenen Schwellenwerte nicht. Die Niedrigwasserereignisse hatten im ausgewerteten Zeitraum keine grundlegenden Auswirkungen auf die Belastung der Gewässer mit Nitrat-Stickstoff.

### 6.3.3 Auswertung der Salzbildner Chlorid und Sulfat

Abbildung 61 zeigt die gemittelten Werte der Konzentration von Chlorid und Abbildung 62 zeigt die gemittelten Werte der Konzentration von Sulfat.

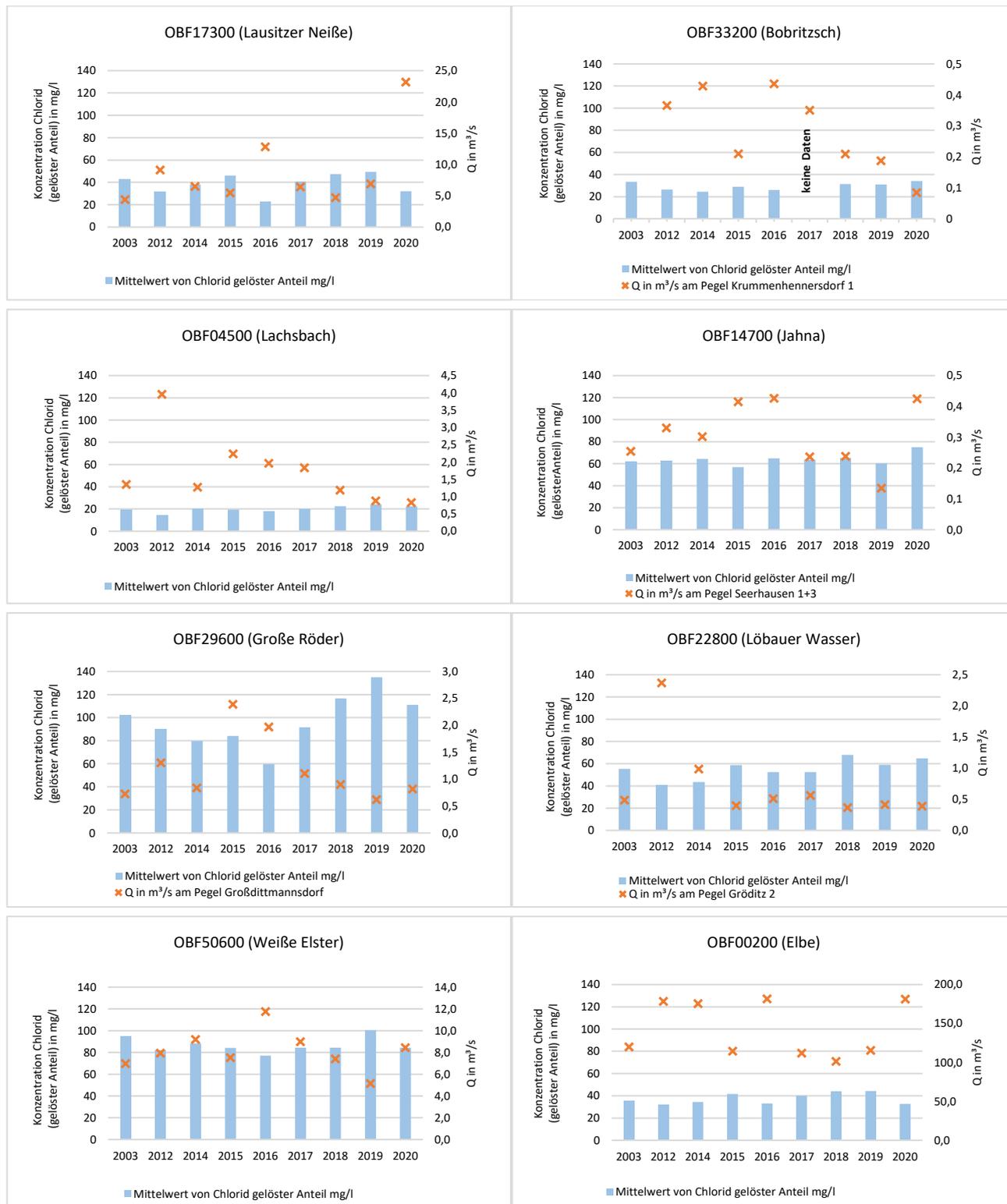
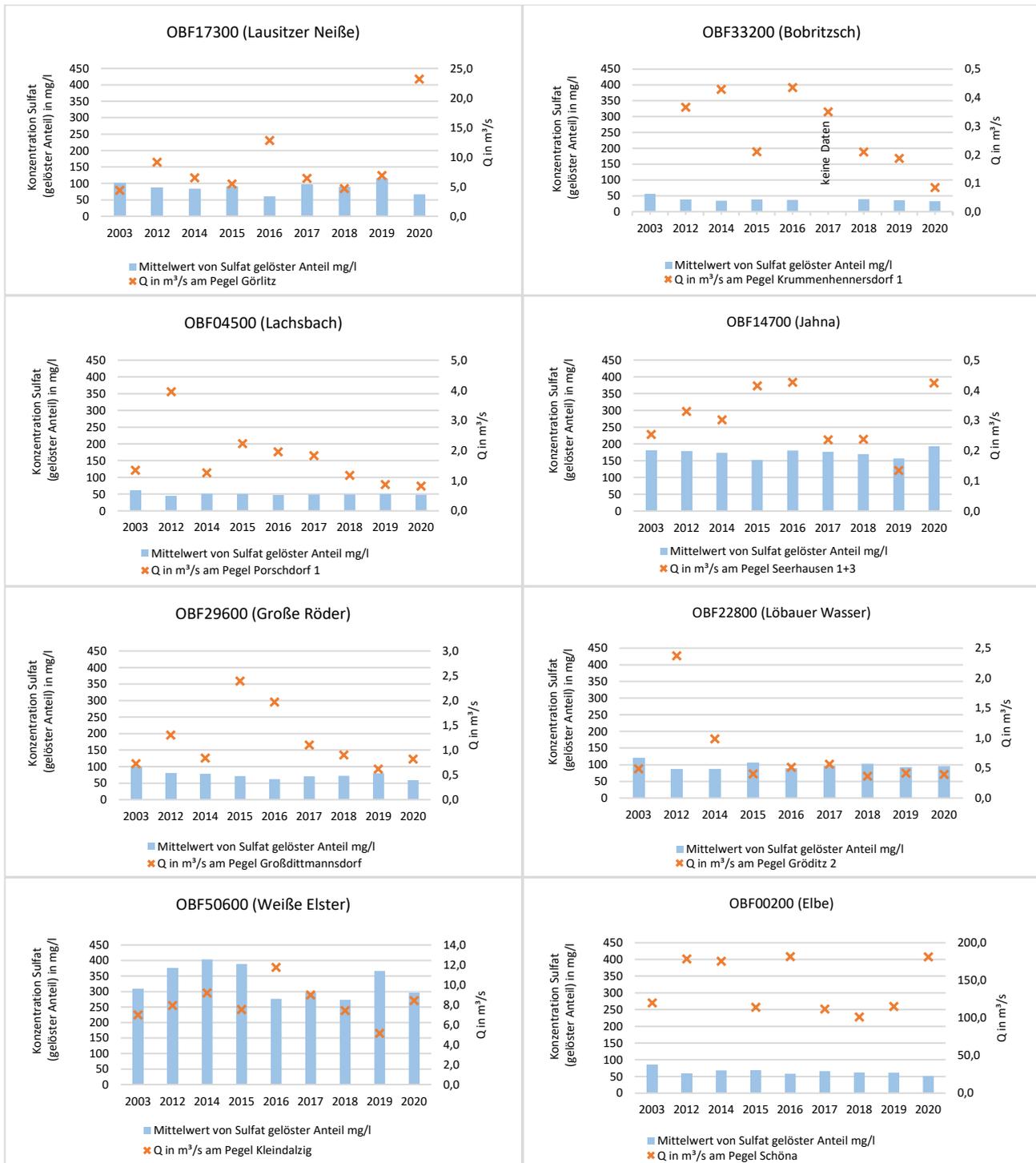


Abbildung 61: Darstellung der gemittelten Chlorid-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer



**Abbildung 62: Darstellung der gemittelten Sulfat-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer**

Die Darstellung der gemittelten Werte der Konzentrationen von Chlorid (Abbildung 61) und Sulfat (Abbildung 62) für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses an den Probetagen am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer zeigt häufig einen Zusammenhang zwischen Hauptionenkonzentration und Durchfluss.

So sind 2018 im Löbauer Wasser die Werte an Sulfat und Chlorid erhöht. Auch die Niedrigwasserereignisjahre der Lausitzer Neiße und Weißen Elster zeigen im Vergleich zu den Jahren mit höheren Abflüssen höhere Werte an. Grundsätzlich sind an allen untersuchten Gewässergütemessstellen tendenziell höhere Sulfat- und Chloridwerte in den jeweiligen Niedrigwasserperioden zu beobachten. Auffällig ist, dass außerhalb der Niedrigwasserperioden die Konzentrationen von Sulfat und Chlorid in der Weißen Elster bedeutend höher sind als in den anderen Gewässern.

Der Parameter Sulfat ist in der Bewertung der OGeVV als Grenzwert für den Fließgewässertyp 9 (Lachsbach, Bobritzsch) mit  $\leq 75$  mg/l, für Typ 9.2 (Lausitzer Neiße) und Typ 10 (Elbe) mit  $\leq 220$  mg/l und für Typ 15 (Jahna) sowie Typ 17 (Löbauer Wasser, Große Röder, Weiße Elster) mit  $\leq 200$  mg/l ausgewiesen.

Chlorid ist an allen untersuchten Fließgewässertypen entsprechend mit  $\leq 200$  mg/l ausgewiesen. Alle gemessenen Chloridwerte liegen deutlich unter dem Grenzwert laut OGeVV.

Für die meisten der ausgewerteten Gewässer liegen auch die Konzentrationen von Sulfat unter den Grenzwerten der OGeVV. Zu erkennen sind Überschreitungen dieses Wertes für Sulfat in der Weißen Elster. Demnach wurde der Grenzwert für Sulfat in der Weißen Elster in den Sommermonaten in jedem Jahr überschritten. 2014 lag die Sulfat-Konzentration sogar doppelt so hoch, und zwar bei 403,33 mg/l.

Sulfat ist ein Indikator für den bergbaulichen Einfluss aus Braunkohlenbergbau, Sanierungsbergbau und vorhandenen Altbergbau (LFULG 2013). Sowohl die Lausitzer Neiße als auch die Weiße Elster sind durch Braunkohlebergbau beeinflusst (siehe Kapitel 7.5 *Auswirkungen der Trockenheit in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten*). Vermutlich ist dies der Grund für die hohen Sulfatgehalte an der ausgewählten Messstelle in der Weißen Elster.

Die Aufkonzentration der Hauptionen infolge von Niedrigwasserereignissen und einem fehlenden Verdünnungseffekt stellt ein typisches beobachtetes Phänomen dar (HELLWIG ET AL. 2017, MOSLEY 2015, ZWOLSMAN & VAN BOKHOVEN 2007). Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit von Sulfat und Chlorid könnte eine negative Ursache-Wirkungs-Beziehung aus dem fehlenden verdünnenden Effekt resultieren. Die Messwerte steigen demnach an, je geringer der Abfluss ist.

Grundsätzlich sind an allen untersuchten Gewässermessstellen höhere Chlorid- und Sulfatwerte in den jeweiligen Niedrigwasserperioden zu beobachten. Die Messwerte steigen an, je geringer der ermittelte Durchfluss in den Probemonaten ist.

### 6.3.4 Auswertung von Carbamazepin als Vertreter der Spurenstoffe

In Abbildung 63 sind die Konzentrationen von Carbamazepin an den verschiedenen Beschaffenheitsmessstellen dargestellt.

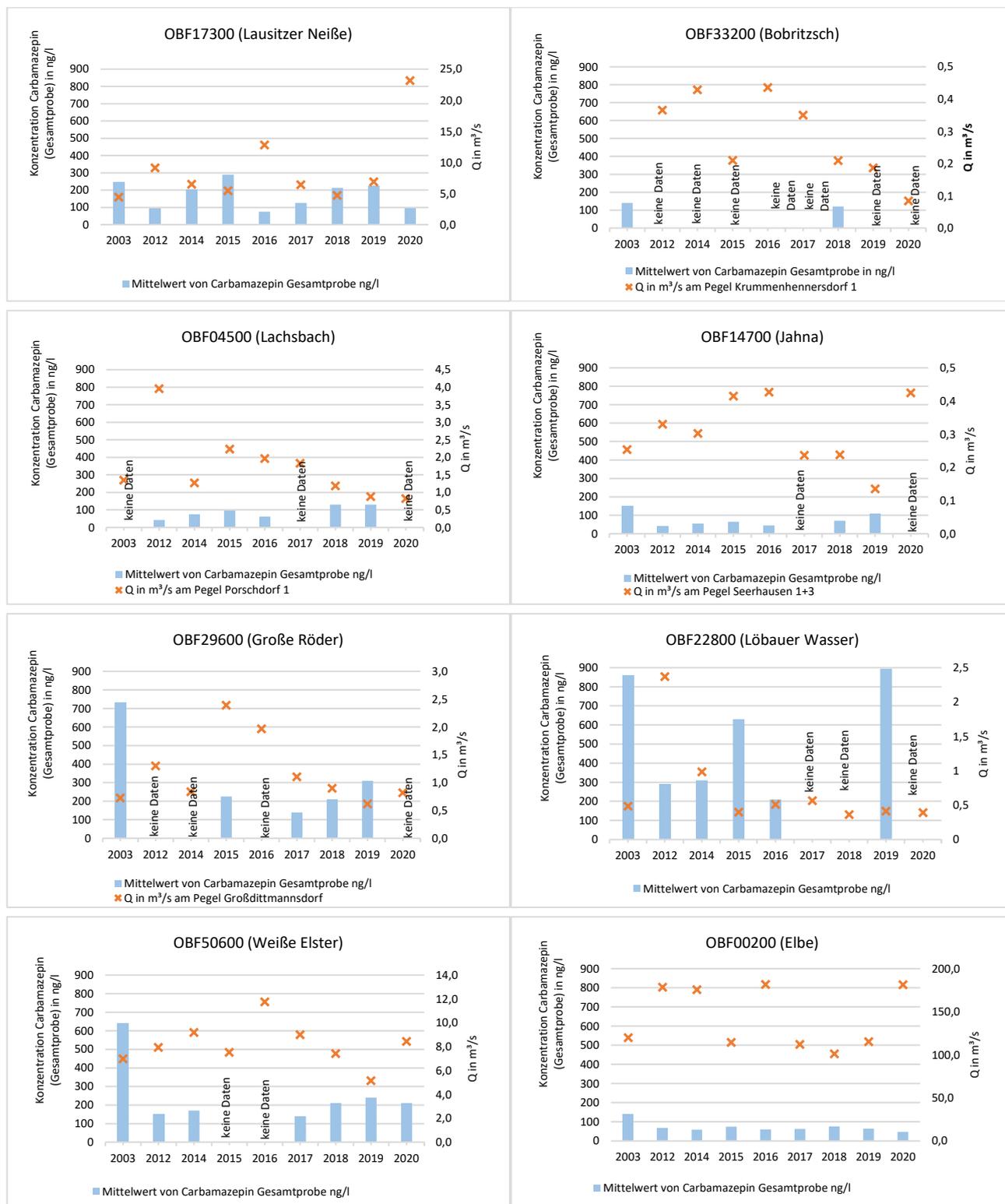


Abbildung 63: Darstellung der gemittelten Carbamazepin-Konzentrationen für die Monate Juni bis August an den Beschaffenheitsmessstellen und des gemittelten Durchflusses in den Probemonaten am entsprechenden Pegel der ausgewählten Gewässer

Viele verabreichte Arzneimittel, unter anderem Carbamazepin, die über den Abwasserpfad in die Kläranlagen und von dort in die Gewässer eingetragen werden, können heutzutage mittels hochempfindlicher Analysesysteme nachgewiesen werden (DVGW 2015). Carbamazepin wird hauptsächlich durch kommunale Kläranlagen in die Umwelt eingetragen (WENZEL ET AL. 2015). Für die Betrachtung des ausgewählten Arzneistoffs Carbamazepin kann davon ausgegangen werden, dass die Belastung der Gewässer mit Arzneimittelwirkstoffen ausschließlich aus Kläranlageneinträgen und Mischwasserentlastungen stammt. Dieser Stoff zählt mit zu den schwerabbaubaren Spurenstoffen, die mit herkömmlichen Reinigungsverfahren aus Kläranlagen nur in geringerem Umfang entfernt werden können (HÜBNER & SCHWANDT 2020). Bei geringer Wasserführung kommt es daher zu einer Aufkonzentration im Gewässer. Dies zeigt sich auch an den untersuchten Beschaffenheitsmessstellen.

So sind die Carbamazepin-Konzentration in der Lausitzer Neiße, dem Lachsbach, dem Löbauer Wasser und der Großen Röder bei niedrigeren Abflussmengen tendenziell höher. Im Normalwasserjahr 2012 wurden – soweit Daten vorhaden – bei allen Flüssen niedrigere Werte ermittelt. Die höchsten Konzentrationen wurden 2003 (860 ng/l) und 2019 (895 ng/l) bei deutlich niedrigerem Durchfluss an der Messstelle Löbauer Wasser nachgewiesen.

In der vom Umweltbundesamt (UBA) beauftragten „Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe“ wird für den Arzneistoff Carbamazepin für die jahresdurchschnittliche Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) eine Konzentration von 500 ng/l vorgeschlagen (WENZEL ET AL. 2015). Dieser Wert wurde im Jahr 2003 an den drei Messstellen Große Röder (730 ng/l), Löbauer Wasser (860 ng/l) und Weiße Elster (640 ng/l) überschritten. Ansonsten wurde der Wert im untersuchten Zeitraum lediglich im Löbauer Wasser überschritten, und zwar in den Jahren 2015 (630 ng/l) und 2019 (895 ng/l). Es ist allerdings durchaus möglich, dass die Carbamazepin-Konzentrationen an dieser Messstelle in den Jahren 2017, 2018 und 2020 ähnlich hoch lagen; dies ist aufgrund der mangelnden Datenlage nicht zu beurteilen.

Für die untersuchten Gewässer ist vor allem das Jahr 2003 bemerkenswert. Mit Ausnahme des Löbauer Wassers und der Lausitzer Neiße wurden die höchsten Werte an Carbamazepin an allen Messstellen im Jahr 2003 ermittelt. Für den Lachsbach kann keine Aussage getroffen werden, da hier für das Jahr 2003 keine Daten vorhanden sind. In der Lausitzer Neiße betrug die höchste Konzentration im Jahr 2015 290 ng/l, gefolgt von einer Konzentration von 247 ng/l im Jahr 2003. In den Gewässern Jahna, Große Röder, Weiße Elster und Elbe ist im Vergleich zu 2003 ein Rückgang der eingetragenen Stoffmenge zu erkennen.

Bei Carbamazepin scheint es einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Wassermenge und der Höhe der Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern zu geben.

### **6.3.5 Niedrigwasseruntersuchungsprogramm an der Elbe**

Im Unterschied zu den vorgenannten Messstellen werden ausgewählte Elbemesststellen bei langanhaltender geringer Wasserführung verstärkt nach einem abgestimmten Parameterspektrum im Rahmen der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe untersucht. Dazu werden an insgesamt elf Messstellen im Elbeverlauf von Schmilka in Sachsen bis Schnackenburg in Niedersachsen sowie an den Mündungsmessstellen der wichtigen Nebenflüsse Mulde und Saale Proben entnommen. Um Auffälligkeiten festzustellen, werden allgemein-physikalische, chemische und biologische Parameter untersucht und die Ergebnisse mit den

elbetypischen Verhältnissen bei normalen Wasserständen und den Befunden aus vorhergegangenen Niedrigwassersituationen verglichen und über die aktuelle Beschaffenheitssituation und mögliche Risiken informiert.

In Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden die Niedrigwasserereignisse ausgewertet und die Ergebnisse in HÜBNER & SCHWANDT (2020, 2021) veröffentlicht.

Nach den Ausführungen von HÜBNER & SCHWANDT (2020, 2021) lagen in der Elbe und insbesondere an der Messstelle in Schmilka viele der untersuchten Parameter in elbetypischen Bereichen und zeigten keine Auffälligkeiten. Die Längsschnittbetrachtung im Verlauf der Elbe zeigt, dass die Verhältnisse elbabwärts nicht an allen Messstellen so gut wie im sächsischen Oberlauf waren. Aber auch in Schmilka sind Auffälligkeiten zu verzeichnen:

Beim Niedrigwasser 2019 wurde an allen Elbemesstationen wie auch an der Mulde bei Dessau die häufig als ökologisch kritische Schwelle für Flüsse zugrunde gelegte Wassertemperatur von 25 °C zeitweise überschritten.

Die Tagesminima des Sauerstoffgehalts lagen an allen Messstationen unter 7,0 mg/l O<sub>2</sub>, wobei die geringsten Gehalte in der Elbe vom 30.7.2019 bis 1.8.2019 auftraten, kurz nach den Tagen mit maximaler Wassertemperatur. Vermutlich sind die niedrigen Sauerstoffgehalte auf hohe Biomasse-Abbauraten der vorher temperatur- und strahlungsbedingt forcierten Phytoplankton-Entwicklung zurückzuführen.

Im Gegensatz zum Niedrigwasser 2018 wurden 2019 bei Schmilka einige Schwermetalle sowie Arsen punktuell in so hoher Konzentration gemessen, dass dies auf eine anthropogene Kontamination hindeutet.

Arzneistoffe befanden sich ebenfalls im Messprogramm. Die niedrigen Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen während des Niedrigwassers lassen sich im ersteren Fall auf den intensiven photolytischen Abbau und im letzteren Fall auf hohe Eliminationsraten in Klärlagen und das anzunehmende (weitgehende) Ausbleiben von Mischwasserabschlägen zurückführen.

Der für anthropogene Spurenstoffe (wie Arzneistoffe) geltende Zielwert für die Trinkwasseraufbereitung von maximal 100 ng/l wurde in der Niedrigwasserperiode 2019 wie im Fall von Diclofenac und Ibuprofen auch bei Sulfamethoxazol nicht überschritten. Dagegen wurde Carbamazepin in der Elbe – wie auch schon beim Niedrigwasser 2018 – in Konzentrationen über 100 ng/l gemessen. Carbamazepin gilt wegen des geringen Rückhalts in Kläranlagen und der Persistenz im Gewässer als Tracer für kommunales Abwasser. In Niedrigwasserperioden ist eine Aufkonzentration zu erwarten.

### **6.3.6 Zusammenfassung Gewässergüte**

Niedrigwasser stellt auch im Hinblick auf den Stofftransport eine Extremsituation für die Gewässer dar. Zum Nachweis der Zusammenhänge wurden sieben Beschaffenheitsmessstellen in Sachsen ausgewählt, die zum einen über einen längeren Zeitraum hinsichtlich der ausgewählten Parameter untersucht waren und sich in der Nähe von Durchflusspegeln befinden, so dass die Wasserführung mit angegeben werden konnte.

Beim Langzeitvergleich der Wassertemperaturen ist für die Sommermonate Juni bis August bei allen Gewässern ein leichter Anstieg zu erkennen, der sich dank der verbesserten Wasserqualität jedoch im wesentlichen nicht negativ auf den Sauerstoffgehalt auswirkt.

Die verschiedenen Stoffgruppen verhielten sich unterschiedlich. Durch die fehlende Wassermenge war die Verdünnung eingeschränkt. Für Stoffe, die kontinuierlich und in gelöster Form eingetragen werden, wie ortho-Phosphat-Phosphor, die Salzbildner Chlorid und Sulfat und den Arzneimittelwirkstoff Carbamazepin führte dies zu einer Aufkonzentrierung.

Andererseits wurden durch das Fehlen von Starkniederschlagsereignissen weniger partikelgebundene Stoffe in die Gewässer eingetragen, so dass z.B. die Gehalte von Gesamt-Phosphor keine Aufkonzentrierung zeigten.

Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und Gesamt-Phosphor schien nicht von der Wasserführung abhängig.

Die Elbe wurde im Rahmen des Niedrigwassermessprogramms der FGG Elbe verstärkt beprobt und im Längsschnittverlauf von der Grenze in Schmilka bis nach Hamburg ausgewertet. Besonderheiten in Sachsen gab es bei den erhöhten Wassertemperaturen.

Die Identifizierung relevanter Trends bei der Gewässerchemie werden durch Langzeitvergleiche der Wasserqualität speziell in den Niedrigwassersituationen ermöglicht. Dies bedeutet, dass die Messungen und Beobachtungen gerade im Zuge des Klimawandels dauerhaft und mit ereignisbezogenen Sondermessungen unterstützt gemessen werden sollten. Hitzeperioden werden zukünftig klimawandelbedingt häufiger auftreten. Wie sich die Stoffbelastung in den Gewässern in solch Extremsituationen weiter verhält, sollte zukünftig auch in kleineren Flüssen durch ein umfassendes Gewässermonitoring kontinuierlich beobachtet und analysiert werden.

## 6.4 Literatur Gewässergüte

- ARLE, J., BLONDIK, K., CLAUSSEN, U., DUFFEK, A., GRIMM, S., HILLIGES, F., KIRSCHBAUM, B., KIRST, I., KOCH, D., KOSCHORRECK, J., LEPOM, P., LEUJAK, W., MOHAUPT, V., NAUMANN, S., PIRNTKE, U., RECHENBERG, J., SCHILLING, P., ULLRICH, A., WELLMITZ, J., WERNER, S., WOLTER, R. (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt
- DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES E. V. (DVGW) (2015): Arzneimittelrückstände im Wasserkreislauf; eine Bewertung aus Sicht der Trinkwasserversorgung. In: WASSER 54, Bonn: DVGW
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, BEHÖRDE FÜR UMWELT, KLIMA, ENERGIE UND AGRARWIRTSCHAFT (2020): Stickstoff in Oberflächengewässern. Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak. <https://www.hamburg.de/contentblob/135228/fc41e2ca81ac951d9242097635fe79dd/data/stickstoff.pdf>, 27.06.2023
- GARACK, S., NEUBERT, M., SAUER, A., ALBRECHT, J., GÜNTHER, K., FRIEDRICHS-MANTHEY, M., WOLLRAB, S., JÄHNING, S., BERGER, S. A., KIENEL, U., KIRILLIN, G. (2022): Entwicklung der ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern im Klimawandel. Wirkungsmechanismen, Modellierungsansätze und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der EG-WRRL, Texte 139, 2022, Berlin: Umweltbundesamt
- GREIS, S., STRAUCH, U., ROTHSTEIN, B. (2011): Untersuchungen zur Gewässertemperaturentwicklung ausgewählter Flüsse mit thermischen Kraftwerksstandorten in Deutschland. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft, 35-40
- HALBFAß, S., GEBEL, M., FRIESE, H., GRUNEWALD, K., MANNSFELD, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725>, 25.06.2023
- HELLWIG, J., STAHL, K., LANGE, J. (2017): Patterns in the linkage of water quantity and quality during low-flows. In: Hydrological Processes, 31(23), 4195-4205

- HÜBNER, G., SCHWANDT, D. (2020): Wasserbeschaffenheit der Elbe während des extremen Niedrigwassers von Juli bis Dezember 2018 (Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Hrsg.), Magdeburg: Bundesanstalt für Gewässerkunde, [https://www.fgg-elbe.de/files/Download-Archive/Fachberichte/Hochwasser\\_Niedrigwasser/Elbe\\_Niedrigwasserbericht\\_2018\\_Stand\\_2020\\_05-08.pdf](https://www.fgg-elbe.de/files/Download-Archive/Fachberichte/Hochwasser_Niedrigwasser/Elbe_Niedrigwasserbericht_2018_Stand_2020_05-08.pdf)
- HÜBNER, G., SCHWANDT, D. (2021): Das Niedrigwasser der Elbe 2019: Auswertung des Messprogramms Extremereignisse zur Wasserbeschaffenheit (Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Hrsg.). Magdeburg: Bundesanstalt für Gewässerkunde, [https://www.fgg-elbe.de/files/Download-Archive/Fachberichte/Hochwasser\\_Niedrigwasser/Elbe\\_Niedrigwasserbericht\\_2019\\_final.pdf](https://www.fgg-elbe.de/files/Download-Archive/Fachberichte/Hochwasser_Niedrigwasser/Elbe_Niedrigwasserbericht_2019_final.pdf)
- INSTITUT DR. FLAD (2021): Chemischer Index und Gewässergüte - Die Bestimmung eines Chemischen Indexes zur Ermittlung der Gewässergütekategorie von Fließgewässern. [https://www.chf.de/eduthek/chemischer-index/Chemischer\\_Index.pdf](https://www.chf.de/eduthek/chemischer-index/Chemischer_Index.pdf), 27.06.2023
- MELCHER, A., DOSSI, F., GRAF, W., PLETTERBAUER, F., SCHAUFLER, K., KALNY, G., RAUCH, H. P., FORMAYER, H., TRIMMEL, H., WEIHS, P. (2016): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Invertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 68(7-8), 308-323
- MOSLEY, L. M. (2015): Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. In: Earth-Science Reviews, 140, 203-214
- OBERFLÄCHENGEWÄSSERVERORDNUNG (OGEWV) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung. BGBl I 2016, 1373. Zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v. 9.12.2020 I 2873
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2013): Erweiterte Grundlagenermittlung mit Alternativuntersuchungen für das bergbaulich beeinflusste Fließgewässer Weiße Elster im Südraum von Leipzig. Abschlussbericht, [https://www.bergbaufolgen.sachsen.de/download/20130725\\_WE\\_Endbericht\\_.pdf](https://www.bergbaufolgen.sachsen.de/download/20130725_WE_Endbericht_.pdf), 30.06.2023
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024a): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Elbe-0 (Labe od toku Jílovský potok po tok Kirnitzsch) (DESN\_5-0\_CZ). [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_5-0\\_CZ.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_5-0_CZ.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024b): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Polenz-2 (DESN\_53712-2). [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_53712-2.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_53712-2.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024c): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Jahna-3 (DESN\_53734-3). [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_53734-3.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_53734-3.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024d): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Lausitzer Neiße-6 (DESN\_674-6). [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_674-6.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_674-6.pdf), 02.02.2024

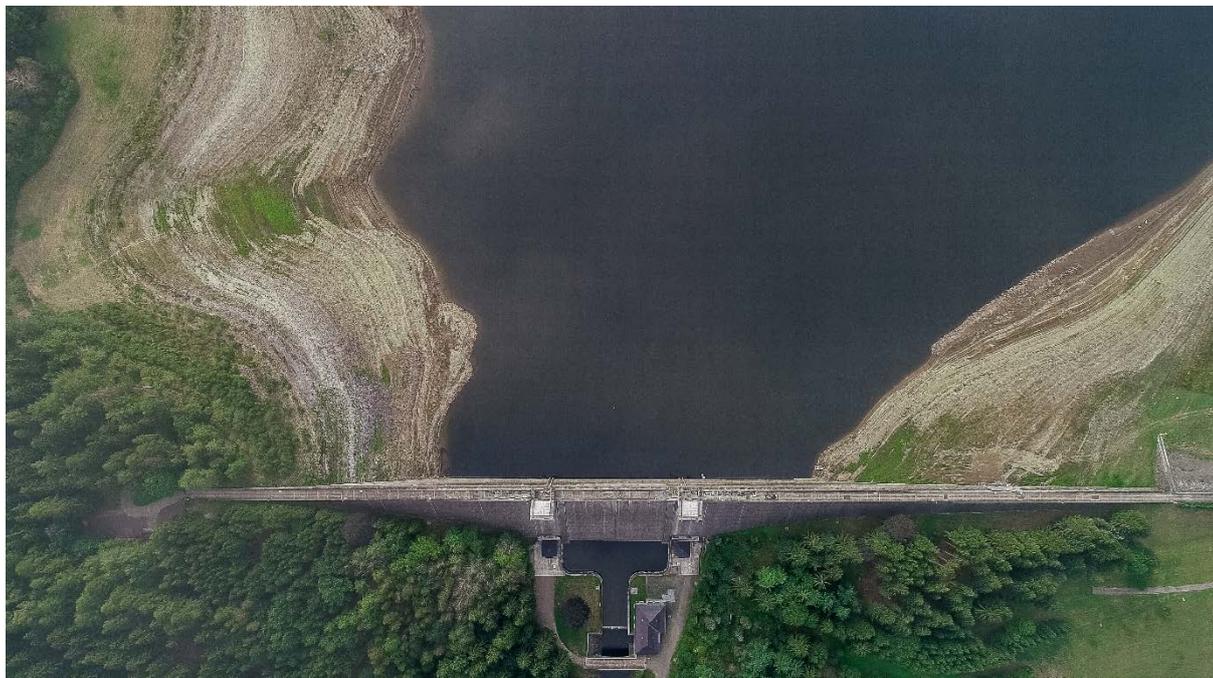
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024e): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Löbauer Wasser-3 (DESN\_5822-3).  
[https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_5822-3.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_5822-3.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024f): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Große Röder-4 (DESN\_5384-4).  
[https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_5384-4.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_5384-4.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024g): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Bobritzsch-2 (DESN\_5422-2).  
[https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_5422-2.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_5422-2.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2024h): Steckbrief Oberflächenwasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027, Weiße Elster-9 (DESN\_566-9).  
[https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk\\_steckbriefe\\_22/Steckbrief\\_FWK\\_DESN\\_566-9.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/owk_steckbriefe_22/Steckbrief_FWK_DESN_566-9.pdf), 02.02.2024
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ENERGIE, KLIMASCHUTZ, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMEKUL) (2020): Lagebericht 2020 zur kommunalen Abwasserbeseitigung und zur Klärschlamm Entsorgung im Freistaat Sachsen. Berichtszeitraum 2018/ 2019,  
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/37451>, 30.06.2023
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ENERGIE, KLIMASCHUTZ, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMEKUL) (2024): Ammonium-Stickstoff. <https://www.wasser.sachsen.de/ammonium-stickstoff-20279.html>, 16.02.2024
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2012): Grundsatzkonzeption 2020 Für die öffentliche Wasserversorgung im Freistaat Sachsen
- SCHNEIDER, P., NEITZEL, P. L., SCHAFFRATH, M., SCHLUMPRECHT, H. (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Texte, 15/03, Berlin: Umweltbundesamt,  
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2244.pdf>, 29.06.2023
- SCHRAMM, C., GANS, O., UHL, M., GRATH, J., SCHARF, S., ZIERITZ, I., KRALIK, M., SCHEIDLEDER, A., HUMER, F. (2006): Carbamazepin und Koffein - Potenzielle Screeningparameter für Verunreinigung des Grundwassers durch Kommunales Abwasser? Wien: Umweltbundesamt
- STADTENTWÄSSERUNG UND UMWELTANALYTIK, STADT NÜRNBERG (2023): Gewässergüte-Parameter - Stadtentwässerung und Umweltanalytik Nürnberg.  
[https://www.nuernberg.de/internet/sun/gewaesser\\_parameter.html#\\_0\\_12](https://www.nuernberg.de/internet/sun/gewaesser_parameter.html#_0_12), 29.06.2023
- TRINKWASSERVERORDNUNG (TRINKWV) (2023): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Ausfertigungsdatum: 20.06.2023, Vollzitat: "Trinkwasserverordnung vom 20. Juni 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 159)", Ersetzt V 2126-13-1 v. 21.5.2001 I 959 (TrinkwV 2001)
- WENZEL, A., SCHLICH, K., SHEMOTYUK, L., NENDZA, M. (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. Texte 47/2015, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt
- ZWOLSMAN, J. J. G., VAN BOKHOVEN, A. J. (2007): Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - a preview of climate change? In: Water Science & Technology, 56(4), 45-55

## 7 Auswirkungen der Trockenheit

### 7.1 Die Niedrigwassersituation an den sächsischen Stauanlagen 2014-2020 und deren Auswirkungen

#### 7.1.1 Einführung Stauanlagen

In Sachsen hat sich nach dem Juni-Hochwasser 2013 eine bis zum Jahr 2020 andauernde Trockenheit eingestellt. Die Trockenheit war hierbei in den Jahren 2018 bis 2020 an den meisten Stauanlagen der Landestalsperrenverwaltung (LTV) besonders stark ausgeprägt. Steigende Temperaturen verursachten über eine erhöhte Verdunstung und teilweise sehr geringen Niederschlägen eine sich stark ausbreitende Trockenheit, einhergehend mit einer deutlichen Reduzierung der Oberflächenabflüsse einschließlich der Zuflüsse zu den Stauanlagen. Das wurde besonders im Zeitraum vom Frühsommer bis in den Herbst hinein deutlich, wo in den einzelnen Monaten die mehrjährigen mittleren Monatsmittelwerte der Talsperrenzuflüsse nicht mehr erreicht oder teilweise weit verfehlt wurden. In den drei ausgeprägten Trockenjahren 2018 bis 2020 traten sehr geringe Talsperrenzuflüsse mit entsprechend niedrigen Talsperreninhalten auf (vgl. Abbildung 64 und Abbildung 65). Dieser Umstand führte an einigen Trinkwassertalsperren zum Ausrufen von Bereitstellungsstufen, welche zum Teil Abgabereduzierungen zur Folge hatten. Aufgrund der vorhandenen Reservemengen der LTV, hatten diese Abgabereduzierungen auf die für die Wasserversorger verfügbaren Rohwassermengen keine negativen Auswirkungen. Die Trockenperiode von 2014 bis 2020 und deren Auswirkung auf ausgewählte Stauanlagen der LTV wird nachfolgend detailliert analysiert. Dargestellt und ausgewertet werden das Niederschlags- und Zuflussgeschehen sowie die Entwicklung der Talsperreninhalte und deren Einfluss auf die Leistungsfähigkeit zur Erfüllung der Rohwasserbereitstellung für die Trink- und Brauchwasserversorgung. Die Trockenperiode und die Thematik Klimawandel haben die LTV weiterhin veranlasst, bezüglich der Stauanlagenbewirtschaftung mit Untersuchungen und Betrachtungen zur Dargebotsstabilisierung und -erhöhung zu reagieren sowie auch sofort wirksame Bewirtschaftungsmaßnahmen nach deren Genehmigung in die Praxis umzusetzen.



**Abbildung 64: Talsperre Lehmühle, Blick auf die Staumauer und die freiliegenden Uferbereiche bis 17 m unter Stauziel im Herbst 2018. Bildquelle: ©LTV / Fotograf: Foto+Co. Peter Schubert**



**Abbildung 65: Talsperre Bautzen mit freiliegendem Uferbereich im September 2018. Foto: LTV**

#### **7.1.1.1 Stauanlagenbestand und Hauptnutzungen in Sachsen**

Die Landestalsperrenverwaltung gehört zum Geschäftsbereich des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (SMEKUL). Sie betreibt, bewirtschaftet und verwaltet die landeseigenen Stauanlagen insbesondere zur Bereitstellung von Rohwasser für die Trink- und Brauchwasserversorgung, zum Hochwasserschutz und zur Niedrigwasseraufhöhung. Des Weiteren ist die LTV für die Unterhaltung und den Ausbau der Gewässer 1. Ordnung sowie der Grenzgewässer verantwortlich.

Die LTV betreibt und unterhält 25 Trinkwasser- und 31 Brauchwassertalsperren, 25 Hochwasserrückhaltebecken sowie 1 Polder, 6 Wasserspeicher und weitere wasserwirtschaftliche Anlagen. Insgesamt etwa 40 Prozent des Rohwasserbedarfes der sächsischen Trinkwasserversorgung werden aus Talsperrenwasser bereitgestellt. Regional bestehen dabei große Unterschiede, besonders hoch ist der Anteil des Talsperrenwassers an der Trinkwasserversorgung mit ca. 80 Prozent im mittleren und westlichen Erzgebirge. Nahezu alle Talsperren sind multifunktionale Stauanlagen mit verschiedenen Nutzungen. Dadurch können Zielkonflikte entstehen, die einer besonderen Abwägung in der Bewirtschaftung der Stauräume bedürfen.

#### **7.1.1.2 Kurzcharakterisierung der dargestellten und ausgewerteten Stauanlagen**

Für die Auswertung der Trockenheit wurden die Talsperren Gottleuba, Lehmühle, Eibenstock, Neunzehnhain 2, Dröda, Schömbach und Bautzen ausgewählt. Auswahlkriterium war einerseits, dass die Talsperren ein nahezu unbeeinflusstes Einzugsgebiet aufweisen, weder durch oberhalb gelegene Stauanlagen, Einleitungen oder Entnahmen von Wasser künstlich beeinflusst und andererseits repräsentativ unterschiedlich topographische Verhältnisse in der Flach- und Berglandregion aufweisen. Die ausgewählten Trinkwassertalsperren haben ihre Einzugsgebiete bis auf die Talsperre Dröda in den Kammlagen von

Vogtland und Erzgebirge. Zu den Vertretern der Flachlandregion zählen die Brauchwassertalsperren Schömbach und Bautzen.

Die **Talsperre Gottleuba** liegt im Osterzgebirge (Mittelgebirgslage) und wird durch zwei Hauptzuflüsse Gottleuba und Oelsenbach gespeist. Das natürliche Einzugsgebiet beträgt 35,3 km<sup>2</sup>. Die Hauptnutzungen der Talsperre Gottleuba bestehen in der Rohwasserbereitstellung für die öffentliche Trinkwassergewinnung mit einem Betriebsraum von 7,97 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = 420,75 m NN) und dem Hochwasserschutz mit einem gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum von 3,50 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 426,86 m NN).

Ebenfalls im Osterzgebirge befindet sich die **Talsperre Lehmühle** mit einem natürlichen Einzugsgebiet von 60,5 km<sup>2</sup>. Das zufließende Gewässer zur Sperrstelle ist die Wilde Weißeritz. Die Talsperre dient der Trinkwasserversorgung für den Großraum Dresden und dem Hochwasserschutz für die Unterlieger an der Wilden und Vereinigten Weißeritz. Diese beiden Hauptnutzungen erfüllt die Talsperre Lehmühle im Verbund mit der Talsperre Klingenberg und bezüglich der Rohwasserbereitstellung zusätzlich im Verbund mit der Talsperre Rauschenbach. Der für die Rohwasserbereitstellung zur Verfügung stehende reguläre Betriebsraum beträgt 12,40 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = 517,96 m NN), der für den Hochwasserschutz gewöhnliche Hochwasserrückhalteraum 7,05 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 523,87 m NN).

Die **Talsperre Neunzehnhain 2** ist Teil des Talsperrenverbundes Mittleres Erzgebirge und dient hauptsächlich der Rohwasserbereitstellung für Trinkwasserzwecke mit einem zur Verfügung stehenden Betriebsraum von 2,60 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = Vollstau = 525,05 m NN). Die Talsperre besitzt keinen gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum. Zufließendes Gewässer ist der Lautenbach. Das natürliche Einzugsgebiet der Talsperre Neunzehnhain 2 beträgt 13,5 km<sup>2</sup>.

Die **Talsperre Eibenstock** im Westerzgebirge staut mit einem natürlichen Einzugsgebiet von 198,5 km<sup>2</sup> das Wasser der Zwickauer Mulde. Sie ist mit einem Betriebsraum von 55,64 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = 536,66 m NN) die größte Brauchwassertalsperre in Sachsen und versorgt den Großraum Zwickau - Chemnitz. Weiterhin hat sie mit einem gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum von 10,01 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 539,60 m NN) eine wichtige Funktion für den Hochwasserschutz des Unterlaufes und höht in Trockenzeiten den Wasserstand der Zwickauer Mulde am Pegel Zwickau Pölbitz auf.

Die **Talsperre Dröda** dient hauptsächlich zur Rohwasserbereitstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung der Stadt Plauen und des Vogtlandkreises sowie dem Hochwasserschutz. Die Talsperre staut Feilebach und Schafbach mit einem Gesamteinzugsgebiet von 53,3 km<sup>2</sup>. Der Betriebsraum beträgt 10,82 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = 432,94 m NN). Für den Hochwasserschutz steht ein gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum von 3,00 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 435,50 m NN) zur Verfügung. Zur Verbesserung der Wassergüte der Weißen Elster wird aus der Talsperre Dröda seit Juli 2010 eine Wildbettabgabe zur Niedrigwasseraufhöhung des Pegels Greiz / Weiße Elster in Thüringen praktiziert. Das durch die vertragliche Regelung mit der Wismut GmbH zu garantierende Aufhöhungsziel beträgt 3,50 m<sup>3</sup>/s am Bezugspegel.

Den Hauptaufgaben des Hochwasserschutzes und der Brauchwasserbereitstellung zur Niedrigwasseraufhöhung dient die **Talsperre Pöhl** in der Nähe der Stadt Plauen im Vogtlandkreis. Die Talsperre besitzt ein Einzugsgebiet von 160,30 km<sup>2</sup> und staut das Wasser der Trieb. Mit einem Betriebsraum von 40,82 Mio. m<sup>3</sup> (Zeitraum Oktober bis April) bzw. 22,82 Mio. m<sup>3</sup> (Zeitraum Mai bis September) ist die Talsperre Pöhl die drittgrößte Talsperre in Sachsen. Der gewöhnliche Hochwasserrückhalteraum beträgt 9,15 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 375,00 m NN). An der Talsperre Pöhl besteht, wie auch an der Talsperre Dröda, die Aufgabe zur Niedrigwasseraufhöhung der Weißen Elster am Bezugspegel Greiz mit einem Aufhöhungsziel bis zu 3,50 m<sup>3</sup>/s. Dies ist vertraglich mit der Wismut GmbH geregelt.

Die **Talsperre Schömbach** liegt etwa 50 km südlich von Leipzig. Sie wird von der Wiera und dem Leubabach gespeist. Das Gesamteinzugsgebiet bis zur Sperrstelle beträgt 106,7 km<sup>2</sup> und liegt zu 2/3 auf sächsischem und zu 1/3 auf thüringischem Gebiet. Im Wesentlichen dient die Talsperre der Brauchwasserbereitstellung zur Niedrigwasseraufhöhung der Wyhra und Pleiße sowie dem Hochwasserschutz. Für die Brauchwasserabgaben zur Niedrigwasseraufhöhung am Pegel Böhlen 1 steht ein Betriebsraum von 1,00 Mio. m<sup>3</sup> (Stauziel = 194,22 m NN) zur Verfügung. Mit dem gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum in Höhe von 6,21 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 199,15 m NN) nimmt die Talsperre für die Gesamtsteuerung des Hochwasserschutzsystems im Leipziger Südraum eine wichtige Bedeutung ein.

Die **Talsperre Bautzen** ist eingebettet in das Landschaftsschutzgebiet Spreeniederung am Rande der Oberlausitz mit einem natürlichen Einzugsgebiet von 310,50 km<sup>2</sup>. Zufließendes Gewässer ist die Spree. Bei der Flussgebietsbewirtschaftung des Lausitzer Raumes kommt der Brauchwassertalsperre Bautzen eine zentrale Bedeutung zu. Die Talsperre ist bei nicht ausreichendem Dargebot im Einzugsgebiet der Spree wasserwirtschaftlich bedeutend für die Bedienung der Bedarfsanforderungen der sächsischen Nutzer und für die Einhaltung der Mindestabflüsse. Weiterhin werden im Verbund mit der Talsperre Quitzdorf und dem Speicher Lohsa I jährliche Abgaben von insgesamt 20 Mio. m<sup>3</sup> zum Zweck der Niedrigwasseraufhöhung der Spree in Berlin und Brandenburg vorgehalten. Diese Wassermenge dient neben der Stabilisierung des Abflussregimes auch der Verdünnung und Steuerung der Sulfatkonzentration in der Spree. Für diese Nutzungszwecke stehen in der Talsperre Bautzen 24,24 Mio. m<sup>3</sup> Betriebsraumvolumen (Stauziel = 167,50 m NN) bereit. Eine weitere Hauptnutzung der Talsperre Bautzen besteht im Hochwasserschutz mit einem gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum von 5,14 Mio. m<sup>3</sup> (Vollstau = 168,50 m NN).

Nachfolgende Tabelle 25 gibt einen Überblick zu den Einzugsgebieten, gestauten Gewässern und Stauraumgrößen der ausgewählten Talsperren.

**Tabelle 25: Kenngrößen ausgewählter Talsperren der LTV**

Stauanlage	Hauptnutzung	gestautes Fließgewässer	Einzugsgebiet	Betriebsraum	Gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum	Stauziel	Vollstauziel
			AE	IBR	IGHR	ZS	ZV
			km <sup>2</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	m NN	m NN
TS Lehmühle	TW, HWS	Wilde Weißeritz	60,5	12,404	7,052	517,96	523,87
TS Gottleuba	TW, HWS	Gottleuba, Oelsenbach	35,3	7,970	3,498	420,75	426,86
TS Neunzehnhain 2	TW	Lautenbach	13,5	2,595	0,000	525,05	525,05
TS Eibenstein	TW, HWS, NWA	Zwickauer Mulde	198,5	55,635	10,014	536,66	439,60
TS Dröda	TW, HWS, NWA	Feilebach, Schafbach	53,3	10,816	3,001	432,94	435,50
TS Pöhl	BW, HWS, NWA	Trieb	160,3	40,820 (Okt.-Apr.) 22,820 (Mai-Sep.)	9,150	372,50	375,00
TS Schömbach	BW, HWS, NWA	Wiera, Leubabach	106,7	1,000	6,210	194,22	199,15
TS Bautzen	BW, HWS, NWA	Spree	310,5	24,24	5,140	167,50	168,50

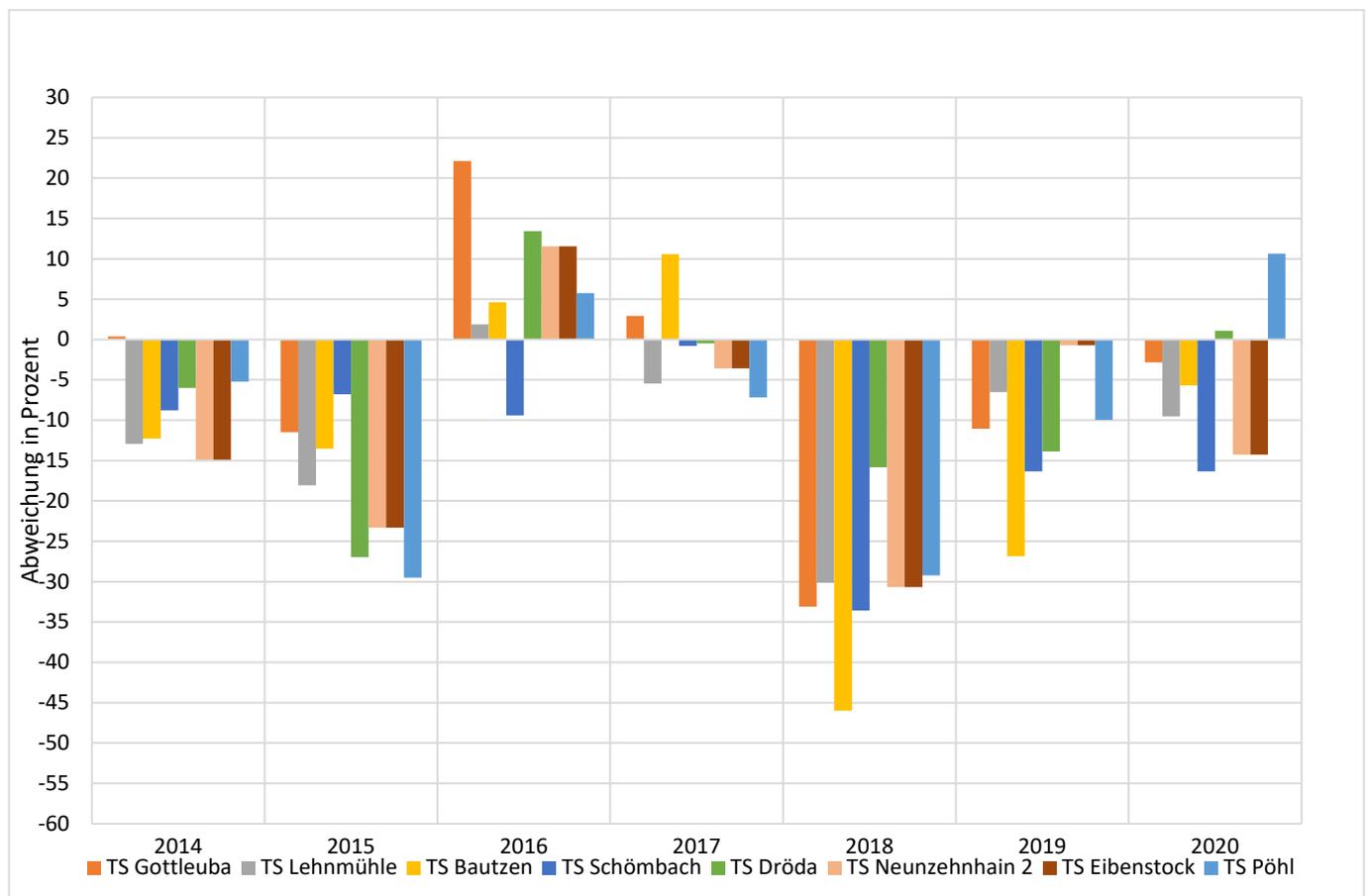
## 7.1.2 Darstellung der Trockenheit anhand der ausgewählten Talsperren im Zeitraum 2014-2020 im Vergleich zur Beobachtungsreihe 1991-2020

### 7.1.2.1 Niederschlag an den Sperrstellen

Die Auswertung der Niederschläge erfolgte auf der Grundlage der Beobachtungsreihen für die jeweilige Sperrstelle der ausgewählten Talsperren. Betrachtet werden die monatlichen Niederschlagssummen und die daraus abgeleiteten Jahres- und Halbjahressummen für den Zeitraum der Trockenperiode 2014-2020. Alle abgeleiteten Niederschlagswerte beziehen sich auf das hydrologische Jahr (1. November bis 31. Oktober), das hydrologische Sommerhalbjahr (1. Mai bis 31. Oktober) sowie das hydrologische Winterhalbjahr (1. November bis 30. April). Der Vergleich zu den mehrjährigen Mittelwerten erfolgt auf Grundlage der Referenzperiode 1991-2020.

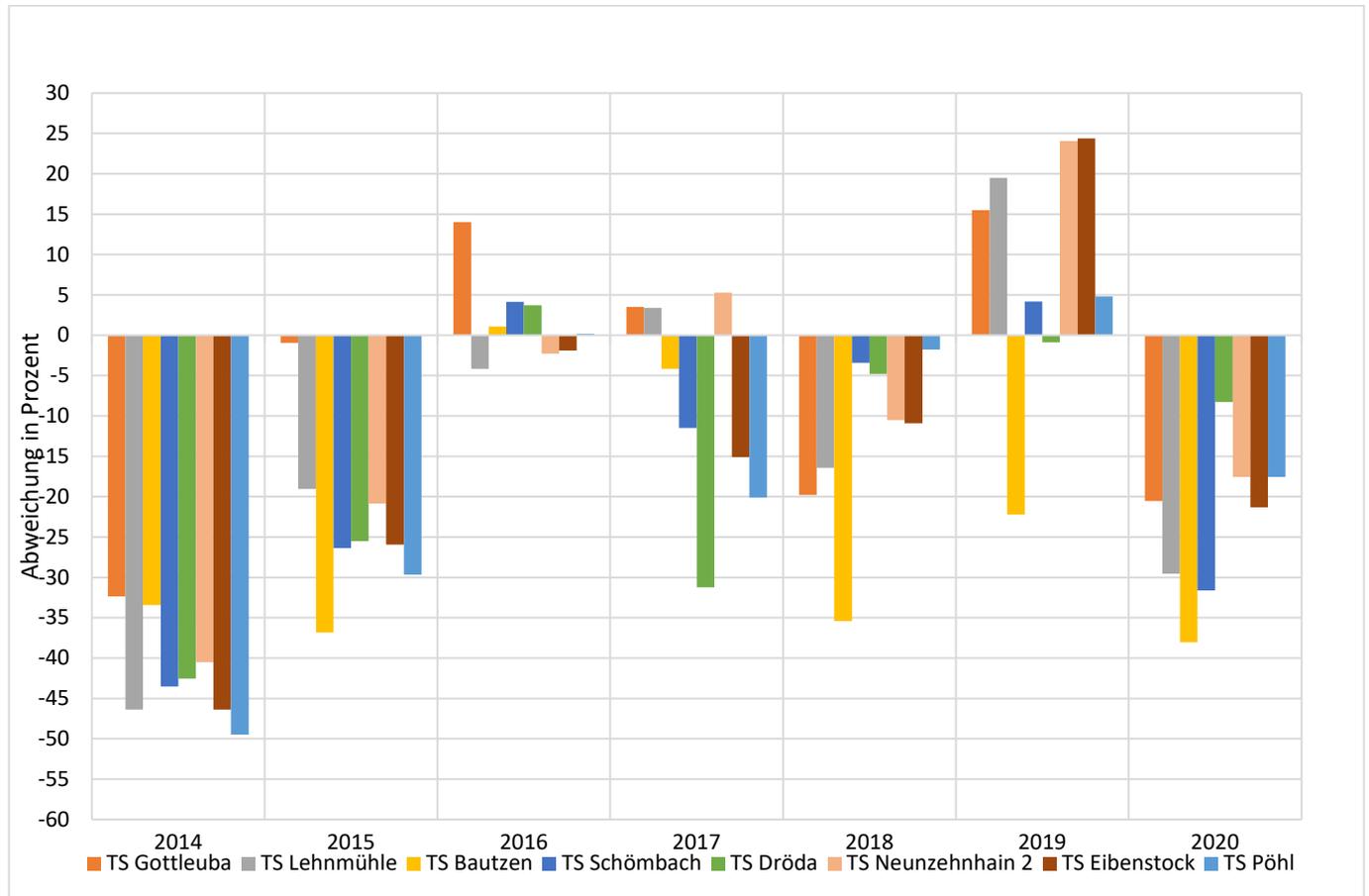
In der Tabelle (A 7.1.1) sind für die ausgewählten Talsperren die Niederschlagssummen der hydrologischen Jahre und Halbjahre 2014 bis 2020 im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) dargestellt.

In der Auswertung der Niederschlagsreihen an den Niederschlagsstationen der Talsperren ist das ausgeprägte Niederschlagsdefizit über den Zeitraum der Trockenperiode deutlich zu erkennen (Abbildung 66). Insbesondere im Jahr 2018 war an den meisten Talsperren ein ausgeprägtes Niederschlagsdefizit im Bereich von 16 % (Talsperre Dröda) bis 46 % (Talsperre Bautzen) im Vergleich zum mehrjährigen Mittel zu beobachten. An der Talsperre Bautzen summierte sich 2018 ein Defizitbetrag von 256 mm im Vergleich zur mehrjährigen Jahresniederschlagssumme von 557 mm. Das hydrologische Jahr 2016 war ein mäßig feuchtes Jahr, gefolgt vom Jahr 2017 mit Niederschlägen im Bereich der mehrjährigen Jahresmittelwerte.



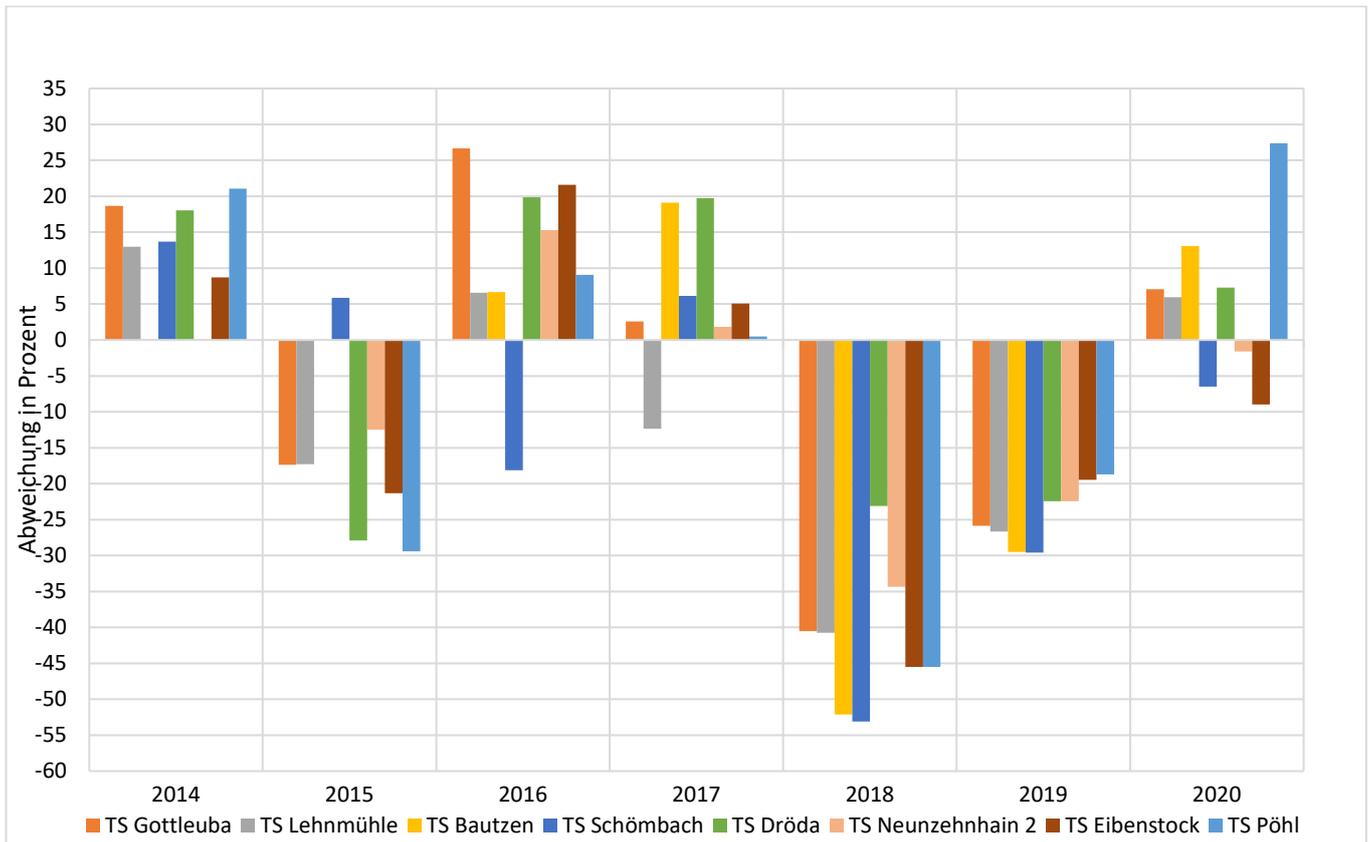
**Abbildung 66: Abweichung des Jahresniederschlages vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für die hydrologischen Jahre 2014-2020**

In den Winterhalbjahren 2014, gefolgt von 2015 und 2020 (Abbildung 67) waren an allen Talsperren sehr hohe Niederschlagsdefizite zu verzeichnen. Im Winterhalbjahr 2014 erreichte beispielsweise die Talsperre Pöhl nur ca. 50 % des mehrjährigen Vergleichswertes. Insbesondere der Februar der Jahre 2014 und 2015 war besonders trocken. So fielen im Februar 2014 an den Talsperren Gottleuba und Lehmühle nur jeweils 6 % des monatsüblichen Niederschlages. Auch die hydrologischen Winterhalbjahre 2017 und 2018 waren trocken.



**Abbildung 67: Abweichung Niederschlag vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Winterhalbjahr 2014-2020**

Die hydrologischen Sommerhalbjahre 2018 und 2019 waren an allen hier dargestellten Talsperren extrem niederschlagsarm (Abbildung 68). Im Sommerhalbjahr 2018 fiel an einigen Talsperren im Durchschnitt nur halb so viel Niederschlag, als im Vergleich zum jeweils mehrjährigen Mittel zu erwarten gewesen wäre.



**Abbildung 68: Abweichung Niederschlag vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Sommerhalbjahr 2014-2020**

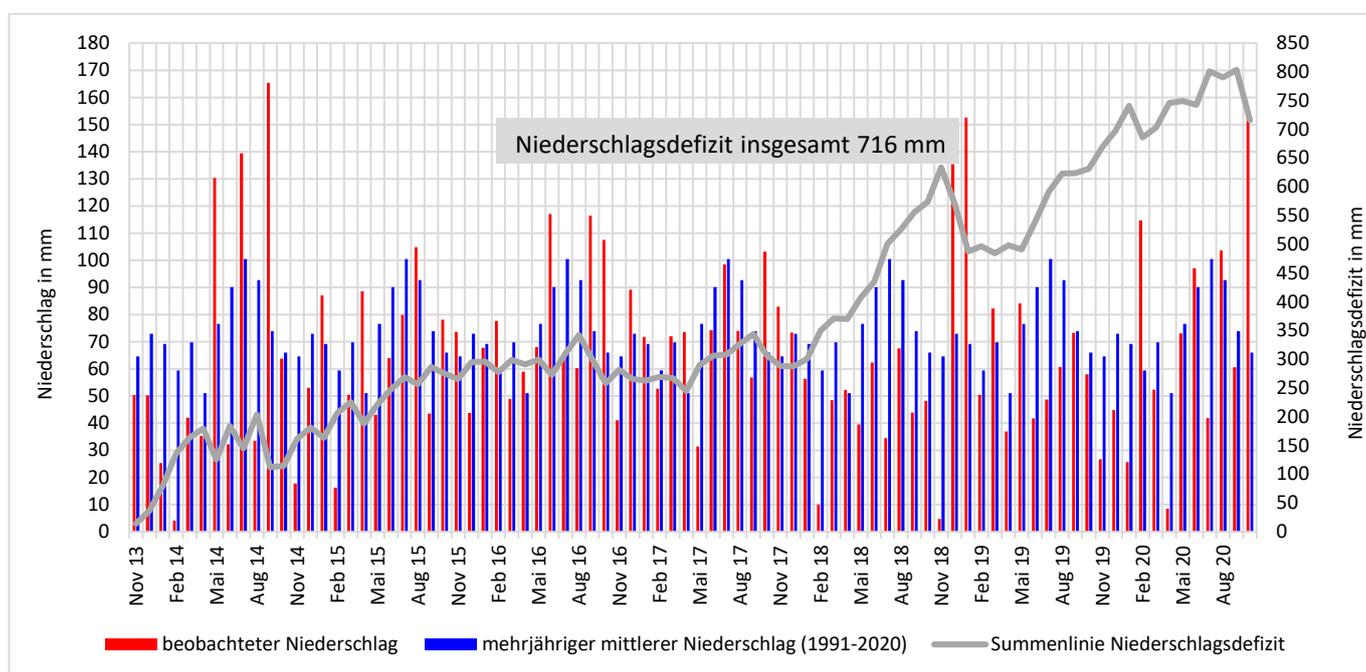
Dem Sommerhalbjahr 2018 ging bereits ein trockener Winter voraus. Ab Februar bildete sich ein starkes Niederschlagsdefizit an allen Talsperren aus. Hohe Temperaturen begünstigten dabei eine gravierende Ausbildung der Trockenheit über 10 Monate. In Tabelle 26 ist das Niederschlagsgeschehen dieser Trockenheit über die Dauer von 10 Monaten für die ausgewählten Stauanlagen dargestellt. An den Stauanlagen wurden dabei nur 47 bis 70 % der mehrjährigen Niederschlagssummen erreicht, während mit den einsetzenden Niederschlägen ab Dezember 2018 über zwei Monate zirka das Doppelte der sonst üblichen Niederschlagsmenge beobachtet werden konnte.

**Tabelle 26: Niederschlagssummen an LTV- Stauanlagen 2018/2019 im Vergleich zum mehrjährigen Mittel (1991-2020)**

Stauanlage	Niederschlag von Feb. bis Nov. 2018 (10 Monate)	relative Niederschlagssumme im Vergleich zur mehrjährigen Summe von Feb. bis Nov. 2018	Niederschlag von Dez. 2018 bis Jan. 2019 (2 Monate)	relative Niederschlagssumme im Vergleich zur mehrjährigen Summe von Dez. 2018 bis Jan. 2019
	mm	%	mm	%
TS Gottleuba	340	57	150	183
TS Lehmühle	412	55	288	203
TS Bautzen	227	47	88	126
TS Schömbach	286	50	167	186
TS Dröda	389	70	151	157
TS Neunzehnhain 2	457	59	326	212

Das hochwasserauslösende Starkregenereignis im Vogtland vom 24. Mai 2018 war räumlich auf die Obere Weiße Elster und ihre Zuflüsse begrenzt und betraf mit intensiven Niederschlägen insbesondere die Talsperre Pirk. Im Zufluss zur Talsperre Pirk entstand dabei eine Hochwasserwelle mit einem Scheitelwert im Bereich eines HQ100. Die Wintermonate Dezember und Januar des hydrologischen Jahres 2019 brachten ungewöhnlich viel Niederschlag, welcher nach dem Trockenjahr 2018 wieder zur Erreichung der Stauziele in den Stauanlagen führte. Auch das hydrologische Jahr 2015 war ausgesprochen trocken mit stark unterdurchschnittlichen Niederschlägen sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr.

In A 7.1.4 bis A 7.1.10 sind die monatlichen Niederschlagssummen an den ausgewählten Talsperren für den Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020 im Vergleich zu den mehrjährigen Mittelwerten dargestellt. Weiterhin wurde über den Zeitraum der 7 Trockenjahre das Niederschlagsdefizit an jeder Talsperre bilanziert. Es zeigt sich, dass Ende 2020 an allen Talsperren ein erhebliches Defizit aufgelaufen war. So ergibt sich beispielsweise an der Talsperre Lehmühle (Abbildung 69) ein Niederschlagsdefizit von 716 mm. Im Vergleich dazu beträgt der Jahresniederschlag an dieser Stauanlage 890 mm.



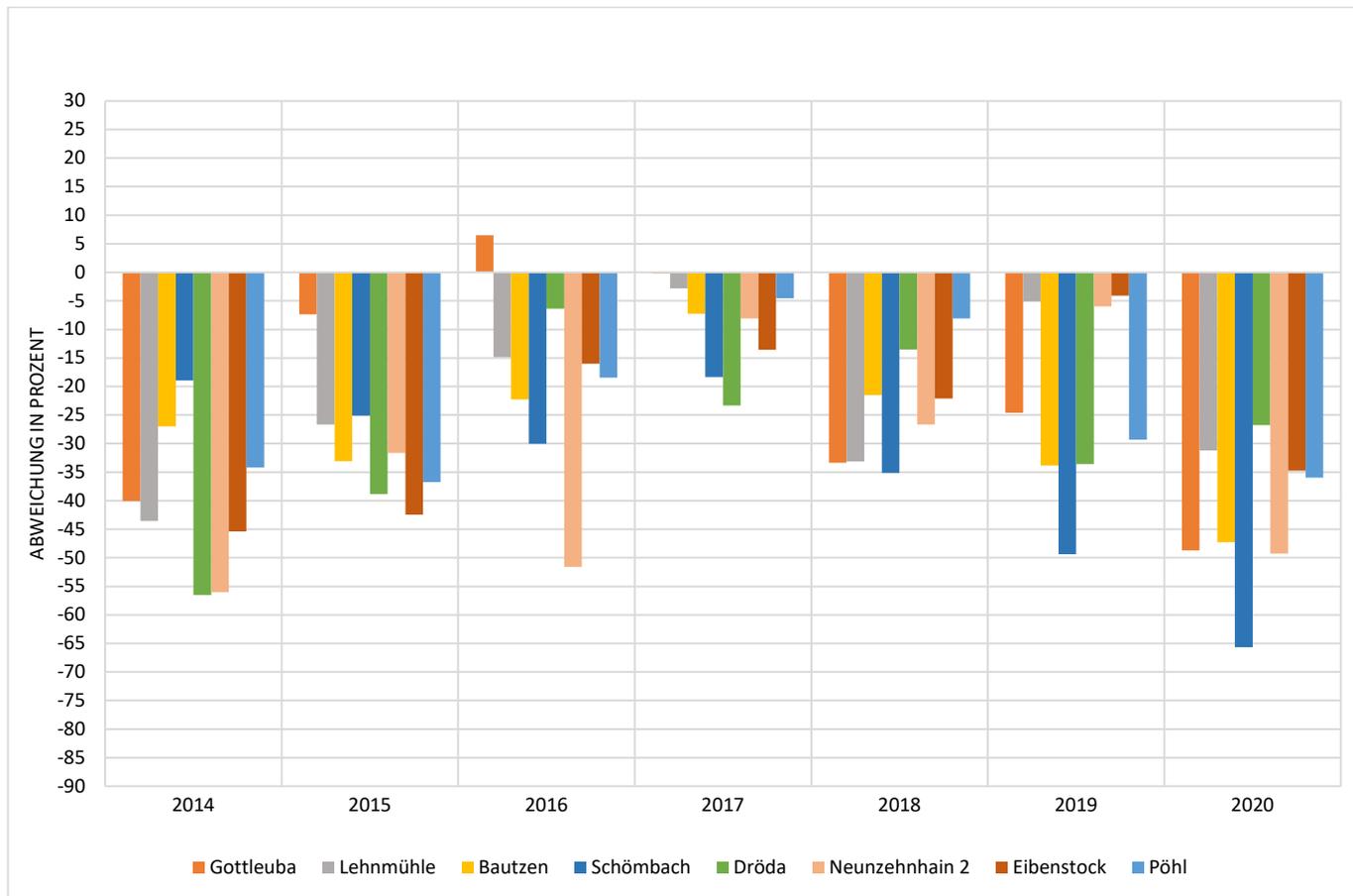
**Abbildung 69: Talsperre Lehmühle, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)**

### 7.1.2.2 Zuflüsse zu den Talsperren

Die Gesamtzuflüsse zu den Talsperren werden u. a. täglich aus Zuflusspegelwerten bzw. Bilanzbetrachtungen über Inhaltentwicklungen und Gesamtabgaben ermittelt. Die entsprechenden Zuflussreihen an den in diesem Bericht dargestellten Sperrstellen sind nahezu unbeeinflusst. Für die Auswertung werden die monatlichen Talsperrenzuflüsse und die daraus abgeleiteten Jahres- und Halbjahresmittelwerte für den Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020 betrachtet. Alle abgeleiteten Zuflusswerte beziehen sich auf das hydrologische Jahr (1. November bis 31. Oktober), das hydrologische Sommerhalbjahr (1. Mai bis 31. Oktober) sowie das hydrologische Winterhalbjahr (1. November bis 30. April). Der Vergleich zu den mehrjährigen Mittelwerten erfolgt auf Grundlage der Referenzperiode 1991-2020.

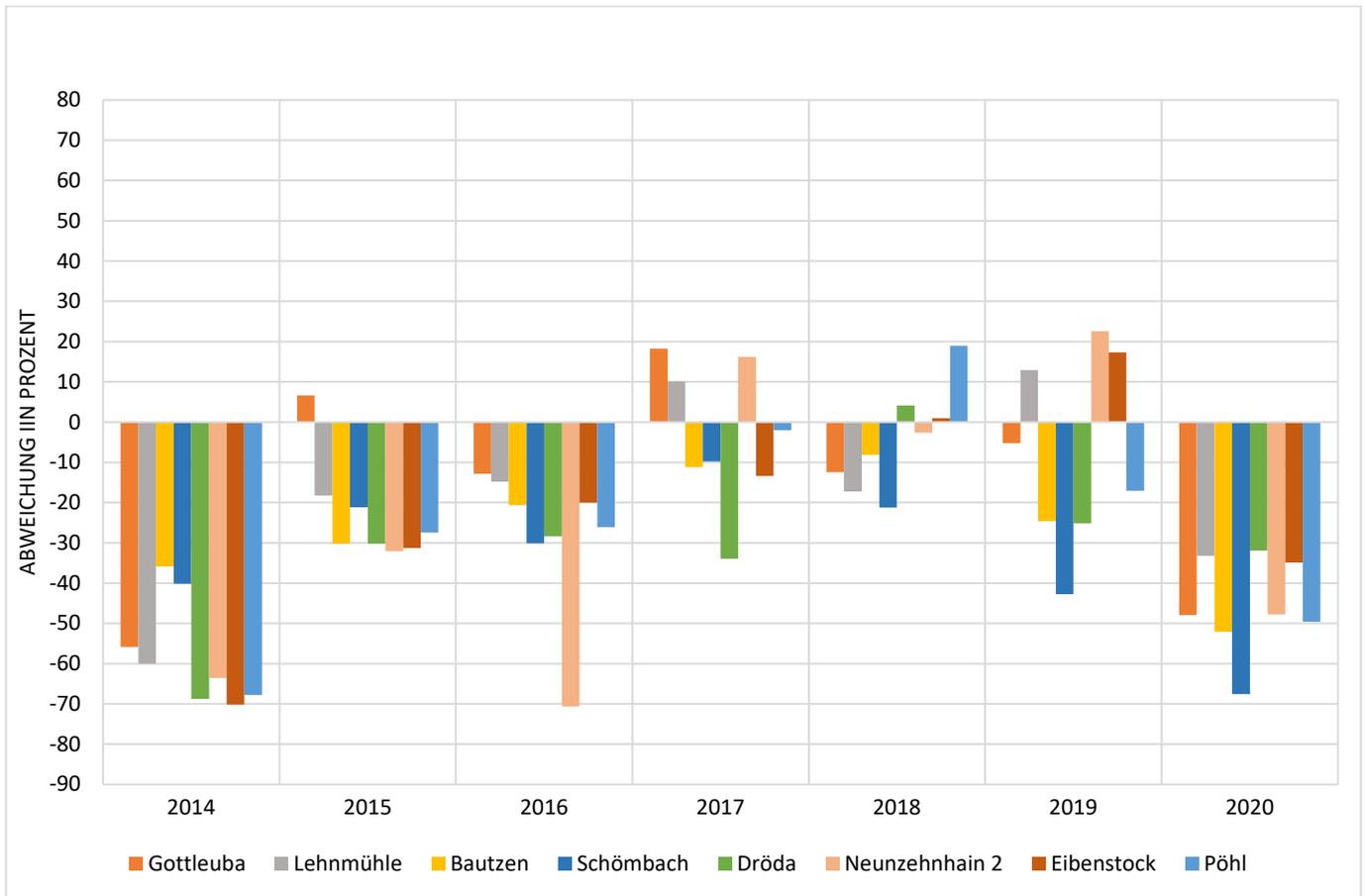
Die Zuflusssituation an den ausgewählten Talsperren für das jeweilige hydrologische Winter-, Sommer- und Gesamtjahr 2014 bis 2020 im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) ist in A 7.1.2 dargestellt.

Die unter Punkt 7.1.2.1 *Niederschlag an den Sperrstellen* beschriebenen Niederschlagsdefizite führten während der beobachteten Trockenperiode 2014 bis 2020 zu einer erheblichen Reduzierung der mittleren Talsperrenzuflüsse. An den ausgewählten Talsperren wurden die mehrjährigen Mittelwerte des Talsperrenzuflusses nicht erreicht und teilweise deutlich unterschritten (Abbildung 70). Insbesondere die fehlenden Niederschläge aus dem gravierenden Trockenjahr 2018 bewirkten ein entsprechendes Zuflussdefizit bis in das Jahr 2020 hinein.



**Abbildung 70: Abweichung Zufluss vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für die hydrologischen Jahre 2014-2020**

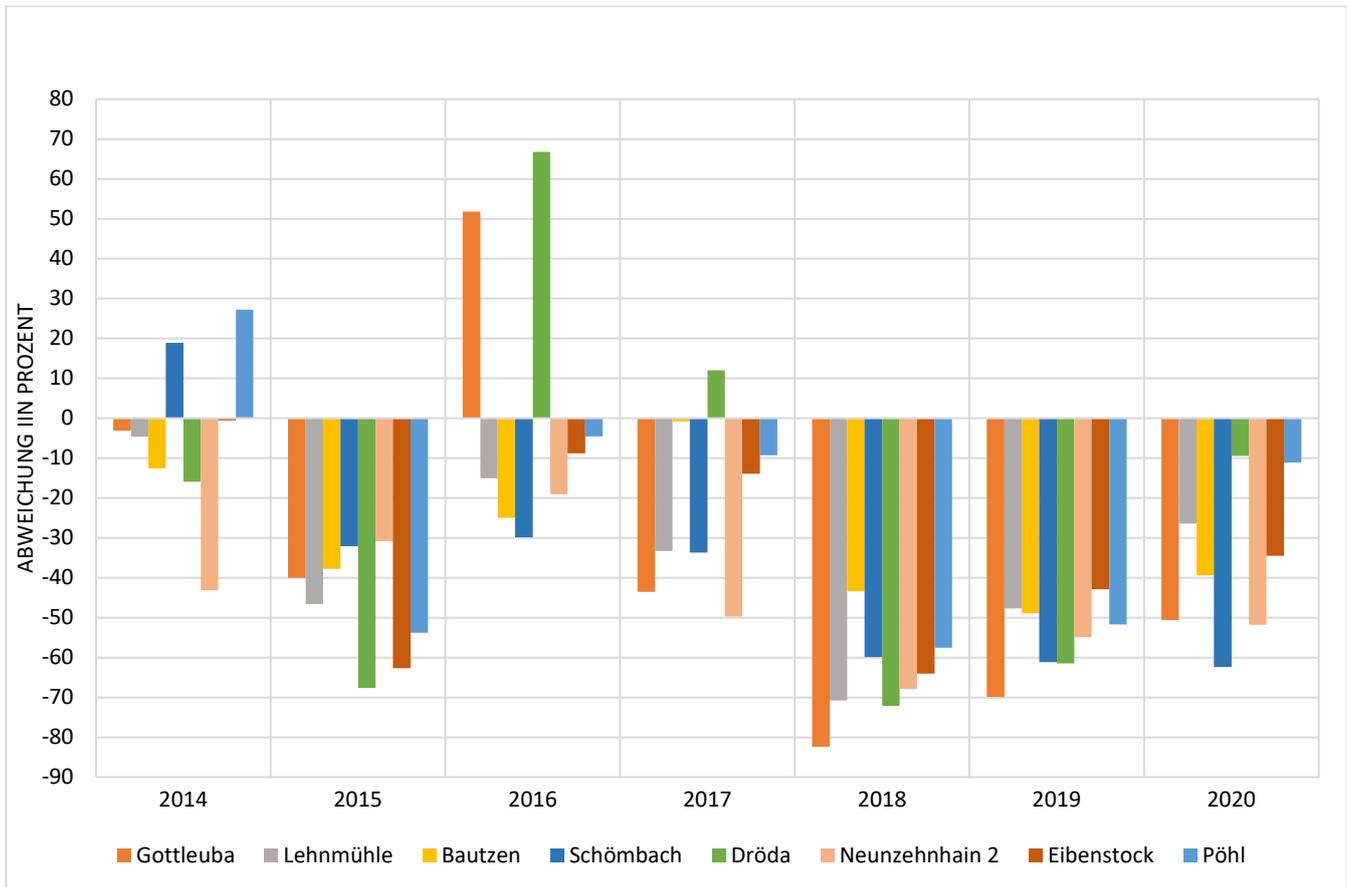
Betrachtet man die hydrologischen Winterhalbjahre (November bis Oktober) der Trockenperiode, so sind insbesondere in den Jahren 2014 und 2020 deutliche Zuflussdefizite von bis zu 70 % zu beobachten (Abbildung 71). Die Winterhalbjahre 2015 und 2016 können ebenso als trocken bis sehr trocken klassifiziert werden.



**Abbildung 71: Abweichung Zufluss vom langjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Winterhalbjahr 2014-2020**

Deutliche Zuflussdefizite verzeichnen auch die Sommerhalbjahre (Mai bis Oktober) in den Jahren 2015 und 2018 bis 2020 (Abbildung 72).

Hier weichen die Zuflüsse einiger Talsperren um bis zu -70 % von den mehrjährigen Zuflusswerten ab. An der Talsperre Gottleuba erreicht der mittlere Zufluss im Sommerhalbjahr 2018 mit 0,044 m³/s nur 18 % des mehrjährigen Mittelwertes von 0,252 m³/s (A 7.1.2).



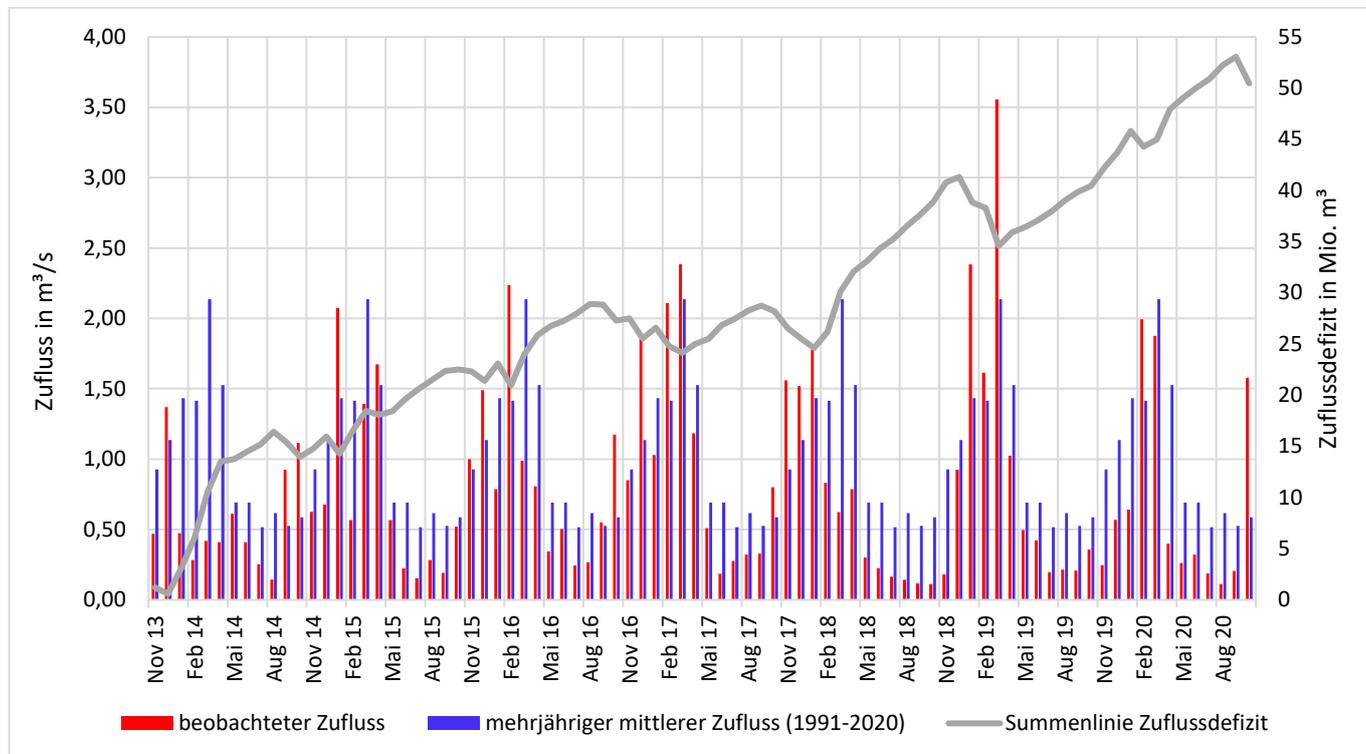
**Abbildung 72: Abweichung Zufluss vom mehrjährigen Mittelwert (1991-2020) für das hydrologische Sommerhalbjahr 2014-2020**

In nachfolgender Tabelle 27 sind die relativen Zuflüsse im ausgeprägten Trockenwetterzeitraum von Februar bis Dezember 2018, der sich über eine Dauer von 11 Monaten erstreckte, dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Zuflüsse nur 36 bis 59 % der mehrjährigen Mittelwerte über diesen Zeitraum erreichten. Im Vergleich dazu lagen die ab Januar bis März 2019 der Trockenwetterphase folgenden Zuflüsse zu den Talsperren bei 71 bis 173 % der mehrjährigen mittleren Vergleichswerte und sorgten dafür, dass die Talsperreninhalte wieder deutlich anstiegen und mehrheitlich die Regelstauziele erreicht werden konnten.

**Tabelle 27: Zufluss an LTV- Stauanlagen 2018/2019 im Vergleich zum mehrjährigen Mittel (1991-2020)**

Stauanlage	relativer Zufluss von Feb. bis Dez. 2018 (11 Monate)	relativer Zufluss im Vergleich zum mehrjährigen Mittel	Zufluss von Jan. bis Mrz. 2019 (3 Monate)	relativer Zufluss im Vergleich zum mehrjährigen Mittel
	m <sup>3</sup> /s	%	m <sup>3</sup> /s	%
Gottleuba	0,144	36	0,951	133
Lehmühle	0,401	41	2,518	152
Bautzen	1,517	59	3,540	90
Schömbach	0,226	48	0,520	71
Dröda	0,162	45	0,763	103
Neunzehnhain 2	0,065	46	0,378	173
Eibenstock	1,482	46	7,811	162
Pöhl	0,680	55	2,130	111

In A 7.1.11 bis A 7.1.17 sind die mittleren monatlichen Zuflüsse an den ausgewählten Talsperren für den Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020 im Vergleich zu den mehrjährigen Mittelwerten sowie das über diesen Zeitraum summierte Zuflussdefizit dargestellt. Bereits zu Beginn der Trockenperiode ist an einigen Stauanlagen ein Defizit zu verzeichnen, welches sich mit der Zeit weiter verstärkt. Am Beispiel der Talsperre Lehmühle ist deutlich zu erkennen, dass sich das Zuflussdefizit ab Februar 2018 bis zum Jahr 2020 immer stärker ausprägt (Abbildung 73).



**Abbildung 73: Talsperre Lehmühle, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)**

### 7.1.2.3 Abgaben aus den Talsperren und Bereitstellung der vertraglich gebundenen Rohwasserabgaben

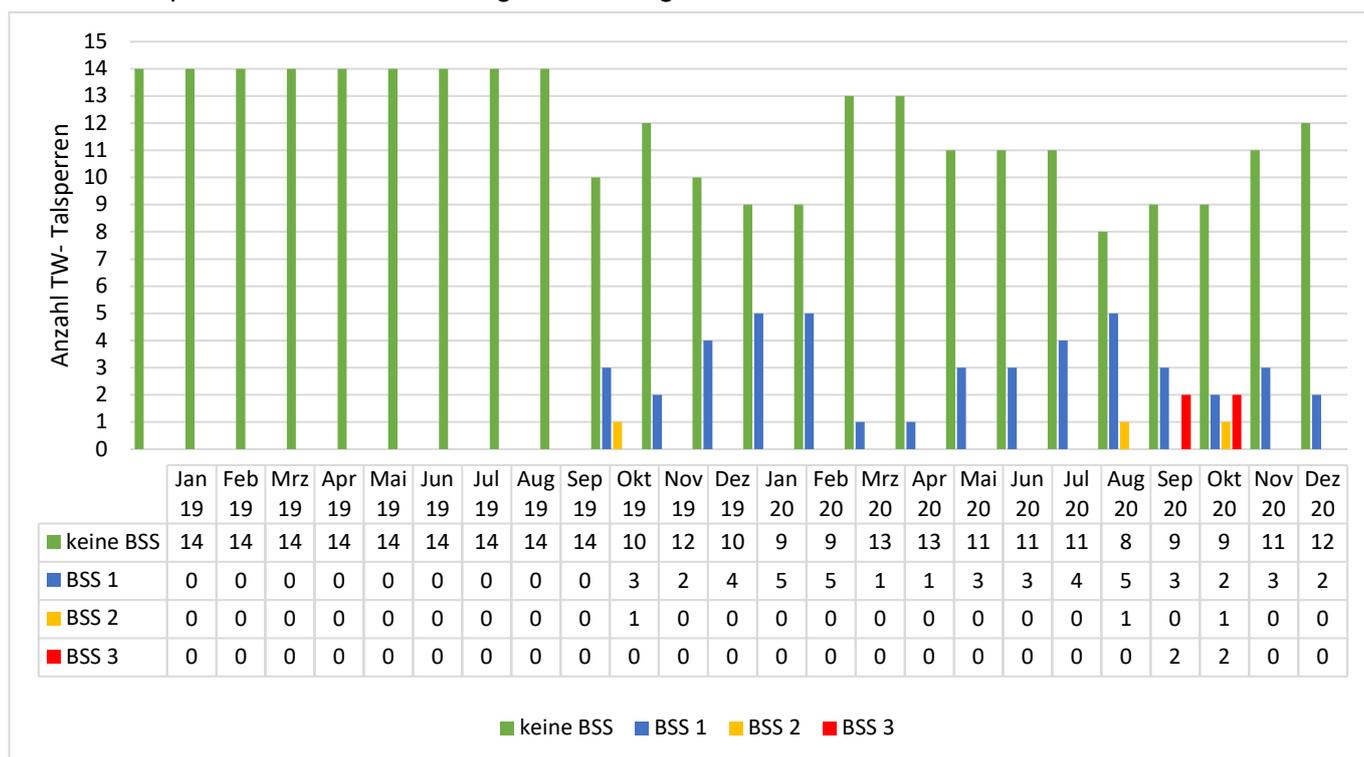
Im Trockenjahr 2018 erreichten die Füllstände in einigen Stauanlagen Tiefststände, jedoch ohne dass dadurch die Wasserbereitstellung für die Nutzungszwecke zur Trink-, Brauch- und Niedrigwasserversorgung beeinträchtigt wurde. Die Rohwasserbereitstellung aus den Talsperren war im Zeitraum der Trockenheit 2014 bis 2020 jederzeit uneingeschränkt gesichert. Die vertraglich vereinbarte Rohwasserbereitstellung an die Abnehmer / Vertragspartner konnte ohne Einschränkungen gewährleistet werden. Dabei bewährte sich die Vernetzung der Talsperren über Grenzen von Versorgungsgebieten hinweg, da die dadurch mögliche Verbundbewirtschaftung zum Ausgleich von Überschuss- und Defizitgebieten genutzt werden konnte.

Die Betriebsraumvolumen der Trinkwassertalsperren sind so bemessen und die Talsperren-Systeme entsprechend vernetzt, dass die Rohwasserbereitstellung für Trink- als auch für Brauchwasser stets mit hoher Versorgungssicherheit gewährleistet war und ist.

## Rohwasserbereitstellung für die Trinkwasserversorgung einschließlich der Bereitstellungsstufenregelungen für Trinkwassertalsperren

Die LTV handhabt hinsichtlich der Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperren ein Konzept, das auf Bereitstellungsstufen (BSS) basiert (LTV 2019). Werden im Betriebsraum entsprechende Grenzinhalte unterschritten, so kann es zum Ausrufen von Bereitstellungsstufen (BSS I, II, III) kommen. Insbesondere die Ausrufung der BSS II und III führt zu moderaten Abgabereducierungen gegenüber der Regelabgabe ohne Bereitstellungsstufen. Dieses Konzept ist auch praktische Grundlage der Rohwasserbereitstellungsverträge mit den Rohwasserkunden. Das Bereitstellungsstufenkonzept erbringt insgesamt eine deutliche Erhöhung der Bereitstellungssicherheit für die Rohwasserabgaben zur Trinkwasserversorgung sowie die Kalkulierbarkeit von möglichen Defiziten hinsichtlich der Rohwasserbereitstellung während langer Zeiträume mit ausgeprägter Trockenheit. Insbesondere im Hinblick auf die bereits beginnende Klimaänderung ist das Bereitstellungsstufenkonzept eine wirksame Maßnahme, um auf Klimawandelfolgen bewirtschaftungsseitig geeignet zu reagieren (vgl. zu weiteren aktuellen, bewirtschaftungsseitigen Maßnahmen die Darstellungen im Kapitel 7.1.3.1 *Allgemeine Schlussfolgerungen und bestehende Bewirtschaftungsmaßnahmen an Talsperren*).

Die Jahre 2019 und 2020 brachten insbesondere für die Trinkwassertalsperren ungewöhnlich niedrige Inhalte, die zum Ausrufen von Bereitstellungsstufen zur Sicherstellung der Rohwasserabgaben über längere Zeiträume führten. In Abbildung 74 ist die Anzahl der Trinkwassertalsperren und Talsperrensysteme in entsprechenden Bereitstellungsstufen dargestellt.



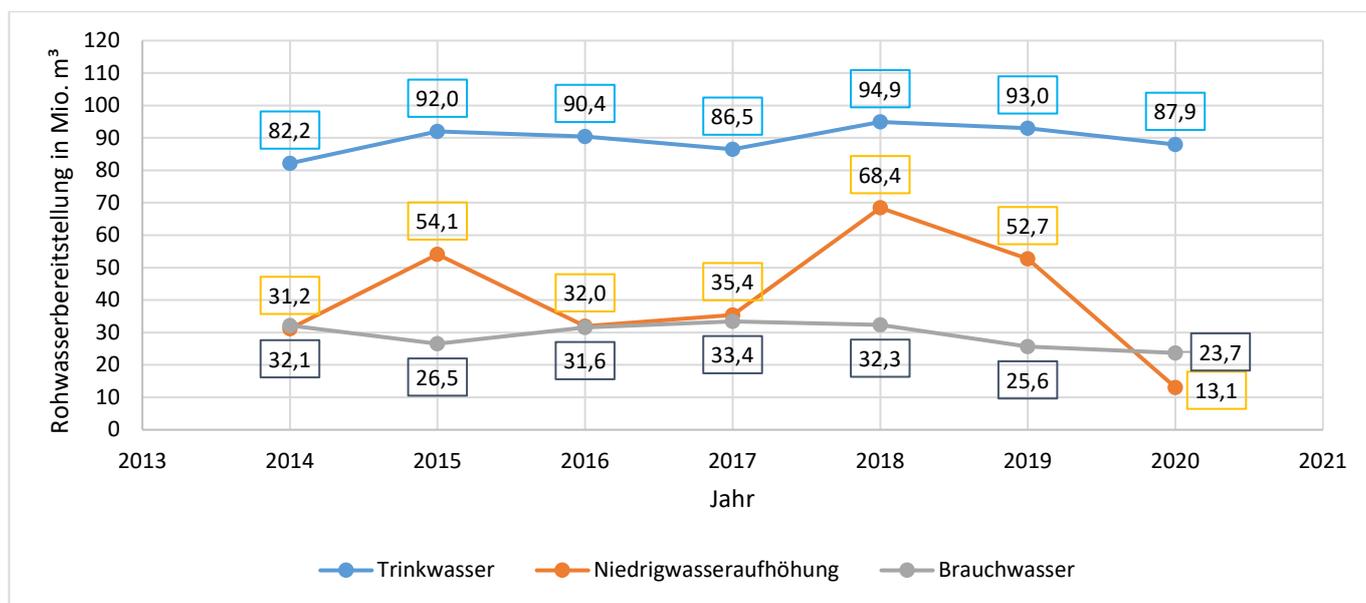
**Abbildung 74: Anzahl der ausgerufenen Bereitstellungsstufen (BSS) an Trinkwassertalsperren 2019-2020**

Im Oktober 2019 erreichten vier Talsperren die Grenzwasserstände der Bereitstellungsstufen. Im September und Oktober 2020 wurde an zwei Talsperrensystemen der Grenzwasserstand der BSS III erreicht und unterschritten. Dass betraf das Talsperrensystem Klingenberg / Lehmühle und das Speichersystem Altenberg. Das Speichersystem Altenberg kam dabei durch eine Sanierungsmaßnahme,

die eine Stauspiegelabsenkung erforderlich machte, in den Bereich der BSS III. Hinsichtlich der für den Rohwasserabnehmer erforderlichen Abgabemengen entstanden in beiden Fällen mit Ausrufung der BSS III keine Defizite. Sowohl im Vorfeld der Ausrufung von Bereitstellungsstufen, als auch bei Ausrufung / Aufhebung dieser, erhielten die Wasserversorgungsunternehmen durch die Landestalsperrenverwaltung entsprechende Informationen.

### Rohwasserabgaben für die Brauchwasserversorgung

Die Talsperren und Wasserspeicher der LTV wurden im Zeitraum der Trockenperiode ihrer bestimmungsgemäßen Funktion gerecht und gewährleisteten neben den Nutzungszwecken zur Rohwasserbereitstellung für Trinkwasser und für die Niedrigwasseraufhöhung auch die Brauchwasserbereitstellung uneingeschränkt (vgl. Abbildung 75). Dafür wurden die zur Verfügung stehenden Betriebsräume und die Vernetzung der Talsperren genutzt.



**Abbildung 75: Abgabemengen zur Rohwasserbereitstellung LTV-Stauanlagen (gesamt) für die einzelnen Nutzungsarten im Zeitraum 2014 bis 2020**

### Rohwasserabgaben für die Niedrigwasseraufhöhung

Neben den Abgaben für Trink- und Brauchwasserzwecke ist die Wasserabgabe zur Aufhöhung der Gewässer in Trockenzeiten eine Hauptaufgabe für einige der sächsischen Talsperren. Infolge der beschriebenen Trockenheit kam es insbesondere in den sehr trockenen Jahren 2018 bis 2020 zu Niedrigwasserabflüssen und kritischen Wasserständen in den Gewässern. Stauanlagen, in deren Wasserwirtschaftsplänen die Niedrigwasseraufhöhung Bestandteil der Bewirtschaftungsaufgaben ist, leisten dann nach den entsprechenden Vorgaben Abgaben zum Ausgleich der entstehenden Defizite in den Unterläufen.

#### ■ Niedrigwasseraufhöhung der Weißen Elster

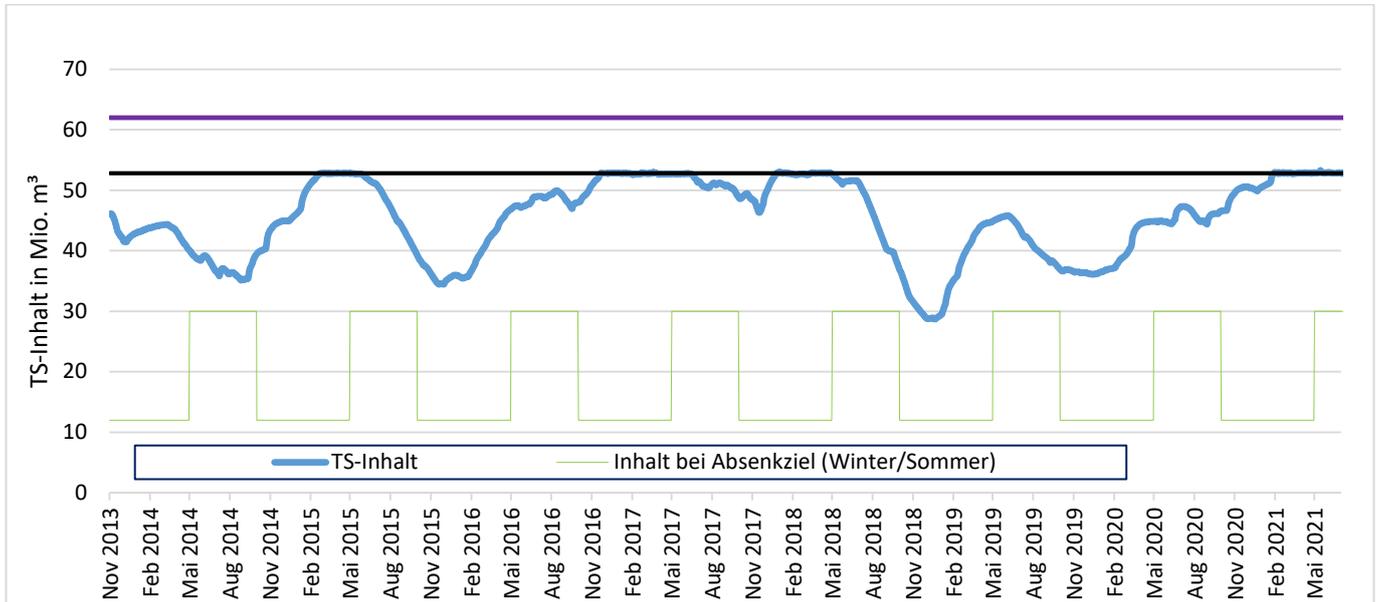
Die Wasserführung der Weißen Elster wird in Niedrigwasserzeiten durch Wasserabgaben aus den Talsperren Pirk, Dröda und Pöhl gestützt. Bezugspegel für die Niedrigwasseraufhöhung (NWA) sind die Pegel Straßberg / Weiße Elster und Greiz / Weiße Elster.

Den größten Anteil an dieser Niedrigwasserhöhung leistet die Talsperre Pöhl. In der Trockenperiode 2014 bis 2020 wurden aus der Talsperre Pöhl folgende Zuschusswasserabgaben zur NWA abgegeben (Tabelle 28).

**Tabelle 28: TS Pöhl, jährliche Zuschusswasserabgaben zur Niedrigwasseraufhöhung 2014-2020**

Jahr	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
TS-Abgabe für NWA [Mio.m <sup>3</sup> ]	14,5	21,5	5,8	9,8	27,8	12,1	5,0

Die Entwicklung des Talsperreninhaltes der TS Pöhl in der Trockenperiode 2014 bis 2020 ist in Abbildung 76 dargestellt.



**Abbildung 76: Talsperre Pöhl, Entwicklung des Talsperreninhaltes in der Trockenperiode 2014-2020**

#### ■ Niedrigwasseraufhöhung der Spree

Die Wasserführung der Spree wird in Niedrigwasserzeiten durch Wasserabgaben aus den Talsperren Bautzen und Quitzdorf, sowie dem Speicher Lohsa I gestützt. Die Abgaben in Höhe von bis zu 20 Mio. m<sup>3</sup>/a sind vertraglich mit der LMBV gebunden.

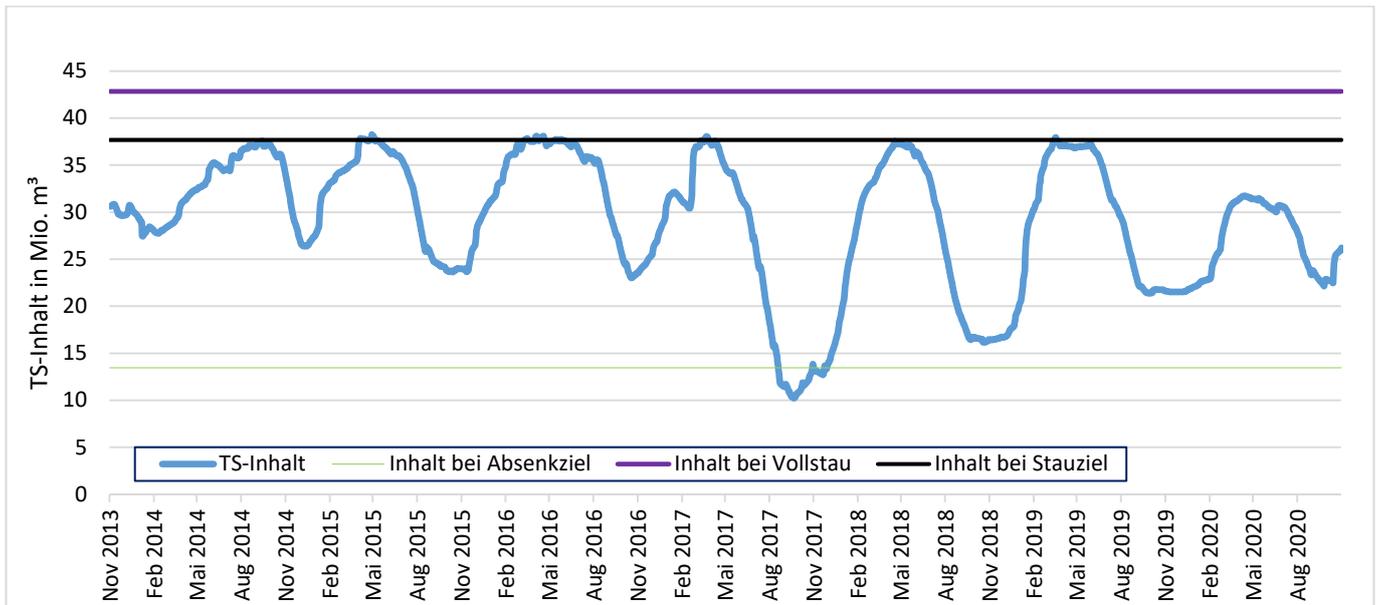
In der Trockenperiode 2014 bis 2020 wurden aus den genannten Stauanlagen folgende Zuschusswasserabgaben zur NWA abgegeben (Tabelle 29).

**Tabelle 29: TS Bautzen, TS Quitzdorf und SP Lohsa I, jährliche Zuschusswasserabgaben zur Niedrigwasseraufhöhung 2014-2020**

Jahr	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
TS-Abgabe für NWA [Mio.m <sup>3</sup> ]	12,5	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	4,4

Mit Ausnahme des Jahres 2020 konnte der Bedarf zur NWA vollständig erfüllt werden (siehe auch Kapitel 7.5.2.1 Wasserbewirtschaftung Lausitzer Revier).

Die Entwicklung des Talsperreninhaltes der TS Bautzen im Zeitraum 2014 bis 2020 ist in Abbildung 77 dargestellt.

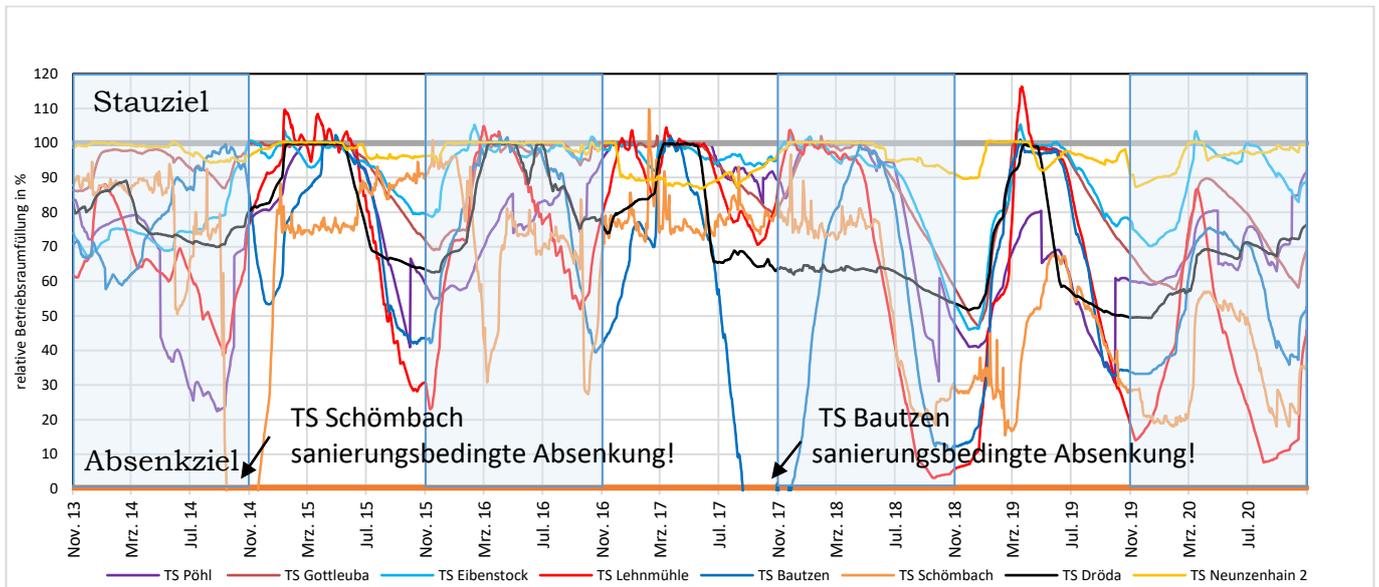


**Abbildung 77: Talsperre Bautzen, Entwicklung des Talsperreninhaltes in der Trockenperiode 2014-2020**

**7.1.2.4 Inhaltentwicklung der Talsperren**

Während der beobachteten Trockenperiode 2014 bis 2020 verursachte das teilweise Auftreten geringer Niederschläge und damit einhergehendes Niedrigwasser in den Zuflüssen stellenweise deutlich sinkende Wasserspiegel und Inhalte in den Stauanlagen. Für die Talsperren Gottleuba, Lehmühle, Bautzen, Schömbach, Dröda, Neunzehnhain 2, Eibenstock und Pöhl wurden für die Trockenperiode die Füllstände analysiert und ausgewertet. A 7.1.3 enthält einen Überblick der Betriebsrauminnhalte (Mittelwert, Minimum, Maximum) und deren prozentualen Vergleich zur Betriebsraumfüllung bei Stauziel.

Der Inhaltsverlauf der ausgewählten Talsperren bezüglich der relativen Füllung des Betriebsraumes während der Trockenperiode ist im nachfolgenden Diagramm (Abbildung 78) dargestellt. Dabei wird ersichtlich, dass sich Talsperren mit relativ geringer Auslastung hinsichtlich der Rohwasserbereitstellung, wie es zum Beispiel bei der Talsperre Neunzehnhain 2 innerhalb des TS-Systems Mittleres Erzgebirge der Fall ist, im Bereich des Betriebsstauzieles befanden (A 7.1.23). Talsperren mit vergleichsweise hohem Auslastungsgrad, wie beispielsweise die Talsperre Lehmühle (im Verbund mit den Talsperren Klingenberg und Rauschenbach), wiesen dagegen zeitweise niedrigere Füllstände in den Betriebsräumen auf (A 7.1.19). In den Trockenjahren 2014 bis 2020 wurden die niedrigsten Füllstände jeweils am Jahresende beobachtet. In den Wintermonaten und/oder im zeitigen Frühjahr konnten hingegen im Regelfall die Stauziele in den zur Rohwasserabgabe relevanten Stauanlagen wieder erreicht werden. Eine Ausnahme bildet hierbei das Jahr 2020, welches sich u. a. auch durch geringe Winterzuflüsse auszeichnete. Hier wurde in einigen Stauanlagen das Regelstauziel ausgangs des Winters / Frühjahres nicht erreicht. Trotz der teilweise ungewöhnlich geringen relativen Füllungen in Trink- wie auch Brauchwassertalsperren im Zeitraum von 2014 bis 2020 war die vertraglich gebundene Rohwasserabgabe stets vollumfänglich gewährleistet.



**Abbildung 78: Prozentuale Füllung ausgewählter LTV-Stauanlagen, Trockenperiode 2014 bis 2020**

Die Talsperre Schömbach wurde im September 2014, bedingt durch eine Baumaßnahme am Talsperrenschieber, deutlich unter das Absenksziel abgestaut. Nach Abschluss der Baumaßnahme begann Ende Oktober der Wiedereinstau, so dass Ende Dezember 2014 der Betriebsraum nahezu zu 80 % gefüllt war.

Ebenso führten Sanierungsarbeiten an der Talsperre Bautzen ab August 2017 zu einer vollständigen Entleerung des Betriebsraumes. Nach Fertigstellung der Arbeiten wurde im Dezember 2017 mit dem Wiedereinstau der Talsperre begonnen.

Die Diagramme (0 bis A 7.1.25) zeigen die Inhaltsentwicklung der Betriebsräume in den fünf Trink- und drei Brauchwassertalsperren, die in diesem Bericht über den Zeitraum von 2014 bis 2020 dargestellt sind.

Der teilweise sehr sprunghafte Inhaltsverlauf der Talsperre Pöhl (jeweils an den Monatsübergängen April / Mai und September / Oktober) ist durch die variable Innerjahresaufteilung von Reserve- und Betriebsraum begründet (A 7.1.25).

**7.1.2.5 Darstellung der Trockenheit an den Talsperren 2014-2020 im Vergleich zum Zeitraum der jeweils maßgebenden Trockenperiode nach Summendifferenzlinie**

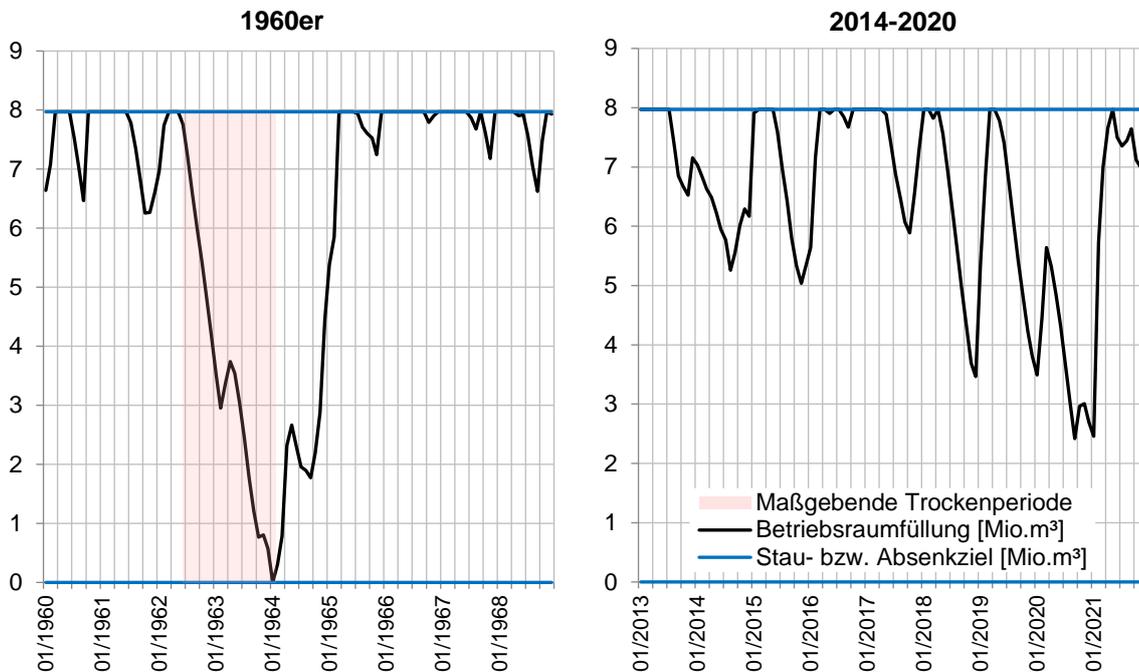
Die Bemessung der möglichen Rohwasserabgabe erfolgt mithilfe von generierten, langjährigen, stochastischen Zuflussreihen, um aussagekräftige, ausreichend hohe Versorgungssicherheiten ermitteln zu können. Informativ wird zusätzlich eine Bemessung über den klassischen Algorithmus der Summendifferenzlinie (SDL) durchgeführt. Dabei werden keine stochastischen, sondern ausschließlich die historisch beobachteten Zuflussreihen verwendet. Anhand der Zuflussreihe und dem Betriebsraum wird ermittelt, welche Abgabe über den gesamten Beobachtungszeitraum konstant maximal möglich gewesen wäre. Innerhalb des Beobachtungszeitraumes wird der Betriebsraum somit einmalig vollständig geleert. Der Zeitraum von der letzten vollständigen Füllung des Betriebsraumes bis zur vollständigen Entleerung entspricht der maßgebenden Trockenperiode. Für die einzelnen Stauanlagen kann sich je nach beobachteter Zuflussreihe und Betriebsraum ein unterschiedlicher Zeitraum für die maßgebende Trockenperiode ergeben.

Um die bisher bekannten maßgebenden Trockenperioden mit dem Zeitraum der Trockenheit 2014 bis 2020 zu vergleichen, wurden Summendifferenzlinien exemplarisch für die Talsperren Gottleuba, Lehnmühle, Neunzehnhain 2, Bautzen, Dröda und Schömbach ermittelt. Die sich ergebenden Füllungen der Betriebsräume unter Ansatz der maximal möglichen konstanten Bruttoabgabe sowie der Vergleich der Trockenperiode 2014 bis 2020 mit den bisherigen maßgebenden Trockenperioden werden am Beispiel der Talsperre Gottleuba (Tabelle 30, Abbildung 79) dargestellt. Der Vergleich für alle anderen ausgewählten Talsperren befindet sich in A 7.1.26 bis A 7.1.30.

Für die Talsperre Gottleuba ergibt die maßgebende Trockenperiode im Zeitraum von Juni 1962 bis Januar 1964 (bei konstanter Abgabe nach SDL) und einem mittleren Zufluss über 20 Monate von 0,123 m³/s. Die Trockenperiode ab Mai 2019 bis Dezember 2020 erbringt hingegen über 20 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Gottleuba von 0,175 m³/s, was 142 % des Zuflusses in den 1960er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1960er-Jahren über die Dauer von 20 Monaten weiter maßgebend. Wie Abbildung 79 verdeutlicht, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 2,42 Mio. m³ noch 30 % Betriebsraumfüllung aufweist.

**Tabelle 30: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 für die TS Gottleuba bei einer Bruttoabgabe von 0,274 m³/s**

	1960er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m³	2,42 Mio.m³
	0 %	30 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	06/1962-01/1964	05/2019-09/2020
...Monatsanzahl	20 Monate	17 Monate
...Zufluss	0,123 m³/s	0,151 m³/s
Minimaler Zufluss 20 Monate	0,123 m³/s	0,175 m³/s
	100 %	142 %
		05/2019-12/2020



**Abbildung 79: Entwicklung der Betriebsraumfüllung der TS Gottleuba bei einer Bruttoabgabe von 0,274 m<sup>3</sup>/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020**

An den ausgewählten Talsperren ergibt sich der ungünstigste Speicherzustand (Betriebsraum leer) nach wie vor in den 1960er- bzw. für die Talsperre Bautzen in den 1930er- Jahren und nicht in dem Zeitraum 2014 bis 2020, wo bei konstanter Abgabe, entsprechend der SDL, die Talsperren nicht leerlaufen. Dennoch werden die geringen Füllstände in dieser Trockenperiode deutlich. Die Trockenheitsrekorde aus den 1930er/1960er-Jahren über die Dauer von überwiegend 20 Monaten oder länger, die für die Bemessung der Talsperren-Leistungsfähigkeit maßgebend sind, bleiben weiter bestehen.

#### 7.1.2.6 Überprüfung der im Jahr 2020 aktuellen Leistungsfähigkeit für Rohwasserabgaben aus den Trinkwassertalsperren

Eine der Hauptnutzungen der sächsischen Talsperren ist die Rohwasserbereitstellung zur Trinkwasseraufbereitung. Um zu prüfen, ob die vertraglich vereinbarten Mengen nach den Trockenjahren 2014 bis 2020 immer noch mit sehr hohen Bereitstellungssicherheiten nach dem Rohwasserbereitstellungskonzept der LTV (2019) zur Verfügung stehen, wurden von der LTV die im Jahr 2020 verfügbaren, aktuellen Abgabeleistungen der Talsperren ermittelt. Dabei wurde anhand der Zuflussreihen, Betriebsraumvolumina und der Steuerung (u. a. Abgaben nach Bereitstellungsstufen, Mindestabgaben an das Wildbett, Abgaben zur Niedrigwasseraufhöhung) ermittelt, welche Menge mit der erforderlichen Versorgungssicherheit bereitgestellt werden kann. Um Aussagen zur Versorgungssicherheit treffen zu können, wurden für den Zufluss stochastische, 10.000-jährige Zuflussreihen verwendet, die anhand der beobachteten Zuflüsse generiert wurden. Die in den beobachteten Zuflussreihen enthaltenen Trockenperioden, welche bei der Berechnung zu besonders ungünstigen, geringen Füllungen führen, haben erheblichen Einfluss auf das Ergebnis der ermittelten Abgabeleistung. Insbesondere die Trockenperiode 2018 bis 2020 gab daher den Anlass, die Abgabeleistung aller sächsischen Trinkwassertalsperren erneut zu überprüfen.

Als erstes wurden alle beobachteten Talsperrenzuflussreihen erweitert, sodass auch der aktuelle Zeitraum inklusive der Trockenperiode 2018 bis 2020 enthalten war. Daraus wurden jeweils neue stochastische,

10.000-jährige Zuflussreihen generiert und damit die Abgabeleistungen neu ermittelt. Im Vergleich zu den bisher ermittelten Werten für die Abgabeleistungen, haben sich nur an wenigen Talsperren Reduzierungen der Abgabeleistungen ergeben, die im Regelfall durch die aktuell vorhandenen Reservemengen der LTV (betrieblicher Selbstbehalt) kompensiert werden können. Somit werden die bisher bekannten Abgabeleistungen überwiegend bestätigt und können für die meisten Talsperren beibehalten werden.

Generell wird festgestellt, dass sich die zuvor bereits beobachteten Trockenperioden (in den 1930er und 1960er-Jahren) sehr stark auf die ermittelte Abgabeleistung auswirken und in der Regel einen größeren Einfluss als die Trockenperiode 2014 bis 2020 haben. Dies wird auch durch den Vergleich der Trockenperiode 2014 bis 2020 mit den maßgebenden Trockenperioden nach Summendifferenzlinie (Kapitel 7.1.2.5 *Darstellung der Trockenheit an den Talsperren 2014-2020 im Vergleich zum Zeitraum der jeweils maßgebenden Trockenperiode nach Summendifferenzlinie*) veranschaulicht. Bei den meisten Talsperren dominiert der Einfluss der Trockenperiode in den 1960er-Jahren.

Zur detaillierten Sensitivitätsanalyse wurden die Abgabeleistungen auch für weitere Zeiträume ermittelt. Ausgehend vom Zeitraum 1961 bis 2020 wurden die zugrunde gelegten Beobachtungsreihen in Fünf- bzw. bei Trockenperioden auch in Einjahresschritten reduziert. Der letzte betrachtete Zeitraum entsprach den vergangenen 30 Jahren (1991 bis 2020). Auch dabei haben sich für die meisten Talsperren die geringsten Abgabeleistungen ergeben, wenn die Trockenperiode in den 1960er-Jahren in den Grundreihen für die Speicherrechnung enthalten war. Wenn diese Trockenperiode nicht mit beachtet wird, ergibt sich bei den meisten Talsperren ca. ab dem Zeitraum 1965 (bis 2020) sprunghaft eine deutlich höhere Abgabeleistung. Ausgehend vom Zeitraum 1965 bis 2020 bis hin zum Zeitraum 1991 bis 2020 ist bei den meisten Talsperren eine negative Tendenz hinsichtlich der Entwicklung der Rohwasserabgabeleistung zu erkennen. Die erhaltene Abgabeleistung für 1991 bis 2020 ist somit oft nur noch geringfügig höher als für den Zeitraum von 1960 bis 2020. Insbesondere wenn weitere Trockenperioden beobachtet werden sollten, könnten sich künftig auch geringere Abgabeleistungen ergeben. Daher werden die Abgabeleistungen aller sächsischen Trinkwassertalsperren auch weiterhin von der Landestalsperrenverwaltung mittels fundierter Speicherrechnungen überprüft.

#### **7.1.2.7 Gewässerbeschaffenheit an ausgewählten Trinkwassertalsperren**

Nachfolgende Ausführungen sollen sich maßgeblich auf die gütewirtschaftlichen Folgen der Trockenperiode von 2014 bis 2020 an ausgewählten Trinkwassertalsperren beziehen. Grundsätzlich bedingen Stauspiegelabsenkungen infolge hydrologischer Trockenheit auch in Brauchwassertalsperren – mitunter erhebliche – Wasserbeschaffenheitsbeeinträchtigungen, allerdings treten diese dort aufgrund der prinzipiellen Nutzungsausrichtung / -konzeption nicht selten bereits im wasserwirtschaftlichen Regelbetrieb auf.

Auch auf die mit hydrologischer Trockenheit einhergehenden Veränderungen auf Einzugsgebietsebene, beispielsweise das veränderte Stoffaustragsverhalten infolge von wegfallenden bzw. sich anteilig verschiebenden Abflusskomponenten und/oder verminderten Verdünnungseffekten, soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden. Auf Auswirkungen von hydrologischer Trockenheit, vor allem Niedrigwasser, auf die Konzentrationen ausgewählter Stoffe wird in Kapitel 6 *Gewässergütesituation Fließgewässer* eingegangen.

## **Effekte der veränderten thermischen Schichtungsverhältnisse**

Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung von Talsperren sind untrennbar miteinander verknüpft. Eine Verringerung des Stauinhalts hat grundsätzlich negative Folgen für die Wasserbeschaffenheit, da sie eine Verschlechterung der für die trophischen Verhältnisse maßgeblichen hydrografischen Kenngrößen bedingt: So nimmt die mittlere bzw. die maximale Tiefe, die Verweilzeit und das Verhältnis zwischen Einzugsgebiets- und Gewässeroberfläche / -volumen ab, während sich gleichzeitig das Verhältnis zwischen sommerlichen Epi- und Hypolimnionvolumen sowie die Relation zwischen der Fläche der abstaubedingt freiliegenden Sedimente und dem Restvolumen des verbleibenden Staukörpers vergrößert. Zudem weisen Talsperren nicht selten eine konische Beckenform auf. Diese zeichnet sich durch ein vergleichsweise großes Verhältnis zwischen Epilimnion- und Hypolimnionvolumen aus und beeinflusst somit per se die Wasserbeschaffenheit eher nachteilig.

Für die Trinkwassergewinnung genutzte Wasserressourcen müssen so beschaffen sein, dass diese mit naturnahen und einfachen Aufbereitungsverfahren, welche sich durch einen möglichst geringen stofflichen und technologischen Aufwand auszeichnen, möglich ist. Vor diesem Hintergrund werden u. a. Mindestanforderungen formuliert, die auf die Aufwandsreduzierung im Trinkwasseraufbereitungsprozess abstellen. Derartige Minimalanforderungen an die Rohwasserbeschaffenheit sollen eine weitgehend störungsfreie und wirtschaftliche Aufbereitung des Rohwassers, ggf. auch unter Zuschaltung zusätzlicher, im Normalbetrieb nicht zur Anwendung kommender Technologien garantieren.

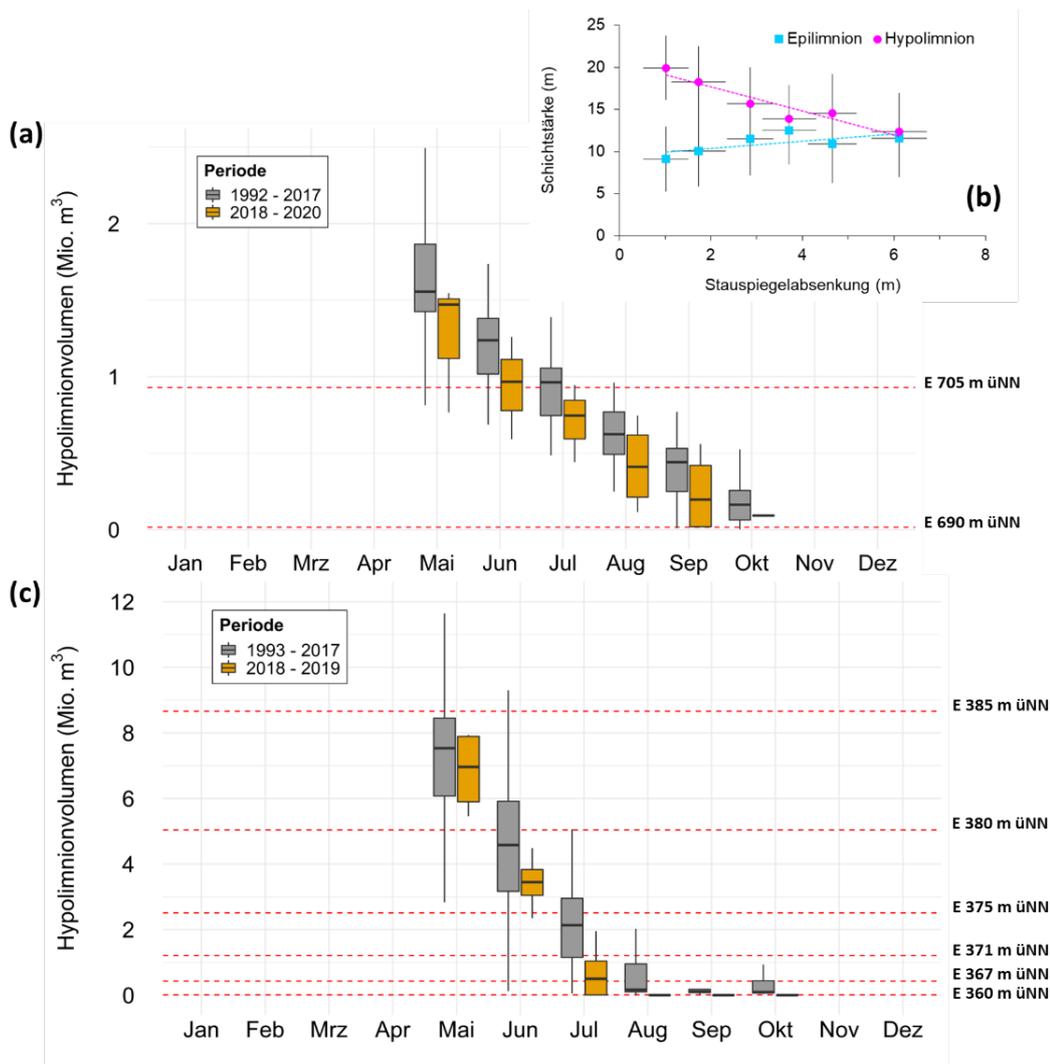
Während der Vollzirkulationsphasen des Winterhalbjahres müssen diese Mindestanforderungen an die Rohwasserbeschaffenheit im gesamten Wasserkörper der Talsperre erfüllt sein. Dies ist mit der anzustrebenden hohen Sicherheit nur dann gewährleistet, wenn die Talsperre ein ausreichend großes Stauvolumen aufweist. Ein solches ist erforderlich, um bspw. Belastungsstöße in ausreichender Weise, d. h. unter Annahme einer vollständigen Vermischung des zufließenden Wassers mit dem der Talsperre, zu „verdünnen“. Unter den sommerlichen Schichtungsbedingungen ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die Mindestanforderungen nur im hypolimnischen Teil des Wasserkörpers ausreichend sicher gewährleistet sind, da hier im Vergleich zum Meta- oder Epilimnion die Gefahr schneller, stärkerer und schwer prognostizierbarer Schwankungen der Wasserbeschaffenheit, welche die Trinkwasseraufbereitung beeinträchtigen, relativ gering ist.

Soll eine Rohwasserbereitstellung aus dem kalten, weitestgehend wassergütestabilen Tiefenwasserkörper bis in den (Spät-)Herbst möglich sein, setzt auch das voraus, dass die Talsperre zu Schichtungsbeginn über ein ausreichend großes Stauvolumen verfügt. Wird der dazu ebenfalls erforderliche Mindeststauinhalt – bspw. infolge länger anhaltender hydrologischer Trockenheit – (deutlich) unterschritten, nimmt das sich aufgrund unbeeinflussbarer meteorologischer und physikalischer Prozesse bildende Epilimnion einen größeren Anteil des Stauvolumens ein (Abbildung 80a, b). Das verbleibende Hypolimnion ist dann bei einem gütewirtschaftlich ungünstigerem Epilimnion- zu Hypolimnionvolumenverhältnis u. U. deutlich kleiner als unter regulären Betriebsstaubedingungen.

Unterliegt das sommerliche Hypolimnion zudem einer hohen Mengenbeanspruchung (für Rohwasser- und Wildbettabgaben), kommt es bei verringerten Stauinhalten zu einer verkürzten sommerlichen Schichtungsphase (Abbildung 80c). Grund hierfür ist der Umstand, dass die zeitliche Volumenentwicklung des Hypolimnions maßgeblich durch die aus ihm realisierten Wasserabgaben bestimmt wird, da sich die Talsperrenzuflüsse während der Sommerstagnationsphase im Regelfall meta- oder epilimnisch einschichten

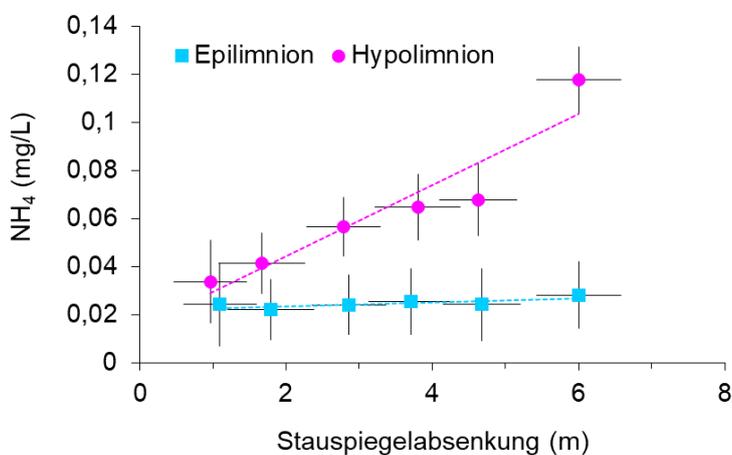
und der Einfluss des diffusiven bzw. turbulenten Wärmeaustauschs auf die Tiefenverlagerung der Sprungschicht vernachlässigbar ist.

Die frühzeitige ‚Erschöpfung‘ des hypolimnischen Wasservorrates ist gleichbedeutend mit einer für die Rohwasserbereitstellung zeitigeren Verwendung meta- oder epilimnischen Wassers, was zwangsläufig zur Folge hat, dass u. U. höhere Aufwendungen für die Aufbereitung wärmeren und im Regelfall qualitativ schlechteren Rohwassers (hinsichtlich Phytoplanktonbelastung, Trübung, Keimbelastung und ggf. dem Vorhandensein von geruchs- und geschmacksbeeinträchtigenden Stoffen sowie Algentoxinen) erforderlich werden.



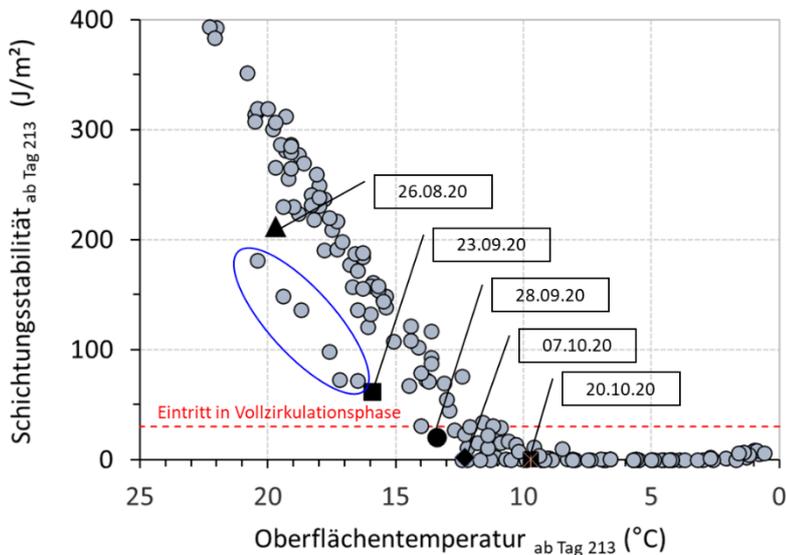
**Abbildung 80: Vergleich der saisonalen Entwicklung des Hypolimnionvolumens in der Talsperre Cranzahl (a) und der Talsperre Klingenberg (c) für die Zeiträume 1992/1993 bis 2017 bzw. 2018 bis 2019 (Boxplots: 25, 50 und 75 %-Perzentil; Whisker: 5 bzw. 95 %-Perzentil, rot gestrichelte horizontale Linien: Lagetiefen der Entnahmehorizonte für die Rohwasserabgabe mit entsprechender Höhenangabe), (b) Schichtstärke des Epi- und Hypolimnions in der Talsperre Cranzahl in Abhängigkeit von der Stauspiegelabsenkung während der Trockenperiode (dargestellt als Klassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung)**

Die Sommermonate sind durch die veränderten Schichtstärken des Epi- und Hypolimnions und das sich infolge der Regelabgaben (Rohwasser- und Wildbettabgabe) ohnehin stetig vergrößernde Epilimnion- zu Hypolimnionvolumenverhältnis von einer Zunahme der mittleren Temperaturen des Wasserkörpers / der Temperaturen an der Sediment-Wasserkontaktzone (größere Sedimentareale sind erhöhten Wassertemperaturen ausgesetzt) begleitet, was zu einer Intensivierung bzw. Beschleunigung von Stoffumsetzungsprozessen führt (höhere Temperaturen verstärken das Recycling und damit die Verfügbarkeit von Phosphor, darüber hinaus ist die Phosphor-Diagenese temperaturabhängig). Daneben ist durch das deutlich vergrößerte Verhältnis zwischen Epi- und dem Hypolimnionvolumen die spezifische Belastung des Tiefenwasserkörpers mit aus der Oberflächenschicht aussinkendem organischen Material (absterbendes Phytoplankton, Detritus) erhöht (Zunahme potenzieller Biomasse-Flux pro Hypolimnion-Volumeneinheit). Infolge des intensivierten Abbaus organischer Substanz kommt es zu einer verstärkten Akkumulation reduktiver Substanzen (wie bspw. Ammonium) im sommerlichen Hypolimnion (Abbildung 81). Die damit einhergehende Mehrbelastung des Sauerstoffhaushaltes forciert darüber hinaus unerwünschte Stofffreisetzungen aus dem Sediment, die neben Eutrophierungseffekten bei Trinkwassertalsperren vor allem Mehraufwendungen im Wasseraufbereitungsprozess bedeuten können.



**Abbildung 81: Ammoniumkonzentrationen im Epi- und Hypolimnion der Talsperre Cranzahl in Abhängigkeit von der Stauspiegelabsenkung während der Trockenperiode (dargestellt als Konzentrationsklassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung)**

Stark verringerte Stauihalte können bei erhöhten Lufttemperaturen und windstillem Sommerwetter aufgrund der reduzierten Windangriffsfläche zur (temporären) Erhöhung der thermischen Schichtungsstabilität (Minderung der windinduzierten Turbulenz in oberflächennahen Wasserschichten, ggf. Ausbildung länger anhaltender sekundärer ‚Sprungschichten‘) führen. Vor allem in der zweiten Jahreshälfte sind verringerte Stauihalte bei gleichen Oberflächentemperaturen dagegen aber häufig von deutlich geringeren Schichtungsstabilitäten begleitet (Abbildung 82). Eine Ausnahme hiervon bildet das Hochwasserjahr 2002. Hier kam es infolge der Hochwassersteuerung der Stauanlage zunächst zu einer Schichtungsdestabilisierung und daran anschließend aufgrund der strahlungsreichen, windstillen Witterung wieder zu einer deutlichen Erwärmung der Oberfläche (Abbildung 82)



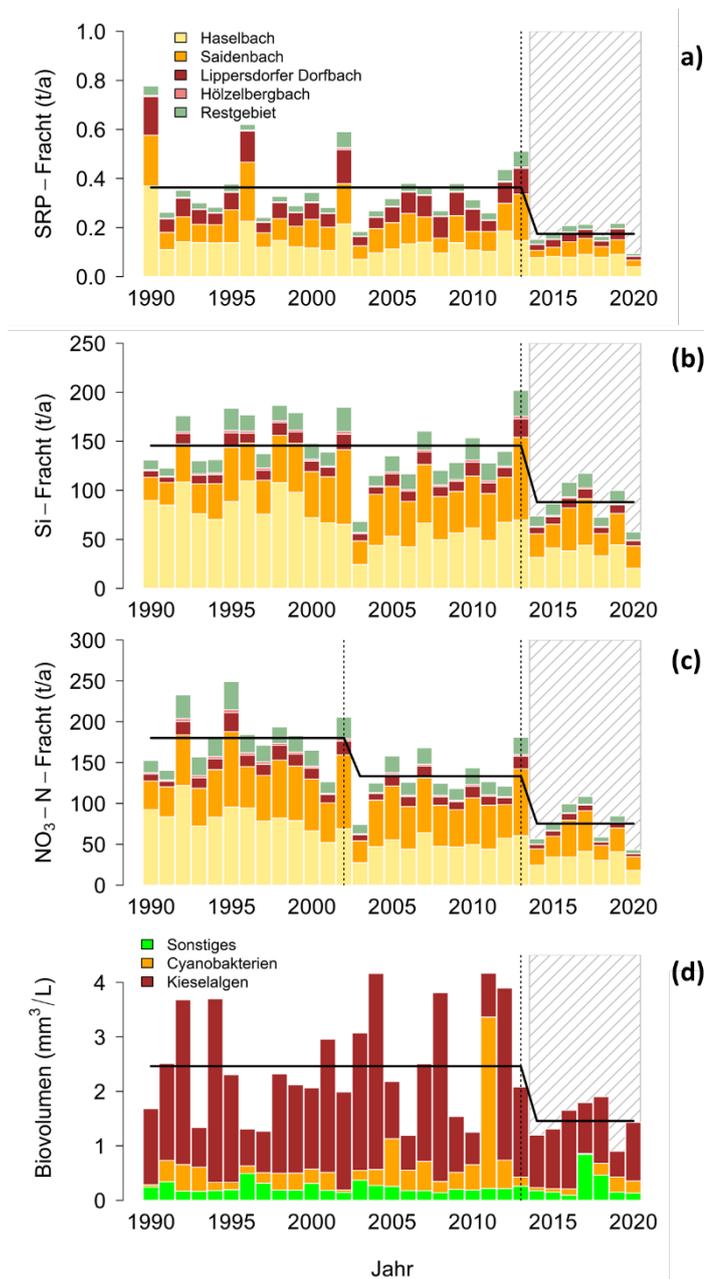
**Abbildung 82: Zusammenhang zwischen der thermischen Schichtungsstabilität und der Oberflächentemperatur in der Talsperre Cranzahl ab dem Monat August bis zum jeweiligen Jahresende im Zeitraum von 1993 bis 2020 (die schwarzen, mit Datum gekennzeichneten Symbole zeigen den zeitlichen Verlauf im Trockenjahr 2020 mit einem stark abgesenkten Stauspiegel, die blau umrandeten Symbole zeigen Messwerte aus der Periode unmittelbar nach dem Augusthochwasser 2002)**

Konvektiven, von der Gewässeroberfläche ausgehenden Abkühlungsprozessen kommt unter diesen Bedingungen beim Schichtungsabbau eine erhöhte Bedeutung zu. Bereits im Zusammenwirken mit mittleren Windereignissen ist dann u. U. von einer deutlich schnelleren Aufhebung der thermischen Schichtung auszugehen, was im Spätsommer bzw. Herbst sowohl positive als auch negative Folgen für die Wasserbeschaffenheit haben kann: Einerseits kann es dadurch zu einer frühzeitigeren Aufhebung von für die Wasseraufbereitung ungünstigen Beschaffenheitsgradienten – insbesondere solcher, die sich im Tiefenwasserkörper während der Sommerstagnation ausgebildet haben (bspw. von aus dem Sedimentkörper rückgelöstem Mangan) – kommen. Andererseits wird sauerstoffarmes Tiefenwasser frühzeitiger in einen noch immer vergleichsweise warmen Oberflächenwasserkörper, in dem die Sauerstofflöslichkeit deutlich verringert ist, eingemischt (die mit niedrigeren Wasserständen einhergehende verminderte Windangriffsfläche bedingt außerdem eine verringerte windgetriebene Wiederbelüftung des Wasserkörpers).

Sind zudem vor der Durchmischung im oberflächennahen Bereich stark erhöhte pH-Werte infolge einer intensivierten Primärproduktion anzutreffen, wird bei gleichzeitig erhöhten Ammoniumkonzentrationen u. U. der physiologische Stress für ammoniotelische Fischarten verstärkt (ggf. erhöhte Gefahr potenzieller  $\text{NH}_3$ -Autointoxikationen). Auch besteht durch destabilisierte thermische Schichtungen mitunter die Gefahr, dass bei stärkeren Windereignissen die im Hypolimnion ggf. angereicherten Nährstoffe impulsartig in die durchlichtete Oberflächenzone gelangen können, in dessen Folge es zu unerwünschten Phytoplanktonentwicklungen kommen kann.

## Effekte auf die Phytoplanktonentwicklung bzw. die Trophie

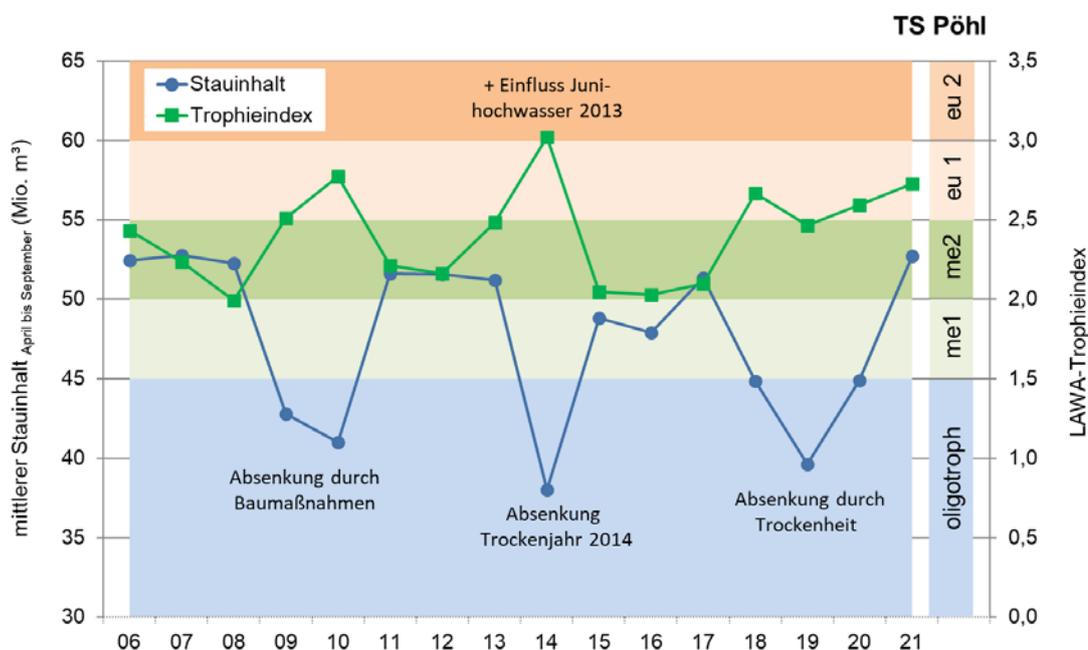
Trockenperioden führen aufgrund verminderter Zuflussmengen zu einer Reduzierung der externen Nährstoffbefrachtung von Talsperren (Abbildung 83a-c) und sollten damit prinzipiell zu deren Oligotrophierung (Abnahme der Konzentration an Pflanzennährstoffen in einem Gewässer) und somit einem geringeren Phytoplanktonaufkommen beitragen (Abbildung 83d). Stark erhöhte Lufttemperaturen können diesen Effekt bei gleichzeitig windstillem Wetter aufgrund der flacheren Durchmischungstiefen in oligo- / mesotrophen Gewässern noch verstärken.



**Abbildung 83: Befruchtung der Talsperre Saldenbach mit (a) gelöstem reaktivem Phosphor, (b) Silizium und (c) Nitratstickstoff im Zeitraum von 1990 bis 2020 über deren Hauptzuflüsse sowie (d) Jahresmittel des Phytoplanktonbiovolumens in der Talsperre (graue Hintergrundschräffuren: Zeitraum der Trockenperiode 2014 bis 2020, schwarz gestrichelte vertikale Linien: Zeitreihenstrukturbruchpunkte, schwarze horizontale Linien: zugehörige Periodenmittel der Nährstofffrachten und des Phytoplanktonbiovolumens)**

Stark verringerte externe Nährstoffeinträge können allerdings insbesondere in oligo- und mesotrophen Gewässern u. U. auch von ‚unerwünschten Nebenwirkungen‘ begleitet sein: Bleibt infolge der Nährstofflimitation das pelagische Phytoplanktonwachstum auf einem niedrigen Niveau, kann es aufgrund der damit verbundenen erhöhten Transparenz des Wasserkörpers zu einer stärkeren Etablierung benthischer Cyanobakterien kommen, da davon auszugehen ist, dass an der Sediment-Wasserkontaktzone keine Nährstofflimitation auftritt. Zahlreiche Vertreter dieser Organismengruppe sind dafür bekannt, Geruchs- und Geschmacksstoffe zu bilden, die erhöhte Aufwendungen im Trinkwasseraufbereitungsprozesses erfordern können (den Einsatz von Aktivkohle).

Nicht selten können die Auswirkungen interner Prozesse, die von der spezifischen Gewässercharakteristik – hierbei insbesondere vom Füllstand und der Beckenmorphometrie – moduliert werden, den Effekt veringert externer Nährstoffeinträge aber auch überkompensieren, was dementsprechend mit einer Verschlechterung der trophischen Verhältnisse einhergeht (Abbildung 84). Interne, kurz geschlossene Nährstoffkreisläufe sowie Effekte des ‚internal loadings‘ (bspw. die saisonal erhöhte Trophiewirksamkeit der Sedimente) gewinnen dann gegenüber der advektiven, d. h. der von externen Einträgen getragenen, Nährstoffversorgung erheblich an Bedeutung.



**Abbildung 84: Mittlerer Stauinhalt und Trophieindex in der Talsperre Pöhl im Zeitraum von 2006 bis 2021**

Außerdem kann die bei verringerten Stauinhalten nicht selten auftretende Schichtungsdestabilisierung<sup>9</sup> in produktiveren Gewässern zu einer deutlichen Erhöhung der Planktongehalte beitragen, insbesondere auch der von Cyanobakterien.

<sup>9</sup> durch die verminderte Schichtungsstabilität verliert der Tiefenwasserkörper bspw. seine Funktion als temporäre Phosphorsenke

Aber auch bereits im Frühjahr kann es durch die Abschwächung der Lichtlimitation infolge der geringeren mittleren Tiefe (und einem ggf. gleichzeitig veränderten Durchmischungsregime infolge kürzerer bzw. ausbleibender Eisbedeckungsphasen) zu einem früheren Beginn und/oder einer Intensivierung der Frühjahrs-massenentwicklung des Phytoplanktons (insbesondere der Kieselalgen) kommen, da bei verringerten Sedimentationsverlusten (infolge der erhöhten Turbulenz) dann eine effektivere Ausnutzung des pelagischen Phosphor- und Silizium-Pools ermöglicht ist.

### **Auswirkungen auf die Ichthyofauna**

Verringerte Stauvolumina haben erhebliche Auswirkungen auf die Ichthyofauna (Gesamtheit aller Fischarten einer Region), bspw. durch den Verlust von Einstandsflächen und Reproduktionshabitaten (fehlende Litoralstrukturen). Neben Reproduktionseinschränkungen kommt es unter diesen Bedingungen nicht selten zu einer Erhöhung der inter- und intraspezifischen Konkurrenzsituation innerhalb der Fischgemeinschaft. Nicht selten kommt es dabei zu einem deutlichen Anstieg des Prädationsdrucks auf die unteren trophischen Ebenen.

Darüber hinaus können starke Stauinhaltsreduzierungen sowohl im Winterhalbjahr während Eisbedeckungsphasen als auch im Sommer bei hohen Wassertemperaturen erhebliche Sauerstoffstresssituationen<sup>10</sup> für Fische induzieren.

### **Effekte von Impulsbelastungen und freiliegenden Sedimentflächen**

Im Volumen stark verkleinerte Wasserkörper zeigen gegenüber belasteten Zuflüssen (vor allem Stoß- / Impulsbelastungen bei stärkeren Zuflussereignissen) – hierbei insbesondere für Trübungs-, Nährstoff- und Keimbelastungen – ein verringertes Puffervermögen. Kommt es dabei unter Schichtungsbedingungen gar zur Ausbildung von Kurzschlussströmungen, kann sich stoff- und keimbelastetes Zuflusswasser schichtgetreu innerhalb kurzer Zeit bis zur Staumauer und damit der Rohwasserentnahmestelle ausbreiten.

Stärkere und kurzfristigere Schwankungen der Rohwasserbeschaffenheit sind bei eingeschränkten / ausgeschöpften gütewirtschaftlichen Steueroptionen und metalimnischer Zuflusseinschichtung im Sommer insbesondere auch dann zu erwarten, wenn sich die Untergrenze des Epilimnions / das Metalimnion in der Lagetiefe des Rohwasserabgabehorizontes befindet bzw. es zu einer Aufspreizung des metalimnischen Isothermenabstandes<sup>11</sup> kommt.

Unter den Bedingungen stark verringerter Stauinhalte muss zudem mit einem deutlich zunehmenden Einfluss der freiliegenden Sedimente auf den Restwasserkörper gerechnet werden. Die Stärke dieses Einflusses wird maßgeblich von der Relation zwischen freiliegender Sedimentoberfläche zum verbleibenden Reststauvolumen bestimmt.

Bei erhöhten Windgeschwindigkeiten kommt es zu einer Intensivierung der brandungsbedingten Erosion durch Wellenschlag im Uferbereich, die bei weiter fortschreitender Stauinhaltsreduzierung zur Entstehung der dafür typischen ‚terrassenartigen‘ Uferstruktur führt (Abbildung 85). In steilscharigen Uferbereichen wird dadurch die Ausbildung strukturloser Hangschuttdecken begünstigt.

---

<sup>10</sup> erhöhte Gefahr für Massenfischsterben

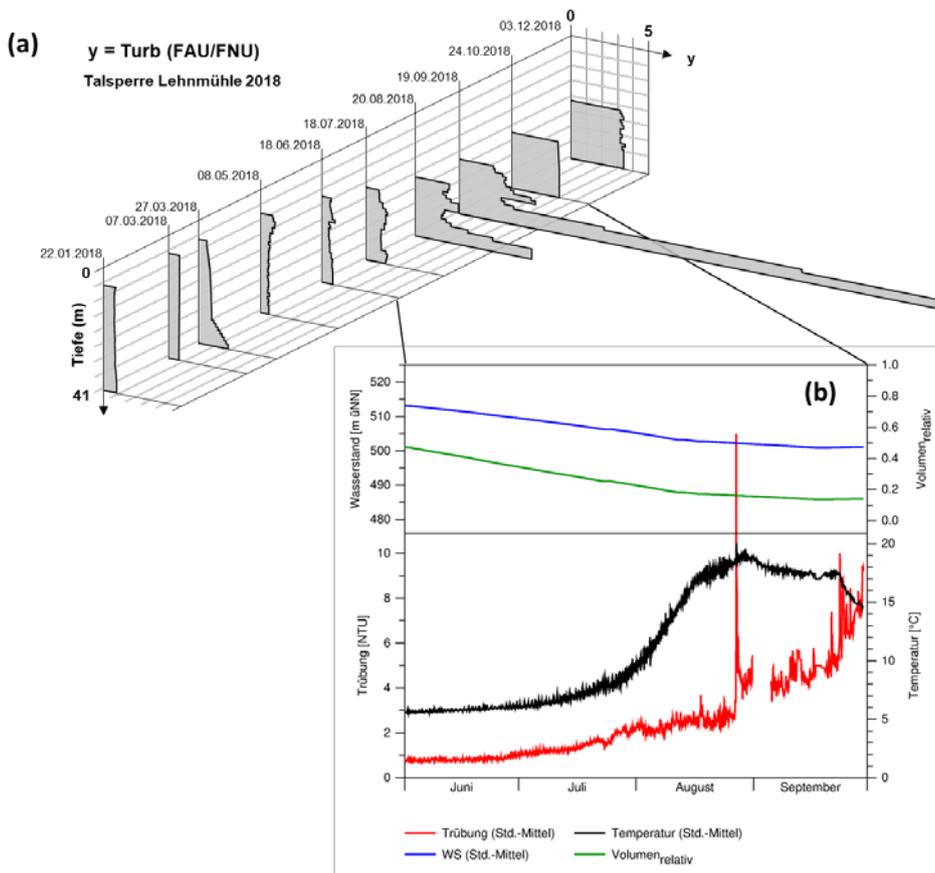
<sup>11</sup> Effekt der Beckenmorphometrie, bei gleichbleibender Epilimnionstärke „rutschen“ die über der Hypolimnionobergrenze liegenden Schichten nach unten ab (bei gleichbleibendem Schichtvolumen nimmt deren Schichtstärke zu)



**Abbildung 85: Restwasserkörper und freiliegende Sedimentareale der im August 2018 stark abgesenkten Talsperre Lehmühle; Bildquelle: Wikipedia, Foto: Gunther Tschuch, CC BY-SA 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/deed.de>)**

Bei stärkeren Zufluss- und Niederschlagsereignissen kommt es außerdem zu erhöhten Stoffabträgen von freiliegenden Sedimentarealen. Neben einer deutlichen Trübungszunahme in der Wassersäule ist dabei der intensivierte Transport von Sedimenten in größere Wassertiefen (Sedimentredeposition / -fokussierung durch interne Seiches) unmittelbare Folge (Abbildung 86).

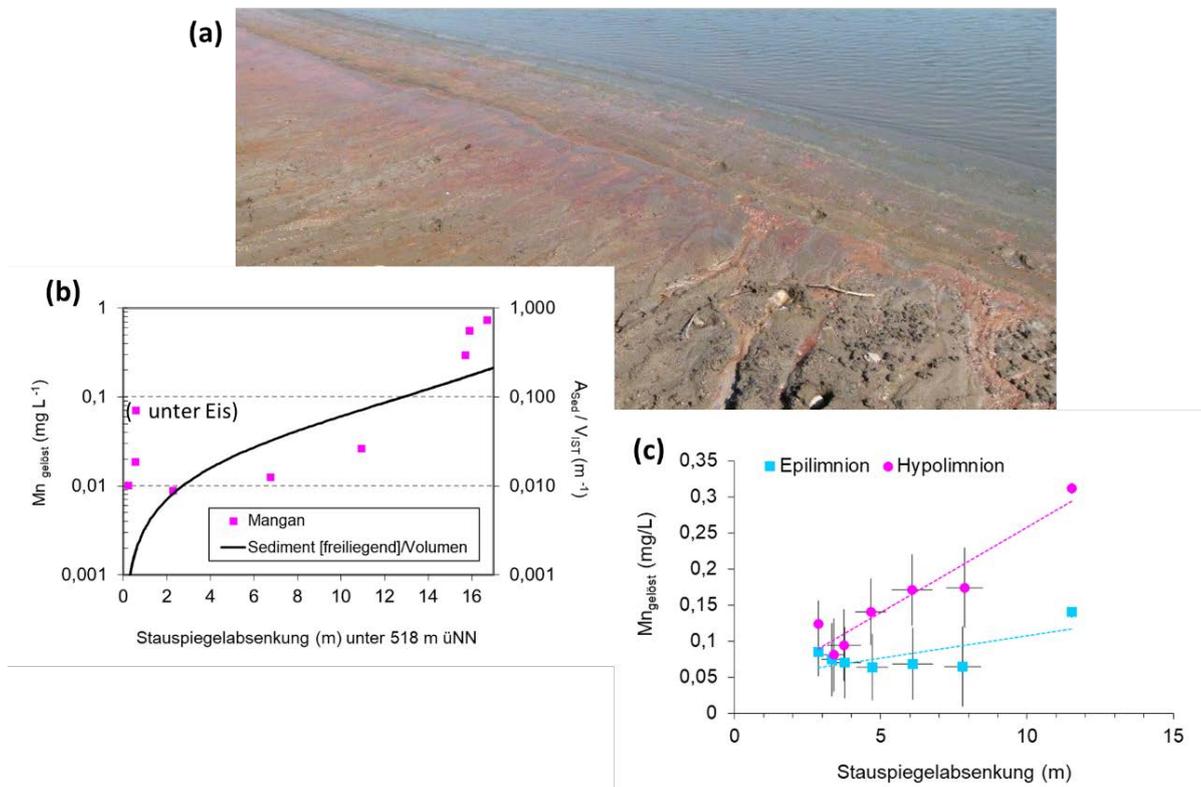
Die Resuspension von (feinkörnigen) Sedimenten kann darüber hinaus zur (Re-)Mobilisierung partikelassoziierter Schadstoffe (bspw. Schwermetalle, Pestizide, Radionuklide, etc.) führen.



**Abbildung 86: (a) Vertikalprofilaufnahmen der Trübungsverhältnisse in der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018, (b) Stundenmittel des Wasserstandes und des Stauinhaltes (relativ dargestellt) sowie zeitlicher Verlauf der Wassertemperaturen und der Trübung im unteren Entnahmehorizont der Talsperre im Zeitraum Juni bis September 2018**

Erhöhte Trübstoff- / Partikelkonzentrationen sind für die Trinkwasseraufbereitung insofern nachteilig, als dass sie zu stark steigenden Filterbelastungen und damit einhergehenden Kapazitätsrückgängen im Wasserwerk führen. Bei einer unvollständigen Partikelelimination im Aufbereitungsprozess besteht darüber hinaus die Gefahr einer Verschleppung an Trübstoffpartikel adsorbierter / akkumulierter Schadstoffe. Gleiches gilt für an Trübstoffpartikel adsorbierte Bakterien, was eine Verringerung der Desinfektionswirksamkeit und damit eine erhöhte Wiederverkeimungsgefahr zur Folge haben kann. Überdies können Trübstoffe mitunter die organoleptischen Eigenschaften des Wassers nachteilig beeinflussen.

Daneben sind bei stärkeren Stauspiegelabsenkungen Beschaffenheitsbeeinträchtigungen durch die Entwässerung freiliegender Sedimentareale von erhöhter Relevanz: Durch das Aussickern des Interstitialwassers (sog. „Ausbluten“, siehe rotbraune Färbung des Sediments in Abbildung 87 a) kommt es zum Eintrag von metall- und nährstoffreichem Porenwasser (z.B.  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}_2^+$ , SRP) in den verbleibenden Staukörper. Im Fall von Trinkwassertalsperren spielen daneben vor allem erhöhte Mangankonzentrationen eine Rolle (Abbildung 87 b, c), da sie nicht selten zusätzliche Maßnahmen im Rahmen der Wasseraufbereitung erfordern (bspw. den Einsatz von Oxidationsmitteln wie Kaliumpermanganat).



**Abbildung 87: (a) Detailaufnahme des Uferspülsaumes an der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018 (Foto: LTV), (b) mit Absenkung des Stauspiegels (dargestellt als Verhältnis zwischen freiliegender Sedimentfläche und verbleibendem Stauvolumen) registrierte Zunahme der pelagischen Mangankonzentrationen in der Talsperre Lehmühle im Jahr 2018, (c) Zusammenhang zwischen den Mangankonzentrationen im Epi- und Hypolimnion und der Stauspiegelabsenkung in der Talsperre Eibenstock (dargestellt als Konzentrationsklassenmittel mit zugehöriger Standardabweichung)**

Freiliegende Sedimente sind darüber hinaus potenzielle Quellen für mikrobielle Belastungen (Rekontamination des Wasserkörpers infolge von Resuspensionsvorgängen), was insbesondere bei der Rohwasserbereitstellung aus sehr kleinen Restwasserkörpern u. U. von erhöhter Bedeutung sein kann.

Bei länger anhaltenden Stauspiegelabsenkungen etabliert sich auf den freiliegenden Sedimentflächen nicht selten terrestrische Vegetation, was nach deren Überstauen (bei wieder ansteigenden Wasserständen) und den damit einhergehenden Abbauprozessen zu unerwünschten Sauerstoffzehrungen, einer verstärkten Nährstofffreisetzung sowie der Bildung von unerwünschten Geruchs- und Geschmacksstoffen (Terpenoide wie bspw. Geosmin und 2-Methylisoborneol), welche ebenfalls erhöhte Aufwendungen im Wasserwerk erfordern (Einsatz von Aktivkohle), führen kann. Auch begünstigt überstaute Vegetation, welche sonst bei Talsperren in der Regel fehlt, u. U. die massenhafte Reproduktion zooplanktivorer Fische (sog. ‚Wiederbespannungseffekt‘) mit ggf. nachteiligen Folgen für die Wasserbeschaffenheit, bspw. einem erhöhten Fraßdruck auf das herbivore Zooplankton einhergehend mit einer Intensivierung des Phytoplanktonwachstums. Nicht zuletzt können sich infolge des längerfristigen Trockenfallens auch die Sedimenteiigenschaften, wie bspw. deren Phosphorbindungskapazität, verändern.

## Effekte auf gütewirtschaftliche Bewirtschaftungs- und Steuerungsoptionen

Mit der Verringerung des Stauvolumens gehen eingeschränkte – im Extremfall sogar gänzlich fehlende – gütewirtschaftliche Bewirtschaftungs- und Steuerungsoptionen, wie bspw. für (Roh-)Wasserabgaben nicht nutzbare Entnahmeeinrichtungen, einher (Abbildung 88).

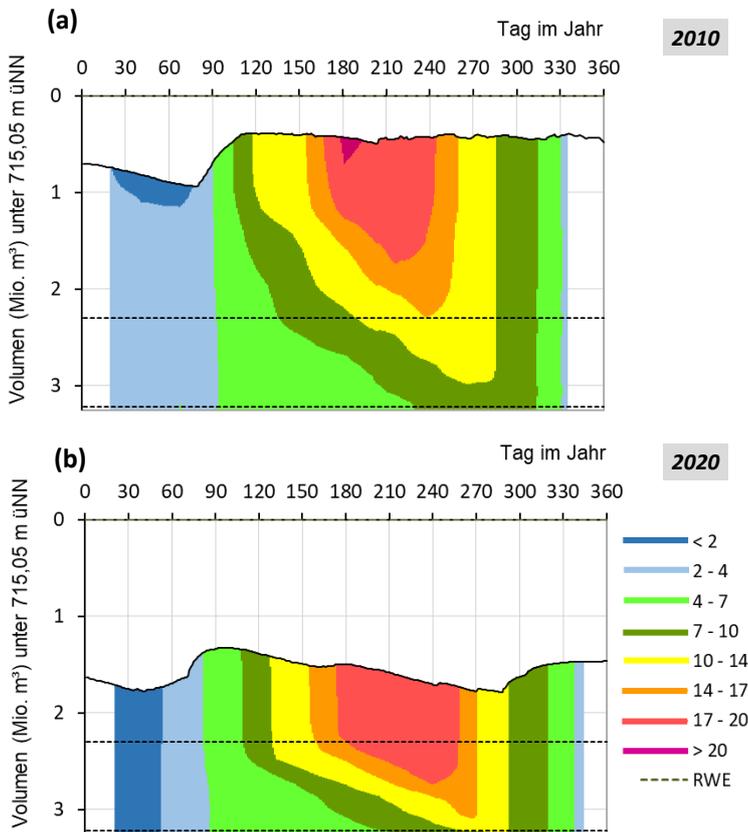


**Abbildung 88: Aufgrund der starken Stauspiegelabsenkung freiliegende obere Entnahmeeinrichtung der Talsperre Lehmühle im Trockenjahr 2018. Foto: LTV**

Dies hat zur Folge, dass die Möglichkeiten für die operative Wassergütebewirtschaftung<sup>12</sup>, welche auf die Bereitstellung von Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung in bestmöglicher Qualität zielt, u. U. deutlich limitiert sind. Dies ist während den Sommermonaten insbesondere auch im Fall von Talsperren, welche nur über eine begrenzte Anzahl an verfügbaren Entnahmehorizonten für die Rohwasserabgabe verfügen, eine Herausforderung. Mit fortschreitender Dauer der Sommerstagnation ist deshalb ggf. nur eine bedingte Einflussnahme auf sich ungünstig entwickelnde Gütekriterien wie erhöhte Planktongehalte, Sauerstoffdefizite, Nitrit-, Ammonium- bzw. Mangananreicherungen gegeben. Dieser Umstand zwingt dann – vor allem in der zweiten Sommerhälfte – zur Abgabe qualitativ beeinträchtigten, wärmeren Rohwassers (Abbildung 89). Die Folgen sind, wie vorab erwähnt, erhöhte Aufwendungen, im Extremfall sogar Störungen der Trinkwasseraufbereitung.

---

<sup>12</sup> die wasserbeschaffenheitsorientierte Strategie der Roh- und Wildbettabgabe (anhand der im Staukörper einer Talsperre vorgefundenen Wasserbeschaffenheitskriterien getroffene Auswahl eines Entnahme-/ Abgabehorizontes)



**Abbildung 89: Zeitliche Entwicklung der thermischen Schichtung in der Talsperre Cranzahl im abflussreichen Jahr 2010 (a) im Vergleich zum Trockenjahr 2020 (b). Die Darstellung zeigt die saisonalen Temperaturverläufe in der Wassersäule der Talsperre Cranzahl in Form von Isothermen (RWE - Lagetiefen der Rohwasserentnahmehorizonte bei 705 bzw. 690 m NN)**

### 7.1.3 Schlussfolgerungen und Fazit der Situation der sächsischen Stauanlagen in den Trockenjahren 2014-2020

#### 7.1.3.1 Allgemeine Schlussfolgerungen und bestehende Bewirtschaftungsmaßnahmen an Talsperren

Die Auswertung der Trockenperiode von 2014 bis 2020 hat gezeigt, dass sich das Wasserdargebot bzw. die Verfügbarkeit von Wasser für die Talsperrenbewirtschaftung insbesondere infolge der Klimaänderung zukünftig deutlich verringern kann.

Die beobachtete Trockenperiode von 2014 bis 2020 unterstreicht bereits bestehende Bewirtschaftungsmaßnahmen, welche u. a. in den Wasserwirtschaftsplänen der Stauanlagen verankert sind bzw. zukünftig noch fester Bestandteil der Wasserwirtschaftspläne werden. So können bei Notwendigkeit einerseits Bereitstellungsstufen (vgl. zu dieser bereits seit vielen Jahren gehandhabten Bewirtschaftungsmaßnahme die Ausführungen im Kapitel 7.1.2.3 *Abgaben aus den Talsperren und Bereitstellung der vertraglich gebundenen Rohwasserabgaben*) ausgerufen und andererseits bei besonders geringen Zuflüssen die Wildbett-Mindestabgaben ( $Q_{min}$ ) auf den Talsperrenzufluss (Zufluss = Abfluss <  $Q_{min}$  in gravierenden Trockenwetterzeiten, weitere Ausführungen nachfolgend im Kapitel 7.1.3.2 *Nutzung der Regelungen des  $Q_{min}$ -Erlasses für Trinkwassertalsperren*) begrenzt werden. Hierzu wurde im Jahr 2020 durch das SMEKUL ein entsprechender Erlass zur Rohwasserbereitstellung aus Talsperren zur öffentlichen Wasserversorgung ausgefertigt (SMEKUL 2020).

Darüber hinaus ist eine Dynamisierung des Betriebsstauzieles, d. h. dessen saisonale Anpassung, optional möglich (weitere Ausführungen hierzu enthält Kapitel 7.1.3.3 *Flexible Stauanlagenbewirtschaftung für ausgewählte Trinkwassertalsperren*).

Im Hinblick auf den Klimawandel gewinnen die Verbundbewirtschaftung von Stauanlagen und deren weitere Vervollkommnung zum Kapazitätsausgleich von verfügbaren Kapazitäten, eine Optimierung der multifunktionalen Bewirtschaftung und weitere Untersuchungen zur Erschließung von zusätzlichen, neuen Wasserdargeboten zu bestehenden Stauanlagen große Bedeutung.

### **7.1.3.2 Nutzung der Regelungen des Qmin-Erlasses für Trinkwassertalsperren**

Gemäß den Regelungen des Qmin-Erlasses des SMEKUL aus dem Jahr 2020 (SMEKUL 2020) ist es zur Sicherstellung der öffentlichen Wasserversorgung möglich und notwendig, den jeweils wasserrechtlich fixierten Wert der Mindestwasserabgabe (Qmin) aus jeder Trinkwassertalsperre in Zeiten gravierender Trockenheit auf den Gesamtzufluss anzupassen. Dies wird in Trockenwetterzeiten wie folgt gehandhabt:

\* bei Gesamtzufluss < Qmin kann eine Anpassung der Wildbettabgabe mittels\*  $Q_{min} = \text{Gesamtzufluss}$  vorgenommen werden.

Die Umsetzung der Regelungen des Qmin-Erlasses erfolgt in Praxis durch die Einreichung jeweils eines Talsperren-spezifischen Antrages einschließlich der Begründung zur Notwendigkeit der Maßnahme bei der Landesdirektion Sachsen (LDS) durch die LTV. Für ausgewählte Trinkwassertalsperren wurden in den letzten Jahren solche Anträge bereits durch die LTV bei der LDS gestellt. Nach der Genehmigung, für jeweils ein Bewirtschaftungsjahr, wurden die Maßnahmen in die Praxis der Talsperrenbewirtschaftung erfolgreich eingesetzt und damit letztlich Rohwasser für die öffentliche Wasserversorgung im jeweiligen TS-Betriebsraum eingespart bzw. zurückgehalten.

### **7.1.3.3 Flexible Stauanlagenbewirtschaftung für ausgewählte Trinkwassertalsperren**

Im Ergebnis der ausgeprägten Trockenperiode, die in den Jahren 2018 bis 2020 bezüglich der Regelbewirtschaftung der Talsperren ihren Höhepunkt fand, wurden für die Optimierung der Bewirtschaftung einige ausgewählte Trinkwassertalsperren im Frühjahr 2021 über das Stauziel hinaus, mit Talsperreninhalten von bis zu 110 % bezogen auf das reguläre Stauziel, eingestaut. Für diese Bewirtschaftungsmaßnahme lag eine behördliche Genehmigung vor.

Dabei bestand generell das Ziel, die beiden konkurrierenden Hauptnutzungen Rohwasserabgabe für die Trinkwasserversorgung sowie den Hochwasserschutz für den Unterlauf optimal in Einklang zu bringen.

Durch die LTV wurde untersucht und bewertet, für welche der Trinkwassertalsperren dies möglich und sinnvoll ist. Dabei wurden insbesondere die Belange der Trinkwasserversorgung (u. a. Auslastung der jeweiligen Stauanlage mit Rohwasserabgaben zur Trinkwasserversorgung, die Veränderung des Zuflussregimes zur Sperrstelle in den letzten Jahren) und des Hochwasserschutzes (Sicherstellung des Hochwasserschutzes durch rechtzeitige Vorentlastungen des temporären Höherstaus bei Vorliegen entsprechender Starkniederschlags- und/oder Tauwetterwarnungen) berücksichtigt. Der LTV liegen aktuell Genehmigungen zum temporären Höherstau über das Regelstauziel hinaus bis zum Jahr 2026/27 für die Talsperren Lehmühle, Gottleuba, Rauschenbach, Cranzahl, Stollberg und Sosa vor. Dabei dient der temporäre Höherstau in den Talsperren Lehmühle und Rauschenbach insbesondere der Absicherung der Ersatzwasserversorgung im Zeitraum der Komplexsanierung der Talsperre Lichtenberg.

Der Effekt temporär erhöhter Stauziele besteht in der zusätzlichen Speicherung der im Regelfall höheren Wasserdarangebote im Winter und Frühjahr, sodass sich die Wahrscheinlichkeit für ganzjährig ausreichend hohe Inhalte über den Bereitstellungsstufen erhöht. Damit ergeben sich positive Effekte für die Versorgungssicherheit nach der Wassermenge. Weiterhin werden durch die Möglichkeit, temporär mehr Wasser zu speichern, auch deutliche, positive wassergütewirtschaftliche Effekte erzielt.

Hinsichtlich der sich immer deutlicher abzeichnenden Klimaänderung und deren Auswirkungen ist die Maßnahme zur temporären Vergrößerung der Betriebsräume eine geeignete Kompensationsmaßnahme zur Verbesserung der innerjährigen Bewirtschaftung.

Der positive wassermengenwirtschaftliche Aspekt des Verfahrens zum flexiblen Stauziel zeigt sich dabei weniger in einer dauerhaften, deutlichen Erhöhung der Talsperrenleistung für Rohwasserabgaben, als vielmehr durch höhere Inhalte in ausgeprägten Trockenjahren. Dabei kann speziell in diesen Trockenjahren der Zeitraum für das Ausrufen und Bestehen von Bereitstellungsstufen, die auch mit der Reduzierung von Rohwasserabgaben verbunden sein können, deutlich reduziert bzw. sogar ganz vermieden werden. Die Regelungen zur temporären Erhöhung des Betriebsraumes sollen nach einer Praxistestphase von 5 Jahren schließlich fest in die Bewirtschaftungsplanung übernommen werden.

#### **7.1.3.4 Abschätzung der Entwicklung der Leistungsfähigkeit der Trinkwassertalsperren für Rohwasserabgaben in den kommenden Jahrzehnten bis hin zum Jahr 2100**

Vor dem Hintergrund der langanhaltenden Trockenperiode seit 2014 hat die LTV unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus Klimamodellierungen die Dargebotsentwicklung im Zufluss zu ausgewählten Trinkwassertalsperren mit sich anschließenden Speicherrechnungen zur Ermittlung der zukünftigen Leistungsfähigkeit für Rohwasserabgaben untersucht. Für die zukünftige Ausrichtung der Talsperrenbewirtschaftung zur mittel- und langfristigen Stabilisierung der öffentlichen Trinkwasserversorgung ist es von großer Bedeutung, die Dargebotsentwicklung in den Einzugsgebieten zu prognostizieren und darüber die Leistungsfähigkeit der jeweiligen Trinkwassertalsperren fundiert abzuschätzen.

Ziel der Untersuchungen war es, die Leistungsfähigkeit der Trinkwassertalsperren für den Zeitraum bis zum Jahr 2100 zu prognostizieren und Maßnahmen zur Systemhärtung bzw. Erhöhung der Leistungsfähigkeit für Rohwasserabgaben zur Trinkwasserversorgung zu entwickeln. Diese Betrachtungen wurden insbesondere für das Talsperrensystem Klingenberg-Lehnmühle-Rauschenbach, basierend auf WEREX-VI Klimaprojektionsdaten, geführt (SYDRO-CONSULT 2021). Weiterhin wurden auch ausgewählte Einzugsgebiete im Mittlerem- und Westerzgebirge anhand der WEREX-VI Klimaprojektionsdaten untersucht (FICHTNER WATER & TRANSPORTATION GMBH 2021).

Aufgrund der Vielzahl verschiedener Szenarien und Realisierungen ergibt sich eine relativ große Spannweite der Ergebnisse für die Abgabeleistungen der Talsperren. Für die Zukunft sind weitere Untersuchungen u. a. auf der Grundlage weiterer Klimaprojektionsdaten (insbesondere Nutzung der Ergebnisse des Mitteldeutschen Kernensembles) geplant. Anhand der derzeit vorliegenden Ergebnisse wird davon ausgegangen, dass infolge des Klimawandels mit zunehmendem zeitlichen Verlauf mit einer schrittweisen Abnahme der Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Rohwasserabgabehöhen für Trinkwasser bis hin zu 30 Prozent im Jahr 2100 zu rechnen ist. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass schon kurz- bis mittelfristig mit einem Dargebots- und Leistungsrückgang für Abgaben (zunächst noch < 30 %) infolge der Klimaänderung zu rechnen ist. Aus jetziger Sicht wird zudem eingeschätzt, dass dieser zukünftige Leistungsrück-

gang auch nach noch folgenden Untersuchungen auf der Grundlage von weiteren Ergebnissen verschiedener Klimamodelle (sowohl statistische wie dynamische Klimamodelle betreffend) sich als Regelfall erweisen wird. Dies gilt nach unserer jetzigen Einschätzung auch für die Anwendung der Ergebnisse aus dynamischen Klimamodellen, d. h. auch bei zukünftig leicht erhöhten Mittelwasserzuflüssen zu Stauanlagensperrstellen, wird sich infolge der an Intensität zunehmenden Trockenperioden (sowohl nach Länge als auch Ausprägung der Trockenwetterzuflüsse) die Abgabeleistungsfähigkeit der Stauanlagen, die mit sehr hohen Bereitstellungssicherheiten bemessen wird, reduzieren. Der Rückgang der Abgabeleistungsfähigkeit der Talsperren hat unter Annahme gleichbleibender vertraglicher Bindungen bezüglich der aktuellen Vertragslage bei der Rohwasserbereitstellung die Folge, dass der jetzt aktuelle Rohwasserbedarf der Talsperrenwasserkunden mittel- und langfristig bis hin zum Jahr 2100 nicht mehr hinreichend abgedeckt werden kann.

Daher wird davon ausgegangen, dass zur Bedarfsdeckung zukünftig weitere und umfassende Maßnahmen ergriffen werden müssen. Die Arbeiten hierzu müssen unter Berücksichtigung u. a. der Zeiträume für Planungen, Genehmigungen und den Bau zeitnah in Angriff genommen werden.

#### **7.1.3.5 Bearbeitung von Machbarkeitsstudien und weitere mögliche Maßnahmen zur Steigerung des Rohwasserdargebotes für Stauanlagen**

Die LTV hat zur Thematik Klimawandel und Talsperrenbewirtschaftung neben eigenen Betrachtungen (Eckpunktepapier zur Rohwasserbereitstellung für die Trinkwassertalsperren des Freistaates Sachsen unter Berücksichtigung des Klimawandels, LTV 2021) auch Machbarkeitsstudien zur Dargebotserweiterung für hochausgelastete Talsperren beauftragt, deren Ergebnisse in entsprechende strategische Überlegungen und zukünftige Planungen Eingang finden. Auf dieser Grundlage wurden nachfolgende Anpassungsstrategien und notwendige Maßnahmen priorisiert:

- Machbarkeitsstudie zur Dargebotserhöhung im Großraum Dresden und Pirna / Sebnitz, Stand Januar 2020 (PLANUNGSGESELLSCHAFT SCHOLZ + LEWIS MBH 2020) u. a. mit den Vorzugsvarianten zur Überleitung von Wasser aus dem Einzugsgebiet der Freiburger Mulde und der Bobritzsch zum TS-System Klingenberg / Lehmühle / Rauschenbach (bzw. einer Kombination dieser Überleitungen). Nach den entsprechenden Szenarien der Klimaentwicklung kann mittelfristig der aktuelle Bedarf auf Grund des Rückganges der Leistungsfähigkeit nicht mehr gedeckt werden. Gleichzeitig wird wegen potenziellen wirtschaftlichen Entwicklungen zukünftig ein steigender Bedarf an Trinkwasser aus dem TS-System erwartet. Um dieses mittelfristige Defizit auszugleichen, ist das Talsperren-Verbundsystem Klingenberg / Lehmühle / Rauschenbach entsprechend zu härten.
- Machbarkeitsstudie zur Dargebotserhöhung der Talsperre Cranzahl, Stand September 2021 (IKD INGENIEUR-CONSULT GMBH 2021) mit einer Vielzahl von Varianten zur Nutzung unterschiedlicher Einzugsgebiete, Überleitungskapazitäten und -technologien. Die Vorzugsvariante beinhaltet eine Kombination von Maßnahmen zur umfassenden Sanierung des Hanggrabens zur Talsperre Cranzahl zur Herstellung eines durchgängigen Winterbetriebes sowie zur Überleitung der Weißen Sehma und der Zschopau mittels Druckrohrleitungen. Die beiden Maßnahmen zur Überleitung der Zschopau und der Weißen Sehma wurden dabei bereits baulich realisiert.

Weitere qualifizierte Untersuchungen hinsichtlich von Bilanzbetrachtungen und entsprechenden Maßnahmen zu Dargebotserhöhungen und Leistungssteigerungen für Rohwasserabgaben aus Trinkwassertalsperren zum Ausgleich der Folgen einer Klimaänderung sind beispielsweise:

- Eine Überleitung von Wasser aus der Talsperre Saidenbach / Talsperrensystem Mittleres Erzgebirge über den Oberen Großhartmannsdorfer Teich (OGHT). Mit der Überleitung zum OGHT könnte über das bereits vorhandene System Rohwasser zur Talsperre Lichtenberg und weiter zur Talsperre Klingenberg geleitet werden. Somit würde diese Maßnahme auch der Rohwasserbereitstellung für den Großraum Dresden dienen.
- Zur Leistungssteigerung der Talsperre Gottleuba und zum Ausgleich von zukünftig entstehenden Defiziten für die Versorgungsgebiete des Zweckverbandes Pirna / Sebnitz sowie ggf. zusätzlich für das Versorgungsgebiet Dresden ergaben die Untersuchungen Möglichkeiten zur Dargebotserweiterung und Überleitung. Im Raum stehen Varianten zur Überleitung des Mordgrundbaches, der Weißen Müglitz oder der Müglitz in Kombination mit der Einrichtung eines Betriebsraumes zur Rohwasserversorgung im bestehenden Hochwasserrückhaltebecken Lauenstein.
- Für die Talsperre Lichtenberg wird die Nutzung der Einleitung des Mortel-, Bierwiesen- und Becherbaches in die Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA) zur Leistungssteigerung und als weitere Möglichkeit ein Anschluss an die Überleitung der Bobritzsch und / oder Freiburger Mulde auf dem Weg in Richtung des TS-Systems Klingenberg / Lehmühle favorisiert.
- Zur Sicherstellung der Versorgung aus der Talsperre Stollberg wird insbesondere eine Variante zur Betriebsraumvergrößerung zur Leistungssteigerung geprüft. Dabei werden die Hochwasserschutzwirkung als auch die Überflutungssicherheit des Absperrbauwerkes keine Reduzierungen erfahren.
- Um mittel- und langfristig negative Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot in den Talsperren wirksam zu kompensieren, müssen rechtzeitig zusätzliche Wasserdarangebote bzw. Einzugsgebiete für entsprechende Talsperren erschlossen und nutzbar gemacht werden. Dabei kommt dem Erhalt bzw. der Erweiterung des Talsperrenverbundes einschließlich der Nutzungserweiterungen (bspw. Ausstattung eines Hochwasserrückhaltebeckens mit einem zusätzlichen Betriebsraum für Rohwasserabgaben) an einzelnen Stauanlagen eine maßgebende Bedeutung bei.

#### **7.1.3.6 Gütewirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen an Stauanlagen für Trockenperioden**

Langanhaltende hydrologische Trockenheit führt zu komplexen und vielfältigen Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit von Talsperren, die auf verschiedenen zeitlichen und räumlichen Skalen wirken. Darüber hinaus unterliegen Talsperren in der Regel Mehrfachnutzungen, die es integrativ zu bewirtschaften gilt. Die Zunahme hydro-meteorologischer Extremereignisse – das betrifft Hochwässer und Niedrigwasserperioden gleichermaßen – intensiviert insbesondere an multifunktional genutzten Talsperren den Konflikt von in Konkurrenz zueinanderstehenden Nutzungsansprüchen. Die Erhöhung ihrer Resilienz gegenüber solchen Extremereignissen ist deshalb von herausragender Bedeutung für eine zukunftsfähige Wasserversorgung / Rohwasserbereitstellung.

Adaptionsstrategien, welche auf die Erhöhung der Resilienz der wasserwirtschaftlichen Infrastruktur zielen, müssen robust, aber dennoch ausreichend flexibel sein (sog. win-win- bzw. no-regret-Maßnahmen), da sie auch bei unsicheren – d. h. schwer vorhersagbaren – Entwicklungen über eine hohe Wirksamkeit verfügen sollten, um die Vulnerabilität des betroffenen Wasserversorgungssystems gegenüber Klimawandelfolgen nachhaltig zu senken.

Um die Systemdienstleistungen von Talsperren insbesondere vor dem Hintergrund konkurrierender Nutzungsansprüche auch in langanhaltenden Trockenperioden sicherstellen zu können, sind verschiedene, auf die Erhaltung / Verbesserung der Wasserbeschaffenheit ausgerichtete Handlungsoptionen – im Idealfall auch in Kombination – möglich und zielführend. Dazu zählen u. a. die

- Verbesserung des Gewässerschutzes auf Einzugsgebietsebene
- eine adaptive Stauanlagenbewirtschaftung
- die technische Optimierung der Stauanlage bzw. Versorgungs-Infrastruktur zur Verbesserung / Erweiterung ihrer Bewirtschaftungsoptionen

Geeignete Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene zielen in erster Linie auf die Minimierung von externen (Nähr-) Stoffeinträgen und dienen der Eutrophierungsbekämpfung. Grund hierfür ist die Tatsache, dass sich die Effekte der globalen Erwärmung und die der Eutrophierung hinsichtlich ihrer Symptomatik und den damit einhergehenden Problemen wechselseitig verstärken.

Neben emissionsorientierten Maßnahmen der gewässerschutzkonformen Flächenbewirtschaftung und dem Ausbau von Abwasserrückhaltekapazitäten zur Reduktion externer Lasten eröffnet die Funktionsoptimierung morphometrisch geeigneter (d. h. große und tiefe) Vorsperren, im Sinne einer beschaffenheitsorientierten, ereignisbezogenen Bewirtschaftung, Möglichkeiten zur Verbesserung ihres Stoffrückhaltevermögens, bspw. durch eine vom Durchfluss abhängige Steuerung ihrer Verweilzeit (d. h. einem intermittierenden Wechsel zwischen Teil- und Vollstaubetrieb). Mit dieser Betriebsweise lassen sich in Trockenperioden gütewirtschaftlich nachteilige Effekte zu langer Aufenthaltszeiten, wie das Aufkommen schlecht sedimentierender Phytoplankter und die daraus resultierende verringerte Phosphoreliminationsleistung, abmindern. Auch lässt sich dadurch die Ausbildung einer durchgängigen, langanhaltenden stabilen thermischen Schichtung in der Vorsperre und damit die Entstehung anaerober Verhältnisse an der Wasser-Sediment-Kontaktzone, welche mit der Rücklösung unerwünschter Stoffe wie Phosphor und Mangan aus dem Sediment einhergehen, einschränken.

Ist die mengenvariable Steuerung des Stauvolumens einer Vorsperre bautechnisch nicht vorgesehen bzw. möglich, kann der Zufluss bei vorhandenen Umgehungsleitungen / Bypass-Systemen in Niedrigwasserperioden auch direkt, d. h. ohne Passage der Vorsperre, in die Talsperre eingeleitet werden. In solchen Perioden ist die Wasserbeschaffenheit im Zulauf von Vorsperren beim Vorhandensein günstiger Nutzungsstrukturen im Einzugsgebiet (bspw. einem hohen Waldanteil, wenig bzw. extensiv genutzten Landwirtschaftsflächen sowie fehlenden Punktbelastungsquellen) durch die weitgehende „hydrologische Entkopplung“ des Einzugsgebietes häufig besser als die in ihren Abläufen (d. h. die den Vorsperren zufließenden Stofffrachten sind dann vernachlässigbar gering). In stärker urbanisierten Einzugsgebieten – und beim Vorhandensein von punktuellen Belastungsquellen – gehen Niedrigwasserabflüsse dagegen aufgrund der fehlenden Verdünnungswirkung nicht selten mit erhöhten Nährstoffkonzentrationen einher (siehe Kapitel 6 *Gewässergütesituation Fließgewässer*), was die genaue Evaluierung einer solchen Maßnahme erfordert.

Aufgrund von mit dem Klimawandel häufig einhergehenden zeitlich sowie räumlich ungleichmäßiger verteilten Niederschlägen und Abflüssen ist es bei unterschiedlich stark beanspruchten Dargeboten zielführend, Stauanlagen für die Gewährleistung möglichst hoher Füllstände optional im Verbund (bspw. durch Überleitungen) zu bewirtschaften. Als kompensatorische Maßnahme ist neben der Vernetzung von Stauanlagen zu Verbundsystemen auch die Erschließung von zusätzlichen Dargeboten durch wassergütewirtschaftlich geeignete Beileitungen aus Fremdeinzugsgebieten möglich (siehe Kapitel 7.1.3.5 *Bearbeitung*

von Machbarkeitsstudien und weitere mögliche Maßnahmen zur Steigerung des Rohwasserdargebotes für Stauanlagen). Diese Maßnahme bedeutet allerdings auch einen erhöhten administrativen Aufwand, da für das Beileitungsgebiet einer Trinkwassertalsperre in der Regel die Ausweisung eines Wasserschutzgebietes bzw. ein ähnlich hoher Schutzstatus erforderlich wird.

Zur technischen Optimierungsstrategie gehören darüber hinaus Akutmaßnahmen, wie die Vorhaltung von Anlagen zur gezielten Beeinflussung der Rohwasserbeschaffenheit / der Beschaffenheit des hypolimnischen Wasserkörpers, wie z. B. Tiefenwasserbelüftungs- und ggf. Destratifikationsanlagen.

Neben der Durchführung von in situ-Akutmaßnahmen sowie Maßnahmen zur Verringerung externer Belastungen für die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit wie bspw. der Optimierung des Vorsperrenbetriebes, dem Bau von Bypass-Systemen zur Minderung von Stoffeinträgen und der Erschließung zusätzlicher Rohwasser-Ressourcen über Beileitungen ist vor allem die Etablierung technischer Einrichtungen zur Gewährleistung einer die Wassergüte befördernden Wassermengenbewirtschaftung wie bspw. die Flexibilisierung von Entnahmeanlagen für die selektive Abgabe von Rohwasser bzw. einer gezielten Mengentlastung aus stofflich stärker beeinträchtigten Gewässerschichten an das Wildbett, insofern die Auswirkungen auf den Unterlauf ökologisch hinnehmbar sind und/oder die Priorität auf der Aufrechterhaltung der Rohwasserbereitstellung für die Trinkwasseraufbereitung liegt, zweckdienlich. Dazu gehören u. a. leistungsfähige Verbindungsleitungen zwischen den Betriebsauslässen und dem Grundablass, der Einbau von Zwischen- und Tiefenauslässen sowie die Etablierung von multiplen, in ausreichend enger vertikaler Staffelung angeordneten Betriebsauslässen bzw. tiefenvariabel steuerbaren Abgabeeinrichtungen (Standrohre mit unterschiedlichen Einlauftiefen, höhenverstellbare Teleskoprohre, schwenkbare Entnahmeleitungen usw.).

Im multifunktionalen Nutzungskontext ist darüber hinaus eine adaptive Stauanlagenbewirtschaftung opportun, d. h. dass Stauräume unter Berücksichtigung verschiedener – einschließlich gütewirtschaftlicher – Anforderungen zeitlich (und räumlich) differenziert bewirtschaftet werden können, bspw. mithilfe einer Dynamisierung von Stau- und Aufhöhungszielen durch die Festlegung jahreszeitlich variabler Stauziele. Auch kann die Flexibilisierung bzw. Substitution der Mindestwasserabgabe an den Unterlauf zur Verbesserung der gütewirtschaftlichen Situation im gestauten Wasserkörper beitragen (siehe Kapitel 7.1.3.2 *Nutzung der Regelungen des Qmin-Erlasses für Trinkwassertalsperren*). Im Ergebnis wäre so bspw. die Herausbildung größerer Hypolimnia im Frühsommer bzw. eine Entlastung der hypolimnischen Wassermengenbilanz während der gütewirtschaftlich besonders kritischen Sommerstagnationsphase möglich.

Außer einem eng verknüpften Wassermengen- und Wassergütemanagement ist die Anwendung moderner Managementinstrumente essentiell. Vor dem Hintergrund zukünftig häufiger auftretender Extremereignisse muss dazu vor allem das prozessbezogene Verständnis der wichtigsten Faktoren für die dabei zu erwartenden Veränderungen der Wasserbeschaffenheit weiterentwickelt und in verlässlichen Vorhersagemodellen (zur Mittelfriststeuerung) für die wasserwirtschaftliche Praxis implementiert werden.

Neben Modellprognosen mit hoher Vorhersagegüte ist die Aufrechterhaltung und Intensivierung langfristig etablierter Untersuchungsprogramme zur Überwachung der Wasserbeschaffenheit von außerordentlicher Bedeutung (siehe auch Kapitel 6 *Gewässergütesituation Fließgewässer*). Daneben sollten kontinuierlich betriebene Monitoringinfrastrukturen (bspw. Messketten, instrumentierte Messbojen / -plattformen u.ä. für die Registrierung von Temperatur, Sauerstoff, Trübung, Phytoplankton,...) mit erhöhter vertikaler Tiefenauflösung zur Erfassung von auf kurzfristigen Zeitskalen stattfindenden Ereignissen zunehmend Berücksichtigung finden.

Nicht zuletzt sei die Etablierung von Versorgungsredundanzen wie die Vernetzung von Trinkwasserversorgungsgebieten, die Schaffung von Möglichkeiten, die Rohwasserbereitstellung im Not- / Bedarfsfall zumindest zeitweise aus alternativen Rohwasserquellen abzusichern (bspw. die temporäre / ergänzende Nutzung von Grundwasserressourcen über Tiefbrunnen), sowie die technologische Anpassung und der Kapazitätsausbau von Wasseraufbereitungsanlagen bzw. Wasserwerken erwähnt.

Aufgrund ihrer wirtschaftlichen Tragweite erfordern allerdings letztere Maßnahmen außerordentlich belastbare Prognosen für die zu erwartenden Veränderungen der Wasserbeschaffenheit. Auch sind sie aufgrund des vergleichsweise hohen Investitionsbedarfs nur mittel- bis langfristig zu realisieren. Ebenso beanspruchen bauliche Anpassungen an / Erweiterungen von Stauanlagen erfahrungsgemäß einen längeren Zeitraum hinsichtlich ihrer Planung und Genehmigung. Die Schaffung eines planerischen Vorlaufes ist gerade vor diesem Hintergrund zwingend geboten. Dazu ist es u. a. notwendig, auch regulär durchzuführende Überprüfungen (bspw. wie der vertieften Überprüfung von Stauanlagen gemäß DIN 19700) sowie Ertüchtigungen und Instandsetzungen grundsätzlich mit einem gütewirtschaftlich orientierten ‚Klimawandelcheck‘ zu verbinden und dem Vorsorgeprinzip bei der Maßnahmenplanung / -umsetzung entsprechend Rechnung zu tragen.

#### **7.1.4 Ausblick sächsische Stauanlagen in Trockenjahren**

Seit dem Jahr 2014 wird zunehmend deutlich, dass es unter dem Einfluss des Klimawandels zukünftig zu stärker ausgeprägten und länger andauernden Trockenperioden kommen kann. Für die Talsperrenbewirtschaftung rückt neben dem Hochwasserschutz, die Erhöhung der Resilienz sowie die Verbesserung der Anpassungsfähigkeit gegenüber solchen Extremwetterereignissen immer deutlicher in den Fokus. Stauanlagen werden von den zu erwartenden Klimaänderungen in technischer und auch in bewirtschaftungsseitiger Hinsicht unmittelbar selbst betroffen sein. Sie bieten jedoch dank vielfältiger Anpassungsmöglichkeiten zugleich gute Voraussetzungen, ungünstige Auswirkungen des Klimawandels auf die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse kompensieren zu können.

In der Trockenperiode 2014 - 2020 bewährte sich die Vernetzung der Talsperren über Grenzen von Versorgungsgebieten hinweg, da die mögliche Verbundbewirtschaftung zum Ausgleich von Überschuss- und Defizitgebieten genutzt werden konnte. Wichtig war u. a. auch die Anpassung der Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperren hinsichtlich einer saisonalen Betriebsraumerhöhung zur Steigerung der Leistungsfähigkeit unter Berücksichtigung des Hochwasserschutzes (vgl. Kapitel 7.1.3.3 *Flexible Stauanlagenbewirtschaftung für ausgewählte Trinkwassertalsperren*), die stellenweise Nutzung der Regelungen des „Qmin-Erlasses“ (vgl. Kapitel 7.1.3.2 *Nutzung der Regelungen des Qmin-Erlasses für Trinkwassertalsperren*) und die Handhabung der Bereitstellungsstufenregelung in der Bewirtschaftungspraxis (vgl. Kapitel 7.1.2.3 *Abgaben aus den Talsperren und Bereitstellung der vertraglich gebundenen Rohwasserabgaben*).

Mit den vorgestellten Machbarkeitsstudien und Untersuchungen wird weiterhin geprüft, in welchen Bereichen zusätzliche Dargebote durch Ausbau der Verbundsysteme und Überleitungen besonders effektiv sind.

Das Jahr 2021 lag hinsichtlich des Zuflussregimes für die Mehrheit der Stauanlagen im Mittelwasserbereich. Die Jahre 2022 und 2023 waren danach wieder als Trockenjahre einzustufen. Trotz des feuchten Winters war das Jahr 2023 im Sinne der Stauanlagenbewirtschaftung als Trockenjahr einzustufen, da auch wieder über den Sommer und Herbst deutliche Inhaltsabsenkungen in den Stauanlagen zu verzeichnen waren. Im Rahmen der Stauanlagenbewirtschaftung spielt ein sehr feuchter Winter nicht die aus-

schlaggebende Rolle, da hier so hohe Zuflüsse auftreten, die nicht vollständig in die Betriebsräume eingestaut werden können. Insofern ist die Wasserhaushaltsbilanz aus rein naturwissenschaftlicher Sicht nicht mit einer Trockenheit aus speicherwirtschaftlicher Sicht deckungsgleich. Zudem wurden in den Zuflüssen zu den Stauanlagensperrstellen im Jahr 2023 nicht die langjährigen Mittelwasserzuflüsse der vergangenen 30 Jahre erreicht. Es setzte sich damit praktisch der Trockenwetterzeitraum von 2014 bis 2020 bis zum Jahr 2023 (mit Ausnahme des Jahres 2021) fort und unterstreicht umso mehr die Notwendigkeit von wasserwirtschaftlichen und bewirtschaftungsseitigen Maßnahmen zur Kompensation der Auswirkungen des Klimawandels.

### **7.1.5 Literatur Stauanlagen**

- FICHTNER WATER & TRANSPORTATION GMBH (2021): Auswirkungen des Klimawandels auf die Abgabeleistung sächsischer Talsperren: Wasserhaushaltsmodellierung der Pegel Sachsengrund und Markersbach 1, im Auftrag der LTV. November 2021, unveröffentlicht
- IKD INGENIEUR-CONSULT GMBH (2021): Machbarkeitsstudie (MBS) zur Dargebotserhöhung der Talsperre Cranzahl, im Auftrag der LTV. September 2021, unveröffentlicht
- LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN (LTV) (2019): Regelungen zur Handhabung von Bereitstellungsstufen (BSS) in Trinkwasser-Talsperren (TW-TS) der LTV. Dienstanweisung GF-02-2019, 18.12.2019
- LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN (LTV) (2022): Eckpunktepapier zur Rohwasserbereitstellung für die Trinkwassertalsperren des Freistaates Sachsen unter Berücksichtigung des Klimawandels. März 2022, unveröffentlicht
- PLANUNGSGESELLSCHAFT SCHOLZ + LEWIS MBH (2020): Machbarkeitsstudie (MBS) zur Erhöhung der Rohwasserbereitstellung für den Großraum Dresden, im Auftrag der LTV. Januar 2020, unveröffentlicht
- STAATSMINISTERIUM FÜR ENERGIE, KLIMASCHUTZ, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMEKUL) (2020): Rohwasserbereitstellung aus Talsperren zur öffentlichen Trinkwasserversorgung - Handlungsvorgabe bei Extremtrockenwetter. Qmin- Erlass SMEKUL, 27.02.2020
- SYDRO-CONSULT (2021): Berechnung zur Leistungsfähigkeit für Rohwasserabgaben zur Trinkwasserbereitstellung. Endbericht, 19.03.2021, unveröffentlicht

## 7.2 Auswirkungen der Trockenheit auf die Luftqualität

### 7.2.1 Grundlegende Aspekte des Zusammenhangs zwischen Trockenheit und Luftqualität

Klimawandel und Luftqualität beeinflussen sich gegenseitig. Auch wenn bisher nicht alle Wechselwirkungen hinreichend bekannt sind oder untersucht wurden, hat der Zwischenstaatliche Ausschuss für Klimaänderungen (IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change) bereits 2007 vorhergesagt, dass sich die zukünftige städtische Luftqualität aufgrund des Klimawandels verschlechtern kann (IPCC „AR4 CLIMATE CHANGE 2007: SYNTHESIS REPORT“). Der Einfluss von Trockenheit bzw. niederschlagsarmen Episoden auf die Luftschadstoffe Feinstaub und Ozon, der im Folgenden betrachtet wird, ist dabei nur ein Teilaspekt.

SCHULTZ ET AL. fassten 2017 die Auswirkungen von Dürreperioden auf Ozon und Feinstaub zusammen und konstatierten überwiegend Konzentrationsanstiege (Tabelle 31).

**Tabelle 31: Zusammenfassung der Auswirkungen von Dürreperioden auf die Luftqualität (verändert nach SCHULTZ ET AL. 2017, kursiv: eigene Anmerkungen)**

Zunahme von ...	bewirkt ...	Auswirkung auf bodennahes Ozon	Auswirkung auf Feinstaub
Dürreperioden	erhöhte Temperatur und reduzierte Feuchte	Anstieg	Anstieg
	Pflanzenstress und reduzierte Öffnung der Spaltöffnungen	Anstieg	<i>Anstieg? (durch Waldsterben ggf. Beeinträchtigung der Immissionsschutzfunktion des Waldes)</i>
	Zunahme von Waldbränden	Anstieg	<i>Anstieg (insbesondere gesundheitsgefährdender Ruß und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)</i>
	Zunahme von Staubemissionen	<i>keine konsistente Datenlage</i>	Anstieg
	weniger Auswaschen von Ozonvorläufersubstanzen und Partikeln aufgrund reduzierter Niederschlagshäufigkeit	Anstieg	Anstieg

Allgemein trägt regelmäßiger „Landregen“ durch die Auswaschung (nasse Deposition) von Luftschadstoffen, insbesondere in partikulärer Form, zu einer besseren Luft bei. Lange Trockenphasen bedeuten hingegen mehr Feinstaub in der Luft, zum einen durch die fehlende Auswaschung, zum anderen durch vermehrte Aufwirbelung und Bodenerosion (Straßenstaub, Landwirtschaft, etc.). Untersuchungen der Feinstaubkonzentration im heißen Sommer 2003 konnten dies bereits mit erhöhten Werten an europäischen Luftmessstationen belegen (MUES ET AL. 2012).

Trockenperioden im Sommer sind oftmals auch durch viele Sonnenstunden und hohe Lufttemperaturen gekennzeichnet. Dies hat insbesondere auf die Ozonchemie Auswirkungen. Mehrere Tage mit hohen Temperaturen begünstigen prinzipiell die Ozonbildung und bis zu einem gewissen Grad auch die Produktion biogener volatiler organischer Kohlenwasserstoffe (BVOC) als Ozonvorläufersubstanzen. Zudem wird die Ozondeposition durch die Spaltöffnungen der Pflanzen bei Trockenheit bzw. geringer Luft- und Bodenfeuchte reduziert.

Die Feinstaubkonzentrationen zeigen in den letzten Jahren insgesamt einen abnehmenden Trend. Deshalb fallen die trockenen Jahre im Zeitraum 2014 bis 2020 im Vergleich zu den Vorjahren nicht durch erhöhte Konzentrationen auf. Ziel der vorliegenden Analysen war es daher, anhand der Daten des sächsischen Luftgütemessnetzes den Einfluss längerer Trockenperioden ohne Niederschlag auf die Luftschadstoffkonzentrationen herauszuarbeiten. Dabei wurde sowohl der Gesamtzeitraum als auch die drei 7-Jahres-Abschnitte (2000-2006, 2007-2013 und 2014-2020) untersucht. Da sich kaum Unterschiede untereinander bzw. im Vergleich zum Gesamtzeitraum ergaben, wird im Folgenden aus Gründen der statistischen Sicherheit der Gesamtzeitraum dargestellt. Das Jahr 2020 wurde bei der finalen Auswertung nicht berücksichtigt, um den Einfluss der pandemiebeschränkenden Maßnahmen („Lockdowns“) auszuschließen.

## **7.2.2 Methodik Luftqualität**

### **7.2.2.1 Statistische Analyse anhand der Dauer der Trockenzeit – Methodik 1 Luftqualität**

In einem ersten Schritt wurde mit einem einfachen Verfahren untersucht, ob es grundsätzlich auftretende Muster in Abhängigkeit von der Dauer einer Trockenheitsepisode auf die Feinstaub (PM10)- und Ozonkonzentrationen gibt. Als PM10 werden Staubpartikel bezeichnet, deren aerodynamischer Durchmesser kleiner als 10 µm ist. Definiert wurde dabei ein Trockentag als ein Tag, an dem weniger als 1 mm Niederschlag fiel, Tage mit  $\geq 1$  mm Niederschlag entsprechend als Regentage. Diese Grenze wurde gewählt, da ein nachweislicher Auswaschungseffekt erst mit einer gewissen Regenmenge auftritt. Ausgehend vom letzten Regentag wurden die folgenden Trockentage gezählt als Tag 1, Tag 2, Tag 3, ... bis zum nächsten Regentag. Für die sich dadurch ergebenden Klassen wurden mittels R (Version 4.0.5) Boxplots erstellt. Das Verfahren wurde sowohl für das gesamte Jahr als auch für die meteorologischen Jahreszeiten durchgeführt. Die Trockenepisoden  $\geq 10$  Tage wurden als relativ seltene Ereignisse zu einer Klasse zusammengefasst, um statistische Ausreißer einzuschränken.

Verwendet wurden die langjährigen Messreihen (Tagesmittelwerte) des aktuellen sächsischen Luftmessnetzes<sup>13</sup>, das durch die BfUL betrieben wird, kombiniert mit Daten von möglichst nahegelegenen Niederschlagsmessstationen des DWD der Jahre 2000-2019. Die Messstationen wurden entsprechend ihres Standortes klassifiziert (Tabelle 32). Abschließend wurde das obige Verfahren mit den Daten aller zum Messstationstyp gehörenden Messstationen noch einmal durchgeführt.

In Abhängigkeit vom Schadstoff, dem Messstationstyp der betrachteten Messstationen und der Jahreszeit ergaben sich dabei typische Muster. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss jedoch beachtet werden, dass es sich bei Regen mitunter um sehr lokale Ereignisse handeln kann. Daher kann es bei den Immissionsmessstationen ohne direkte Niederschlagsmessung zu falschen Zuordnungen kommen, die nicht aufklärbar sind und die den statistischen Zusammenhang schwächen. Dieser Fehler verstärkt sich, je länger eine Trockenphase anhält. Die Kombination dieses Fehlers mit der abnehmenden Häufigkeit längerer

---

<sup>13</sup> [Luftmessnetz - Luft - sachsen.de](https://luftmessnetz-luft-sachsen.de)

Trockenphasen führen zu einem meist uneinheitlichen Bild ab dem 6. bis 7. Tag der Trockenheit. Deshalb beschränken sich die meisten Interpretationen auf die Tage 0 bis 5 bzw. 6. Das Ausbleiben des Niederschlags darf nicht als alleinige Ursache der sich ergebenden Muster interpretiert werden. Ursachen sind eine Vielzahl meteorologischer und emissionsbedingter Parameter.

**Tabelle 32: Klassifikation der Messstationen mit verwendeter Niederschlagsmessstelle**

Messstationsklasse	Messstationen
Verkehr Großstadt	Dresden-Nord mit Dresden-Gohlis Dresden-Bergstraße mit Dresden-Gohlis Leipzig-Mitte mit Taucha Leipzig-Lützner-Straße mit Leipzig-Holzhausen Chemnitz-Leipziger-Straße mit Chemnitz
Hintergrund Großstadt	Leipzig-West mit Markranstädt-Grosslehna Chemnitz-Hans-Link-Straße mit Chemnitz Dresden-Winckelmannstraße mit Dresden-Gohlis
Verkehr Kleinstadt	Zwickau-Werdauer-Straße mit Sankt Egidien-Kuhschnappel Plauen-Süd mit Plauen Görlitz mit Görlitz Borna mit Lausick-Bad Glasten
Hintergrund Kleinstadt	Annaberg-Buchholz mit Tannenberg Bautzen mit Burkau-Kleinhänchen Freiberg mit Oberbobritzsch Glauchau mit Sankt Egidien-Kuhschnappel Klingenthal mit Klingenthal-Kamerun Zittau-Ost mit Jonsdorf-Kurort
Ländlicher Hintergrund	Brockau mit Mühltroff Collmberg mit Oschatz Niesky mit Waldhufen-Diehsa Radebeul-Wahnsdorf mit Dresden-Klotzsche
Bergstation	Fichtelberg mit Fichtelberg Carlsfeld mit Carlsfel Zinnwald mit Zinnwald-Georgenfeld Schwarzenberg mit Dorfchemnitz bei Seyda

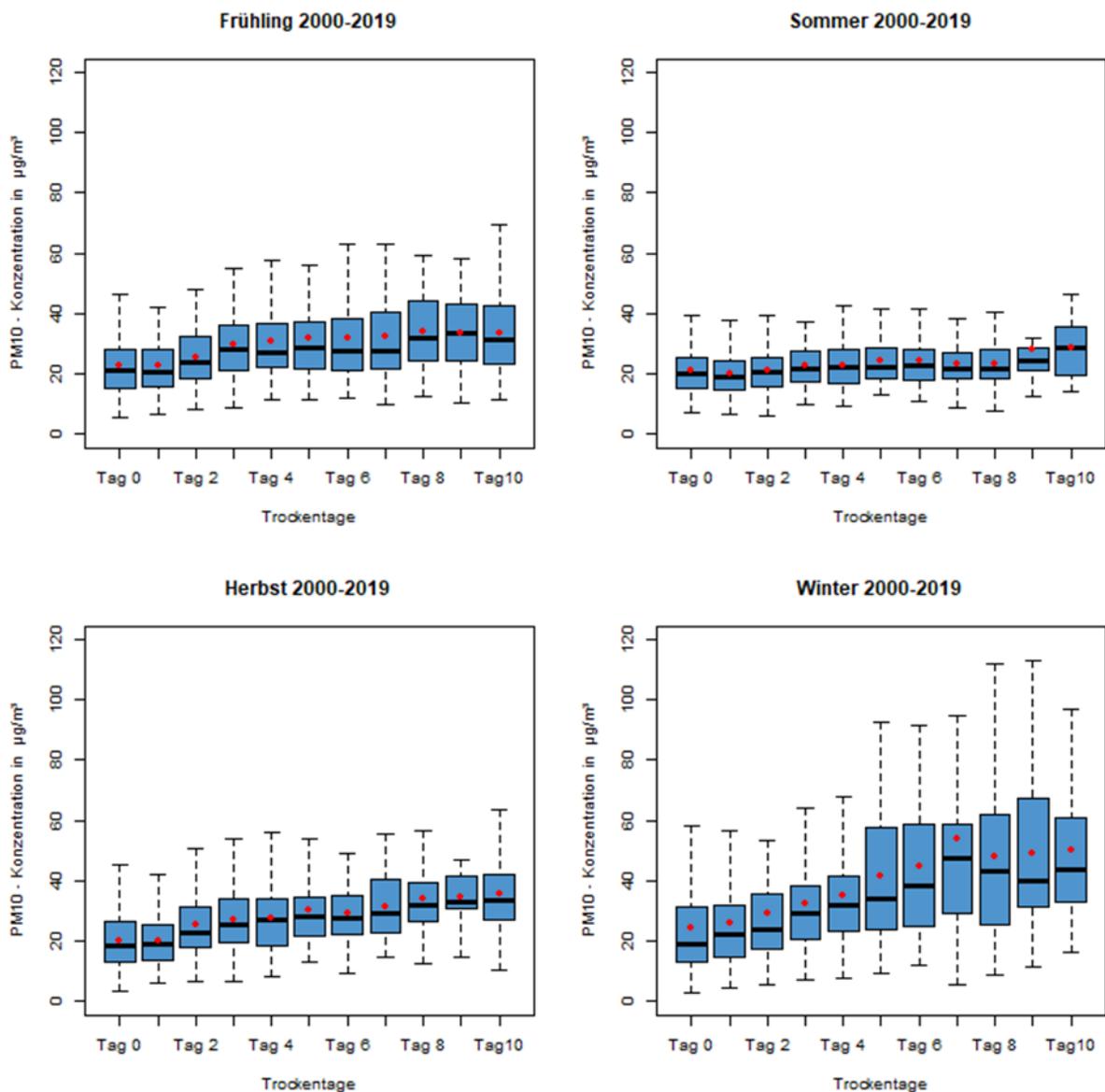
### 7.2.2.2 Statistische Analyse mittels maschinellem Lernen – Methodik 2 Luftqualität

Eine weitere komplexere Untersuchung, die vom Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) im Auftrag des LfULG durchgeführt wurde, analysierte stündliche PM10-Konzentrationen von einigen Messstationen aus dem sächsischen Luftgütemessnetz hinsichtlich verschiedener Einflussgrößen. Da verschiedene meteorologische Faktoren selten unabhängig voneinander sind, stellte sich die Frage, ob die beobachtete Abhängigkeit von Trockenperioden tatsächlich ursächlich ist oder ob sich dahinter eine Abhängigkeit von anderen meteorologischen Einflussgrößen verbirgt. Die Anzahl an Trockentagen könnte möglicherweise einen Effekt der Länge von Hochdruckwetterlagen mit kontinentaler Luftmassenanstromung im Gegensatz zu Tiefdruckwetterlagen mit eher mariner großräumiger Anströmung überlagern. In der Folge wäre die in den Messdaten beobachtete Abhängigkeit gegebenenfalls eher auf unterschiedlich stark ausgeprägte Emissionen in den unterschiedlichen Anströmungsgebieten zurückzuführen.

Um solche „Querempfindlichkeiten“ zu unterdrücken und isolierte Einflüsse einzelner Messgrößen auf die PM10-Konzentration zu bestimmen, wurden statistische Modelle aus dem Bereich des maschinellen Lernens angewandt, um damit die partiellen Abhängigkeiten zu berechnen und in sogenannte Partial Dependence Plots (PDP) darzustellen. Diese zeigen die isolierten Effekte einer Einflussgröße auf die Zielgröße, d. h. wenn alle anderen Einflussgrößen unverändert blieben. Niederschlagsdaten für die einzelnen Stationen wurden aus dem RADOLAN-Kompositprodukt des DWD bezogen (SENF 2021). Darüber hinaus wurden in einem erweiterten Modell für eine Reihe von Stationen 96 h-HYSPLIT Rückwärtstrajektorien gerechnet, aus denen die Mischungsschichthöhe (MSH) an der Station, mittlere meteorologische Messgrößen entlang der Trajektorie, sowie Trajektorienverweilzeiten (TVZ) über verschiedenen Landnutzungsclassen berechnet wurden. Die Bodenfeuchte als Indikator für Dürre und pflanzlichen Wasserstress wurde aus vom DWD über ein agrarmeteorologisches Modell bereitgestellten Tageswerten (DWD 2019) mit Hilfe des R Pakets rdwd (BOESSENKOOL 2022) extrahiert.

### 7.2.2.3 Einfluss von niederschlagsarmen Episoden auf die Immissionen von PM10

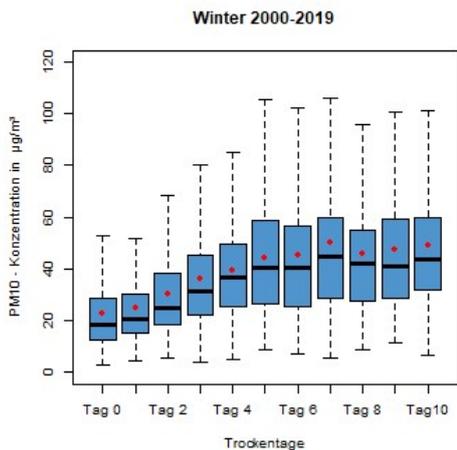
Abbildung 90 zeigt das Ergebnis der Analyse mit Methodik 1 anhand von Boxplots für PM10 an der Messstation Dresden-Bergstraße für die einzelnen Jahreszeiten. In diesen Boxplots werden die wichtigsten statistischen Größen anschaulich dargestellt. Die schwarzen Striche innerhalb der blauen Boxen zeigen den Median der Messwerte, die obere und untere Kante der Boxen den 75. bzw. 25. Perzentilwert, die gestrichelten Linien zeigen den Bereich vom 5. bis 95. Perzentilwert. Verzichtet wurde auf die Darstellung der Ausreißer, damit die Plots besser lesbar sind. Die roten Punkte stellen die Mittelwerte der Messwerte dar.



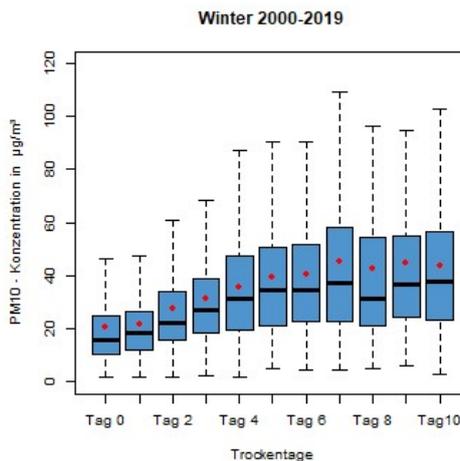
**Abbildung 90: Boxplots des Trockenheitseinflusses für PM10 an der Messstation Dresden-Bergstraße**

Sehr deutlich ist das unterschiedliche Niveau der Immissionsbelastung in den verschiedenen Jahreszeiten zu erkennen. Im Winter sind die Immissionen erwartungsgemäß am höchsten. Dem entsprechend deutlich ist auch der Anstieg der Mediane (schwarzer Strich in der blauen Box) als auch der Mittelwerte (rote Punkte) bis zum 6. Tag zu erkennen. In den anderen Jahreszeiten fällt der Anstieg nicht so deutlich und stringent aus, ist aber immer noch nachweisbar. Dass es am ersten Tag nach dem Regentag mitunter einen leichten Rückgang der Immissionen gibt, ist mit dem Zeitpunkt des Beginns des Niederschlags leicht erklärbar. Beginnt der Regen erst spät am Tag und waren die Immissionen an diesem Tag sehr hoch, kann das Tagesmittel an dem Regentag noch hoch sein, während am Folgetag die Konzentrationen durch die Auswaschung der Staubteilchen geringer sein kann.

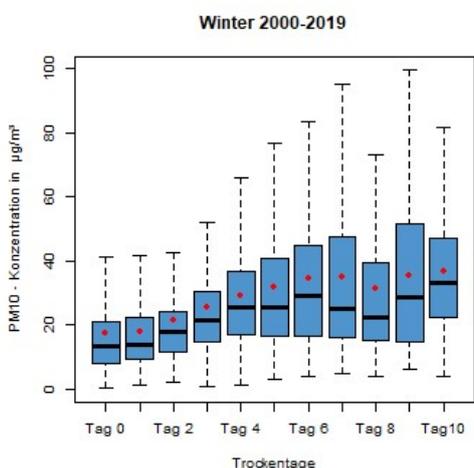
### Verkehr Großstadt



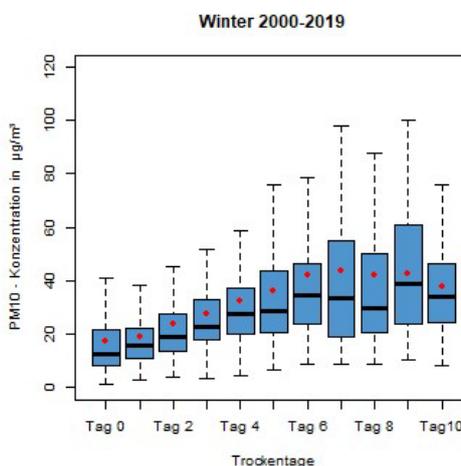
### Verkehr Kleinstadt



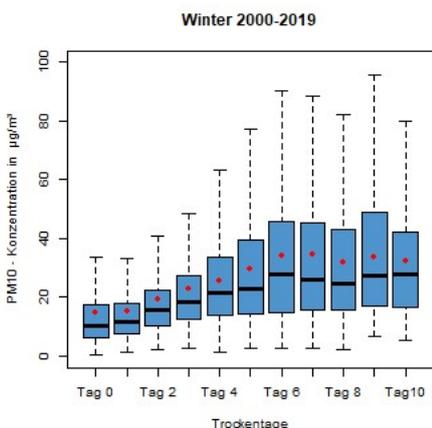
### Hintergrund Großstadt



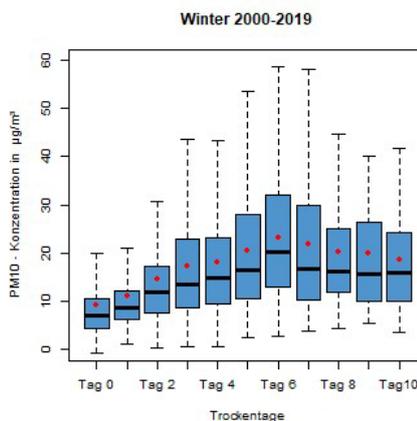
### Hintergrund Kleinstadt



### Ländlicher Hintergrund



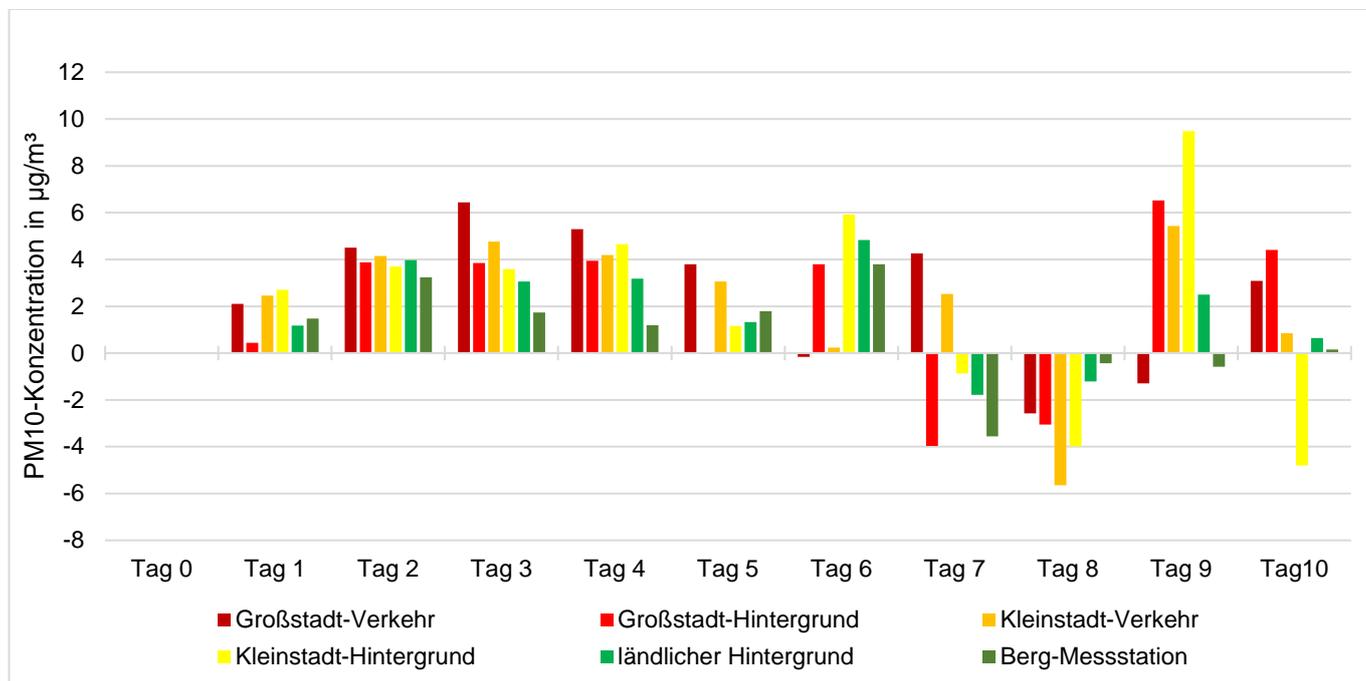
### Bergstation



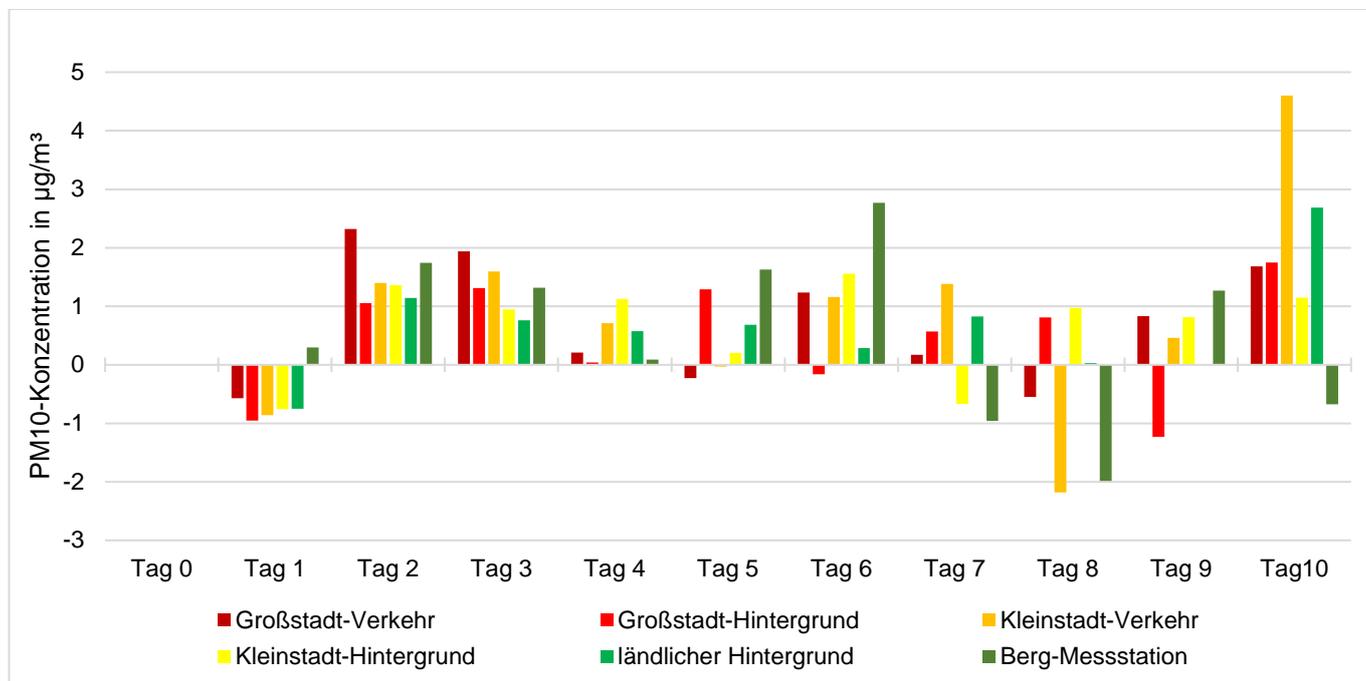
**Abbildung 91: Überblick über den Trockenheitseinfluss für PM10 an den verschiedenen Messstationsklassen im Winter**

Ein wie in Abbildung 90 gezeigtes Muster ist typisch für die Großstädte. In abgeschwächter Form zeigt sich dieses Muster auch in den anderen Messstationsklassen (Abbildung 91).

In der Abbildung 92 werden die absoluten Änderungen der mittleren Konzentrationen zum Vortag für alle Messstationsklassen im Winter und in Abbildung 93 die analogen Änderungen im Sommer dargestellt.



**Abbildung 92: Mittlere Änderung der PM10-Konzentrationen im Winter im Vergleich zum Vortag**

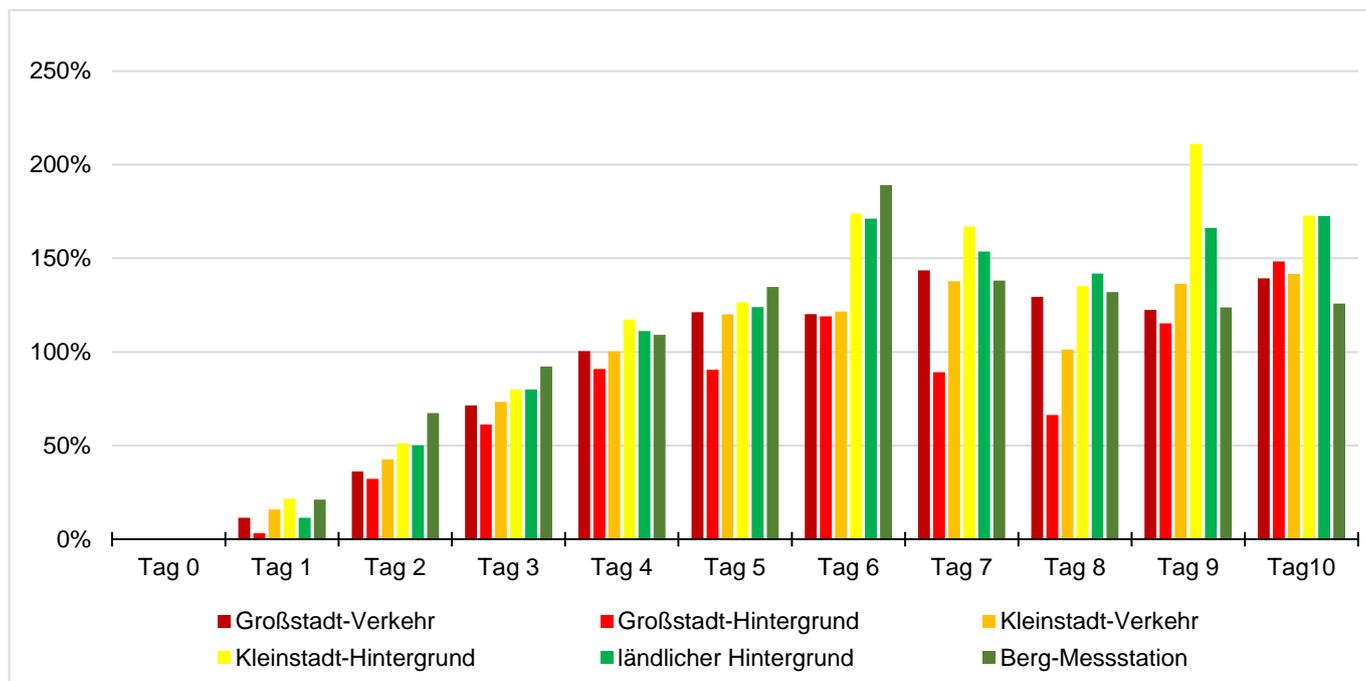


**Abbildung 93: Mittlere Änderung der PM10-Konzentrationen im Sommer im Vergleich zum Vortag**

Bemerkenswert ist hier, dass der erste Trockentag außer an den Bergstationen niedrigere Konzentrationen hat als der Regentag. Ursache dafür könnte sein, dass im Sommer vor allem im Flachland Gewitter erst spät am Abend auftreten, so dass der Auswaschungseffekt erst am nächsten Tag sichtbar wird. Die

stärksten Konzentrationserhöhungen gibt es vom 2. bis zum 4. Tag. Am 5. und 6. Tag sind Anstiege nicht mehr so einheitlich durch alle Messstationsklassen. Die Absolutwerte der Differenzen liegen im Winter ungefähr doppelt so hoch wie im Sommer. Im Frühling und Herbst sind die Beobachtungen ähnlich. Die Differenzen liegen zwischen Sommer und Winter.

Abbildung 94 zeigt die relativen Änderungen der Immissionskonzentrationen während der niederschlagsarmen Episoden. Sehr gut erkennt man den kontinuierlichen Anstieg bis zum 6. Tag an allen Messstationsklassen. Der prozentuale Anstieg über alle Stationsklassen ist annähernd gleich.



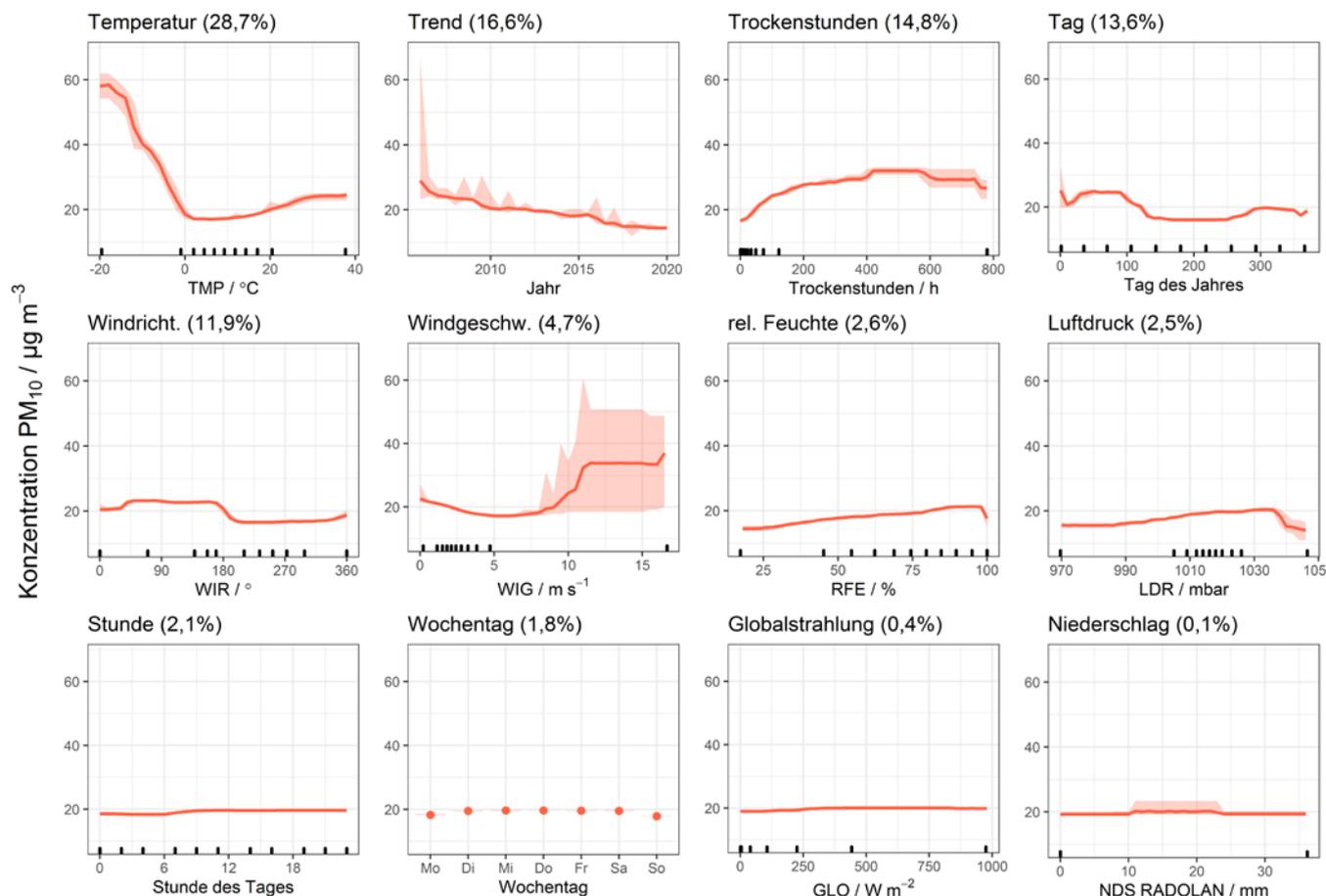
**Abbildung 94: Akkumulierte relative Änderung der PM10-Konzentrationen zum letzten Regentag im Winter**

Die Auswertungen bestätigten den erwarteten Anstieg während der niederschlagsarmen Episoden. Der stärkste Anstieg der Konzentration ist im Winter zu verzeichnen. Dort liegen die mittleren Konzentrationen am 6. Tag 120 % und mehr über dem letzten Regentag für alle Messstationstypen. Im Sommer liegt der Anstieg außer bei den Bergstationen bei nur 20 bis 30 %. Die Bergstationen erreichen auch im Sommer knapp 80 % (ohne Abbildung). Im Frühling liegen die Anstiege bei 40 bis 60 %, im Herbst bei 60 bis 80 %, die Bergstationen erreichen im Herbst ebenfalls 120 % Steigerung. Die Kombination von höheren Emissionen, vor allem durch Heizungsemissionen, und Inversionswetterlagen bei stabilen Hochdruckwetterlagen führen zu einem deutlichen Konzentrationsanstieg.

#### 7.2.2.4 Einfluss weiterer Parameter auf die Immissionen von PM10

Bei der Methode des maschinellen Lernens wurden im ersten Schritt für das Basismodell folgende unabhängige Variablen (Einflussgrößen) verwendet: Temperatur, relative Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Luftdruck, Niederschlag (RADOLAN), Anzahl der Trockenstunden (kumulierte Anzahl von Stunden mit 0 mm Niederschlag) sowie Stunde des Tages (0-23), Tag des Jahres (1-365), Wochentag (Montag-Sonntag) und Trend (Datum als Dezimalzahl).

Im Ergebnis zeigt sich eine Rangfolge der Einflussgrößen, die sich aus der Wichtigkeit der Variablen im Modell ergibt. Diese ist von Station zu Station unterschiedlich. Die Modellgüte ist mit Werten für den Regressionskoeffizienten  $r$  zwischen 0,68 und 0,81 bei allen untersuchten Stationen ähnlich hoch. In Abbildung 95 sind beispielhaft die marginalen Effekte verschiedener Einflussgrößen auf die PM<sub>10</sub>-Konzentration für die vorstädtisch-ländliche Hintergrundstation Radebeul-Wahnsdorf dargestellt. Die einzelnen Plots sind sortiert nach der relativen Wichtigkeit der jeweiligen Variablen im Modell, die in Klammern hinter dem Namen der Variablen angegeben ist.



**Abbildung 95: Partial Dependence Plots des Basismodells für PM<sub>10</sub>-Konzentrationen an der Station Radebeul-Wahnsdorf (schattierte Flächen geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die schwarzen Striche über der x-Achse zeigen die Verteilung der Werte der Einflussgröße in 10er-Perzentilschritten)**

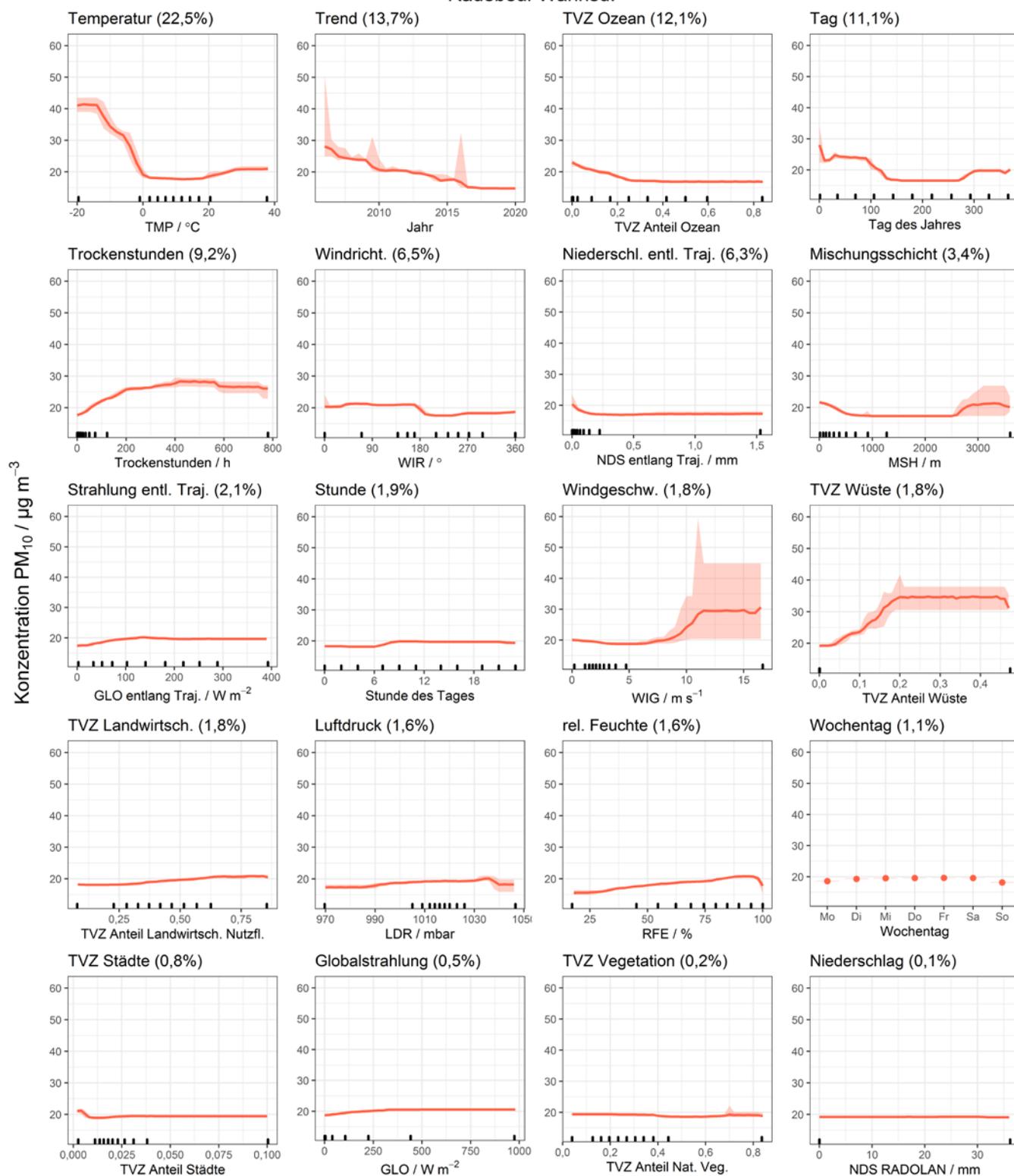
Zu sehen ist, dass die lokale Niederschlagsintensität (RADOLAN) als unwichtigste Variable in diesem statistischen Modell keinen Einfluss auf PM<sub>10</sub>-Konzentration hat. Die Anzahl der Trockenstunden hat hingegen mit großer Wichtigkeit einen hohen Einfluss. Bis etwa 200 Trockenstunden in Folge (etwa 8 Tage) steigt die PM<sub>10</sub>-Konzentration sehr deutlich an; darüber hinaus bleibt sie auf hohem Niveau. Das hängt vermutlich mit erhöhter Aufwirbelung von trockenem Boden und trockenen Straßen zusammen. Die Temperatur beeinflusst PM<sub>10</sub> ebenfalls deutlich, vor allem unter 0 °C. Heizungsemissionen könnten ein Grund sein. Über 20 °C steigt die PM<sub>10</sub>-Konzentration ebenfalls wieder leicht an, was möglicherweise auf höhere BVOC-Emissionen und das dadurch gebildete sekundäre organische Aerosol zurückzuführen ist. Auch der Trend ist für die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen vermutlich aufgrund von emissionsmindernden Maßnahmen

und sinkenden Vorläuferkonzentrationen (Bildung sekundärer Aerosole) seit 2006 bedeutend. Im Jahresgang (Tag des Jahres) sieht man höhere PM10-Konzentrationen während der Heizperiode. Dies könnte ähnlich wie bei der Temperatur an höheren Emissionen aus Heizungen und einem generell höheren Energiebedarf liegen. Hinsichtlich der Windrichtung zeigen sich erhöhte PM10-Konzentrationen aus östlichen Richtungen, was dem großräumigen Transport zuzuschreiben ist. Der Einfluss der weiteren betrachteten Faktoren ist statistisch unsicher (Windgeschwindigkeit) oder von untergeordneter Bedeutung. Alle untersuchten Stationen weisen im Basismodell ein ähnliches Muster auf, wenngleich sich die statistischen Wichtigkeiten der Einflüsse etwas unterscheiden.

Im erweiterten Modell wurden weitere aus HYSPLIT Rückwärtstrajektorien abgeleitete Einflussgrößen hinzugefügt: Mischungsschichthöhe an der Station, mittlerer Niederschlag entlang der Trajektorie, mittlere Globalstrahlung entlang der Trajektorie sowie TVZ nach VAN PINXTEREN ET AL. (2010) für Landnutzungs-klassen Ozeane, landwirtschaftliche Nutzflächen, natürliche Vegetation, Wüsten und Städte.

Die Modellgüten der erweiterten Modelle liegen nur etwas über denen der Basismodelle. Trotz der nur geringfügig besseren Vorhersagefähigkeit geben die Partial Dependence Plots der erweiterten Modelle Hinweise auf die Einflüsse der weiteren Variablen. Zusätzlich zum hohen Einfluss der Temperatur, Trend, Tag und Trockenstunden zeigt sich am Beispiel der Station Radebeul-Wahnsdorf (Abbildung 96) die Bedeutung der TVZ über dem Ozean und ein gewisser Effekt durch den Niederschlag entlang der Trajektorie, vor allem im unteren Wertebereich. Je höher der mittlere Niederschlag entlang der Trajektorie ist, desto niedriger ist die vor Ort gemessene PM10-Konzentration. Dies bestätigt den Einfluss der nassen Deposition, die insbesondere in der Historie der Luftmasse eine Rolle spielt. Die Mischungsschichthöhe spielt ebenfalls eine gewisse Rolle. Je höher sie ist, desto niedriger sind die PM10-Konzentrationen. Alle weiteren Faktoren haben im Modell nur noch eine sehr geringe Wichtigkeit. Trotz der geringen Wichtigkeit kann die TVZ über Wüstengebieten allerdings einen starken Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben. Dahinter verbergen sich vermutlich Saharastaubevents, die zwar selten sind, aber zu deutlich höheren PM10-Werten führen können. Die Seltenheit des Vorkommens ist vermutlich der Grund für die eher niedrige Wichtigkeit dieser Variablen von 1,8 %.

### Radebeul-Wahnsd.



**Abbildung 96: Partial Dependence Plots des erweiterten Modells für PM10-Konzentrationen an der Station Radebeul-Wahnsdorf (schattierte Flächen geben das 95%-Konfidenzintervall an, die schwarzen Striche über der x-Achse zeigen die Verteilung der Werte der Einflussgröße in 10er-Perzentil-Schritten)**

Wie im Basismodell weisen alle untersuchten Stationen ein ähnliches Muster auf, dass sich in Bezug auf Wichtigkeit und Stärke des Einflusses einzelner Faktoren etwas unterscheidet.

Die Hypothese, dass anhaltende Trockenperioden zu höheren PM10-Konzentrationen führen, kann auch durch die aufwendige statistische Modellierung gestützt werden. Selbst wenn um viele andere mögliche Einflussfaktoren korrigiert wird, bleibt ein deutlicher Effekt ansteigender PM10-Konzentrationen mit zunehmender Anzahl an Trockenstunden sichtbar, zumindest bis hin zu etwa acht Trockentagen in Folge. Danach ist der Boden vermutlich überall gänzlich abgetrocknet, so dass längere Phasen bezüglich der Aufwirbelung keinen Unterschied mehr bedeuten.

### 7.2.2.5 Einfluss von niederschlagsarmen Episoden auf die Immissionen von Ozon

Im Vergleich zu Feinstaub PM10 ergibt sich für Ozon bei der Analyse mit Methodik 1 ein anderes Bild, hier am Beispiel der städtischen Hintergrundstation Leipzig-West (Abbildung 97) dargestellt.

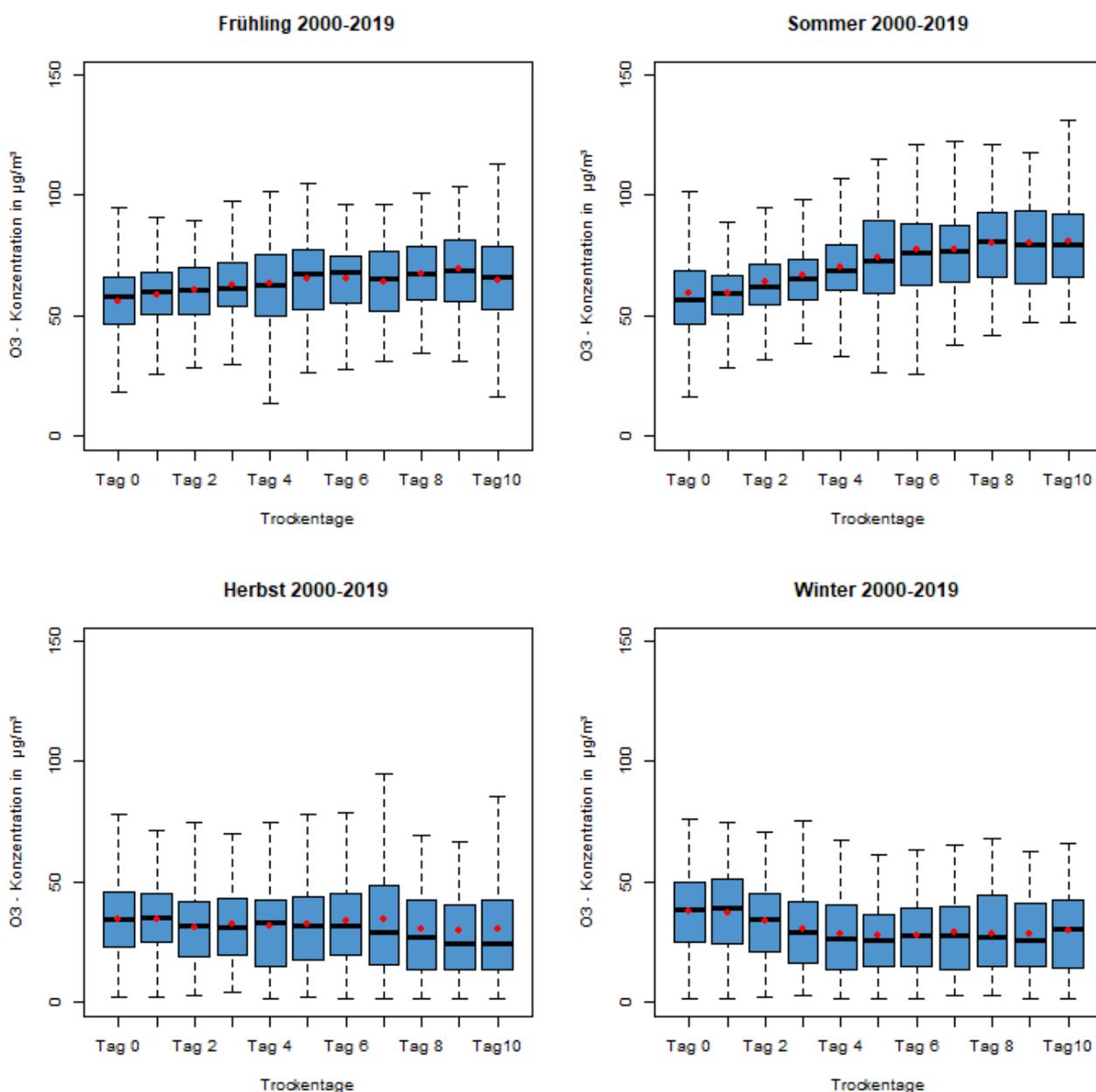
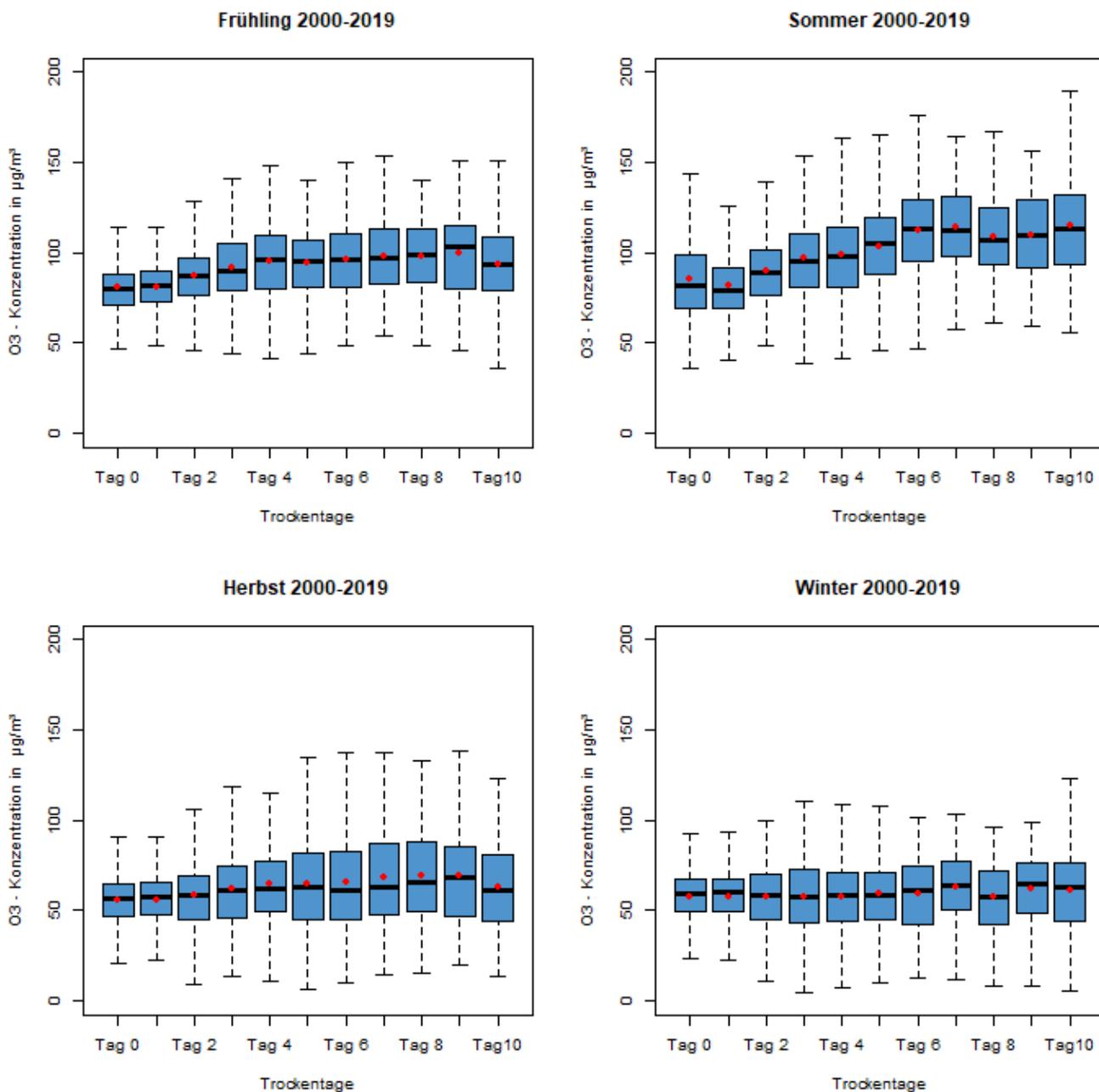


Abbildung 97: Boxplots des Trockenheitseinflusses für Ozon an der Messstation Leipzig-West

Einem kontinuierlichen, leichten Anstieg im Frühjahr folgt ein sehr deutlicher Anstieg im Sommer bis zu Tag 6. Im Herbst lässt sich kein Trend nachweisen, während im Winter sogar eine leichte Abnahme der Konzentrationen zu erkennen ist. Dieser Rückgang ist an Verkehrsmessstationen noch viel deutlicher. Ein ähnliches Muster ist außer an den Bergstationen an allen Messstationsklassen zu erkennen. Die Bergstationen verzeichnen auch im Herbst und Winter einen leichten Anstieg bei zunehmender Dauer der Trockenheit (Abbildung 98).

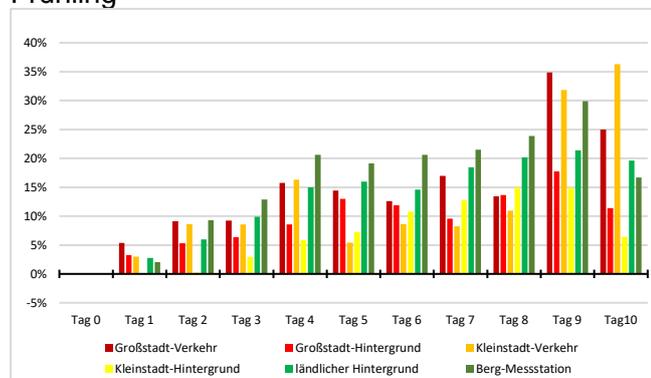


**Abbildung 98: Boxplots des Trockenheitseinflusses für Ozon an den Bergstationen**

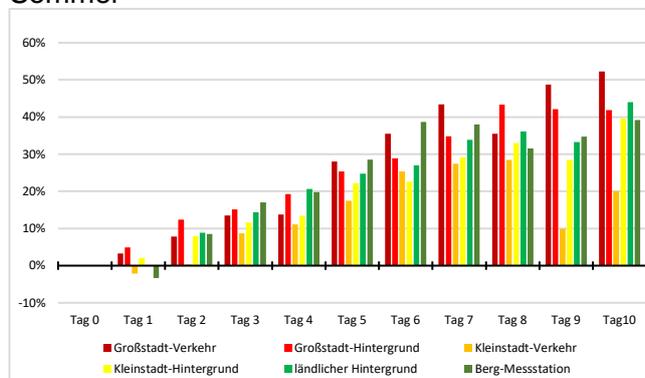
Der Unterschied zu den Auswertungen für PM10 lässt sich am besten mit den Abbildungen zu den akkumulierten relativen Änderungen zeigen (Abbildung 99). Im Frühjahr ist bis zum Tag 4 ein moderater Anstieg zu verzeichnen, im Sommer ein deutlicher Anstieg bis zu Tag 6. Im Herbst steigen nur noch die Konzentrationen an den Bergstationen bei längeren niederschlagsarmen Episoden in geringem Maße an. Der regionale Hintergrund ändert sich kaum, während die urbanen Regionen sogar sinkende Ozonwerte

verzeichnen. Die Anstiege im Frühling und Sommer lassen sich mit der oft erhöhten Sonneneinstrahlung in Trockenzeiten erklären. Dass im Herbst die Konzentrationen in den urbanen Gebieten sinken, obwohl es auch im Herbst noch intensive Sonnentage geben kann, könnte durch die Reduktion der durch die Vegetation erzeugten Vorläuferstoffe (BVOC) und durch den erhöhten Einfluss der NO<sub>x</sub>-Emittenten verursacht werden. Im Winter verstärken sich diese Effekte noch, so dass alle Messstationstypen außer den Bergstationen sinkende Konzentrationen aufweisen.

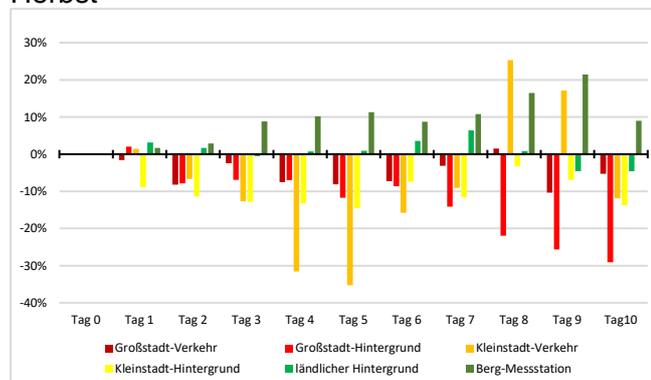
### Frühling



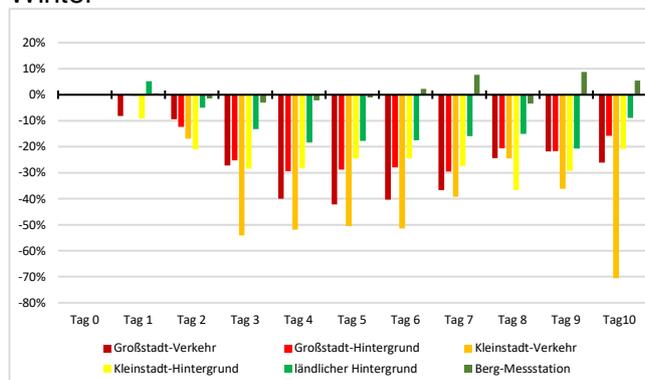
### Sommer



### Herbst



### Winter



**Abbildung 99: Akkumulierte relative Änderung der Ozonkonzentrationen zum letzten Regentag**

### 7.2.2.6 Einfluss weiterer Parameter auf die Immissionen von Ozon

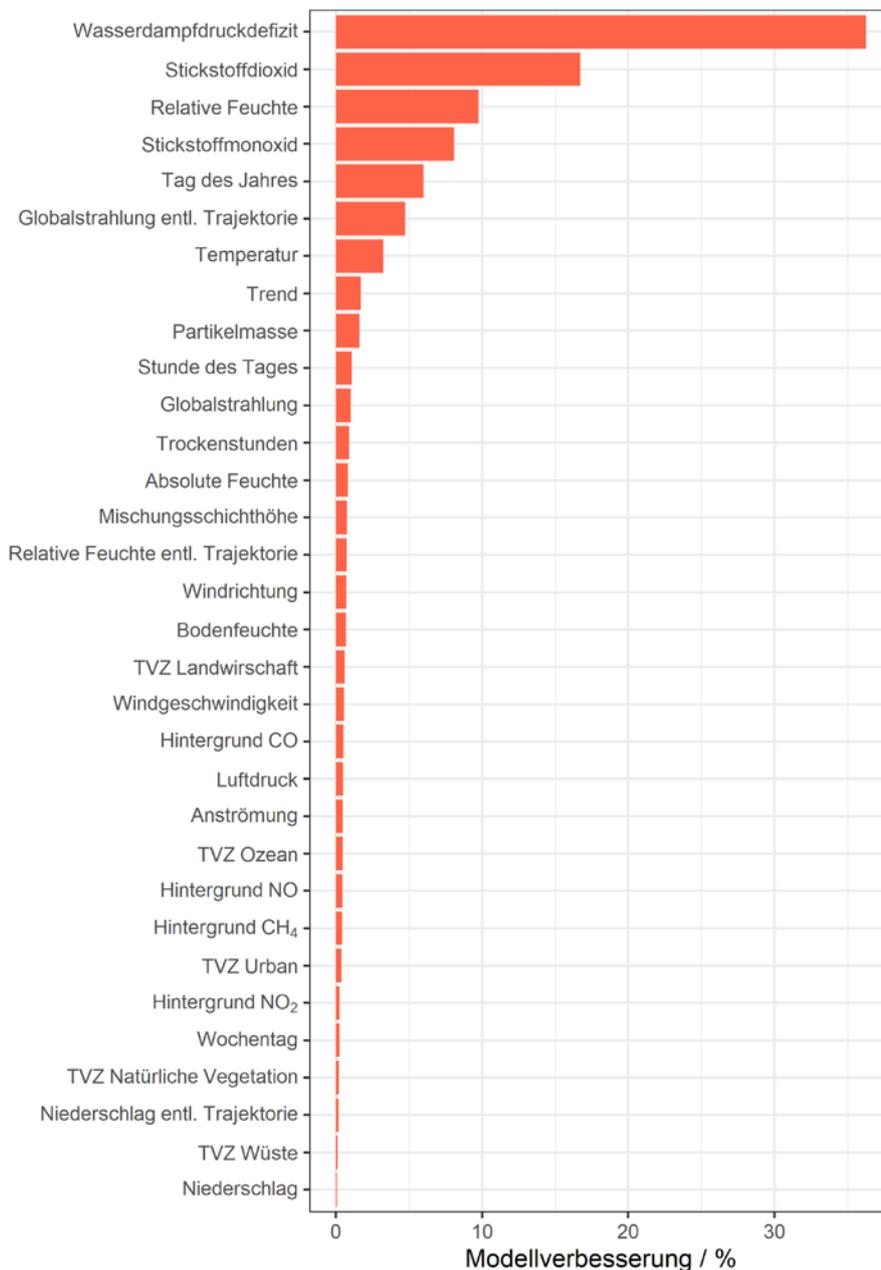
Im Rahmen eines Forschungsvorhabens zur Ozonbelastung in Sachsen wurden mittels maschinellem Lernen ähnlich der hier beschriebenen Methodik (Kapitel 7.2.2 *Methodik Luftqualität*) die Einflussgrößen auf die Ozonkonzentration und deren Wichtigkeit im Modell untersucht, allerdings mit einem anderen Zeitbezug (2006-2020). Wie bereits für die Feinstaubanalysen wurden sowohl ein Basismodell als auch ein komplexeres erweitertes Modell gerechnet. In dem erweiterten Modell zeigten sich insbesondere das Wasserdampfdruckdefizit, die Stickoxide, die relative Feuchte, der Tag des Jahres sowie die Globalstrahlung entlang der Rückwärtstrajektorie als wichtigste Einflussgrößen (Abbildung 100). Wie diese und die übrigen Variablen die Ozonkonzentration im statistischen Modell im Mittel beeinflussen, ist in Abbildung 101 anhand der Partial Dependence Plots gezeigt. Zum Vergleich sind ebenfalls die im Basismodell ermittelten Teilabhängigkeiten dargestellt.

An dieser Stelle werden hauptsächlich die Einflussgrößen beschrieben, die in Zusammenhang mit Trockenheit stehen. Weitere Informationen zum Projekt sind unter [Ozonbelastung in Sachsen - Luft - sachsen.de](http://Ozonbelastung.in.Sachsen-Luft.sachsen.de) zu finden.

Das **Wasserdampfdruckdefizit (WDD)** zeigt im erweiterten Modell den wichtigsten Einfluss auf die Ozonkonzentrationen. Je höher das WDD ist, desto höher sind die Ozonkonzentrationen, insbesondere im Bereich zwischen 0 und 2 kPa. Als Funktion von Temperatur und Luftfeuchte reguliert das WDD die Öffnungsweite der pflanzlichen Spaltöffnungen (LIN ET AL. 2019). Je höher das WDD ist, d. h. je trockener die Luft, desto stärker schließen Pflanzen ihre Spaltöffnungen, um einem zu hohen Wasserverlust entgegenzuwirken. Dadurch gelangt auch weniger Ozon in die Pflanzen und die Konzentration bodennahen Ozons bleibt hoch. Die hohe Bedeutung dieser Variablen im statistischen Modell unterstreicht die Wichtigkeit dieses Prozesses zur Regulierung bodennaher Ozonkonzentrationen.

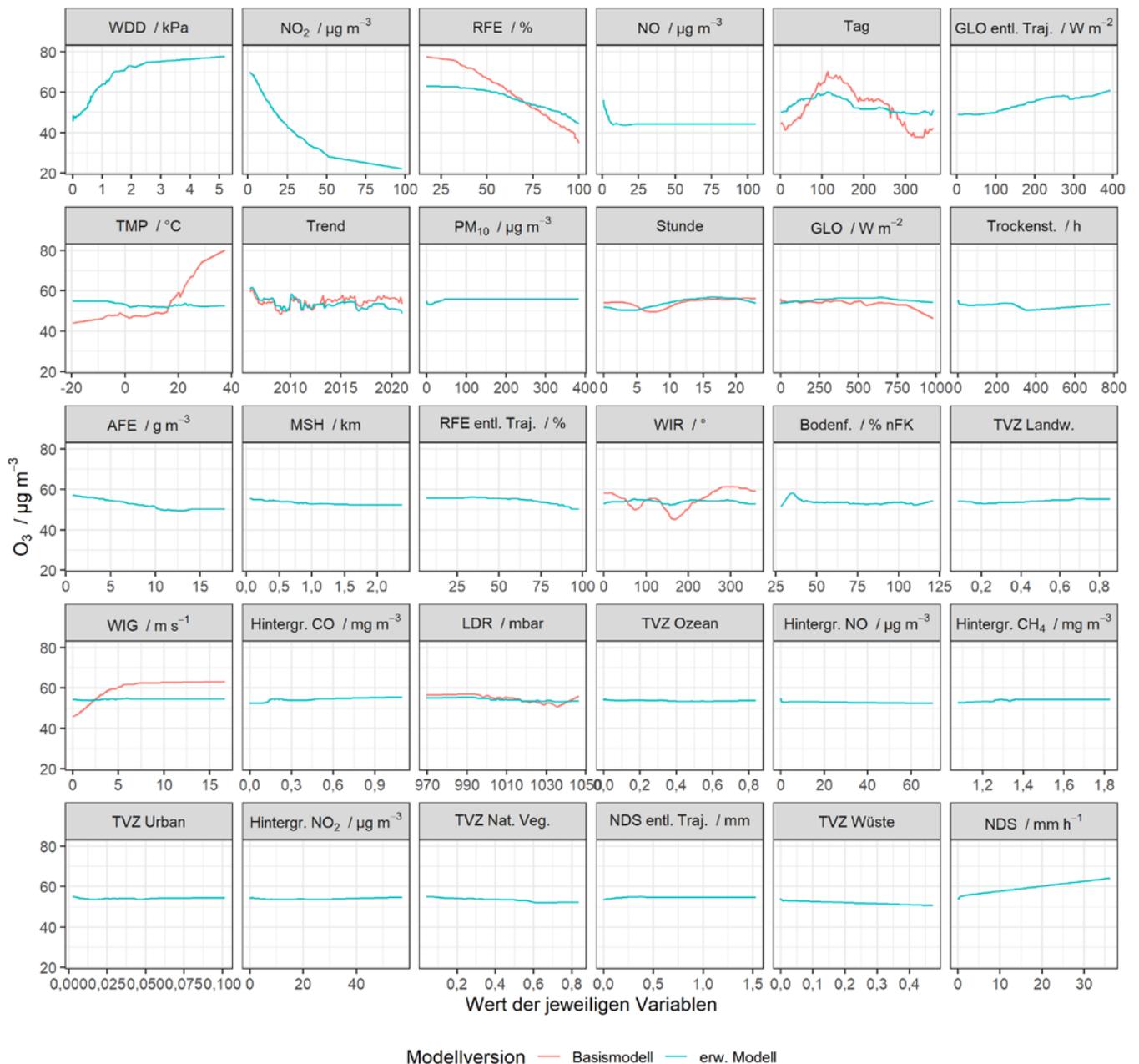
Die **relative Feuchte (RFE)** bleibt im Vergleich zum Basismodell auch im erweiterten Modell eine der wichtigsten Variablen. Mittlere Ozonkonzentrationen nehmen zwar deutlich weniger stark als im Basismodell ab, zeigen aber dennoch den großen Einfluss der RFE auf die Ozonkonzentration: je höher die RFE, desto geringer die Ozonkonzentrationen, vermutlich bedingt durch die Deposition an Pflanzen- oder anderen Oberflächen. Diese Form der Deposition ist unabhängig von der Öffnungsweite der Spaltöffnungen und führt bei hohen Feuchten durch die stärkere Ausbildung eines Wasserfilms zu niedrigeren Ozonkonzentrationen in der Luft (Clifton ET AL. 2020).

Die **Temperatur**, im Basismodell direkt nach der relativen Feuchte die zweitwichtigste Variable, zeigt im erweiterten Modell einen deutlich geringeren Einfluss auf das berechnete Ozon. Ähnlich wie die relative Feuchte ist auch die Temperatur im Datensatz mit  $r = 0,79$  relativ hoch mit dem Wasserdampfdruckdefizit korreliert. Es ist daher möglich, dass das WDD auch die ursächlichen Prozesse erhöhter Vorläuferkonzentrationen und höherer Reaktionsgeschwindigkeiten statistisch ausreichend gut beschreibt, so dass der Einfluss der Temperatur im erweiterten Modell sinkt. Dies würde im Gegenzug bedeuten, dass das WDD im Modell nicht ausschließlich die Deposition über die Spaltöffnungen, sondern einen kombinierten Effekt aus niedrigerer Senken- und höherer Quellstärke bei hohem WDD beschreibt.



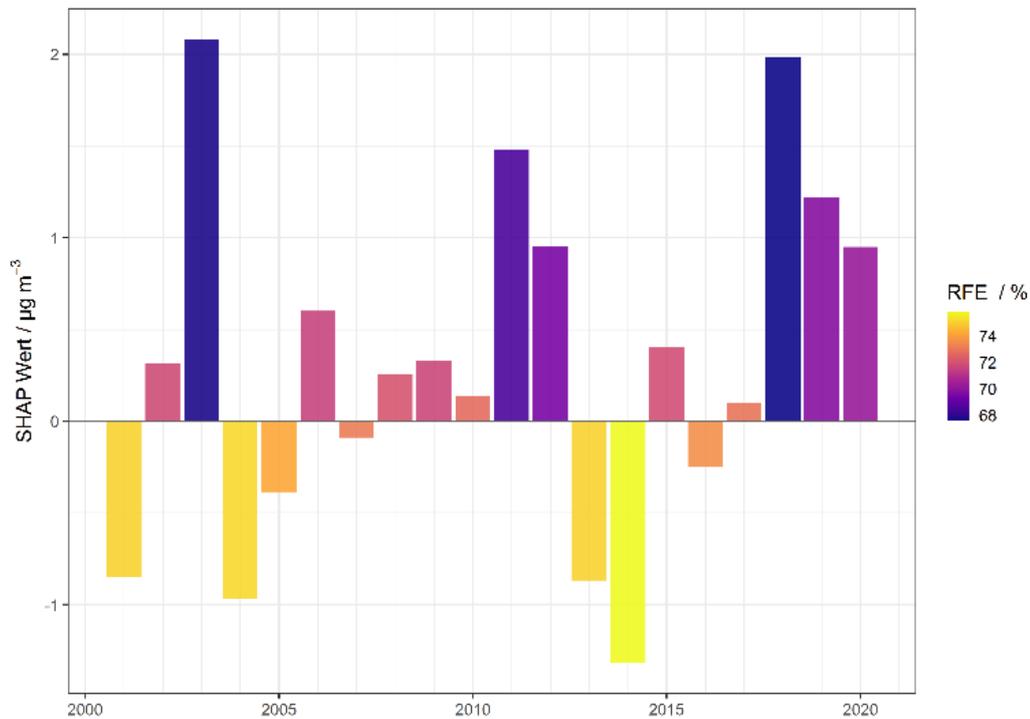
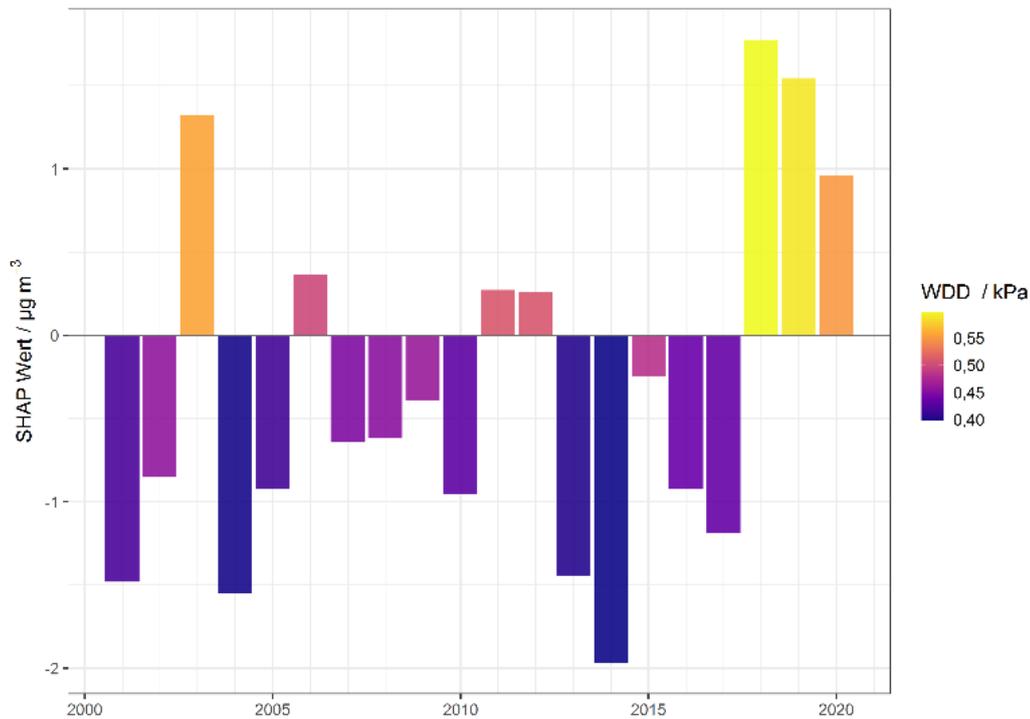
**Abbildung 100: Variablenwichtigkeit für das erweiterte Modell Radebeul-Wahnsdorf 2006-2020 (TVZ=Trajektorienverweilzeit)**

Die Anzahl der aufeinanderfolgenden Trockenstunden ohne Niederschlag zeigt im Bereich zwischen etwa 250 und 350 Stunden einen gewissen Rückgang der Ozonkonzentration, was mit dem Einfluss langanhaltender Dürreperioden zusammenhängen könnte. Ein Einfluss von Dürre zeigt sich auch im Partial Dependence Plot der Bodenfeuchte, die bei sehr niedrigen Werten zur Erhöhung des mittleren Ozons führt. Modellierungen in Lin ET AL. (2020) zeigen, dass Pflanzen unter Wasserstress eine niedrigere Ozonsenke darstellen, wenn die trockene Deposition über die Spaltöffnungen auch in Abhängigkeit der Bodenfeuchte simuliert wird.



**Abbildung 101: Partial Dependence Plots der Prädiktorvariablen des erweiterten Modells für Radebeul-Wahnsdorf im Zeitraum 2006-2020 (Reihenfolge der einzelnen Plots nach der relativen Wichtigkeit der jeweiligen Variablen, TVZ=Trajektorienverweilzeit)**

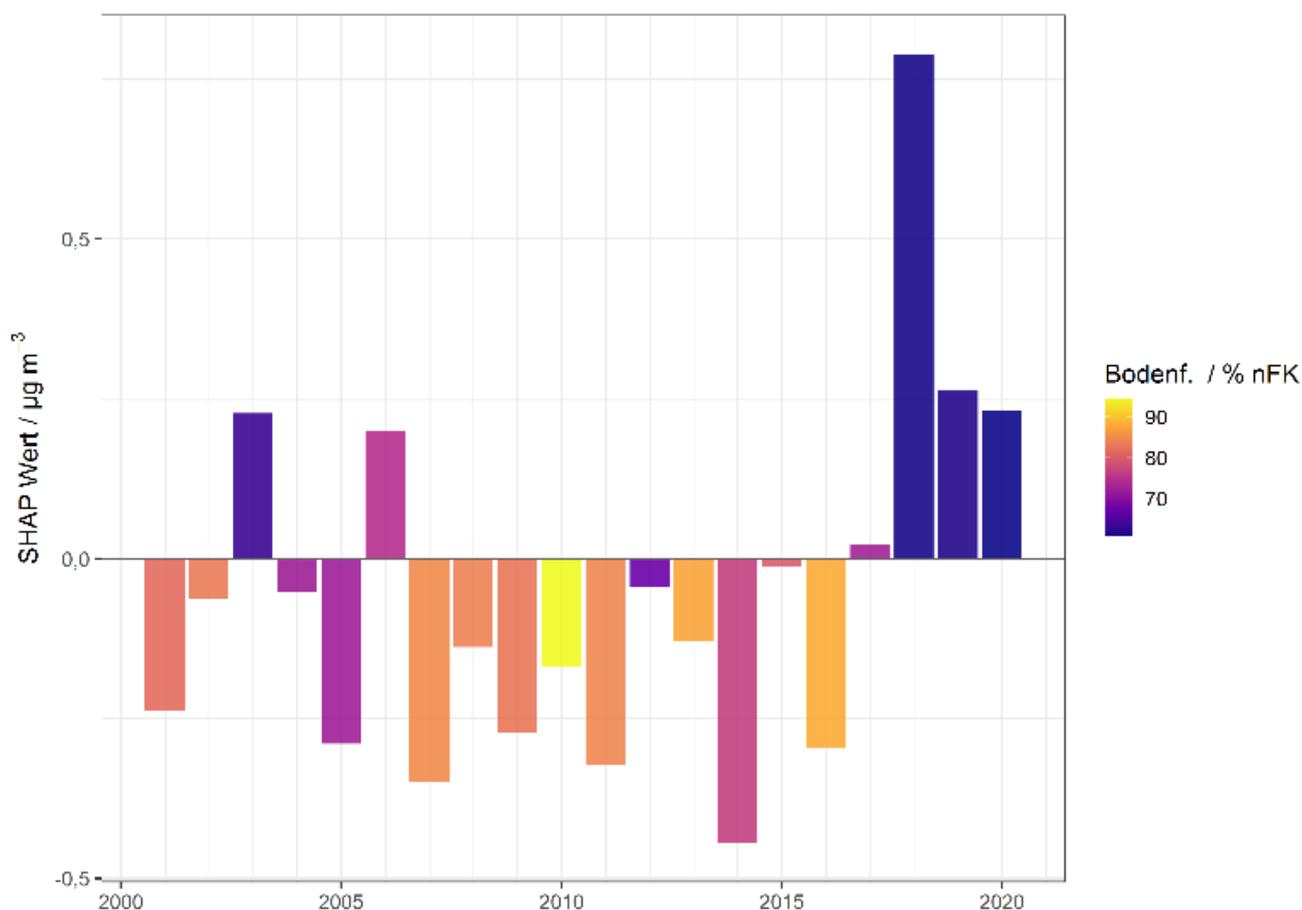
Die meisten der global weniger wichtigen Einflussfaktoren zeigen keine deutlichen Auswirkungen auf das mittlere vom Modell berechnete Ozon (Abbildung 101). Sie können aber dennoch zu bestimmten Zeiten einen deutlichen Einfluss auf die Ozonkonzentration haben. Solche kurzzeitigen Einflüsse können über SHAP-Werte (SHapley Additive exPlanations) als lokale Erklärungsmethode der Modellwerte dargestellt werden. Die SHAP-Werte dürfen nicht in Relation zur Gesamtkonzentration des Ozons betrachtet werden, sondern in Relation zu den Schwankungen der Ozonkonzentration. Sie beschreiben nicht den gesamten Beitrag, den eine Variable statistisch auf die modellierte Ozonkonzentration hat, sondern das Maß der Abweichung vom Gesamtmittelwert der Ozonmodellwerte. Ein SHAP-Wert von  $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  würde daher schon einen großen Einfluss auf das Ozon-Jahresmittel beschreiben, da sich diese typischerweise nur um wenige  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im betrachteten Zeitraum verändern.



**Abbildung 102: Jahresmittel der SHAP-Werte für das Wasserdampfdruckdefizit (WDD) (oben) und die relative Feuchte (RFE) (unten) an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf 2001-2020 (die Farbskala zeigt die Jahresmittelwerte der jeweiligen Variablen)**

Mögliche Ursachen für die in 2003 und 2018 besonders hohen Ozon-Jahresmittel sind in den SHAP-Werten für das Wasserdampfdruckdefizit und die relative Feuchte zu erkennen, die in diesen und wenigen anderen Jahren (u. a. 2019 und 2020) ausgesprochen hoch (WDD) oder niedrig (RFE) waren (Abbildung 102). Das statistische Modell ordnet diesen Werten daher besonders hohe SHAP-Werte, also Beiträge zum Modell-Ozonwert, zu. Die Ursache hierfür ist, wie oben diskutiert, vermutlich die in diesen Jahren besonders stark

reduzierte Deposition durch die Pflanze, zum einen über die Spaltöffnungen zum anderen oberflächlich an den Pflanzenteilen, sowie möglicherweise auch Einflüsse höherer biogener Emissionen und höherer chemischer Reaktivität. Konsistent mit den Partial Dependence Plots sind die SHAP-Werte für Jahre mit besonders niedrigem WDD oder besonders hoher RFE negativ, da die dann höhere trockene Deposition zu im Mittel niedrigerem Ozon führt.



**Abbildung 103: Jahresmittel der SHAP-Werte für die Bodenfeuchte an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf 2001-2020; die Farbskala zeigt die Jahresmittelwerte der jeweiligen Variablen**

Für die Bodenfeuchte wurden für die Jahre 2003, 2006 und 2018-2020 positive SHAP-Werte bestimmt, d. h. eine Erhöhung der mittleren Ozonkonzentrationen (Abbildung 103). In den meisten dieser Jahre war der Boden im Jahresmittelwert extrem trocken, was auf eine durch den Wasserstress nochmals reduzierte Deposition über die Spaltöffnungen hindeuten könnte. Eine solche Rückkopplung der Vegetation mit Ozon wurde für Sommer mit sehr hohen Ozonwerten teilweise auch berechnet (Solberg ET AL. 2008, Lin ET AL. 2020).

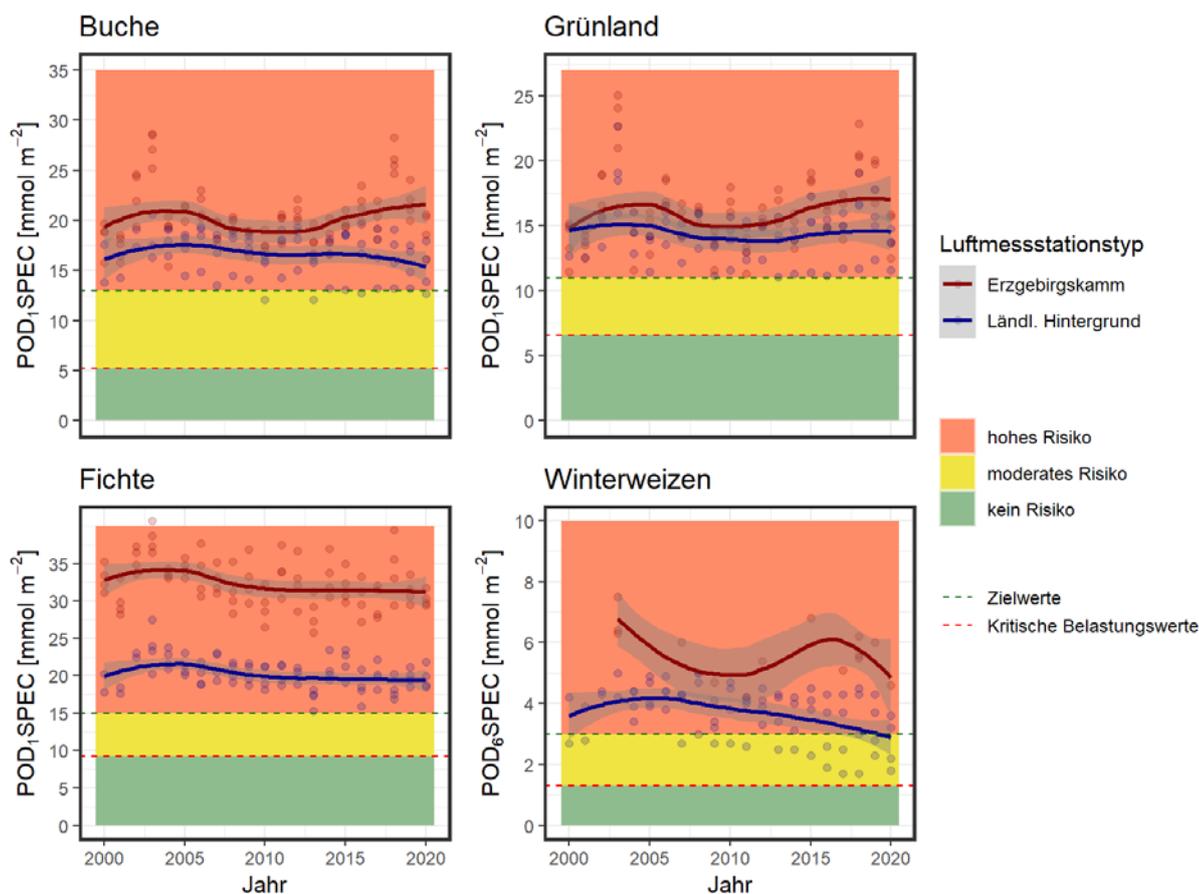
### 7.2.2.7 Auswirkungen hoher Ozonkonzentrationen auf die Vegetation

Das Forschungsvorhaben zur Ozonbelastung thematisierte auch die Auswirkungen hoher Ozonkonzentrationen auf die Vegetation in Sachsen.

Jahre mit hohen Ozonkonzentrationen und großer Trockenheit haben meist deutliche Schädigungen der Vegetation zur Folge. Zur Risikoabschätzung bezüglich möglicher Vegetationsschäden durch Ozon existieren verschiedene Ansätze. Der einfachste und weitverbreitetste Ansatz schätzt Risiken durch die Be-

rechnung von Zielwertüberschreitungen ab. Eine Methode, die im Gegensatz zur bloßen konzentrationsbasierten Metrik verschiedene Umweltbedingungen in die Risikoabschätzung einbezieht, ist die flussbasierte Metrik „kumulierte phytotoxische Ozondosis über einem noch unschädlichen Grenzwert y“ (POD<sub>y</sub>, engl. phytotoxic ozone dose above a threshold y). Die flussbasierten Ansätze schätzen die Leitfähigkeit der Spaltöffnungen (mmol m<sup>-2</sup> Blattfläche) während der Vegetationsperiode als Funktion der Pflanzenart, Phänologie, also den im Jahresverlauf periodischen Entwicklungserscheinungen sowie den Umweltbedingungen wie Strahlungsintensität, Temperatur, Wasserdampfsättigungsdefizit und Bodenfeuchte ab (GRÜNHAGE ET AL. 2018, VDI 2020). Mittels artenspezifischer POD<sub>y</sub> (POD<sub>y</sub>SPEC) können quantitative Ertrags- bzw. Biomasseverluste abgeschätzt werden. Im Sinne des Vorsorgeprinzips werden empfindliche Arten nach VDI (2020) wie Winterweizen, Buche, Fichte, sowie artenreiches Grünland als Mischung verschiedener Grünlandarten wie Rotklee und die rundblättrige Glockenblume betrachtet. Zur Interpretation berechneter POD<sub>y</sub>SPEC-Werte werden kritische Belastungswerte (UNECE-CLRTAP) und darauf beruhende Zielwerte nach BENDER ET AL. (2015) und VDI (2020) herangezogen.

Die Stationen des Erzgebirgskamms zeigen für alle untersuchten Arten sehr ähnliche Muster der POD<sub>y</sub>SPEC-Verläufe und die POD<sub>y</sub>SPEC-Werte befinden sich hauptsächlich in der Hochrisikozone (Abbildung 104). An den ländlichen Hintergrundstationen in Sachsen sind die POD<sub>y</sub>SPEC-Werte niedriger als auf dem Erzgebirgskamm.



**Abbildung 104: Zeitreihe der POD<sub>y</sub>SPEC-Werte von 2000 bis 2020 gemittelt für ländliche Stationen und Stationen des Erzgebirgskamms für die Rezeptoren Buche, Grünland, Fichte und Winterweizen**

In den letzten Jahren gingen die Mittelwerte für Weizen und Buche im ländlichen Hintergrund etwas zurück. Für die Stationen des Erzgebirgskamms ist dagegen bei Buche und Grünland ein Anstieg der Mittelwerte zu beobachten. Für die Fichte stagnieren die Werte zumindest in den letzten zehn Jahren in ländlichen Gebieten und auf dem Erzgebirgskamm.

Insgesamt zeigt die flussbasierte Risikobeurteilung, dass in Sachsen außerhalb der Städte vermutlich annähernd flächendeckend ein hohes Risiko für Vegetationsschäden durch Ozon für alle untersuchten Arten besteht. Dies führt zu Verlusten bei der Biomasseproduktion von Wäldern und Grünland, beim Kornertrag von Getreide und bei der Ausbildung von Blüten im Grünland, die in Bezug zu Referenzwerten quantitativ abgeschätzt werden können. Im Vergleich zum kritischen Belastungswert ergeben sich je nach Schutzziel und Messstation Verluste in den Jahren 2015-2020 von 2 bis knapp 20 %, die zum einen signifikante volkswirtschaftliche Schäden bedeuten und zum anderen auch Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Bindung aus der Atmosphäre haben und damit eine verstärkende Rückkopplung zum Klimawandel bedeuten.

### **7.2.3 Fazit Auswirkungen auf Luftqualität**

Die Auswertungen für die beiden Schadstoffe zeigen, dass es einen Zusammenhang zwischen der Dauer niederschlagsarmer Tage bzw. Trockenereignissen und der Höhe der Immissionskonzentrationen gibt. Dieser Zusammenhang ist in Abhängigkeit vom Schadstoff und der Jahreszeit unterschiedlich stark ausgeprägt. Es muss sich dabei nicht immer um einen kausalen Zusammenhang handeln, die Anzahl der Trockentage kann auch ein Indikator für eine Vielzahl unterschiedlicher Einflüsse sein, die im Mittel die dargestellten Muster ergeben.

### **7.2.4 Ausblick Auswirkungen Luftqualität**

Das Jahr 2022 war ebenfalls ein relativ trockenes Jahr, insbesondere der Frühling und Sommer. In diesem Jahr verursachte die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung in Verbindung mit Trockenheit wie auch schon im Jahr 2018 Überschreitungen des Feinstaubtagesgrenzwertes. Die aktuellen Auswertungen zeigen, dass die hier dargestellten Zusammenhänge zwischen niederschlagsarmen Tagen und Konzentrationen der Luftschadstoffe für die Jahre 2021 und 2022 weiterhin bestehen.

Bei der Betrachtung der Waldbrandereignisse im untersuchten Zeitraum konnten mit den zur Verfügung stehenden Methoden keine Auswirkungen auf die Konzentrationen der Schadstoffe an den 26 Luftmessstationen in Sachsen abgeleitet werden. Jedoch war durch die Extremwaldbrandereignisse im Sommer 2022 ein deutlicher Einfluss auf die Messwerte einzelner Luftmessstationen ersichtlich. Sowohl die Brände in Sachsen als auch in Brandenburg führten teilweise zu einem starken Anstieg der Feinstaub- und Rußkonzentrationen an den Dresdner Messstationen.

Aufgrund der Klimaänderungen ist auch in Zukunft mit ausgedehnten Trockenperioden zu rechnen. Damit verbunden ist wahrscheinlich auch eine Zunahme von Waldbrandereignissen. Zukünftig könnten daher weitere Analysen mit dem Ziel der Quantifizierung des Einflusses der Brandereignisse auf die Luftschadstoffe in Sachsen durchgeführt werden. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit von Bedeutung.

## 7.2.5 Zusammenfassung Auswirkungen Luftqualität

Der Einfluss der Trockenheit auf die Luftqualität wurde am Beispiel der Luftschadstoffe Feinstaub PM10 und Ozon für die Jahre 2000 bis 2019 untersucht. Dabei wurden zwei unterschiedliche Methoden verwendet und die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens eingebunden. Zum einen handelte es sich um eine statistische Analyse der Dauer der Trockenheit und zum anderen um eine Analyse mittels maschinellen Lernens. Die Auswertungen der beiden Schadstoffe zeigen für beide angewandten Methoden, dass es einen Zusammenhang zwischen der Dauer niederschlagsarmer Tage bzw. Trockenereignissen und der Höhe der Immissionskonzentrationen gibt. Dieser Zusammenhang ist in Abhängigkeit vom Schadstoff und der Jahreszeit unterschiedlich stark ausgeprägt. Es muss sich dabei nicht immer um einen kausalen Zusammenhang handeln. Die Anzahl der Trockentage kann auch ein Indikator für eine Vielzahl unterschiedlicher Einflüsse sein, die zusammenwirken.

Für Feinstaub zeigt sich bei Anwendung der statistischen Analyse der Anzahl der Trockentage ein einheitliches Bild. Bis zum 6. Tag nach dem letzten Niederschlagsereignis lässt sich ein kontinuierlicher Anstieg der akkumulierten relativen Immissionsbelastungen nachweisen. Die Höhe dieses Anstiegs variiert in Abhängigkeit von der Jahreszeit bzw. des Messstationstyps. Im Sommer ist er mit 20 bis 30 % außer an den Bergstationen, die 80 % erreichen, am niedrigsten ausgeprägt. Im Winter verzeichnen alle Messstationstypen mit ca. 120 % den höchsten Anstieg. Die Untersuchung mittels der Methode des maschinellen Lernens bestätigt den Einfluss der Anzahl der Trockenstunden auf die PM10-Konzentrationen als wichtigen Einflussfaktor. Bedeutender ist allerdings noch der Einfluss der Temperatur. Vor allem bei Temperaturen unter 0 °C führt die Kombination höherer Heizungsemissionen mit Inversionen bei Hochdruckwetterlagen zu Konzentrationsanstiegen.

Im Vergleich zum Feinstaub zeigen die Auswertungen für Ozon ein deutlich heterogeneres Bild. Im Frühling und Sommer nehmen die akkumulierten relativen Ozonbelastungen bei allen Messstationstypen bis zum 4. bzw. 6. Tag zu. Im Herbst steigen die Ozonkonzentrationen nur noch an den Bergstationen, im regionalen Hintergrund ändern sie sich kaum, während sie in den urbanen Regionen sogar abnehmen. Im Winter sinken die Ozonkonzentrationen an allen Messstationstypen außer an den Bergstationen. Die Methode des maschinellen Lernens findet mit dem Wasserdampfdruckdefizit und der relativen Luftfeuchte als wichtige Einflussgrößen auf die Ozonkonzentrationen ebenfalls zwei Parameter, die mit Trockenheit in Zusammenhang stehen. Neben dem Einfluss der Trockenheit sind die Ozonkonzentrationen jedoch noch von einer Vielzahl anderer Einflussgrößen in einem komplexen Zusammenspiel abhängig.

Risikoabschätzungen anhand der flussbasierten phytotoxischen Ozondosis zeigen, dass die Kombination von Trockenheit und hohen Ozonkonzentrationen in Sachsen zu einem hohen Risiko für Vegetationsschäden außerhalb der Städte führen kann. Die Verluste in der Biomasseproduktion können dabei in Abhängigkeit vom Standort fast bis zu 20 % betragen und damit einen signifikanten volkswirtschaftlichen Schaden hervorrufen.

## 7.2.6 Literatur Luftqualität

- BENDER, J., BERGMANN, E., WEIGEL, H.-J., GRÜNHAGE, L. (2015): Anwendung und Überprüfung neuer Methoden zur flächenhaften Bewertung der Auswirkungen von bodennahem Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme - Teil I. UBA-Texte, 70/2015
- BOESSENKOOL, B. (2022): rdwd: Select and download climate data from DWD (German Weather Service). R package, <https://CRAN.R-project.org/package=rdwd>
- CARSLAW, D. (2021): deweather: Remove the influence of weather on air quality data. R package version 0.6, <http://github.com/davidcarslaw/deweather>
- CARSLAW, D. (2022): [https://bookdown.org/david\\_carslaw/openair/](https://bookdown.org/david_carslaw/openair/), zuletzt aufgerufen am 15.06.2023
- CARSLAW, D.C., ROPKINS, K. (2012): openair — An R package for air quality data analysis. In: Environmental Modelling & Software, Heft 27-28, S. 52-61
- CARSLAW, D.C., TAYLOR, P.J. (2009): Analysis of air pollution data at a mixed source location using boosted regression trees. In: Atmospheric Environment, Heft 43 (22-23), S. 3563-3570
- CLIFTON, O.E., FIORE, A. M., MASSMAN, W. J., BAUBLITZ, C. B., COYLE, M., EMBERSON, L., FARES, S., FARMER, D. K., GENTINE, P., GEROSA, G., GUENTHER, A. B., HELMIG, D., LOMBARDOZZI, D. L., MUNGER, J. W., PATTON, E. G., PUSEDE, S. E., SCHWEDE, D. B., SILVA, S. J., SÖRGE, M., STEINER, A. L., TAI, A. P. K. (2020): Dry Deposition of Ozone Over Land: Processes, Measurement, and Modeling. In: Reviews of Geophysics, Heft 58 (1)
- CLRTAP (2017): Mapping critical levels for vegetation. Chapter 3 of manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risk and trends, U.C.O.L.-R.T.A. POLLUTION Ed.
- DWD (2019): DWD Climate Data Center: Berechnete tägliche Werte von charakteristischen Elementen aus dem Boden und dem Pflanzenbestand, Version v19.3
- EHLERS, C., KLEMP, D., ROHRER, F., MIHELICIC, D., WEGENER, R., KIENDLER-SCHARR, A., WAHNER, A. (2016): Twenty years of ambient observations of nitrogen oxides and specified hydrocarbons in air masses dominated by traffic emissions in Germany. In: Faraday Discussions, Heft 189, S. 407-437
- GRÜNHAGE, L., BENDER, J., WEIGEL, H.-J., MATYSSEK, R. (2018): Kritische Dosis-Kenngrößen für Ozon zum Schutz der Vegetation. In: Gefahrstoffe Reinhaltung Der Luft, Heft 78 (4), S. 173-180
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- LIN, M.Y., HOROWITZ, L. W., XIE, Y., PAULOT, F., MALYSHEV, S., SHEVLIKOVA, E., FINCO, A., GEROSA, G., KUBISTIN, D., PILEGAARD, K. (2020): Vegetation feedbacks during drought exacerbate ozone air pollution extremes in Europe. In: Nature Climate Change, Heft 10 (5), S. 444-451
- LIN, M.Y., MALYSHEV, S., SHEVLIKOVA, E., PAULOT, F., HOROWITZ, L. W., FARES, S., MIKKELSEN, T. N., ZHANG, L. (2019): Sensitivity of Ozone Dry Deposition to Ecosystem-Atmosphere Interactions: A Critical Appraisal of Observations and Simulations. In: Global Biogeochemical Cycles, Heft 33 (10), S. 1264-1288
- MUES, A., MANDERS, A., SCHAAP, M., KERSCHBAUMER, A., STERN, R., BULTJES, P. (2012): Impact of the extreme meteorological conditions during the summer 2003 in Europe on particulate matter concentrations. In: Atmos. Environ., 55, S. 377–391, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.03.002
- SCHULTZ, M.G.; KLEMP, D. & WAHNER, A. (2017): LUFTQUALITÄT. In: Brasseur, G.; Jacob, D. & Schuck-Zöller, S. (eds) Klimawandel in Deutschland. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, S. 127–136, doi:10.1007/978-3-662-50397-3\_13

- SENF, F. (2021): Radar Precipitation Estimates (Radolan RW product) interpolated onto LfULG Stations Saxony [Data set], Zenodo, doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5113375>
- SOLBERG, S., HOV, Ø., SØVDE, A., ISAKSEN, I. S. A., CODDEVILLE, P., DE BACKER, H., FORSTER, C., ORSOLINI, Y., UHSE, K. (2008): European surface ozone in the extreme summer 2003. In: Journal of Geophysical Research, Heft 113 (D7)
- VAN PINXTEREN, D., BRÜGGEMANN, E., GNAUK, T., MÜLLER, K., THIEL, C., HERRMANN, H. (2010): A GIS based approach to back trajectory analysis for the source apportionment of aerosol constituents and its first application. In: J. Atmos. Chem., 67, S. 1-28, doi: 10.1007/s10874-011-9199-9
- VDI (2020): Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation - Kritische Dosis-Kenngrößen für Ozon. VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss (2020a).

## 7.3 Auswirkungen der Trockenheit auf die Landwirtschaft

### 7.3.1 Auswirkungen auf den Pflanzenbau

#### 7.3.1.1 Einführung Pflanzenbau

Zur Abschätzung der Auswirkungen von Trockenheit auf landwirtschaftliche Kulturen wurde eine Vielzahl an landwirtschaftlichen Dürreindizes entwickelt. Dabei können überwiegend auf meteorologischen Eingangsdaten beruhende Ansätze, auf Wasserbilanzüberlegungen beruhende Indizes und Indizes zur Bewertung der Bodenfeuchte unterschieden werden. Eine Übersicht der gebräuchlichen Indizes ist der LFULG-SCHRIFTENREIHE, HEFT 7/2015, „Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit“ (BERNHOFER ET AL. 2015) zu entnehmen.

Aufgrund der naturräumlich hohen Heterogenität des Freistaats Sachsen weisen dessen Böden sehr unterschiedliche nutzbare Feldkapazitäten (nFK) auf. Eine seriöse Abschätzung der Auswirkungen von Trockenheit auf landwirtschaftliche Kulturen kann daher in Sachsen nur unter Einbeziehung von Indizes zur Bewertung der Bodenfeuchte (siehe Kapitel 5 *Boden - Situation*) erfolgen.

Die Änderung der Bodenfeuchte bzw. die des Bodenwassergehalts ( $\Delta S$ ) wird bestimmt durch das Wasser, welches als Niederschlag auf den Boden trifft (P), die Evapotranspiration (ETP) sowie evtl. oberirdisch ab- bzw. zufließendes (Roff/Ron) oder in tiefere Bodenschichten infiltrierendes (I) Wasser:

$$\Delta S = P - ET - Roff + Ron - I$$

Darüber hinaus muss bei bestimmten Böden der kapillare Aufstieg von Wasser berücksichtigt werden.

Der Wassergehalt des Bodens ist als solches auch noch kein aussagekräftiger Parameter, da sich hieraus keine Aussagen über die bodenart- und bodenstrukturabhängige Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers ableiten lassen. Daher wird der Bodenwassergehalt, welcher den Pflanzen zur Verfügung steht, als prozentualer Anteil der nutzbaren Feldkapazität [% nFK] (siehe Kapitel 5 *Boden - Situation*) ausgedrückt.

Neben dem landwirtschaftlichen Bodenfeuchtemonitoring in Sachsen (siehe dazu Kapitel 5.2 *Auswertung der wägbaren Lysimeter der Lysimeterstation Brandis*), kann zur Abschätzung der Bodenfeuchte auf Modellierungsdaten zurückgegriffen werden. Allerdings unterliegt die Bodenfeuchtemodellierung immer noch erheblichen Unsicherheiten hinsichtlich der Abschätzung der Infiltration und der kulturart-, bewirtschaftungs- und bodenabhängigen potenziellen Evapotranspiration. Die Prognose dürrebedingter Ertragsausfälle wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die Dürrensensitivität der einzelnen Kulturpflanzen von ihrem aktuellen Entwicklungsstadium (z. B. Blüte oder Fruchtentwicklung) abhängig ist.

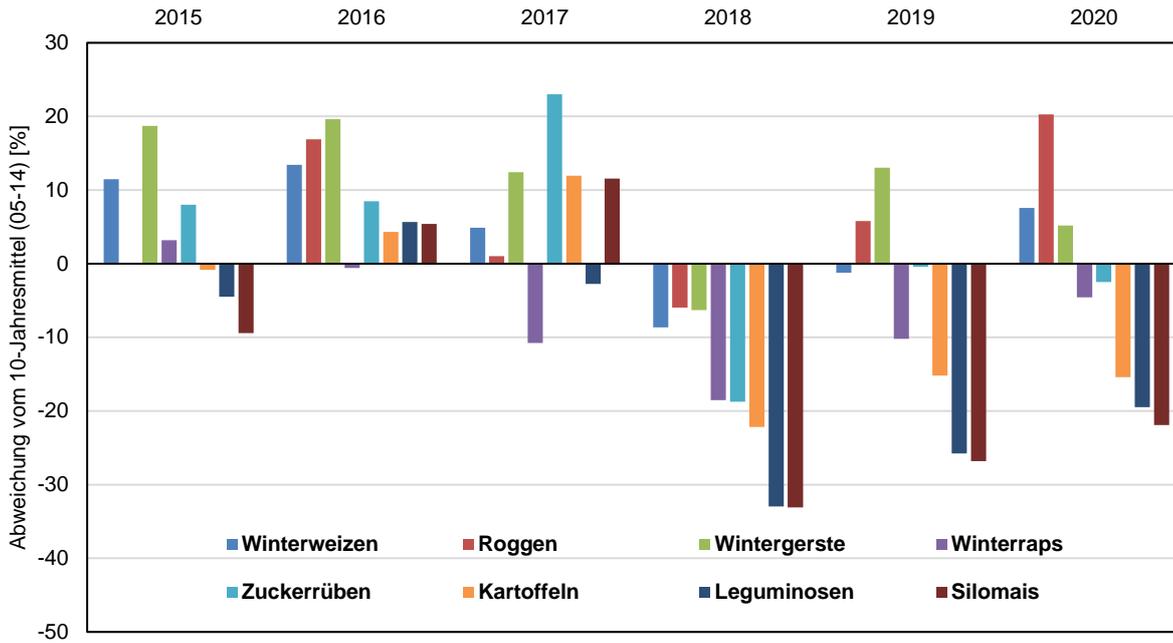
Aufgrund dieser Unsicherheiten wurde in der vorliegenden Auswertung der Auswirkungen der Trockenperiode auf den Pflanzenbau auf die Analyse landwirtschaftlicher Dürreindizes gänzlich verzichtet. Stattdessen wurde die tatsächliche Ertragsentwicklung der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen auf Grundlage von Ertragsdaten des Statistischen Landeamtes ausgewertet.

### **7.3.1.2 Auswirkungen der Trockenperiode 2015-2020 auf die Ertragsleistung der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen**

Seit 1955 konnten in Sachsen deutliche Ertragsanstiege bei allen relevanten landwirtschaftlichen Kulturen beobachtet werden. Diese sind vor allem auf Züchtungsfortschritt sowie veränderte pflanzenbauliche Praktiken zurückzuführen (insbesondere Düngung und Pflanzenschutz). Wenngleich bisher für die meisten Kulturen keine eindeutige und statistisch absicherbare Trendwende in der Ertragsentwicklung ausgemacht werden kann, fällt auf, dass die interannuelle Ertragsvariabilität seit etwa Mitte der 1990er Jahre zugenommen hat. Im Unterschied zur Ertragsentwicklung im Zeitraum, bezieht sich die Ertragsvariabilität dabei auf Schwankungen, welche trotz dieser Entwicklung auftreten können. Dies betrifft sowohl die absoluten als auch die relativen Ertragsabweichungen vom geschätzten Trend der Ertragsentwicklung. Es ist möglich, dass diese Zunahme der interannualen Ertragsvariabilität auf das häufigere Auftreten von Wetterextremereignissen zurückzuführen ist.

Die Interpretation von Ertragsabweichungen zum Zwecke der Analyse von Witterungsauswirkungen auf den Pflanzenbau, also z. B. ob die Abnahme der Niederschläge in den Sommermonaten zu Mindererträgen bei bestimmten Kulturen führen, setzt zunächst voraus, dass ein Referenzzeitraum bestimmt wird, für den ein Durchschnittsertrag berechnet wird. Dieser Referenzzeitraum muss zum einen so kurz wie möglich bemessen werden, um den Einfluss von Züchtungsfortschritt sowie veränderter pflanzenbaulicher Praktiken auf die Durchschnittserträge im Referenzzeitraum so gering wie möglich zu halten. Zum anderen muss der Referenzzeitraum aber auch hinreichend lang bemessen werden, um interannuelle Ertragsschwankungen innerhalb des Referenzzeitraum auszugleichen. Im vorliegenden Fall wurde für die Analyse der Auswirkungen der Trockenperiode 2015-2020 (vgl. Abbildung 105) auf den Pflanzenbau die Dekade 2005-2014 als Referenzzeitraum gewählt. Das Jahr 2014 wurde dabei bewusst dem Referenzzeitraum und nicht der zu analysierenden Trockenperiode zugerechnet, da es sich bei diesem Jahr aus landwirtschaftlicher Perspektive um kein Trockenjahr (= Jahr, in dem geringe Niederschläge zu Wassermangel in Böden und damit zu Ertragseinbußen führen kann) handelte. Vielmehr wurden im Jahr 2014 insgesamt außergewöhnlich hohe Erträge erzielt – bei Winterweizen sogar Rekorderträge.

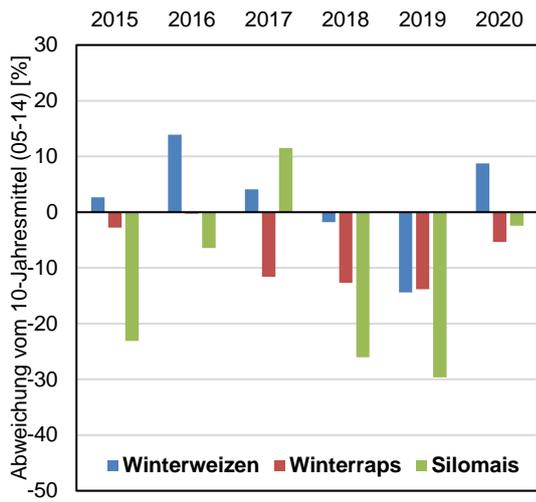
## Erträge Sachsen gesamt



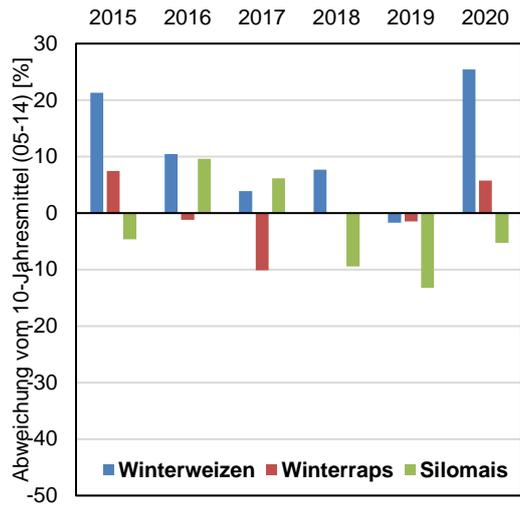
**Abbildung 105: Prozentuale Abweichung der Erträge von Winterweizen, Roggen, Wintergerste, Winterraps, Zuckerrüben, Kartoffeln, Leguminosen und Silomais in den Jahren 2015-2020 vom Zehnjahresmittel 2005-2014 im Freistaat Sachsen (Quelle: Berechnung aus Ertragsdaten vom Statistischen Landesamt)**

Betrachtet man die Durchschnittserträge über den gesamten Freistaat, so konnten in den Jahren 2015 bis 2017 für die meisten Kulturen durchschnittliche bis überdurchschnittliche Erträge gegenüber dem Referenzzeitraum (2005-2014) erzielt werden. Nennenswerte Mindererträge traten lediglich bei Silomais und Leguminosen im Jahr 2015 sowie bei Winterraps im Jahr 2017 auf. Im Extremjahr 2018, bei dem die Niederschläge zu den geringsten seit Wetteraufzeichnung 1881 zählten, reagierten alle relevanten Kulturen mit teilweise erheblichen Ertragseinbußen, wobei auffällt, dass die Ertragseinbußen bei den Wintergetreidearten (Winterweizen, Roggen, Wintergerste) durchwegs deutlich geringer ausfielen als bei den Sommerkulturen (Silomais, Leguminosen, Kartoffel, Zuckerrübe). In den Jahren 2019 und 2020 traten bei den Wintergetreidearten durchschnittliche bis überdurchschnittliche Erträge auf, wohingegen die Erträge der Sommerkulturen (insbesondere Silomais, Leguminosen und Kartoffeln) erneut deutlich unterdurchschnittlich ausfielen. Diese Ergebnisse aus den Jahren 2018-2020 weisen darauf hin, dass Sommerkulturen im Allgemeinen wesentlich empfindlicher auf Vor- und Frühsommertrockenheit reagieren als die meisten Winterungen. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass Winterkulturen beim Einsetzen von Vor- und Frühsommertrockenheit bereits ein besser ausgebildetes Wurzelsystem besitzen und so Wasser in tieferen Bodenschichten besser erschließen können. Zum anderen können Winterkulturen insbesondere nach milden Wintern schon so weit entwickelt sein, dass die Ertragsbildung durch später in der Vegetationsperiode einsetzende Trockenheit kaum mehr beeinflusst wird. Regional trat in den Jahren 2018-2020 zudem das Phänomen auf, dass die Oberböden bereits Ende April so trocken waren, dass Sommerungen nach der Aussaat ungleichmäßig aufliefen, wodurch sich lückige Bestände ausbildeten. Dies hatte, wie in Abbildung 106 ersichtlich, unterschiedliche Auswirkungen auf die Erträge der nach Anbaufläche wichtigsten Kulturen (Winterweizen, Winterraps, Silomais) in den Landkreisen.

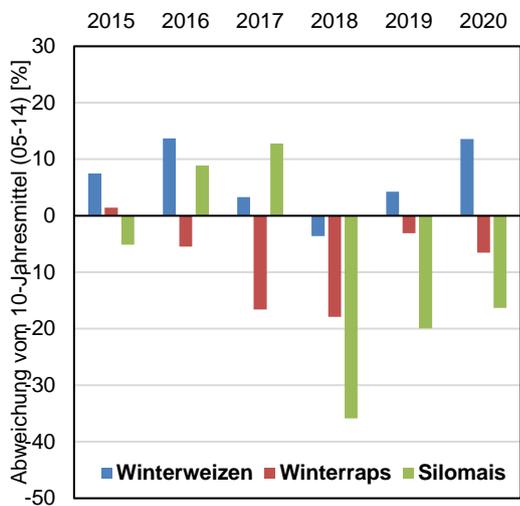
### Vogtlandkreis



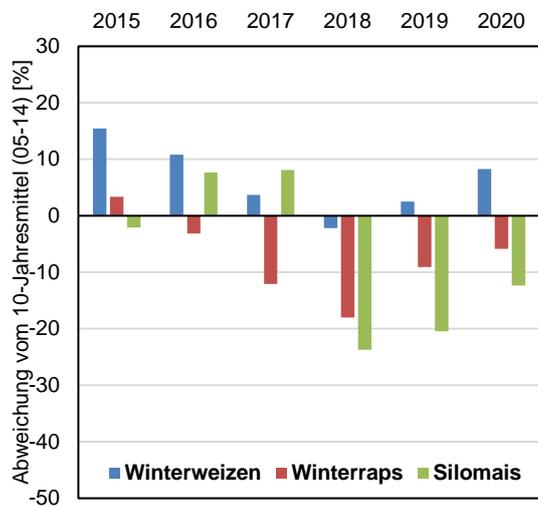
### Erzgebirgskreis



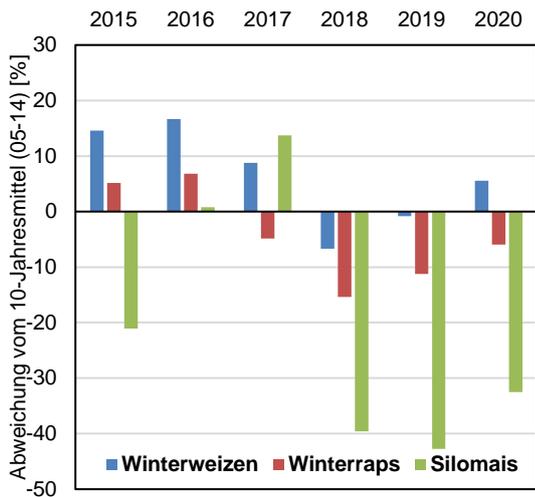
### Kreis Zwickau



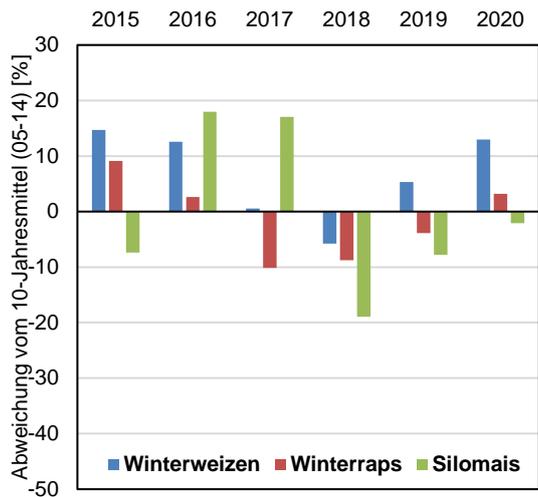
### Kreis Mittelsachsen

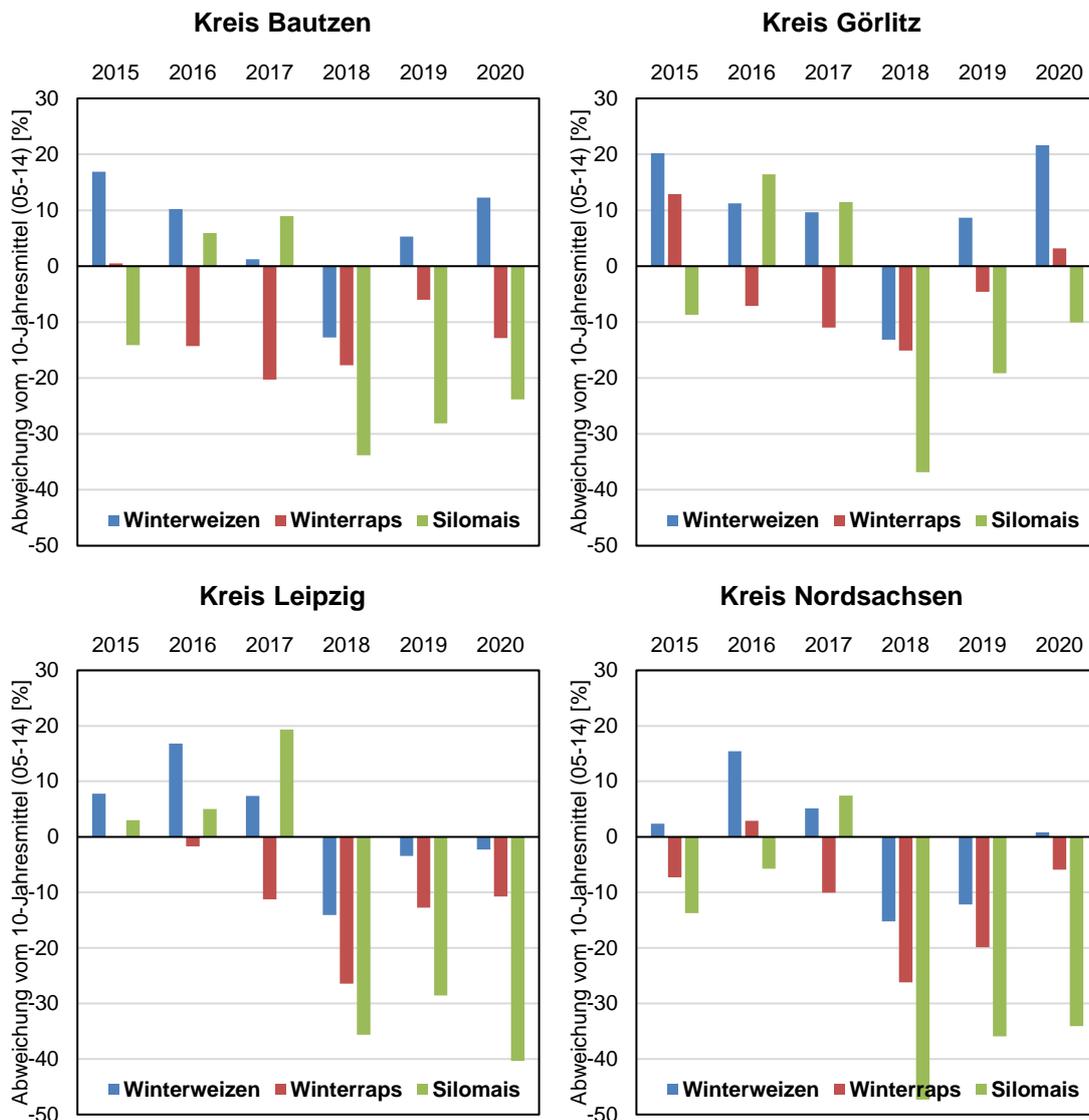


### Kreis Meißen



### Kr. Sächs. Schweiz / Osterzgeb.





**Abbildung 106: Prozentuale Abweichung der Erträge von Winterweizen, Winterraps und Silomais in den Jahren 2015-2020 vom Zehnjahresmittel 2005-2014 in den sächsischen Landkreisen (Quelle: Berechnung aus Ertragsdaten vom Statistischen Landesamt)**

Die Winterweizenerträge lagen in den Jahren 2015-2017 in allen sächsischen Landkreisen über dem zehnjährigen Mittelwert (2005-2014). Die größten Ertragseinbußen im Beobachtungszeitraum traten mit Ausnahme des Erzgebirgskreises (wo sogar 2018 ein überdurchschnittlicher Ertrag eingefahren werden konnte) und des Vogtlandkreises in allen sächsischen Landkreisen im Jahr 2018 auf. Am stärksten waren die Landkreise Nordsachsen (-15,2 %), Leipzig (-14,1 %), Görlitz (-13,1 %) und Bautzen (-12,7 %) von diesen Ertragseinbußen betroffen. Dies ist einerseits auf das besonders hohe Niederschlagsdefizit in diesen Landkreisen im Jahr 2018 und andererseits auf die geringe nFK der dort verbreiteten leichten Böden zurückzuführen. Im Jahr 2019 zeichnete sich ein differenziertes Bild: Ertragseinbußen im zweistelligen Prozentbereich traten insbesondere im Vogtlandkreis (-14,4 %) und im Kreis Nordsachsen (-12,2 %) auf, wohingegen die durchschnittlichen Erträge in den übrigen Landkreisen nur geringfügig vom zehnjährigen Mittelwert (2005-2014) abwichen. Im Jahr 2020 konnten in allen Landkreisen mit Ausnahme des Landkreises Leipzig wieder überdurchschnittliche Winterweizenerträge verzeichnet werden.

Die außergewöhnliche Trockenheit im Jahr 2018 hatte bei Winterweizen nicht nur Ertrags- sondern auch Qualitätseinbußen zur Folge. Vielerorts gingen die Bestände frühzeitig in Notreife, wodurch nur kleine Körner mit verminderten Qualitätseigenschaften geerntet werden konnten – sogenanntes Schmachtkorn (Abbildung 107).



**Abbildung 107: Links: Weizen-Schmachtkorn im Jahr 2018, rechts: normal entwickeltes Weizenkorn. Foto: Martin Sacher (LfULG)**

Die Winterrapserträge lagen in der Hälfte der sächsischen Landkreise in fünf der sechs Betrachtungsjahre unter dem zehnjährigen Mittelwert (2005-2014), in vier weiteren Landkreisen war dies in vier von sechs Jahren der Fall. Insgesamt wurden im Betrachtungszeitraum in den Jahren 2017-2019 die geringsten Erträge erzielt. Besonders ausgeprägt waren die Ertragseinbußen im Jahr 2018 in den Landkreisen Nord-sachsen und Leipzig. Auffällig ist jedoch, dass in einigen Landkreisen auch im Jahr 2017 ähnlich hohe Ertragseinbußen wie im Ausnahmejahr 2018 zu verzeichnen waren; im Landkreis Bautzen und im Erzgebirgskreis traten im Jahr 2017 sogar stärkere Ertragseinbußen als 2018 auf. Dies ist vor allem auf ein schlechtes Auflaufen der Bestände infolge sehr trockener Witterungsverhältnisse nach der Aussaat 2016, auf blütenschädigende Spätfrostereignisse im April 2017, einen erhöhten Krankheits- und Schädlingsdruck sowie die Hitzewelle im Juni 2017 zurückzuführen.

Insgesamt gestaltet sich die Interpretation der Ertragsrückgänge beim Winterraps in den letzten Jahren vergleichsweise schwierig, weil neben Frühjahrs- und Frühsommertrockenheit eine Vielzahl weiterer Faktoren in Betracht zu ziehen sind:

- Winterraps wird deutlich früher ausgesät (Mitte August - Mitte September) als die meisten anderen Winterkulturen (ab Mitte September). Spätsommertrockenheit zur Aussaat kann daher zu Auflaufproblemen und lückigen Beständen führen, was sich dann im Folgejahr im Ertrag widerspiegelt.
- Ein zunehmend früherer Beginn der Vegetationsperiode erhöht insbesondere in Gebirgslagen die Wahrscheinlichkeit, dass ausgeprägte Spätfrostereignisse den Raps in der Blüte treffen und schädigen.
- Raps gehört zu den wenigen landwirtschaftlichen Kulturpflanzen, die nicht nur auf Trockenheit, sondern auch auf Hitze in Kombination mit einer hohen Strahlungsintensität sensibel reagieren. So trat beispielsweise während der Hitzewelle 2018 verbreitet das dadurch bedingte Phänomen der Physiologischen Knospenwelke auf – auch auf noch ausreichend mit Wasser versorgten Standorten.
- Das seit Oktober 2013 bestehende Anwendungsverbot von Wirkstoffen aus der Gruppe der Neonicotinoide als Beizmittel bei Raps, zunehmend auftretende Fruchtfolgekrankheiten sowie Einschränkungen bei der N-Düngung infolge der Novellierung der Düngeverordnung 2017 wirkten sich ebenfalls direkt auf die Rapsertträge aus.
- Die vorbenannten Faktoren sowie die ökonomischen Rahmenbedingungen hatten auch einen Rückgang der Anbaufläche zur Folge. Starke Veränderungen der Anbaufläche schränken jedoch die Vergleichbarkeit mit regionsbezogenen statistischen Vorjahreserträgen aufgrund von Verzerrungseffekten ein.

Silomais reagiert besonders sensibel auf die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode. U. a. aus diesem Grund gehört Silomais zu den landwirtschaftlichen Kulturpflanzen, die die höchste interannuelle Ertragsvariabilität aufweisen. Entsprechend heterogen fielen die Silomaiserträge auch in den sächsischen Landkreisen im Betrachtungszeitraum 2015-2020 aus. 2015 wurden mit Ausnahme des Landkreises Leipzig in allen sächsischen Landkreisen unterdurchschnittliche Silomaiserträge eingefahren. Hingegen überschritten die Silomaiserträge in den Jahren 2016-2017 in den meisten sächsischen Landkreisen (mit Ausnahme des Landkreises Nordsachsen und des Vogtlandkreises im Jahr 2016) den zehnjährigen Mittelwert (2005-2014). In den Jahren 2018-2020 traten in allen Landkreisen teilweise drastische Ertragseinbußen auf. Besonders ausgeprägt waren diese in den Landkreisen Nordsachsen, Meißen und Leipzig, wo im Mittel dieser drei Jahre Ertragseinbußen von - 39,1 %, -38,3 % und -34,9 % gegenüber dem zehnjährigen Mittelwert (2005-2014) zu verzeichnen waren. Mit Ausnahme des Erzgebirgskreises und des Landkreises Sächsische Schweiz / Osterzgebirge waren aber auch die übrigen Landkreise in diesem Dreijahres-Zeitraum von mittleren Ertragseinbußen in einer Größenordnung von -20 bis -30 % betroffen.

Aus der Ertragsentwicklung bei Silomais wird deutlich, dass die Trockenperiode 2018-2020 insbesondere für Wiederkäuer haltende Betriebe eine große Herausforderung darstellte. Dies wurde dadurch verstärkt, dass auch in der Grünlandwirtschaft in diesem Zeitraum nur stark unterdurchschnittliche Erträge erzielt werden konnten. Da die Zukaufmöglichkeiten von Grundfutter sehr begrenzt sind, konnten Betriebe, die nicht auf ausreichenden Futterreserven aus den Vorjahren zurückgreifen konnten, häufig nur mit einer Reduktion der Tierzahl reagieren.

### 7.3.1.3 Ausblick: Anpassungsmaßnahmen im Pflanzenbau

Es ist davon auszugehen, dass die Ertragssicherheit in Sachsen durch die Zunahme von Wetterextremereignissen künftig noch stärker gefährdet wird. Neben der Zunahme von Dürreperioden ist insbesondere eine weitere Häufung bzw. Zunahme der Intensität von Starkniederschlagsereignissen (teilweise in Kombination mit Hagel) zu erwarten. Der Anstieg der mittleren Lufttemperatur führt zu einer Verlängerung der Vegetationsperiode, wovon die Landwirtschaft jedoch aufgrund einer anhaltend hohen Spätfrostgefahr zumindest bisher kaum profitieren kann. Zudem werden durch mildere Winter wärmeliebende Schädlinge und Unkräuter sowie Krankheiten begünstigt.

Zur Anpassung an diese teilweise gegenläufigen Wetterextremereignisse ist ein umfassendes betriebliches Risikomanagement sowie ein umfassendes Wassermanagement erforderlich.

Zu einem umfassenden Wassermanagement zählen insbesondere:

- Wasserverlust- und erosionsmindernde Bestellverfahren: Pfluglos-konservierende Bodenbearbeitung und vor allem Streifenbearbeitung (Strip Till) und Direktsaatverfahren nehmen eine besondere Stellung im Wassermanagement ein, da sie eine Anpassung an gegenläufige Wasserextremereignisse bewirken: (i) Wassererosion infolge von Starkniederschlägen wird durch eine Erhöhung der Aggregatstabilität und/oder des Mulchbedeckungsgrades sowie eine Verminderung des Oberflächenabflusses minimiert, (ii) Starkniederschlagswasser wird durch eine Erhöhung der Wasserinfiltration verstärkt dem Bodenwasserspeicher zugeführt und (iii) in Dürrephasen wird die Wasserverfügbarkeit durch eine Reduktion der Wasserverdunstung aus dem Boden länger aufrechterhalten. In der Praxis und in Feldversuchen sowie Praxisdemonstrationen in den WRRL-Arbeitskreisen laufen Versuche zur Optimierung und Anpassung der Verfahren.
- Anbau trocken toleranter Sorten und Arten: Den Landessortenempfehlungen sowie Empfehlungen zu standortangepassten Artenmischungen für Grünland / Ackerfutter des LfULG kommt hier hohe Bedeutung zu (LfULG 2024a, LfULG 2024b). Sowohl bei der Sorten- als auch bei der Frucht- / Kulturartenwahl ist eine höhere Diversifizierung in den Betrieben anzustreben, um das Risiko von Ertragsausfällen zu vermindern. Dabei sind verstärkt trocken tolerante Fruchtarten wie z. B. Winterroggen und –gerste in die Fruchtfolge (v. a. auf leichten Sandstandorten) sowie Tiefwurzler wie z. B. Luzerne- / Rotklee in Ackerfutterbeständen einzubeziehen. Weitere Fruchtarten (Hirsearten, Soja, Durum, Esparglette etc.) werden von einzelnen Landwirten und in Feldversuchen angebaut bzw. getestet.
- Anpassung von Aussaatstärke / Bestandsdichte: Durch Verminderung der Aussaatstärke können dünnere Bestände mit kräftigeren und tieferwurzelnden Einzelpflanzen erzeugt werden, um das verfügbare Wasser- und Nährstoffangebot besser ausnutzen zu können. V. a. in den Trockengebieten Nordsachsens und Brandenburgs wird dies von einigen Landwirten praktiziert bzw. getestet sowie in den Arbeitskreisen zur Umsetzung der WRRL in Sachsen demonstriert.
- Angepasste Düngestrategie mit Düngeapplikationsverfahren / Humusversorgung: Zur besseren Nährstoffaufnahme und zur Minimierung von Nährstoffverlusten unter Trockenbedingungen werden Injektionsdünges- sowie Unterfuß- / Unterflurdüngeverfahren zunehmend in der Praxis angewendet. Das LfULG unterstützt dies durch Feldversuche und Praxisdemonstrationen. Erhebliche Defizite bestehen in Sachsen bei der Kalium- und Phosphatversorgung der Böden. Dies wirkt sich bei Trockenheit besonders stark ertragsmindernd aus. Wichtig ist auch eine optimale Humusversorgung.

- Ressourcenschonende Bewässerungsverfahren (Tropfbewässerung, Linear- / Kreisberegnungsmaschinen etc.): Die wirksamste, aber auch aufwendigste Maßnahme zur Ertrags- und Qualitätssicherung in Trockenphasen ist die Bewässerung. Wirtschaftlich rentabel ist die Bewässerung vor allem bei Kartoffeln, Gemüse und Erdbeeren. Ist eine dieser Fruchtarten Bestandteil der Fruchtfolge, kann davon ausgegangen werden, dass die gesamte Fruchtfolge rentabel beregnet werden kann, da die rentable Fruchtart die Festkosten bereits deckt und nur noch die variablen Kosten erwirtschaftet werden müssen. Demnach sind auch Strauchobst, Äpfel und Sonderkulturen wie z. B. Hopfen beregnungswürdig. Im Jahr 2015 wurde in Sachsen von einer potenziell bewässerbaren Fläche, d. h. diejenigen Flächen, welche über die technische Infrastruktur verfügen, von 12.700 ha nur 5.500 ha Fläche tatsächlich bewässert. Es ist davon auszugehen, dass die bewässerte Fläche in Sachsen zunehmen wird. Entscheidend ist hierfür jedoch die nachhaltige Verfügbarkeit nutzbarer Wasserdargeboten sowie die Entwicklung der Kosten, der Erzeugerpreise und der angebauten Fruchtarten.

Ein Großteil der vorstehenden Maßnahmen sind sogenannte „no-regret-Maßnahmen“, also Maßnahmen, welche trotz unsicherer Entwicklung über hohe Effektivität verfügen (pfluglos-konservierende Bestellverfahren, Sortenwahl, Optimierung der Humus- / Grundnährstoffversorgung). In Extremjahren wie 2018, die künftig häufiger auftreten können, werden solche Maßnahmen insbesondere auf leichten Sandböden in Nord- / Nordostsachsen nicht ausreichen. Hier bedarf es künftig neben einem umfassenden Risikomanagement weitreichenderer Maßnahmen, die von der Ausdehnung der Bewässerung (wenn Wasser verfügbar ist oder durch künftige Rückhaltmaßnahmen verfügbar wird) über die betriebliche und anbaubezogene Diversifizierung zur Risikostreuung und einem verstärkten Anbau tiefwurzelnder / trockenverträglicher Kulturarten bis hin zur stärkeren Einbeziehung von Extensivierungs- / Naturschutzmaßnahmen reichen sollten.

Bezüglich Bewässerung / Beregnung wird davon ausgegangen, dass die bewässerte Fläche in Sachsen zunehmen wird. Entscheidend sind hierfür jedoch die nachhaltige Verfügbarkeit nutzbarer Wasserdarangebote sowie die Entwicklung der Kosten, der Erzeugerpreise und der angebauten Fruchtarten. Dem stärkeren Wasserrückhalt in der Fläche und gezielten Wasserspeichermaßnahmen zur Grundwasseranreicherung oder Oberflächenspeicherung für Bewässerungszwecke kommt künftig höhere Bedeutung zu. Insgesamt bedarf es eines umfassenden Management- und Nutzungskonzeptes für den Landschaftswasserhaushalt.

### **7.3.2 Literatur Landwirtschaft**

BERNHOFER, C., HÄNSEL, S., SCHALLER, A., PLUNTKE, T. (2015): Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Schriftenreihe des LfULG, Heft 7/2015, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/24200>, 30.01.2024

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG 2024a): Mischungs- und Sortenempfehlungen für Ackerfutterbau und Grünland, <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/mischungs-und-sortenempfehlungen-11213.html>, 30.01.2024

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG 2024b): Sortenempfehlungen für den konventionellen und den ökologischen Landbau in Sachsen, <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/sortenempfehlungen-19902.html>, 30.01.2024

## 7.4 Auswirkungen der Trockenheit auf den Waldzustand

Die Auswirkungen der Trockenheit auf den Waldzustand lassen sich anhand der jährlich vom Staatsbetrieb Sachsenforst, im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft, publizierten Waldzustandsberichte einschätzen. Ideale Bedingungen für das Baumwachstum sind sonniges Wetter mit leichter Bewölkung, Lufttemperaturen zwischen 5 und 30 °C sowie regelmäßige Niederschläge, die den Bodenwassergehalt zwischen 50 % und 100 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK) halten. Sinkt die Bodenfeuchte innerhalb der Vegetationsperiode an mehr als zehn Tagen unter 50 % der nFK, herrscht Trockenheit. Ein weiteres Absinken der Bodenfeuchte innerhalb der Vegetationsperiode und ein Unterschreiten von 20 % der nFK führt zu Dürre (SMUL 2017). Tabelle 33 gibt einen Überblick zu diesen beiden kritischen Wetter- und Witterungsanomalien für den in der Ereignisanalyse betrachteten Zeitraum.

**Tabelle 33: Zusammenstellung kritischer Wetter- und Witterungsanomalien hinsichtlich der abiotischen Schäden Trockenheit und Dürre für den Betrachtungszeitraum 2014-2020, anhand der Schwellenwertunterschreitung des Parameters nutzbare Feldkapazität (nFK) (Quellen: SMUL (2014, 2015, 2016, 2017, 2018a, 2019), SMEKUL (2020))**

Jahr	Kritische Wetter-/Witterungsanomalie in der Vegetationsperiode	
	Trockenheit (Schwellenwert < 50 % nFK)	Dürre (Schwellenwert < 20 % nFK)
2014	Bodenwasserhaushalt angespannt, vielerorts Einschränkung der Transpiration	Niederschläge in Vegetationszeit haben Dürre verhindert
2015	Schwellenwert bis Anfang Oktober unterschritten	Schwellenwert auf vielen ungünstigen Standorten ab Ende Juli unterschritten
2016	Unterschreitung des Schwellenwertes nur auf Pseudogleyböden im Hügelland bis Mitte September	Erreichen des Schwellenwertes von 50 % nFK nur auf Pseudogleyböden
2017	Unterschreitung des Schwellenwertes nur auf Pseudogleyböden im Hügelland	Schwellenwert wird teilweise erreicht, aber nicht unterschritten
2018	langanhaltende Unterschreitung des Schwellenwertes	Erreichen des Schwellenwertes und teilweise Unterschreitung im August
2019	weiterhin anhaltende Trockenheit, aber regionale Unterschiede	Erreichen des Schwellenwertes und teilweise Unterschreitung im August
2020	Weiterhin anhaltende Trockenheit bis Anfang Oktober, regional unterschiedlich	Erreichen des Schwellenwertes, regional und/oder zeitweise Unterschreitung des Schwellenwertes

Bäume schränken bei Wassermangel und beginnender Trockenheit zunächst ihr Wachstum und damit den Aufbau von Biomasse ein. Besonders markant ist dies an der Ausbildung sehr schmaler Jahrringe zu erkennen. Dauert die Trockenheit über längere Zeiträume an oder entwickelt sich zu einer Dürre, treten neben der Wachstumseinschränkung weitere äußerlich sichtbare Stressreaktionen wie verfrühte Laubfärbung, Laubfall oder auch das Abwerfen grüner Zweige (baumartabhängig) auf. Mit diesen Adaptionsmaßnahmen versuchen die Bäume, ihren Wasserverlust zu minimieren. Die Vitalität der Bäume sinkt, ebenso ihre Widerstandskraft gegenüber Insektenbefall oder anderen biotischen und abiotischen Schäden und letztendlich können einzelne Kronenbereiche, Bäume oder ganze Waldbestände absterben (COLLIN 2019) (Abbildung 108).



**Abbildung 108: Durch Trockenheit, Dürre und anschließenden Borkenkäferbefall abgestorbener Waldbestand in der Sächsischen Schweiz. Foto: Petra Walther (LfULG)**

Neben dem Witterungsverlauf der Einzeljahre ist der Kronenzustand der Waldbäume vor allem von den unterschiedlichen klimatischen Verhältnissen und den konkreten Bodeneigenschaften des Standortes abhängig. Ein Maß für die Einschätzung des Zustands der Bäume ist die Kronenverlichtung. Zu Beginn des Betrachtungszeitraums, dem Jahr 2014, war die Kronenverlichtung regional differenziert ausgeprägt. In weiten Bereichen des Tief- und Lösshügellandes wurde eine durchschnittliche bis überdurchschnittliche Kronenverlichtung festgestellt. Ursache hierfür waren die geringen mittleren jährlichen Niederschlagsmengen in Kombination mit Waldböden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit. Bessere Kronenzustände wurden im Bergland mit höheren mittleren jährlichen Niederschlagsmengen, geringeren Temperaturen in der Vegetationsperiode und in Kombination mit Waldböden mit größerem Wasserspeichervermögen registriert (SMUL 2014).

Im Jahr 2015 traten in den sächsischen Wäldern während der Sommermonate überdurchschnittliche Dürreschäden auf. Diese wurden durch geringe Niederschläge und gleichzeitig hohe Temperaturen hervorgerufen. Während der Sommermonate reihte sich ein Höchstwert der Temperatur an den nächsten. Die Ausprägung der Trockenstresssituation war regional verschieden, aufgrund von Unterschieden in der regionalen Niederschlagsverteilung und lokal stark variierender Bodeneigenschaften. Etwa ab Ende Juli wurden vielerorts Dürreschäden festgestellt, lokal beispielsweise bis zu vollständigem Blattverlust an alten

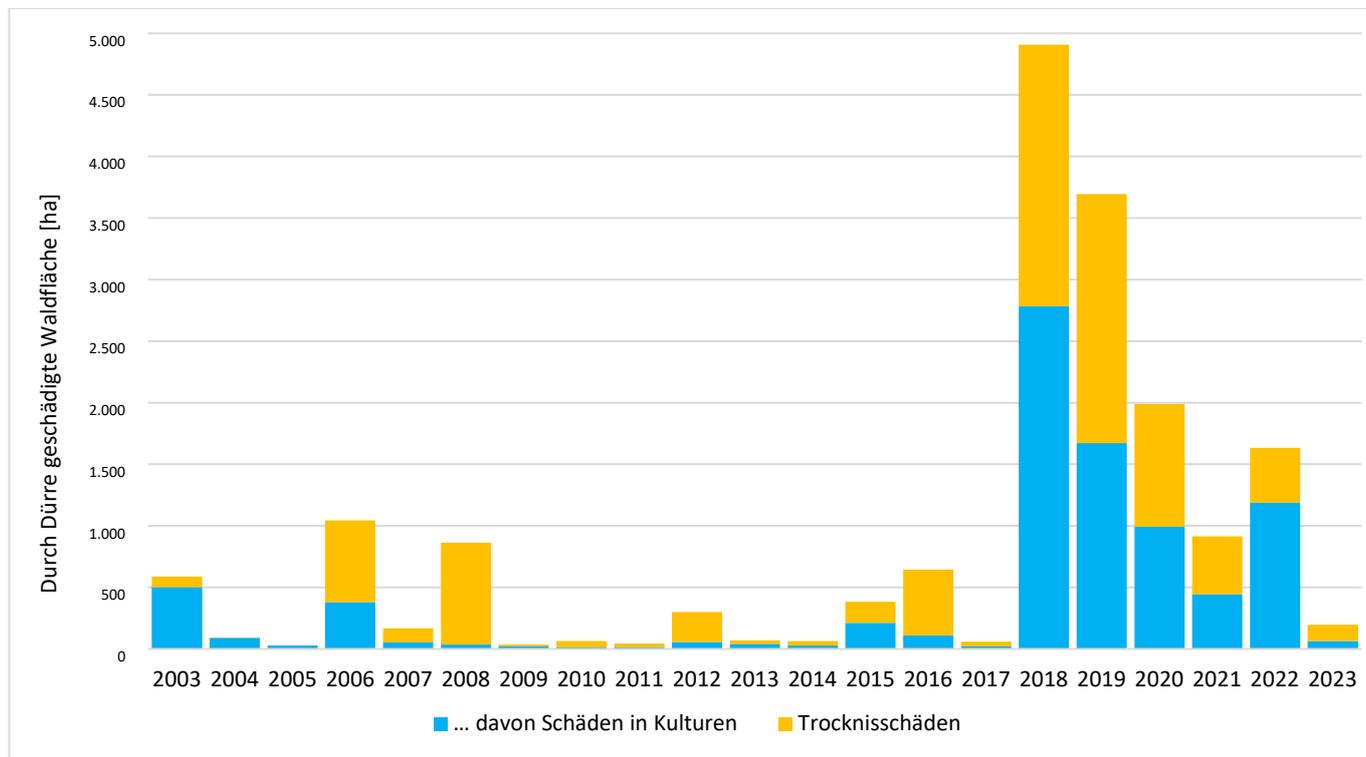
Buchen und Eichen. Diese Dürreschäden haben die Vitalität der Bäume beeinflusst und riefen ggf. Folgeschäden hervor, führten aber nicht zwangsläufig zum Absterben der Bäume. Abbildung 109 zeigt einen sprunghaften Anstieg der durch Dürre geschädigten Waldflächen. Darüber hinaus wurden allein im warmen und trockenen August mehr als ein Drittel der Waldbrände des gesamten Jahres registriert, aus denen mehr als die Hälfte der Brandfläche des Jahres 2015 resultierte (SMUL 2018b).

Überdurchschnittlich hohe Niederschläge im Zeitraum Oktober 2015 bis März 2016 führten zu einer Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Gebirge sowie auf den Sandböden im Tiefland. Damit erfolgte die Waldzustandserhebung im Sommer 2016 auf ein hydrologisch eher durchschnittliches Jahr. Die Zustandserfassung zeigte, dass 16 % der Waldbäume in die Schadstufe 2 bis 4 eingeordnet wurden (deutlicher Nadel- / Blattverlust), 40 % in die Schadstufe 1 (schwacher Nadel-/Blattverlust) und 44 % in die Schadstufe 0 (kein erkennbarer Nadel- / Blattverlust). Damit stieg der Anteil der nicht geschädigten Bäume im Vergleich zum Vorjahr um 6 %. Insgesamt betrachtet lag der mittlere Nadel- und Blattverlust der Waldbäume bei 16,6 % (SMUL 2016). Demgegenüber ist aus Abbildung 109 ersichtlich, dass es auf der gesamten Waldfläche Sachsens im Jahr 2016 nochmals deutlich höhere Schäden durch Trockenheit bzw. Dürre im Vergleich zu 2015 gegeben hat. Summiert man die Schadflächen beider Jahre, erreichen sie eine vergleichbare betroffene Flächengröße wie im Einzeljahr 2006 (SMUL 2018a). Die scheinbar gegensätzlichen Aussagen aus der Waldzustandsinventur rühren daher, dass im Rahmen der Waldzustandsinventur keine direkte Erfassung von Trockenheitsschäden erfolgt, sondern Indikatoren wie Nadel- und Blattverluste auf Stichprobenflächen erfasst werden. Abweichungen zu einer direkten Erfassung der Trockenheitsschäden sind daher möglich.

Der mittlere Nadel- und Blattverlust der sächsischen Waldbäume lag im Jahr 2017 bei 16,7 % und war damit vergleichbar mit dem Vorjahr, ebenso die Einordnung in die Schadstufen. Im Vergleich zu den beiden vorangegangenen Jahren wurden in 2017 nur minimale, durch Trockenheit bzw. Dürre, geschädigte Waldflächen registriert. Darin spiegelt sich wieder, dass es nur auf wenigen Standorten eine Einschränkung der Wasserversorgung der Waldbäume gab (vgl. Tabelle 33) (SMUL 2017).

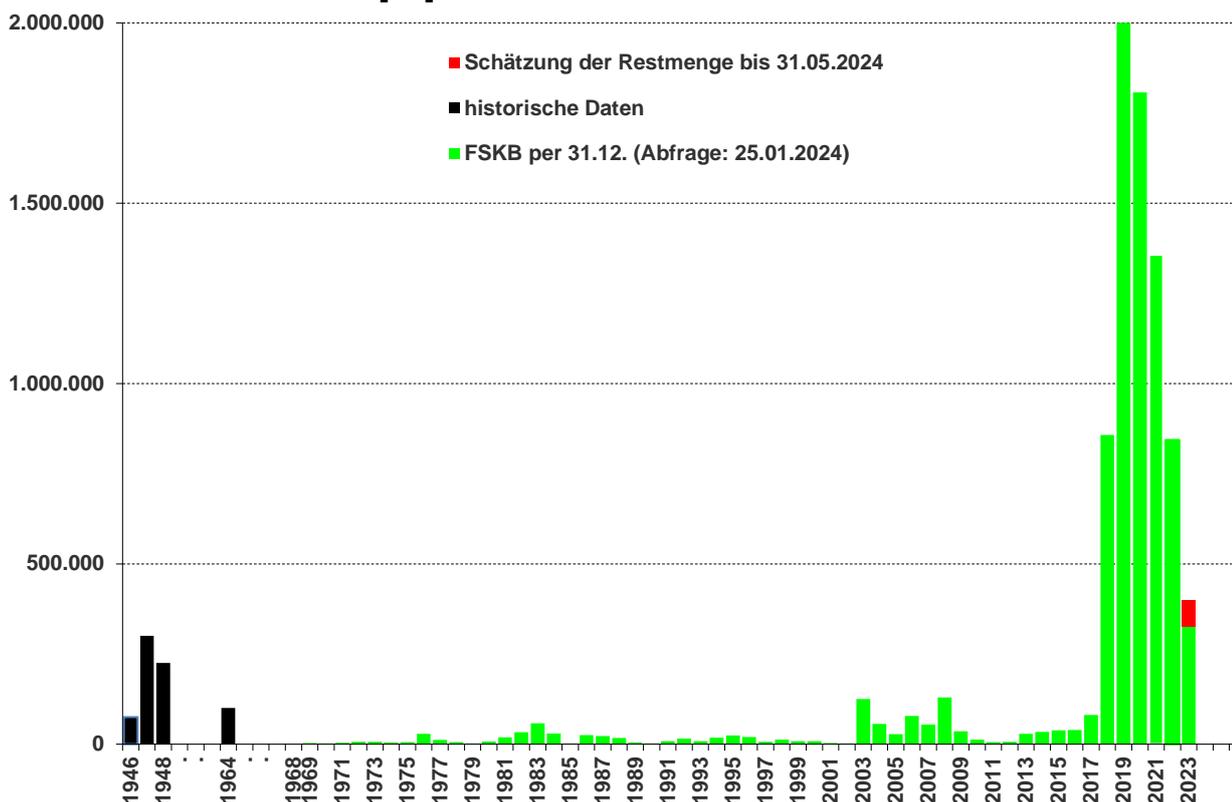
Demgegenüber änderte sich die Situation im Jahr 2018 grundlegend. Bereits bis Beginn des Frühlings stand den Waldbäumen nur 20 % der langjährigen Niederschlagsmenge zur Verfügung. Während der Vegetationsperiode herrschten durch intensive Sonneneinstrahlung hohe Temperaturen, die in Kombination mit den ausgebliebenen Niederschlägen zu intensiver Trockenheit bis in den Juli und August 2018 führten. Dies führte zu einer massiven Verschlechterung des Kronenzustands der Waldbäume. Unabhängig von den Baumarten stieg der Anteil der Waldbäume mit deutlicher Schädigung um zehn Prozentpunkte auf 26 %. Damit einher ging eine Reduzierung des Anteils der Bäume ohne erkennbare Schädigung der Kronen um zwölf Prozentpunkte auf 31 %. Dies stellt in der Zeitreihe seit 1991 den niedrigsten Wert dar. Gleichzeitig stieg der mittlere Nadel- und Blattverlust auf einen Rekordwert von knapp 21 % an. Der Anstieg der Kronenverlichtung bei der Baumart Fichte war unabhängig über alle Höhenstufen vom Tiefland über das Hügelland bis ins Mittelgebirge zu registrieren. Entsprechend stieg der Anteil der durch Trockenheit und Dürre geschädigten Waldfläche extrem an und verzehnfachte sich im Vergleich zum Jahr 2015 auf mehr als 4.500 Hektar. Die Trockenheitsschäden zeigten sich nicht nur auf extrem flachgründigen und von Natur aus trockenen Standorten, sondern auch auf Standorten mit bisher guter Wasserversorgung. Dabei waren gerade Letztere besonders anfällig für Schäden, da die darauf stockenden Bäume nicht an Trockenphasen angepasst sind. Die Trockenheit führte in Kombination mit den zwei vorangegangenen Stürmen »Herwart« und »Friederike« (ca. 2,5 Mio. Kubikmeter Schadholzanfall) zu einer Massenvermehrung

rung rindenbrütender Borkenkäferarten, insbesondere der Arten Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*). Damit überstiegen die Schäden insgesamt alle bisher in der Historie erfassten Schäden, denn es waren nicht nur die besonders anfälligen Forstkulturen betroffen, sondern in stärkerem Maße auch ältere Bäume (Abbildung 110; SMUL 2018a).



**Abbildung 109: Durch Dürre geschädigte Waldflächen in den Jahren 2003 bis 2023 im Gesamtwald, summiert für die Schäden in Kulturen (junge, neu angepflanzte Bäume) sowie Trocknisschäden (allgemein, ohne Berücksichtigung des Alters). Grafik: Sachsenforst (SBS 2024)**

## Buchdrucker-Befallsholz [m³] im Gesamtwald



**Abbildung 110: Langzeitstatistik zum Buchdruckerbefall auf dem Territorium des Freistaates Sachsen, Grafik: Sachsenforst (SBS 2024)**

Nach dem Dürrejahr 2018 wurde der Bodenwasserspeicher während der Wintermonate bis zum Frühjahr 2019 nur unzureichend wieder aufgefüllt. Es blieben vielerorts große Defizite im Bodenwasserspeicher bestehen. Diese wurden auch während der Vegetationsperiode nicht wieder aufgefüllt, sondern weiter aufgezehrt, da die Waldbäume deutlich mehr Wasser für die Verdunstung benötigten, als durch Niederschläge nachgeliefert wurde. Der mittlere Nadel- und Blattverlust der Waldbäume erreichte mit 23,3 % ein neues Maximum seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1991, über alle Baumarten und Alter hinweg. Es war ein Anstieg um 6 Prozentpunkte über den langjährigen Mittelwert und auch 2,5 Prozentpunkt über den Vorjahreswert. Die Trockenheit spiegelte sich auch in der Einordnung der Waldbäume in die verschiedenen Schadstufen wider. Demnach wiesen 30 % der Waldbäume eine deutliche Beeinflussung auf (Schadstufe 2 bis 4), 44 % eine schwache Beeinflussung (Schadstufe 1) und lediglich 26 % der Waldbäume zeigten keine erkennbare Beeinflussung. Dies stellte eine nochmalige Verschlechterung des Zustands gegenüber dem Vorjahr dar. Noch nie wurden so wenige Bäume ohne erkennbare Schäden und gleichzeitig so viele Bäume mit deutlicher Schädigung registriert (SMUL 2019).

Auch in den folgenden Wintermonaten 2019/2020 kam es nicht zu einer ausreichenden Auffüllung des Bodenwasserspeichers. Nach den zwei Jahren mit trockener, heißer Witterung gingen die Waldbäume massiv geschwächt in die Vegetationsperiode 2020 und der negative Trend im Waldzustand setzte sich fort. Der mittlere Nadel- und Blattverlust der Bäume in Sachsen stieg auf ein neues Maximum von 26,1 %. Er lag damit deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 17,2 % und auch 5 Prozentpunkte über dem Wert des Trockenjahres 2018. Der negative Trend setzte sich auch bei der Einordnung in die Schadstufen fort. So wurde im Jahr 2020 bei 35 % der Waldbäume eine deutliche Beeinflussung festgestellt, bei 44 %

eine schwache Beeinflussung und nur bei 21 % der Bäume war keine Beeinflussung erkennbar. Gegenüber dem Vorjahr war dies eine nochmalige deutliche Verschlechterung. Die langanhaltende Trockenheit und Dürre bot günstige Bedingungen für holz- und rindenbrütende Forstschädlingen, wie den Buchdrucker, die zu einem massiven Absterben der Bäume in den Wäldern Sachsens führten (vgl. Abbildung 109 und Abbildung 110) (SMEKUL 2020).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der Waldzustand bis zum Jahr 2017 relativ konstant war und bis dahin keine gravierenden Veränderungen oder Verschlechterungen zu beobachten waren. Ab dem Jahr 2018 verschlechterte sich der Waldzustand aufgrund der Trockenheit und Dürre sowie sich in der Folge entwickelnder Massenvermehrungen von holz- und rindenbrütenden Insekten. Das Maximum der Schädigungen der Waldbäume und Waldbestände mit großflächigen Störungen durch Trockenheit und Dürre wurde im Jahr 2018 verzeichnet. Das Maximum der Schadholzmenge aufgrund darauf aufbauender Borkenkäferkalamitäten wurde im Jahr 2020 erreicht. Erst ab dem Jahr 2021 sank die Anzahl der durch Trockenheit und Dürre geschädigten Waldflächen sowie die durch darauffolgende Borkenkäferkalamitäten verursachte Schadholzmenge wieder. Der vergleichsweise günstige Witterungsverlauf des Jahres 2021 mit Niederschlägen im Bereich des langjährigen Mittelwertes, überwiegend positiver klimatischer Wasserbilanz sowie Bodenfeuchten im Bereich der langjährigen Mittelwerte führten zu dieser Verbesserung (SMEKUL 2021).

#### **7.4.1 Literatur Waldzustand**

COLLIN, S. (2019): Trockenheit im Wald.

<https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/schadensmanagement/trockenheit/trockenheit-im-wald>, 23.01.2024

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ENERGIE, KLIMASCHUTZ, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMEKUL) (2020): Waldzustandsbericht 2020. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/36806>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ENERGIE, KLIMASCHUTZ, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMEKUL) (2021): Waldzustandsbericht 2021. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/39012>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2014): Waldzustandsbericht 2014. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23620>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2015): Waldzustandsbericht 2015. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25524>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2016): Waldzustandsbericht 2016. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/27367>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2017): Waldzustandsbericht 2017. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/29874>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2018a): Waldzustandsbericht 2018. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/32379>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2018b): 5. Forstbericht der Sächsischen Staatsregierung. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/32400>

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2019): Waldzustandsbericht 2019. Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/34742>

STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (2024): Waldpost 2024. Zeitung für Waldbesitzer in Sachsen, Pirna OT Graupa, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/43239>

## **7.5 Auswirkungen der Trockenheit in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten**

### **7.5.1 Einführung braunkohlebergbaubeeinflusste Einzugsgebiete**

In Sachsen sind die Einzugsgebiete des Lausitzer Reviers (Schwarze Elster, Spree und Lausitzer Neiße) sowie die Einzugsgebiete des Mitteldeutschen Reviers (Mulde und Weiße Elster) seit Mitte des 19. Jahrhunderts durch den Braunkohlebergbau geprägt (Abbildung 111). Die Flussgebiete wurden über die vergangenen Jahrzehnte hinweg auf die bergbaulichen Ansprüche hin angepasst. Begradigte, ausgebaute und umverlegte Gewässerabschnitte sind ebenso verbreitet. Der Gebietswasserhaushalt hat in den Einzugsgebieten der Braunkohlereviere erhebliche Eingriffe erfahren. Neben der Grundwasserabsenkung infolge der Freihaltung der Tagebaue und der Einleitung des Sumpfungswassers in die Fließgewässer, ist dem zusätzlichen Wasserbedarf für die Flutung der Bergbaufolgeseen immer mehr an Bedeutung zugekommen. Dabei sind neben den mengenmäßigen Eingriffen die bergbaubedingten Beeinträchtigungen der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen und den Fließgewässern, u. a. durch Eisen- und Sulfateinträge, von großer Relevanz.

Der Grundwasserabsenkungstrichter mit einer bergbaulich verursachten Grundwasserabsenkung größer als 2 m umfasste in der Lausitz eine Fläche von ca. 2.100 km<sup>2</sup> (UHLMANN ET AL. 2023). Das Wasserdefizit im Lausitzer Braunkohlenrevier (Sachsen und Brandenburg), bestehend aus Grundwasserdefizit zuzüglich Wasserbedarf für die Bergbaufolgeseen, wird mit Stand 1990 auf ca. 13 Mrd. m<sup>3</sup> beziffert (UHLMANN ET AL. 2023).

Zur Auffüllung der nach Ende der bergbaulichen Tätigkeiten verbleibenden bergbaulichen Hohlformen und des Grundwasserabsenkungstrichters wird in den kommenden fünf Jahrzehnten im Lausitzer Revier ein zusätzlicher Wasserbedarf von ca. 6 Mrd. m<sup>3</sup> bestehen (UHLMANN ET AL. 2023).

Im Mitteldeutschen Revier nahm der Grundwasserabsenkungstrichter 1990 eine Fläche von 1.100 km<sup>2</sup> ein. Das Wasserdefizit entsprach mit Stand 1990 ca. 8 Mrd. m<sup>3</sup> (Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt). Der zusätzliche Wasserbedarf im Mitteldeutschen Revier wird in den kommenden Jahren auf ca. 3 Mrd. m<sup>3</sup> beziffert (LMBV 2023, MIBRAG 2022).

Insbesondere die drei ausgeprägten Dürrejahre 2018, 2019 und 2020 bedingten in beiden Revieren eine außerordentliche hydrologische Situation und wirkten sich im Gebietswasserhaushalt auch auf die Folgejahre aus. Die Niederschläge blieben deutlich hinter dem mehrjährigen Mittelwert zurück und führten unter Berücksichtigung der Verdunstungsmengen zu einer negativen klimatischen Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum. Die dauerhafte extreme Wasserknappheit sorgte für eine sehr angespannte Situation in den Fließgewässern und zeigte deutliche Auswirkungen auf deren Abflussverhältnisse.

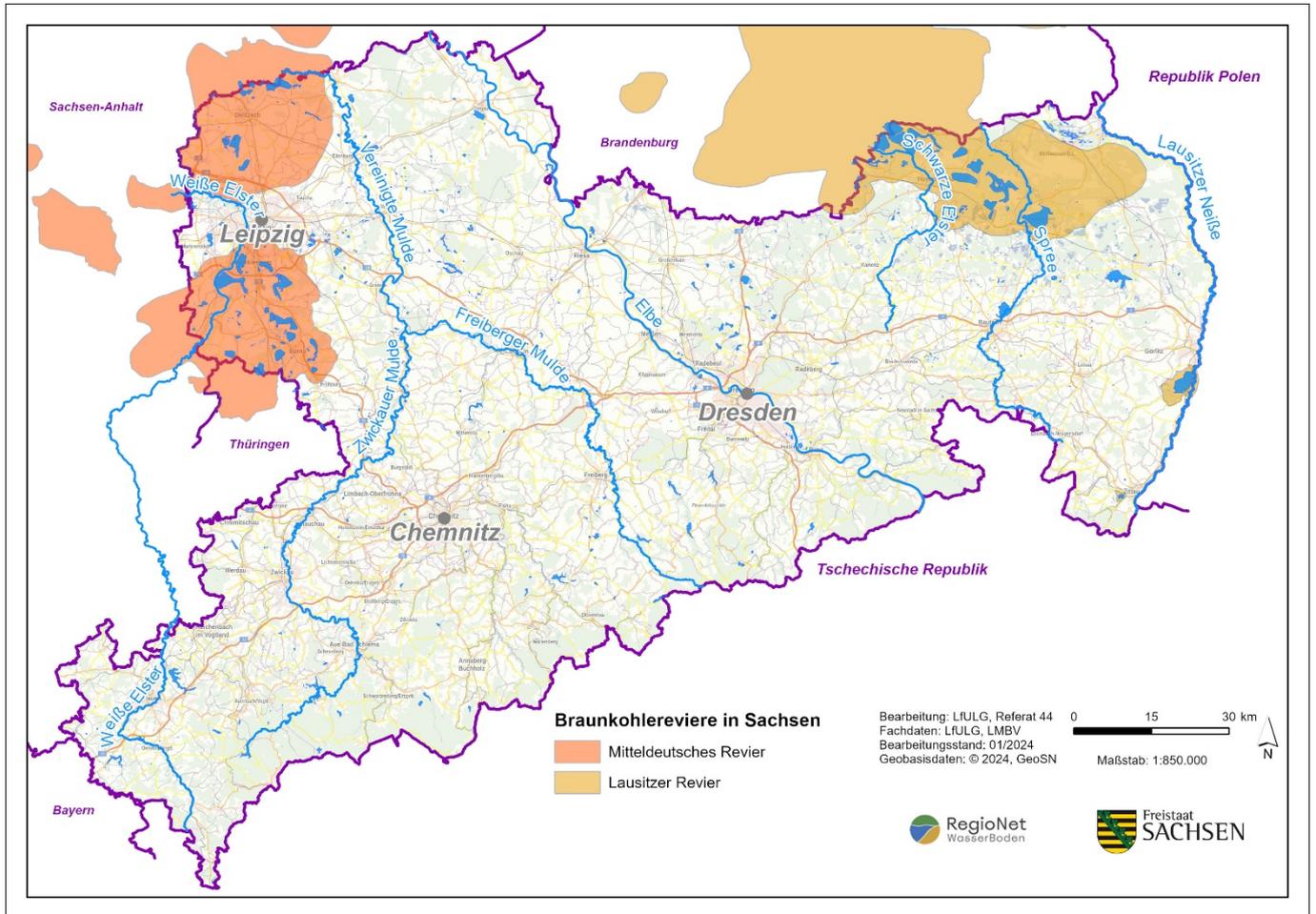


Abbildung 111: Übersichtskarte der Braunkohlereviere in Sachsen

## 7.5.2 Braunkohlerevier Lausitzer Revier

### 7.5.2.1 Wasserbewirtschaftung Lausitzer Revier

Die angespannte Wasserhaushaltssituation in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße hat sich insbesondere in den Niedrigwasserjahren 2018, 2019 und 2020 gezeigt. Im Jahr 2020 erreichte das Niedrigwasser in der Spree und Schwarzen Elster seinen Höhepunkt (vgl. Kapitel 3 *Hydrologische Situation*).

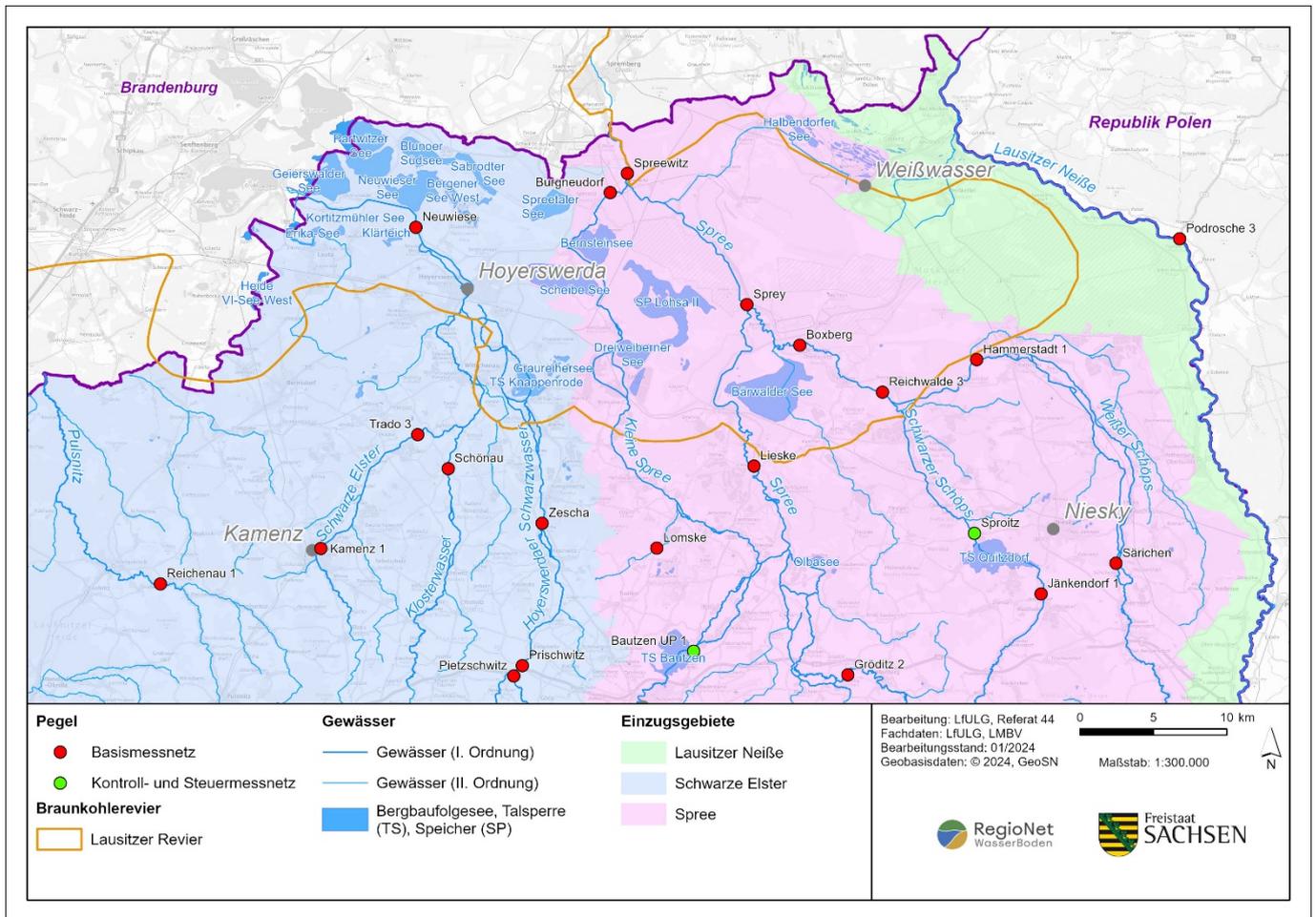
Die Wasserbewirtschaftung in den Flussgebieten stand in diesen Jahren vor besonders großen Herausforderungen. Diese erfolgt auf Grundlage festgesetzter Bewirtschaftungsgrundsätze, die zwischen den betroffenen Bundesländern Sachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Berlin, dem Bund sowie den Bergbausanierenden (LMBV) und den Bergbautreibenden (LEAG) abgestimmt sind (ARBEITSGRUPPE "FLUSSGEBIETSBEWIRTSCHAFTUNG SPREE, SCHWARZE ELSTER" 2023).

In den Bewirtschaftungsgrundsätzen ist festgelegt, dass in den Flussgebieten die Sicherung der Wasserentnahmeanforderungen, u. a. zur Trinkwasserversorgung und der Versorgung der Kraftwerke, unter Berücksichtigung der erforderlichen Mindestabflüsse und den Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit, oberste Priorität hat. Ist dann noch genügend Wasser in den Fließgewässern, sind die Stauräume der Talsperren und Speicher wieder aufzufüllen. An letzter Stelle in dieser Rangliste stehen die Entnahmen zur Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen.

Für die Gewässerbewirtschaftung nach Menge und Beschaffenheit werden ein Steuermodell für die Wassermenge sowie ein Sulfatsteuermodell wöchentlich in der Flutungszentrale (FZL) der LMBV gerechnet und deren Ergebnisse in erster Linie zwischen Umweltbehörden in Sachsen und Brandenburg abgestimmt, bevor Maßnahmen in den Flussgebieten umgesetzt werden. Während der extremen Niedrigwassersituation in den Jahren 2018 bis 2020 war ein weitaus höherer und weitreichender Abstimmungsbedarf notwendig. Die betroffenen Umwelt- und Bergbehörden der Länder sowie die LMBV und die LEAG berieten zum Teil alle zwei Wochen und legten wichtige Bewirtschaftungsmaßgaben für die Spree und Schwarze Elster fest.

Wichtigstes Ziel in der angespannten Niedrigwassersituation in den Jahren 2018 bis 2020 im Flussgebiet der Spree war es, die sächsischen Talsperren Bautzen und Quitzdorf, die Brandenburger Talsperre Spremberg und die speicherwirtschaftlich genutzten Bergbaufolgeseen der LMBV wie die Speicherbecken Dreiweibern, Lohsa II und Burghammer (Wasserspeichersystem Lohsa II) sowie das Speicherbecken Bärwalde nach Menge und Beschaffenheit so zu bewirtschaften, dass das Wasser optimal zur Niedrigwasseraufhöhung und Sulfatsteuerung in der Spree genutzt werden konnte. Dabei haben die Sumpfungs Wassermengen des aktiven Bergbaus wesentlich zur Stützung des Spreeabflusses in ausgedehnten Niedrigwasserphasen beigetragen.

Die Abbildung 112 zeigt eine Übersichtskarte mit den Speichern und Talsperren, Bergbaufolgeseen sowie die relevanten Pegel im Einzugsgebiet der Spree in Sachsen.



**Abbildung 112: Übersichtskarte des Lausitzer Revieres mit den Speichern, Talsperren und Bergbaufolgeseen sowie den relevanten Pegeln in den Einzugsgebieten der Spree, Schwarzen Elster und Lausitzer Neiße in Sachsen**

Von den sächsischen Talsperren Bautzen (Betriebsraum = 24,24 Mio. m<sup>3</sup>) und Quitzdorf (Betriebsraum = 9,28 Mio. m<sup>3</sup>) (vgl. Kapitel 7.1 *Die Niedrigwassersituation an den Sächsischen Stauanlagen 2014-2020 und deren Auswirkungen*) war es in den Jahren 2018 und 2019 noch möglich, insgesamt 20 Millionen m<sup>3</sup> Wasser für die Niedrigwasseraufhöhung und Sulfatverdünnung der Spree abzugeben (GARNITZ & WALTHER ET AL. 2023, LTV 2023). Im Jahr 2020 war es aufgrund der anhaltenden Trockenheit zum ersten Mal seit 20 Jahren nicht möglich, die ostsächsischen Talsperren bis Mai bis zu den üblichen Frühjahrsstauzielen zu füllen (LMBV 2021a). Zum Ende des Bewirtschaftungsjahres 2020 konnte der Wasserbedarf über die sächsische Landesgrenze hinaus nur noch mit circa 4,4 Millionen m<sup>3</sup> Wasser bedient werden, womit auf eine aktive Sulfatverdünnung in der Spree durch die sächsischen Speicher verzichtet werden musste. Auch der Bedarf der sächsischen Nutzungen konnte nur eingeschränkt abgedeckt werden, um die vorhandenen Speicherkapazitäten maximal zu schonen (GARNITZ & WALTHER ET AL. 2023).

Während dieser Zeit musste insbesondere das Wasserspeichersystem Lohsa II (WSS Lohsa II) (theoretisch verfügbarer Betriebsraum = 60,6 Mio. m<sup>3</sup>, limitiert aus ökologischen Gründen und geotechnischer Sicherheit, (UHLMANN ET AL. 2023) sensibel gesteuert werden, um die Sulfatkonzentration im Speicherbecken Burghammer nicht zu erhöhen. War es noch möglich, aus dem WSS Lohsa II im Jahr 2018 mit insgesamt 38,4 Millionen m<sup>3</sup> Wasser das Spreegebiet zu stützen, sind es 2019 nur noch 20,5 Millionen m<sup>3</sup> gewesen. Im Jahr 2020 reduzierte sich die Wassermenge nochmals auf 17,7 Millionen m<sup>3</sup> (GARNITZ & WALTHER ET AL. 2023). Sie beinhaltet die mengenneutrale Durchleitung von 7,3 Mio. m<sup>3</sup> aus der Kleinen

Spree. Neben der angespannten Niedrigwassersituation war ein weiterer Grund für die geringeren verfügbaren Mengen zur Stützung der Spree, dass das Überleitungsbauwerk vom Speicherbecken Lohsa II zum Speicherbecken Burghammer, welches durch Rutschungen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 beeinträchtigt wurde, noch nicht saniert werden konnte. Damit stand im Jahr 2020 ausschließlich das Speicherbecken Burghammer innerhalb des WSS Lohsa II für die Stützung der Spree zur Verfügung (GARNITZ & WALTHER ET AL. 2023).

Auch die Wassermengen aus dem Speicherbecken Bärwalde wurden in die Spree vor allem für die Sulfatverdünnung abgegeben. Im Jahr 2018 waren das 7,9 Millionen m<sup>3</sup>, im Jahr 2019 nur noch 1,8 Millionen m<sup>3</sup>. Im Jahr 2020 erholte sich der Inhalt des Speicherbeckens aufgrund der Verluste durch Abströmen des Wassers in das Grundwasser, aber auch durch die hohe Verdunstung in den Sommermonaten nicht mehr, sodass das Wasser aus dem Speicherbecken Bärwalde in diesem Jahr nicht für die Sulfatverdünnung in der Spree, sondern ausschließlich zur Stützung von deren Abfluss genutzt wurde. Es wurden 1,3 Mio. m<sup>3</sup> ausgeleitet.

Detaillierte Ausführungen zur Bewirtschaftung im gesamten Flussgebiet während dieser Jahre sind in GARNITZ & WALTHER ET AL. (2023) veröffentlicht.

Die Abflusssituation im Flussgebiet der Schwarzen Elster ist in Sachsen deutlich weniger durch Bewirtschaftung überprägt als die der Spree (LMBV 2020). Einziger Speicher in Sachsen ist das Speicherbecken (SB) Knappenrode (Knappensee), das sich im Nebenschluss des Hoyerswerdaer Schwarzwassers oberhalb des Pegels Neuwiese befindet. Es konnte jedoch auf Grund der laufenden Maßnahmen zur Gefahrenabwehr speicherwirtschaftlich auch in den Jahren von 2018 bis 2020 nicht genutzt werden.

Demnach stand als nutzbarer hoheitlicher Speicher der Länder in den Jahren 2018 bis 2020 nur das Speicherbecken Niemtsch (Senftenberger See) zur Verfügung, welches in Brandenburg im Nebenschluss zur Schwarzen Elster liegt.

Mit dem SB Niemtsch wird der Abfluss der Schwarzen Elster am Pegel Biehlen 1 gestützt. Während der Niedrigwassersituation der Jahre 2018 bis 2020 war die zusätzliche Abgabe aus dem Bergbaufolgesee Sedlitz und damit in die Rainitza bedeutsam für die Wasserführung der Schwarzen Elster in Brandenburg. Die Stützung der Schwarzen Elster im Jahr 2020 aus dem Bergbaufolgesee Sedlitz war aber nur möglich, weil eine verstärkte Überleitung aus dem SB Burghammer in Sachsen und aus der Lausitzer Neiße über den Oberen Landgraben zur sicheren Einhaltung des unteren Grenzwasserstandes im Bergbaufolgesee Sedlitz beigetragen hat.

#### **7.5.2.2 Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Lausitzer Revier**

Das Wasserdefizit in den Grundwasserleitern und in den Bergbaufolgeseen des gesamten Lausitzer Reviers (Sachsen, Brandenburg) betrug bis Ende 2020 ca. 0,9 Mrd. m<sup>3</sup> bezogen auf den vorbergbaulichen Zustand (LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Infolge der hohen Verdunstungs- und Abstromverluste erhöhte sich das Defizit bei den Bergbaufolgeseen leicht bzw. blieb konstant. Für die Bereitstellung der Mindestwasserabgaben für die Flutung und für die gütewirtschaftliche Nachsorge vieler Bergbaufolgeseen ist, trotz des Erreichens des Endwasserstands, der Einsatz von Fremdwasser aus den Fließgewässern, weiterhin erforderlich (LMBV 2019).

Bei der Ermittlung der Verluste bzw. Überschüsse als Jahresbilanz unter Vernachlässigung der klimatischen Wasserbilanz zeigten sich in 2018 gegenüber dem Vorjahr höhere Verluste und geringere Überschüsse (siehe Tabelle 34, LMBV 2019). Die anhaltende Trockenheit in den Jahren 2019 und 2020 wirkte sich zunehmend reduzierend auf das Grundwasserniveau aus (LMBV 2020, LMBV 2021a). Dies resultierte in den geringen Grundwasserzuflüssen zu den Bergbaufolgeseen.

Im Jahr 2018 wurden ca. 58,4 Millionen m<sup>3</sup> für die Flutung und wasserwirtschaftliche Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Lausitzer Revier (Sachsen, Brandenburg) aufgewendet. Dies entspricht einem Drittel des Vorjahres und ist eine Folge der andauernden Trockenheit des Jahres. Ein Schwerpunkt im Jahr 2018 war die Flutung des Restlochs Meuro (LMBV 2019). Im Jahr 2019 konnte die Menge um ein Viertel auf 78,3 Millionen m<sup>3</sup> gesteigert werden (LMBV 2020). Dies war bedingt durch die bilanzneutrale Durchleitung von Wässern zur gütewirtschaftlichen Nachsorge bei gleichzeitiger Deckung des Wasserbedarfs der Unterlieger. In 2020 betrug das Wasservolumen zur Flutung und wasserwirtschaftlichen Nachsorge 63,4 Millionen m<sup>3</sup> und damit ein Fünftel weniger als im Jahr zuvor (LMBV 2021a). Schwerpunkt in den Jahren 2019 und 2020 war der Wiedereinstau des Bärwalder Sees (LMBV 2020, LMBV 2021a).

Gemäß den Angaben in den wasserwirtschaftlichen Jahresberichten der LMBV aus den Jahren 2018 bis 2020 (LMBV 2019, 2020, 2021a) betrugen die Flutungsentnahmen aus der Spree in 2018 mit 38,3 Millionen m<sup>3</sup> nur ca. 30 % des Vorjahres. In 2019 war diese Entnahme mit ca. 53 Millionen m<sup>3</sup> um etwa 40 % höher als in 2018. In 2020 betrugen sie 42,1 Millionen m<sup>3</sup> und damit etwa 20 % weniger als in 2019. Die Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen im Flussgebiet der Spree nahmen zwischen 2018 und 2020 von 65 Millionen m<sup>3</sup> auf 33 Millionen m<sup>3</sup> und weiter auf 27 Millionen m<sup>3</sup> ab, bedingt durch die starke Reduzierung des Speicherinhalts der Seen bereits im Jahr 2018, welche auch in den Folgejahren nicht mehr ausreichend gefüllt werden konnten (LMBV 2019, LMBV 2020).

Im Schwarze-Elster-Gebiet betrugen die Flutungswassermengen im Jahr 2018 mit ca. 19 Millionen m<sup>3</sup> in etwa die Hälfte des Vorjahres, wobei mehr als 90 % aus der Weiterleitung des Grundwasserzustroms innerhalb der entstehenden Bergbaufolgeseen entstammt (LMBV 2019). Die Mengen in den Jahren 2019 und 2020 bewegten sich in einer ähnlichen Größenordnung wie im Jahr 2018, jedoch mit abnehmender Tendenz (LMBV 2020, LMBV 2021a). Zur Stützung der Schwarzen Elster wurden verstärkt Abgaben aus dem Sedlitzer See über die Grubenwasserreinigungsanlage Rainitza erforderlich (LMBV 2021a). Die Rainitza als Vorfluter der Schwarzen Elster wurde in 2020 mit 19,1 Millionen m<sup>3</sup> gestützt, dies waren 6 Millionen m<sup>3</sup> mehr als in 2019 (LMBV 2021a).

Im Sanierungsbereich Lausitz war die Flutung der Bergbaufolgeseen in Ostsachsen mit Stand 2020 auf einer Fläche von 4.810 ha abgeschlossen, 1.687 ha befinden sich noch in Flutung (LMBV 2021b).

Stoffeinträge aus dem zuströmenden Grundwasser, aus Sedimenten und die Beschaffenheit des zur Fremdflutung eingesetzten Wassers bestimmen die hydrochemische Entwicklung der Bergbaufolgeseen. Insbesondere die Verringerung der Sulfatkonzentration erfordert die Zuführung von Oberflächenwasser zur Verdünnung.

**Tabelle 34: Wasserbilanzen 2017-2020 ausgewählter Bergbaufolgeseen im Lausitzer Revier (LMBV 2018, LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Negative Vorzeichen kennzeichnen Verluste, Angaben ohne Vorzeichen kennzeichnen Überschüsse**

Bergbaufolgensee	2017	2018	2019	2020
	Mio. m <sup>3</sup>			
Blunoer Südsee / Sabrodter See	-1,3 / 2,1	-2,1 / 1,8	-2,6 / 3,1	2,1
Neuwieser See	14,4	8,8	3,3	5,6
Partwitzer See / Geierswalder See	-12,9 / -3,6	-14,4 / - 1,0	-11,7	-9,8
Spreetaler See	-1,5	-2,5	-2,0	-1,7
Bärwalder See	-8,6	-17,9	-18,7	-12,8
Bernsteinsee	13,8	8,3	8,3	9,1
Dreiweiberner See	2,8	1,0	-0,6	-3,4
Scheibe-See	3,5	2,3	1,7	-0,1
Speicherbecken Lohsa II	-29,5	-4,4	-11,9	-7,1
Berzdorfer See	4,4	-1,1	1,3	2,0

### 7.5.3 Braunkohlerevier Mitteldeutsches Revier

#### 7.5.3.1 Wasserbewirtschaftung Mitteldeutsches Revier

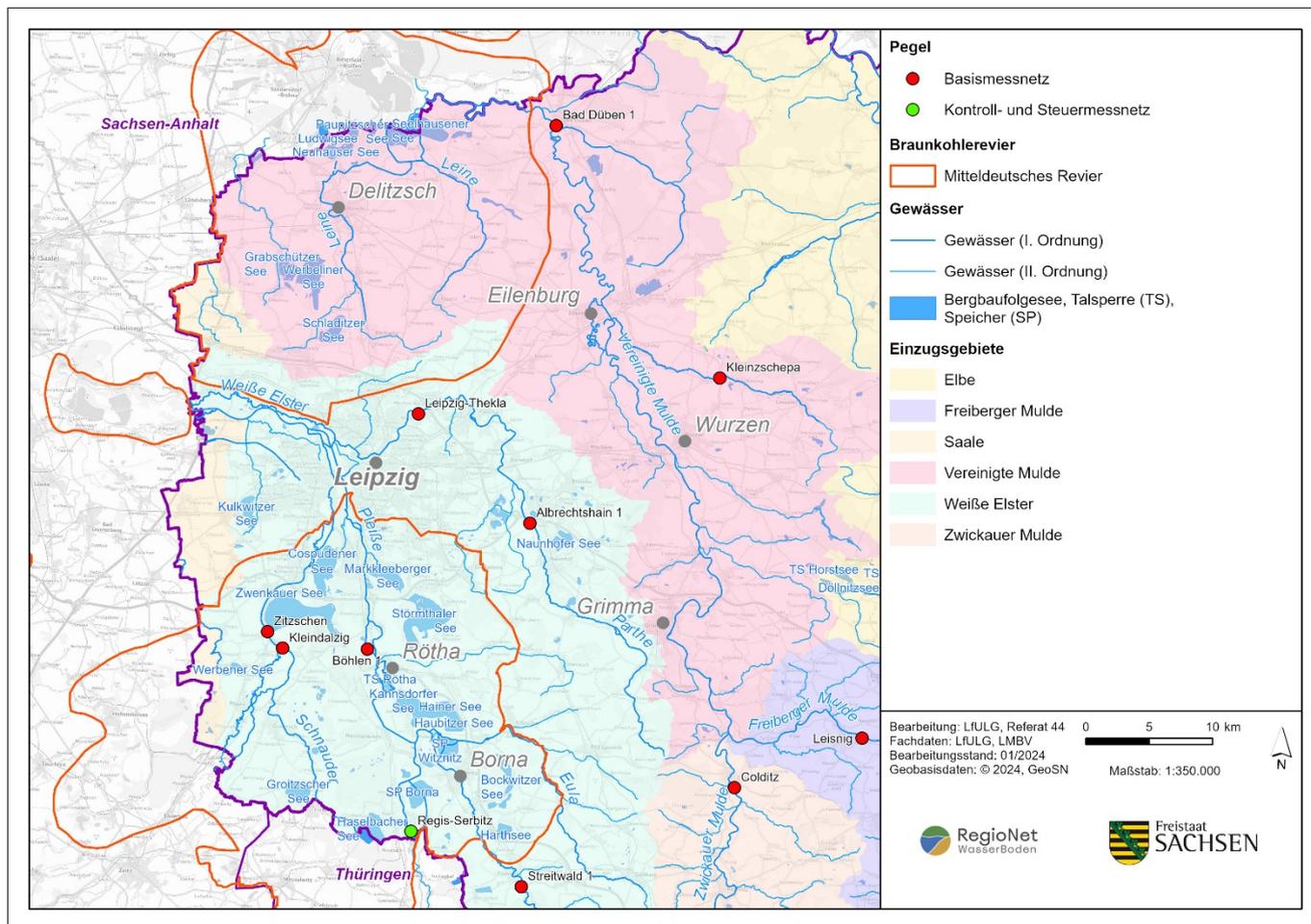
Die angespannte Wasserhaushaltssituation in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Einzugsgebieten der Weißen Elster und Mulde hat sich insbesondere in den Niedrigwasserjahren 2018, 2019 und 2020 gezeigt. Um stabile Abflussverhältnisse im Mitteldeutschen Revier gewährleisten zu können, erfolgt die Wasserbewirtschaftung mit einer Vielzahl wasserbaulicher Anlagen, die im Zuständigkeitsbereich der LTV und der LMBV liegen. Allgemeingültige Priorisierungen der Bewirtschaftungsaspekte waren im Mitteldeutschen Revier bis Ende 2020 noch nicht etabliert. Zur Niedrigwasseraufhöhung werden im Südraum Leipzig die Anlagen der LTV (Talsperre Schömbach, Speicher Borna und Stausee Rötha) sowie eingeschränkt die Bergbaufolgeseen der LMBV (Verbund Zwenkauer / Cospudener See und Verbund Störnthaler / Markleeberger See) genutzt. Die Bergbaufolgeseen im Nordraum von Leipzig sind überwiegend Landschaftsseen ohne explizite Funktionen für die Wassermengenbewirtschaftung. Vor allem in den Trockenjahren 2018 bis 2020 hat das extreme Niedrigwasser das Bewirtschaftungssystem im Einzugsgebiet der Weißen Elster an seine Grenzen gebracht. Die Füllungs- und Speicherprozesse waren in diesem Zeitraum so gering, dass Unterschreitungen der entsprechenden unteren Betriebsstauhöhen auftraten.

Die Speicher Witznitz (Betriebsraum = 12,2 Mio. m<sup>3</sup>) und Borna (3,0 Mio. m<sup>3</sup>) sowie die Talsperre Schömbach (1,0 Mio. m<sup>3</sup>) verfügen über die nennenswertesten Betriebsräume der Anlagen im Zuständigkeitsbereich der LTV. Der über die Muldewasserüberleitung gespeiste Speicher Witznitz, mit seinem vergleichsweise großen Betriebsraum, wird nicht für die Niedrigwasseraufhöhung herangezogen und dient ausschließlich zur Brauchwasserversorgung des Kraftwerkes Lippendorf sowie des angrenzenden Industriegebietes. 2018 lag der niedrigste Füllstand des Betriebsraumes bei 41 % (FAG FBW 2020). Die TS Schömbach regelt die Wasserabgabe über einen Grundablass mit einer Mindestabgabe von 0,15 m<sup>3</sup>/s in die Wyhra. Im Trockenjahr 2018 war der Betriebsraum mit nur noch 18 % gefüllt, wodurch lediglich die

Mindestwasserabgabe und keine Niedrigwasseraufhöhung mehr erfolgen konnte. Die Inhaltsdefizite konnten in den Folgejahren nicht mehr ausgeglichen werden. Im Verbund sichert die TS Schömbach mit dem Speicherbecken Borna den Mindestwasserabfluss am Pegel Böhlen 1 an der Pleiße ab. Das SB Borna ist in der Lage, Wasser mit einer Leistungsfähigkeit von 0,1 - 0,15 m<sup>3</sup>/s zur Verbesserung der Wasserqualität in das Speicherbecken Lobstädt überzuleiten. Aus diesem ist eine Wasserabgabe in die Wyhra möglich. In den Trockenjahren wurde die untere Betriebsraumgrenze im SB Borna von 138,50 m NHN mehrfach unterschritten, wodurch eine Niedrigwasseraufhöhung für die Pleiße nicht mehr möglich war. Eine Einleitung von Pleiße-Wasser in den Speicher konnte aufgrund der dauerhaft niedrigen Abflüsse in den Jahren 2018 und 2019 nicht erfolgen. Zur Sicherung der ökologischen Mindestabflüsse werden jeweils aus dem Verbund Zwenkauer / Cospudener sowie dem Verbund Störmthaler / Markleeberger See 0,05 m<sup>3</sup>/s in das Teileinzugsgebiet der Pleiße eingeleitet. Im Trockenjahr 2018 wurde zeitweise, durch die Ein- und Durchleitung von Sumpfungswasser der Mitteldeutschen Braunkohlengesellschaft (MIBRAG), Wasser aus dem Störmthaler und Zwenkauer See zur Niedrigwasseraufhöhung der Pleiße zur Verfügung gestellt. Die Möglichkeiten zur Stützung der Fließgewässer waren jedoch gering (FAG FBW 2020).

Im Mitteldeutschen Revier befinden sich die zwei aktiven Tagebaue Profen und Vereinigtes Schleenhain der MIBRAG, aus denen aufbereitetes und gereinigtes Sumpfungswasser an die Vorflut abgegeben wird. In das Einzugsgebiet der Weißen Elster (oberhalb der Pleiße-Mündung) lagen im Mittel (2018-2022, Landesdirektion Sachsen - Referat 42) Einleitungen von Tagebausumpfungswasser aus dem Tagebau Profen von 1,26 m<sup>3</sup>/s und aus dem Tagebau Vereinigtes Schleenhain über die Schnauder von 0,25 m<sup>3</sup>/s vor. Auf das Einzugsgebiet der Pleiße entfielen aus dem Tagebau Vereinigtes Schleenhain im Mittel 0,65 m<sup>3</sup>/s. Die Tagebausumpfungswässer waren in den Trockenjahren eine konstante Größe zur Sicherung der Mindestwassermenge im Einzugsgebiet der Weißen Elster.

Die Abbildung 113 zeigt eine Übersichtskarte mit den Speichern und Talsperren, Bergbaufolgeseen sowie die relevanten Pegel im Mitteldeutschen Revier in Sachsen.



**Abbildung 113: Übersichtskarte des Mitteldeutschen Revieres mit den Speichern, Talsperren und Bergbaufolgeseen sowie den relevanten Pegeln im Einzugsgebiet der Weißen Elster und Mulde**

### 7.5.3.2 Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Mitteldeutschen Revier

Das Wasserdefizit in den Grundwasserleitern und in den Bergbaufolgeseen des gesamten Mitteldeutschen Reviers (Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen) betrug bis Ende 2020 ca. 1,3 Mrd. m<sup>3</sup>, bezogen auf den vorbergbaulichen Zustand (LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Im Mitteldeutschen Revier war die Flutung in Westsachsen auf einer Restlochfläche von 2.885 ha abgeschlossen, 1.049 ha werden noch geflutet (LMBV 2021b). Die Flutungen der Bergbaufolgeseen der LMBV im Südraum Leipzig sind zu ca. 98 % abgeschlossen (FAG FBW 2020). Im Sächsischen Nordraum ist diese für den Schladitzer See noch nicht final abgestimmt.

Im Jahr 2018 wurden ca. 34,0 Millionen m<sup>3</sup> für die Flutung und wasserwirtschaftliche Nachsorge der Bergbaufolgeseen im Mitteldeutschen Revier (Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen) aufgewendet. Noch 2018 wurde mit ca. 23,0 Millionen m<sup>3</sup> die Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen durch die Ein- und Durchleitungsmengen des Sumpfungswassers der MIBRAG dominiert. Dies erfolgte über eine Flutungsleitung, welche über mehr als 20 Jahre hinweg maßgeblich für die schnelle Flutung der Bergbaufolgeseen im Südraum Leipzig verantwortlich war. Während das Leitungssystem durch die LMBV betrieben wurde, erfolgte der Pumpbetrieb und die Bereitstellung des Fremdwassers durch die MIBRAG (LMBV 2019). Mit der Einstellung der Flutungsleitung am 31.12.2018 änderten sich die Ein- und Durchleitungen signifikant. Im Jahr 2019 reduzierte sich die Menge um ca. ein Drittel auf 22,6 Millionen m<sup>3</sup> (LMBV 2020). Nach Schließung der Flutungsleitung der MIBRAG wurden ab 2019 die Einleitungsmengen zu nahezu

gleichen Anteilen durch Sumpfungswasser und Wasser aus der Weißen Elster abgedeckt. In 2020 betrug das Wasservolumen zur Flutung und wasserwirtschaftlichen Nachsorge 25,4 Millionen m<sup>3</sup> und damit etwas mehr als im Jahr zuvor (LMBV 2021a). Der Anteil von Weiße Elster Wasser aus den Einleitungsmengen für die Flutung und Nachsorge der Bergbaufolgeseen nahm im Jahr 2020 auf ca. 64 % weiter zu.

Die Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen Mitteldeutschlands nahmen zwischen 2018 und 2020 von 43,4 Millionen m<sup>3</sup> auf 24,8 Millionen m<sup>3</sup> und weiter auf 21,0 Millionen m<sup>3</sup> ab (LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Hierbei erfolgte der überwiegende Anteil der Wasserabgabe aus den Bergbaufolgeseen im Südraum Leipzig in das Einzugsgebiet der Pleiße. Ein signifikanter Anteil der Abgaben entfällt dabei auf den Cospudener See und die Ausleitungsstrecke Verbindungsgraben / Floßgraben. Hierfür wurde Wasser aus der Weißen Elster in den vorgelagerten Zwenkauer See ein- und zum Cospudener See durchgeleitet. Das Ausleitungsbauwerk des Hainer Sees mit dem Teilbereich Haubitz musste zwischen 2019 und 2020 aufgrund der hydrometeorologischen Bedingungen den weitaus überwiegenden Teil der Jahre geschlossen bleiben (LMBV 2021a).

Die sächsischen Bergbaufolgeseen in Mitteldeutschland wiesen im Verlauf der Dürrejahre eine zunehmend negative Wasserbilanz auf. Bei der Ermittlung der Verluste bzw. Überschüsse als Jahresbilanz unter Vernachlässigung der klimatischen Wasserbilanz zeigten sich ab 2018 gegenüber den Vorjahreswerten von 2017 höhere Verluste und geringere Überschüsse (siehe Tabelle 35). Am stärksten betroffen war über alle drei Jahre hinweg der Haselbacher See. Dieser weist durch seine Nähe zu den Entwässerungsmaßnahmen des aktiven Tagebaus Vereinigtes Schleenhain eine dauerhaft negative Wasserbilanz auf, die aufgrund der meteorologischen Bedingungen vor allem in den Jahren 2018 bis 2020 nochmals verstärkt wurde (LMBV 2021a). Um dies auszugleichen, wird der Haselbacher See bereits seit Jahren intensiv gestützt. Besonders auffällig ist, dass der Zwenkauer und Cospudener See im Jahr 2020 ungewöhnlich hohe negative Wasserbilanzen auswiesen. Als Grund hierfür werden über die Trockenjahre hinweg stagnierende bzw. sinkende Grundwasserstände im Umfeld der Bergbaufolgeseen genannt, die folglich zu geringeren Grundwasserzu- und höheren Grundwasserabströmungen führten. Somit war am Zwenkauer See bereits im Jahr 2019 eine Abnahme des Füllstandes von 94 % auf 93 % zu beobachten (LMBV 2020) und lag damit 0,25 m unter dem damaligen Zielwasserstand von 112,5 m NN sowie ca. 0,85 m unter der nach Flutungsende wasserrechtlich festgesetzten Bewirtschaftungslamelle von 113,1-113,8 m NN (FAG FBW 2020). Vergleichsweise stabil gestaltete sich die Lage am Störmthaler See, wohingegen auch hier der Bewirtschaftungsraum über die Sommermonate hinweg komplett aufgebraucht war.

Um ausgeglichene pH-Werte in den Bergbaufolgeseen sicherzustellen, waren in den Jahren 2019 und 2020 Konditionierungsmaßnahmen im Störmthaler und Hainer See durch die Zugabe von Kalk nötig (LMBV 2020, LMBV 2021a). Einzig am Zwenkauer See erfolgt eine Stabilisierung der Wasserbeschaffenheit durch eine gesteuerte Zuleitung von Oberflächenwasser aus der Weißen Elster, die neben der pH-Wert Steuerung auch eine Reduzierung der Sulfatkonzentrationen im See ermöglicht (LMBV 2021a). Im Einzugsgebiet der Pleiße liegt im Bereich der Kippe Witznitz eine erhöhte Gewässerbelastung durch die Grundwasser-Exfiltration von Eisen (Eisenhydroxid) aus der Kippe Witznitz vor. Eine dahin ausgerichtete Steuerung der Abflussverhältnisse im Fließgewässer erfolgte nicht. Durch die Bewirtschaftung der Kippe Witznitz mit Luzerne konnte jedoch eine Reduzierung des Eiseneintrages in die Pleiße erreicht werden (RUMPEL ET AL. 2018).

**Tabelle 35: Wasserbilanzen 2017-2020 ausgewählter Bergbaufolgeseen im Mitteldeutschen Revier (LMBV 2018, LMBV 2019, LMBV 2020, LMBV 2021a). Negative Vorzeichen kennzeichnen Verluste, Angaben ohne Vorzeichen kennzeichnen Überschüsse**

Bergbaufolgeseesee	2017	2018	2019	2020
	Mio. m <sup>3</sup>			
Cospudener See	2,2	0,2	0,9	-1,6
Hainer See mit Teilbereich Hautbitz	2,6	-1,5	1,4	0,2
Haselbacher See	-3,3	-4,5	-3,4	-3,2
Kahnsdorfer See	0,2	-0,4	-0,1	-0,2
Markleeberger See	0,0	-0,1	-0,7	-0,5
Störmthaler See	5,8	2,7	3,9	3,2
Werbener See	-0,1	-0,2	-0,1	-0,2
Zwenkauer See	3,6	-0,3	-0,1	-1,7
Seelhausener See	3,4	-0,1	1,1	0,6
Werbelineer See	2,1	0,6	0,5	-0,3

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass insbesondere in den Niedrigwasserjahren 2018, 2019 und 2020 in beiden Braunkohlerevieren von Sachsen die hydrologische Situation sehr angespannt war. Mit den gering verfügbaren Wasserressourcen musste in diesem Zeitraum sparsam umgegangen werden, um die negativen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen der extremen Trockenheit zu minimieren. Der Anteil des geförderten Tagebausümpfungswassers in den Fließgewässern stieg zum Teil bis auf über 60 Prozent wie z. B. in der Spree am Pegel Spremberg Ende 2019 an (GARNITZ & WALTHER ET AL. 2023). Die sächsischen Talsperren und Speicher sowie die speicherwirtschaftlich genutzten Bergbaufolgeseen wurden im Verbund bewirtschaftet, um den Abfluss in den vom Bergbau beeinflussten Fließgewässern zu stabilisieren. Infolgedessen wiesen sowohl die Bergbaufolgeseen im Lausitzer als auch im Mitteldeutschen Revier im Verlauf der Trockenjahre eine zum Teil deutlich negative Wasserbilanz auf.

#### 7.5.4 Literatur Braunkohlebergbau

ARBEITSGRUPPE "FLUSSGEBIETSBEWIRTSCHAFTUNG SPREE, SCHWARZE ELSTER" (2023): Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße, unveröffentlicht

GARNITZ, M. & WALTHER, P. ET AL. (2023): Länderübergreifende Auswertung des Niedrigwassers 2018, 2019 und 2020 in den Flussgebieten Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/42415>, 11.01.2024

UHLMANN, W., ZIMMERMANN, K., KALTOFEN, M., GERSTGRASER, C., GROSSER, F., SCHÜTZEL, C. (2023): Wasserwirtschaftliche Folgen des Braunkohleausstiegs in der Lausitz. Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/wasserwirtschaftliche-folgen-des>, 11.01.2024

LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2018): Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH für den Zeitraum 01. Januar – 31. Dezember 2017. <https://www.lmbv.de/medium/wasserwirtschaftlicher-jahresbericht-2017/>, 11.01.2024

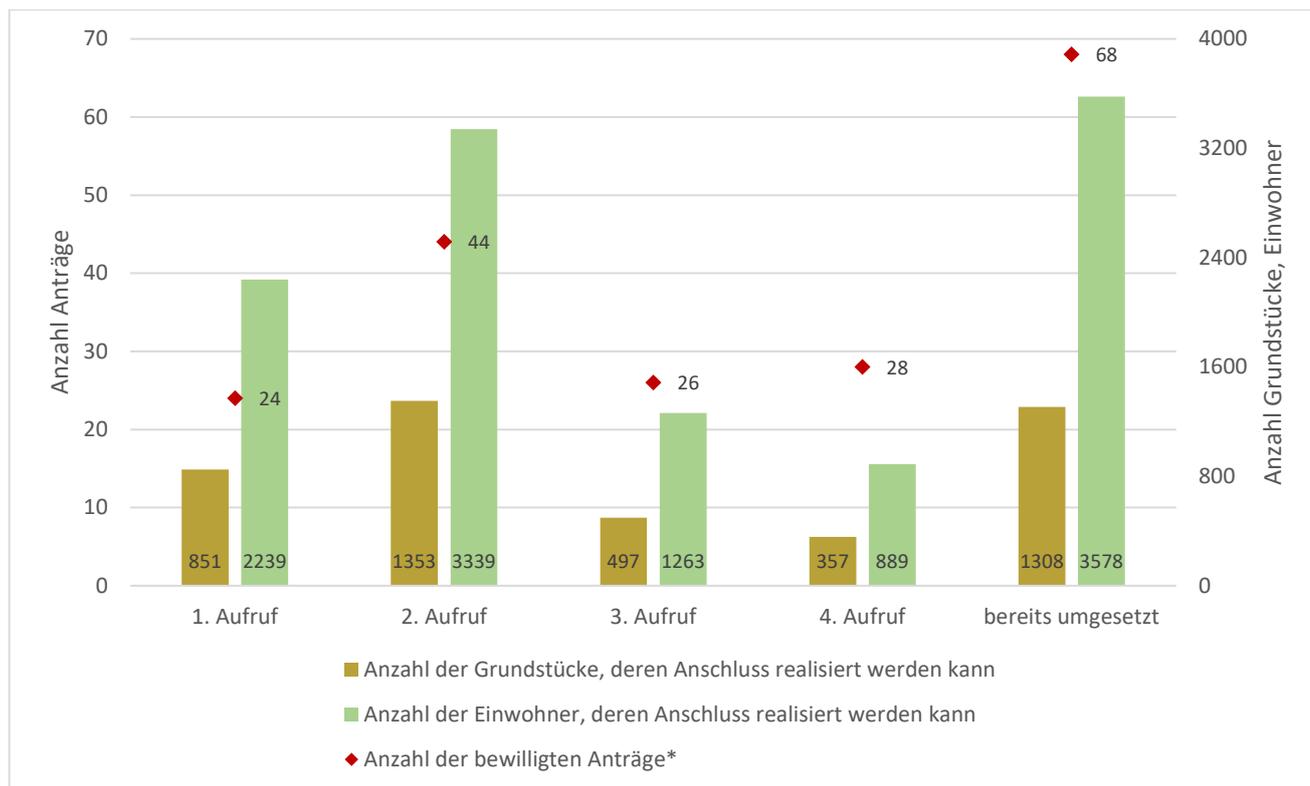
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2019):  
Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH für den Zeitraum 01. Januar – 31. Dezember 2018. <https://www.lmbv.de/medium/wasserwirtschaftlicher-jahresbericht-2018/>, 11.01.2024
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2020):  
Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH für den Zeitraum 01. Januar – 31. Dezember 2019. <https://www.lmbv.de/medium/wasserwirtschaftlicher-jahresbericht-2019/>, 11.01.2024
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2021a):  
Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH für den Zeitraum 01. Januar – 31. Dezember 2020. <https://www.lmbv.de/medium/wasserwirtschaftlicher-jahresbericht-2020/>, 11.01.2024
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2021b): Daten und Fakten zum Sanierungsbericht 2020. [https://www.lmbv.de/wp-content/uploads/2021/11/LMBV\\_DatenFakten2020\\_20210504\\_WEB.pdf](https://www.lmbv.de/wp-content/uploads/2021/11/LMBV_DatenFakten2020_20210504_WEB.pdf), 11.01.2024
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (LMBV) (2023):  
Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH für den Zeitraum 01. Januar – 31. Dezember 2022. <https://www.lmbv.de/wp-content/uploads/2023/05/Wasserwirtschaftlicher-Jahresbericht-2022.pdf> /, 11.01.2024
- MITTELDEUTSCHE BRAUNKOHLERGESELLSCHAFT (MIBRAG) (2022): Bericht MIBRAG-Facharbeitsgremium Juni 2022, unveröffentlicht
- FACHARBEITSGRUPPE FLUSSGEBIETSBEWIRTSCHAFTUNG WESTSACHSEN - SÜDRAUM LEIPZIG (FAG FBW) (2020): IST-Zustand und Defizitanalyse, unveröffentlicht
- RUMPEL, M., RAIMANN, S., GIESE, R., BEIMS, U. (2018): Großtechnische Umsetzung der Erfahrungen des Pilotversuchs Witznitz zur Reduzierung der Eiseneinträge in die Pleiße Jahresbericht 2017. GFI Grundwasser-Consulting-Institut GmbH Dresden, [https://www.lmbv.de/wp-content/uploads/2021/11/LMBV\\_20180226\\_Bericht\\_Pilotversuchs\\_Luzerne-Anbau\\_2017.pdf](https://www.lmbv.de/wp-content/uploads/2021/11/LMBV_20180226_Bericht_Pilotversuchs_Luzerne-Anbau_2017.pdf), 11.01.2024
- LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN (LTV) (2023): Internetpublikation - Talsperrenmeldezentrale Betrieb Spree / Neiße. <https://www.ltv.sachsen.de/tmz/tsm/spree.html>, 11.01.2024

## 7.6 Auswirkungen der Trockenheit auf die Öffentliche Wasserversorgung

Die mehrjährige Trockenperiode hat, insbesondere in den Jahren von 2018 bis 2020, die öffentliche Wasserversorgung vor außergewöhnliche Herausforderungen gestellt. Die Auswirkungen der Trockenheit auf die öffentliche Wasserversorgung in Sachsen wurden durch eine im Herbst 2018 erfolgte Abfrage an die Wasserversorgungsunternehmen konstatiert. Es sollten insbesondere die Rohwasserressourcen, Schadensfälle, Nutzungskonflikte und fehlende Redundanzen übermittelt werden. Zahlreiche Aufgabenträger der öffentlichen Wasserversorgung berichteten über signifikante mengenmäßige Rückgänge der Wasserressourcen, insbesondere in Quellgebieten. Acht Aufgabenträger meldeten auch signifikante Beeinträchtigungen der Rohwassergüte von Oberflächenwasser und Uferfiltrat, Brunnenverockerung und Verkeimungen bzw. erhöhtes Verkeimungsrisiko durch hohe Temperaturen im Verteilungsnetz. Die quantitativen und qualitativen Beeinträchtigungen konnten jedoch durch Netzumstellungen im Verbund, provisorische Pumpstationen und Notwasserleitungen, sowie durch die Nutzung von mobilen Wasserwagen für ausgefallene, überwiegend private Wasserversorgungen bewältigt werden. Somit war die öffentliche Trinkwasserversorgung in der geforderten Qualität und Menge flächendeckend sichergestellt.

Die hohe Versorgungssicherheit der öffentlichen Wasserversorgung ist bei privaten Kleinanlagen zur Eigenwasserversorgung meist nicht gegeben, so dass zahlreiche Ausfälle in der Trockenperiode 2018 bis 2020 zu verzeichnen waren. In diesem Zusammenhang prüften die kommunalen Aufgabenträger die gesetzliche Versorgungspflicht (nach § 43 SächsWG) und die Möglichkeiten der Wasserversorgung für Ortslagen mit überwiegend privater Wasserversorgung. Das Sächsische Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft unterstützt die Aufgabenträger bei der Erweiterung der öffentlichen Trinkwasserinfrastrukturen im ländlichen Raum mit einem Sonderprogramm, das bis zum 31. Dezember 2023 befristet war (FÖDERRICHTLINIE SONDERPROGRAMM ÖFFENTLICHE TRINKWASSERINFRASTRUKTUR – RL ÖTIS/2019, Fördersatz bis 65 %). Der vierte und letzte Aufruf zur Einreichung von Förderanträgen startete am 1. März 2023. Im Zuge der vier Aufrufe zur Einreichung von Förderanträgen wurden 122 aktive Anträge von öffentlichen Aufgabenträgern bewilligt. Mit den ausgereichten Fördermittelbescheiden können 2.058 Grundstücke mit rund 7.730 Einwohnern einen Anschluss an die öffentliche Wasserversorgung erhalten. Zum Stand 30.11.2023 beziehen davon bereits 3.578 Einwohner Trinkwasser aus dem öffentlichen Netz. Wobei die Anzahl der tatsächlich angeschlossenen Grundstücke und Einwohner nach Umsetzung eines Fördervorhabens im Schnitt unter den angenommenen Werten liegt.

Die Aufteilung der Anträge auf die einzelnen Aufrufe sowie die bereits umgesetzten Erschließungsmaßnahmen können Abbildung 114 entnommen werden.

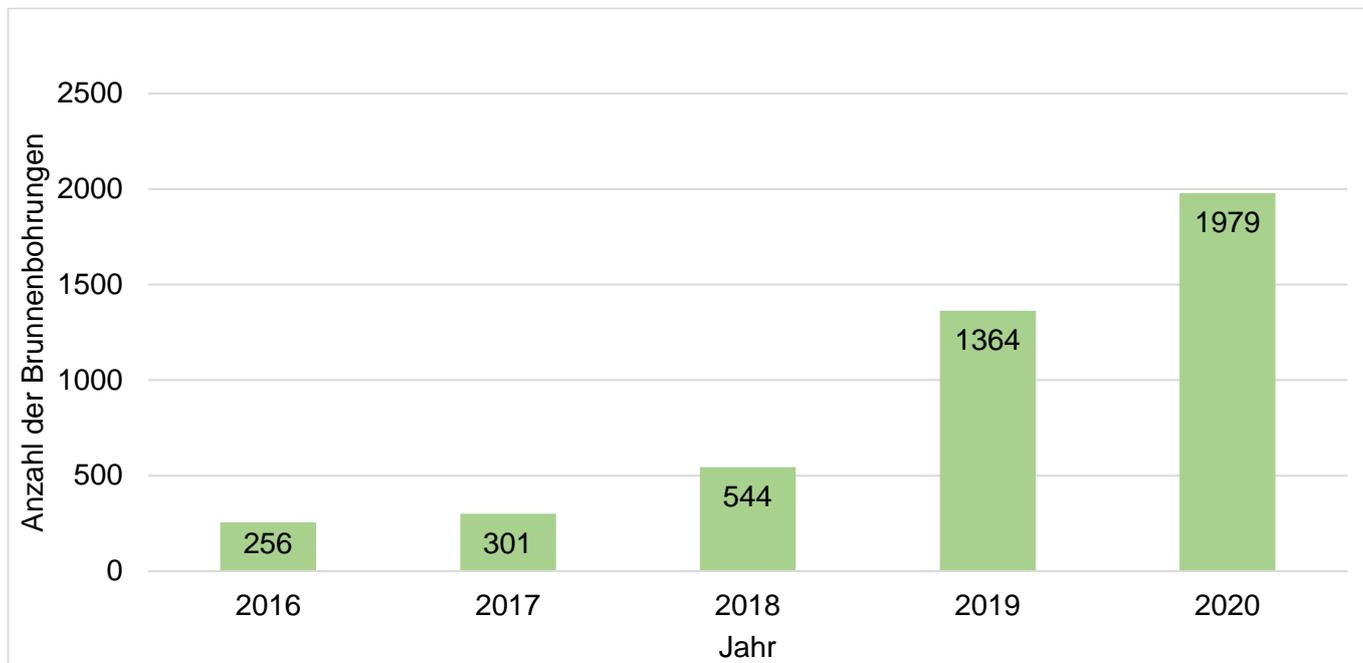


**Abbildung 114: Sachstand der Maßnahmenanträge zu den Aufrufen der Richtlinie öTIS zum Stand: 30.11.2023 (\* bewilligte, aber zurückgezogene Anträge aufgrund fehlender Eigenbeteiligung von Grundstückseigentümern werden nicht mitgezählt)**

Unabhängig von dem Förderprogramm zur Erweiterung der öffentlichen Trinkwasserstrukturen, führte die Trockenperiode auch zu verstärkter Brunnenbauaktivität in der sächsischen Bevölkerung, vornehmlich für private Zwecke wie die Bewässerung. Der Brunnenbau im privaten Rahmen ist zunächst ein verfahrensfreies Bauvorhaben. Die Brunnenbohrung muss allerdings, wie auch sonstige Bohrungen, die in das Grundwasser hineinreichen, bei den zuständigen Behörden (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie und untere Wasserbehörden) angezeigt werden. Die in Abbildung 115 dargestellte Auswertung zeigt, dass in Folge der Trockenperiode die Anzeigen zu Brunnenbohrungen<sup>14</sup> seit 2018 um ein Vielfaches angestiegen sind und im Jahr 2020 einen Höchststand von knapp 2.000 Anzeigen erreichten. In den Folgejahren war hingegen ein kontinuierlicher Rückgang zu verzeichnen.

Da Grundwasserentnahmen in geringen Mengen erlaubnisfrei sind, ist keine Aussage über aktuell in Betrieb befindliche Brunnen möglich.

<sup>14</sup> Enthalten sind Brunnenbohranzeigen zu jeglichem Zweck (private, betriebliche, öffentliche Wasserversorgung etc.)



**Abbildung 115: Entwicklung der Bohranzeigen zum Brunnenbau von 2016 bis 2020**

Abschließend lässt sich einschätzen, dass die leistungsfähige wasserwirtschaftliche Infrastruktur im Freistaat Sachsen dem Stresstest der extremen Dürre gewappnet war und es zu keinen längerfristigen Versorgungsunterbrechungen kam. Damit dies auch zukünftig gewährleistet werden kann, beginnen die kommunalen Aufgabenträger und Fernwasserversorger ihre betrieblichen Wasserversorgungskonzepte entsprechend der abgestimmten Grundsätze der Grundsatzkonzeption öffentliche Wasserversorgung 2030 für den Freistaat Sachsen (SMEKUL 2022) fortzuschreiben. Dies erfolgt insbesondere unter der Maßgabe der Vorbereitung auf und Anpassung an mögliche klimawandelbedingte Folgen für die öffentliche Wasserversorgung. Um der Vorrangstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung zu genügen, werden darüber hinaus neue Wasserentnahmen gemäß dem Grundwasserbewirtschaftungserlass des SMEKUL genauestens geprüft.

### 7.6.1 Literatur Öffentliche Wasserversorgung

SMEKUL (2022): Grundsatzkonzeption öffentliche Wasserversorgung 2030 für den Freistaat Sachsen.

<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/38631>, 07.02.2024

RL ÖTIS (2019): Förderrichtlinie Sonderprogramm öffentliche Trinkwasserinfrastruktur vom 3. April 2019 (SächsABI. S. 620), die zuletzt durch die Richtlinie vom 30. Juni 2023 (SächsABI. S. 1088) geändert worden ist, zuletzt enthalten in der Verwaltungsvorschrift vom 4. Dezember 2023 (SächsABI. SDr. S. S 315)

## 7.7 Auswirkungen der Trockenheit auf Aquakultur und Fischerei

### 7.7.1 Einführung Aquakultur und Fischerei

Die wirtschaftlich wichtigste Form der Aquakultur in Sachsen ist die mehr als 750 Jahre alte Karpfenteichwirtschaft (Abbildung 116). Karpfen machen etwa 75 % der Gesamterzeugung von Speisefischen durch Aquakultur und Fischerei im Freistaat aus. Karpfenteichwirtschaft ist eine naturnahe extensive bis semiintensive Form der Warmwasserteichwirtschaft, die relativ große Wasserflächen benötigt. Der größte Teil der sächsischen Karpfenteiche wurde bereits in historischer Zeit speziell zum Zweck der Fischproduktion angelegt. Heute dienen sie darüber hinaus unterschiedlichsten Gemeinwohlinteressen.



**Abbildung 116: Karpfenteich in der Oberlausitz. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

Karpfenteiche benötigen während der Produktionsperiode im Sommer keinen Wasserdurchfluss. Dieser ist grundsätzlich sogar unerwünscht, da der stagnierende Wasserkörper möglichst gut erwärmt werden soll. Der benötigte Zulauf gleicht lediglich den Verlust durch Verdunstung und Versickerung aus.

Die Forellenteichwirtschaft ist die zweite wichtige Form der Aquakultur in Sachsen, die vor allem im Bergland angesiedelt ist. Diese erfolgt in kleinen, ständig mit ausreichend kühlem sauerstoffreichen Wasser durchflossenen Teichen. Anders als in Karpfenteichen soll sich das Wasser in diesen Kaltwasserteichen so wenig wie möglich erwärmen. Hierzu gehört die Aquakultur von Forellen und deren Verwandten (Salmoniden). Die dritte Form der Aquakultur ist die Aufzucht von Fischen in technischen Anlagen. Hier werden nahezu standortunabhängig Fische außerhalb des natürlichen Abflusses der Oberflächengewässer erzeugt.

Fischerei im eigentlichen Sinne, also der Fischfang in Flüssen oder Seen findet in Sachsen fast ausschließlich als Hobby (Angeln) statt. Nur einzelne Talsperren oder Bergbaurestseen werden von Berufsfischern bewirtschaftet. Die Auswirkungen der heißrockenen Jahre auf die Fischbestände der Flüsse, Talsperren und Speicher waren allerdings in Einzelfällen auch dramatisch.

### 7.7.1.1 Hydrometeorologische Station Königswartha

Seit 1959 wird an der heutige Lehr- und Versuchsteichanlage (VTA) des LfULG in Königswartha (Abbildung 117) die Teichwassertemperatur in der sommerlichen Produktionsperiode kontinuierlich gemessen. Die aktuell eingesetzte Wetterstation ist in das Agrarmeteorologische Messnetz des Freistaats Sachsen eingebunden und zeichnet neben der Teichwassertemperatur in verschiedenen Wassertiefen auch Lufttemperaturen (in 2 m Höhe und 0,2 m über Grund), Bodentemperaturen (in 5 cm und 20 cm Tiefe), die Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Luftfeuchtigkeit sowie Niederschlagsmengen und -intensität auf.



**Abbildung 117: Wetterstation in der Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

Durch die seit 1959 nahezu ununterbrochene Messung der Teichwassertemperaturen steht für die Produktionsperiode (Zeitraum Mai bis September) ein für Deutschland einmaliger Datenbestand für die Wassertemperaturen von Karpfenteichen in der sommerlichen Produktionsperiode zu Verfügung. Ähnlich lange Messreihen für mitteleuropäische Karpfenteiche liegen nur für die Station Gołysz des Instituts für Ichthyobiologie und Aquakultur der Polnischen Akademie der Wissenschaften vor (SZUMIEC 2005).

Deutlich ist der Trend der Zunahme der Wassertemperaturen nach 1995. Neun der zehn wärmsten Jahre wurden nach dem Jahrtausendwechsel gemessen (Tabelle 36).

**Tabelle 36: Die zehn wärmsten Jahre der Teichwassertemperatur (Juni-August) seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in der hydrometeorologischen Station Königswartha im Jahr 1959**

Rang	Teichwassertemperatur in 10 cm Tiefe im Zeitraum Juni-August [°C]	Jahr
1	24,16	2018
2	24,06	2019
3	23,75	2022
4	23,35	2017
5	23,35	2021
6	23,34	2003
7	23,03	2006
8	23,01	1992
9	22,96	2016
10	22,89	2020

## 7.7.2 Auswirkung der heißtrockenen Jahre in der Periode 2014 bis 2020 auf die Aquakulturen

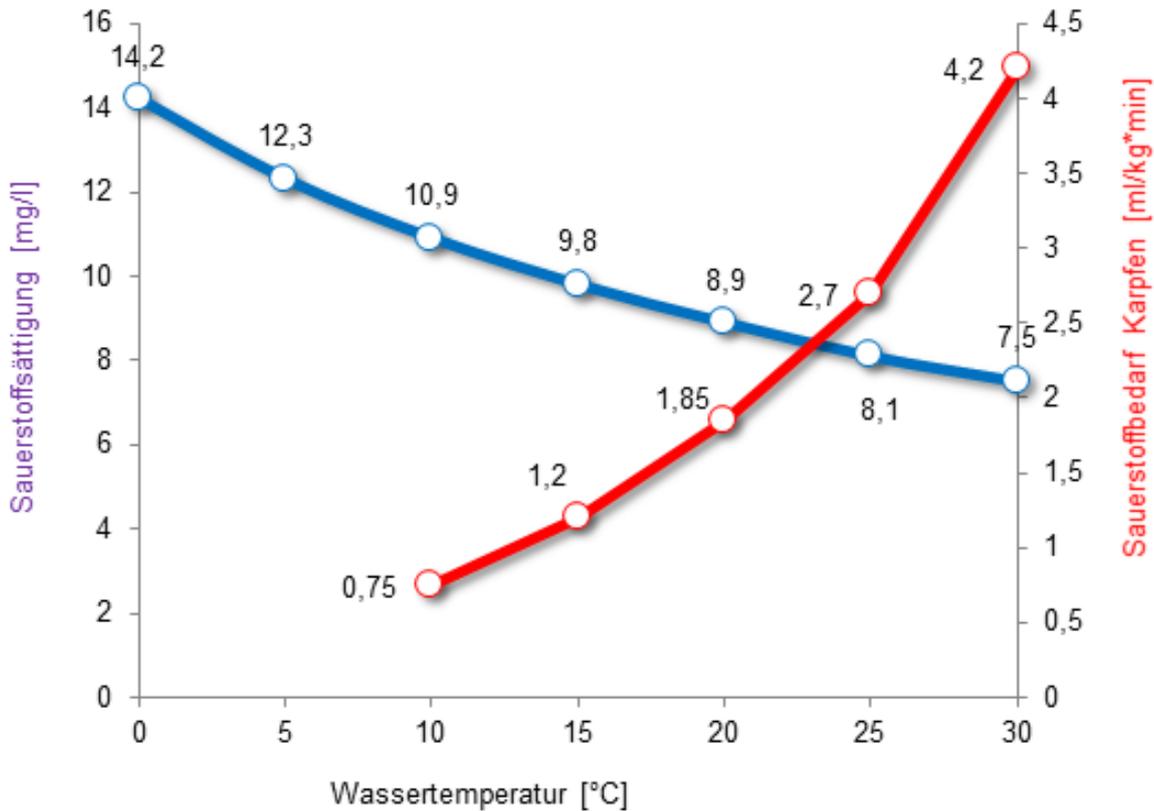
### 7.7.2.1 Auswirkungen auf Karpfenteiche

Karpfenteichwirtschaft ist als Aquakulturproduktion unter freiem Himmel in besonderem Maße von Vorgängen in der Atmosphäre abhängig. Das sind im wesentlichen Strahlung, Lufttemperatur, Niederschlag und Verdunstung sowie Luftdruck. Die mittlere Wassertemperatur von Karpfenteichen ist höher als die von tieferen Seen, in denen mit der gleichen Strahlungsmenge ein wesentlich größeres Wasservolumen aufgeheizt werden muss.

Jede Fischart hat einen optimalen Temperaturbereich, in dem Wachstum und Futterverwertung am effektivsten funktionieren. Für den wärmeliebenden Karpfen (*Cyprinus carpio*) ist das der Bereich zwischen 23 und 28 °C. Wassertemperaturen von über 20° C werden in der Karpfenteichwirtschaft Mitteleuropas allerdings im Mittel nur in einem relativ kurzen Zeitraum des Jahres erreicht. Für extensiv bewirtschaftete Karpfenteiche in Sachsen wurde nachgewiesen, dass ein Grad Erhöhung der Wassertemperatur im Zeitraum Juni bis August für eine Ertragserhöhung von mehr als 100 kg/ha bei der Aufzucht einsömmeriger Karpfen, 70 kg/ha bei der Satzkarpfenerzeugung und etwa 50 kg/ha bei der Speisekarpfenproduktion verantwortlich ist (FÜLLNER 1990).

Höhere Wassertemperaturen im Sommer sollten der Karpfenteichwirtschaft also prinzipiell zugutekommen, da sie den Fischertrag steigern. Zusätzlich haben höhere Wassertemperaturen für die Fische der Karpfenteichwirtschaft auf den Verlauf der meisten Fischkrankheiten prinzipiell positive Effekte. Bei hohen Temperaturen funktioniert das Immunsystem der Fische besser, Immunantworten auf verschiedene Antigene können rascher erfolgen. Krankheiten, die an niedrige Temperaturen gebunden sind, wie z.B. die Frühjahrsvirämie (SVC), dürften daher bei anhaltendem Temperaturtrend weiter an Bedeutung verlieren. Andererseits können mit Stress verbundene hohe Temperaturen oder starke Temperaturschwankungen aber auch den akuten Ausbruch einzelner Krankheiten, wie z.B. die Koi-Herpesvirose (KHV), auslösen. Wassertemperaturen über 30 °C können wiederum dafür sorgen, dass Karpfen eine Immunität gegenüber Viren erwerben können. Das Verfahren wurde aus Israel zur KHV-Immunisierung bekannt (RONEN ET AL. 2005).

Des Weiteren wächst bei höheren Wassertemperaturen aber auch in Karpfenteichen die Gefahr einer unsicheren Sauerstoffversorgung, weil die Löslichkeit des lebensnotwendigen Sauerstoffs im Wasser sinkt, während der Sauerstoffbedarf der Fische wegen der erhöhten Stoffwechselaktivität steigt (Abbildung 118). Höhere Wassertemperaturen im Sommer verstärken daher die Gefahr von Schäden oder sogar Verlusten an Fischen in Warmwasserteichen.



**Abbildung 118: Temperatur-Sauerstoffdilemma der Fische: Bei steigenden Temperaturen sinkt die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. Gleichzeitig steigt der Sauerstoffbedarf der Fische an**

Auch führen höhere Wassertemperaturen im Sommer zu einer verstärkten Primärproduktion, insbesondere zu unerwünschten Cyanophyceen- (Blaualgen-) -blüten (Abbildung 119). Dieser Effekt nimmt möglicherweise zu, wenn der Vollstau der Teiche wegen der Verdunstung und dem fehlenden Wasserdargebot unterschritten wird.



**Abbildung 119: Blualgenblüte in einem Karpfenteich. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

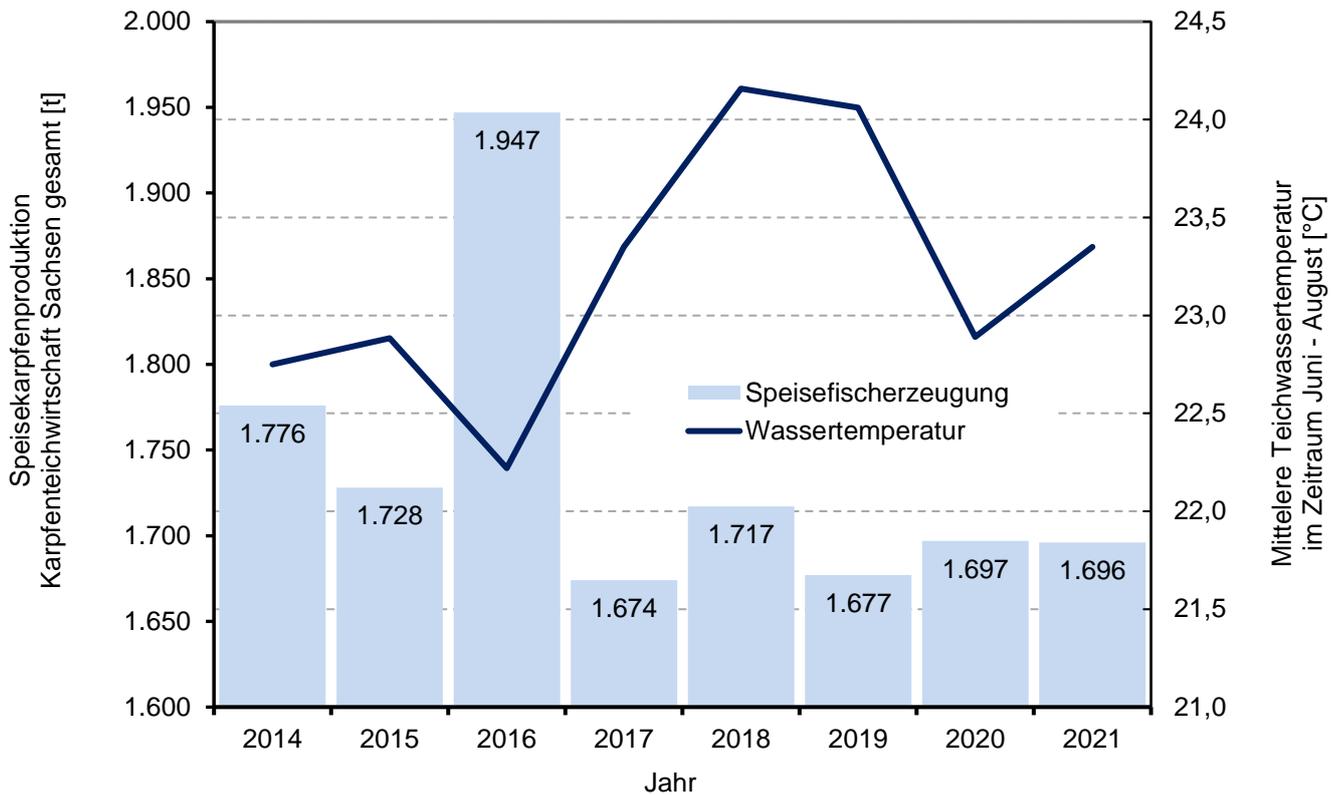
Generell verhalten sich Wasserdargebot und Wasserbedarf in heißstrockenen Sommern ähnlich zueinander, wie Sauerstoffbedarf und Sauerstoffangebot. Hohe Temperaturen steigern die Evaporation (Verdunstung). Daraus ergibt sich mit steigenden Temperaturen ein wachsender Wasserbedarf. Auch wenn Wasserspiegelabsenkungen in Karpfenteichen um 50 Zentimeter auf den Fischertrag in der Speisekarpfenerzeugung nicht immer gleich negative Auswirkungen haben müssen (FÜLLNER & PFEIFER 2021, FÜLLNER ET AL. 2022), beschleunigen heißstrockene Sommer mittelfristig die Verlandung der Teiche.

Geleegpflanzen profitieren vom Sonnenlicht und den geringeren Wassertiefen. Verstärktes Aufkommen der typischen Geleegpflanzen Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), Rohrkolben (*Typha* L. spec.) oder Schwaden (*Glyceria* R. Br. spec.) verschlechtert die Wasserbilanz weiter, da die Evaporation in Schilfbeständen gegenüber Grasland um 15 % (oder 50 mm/Jahr), gegenüber der freien Wasserflächen sogar um bis zu 100 % ansteigen kann (ACREMAN ET AL. 2003, NOWAK 2010, HERBST & KAPPEN 1999). Das kann bis zur vollständigen Verlandung eines Teichs und seiner Aufgabe führen (Abbildung 120).



**Abbildung 120: Durch Wassermangel und Aufwuchs von Geleegepflanzen für die Fischproduktion aufgegebenen Teich. Der Teich wird durch immer raschere Verlandung künftig auch seine Funktionen für Natur- und Artenschutz, Tourismus, Wasserrückhalt und Verbesserung der Mikroklimas verlieren. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

Grundsätzlich sollten wärmere Sommer keinen negativen Einfluss auf die Höhe der Speisefischerzeugung in der Karpfenteichwirtschaft haben. Das kann für den Zeitraum 2014 bis 2021 und selbst für die heißtrockenen Jahre 2018 und 2019 bestätigt werden. Ein Anstieg der Produktion, der auf Grund der Temperaturen in diesen Jahren eigentlich zu erwarten war, blieb allerdings aus (Abbildung 121). Ursache waren zu geringe Niederschläge, die zu einer stark negativen Wasserbilanz in den Teichgebieten führten. Fehlende Zuflüsse von Teichen verhinderten entweder bereits im Frühjahr deren Besatz oder Teile der Teichflächen fielen spätestens im Sommer trocken, so dass verstärkt Notabfischungen erforderlich wurden. In einzelnen Fällen traten sogar Fischsterben auf, die auf Sauerstoffmangel zurückzuführen waren.



**Abbildung 121: Produktion von Speisekarpfen nach DeStatis (2014-2021) in der sächsischen Karpenteichwirtschaft und mittlere Teichwassertemperatur Monate Juni-August**

Die Situation kann insbesondere in den sogenannten „Himmelsteichen“ schnell gefährlich werden. Diese Teiche erhalten ihr Wasser lediglich durch die Niederschläge aus ihrem unmittelbaren und damit häufig sehr kleinen Einzugsgebiet.

Etwa 80 % der sächsischen Teiche werden jedoch aus Flüssen gespeist, die teilweise sogar über Reserven in Talsperren gepuffert sind (z. B. Spree, Schöps). Dort konnte die Wasserversorgung in der Regel selbst in den Dürrejahre 2018 und 2019 noch ausreichend gewährt werden. Dabei konnte nicht immer in allen Teichen der Vollstau gesichert werden. Allerdings waren die Reserven der Talsperren Bautzen und Quitzdorf in diesen beiden Jahren nahezu aufgebraucht, so dass für die Zukunft selbst für die grundsätzlich wassersicheren Teiche gemeinsam mit der LTV Konzepte für eine sichere Wasserversorgung erarbeitet werden müssen.

### 7.7.2.2 Auswirkungen auf die Forellenteichwirtschaft

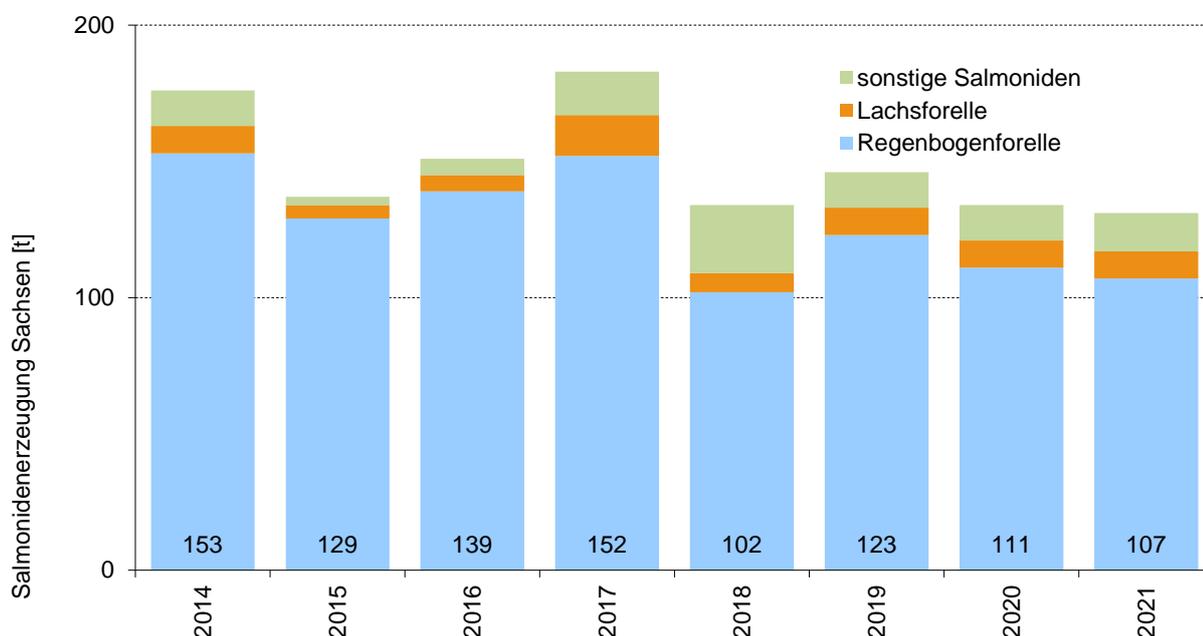
Auf die Erzeugung forellenartiger Fische wirken sich höhere Wassertemperaturen ungünstig aus. Die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist eine Fischart, die im Unterschied zur heimischen Bachforelle (*Salmo trutta*) zwar temperaturtoleranter ist. Aber auch ihre wirtschaftlichste Aufzucht ist nur bei Wassertemperaturen zwischen 12-16 °C gesichert. Steigen die Wassertemperaturen, erhöht sich die Stoffwechselrate und zunehmend kann auch hier die Sauerstoffversorgung problematisch werden. Hohe Temperaturen sorgen in der Forellenteichwirtschaft für Stress und die Fütterung muss vorsorglich reduziert werden. Ab etwa 20 °C muss sie eingestellt werden. Ab 25 °C sind erste temperaturbedingte Verluste zu erwarten. Bei sensibleren Fischarten, wie der Bachforelle oder dem zunehmend am Markt gefragten Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) werden diese Temperaturgrenzen noch eher erreicht.

Sinkt gleichzeitig das Wasserdargebot, verschärft sich die Situation weiter. Um eine ausreichende Wasserversorgung zu gewährleisten, müssen Forellenanlagen dann Teile des Ablaufwassers wieder in den Produktionskreislauf zurückpumpen, was die Produktionskosten erhöht. Außerdem steigt die Wassertemperatur durch die Kreislaufnutzung weiter an.

Kreislaufnutzung führt darüber hinaus zu einer stärkeren organischen Belastung des Anlagenwassers, was in Verbindung mit ansteigenden Wassertemperaturen die Krankheitsanfälligkeit der Fische erhöht. Heißtrockene Jahre haben also für die Forellenproduktion generell ungünstige Auswirkungen. Neben Mehrkosten für Belüftung oder zusätzlichen technischen Sauerstoff wird die Produktion definitiv unsicherer.

Die Forellenaquakultur leidet nicht nur an den Folgen heißer Sommer. Auch Starkregenereignisse mit hohen Trübstofffrachten oder Hochwässern mit möglichen Überschwemmungen der gesamten Anlagen erschweren die Forellenaquakultur. Für den zu betrachtenden Zeitraum 2014 bis 2021 waren solche Ereignisse aber eher von untergeordneter Bedeutung.

Die Erzeugung von forellenartigen Fischen in Sachsen ist im Verhältnis zur Karpfenproduktion gering. Sie hat im Zeitraum 2014 bis 2021 auf einem niedrigen Niveau stagniert (Abbildung 122). Entwicklungstrends oder Auswirkungen auf die Produktionshöhe im betrachteten Zeitraum können nur vermutet werden. Die genaue Produktionshöhe ist praktisch nicht bekannt, weil in der offiziellen Statistik des statistischen Bundesamts (DESTATIS 2020) nur größere Unternehmen berücksichtigt werden, die Erzeugung in Sachsen aber vorwiegend in Klein- und Kleinstbetrieben erfolgt. Wegen der sich schnell ändernden Marktanforderungen ist die Erzeugung darüber hinaus nicht nur in Bezug auf die erzeugte Menge, sondern auch bezüglich der Arten volatil.



**Abbildung 122: Erzeugung forellenartiger Fische in Sachsen 2014-2021**

## 7.7.3 Fischbestände in natürlichen Gewässern im Zeitraum 2014 bis 2020

### 7.7.3.1 Fischbestände in Fließgewässern

Infolge der extrem geringen Sommerniederschläge und hohen Temperaturen kam es in den Dürrejahren 2018, 2019 aber auch noch 2020 landesweit in fast allen Fließgewässern zu Niedrigwasserabflüssen und kritisch geringen Wasserständen. Streckenweise versiegten Fließgewässer komplett oder nahezu komplett (Abbildung 123).



**Abbildung 123: Die Schwarze Elster bei Tätzschwitz (hier am 06.07.2019) hat in den Trockenjahren ihre Funktion als Fließgewässer gänzlich verloren. Foto: LfULG**

Besonders kritisch war die Situation in den durch den Braunkohlebergbau außerhalb ihrer natürlichen Betten verlegten kanalisierten Flüssen im Norden des Freistaats. Regelmäßig war die Schwarze Elster nördlich von Hoyerswerda betroffen. Anders als bei Spree oder Schöps kann das an heiß-trockenen Sommerperioden rasch eintretende Wasserdefizit hier nicht aus oberhalb liegenden Talsperren ausgeglichen werden. Die Sohle des verlegten „Flusses“ ist gegen den Untergrund nur unzureichend abgedichtet. Dieser Untergrund hat zudem ein nach wie vor riesiges Grundwasserdefizit aus dem inzwischen eingestellten Braunkohleabbau. Außerdem ist die Schwarze Elster im betreffenden Bereich praktisch unbeschattet.

Inwieweit sich die heißen, wasserarmen Sommer auf die Fließgewässerbesiedlung mit Fischen ausgewirkt haben, ist relativ schwer zu bewerten. Wenn auch Angler zunehmend über sinkende Fischfänge z. B. von Bachforellen klagen, ist das allein noch kein Beleg für die tatsächliche Situation. Dazu können nur systematische Bestandserfassungen Daten liefern.

Im Rahmen der fischereilichen Gewässerzustandsüberwachung zur Bewertung des ökologischen Zustands erfolgen durch das LfULG seit 2007 genau solche kontinuierlichen Befischungen in einem definierten Probestellensystem. Gemäß den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) werden die sachsenweit etwa 600 Probestellen in dreijährigem Rhythmus nach einer identischen Methodik und mit gleichem Aufwand befischt. Mit Ausnahme von Überblicksmessstellen in der Elbe, die jährlich befischt werden, wird also jede Probestelle alle drei Jahre in die Untersuchungen einbezogen.

In Abbildung 124 und Abbildung 125 sind die jeweils identischen Jahreskulissen mit gleicher Farbe gekennzeichnet.

Trends können immer nur anhand gleichfarbiger Symbole erkannt werden. Bei der Gesamtzahl der im Rahmen des Monitorings gefangenen Fische ist im gesamten dargestellten Zeitraum und selbst in den Jahren 2018-2020 kein eindeutiger Trend insgesamt abnehmender Fischbestände zu erkennen (Abbildung 124).

Deutlich abgenommen hat aber in allen drei Kulissen der Anteil der temperaturempfindlichen Bachforellen im Fang ab dem Jahr 2017 (Abbildung 125). Inwieweit dieser Fakt ursächlich ausschließlich auf die Auswirkungen der Dürrejahre zurückzuführen ist, ist trotz allem nicht zweifelsfrei festzustellen. Auch andere Einflussfaktoren, wie z. B. die Anzahl der Prädatoren oder der Angeldruck haben in diesem Zeitraum überproportional zugelegt, so dass eine monokausale Beziehung nicht zwingend hergestellt werden kann.

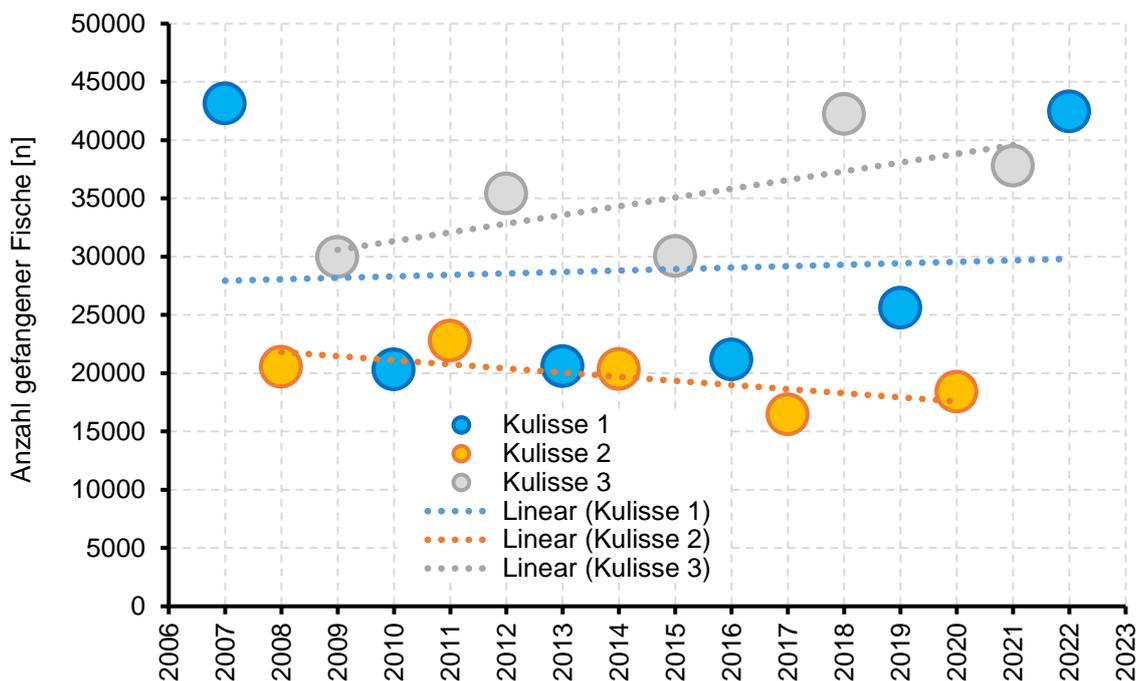


Abbildung 124: Gesamtfang aller Fische 2006 bis 2021

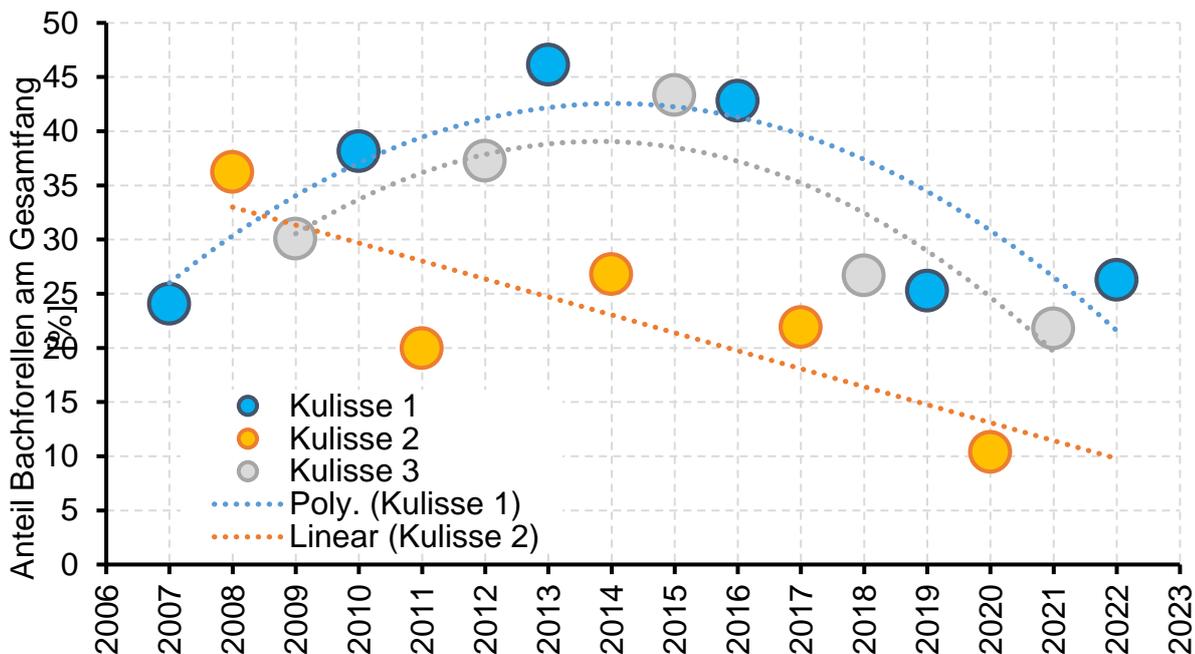


Abbildung 125: Anteil der Bachforelle am Fang in Prozent

### 7.7.3.2 Fischbestände in Standgewässern

Die Dürresommer 2018 und 2019 führten in seltenen Einzelfällen auch in Standgewässern zu Fischsterben. Medial besonders beachtet wurde beispielsweise das Fischsterben am Silbersee bei Lohsa im August 2018. Durch extrem hohe Wassertemperaturen und anhaltende Sauerstoffdefizite auch im Epilimnion verendeten in Größenordnungen empfindliche Fischarten, wie z. B. Zander.

## 7.7.4 Anpassungsstrategien der Aquakultur an den Klimawandel

### 7.7.4.1 Anpassungsstrategien Aquakultur Karpfenteichwirtschaft

Karpfenteichwirtschaft ist eine Form der Tierproduktion, die unter freiem Himmel stattfindet. Trotzdem ist der Bewirtschafter dem Wetter und dem sich ändernden Klima nicht schutzlos ausgeliefert. Vielmehr bestehen Möglichkeiten, sich den ändernden Witterungsbedingungen anzupassen.

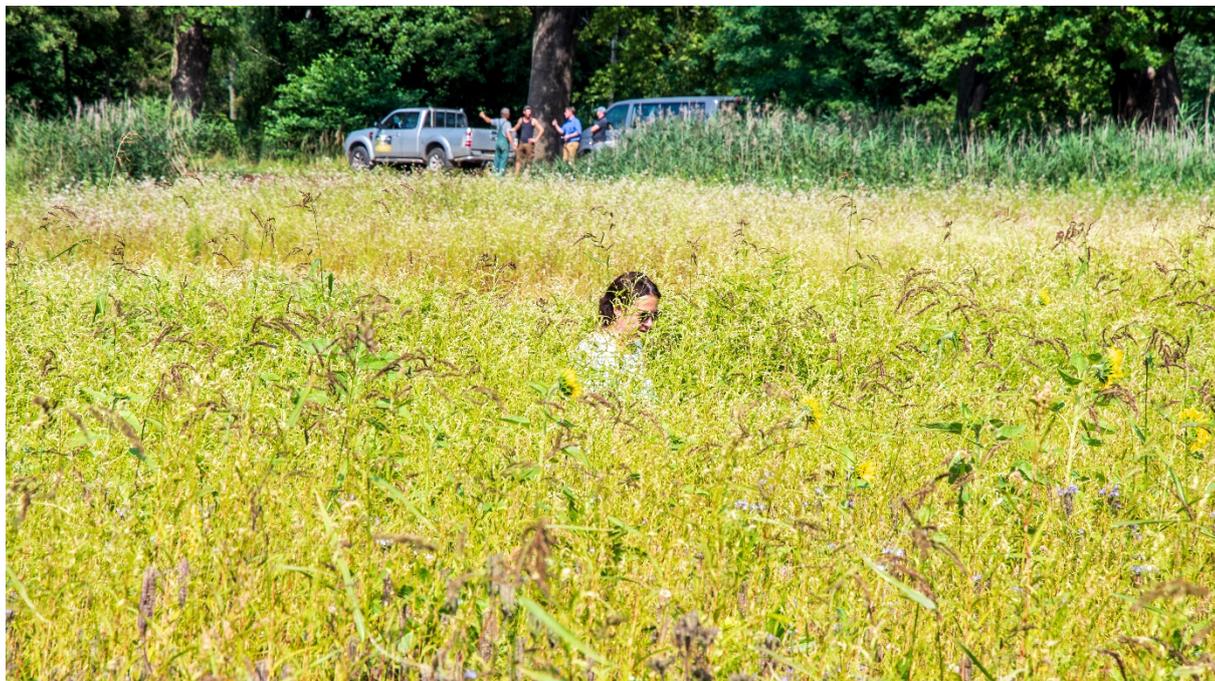
Dazu gehören wassersparende Abfischungen, bei denen das Ablaufwasser von obenliegenden Teichen in den untenliegenden Teichen wieder aufgefangen wird, um für die Winterung oder die folgende Aufzuchtperiode weiter genutzt zu werden. Die Verdunstung kann minimiert werden, indem Schilf und andere Geleegpflanzen konsequent kurzgehalten werden (Abbildung 126).



**Abbildung 126: Schilfschnitt in Karpfenteichen dient dem sparsamen Umgang mit Wasser. Schilfschnitt erhält die Kulturlandschaft. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

Trotz aller bekannten Nachteile kann zur Gewährleistung einer weniger vom Wasserdargebot abhängigen Produktion auch ein mehrjähriger Umtrieb (z. B. Besatz von einsömmerigen Karpfen und Abfischung dreijähriger Speisekarpfen) sinnvoll sein.

Auch die seit mehr als einhundert Jahren in Deutschland nicht mehr praktizierte Sömmerung von Teichen rückt im Zusammenhang mit Klimaentwicklung und Wassermangel wieder verstärkt ins Blickfeld. Dabei können unter bestimmten Bedingungen Nutzpflanzen angebaut werden. Aber auch Bienenweiden und selbst Teichbrachen können als Nebeneffekt für den Insektenschutz oder das Aufkommen von seltenen Pionierpflanzengesellschaften von Bedeutung sein (Abbildung 127).



**Abbildung 127: Ergebnis der Aussaat einer für Teichböden und Wildbienen optimierten artenreichen Blühpflanzenmischung bei der Sömmerung eines Karpfenteichs. Foto: Gert Füllner (LfULG)**

Auch wenn ausreichend Wasser zur Verfügung steht, sind Anpassungsstrategien der Teichbewirtschaftung allein aufgrund der Temperaturänderungen erforderlich. Das betrifft zum Beispiel die Fütterung. Wegen der sich verlängernden Produktionszeit und der Tendenz zu Sauerstoffmangel im Spätsommer ändert sich die „klassische“ Futterverteilung, die noch vor wenigen Jahren zumindest in der ostdeutschen Teichwirtschaft Standard war (SCHÄPERCLAUS 1961, STEFFENS 1979). Bei den aktuellen Temperaturbedingungen kann nun aber auch in Deutschland mit der Getreidezufütterung bereits eher begonnen werden. Die Futtermenge im August reduziert sich wegen der häufigeren „futterfreien“ Tage wegen des zeitweiligen Sauerstoffmangels (HORVATH ET AL. 2002). Weiterhin ist es zu empfehlen, die Produktion von Karpfenmonokulturen auf Polykulturen mit pflanzen- und sestonfressenden Cypriniden umzustellen. Silber- und Marmorkarpfen bewirken durch die Aufnahme der großen Algenpartikel eine ständige Verjüngung des Phytoplanktons, was einen Zusammenbruch der Algenpopulation durch Überalterung und bei spätsommerlichen Lichtmangel weniger wahrscheinlich macht. Außerdem sollten in der Karpfenteichwirtschaft auch bei extensiver Bewirtschaftung flexibel einsetzbare Notbelüftungssysteme bereitgehalten werden.

#### **7.7.4.2 Anpassungsstrategien Aquakultur Forellenteichwirtschaft**

In der Forellenteichwirtschaft sind vielfältige Maßnahmen möglich, um die Folgen heißer Sommer abzumildern. Diese können und müssen je nach den örtlichen Bedingungen (Wasserdargebot, Wassertemperatur, Grundbelastung des Vorfluters) genutzt werden.

Verringert sich das Wasserdargebot unter die für die Anlage wasserrechtlich genehmigte Wasserentnahmemenge, wird bei entsprechendem Fischbesatz eine Umstellung auf Teilkreislaufbetrieb erforderlich. Dabei wird ein Teil des Wassers, der klassische Durchlaufanlagen verlässt, für die nochmalige Nutzung in den Zufluss der Teichanlage zurückgepumpt. Bei ständiger Umstellung auf einen Teilkreislauf ist das Wasser mechanisch und biologisch aufzubereiten.

Zur Verringerung von Wasserverlusten durch Verdunstung und zur Verhinderung von für Produktion und Tierwohl ungünstigen Erhöhungen der Wassertemperatur können Haltungseinheiten oder Teile davon überdacht werden.

Generell empfehlenswert ist die reguläre Umstellung der Produktion auf ein geringeres Wasserdargebot. Das Wasser kann durch Mehrfachnutzung und Sauerstoffbegasung erheblich effektiver genutzt werden.

Neben zu geringem Wasserdargebot treten in heißen Sommern zunehmend auch Starkregenereignisse mit hohen Schwebstofffrachten auf. Auch dagegen müssen sich Forellenteichanlagen schützen. Um das Eindringen angeschwemmter größerer Feststoffe zu verhindern, genügen prinzipiell einfache technische Hilfsmittel. Treten solche Ereignisse jedoch häufiger auf, sind dafür Rechenanlagen mit automatischen Rechenreinigern zu installieren. Sind solche Starkregenereignisse mit hohen Trübstofffrachten und/oder Sauerstoffdefiziten im Zuflusswasser verbunden, sind Vorkehrungen zu treffen, die ein einfaches oder sogar automatisiertes Umsteuern auf zeitweisen Kreislaufbetrieb ermöglichen.

Die Auswirkungen heißstrockener Sommer können generell minimiert werden, wenn die Bewirtschaftung räumlich oder zeitlich umgestellt wird.

Die vollständige Einhausung von Haltungseinrichtungen ermöglicht die kontrollierte Aufzucht von Fischen unter optimalen Haltungsbedingungen. Dadurch können über das gesamte Jahr optimale Zuwachsraten erreicht werden, so dass auch eine bessere Planung des Absatzes möglich ist.

Möglich bleibt auch eine zeitliche Anpassung der Produktion. Durch die Verschiebung der Fischproduktion in kältere Jahreszeiten können kritische Temperaturen umgangen werden. Die Winter fallen inzwischen deutlich milder aus, so dass auch dann noch ausreichend Zuwachs bei den Fischen erreicht werden kann. Passendes Eimaterial steht durch die globale Vernetzung der Forellenzüchter praktisch zu jeder Jahreszeit zur Verfügung. Damit ist sowohl die Satzforellen- als auch die Speiseforellenaufzucht ganzjährig möglich.

Bei leicht erhöhten Wassertemperaturen im Sommer kann unter Umständen auch weiterhin wirtschaftlich produziert werden, wenn entsprechend adaptierte Regenbogenforellenbestände zum Einsatz kommen. Die in der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA) gezüchtete „Bornforelle“ ist beispielsweise unempfindlicher gegenüber Temperaturstress, wodurch geringere Verluste und bessere Zuwachsraten auch bei höheren Wassertemperaturen möglich sind (ANDERS & BOCHERT 2019).

## **7.7.5 Anpassungsstrategien der Fischerei an den Klimawandel**

### **7.7.5.1 Anpassungsstrategien Fischerei Fließgewässer**

Heißere und trockenere Sommer haben wie die sich durch den Klimawandel ebenfalls verändernden Wetterbedingungen im Winter auf die in Fließgewässern lebenden Fischarten naturgemäß einen erheblichen Einfluss.

Wildbestände von Fischen sind grundsätzlich in der Lage, den Einfluss bestimmter Stressoren sehr gut zu tolerieren, wenn ansonsten in ihrem Lebensraum optimale Bedingungen herrschen. Entsprechen Struktur und Gewässergüte dem Optimum der jeweiligen Art, sind Fische gesund und gut konditioniert. Generell gewinnen also alle bekannten Maßnahmen, welche die Lebensbedingungen der Fische verbessern, in besonderem Maße hinsichtlich der Folgen des Klimawandels an Bedeutung.

An erster Stelle der Anpassungsstrategien für Fließgewässer steht die Verbesserung der Gewässerstruktur. Abwechslungsreiche Fließgewässerabschnitte mit sich abwechselnden Rauschen und tiefen Kolken sowie Unterständen im Uferbereich bieten nicht nur den verschiedenen Arten oder Altersstufen entsprechende Lebensbedingungen, sondern auch Rückzugsmöglichkeiten bei Extremwetterereignissen, wie Hoch- oder Niedrigwasser. Bei Extremniedrigwasser können Kolke sogar die letzte Überlebenschance für Fische sein. Die Verfüllung von Kolken oder das Schaffen monotoner Sohlabschnitte sollte daher unterbleiben. Solche Flussbereiche weisen bei Niedrigwasser nicht mehr die für viele Fische erforderliche Mindestwassertiefe auf. Bei Hochwasser fehlen hier strömungsreduzierte Bereiche, in die sich Fische zurückziehen können.

Querbauwerke sind flussauf- wie auch -abwärts für den Fischwechsel bei Niedrig- wie bei Hochwasser durchgängig zu halten, damit Fische in Gewässerabschnitte wechseln können, in denen ihnen ein Überleben möglich ist. Das betrifft insbesondere die Funktion der Fischauf- und -abstiegsanlagen. Optimal sind selbstverständlich frei fließende Flussabschnitte ohne jedes Querbauwerk.

In den Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen (WKA) muss der für das Überleben der Fische erforderliche Mindestwasserstand gesichert bleiben.

Ebenfalls wichtig ist, die Gewässergüte (vgl. Kapitel 6 *Gewässergütesituation Fließgewässer*) zu verbessern. Insbesondere Abwassereinleitungen sind für Fließgewässer und ihre Lebensgemeinschaften immer schädlich und sollten minimiert werden.

Alle Maßnahmen, die zu einer Verminderung der Temperaturerhöhung der Fließgewässer führen, helfen, in Dürresommern die Fischbestände zu schützen.

Im Rückstaubereich von Querbauwerken erhöht sich die Verweilzeit des Wassers, was zu einer messbaren Temperaturerhöhung führt. Gerade kleinere Querbauwerke können die Wassertemperaturen unterhalb gelegener Flussabschnitte im Sommer um 0,2 bis 5,25 K erhöhen (ZAIDEL ET AL. 2021). Die Beseitigung von Dämmen kann also die Fließgewässertemperaturen abmildern und die Widerstandsfähigkeit der Ökosysteme angesichts des Klimawandels durch die Wiederherstellung bedrohter Kaltwasserlebensräume erhöhen.

Ähnliche Wirkungen haben Anpflanzungen von Gehölzen an Flussufern zur Sicherung oder Wiederherstellung einer maximalen Beschattung der Fließgewässer. Die positiven temperaturmindernden Auswirkungen einer vegetativen Beschattung werden in zahlreichen Studien nachgewiesen, wobei je nach Wasserkörper und Fließgeschwindigkeit eine Minderung der Temperatur von bis zu 6 K erreicht werden (GARNER ET AL. 2017, HERING 2017).

Insbesondere wenn Fließgewässer bereits einem witterungsbedingten Temperaturstress unterliegen, sollten Einleitungen warmer Industrieabwässer soweit wie möglich unterbleiben. Bei Wasserständen im Bereich des mittleren Niedrigwassers und darunter verringert sich auch der Einfluss des kühleren Flusswassers weiter. Die nach Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung (OGEWV 2016) zulässigen Grenzwerte sollten sowohl im Sommer wie auch im Winter möglichst deutlich unterschritten werden.

Generell sollten alle Wasserbau- und Unterhaltungsmaßnahmen an den Anforderungen des Fischartenschutzes ausgerichtet werden. Dazu hat das LfULG einen entsprechenden Leitfaden veröffentlicht (FÜLLNER ET AL. 2021).

### **7.7.5.2 Anpassungsstrategien Fischerei Talsperren und Bergbaufolgeseen**

Die klassische Binnenfischerei spielt im Freistaat Sachsen nur eine untergeordnete Rolle. Bewirtschaftet werden einerseits tiefe, oligotrophe Bergbaufolgeseen, andererseits aber auch relativ flache eutrophe bis polytrophe Talsperren.

Hauptnutzfische der Berufsfischerei in oligotrophen Seen sind Coregonen. Durch veränderte Temperaturbedingungen im See kann sich die Tiefe der Sprungschicht oder die Dauer der stabilen Schichtungen verändern. Wegen der Nährstoffarmut und der hohen Nährstoffbindekapazität dürften hier die Auswirkungen auf Fischbestand und Fischerei gering bleiben. Gegebenenfalls ist die Positionierung der zum Fang eingesetzten Stellnetze anzupassen.

Höheren Wassertemperaturen in eutrophen Seen und Talsperren führen zu einem höheren Sauerstoffverbrauch, zur verstärkten Entwicklung von Blaualgenblüten und einem länger andauernden Sauerstoffdefizit im Hypolimnion. Während wärmeliebende Fischarten von den höheren Wassertemperaturen grundsätzlich mit einem rascheren Wachstum profitieren dürften, wird der Lebensraum für den gesamten Fischbestand geringer. Potenziell ist ein Fischsterben insbesondere durch eine gezielt hohe Fischentnahme durch Fang vorzubeugen. Diese betrifft sowohl die gut vermarktungsfähigen Nutzfische, wie auch die planktivoren Massenfische.

### **7.7.6 Fazit Auswirkungen Aquakultur und Fischerei**

In den Jahren 2016 und 2017 wurden in einer detaillierten Studie die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Zukunft der sächsischen Teichwirtschaft analysiert (BALLMANN ET AL. 2017). Dabei wurde in allen betrachteten Teichgebieten in Sachsen sowohl im Produktionszeitraum (April bis Oktober) als auch während der Winterung (November bis März) spätestens seit 1980 eine kontinuierliche Erwärmung beobachtet. Von der Fortsetzung dieser Entwicklung ist auszugehen. Darüber hinaus wurde prognostiziert, dass mit fortschreitendem Klimawandel auch das Wasserdargebot rückläufig sein wird.

Steigende Temperaturen, längere Sonnenscheindauer und die Verringerung der Niederschläge insbesondere in den Produktionszeiten der Teichwirtschaft führen zu einer Erhöhung der Verdunstung und damit zum Rückgang der Wasserressourcen. Künftig ist sowohl mit chronischem Wassermangel als auch mit häufigeren, extremen Situationen im Wasserhaushalt durch Dürreperioden und bei Überschwemmungen durch Starkregen zu rechnen.

Die Veränderungen im Wasserhaushalt und bei den Wassertemperaturen können zu Veränderungen in den Nahrungsnetzen bis hin zu den Fischartengemeinschaften in den Gewässern führen (DFV 2019).

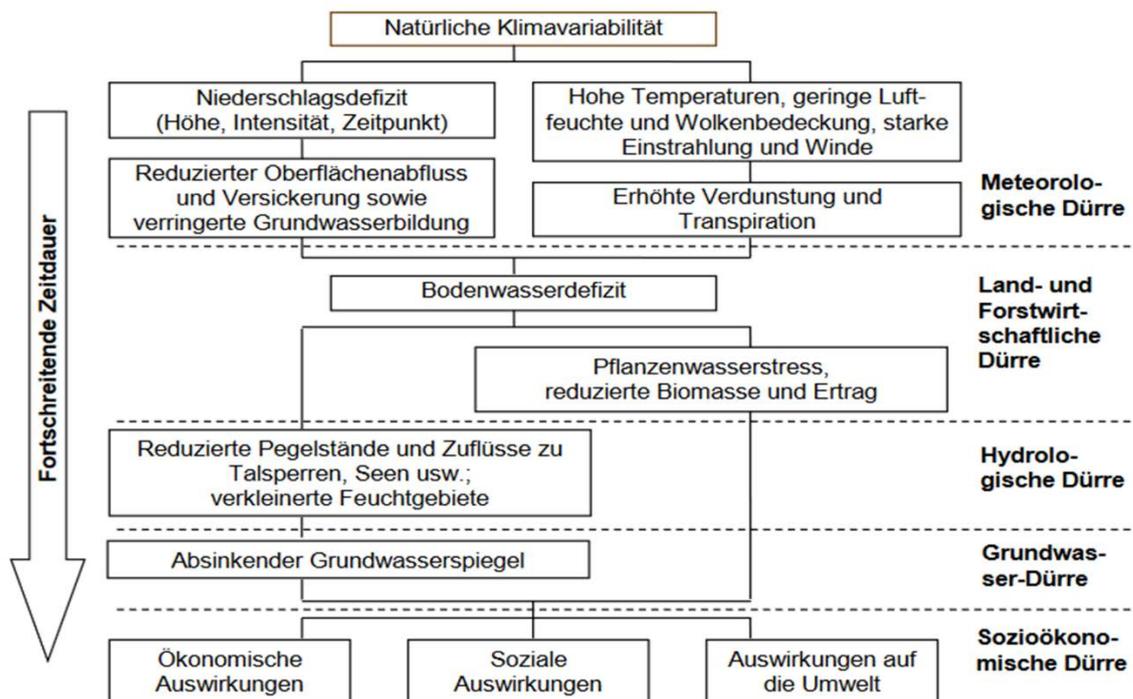
### 7.7.7 Literatur Aquakultur und Fischerei

- ACREMAN, M.C., HARDING, R.J., LLOYD, C.R., MCNEIL, D.D. (2003): Evaporation characteristics of wetlands: experience from a wet grassland and a reedbed using eddy correlation measurements. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (1), S. 11-21
- ANDERS, E., BOCHERT, R. (2019): Meilenstein BORN-Forelle. In: 50 Jahre Aquakulturforschung in Born. *Mitteilungen Der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern* 61, S. 53-63
- BALLMANN, H., BÄRISCH, S., BÖHM, A., FRANKE, J., FÜLLNER, G., HAUSMANN, A. JOHN, I., KUHN, K., THIEM, A., VÖLLINGS, A., SCHREYER, R. (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf die Perspektiven in der sächsischen Teichwirtschaft. *Schriftenreihe des LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*
- DESTATIS (2020): Land und Forstwirtschaft, Fischerei. Erzeugung in Aquakulturbetrieben. Statistisches Bundesamt (Destatis, 2014-2020)
- DFV (2019): Resolution zu Klimawandel und Fischerei: Auswirkungen, Risiken, Chancen und Handlungsfelder für die deutsche Fischerei. Deutscher Fischerei-Verband e.V. Hamburg
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- FÜLLNER, G. (1990): Der Temperaturverlauf 1989 und die Auswirkungen der Witterung auf die Karpfenteichwirtschaft. In: *Z. Binnenfischerei DDR* 37(4), S.113-118
- FÜLLNER, G. (2020): Blaualgen in Teichen, ein (neues) Problem? In: *Fischer & Teichwirt* 71 (10), S. 364-368
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M. (2021): Untersuchungen zu den Auswirkungen sommerlichen Wassermangels auf die Produktivität von Karpfenteichen. In: *Fischer & Teichwirt* 72 (1), S. 44-50
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M. SEGELKEN-VOIGT, A. (2022): Auswirkungen sommerlichen Wassermangels auf die Produktivität von Karpfenteichen. In: *Fischer & Teichwirt* 73 (4), im Druck
- GARNER, G., MALCOLM, I.A., SADLER, J.P., HANNAH, D.M. (2017): The role of riparian vegetation density, channel orientation and water velocity in determining river temperature dynamics. In: *Journal of Hydrology* 553, S. 471–485
- HERBST, K., KAPPEN, L. (1999): The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. In: *Aquatic Botany* 63 (2), S.113-125
- HERING, D. (2017): Multiple Belastung von Fließgewässern. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes*: 113–132
- HORVATH, L., TAMÁS, G., SEAGRAVE, C. (2002): *Carp and Pond Fish Culture*. Fishing New Books: 170 S.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. In: *Schweiz. Z. Hydrol.* 11, 3-4, S. 332-351
- NOWAK, B. (2011): Effect of rushes on evaporation rate in water reservoirs on the example of Powidzkie Lake. In: *Limnological Review* 10, S. 37-41
- OBERFLÄCHENGEWÄSSERVERORDNUNG (OGEVV) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. *Oberflächengewässerverordnung*. BGBl I 2016, 1373. Zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v. 9.12.2020 I 2873
- PFEIFER, M., FÜLLNER, G. (2019): Auswirkungen des Klimawandels auf die Karpfenteichwirtschaft. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V.* 98, S. 105-136

- RONEN, A., PERELBERG, A., HOTORAN, M., SHAPIRA, Y., STEINITZ, M., SIVAN, B.L., PIKARSKY, E., KOTLER, M. (2005): Prevention of a Mortal Disease of Carps Induced by the Carps Interstitial Nephritis and Gill Necrosis Virus (CNGV) in Israel. In: Bull. Fish. Res. Agen. Yokohama, Suppl. 2, S. 9-11
- SZUMIEC, M.A. (2005): Climate warming and the Growth of Warm Water Fish in Ponds in the Temperate Zone. In: Arch. Pol. Fish. 13 (1), S. 91-98
- ZAIDEL, P.A., ROY, A.H., HOULE, K.M., LAMBERT, B., LETCHER, B.H., NISLOW, K.H., SMITH, C. (2021): Impacts of small dams on stream temperature. In: Ecological Indicators 120, S. 1-13

## 8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Auswertung wurden die langanhaltende Dürre und ihre Auswirkungen in den Jahren 2014 bis 2020 in Sachsen interdisziplinär betrachtet. Dabei wurden nicht nur der Boden- und Grundwasserhaushalt, die Abflusssituation und Wasserqualität in den Seen und Flüssen bewertet, sondern auch die unmittelbaren Folgen der meteorologischen und hydrologischen Dürre in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, sowie für die Wasserversorgung und für die Luftqualität. In Abbildung 128 sind die sich einstellenden Dürren mit der fortschreitenden Dauer von ausbleibenden Niederschlägen und hohen Temperaturen dargestellt.



**Abbildung 128: Entwicklung der Dürre beginnend mit der meteorologischen Dürre bis zur sozioökonomischen Dürre mit fortschreitender Zeitdauer (nach: NDMC 2024)**

In diesem Sinne wurden in der Ereignisanalyse die genannten Kompartimente und Sektoren beschrieben und in ihren Zusammenhang gestellt. Im Folgenden sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

Primäre Ursache für die über mehrere Monate hinweg anhaltenden Trockenphasen in den Jahren 2014 bis 2020 war das vermehrte Auftreten langanhaltender Hochdruckwetterlagen. Auch wenn Mitteleuropa oft nur am Rand derartiger Wetterlagen lag, waren die über Mitteleuropa gezogenen Tiefdruckausläufer und ihre Frontensysteme oft vergleichsweise niederschlagsarm. Vor 2018 hielten sich noch über- und unterdurchschnittliche Episoden des Wasserdargebotes die Waage. Danach folgten im Untersuchungszeitraum mehrere Jahre mit einer unterdurchschnittlichen klimatischen Wasserbilanz, was zum Aufbau eines beträchtlichen Wasserdefizits führte. Neben dem unterdurchschnittlichen Niederschlagsdargebot haben die überdurchschnittlichen Verdunstungsverluste aufgrund hoher Temperaturen die Situation verschärft. Maßgeblich für das Wasserdefizit in den Flussgebieten waren aber auch die geringen Schneerücklagen in den Jahren 2014 bis 2020. Dabei zeichnete sich die Wintersaison im genannten Zeitraum durch überdurchschnittliche Temperaturen und weniger durch unterdurchschnittlichen Niederschlag aus.

Die Folge war, dass die Niederschläge nicht in Form von Schnee zeitweise gespeichert, sondern als Regen versickerten oder direkt abflusswirksam wurden. Der Zeitraum 2014 bis 2020 unterscheidet sich, gemessen an den Temperatur- und Niederschlagsabweichungen in Bezug zum Zeitraum 1991 bis 2020, von anderen historischen Niedrigwasserereignissen sowohl durch dessen positive Temperaturabweichung, als auch durch dessen lange Andauer.

Die Auswirkungen des insgesamt hohen Niederschlagsdefizites, der hohen Temperaturen und Verdunstung waren insbesondere ab 2018 in allen Flussgebieten deutlich spürbar. Bereits ab dem Frühjahr 2018 stellte sich eine sehr niedrige Abflusssituation ein, die nur in den Wintermonaten durch Schneeschmelze in Verbindung mit Regenniederschlägen und in den Sommermonaten durch kurze heftige Starkniederschläge unterbrochen wurde. Die lange Dauer des Niedrigwassers ist als sehr selten einzustufen und konnte bislang in dieser Größenordnung nur vereinzelt in den Nebenflüssen der Elbe 1962 und 1963, in der Schwarzen Elster 1963, in der Mulde, Weißen Elster und Lausitzer Neiße 1962, in der Spree 1934, 1963 und 1976 festgestellt werden. Die Unterschreitung von niedrigsten Durchflusswerten (NNQ) in dem betrachteten Zeitraum wurde nur an fünf Pegeln der 34 ausgewerteten Pegel beobachtet. In allen Flussgebieten hebt sich in den mittleren Jahresdurchflüssen das Wasserhaushaltsjahr (WHJ) 2019 als das trockenste Jahr heraus. Das korrespondiert mit den extrem niedrigen Grundwasserständen, die sich ab 2019 eingestellt hatten.

Im Ergebnis der vorgenommenen statistischen Analyse zur Eintrittswahrscheinlichkeit von Niedrigwasserereignissen ragt das Jahr 2018 heraus. Hier werden die höchsten Jährlichkeiten  $T_n > 100$  a in den Flussgebieten der Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde und Lausitzer Neiße nicht nur vereinzelt, sondern an allen bzw. an den meisten Pegeln über fast alle Kenngrößen erreicht. Auch im historischen Kontext ist das Jahr 2018 eines der markantesten Trockenjahre. Gleichwohl werden auch für die historischen Niedrigwasserjahre 1934, 1962, 1963, 1964 und 1976 teilweise ähnlich hohe Jährlichkeiten berechnet. Im Ergebnis der statistischen Einordnung längerer Zeiträume größer als ein Jahr erweist sich die Aufeinanderfolge der drei Jahre 2018, 2019 und 2020 als ein außergewöhnliches mehrjähriges Niedrigwasserereignis, insbesondere in den Flussgebieten Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde und Nebenflüsse der Elbe. Die Auswertungen zur Elbe (IKSE 2023) zeigen, dass sich im Zeitabschnitt von 2014 bis 2020 im siebenjährigen Mittel die niedrigsten Durchflüsse seit Beobachtungsbeginn eingestellt hatten und eine Verschärfung der Niedrigwassersituation auf dem sächsischen Elbeabschnitt durch die Steuerung der tschechischen Moldaukaskaden verhindert werden konnte (BfG 2021).

Auch die vier Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF II) zeigten im Betrachtungszeitraum von 2014 bis 2020 deutliche Auswirkungen der Trockenheit auf die Bodenfeuchte und den für Pflanzen verfügbaren Wasservorrat im Wurzelraum der Böden. Das Ausmaß des Rückgangs der Bodenfeuchte und der Wasservorräte sowie die Dauer der messbaren Effekte variierten jedoch sehr stark und spiegelten die Standortcharakteristika wider. Die Böden mit geringen potenziell verfügbaren Bodenwasservorräten (sandige und flachgründige Böden in Lippen und Hilbersdorf) zeigten eine schnelle Reaktion auf Zufuhr bzw. Ausbleiben von Niederschlägen. Demgegenüber hatte der tiefgründige, schluffige Boden (Standort Schmorren) ein deutlich höheres Wasserspeichervermögen und damit eine höhere potenzielle Wasserverfügbarkeit. Die trockenen Jahre zeigten einen sehr deutlichen Rückgang der Bodenfeuchten und Wasservorräte in allen Bodenschichten. Der kritische Wert der Wasserverfügbarkeit für Pflanzen wurde über längere Zeiträume im Betrachtungszeitraum unterschritten. Diese Effekte waren bis Ende des Jahres 2020 deutlich messbar. Der Rückgang der Wasservorräte in tiefen Bodenschichten deutet auf eine nachhaltige Absenkung des Grundwasserspiegels und die damit fehlende Speisung des Bodenwasservorrates aus kapillarem Aufstieg hin.

Mit den seit November 1980 durchgeführten Wasserhaushaltsbeobachtungen in der Lysimeterstation Brandis war es möglich, mit realen Messungen die Auswirkung der Trockenheit von 2014 bis 2020 auf verschiedenen Böden darzustellen. Die Auswertungen haben gezeigt, dass alle Böden in diesem Zeitraum erhöhte mittlere Bodenwasserspeicherdefizite aufwiesen. Mehrjährige Effekte und damit eine akkumulierte Zehrung des Bodenwasserspeichers, wurden dabei nur auf schweren Böden beobachtet. Die hohen Verdunstungsansprüche in den Jahren 2014, 2015, 2016 und 2017 wurden auf den sehr leichten sowie den leichten und mittleren Böden in überdurchschnittliche reale Evapotranspirationen umgesetzt. Dagegen wurden auf diesen Böden in den besonders trockenen Jahren 2018, 2019 und 2020 aufgrund deutlich unterdurchschnittlicher Niederschläge in der Vegetationsperiode deutlich unterdurchschnittliche Evapotranspirationen gemessen. Auch die schweren Lössböden hatten in den Jahren 2018, 2019 und 2020 nicht mehr ausreichend Wasser in der Wurzelzone und die reale Evapotranspiration war deutlich reduziert. Weiterhin wurde nachgewiesen, dass sich die Trockenperiode stark auf die Grundwasserneubildung auswirkte, die auf allen Böden in diesen Jahren unterdurchschnittlich ausfiel.

Durch das insgesamt hohe Niederschlagsdefizit und eine besonders im Sommerhalbjahr hohe Verdunstung über mehrere Jahre entwickelte sich im Zeitraum von 2014 bis 2020 auch ein kumulativer Rückgang des mittleren jährlichen Grundwasserstandes um insgesamt 110 cm. Es stellte sich seit 2014 eine sehr extreme Dürresituation im Grundwasser ein, deren Intensität sich ab 2018 nochmals verschärfte. Die Grundwasserstände sanken im Jahresmittelwert in den Jahren 2019 und 2020 auf ein seit 1970 noch nicht beobachtetes Niveau ab und erreichten 2020 den vorerst tiefsten Wert in Sachsen. Damit einhergehend wiesen 2020 mit einem Jahresmittel von über 95 % eine Höchstzahl an Grundwassermessstellen gleichzeitig Niedrigwasserstände auf.

Ein weiterer Schwerpunkt im vorliegenden Bericht war die Auswertung der Auswirkungen der Trockenperiode 2014 bis 2020 auf den Stofftransport in den Fließgewässern. Zum Nachweis der Zusammenhänge wurden sieben Beschaffenheitsmessstellen in Sachsen ausgewählt, die zum einen längere Zeitreihen von physikalischen und chemischen Parametern vorweisen und sich zum anderen in der Nähe von Pegeln befinden, um den Zusammenhang zur Wassermenge sicher herzustellen. Es wurden neben Temperatur und Sauerstoffgehalt, die Stoffgruppen Nährstoffe, Salzbildner und Spurenstoffe untersucht. Beim Langzeitvergleich zeigte sich, dass trotz angestiegener Wassertemperatur in den Sommermonaten Juni bis August, diese sich dank der verbesserten Wasserqualität im Wesentlichen nicht negativ auf den Sauerstoffgehalt in den Fließgewässern auswirkte. Die untersuchten Stoffgruppen verhielten sich unterschiedlich. Durch das Niedrigwasser war die Verdünnung eingeschränkt, sodass es bei Stoffen, die kontinuierlich und in gelöster Form eingetragen werden, wie ortho-Phosphat-Phosphor, die Salzbildner Chlorid und Sulfat und der Arzneimittelwirkstoff Carbamazepin zu erhöhten Konzentrationen in den Gewässern kam. Andererseits wurde festgestellt, dass partikelgebundene Stoffe weniger in die Fließgewässer eingetragen wurden. Grund war vermutlich das Ausbleiben von intensiven Niederschlägen in diesem Zeitraum, mit denen der Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet in die Fließgewässer verbunden ist. Das hatte zur Folge, dass z. B. der Gehalt von Gesamt-Phosphor im Betrachtungszeitraum nicht angestiegen ist. Die Elbe wurde im Rahmen des Niedrigwassermessprogramms der FGG Elbe verstärkt beprobt und im Längsschnittverlauf von der Grenze in Schmilka bis nach Hamburg ausgewertet. An der Messstelle in Schmilka lagen viele der untersuchten Parameter im elbetypischen Bereich und zeigten keine Auffälligkeiten. Die Längsschnittbetrachtung im Verlauf der Elbe zeigt, dass die Verhältnisse elbabwärts nicht an allen Messstellen so gut wie im sächsischen Oberlauf waren. Aber auch in Schmilka

waren Auffälligkeiten zu verzeichnen und insbesondere beim Niedrigwasser 2019 wurde an allen Elbemesstations die häufig als ökologisch kritische Schwelle für Flüsse zugrunde gelegte Wassertemperatur von 25°C zeitweise überschritten.

Bei der Betrachtung der Auswirkungen der Niedrigwassersituation an ausgewählten sächsischen Stauanlagen (Talsperren Gottleuba, Lehmühle, Eibenstock, Neunzehnhain 2, Dröda, Schömbach und Bautzen) erfolgte u. a. ein Vergleich zu den Trockenperioden in den 1930er und 1960er Jahren mit der Schlussfolgerung, dass auf deren Grundlage die Bemessung der Talsperren-Leistungsfähigkeit (Abgabeleistung) weiterhin bestehen bleiben kann. Der Zeitraum 2014 bis 2020 war für die Talsperrenbewirtschaftung herausfordernd und in den Jahren 2018, 2019 und 2020 traten in den Trinkwassertalsperren zum Teil außergewöhnlich niedrige Inhalte auf. Insbesondere in den Jahren 2019 und 2020 mussten Bereitstellungsstufen zur Sicherstellung der Rohwasserabgaben über längere Zeiträume ausgerufen werden. Die Wasserbereitstellung für die Trink-, und Brauchwasserversorgung war dennoch während der gesamten sieben Jahre immer abgesichert. In diesem Zeitraum hat sich die Vernetzung der Talsperren über die Grenzen von Versorgungsgebieten hinaus bewährt. Mit dieser Verbundbewirtschaftung war es möglich, Talsperren in Defizitgebieten mit Wasser aus Talsperren in Überschussgebieten zu unterstützen. In den Trinkwassertalsperren erfolgte außerdem eine saisonale Betriebsraumerhöhung zur Steigerung der Leistungsfähigkeit. Neben den Abgaben für Trink- und Brauchwasserzwecke, haben die Talsperren in diesem Zeitraum mit ihren Wasserabgaben maßgeblich dazu beigetragen, die Wasserführung in den Fließgewässern zu stabilisieren. Das waren z. B. Abgaben aus den Talsperren Bautzen und Quitzdorf im Einzugsgebiet der Spree jährlich bis zu 20 Mio. m<sup>3</sup> und aus der Talsperre Pöhl im Einzugsgebiet der Weißen Elster bis zu 27,8 Mio. m<sup>3</sup>. Die langanhaltende meteorologische und hydrologische Dürre hat sich komplex und vielfältig auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperren ausgewirkt. Aufgrund der verminderten Zuflüsse war zwar die externe Nährstoffbefrachtung in die Talsperren reduziert, gleichzeitig wurden aber durch stark verringerte Stauinhalte Sedimente freigelegt, die einen zunehmenden Einfluss auf den Restwasserkörper zur Folge hatten. Mit der Verringerung des Stauvolumens gingen außerdem eingeschränkte – im Extremfall sogar gänzlich fehlende – gütewirtschaftliche Bewirtschaftungs- und Steuerungsoptionen, wie bspw. für Wasserabgaben nicht nutzbare Entnahmeeinrichtungen, einher.

Auch in den beiden Braunkohlerevieren von Sachsen war die hydrologische Situation insbesondere 2018, 2019 und 2020 sehr angespannt. Mit den geringen verfügbaren Wasserressourcen musste in diesem Zeitraum sparsam umgegangen werden, um die negativen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen der extremen Trockenheit zu minimieren. Die sächsischen Talsperren und Speicher sowie die speicherwirtschaftlich genutzten Bergbaufolgeseen wurden daher im Verbund bewirtschaftet, um den Abfluss in den vom Bergbau beeinflussten Fließgewässern zu stabilisieren.

Die Trinkwasserversorgung in Sachsen, die zu etwa 40 % durch Talsperrenwasser, zu EA Trockenheit etwa 60 % durch Grundwasser, Quellwasser, Uferfiltrat und Infiltrat und zu einem geringen Anteil durch Gewinnungsanlagen direkt aus Fließgewässern realisiert wird, war trotz des Stresstests der extremen Trockenjahre durch die leistungsfähige wasserwirtschaftliche Infrastruktur gesichert. Vor allem in den drei Jahren ab 2018 waren Beeinträchtigungen der Rohwassergüte von Oberflächenwasser und Uferfiltrat, Brunnenverockerung und Verkeimungen bzw. erhöhtes Verkeimungsrisiko durch hohe Temperaturen im Verteilungsnetz zu verzeichnen. Die quantitativen und qualitativen Beeinträchtigungen konnten jedoch durch Netzumstellungen im Verbund, provisorische Pumpstationen und Notwasserleitungen sowie durch

die Nutzung von mobilen Wasserwagen für ausgefallene, überwiegend private Wasserversorgungen bewältigt werden. Somit war die öffentliche Trinkwasserversorgung in der geforderten Qualität und Menge flächendeckend sichergestellt.

Die wichtigste Aquakultur in Sachsen ist die mehr als 750 Jahre alte Karpfenteichwirtschaft. 75 % der Gesamterzeugung von Speisefisch in Sachsen sind Karpfen. Während der sehr heißen und trockenen Jahre im Betrachtungszeitraum stand diese Aquakultur zum Teil unter großem Stress. Grundsätzlich sollten wärmere Sommer keinen negativen Einfluss auf die Höhe der Speisefischerzeugung in der Karpfenteichwirtschaft haben. Das kann für die Dürrejahre 2018 und 2019 bestätigt werden. Obwohl die höheren Wassertemperaturen in den Trockenjahren grundsätzlich den Ansprüchen des wärmeliebenden Karpfens entsprechen und somit in warmen Jahren für eine höhere Produktion sorgen sollten, blieb diese in den heiß-trockenen Jahren jedoch aus, weil eine sichere Wasserversorgung der Karpfenteiche im Sommer teilweise nicht mehr gewährleistet war. Fehlende Zuflüsse von Teichen verhinderten entweder bereits im Frühjahr deren Besatz oder Teile der Teichflächen fielen spätestens im Sommer trocken, so dass verstärkt Notabfischungen erforderlich wurden. In einzelnen Fällen trat Fischsterben auf, das auf Sauerstoffmangel zurückzuführen war. Etwa 80 % der sächsischen Teiche werden jedoch aus Flüssen gespeist, die teilweise über Reserven in Talsperren gepuffert werden (z. B. Spree, Schöps). So konnte die Wasserversorgung selbst in den Dürrejahren 2018 und 2019 noch ausreichend gewährleistet werden, auch wenn die Reserven der Talsperren Bautzen und Quitzdorf in diesen beiden Jahren nahezu aufgebraucht waren. Die Erzeugung von forellenartigen Fischen, die in Sachsen im Verhältnis zur Karpfenproduktion gering ist, hat im Betrachtungszeitraum auf einem niedrigen Niveau stagniert.

Auch bei der Untersuchung der Auswirkungen der trockenen Jahre ab 2015 auf den Pflanzenbau ragt das Extremjahr 2018 heraus und alle relevanten Kulturen reagierten mit teilweise erheblichen Ertragseinbußen. Bei Winterweizen waren nicht nur Ertrags- sondern auch Qualitätseinbußen die Folge. Vielerorts gingen die Bestände frühzeitig in Notreife, wodurch nur kleine Körner mit verminderten Qualitätseigenschaften geerntet werden konnten. Besonders ausgeprägt waren die Ertragseinbußen im Jahr 2018 in den Landkreisen Nordsachsen und Leipzig. Grundsätzlich fielen diese bei den Wintergetreidearten (Winterweizen, Roggen, Wintergerste) durchweg geringer aus als bei den Sommerkulturen (Silomais, Leguminosen, Kartoffel, Zuckerrübe). Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in den Jahren 2018 bis 2020 die Sommerkulturen im Allgemeinen wesentlich empfindlicher auf Vor- und Frühsommertrockenheit reagieren als die meisten Winterungen. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass Winterkulturen beim Einsetzen von Vor- und Frühsommertrockenheit bereits ein besser ausgebildetes Wurzelsystem besitzen und so Wasser in tieferen Bodenschichten besser erschließen können. Zum anderen können Winterkulturen nach milden Wintern schon so weit entwickelt sein, dass die Ertragsbildung durch später in der Vegetationsperiode einsetzende Trockenheit kaum mehr beeinflusst wird. Der Ertragsrückgang bei Silomais von 2018 bis 2020 war für Wiederkäuer haltende Betriebe eine große Herausforderung. Dies wurde dadurch noch verstärkt, dass auch in der Grünlandwirtschaft in diesem Zeitraum nur stark unterdurchschnittliche Erträge erzielt werden konnten. Da die Zukaufmöglichkeiten von Grundfutter sehr begrenzt sind, konnten Betriebe, die nicht auf ausreichende Futterreserven aus den Vorjahren zurückgreifen konnten, häufig nur mit einer Reduktion der Tierzahl reagieren.

Bei der Betrachtung des Waldzustandes konnte festgestellt werden, dass bis zum Jahr 2017 dieser relativ gleich bleibend war und bis dahin keine gravierenden Veränderungen oder Verschlechterungen zu beobachten waren. Ab dem Jahr 2018 verschlechterte sich der Waldzustand zunehmend, zum einen aufgrund der Dürre und zum anderen in Folge der Massenvermehrungen von holz- und rindenbrütenden

Borkenkäfern. Das Maximum der Schädigungen der Waldbäume und Waldbestände mit großflächigen Störungen durch die Dürre wurde im Jahr 2018 verzeichnet. Das Maximum der Schadholzmenge aufgrund darauf aufbauender Borkenkäferkalamitäten wurde im Jahr 2020 erreicht.

Zur Auswertung der Auswirkungen der meteorologischen Dürre auf die Luftqualität in Sachsen wurden die Schadstoffe Feinstaub (PM10), Ozon und Stickoxide an 26 Stationen des sächsischen Luftgütemessnetzes untersucht. Dabei wurde ein Zusammenhang zwischen der Dauer niederschlagsarmer Tage bzw. Trockenereignissen und der Höhe der Immissionskonzentrationen festgestellt. Dieser Zusammenhang ist in Abhängigkeit vom Schadstoff und der Jahreszeit unterschiedlich stark ausgeprägt. Es muss sich dabei nicht immer um einen kausalen Zusammenhang handeln. Die Dauer niederschlagsarmer Tage kann dabei auch den Zusammenhang mit anderen Einflüssen, wie z. B. erhöhten Temperaturen im Sommer in Bezug zu Ozon, widerspiegeln. Bei der Betrachtung der Waldbrandereignisse im untersuchten Zeitraum konnten mit den zur Verfügung stehenden Methoden keine Auswirkungen auf die Konzentrationen der Schadstoffe an den 26 Luftmessstationen in Sachsen abgeleitet werden. Jedoch war durch die Extremwaldbrandereignisse im Sommer 2022 ein deutlicher Einfluss auf die Messwerte einzelner Luftmessstationen ersichtlich.

## 9 Ausblick

Die Dürreereignisse insbesondere ab 2018 trafen sämtliche sozioökonomische, ökologische und wasserwirtschaftliche Systeme in Sachsen. Auch die Jahre 2022 und 2023 waren nochmals deutlich von Dürre geprägt. Deren zum Teil schwerwiegende Auswirkungen beispielsweise auf Landwirtschaft, Waldzustand, Aquakulturen und aquatische Ökosysteme, aber auch auf die öffentliche Wasserversorgung haben langfristige, systemübergreifende Effekte. Während die Fülle und Komplexität der Folgen die Verwundbarkeit der betrachteten Systeme in Sachsen verdeutlichten, zeigt die Frequenz und Schwere der Ereignisse der untersuchten sieben Jahre (2014 - 2020) den bereits stattfindenden klimatischen Wandel und dessen Auswirkungen. Dies unterstreicht den Handlungsdruck, Sachsen in den genannten Systemen und Bereichen resilient gegenüber zukünftigen Dürreereignissen aufzustellen.

Den Folgen der meteorologischen und hydrologischen Dürren muss strategisch-konzeptionell und durch die rechtzeitige Umsetzung von Maßnahmen auf Basis von zu etablierenden Anpassungsstrategien entgegengewirkt werden. Dieser Vorsorge ist ein besonders hoher Stellenwert beizumessen, denn sie dient sowohl dem Klimaschutz als auch der Klimaanpassung und kann darüber hinaus weitere Synergieeffekte zum Natur- und Umweltschutz oder auch im Bereich der Sozioökonomie erzeugen.

## 10 Literatur Einführung, Zusammenfassung & Ausblick

BERNHOFER, C., HÄNSEL, S. SCHALLER, A., PLUNTKE, T. (2015): Untersuchungen zur Erfassung und Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Schriftenreihe des LfULG, Heft 7/2015, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

BfG (2021): Die Niedrigwassersequenz der Jahre 2015 bis 2018 in Deutschland – Analyse, Einordnung und Auswirkungen. Mitteilungen Nr. 35, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, DOI: 10.5675/BfG\_Mitteilungen\_35.2021

IKSE (2023): Analyse der Niedrigwasserperiode 2014-2020 im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg 2023

MANNFELD, K., SYRBE, R.-U. (2008): Naturräume in Sachsen - Forschungen zur deutschen Landeskunde

NATIONAL DROUGHT MITIGATION CENTER (NDMC) (2024): Types of Drought.

<https://drought.unl.edu/Education/DroughtIn-depth/TypesofDrought.aspx>, 07.02.2024

## **Glossar**

### **Abfluss (Q)**

a) allgemein: unter dem Einfluss der Schwerkraft auf und unter der Landoberfläche sich bewegendes Wasser

b) quantitativ: Wasservolumen, das einen bestimmten Querschnitt in der Zeiteinheit durchfließt und einem Einzugsgebiet zugeordnet ist; vgl. → Durchfluss

### **Abflussdefizit**

Abflussmenge, die zwischen dem aktuellen Wert und dem festgelegten Schwellenwert fehlt.

### **Abflussjahr**

Das Abflussjahr läuft vom 1. November bis zum 31. Oktober des folgenden Jahres. Die zur Bezeichnung verwendete Jahreszahl bezieht sich auf das Jahr, in dem die Monate Januar bis Oktober liegen.

### **Abflussganglinie**

→ Ganglinie

### **Abflussregime**

Charakteristischer innerjährlicher Verlauf des → Abflusses eines Gewässers mit seinen Höhen und Tiefen, bestimmt durch Einzugsgebiets- und Klimamerkmale.

### **Abgabeleistung**

Leistungsfähigkeit einer Stauanlage für Rohwasserabgaben mit einer zugehörigen bzw. festzulegenden Bereitstellungssicherheit.

### **Abgaben (Stauanlagen)**

Rohwasserabgabe aus einer Stauanlage zur Bedienung verschiedener Nutzungen (u.a. Brauch- und Trinkwasserversorgung, Niedrigwasseraufhöhung).

### **Absenkziel (Stauanlagen)**

Im Regelbetrieb nicht zu unterschreitende Wasserspiegelhöhe.

### **Akkumulation (auch: Sedimentation, Auflandung, Verlandung)**

Ablagerung von Wasserinhaltsstoffen. Je nach dem Ort der Ablagerung unterscheidet man zwischen fluvialer, limnischer und mariner Sedimentation.

### **(Kiesel-, Grün-, Blau-) Algen**

Eine taxonomisch uneinheitliche Gruppe an Organismen, die Photosynthese betreiben und vornehmlich in aquatischen Habitaten vorkommen. Blaualgen gehören zu den Bakterien und werden auch als → Cyanobakterien bezeichnet.

### **Aerosol**

Heterogenes Gemisch (Dispersion) aus festen oder flüssigen Schwebeteilchen in einem Gas.

### **Anströmung**

→ Luftmassenanströmung

## **Anströmungsgebiete**

Quelle der → Anströmung.

## **anthropogen**

Durch den Menschen verursacht.

## **Auswaschung**

Nasse → Deposition gelöster und ungelöster Luftschadstoffe durch Niederschläge (z. B. Regen, Schnee, Graupel). Die Effektivität dieses Vorgangs hängt ab von den Eigenschaften der ausgewaschenen Substanzen (Löslichkeit, Partikelgröße) und den Niederschlagscharakteristika (Niederschlagsintensität, Tropfenspektrum).

## **Autokorrelation**

Beschreibt, wie stark ein Signal mit seiner (hier; zeitlich) verschobenen Kopie in Zusammenhang steht.

## **Basisabfluss**

Als Basisabfluss wird der Teil des Abflusses bezeichnet, der ein Fließgewässer erst mit erheblicher Zeitverzögerung erreicht. Es handelt sich vorrangig um die grundwasserbürtige Abflusskomponente, es können aber auch weitere Anteile, z. B. aus Seen, Talsperren und Gletschern hinzutreten.

## **benthisch**

Im Bereich des Gewässergrundes lebend.

## **Beizmittel**

Pflanzenschutzmittel zur Behandlung von Saatgut (seltener Pflanzgut) zum Schutz vor Auflaufkrankheiten (z. B. Pilzbefall) oder Schädlingen.

## **Bereitstellungsstufen**

Monatlich variable Grenzinhalte im Betriebsraum einer Talsperre, deren Unterschreitung bei ausgeprägter Trockenheit zu einer der jeweiligen Bereitstellungsstufe entsprechenden Abgaberegulierung bzw. insbesondere bei BSS II und III zu jeweils einer moderaten Abgabereduzierung gegenüber der Regelabgabe führt.

## **Betriebsraum**

Teil des Nutzraumes zwischen Stauziel und Absenkziel, der dem Hauptzweck der Rohwasserabgabe aus der Stauanlage dient. Sein Inhalt kann jahreszeitlich variieren.

## **Betriebsstauziel**

Die nach der Zweckbestimmung der Stauanlage im Regelbetrieb max. zulässige Wasserspiegelhöhe.

## **Biodiversität**

Biodiversität oder biologische Vielfalt ist in den biologischen Wissenschaften ein Bewertungsmaßstab für die Fülle unterschiedlichen Lebens in einem bestimmten Landschaftsraum oder in einem geografisch begrenzten Gebiet.

## **Biomasse**

Als Biomasse wird die Stoffmasse von Lebewesen oder deren Körperteilen bezeichnet. Diese Stoffgemische werden mithilfe ihrer Masse quantifiziert.

## **biogen**

Biologischen oder organischen Ursprungs.

## **blockierendes Hochdruckgebiet**

Nahezu ortsfestes, warmes, bis in große Höhen reichendes → Hochdruckgebiet mit hoher Erhaltungsneigung, das die normale Westströmung unterbricht und die normalerweise von West nach Ost gerichtete Verlagerung der Tiefdruckgebiete verhindert.

## **Boden**

Der oberste Bereich der festen Erdrinde, der durch Klima, Organismen und den wirtschaftenden Menschen umgestaltet wird. Endet nach der Definition der Bodenkunde beim Übergang zum unveränderten Gestein.

## **Bodenart**

Beschreibung der Korngrößenzusammensetzung (Synonym Körnung/Textur, d.h. Anteil an Sand, Schluff und Ton in Masseprozent) der Mineralpartikel eines Feinbodens (Partikelgröße < 2 mm).

## **Bodenhorizonte**

Durch Prozesse der Bodenbildung aus dem Gestein gebildete, horizontale Lagen eines Bodens, deren Merkmale sich bei der Geländeansprache erkennen lassen.

## **Bodenfeuchte**

Wassergehalt des Bodens zu einem bestimmten Bezugszeitpunkt (aktuell oder auch historisch) ausgedrückt als Anteil der wässrigen Phase in den Poren des Bodens.

## **Bodenprofil**

Vertikaler Schnitt durch alle Bodenhorizonte eines Bodens. Wird durch Aufgrabung (z. B. Anlage einer Profilgrube) oder Bohrung sichtbar gemacht. An Bodenprofilen werden im Gelände Merkmale der Böden (z. B. Farbe, Bodenart und Bodengefüge der Horizonte) und des Substrats beschrieben, die Standorteigenschaften des Bodens abgeschätzt und Bodenproben für die Laboruntersuchung entnommen.

## **Bodenwasser**

Das gesamte in den Poren zwischen den Mineralpartikeln gespeicherte Wasser.

## **Bodenwassergehalt**

→ Bodenfeuchte

## **Bodenwasserhaushalt**

Beschreibt die Summe aller Zuflüsse (Versickerung von Niederschlagswasser, seitliches Zufließen von Bodenwasser, kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser) und Abflüsse (Wasseraufnahme durch die Pflanzen, Tiefenversickerung ins Grundwasser) sowie Änderungen des Bodenwasserspeichers über die Zeit.

## **Bodenwasserspeicher**

Die Kenngröße für die Gesamtmenge des Wassers bis zu einer Bezugstiefe, welches in den Poren eines Bodens gespeichert werden kann.

### **Bodenwasserspeicherdefizit**

Kenngroße für die Wassermenge, welche zur 100 %-igen Auffüllung des Bodenwasserspeichers notwendig wäre.

### **Bodenwasserspeicherkapazität**

Synonym für → Bodenwasserspeicher.

### **Boxplot**

Ein Boxplot oder eine Kastengrafik stellt Daten und deren Verteilung in einem bestimmten Bereich grafisch dar.

### **Brauchwasser**

Wasser, das einer spezifischen technischen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder hauswirtschaftlichen Anwendung dient.

### **Braunerde**

Terrestrischer Landboden mit charakteristischer Braunfärbung, aufgrund der bodenbildenden Prozesse Verbraunung (Oxidation von Eisenmineralen) und Verlehmung (Verwitterung primärer Minerale und Neubildung sekundärer Tonminerale). Eine Normbraunerde charakterisiert die eine Braunerde mit typischer Merkmalsausprägung.

### **Cyanobakterien**

Zur → Photosynthese fähige Prokaryoten (einzellige Organismen ohne Zellkern), die häufig im Wasser vorkommen.

### **Deposition**

Ablagerung

### **Detritus**

Feinstes, lockeres Material, das durch den natürlichen Zerfall von organischem Material (abgestorbene pflanzliche und tierische Organismen) entsteht. Der Detritus in Gewässern besteht aus feinverteilten Schweb- und Sinkstoffen, die vorwiegend aus Organismenresten stammen.

### **Direktsaatverfahren**

Bodenkonservierende Anbaumethode, bei der ohne vorherige Bodenbearbeitung das Saatgut in einen durch spezielle Technik vorher geöffneten Schlitz abgelegt wird.

### **Dränzone**

Ungesättigte Bodenzone unterhalb der Wurzelzone eines Bodens. In der Drainzone findet hauptsächlich eine vertikale Verlagerung des Bodenwassers statt.

### **Durchfluss (Q)**

Wasservolumen, das einen bestimmten Querschnitt in der Zeiteinheit durchfließt.

Anmerkung: unabhängig von der Zuordnung zu einem Einzugsgebiet; vgl. → Abfluss

### **Durchflussspitze**

Höchster Wert des Durchflusses.

## **Dürre**

Zustand unzureichender Feuchtebedingungen, der durch ein Niederschlagsdefizit über eine bestimmte Zeitdauer verursacht wird

### ■ **meteorologische Dürre:**

Einen vorübergehenden Feuchtigkeitsmangel, zu dem es durch weniger Niederschlag, hohe Temperaturen bzw. hohe Verdunstung kommen kann, bezeichnet man als meteorologische Dürre. Zu einer meteorologischen Dürre kann es kommen, wenn es etwa ein bis zwei Monate trockener ist als im Vergleich zu einem Referenzzeitraum.

### ■ **landwirtschaftliche Dürre:**

Hält außergewöhnliche Trockenheit länger als zwei Monate an, wird auch die Bodenfeuchte beeinträchtigt. Das kann sich auf Nutzpflanzen auswirken, die in ihrem Wachstum gestört werden können. Die Folge sind Ernteeinbußen und es kann die Versorgung landwirtschaftlicher Nutztiere gefährden. Eine landwirtschaftliche Dürre im engeren Sinn tritt nur während der Vegetationsperiode auf.

### ■ **hydrologische Dürre:**

Bei mehr als vier Monaten außergewöhnlicher Trockenheit kann es zu einer Verringerung der Wasservorräte in Flüssen, Seen und im Grundwasser durch das Ausbleiben von Niederschlägen, durch Verdunstung und zunehmenden Verringerung des Basisabflusses kommen. Im Gegensatz zu Hochwasser bildet sich Niedrigwasser in Flüssen über einen Zeitraum von Wochen oder auch Monaten aus. Gleicht sich das Niederschlagsdefizit wieder aus, steigt zuerst der Abfluss bzw. Wasserstand in Flüssen, Talsperren oder Seen an, die Anhebung des Grundwasserspiegels erfolgt in der Regel verzögert.

### ■ **sozioökonomische Dürre:**

Bei einem länger anhaltenden Dürrezustand ab etwa einem Jahr kann es zu massiven Problemen für die Bevölkerung kommen. Die Versorgung mit Energie, Trinkwasser und Nahrung kann beeinträchtigt sein, was oft zu steigenden Lebensmittelpreisen führt. Es handelt sich dann um eine sozioökonomische Dürre, diese stellt die Wasserverfügbarkeit einem spezifischen menschlichen Wasserbedarf gegenüber, welcher während der Dürre nicht gedeckt werden kann. Hierbei können die sozioökonomischen Auswirkungen auf verschiedene Sektoren wie Land-, Forst- und Wasserwirtschaft sowie Transport (Binnenschifffahrt) und Energieproduktion (Kühlwasser, Wasserkraft) unterschieden werden.

## **effektive Wurzeltiefe/effektiver Wurzelraum**

Mächtigkeit einer Bodenzone, in der die nutzbare Feldkapazität von Pflanzenwurzeln einjähriger landwirtschaftlicher Nutzpflanzen ausgeschöpft werden kann.

## **Eigeneinzugsgebiet**

Einzugsgebiet eines bestimmten Abschnittes eines Fließgewässers.

## **Einzugsgebiet**

Fläche, aus der das infolge von Niederschlag gebildete Wasser dem Auslasspunkt (niedrigster Punkt) zufließt.

## **Emissionen**

Im Sinne des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG): von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen u. ä. Umwelteinwirkungen. Auch die austretenden Stoffe selbst werden als Emissionen bezeichnet. Durch Transmission (Transport u. Ausbreitung in der Luft) verteilen sich Emissionen und können als Immissionen auf die Umwelt einwirken, unverändert oder verändert (physikalisch, chemisch), als Gas, Flüssigkeit oder Staub.

## **Epilimnion**

Oberflächenschicht eines Sees/einer Stauanlage.

## **Erosion (auch Sohlerosion, -Einteilung)**

Abtragung von Material durch physikalische und/oder chemische Prozesse.

## **eutroph**

nährstoffreich

## **Eutrophierung**

Eutrophierung bezeichnet die Anreicherung von Nährstoffen in einem Ökosystem und das daraus resultierende verstärkte Wachstum von Organismen.

## **Evaporation**

Verdunstung aus freien Wasserflächen, benetzten Oberflächen, aus bewachsenem oder unbewachsenem Boden.

## **Evapotranspiration**

Umfasst sowohl Evaporation als auch Transpiration und beschreibt daher die Gesamt-Verdunstung bewachsener Landflächen

### ■ **potenzielle Evapotranspiration**

maximal mögliche Verdunstung an einem Standort unter gegebenen meteorologischen Bedingungen bei optimalem Wasserangebot, z. B. Verdunstung von freien Seeoberflächen, von feuchten Böden oder aus der Schneedecke. Ausschließlich von meteorologischen Größen (Luftfeuchte, Temperatur, Wind, Strahlung) abhängig

### ■ **reale Evapotranspiration**

an einem Standort tatsächlich auftretender Wert der Verdunstung. Abhängig von den meteorologischen und Boden- und Bewuchsbedingungen

## **Fauna**

Fauna (auch Tierwelt) bezeichnet die Gesamtheit aller natürlich vorkommenden Tiere in einem Gebiet oder im engeren Sinne alle Tierarten in diesem Gebiet.

## **Feinstaub**

Als Feinstaub gelten diejenigen Partikel des Schwebstoffes, die in der Atmosphäre quasistabil und quasi-homogen dispergiert sind und somit für einen gewissen Zeitraum in der Schwebelage bleiben. Schwebstoff ist die übliche Sammelbezeichnung für alle festen Partikel in der Außenluft. Das wichtigste Unterscheidungsmerkmal ist die Teilchengröße, die etwa von 0,001 bis 500 µm reicht.

Besondere Bedeutung hat der Feinstaubanteil im Größenbereich zwischen 0,1 und 10 µm, weil Partikel dieser Größe mit vergleichsweise hoher Wahrscheinlichkeit vom Menschen eingeatmet werden und in den Atemwegen haften bleiben können und man annimmt, dass der Feinstaub adsorptiv gasförmige Stoffe aus der Luft gebunden enthält.

### **Feldkapazität**

Wassergehalt als Volumenanteil in Prozent, den der Boden in ungestörter Lagerung maximal gegen die Schwerkraft speichern kann

#### ■ **nutzbare Feldkapazität**

maximale pflanzenverfügbare Wassermenge, die im Boden in mittelgroßen Poren gespeichert werden kann (entspricht der Differenz aus Feldkapazität und permanentem Welkepunkt)

#### ■ **maximale beobachtete nutzbare Feldkapazität**

größte durch Feldmessungen in einem Boden nachgewiesene nutzbare Feldkapazität

#### ■ **aktuelle nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum**

aktuelle pflanzenverfügbare Wassermenge bezogen auf den effektiven Wurzelraum, die im Boden in mittelgroßen Poren gespeichert ist (berechnet aus jeweils aktuellen Messwerten der Bodenfeuchten)

#### ■ **potenzielle nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum**

maximale pflanzenverfügbare Wassermenge bezogen auf den effektiven Wurzelraum, die ein Boden aufgrund seiner Bodenartenzusammensetzung, der Trockenrohdichte und des Skelettgehaltes speichern kann

### **Fließgewässertypen**

Die Kategorisierung von Fließgewässern anhand bestimmter Merkmale.

### **Ganglinie**

Grafische Darstellung von Werten (z. B. Wasserstand oder Abfluss) in ihrer zeitlichen Reihenfolge.

### **gemischte Zirkulationsform**

→ Zirkulationsform

### **Gewässerbeschaffenheit**

Durch physikalische, chemische und biologische Kenngrößen sowie beschreibende Begriffe wertneutral angegebene Eigenschaften eines Gewässers. Die Gewässerbeschaffenheit wird durch natürliche und zivilisatorische Einflüsse geprägt. Dazu gehören das Klima, Abfluss und Wassertemperatur, Morphologie und Bodenstruktur des Einzugsgebietes, landwirtschaftliche Nutzung des Bodens im Einzugsgebiet, Einleitung von Wasser und Abwasser sowie Wasserentnahme und wasserbauliche Maßnahmen. Die Auswirkungen dieser Einflüsse auf die Gewässerbeschaffenheit lässt sich mittels physikalischer, chemischer und biologischer Untersuchungen feststellen. Siehe auch → Gewässergüte.

### **Gewässergüte**

Die Qualität von Oberflächengewässern; sie wird anhand verschiedener physikalisch-chemischer und biologischer Standardparameter festgestellt.

## **Gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum**

Teil des Hochwasserrückhalterumes zwischen Stauziel und Überfallkrone bzw. der Oberkante des Verschlusses in Staustellung.

## **Globalstrahlung**

Gesamte an der Erdoberfläche auf eine horizontale Empfangsfläche auftreffende Solarstrahlung.

## **Gras-Referenzverdunstung**

Rechnerische Verdunstung, die mit Hilfe der FAO-Penman-Monteith-Formel für eine stetig feuchte mit 12 cm hohem Gras bewachsene Fläche ermittelt wird.

## **Großwetterlage**

Die Großwetterlage ist definiert durch eine mittlere Luftdruckverteilung in Meereshöhe und der mittleren → Troposphäre in einem großen Gebiet (z.B. Europa plus Teile des Nordatlantiks) und über eine Dauer von mehreren Tagen. Die Großwetterlage bestimmt den wesentlichen Charakter eines Witterungsabschnittes.

## **Großwettertyp**

Großwetterlagen können nach verschiedenen Kriterien zu Großwettertypen mit charakteristischer räumlicher Verteilung der Wettererscheinungen zusammengefasst werden.

## **Grundwasser**

Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich oder nahezu ausschließlich durch die Schwerkraft und die durch die Bewegung selbst ausgelösten Reibungskräften bestimmt wird.

## **Grundwasser-Abflusskomponente**

grundwasserbürtiger Anteil am Gesamtabfluss eines Einzugsgebietes

### **■ schnelle Grundwasser-Abflusskomponente**

Abfluss aus dem Grundwasser, welcher nach einem Niederschlag innerhalb weniger Wochen abklingt

### **■ langsame Grundwasser-Abflusskomponente**

Abfluss aus dem Grundwasser, welcher als Trockenwetterabfluss auch Monate nach einem Niederschlag noch wirksam ist

## **Grundwasserabsenkung**

Erniedrigung des Grundwasserspiegels durch Grundwasserentnahme.

## **Grundwasserabsenkungstrichter**

Bildet sich um eine Grundwasserentnahmestelle bis zum neuen Gleichgewicht zwischen Grundwasserzu- und -abstrom heraus.

## **Grundwasseranreicherung**

Bezeichnung für Verfahren zur künstlichen Vergrößerung des Grundwasserdargebots. Dabei wird Oberflächenwasser, gereinigtes Abwasser oder Grundwasser anderer Einzugsgebiete flächenhaft oder punktuell versickert, was ggf. zu einer Erhöhung des Grundwasserspiegels führt.

## **Grundwasserneubildung**

Bezeichnung für den Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser.

## **Grundwasserspiegel**

Oberfläche des Grundwassers.

## **Grünland**

Laut dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) umfasst Grünland nach ökologischen Kriterien alle dauerhaften Pflanzengemeinschaften aus Kräutern und Gräsern, die natürlich oder durch Nutzung des Menschen entstanden sind. Zum Grünland gehören gedüngte und ungedüngte Wiesen und Weiden zur Futtergewinnung, aber auch Mähwiesen zur Biomasse und Einstreugewinnung, sowie Naturschutzflächen wie Feuchtgrünland, Magerrasen und Streuobstwiesen.

## **Hauptwerte**

Sammelbegriff für die in der Hydrologie gebräuchlichsten statistischen Werte, z. B. Extremwerte, Mittelwerte, Mediane, unter- oder überschrittene Werte (Abfluss, Wasserstand). Die Bezugszeitspanne ist jeweils anzugeben, z. B. MQ 1971/2000.

## **Hochdruckgebiet**

Gebiet relativ hohen Luftdrucks, in dessen Zentrum die höchsten Druckwerte auftreten.

hydraulische Leitfähigkeit

Kennwert für die Fähigkeit des Bodens, eine bestimmte Menge Wasser bei einem gegebenen Druckgefälle zu transportieren. Die hydraulische Leitfähigkeit ist dabei vom Feuchtezustand des Bodens abhängig. Ein feuchter Boden hat dabei immer höhere hydraulische Leitfähigkeiten als in trockeneren Zuständen.

## **hydrologische Dürre**

→ Dürre

## **hydrologisches Jahr**

In Deutschland der Zeitraum vom 01.November bis 31.Oktober. Namensgebend ist das zweite involvierte Kalenderjahr.

## **Hypolimnion**

Tiefenschicht eines Sees / einer Stauanlage

## **Immissionen (Luft)**

Nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz: auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkungen.

## **interannuell**

zwischenjährlich

## **Interstitialwasser**

Interstitielle Wässer sind wässrige Lösungen, die die Porenräume (zwischen Partikeln) in Sedimenten besetzen/füllen.

### **interspezifische Konkurrenz**

Wettbewerb zwischen Individuen verschiedener Arten um die gleichen Ressourcen.

### **intraspezifische Konkurrenz**

Wettbewerb zwischen Individuen derselben Art um die gleichen Ressourcen.

### **Inversionswetterlage**

Unter Inversion versteht man in der Meteorologie die Umkehr des normalerweise mit der Höhe abnehmenden Temperaturverlaufs in einer mehr oder weniger dicken Schicht.

### **Jährlichkeit**

Mittlere Zeitspanne, in der ein Ereignis einen Wert entweder einmal erreicht oder überschreitet bzw. einmal erreicht oder unterschreitet.

vgl. → Wiederholungszeitspanne, Wiederkehrintervall

### **kapillarer Aufstieg**

Bewegung von Wasser aus dem Grundwasser in den ungesättigten Bodenraum durch Kapillarkräfte entgegen der Schwerkraft.

### **Klima**

Das terrestrische Klima ist die für einen Standort oder eine definierbare Region statistische Beschreibung der relevanten Klima-Elemente (Temperatur, Feuchte, Niederschlag, Wind,...), die für eine nicht zu kleine zeitliche Größenordnung die Gegebenheiten und Variationen der Erdatmosphäre (die üblichen Klimabeobachtungen beschränkt sich auf die bodennahe Atmosphäre) hinreichend ausführlich charakterisiert.

Dabei ist die zeitliche Größenordnung eingeschränkt; die Dauer der Phänomene ist von der Beobachtungsdauer zu unterscheiden. Ursächlich ist Klima eine Folge der physiko-chem. Prozesse und Wechselwirkungen im Klima-System sowie der externen Einflüsse auf dieses System.

### **Klimamodell**

Computermodell zur Simulation des Klimasystems u. a. mit dem Ziel, den Klimawandel und seine Auswirkungen unter Annahme von Klimaszenarien zu projizieren (→ Projektion).

### **Klimaprojektion**

→ Projektion

### **Klimatische Wasserbilanz**

Differenz aus Niederschlagshöhe und der Summe der potenziellen Verdunstung über Gras.

### **klimatologische Referenzperiode**

Gemäß den Empfehlungen der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) ist es üblich, zur Erfassung des Klimas und seiner Änderungen Mittelwerte über einen Zeitraum von 30 Jahren zu bilden, um den Einfluss der natürlichen Variabilität aus der statistischen Betrachtung des Klimas auszuklammern.

## **Klimawandel**

Allgemein umfasst eine Klimaänderung die langfristigen Veränderungen des Klimas, unabhängig davon, ob dies auf natürliche oder anthropogene Ursachen zurückzuführen ist.

Hier allerdings verwendet im Sinne der aktuellen, vom Menschen verursachten Veränderung des globalen und regionalen Klimas.

## **Kolk**

Wannenförmige Vertiefung des Flussbettes, die durch große Turbulenz und hohe Fließgeschwindigkeit des strömenden Wassers verursacht wird.

## **Kolluvisol über Parabraunerde-Tschernosem**

Entwicklung des Bodentyps Kolluvisol (Böden aus verlagertem Bodenmaterial bspw. infolge Bodenerosion/-sedimentation) auf dem ursprünglichen Bodentyp Parabraunerde-Tschernosem (Schwarzerde mit charakteristischen Merkmalen der Humusanreicherung und Tonverlagerung).

## **kontinentales Klima**

Klima im inneren von Kontinenten oder Landmassen, gekennzeichnet durch kalte Winter und warme Sommer.

## **Konzentration**

Quotient aus Masse des betrachteten Stoffes und dem zugehörigen Wasservolumen.

## **landwirtschaftliche Dürre**

→ Dürre

## **langsame Grundwasser-Abflusskomponente**

→ Grundwasser-Abflusskomponente

## **leichte Böden**

Eine Zusammenfassung von Böden mit geringer Bodenwasserspeicherkapazität in der Wurzelzone und guten hydraulischen Leitfähigkeiten. Die Wurzelzonen der Böden sind durch mittlere Sandanteile gekennzeichnet und aufgrund ihrer hydraulischen Eigenschaften anfällig für Trockenheit. Im Rahmen der Ereignisanalyse werden die Böden des → Pedohydrotops B als leichte Böden bezeichnet.

## **Leitfähigkeit**

Fähigkeit eines Stoffes oder Stoffgemisches, Energie oder andere Stoffe oder Teilchen zu leiten oder zu übertragen.

## **Luftmassenanströmung**

Transmission der Luft zum Beobachtungsgebiet im Sinne eines Quelle – Ziel - Transports.

## **Lysimeter**

Mit gestörtem oder ungestörtem Boden gefüllte Behälter, die so im Boden versenkt sind, dass ihre Oberfläche mit der Umgebung in gleicher Höhe abschließt. Sie werden dem Niederschlag ausgesetzt oder künstlich beregnet und das aus ihnen austretende Sickerwasser wird aufgefangen. Lysimeter dienen damit der Messung der Durchsickerung des Bodens, der Verdunstung und der Ermittlung des Verhaltens von Schadstoffen

bei der Bodenpassage. Man unterscheidet nicht wägbare Lysimeter und wägbare Lysimeter. Bei nicht wägbaren Lysimetern wird angenommen, dass sich in längeren Zeiträumen Vorratsänderungen ausgleichen. Diese Lysimeter erfassen nur das am Behälterboden austretende Sickerwasser, das in einem Messschacht gemessen wird. Die Verdunstung ergibt sich damit aus der Differenz aus Niederschlagsmenge und Sickerwasserspende. Wägbare Lysimeter beinhalten eine Einrichtung zur Messung des Gewichts des Bodenkörpers. Dabei können auch für kürzere Zeiträume (Tage, Wochen, Monate) die Veränderungen der Bodenwasser-Bevorratung gemessen und der Verdunstungsverlust berechnet werden. Mit solchen Lysimetern kann auch der Bodenwasserhaushalt erfasst werden.

## **Löss**

Helles, gelblich-graues Sediment, das hauptsächlich aus der Korngröße Schluff besteht und während der Eiszeiten durch Wind verfrachtet und abgelagert wurde.

## **maritimes Klima**

Geprägt durch die Nähe zum Meer, zeichnet sich aus durch geringere Temperaturunterschieden zwischen Sommer und Winter im Gegensatz zu → kontinentalem Klima aus.

## **maximale beobachtete nutzbare Feldkapazität**

→ Feldkapazität

## **Median**

Wert, der in einer gegebenen Stichprobe gleich häufig über- und unterschritten wird.

## **meridionale Zirkulationsform**

→ Zirkulationsform

## **meteorologische Trockenheit**

→ Trockenheit

## **mesotroph**

Standgewässer im Übergangszustand zwischen → oligotroph und → eutroph nennt man mesotroph.

## **meteorologische Dürre**

→ Dürre

## **Metalimnion**

Temperatur-Sprungschicht eines Sees / einer Stauanlage zwischen → Epi- und → Hypolimnion.

## **Mittel(wert), gleitendes Mittel**

Das arithmetische Mittel gibt den Durchschnitt aller vorliegenden Zahlenwerte eines Datensatzes an. Im Gegensatz dazu wird der gleitende Mittelwert nicht über die Gesamtheit der vorliegenden Daten gebildet, sondern über eine Teilmenge.

## **Modell**

Schematische Nachbildung eines Systems bezüglich ausgewählter Eigenschaften und Vorgänge. Im Flussbau ursprünglich maßstäblich verkleinertes gegenständliches Modell (DIN 4049-1). Heute umfassender verwendet z. B. auch für mathematische (statistische, hydrodynamisch-numerische) Modelle oder für „Modellvorstellungen“.

## **Nährstoffe**

Bezeichnung für alle Elemente und Verbindungen, die ein Organismus für die Aufrechterhaltung des Lebens bzw. für seine Vermehrung benötigt.

## **Neonicotinoide**

Gruppe von synthetisch hergestellten Insektizide, die die Weiterleitung von Nervenreizen stören. Sie werden unter anderem dafür eingesetzt, als Beizmittel Saatgut vor dem Befall von Schadinsekten zu schützen, können aber auch als Granulat in Böden ausgestreut werden. Aufgrund der ungewöhnlich hohen Giftigkeit der Wirkstoffe für Insekten und andere Gliedertiere drohen besonders schwerwiegende und nachhaltige Schäden am Naturhaushalt. Dies liegt auch daran, dass diese Stoffe in der Umwelt lange verweilen und sich in Pflanzen, Boden und Wasser weit ausbreiten.

## **Niederschlag**

Das aus der Lufthülle in verschiedenen Formen ausgetretene Wasser.

## **Niederschlagsdefizit**

Differenz der Niederschlagssumme im betrachteten Zeitraum minus des Niederschlags im Vergleichszeitraum.

## **Niedrigwasser**

Niedrigwasser ist ein integraler Bestandteil des Abflussregimes, der einen zeitlichen und regional begrenzten Zustand in einem oberirdischen Gewässer beschreibt, bei dem der Wasserstand oder der Abfluss einen bestimmten Schwellenwert erreicht oder unterschreitet. Diese Schwellenwerte sind Grenzwerte, die in Abhängigkeit des Betrachters und der Zielstellung unterschiedlich definiert werden können.

## **no-regret-Maßnahmen**

Anpassungsmaßnahmen, die unabhängig vom Klimawandel ökonomisch, ökologisch und sozial sinnvoll sind. Sie werden vorsorglich ergriffen, um negative Auswirkungen zu vermeiden oder zu mindern. Ihr gesellschaftlicher Nutzen ist auch dann noch gegeben, wenn der primäre Grund für die ergriffene Strategie nicht im erwarteten Ausmaß zum Tragen kommt.

## **Normalhöhenull**

Bezeichnung der Bezugsfläche für die Angabe von Höhen über dem Meeresspiegel in Deutschland. Es ist seit 1993 der Nachfolger des 1879 eingeführten Normalnull.

## **Normalnull**

Von 1879 bis 1992 das festgelegte Nullniveau der amtlichen Bezugshöhe in Deutschland.

## **Notreife**

Durch äußere Einflüsse (z. B. Trockenheit) bedingte Unterbrechung der Stoffzufuhr, welche zum vorzeitigen Erhärten des Korns (z. B. bei Getreide) und damit zum kümmerwuchs (siehe Schmachtkorn) oder Fehlbildung führt.

## **nutzbare Feldkapazität**

→ Feldkapazität

## **Oberflächengewässer**

Natürliche oder künstliche oberirdische Gewässer. Zu ihnen zählen Meere, Seen, Teiche, Ströme, Flüsse, Bäche, Stauanlagen, kanalisierte Flüsse, Schifffahrt-, Bewässerungs- und Entwässerungskanäle, Gräben.

## **Oberflächenwasser**

Wasser aus → Oberflächengewässern.

## **oligotroph**

nährstoffarm

## **Oligotrophierung**

Abnahme der Konzentration an Pflanzennährstoffen in einem Gewässer.

## **Ozon**

Trisauerstoff, Trioxygen, O<sub>3</sub>. Blassblaues, äußerst giftiges Gas. 90 % des globalen Ozons kommt in der Stratosphäre vor, ca. 10 % des globalen Ozons befindet sich in der Troposphäre. Quellen dieses troposphärischen Ozons sind Einträge aus der Stratosphäre (Maximum im Frühjahr) sowie die troposphärische Photochemie. Starke Erhöhungen der Ozonkonzentration treten bei länger eintretenden Schönwetterperioden mit intensiver Sonnenschein-Einstrahlung auf. Ozon ist toxisch, primär mit reizender Wirkung auf Augen und Schleimhäute; Atembeschwerden mit Abnahme des Respirationsvolumens, Nasenbluten, Bronchitis bis hin zu Lungenödem sind weitere Symptome der Intoxikation.

## **ökologischer Mindestabfluss**

Der gewässerökologisch begründete Mindestabfluss (Q<sub>min,ök</sub>) beschreibt den minimal notwendigen Abfluss zur Gewährleistung des laut WRRL guten Zustandes der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und/oder Fische.

## **Ökosystem**

Funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrer Umwelt; diese Einheit umfasst die Gesamtheit der Organismen in einem Lebensraum und schließt Stoff- und Energieflüsse sowie mannigfaltige biologische Beziehungen ein.

## **Partikel**

In der Luftreinhalteverordnung meist Bezeichnung für die in Luft oder Abgas dispergierten festen oder flüssigen Stoffe. Hierzu zählen Staub, Rauch, Nebel, Dunst, Aerosole als Beimengungen in Gasen. Wichtige Unterscheidungsmerkmale von Partikeln sind Größe, Form, Masse, Dichte sowie elektrische und magnetische Eigenschaften. Die Partikelgröße ist ein wichtiges Kriterium für die lufthygienische Bewertung, weil feine Partikel tiefer in den Atemtrakt eindringen können und grobe Partikel mit dem Stand der Technik entsprechenden Entstaubungsmethoden nahezu vollständig abgeschieden werden können.

## **Pedohydrotop**

Im Allgemeinen bezeichnen Pedohydrotope Böden ähnlicher hydrologischer Eigenschaften, ohne etwaige Unterschiede in biochemischen Aspekten zu berücksichtigen. Die Zusammenfassung mehrerer Böden in einem Pedohydrotop ermöglicht eine zusammenfassende Darstellung von Beobachtungen des Wasserhaushaltes.

### ■ **Pedohydrotop A**

sehr leichte Böden, diese sind durch hohe Sandanteile in der Wurzelzone gekennzeichnet. Das Wasserspeichervermögen ist entsprechend gering und die vertikalen Leitfähigkeiten entsprechend hoch. Böden des Pedohydrotops A sind sehr trockenheitsanfällig

### ■ **Pedohydrotop B**

leichte Böden, diese Böden haben eine mittlere nutzbare Feldkapazität von knapp über 100 mm und relativ hohe hydraulische Leitfähigkeiten in der Wurzelzone

### ■ **Pedohydrotop C**

mittlere Böden, mit Feldkapazitäten über 120 mm und geringeren hydraulischen Leitfähigkeiten in der Wurzelzone, meist bedingt durch einen erhöhten Schluffanteil.

### ■ **Pedohydrotop D**

Schwere Böden, diese sind durch hohe Schluff- und Tonanteile in den Wurzelzonen gekennzeichnet. Das Wasserspeichervermögen in den Wurzelzonen ist sehr hoch und die vertikalen Leitfähigkeiten gering. Böden des Pedohydrotops D können auch unter längeren Trockenphasen Wasser für die Vegetation bereitstellen

### **Pegel**

Ein Pegel ist eine Einrichtung zur Feststellung des Wasserstandes in Flüssen, Kanälen und anderen Gerinnen, in Seen, Stauanlagen und im Meer.

### **pelagisch**

Im Freiwasser befindlich.

### **Pegelnullpunkt**

Der Pegelnullpunkt (PNP) gibt die Höhenlage des für die Wasserstandsmessung maßgebenden Nullpunkts des Pegels an und bezieht sich im Allgemeinen auf das jeweilige amtliche Höhensystem. Der Pegelnullpunkt gibt nicht den tiefsten Punkt eines Gewässers an. Meist wird der Pegelnullpunkt unterhalb der Sohle eines Gewässers gesetzt, um negative Wasserstände bei Trockenfall zu verhindern. Bei großen Flüssen (z. B. dem Rhein) kann der Pegelnullpunkt oberhalb der Sohle liegen, d. h. der Fluss kann Wasser führen, auch wenn der Wasserstand am Pegel 0 cm anzeigt. Der Wasserstand ist somit nicht gleichzusetzen mit der Wassertiefe.

### **permanenter Welkepunkt**

Beschreibt die in kleinen und sehr kleinen Poren des Bodens gespeicherte Wassermenge, welche die meisten landwirtschaftlichen Nutzpflanzen aufgrund der festen Bindung nicht mit den Wurzeln aufnehmen können und daher irreversibel zu welken beginnen (Synonym Totwasser).

### **Perzentil**

Statistische Kennzahl einer Stichprobe; z. B. ist das 80 % Perzentil diejenige Größe, bei der 80 % der Stichprobenwerte kleiner und 20 % größer als sie sind.

### **Photosynthese**

Physiologischer Prozess, bei dem aus Licht Energie gewonnen und Kohlenstoffdioxid in Biomasse gebunden wird.

## **Phytoplankton**

Im Gewässer schwebende Kleinstlebewesen, die Photosynthese betreiben.

## **planktivor**

planktonfressend

## **polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe**

Stoffgruppe von organischen Verbindungen, die aus mindestens zwei verbundenen aromatischen Ringsystemen bestehen. Zahlreiche polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind nachweislich karzinogen.

## **polytroph**

Polytrophe Gewässer sind sehr nährstoffreich mit hoher Biomassenentwicklung.

## **potenzielle Evapotranspiration**

→ Evapotranspiration

## **potenzielle nutzbare Feldkapazität**

→ Feldkapazität

## **potenzielle Verdunstung (ETp)**

Maximal mögliche Verdunstung von Landoberflächen, unabhängig davon, ob die benötigte Wassermenge zur Verfügung steht.

## **potenzielles Wasserdargebot**

Differenz aus → Niederschlag und → Gras-Referenzverdunstung (→ klimatische Wasserbilanz).

## **Primärproduktion**

Aufbau von Biomasse aus anorganischem Material meist über Photosynthese.

## **Projektion**

meist: Simulation des zukünftigen Klimas unter Annahme von Klimaszenarien

hier: begriffliche Erweiterung auf Simulationen der zukünftigen Klimawirkungen als Abfluss- oder Wassertemperaturprojektion

## **Pseudogley**

Der Pseudogley ist ein Stauwasserboden. Er ist durch einen dichten Bodenhorizont (Staukörper) im Untergrund charakterisiert, durch den das Niederschlagswasser nicht in die Tiefe versickern kann. In der Folge staut sich das Niederschlagswasser insbesondere im Frühjahr nach der Schneeschmelze oder nach niederschlagsreichen Perioden in der darüberliegenden Stauzone.

## **RADOLAN**

Routineverfahren des DWD zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mithilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen / Ombrometer.

## **reale Evapotranspiration**

→ Evapotranspiration

## **Restloch**

→ Tagebaurestloch

## **Quantil**

Lagemaß in der Statistik. Das 25-Prozent-Quantil ist beispielsweise der Wert, für den gilt, dass 25 % aller Werte kleiner sind als dieser Wert, der Rest ist größer.

## **Regosol**

Boden mit initialer Bodenbildung (humusreicher Oberbodenhorizont über Ausgangsgestein) aus silikatischen oder quarzitischen Lockergesteinen (v. a. Sand, Schutt). Ein Normregosol charakterisiert die eine typische Merkmalsausprägung dieses Bodentyps.

## **relative Feuchte**

Relation der vorhandenen zur maximal möglichen Feuchte.

## **Rohwasser**

Begriff aus der Wasseraufbereitung, der das Wasser vor dem Aufbereitungsschritt kennzeichnet. Rohwasser kann dabei Grund-, Oberflächen- oder Brunnenwasser sein.

## **Rohwasserentnahmehorizont**

Höhe, auf der aus einer bestehenden Betriebseinrichtung (Betriebsauslass) Rohwasser an das zu versorgende Wasserwerk abgegeben wird.

## **Schadstoff**

Allgemeine Bezeichnung für in der Umwelt vorkommenden Stoffe oder Stoffgemische, die bei Eintragung in Ökosysteme oder durch Aufnahme durch lebende Organismen oder an Sachgütern nachteilige Veränderungen hervorrufen können.

## **Schichtung (in Seen / Speichern)**

Die Freiwasserzone wird in verschiedene Schichten unterteilt. In der oberflächennahen Nährschicht (Epi-limnion) werden mehr Biomasse und Sauerstoff gebildet als durch Atmung verbraucht. In der Zehrschicht (Hypolimnion) überwiegen die Prozesse der Atmung und Gärung. Es wird dort mehr Biomasse unter Sauerstoffverbrauch abgebaut als produziert. Dazwischen liegt die Kompensationsebene (Metalimnion). Dort halten sich Photosynthese und Atmung die Waage (oben viel Licht, unten wenig bis keines; oben viel Sauerstoff, unten wenig bis keiner).

## **Schichtungsphase**

Zeitraum, in dem das Freiwasser eines Sees stabil in → Epi-, → Meta- und → Hypolimnion geschichtet ist. Hauptsächlich im Sommer und im Winter der Fall.

## **Schmalkorn**

(Synonym Schrumpfkorn) Durch Notreife hervorgerufene kümmerliche Ausbildung des Getreidekorns, welches in Folge dessen meist keimungsunfähig ist.

## **schnelle Grundwasser-Abflusskomponente**

→ Grundwasser-Abflusskomponente

### **Schneewasseräquivalent**

Das Wasseräquivalent der Schneedecke beschreibt den in der Schneedecke über Tage, Wochen oder Monate gespeicherten Wasservorrat. Es beinhaltet für wasserwirtschaftliche Belange eine größere Aussagekraft als die Schneehöhe.

### **Schneewasservorrat**

siehe → Schneewasseräquivalent

### **schwere Böden**

Schwere Böden sind durch hohe Schluff- und Tonanteile in den Wurzelzonen gekennzeichnet. Das Wasserspeichervermögen in den Wurzelzonen ist sehr hoch und die vertikalen Leitfähigkeiten gering. Schwere Böden können auch unter längeren Trockenphasen Wasser für die Vegetation bereitstellen. Vor allem tiefentwickelte Lössböden und Schwarzerden werden als schwere Böden bezeichnet.

### **Seston**

Gesamtheit der ungelösten Stoffe in einem Gewässer, die durch Sieben, Zentrifugieren oder Absetzen lassen abzutrennen sind. Es umfasst das Bio-Seston sowie das Abio-Seston. Der biotische Anteil des Sestons macht im Süßwasser bis zu 95 % aus, im Meer nur bis zu 20 %.

### **Sickerwasser**

Der Anteil des Niederschlages, welcher in den Untergrund infiltriert und nach Exfiltration von dort anschließend oberirdisch abfließt.

### **Skelettgehalt**

Der Skelettgehalt beschreibt das Bodenvolumen, welches durch feste Bodenbestandteile mit einer Korngröße > 2 mm (Steine bzw. Kiese, Gruse, Gerölle, Schutte) gekennzeichnet ist.

### **sozioökonomische Dürre**

→ Dürre

### **Sohle**

Grund eines Gewässers.

### **Sömmerung von Teichen**

Form der Teichbewirtschaftung, mit der auf den sommerlichen Wassermangel reagiert und ein Beitrag zur Fischkrankheitsbekämpfung geleistet werden kann. Bei der Sömmerung werden Teiche über die Vegetationsperiode ohne Wasserhaltung mit landwirtschaftlichen Kulturen bestellt. Diese Zweitnutzung der Teiche war bis zum Ende des 19. Jahrhunderts fester Bestandteil der Karpfenteichwirtschaft. Während der Fischproduktion akkumulierten sich im Teichboden Pflanzennährstoffe, welche mit dem Zuflusswasser eingetragen wurden. Im Jahr der Sömmerung mineralisiert die Schlammauflage und die Nährstoffe stehen den Kulturpflanzen als Dünger zur Verfügung. Im Folgejahr der Sömmerung wurden die Teichflächen wieder für die Karpfenaufzucht genutzt und durch die Wiederbespannung der mit Landpflanzenresten gut mit Kohlenstoffdioxid versorgten Teichböden stiegen die Fischerträge merklich an.

## **Spaltöffnungen**

Spaltöffnungen verbinden das Innere des Blattes (Schwammgewebe) mit der Außenluft und ermöglichen damit die → Transpiration und den Gasaustausch. Besonders wichtig ist die Aufnahme des Kohlendioxids für die Photosynthese und die Abgabe des bei diesem Stoffwechselprozess entstehenden Sauerstoffs. An besonders heißen Tagen werden die Spaltöffnungen geschlossen, da die Pflanze sonst zu viel Wasser verlieren würde.

## **Sperrstelle (Absperrbauwerk)**

Bauwerk zur Erzeugung eines Staus (Staukörper, Staumauer, Staudamm).

## **Spurenstoffe**

Unter dem Sammelbegriff Spurenstoffe werden vor allem im Wasser befindliche, unerwünschte Stoffe verstanden, die auch als Mikroverunreinigungen oder Mikroschadstoffe bezeichnet werden. Es handelt sich dabei um synthetische Substanzen, die in Konzentrationen von Nano- bis zu einigen Mikrogramm pro Liter Wasser vorkommen.

## **Starkregen**

Von Starkregen spricht man bei großen Niederschlagsmengen je Zeiteinheit. Er fällt meist aus konvektiver Bewölkung (z.B. Cumulonimbuswolken). Starkregen kann überall auftreten und zu schnell ansteigenden Wasserständen und (bzw. oder) zu Überschwemmungen führen. Häufig geht Starkregen auch mit Boden-erosion einher.

## **Stationarität**

Mit Stationarität erhält man Eigenschaften, die nicht nur für einzelne Zeitpunkte gelten, sondern Invarianzen über die Zeit hinweg sind.

## **Stauanlage**

Absperrbauwerk mit zugehörigem Staubecken oder Speicherbecken. Man unterscheidet Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken, Staustufen, Pumpspeicherbecken, Sedimentationsbecken, Stauteiche, Geschiebesperren.

## **Stauspiegel**

Jeweils in einem Stau- oder Speicherbecken vorhandene Wasserspiegelhöhe.

## **Stauziel**

Die nach der Zweckbestimmung der Stauanlage beim Regelbetrieb max. zulässige Wasserspiegelhöhe.

## **Streifenbearbeitung (Strip Till)**

Bodenkonservierende Anbaumethode für Reihenkulturen (z. B. Mais), bei welcher der Boden nur in dem Bereich (streifenweise) bearbeitet wird, in dem anschließend der Samen abgelegt wird.

## **Sümpfungswasser**

Das zum Trockenhalten der Tagebaue abgepumpte Grundwasser.

## **Tagebaurestloch**

Teil des Tagebauraumes, der nach Beendigung der Tagebau- und einschließlich den Verkipparbeiten als offener Raum verbleibt, von Böschungen abgeschlossen ist und meist mit Wasser gefüllt ist.

## **Talsperre**

Absperrbauwerk mit einem Staubecken, das im Gegensatz zum Wehr nicht nur einen Flussbereich, sondern über den ganzen Talquerschnitt einen Stausee abschließt. Das Speichern des Wassers über eine gewisse Zeit dient u. a. verschiedenen Zwecken: Trink- und Brauchwasserversorgung, Niedrigwasseraufhöhung von Fließgewässern, Fischwirtschaft.

## **Talsperrenzufluss**

→ Zufluss/Talsperrenzufluss

## **Temperatur**

Physikalische Grundgröße, die den Wärmezustand eines Systems beschreibt.

## **Tendenz**

Tendenz bezeichnet ohne das Prädikat einer Signifikanz das Steigen oder Fallen einer Trendgeraden.

vgl. → Trend

## **Transpiration**

Verdunstung, die durch physiologische Vorgänge, z. B. durch → Spaltöffnungen bei Pflanzen, entsteht.

## **Trend**

Das Steigen oder Fallen einer Trendgeraden (Regressionsgeraden), das bestimmte Signifikanzkriterien erfüllt und deshalb als Beleg für eine gerichtete zeitliche Entwicklung dient.

vgl. → Tendenz

## **Trockenheit**

Zustand von fehlendem Wasser.

## **Trockenrohdichte (Boden)**

Die Trockenrohdichte ist ein Analysenwert, der die Dichte des trockenen Bodens beschreibt. Sie wird mittels Wägung der Probe bestimmt, in dem ein definiertes Bodenvolumens bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet wird.

## **Trophie**

Es gibt verschiedene → Trophiegrade.

## **Trophiegrad**

Von griech. troph=Ernährung hergeleitet in der Limnologie, der den Zustand eines stehenden Gewässers hinsichtlich der Intensität der photoautotrophen Primärproduktion (Photosynthese) infolge des Vorhandenseins potenziell wirksamer Nährstoffe (CO<sub>2</sub>, N, P) kennzeichnet. Ein nährstoffarmer Zustand wird als oligotroph, ein nährstoffreicher als eutroph bezeichnet. Das Grenzgebiet zwischen beiden nennt man mesotroph. Als polytroph werden stehende Gewässer mit hoher Nährstoffbelastung bezeichnet. Zwischen dem Trophiegrad und der Gewässergüte besteht ein enger Zusammenhang.

## **Trophieebenen**

Die Organismen einer trophischen Funktion, z. B. alle Primärproduzenten in einem Ökosystem, bilden eine sogenannte trophische Ebene.

## **Troposphäre**

Unterer Teil der Erdatmosphäre von der Erdoberfläche bis in eine Höhe von 9 km an den Polen und 17 km am Äquator, charakterisiert durch eine relativ gleichförmige vertikale Temperaturabnahme.

## **Uferfiltrat**

Bezeichnung für Grundwasser, das in der Nähe der Oberflächengewässer durch Infiltration von Oberflächenwasser aus dem natürlichen Gewässerbett in den Untergrund (Versickerung) gebildet wird. Es weist daher noch z. T. Eigenschaften des Oberflächenwassers auf, wobei eine direkte Abhängigkeit hinsichtlich Menge u. Güte von der Entfernung der Fassungsanlage vom Gewässerbett gegeben ist. Seitens des Wasserhaushalts wird Uferfiltrat als Oberflächenwasser betrachtet.

## **Unterfuß-/Unterflurdüngerverfahren**

Düngerverfahren, bei der gleichzeitig zur Saat das Düngemittel unterhalb des Saathorizontes (Unterfußdüngung) bzw. in tiefere Bodenschichten wie Unterkrume oder Krumenbasis (Unterflurdüngung) eingebracht wird.

## **Varianz**

Maß für die Streuung der Wahrscheinlichkeitsdichte um ihren Schwerpunkt.

## **Vega**

Die Vega ist ein Auenboden, charakterisiert durch einen mächtigen humosen, braun gefärbten Horizont. Eine Normvega charakterisiert die eine typische Merkmalsausprägung dieses Bodentyps.

## **Vegetationsperiode**

Von Lichtenergie, Temperatur und Wasserangebot beeinflusster Zeitraum, in dem das Pflanzenwachstum einschließlich Blühzeit, Fruchtbildung und Samenreife stattfindet.

## **Verbundbewirtschaftung**

Gemeinsame Bewirtschaftung von Trink- als auch Brauchwasser- Talsperren durch Ableitungen und/oder Überleitungen zur Nutzung von Kapazitätsreserven.

## **Verdunstung**

Physikalischer Vorgang, bei dem Wassermoleküle vom flüssigen oder festen Zustand in den gasförmigen Aggregatzustand bei Temperaturen unterhalb der Siedetemperatur übergehen.

## **Vollstau**

Wasserspiegel in Höhe der Überfallkrone bzw. Oberkante des Verschlusses der Hochwasserentlastungsanlage (Vollstauziel).

## **Vollstaubetrieb**

Stauinhalt in Höhe der Überfallkrone bzw. Oberkante des Verschlusses der Hochwasserentlastungsanlage (Vollstau).

## **Vorflut**

Wasserbewegung durch natürliches Gefälle oder künstliche Hebung.

## **Vorfluter**

Natürliches Gewässer und Hauptsammelschleuse, in die Abwasser oder Dränwasser geleitet wird. Vor dem Einleiten von Industrieabwässern müssen diese gereinigt werden.

## **Wasserdampfdruckdefizit**

Das Wasserdampfdruckdefizit ist definiert als die Differenz zwischen der tatsächlichen Wassermenge in der Atmosphäre (oder dem «tatsächlichen Dampfdruck») und der Wassermenge, die bei Sättigung (100% Feuchtigkeit oder «Sättigungsdampfdruck») in der Atmosphäre enthalten sein könnte. Es ist einer der wichtigsten Einflussfaktoren auf die Transpiration von Pflanzen.

## **Wasserdargebot**

Die Erfassung des in der Natur vorhandenen Grund- und Oberflächenwassers nach Menge und Beschaffenheit für eine bestimmte Zeiteinheit.

## **Wasserhaushalt**

Planmäßige Überwachung und Regelung des mengenmäßigen Dargebots, Ver- und Gebrauchs von Wasser und die mengenmäßige Beziehung zwischen den Größen Niederschlag, Abfluss, Verdunstung, Rücklage und Aufbrauch.

## **Wasserhaushaltsgleichung**

Gegenüberstellung von den durch Messung, Berechnung oder Schätzung zahlenmäßig erfassten Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag (N), Verdunstung (V), Evapotranspiration, Abfluss (A), Rücklage (R) und Aufbrauch (B) in der Summengleichung  $N = V + A + (R - B)$ . Werden für bestimmte Territorien und Zeiträume aufgestellt, sie dienen auch der Erfassung und Bilanzierung des Wasserdargebotes mit dem Wasserbedarf im Rahmen der langfristigen Planung.

## **Wasserhaushaltsjahr**

In Deutschland der Zeitraum vom 01. April bis 31. März. Namensgebend ist das erste involvierte Kalenderjahr.

## **Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)**

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist eine EU-Richtlinie, die den Schutz und die Verbesserung der Gewässer in Europa anstrebt. Laut WRRL sollen alle Flüsse, Seen, Grundwasser und Küstengewässer bis spätestens 2027 in einen "guten Zustand" überführt werden.

## **Wasserspiegel**

Grenzfläche von stehendem oder fließendem Wasser gegen die Atmosphäre.

## **Wasserstand (W)**

Gibt das Niveau des Wasserspiegels eines Gewässers an und wird im Bezug zu einer festen Marke, dem → Pegelnullpunkt, gemessen. Er wird i. d. R. in Zentimeter [cm] angegeben und kontinuierlich am Pegel gemessen.

## **Wasserverfügbarkeit**

Die Wasserverfügbarkeit beschreibt, wie viel Bodenwasser zu einem konkreten Zeitpunkt (aktuell oder historisch) für die Pflanzen zur Verfügung steht (Synonym aktuelle nutzbare Feldkapazität).

## **Wasserwirtschaft**

Beinhaltet die Umverteilung des natürlichen Wasserdargebots in Zeit und Raum gemäß den Bedürfnissen der Gesellschaft nach Wassermenge und Wassergüte.

## **Wetter**

Augenblicklicher Zustand der Atmosphäre.

## **Wiederholungszeitspanne**

vgl. → Jährlichkeit, Wiederkehrintervall

## **Wiederkehrintervall**

vgl. → Jährlichkeit, Wiederholungszeitspanne

## **Wildbett**

Der sich unterhalb an ein Absperrbauwerk anschließende Fließabschnitt eines Gewässers.

## **Wildbettabgabe**

Wasserabgabe an den Unterlauf einer Talsperre

## **Witterung**

Wetter im Mittel über einige Tage bis Wochen.

## **Zirkulationsform**

Kategorie der Großwetterlagen nach Hess und Brezowsky (1952)

### ■ **gemischte Zirkulationsform**

Die antizyklonalen Steuerungszentren sind gegenüber den Westlagen nordwärts bis etwa 50° Breite verschoben

### ■ **meridionale Zirkulationsform**

Stationäre, blockierende Hochdruckgebiete zwischen 50° und 65° Breite

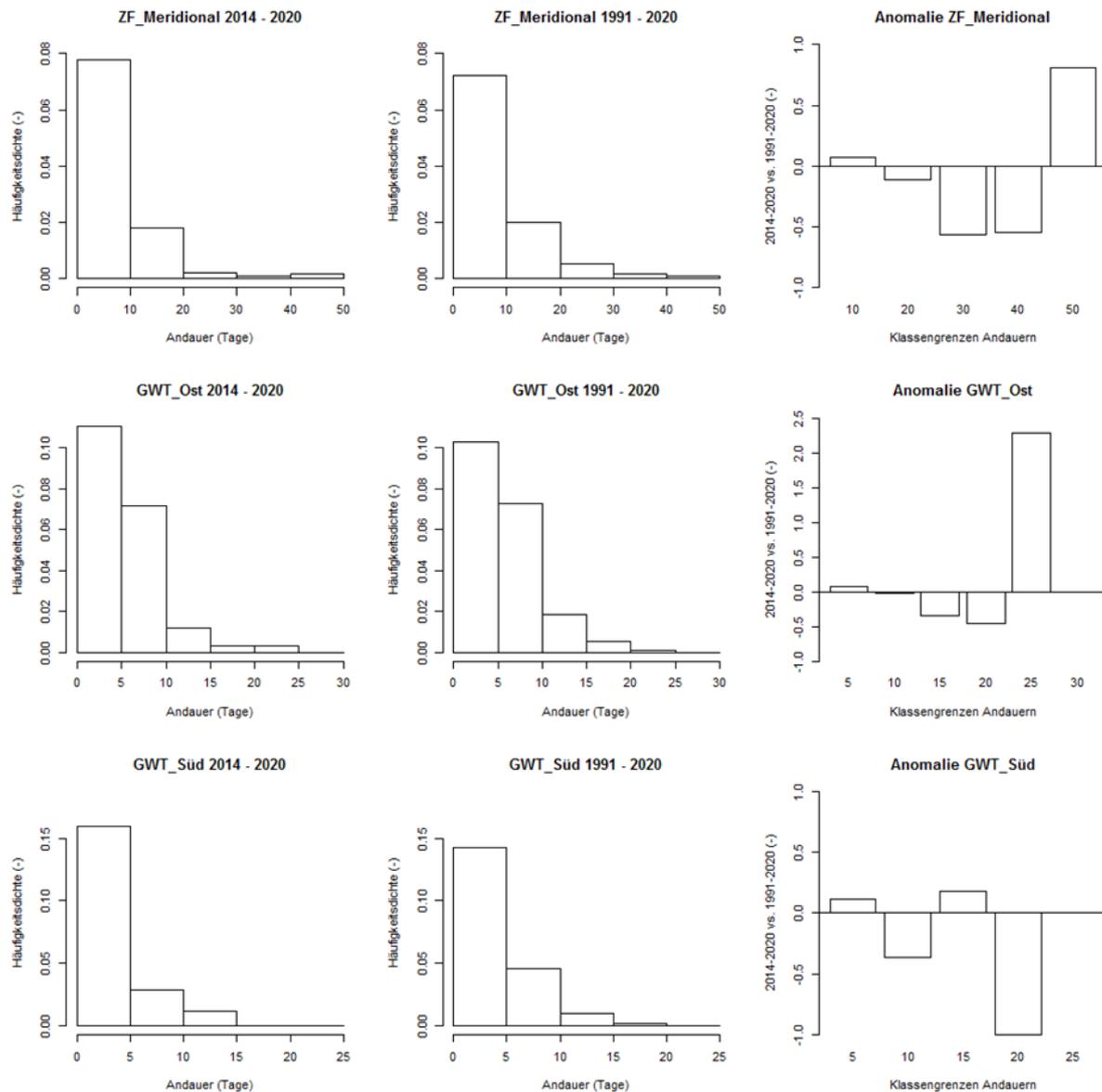
## **Zufluss/Talsperrenzufluss**

Quotient aus Wasservolumen, das an einem bestimmten Querschnitt zufließt und der dazu benötigten Zeit (das einem Raum in der Zeiteinheit zufließende Wasservolumen).

# Anhang

## A 2 Anhang Kapitel 2, Meteorologische Situation

**A 2.1.1 Häufigkeitsbetrachtung der Andauer der Zirkulationsformen (ZF) und Großwettertypen (GWT) nach Hess und Brezowsky für das Gebiet Europas. Linke Spalte: Häufigkeitsdichte der ZF/GWT in den jeweiligen Andauer-Klassen 2014 bis 2020, mittlere Spalte: Häufigkeitsdichte der ZF/GWT in den jeweiligen Andauer-Klassen 1991 bis 2020. Rechte Spalte: Relative Abweichungen in den Andauer-Klassen 2014-2020 vs. 1991-2020. Daten-grundlage: Deutscher Wetterdienst**



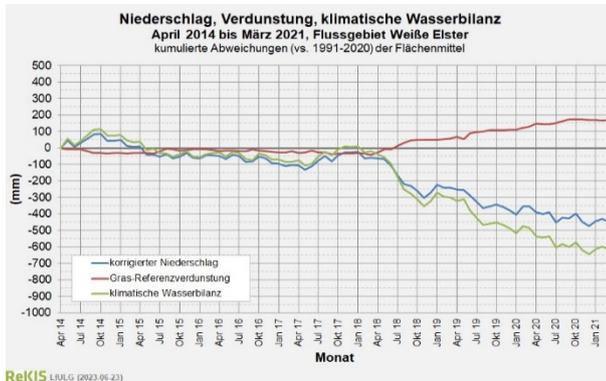
A 2.2 Flächenmittel für Temperatur, Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum 2014 bis 2020 und deren Abweichungen vs. 1991-2020, Wasserhaushaltsjahr, Hinweis: scheinbare Inkonsistenzen in den Zahlenangaben beruhen auf Rundungsungenauigkeiten. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz

Jahr	Gebiet	Temperatur		Niederschlag		Gras-Referenzverdunstung		klimatische Wasserbilanz	
		IST (°C)	ABW (K)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (mm)
2014	Sachsen	9,9	0,71	730	-2	617	-5	192	18
	Elbe	10,1	0,71	716	-1	643	-6	151	29
	Freiberger Mulde	9,0	0,60	841	-3	590	-5	343	-4
	Zwickauer Mulde	9,1	0,62	839	-3	581	-5	348	2
	Vereinigte Mulde	10,9	0,68	620	1	662	-7	21	48
	Lausitzer Neiße	9,9	0,75	690	-3	600	-6	167	14
	Spree	10,3	0,73	695	-2	621	-6	151	19
	Schwarze Elster	10,7	0,81	655	-5	656	-5	70	-5
	Weißer Elster	10,0	0,79	699	1	601	-5	172	36
2015	Sachsen	10,0	0,77	716	-4	676	4	122	-52
	Elbe	10,1	0,73	727	1	707	4	104	-18
	Freiberger Mulde	9,1	0,75	819	-6	651	5	262	-85
	Zwickauer Mulde	9,3	0,80	794	-8	639	4	246	-101
	Vereinigte Mulde	10,7	0,55	641	4	728	3	-19	8
	Lausitzer Neiße	9,9	0,78	658	-7	655	3	81	-72
	Spree	10,4	0,80	674	-5	682	3	71	-61
	Schwarze Elster	10,6	0,72	697	1	718	4	59	-16
	Weißer Elster	10,1	0,90	647	-6	650	3	69	-67
2016	Sachsen	9,3	0,16	737	-1	640	-2	179	5
	Elbe	9,5	0,12	748	4	665	-2	167	45
	Freiberger Mulde	8,5	0,18	843	-3	621	0	317	-29
	Zwickauer Mulde	8,8	0,24	835	-3	608	-1	319	-27
	Vereinigte Mulde	10,3	0,12	578	-6	710	0	-71	-44
	Lausitzer Neiße	9,1	0,02	732	3	606	-5	208	55

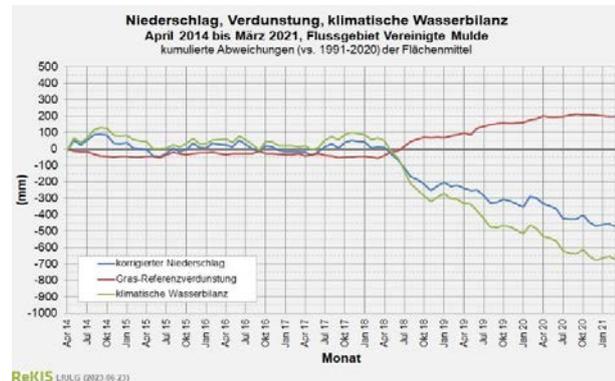
Jahr	Gebiet	Temperatur		Niederschlag		Gras-Referenzverdunstung		klimatische Wasserbilanz		
		IST (°C)	ABW (K)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (mm)	
	Spree	9,7	0,06	734	3	627	-5	189	57	
	Schwarze Elster	10,0	0,07	725	5	665	-4	140	65	
	Weißer Elster	9,5	0,29	639	-8	626	-1	81	-54	
2017	Sachsen	9,1	-0,07	765	3	637	-2	211	37	
	Elbe	9,3	-0,06	724	0	668	-2	134	12	
	Freiberger Mulde	8,2	-0,14	845	-3	623	0	315	-31	
	Zwickauer Mulde	8,4	-0,10	874	1	603	-2	366	20	
	Vereinigte Mulde	10,1	-0,13	644	5	681	-4	29	56	
	Lausitzer Neiße	9,0	-0,10	763	7	615	-4	231	78	
	Spree	9,5	-0,08	780	10	634	-4	229	97	
	Schwarze Elster	9,9	-0,03	716	4	672	-3	120	45	
	Weißer Elster	9,2	-0,01	736	6	611	-3	203	67	
	2018	Sachsen	11,0	1,80	586	-21	775	19	-117	-291
		Elbe	11,2	1,78	554	-23	825	21	-202	-323
Freiberger Mulde		10,1	1,72	742	-15	752	21	84	-263	
Zwickauer Mulde		10,3	1,77	725	-16	724	18	91	-256	
Vereinigte Mulde		11,9	1,74	401	-35	849	20	-401	-374	
Lausitzer Neiße		11,0	1,86	536	-24	742	16	-137	-290	
Spree		11,5	1,89	543	-24	769	17	-157	-289	
Schwarze Elster		11,7	1,83	547	-21	820	19	-206	-281	
Weißer Elster		11,0	1,78	525	-24	732	16	-145	-281	
2019	Sachsen	10,6	1,43	607	-18	739	13	-62	-235	
	Elbe	10,8	1,42	584	-19	779	15	-127	-248	
	Freiberger Mulde	9,8	1,39	681	-22	710	14	52	-295	
	Zwickauer Mulde	9,9	1,41	692	-20	695	13	77	-269	
	Vereinigte Mulde	11,5	1,35	541	-12	810	14	-208	-181	
	Lausitzer Neiße	10,6	1,47	597	-16	709	11	-40	-194	
	Spree	11,1	1,48	586	-17	738	12	-82	-214	
	Schwarze Elster	11,4	1,54	545	-21	792	15	-183	-258	

Jahr	Gebiet	Temperatur		Niederschlag		Gras-Referenzverdunstung		klimatische Wasserbilanz	
		IST (°C)	ABW (K)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (%)	IST (mm)	ABW (mm)
	Weißer Elster	10,6	1,39	586	-15	702	11	-49	-185
2020	Sachsen	9,6	0,38	627	-16	687	5	12	-162
	Elbe	9,7	0,31	593	-18	703	3	-41	-162
	Freiberger Mulde	8,8	0,39	703	-19	673	8	111	-236
	Zwickauer Mulde	9,0	0,49	736	-15	665	9	155	-192
	Vereinigte Mulde	10,5	0,31	461	-25	724	2	-213	-186
	Lausitzer Neiße	9,4	0,26	681	-4	663	4	95	-59
	Spree	9,9	0,34	638	-10	685	4	26	-106
	Schwarze Elster	10,2	0,32	567	-18	719	4	-85	-160
	Weißer Elster	9,7	0,45	609	-12	674	7	3	-133

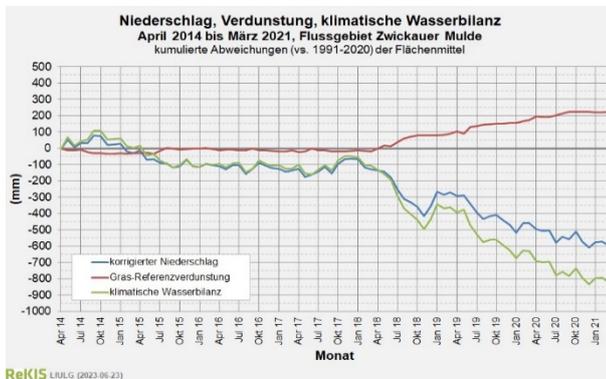
A 2.3 Monatlich kumulierte Abweichungen für Temperatur, korrigierten Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung und klimatische Wasserbilanz (korrigierter Niederschlag minus Gras-Referenzverdunstung) im Zeitraum April 2014 bis März 2021 (Wasserhaushaltsjahre 2014 bis 2020) in den Flussgebieten. Datengrundlage: Sächsischer Klimareferenzdatensatz



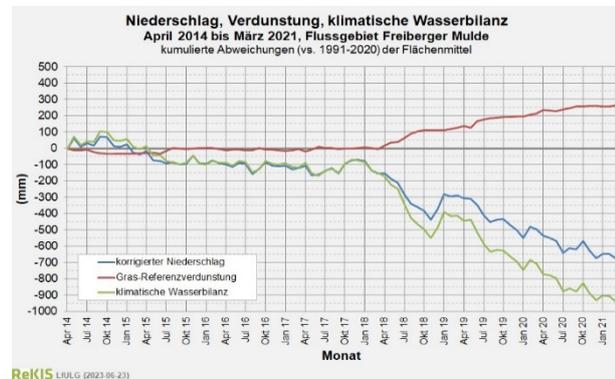
Flussgebiet Weiße Elster



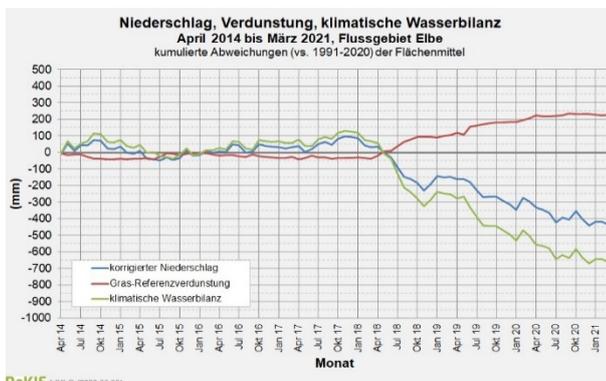
Flussgebiet Vereinigte Mulde



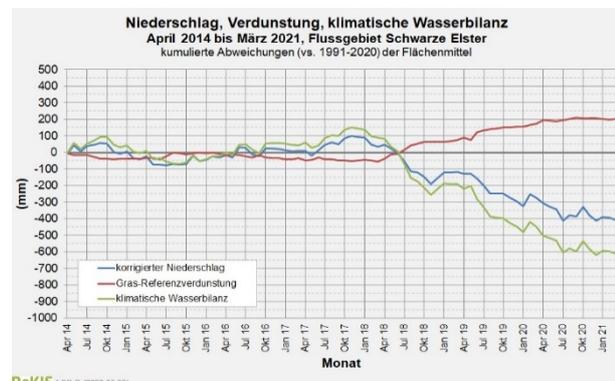
Flussgebiet Zwickauer Mulde



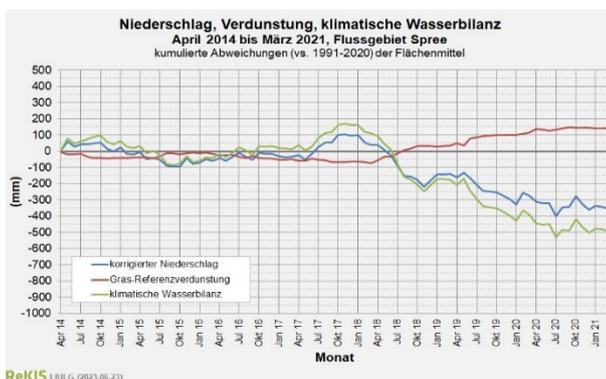
Flussgebiet Freiburger Mulde



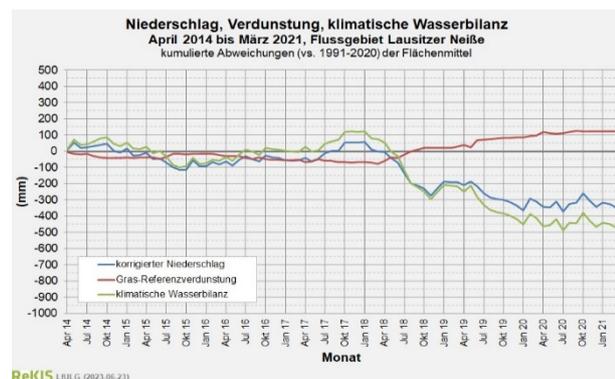
Flussgebiet Elbe



Flußgebiet Schwarze Elster



Flussgebiet Spree



Flussgebiet Lausitzer Neiße

## A 3 Anhang Kapitel 3, Hydrologische Situation

### A 3.1 Kennwerte der betrachteten Pegel

Lfd. Nr.	PKZ	Pegelname	Gewässer	Einzugsgebiet	AEo [km <sup>2</sup> ]	Beobachtungsbeginn Q	Beeinflussung	Datenlücken
1	55011.0	Kirnitzschtal	Kirnitzsch	Nebenflüsse Elbe	154	1911		-
2	55019.0	Porschdorf 1	Lachsbach	Nebenflüsse Elbe	267	1911		-
3	55081.0	Elbersdorf	Wesenitz	Nebenflüsse Elbe	227	1920		-
4	55094.0	Dohna	Müglitz	Nebenflüsse Elbe	200	1911	Beeinflussung durch HRB Lauenstein seit 2006 und HRB Glashütte seit 1953 bei Hochwasser	01.01.2006 - 30.09.2006
5	55100.0	Kreischa	Lockwitzbach	Nebenflüsse Elbe	43,8	1962	Beeinflussung durch HRB Reinhardtsgrimba seit 1969 bei Hochwasser	-
6	55131.0	Ammelsdorf	Wilde Weißeritz	Nebenflüsse Elbe	49,3	1930		01.11.1943 - 31.10.1945; 01.11.1962 - 31.10.1963; 01.01.2003 - 31.05.2003
7	55201.2	Piskowitz 2	Ketzerbach	Nebenflüsse Elbe	151	1970		01.11.1981 - 31.10.1986; 10.02.2021 - 14.02.2021
8	55211.9	Seerhausen 1 + 3	Jahna	Nebenflüsse Elbe	154	1925	Umflut der Jahna (Pegel Seerhausen 1) mit Pegel Seerhausen 3 erfasst, Beeinflussung durch TS Baderitz seit 1987 und Verteilerbauwerk Seerhausen	01.11.1941 - 31.10.1946; 01.11.1958 - 31.10.1965

Lfd. Nr.	PKZ	Pegelname	Gewässer	Einzugsgebiet	AEo [km²]	Beobachtungsbeginn Q	Beeinflussung	Datenlücken
9	55301.9	Trado 3 + 2	Schwarze Elster	Schwarze Elster	166	1963	Umflut der Schwarzen Elster (Pegel Trado 3) mit Pegel Trado 2 erfasst, Beeinflussung des Pegels Trado 3 durch Fischteichbewirtschaftung	-
10	55302.0	Neuwiese	Schwarze Elster	Schwarze Elster	652	1954	Fischteichbewirtschaftung und Kläranlage	01.08.1963 - 31.08.1963; 01.11.1964 - 31.10.1946
11	55422.0	Zescha	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Schwarze Elster	181	1964		-
12	55452.0	Großdittmannsdorf	Große Röder	Schwarze Elster	299	1920		01.11.1943 - 31.10.1946
13	56002.1	Golzern 1	Vereinigte Mulde	Mulde (Vereinigte Mulde)	5442	1910		01.11.1932 - 31.10.1933
14	56440.0	Chemnitz 1	Chemnitz	Mulde (Zwickauer Mulde)	402	1917		01.11.1944 - 31.10.1949; 01.11.1979 - 31.10.1984
15	56441.0	Göritzhein	Chemnitz	Mulde (Zwickauer Mulde)	532	1909	Beeinflussung durch Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf mit übergeleitetem Wasser	-
16	56453.1	Altchemnitz 2	Zwönitz	Mulde (Zwickauer Mulde)	143	1984		01.11.2000 - 31.10.2001; 01.01.2017 - 31.12.2017
17	56462.0	Harthau	Würschnitz	Mulde (Zwickauer Mulde)	136	1963	Beeinflussung durch HRB Neuwürschnitz seit 2016 bei Hochwasser	01.11.1979 - 31.10.1984
18	56700.0	Wolfsgrund	Chemnitzbach	Mulde (Freiberger Mulde)	37,8	1920		-

Lfd. Nr.	PKZ	Pegelname	Gewässer	Einzugsgebiet	AEo [km²]	Beobachtungsbeginn Q	Beeinflussung	Datenlücken
19	56722.1	Krummenhennersdorf 1	Bobritzsch	Mulde (Freiberger Mulde)	131	1991		02.08.2002 - 30.04.2004; 10.08.2004
20	56740.0	Tannenberg	Zschopau	Mulde (Freiberger Mulde)	91,1	1959		-
21	56745.1	Lichtenwalde 1	Zschopau	Mulde (Freiberger Mulde)	1572	1909		-
22	56840.0	Zöblitz	Schwarze Pockau	Mulde (Freiberger Mulde)	125	1936		01.01.2000 - 21.09.2000
23	57640.1	Adorf 1	Weißer Elster	Weißer Elster	171	1925	Beeinflussung durch tschechische Kleinspeicher bei Hochwasser	01.01.1929 - 31.12.1929; 01.11.1930 - 31.10.1931; 01.11.1944 - 31.10.1945
24	57663.1	Kleindalzig	Weißer Elster	Weißer Elster	2930	1978	Beeinflussung durch Einleitung in Zwenkauer See bei Hochwasser	01.01.1979 - 28.02.1979; 01.06.1979 - 30.06.1979; 01.08.1979 - 31.08.1979; 01.10.1979 - 30.11.1979; 01.02.1980 - 31-01.1981
25	57722.0	Mylau	Göltzsch	Weißer Elster	156	1920		01.11.1944 - 31.10.1945
26	57754.0	Regis-Serbitz	Pleißer	Weißer Elster	778	1964	Abgabepegel des HRB Regis-Serbitz	-
27	58203.5	Bautzen 1	Spree	Spree	278	1925		01.11.1931 - 31.10.1932; 01.11.1940 - 31.10.1941

Lfd. Nr.	PKZ	Pegelname	Gewässer	Einzugsgebiet	AEo [km²]	Beobachtungsbeginn Q	Beeinflussung	Datenlücken
28	58312.2	Gröditz 2	Löbauer Wasser	Spree	200	1926		01.11.1940 - 31.10.1941
29	58325.1	Jänkendorf 1	Schwarzer Schöps	Spree	125	1955	Beeinflussung durch Fischteichbewirtschaftung	-
30	58329.0	Särichen	Weißer Schöps	Spree	134	1962	Beeinflussung durch nicht erfassbare Umflut bei Hochwasser	-
31	66010.0	Zittau 1	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	695	1953	Beeinflussung durch Wassereinleitungen Tagebau Olbersdorf (1910-1991) und dessen Flutung 1996-1999	-
32	66016.0	Görlitz	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	1633	1913	Beeinflussung durch TS Niedow an der Witka für Wasserentnahme Kraftwerk Turow, Tagebauwassereinleitungen (Olbersdorf, Turow, Berzdorf), Wasserentnahme Kraftwerk Hirschfelde 1911-1992 und Kraftwerk Hagenwerder 1958-1997, Tagebauflutung Olbersdorf 1996-1999 und Berzdorf 2002-2013	01.11.1940 - 31.10.1946
33	66201.1	Großschönau 2	Mandau	Lausitzer Neiße	163	1963		-
34	66309.0	Tauchritz	Pließnitz	Lausitzer Neiße	166	1964	Beeinflussung durch HRB Rennersdorf seit 2010 bei Hochwasser	-

A 3.2 Ausgewählte hydrologische Hauptwerte der Reihe 1991 bis 2020 der betrachteten Pegel

MNR	Pegelname	Gewässer	Flussgebiet	Aeo [km <sup>2</sup> ]	MQ	MNQ	NNQ	Q80
					Reihe 1991 – 2020 [m <sup>3</sup> /s]			
50110	Kirnitzschtal	Kirnitzsch	Nebenflüsse der Elbe	154	1,340	0,575	0,267	0,733
550190	Porschdorf 1	Lachsbach	Nebenflüsse der Elbe	267	3,020	0,945	0,478	1,280
550810	Elbersdorf	Wesenitz	Nebenflüsse der Elbe	227	2,060	0,799	0,384	1,050
550940	Dohna	Müglitz	Nebenflüsse der Elbe	200	2,400	0,301	0,073	0,556
551000	Kreischa	Lockwitzbach	Nebenflüsse der Elbe	43,8	0,347	0,021	0,000	0,052
551310	Ammelsdorf	Wilde Weißeritz	Nebenflüsse der Elbe	49,3	0,929	0,113	0,038	0,238
552012	Piskowitz 2	Ketzerbach	Nebenflüsse der Elbe	151	0,597	0,192	0,043	0,273
552119	Seerhausen_1_3	Jahna	Nebenflüsse der Elbe	154	0,523	0,191	0,054	0,273
553019	Trado_3_2	Schwarze Elster	Schwarze Elster	166	0,775	0,137	0,026	0,280
553020	Neuwiese	Schwarze Elster	Schwarze Elster	652	2,750	0,302	0,000	0,791
554220	Zescha	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Schwarze Elster	181	0,995	0,326	0,103	0,490
554520	Großdittmannsdorf	Große Röder	Schwarze Elster	299	2,330	0,725	0,219	1,030
560021	Golzern 1	Vereinigte Mulde	Vereinigte Mulde	5432	59,200	14,300	8,390	21,300
564400	Chemnitz 1	Chemnitz	Zwickauer Mulde	402	4,110	0,687	0,182	1,270
564410	Göritzhein	Chemnitz	Zwickauer Mulde	532	6,670	1,780	0,947	2,550
564531	Altchemnitz 2	Zwönitz	Zwickauer Mulde	143	1,970	0,286	0,070	0,629
564620	Harthau	Würschnitz	Zwickauer Mulde	136	1,410	0,188	0,039	0,346
567000	Wolfsgrund	Chemnitzbach	Freiberger Mulde	37,8	0,621	0,173	0,064	0,248
567221	Krummenhennersdorf 1	Bobritzsch	Freiberger Mulde	131	1,500	0,165	0,028	0,329
567400	Tannenberg	Zschopau	Freiberger Mulde	91,1	1,380	0,266	0,068	0,477
567451	Lichtenwalde 1	Zschopau	Freiberger Mulde	1572	21,100	4,400	2,240	7,380
568400	Zöblitz	Schwarze Pockau	Freiberger Mulde	125	2,020	0,415	0,142	0,691
576401	Adorf 1	Weißer Elster	Weißer Elster	171	1,560	0,344	0,090	0,615
576631	Kleindalzig	Weißer Elster	Weißer Elster	2930	16,200	5,010	2,880	7,020
577220	Mylau	Göltzsch	Weißer Elster	156	1,790	0,309	0,120	0,600
577540	Regis-Serbitz	Pleiße	Weißer Elster	778	3,140	1,050	0,290	1,500
582035	Bautzen 1	Spree	Spree	278	2,540	0,886	0,520	1,160

MNR	Pegelname	Gewässer	Flussgebiet	Aeo [km <sup>2</sup> ]	MQ	MNQ	NNQ	Q80
583122	Gröditz 2	Löbauer Wasser	Spree	200	1,340	0,413	0,191	0,558
583251	Jänkendorf 1	Schwarzer Schöps	Spree	125	0,691	0,133	0,043	0,204
583290	Särichen	Weißer Schöps	Spree	134	0,779	0,124	0,017	0,223
660100	Zittau 1	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	695	8,660	2,510	1,470	3,450
660160	Görlitz	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	1630	14,900	4,100	2,220	5,920
662011	Großschönau 2	Mandau	Lausitzer Neiße	163	2,140	0,359	0,137	0,572
663090	Tauchritz	Pließnitz	Lausitzer Neiße	166	0,969	0,338	0,124	0,435

A 3.3 Mittlerer Durchfluss des Jahres MQ(a) zum Mehrjährigen mittleren Durchfluss MQ in %

PKZ	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	MQ(a) zu MQ in %						
				2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
55011.0	Nebenflüsse Elbe	Kirnitzsch	Kirnitzschtal	73	94	105	110	79	65	83
55019.0	Nebenflüsse Elbe	Lachsbach	Porschdorf 1	66	82	108	108	75	55	67
55081.0	Nebenflüsse Elbe	Wesenitz	Elbersdorf	78	84	117	102	81	60	65
55094.0	Nebenflüsse Elbe	Müglitz	Dohna	71	73	108	<b>75</b>	80	53	70
55100.0	Nebenflüsse Elbe	Lockwitzbach	Kreischa	72	64	95	<b>57</b>	63	27	64
55131.0	Nebenflüsse Elbe	Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	75	82	96	<b>76</b>	81	80	75
55201.2	Nebenflüsse Elbe	Ketzerbach	Piskowitz 2	91	90	101	82	57	35	37
55211.9	Nebenflüsse Elbe	Jahna	Seerhausen 1 + 3	103	93	101	79	57	48	42
55301.9	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Trado 3 + 2	75	85	127	104	69	54	66
55302.0	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Neuwiese	84	80	121	108	65	42	60
55422.0	Schwarze Elster	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	93	83	121	102	76	62	72
55452.0	Schwarze Elster	Große Röder	Großdittmannsdorf	61	75	120	87	73	43	69
56002.1	Mulde	Vereinigte Mulde	Golzern 1	67	71	89	84	76	50	59
56440.0	Mulde	Chemnitz	Chemnitz 1	71	73	102	97	85	48	68
56441.0	Mulde	Chemnitz	Göritzhein	61	62	95	83	75	50	66
56453.1	Mulde	Zwönitz	Altchemnitz 2	67	71			92	48	61
56462.0	Mulde	Würschnitz	Harthau	65	64	102	86	74	47	70
56700.0	Mulde	Chemnitzbach	Wolfgrund	79	81	83	<b>75</b>	88	55	69
56722.1	Mulde	Bobritsch	Krummhennersdorf 1	63	74	95	<b>68</b>	81	39	62
56740.0	Mulde	Zschopau	Tannenberg	69	66	80	86	78	49	56
56745.1	Mulde	Zschopau	Lichtenwalde 1	75	76	83	81	86	54	62
56840.0	Mulde	Schwarze Pockau	Zöblitz	80	80	89	85	86	63	70
57640.1	Weißer Elster	Weißer Elster	Adorf 1	75	67	<b>69</b>	99	96	59	67
57663.1	Weißer Elster	Weißer Elster	Kleindalzig	83	63	76	93	68	55	84
57722.0	Weißer Elster	Göltzsch	Mylau	77	58	85	88	66	52	80
57754.0	Weißer Elster	Pleißer	Regis-Serbitz	92	72	79	78	59	49	61
58203.5	Spree	Spree	Bautzen 1	71	72	82	96	70	50	68

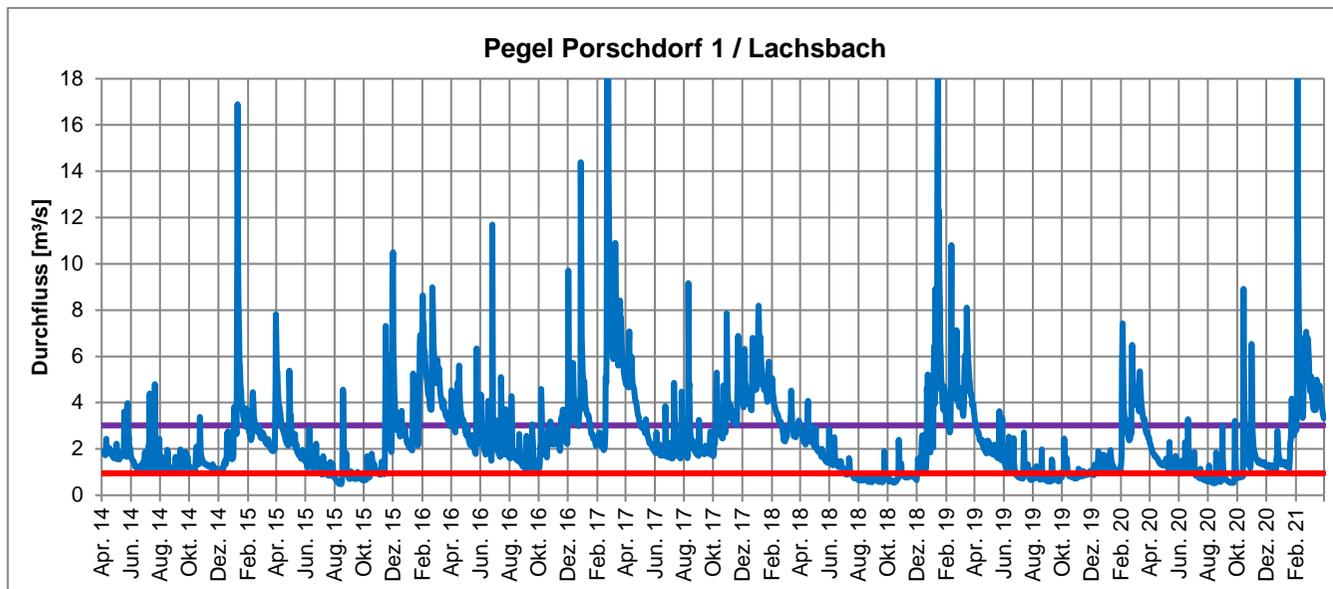
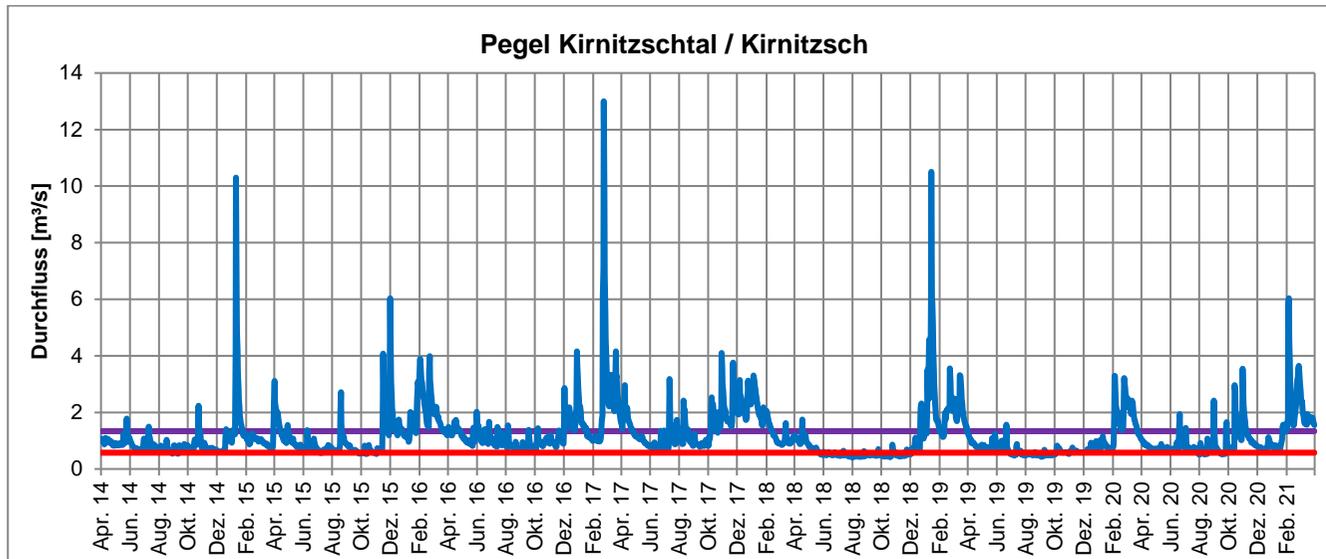
PKZ	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	MQ(a) zu MQ in %						
58312.2	Spree	Löbauer Wasser	Gröditz 2	81	67	90	110	66	50	78
58325.1	Spree	Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	75	55	101	113	57	42	77
58329.0	Spree	Weißer Schöps	Särichen	79	54	103	104	58	34	73
66010.0	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Zittau 1	63	69	87	106	71	60	76
66016.0	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Görlitz	72	67	93	108	68	61	89
66201.1	Lausitzer Neiße	Mandau	Großschönau 2	54	79	80	86	65	48	74
66309.0	Lausitzer Neiße	Pließnitz	Tauchritz	68	60	84	<b>72</b>	58	44	66

A 3.4 Die Dauer der Unterschreitung von MNQ der Reihe 1991 bis 2020 in den WHJ 2014 bis 2020

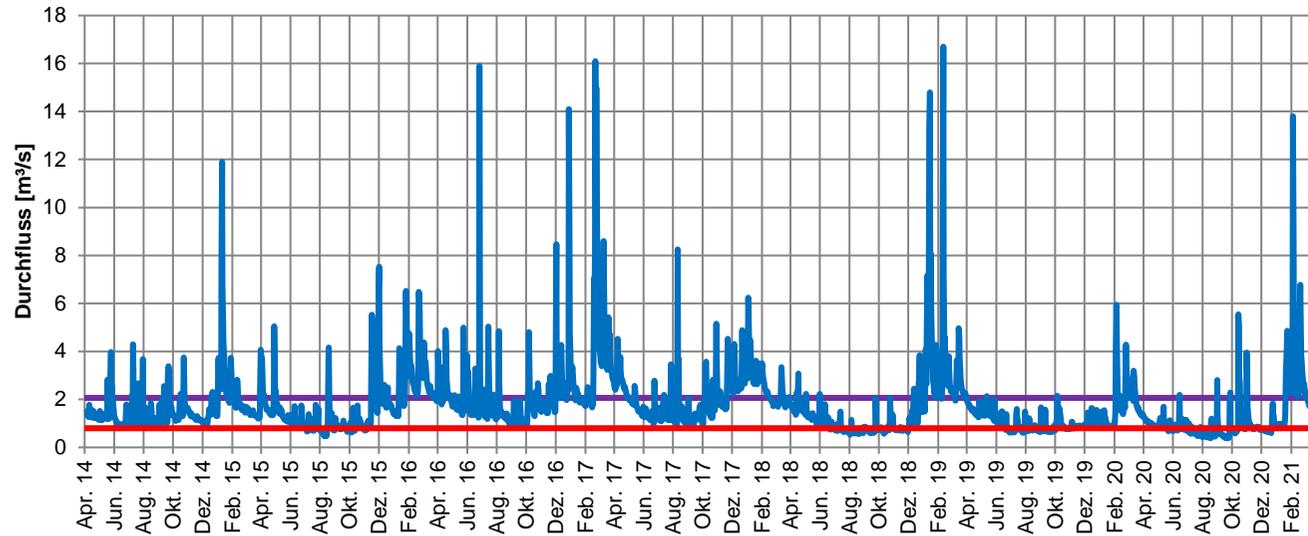
PKZ.	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
				2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
55011.0	Nebenflüsse Elbe	Kirnitzsch	Kirnitzschtal	4	23	0	0	179	91	23
55019.0	Nebenflüsse Elbe	Lachsbach	Porschdorf 1	0	83	0	0	138	123	87
55081.0	Nebenflüsse Elbe	Wesenitz	Elbersdorf	0	58	0	0	125	91	150
55094.0	Nebenflüsse Elbe	Müglitz	Dohna	0	63	0	6	153	95	53
55100.0	Nebenflüsse Elbe	Lockwitzbach	Kreischa	0	15	0	0	67	69	15
55131.0	Nebenflüsse Elbe	Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0	22	0	0	90	2	29
55201.2	Nebenflüsse Elbe	Ketzerbach	Piskowitz 2	0	8	0	0	100	207	225
55211.9	Nebenflüsse Elbe	Jahna	Seerhausen 1 + 3	0	0	0	37	99	92	221
55301.9	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0	23	0	0	61	81	94
55302.0	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Neuwiese	0	11	0	0	54	97	114
55422.0	Schwarze Elster	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0	30	0	1	26	60	72
55452.0	Schwarze Elster	Große Röder	Großdittmannsdorf	34	69	0	6	119	195	115
56002.1	Mulde	Vereinigte Mulde	Golzern 1	11	39	17	3	145	118	87
56440.0	Mulde	Chemnitz	Chemnitz 1	6	45	3	19	114	74	60
56441.0	Mulde	Chemnitz	Göritzhein	45	79	15	3	129	109	68
56453.1	Mulde	Zwönitz	Altchemnitz 2	26	22	4	-	39	89	64
56462.0	Mulde	Würschnitz	Harthau	10	43	12	17	127	148	73
56700.0	Mulde	Chemnitzbach	Wolfgrund	0	8	34	37	164	179	80
56722.1	Mulde	Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	18	25	8	0	119	61	87
56740.0	Mulde	Zschopau	Tannenberg	0	39	6	0	136	47	34
56745.1	Mulde	Zschopau	Lichtenwalde 1	13	42	30	32	142	103	85
56840.0	Mulde	Schwarze Pockau	Zöblitz	20	29	39	11	171	79	51
57640.1	Weißer Elster	Weißer Elster	Adorf 1	31	40	8	1	33	83	58
57663.1	Weißer Elster	Weißer Elster	Kleindalzig	0	0	0	3	58	62	29
57722.0	Weißer Elster	Göltzsch	Mylau	5	42	6	8	142	63	27

PKZ.	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]						
				2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
57754.0	Weißer Elster	Pleiße	Regis-Serbitz	0	82	24	5	124	92	160
58203.5	Spree	Spree	Bautzen 1	0	39	7	0	93	150	92
58312.2	Spree	Löbauer Wasser	Gröditz 2	0	77	26	3	109	83	88
58325.1	Spree	Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	6	56	0	0	79	67	65
58329.0	Spree	Weißer Schöps	Särichen	0	40	1	1	86	118	94
66010.0	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Zittau 1	0	78	8	0	146	86	26
66016.0	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Görlitz	0	87	11	0	153	121	42
66201.1	Lausitzer Neiße	Mandau	Großschönau 2	34	79	23	3	175	120	38
66309.0	Lausitzer Neiße	Pließnitz	Tauchritz	0	81	35	1	106	151	115

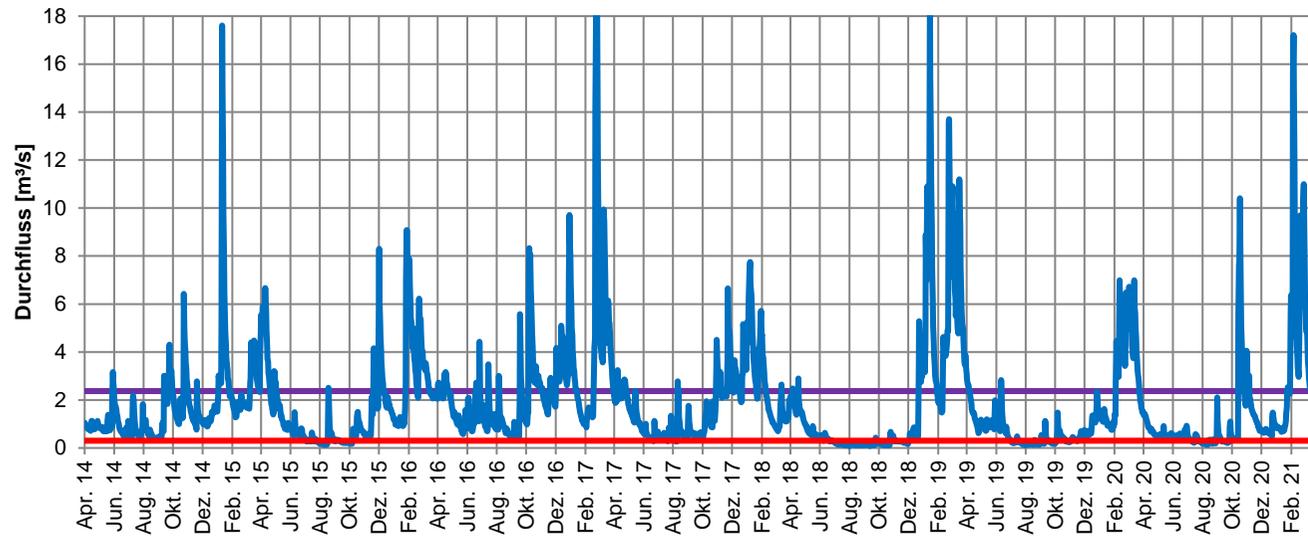
A 3.5 Tagesmittelwerte des Durchflusses Q an den Pegeln ab 01.04.2014 bis 31.03.2021 im Vergleich zum mehrjährigen MQ (1991 bis 2020) in lila und MNQ (1991 bis 2020) in rot



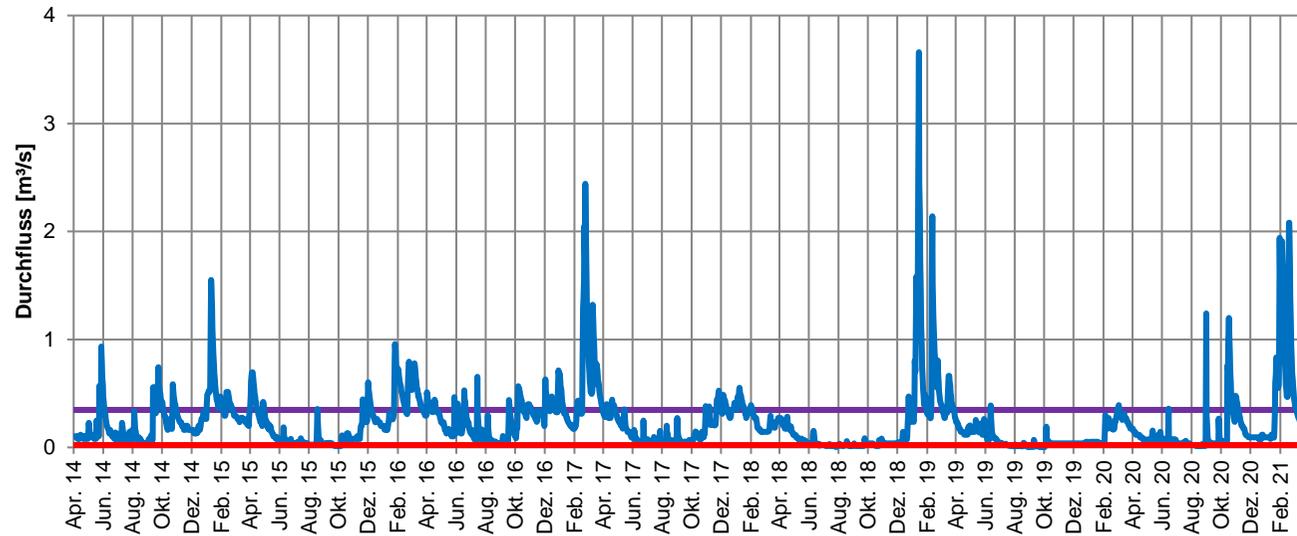
**Pegel Elbersdorf / Wesenitz**



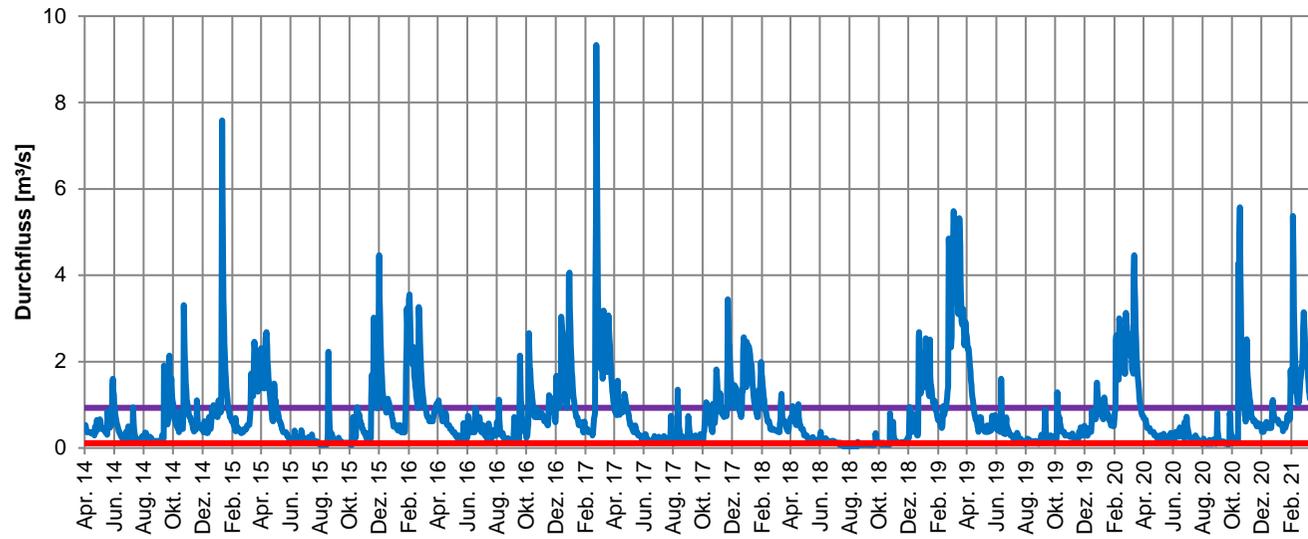
**Pegel Dohna / Müglitz**



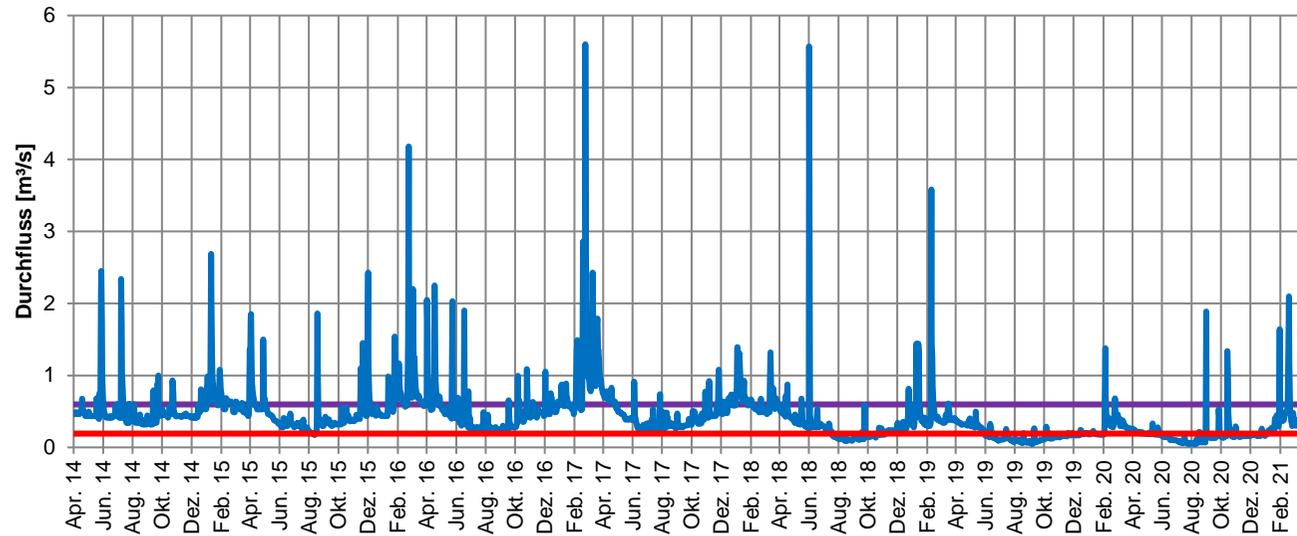
**Pegel Kreischa / Lockwitzbach**



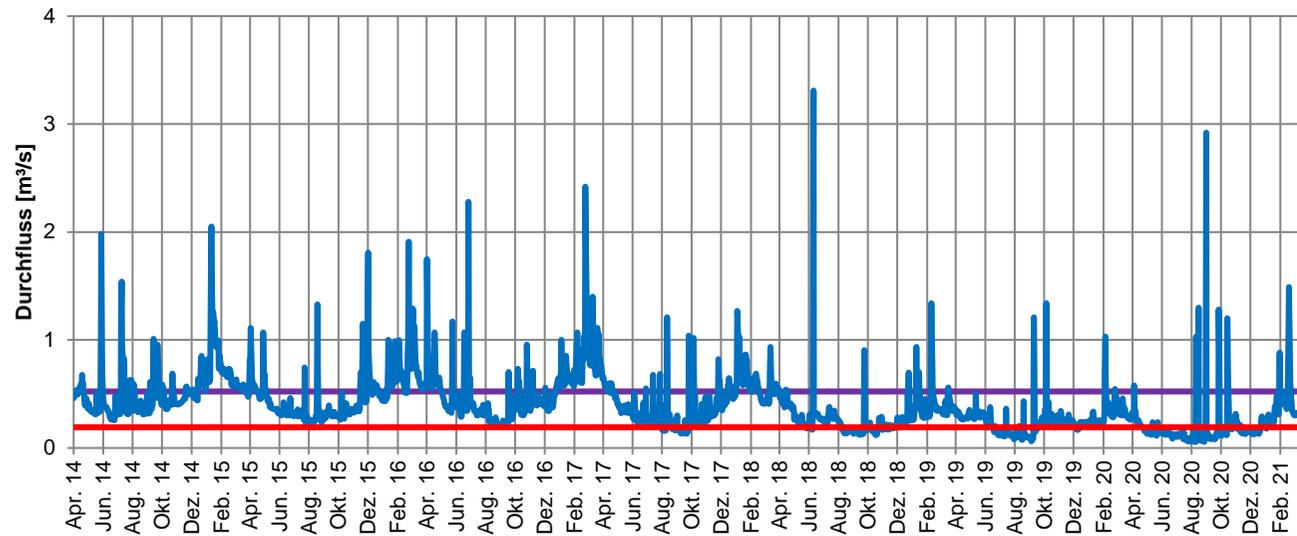
**Pegel Ammeldorf / Wilde Weißeritz**



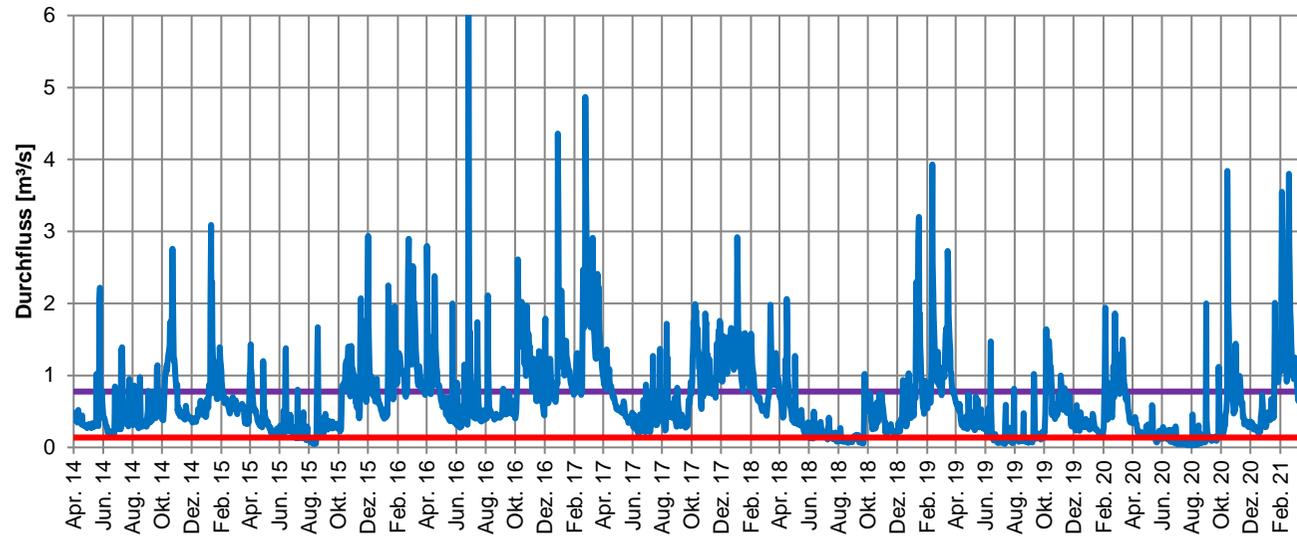
**Pegel Piskowitz 2 / Ketzerbach**



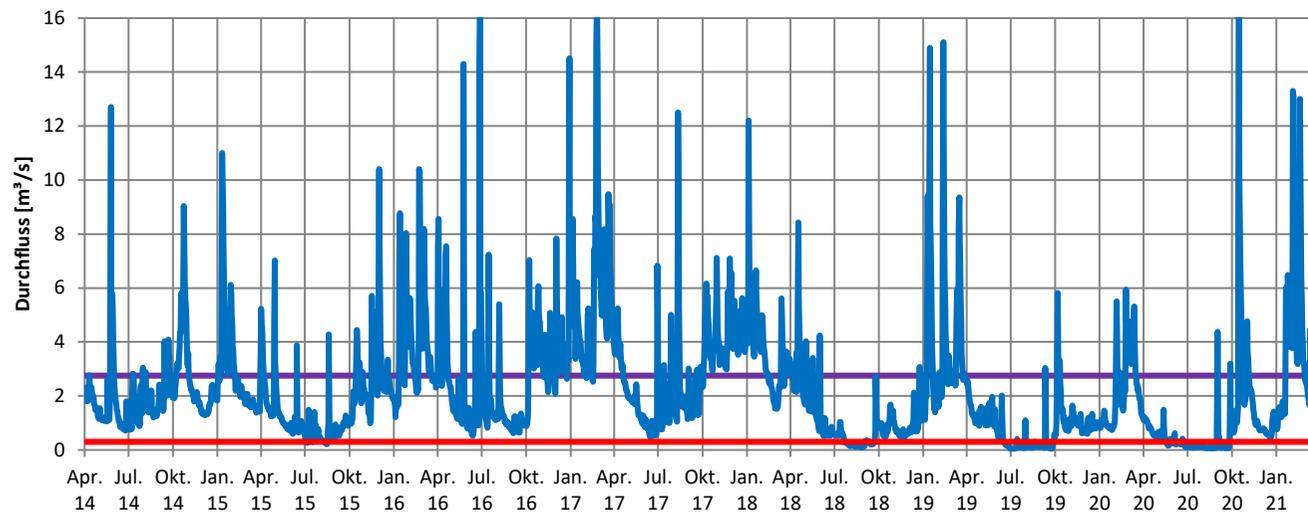
**Pegel Seerhausen 1+3 / Jahna**



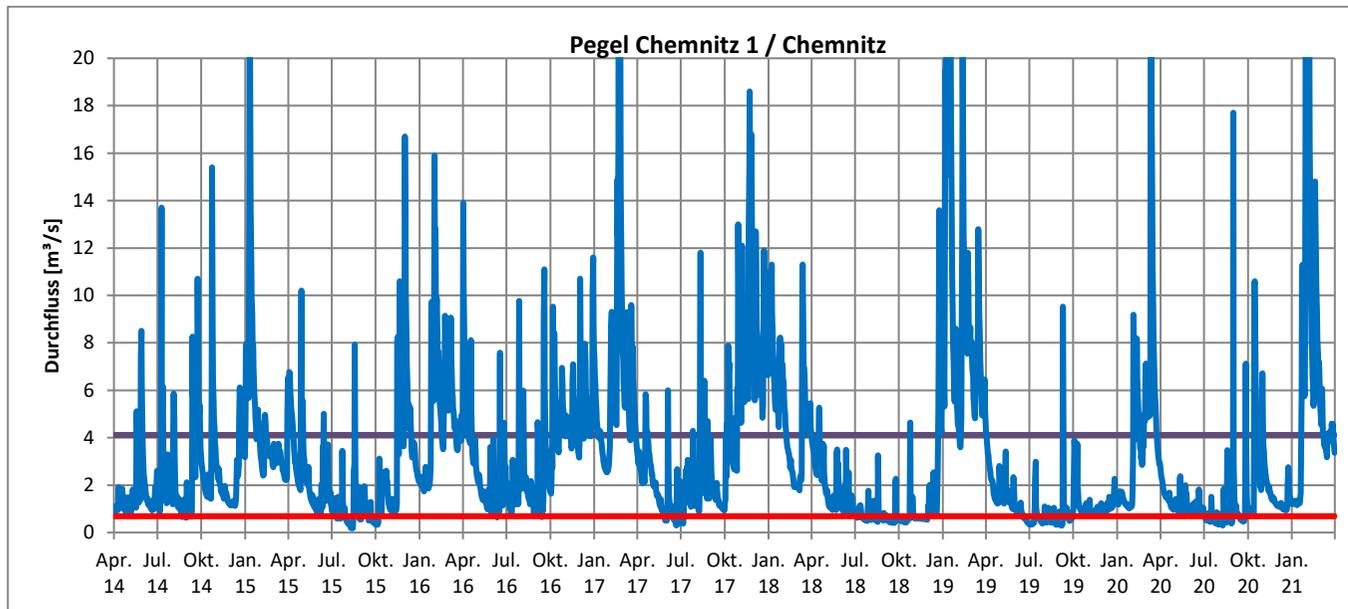
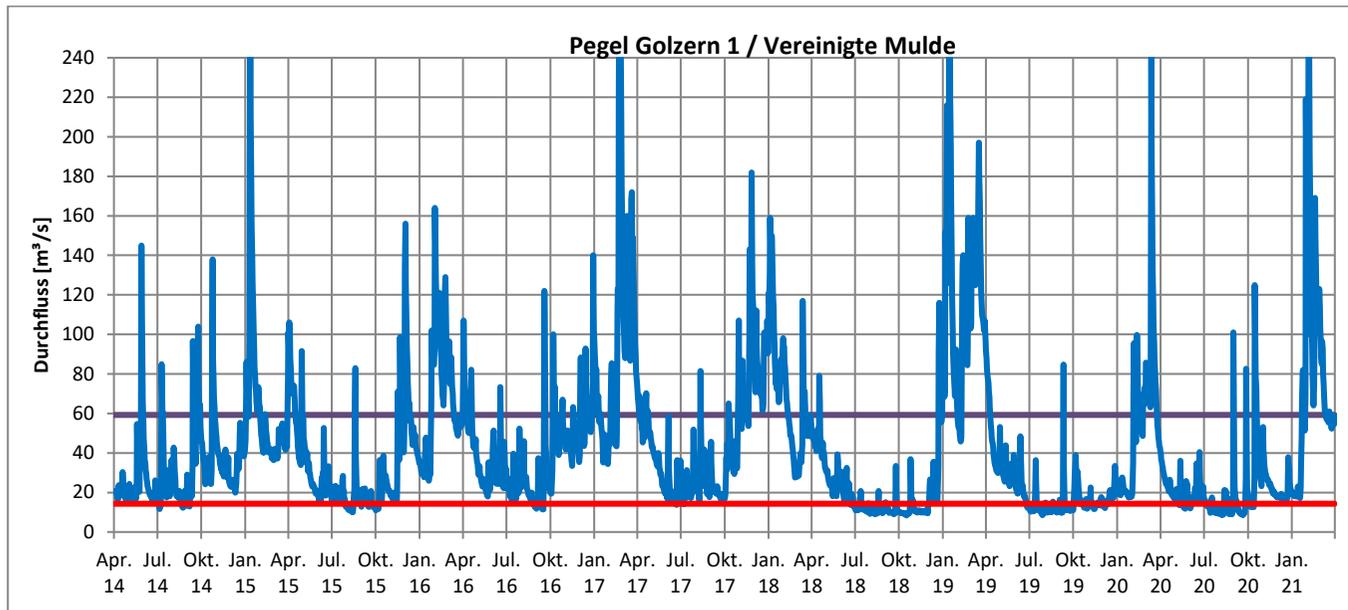
**Pegel Trado 3+2 / Schwarze Elster**



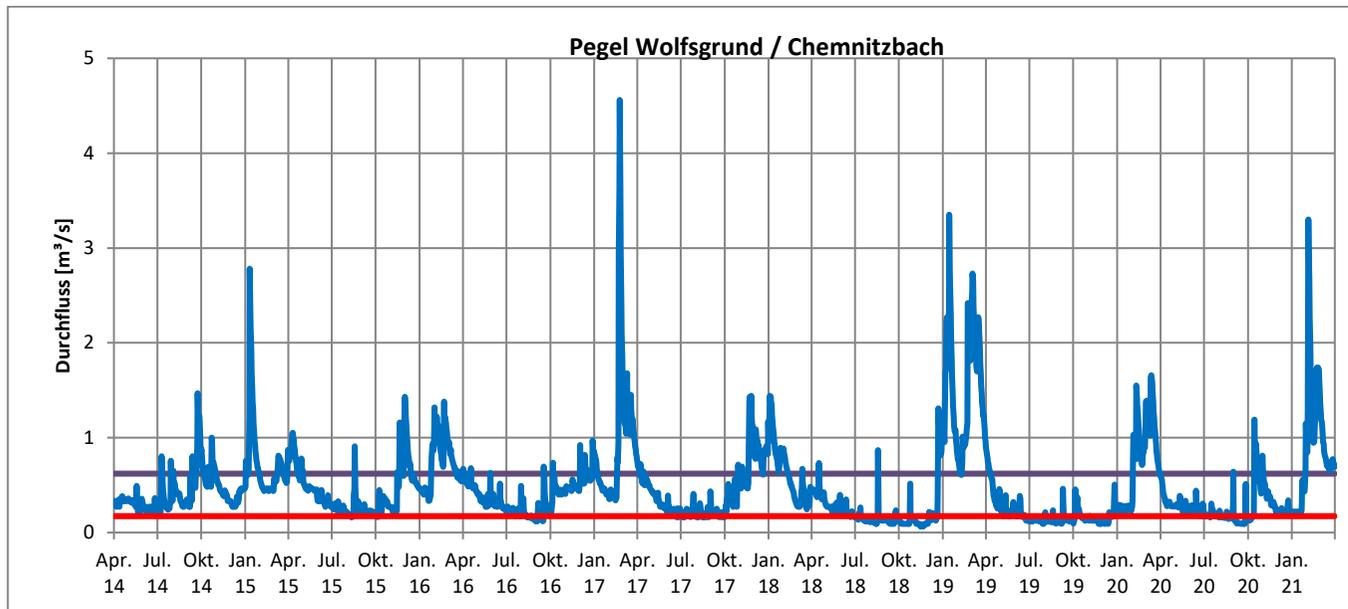
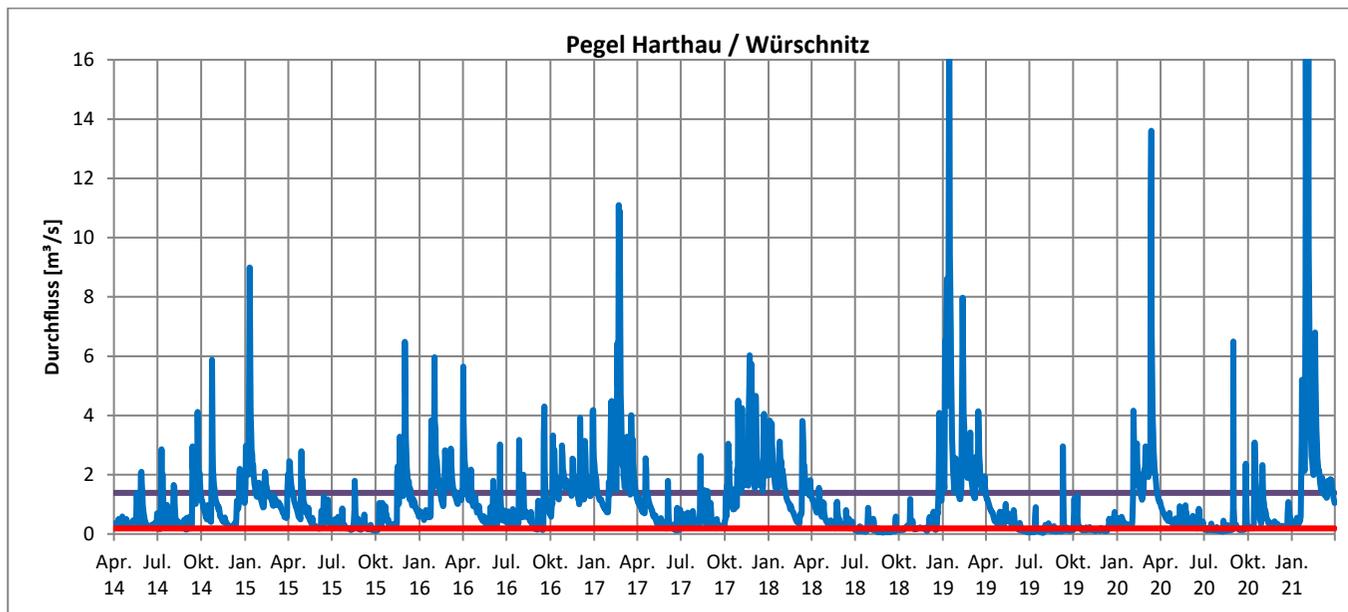
**Pegel Neuwiese / Schwarze Elster**





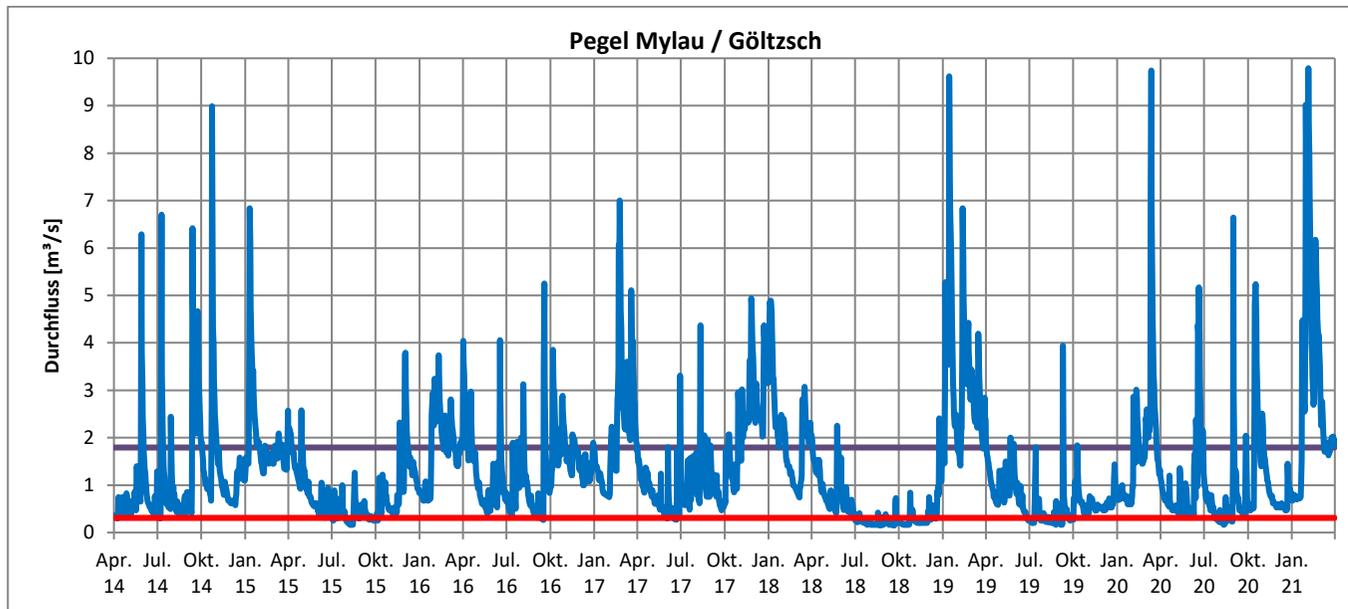
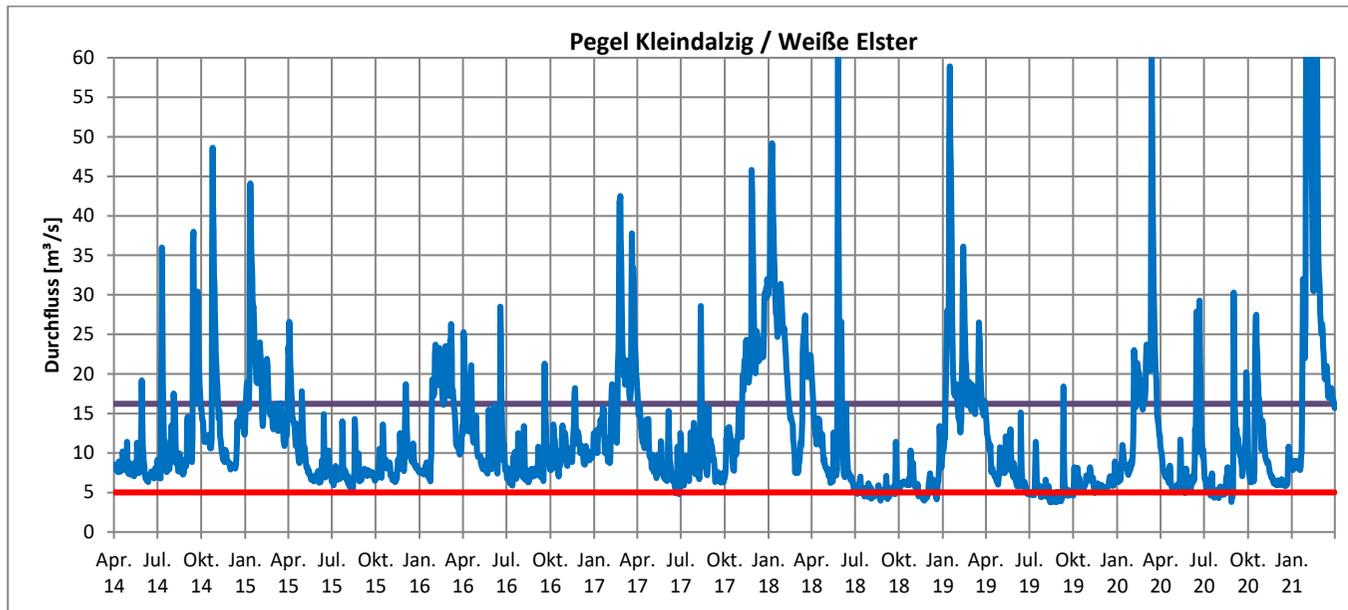






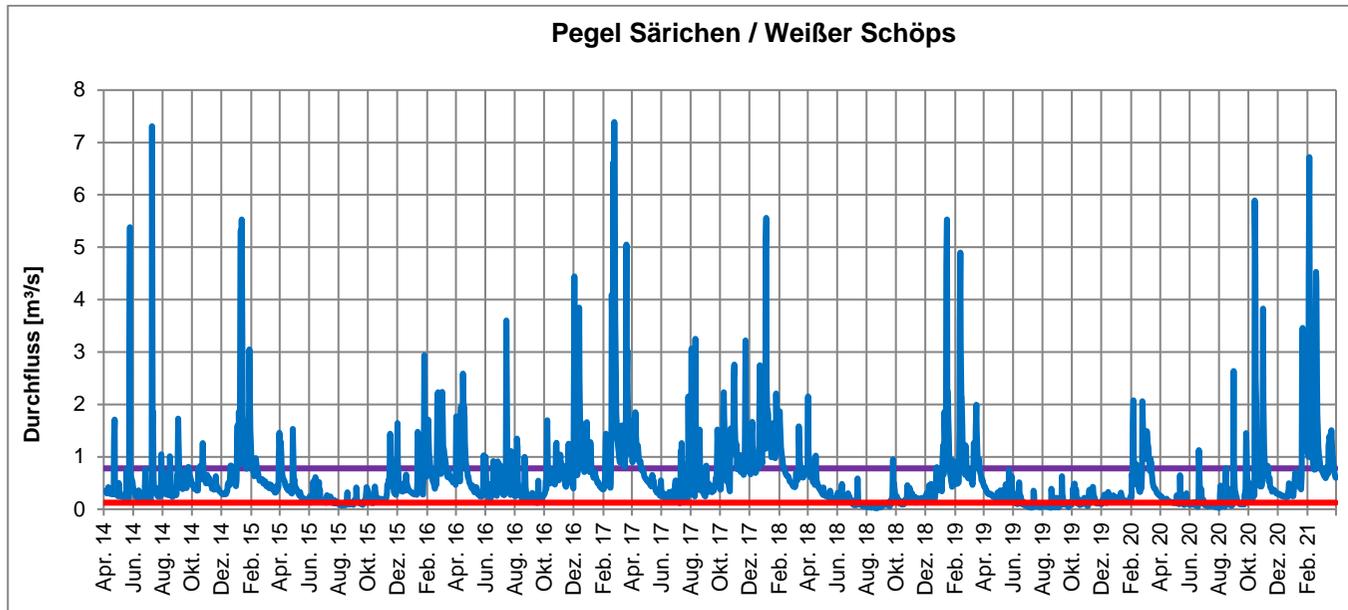
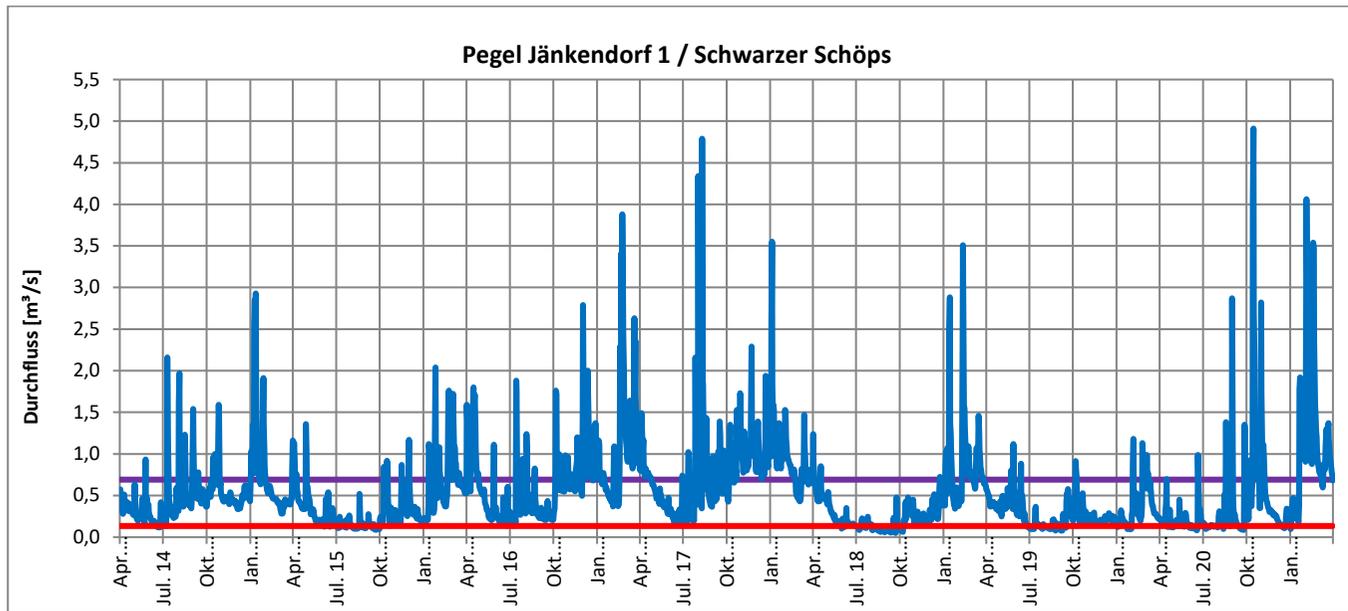


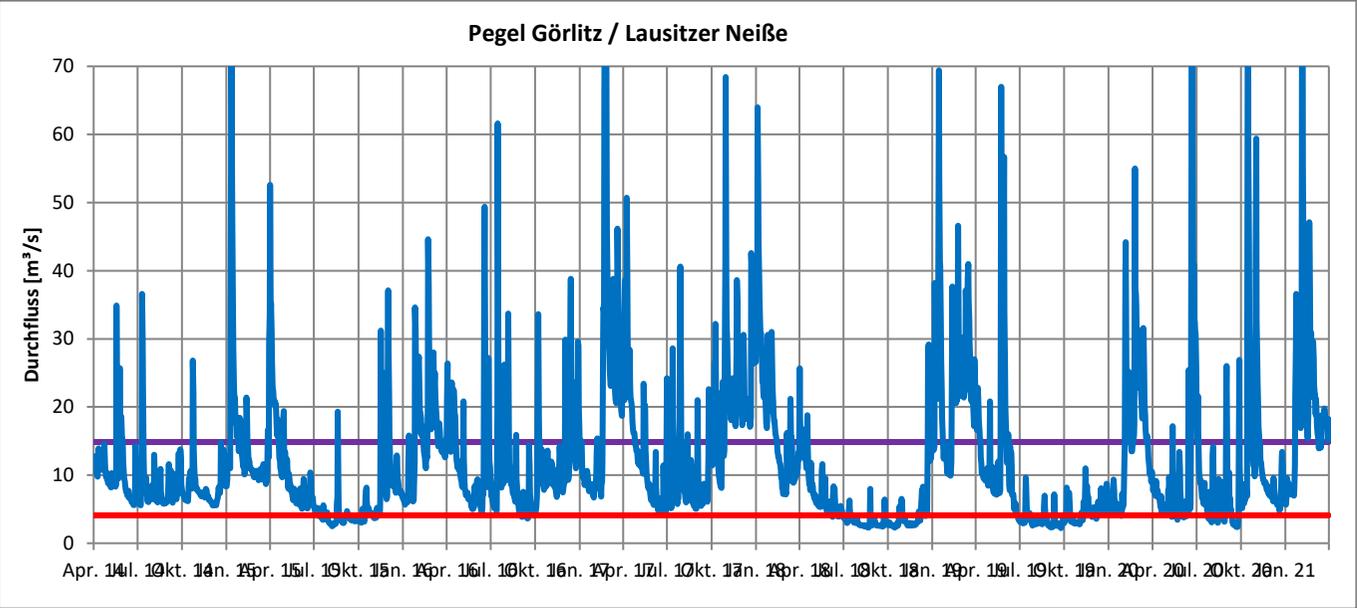
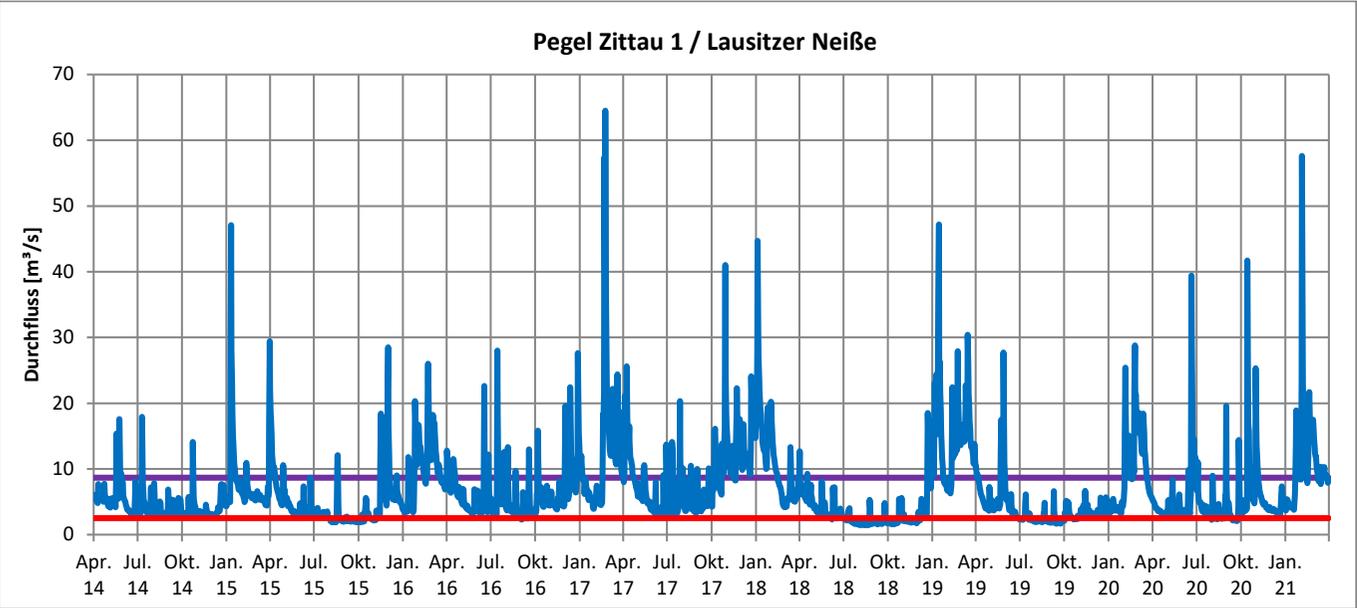


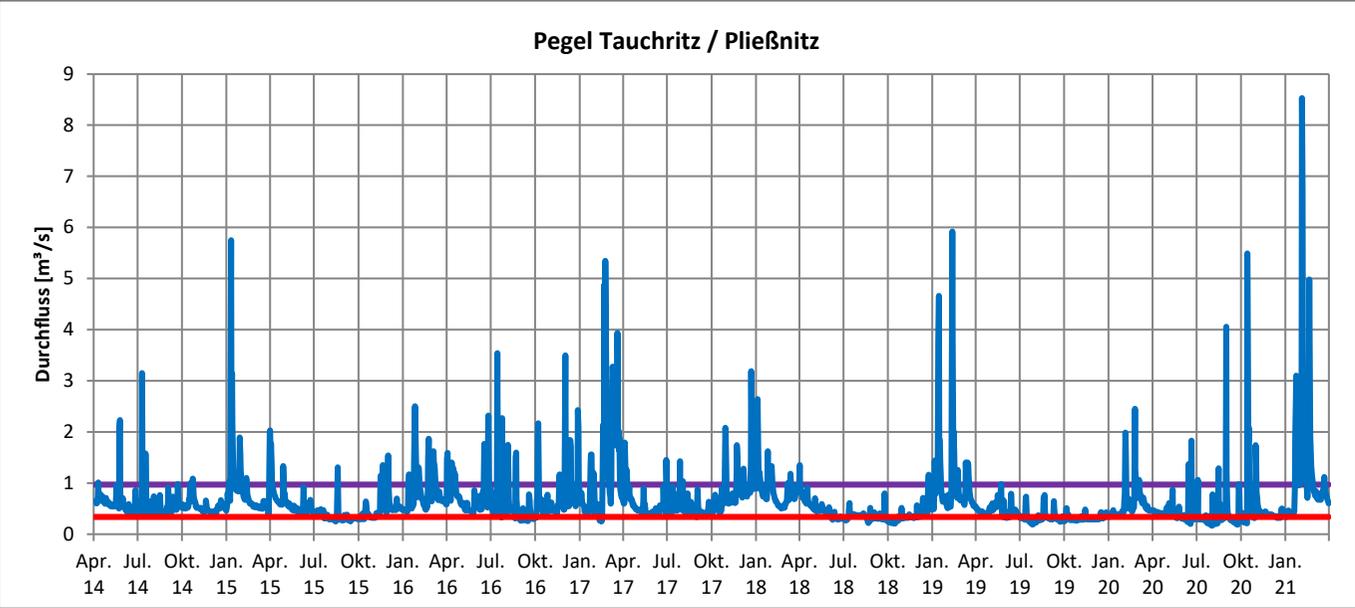
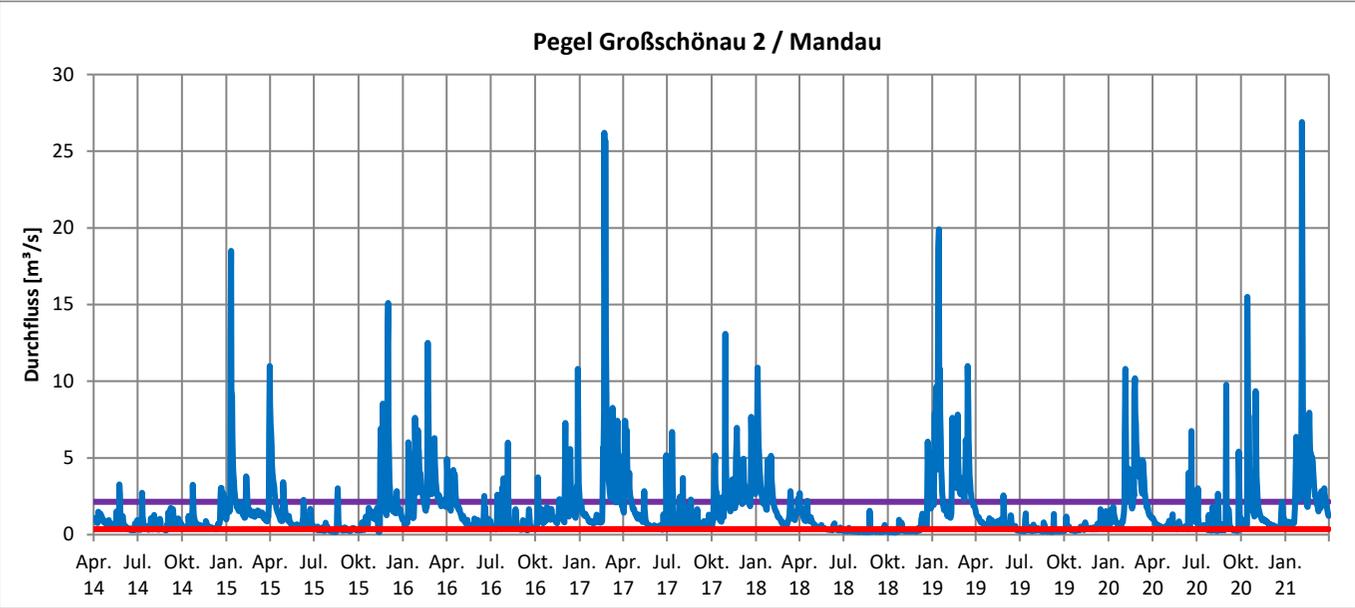










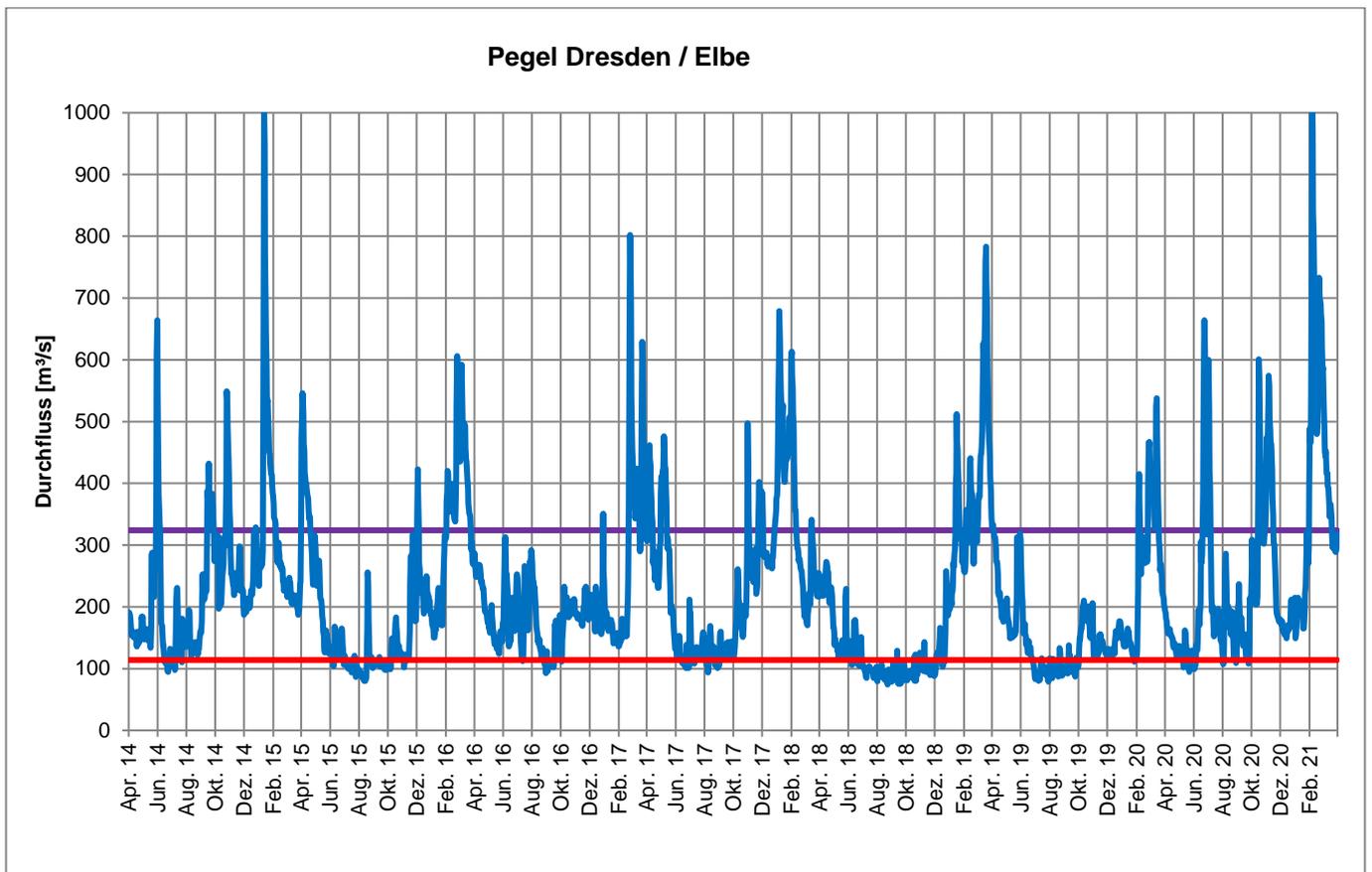


A 3.6 Die Dauer der Unterschreitung von MNQ der Reihe 1991 bis 2020 in den WHJ 1934, 1962, 1964, 1976, 1991, 1992, 1993, 2003, 2004 sowie 2014-2020

Nr.	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	MNQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]																
				Reihe 1991-2020	1934	1962	1963	1964	1976	1991	1992	1993	2003	2004	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1	Nebenflüsse Elbe	Kirnitzsch	Kirnitzschtal	0,575	1	53	18	78	0	0	2	0	26	1	4	23	0	0	179	91	23
2	Nebenflüsse Elbe	Lachsbach	Porschdorf 1	0,945	85	59	39	63	83	87	44	4	102	4	0	83	0	0	138	123	87
3	Nebenflüsse Elbe	Wesenitz	Elbersdorf	0,799	154	84	256	146	24	125	51	2	22	37	0	58	0	0	125	91	150
4	Nebenflüsse Elbe	Müglitz	Dohna	0,302	112	196	104	6	123	0	0	0	84	21	0	63	0	6	153	95	53
5	Nebenflüsse Elbe	Lockwitzbach	Kreischa	0,021	-	-	60	6	124	0	1	44	131	72	0	15	0	0	67	69	15
6	Nebenflüsse Elbe	Wilde Weißeritz	Ammelsdorf	0,110	61	94	26	73	111	0	0	0	80	0	0	22	0	0	90	2	29
7	Nebenflüsse Elbe	Ketzerbach	Piskowitz 2	0,192	-	-	-	-	153	141	129	73	0	10	0	8	0	0	100	207	225
8	Nebenflüsse Elbe	Jahna	Seerhausen 1 + 3	0,191	133	-	-	-	91	70	135	46	10	0	0	0	0	37	99	92	221
9	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Trado 3 + 2	0,137	-	-	-	-	-	0	4	5	26	32	0	23	0	0	61	81	94
10	Schwarze Elster	Schwarze Elster	Neuwiese	0,302	-	11	96	120	74	65	99	40	71	35	0	11	0	0	54	97	114
11	Schwarze Elster	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Zescha	0,326	-	-	-	-	81	36	24	0	0	54	0	30	0	1	26	60	72
12	Schwarze Elster	Große Röder	Großdittmannsdorf	0,725	186	55	245	161	91	89	45	0	53	32	34	69	0	6	119	195	115
13	Mulde	Vereinigte Mulde	Golzern 1	14,30	86	125	35	4	97	37	4	0	79	12	11	39	17	3	145	118	87
14	Mulde	Chemnitz	Chemnitz 1	0,687	89	101	24	76	13	0	6	0	39	0	6	45	3	19	114	74	60
15	Mulde	Chemnitz	Göritzchain	1,78	113	179	103	121	1	0	0	0	65	14	45	79	15	3	129	109	68

Nr.	Einzugsgebiet	Gewässer	Pegel	MNQ [m³/s]	Dauer der Unterschreitung von MNQ [Tage]																
				Reihe 1991-2020	1934	1962	1963	1964	1976	1991	1992	1993	2003	2004	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
16	Mulde	Zwönitz	Altchemnitz 2	0,344	-	-	-	-	-	0	13	1	48	0	26	22	4	-	39	89	64
17	Mulde	Würschnitz	Harthau	0,188	-	-	-	-	76	0	0	0	53	0	10	43	12	17	127	148	73
18	Mulde	Chemnitzbach	Wolfsgrund	0,173	112	143	116	71	175	3	29	12	93	0	0	8	34	37	164	179	80
19	Mulde	Bobritzsch	Krummenhennersdorf 1	0,160	-	-	-	-	-	-	0	0	0	1	18	25	8	0	119	61	87
20	Mulde	Zschopau	Tannenberg	0,266	-	63	3	59	0	25	0	0	89	0	0	39	6	0	136	47	34
21	Mulde	Zschopau	Lichtenwalde 1	4,40	100	113	4	116	82	0	0	0	106	1	13	42	30	32	142	103	85
22	Mulde	Schwarze Pockau	Zöblitz	0,418	-	87	7	43	26	0	0	0	158	0	20	29	39	11	171	79	51
23	Weißer Elster	Weißer Elster	Adorf 1	0,344	63	136	37	94	66	0	0	0	32	3	31	40	8	1	33	<b>83</b>	58
24	Weißer Elster	Weißer Elster	Kleindalzig	5,01	-	-	-	-	-	5	2	0	34	46	0	0	0	3	58	<b>62</b>	29
25	Weißer Elster	Göltzsch	Mylau	0,309	98	36	9	67	0	6	50	0	40	0	5	42	6	8	<b>142</b>	63	27
26	Weißer Elster	Pleißer	Regis-Serbitz	1,05	-	-	-	7	45	43	68	3	7	8	0	82	24	5	124	92	<b>160</b>
27	Spree	Spree	Bautzen 1	0,886	193	35	107	97	56	112	97	7	62	43	0	39	7	0	93	<b>150</b>	92
28	Spree	Löbauer Wasser	Gröditz 2	0,413	193	179	97	99	124	67	49	0	122	102	0	77	26	3	<b>109</b>	83	88
29	Spree	Schwarzer Schöps	Jänkendorf 1	0,133	-	81	85	79	173	98	124	33	43	105	6	56	0	0	<b>79</b>	67	65
30	Spree	Weißer Schöps	Särichen	0,124	-	-	128	92	56	67	80	3	56	24	0	40	1	1	86	<b>118</b>	94
31	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Zittau 1	2,51	-	163	86	49	123	6	14	0	131	25	0	78	8	0	<b>146</b>	86	30
32	Lausitzer Neiße	Lausitzer Neiße	Görlitz	4,08	0	66	22	67	48	18	51	0	93	38	0	87	11	0	<b>153</b>	126	42
33	Lausitzer Neiße	Mandau	Großschönau 2	0,359	-	-	-	0	0	7	25	0	61	12	34	79	23	3	175	120	38
34	Lausitzer Neiße	Pließnitz	Tauchritz	0,338	-	-	-	-	86	47	21	7	53	62	0	81	35	1	106	151	115

A 3.7 Tagesmittelwerte des Durchflusses Q am Pegel Dresden ab 01.04.2014 bis 31.03.2021 im Vergleich zum mehrjährigen MQ (1991-2020) in lila und MNQ (1991-2020) in rot



## A 5 Anhang Kapitel 5, Boden - Situation

### A 5.1 Übersicht über Zeiträume mit Fehlwerten der Bodenfeuchtemessungen sowie der zum Ersetzen genutzten Methodik

#### Hilbersdorf

durch modellierte Bodenfeuchtedaten ersetzte Zeiträume: 15.04.2008 – 24.08.2010; 23.07.2017 – 20.12.2017; 13.03.2019 – 10.06.2019

durch lineare Interpolation ersetzte Zeiträume: 04.12.2013 – 08.12.2013; 29.04.2014 – 04.05.2014; 13.05.2014 – 25.05.2014; 21.12.2016

#### Köllitsch

durch lineare Interpolation ersetzte Zeiträume: 13.04.2017 – 03.05.2017

#### Schmorren

Zeiträume, für die kein Ersatz der Fehlwerte möglich war: 28.10.2014 – 26.05.2016

durch lineare Interpolation ersetzte Zeiträume: 01.11.2006 – 29.11.2006; 20.06.2013 – 03.07.2013; 05.12.2013 – 10.12.2013; 17.12.2013 – 19.12.2013

#### Lippen

durch lineare Interpolation ersetzte Zeiträume: 06.11.2006 – 17.11.2006; 08.11.2007 – 28.11.2007; 24.12.2007; 28.12.2007; 01.01.2008 – 04.01.2008; 06.01.2008; 09.12.2009; 11.12.2009 – 14.12.2009; 16.12.2009; 26.11.2010; 29.11.2020; 14.01.2011; 21.01.2011 – 24.01.2011; 26.01.2011-27.01.2011; 03.02.2011; 18.02.2011 – 19.02.2011; 27.12.2011; 09.02.2012; 28.10.2012 – 01.11.2012; 07.11.2013 – 18.11.2013; 12.06.2014 – 18.06.2014; 10.12.2014; 14.12.2014; 19.12.2014; 22.12.2014; 24.12.2014; 27.12.2014 – 08.01.2015; 13.01.2016; 15.01.2016 – 17.01.2016; 30.08.2016 – 18.10.2016; 21.02.2018 – 22.02.2018; 10.10.2018 – 28.10.2018

## A 6 Anhang Kapitel 6, Gewässergütesituation Fließgewässer

A 6.1 Übersicht über die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat für einen guten ökologischen Zustand von Fließgewässern laut OGeWV für die Oberflächengewässer-Typen an den untersuchten Beschaffenheitsmessstellen

	Oberflächengewässer-Typ an Beschaffenheitsmessstelle	Ammonium-Stickstoff (mg/l)	Gesamt-P (mg/l)	ortho-Phosphat-P (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Lachsbach (OBF04500) Bobritzsch (OBF33200)	Typ 9 (Silikatisch, fein- bis grobmaterialige Mittelgebirgsflüsse)	≤ 0,1	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 200	≤ 75
Lausitzer Neiße (OBF17300)	Typ 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges)	≤ 0,1	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 200	≤ 220
Elbe (OBF00200)	Typ 10 (Kiesgeprägte Ströme)	≤ 0,1	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 200	≤ 220
Jahna (OBF14700)	Typ 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse)	≤ 0,2	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 200	≤ 200
Löbauer Wasser (OBF22800) Große Röder (OBF29600) Weiße Elster (OBF50600)	Typ 17 (Kiesgeprägte Tieflandströme)	≤ 0,2	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 200	≤ 200

## A 7 Anhang Kapitel 7, Auswirkungen der Trockenheit

A 7.1 Anhang Kapitel 7.1, Die Niedrigwassersituation an den sächsischen Stauanlagen 2014-2020 und deren Auswirkungen

### A 7.1.1 Niederschläge an LTV- Stauanlagen 2014 bis 2020 (hydrologisches Winter-, Sommer-, Jahr) im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020)

<b>TS Gottleuba</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	165	241	277	252	195	281	193	243
	Sommer HJ	517	360	552	447	259	323	466	435
	Abflussjahr	681	601	829	699	454	604	660	679
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	68	99	114	104	80	115	79	100
	Sommer HJ	119	83	127	103	59	74	107	100
	Abflussjahr	100	89	122	103	67	89	97	100

<b>TS Lehmühle</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	208	313	371	400	324	463	273	387
	Sommer HJ	565	413	533	438	296	367	530	500
	Abflussjahr	772	727	904	838	620	829	802	887
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	54	81	96	103	84	119	70	100
	Sommer HJ	113	83	107	88	59	73	106	100
	Abflussjahr	87	82	102	95	70	93	90	100

<b>TS Bautzen</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	136	129	207	196	132	159	127	204
	Sommer HJ	353	353	376	420	169	248	399	352
	Abflussjahr	489	482	583	616	301	407	525	557
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	67	63	101	96	65	78	62	100
	Sommer HJ	100	100	107	119	48	70	113	100
	Abflussjahr	88	86	105	111	54	73	94	100

<b>TS Schönbach</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	146	190	268	228	249	269	176	258
	Sommer HJ	453	422	327	423	187	281	373	399
	Abflussjahr	599	612	595	651	436	549	549	657
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	56	74	104	89	97	104	68	100
	Sommer HJ	114	106	82	106	47	70	94	100
	Abflussjahr	91	93	91	99	66	84	84	100

<b>TS Dröda</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	149	194	269	179	247	258	238	260
	Sommer HJ	466	285	473	473	304	306	424	395
	Abflussjahr	615	478	743	651	551	564	662	655
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	57	74	104	69	95	99	92	100
	Sommer HJ	118	72	120	120	77	78	107	100
	Abflussjahr	94	73	113	100	84	86	101	100

TS Neunzehnhain 2		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittelwert 1991-2020
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	244	325	401	432	367	509	338	410
	Sommer HJ	521	456	601	531	342	404	513	521
	Abflussjahr	765	781	1001	962	709	913	851	931
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	59	79	98	105	90	124	82	100
	Sommer HJ	100	88	115	102	66	78	98	100
	Abflussjahr	82	84	108	103	76	98	91	100

TS Eibenstock		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittelwert 1991-2020
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	220	304	403	349	366	511	323	411
	Sommer HJ	597	432	667	577	299	442	499	549
	Abflussjahr	817	736	1070	925	665	953	823	960
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	54	74	98	85	89	124	79	100
	Sommer HJ	109	79	122	105	54	81	91	100
	Abflussjahr	85	77	112	96	69	99	86	100

TS Pöhl		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittelwert 1991-2020
Niederschlag beobachtet in mm	Winter HJ	119	165	236	188	231	247	194	235
	Sommer HJ	480	280	432	398	216	322	505	396
	Abflussjahr	599	445	668	586	447	569	699	631
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	51	70	100	80	98	105	82	100
	Sommer HJ	121	71	109	100	54	81	127	100
	Abflussjahr	95	70	106	93	71	90	111	100

**A 7.1.2 Zuflüsse an LTV- Stauanlagen 2014 bis 2020 (hydrologisches Winter-, Sommerhalbjahr, Jahr) im Vergleich zum mehrjährigen Mittelwert (1991-2020)**

<b>TS Gottleuba</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	0,260	0,629	0,514	0,698	0,517	0,559	0,307	0,590
	Sommer HJ	0,244	0,151	0,383	0,142	0,044	0,076	0,125	0,252
	Abfluss-jahr	0,252	0,390	0,449	0,420	0,281	0,318	0,216	0,421
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	44	107	87	118	88	95	52	100
	Sommer HJ	97	60	152	56	18	30	49	100
	Abfluss-jahr	60	93	107	100	67	75	51	100

<b>TS Lehmühle</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	0,571	1,169	1,218	1,573	1,183	1,614	0,954	1,429
	Sommer HJ	0,576	0,323	0,513	0,403	0,177	0,316	0,445	0,604
	Abfluss-jahr	0,574	0,746	0,866	0,988	0,680	0,965	0,700	1,017
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	40	82	85	110	83	113	67	100
	Sommer HJ	95	53	85	67	29	52	74	100
	Abfluss-jahr	56	73	85	97	67	95	69	100

<b>TS Bautzen</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	2,108	2,296	2,610	2,919	3,020	2,479	1,575	3,287
	Sommer HJ	1,764	1,254	1,513	2,001	1,142	1,030	1,223	2,017
	Abfluss-jahr	1,936	1,775	2,062	2,460	2,081	1,754	1,399	2,652
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	64	70	79	89	92	75	48	100
	Sommer HJ	87	62	75	99	57	51	61	100
	Abfluss-jahr	73	67	78	93	78	66	53	100

<b>TS Schönbach</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	0,376	0,496	0,440	0,568	0,495	0,360	0,204	0,629
	Sommer HJ	0,419	0,239	0,247	0,234	0,141	0,137	0,133	0,352
	Abflussjahr	0,398	0,368	0,343	0,401	0,318	0,248	0,168	0,491
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	60	79	70	90	79	57	32	100
	Sommer HJ	119	68	70	66	40	39	38	100
	Abflussjahr	81	75	70	82	65	51	34	100

<b>TS Dröda</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	0,187	0,417	0,428	0,395	0,623	0,448	0,407	0,598
	Sommer HJ	0,151	0,058	0,300	0,201	0,050	0,069	0,163	0,180
	Abflussjahr	0,169	0,238	0,364	0,298	0,336	0,258	0,285	0,389
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	31	70	72	66	104	75	68	100
	Sommer HJ	84	32	167	112	28	39	91	100
	Abflussjahr	43	61	94	77	87	66	73	100

<b>TS Neunzehnhain 2</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	0,068	0,126	0,055	0,216	0,181	0,228	0,097	0,186
	Sommer HJ	0,062	0,075	0,088	0,055	0,035	0,049	0,052	0,109
	Abflussjahr	0,065	0,101	0,071	0,135	0,108	0,138	0,075	0,147
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	36	68	29	116	97	123	52	100
	Sommer HJ	57	69	81	50	32	45	48	100
	Abflussjahr	44	68	48	92	73	94	51	100

<b>TS Eibenstock</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Mittelwert 1991-2020</b>
Zufluss beobachtet in m³/s	Winter HJ	1,29	2,97	3,46	3,74	4,36	5,07	2,81	4,32
	Sommer HJ	2,37	0,89	2,17	2,05	0,86	1,36	1,56	2,38
	Abflussjahr	1,83	1,93	2,81	2,90	2,61	3,21	2,19	3,35
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	30	69	80	87	101	117	65	100
	Sommer HJ	99	37	91	86	36	57	65	100
	Abflussjahr	55	58	84	86	78	96	65	100

TS Pöhl		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittelwert 1991-2020
Zufluss beobachtet in m <sup>3</sup> /s	Winter HJ	0,534	1,202	1,225	1,624	1,971	1,373	0,835	1,656
	Sommer HJ	1,153	0,419	0,866	0,823	0,385	0,438	0,806	0,907
	Abfluss-jahr	0,844	0,811	1,045	1,223	1,178	0,906	0,820	1,282
Vergleich zum mehrj. Mittel in %	Winter HJ	32	73	74	98	119	83	50	100
	Sommer HJ	127	46	95	91	42	48	89	100
	Abfluss-jahr	66	63	82	95	92	71	64	100

**A 7.1.3 Stauinhalte und prozentuale Füllung (Mittelwert, Minimum, Maximum) für die hydrologischen Jahre 2014 bis 2020**

<b>TS Gottleuba</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Betriebsraum bei Stauziel</b>
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	7,499	7,470	7,295	7,537	7,042	6,387	5,707	7,970
Füllung in %	%	94%	94%	92%	95%	88%	80%	72%	
	Minimum	6,855	5,736	5,501	6,348	4,666	3,733	4,597	
	%	86%	72%	69%	80%	59%	47%	58%	
	Datum	Nov. 13	Okt. 15	Nov. 15	Okt. 17	Okt. 18	Dez. 18	Jan. 20	
	Maximum	8,016	8,165	8,052	8,140	8,132	8,022	7,157	
	%	101%	102%	101%	102%	102%	101%	90%	
	Datum	Okt. 14	Jan. 15	Okt. 16	Feb. 17	Jan. 18	Mrz. 19	Apr. 20	

<b>TS Lehmühle</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Betriebsraum bei Stauziel</b>
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	7,970	9,954	9,300	11,119	7,828	7,461	4,260	12,404
Füllung in %	%	64%	80%	75%	90%	63%	60%	34%	
	Minimum	4,873	3,494	2,854	8,751	0,389	0,704	0,942	
	%	39%	28%	23%	71%	3%	6%	8%	
	Datum	Sep. 14	Okt. 15	Nov. 15	Sep. 17	Sep. 18	Nov. 18	Aug. 20	
	Maximum	10,912	13,591	13,011	12,967	12,878	14,435	10,758	
	%	88%	110%	105%	105%	104%	116%	87%	
	Datum	Jan. 14	Jan. 15	Mrz. 16	Mrz. 17	Nov. 17	Mrz. 19	Mrz. 20	

<b>TS Bautzen</b>		<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Betriebsraum bei Stauziel</b>
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	19,188	17,907	19,437	12,700	12,833	14,935	12,947	24,230
Füllung in %	%	79%	74%	80%	52%	53%	62%	53%	
	Minimum	13,987	10,164	9,555	0*	0*	2,969	8,054	
	%	58%	42%	39%	0%	0%	12%	33%	
	Datum	Jan. 14	Okt. 15	Okt. 16	Sep. 17	Nov. 17	Nov. 18	Dez. 19	
	Maximum	24,138	24,787	24,637	24,587	24,088	24,487	18,292	
	%	100%	102%	102%	101%	99%	101%	75%	
	Datum	Sep. 14	Apr. 15	Apr. 16	Mrz. 17	Apr. 18	Mrz. 19	Apr. 20	

\* sanierungsbedingt entleerter Betriebsraum

TS Schömbach		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Betriebsraum bei Stauziel
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	0,661	0,713	0,706	0,782	0,584	0,419	0,338	1,000
Füllung in %	%	66%	71%	71%	78%	58%	42%	34%	
	Minimum	0*	0*	0,273	0,682	0,185	0,154	0,180	
	%	0%	0%	27%	68%	19%	15%	18%	
	Datum	Sep. 14	Nov. 14	Okt. 16	Nov. 16	Sep. 18	Feb. 19	Jan. 20	
	Maximum	0,946	0,946	1,008	1,098	0,967	0,682	0,570	
	%	95%	95%	101%	110%	97%	68%	57%	
	Datum	Dez. 13	Okt. 15	Nov. 15	Feb. 17	Nov. 17	Mai. 19	Apr. 20	

\* sanierungsbedingt entleerter Betriebsraum

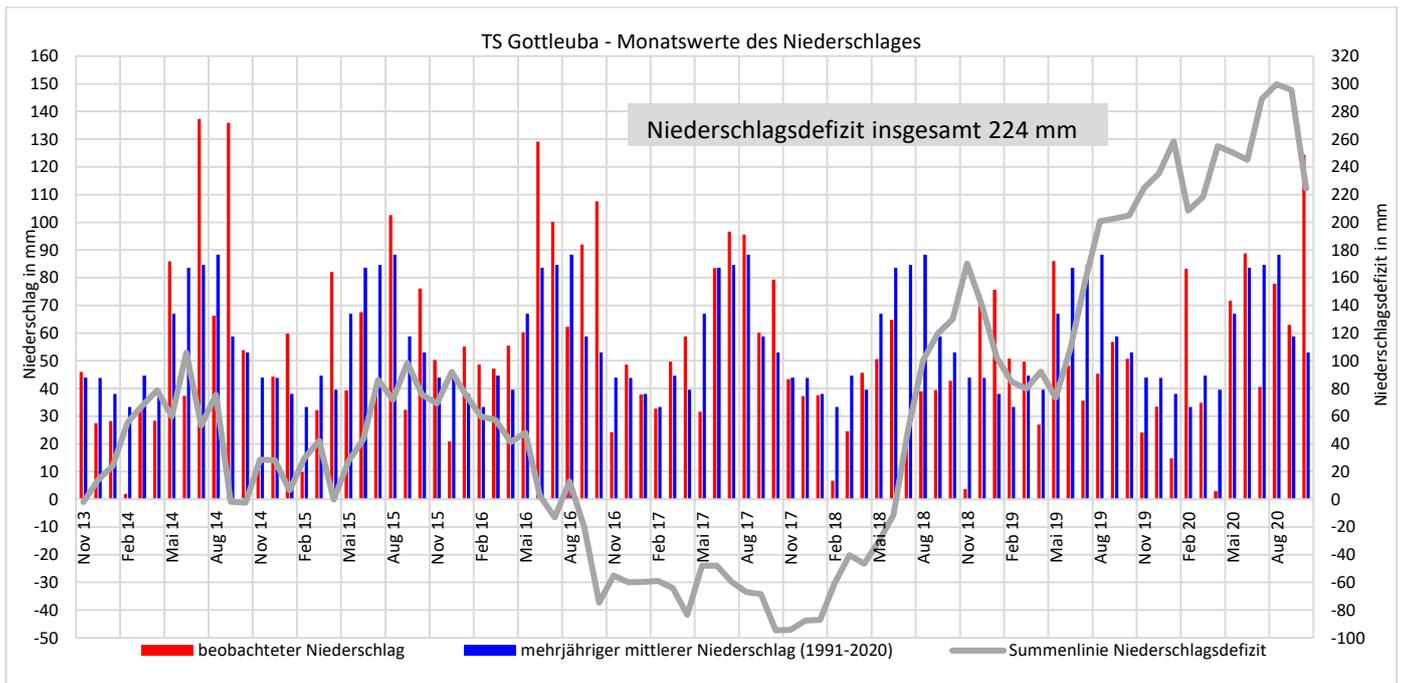
TS Dröda		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Betriebsraum bei Stauziel
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	9,355	9,082	9,103	8,645	6,663	7,185	6,903	1,000
Füllung in %	%	77%	84%	84%	80%	62%	66%	64%	
	Minimum	7,560	6,865	6,761	6,815	5,591	5,355	5,345	
	%	70%	63%	63%	63%	52%	50%	49%	
	Datum	Aug. 14	Okt. 15	Nov. 15	Okt. 17	Nov. 18	Okt. 19	Dez. 19	
	Maximum	9,637	10,820	10,829	10,806	7,007	10,780	8,263	
	%	89%	100%	100%	100%	65%	100%	76%	
	Datum	Feb. 14	Mrz. 15	Apr. 16	Mrz. 17	Feb. 18	Mrz. 19	Okt. 20	

TS Neunzehnhain 2		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Betriebsraum bei Stauziel
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	2,542	2,549	2,577	2,356	2,532	2,487	2,479	2,595
Füllung in %	%	98%	98%	99%	91%	98%	96%	96%	
	Minimum	2,447	2,472	2,455	2,253	2,366	2,326	2,264	
	%	94%	95%	95%	87%	91%	90%	87%	
	Datum	Aug. 14	Jul. 15	Nov. 15	Mai. 17	Okt. 18	Nov. 18	Nov. 19	
	Maximum	2,606	2,606	2,606	2,600	2,603	2,612	2,609	
	%	100%	100%	100%	100%	100%	101%	101%	
	Datum	Mai. 14	Jan. 15	Mai/Jun.16	Nov. 16	Nov. 17	Jan. 19	Mrz. 20	

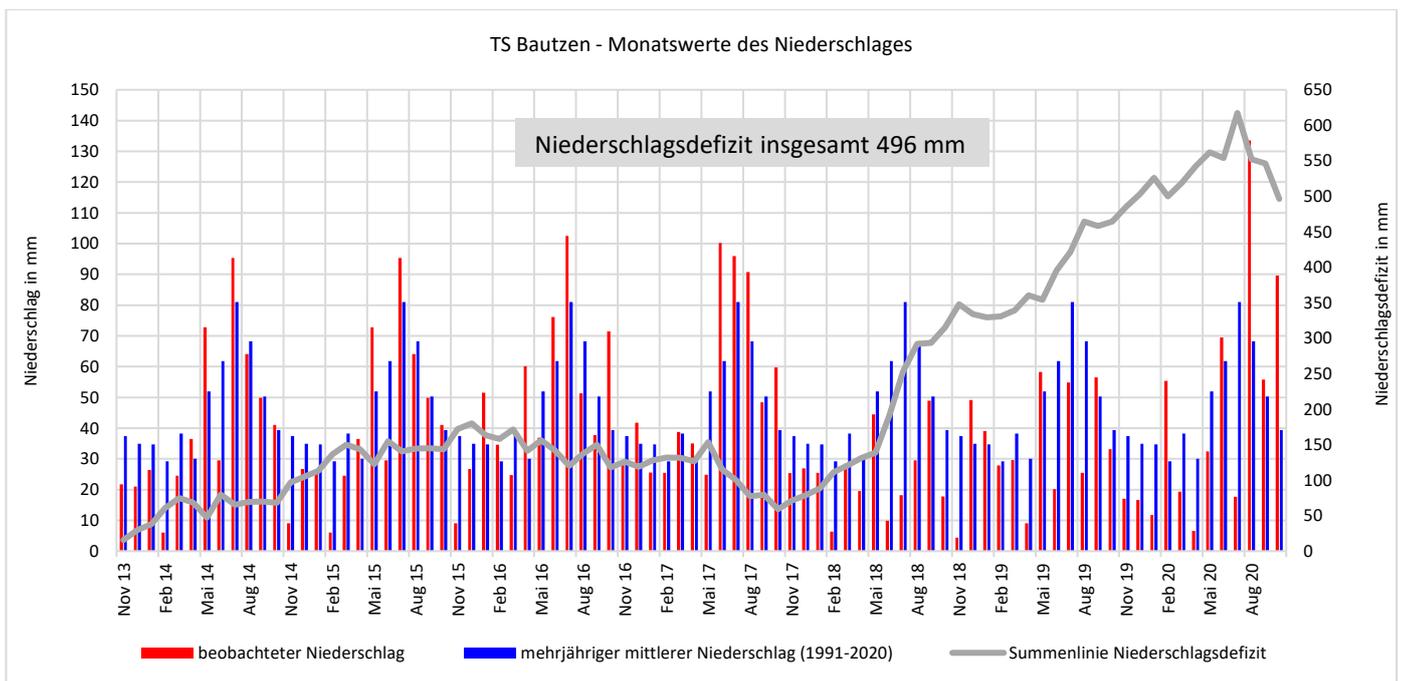
TS Eibenstock		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Betriebsraum bei Stauziel
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	42,103	52,081	53,577	53,848	49,711	45,498	48,935	55,635
Füllung in %	%	76%	94%	96%	97%	89%	82%	88%	
	Minimum	37,497	44,195	43,716	51,199	29,965	25,629	39,040	
	%	67%	79%	79%	92%	54%	46%	70%	
	Datum	Dez. 13	Okt. 15	Nov. 15	Feb. 17	Okt. 18	Dez. 18	Dez. 19	
	Maximum	55,827	57,657	58,566	56,388	56,873	58,605	57,531	
	%	100%	104%	105%	101%	102%	105%	103%	
	Datum	Okt. 14	Jan. 15	Feb. 16	Mrz. 17	Nov. 17	Mrz. 19	Mrz. 20	

TS Pöhl		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Betriebsraum bei Stauziel
Betriebsraum in Mio. m <sup>3</sup>	Mittelwert	20,973	28,239	24,135	32,256	28,669	18,951	23,056	40,820
Füllung in %	%	40%	54%	46%	62%	55%	36%	44%	(Okt.-Apr.)
	Minimum	5,116	24,257	22,423	36,495	19,620	16,686	24,080	
	%	22%	59%	55%	89%	48%	41%	59%	22,82
	Datum	Aug. 14	Okt. 15	Nov. 15	Okt. 17	Okt. 18	Dez. 18	Dez. 19	(Mai-Sep.)
	Maximum	34,113	40,831	38,792	40,990	40,955	15,770	37,476	
	%	84%	100%	95%	100%	100%	69%	92%	52,23
	Datum	Nov. 13	Apr. 15	Okt. 16	Mrz. 17	Jan. 18	Jun. 19	Okt. 20	(mittlerer IBR)

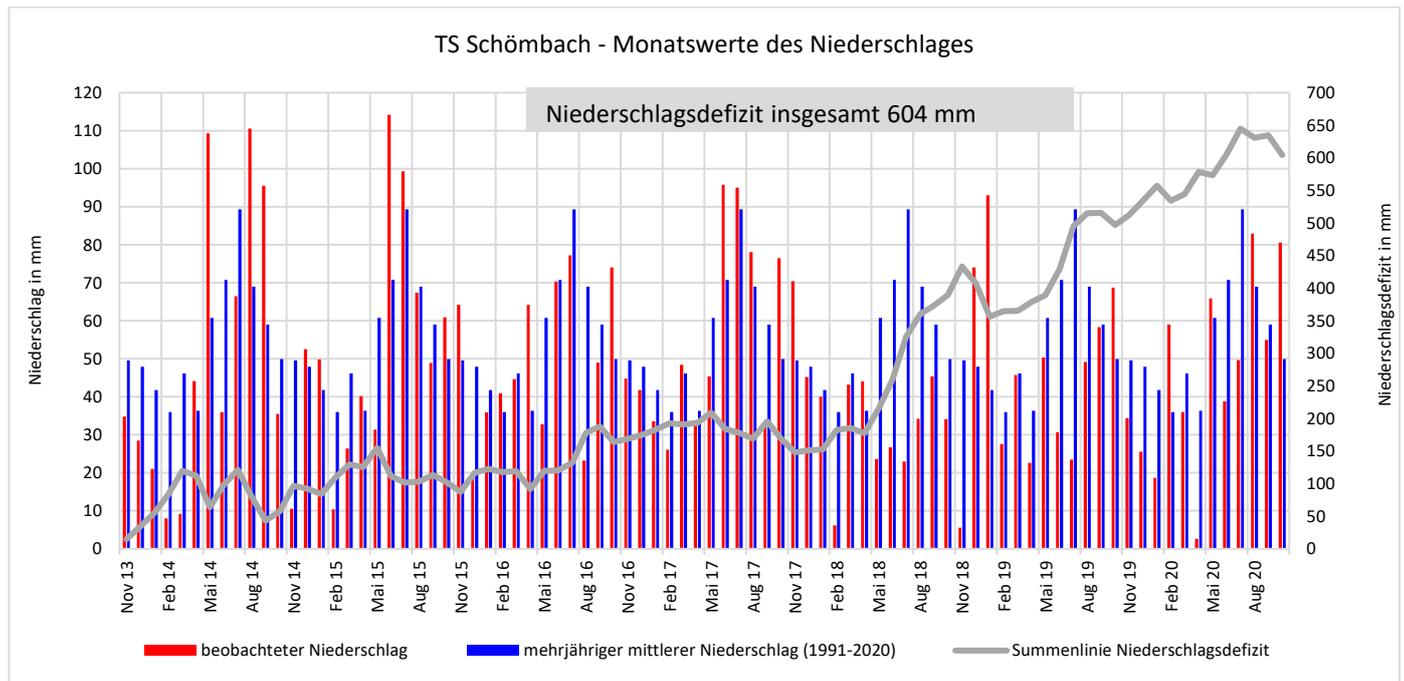
### A 7.1.4 Talsperre Gottleuba, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



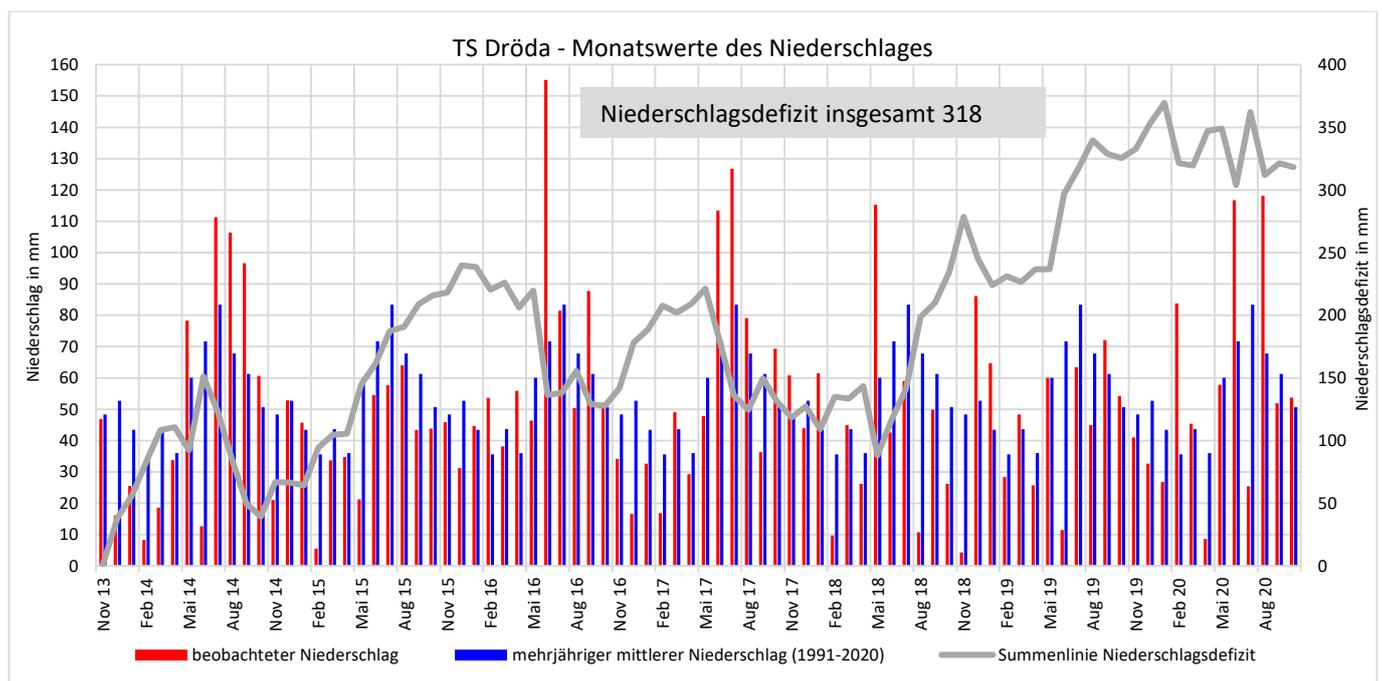
### A 7.1.5 Talsperre Bautzen, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



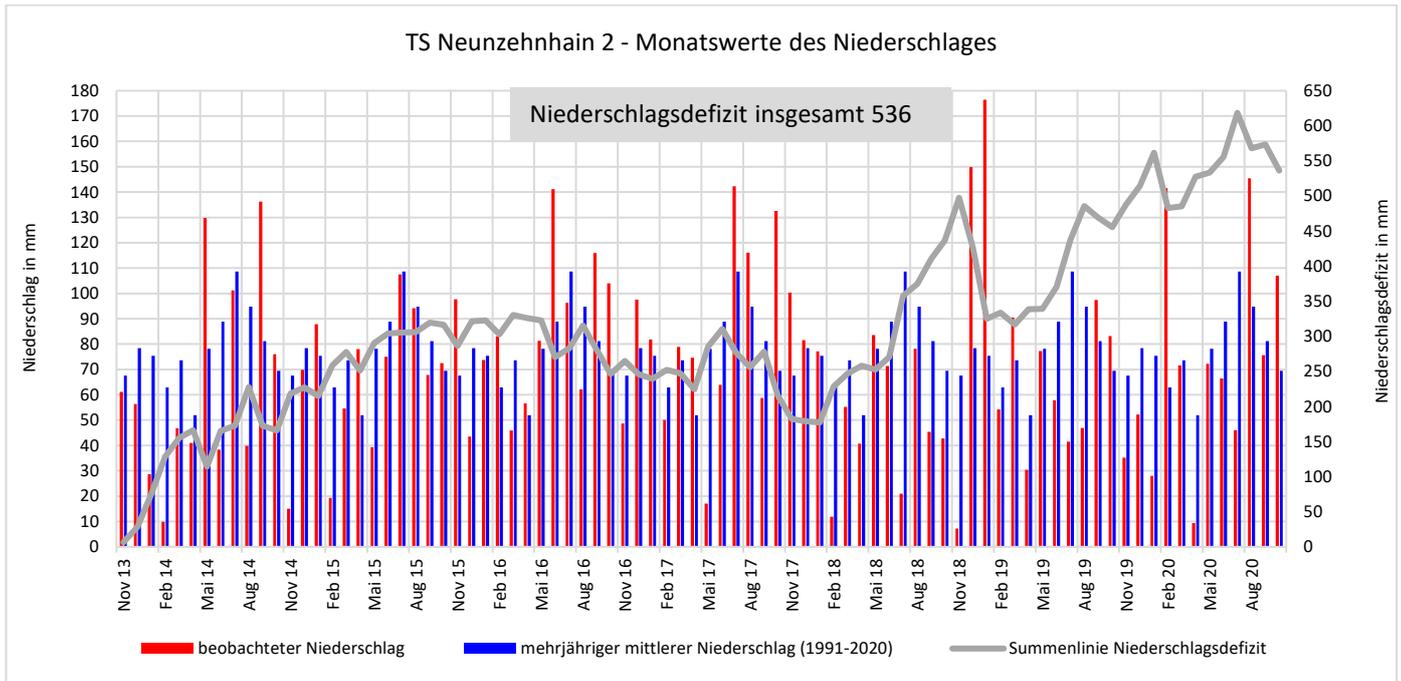
### A 7.1.6 Talsperre Schömbach, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



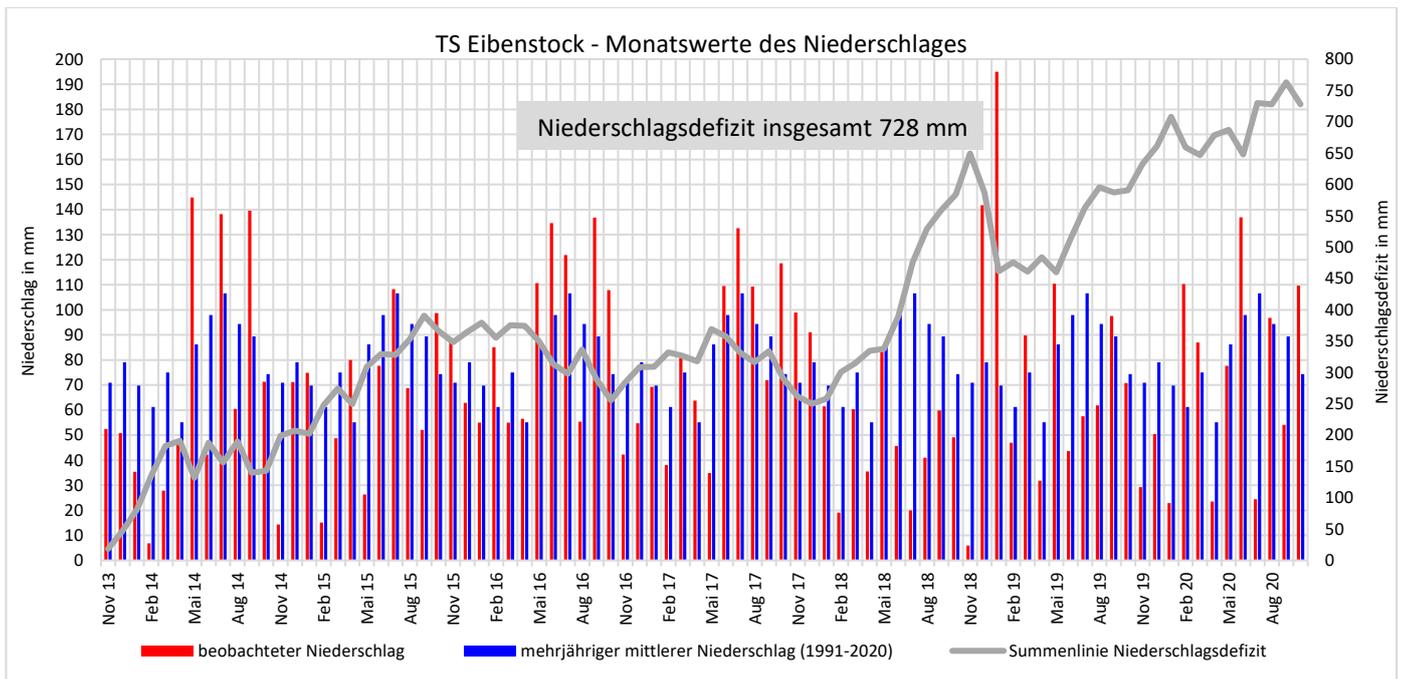
### A 7.1.7 Talsperre Dröda, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



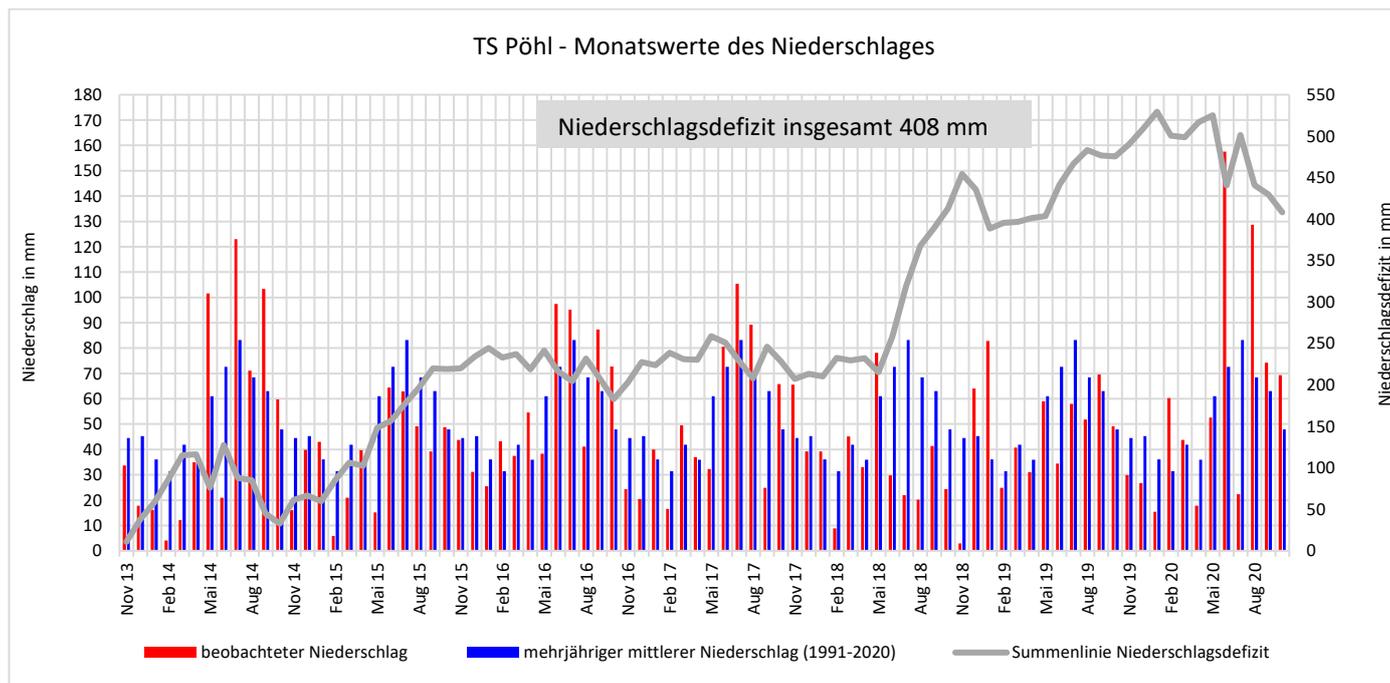
### A 7.1.8 Talsperre Neunzehnhain 2, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



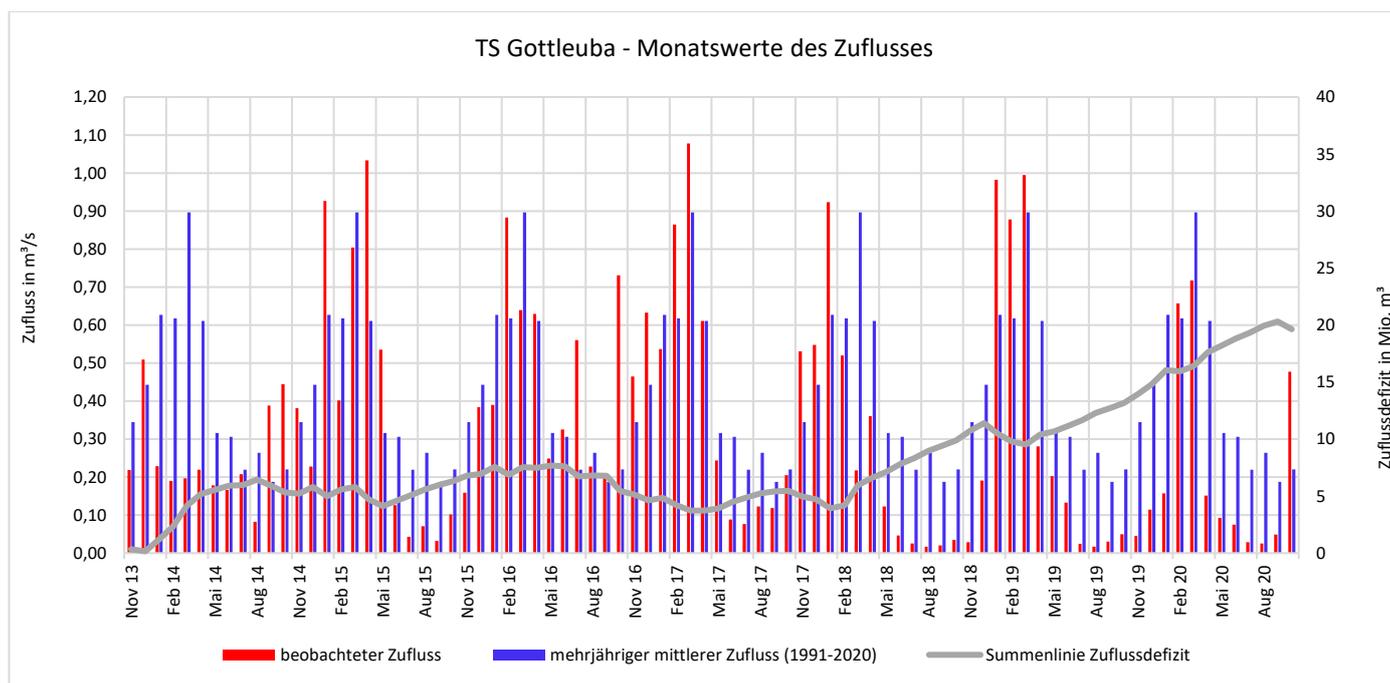
### A 7.1.9 Talsperre Eibenstock, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



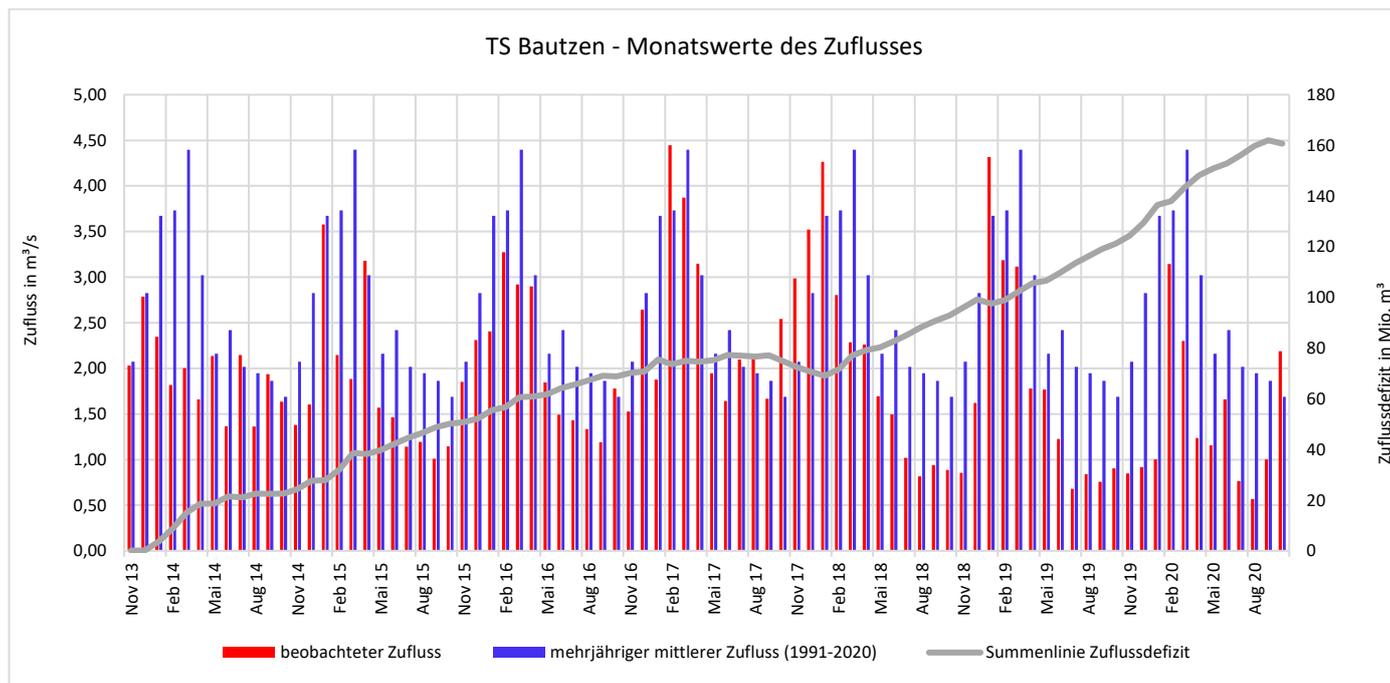
### A 7.1.10 Talsperre Pöhl, Monatswerte des Niederschlages und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



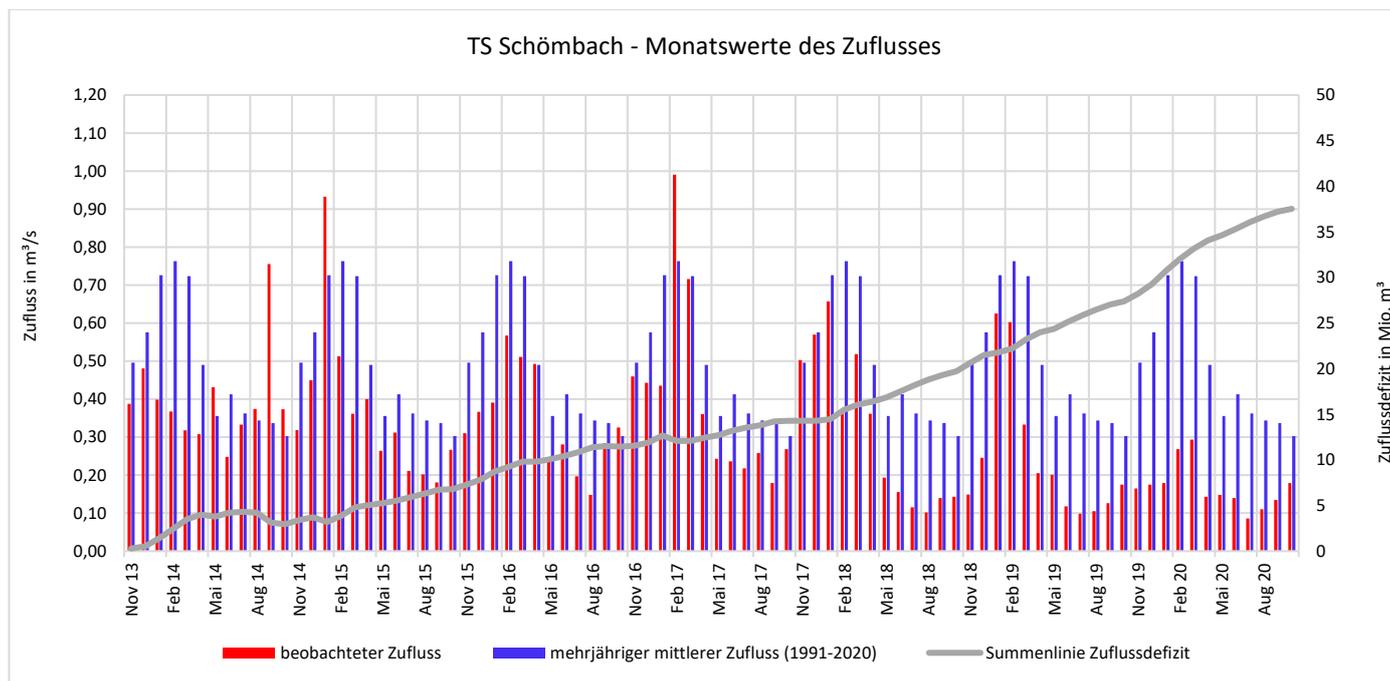
### A 7.1.11 Talsperre Gottleuba, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



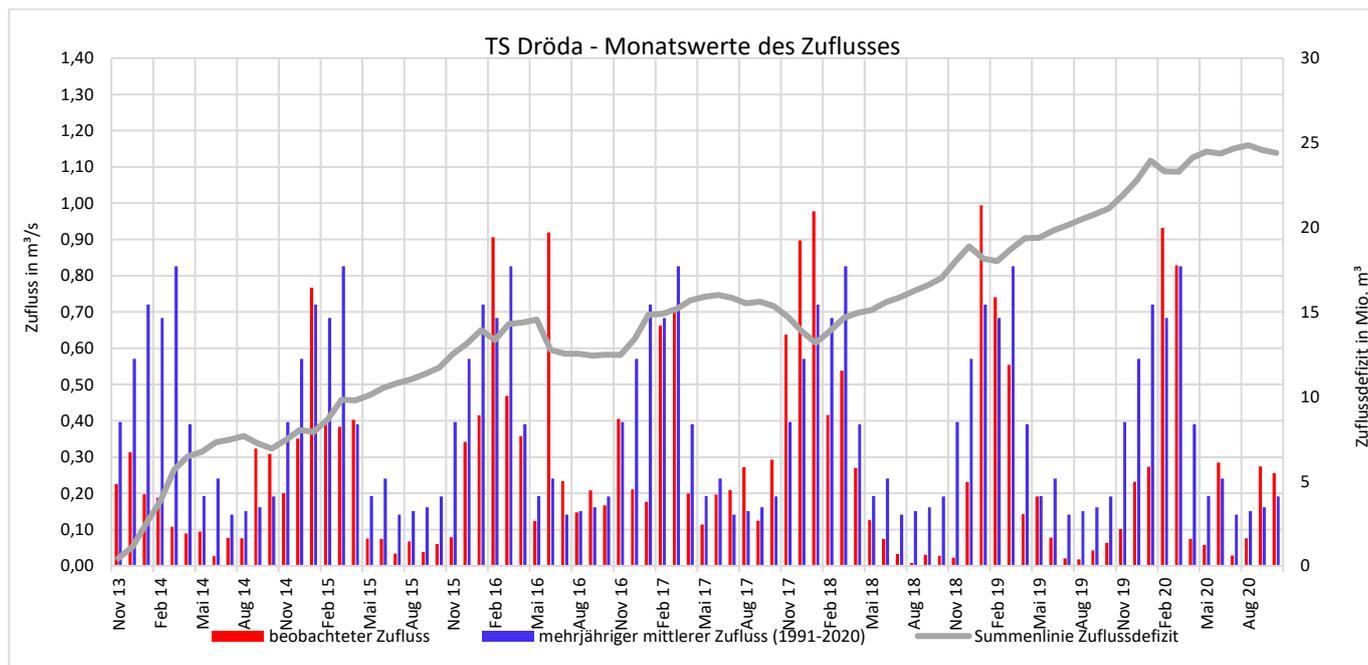
### A 7.1.12 Talsperre Bautzen, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



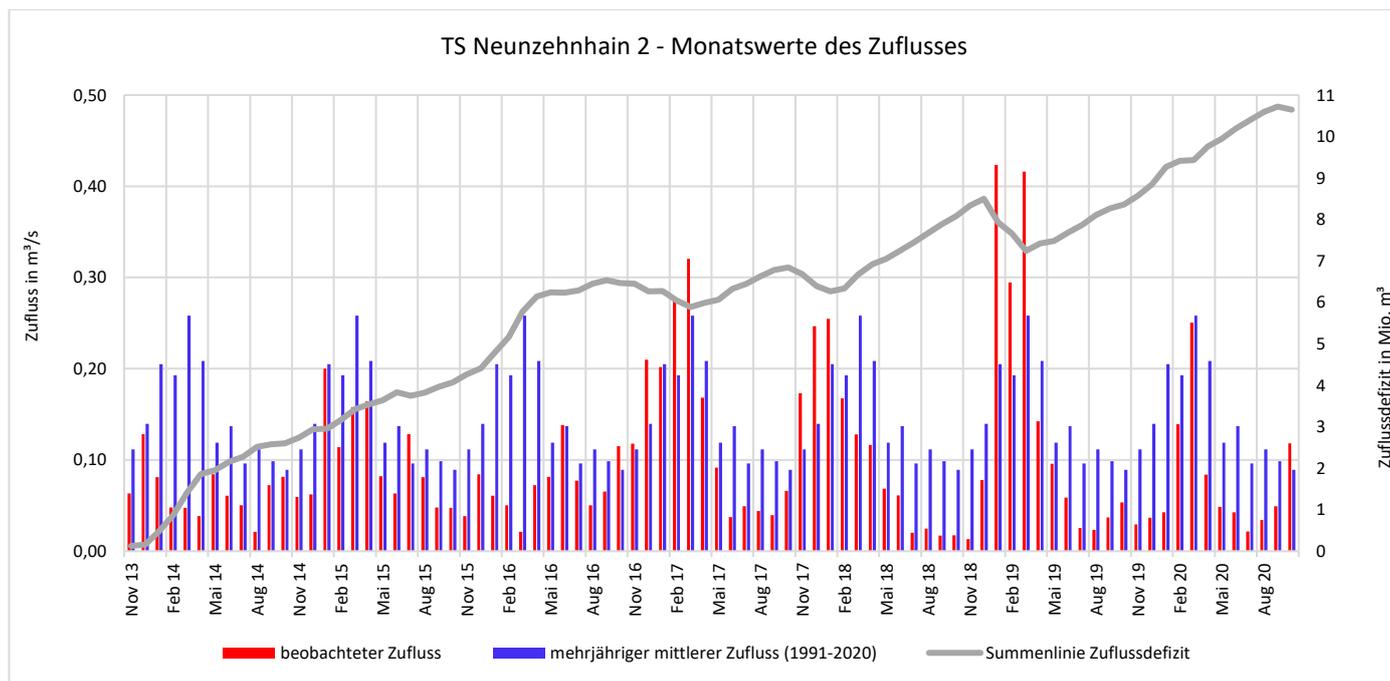
### A 7.1.13 Talsperre Schönbach, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



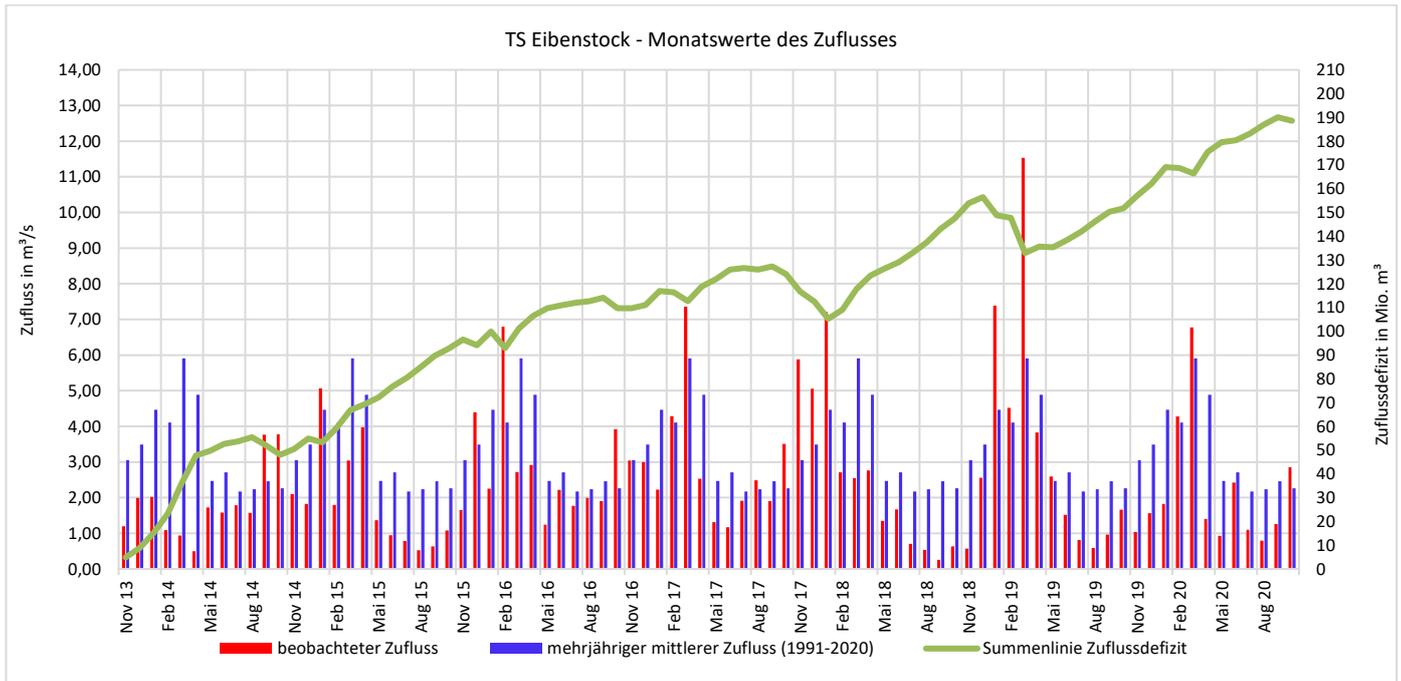
### A 7.1.14 Talsperre Dröda, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



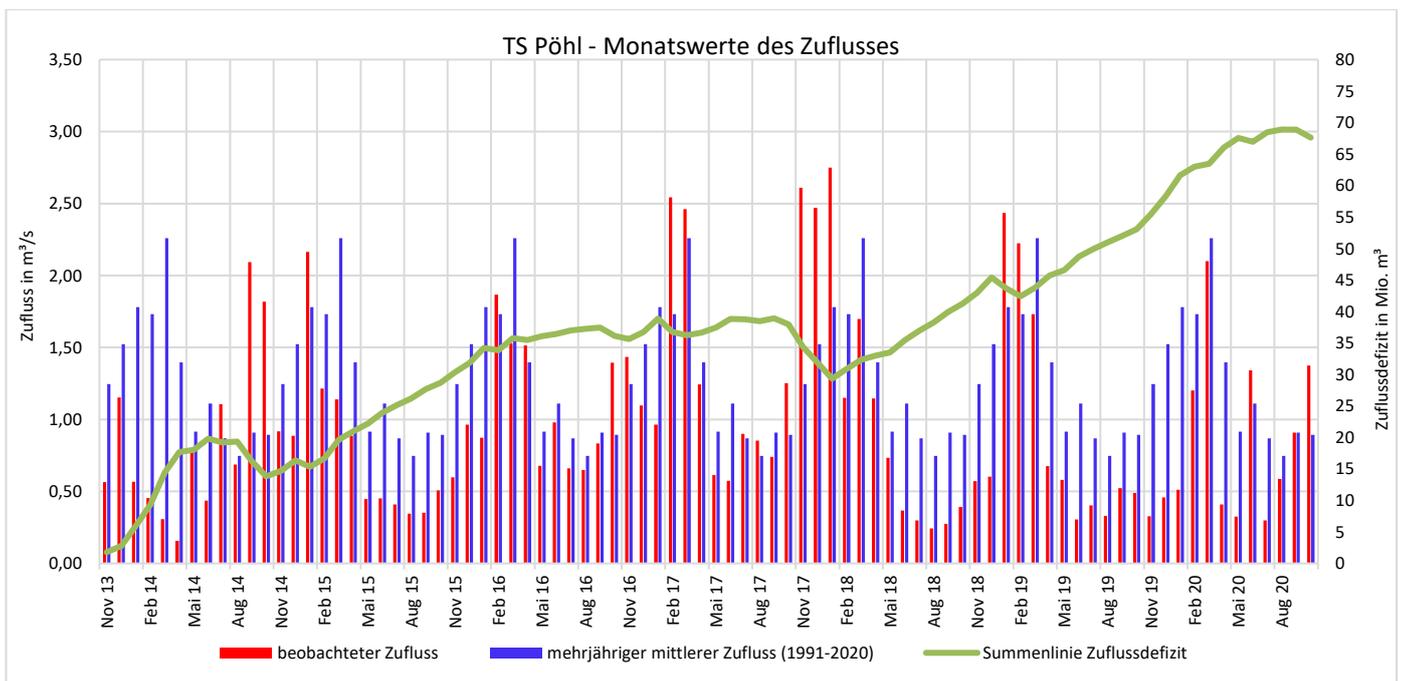
### A 7.1.15 Talsperre Neunzehnhain 2, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



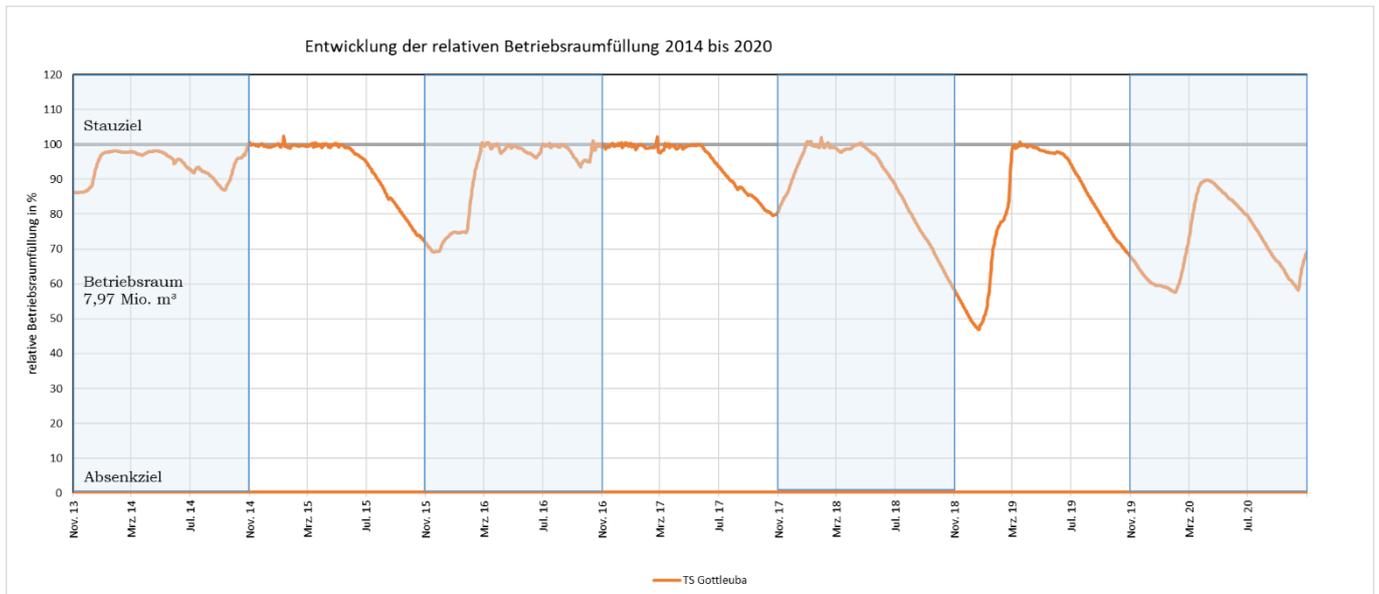
### A 7.1.16 Talsperre Eibenstock, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



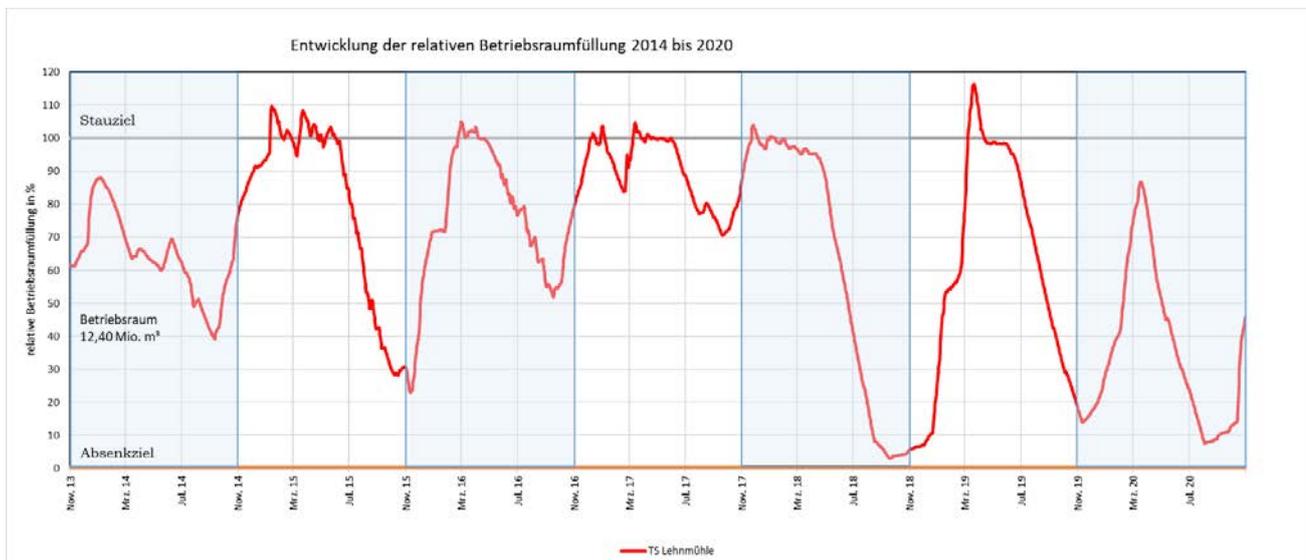
### A 7.1.17 Talsperre Pöhl, Monatswerte des Zuflusses und Defizitsummenlinie (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



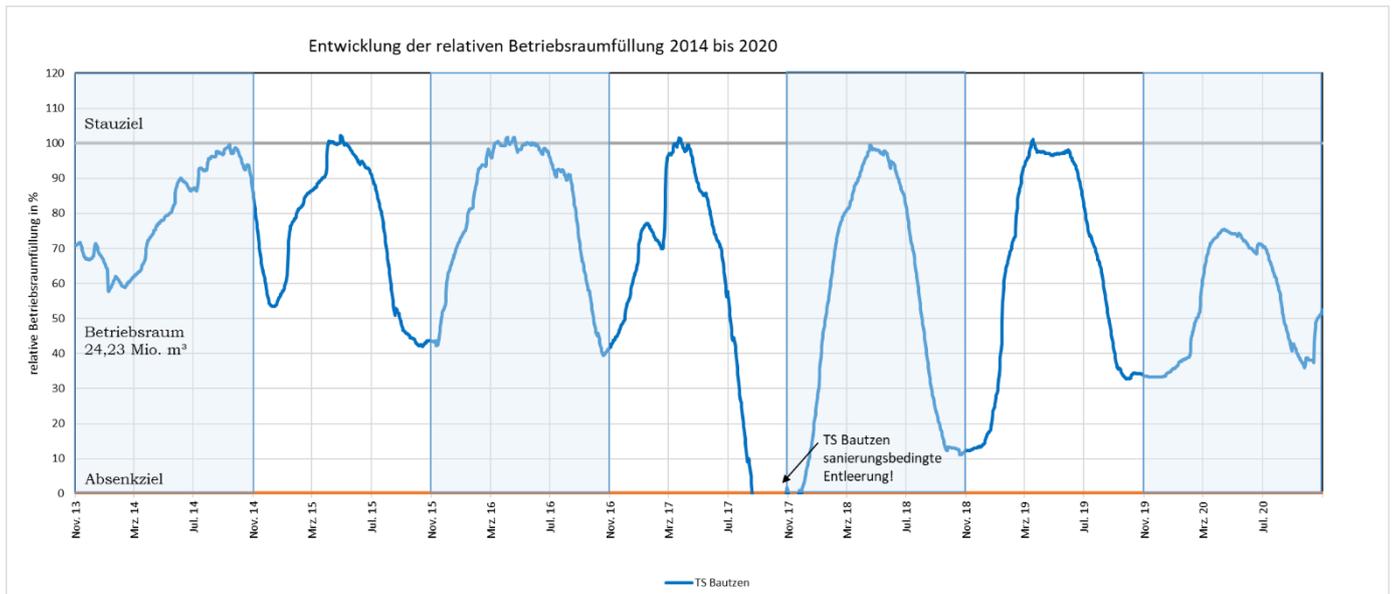
### A 7.1.18 Talsperre Gottleuba, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



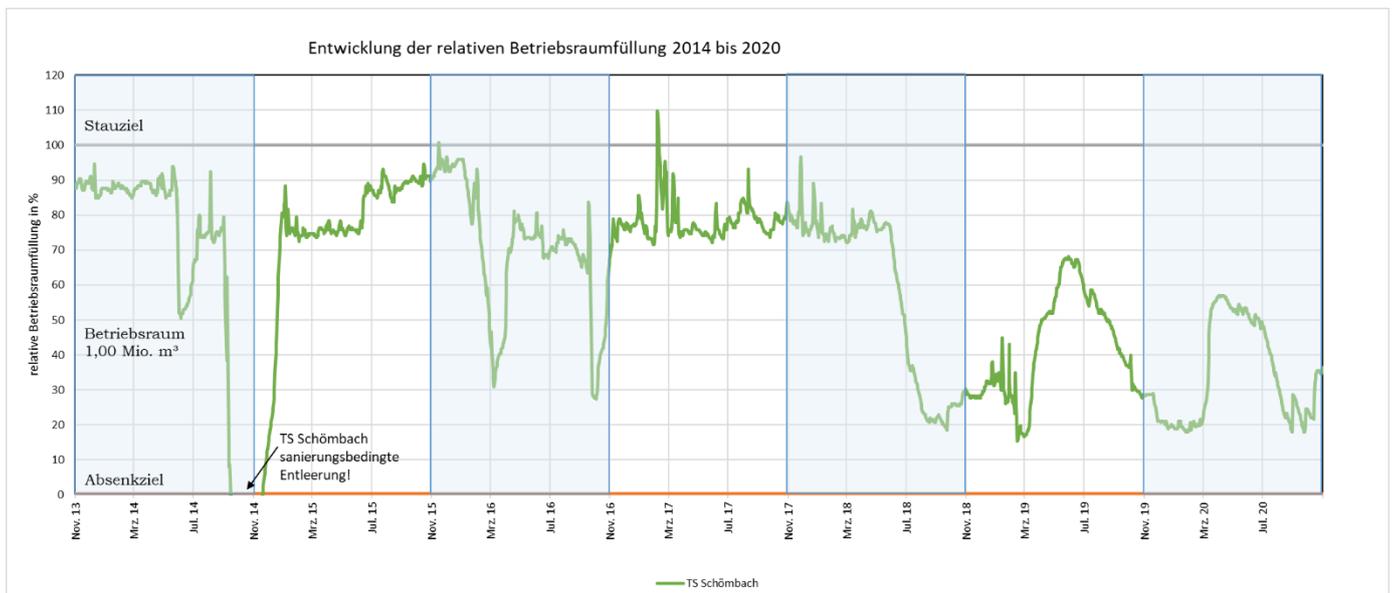
### A 7.1.19 Talsperre Lehmühle, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



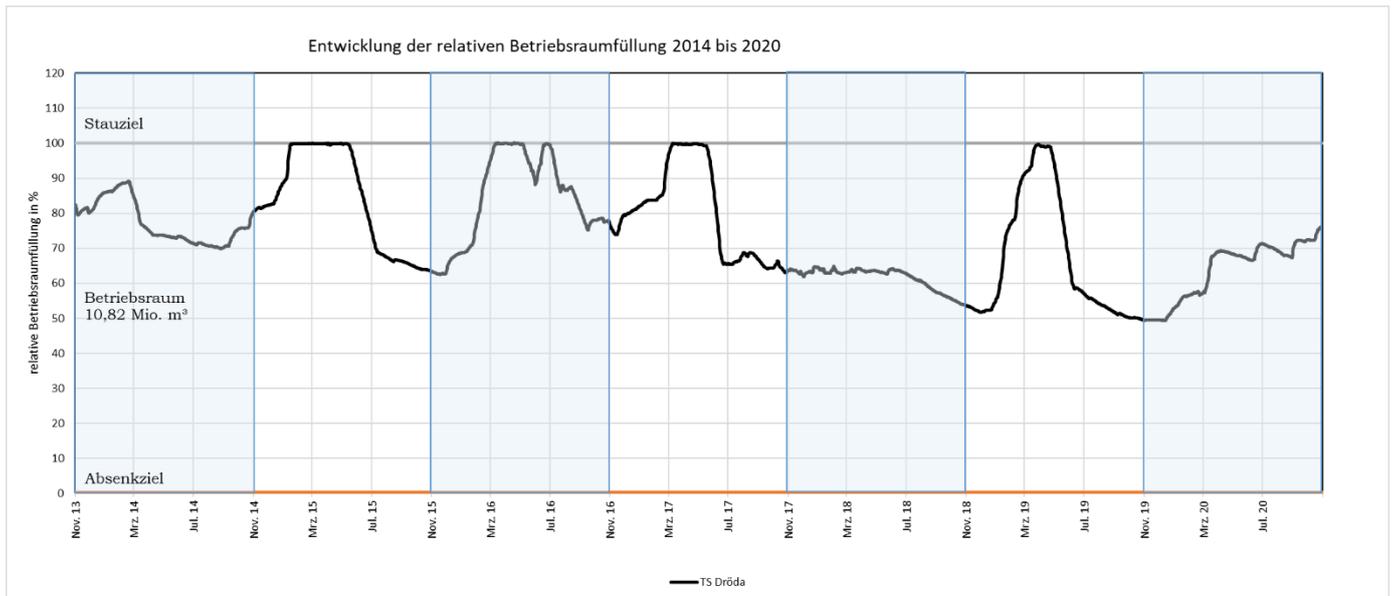
### A 7.1.20 Talsperre Bautzen, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



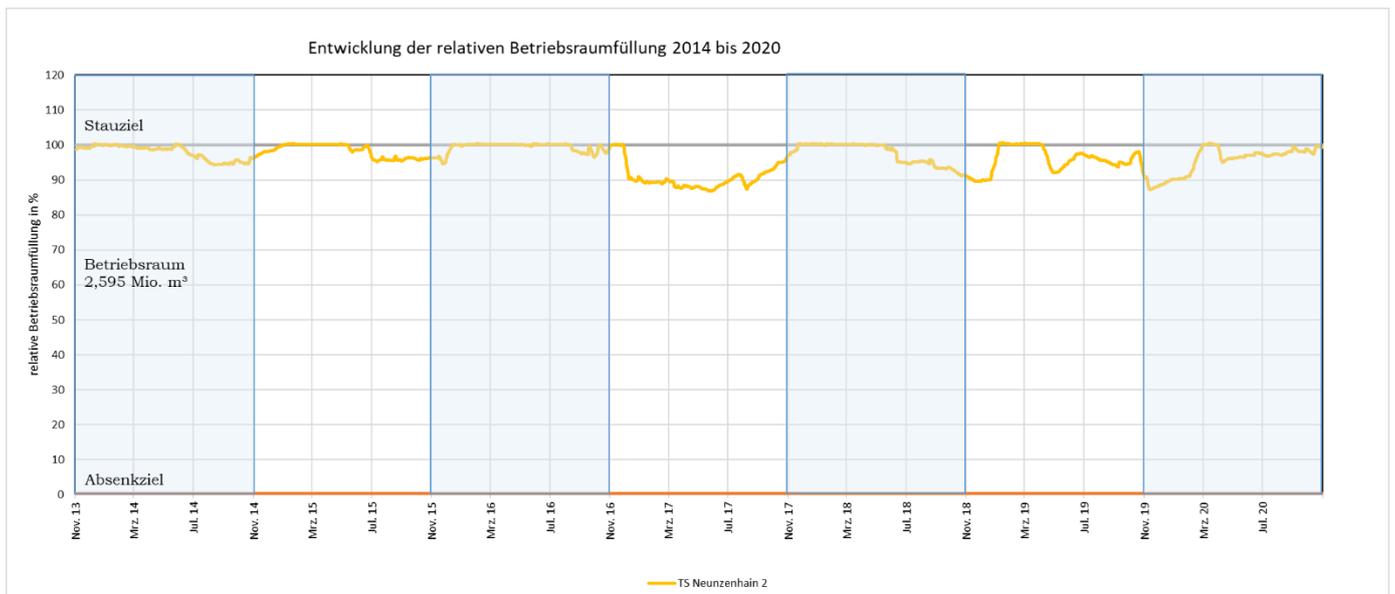
### A 7.1.21 Talsperre Schönbach, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



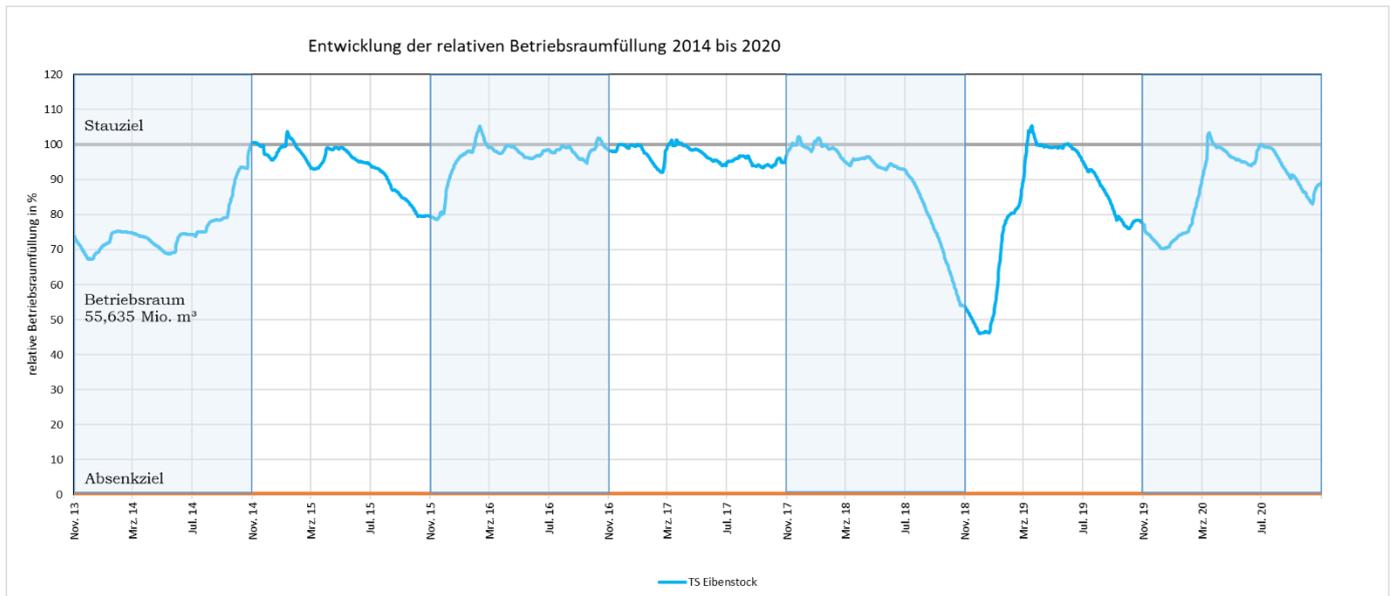
### A 7.1.22 Talsperre Dröda, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



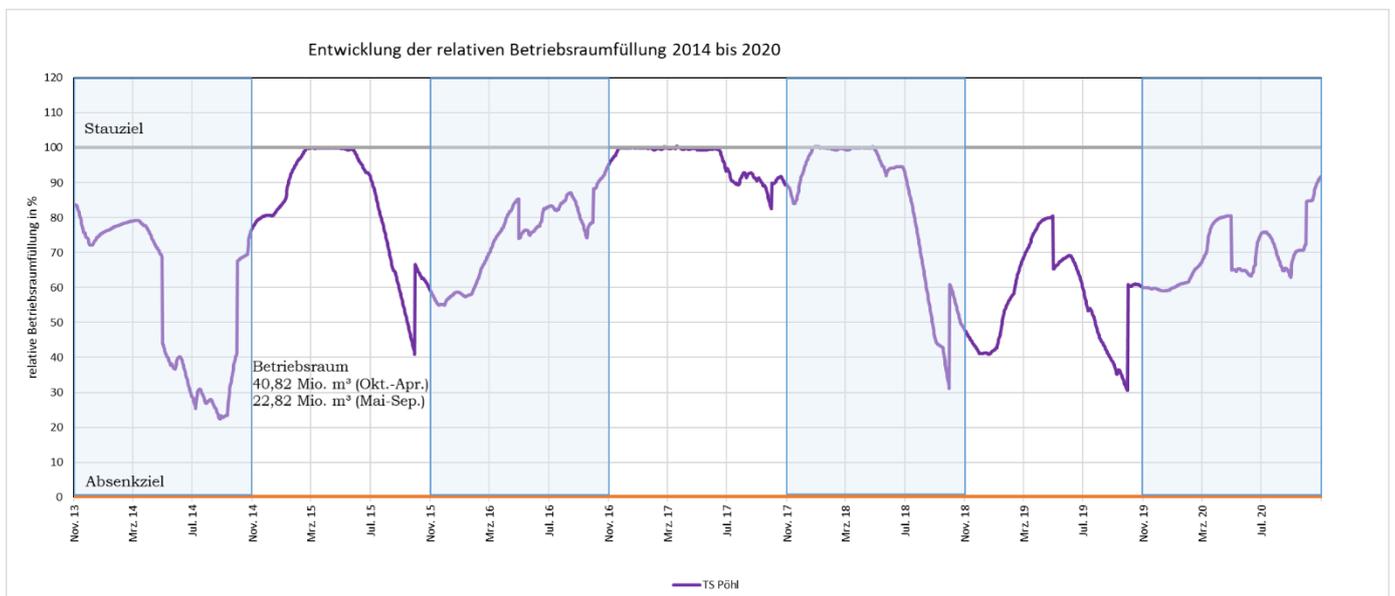
### A 7.1.23 Talsperre Neunzehnhain 2, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



### A 7.1.24 Talsperre Eibenstock, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)



### A 7.1.25 Talsperre Pöhl, relative Betriebsraumfüllung (hydrologische Jahre 2014 bis 2020)

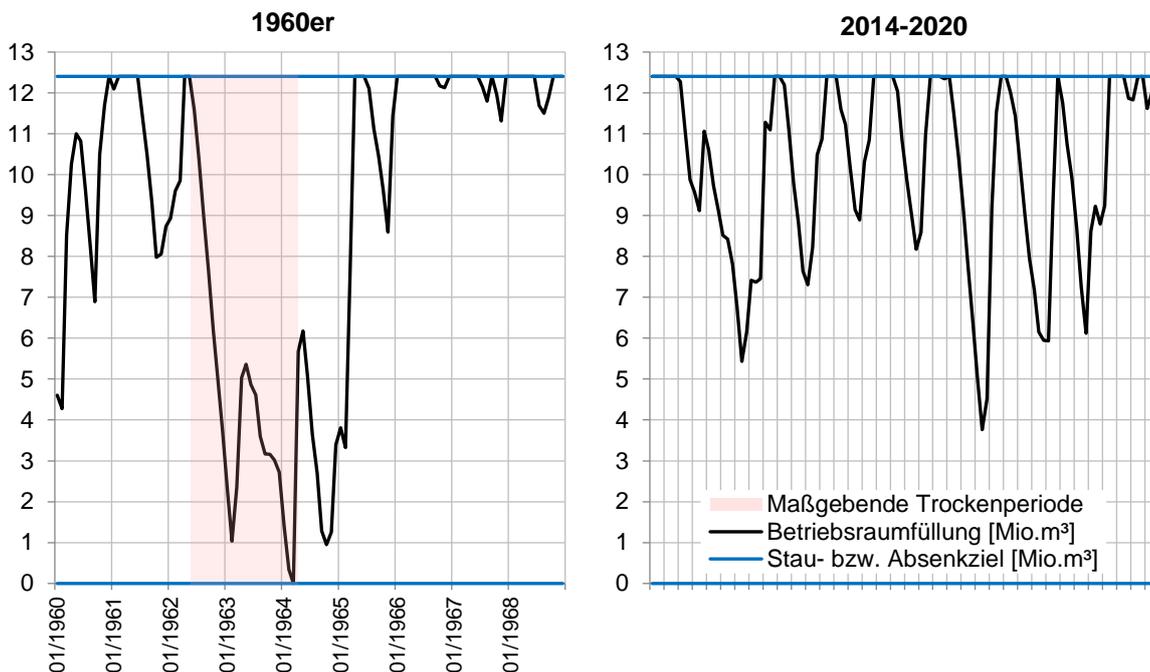


### A 7.1.26 Talsperre Lehmühle – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode

Für die Talsperre Lehmühle ergibt die Trockenperiode im Zeitraum von Juni 1962 bis März 1964 (bei konstanter Abgabe nach SDL) einen mittleren Zufluss über 22 Monate von 0,430 m³/s. Die Trockenperiode ab Januar 2014 bis Oktober 2015 erbringt hingegen über 22 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Lehmühle von 0,636 m³/s, was 148 % des Zuflusses in den 1960er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1960er-Jahren über die Dauer von 22 Monaten weiter maßgebend. Wie die beiden Diagramme verdeutlichen, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 3,76 Mio. m³ noch 30 % aufweist.

	1960er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m³	3,76 Mio.m³
	0 %	30 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	06/1962-03/1964	05/2018-11/2018
...Monatsanzahl	22 Monate	7 Monate
...Zufluss	0,430 m³/s	0,177 m³/s
Minimaler Zufluss 22 Monate	0,430 m³/s	0,636 m³/s
	100 %	148 %
		01/2014-10/2015

TS Lehmühle: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 bei einer Bruttoabgabe von 0,645 m³/s



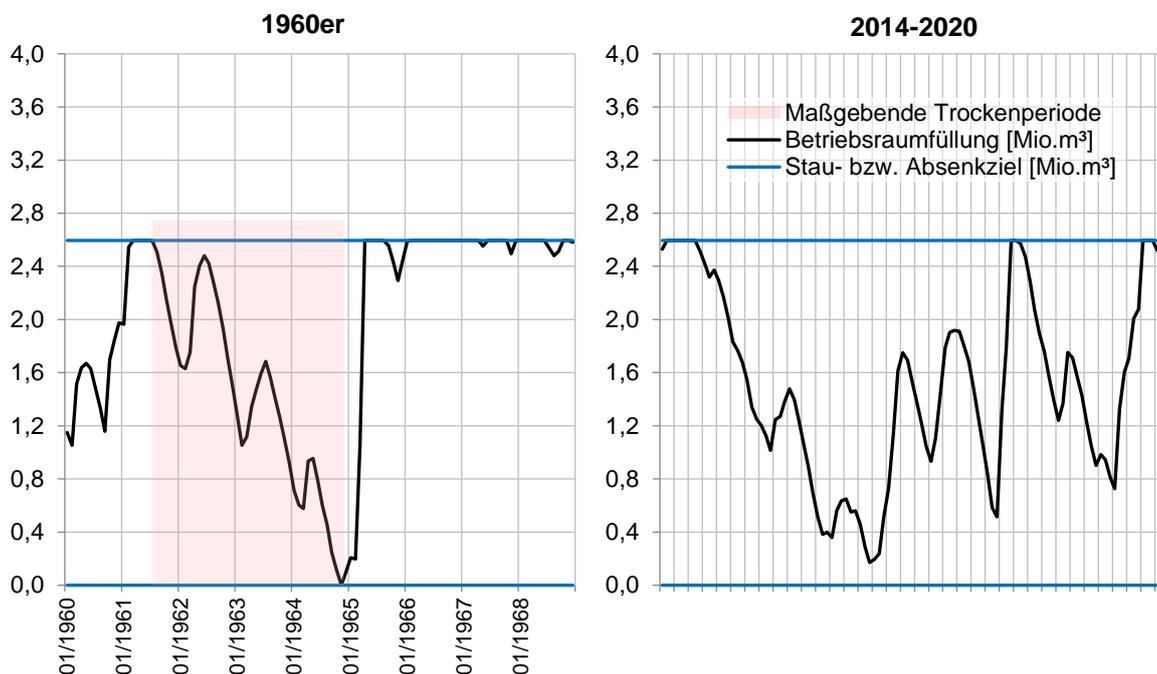
TS Lehmühle: Entwicklung der Betriebsraumfüllung bei einer Bruttoabgabe von 0,645 m³/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020

### A 7.1.27 Talsperre Neunzehnhain 2 – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode

Für die Talsperre Neunzehnhain 2 ergibt die Trockenperiode im Zeitraum von August 1961 bis November 1964 (bei konstanter Abgabe nach SDL) einen mittleren Zufluss über 40 Monate von 0,082 m³/s. Die Trockenperiode ab Juli 2014 bis Oktober 2017 erbringt hingegen über 40 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Neunzehnhain 2 von 0,100 m³/s, was 122 % des Zuflusses in den 1960er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1960er- Jahren über die Dauer von 40 Monaten weiter maßgebend. Wie die beiden Diagramme verdeutlichen, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 0,17 Mio. m³ noch 7 % aufweist.

	1960er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m³	0,17 Mio.m³
	0 %	7 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	08/1961-11/1964	09/2013-09/2011
...Monatsanzahl	40 Monate	37 Monate
...Zufluss	0,082 m³/s	0,083 m³/s
Minimaler Zufluss 40 Monate	0,082 m³/s	0,100 m³/s
	100 %	122 %
		07/2014-10/2017

TS Neunzehnhain 2: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 bei einer Bruttoabgabe von 0,107 m³/s



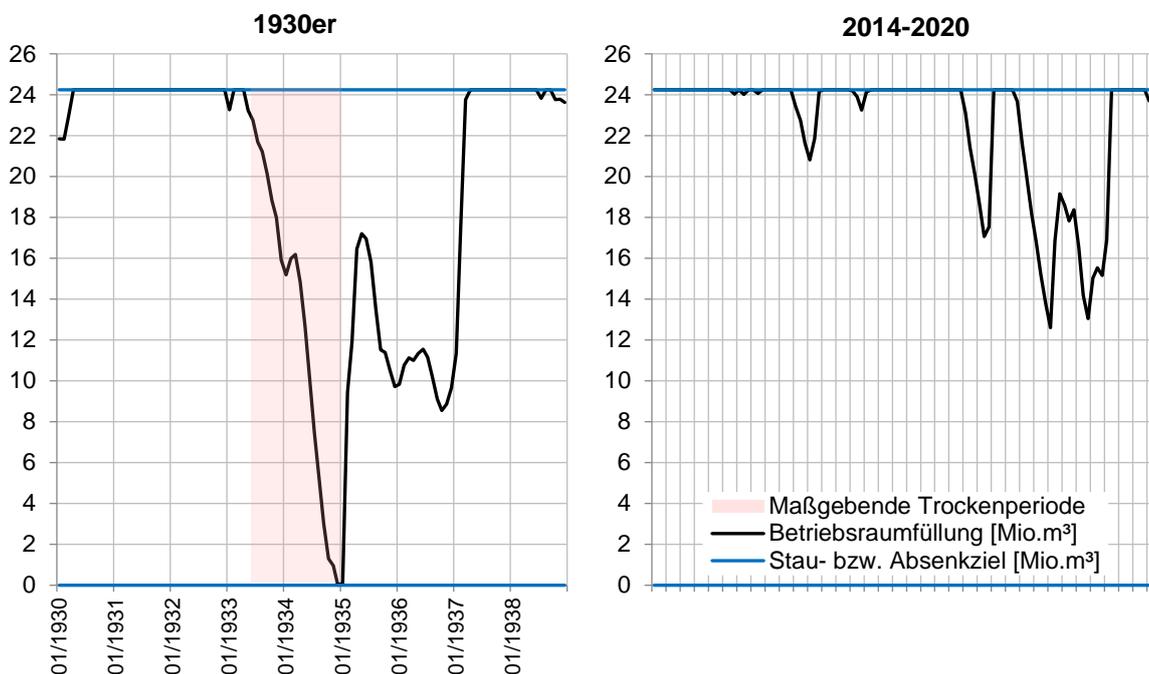
TS Neunzehnhain 2: Entwicklung der Betriebsraumfüllung bei einer Bruttoabgabe von 0,107 m³/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020

### A 7.1.28 Talsperre Bautzen – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode

Für die Talsperre Bautzen ergibt die Trockenperiode im Zeitraum von Mai 1933 bis Dezember 1934 (bei konstanter Abgabe nach SDL) einen mittleren Zufluss über 20 Monate von 0,990 m<sup>3</sup>/s. Die Trockenperiode ab Mai 2019 bis Dezember 2020 erbringt hingegen über 20 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Bautzen von 1,296 m<sup>3</sup>/s, was 131 % des Zuflusses in den 1930er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1930er- Jahren über die Dauer von 20 Monaten weiter maßgebend. Wie die beiden Diagramme verdeutlichen, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 12,60 Mio. m<sup>3</sup> noch 52 % aufweist.

	1930er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m <sup>3</sup>	12,60 Mio.m <sup>3</sup>
	0 %	52 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	05/1933-12/1934	06/2019-01/2020
...Monatsanzahl	20 Monate	8 Monate
...Zufluss	0,990 m <sup>3</sup> /s	0,897 m <sup>3</sup> /s
Minimaler Zufluss 20 Monate	0,990 m <sup>3</sup> /s	1,296 m <sup>3</sup> /s
	100 %	131 %
		05/2019-12/2020

TS Bautzen: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 bei einer Bruttoabgabe von 1,446 m<sup>3</sup>/s



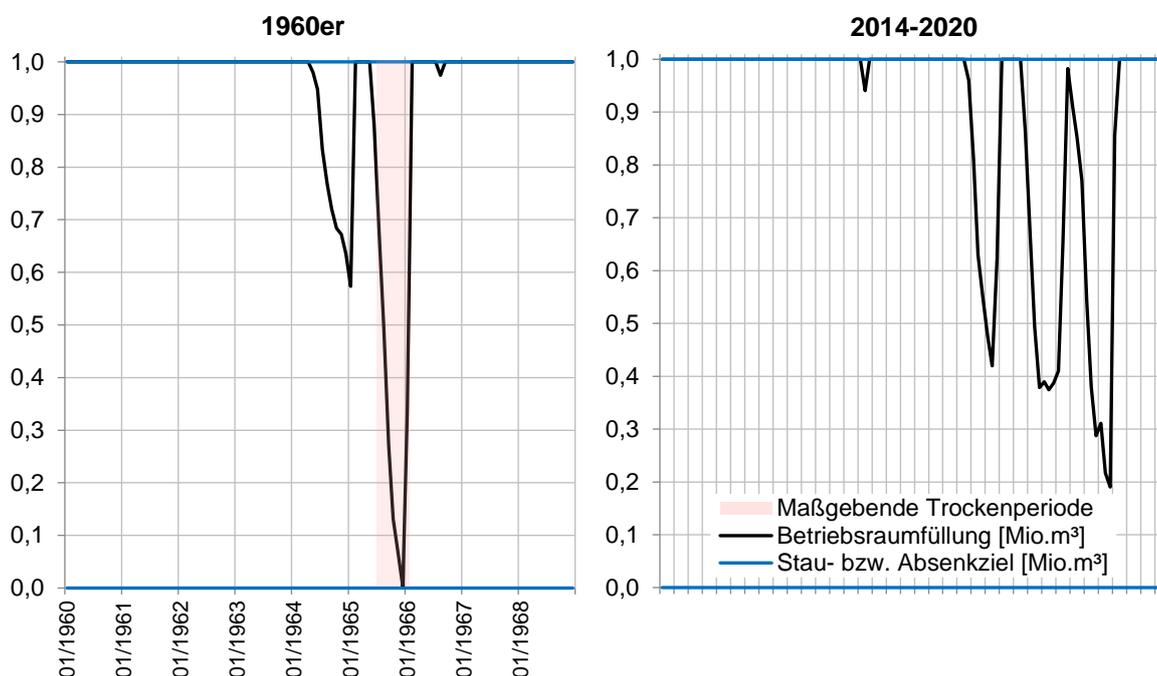
TS Bautzen: Entwicklung der Betriebsraumfüllung bei einer Bruttoabgabe von 1,446 m<sup>3</sup>/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020

### A 7.1.29 Talsperre Schönbach – Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode

Für die Talsperre Schönbach ergibt die Trockenperiode im Zeitraum von Juni 1965 bis Februar 1966 (bei konstanter Abgabe nach SDL) einen mittleren Zufluss über 7 Monate von 0,117 m<sup>3</sup>/s. Die Trockenperiode ab Mai 2020 bis Dezember 2020 erbringt hingegen über 7 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Schönbach von 0,133 m<sup>3</sup>/s, was 114 % des Zuflusses in den 1960er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1960er-Jahren über die Dauer von 7 Monaten weiter maßgebend. Wie die beiden Diagramme verdeutlichen, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 0,19 Mio. m<sup>3</sup> noch 19 % aufweist.

	1960er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m <sup>3</sup>	0,19 Mio.m <sup>3</sup>
	0 %	19 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	06/1965-02/1966	06/2019-11/2020
...Monatsanzahl	7 Monate	18 Monate
...Zufluss	0,117 m <sup>3</sup> /s	0,154 m <sup>3</sup> /s
Minimaler Zufluss 7 Monate	0,117 m <sup>3</sup> /s	0,133 m <sup>3</sup> /s
	100 %	114 %
		05/2020-12/2020

TS Schönbach: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 bei einer Bruttoabgabe von 0,171 m<sup>3</sup>/s



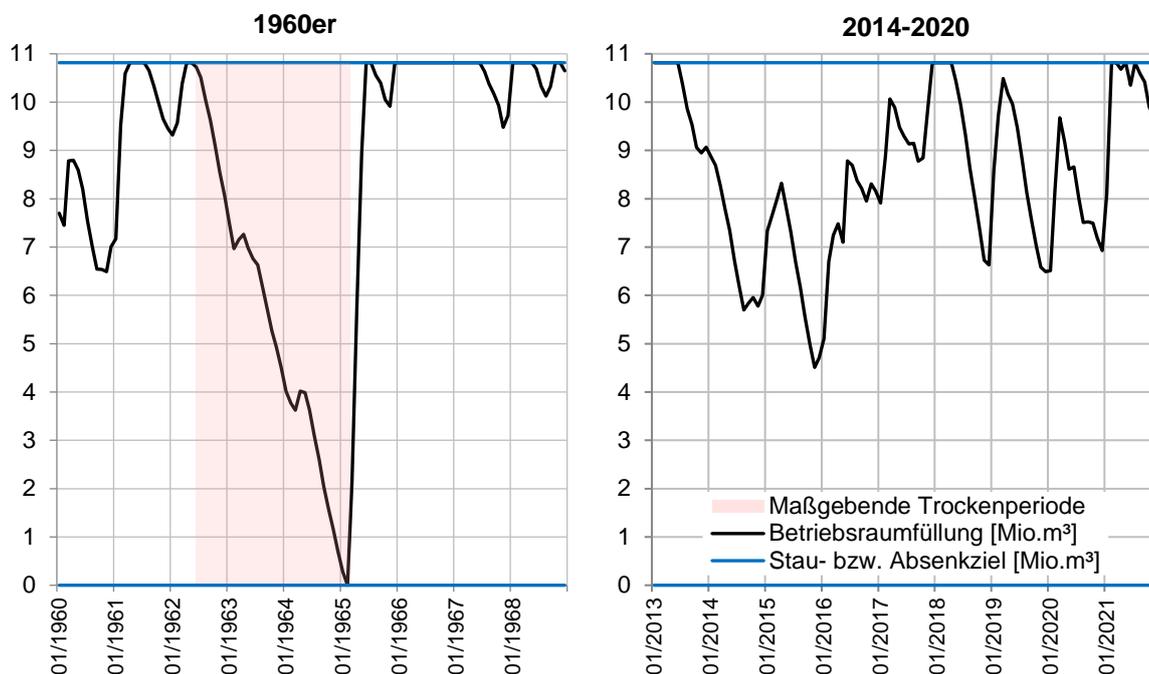
TS Schönbach: Entwicklung der Betriebsraumfüllung bei einer Bruttoabgabe von 0,171 m<sup>3</sup>/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020

### A 7.1.30 Talsperre Dröda - Vergleich der Trockenheit mit dem Zeitraum der maßgebenden Trockenperiode

Für die Talsperre Dröda ergibt die Trockenperiode im Zeitraum von Juni 1962 bis Februar 1965 (bei konstanter Abgabe nach SDL) einen mittleren Zufluss über 33 Monate von 0,143 m³/s. Die Trockenperiode ab April 2018 bis Dezember 2020 erbringt hingegen über 33 Monate einen mittleren Zufluss zur Talsperre Dröda von 0,225 m³/s, was 157 % des Zuflusses in den 1960er-Jahren entspricht. Damit ist die trockene Periode in den 1960er- Jahren über die Dauer von 33 Monaten weiter maßgebend. Wie die beiden Diagramme verdeutlichen, führt die maßgebende Trockenperiode zur Leerung des Betriebsraumes, während die Betriebsraumfüllung in der wirksamsten Trockenperiode im Zeitraum 2014 bis 2020 mit einem minimalen Inhalt von 4,51 Mio. m³ noch 42 % aufweist.

	1960er	2014-2020
Minimale Betriebsraumfüllung	0,00 Mio.m³	4,51 Mio.m³
	0 %	42 %
Wirkungsvollste Trockenperiode	06/1962-02/1965	07/2013-11/2015
...Monatsanzahl	33 Monate	29 Monate
...Zufluss	0,143 m³/s	0,185 m³/s
Minimaler Zufluss 33 Monate	0,143 m³/s	0,225 m³/s
	100 %	157 %
		04/2018-12/2020

TS Dröda: Vergleich der 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) mit 2014-2020 bei einer Bruttoabgabe von 0,267 m³/s



TS Dröda: Entwicklung der Betriebsraumfüllung bei einer Bruttoabgabe von 0,267 m³/s für die 1960er-Jahre (inkl. maßgebender Trockenperiode) und 2014-2020

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

E-Mail: Poststelle.LfULG@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

**Autorinnen und Autoren:**

siehe Titelseite

**Redaktion:**

Petra Walther, Dr. Stefanie Weißbach, Carolin Volkamer  
Abteilung 4: Wasser, Boden, Kreislaufwirtschaft

Referat 45: Landeshochwasserzentrum, Gewässerkunde

Zur Wetterwarte 3, 01109 Dresden

Telefon: + 49 351 89284563

E-Mail: LHWZ.LfULG@smekul.sachsen.de

**Fotos:**

Titelfoto links oben: Durch Trockenheit, Dürre und anschließenden Borkenkäferbefall abgestorbener Waldbestand in der Sächsischen Schweiz, Quelle: LfULG;

Titelfoto rechts oben: Talsperre Bautzen mit freiliegendem Uferbereich im September 2018, Quelle: LTV; Titelfoto

rechts unten: Schwarze Elster bei Tätzschwitz (hier am 06.07.2019), Quelle: LfULG; sonstige Fotos: Urheber

**Redaktionsschluss:**

13.06.2024

**Hinweis:**

Die Broschüre kann als PDF-Datei heruntergeladen werden unter <https://publikationen.sachsen.de>.

**Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für  
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de