

Abschlussbericht

Thermostress

Machbarkeitsstudie zur Entwicklung eines Bewertungs- und Vorhersageansatzes für Grundwasserökosysteme unter thermischem Stress

Im Auftrag der
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
(Aktenzeichen: AZ 33923)

Verfasser:

Dr. Kathrin Menberg, M.Sc. Fabien Koch, Prof. Dr. Philipp Blum, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Angewandte Geowissenschaften (AGW), Lehrstuhl für Ingenieurgeologie, Kaiserstr. 12, 76131 Karlsruhe

Dr. Heide Stein, Dr. Cornelia Spengler, Dr. Andreas Fuchs, PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau



Karlsruhe, 2023

06/02		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	33923/01	Referat	33/2	Fördersumme	121.182 €
Antragstitel		THERMOSTRESS – Konzeptionelle Entwicklung eines Bewertungs- und Vorhersageansatzes für Grundwasserökosysteme unter thermischem Stress			
Stichworte		Grundwasserökosysteme, Grundwasserfauna,			
Laufzeit		Projektbeginn		Projektende	
24 Monate		01.04.2020		31.03.2022	
Zwischenberichte					
Bewilligungsempfänger		Karlsruher Institut für Technologie (KIT) Institut für Angewandte Geowissenschaften (AGW) Kaiserstraße 12 76131 Karlsruhe		Tel 0721-608-43414 Fax Projektleitung Dr. Kathrin Menberg Bearbeiter Fabien Koch	
Unterauftragnehmer		Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH an der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7 76829 Landau			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens					
<p>Die thermische Untergrundnutzung, z. B. durch Grundwasserwärmepumpen oder thermische Aquiferspeicher, spielt eine wichtige Rolle bei der Wärme- und Kältewende. Die dadurch verursachten Temperaturänderungen können, ebenso wie steigende Grundwassertemperaturen aufgrund klimatischer Veränderungen, den natürlichen Zustand der Grundwasserökosysteme beeinträchtigen. Trotz stark gesteigener Anforderungen an die Genehmigungsbehörden sind fachlich begründete Bewertungsverfahren und konkrete Verwaltungsvorschriften für die thermische Untergrundnutzung derzeit nicht verfügbar.</p> <p>Im Projekt „Thermostress“ wird daher untersucht, ob es in den letzten Jahrzehnten in Baden-Württemberg Veränderungen in der Grundwasserfauna aufgrund von Temperaturänderungen gab, und welche Methoden sich für die Untersuchung dieses Zusammenhangs eignen. Daneben befasst sich „Thermostress“ mit der Frage, ob sich daraus Handlungsempfehlungen für die nachhaltige Nutzung des Grundwassers ableiten lassen.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
<p>Das Vorhaben gliedert sich in vier Arbeitsschritte: (1) Entwicklung eines neuen temperatur-basierten Bewertungsindex für den faunistischen Zustand des Grundwassers, (2) Erhebung und Auswertung von faunistischen und abiotischen Freilanddaten, (3) Entwicklung von Modellansätzen für die Vorhersagen von Grundwassertemperaturen, sowie den thermisch-ökologischen Zustand von Grundwassermessstellen und (4) Erarbeitung von Vorschlägen zur weiteren Erprobung der Ansätze, sowie zur Überführung in die Planungs- und Genehmigungspraxis.</p>					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de					

Ergebnisse und Diskussion

Der hier entwickelte Bewertungsindex, der Grundwasserfauna-Temperatur-Index, wurde an den neu erhobenen Freilanddaten getestet und kann für die Identifizierung unterschiedlich warmer Standorte angewendet werden. Für eine großflächige Anwendung ist jedoch eine Überarbeitung in Bezug auf eine feinere Abstufung in der Bewertungsskala und eine Anpassung für weitere Regionen erforderlich.

Die neu erhobenen Freilanddaten zeigen teilweise eine signifikante Abweichung zwischen den Standwassertemperaturen und den Temperatur-Tiefenprofilen in den Grundwassermessstellen. Bei den faunistischen und abiotischen Parametern zeigen sich Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen im Untersuchungsgebiet, die vor allem auf die verschiedenen Naturraumgruppen bzw. den hydrogeologischen Einheiten zurückzuführen sind. Auf regionaler Ebene ergab die Auswertung der Daten über die vergangenen zwei Jahrzehnte keine signifikanten Trends in den faunistischen oder abiotischen Parametern. Einzelne Messstellen zeigen jedoch auffällige Änderungen in der Faunenzusammensetzung, die teilweise in Zusammenhang mit Änderungen der hydrochemischen Bedingungen, sowie des Oberflächeneinflusses stehen. Dabei waren sowohl Verschlechterungen als auch Verbesserungen des ökologischen Zustands des Grundwassers zu beobachten.

Der entwickelte Modellansatz für die Vorhersage der Entwicklung der Aquifertemperaturen bis ins Jahr 2100 liefert plausible Temperaturwerte im Bereich von 14 – 17 °C. Mit einer Erwärmung von ca. 1 – 6 Kelvin innerhalb von 80 Jahren ist die modellierte, zukünftige Erwärmung ähnlich zu den in der Vergangenheit beobachteten Temperaturanstiegen. Eine thermisch-ökologische Modellierung auf regionaler Skala erwies sich aufgrund der Heterogenität in der faunistischen Zusammensetzung und der zeitlichen Variabilität in den gemessenen Standwassertemperaturen als schwierig. Für einzelne Standorte lassen sich statistische Zusammenhänge zwischen der Standwassertemperatur und faunistischen Parametern erkennen, die jedoch aufgrund der geringen Datendichte nicht validiert werden konnten.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die in Thermostress gewonnenen Erkenntnisse wurden auf wissenschaftlichen Konferenzen vorgestellt. Weiterführende wissenschaftliche Publikationen zu einzelnen Aspekten des Projektes sind derzeit in Arbeit. Zudem fließen die Methoden und Ergebnisse in Lehrveranstaltungen am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) ein.

Fazit

Die Änderungen in der Grundwasserfauna an den in „Thermostress“ untersuchten Standorten können nicht eindeutig ursächlich auf Temperaturanstiege im Standwasser zurückgeführt werden. Eine ökologische Bewertung der Standorte sollte deswegen neben der Grundwassertemperatur auch andere ökologisch relevante Faktoren wie z. B. Hydrologie, organisches Material, Sauerstoff berücksichtigen. Die entwickelten thermisch-ökologischen Modellierungs- und Bewertungsansätze können unter Berücksichtigung von weiteren Faktoren, wie z. B. Flächennutzung und Oberflächeneinfluss eingesetzt und angewandt werden. Für die Bewertung des Zusammenhangs zwischen Grundwasserfauna und Grundwassertemperatur müssen künftig unbedingt auch repräsentative Temperaturmessungen vorgenommen werden, bspw. in Form von Temperatur-Tiefenprofilen.

Bei künftigen Planungen zu thermischen Untergrundnutzungen muss der standort-spezifische Zustand der Grundwasserfauna berücksichtigt werden, um eine mögliche Verschlechterung des ökologischen Zustands zu verhindern bzw. vorzubeugen. Aufgrund der in diesem Projekt beobachteten zeitlichen Variabilität der Zusammensetzung der Grundwasserfauna an den einzelnen Standorten erscheinen für die ökologische Charakterisierung in diesem Rahmen wiederholte Messungen, sowie ein Vergleich mit repräsentativen Referenzwerten sinnvoll.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Projektförderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) – Förderkennzeichen 33923 – durchgeführt. Folgende Personen haben entscheidend zum Erfolg des Projektes beigetragen:

- Herr Volker Wachendörfer begleitete das Projekt. Seinem Einsatz und seiner Begeisterung für das Thema ist es zu verdanken, dass dieses Projekt über den Förderzeitraum hinweg erfolgreich durchgeführt werden konnte.
- Ein großer Dank geht auch an Herrn Klaus-Peter Barufke (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, LUBW) für die Bereitstellung ausgewählter Datensätze, sowie den Zugang zu den Grundwassermessstellen während der Messkampagne in 2020.
- Ein weiterer Dank gilt den Messstellenverantwortlichen, die den Zugang zu den Messstellen vor Ort ermöglicht haben:
 - Schluchsee AG
 - WM Schillinger
 - Herr Betz, Fa. Weba
 - Frau Kaim, Stadt Tübingen
 - Herr Jochen Sokolowski, Bürgermeisteramt Dettingen unter Teck
 - Herr Maier und Frau Ott, Regierungspräsidium Tübingen
 - Herr Gerd Wannewetsch, Zweckverband Landeswasserversorgung Wasserwerk Langenau
 - Herr Scherieble, Kling Umwelttechnik
 - Frau Bär, Landratsamt Schwäbisch Hall
 - Frau Theil, Fa. Constellium
 - Herr Michael Uhlig und Herr Heisinger, Amt für Umweltschutz der Stadt Heidelberg
 - Herr Salzinger, Rathaus Schriesheim, und Herr Tobias Heising, Sportzentrum Schriesheim
 - Herr Wild
 - Herr Dickmann, Wassergewinnungsverband Hardtwald:
 - Intersport Heilbronn
 - Herr Birk und Herr Ivanow, beide Bauhof Erbach, sowie Frau Susanne Wucher
 - Herr Paul, Gesellschaft für Angewandte Hydrologie und Kartographie mbH
 - Herr Thomas Haas, Regierungspräsidium Freiburg Umwelt Referat
 - Herr Michael Kindler, Stadt Endingen

Inhaltsverzeichnis

Projektkennblatt	2
Zusammenfassung	13
1 Einführung und Motivation	15
2 Vorgehensweise und Methodik	17
2.1 Entwicklung eines Grundwasserfauna-Temperatur-Index (AP1)	17
2.2 Erhebung und Bewertung der Freilanddaten	17
2.2.1 Standort- und Parameterauswahl	17
2.2.2 Erhebung der hydrogeologischen und physiko-chemischen Daten	22
2.2.3 Erhebung und Bewertung der Grundwasserfauna	23
2.2.4 Datenaufbereitung und Überprüfung	24
2.2.5 Methoden zur statistischen Auswertung	25
2.3 Thermisch-ökologische Modellierung	27
2.3.1 Analytische Modellierung der Temperaturverteilung im Untergrund	27
2.3.2 Statistische Modellierung der thermisch-ökologischen Bedingungen	28
3 Projektergebnisse	30
3.1 Methodenentwicklung Grundwasserfauna-Temperatur-Index (AP1)	30
3.1.1 Entwicklung eines Grundwasserfauna-Temperatur-Index	31
3.1.2 Validierung des GTI	33
3.1.3 Überprüfung der Ergebnisse am erweiterten LUBW-Dauermonitoring Datensatz	36
3.1.4 Naturräumliche Betrachtung des GTI und der Aquifertemperatur	37
3.1.5 Zeitlicher Vergleich: Untersuchungsjahre 2002-2020	38
3.1.6 Zeitlicher Vergleich: Untersuchungsmonate Juni und August 2020	39
3.1.7 Schlussfolgerungen	40
3.2 Räumlich-zeitliche Analyse der abiotischen und faunistischen Parameter (AP2)	42
3.2.1 Räumlich-zeitliche Analyse der abiotischen Parameter (AP2.1)	42
3.2.2 Räumlich-zeitliche Analyse der faunistischen Parameter (AP2.2)	54
3.2.3 Bewertung der faunistischen und abiotischen Daten (AP2.3)	66
3.2.4 Schlussfolgerungen	87

Thermostress – Abschlussbericht

3.3	Thermisch-ökologische Modellierung (AP2.4)	89
3.3.1	Konzeptionelles Modell	89
3.3.2	Thermische Modellierung	91
3.3.3	Thermisch-Ökologische Modellierung	95
3.3.4	Validierung des Modellansatzes	100
3.3.5	Schlussfolgerungen (AP2.4)	101
3.4	Vorschläge zur weiteren Erprobung und Anwendung (AP3)	103
4	Öffentlichkeitsarbeit, Veröffentlichungen und Vorträge	109
5	Fazit und Ausblick	110
	Literaturverzeichnis	113
	Anhang	119

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Arbeitspakete und Ablaufplan von Thermostress.	17
Abbildung 2: Darstellung des Datensatzes der 300 Messstellen der Promotion von Andreas Fuchs (Fuchs, 2007) (schwarz) sowie des finalen Thermostress-Datensatzes mit 30 Messstellen (rot).	18
Abbildung 3: Schema zur Standortauswahl anhand ausgewählter Parameter.	19
Abbildung 4: Lage der 30 analysierten Messstellen sowie deren Einteilung nach Flächennutzung in den unterschiedlichen (a) Naturräumen (Quelle: Landesanstalt für Umwelt, 2022a) und (b) Aquifertypen (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), 2019).	21
Abbildung 5: Messung der Grundwassertemperatur mittels Lichtlot (links) und Messung der Vor-Ort-Parameter (rechts).	22
Abbildung 6: Aufbau des Netzsammlers (links; Foto: Cornelia Spengler) und Schemazeichnung der Funktionsweise des Netzsammlers (A, B) und Aquasamplers (C) (rechts; Andreas Fuchs, IGÖ GmbH).	24
Abbildung 7: Umschlagspunkte (xcp) der Indikatorarten in der „Stygoregion Südwestliche Mittelgebirge“, es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt, n = 1.520 (Bildquellen: Spengler, 2017).	31
Abbildung 8: Vergleich der 3 GTI-Klassen mit a) der Wassertemperatur (Stand- und Aquiferwasser) zum Zeitpunkt der Probennahme, b) dem Jahresmittel der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und Lufttemperatur (DWD) (Daten waren nicht für alle Grundwasserstandorte verfügbar), c) der Taxazahl und d) den Individuenanteilen Stygobionte/Nicht-Stygobionte (Einzeldaten von 30 Messstellen).	34
Abbildung 9: GTI-Klassifizierung der Naturräume. Die Reihenfolge entspricht dem Jahresmittel der Aquifertemperatur. Für die Naturraumgruppe Odenwald waren keine Aquifertemperaturen verfügbar, stattdessen erfolgte hier die Einordnung anhand der Temperaturen, die zum Zeitpunkt der Probennahme im Aquiferwasser (LUBW) gemessen wurden. Rote Markierung: Ausreißer (583 Proben, Juni, Aug., Sep. 2002 - 2020).	38
Abbildung 10: Vergleich der Juni- und Augustproben aus dem Untersuchungsjahr 2020 mit a) der GTI-Klassen, b) der Wassertemperatur zum Zeitpunkt der Probennahme (Stand- u. Aquiferwasser) und c) der Taxazahl.	40
Abbildung 11: Grundwassertemperatur-Tiefen-Profile aller 30 Messstellen der Probennahme im Juni 2020 unterteilt nach Naturräumen. Die offenen Symbole auf der oberen x-Achse stellen die gemessenen Standwassertemperaturen im August der 16 Messstellen aus dem LUBW-Dauermonitoring dar.	43

Abbildung 12: Boxplots verschiedener abiotischer Parameter der jeweiligen Naturräume. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September verwendet.....	45
Abbildung 13: Kartendarstellung des Unterschieds zwischen 2002 und 2020 in verschiedenen relevanten abiotischen Parametern an den 30 Messstellen im Untersuchungsgebiet: a) Standwassertemperatur der Messstellen, b) Jahresmittel der Lufttemperatur (DWD Raster-Daten), c) elektrische Leitfähigkeit, d) pH-Wert, e) Sauerstoff, f) Grundwasserflurabstand. Die schwarzen Linien zeigen die Umrisse der Naturräume an.	48
Abbildung 14: Boxplots verschiedener relevanter abiotischer Parameter von 2002 bis 2020. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 und 2020 nur Daten von Juni bis September und die gleichen Messstellen wie in den darauffolgenden Jahren verwendet. „n“ gibt die Anzahl an Messstellen an.	50
Abbildung 15: Zeitreihen für einzelne Messstellen für a) Standwassertemperatur, b) Jahreslufttemperatur (DWD Raster), c) gelöster Sauerstoff, d) elektrische Leitfähigkeit, e) pH-Wert und f) Grundwasserflurabstand.	52
Abbildung 16: Kartendarstellung verschiedener Faunadaten aller Messungen im Thermostress-Datensatz mit a) Anzahl an Arten und Gesamt-Abundanz, b) Anzahl an Taxa und Gesamt-Abundanz, c) Vergleich verschiedener ökologischer Bewertungsindices in Bezug auf Oberflächeneinfluss sowie Temperatur (OBELIX, GTI und GFI) und d) Shannon-Diversität.	54
Abbildung 17: Kartendarstellung der faunistischen Zusammensetzung aller Messungen im Thermostress-Datensatz mit a) Faunenzusammensetzung nach Großgruppen, b) Anteile von Crustaceen und Oligochaeten (normiert auf 100%) für die ökologische Bewertung nach Griebler et al. (2014).	57
Abbildung 18: Boxplots verschiedener biotischer Parameter der jeweiligen Naturräume. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September verwendet.....	60
Abbildung 19: Boxplots verschiedener faunistische Parameter von 2002 bis 2020. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September und die gleichen Messstellen wie in den darauffolgenden Jahren verwendet.	62
Abbildung 20: Zeitreihen für einzelne Messstellen für a) Gesamt-Abundanz (unterschiedliche Skalen auf den y-Achsen beachten), b) Anzahl Arten, c) Anzahl Taxa, d) Verhältnis Crustaceen zu Oligochaeten.	64
Abbildung 21: Korrelationsmatrix ausgewählter (a)biotischer Parameter des Thermostress-Datensatzes. Dargestellt ist der Spearman-Korrelationskoeffizient.	66
Abbildung 22: Ergebnisse der PHATE-Analyse für alle 30 Messstellen für die Jahre 2001/2002 bis 2020, dargestellt nach Messstellenzugehörigkeit der einzelnen Beprobungen.	70

Abbildung 23: Ergebnisse der PHATE-Analyse für 16 Messstellen a) der Probennahme in Juni und b) im August des Jahres 2020.	71
Abbildung 24: Ergebnisse der PHATE-Analyse für alle 16 Messstellen von 2002 und von 2006 bis 2018.....	74
Abbildung 25: Entwicklung der Faunengemeinschaft und der Standwassertemperatur (sekundäre y-Achse) am Grund der Messstelle in Neckargartach im Untersuchungszeitraum (2002-2020).....	76
Abbildung 26: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Neckargartach im Industriepark Böllinger Höfe von 2000 bis 2020 (Bildquelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).....	77
Abbildung 27: Zeitliche Veränderung weiterer abiotischen und faunistischen Parameter für die Zeit der Messstelle Neckargartach.	78
Abbildung 28: Entwicklung der Faunengemeinschaft (Abundanz und Faunenzusammensetzung), des Nitratgehalts (LUBW, blaue y-Achse rechts) und der Standwassertemperatur (schwarze y-Achse rechts) am Grund der Messstelle in Sankt Leon im Untersuchungszeitraum (2002-2020).	79
Abbildung 29: Luftbild der Lage der Messstelle in Sankt Leon (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)). Das Umfeld der Messstellen hat sich über den Beobachtungszeitraum (2002-2020) nicht verändert.....	80
Abbildung 30: Abiotischen und faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Heidelberg-Rohrbach. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW; Standwassertemperaturen liegen nur 2002 und 2020 vor).....	81
Abbildung 31: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Heidelberg-Rohrbach von 2000 bis 2020 (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).	82
Abbildung 32: Abiotische und faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Tübingen. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW).	83
Abbildung 33: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Tübingen von 2000 bis 2020 (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).	84
Abbildung 34: Luftbild der Lage der Messstelle in Todtnau (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)). Das Umfeld der Messstellen hat sich über den Beobachtungszeitraum (2002-2020) nicht verändert.....	84
Abbildung 35: Faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Todtnau. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW).	85
Abbildung 36: Konzeptionelles Modell für die thermische Modellierung der Grundwassertemperatur in Abhängigkeit der Lufttemperatur und hydrogeologischen Standortbedingungen (s. Formel 1).	90

Abbildung 37: Modellierungsergebnisse für zukünftige Aquifertemperaturen für acht ausgewählte Messstellen. 92

Abbildung 38: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für (a) Gesamt-Abundanz [-] und (b) Anzahl an Arten pro Pegel [-] gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für den Thermostress-Datensatz, jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit). 96

Abbildung 39: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für Gesamt-Abundanz [-] (links) und Anzahl an Arten pro Pegel [-] (rechts) gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für die Messstellen Schwäbisch Hall (a, b), Brenden (c, d), und Weingarten (e, f) jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit). 97

Abbildung 40: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für Gesamt-Abundanz [-] (links) und Anzahl an Arten pro Pegel [-] (rechts) gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für die Messstellen Zienken (a, b), Kadelburg (c, d), und Rohrdorf (e, f) jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit). 99

Abbildung 41: Ergebnisse für die Validierung der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für (a) Gesamt-Abundanz [-] und (b) Anzahl an Arten pro Pegel [-] gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für den Thermostress-Datensatz mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit). Schwarze Kreuze stellen die zur Modellierung herangezogenen Datenpunkte dar, rote Kreuze die zur Validierung benutzen Datenpunkte. 101

Abbildung 42: Vorschlag für den schematischen Ablauf eines Genehmigungsverfahrens für verschiedene Eingriffe in das Grundwasser basierend auf den möglichen Folgen für die Grundwasserfauna. Für die ökologische Bewertung ist hier beispielhaft die Einteilung nach dem Schema von Griebler et al. (2014) gezeigt. 106

Abbildung 43: Bestehendes Verkehrszeichen für Wasserschutzgebiete (links) und Vorschlag für ein Verkehrszeichen für Grundwasserschutzgebiete (rechts) (verändert nach Blum et al. (2021)). 107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich der Mediane der GTI-Klassen 1-3 mit a) der Temperatur zum Zeitpunkt der Probennahme, b) dem Jahresmittel der Standwasser-, bzw. Aquifer- und Lufttemperatur (DWD), c) der Taxazahl und d) den Individuenanteilen Stygobionter und Nicht-Stygobionter (58 MST Einzeldaten, Juni, Aug., Sept., LUBW-Dauermonitoring Datensatz).	36
Tabelle 2: Spearman-Rang-Korrelationen zwischen dem GTI, verschiedener Temperaturwerte und der Taxazahl mit dem Jahr der Probennahme. Stichprobe umfasst 10 GWM, die zwischen 2002 - 2020 regelmäßig untersucht wurden.	39
Tabelle 3: Ergebnisse einer nicht-parametrischen Regressionsanalyse (DISTLM). Die Daten jeder GWM wurden zuvor über ihre Mittelwerte zusammengefasst und LOG+1- transformiert. Die Standorte GWM 58/166-9 und 2802/360-1 sind aufgrund nicht verfügbarer Parameter von der Analyse ausgeschlossen, n=28). (*Standwasser & #Aquiferwasser)	69

Abkürzungen

ANOSIM	Analysis Of SIMilarity
BGR	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe
DISTLM	Distance-based linear models
DWD	Deutscher Wetterdienst
GFI	Grundwasser-Fauna-Index
GTI	Grundwasserfauna-Temperatur-Index
GWM	Grundwassermessstelle
GWT	Grundwassertemperatur
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
OBELIX	Oberflächeneinfluss-Index
SWT	Standwassertemperatur

Zusammenfassung

Die thermische Untergrundnutzung, z. B. durch Grundwasserwärmepumpen oder thermische Aquiferspeicher, spielt eine wichtige Rolle bei der Wärme- und Kältewende. Die dadurch verursachten Temperaturänderungen können, ebenso wie steigende Grundwassertemperaturen aufgrund klimatischer Veränderungen, den natürlichen Zustand der Grundwasserökosysteme beeinträchtigen. Trotz stark gestiegener Anforderungen an die Genehmigungsbehörden sind fachlich begründete Bewertungsverfahren und konkrete Verwaltungsvorschriften für die thermische Untergrundnutzung derzeit nicht verfügbar.

Im Projekt „Thermostress“ wird daher untersucht, ob es in den letzten Jahrzehnten in Baden-Württemberg Veränderungen in der Grundwasserfauna aufgrund von Temperaturänderungen gab, und welche Methoden sich für die Untersuchung dieses Zusammenhangs eignen. Daneben befasst sich „Thermostress“ mit der Frage, ob sich daraus Handlungsempfehlungen für die nachhaltige Nutzung des Grundwassers ableiten lassen. Das Vorhaben gliedert sich in vier Arbeitsschritte: (1) Entwicklung eines neuen Temperatur-basierten Bewertungsindex für den faunistischen Zustand des Grundwassers, (2) Erhebung und Auswertung von faunistischen und abiotischen Freilanddaten, (3) Entwicklung von Modellansätzen für die Vorhersagen von Grundwassertemperaturen, sowie den thermisch-ökologischen Zustand von Grundwassermessstellen und (4) Erarbeitung von Vorschlägen zur weiteren Erprobung der Ansätze, sowie zur Überführung in die Planungs- und Genehmigungspraxis.

Der hier entwickelte Bewertungsindex, der Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI), wurde an den neu erhobenen Freilanddaten getestet und kann für die Identifizierung unterschiedlich warmer Standorte angewendet werden. Für eine großflächige Anwendung sind jedoch eine Überarbeitung in Bezug auf eine feinere Abstufung in der Bewertungsskala und eine Anpassung für weitere Regionen erforderlich. Hinsichtlich zeitlicher thermischer Veränderungen spiegelte der GTI Unterschiede der Früh- und Spätsommerproben wider, nicht aber langjährige Veränderungen, vermutlich weil zu viele unterschiedliche Einflüsse wie z. B. hydrologische oder hydrochemische Veränderungen Bedingungen die Temperatureffekte überlagerten.

Die neu erhobenen Freilanddaten zeigen teilweise eine signifikante Abweichung zwischen den Standwassertemperaturen und den Temperatur-Tiefenprofilen in den Grundwassermessstellen. Bei den faunistischen und abiotischen Parametern zeigen sich Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen im Untersuchungsgebiet, die vor allem auf die verschiedenen Naturraumgruppen bzw. den hydrogeologischen Einheiten zurückzuführen sind. Auf regionaler Ebene ergab die Auswertung der Daten über die vergangenen zwei Jahrzehnte keine signifikanten Trends in den faunistischen oder abiotischen Parametern. Einzelne Messstellen zeigen jedoch auffällige Änderungen in der Faunenzusammensetzung, die teilweise in Zusammenhang mit Änderungen

der hydrochemischen Bedingungen, sowie des Oberflächeneinflusses stehen. Dabei waren sowohl Verschlechterungen als auch Verbesserungen des ökologischen Zustands des Grundwassers zu beobachten.

Der entwickelte Modellansatz für die Vorhersage der Entwicklung der Aquifertemperaturen bis ins Jahr 2100 liefert plausible Temperaturwerte im Bereich von 14 – 17 °C. Mit einer Erwärmung von ca. 1 – 6 Kelvin innerhalb von 80 Jahren ist die modellierte, zukünftige Erwärmung ähnlich zu den in der Vergangenheit beobachteten Temperaturanstiegen. Eine thermisch-ökologische Modellierung auf regionaler Skala erwies sich aufgrund der Heterogenität in der faunistischen Zusammensetzung und der zeitlichen Variabilität in den gemessenen Standorttemperaturen als schwierig. Für einzelne Standorte lassen sich statistische Zusammenhänge zwischen der Standorttemperatur und faunistischen Parametern erkennen, die jedoch aufgrund der geringen Datendichte nicht validiert werden konnten.

Die Änderungen in der Grundwasserfauna an den in „Thermostress“ untersuchten Standorten können nicht eindeutig ursächlich auf Temperaturanstiege im Standortwasser zurückgeführt werden, sodass eine ökologische Bewertung der Standorte nur aufgrund der Temperatur nicht sinnvoll ist. Die entwickelten thermisch-ökologischen Modellierungs- und Bewertungsansätze können unter Berücksichtigung von weiteren Faktoren, wie z. B. Flächennutzung und Oberflächeneinfluss eingesetzt/angewandt werden. Für die Bewertung des Zusammenhangs zwischen Grundwasserfauna und Grundwassertemperatur müssen künftig verlässlichere Temperaturmessungen vorgenommen werden, bspw. in Form von Temperatur-Tiefenprofilen.

Bei künftigen Planungen zu thermischen Untergrundnutzungen muss der standort-spezifische Zustand der Grundwasserfauna berücksichtigt werden, um eine mögliche Verschlechterung des ökologischen Zustands zu verhindern. Aufgrund der in diesem Projekt beobachteten zeitlichen Variabilität der Zusammensetzung der Grundwasserfauna an den einzelnen Standorten erscheinen für die ökologische Charakterisierung in diesem Rahmen wiederholte Messungen, sowie ein Vergleich mit repräsentativen Referenzwerten sinnvoll. Ein weiterer, vielversprechender Ansatz wären Gradientenuntersuchungen entlang von Wärmefahnen an unterschiedlichen Standorten.

1 Einführung und Motivation

Im November 2016 ist Deutschland, das für 2,6 Prozent der weltweiten Treibhausgasemissionen verantwortlich ist, offiziell dem Pariser Klimaschutzabkommen beigetreten. Damit wir die ambitionierten Ziele des Pariser Klimaschutzabkommens erreichen können, müssen große Veränderungen umgesetzt werden. Die Energie- und Wärmewende soll zeitnah und verstärkt umgesetzt werden. In diesem Zusammenhang werden auch lange Nord-Süd-Stromtrassen, die mittels Erdkabel den Strom vom Norden in den Süden transportieren, entstehen. Diese Erdkabel strahlen enorme Wärmemengen in den Untergrund ab. Hinzu kommen die Erwärmung des Untergrunds durch den Ausbau der geothermischen Nutzung, vor allem im urbanen Raum, z. B. durch Grundwasserkühlanlagen und thermische Aquiferspeicher (Menberg et al., 2013).

Auch außerhalb der urbanen Zentren steigen die Grundwassertemperaturen immer weiter an, verursacht durch die Klimaveränderung (Menberg et al., 2014). Dies wird ökologische Auswirkungen haben: Studien haben gezeigt, dass sich die Lebensgemeinschaften des Grundwassers durch Wärmeeinträge verändern (Briemann et al., 2009; Spengler, 2017).

Temperaturveränderungen haben auch erheblichen Einfluss auf den chemischen Stoffhaushalt, sie verändern die mikrobiologische Aktivität und beeinflussen vor allem auch die gesamte Grundwasserökologie. Der wünschenswerte, natürliche Zustand des Untergrunds und insbesondere der Grundwasserökosysteme wird dadurch nachhaltig beeinträchtigt. Es wird vermutet, dass dies auch zu einer Minderung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Ökosysteme und damit ihrer Dienstleistungen, insbesondere der Reinigung des Grundwassers führt (Avramov et al., 2010). Dennoch finden sich nur sehr wenige Studien, die diese Effekte an konkreten Standorten erörtern bzw. die jeweiligen Einflussfaktoren und Effekte in einen Praxisbezug stellen (Briemann et al., 2009; Griebler et al., 2015).

Auf der anderen Seite haben ausgedehnte Temperaturanomalien aber auch eine positive Seite: Sie repräsentieren ein enormes zusätzliches Energiepotential (Benz et al., 2022). Es kann durch oberflächennahe Geothermie Wärmeenergie sowohl zum Heizen als auch zum Kühlen von Gebäuden genutzt werden. In Deutschland ist die Nachfrage nach Geothermie in den letzten Jahren erheblich gestiegen, und stellt bei der Gebäudeheizung und -kühlung eine wichtige regenerative Energie dar, die einen erheblichen Beitrag zur Energie- und Wärmewende leisten kann. In diesem Spannungsfeld zwischen positiven und negativen Aspekten der Temperaturveränderung bewegt sich nun die derzeitige Genehmigungspraxis in Deutschland (Blum et al., 2021). Trotz stark gesteigener Anforderungen an die Genehmigungsbehörden sind fachlich – vor allem auch ökologisch – begründete, konkrete Bewertungsverfahren und Verwaltungsvorschriften derzeit für die Grundwassertemperatur nicht verfügbar (Hahn et al., 2018).

Dieses Manko in der behördlichen Genehmigungspraxis im Umgang mit Grundwassererwärmung gilt gleichermaßen für Deutschland wie auch für Europa und die übrige Welt (Hähnlein et al.,

2010, 2013). Die bisherigen Regelungen, z. B. keine Temperaturveränderungen > 6 Kelvin oder eine maximale Temperaturobergrenze von 20 °C zuzulassen, sind eher als willkürliche Festlegungen, und nicht als fachlich begründete Orientierungswerte einzuordnen.

Für die Praxis ergeben sich daraus folgende Fragestellungen:

- Wann und wie rasch verändern sich Grundwasserökosysteme unter thermischem Stress?
- Gab es in den letzten Jahrzehnten Veränderungen in der Grundwasserfauna aufgrund von Temperaturerhöhungen?
- Welche Verfahren und Indikatoren eignen sich für die Untersuchung dieses Zusammenhangs?
- Lassen sich auf dieser Grundlage entsprechende Handlungsempfehlungen und Verwaltungsvorschriften ableiten, die auch eine nachhaltige geothermische Nutzung des Grundwassers erlauben?

2 Vorgehensweise und Methodik

Das Vorhaben besteht aus drei zentralen Komponenten: der Entwicklung neuer Bewertungsmethoden (AP 1), der Erhebung von Freilanddaten zusammen mit der Erstellung eines innovatives thermisch-ökologischen Grundwassermodells (AP 2), sowie dessen Validierung und der Formulierung von Vorschlägen zur weiteren Erprobung des Ansatzes (AP 3). In Abbildung 1 werden diese Arbeitspakete dargestellt.

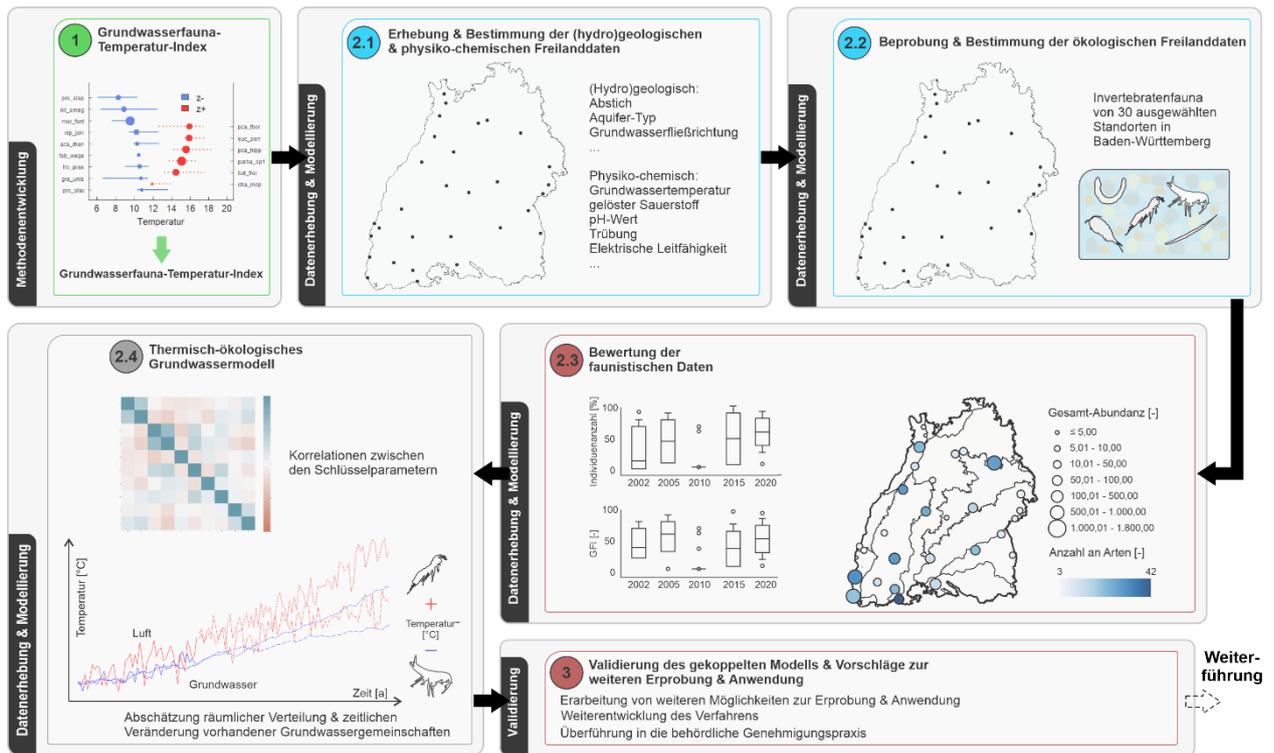


Abbildung 1: Arbeitspakete und Ablaufplan von Thermostress.

2.1 Entwicklung eines Grundwasserfauna-Temperatur-Index (AP1)

Für die faunistische Bewertung thermischer Verhältnisse in Grundwassersystemen wurde im Rahmen von AP1 der so genannte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) entwickelt und erprobt. Die Entwicklung erfolgte anhand eines bereits vor Projektbeginn verfügbaren Datensatzes (Spengler, 2017) (s. Kapitel 3.1). Die Überprüfung des GTI erfolgte anhand einer Reihe weiterer statistischer Methoden, die in Kapitel 2.2.5 beschrieben werden.

2.2 Erhebung und Bewertung der Freilanddaten

2.2.1 Standort- und Parameterauswahl

Baden-Württemberg zählt zu den wohl am besten untersuchten Gebieten weltweit in Bezug auf Grundwasserfauna, sodass hier auf eine umfassende Datengrundlage zurückgegriffen werden kann. Im Rahmen einer Doktorarbeit an der Universität Koblenz-Landau (Fuchs, 2007) wurden in den Jahren 2001/2002 an ca. 300 Standorten (Abbildung 2) des Messnetzes der Landesanstalt

für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) Untersuchungen der Grundwasserfauna durchgeführt (Hahn & Fuchs, 2009).

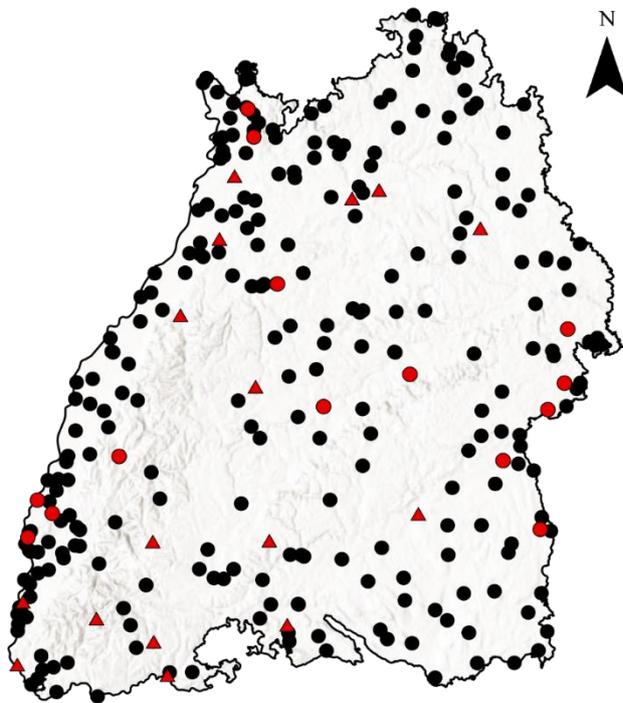
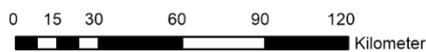


Abbildung 2: Darstellung des Datensatzes der 300 Messstellen der Promotion von Andreas Fuchs (Fuchs, 2007) (schwarz) sowie des finalen Thermostress-Datensatzes mit 30 Messstellen (rot).

Kartenquelle: Esri, USGS

Messstellen nach Datensätzen

- Ausgangsdatsatz (Fuchs, 2007)
- Thermostress-Datensatz
- ▲ Messstellen des Thermostress-Datensatzes mit lückenlosen Zeitreihen



Für insgesamt 60 der ca. 300 Standorte liegen Zeitreihen der chemisch-physikalischen Parameter in Datenbanken der LUBW, darunter auch Zeitreihen der Grundwassertemperaturen der letzten 20 Jahre, vor (Abbildung 3) (Landesanstalt für Umwelt, 2022b). Aus diesen 60 potenziellen Standorten wurden im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie 30 repräsentative Messstellen ausgesucht. Neben den Untersuchungen von Fuchs (2007) liegen auch Daten zu 44 Messstellen des Grundwasserfauna-Dauermonitoring, durchgeführt von der IGÖ GmbH im Auftrag der LUBW seit 2006 vor. Diese Daten wurden ebenso im Auswahlprozess berücksichtigt. Als Auswahlkriterien wurden verschiedenste Parameter angewendet, die im Folgenden näher beschrieben werden.

Thermostress – Abschlussbericht

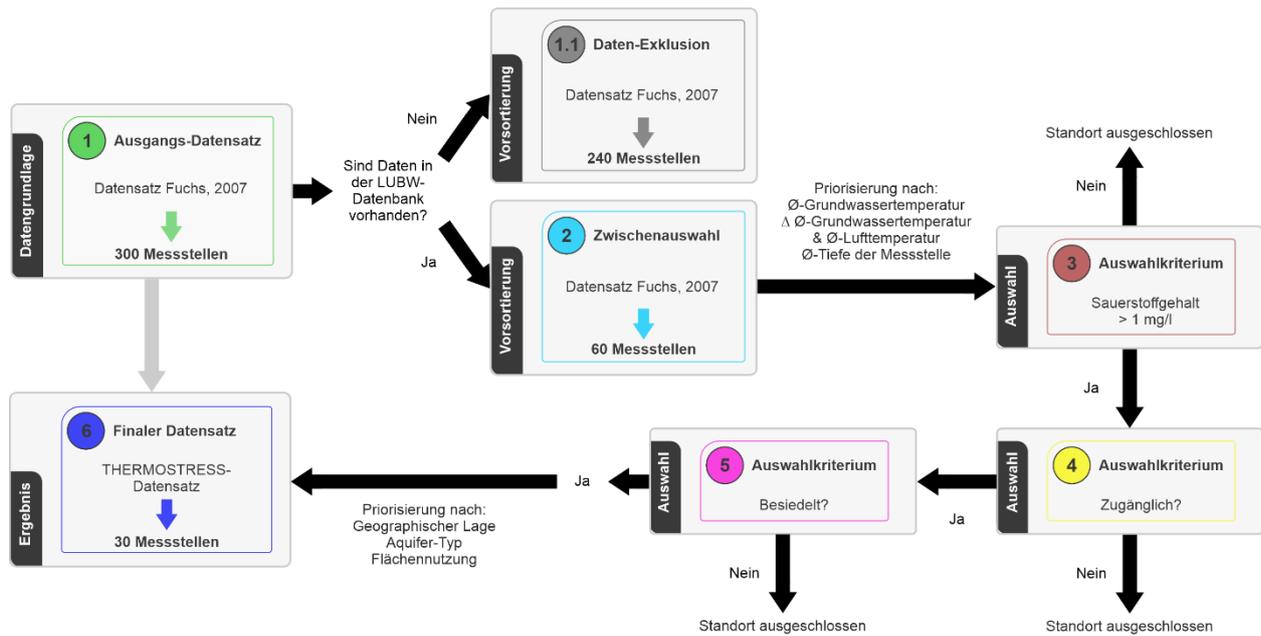


Abbildung 3: Schema zur Standortauswahl anhand ausgewählter Parameter.

In Anlehnung an das Ziel der Machbarkeitsstudie wurden primär Standorte mit verschiedenen stark beeinflussten, d. h. erwärmten, Grundwassertemperaturen ausgewählt. Dazu wurden in einem ersten Schritt die durchschnittlichen Grundwassertemperaturen eines Standorts über die letzten 20 Jahre gebildet und verglichen. Höchste Priorität erhielten Standorte mit besonders hohen bzw. besonders niedrigen Durchschnittstemperaturen. Um den Einfluss der klimatischen Bedingungen zu berücksichtigen, wurden zudem die Differenz der durchschnittlichen Grundwassertemperatur und Lufttemperatur gebildet, und ebenso Standorte mit besonders hohen bzw. niedrigen Werten priorisiert. Für eine repräsentative Aussage wurden im Auswahlprozess zudem darauf geachtet alle Tiefenniveaus zu berücksichtigen, weshalb auch hier Standorte mit besonders hohen bzw. besonders niedrigen Werten eine höhere Priorisierung erhielten.

Ein weiteres wichtiges Auswahlkriterium für einen Standort war der Sauerstoffgehalt des Grundwassers. Für die Untersuchung der Grundwasserfauna eignen sich nur Messstellen mit einer Sauerstoffkonzentration $> 1 \text{ mg/l}$, da es sich dabei um einen limitierenden Faktor für die Grundwasserfauna handelt (Griebler et al., 2014). Daneben spielte auch die Zugänglichkeit zu den einzelnen Messstellen eine entscheidende Rolle im Auswahlprozess, da diese für einen reibungslosen Ablauf dieser großangelegten Beprobung unabdingbar ist.

Im nächsten Schritt wurden Messstellen ausgeschlossen, die bei vorherigen Beprobungen von Fuchs (2007) und dem Grundwasserfauna-Dauermonitoring keine Besiedlung aufwiesen. In einem letzten Schritt erfolgte eine Feinabstimmung. Dazu wurden u. a. alle positiv bewerteten Messstellen bezüglich ihrer geographischen Lage priorisiert um eine möglichst gute Abdeckung innerhalb des Untersuchungsgebiets und der einzelnen Naturräume von Baden-Württemberg zu

gewährleisten. Ebenso wurde auf eine Abdeckung verschiedener Aquifer-Typen und Flächennutzungsformen geachtet. Nach Abschluss dieser Priorisierung blieben 30 Messstellen übrig, die in Absprache mit allen Beteiligten, als finale Standorte für das Projekt ausgewählt wurden.

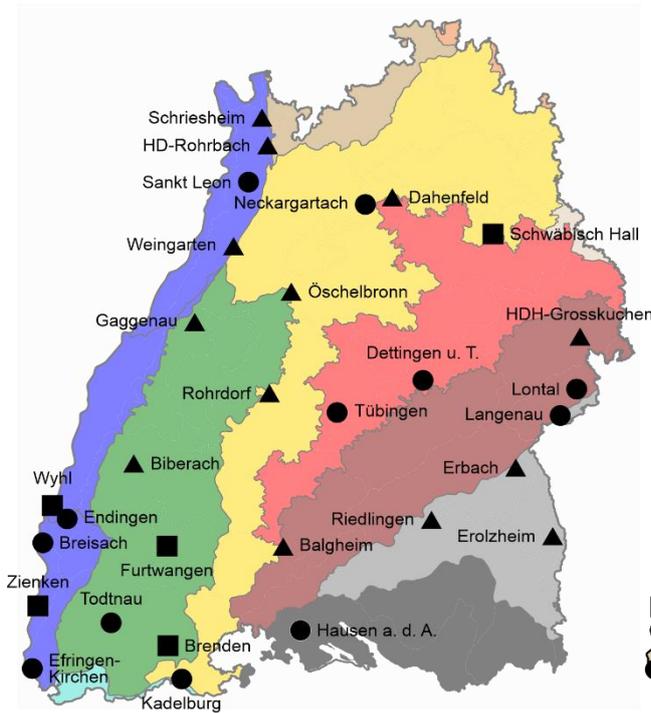
Abbildung 4 zeigt die Lage der 30 untersuchten Messstellen in Thermostress in Abhängigkeit der Flächennutzung und Aquifertypen. Die Darstellung erfolgt auf Basis der Karte „Hydrogeologie von Deutschland (HY1000)“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), 2019).

Nach der Auswahl der 30 Messstellen wurde für jede Messstelle ein projektspezifisches, konsistentes Stammdatenblatt erstellt, das Informationen zu Lage (Koordinaten, Ortsangaben, Anfahrt), Zustand, Umgebung (Bauarbeiten, Flächennutzung), Naturraum, Gewässereinzugsgebiet, Ausbau (Verfilterung, Bauform, Tiefe) enthält.

Die Informationen stammen aus dem Grundwasserfauna-Dauermonitoring-Datensatz, sowie aus vereinzelt vorhandenen Stammdatenblättern der LUBW. Darüber hinaus wurden für dieses Projekt Fotos der Messstelle, Luftbilder zur Umgebung der Messstelle (Google LLC., 2022) und Abbildungen zur Flächennutzung (Open Street Map, 2022) hinzugefügt. Neben diesen deskriptiven Informationen enthält jedes Datenblatt auch Daten eines Grundwasser-Temperaturprofils (aufgenommen im Rahmen dieser Studie), sowie Klimadaten aus dem Betrachtungszeitraum (2001 bis 2020) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Jahresmitteltemperaturen (DWD Climate Data Center (CDC), 2022). Desweiteren wurden Daten zum Verlauf der Grundwasser-Temperatur aus der Datenbank des LUBW-Grundwasserüberwachungsprogramms (Landesanstalt für Umwelt, 2022b) über den Betrachtungszeitraum ergänzt.

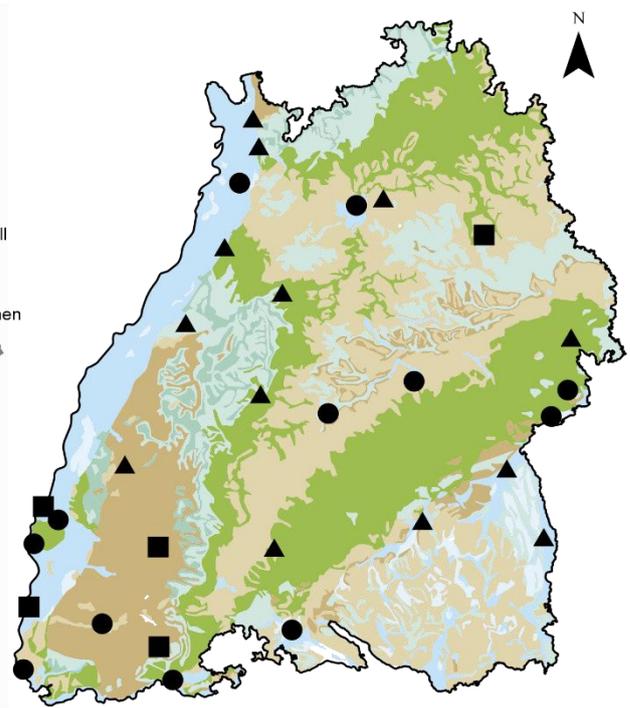
Die Erhebung der Faunen- und physiko-chemischen Daten der ausgewählten 30 Messstellen erfolgte vom 09.06. bis 12.06.2020.

(a) Naturräume

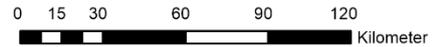


Kartenquelle: Daten- und Kartendienst der LUBW

(b) Aquifertypen



Kartenquelle: BGR Geoviewer



Messstellen nach Landnutzung

- ▲ Bebaut
- Natur
- Landwirtschaft

Naturräume 3. Ordnung
(nach Meynen & Schmithüsen et al.)

- Voralpines Hügel- und Moorland
- Donau-Iller-Lech-Platte
- Schwäbische Alb
- Schwäbisches Keuper-Lias-Land
- Neckar- und Tauber-Gäuplatte
- Schwarzwald
- Hochrheingebiet
- Oberrhein-Tiefland
- Odenwald, Spessart und Südrhön
- Mainfränkische Platten
- Fränkisches Keuper-Lias-Land

Aquifertypen

Porengrundwasserleiter

- Ausgedehnte und sehr ergiebige Grundwasservorkommen
- Lokale oder unzusammenhängende GW-Vorkommen höherer Produktivität bzw. ausgedehnte, aber nur durchschnittlich ergiebige GW-Vorkommen

Poren- und Kluffgrundwasserleiter

- Ausgedehnte und sehr ergiebige Grundwasservorkommen
- Lokale oder unzusammenhängende GW-Vorkommen höherer Produktivität bzw. ausgedehnte, aber nur durchschnittlich ergiebige GW-Vorkommen

Kluff- und Karstgrundwasserleiter

- Ausgedehnte und sehr ergiebige Grundwasservorkommen
- Lokale oder unzusammenhängende GW-Vorkommen höherer Produktivität bzw. ausgedehnte, aber nur durchschnittlich ergiebige GW-Vorkommen Formationen (porös oder klüftig) mit lokalen oder begrenzten GW-Vorkommen bzw. Gebiete ohne nennenswerte GW-Vorkommen (Grundwassergeringleiter)
- Untergeordnete Grundwasserleiter, lokale und begrenzte GW-Vorkommen in der Tiefe nicht ausgeschlossen
- Gesteine ohne nennenswerte GW-Vorkommen, auch in der Tiefe unergiebig

Abbildung 4: Lage der 30 analysierten Messstellen sowie deren Einteilung nach Flächennutzung in den unterschiedlichen (a) Naturräumen (Quelle: Landesanstalt für Umwelt, 2022a) und (b) Aquifertypen (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), 2019).

2.2.2 Erhebung der hydrogeologischen und physiko-chemischen Daten

Zu Beginn einer jeden Probennahme wurde mit Hilfe eines Kabellichtlots (KLL-T 100 m SEBA Hydrometrie, Seriennummer: 43956) der Grundwasserstand, die Pegeltiefe sowie die Grundwassertemperatur in den Grundwasserbeobachtungsrohren bestimmt. Die Messung der Standwassertemperatur erfolgte ausgehend von einer Tiefe von 5 cm unterhalb des aktuellen Grundwasserstands in 1 m Schritten bis zum Grund der Messstelle. Die Genauigkeit der Temperaturmessung beträgt laut Hersteller zwischen 0,10 °C (bei 0 - 25 °C Messbereich) und 0,15 °C (bei 25 - 50 °C Messbereich) (SEBA Hydrometrie, 2011).

Im Anschluss an die Messung des Grundwassertemperaturprofils erfolgte die Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter vor Ort (Abbildung 5). Dazu wurde mit einem an einer Angel befindlichen Wasserschöpfers (750 ml Aquasampler der Firma Bürkle GmbH, Lörrach) eine Wasserprobe vom Grund der Messstelle, als vom Standwassers der Messstell, entnommen. An dieser Wasserprobe wurden im Anschluss die Feldparameter Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit sowie Sauerstoffgehalt und -konzentration des Standwassers bestimmt. Die Bestimmung erfolgt mit Hilfe eines HQ40D Portables 2-Kanal Multimeter (Hach Lang GmbH, 2022).

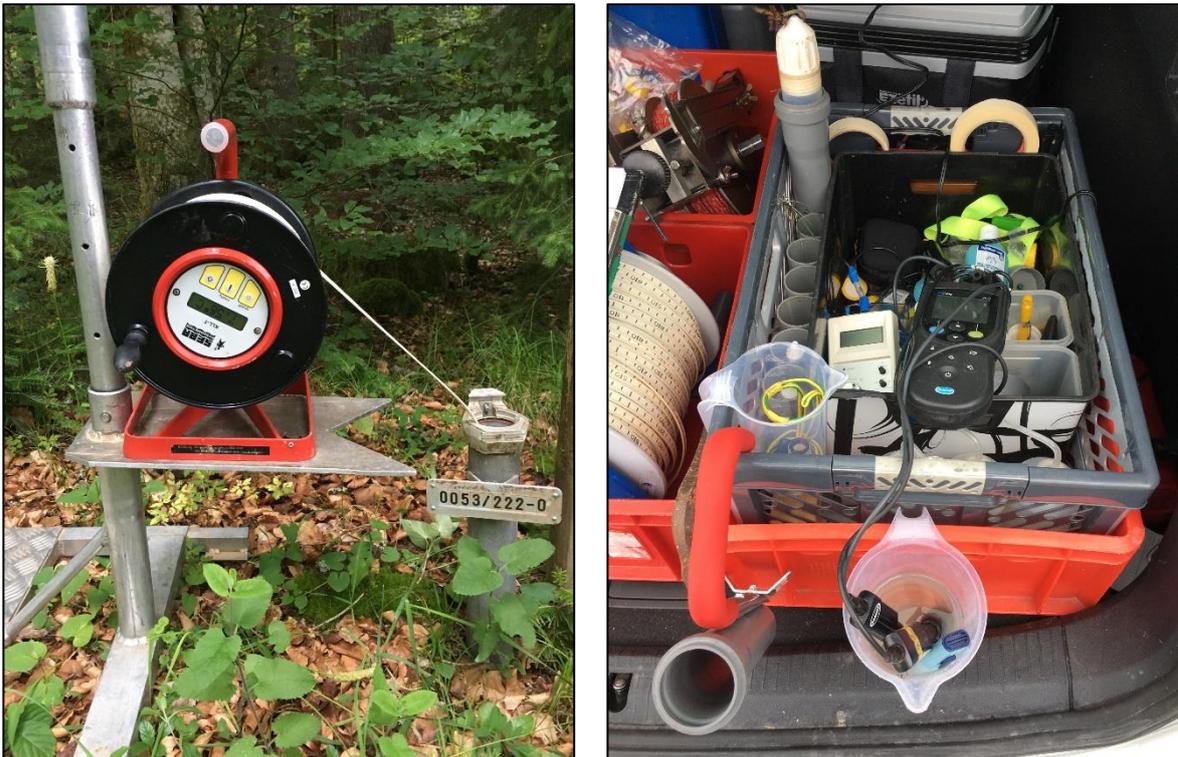


Abbildung 5: Messung der Grundwassertemperatur mittels Lichtlot (links) und Messung der Vor-Ort-Parameter (rechts).

Für die Messung des Sauerstoffgehalts und der Sauerstoffsättigung wurde eine Intellical LD0101, lumineszenzbasierte/optische Sonde (Genauigkeit: $\pm 0,1$ mg/L von 0 bis 8 mg/L bzw. $\pm 0,2$ mg/L bei Werten über 8 mg/L), für die Bestimmung des pH-Wertes eine pH-Elektrode PHC101 (Genauigkeit $\pm 0,002$) verwendet (Hach Lang GmbH, 2022). Die Leitfähigkeit wurde parallel mit einem digitalen TDS-Messgerät (Messbereich: 0 - 9999 ppm, der Firma Meditech/TenYua) bestimmt. Zudem wurde mit einem einfachen Thermometer die Lufttemperatur bestimmt.

2.2.3 Erhebung und Bewertung der Grundwasserfauna

Die Beprobung der Grundwasserfauna erfolgte mit Hilfe eines von der IGÖ speziell für die Erfassung der Grundwasserfauna entwickelten Netzsammlers. Dabei handelt es sich um ein abgewandeltes Planktonnetz bzw. Cvetkov-Netz, bestehend aus einem Gazetrichter mit einer Maschenweite von 73 μm der an einem Sammelgefäß (50 ml Zentrifugenröhrchen) befestigt ist. Über das Sammelgefäß wird eine Hülse inklusive eines Gewichts am unteren Ende geschraubt (Abbildung 6). Mit Hilfe einer Angel, bzw. einer Winde für größere Tiefen, wird der Netzsammler in der Messstelle versenkt. Schlägt der beschwerte Sammler auf dem Grund der Messstelle auf, wird das Sediment und die darin befindliche Grundwasserfauna aufgewirbelt. Um die Fauna möglichst vollständig zu erfassen, wird der Netzsammler 10-mal zügig ca. 1,5 m hochgezogen und erneut abgelassen. Das einströmende Wasser wird dabei durch die Gaze gefiltert und die Grundwasserfauna samt aufgewirbeltem Substrat im Sammelgefäß zurückgehalten. Das Trichternetz wird zurück an der Oberfläche mit Wasser gespült, um zurückgebliebenes Probenmaterial in das Röhrchen zu überführen. Die entnommenen Proben werden bis zur Fixierung mit 96 %igem Ethanol in einer Kühlbox bei ca. 8 °C gelagert. Für eine einfachere Bestimmung der Grundwasserfauna wird die Probe zudem mit dem Farbstoff Bengalrosa versetzt, der die enthaltenen Individuen rosa färbt.

Die in den GW-Proben enthaltenen und angefärbten Tiere wurden unter einem Binokular zunächst ausgezählt und auf Großgruppenniveau bestimmt (Nematoda, Insecta, Gastropoda, Turbellaria, aquatische Insecta, Crustacea und Annelida). Für die Gruppen Crustacea und Annelida erfolgte eine genauere taxonomische Bestimmung, möglichst bis auf Artniveau.

Die in den Faunaproben enthaltenen Substratkomponenten Detritus, Sand, Feinsand, Ocker, Schluff wurden nach einer ordinalen Skala von 0 - 3 (Klasse 0 = kein, 1 = wenig, 2 = viel, 3 = sehr viel) geschätzt.

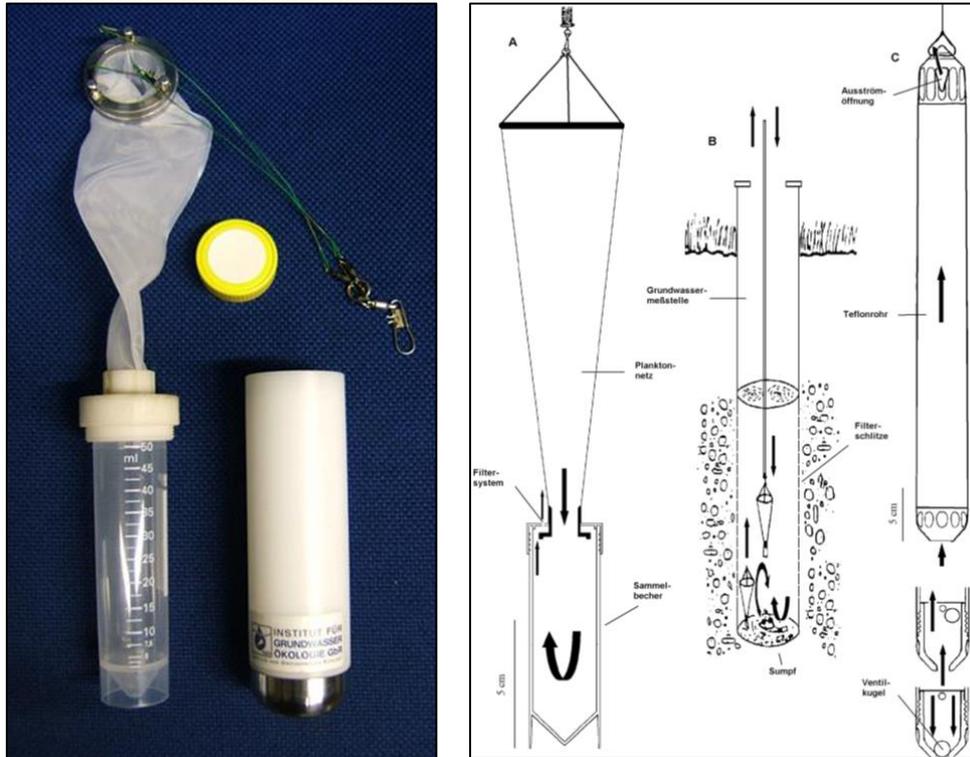


Abbildung 6: Aufbau des Netzsammlers (links; Foto: Cornelia Spengler) und Schemazeichnung der Funktionsweise des Netzsammlers (A, B) und Aquasamplers (C) (rechts; Andreas Fuchs, IGÖ GmbH).

2.2.4 Datenaufbereitung und Überprüfung

Auf der Grundlage des bereits bestehenden Grundwasserfauna-Dauermonitoring-Datensatzes und Auszügen aus der LUBW-Datenbank wurde ein umfangreicher Datensatz mit der Statistik- und Analyse-Software SPSS und PRIMER vs. 6 (PERMANOVA+) erstellt und im Laufe des Projekts stetig ergänzt. Dieser Thermostress-Datensatz bildet die Basis der späteren Auswertungen. Er beinhaltet Daten der Faunenzählungen (auf Art- und Großgruppen-Niveau) und Zusammensetzung des Sediments sowie Berechnungen der verschiedenen vorhandenen Bewertungsschemata (Bewertungsschema nach Griebler et al. (2014)), die Berechnung der Individuendichte, der Taxazahl, des Shannon-Indexes, der Anteile an Stygobionten zu Nicht-Stygobionten und des GFI (Hahn, 2006).

Die Faunadaten bilden auch die Grundlage des Oberflächeneinfluss-Index (OBELIX), für den ausgewiesene Indikatortaxa verrechnet werden, um eine Aussage über den Oberflächenwasserkontakt eines GW-Standortes treffen zu können. Der OBELIX kann für Großgruppen (hier verwendet) und für Arten berechnet werden (Spengler et al., in Vorbereitung).

Zudem enthält der Thermostress-Datensatz Informationen zur jeweiligen Probennahme in Form von chemisch-physikalischen Vor-Ort-Parametern, gemessen am Tag der Probennahme des LUBW-Dauermonitorings sowie weiteren Bemerkungen zur Probennahme. Auch Informationen zum Naturraum, zu den geologischen Untergrundverhältnissen und dem Ausbau sowie der Tiefe

der jeweiligen Messstelle sind vorhanden. Ergänzt werden diese Daten durch umfangreiche Messungen der chemisch-physikalischen Parameter des Grundwasserüberwachungsprogramms der LUBW im gepumpten Wasser aus dem Aquifer. Diese Daten wurden mindestens zweimal im Jahr (März/Mai und September) erhoben.

Im Unterschied zu den Daten des faunistischen LUBW-Dauermonitorings, bei dem ausschließlich das Standwasser der Grundwasserbeobachtungsrohre faunistisch und eine Auswahl chemisch-physikalischer Parameter beprobt wurden, wurde zur Messung der chemisch-physikalischen Parameter des Grundwasserüberwachungsprogramm der LUBW Grundwasser aus dem Aquifer gepumpt. Entsprechend wird bei den Wassertemperaturen im Folgenden zwischen folgenden Parametern unterschieden:

- Standwassertemperatur: Probenahme mit Wasserschöpfer, Messung an der Oberfläche unter atmosphärischen Bedingungen
- Aquifertemperatur: Messung in gepumptem Grundwasser an der Oberfläche unter atmosphärischen Bedingungen
- Grundwassertemperatur: tiefenorientierte Messung in der Messstelle mit einem Temperaturlichtlot

Bei der Bewertung der jeweiligen Daten ist daher Vorsicht geboten, da kein direkter Vergleich der gemessenen Temperaturparameter möglich ist. Je nach Fragestellung wurde im Vorhinein geprüft welcher Temperaturparameter zu verwenden ist.

Chemisch-physikalische Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze des LUBW-Datensatzes wurden von weiteren Analysen ausgeschlossen. Ebenso verhält es sich bei Parametern für die im gesamten Betrachtungszeitraum weniger als die Hälfte der Messwerte vorliegen. Bei solchen Parametern handelt es sich mehrheitlich um Parameter die Verschmutzung anzeigen, wie Arzneimittelrückstände, Pflanzenschutzmittel, etc., die in diesem Projekt nicht im Fokus stehen. Messstellen mit großen Datenlücken bei wichtigen Vor-Ort-Parametern, wie Temperatur, Sauerstoffgehalt etc. wurden im Zuge des Auswahlprozesses bereits ausgeschlossen.

Eine genaue Auflistung aller im Thermostress-Datensatz enthaltenen Parameter befindet sich in Tabelle A. 1 im Anhang.

2.2.5 Methoden zur statistischen Auswertung

Mit Hilfe von bi- und multivariater Statistik können wichtige Parameter und deren Zusammenhänge identifiziert werden. Dazu wurden verschiedene Korrelationskoeffizienten nach Kendall-Tau, Spearman & Pearson mit Hilfe eigens erstellter Python-Codes oder auch in der Software SPSS und PRIMER berechnet und verglichen, um die Stärke und die Art (linear, nicht-linear) des Zusammenhangs zwischen jeweils zwei (oder mehr) Variablen zu bestimmen. So können Parameter, die signifikante Korrelationen mit biotischen Parametern aufweisen, identifiziert werden. Diese Schlüsselparameter sind ein wichtiger Bestandteil der anschließenden Analysen.

In AP1 wurden die Zusammenhänge zwischen faunistischen Besiedlungsmustern und verschiedenen Umweltvariablen (z. B. Temperatur, Nähr- und Schadstoffe) mittels einer nichtparametrischen, multivariaten Regression (DISTLM, Distance-based linear models) untersucht. Die DISTLM-Methode ist gerichtet, d. h. die abiotischen Variablen (Prädiktorvariablen) werden genutzt, um die Variabilität der Besiedlung (abhängige Variable) zu erklären. Dadurch lassen sich abiotische Parameter ermitteln, die die größte Variabilität der Besiedlung erklären. Den Analysen liegt eine Bray-Curtis-Abstandsmatrix zugrunde, die aus zuvor transformierten (4. Wurzel) Faunadaten berechnet wurde. Die Korrelationen zwischen der Fauna und abiotischen Parametern werden berechnet und über Permutationen wird die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“ geprüft (Clarke & Gorley, 2006).

Mittels einer nichtparametrischen Varianzanalyse (ANOSIM: Analysis Of SIMilarity), wurde die Trennung von a priori-Gruppen (z.B. GTI-Klasse, Naturraumgruppe etc.) getestet (Clarke & Gorley, 2006). Die Methode überprüft anhand einer Abstandsmatrix (Bray-Curtis), ob die Ähnlichkeiten der Tiergemeinschaften innerhalb einer Gruppe stärker als zwischen den Gruppen sind (Clarke & Gorley, 2006). Auch hier wurden wieder Ränge von den Ähnlichkeitswerten gebildet und miteinander verglichen. Der „R“ Wert gibt die Gruppenstärke an. Er liegt zwischen 0 und 1 und ist umso höher, je größer die Ähnlichkeiten der Standorte innerhalb einer Gruppe im Vergleich zu Standorten anderer Gruppen sind. Eine gute Trennung der a priori-Gruppen wird bei R-Werten über 0,75 angezeigt, bis 0,5 sind die Gruppen auch noch gut unterscheidbar, trotz eines gewissen Maßes an Streuung, was zu Überlappungen der Gruppen führt. Bei R-Werten unter 0,25 ist die Streuung so stark, dass die statistische Abgrenzung der Gruppen nicht ausreichend ist (Clarke & Warwick, 2001).

Bivariate Korrelationsanalysen wurden verwendet, um Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern zu analysieren. Dabei wurde der Rangkorrelationskoeffizient von Spearman verwendet (Janssen & Laatz, 2007). Die Stärke der Korrelation gibt ein Koeffizientenwert an, der zwischen 0 und 1 liegt. Sehr starke Korrelationen bestehen bei Werten zwischen 0,7 - 1,0 während schwachen Korrelationen zwischen 0,2 - 0,5 liegen (Untersteiner, 2007). Signifikante Unterschiede bestehen, wenn $p < 0,05$ liegt. Für die Überprüfung von Gruppenunterschieden auf Signifikanz ($p < 0,05$), wurde ein nicht-parametrischer U-Test (Mann-Whitney) verwendet, bei dem keine Normalverteilung der Daten vorausgesetzt wird (Untersteiner, 2007).

In AP 2 wurden die Daten mit Hilfe einer sogenannten PHATE (Potential of Heat-diffusion for Affinity-based Trajectory Embedding)-Analyse (Moon et al., 2019) analysiert, die sich in einer vorherigen Arbeit bereits bewährt hat (Koch et al., 2021), um die Abhängigkeitsstrukturen zwischen mehreren Variablen genauer zu untersuchen. Diese Methode der Dimensionsreduktion generiert eine niedrigere Dimension speziell für die Visualisierung hochkomplexer biologischer Daten, die eine akkurate Darstellung, sowohl lokaler als auch globaler Strukturen, von Datensets

ermöglicht, ohne dabei strikte Annahmen vorauszusetzen. Dabei berechnet der PHATE-Algorithmus paarweise Distanzen der Datenmatrix und wandelt diese Distanzen in Verwandtschaften um. So werden lokale Informationen mit Hilfe einer Kernel-Funktion kodiert, welche sich dann zu euklidischen Distanzen weiterentwickeln. Durch die anschließende Verwendung von Verbreitungsprozessen werden globale Beziehungen erlernt und unter Verwendung von potenziellen Distanzen kodiert. In einem letzten Schritt werden die Abstandsinformationen in eine niedrige Dimension überführt, um sie mit Hilfe von metrischer multidimensionaler Skalierung (MDS) zu visualisieren. Objekte, die sich in der finalen Abbildung in der Nähe von einander befinden, besitzen somit ähnliche Charakteristika. Dies erlaubt im Idealfall eine Gruppierung von Messstellen anhand von Ähnlichkeiten in ihren biotischen und abiotischen Charakteristika und ermöglicht Abhängigkeiten zwischen Variablen zu erkennen (Moon et al., 2019).

Diese Auswertung erfolgt im Rahmen dieser Studie für alle 30 ausgewählte Messstellen und bis zu 17 Parameter für die Jahre 2001/2002 bis 2020. Die Auswahl an Parametern richtete sich neben der Messdichte auch nach Erfahrungen aus einer vorherigen Studie (Koch et al., 2021). Für die Analyse wurden, wie in Tabelle A. 4 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** neun biotische Parameter verwendet, die Aussagen zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft und Besiedlungs-Struktur erlauben sowie zwei Parameter, die die (hydro-)geologischen Verhältnisse widerspiegeln, und zu guter Letzt drei physikalische Parameter, die den Zustand des Grundwassers beschreiben. Zudem wurden in dieser Analyse Ergebnisse von drei Bewertungsschemata verwendet, nämlich des GFIs sowie des OBELIX- und Temperatur-Indexes.

2.3 Thermisch-ökologische Modellierung

2.3.1 Analytische Modellierung der Temperaturverteilung im Untergrund

Unter der Annahme, dass ein Aquifer nicht hydraulisch von Fließgewässern thermisch beeinflusst wird und nur über konduktiven Wärmetransport an die Atmosphäre gekoppelt ist, kann die zeitliche Entwicklung von Grundwassertemperaturen mit Hilfe von Lufttemperaturen angenähert werden (Menberg et al., 2014). Wenn der advective Wärmetransport vernachlässigbar ist, bzw. die Grundwasserneubildung gleichmäßig über das Jahr verteilt stattfindet, kann die thermische Veränderung im oberflächennahen Grundwasser über die Zeit mit einem analytischen Wärmetransportmodell berechnet werden. Während in Menberg et al. (2014) die Entwicklung von Grundwassertemperaturen in der Vergangenheit über einen Zeitraum vom 12 Jahren berechnet wurden, wird im Rahmen dieser Studie ausgehend von historischen Grundwassertemperaturen und projizierten, zukünftigen Temperaturänderungen in der Atmosphäre eine Abschätzung der zukünftigen Grundwassertemperaturen vorgenommen. Dabei wird basierend von einer Ausgangstemperatur im Grundwasser, T_0 , über die jährliche Änderung in der Atmosphärentemperaturen, ΔSAT_i , mit Hilfe des Superpositionsprinzips die entsprechende, resultierende Temperatur im Grundwasser für den jeweils nächste Zeitschritt, i , berechnet:

$$T(z, t) = T_0 + \sum_{i=1}^n \Delta SAT_i \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{\kappa(t-t_i)}}\right) \quad \text{Formel (1)}$$

Diese ist abhängig von der Tiefe, z (m), und der Temperaturleitfähigkeit, bzw. der thermischen Diffusivität, κ ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$). Da letztere für die Standorte anhand von geologischen Informationen nur abgeschätzt werden kann, werden historische Zeitreihen der Temperatur im Grundwasser sowie in der Atmosphäre genutzt, um die Modelle der einzelnen Standorte anhand der Temperaturleitfähigkeit zu kalibrieren.

Gemessene Temperaturzeitreihen für das Aquiferwasser liegen durch die LUBW-Datenbank bereits vor (Landesanstalt für Umwelt, 2022b). Da die Aquifertemperatur im Zuge der Grundwasserüberwachung mehrfach im Jahr gemessen wurde, kann so ein Jahresmittelwert für die Aquifertemperatur gebildet werden, um saisonale Schwankungen im oberflächennahen Grundwasser auszugleichen. Historische Klimadaten aus dem Betrachtungszeitraum (2001/2002 bis 2020) wurden vom Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Jahresmitteltemperaturen bezogen (DWD Climate Data Center (CDC), 2022).

Die Beschaffung von Zeitreihen von projizierten Lufttemperaturen aus Klimavorhersagemodellen erfolgte über Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Dabei wurde auf die Temperaturvorhersagen für das Klimaszenario RCP 8.5 bis ins Jahr 2100 aus dem NASA Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections (NASA/NEX-GDDP) Datensatzes zurückgegriffen (Thrasher et al., 2012). Das Szenario RCP 8.5 entspricht einem „weiter-wie-gewohnt“-Szenario mit steigenden Treibhausgasemissionen (~ 1370 ppm CO_2 -Äquivalent in 2100), in dem die globalen Temperaturen bis 2100 durchschnittlich um ca. $4,8^\circ\text{C}$ ansteigen würden (IPCC, 2019).

2.3.2 Statistische Modellierung der thermisch-ökologischen Bedingungen

Die statistische Modellierung der Zusammenhänge zwischen der Temperatur im Grundwasser und den ökologischen, bzw. faunistischen Parametern erfolgt mit Hilfe von Gauß-Prozess-Regressionsmodellen. Diese ermöglichen die statistische Analyse und Simulation nicht-linearen und nicht-monotonen Zusammenhänge zwischen Parameterpaaren, und somit eine nicht-parametrische Vorhersage von komplexen Systemen unter Berücksichtigung von Unsicherheitsintervallen (Rasmussen & Williams, 2006).

Für die Analyse in diesem Vorhaben wurden acht biotische Parameter herangezogen (Gesamt-Abundanz, Abundanz Stygobionten; Anzahl Arten, Taxa, Crustaceen, Oligochäten, und Amphipoden; Verhältnis stygobionte/nicht-stygobionte Individuen), die Aussage zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft und Besiedlungs-Struktur erlauben sowie vier Parameter, die die (hydro-)geologischen und naturräumlichen Verhältnisse widerspiegeln (Aquifertyp, Naturraum-

gruppe, Tiefe der Messstelle, Flurabstand), und zu guter Letzt vier chemisch-physikalische Parameter, die den Zustand des Grundwassers beschreiben (Standwassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Gehalt an gelöstem Sauerstoff). Die Parameter wurden bewusst so ausgewählt, dass eine hohe Messdichte vorliegt und möglichst viele Datenpunkte für die Analyse und Darstellung zur Verfügung stehen.

Für jede Gauß-Prozess-Regressionsmodellierung, d.h. für die Analyse jedes Parameter-Wertepaars, wurden dabei immer zufällig 80 % der verfügbaren Datenpunkte ausgewählt und verwendet. Die übrigen 20 % der Werte wurden anschließend zur Validierung des jeweiligen Modells herangezogen. Die Gauß-Prozess-Regressionsmodell wurden in Python mit dem Python Paket „GPY“ implementiert (<https://github.com/SheffieldML/GPy>).

3 Projektergebnisse

3.1 Methodenentwicklung Grundwasserfauna-Temperatur-Index (AP1)

Das Ziel von AP1 war die Entwicklung eines biologisch begründeten Index zur thermischen Bewertung des Grundwassers. Dieser so genannte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) wurde aus einem bereits verfügbaren Datensatz formuliert und ist ein neuartiger Ansatz zur Messung von Thermostress in Grundwassersystemen. Der danach formulierte GTI wurde im Weiteren anhand des Thermostress-Datensatzes und eines erweiterten Datensatzes (LUBW-Dauermonitoring Datensatz) hinsichtlich seiner praktischen Anwendung zur Temperaturbewertung ausgewertet. Dazu wurde u. a. untersucht, ob der GTI Zusammenhänge zwischen der Temperatur des Stand- und Aquiferwassers und der Besiedlung (Abundanz und Taxazahl) erkennen lässt. Die entsprechenden Analysen erfolgten sowohl auf räumlicher als auch auf zeitlicher Ebene:

Ein Untersuchungsschwerpunkt auf **räumlicher Ebene** war die Frage, ob sich mit dem GTI unterschiedlich warme Proben bzw. Standorte unterscheiden lassen (3.1.1). Dafür wurden zunächst die Sommerproben von Juni bis September des Thermostress-Datensatzes verwendet (3.1.1.1). Im Anschluss daran wurden diese Ergebnisse anhand eines erweiterten Datensatzes, d. h. Thermostressdaten und Daten aus dem LUBW-Dauermonitoring Programm, überprüft (3.1.1.2). In diesem Zuge wurden auch naturräumliche Unterschiede im GTI, in der Temperatur im Stand- und Aquiferwasser und der Besiedlung untersucht (3.1.1.3).

Auf **zeitlicher Ebene** wurde die Eignung des GTI hinsichtlich des Zusammenhangs mit Temperaturschwankungen innerhalb verschiedener Jahre und Monate überprüft (3.1.2). In einem ersten Schritt wurden die Zusammenhänge zwischen Index, Fauna und Temperatur (Stand- und Aquiferwasser) über die Untersuchungsjahre (2002 - 2020) verglichen (3.1.2.1). Dafür wurden Messstellen aus dem erweiterten Datensatz ausgewählt, die im Zeitraum von 2002 - 2020 regelmäßig beprobt wurden. In einem zweiten Schritt wurden die Proben aus den Monaten Juni und August 2020 miteinander verglichen (Thermostressdatensatz (3.1.2.2).

Die Untersuchungen zeigen, dass der GTI die Zusammenhänge zwischen der Temperatur (Stand- und Aquiferwasser) und der Besiedlung insgesamt und teilweise auch sehr deutlich widerspiegelt. Kühlere Standorte waren i.d.R. diverser besiedelt als warme Standorte, wobei allerdings auch naturräumliche Eigenschaften eine Rolle spielen dürften (3.1.1).

Keineklare Tendenz zeigte der Grundwasserfauna-Temperatur-Index beim Vergleich über den langjährigen Untersuchungszeitraum von 2002 - 2020. Vermutlich überlagerten sich zu viele unterschiedliche Einflüsse wie z. B. naturräumliche Unterschiede. Deutlicher war der Vergleich der Monate Juni und August 2020. Hier wurden die bereits gefundenen und erwarteten Zusammenhänge zwischen dem GTI der Temperatur (Stand- und Aquiferwasser) und der Taxazahl wiedergefunden (3.1.2).

3.1.1 Entwicklung eines Grundwasserfauna-Temperatur-Index

Um die thermischen Verhältnisse eines Grundwassers anhand der Fauna bewerten zu können, wurde der so genannte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) entwickelt.

Grundlage des GTI bildeten bereits vor Projektbeginn verfügbare Datenerhebungen und Auswertungen von Spengler (2017), die um weitere Daten der IGÖ GmbH und des BMBF-Projektes GroundCare (FZK 033W037C) ergänzt wurden. Der Datensatz umfasst insgesamt 1.858 Grundwasserproben aus der Stygoregion „Südwestliche Mittelgebirge“. Für die Berechnung wurden nur echte Grundwasserarten (Stygobionte) berücksichtigt, da grundwasserfremde Arten häufig auch höhere Temperaturen und Temperaturschwankungen tolerieren können. Da Crustacea im Grundwasser die dominierende Tiergruppe sind, wird diese Gruppe von Mitarbeiter:innen der IGÖ GmbH vorrangig auf Artniveau bestimmt. Für Gruppen wie Oligochaeta oder Acari gibt es nur wenige externe Taxonomen, die in der Lage sind, eine Artbestimmung durchzuführen. In den analysierten Datensätzen sind diese Tiergruppen nicht lückenlos bestimmt, daher stützt sich der GTI auf Indikatortaxa aus der Gruppe der Crustacea. Aus den Faunadaten wurden mittels einer Schwellenwertanalyse (R-Paket TITAN2, Baker et al. (2020)) Indikatorarten und deren Temperaturpräferenzen identifiziert (Analyseeinstellungen: (900 Permutationen, 700 Bootstraprepliate, Grenzwerte für Indikatortaxaidentifikation: pur.cut 0,95, rel.cut, 0,95) (Abbildung 7). Die Methode ermittelt über Umschlagspunkte Veränderungen innerhalb der Verbreitung einzelner Arten entlang eines Umweltgradienten wie der Temperatur.

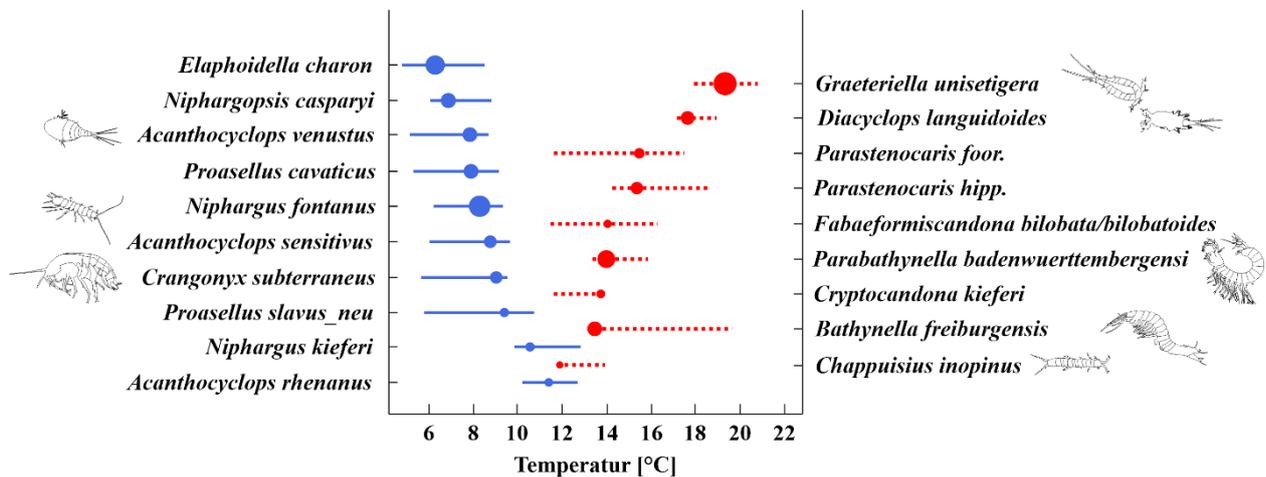


Abbildung 7: Umschlagspunkte (xcp) der Indikatorarten in der „Stygoregion Südwestliche Mittelgebirge“, es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt, n = 1.520 (Bildquellen: Spengler, 2017).

Anhand der Schwellenwertanalyse konnten von insgesamt 50 Taxa 19 zuverlässige Indikatorarten und deren Temperaturpräferenzen identifiziert werden (Abb. 7, Tabelle A.2 Anhang). Davon bevorzugten zehn Arten kühle Standorte ($< 12\text{ °C}$) und neun Arten wärmere Standorte ($> 14\text{ °C}$). Die wärmeren Standorte sind schwerpunktmäßig von stygobionten Arten, die einen gewissen Hang zur Stygophilie aufweisen und konkurrenzschwachen Arten wie beispielsweise Bathynellen (Brunnenkrebse) besiedelt. Insbesondere unter den Bathynellen gibt es Arten, die deutlich höhere Wassertemperaturen tolerieren (Spengler, 2017).

Anhand dieser identifizierten Indikatortaxa wurde der GTI entwickelt und überprüft. Als Vorbild für die Indexberechnung dienten der *Index zur biologischen Versauerungsindikation* (Böhmer & Rahmann, 1992) und der *Saprobien-Index für Fließgewässer* DIN 38 410 (DIN Deutsches Institut für Normung e. V., 2004). Von diesen zwei unterschiedlichen Ansätzen spiegelte allerdings nur die Berechnung nach Vorbild des Versauerungsindex die Temperaturverhältnisse grundsätzlich wider. Bei dem zweiten Ansatz (Saprobienindex) waren diese Zusammenhänge diffus. Aus diesem Grunde beziehen sich alle folgenden Auswertungen auf den Ansatz Versauerungsindex.

Der GTI basiert auf den temperatur-sensitivsten Arten (Indikatorarten, die über TITAN identifiziert wurden, s. Abbildung 7, Tabelle A.2, Anhang), die an einem Standort vorkommen. Die Berechnung orientiert sich am Versauerungsindex bei dem den Taxa die Werte 0,5, 0,75 und 1,0 zugewiesen werden. Die Zuweisung der Werte zu den von TITAN2 identifizierten Indikatortaxa erfolgte anhand der berechneten Umschlagspunkte, des zugehörigen Konfidenzintervall sowie der Autökologie der Taxa. Bisherige Untersuchungen weisen darauf hin, dass *B. freiburgensis* und *P. badenwürttembergensis* sowie *Parastenocaris fontinalis subsp.* und *Borea und Parastenocaris hippuris* gegenüber dauerhaften Temperaturerhöhungen besonders tolerant sind (Berkhoff et al., 2021; Spengler, 2017). Diese Arten wurden daher abweichend von der Umschlagspunktanalyse der schlechtesten Bewertungsklasse zugeordnet (Indikatorwert: 1,0). Wärmetolerante Arten die Umschlagspunkte > 12 bis 20 °C aufweisen werden der zweiten Klasse (Indikatorwert: 0,75) zugeordnet und kaltstenotherme Arten, die Ihren Verbreitungsschwerpunkt bei Temperaturen $< 12\text{ °C}$ besitzen, repräsentieren die beste Bewertungsklasse (Indikatorwert: 0,5).

Bei diesem Versauerungs-basierten GTI gibt es keine Formel, sondern der Indikatorwert wird immer durch das empfindlichste Taxon einer Probe angegeben. Für die Einteilung der einzelnen stygobionten Arten nach ihrer Temperatursensitivität siehe Tabelle A.2 (Anhang). Da der Index nur drei unterschiedliche Werte liefert (0,5; 0,75; 1,0), werden diese als Klasse 1 - 3 bezeichnet, wobei GTI-Klasse 1 auf Grundwassertieren beruht, die die niedrigsten und GTI-Klasse 3 die die höchsten Temperaturen tolerieren.

3.1.2 Validierung des GTI

Die Zusammenhänge zwischen der Besiedlung von Grundwasser und der lokalen Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur wurden anhand des Thermostress-Datensatzes mit den 30 ausgewählten Grundwasserstandorten, die zwischen 2002 und 2020 mehrfach beprobt wurden untersucht. Geprüft wurde, ob sich anhand des Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) unterschiedlich warme Standorte identifizieren lassen und ob diese sich in ihrer Artenvielfalt und Artenzusammensetzung unterscheiden. Für diese Analysen wurden nur Proben der Monate Juni, August und September berücksichtigt. Um die Zusammenhänge zwischen der Temperatur und der Besiedlung zu prüfen, wurde für jede Probe der GTI, basierend auf den darin enthaltenen Indikator-Tierarten (Abbildung 7, Tabelle A.2, Anhang), ermittelt. Dabei nimmt die Toleranz der Indikatorarten gegenüber höheren Wassertemperaturen von Klasse 1 bis 3 zu. Im Anschluss an die Einteilung der Proben in 3 GTI-Klassen wurden die vor Ort gemessenen Wassertemperaturen (Stand- und Aquiferwasser), die Jahresmittelwerte der Lufttemperatur sowie die Taxazahl und die Anteile stygobionter (echte Grundwasserarten) und nicht-stygobionter Arten der Klassen miteinander verglichen (Abbildung 8).

Thermostress – Abschlussbericht

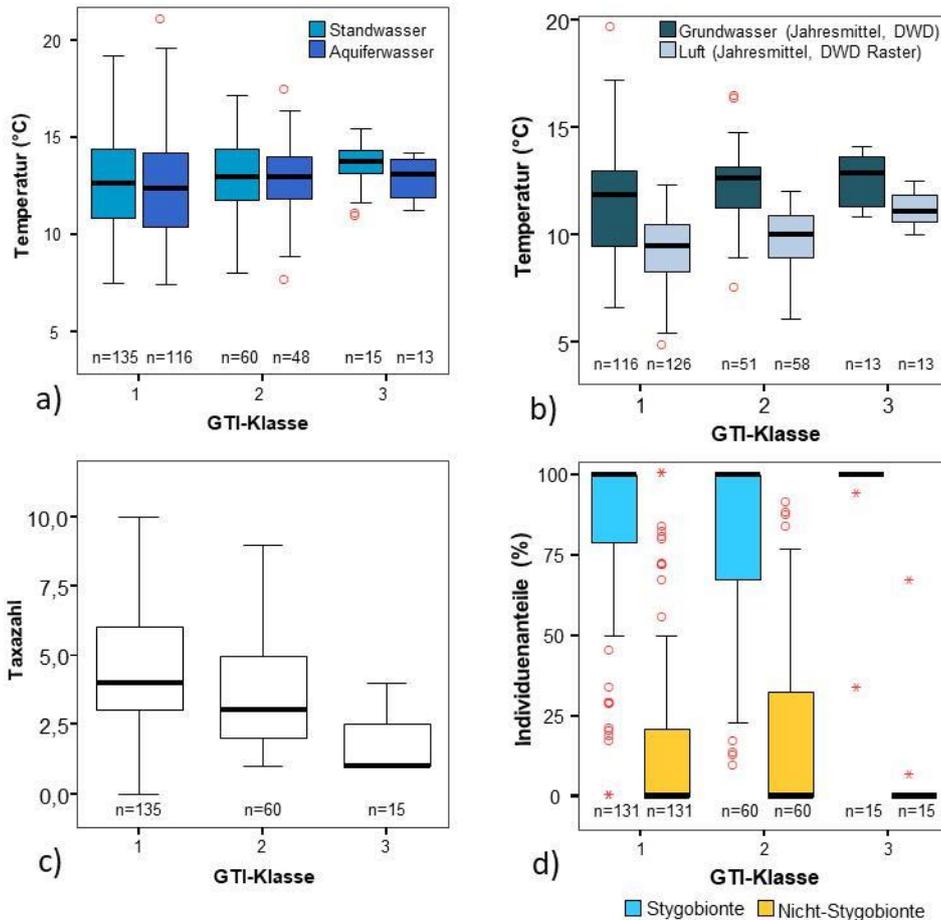


Abbildung 8: Vergleich der 3 GTI-Klassen mit a) der Wassertemperatur (Stand- und Aquiferwasser) zum Zeitpunkt der Probennahme, b) dem Jahresmittel der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und Lufttemperatur (DWD) (Daten waren nicht für alle Grundwasserstandorte verfügbar), c) der Taxazahl und d) den Individuenanteilen Stygobionte/Nicht-Stygobionte (Einzeldaten von 30 Messstellen).

Zwischen den GTI-Klassen und der Temperatur, sowohl des Stand- als auch des Aquiferwassers, wurden deutliche Zusammenhänge festgestellt (Abbildung 8a). Mit steigender GTI-Klasse nimmt auch die Wassertemperatur der Standorte zu. In GTI-Klasse 1 war die Temperatur am niedrigsten (Median Standwasser 12,6 °C, Aquiferwasser 12,4 °C) und in Klasse 3 (Median Standwasser 13,8 °C, Aquiferwasser 13,1 °C) am höchsten (Abbildung 8a).

Die gleiche Tendenz lässt sich auch bei den Jahresmittelwerten der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und Lufttemperatur (DWD Raster) erkennen (Abbildung 8b). An Standorten aus denen Proben stammen, die in GTI-Klasse 1 eingestuft wurden, waren auch die mittlere Jahrestemperatur des Standwassers-, bzw. Aquifers und der Luft am geringsten (Median Wasser 11,8 °C, Luft 9,4 °C), während sie an Standorten aus denen Proben der GTI-Klasse 3 stammen am höchsten waren (Median Wasser 12,8 °C, Luft 11,1 °C). Im Vergleich waren die Proben der GTI-Klasse 1 im Median um ca. 0,5 - 1 °C kühler als Proben der GTI-Klassen 2 und 3. Die Unterschiede zwischen den GTI-Klassen waren aber nur bei den Jahresmittelwerten der GW- und Lufttemperatur

signifikant (U-Test: GW-Temperatur: Klasse 1 vs. 2 $p < 0,032$; Lufttemperatur: Klasse 1 vs. 3 $p = 0,000$, Klasse 2 vs. 3 $p = 0,001$).

Hinsichtlich der Besiedlung zeigen die Daten, dass wärmere Standorte weniger divers als kühlere Standorte waren (Abbildung 8c). In kühlen Messstellen wurden die meisten Taxa gefunden (GTI-Klasse 1, Median Taxazahl = 4), während die Taxazahl von GTI-Klasse 2 deutlich geringer war (Median Taxazahl = 3) und in GTI-Klasse 3 am niedrigsten (Median Taxazahl = 1). Die Unterschiede waren zwischen allen Klassen signifikant (U-Test: $p = 0,000 - 0,041$).

Im Gegensatz dazu wurden bei den Anteilen stygobionter und nicht-stygobionter Arten kaum Unterschiede zwischen den GTI-Klassen festgestellt (Abbildung 8d). In den wärmeren Standorten der GTI-Klasse 3 dominieren demnach auch echte Grundwasserarten (Stygobionte). Dies lässt sich vor allem auf die dort gefundenen stygobionten aber wärmetoleranten Brunnenkrebse (Bathynellacea) zurückführen (Abbildung 8d). Das Vorkommen der Brunnenkrebse lässt darüber hinaus vermuten, dass diese Standorte trotz Erwärmung von Oberflächeneinflüssen abgeschirmt sind. Die GTI-Klassen unterscheiden sich demnach auch nicht signifikant in den Individuenanteilen der stygobionten und nicht-stygobionten Arten (U-Test: $p > 0,05$).

Die GTI-Klassifizierung wurde außerdem anhand von Spearman-Rang-Korrelationen überprüft. Insgesamt wurden nur wenige signifikante und durchweg schwache Korrelationen zwischen der GTI-Klasse und den Temperaturdaten gefunden. Grundsätzlich spiegeln die Korrelationen aber die in den Boxplots (Abbildung 8) erkennbaren Tendenzen wider. Die GTI-Klasse korrelierte beispielsweise schwach positiv mit dem Jahresmittel der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur (Spearman: $n = 180$ $p = 0,01$, $r = 0,192$) und der Lufttemperatur (Spearman: $n = 210$ $p = 0,000$, $r = 0,261$). Die vor Ort gemessenen Temperaturdaten aus Stand- und Aquiferwasser ergaben keine signifikanten Korrelationen mit dem GTI. Weitere schwache und negative Korrelationen wurden zwischen dem GTI und der Taxazahl (Spearman: $n = 210$; $p = 0,000$; $r = -0,259$) gefunden. Die Anteile stygobionter und nicht-stygobionter Arten waren dagegen nicht signifikant korreliert.

Die Überprüfung dieser Muster anhand von multivariaten Analysen ergab, dass die faunistischen Ähnlichkeiten zwischen den Einzelproben nicht durch die Zugehörigkeit zu einer bestimmten GTI-Klasse beeinflusst werden (ANOSIM: $R = 0,14$; $p = 0,0001$), sondern vor allem durch die Zugehörigkeit zu einer bestimmten Grundwassermessstelle (ANOSIM: $R = 0,708$; $p = 0,0001$). Einen deutlichen Einfluss hat aber auch die Zugehörigkeit der Proben zu einer bestimmten Naturraumgruppe (ANOSIM: $R = 0,353$; $p = 0,0001$). Insgesamt scheinen in dieser Untersuchung die geographischen die thermischen Effekte auf die Fauna zu überlagern.

3.1.3 Überprüfung der Ergebnisse am erweiterten LUBW-Dauermonitoring Datensatz

Um die Ergebnisse aus dem Thermostress-Datensatz mit 30 Standorten zu überprüfen, wurden in einem nächsten Schritt die festgestellten Zusammenhänge zwischen der Besiedlung von Grundwasserstandorten und der lokalen Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur an einem umfassenderen Langzeitdatensatz (LUBW-Dauermonitoring Datensatz) getestet. Die untersuchten Grundwasserstandorte lagen alle in Baden-Württemberg in der Stygoregion „Südwestliche Mittelgebirge (Abbildung 2). Die Auswertung basiert auf 583 Proben von insgesamt 58 Grundwassermessstellen (GWM), die im Zeitraum von 2002 bis 2020 untersucht wurden. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden auch hier nur Daten der Sommermonate (Juni, August, September) verwendet.

Insgesamt spiegeln die Auswertungen des LUBW-Dauermonitoring-Datensatzes die Ergebnisse des bereits vorgestellten Thermostress Datensatzes (s. Abbildung 8) wider und zeigen ebenfalls deutliche Zusammenhänge zwischen den GTI-Klassen, der Temperatur und der Besiedlung. Aus diesem Grunde wird hier auf eine weitere grafische Darstellung verzichtet. Stattdessen sind in Tabelle 1 die Mediane der untersuchten Parameter für jede GTI-Klasse aufgeführt. Auch im LUBW-Dauermonitoring-Datensatz steigt mit der GTI-Klasse die Temperatur (Stand-, Aquiferwasser, Jahresmittelwerte Lufttemperatur) um 1 - 2 °C an, während die Taxazahl deutlich abnimmt. Die Anteile stygobionter und nicht-stygobionter Tiere unterscheiden sich auch hier nicht zwischen den GTI-Klassen. Dies deutet darauf hin, dass auch die Proben der die GTI-Klasse 3 aus eher abgeschirmten Standorten stammen. Für die GTI-Klasse 3-Standorte sind hier vor allem die temperaturtoleranten aber stygobionten Bathynellaceen (Brunnenkrebse) zu nennen.

Tabelle 1: Vergleich der Mediane der GTI-Klassen 1-3 mit a) der Temperatur zum Zeitpunkt der Probennahme, b) dem Jahresmittel der Standwasser-, bzw. Aquifer- und Lufttemperatur (DWD), c) der Taxazahl und d) den Individuenanteilen Stygobionter und Nicht-Stygobionter (58 MST Einzeldaten, Juni, Aug., Sept., LUBW-Dauermonitoring Datensatz).

GTI-Klasse (Median)	Standwassertemperatur [°C]	Aquifertemperatur [°C]	Grundwassertemperatur Jahresmittelwert [°C]	Lufttemperatur Jahresmittel [°C]	Taxazahl [-]	Anteil Stygobionte [%]	Anteil Nicht-Stygobionte [%]
	n = 312	n = 284	n = 115	n = 124	n = 312	n = 306	n = 306
1	12,6	11,9	11,8	9,4	4	100	0
2	13,2	12,8	12,6	10,0	3	100	0
3	14,0	13,6	12,8	11,1	1,5	100	0

Die Korrelationen mit den genannten Parametern sind auch hier signifikant, aber insgesamt nur sehr schwach (Spearman-Rang $R < 0,3$). Die Unterschiede zwischen den GTI-Klassen 1 und 2 waren nur im Jahresmittel der Grundwassertemperatur sowie in der Taxazahl signifikant (U-Test: Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur $n = 165$; $p = 0,029$, Taxazahl $n = 432$; $p = 0,000$). Die Unterschiede zwischen der GTI-Klasse 1 und Klasse 3 waren bei der gemittelten Lufttemperatur (U-Test: $n = 137$; $p = 0,000$), der Aquifertemperatur ($n = 300$; $p = 0,019$), der Standwassertemperatur ($n = 330$; $p = 0,032$) und der Taxazahl (U-Test: $n = 330$; $p = 0,000$) signifikant. Zwischen Klasse 2 und 3 waren die Unterschiede etwas geringer und nur bei der Lufttemperatur (U-Test: $n = 70$; $p = 0,001$) und der Taxazahl (U-Test: $n = 138$; $p = 0,002$) signifikant.

3.1.4 Naturräumliche Betrachtung des GTI und der Aquifertemperatur

Die Fauna wird stark durch naturräumliche Effekte geprägt (siehe Kapitel 3.1.2). Zur Durchführung einer statistischen, naturräumlichen Betrachtung liefert der Thermostress-Datensatz allerdings zu wenige Einzelstichproben, d. h. in einigen Naturräumen wurden nur einzelne Standorte untersucht. Deshalb wurde auch hier auf den umfassenderen LUBW-Dauermonitoring Datensatz zurückgegriffen, bei dem die Messstellenauswahl vor dem Hintergrund der Repräsentativität für die einzelnen Naturraumgruppen Baden-Württembergs erfolgt war. Naturräumliche Unterschiede in der Grundwasserbesiedlung wurden für Baden-Württemberg bereits in Fuchs et al. (2006) dargestellt.

Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse, wurden nur die Sommerproben (Juni, Aug., Sept.) untersucht. Der Datensatz umfasst insgesamt 583 Proben, die im Zeitraum von 2002 bis 2020 in elf unterschiedlichen Naturraumgruppen gesammelt wurden (s. Abb. 9).

Die Boxplots in Abbildung 9 zeigen die berechneten GTI-Klassen für jede der elf Naturraumgruppen. Die Reihenfolge der Boxplots entspricht dem Median des Jahresmittels der Standwassertemperatur, der für jede Naturraumgruppe berechnet wurde. Dabei nimmt die Temperatur von links nach rechts zu. Die sich aus dem Jahresmittel der Aquifertemperatur ergebende Reihenfolge der Naturräume deckt sich bis auf zwei Ausnahmen weitgehend mit den Werten des GTI. Tendenziell liegen Naturraumgruppen, für die ein niedriger GTI berechnet wurde, auf der linken Seite und Naturraumgruppen mit höherem GTI auf der rechten Seite (Abbildung 9). Anders gesagt, befinden sich die kühleren Standorte links und die wärmeren Standorte rechts im Grafen (Abbildung 9). Allerdings fallen zwei Naturraumgruppen (*Donau-Iller-Lech-Platten* und *Voralpines Hügel- und Moorland*) aus diesem Muster raus. Für beide Naturraumgruppen wurden niedrige GTI-Werte ermittelt, während ihre untersuchten Standorte aber höhere mittlere Aquifertemperaturen aufweisen.

Bei den *Donau-Iller-Lech-Platten* ist dies vermutlich auf das häufige Vorkommen von Grundwasserasseln in diesem Naturraum zurückzuführen, die i. d. R. kältere Aquifertemperaturen bevorzugen und zu niedrigen Indexwerten führen. Im *Voralpines-Hügel- u. Moorland* war die mittlere

Aquifertemperatur für nur einen Standort, von vier Standorten, verfügbar, der nicht unbedingt repräsentativ für den Naturraum sein muss. Werden die Temperaturen des Aquiferwassers betrachtet, zeigt sich, dass dieser Standort wärmer ist (im Mittel bei 12,5 °C) als die anderen drei Standorte (im Mittel bei 10,6 °C) dieser Naturraumgruppe.

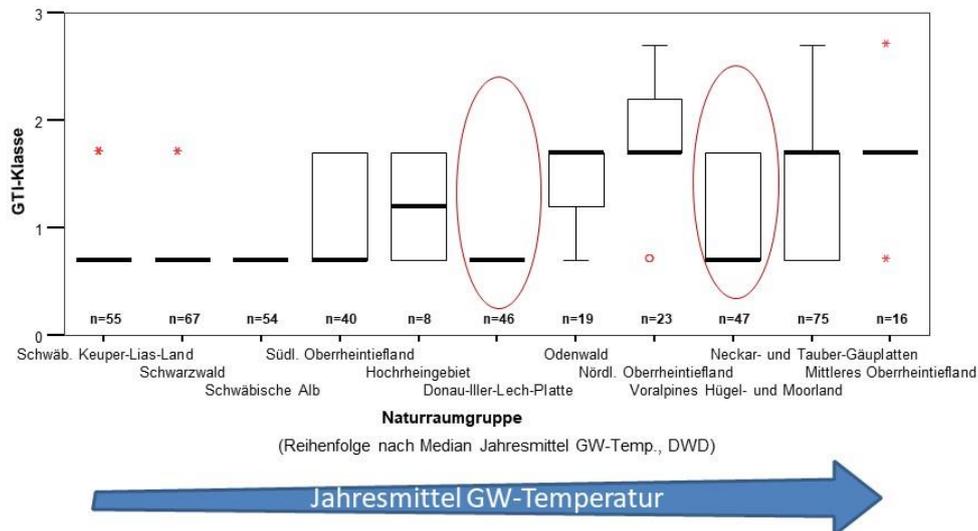


Abbildung 9: GTI-Klassifizierung der Naturräume. Die Reihenfolge entspricht dem Jahresmittel der Aquifertemperatur. Für die Naturraumgruppe Odenwald waren keine Aquifertemperaturen verfügbar, stattdessen erfolgte hier die Einordnung anhand der Temperaturen, die zum Zeitpunkt der Probennahme im Aquiferwasser (LUBW) gemessen wurden. Rote Markierung: Ausreißer (583 Proben, Juni, Aug., Sep. 2002 - 2020).

Abgesehen von den beiden Ausnahmen, bildet der fauna-basierte GTI insgesamt auch grob die Situation der mittleren Aquifertemperatur ab und spiegelt entsprechende naturräumliche Unterschiede wider (Abbildung 9). Bezogen auf die Naturraumgruppen, kann daraus gefolgert werden, dass in kalten Landschaften mehr temperatursensitivere Tiere auftreten (niedrige GTI-Werte) und in warmen Grundwasserlandschaften mehr temperaturrobustere Arten (höhere GTI-Werte).

Die Frage ist aber, wie stark tatsächlich der Einfluss der Aquifertemperatur dabei ist, da die Verbreitungsmuster im Grundwasser beispielsweise auch biogeographisch, hydrogeologisch oder durch Landnutzung und Belastungen geprägt werden (z. B. Fuchs, 2007; Stein et al., 2012). Demnach sollten diese Effekte bei der Interpretation des GTI bedacht werden.

3.1.5 Zeitlicher Vergleich: Untersuchungsjahre 2002-2020

In einem weiteren Ansatz wurde geprüft, ob der GTI auch längere zeitliche Unterschiede abbilden kann. Dafür wurden zehn Messstellen des Thermostress Datensatzes ausgesucht, die im Untersuchungszeitraum von 2002 bis 2020 durchgängig beprobt wurden.

Dieser zeitliche Vergleich lässt keinen Zusammenhang mit dem GTI im Untersuchungsverlauf erkennen. Aber es wurde auch keine Tendenz im Verlauf des Untersuchungszeitraums von 2002 bis 2020 bei der Wassertemperatur (Jahresmittel Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur) und der

Taxazahl gefunden. D. h. keiner dieser Parameter nahm im Untersuchungsverlauf zu oder ab (Spearman-Rho: $n = 103 - 114$; $p > 0,05$) (Tabelle 2). Nur mit dem Jahresmittel der Lufttemperatur wurde ein signifikanter, aber sehr schwacher positiver Zusammenhang mit dem GTI gefunden (Spearman-Rho: $n = 103$; $r = 0,183$; $p = 0,04$), der tendenziell eine Zunahme der Lufttemperatur im Untersuchungsverlauf erkennen lässt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Spearman-Rang-Korrelationen zwischen dem GTI, verschiedener Temperaturwerte und der Taxazahl mit dem Jahr der Probenahme. Stichprobe umfasst 10 GWM, die zwischen 2002 - 2020 regelmäßig untersucht wurden.

Spearman-Rho	GTI-Klasse [-]	Standwassertemperatur [°C]	Aquifertemperatur [°C]	Grundwassertemperatur Jahresmittelwert [°C]	Lufttemperatur Jahresmittel [°C]	Taxazahl [-]
Jahr der Probenahme	-0,087	0,075	0,084	0,080	0,183*	-0,018
	0,355	0,396	0,364	0,387	0,04	0,836
	114	130	120	118	126	130

3.1.6 Zeitlicher Vergleich: Untersuchungsmonate Juni und August 2020

Als letzter Schritt wurde geprüft, ob sich der GTI eignet auch kurze zeitliche Unterschiede zu erfassen. Dafür wurden Messstellen des Thermostress-Datensatzes ausgesucht, die im Jahr 2020 jeweils im Juni und im August beprobt wurden. Der Datensatz beinhaltet 28 vergleichbare Proben von 14 unterschiedlichen Standorten.

Der Vergleich der Monate Juni und August 2020 ergab deutliche Unterschiede und es wurden die erwarteten Zusammenhänge zwischen dem GTI und der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur gefunden. Der GTI korrelierte positiv mit der Temperatur des Standwassers, bzw. des Aquiferwassers und negativ mit der Taxazahl (Abbildung 10).

Für Juni 2020 wurde an den meisten Standorten die GTI-Klasse 1 (Median) berechnet, während im August die GTI-Klasse 2 (Median) berechnet wurde. Gleichzeitig war auch die Temperatur in den untersuchten Messstellen im Juni (Median 11 °C im Standwasser) deutlich niedriger als im August (Median 13,5 °C im Standwasser, 13,4 °C Aquifer). Damit negativ korreliert war die Taxazahl, die im Juni (Median 3,5 Taxa) höher als im August (Median 2,5 Taxa) war. Diese monatlichen Unterschiede waren nur bei der Temperatur signifikant (U-Test: $p = 0,008$; $n = 28$).

Anders als bei den längeren zeitlichen Verläufen von 2002 - 2020, die starken Schwankungen aufweisen, sieht man bei dem monatlichen Vergleich (Juni und August) innerhalb eines Jahres deutliche Unterschiede.

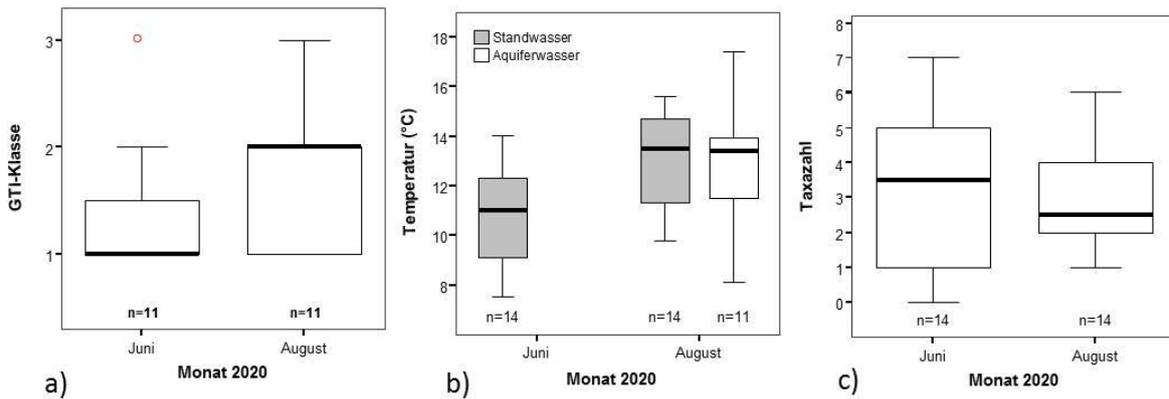


Abbildung 10: Vergleich der Juni- und Augustproben aus dem Untersuchungsjahr 2020 mit a) der GTI-Klassen, b) der Wassertemperatur zum Zeitpunkt der Probennahme (Stand- u. Aquiferwasser) und c) der Taxazahl.

3.1.7 Schlussfolgerungen

Der im Rahmen von AP1 formulierte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI), nach Vorbild des Versauerungsindex (sensitivste Art), lieferte in der Entwicklungsphase bessere Ergebnisse als der Ansatz nach Vorbild des Saprobienindex. Die anhand der temperatur-sensitivsten Arten eines Standorts festgelegten Indexwerte ließen im Allgemeinen Rückschlüsse auf die thermische Situation im Grundwasser zu. Der Index umfasst drei Werte, die drei Index-Klassen gleichgesetzt wurden. Bei dem zweiten Ansatz (Saprobienindex) waren diese Zusammenhänge diffus, weshalb sich alle weiteren Auswertungen in denen der GTI geprüft wurde, auf den Index nach Vorbild des Versauerungsindex (sensitivste Art) beschränken.

Grundsätzlich funktionierte der GTI: Die Daten zeigen insgesamt eine Verbindung zwischen der Temperatur und dem Index an, sowie negative Zusammenhänge mit der Diversität (Taxazahl) im Grundwasser. Höhere GTI-Klassen waren mit höheren Temperaturen (Jahresmittel Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und Lufttemperatur) und einer niedrigeren Artenvielfalt (Taxazahl) verbunden.

Diese Zusammenhänge wurden vor allem bei der räumlichen Auswertung (3.1.3 - 3.1.6) mehr oder weniger konsistent gefunden. Statistisch waren diese Ergebnisse aber nur teilweise signifikant und die Korrelationsstärke war häufig schwach. Dies ist vermutlich durch die große Vielfalt der untersuchten Standorte und ihre unterschiedlichen Eigenschaften bedingt, wie auch die Unterschiede des GTI in den Naturraumgruppen (3.1.4) zeigen. Weitere Einflussgrößen sind auch biogeografische, hydrogeologische oder auch lokale Faktoren (z. B. OW-Einträge, Nähr- und Schadstoffe). Ein weiterer Grund für die Unschärfe ist vermutlich auch die grobe ordinale Abstufung (3 GTI-Klassen), die keine feine Auflösung ermöglicht, und Datenlücken in den Jahresmittelwerten der Temperaturdaten.

Hinsichtlich der zeitlichen Situation lässt der Index ebenfalls sinnvolle Unterschiede zwischen der Temperatur und der Besiedlung erkennen. Allerdings funktionierte der GTI über größere Zeiträume (Jahre; 3.1.5) nicht, während er über kleinere Zeiträume (Monate; 3.1.6) deutliche Zusammenhänge mit der Temperatur und der Besiedlung anzeigte.

Die Analysen zeigen, dass die Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur ein wichtiger Faktor für die Besiedlung des Grundwassers ist und sich vermutlich diese Zusammenhänge grundsätzlich durch den GTI abbilden lassen. Allerdings überlagern andere Faktoren (wie z. B. Biogeografie, Naturraum, Standort) die Temperatureinflüsse. Mutmaßlich werden die Temperatureffekte auch durch andere Parameter (OW-Einfluss, natürliche Temperaturschwankungen) überlagert.

Der GTI eignet sich demnach grundsätzlich zur biologischen Erfassung der thermischen Verhältnisse des Grundwassers. Für seine praktische Anwendung bedarf es aber einer Weiterentwicklung. So wäre eine feinere Abstufung des GTI oder eine stufenlose numerische Skala für den GTI anzustreben. Außerdem könnten weitere Untersuchungen an idealisierten Standorten, wie z. B. entlang von Wärmefahnen in Brielmann et al. 2009 und 2011 durchgeführt, oder zeitliche Untersuchungen mit stabilen Verhältnissen der Hydrologie und Belastung, geeignete Daten für die Weiterentwicklung des GTI liefern.

3.2 Räumlich-zeitliche Analyse der abiotischen und faunistischen Parameter (AP2)

Vorherige Studien haben gezeigt, dass verschiedene (hydro-)geologische Faktoren das Vorkommen und die Zusammensetzung von Grundwasserfauna stark beeinflussen (Koch et al., 2021; Stein et al., 2012). Neben der Aufnahme und Auswertung der physiko-chemischen Parameter (u. a. Temperatur Standwasser, Gehalt an gelöstem Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert), sowie der hydrogeologischen Daten (Grundwasserflurabstand, Aquifertyp) (AP2.1), erfolgte in AP2.2 die Beprobung und Bestimmung faunistischer Parameter. Das Ziel von AP2.3 war schließlich die zusammenfassende Bewertung der zuvor aufgenommenen abiotischen und biotischen Parameter.

Da die Aquifertypen im Untersuchungsgebiet von Baden-Württemberg größtenteils mit den Naturräumen übereinstimmen, erfolgt die räumliche Analyse auf dieser Grundlage. Die zeitliche Betrachtung erfolgt jeweils anhand der Änderungen über den Gesamtzeitraum des Thermostress-Datensatzes (d. h. Unterschied 2001/2002 zu 2020) in 30 Messstellen, sowie anhand von Zeitreihen mit (zwei-)jährlichen Daten von 16 Messstellen (Abbildung 2). Je nach Verfügbarkeit der Daten (Messfehler, Datenlücken, usw.) kann die tatsächliche Anzahl an berücksichtigten Werten abweichen.

3.2.1 Räumlich-zeitliche Analyse der abiotischen Parameter (AP2.1)

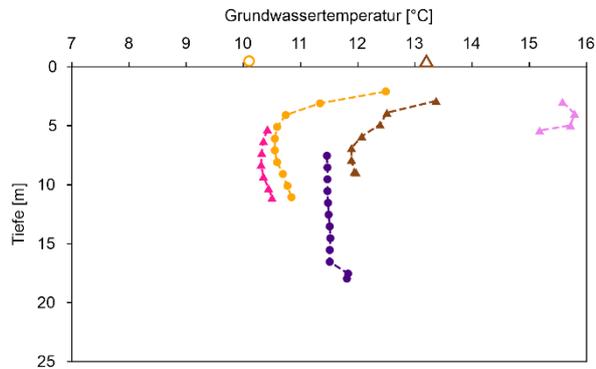
Im Rahmen der Messkampagne im Juni 2020 wurden in allen 30 Grundwassermessstellen des Thermostress-Datensatzes **Temperatur-Tiefenprofile** aufgenommen. In Abbildung 11 sind diese nach Naturräumen und Landnutzung gegliedert dargestellt. Erwartungsgemäß zeigen die Profile von flachen Grundwassermessstellen (GWM) dabei eine thermische Beeinflussung durch das saisonale Temperatursignal der Landoberfläche des Frühsommers mit höheren Standwassertemperaturen im oberflächennahen Bereich (< 8 m). Die Profile innerhalb der Naturräume weisen je nach Landnutzung markante Unterschiede in den absoluten Temperaturen, wie auch in der Form (Zu-, bzw. Abnahme mit der Tiefe) der Tiefenprofile auf.

Am deutlichsten zeigt sich dies in Abbildung 11e in den GWM im Oberrheingraben, mit höheren Temperaturen in landwirtschaftlichen als in naturbelassenen Gebieten (v. a. Waldgebiete), und den höchsten Temperaturen in bebauten Gebieten. Die GWM Erolzheim und Öschelbronn liegen zwar in bebauten Gebieten, weisen jedoch vergleichsweise kühlere Temperaturen auf. Aufgrund der Ortsrandlage der GWM kann vermutet werden, dass diese von Grundwasser aus den umgebenden naturnahen Bereichen angeströmt werden. Ein ähnlicher Zusammenhang zwischen Grundwassertemperatur und Flächennutzung wurde bereits an vielen Orten in Europa gefunden (Tissen et al., 2019), wobei die höchsten Temperaturerwärmungen in Industriegebieten und unter dicht bebauten Innenstadtbereichen gefunden wurden. Einige Temperatur-Tiefenprofile in bebauten Gebieten (z. B. Dahlenfeld, Schriesheim, HD-Rohrbach) zeigen zudem konstante oder sogar

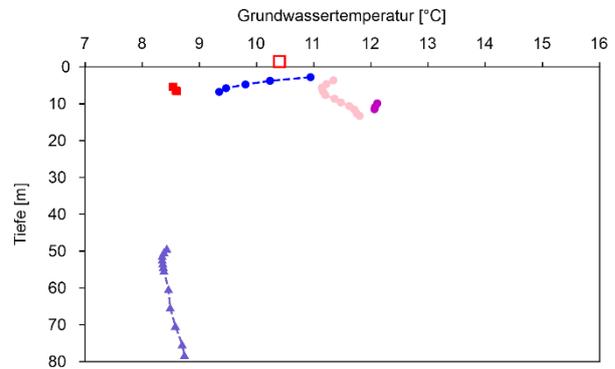
Thermostress – Abschlussbericht

abnehmende Temperaturen bis in Tiefen von ca. 30 m, was auf einen signifikanten Wärmeeintrag von der Oberfläche hindeutet (Blum et al., 2021).

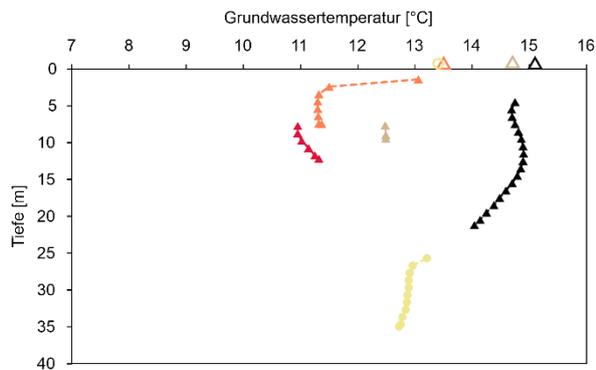
(a) Voralpines Hügel- und Moorland & Donau-Iller-Lech-Platte



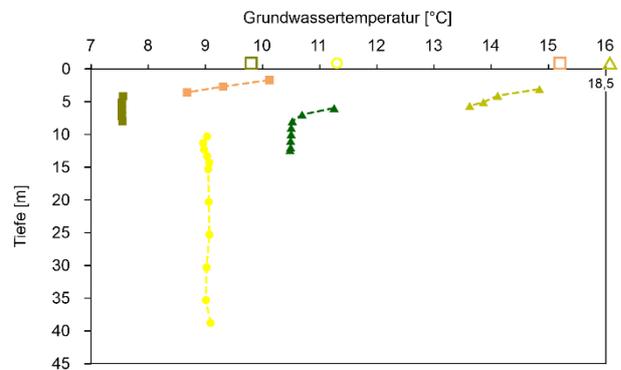
(b) Schwäbische Alb & Schwäbisches Keuper-Lias-Land



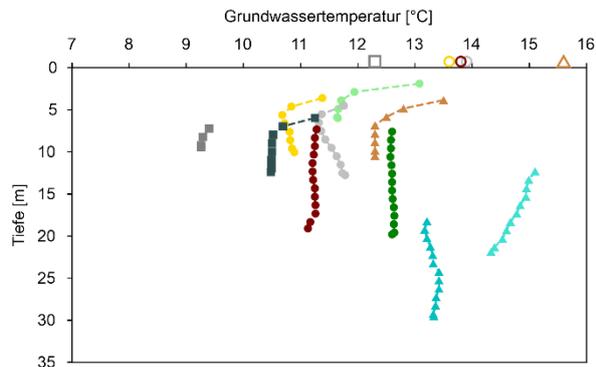
(c) Neckar- & Tauber-Gäuplatte



(d) Schwarzwald



(e) Hochrheingebiet & Oberrheintiefland



Messstellen

- | | |
|--------------------|-------------------|
| ▲ Dahlenfeld | ■ Brenden |
| ■ Zienken | ▲ Biberach |
| ● Efringen-Kirchen | ● Breisach |
| ● Kadelburg | ● Endingen |
| ■ Schwäbisch Hall | ■ Wühl |
| ▲ Rohrdorf | ▲ Schriesheim |
| ■ Furtwangen | ▲ HD-Rohrbach |
| ▲ Riedlingen | ▲ HDH-Grosskuchen |
| ▲ Weingarten | ● Lontal |
| ● Hausen | ● Langenau |
| ▲ Balgheim | ● Dettingen |
| ● Sankt Leon | ● Erbach |
| ● Neckargartach | ▲ Erolzheim |
| ● Todtnau | ● Tübingen |
| ▲ Gaggenau | ▲ Öschelbronn |

Landnutzung

- | |
|------------------|
| ▲ Bebaut |
| ■ Natur |
| ● Landwirtschaft |
-
- | |
|------------------|
| △ Bebaut |
| □ Natur |
| ○ Landwirtschaft |

Standwassertemperatur August 2020 [°C]

Abbildung 11: Grundwassertemperatur-Tiefen-Profile aller 30 Messstellen der Probennahme im Juni 2020 unterteilt nach Naturräumen. Die offenen Symbole auf der oberen x-Achse stellen die gemessenen Standwassertemperaturen im August der 16 Messstellen aus dem LUBW-Dauermonitoring dar.

Ebenfalls in Abbildung 11 dargestellt sind die gemessenen **Standwassertemperaturen** (offene Symbole) aus der Messkampagne des LUBW Dauermonitorings im August 2020, die ca. 2 Monate nach den Messungen im Rahmen von Thermostress gemessen wurden. Wie erwartet zeigen die im Hochsommer durchgeführten Messungen in sehr flachen Messstellen deutlich höhere Temperaturen, z. B. in Brenden, Furtwangen und Sankt Leon. Allerdings zeigen sich auch in tiefen Messstellen unterhalb von 15 m, die in den Profilen keine jahreszeitlichen Einflüsse mehr zeigen (z. B. Todtnau, Kadelburg und Dahenfeld), deutliche positive Abweichungen der Standwassertemperaturen von den gemessenen Temperaturprofilen von bis zu 2,5 K. Messungen der Standwassertemperaturen sind daher nicht immer repräsentativ für die Bedingungen am Boden der Messstellen, wo die Beprobung der Grundwasserfauna stattfindet.

Für den gesamten Thermostress-Daten (2002 - 2020, 30 Messstellen) zeigen sich deutliche Unterschiede in den hydrogeologischen und physiko-chemischen Parametern je nach räumlicher Zuordnung zu einem Naturraum (Abbildung 12).

Abbildung 12a zeigt die Verteilung der Temperaturen im Standwasser bei der Probenahme in den 30 Messstellen (Abbildung 4). Die niedrigsten Standwassertemperaturen mit stellenweise $< 10\text{ °C}$ zeigen dabei die Messstellen im Bereich der Schwäbischen Alb, des Keuper-Lias-Lands und des Schwarzwalds, wobei die Anzahl an Messstellen auf der Schwäbischen mit $n = 4$ sehr niedrig ist. Die Messstellen im Schwarzwald weisen dabei eine große Streuung der Temperaturwerte auf, die vermutlich auf die sehr unterschiedlichen Höhenlagen und damit verbundenen Lufttemperaturen, sowie Schneebedeckungen zurückzuführen sind. Insgesamt kann die große Bandbreite an Messwerten jedoch auch mit der hohen Zahl an beprobten Messstellen in diesem Bereich ($n = 57$) zusammenhängen. Höhere Temperaturen im Standwasser mit bis knapp unter 20 °C wurden in den topographisch tiefergelegenen Messstellen im Bereich des Ober- und Hochrheins gefunden.

Der Gehalt an **gelöstem Sauerstoff** zeigt über alle Messungen hinweg Werte zwischen 1 mg/l und knapp 10 mg/l . Die meisten Messwerte liegen jedoch im Bereich von $2 - 8\text{ mg/l}$ und weisen damit einen ausreichenden Gehalt an Sauerstoff für eine faunistische Besiedlung auf, v. a. im Bereich Neckar-Tauber-Gäuplatten, am Hochrhein und auf der Schwäbischen Alb. Die niedrigeren Werte im Oberrheingraben stehen vermutlich im Zusammenhang mit hohen Gehalten an organischem Material und daraus resultierenden reduzierenden Verhältnissen (Plum et al., 2009).

Die **elektrische Leitfähigkeit** spiegelt hauptsächlich die Geologie im Umfeld der Messstelle wider (Abbildung 12c). Die Messstellen im Schwarzwald sind dabei zweigeteilt in eine Gruppe mit sehr niedriger Mineralisierung im Kristallin (Granite und Gneise), und Messstellen mit höheren Leitfähigkeiten in Bereichen mit Buntsandstein oder Talfüllungen. Die Messstellen im Oberrheingraben weisen ebenfalls ein großes Spektrum am Leitfähigkeitswerten auf, je nach Lage und geologischen Verhältnissen im Zustrom der Messstelle.

Thermostress – Abschlussbericht

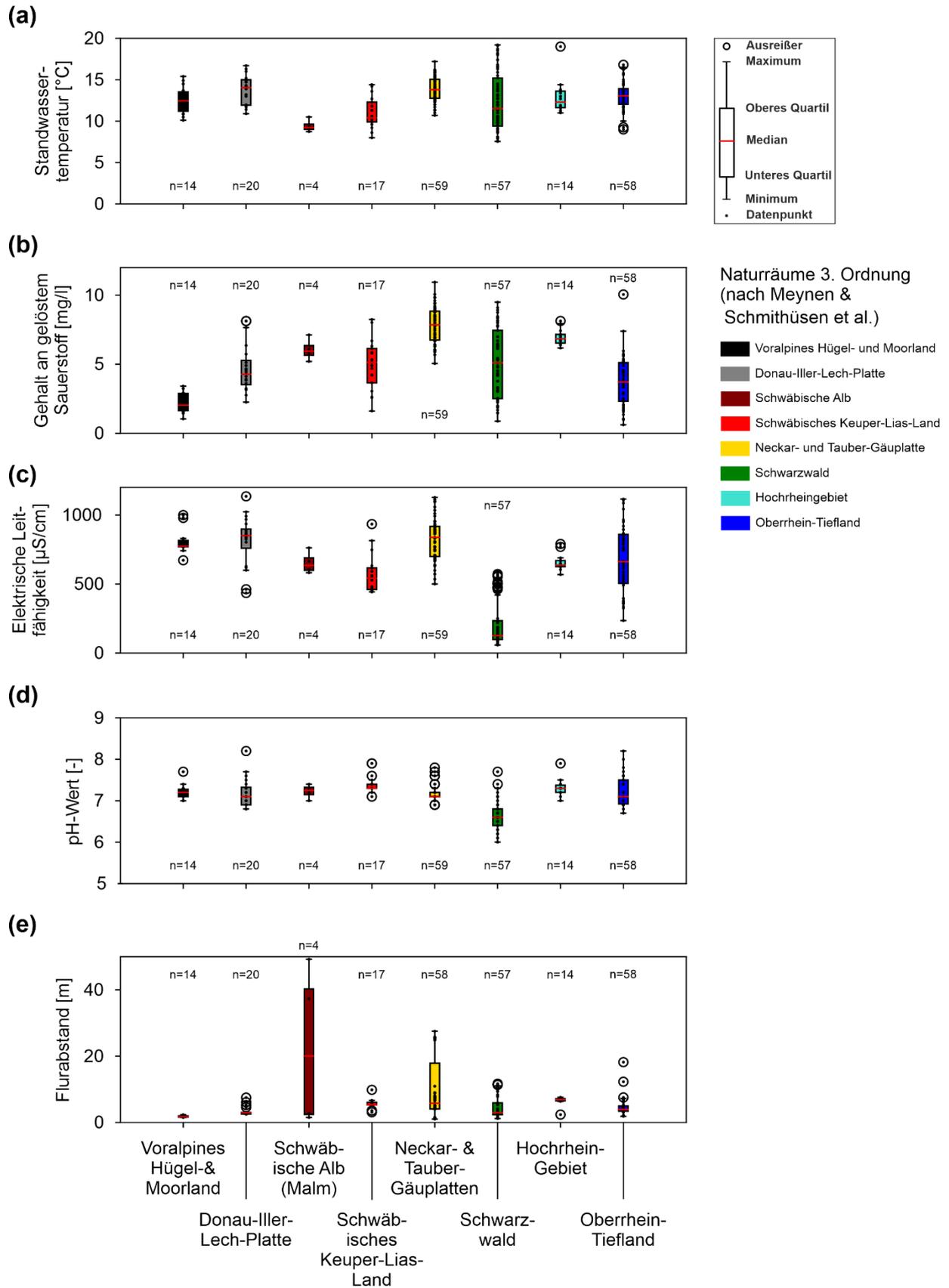


Abbildung 12: Boxplots verschiedener abiotischer Parameter der jeweiligen Naturräume. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September verwendet.

Dies gilt ebenfalls für die Naturraumgruppen Donau-Lech-Iller-Platte und Neckar- & Tauber-Gäuplatten, die sehr abwechslungsreiche geologische und hydrogeologische Bedingungen aufweisen. So wurden in den karbonatisch geprägten, hydrogeochemischen Einheiten (z. B. Schwäbische Alb) bisher Median-Werten zwischen 562 und 733 $\mu\text{S}/\text{cm}$ Werte bestimmt, und im Gipskeuper Leitfähigkeiten knapp über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Plum et al., 2009).

Die gemessenen **pH-Werte** Abbildung 12d liegen überwiegend im erwarteten Bereich zwischen 7,0 und 7,5. Im Schwarzwald wurden an einigen Messstellen auch niedrigere pH-Werte bestimmt, die vermutlich geologisch bedingt sind, während im Bereich des Oberrheingraben stellenweise auch Messwerte über 7,5 auftreten.

Die **Grundwasserflurabstände** (Abbildung 12e) in den untersuchten Messstellen sind in allen Naturräumen meistens geringer als 15 m. Dies deutet auf eine gute Anbindung an die Oberfläche und damit gute Lebensbedingungen für Grundwasserfauna durch Sauerstoff- und Nahrungseintrag hin, sofern diese nicht durch Bebauung oder andere Eingriffe gestört sind. Messstellen mit Flurabständen > 10 m sind vor allem auf der Schwäbischen Alb und im Bereich Neckar-Tauber-Gäuplatten vertreten.

Für die Untersuchung der **zeitlichen Veränderung** der hydrogeologischen und physiko-chemischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet wurden zunächst die Unterschiede in den Parameterwerten zwischen 2002 und 2020 untersucht (Abbildung 13). Da in diesen beiden Jahren Messwerte von 20 Messstelle aus den Monaten Juni - September vorlagen, erlaubt dieser Vergleich eine großflächige Betrachtung der zeitlichen Entwicklung, bzw. der Variabilität in den abiotischen Bedingungen.

Die gemessene **Temperatur im Standwasser** zeigt im direkten Vergleich der Messwerte von 2002 und 2020 eine Erwärmung in neun Messstellen, während zehn Messstellen eine Abkühlung zeigen. Besonders signifikant ist dabei der Temperaturunterschied in Furtwangen mit 4,6 K. Da diese Messstelle jedoch nur 20 m von dem lokalen Vorfluter, der Breg, entfernt ist, könnten die Temperaturen dort bei hohen Wasserständen durch die Temperaturen der Vorflut beeinflusst werden. Generell fällt eine Häufung von Temperaturerhöhungen im Schwarzwald, bzw. Südwesten des Untersuchungsgebietes auf, während Messstellen in den Naturräumen im Südosten (Voralpen, Donau-Iller-Lech-Platte, Schwäbische Alb und Keuper-Lias-Land) öfters sinkende Standwassertemperaturen anzeigen. Daneben muss jedoch auch berücksichtigt werden, dass die Standwassertemperaturen von den atmosphärischen Bedingungen während der Messung beeinflusst sein können. Aus dem Bereich des Oberrheingraben lagen keine geeigneten Daten vor, da hier die Beprobung der Messstellen zu einer anderen Jahreszeit als der in 2020 erfolgte und so aufgrund der saisonalen Schwankung der Temperaturen im oberflächennahen Grundwasser keine Vergleichbarkeit der Messungen vorliegt (vgl. Abbildung 11).

Abbildung 13b zeigt sowohl die absoluten Durchschnittswerte der **Lufttemperatur** im Bereich der Messstellen im Jahre 2020, als auch die jeweiligen relativen Unterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2020. Die höchsten Jahresdurchschnittstemperaturen mit bis zu 13 °C weisen erwartungsgemäß die Messstellen im Bereich des Oberrheingraben auf, während in den Höhenlagen des Schwarzwalds und der Schwäbischen Alb die Lufttemperaturen mit 7 - 8 °C niedriger sind. Die Temperaturunterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2020 weisen jedoch kein Muster in Bezug auf die Zuordnung zu einem Naturraum oder zur absoluten Temperatur auf, und sind mit 0 - 1,3 K auch deutlich geringer als im Standwasser der Messstellen.

Auch zeigen alle betrachteten Bereiche in Baden-Württemberg ansteigende Lufttemperaturen, was die Frage nach dem Zusammenhang mit der Standwassertemperatur aufwirft, insbesondere für diejenigen Messstellen die eine negative Änderung der Standwassertemperatur zwischen 2002 und 2020 aufweisen. Diese hauptsächlich im Südosten gelegenen Messstellen weisen generell größere Grundwasserflurabstände auf und sind damit besser von Oberflächeneinflüssen abgeschirmt (Abbildung 12e). Dabei sowie bei allen folgenden Betrachtungen muss beachtet werden, dass die Messung der Standwassertemperatur punktuell erfolgt und kurzfristigen Einflüssen während der Probennahme und der Messung an der Oberfläche unterliegt.

In Bezug auf den Gehalt an **gelösten Sauerstoff** in Abbildung 13c zeigen sich keine Änderungen von 2002 zu 2020 in für die Grundwasserfauna relevanten Wertebereichen. Der überwiegende Anteil der Messstellen weist in 2020 höhere Sauerstoffwerte auf, was auf eine Verbesserung der Lebensbedingungen hinweist. Lediglich im Südosten des Untersuchungsgebietes zeigen ein paar Messstellen abfallende Sauerstoffwerte, was ebenfalls auf eine bessere Abschirmung dieser Messstellen gegenüber Oberflächeneinflüssen hindeutet.

Für die **elektrische Leitfähigkeit** zeigen sich ebenfalls nur geringe Unterschiede zwischen 2002 und 2020 für die Messstellen im Bereich der Schwäbische Alb, Voralpen, Donau-Iller-Lech-Platte und im Schwarzwald, was auf konstante hydrogeologische Bedingungen hinweist (Abbildung 13d). Anders als für die vorangegangenen Parameter ist kein räumliches Muster in den zeitlichen Änderungen zu erkennen. Dies gilt ebenso für den **pH-Wert** (Abbildung 13e), der überwiegend konstant ist. Lediglich drei Messstellen im Schwarzwald (Todtnau, Brenden und Furtwangen) weisen 2020 deutlich geringere pH-Werte auf, die vermutlich auf natürliche Prozesse zurückzuführen sind. Der Schwarzwald ist generell eine pufferarme Gesteinsregion, die silikatisch geprägt ist, sodass die pH-Werte hier möglicherweise in einer natürlichen Versauerung begründet sind (Barufke, 2010).

Der **Grundwasserflurabstand** zeigt zwischen 2002 und 2020 Unterschiede zwischen +4 m (sinkende Grundwasserstände) und -4 m (steigende Grundwasserstände), wobei keine regionalen Unterschiede zu sehen sind. Auffällig ist die Messstelle in Dettingen unter Teck, in der der Grundwasserstand um 3,2 m gestiegen ist. Da die Messstelle inmitten von Feldern direkt an einem

Entwässerungsgraben liegt, könnten Änderungen in der Bewässerung, bzw. ausbleibende Wasserentnahmen zu diesem Zweck die Ursache hierfür sein. Im Umfeld der zweiten Messstelle mit auffälligen Änderungen in Öschelbronn (Absinken des Grundwasserflurabstands um 3,25 m) wurde 2017 ein Gewerbegebiet erschlossen, sodass diese in der Messkampagne 2020 direkt neben einer Straße und einem Regenüberlaufbecken lag, das vermutlich zu veränderten hydrogeologischen Bedingungen geführt hat.

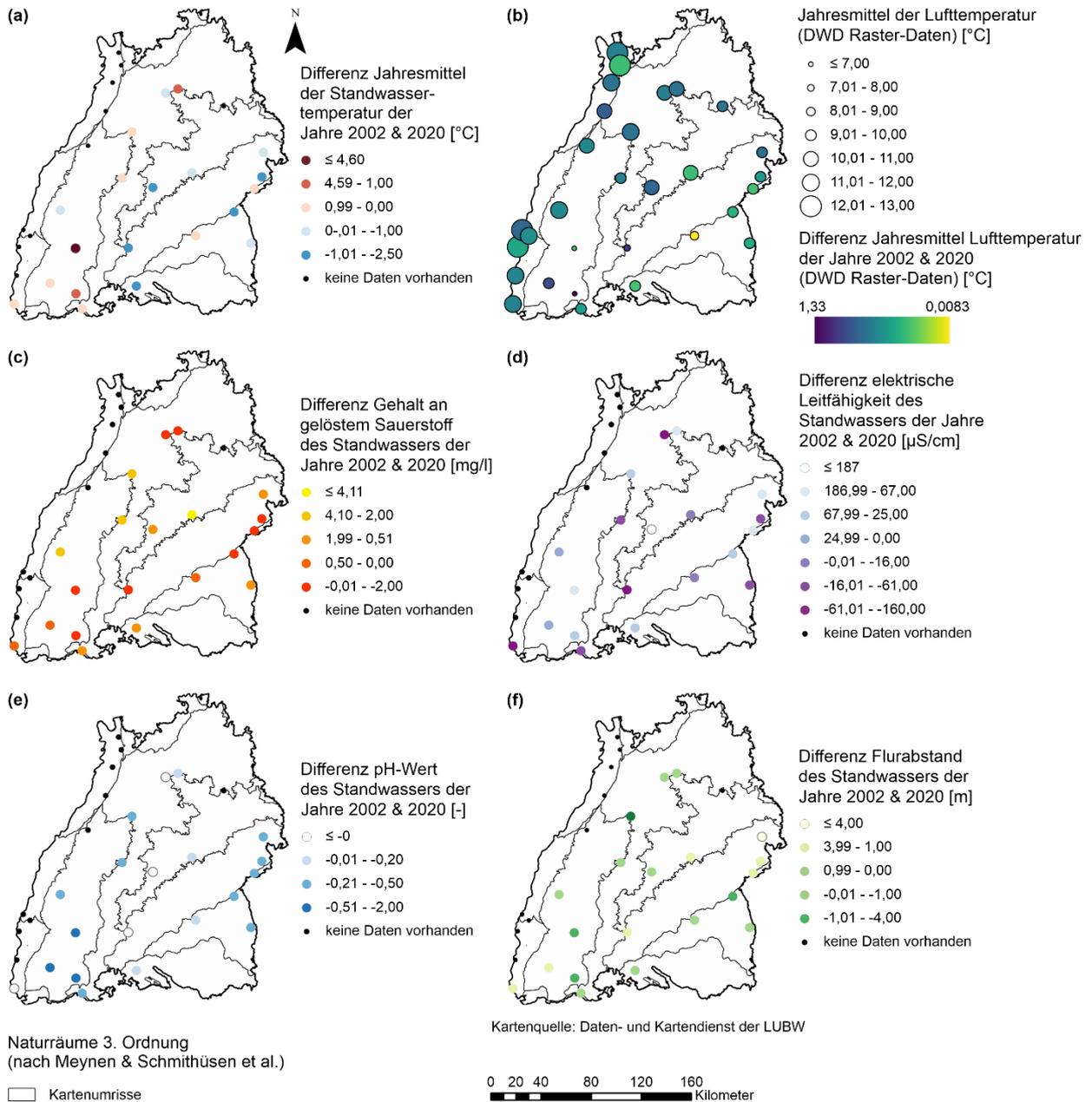


Abbildung 13: Kartendarstellung des Unterschieds zwischen 2002 und 2020 in verschiedenen relevanten abiotischen Parametern an den 30 Messstellen im Untersuchungsgebiet: a) Standwassertemperatur der Messstellen, b) Jahresmittel der Lufttemperatur (DWD Raster-Daten), c) elektrische Leitfähigkeit, d) pH-Wert, e) Sauerstoff, f) Grundwasserflurabstand. Die schwarzen Linien zeigen die Umrisse der Naturräume an.

Genauere Einblicke in die zeitlichen Veränderungen können anhand von **Zeitreihen für das Untersuchungsgebiet** von 2002 - 2020 mit Hilfe von Daten an 16 Messstellen gewonnenen werden (Abbildung 2). Zur Identifizierung von großräumigen Änderungen und Trends in den Mittelwerten, sowie der jährlichen Streuung der untersuchten abiotischen Parameter sind in Abbildung 14 die Werte aller 16 (bzw. 30 für 2020) Messstellen über das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt. Vor allem die durchschnittliche **Standwassertemperatur** aller Messstellen zeigt dabei deutliche Schwankungen über den betrachteten Zeitraum, sowohl in den Durchschnittswerten als auch in der jährlichen Streuung (Abbildung 14a). Dabei zeigt sich in der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraums kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Standwasser- und Lufttemperatur, während in den letzten zehn Jahre wärmere und kältere Jahresmittelwerte im Standwasser und in der Luft besser übereinzustimmen scheinen. Insgesamt ist jedoch kein großräumiger langfristiger Trend im Durchschnitt oder in der Streuung der Temperaturwerte im Standwasser zu erkennen.

Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff (Abbildung 14b) sowie die elektrische Leitfähigkeit (Abbildung 14c) zeigen gebietsübergreifend nur geringfügige Schwankungen in den Mittelwerten sowie der Streuung über die letzten zwei Jahrzehnte ohne erkennbare Trends. Die auffallenden Ausreißer mit geringen Leitfähigkeiten in 2002 sind vermutlich auf die abweichende Messstellenauswahl ($n = 13$) zurückzuführen. Die pH-Werte zeigen ebenfalls keinen langfristigen Trend, sondern äußerst konstante Werte über den Betrachtungszeitraum (Abbildung 14d). Die erhöhten pH-Werte in 2011, die konsistent in allen Messstellen auftraten, sind vermutlich auf einen systematischen Messfehler in dieser Messkampagne zurückzuführen, da sonst keinerlei Änderungen in abhängigen Parametern gefunden wurden.

Auch die Grundwasserflurabstände zeigen auf das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet konstante Mittelwerte (Abbildung 14f), wobei Schwankungen durch einzelne Extremwerte verursacht werden, die vermutlich eher auf lokale Effekte (vgl. Abbildung 13f) als auf großflächige Änderungen in den hydrologischen Bedingungen zurückzuführen sind.

Thermostress – Abschlussbericht

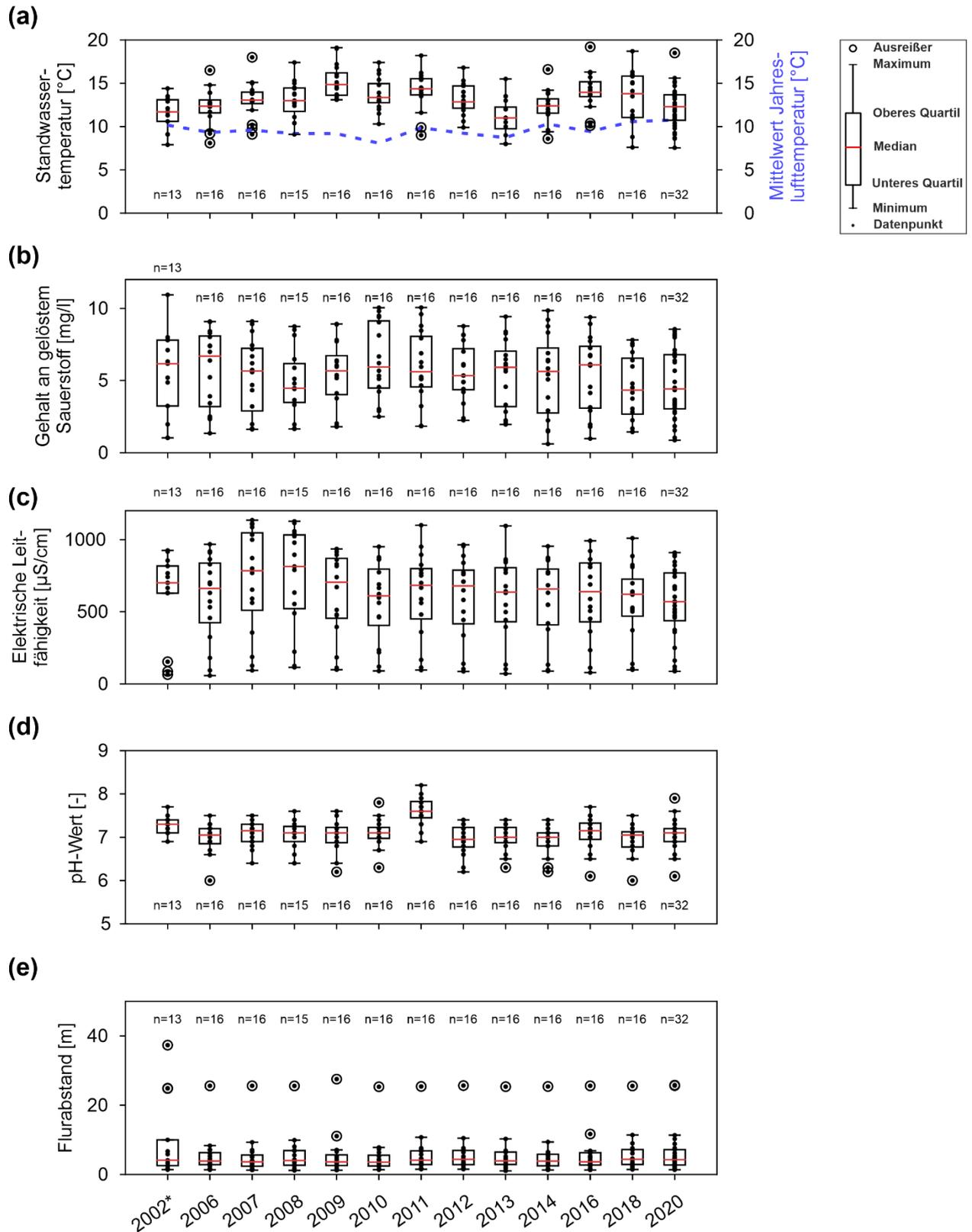


Abbildung 14: Boxplots verschiedener relevanter abiotischer Parameter von 2002 bis 2020. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 und 2020 nur Daten von Juni bis September und die gleichen Messstellen wie in den darauffolgenden Jahren verwendet. „n“ gibt die Anzahl an Messstellen an.

Ausgewählte **Zeitreihen von einzelnen Messstellen** für die zuvor betrachteten, abiotischen Parameter sind in Abbildung 15 dargestellt, sofern im Thermostress-Datensatz Messwerte aus den Monaten Juni – September über den gesamten Zeitraum verfügbar waren. Im Gegensatz zu dem Vergleich von zwei konkreten Zeitpunkten (Abbildung 13) zeigen sich in diesen Zeitreihen deutlich komplexere Veränderungen über die Zeit mit einer großen Variabilität zwischen den einzelnen Jahren.

Dies gilt vor allem für die **Standwassertemperatur** (Abbildung 15a), die in einzelnen Messstellen (z. B. in Brenden und Kadelburg) Unterschiede von $> 5\text{ °C}$ zwischen zwei Messungen zeigt. Diese Schwankungen deuten erneut darauf hin, dass die Messwerte der Standwassertemperatur stark von den kurzfristigen Umgebungsbedingungen während der Messung abhängen. Unter Berücksichtigung der starken Schwankungen kann in fünf Messstellen (Weingarten, Sankt Leon, Riedlingen, Furtwangen, Gaggenau) ein eindeutiger Anstieg der Temperatur im Standwasser über den betrachteten Zeitraum erkannt werden. Auffallend ist auch, dass die in Abbildung 13a beobachteten sinkenden Temperaturen in den Messstellen in Hausen und Balgheim nicht bestätigt werden konnten. Für die übrigen Messstellen mit einem negativen Temperaturunterschied zwischen 2002 und 2020 (Tübingen, Erbach und Lontal) lagen leider keine kontinuierlichen Zeitreihen vor.

Die fünf Messstellen mit einem Anstieg der Standwassertemperatur zeigen weder eine bestimmte räumliche Verteilung oder Lage im Untersuchungsgebiet, noch einen direkten Zusammenhang mit der Entwicklung der Lufttemperatur (Abbildung 15b). Diese zeigt ein ähnliches Muster für alle Messstellen, mit einem scheinbaren Anstieg seit 2010, der allerdings schwierig zu beurteilen ist, da seitdem auch die jährlichen Schwankungen zwischen den einzelnen Messstellen zugenommen haben. Zusammenfassend kann nicht abschließend festgestellt werden, ob der fehlende Zusammenhang zwischen Standwassertemperatur und Lufttemperatur auf eine thermische Abschirmung der Messstellen oder beeinflusste Messwerte der Standwassertemperatur zurückzuführen ist.

Der Gehalt an **gelöstem Sauerstoff** im Standwasser zeigt in den meisten Messstellen keine signifikanten oder für die Grundwasserfauna relevanten Änderungen über die letzten 20 Jahre (Abbildung 15c). Eine Ausnahme davon bildet die Messstelle in Zienken, die in der Überflutungsebene des Rheins liegt und einen drastischen Abfall im Sauerstoffgehalt auf $< 1\text{ mg/l}$ in 2014 zeigt. In diesem Jahr ist unterdurchschnittlich wenig Niederschlag in diesem Bereich gefallen, was vermutlich zum mikrobiellen Abbau des Sauerstoffs durch den relativ erhöhten Eintrag organischer Substanzen geführt hat (Stein et al., 2015).

Thermostress – Abschlussbericht

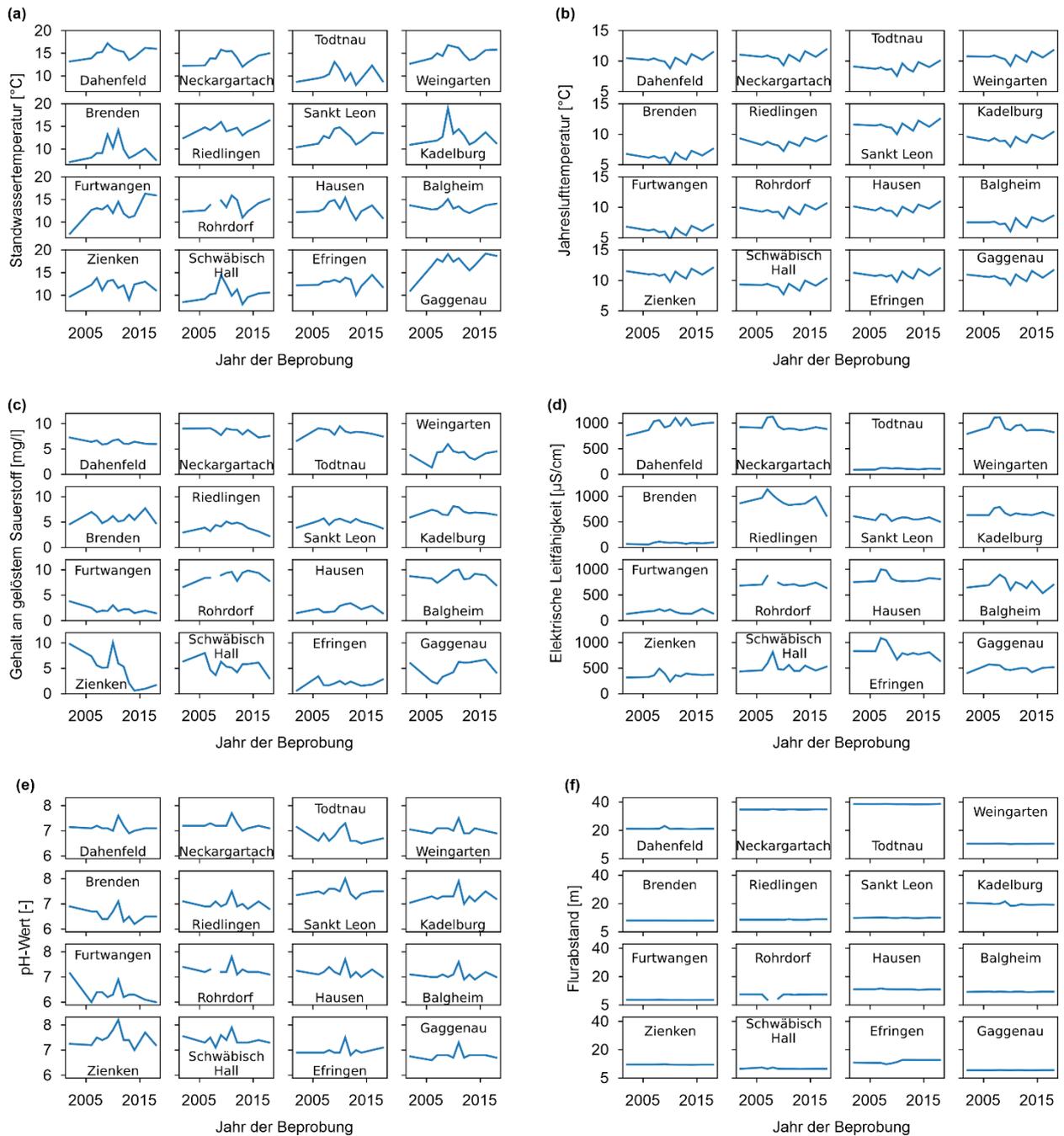


Abbildung 15: Zeitreihen für einzelne Messstellen für a) Standwassertemperatur, b) Jahreslufttemperatur (DWD Raster), c) gelöster Sauerstoff, d) elektrische Leitfähigkeit, e) pH-Wert und f) Grundwasserflurabstand.

Die **elektrische Leitfähigkeit** und die **pH-Werte** der einzelnen Messstellen zeigen überwiegend konstante Werte mit geringen Schwankungen, die sich durch Messungenauigkeiten und durch Abhängigkeiten mit der Temperatur und weiteren physiko-chemischen Parametern erklären lassen. Die Messstelle in Dahenfeld zeigt einen leichten Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit über die Zeit und damit Hinweise auf veränderte hydrogeologische Rahmenbedingungen bzw. einen veränderten hydrologischen Einfluss der Oberfläche. Die Messstelle liegt in einem Industriegebiet

mit angrenzenden Gärten und ist eigentlich gut gegenüber Oberflächeneinfluss abgeschirmt, weist aber eine erhöhte Keimzahl auf, was für eine unentdeckte chemische Belastung sprechen könnte (Stein et al., 2015). Drei weitere Messstelle zeigen abnehmende Trends in den Werten der elektrischen Leitfähigkeit (Abbildung 15d), die entweder im Zusammenhang mit einem Umbau der Messstelle oder eine Änderung der Landnutzung stehen. Die Messstelle in Efringen-Kirchen wurde im Rahmen einer Pegelausbauerhöhung umgebaut, um den Oberflächenkontakt der ehemaligen Unterflurmessstelle zu verhindern, was zu sinkenden Leitfähigkeiten geführt hat. Im Umfeld der Messstelle in Balgheim hat die Bebauung im Beobachtungszeitraum stark zugenommen. Der geringere Oberflächeneinfluss spiegelt sich nicht nur in einer Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit wider, sondern auch im überwiegenden Vorkommen von Stygobionten (reinen Grundwasserarten) in der Grundwasserfauna. Durch die Nähe zum lokalen Vorfluter, der Prim (ca. 40 m) ist auch eine temporäre Beeinflussung durch Oberflächenwasser nicht auszuschließen. In der Messstelle in Neckargartach hat die elektrische Leitfähigkeit ebenfalls zusammen mit dem Oberflächeneinfluss abgenommen, was ebenfalls durch eine Zunahme der Oberflächenversiegelung durch den Bau eines Parkplatzes und einer Industriehalle im direkten Umfeld der Messstelle begründet ist.

Wie auch schon in den zusammengefassten Zeitreihen aller Pegel zeigen sich auch in einzelnen Messstellen keine lokalen Trends in den **Grundwasserflurabständen** über die letzten 20 Jahre (Abbildung 15f). Im Vergleich zu der Differenz der Grundwasserstände zu Beginn (2002) und Ende (2020) der Zeitreihen in Abbildung 13 zeigt sich hier, dass die dort beobachteten Schwankungen eher kurzfristiger Natur sind, und keine langfristigen Trends repräsentieren.

3.2.2 Räumlich-zeitliche Analyse der faunistischen Parameter (AP2.2)

Im Rahmen von Thermostress wurden im Juni 2020 30 Messstellen (Abbildung 2) faunistisch untersucht und in den Thermostress-Datensatz integriert. In diesem zeigen sich deutliche Unterschiede in der **räumlichen Verteilung im Untersuchungsgebiet** in Bezug auf Abundanz, Diversität und faunistische Bewertungsindices (Abbildung 16).

Die Gesamt-Abundanz und Anzahl an Arten zeigt dabei eine **stark unterschiedliche Besiedlung** der einzelnen Messstellen an, mit über den Zeitraum 2002 bis 2020 zusammengenommen Individuenzahlen zwischen weniger als 5 bis knapp 1800 (Abbildung 16a). Einige Messstellen weisen dabei auch eine erstaunliche faunistische Vielfalt mit bis zu 42 Arten auf. Während sich kein regionales Muster in der räumlichen Verteilung von Abundanz und Artenvielfalt zeigt, zeigen beide Parameter einen visuellen Zusammenhang, d. h. Messstellen mit vielen Individuen verfügen auch über eine große Artenvielfalt, und umgekehrt.

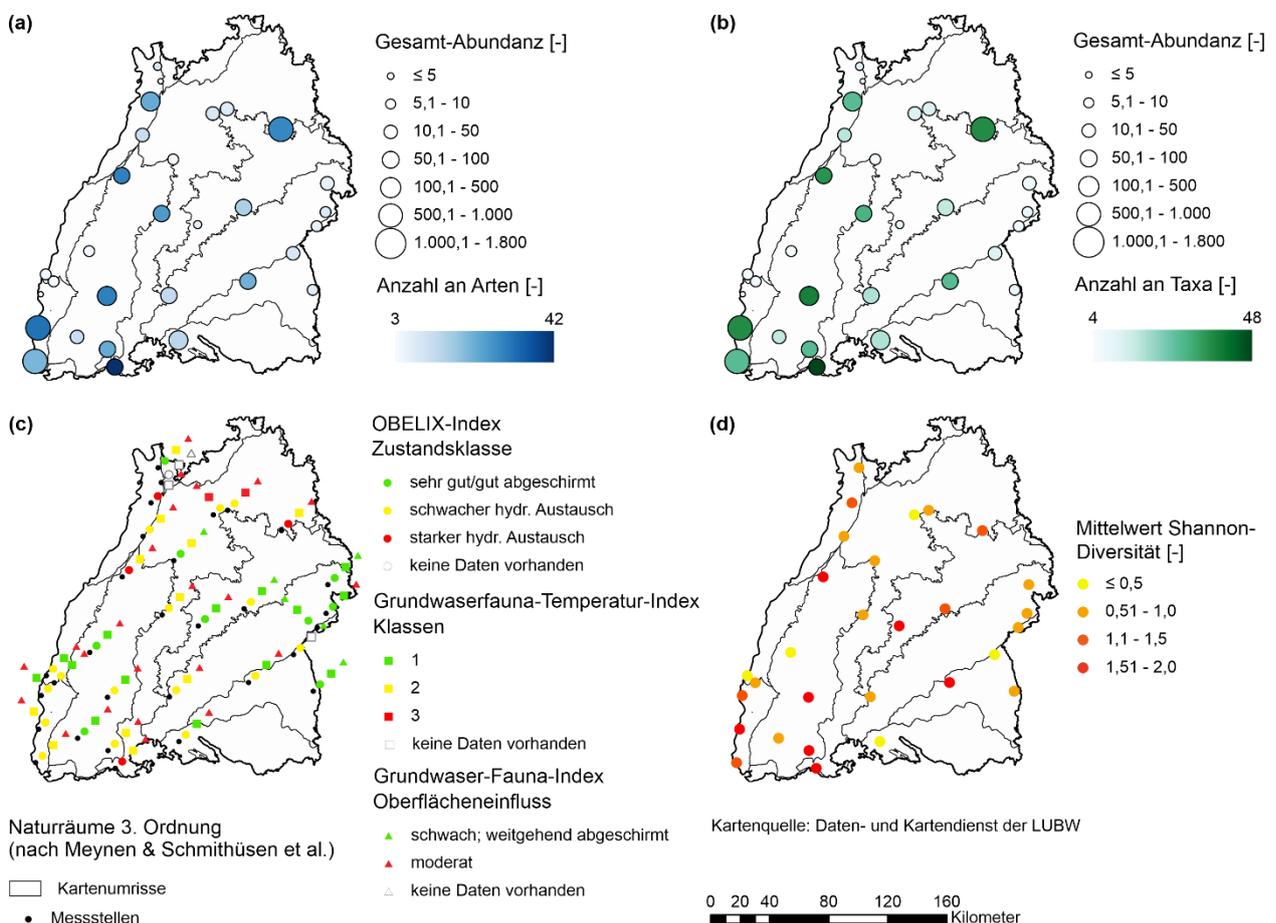


Abbildung 16: Kartendarstellung verschiedener Faunadaten aller Messungen im Thermostress-Datensatz mit a) Anzahl an Arten und Gesamt-Abundanz, b) Anzahl an Taxa und Gesamt-Abundanz, c) Vergleich verschiedener ökologischer Bewertungsindices in Bezug auf Oberflächeneinfluss sowie Temperatur (OBELIX, GTI und GFI) und d) Shannon-Diversität.

In Abbildung 16b ist ebenfalls der räumliche Zusammenhang zwischen der Gesamt-Abundanz und der Anzahl an Taxa dargestellt. Während eine Art die niedrigste Rangstufe in der biologischen Systematik ist, deren Bestimmung für einzelne Individuen aufwendig ist, stellt die Taxa eine individuell benannte Einheit innerhalb einer Rangstufe in der biologischen Systematik zur Einordnung nach dem Grad der Verwandtschaft dar. Die Zuordnung einzelner Individuen zu einem bestimmten Taxon ist entsprechend weniger aufwendig als eine Bestimmung auf Artniveau. Der hier beobachtete, räumliche Zusammenhang zwischen Abundanz und Taxa entspricht dem von Abundanz und Art. Entsprechend wäre für eine weitere Betrachtung, bzw. für die zukünftige Untersuchung oder Kartierung dieses Zusammenhangs eine Bestimmung auf Taxon-Niveau ausreichend.

Vergleicht man die räumliche Verteilung der Ergebnisse verschiedener **ökologischer Bewertungsindices** (Abbildung 16c) so fällt auf, dass im Bereich Schwäbische Alb, Keuper-Lias-Land und Donau-Iller-Lech-Platte überwiegend grüne Symbole (d. h. mehr als ein grünes Symbol pro Messstelle) vorhanden sind. Diese Messstellen sind folglich gut abgeschirmt und weisen laut dem GTI kältere Bedingungen im Grundwasser auf. Dies bestätigt die Beobachtung in den abiotischen Parametern, dass Messstellen hier tendenziell weniger von der Oberfläche beeinflusst sind. Umgekehrt finden sich Messstellen mit mehreren roten Symbolen (d. h. wenig abgeschirmt, GTI-Klassen 2 o. 3) eher entlang des Hoch- und Oberrheins, sowie im Norden Baden-Württembergs, was generell auf mehr Oberflächeneinfluss hindeutet. Dennoch finden sich auch in diesen Bereichen Messstellen mit größerer Abundanz und Artenvielfalt (Abbildung 16a). Somit ist auf dieser Skala keine direkte Korrelation zwischen Oberflächeneinfluss und faunistischer Zusammensetzung erkennbar.

Bei einigen Messstellen unterscheidet sich die Bewertung des Oberflächeneinflusses je nach Index (z. B. Hausen, Furtwangen, Zienken, Brenden, Breisach, Wyhl, Schriesheim). Ein Beispiel ist die Messstelle in Zienken. Sie weist einen mittleren OBELIX-Index und GFI, aber einen niedrigen GTI auf. Die in der Rheinaue gelegene Messstelle hat eine sehr hohe Abundanz und Artenvielfalt, inklusive vieler Oberflächenarten (z. B. Nematoden), aber auch vier Indikatorarten (*Acanthocyclopa venustus*, *Crangonyx subterraneus*, *Niphargopsis casparyi*, *Proasellus slavus*) in größerer Anzahl, die laut TITAN-Analyse bei kalten Temperaturen vorkommen (Abbildung 7).

Ebenso wie die Messstelle in Zienken, liegt die Messstelle in Wyhl im Auenbereich des Rheins und weist einen mittleren OBELIX-Index und GFI, aber einen niedrigen GTI auf. Gekennzeichnet ist die Faunengemeinschaft durch viele Individuen der Indikatorart *Acanthocyclopa venustus*, die charakteristisch für kalte Bedingungen ist (Abbildung 7). Die Messstelle in Furtwangen zeigt einen niedrigeren GTI, bedingt durch das Vorhandensein der Indikatorarten *Acanthocyclopa sensitivus*, *Crangonyx subterraneus* und *Proasellus slavus*. Daneben sind aber auch Milben (Acari) und Tardigraden vorhanden, was ein Indiz für einen Oberflächeneinfluss ist. Dies spiegelt sich auch in

einem ausgeglichenen Verhältnis von Stygobionten zu nicht Stygobionten wider. Der hohe GFI wird vermutlich durch die hohe Standardabweichung der Standwassertemperatur sowie den hohen Sauerstoffgehalt bestimmt und spricht für einen gewissen Oberflächeneinfluss.

Auch bei der Messstelle in Brenden wird der GTI von den Indikatorarten *Acanthocyclopa sensitivus* und *Proasellus slavus* bestimmt. Der OBELIX-Index ist im Durchschnitt niedrig, der GFI hoch, bedingt durch die hohe Standardabweichung der Standwassertemperaturen und den Detritus-Gehalt, der für eine gute Nährstoffversorgung spricht. Die Messstelle in Breisach weist hingegen eine geringe Abundanz und Artenvielfalt und einen mittleren GFI (durch die hohe Standardabweichung der Temperaturen) auf. Der OBELIX-Index liegt im mittleren Bereich, während der GTI auf Grund des Vorhandenseins der Indikatorarten *Acanthocyclopa sensitivus* und *Acanthocyclopa venustus* niedrig ist. Die auf einem Sportplatz liegende Messstelle in Schriesheim besitzt eine geringe Abundanz und Artanzahl sowie viele nicht-Stygobionte. Zudem zeigt sie einen niedrigen OBELIX und GFI, aber mittleren GTI. Die vorhandenen Indikatorart *Diacyclops languidoides* gilt als wärmetolerant, die Indikatorart *Acanthocyclops rhenanus* weist eine niedrige bis mittlere Temperaturtoleranz auf.

Zusammenfassend muss berücksichtigt werden, dass allein das Vorkommen der Indikatorarten die **GTI-Klasse** bestimmt. Chemisch-physikalische Faktoren, wie die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, oder andere biotische Faktoren, wie das Vorhandensein von Nicht-Stygobionten, fließen nicht direkt in diesen Index ein. Daher ist fraglich ob ohne die gleichzeitige Betrachtung des Oberflächeneinflusses eine Aussage zum ökologischen Zustand möglich ist. Außerdem spiegelt der GTI die zeitliche Dynamik innerhalb einer Messstelle nicht wider. Messstellen mit zeitlich variabelm Oberflächeneinfluss, wie diejenigen in der Nähe von Oberflächengewässern, werden nicht als solche erkannt (Whyll, Furtwangen, Zienken mit Standwassertemperaturen > 13 °C).

Der **Shannon-Index** gilt als Maß für die Diversität und folgt, wie in Abbildung 16d zu sehen ist, der Anzahl an Arten, bzw. Taxa. Dies ist durch die Berechnungsweise der Shannon-Diversität begründet. Der Shannon-Index bewertet die ökologische Diversität von z. B. bakteriellen oder faunistischen Gemeinschaften. Er beschreibt die Diversität unter Berücksichtigung der Anzahl an Spezies und relativer Häufigkeit von Individuen. Generell gilt, je höher der Shannon-Index, desto größer ist auch die Diversität. Verwendet wird der Shannon-Index für Diskussionen in Zusammenhang mit der Stabilität von Ökosystemen, da gestörte Systeme eine abnehmende Biodiversität zeigen. Für Grundwasserökosysteme gilt dies jedoch nicht, da im ungestörten und natürlichen Grundwasser die Abundanz und Artanzahl typischerweise gering ist. Wie Abbildung 16d zeigt, liegt ein hoher Shannon-Index überwiegend in Messstellen mit hohem GFI und OBELIX-Index, also erhöhtem Oberflächeneinfluss, vor, so z. B. in Zienken, Kadelburg, Furtwangen, Brenden, Gaggenau, Tübingen und Dettingen. Diese Messstellen weisen ebenfalls hohe Abundanzen, sowie eine hohe Arten- und Taxa Anzahl auf.

Für einen genauen Einblick in die Unterschiede in die in den verschiedenen Messstellen vorkommenden Arten zeigt Abbildung 17 die **räumliche Verteilung der Faunenzusammensetzung** im Hinblick auf Großgruppen und das Verhältnis von Crustaceen zu Oligochaeten. Dieses Verhältnis erlaubt eine Beurteilung des ökologischen Zustands nach dem Schema von Griebler et al. (2014). Bei den Betrachtungen in Abbildung 17 wurden alle Beprobungen aus dem Thermostress-Datensatz zusammengefasst, um einen Einblick in die generelle Artenvielfalt zu bekommen.

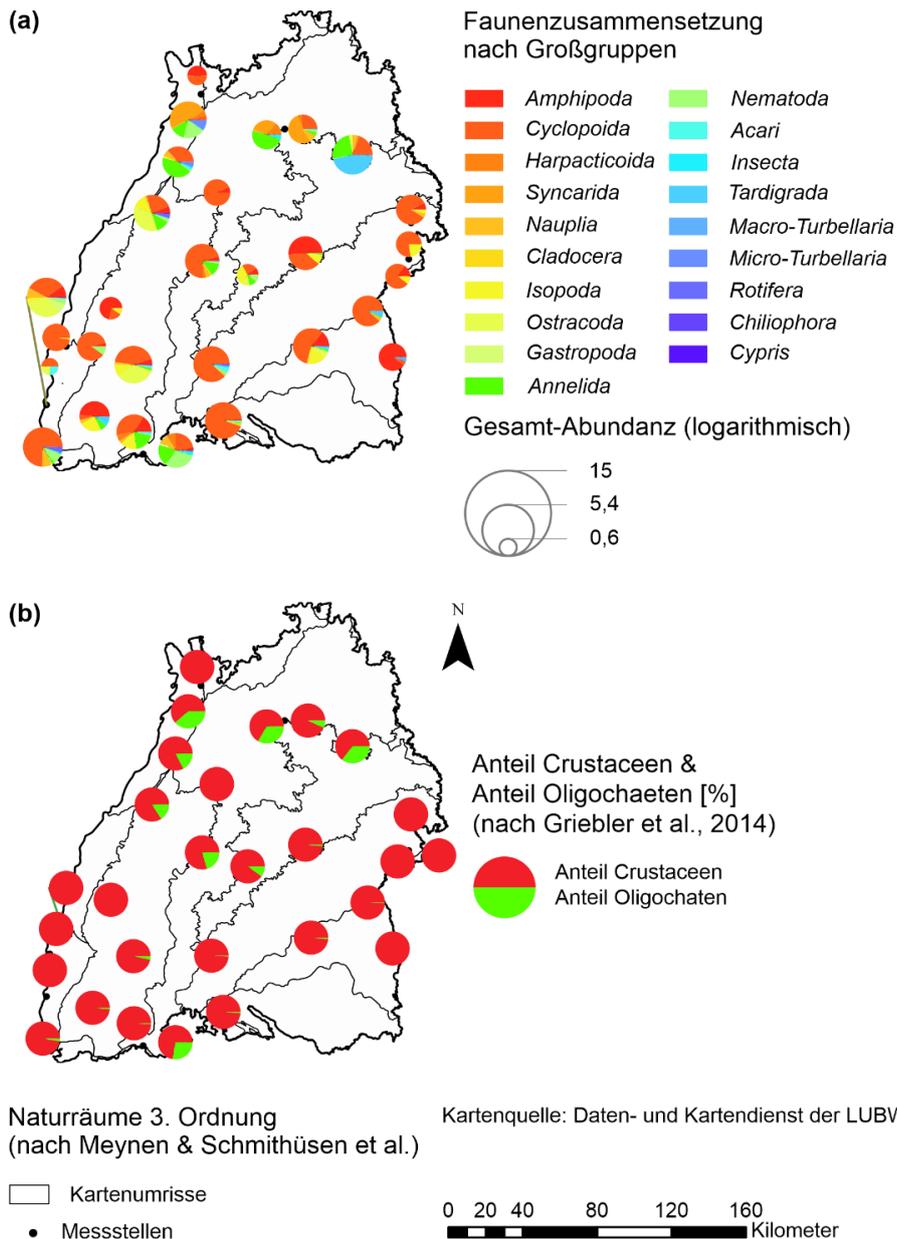


Abbildung 17: Kartendarstellung der faunistischen Zusammensetzung aller Messungen im Thermostress-Datensatz mit a) Faunenzusammensetzung nach Großgruppen, b) Anteile von Crustaceen und Oligochaeten (normiert auf 100%) für die ökologische Bewertung nach Griebler et al. (2014).

Abbildung 17a zeigt die Faunenzusammensetzung nach Großgruppen, die noch einmal die Unterschiede in der Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet verdeutlicht (vgl. Abbildung 16). Generell dominieren im Südosten Crustaceen, v. a. Cyclopoiden und Amphipoden. Messstellen entlang des Rheins und im Schwarzwald weisen auch eine vermehrte Besiedlung durch weitere Crustaceen, wie z. B. Isopoden und Harpacticoiden auf. Auch Anneliden, Nematoden und Ostracoden treten hauptsächlich entlang des Rheins und in den Randbereichen des Schwarzwalds auf. Zentral für diese Muster dürfte die Größe der Lückenräume sein, da für die Besiedlung des Grundwassers die Naturräume in Verbindung mit dem Grundwasserleitertyp entscheidend ist. Je gröber die Sedimente, desto größere Tiere (z. B. Amphipoden) und je feiner, desto kleiner die Fauna und desto mehr Anneliden sind vorhanden. Aus diesem Grund könnten im Bereich des Schwäbischen Keuper-Lias Lands mit großem Lückenraum bevorzugt große Taxa, wie Amphipoden zu finden sein und im Oberrhein-Tiefland und Schwarzwald mit nur kleinem Lückenraum bevorzugt kleine Taxa (Cyclopoden, Nematoden).

Eine Messstelle im Schwäbischen Keuper-Lias-Land sticht abweichend aus diesem Muster heraus. Die Messstelle im Einkornwald bei Schwäbisch Hall zeigt eine sukzessive Veränderung der Fauna von nur einer Grundwasserart in 2002 zu mehr, sowohl stygobionten als auch stygophilen Arten. Dies spricht für dynamische Verhältnisse an diesem Standort. „Regelmäßig vorkommende stygophile Arten sowie die oft gemessenen hohen Keimzahlen und Leitfähigkeiten wiesen auf unspezifische Oberflächenwassereinflüsse hin“ (Stein et al., 2015) Die Leitart dieser Messstelle ist *Greuteriella unisetigera* (Cyclopoda). Daneben treten zu Zeiten auch viele Tardigraden (Bärtierchen) auf, die häufig in oberflächennahes Grundwasser eingetragen werden und von denen keine permanente Besiedlung des Grundwassers bekannt ist. Der typische Lebensraum von Tardigraden sind temporäre Kleingewässer, Laubstreu und Moospolster (Schminke et al., 2007) Die vorhandenen Arten und Taxa spiegeln dennoch die Lage der Messstelle wider. Die Messstelle liegt im Wald auf einem ehemaligen Bombenabwurfplatz neben einem trockengefallenen Gewässer auf der linken Seite und einem Teich, sowie einem alleinstehenden Baum umgeben von viel Totholz und Brombeergestrüpp.

Syncariden sind darüber hinaus, bis auf die Messstelle in Kadelburg, nur im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes zu finden, was ungefähr dem Einzugsgebiet des Neckars und dem nördlichen Oberrheingraben entspricht. Zudem kann festgehalten werden, dass kein übergeordneter Zusammenhang zwischen der Faunenzusammensetzung und der Einordnung der Messstellen nach Landnutzung vorliegt (Abbildung 4).

Abbildung 17b zeigt das Verhältnis von Crustaceen zu Oligochaeten, welches in Anlehnung an das Bewertungsschema nach Griebler et al. (2014) auf 100 % normiert ist, d. h. alle weiteren Großgruppen aus Abbildung 17a werden nicht berücksichtigt. Der Großteil der Messstellen im Untersuchungsgebiet ist nach diesem Ergebnis in ökologisch sehr gutem oder gutem Zustand

(Griebler et al., 2014) Nur insgesamt fünf Messstellen zeigen einen Anteil von Oligochaeten größer als 20 %, also keine guten ökologischen, sondern beeinflusste Bedingungen. Bei diesen Messstellen handelt es sich um Kadelburg, Schwäbisch Hall, Rohrdorf, Neckargartach und Sankt Leon. Bis auf eine Ausnahme am Hochrhein (Kadelburg mit regelmäßigem Oberflächeneintrag), ist der Anteil von Crustaceen im Süden des Untersuchungsgebiets größer und der ökologische Zustand damit nach Griebler et al. (2014) naturnaher als im Norden von Baden-Württemberg einzustufen. Gleichzeitig ist die Artenvielfalt jedoch tendenziell geringer (Abbildung 16).

In Abbildung 18 sind die **faunistischen Parameter nach Naturräumen** aufgegliedert gezeigt. Zu beachten ist in der folgenden Analyse, dass die Anzahl an Messstellen bzw. Werten je nach Parameter und Naturraum sehr unterschiedlich ($4 \leq n \leq 58$) ist. Die Verteilung der verschiedenen Großgruppen ist im Anhang dargestellt (Abbildung A.1).

Die **Gesamt-Abundanz** (Abbildung 18a) ist in den Messstellen im Schwäbischen Keuper-Lias-Land im Durchschnitt mit Abstand am größten. Die durchschnittlich geringsten Abundanzen sind auf der Schwäbischen Alb und auf den Neckar-Tauber Gäuplatten zu finden. Messstellen im Bereich Oberrhein, Neckar-Tauber-Gauplatten und Schwarzwald weisen eine große Streuung und durch Ausreißer die größten Abundanzen im Untersuchungsgebiet auf. Vergleicht man diese Werte mit abiotischen Parametern in den Naturräumen (Abbildung 12), so erkennt man, dass ein hoher Sauerstoffgehalt im Bereich der Neckar-Tauber-Gäuplatten scheinbar keinen positiven Einfluss auf die Abundanz in diesem Naturraum hat.

Die hohen durchschnittlichen Standwassertemperaturen im Naturraum Oberrheins stehen ebenfalls nicht in einem generellen Zusammenhang mit niedrigeren Abundanzen. Ebenso weisen Messstellen im Oberrhein und auf der Neckar-Tauber-Gäuplatten ähnlich diverse Faunenzusammensetzungen auf (Abbildung 17a), obwohl die Neckar-Tauber-Gäuplatten einen hohen Anteil an Messstellen in bebauten Gebieten (4 von 6 Messstellen) im Vergleich zum Oberrhein haben (Abbildung 4).

Thermostress – Abschlussbericht

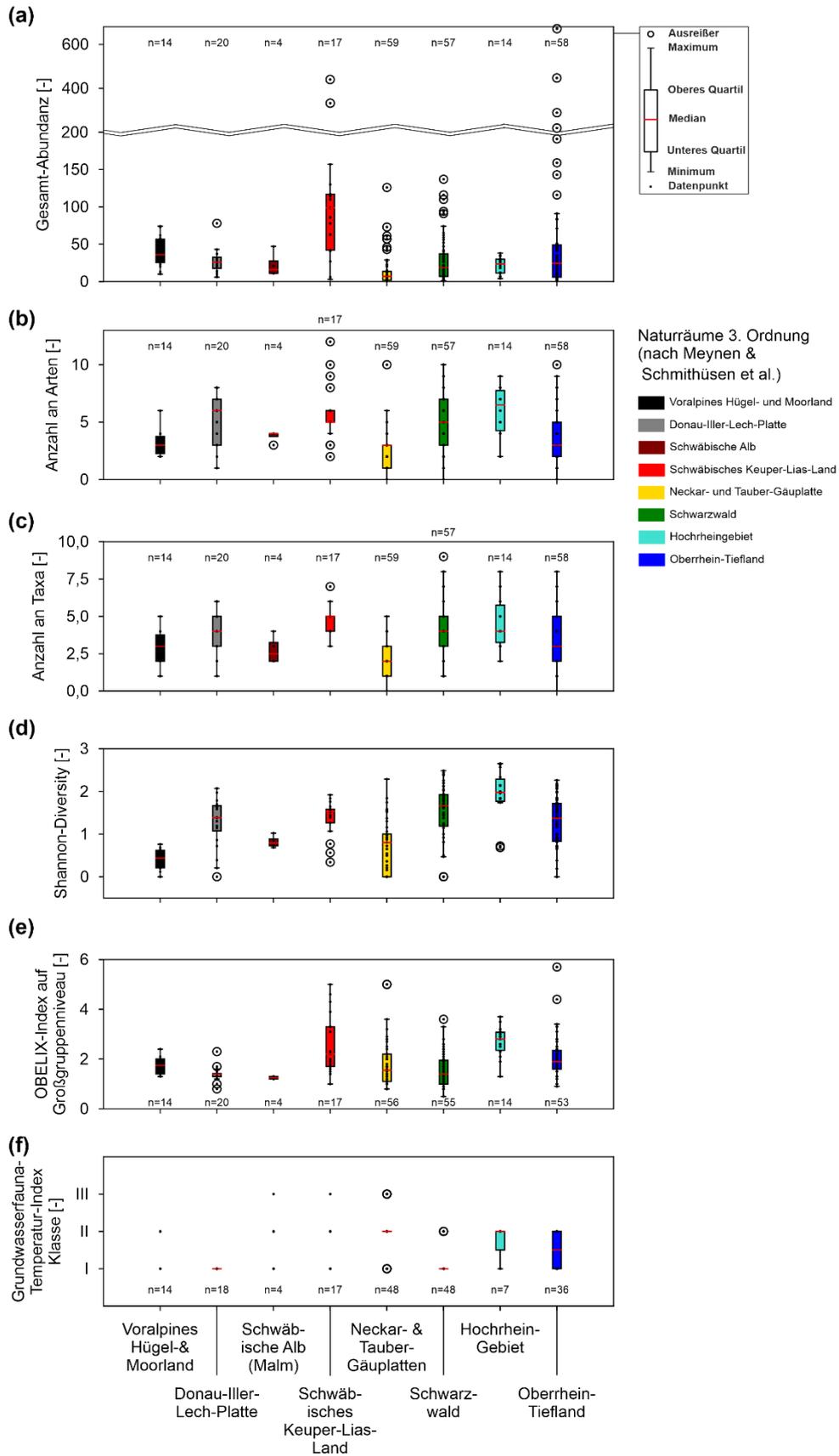


Abbildung 18: Boxplots verschiedener biotischer Parameter der jeweiligen Naturräume. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September verwendet.

Die Boxplots zu den Parametern **Anzahl an Arten und Taxa** sowie Shannon-Index zeigen ein sehr ähnliches Muster, und keine generelle Korrelation mit der Abundanz. Besonders südliche Naturräume (Hochrhein, Iller-Lech-Donau-Platte und Schwarzwald) zeigen hohe Arten- und Taxazahlen bei eher niedrigeren Abundanzen. Ein typisches Beispiel hierfür sind die Messstellen der Donau-Iller-Lech-Platte. Diese weisen eine relativ hohe faunistische Diversität und Abundanz auf, die typisch für offene Karstsysteme und oberflächennahe Lockergesteinsleiter sind. Das vereinzelte Auftreten grundwasserfremder Arten ist hier eher durch einen Eintrag infiltrierenden Niederschlags- und Sickerwassers, als durch den Eintrag durch Oberflächengewässer erklärbar. Eine niedrigere faunistische Abundanz im Donauried ist vermutlich auf ein höheres Grundwasseralter zurückzuführen (Stein, 2012). Messstellen in den Naturräumen Schwarzwald und Hochrhein verhalten sich gegensätzlich dazu. Dort liegt ein geringerer Oberflächeneinfluss und daher eine ausschließliche Besiedlung mit Grundwasserarten vor, die generell mit geringeren Abundanzen auftreten.

Für den **Grundwasserfauna-Temperatur-Index** ist es schwierig ein regionales Muster zu erkennen, da nur drei ordinale Klassen für die Bewertung zur Verfügung stehen. Sowohl die Standorttemperatur als auch die Faunenzusammensetzung variieren beide innerhalb der Naturräume sehr stark, sodass auch die GTI-Klassen der Messstellen unterschiedlich ausfallen. Im Unterschied dazu zeigt der OBELIX sehr deutliche regionale Unterschiede mit insgesamt niedrigeren OBELIX-Werten, also besser abgeschirmten Messstellen (höheres Grundwasseralter, Deckschichten als Trennschicht und Tiefe der Messstellen) im Südosten (Voralpen, Donau-Iller-Lech-Platte und Schwäbische Alb), trotz der dort auftretenden Messstellen in bebauten Gebieten. Andere Bereiche weisen sowohl gut abgeschirmte Messstellen als auch Messstellen mit sehr starkem Austausch mit der Oberfläche auf, was sich ebenfalls in der großen Streuung in der Abundanz in den übrigen Naturräumen widerspiegelt. Nicht zu vernachlässigen ist auch der erhöhte Eintrag von Nahrung mit steigendem Oberflächeneinfluss. Da Grundwasserorganismen direkt auf diesen Eintrag angewiesen sind, ist, auch in der Literatur, oft ein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit an Nahrung und der Individuendichte erkennbar.

Um eine Aussage über zeitliche Veränderungen der faunistischen Parameter treffen zu können, werden **Zeitreihen der faunistischen Parameter** zwischen 2001 und 2020 an 16 Messstellen herangezogen (Abbildung 19). In Bezug auf die Gesamt-Abundanz schwankt der Durchschnitt der pro Jahr in den Messstellen angetroffenen Individuen über die Jahre zwischen 10 und 50 Individuen (Abbildung 19a). Dies ist v. a. auf immer wieder auftretende Funde an einzelnen Messstellen zurückzuführen, die sehr stark vom Mittel abweichen, z. B. 671 Individuen (davon alleine 574 Cyclopoden) in Efringen-Kirchen im Jahr 2007.

Thermostress – Abschlussbericht

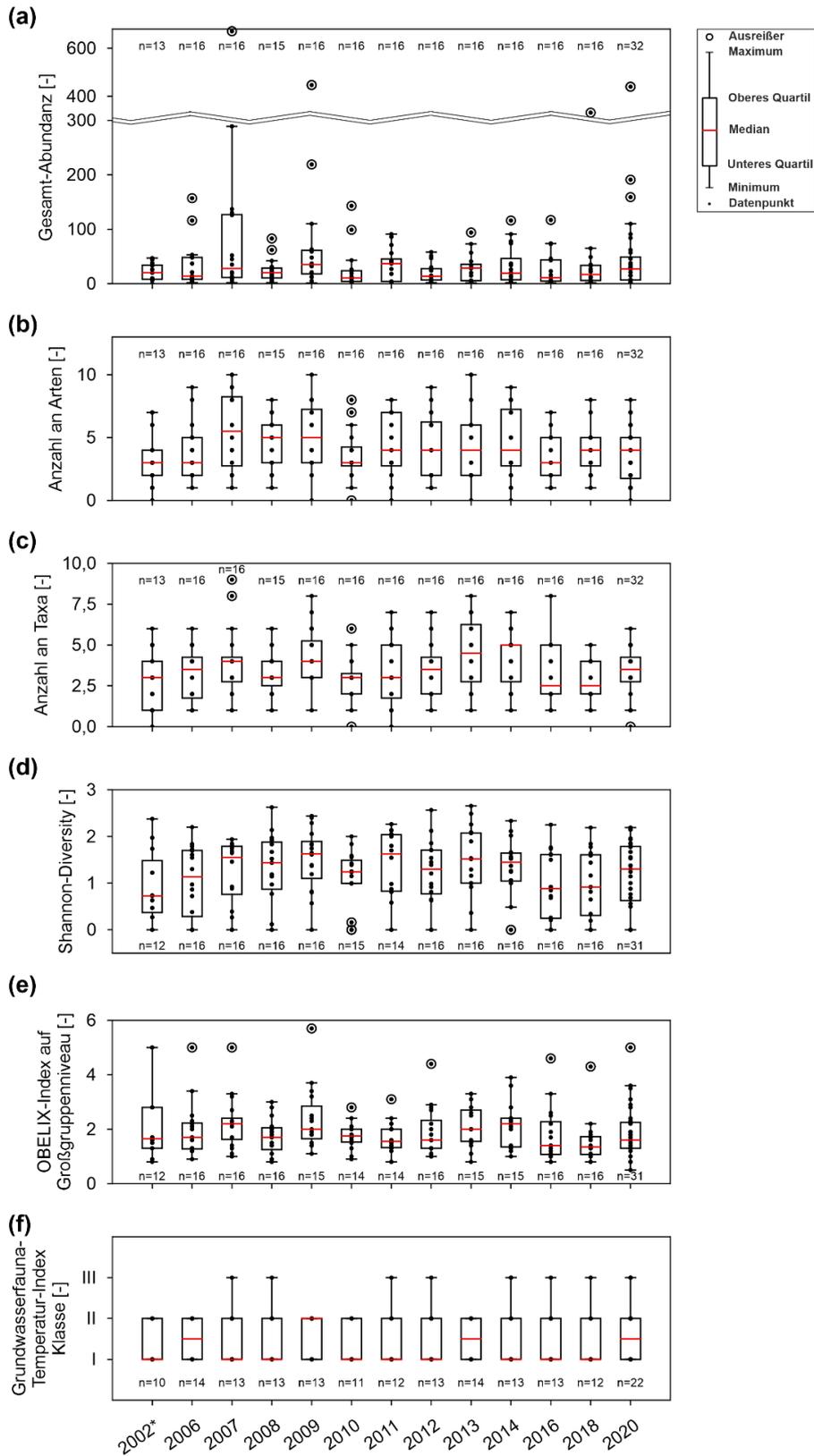


Abbildung 19: Boxplots verschiedener faunistische Parameter von 2002 bis 2020. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September und die gleichen Messstellen wie in den darauffolgenden Jahren verwendet.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass für keinen der Parameter eine Veränderung im Durchschnitt oder in der Streuung der Werte über den Beobachtungszeitraum vorliegt. Zudem besteht kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Temperatur (Standwasser-, bzw. Lufttemperatur) und den ausgewählten abiotischen Parametern. Hohe Temperaturen fallen beispielsweise in 2009 mit einer hohen Abundanz zusammen (Abbildung 14), wohingegen ebenfalls hohe Temperaturen in 2016 mit niedrigeren Abundanzen einhergehen.

Im Vergleich zu der Betrachtung der Naturräume in Abbildung 18 zeigen die Boxplots der Anzahl an Arten und Taxa unterschiedliche Muster. Dies gilt vor allem seit 2014 mit deutlich geringerer Korrelation zwischen diesen beiden Parametern in Bezug auf Änderungen im Durchschnitt oder in der Streuung zwischen den Jahren. Ein Beispiel ist das Jahr 2018 mit einer sehr geringen Streuung in der Anzahl an Taxa bei gleichzeitig relativ großer Streuung in der Anzahl der Arten. Die Jahre 2016 und 2020 zeigen jeweils eine gegenläufige Entwicklung.

Der zeitliche Verlauf des Shannon-Index zeigt ebenfalls ein relativ gleichförmiges Bild ohne deutliche Schwankungen oder Änderungen. Auch für die Indikatoren der Diversität bestehen, außer in einzelnen Jahren, keine klaren Zusammenhänge mit abiotischen Parametern über die Zeit. Wie bereits oben bei der Überprüfung an 10 Messstellen, zeigt auch der Thermostress-Datensatz mit 16 Messstellen zwar eine gewisse Tendenz im GTI mit höheren Klassen in späteren Jahren, diese sind allerdings aufgrund der drei ordinalen Klassen schwierig zu deuten.

Weitere Zeitreihen für Abundanzen einzelner Großgruppen befinden sich im Anhang (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Betrachtung von Nematoden und Harpacticoiden zeigt über den betrachteten Zeitraum, mit abnehmenden Ausreißern, nach oben, Syncariden dagegen einen Anstieg in einzelnen Funden in den letzten Jahren.

Abbildung 20 zeigt **Zeitreihen ausgewählter faunistischen Parameter** für die 16 (zwei)jährlich beprobten Messstellen. Bei den ausgewählten Parametern handelt es sich um solche die oben Änderungen oder Zusammenhänge gezeigt haben, wie die Gesamt-Abundanz, Anzahl an Arten und Taxa, sowie Anteile an Crustaceen und Oligochaeten (Bewertungsschema nach Griebler et al. (2014)).

Die **Gesamt-Abundanz** zeigt, wie bereits bei der Betrachtung des Unterschieds zwischen den Jahren 2002 und 2020 (Abbildung 16), große Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen, und auch eine sehr große Variabilität zwischen den Jahren in den einzelnen Messstellen. Wie bei der gemeinsamen, zeitlichen Betrachtung aller Messstellen (Abbildung 19) ist eine Beurteilung von Trends schwierig. Sinkende Abundanzen sind am ehesten in den Messstellen Todtnau und Zienken zu erkennen. Bei der Messstelle in Todtnau handelt es sich um einen gut abgeschirmten Standort, der als „Mangelstandort“ klassifiziert wird da er ein geringes Nahrungsangebot und folglich nur eine geringe Abundanz aufweist (Stein et al., 2015). Es besteht keine Verbindung mit

erkennbaren Änderungen in den abiotischen Parametern in Todtnau. In Zienken stehen die sinkenden Abundanzen im Zusammenhang mit stark sinkenden Gehalten an gelöstem Sauerstoff. Vermutlich erfolgt in dieser Messstelle ein Sauerstoffabbau durch den Abbau des organischen Materials das mit dem Oberflächeneinfluss eingetragen. Ein ebenfalls leicht sinkender Sauerstoffgehalt kann in Furtwangen beobachtet werden, der im Unterschied zu Zienken aber keine negativen Auswirkungen auf die Fauna hat.

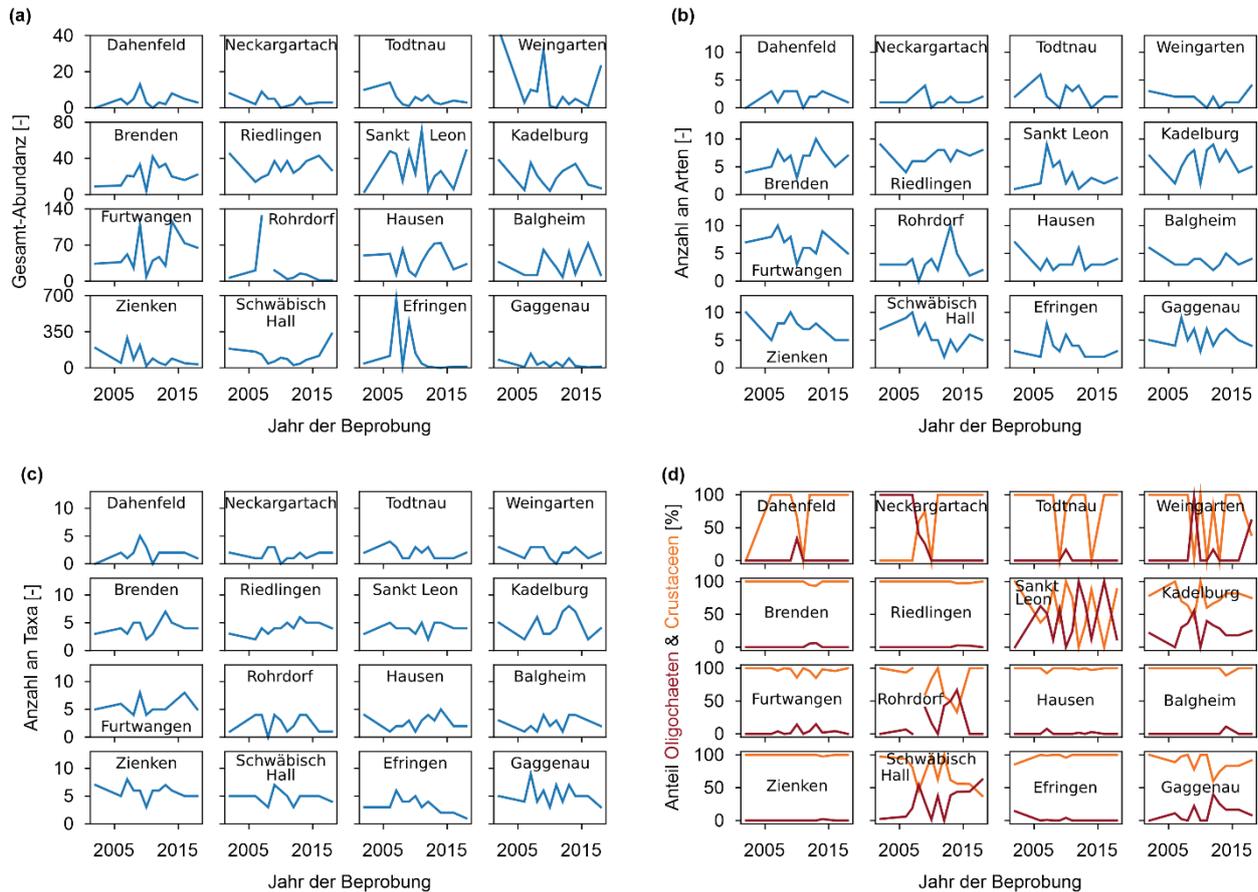


Abbildung 20: Zeitreihen für einzelne Messstellen für a) Gesamt-Abundanz (unterschiedliche Skalen auf den y-Achsen beachten), b) Anzahl Arten, c) Anzahl Taxa, d) Verhältnis Crustaceen zu Oligochaeten.

Insgesamt zeigt keine Messstelle einen signifikant ansteigenden Trend in der Abundanz über mehrere Jahre. Ein schwacher Trend ansteigender Abundanzen ist in den letzten Messungen in der Messstelle in Schwäbisch Hall zu erahnen, während die Gehalte an gelöstem Sauerstoff eher abnehmen. Der GFI ist für diese Jahre moderat und der OBELIX-Wert spricht für einen starken Austausch mit der Oberfläche. Wie zuvor erwähnt werden an diesem, in einem natürlichen Umfeld gelegen, Standort durch das zeitlich begrenzte Vorkommen von Tardigraden immer wieder auftretende Phasen mit Oberflächeneinfluss vermutet. Auffallend ist in diesem Zusammenhang auch die Messstelle in Brenden, die in einem natürlichen Umfeld gelegen ist und vergleichsweise konstante Bedingungen in den abiotischen Parametern aufweist. Der GFI wird als moderat be-

schrieben und der OBELIX-Wert spricht für einen schwachem Austausch mit der Oberfläche. Absolut gesehen besitzt diese Messstelle zudem die niedrigsten Temperaturen (Abbildung 11d), wenn auch mit Schwankung über die Jahre (Abbildung 15a).

Gemein haben die Messstellen in Zienken und Brenden gute Lebensbedingungen, durch ihr natürliches Umfeld sowie den vorhandenen Austausch mit der Oberfläche. Die Messstelle in Brenden liegt direkt neben der Schwarza in deren Tal und einem Bauhof. Die gute Versorgungslage (relativ hoher GFI) ist dabei nicht auf einen Oberflächenwassereintrag zurückzuführen, sondern eher auf den Einfluss von Bodenwasser (Stein et al., 2015)

Bei den beiden Parametern **Anzahl an Arten sowie Taxa** zeigen viele Messstellen starke Schwankungen, die auch hier klare Aussagen schwierig machen. Beispielsweise weist Zienken eine tendenzielle Abnahme in der Anzahl der Arten, in Verbindung mit einer Abnahme der Abundanz auf. Generell ist davon auszugehen, dass ein starker Oberflächenwassereinfluss sowohl für eine Erhöhung der Abundanz, als auch für das Auftreten unterschiedlicher ubiquistischer Arten sorgt. Neu hinzukommende Arten können bei erhöhtem Oberflächeneinfluss die konkurrenzschwachen und in ihrer Anzahl geringen Stygobionten verdrängen. Im Fall von Zienken kam es von 2007 bis 2009 zu einer Verschiebung im Artenspektrum, einhergehend mit besonders starken Schwankungen abiotischer Parameter und der Keimzahlen. Im Jahr 2013 und 2014 lag wahrscheinlich ein signifikanter Oberflächenkontakt vor, wofür auch das Vorhandensein vieler Ubiquisten und eine hohe Keimzahlen spricht (Stein et al., 2015) Ähnlich dazu lässt sich in der Messstelle nahe Schwäbisch Hall eine tendenzielle Abnahme der Arten bei gleichbleibender Anzahl an Taxa beobachten.

Abbildung 20e zeigt die **Anteile an Crustaceen und Oligochaeten** als Indikator für das Bewertungsschema der Grundwasserökologie nach Griebler et al. (2014). Messstellen mit über 70 % Crustaceen (orangene Linie) sind in einem sehr guten bis guten ökologischen Zustand. Schwankungen mit angezeigtem Wechsel der ökologischen Bewertung liegen in vier Messstellen vor (Abbildung 20e). Dies könnte auf die geringe Abundanz und geringe Anzahl an Taxa in diesen Messstellen zurückzuführen sein, sodass einzeln auftretende Individuen die ökologische Bewertung beeinflussen. Bis auf die Messstellen in Weingarten und Sankt Leon weisen alle Messstellen einen überwiegenden Anteil an Crustaceen auf, der einen guten ökologischen Zustand anzeigt. In einigen Messstellen wie z. B. Hausen und Balgheim sind die Anteile über Jahre hinweg konstant. Eine Besonderheit zeigt die Messstelle Neckargartach, in der bis 2007 überwiegend Oligochaeten, danach überwiegen Crustaceen auftreten und demnach eine Verbesserung des ökologischen Zustands eintritt.

Für die insgesamt fünf Messstellen mit einem positiven Trend in der Standwassertemperatur (Weingarten, Sankt Leon, Riedlingen, Furtwangen und Gaggenau, s. Abbildung 15) lassen sich keine negativen Veränderungen in den faunistischen Parameter erkennen.

3.2.3 Bewertung der faunistischen und abiotischen Daten (AP2.3)

Zur Bewertung der faunistischen Daten wurden diese in AP2.3 zusammen mit den abiotischen statistisch untersucht, um Rückschlüsse auf mögliche Zusammenhänge zwischen den räumlichen Verteilungen und zeitlichen Änderungen zu ziehen. Zunächst wurden dazu Korrelationsanalysen an den abiotischen und faunistischen Daten durchgeführt. Eine weitergehende Analyse der Abhängigkeitsstrukturen erfolgte mit Hilfe einer PHATE-Analyse (2.2.5). Analog zu den Betrachtungen des GTI und den abiotischen Daten erfolgte diese anhand der Naturraumgruppen für verschiedene Zeiträume. Anschließend wurden zusätzlich einzelne Messstellen mit signifikanten Änderungen in faunistischen, abiotischen und/oder Änderungen in der Flächennutzung, bzw. im Oberflächeneinfluss im Detail betrachtet.

3.2.3.1 Statistische Analyse der faunistischen und abiotischen Parameter

Mit Hilfe von Korrelationsanalysen können lineare, bzw. monotone Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parameterpaaren identifiziert werden. Abbildung 21 zeigt die Korrelationsmatrix für ausgewählte abiotische Parameter aus dem Thermostress-Datensatzes. Dargestellt sind ausschließlich **Spearman-Korrelationskoeffizienten**, die signifikante, monotone Korrelationen beschreiben ($> 0,5$ & $< -0,5$).

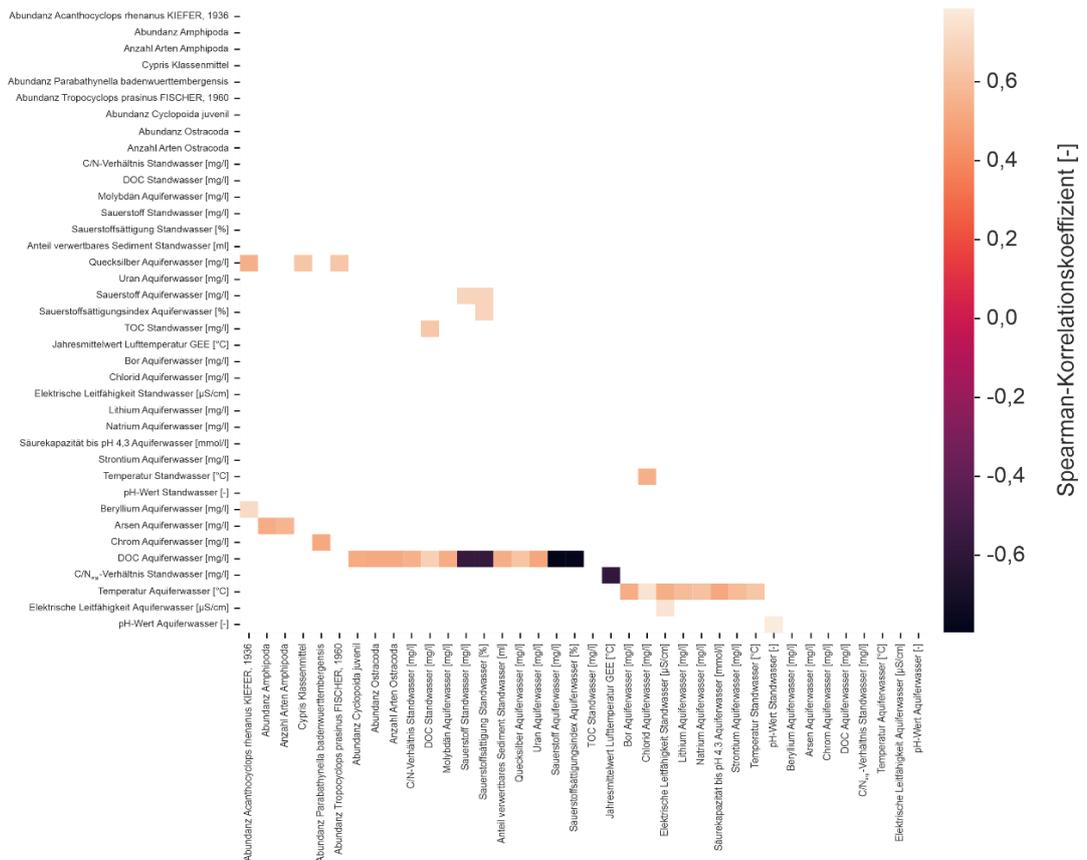


Abbildung 21: Korrelationsmatrix ausgewählter (a)biotischer Parameter des Thermostress-Datensatzes. Dargestellt ist der Spearman-Korrelationskoeffizient.

In Bezug auf Temperaturen zeigt sich eine gewisse Korrelation zwischen der Standwasser- und der Aquifertemperatur, die jedoch geringer ausfällt als man es bei repräsentativen Temperaturmessungen im Standwasser erwarten würde (Abbildung 21). Zudem liegt keine Korrelation zwischen der Lufttemperatur und der Aquifertemperatur, bzw. Standwassertemperatur vor (vgl. Abbildung 14, Abbildung 15). Dies könnte damit zusammenhängen, dass Faktoren wie die hydrogeologischen Standortbedingungen und die Oberflächenbeschaffenheit den Zusammenhang mit der Lufttemperatur überlagern (s. auch Diskussion des GTI, Kapitel 3.1.7) überlagert. Eine weitere Ursache für die fehlende Korrelation könnte aber auch die Art der Messung der Standwassertemperatur sein. Anderen Studien haben einen klaren Zusammenhang zwischen oberflächennahen Grundwassertemperaturen und Lufttemperaturen gefunden (Benz et al., 2017; Menberg et al., 2014; Tissen et al., 2019).

Des Weiteren liegt eine leicht positive Korrelation (Spearman-Korrelationskoeffizient: 0,53) zwischen der Aquifertemperatur und der elektrischen Leitfähigkeit des Standwassers vor. Aufgrund der räumlichen Verteilung beider Parameter ist dies wahrscheinlich durch hydrogeologische Bedingungen und die niedrigen Leitfähigkeiten in den Messstellen im Schwarzwald verursacht (vgl. Abbildung 12). Ebenfalls korreliert die Aquifertemperatur mit dem Gehalt an gelöstem Sauerstoff, die Konzentration von gelöstem Kohlenstoff (DOC) und dem pH-Wert im Aquiferwasser. Dies kann als ein Anzeiger für repräsentative Bedingungen in der Messstelle für den umgebenden Aquifer gesehen werden.

Die Konzentration von **gelöstem Kohlenstoff** (DOC) im Aquiferwasser korreliert ebenfalls mit dem Anteil von verwertbarem Sediment (Detritus) in den Messstellen, weshalb der DOC im Aquifer das Nahrungsangebot in der Messstelle anzeigt. Als einziger Parameter korreliert der DOC im Aquiferwasser, mit faunistischen Parametern, genauer gesagt mit der Individuenzahl an Ostracoden (Spearman-Korrelationskoeffizient: 0,51), der Anzahl an Arten von Ostracoden (Spearman-Korrelationskoeffizient: 0,51) und der Anzahl an juvenilen Copepoden (Spearman-Korrelationskoeffizient: 0,53).

Neben dem DOC zeigen sich keine Zusammenhänge zwischen faunistischen Parametern und solchen die das Nahrungsangebot für Grundwasserökosysteme widerspiegeln. Die Nahrung stellt im Untersuchungsgebiet somit keinen limitierenden Faktor für das Vorhandensein einer Grundwasserfauna dar. Ebenso korrelieren die Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und der Sauerstoffgehalt nicht mit faunistischen Parametern. Der Sauerstoffgehalt liegt in fast allen GWM über dem kritischen Wert von 1,0 mg/l (Abbildung 14), und stellt damit ebenfalls keinen limitierenden Faktor im Untersuchungsgebiet dar. Wie bei der räumlichen Betrachtung des GTI angedeutet (3.1.4), ist die Temperatur großflächig betrachtet ebenso kein beeinflussender Faktor für die Abundanz oder Diversität in der Grundwasserfauna.

In Bezug auf den Thermostress-Datensatz finden sich weitere signifikante Korrelationen unter den verschiedenen Anionen und Kationen, die jedoch keine weiteren Rückschlüsse auf die faunistischen Bedingungen zulassen und hier daher nicht weiter betrachtet werden (Tabelle A.3, Anhang).

In der **DISTLM Analyse**, für die die Daten jeder Messstelle über ihre Mittelwerte zusammengefasst und (Log+1) - transformiert wurden, wird der Einfluss des Standortes bzw. des Naturraumes deutlich. Auf diese Weise wurde der Einfluss von insgesamt 25 unterschiedlichen Parametern auf die faunistische Verbreitung im Grundwasser untersucht (Tabelle 3). Die Analyse ergab einen signifikanten Einfluss der GW-Temperatur, des Niederschlags und der elektrischen Leitfähigkeit auf die Grundwasserfauna (Tabelle 3). Dabei erklären der Jahresniederschlag und das Jahresmittel der Grundwassertemperatur den größten Teil der Varianz der Besiedlung (Sequential Test: $p \leq 0,0082$; Pseudo-F = 2,3581 und 2,1885). Weiterhin signifikant war die elektrische Leitfähigkeit (Sequential Test: $p \leq 0,0402$; Pseudo-F = 1,756). Dabei deuten die Leitfähigkeit und die Niederschläge vor allem auf einen naturräumlichen Effekt bei der GW-Besiedlung hin.

Um auch **multivariate Abhängigkeitsstrukturen** zwischen mehreren Parametern genauer zu untersuchen, wurden die Daten des Thermostress-Datensatzes mit Hilfe einer sogenannten PHATE-Analyse untersucht. Dazu wurden wie in Kapitel 2.2.5 beschrieben 17 Parameter verwendet. In einer ersten Analyse wurden die Ergebnisse aller Beprobungen zwischen 2001/2002 und 2020 der 30 Messstellen verwendet und graphisch dargestellt (Abbildung 22).

In Abbildung 22 lassen sich die Beprobungen in vier Gruppen aufteilen. Gruppe I setzt sich vor allem aus Messstellen zusammen, die sich im Karst, bzw. Kristallin befinden (Dahenfeld, Todtnau, Neckargartach und Heidenheim-Großkuchen), sowie aus den Messstellen in Kadelburg, Rohrdorf, Weingarten und Hausen an der Aach. Gemein haben die letzten Messstellen, dass die Abundanz gering, die Anteil an Crustaceen jedoch hoch ist. Auch sind in diesen Messstellen nur wenige Amphipoden und Harpacticoiden nachweisbar.

Tabelle 3: Ergebnisse einer nicht-parametrischen Regressionsanalyse (DISTLM). Die Daten jeder GWM wurden zuvor über ihre Mittelwerte zusammengefasst und LOG+1- transformiert. Die Standorte GWM 58/166-9 und 2802/360-1 sind aufgrund nicht verfügbarer Parameter von der Analyse ausgeschlossen, n=28). (*Standwasser & #Aquiferwasser)

Variable	R ²	SS (trace)	Pseudo- F	P	Prop.	Cumul.	Res. df
Grundwassertemperatur Jahresmittel	7,76E ⁻²	5806,4	2,19	0,008	7,76E ⁻²	7,76E ⁻²	26
Niederschlag Jahresmit- tel	0,19	5941,6	2,36	0,006	7,94E ⁻²	0,19	24
Elektrische Leitfähigkeit*	0,37	4548,6	1,93	0,016	6,08E ⁻²	0,37	20
Elektrische Leitfähigkeit [#]	0,53	3882,5	1,76	0,040	5,19E ⁻²	0,53	16
Lufttemperatur Jahresmit- tel	0,11	2566,7	0,97	0,483	3,43E ⁻²	0,11	25
Tiefe GWM	0,23	2960,6	1,18	0,270	3,96E ⁻²	0,23	23
Standwassertemperatur*	0,28	3924,7	1,61	0,062	5,25E ⁻²	0,28	22
Sauerstoffgehalt*	0,31	1798,7	0,73	0,769	2,41E ⁻²	0,31	21
pH-Wert*	0,48	2816,1	1,22	0,251	3,77E ⁻²	0,48	17
Aquifertemperatur [#]	0,44	2206,2	0,94	0,512	2,95E ⁻²	0,44	18
Sauerstoffgehalt [#]	0,48	2816,1	1,22	0,251	3,77E ⁻²	0,48	17
Calcium [#]	0,55	1955,3	0,88	0,583	2,61E ⁻²	0,55	15
Magnesium [#]	0,60	3474,7	1,62	0,074	4,65E ⁻²	0,60	14
Kalium [#]	0,64	2709,9	1,29	0,227	3,62E ⁻²	0,64	13
Natrium [#]	0,67	2679,5	1,31	0,220	3,58E ⁻²	0,67	12
Chlorid [#]	0,70	2060,5	1,01	0,450	2,76E ⁻²	0,70	11
Sulfat [#]	0,72	1607,2	0,77	0,662	2,15E ⁻²	0,72	10
Nitrat [#]	0,74	1461,1	0,68	0,735	1,95E ⁻²	0,74	9
Ammonium [#]	0,77	2172,0	1,01	0,441	2,90E ⁻²	0,77	8
Nitrit [#]	0,81	2910,6	1,42	0,212	3,89E ⁻²	0,81	7
Ortho-Phosphat [#]	0,84	2473,4	1,25	0,305	3,31E ⁻²	0,84	6
Bor [#]	0,87	2090,0	1,07	0,413	2,79E ⁻²	0,87	5
Bentazon [#]	0,89	1242,5	0,58	0,698	1,66E ⁻²	0,89	4
Diazinon [#]	0,91	1891,6	0,85	0,508	2,53E ⁻²	0,91	3
MCPA	0,95	2536,9	1,23	0,378	3,39E ⁻²	0,95	2

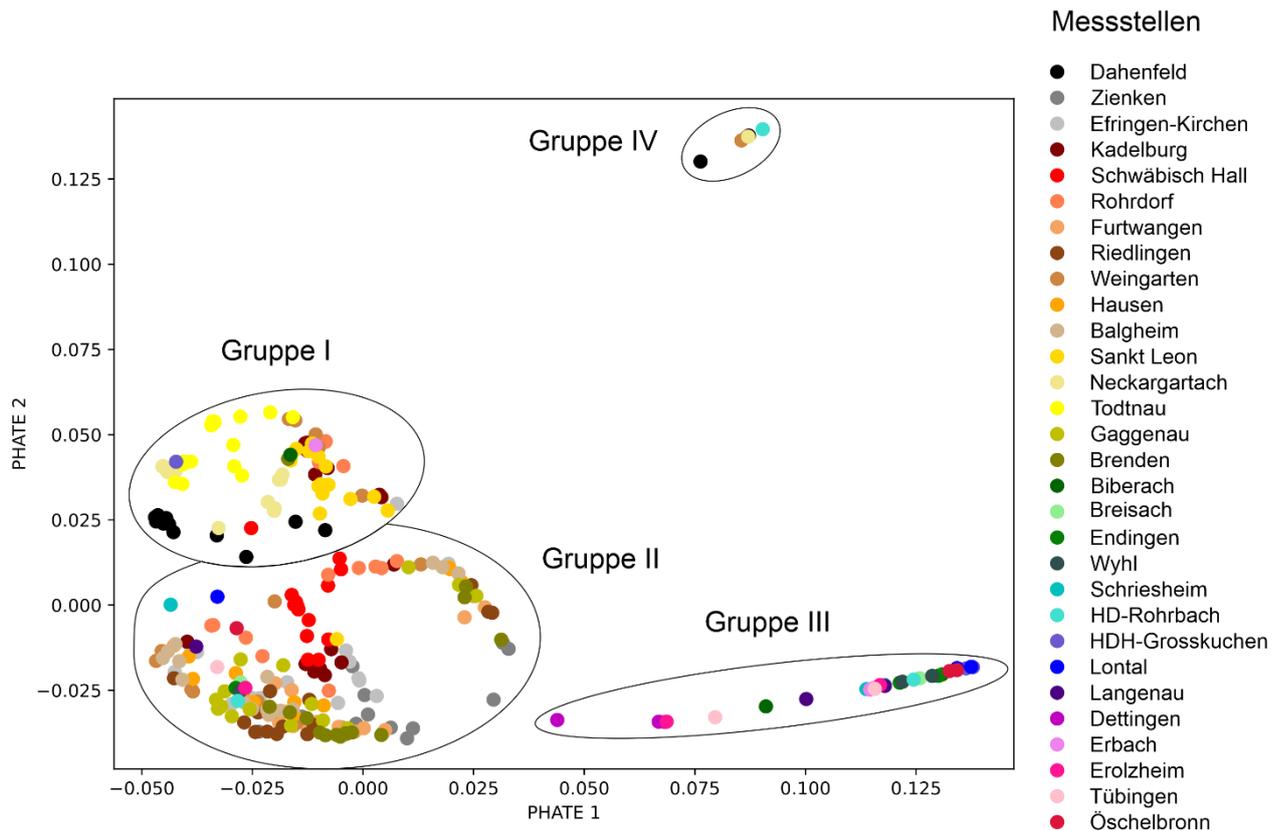


Abbildung 22: Ergebnisse der PHATE-Analyse für alle 30 Messstellen für die Jahre 2001/2002 bis 2020, dargestellt nach Messstellenzugehörigkeit der einzelnen Beprobungen.

In Gruppe II finden sich Messstellen, die im Rahmen des Dauermonitorings regelmäßig beprobt werden und hohe Abundanzen aufweisen (beispielsweise eine Messung in Sankt Leon mit 359 Individuen). Der Anteil an Crustaceen und Oligochaeten ist in dieser Gruppe ausgeglichen, Obelix-Index und GTI liegen in den mittleren und höchsten Klassen. Gruppe III besteht aus Messstellen, die im Rahmen der Arbeiten von Fuchs (2007) und dieser Studie beprobt wurden. Sie zeichnen sich durch mittlere Abundanzen und einen hohen Anteil an Crustaceen aus. Der Obelix-Index und GTI sind hingegen in den niedrigsten Klassen. Weitere Probennahmen der Messstelle Dahlenfeld befinden sich zusammen mit je einer Messung aus Neckargatach, Weingarten und HD-Rohrbach in Gruppe IV. Diese Gruppe zeichnet sich durch das Fehlen einer Besiedlung mit Fauna aus.

Für die Untersuchung von **jahreszeitlichen Änderungen in den Abhängigkeitsstrukturen** der abiotischen und faunistischen Parameter werden in Abbildung 23 die Ergebnisse von PHATE Analysen der 16 im Juni und September 2020 beprobten Messstellen gegenübergestellt.

Für die erste Probennahme dieses Jahres im Juni liegen die Messstellen aus Gruppe I in Karst- bzw. Kluft-Grundwasserleitern und eine im Lockergestein und weisen bezogen auf die Berechnung nach Griebler et al. (2014) eine ausschließliche Besiedlung durch Krebstiere (Crustaceen)

auf. Zudem zeigt der GFI mit einem Höchstwert von 4,25 einen geringen Oberflächenwassereinfluss an, während der Obelix-Index in allen Fällen bei 1 liegt. Messstellen in Gruppe II zeichnen sich durch eine hohe Abundanz und hohe Anzahl an Taxa aus, während die Temperaturen in einen weiteren Bereich zwischen 8,0 und 13,6 Grad liegen. Auch diese Messstellen beinhalten viele Crustaceen. Die beiden Messstellen der Gruppe III weisen mit knapp über 11 °C eine niedrige Temperatur auf, sowie eine mittlere Abundanz. Auffällig ist der geringe Anteil an Crustaceen ($\pm 50\%$) und ein mittlerer Wert für den Obelix-Index. Die Messstelle in Weingarten weist keine Besiedlung auf und befindet sich zwischen Gruppe I und II.

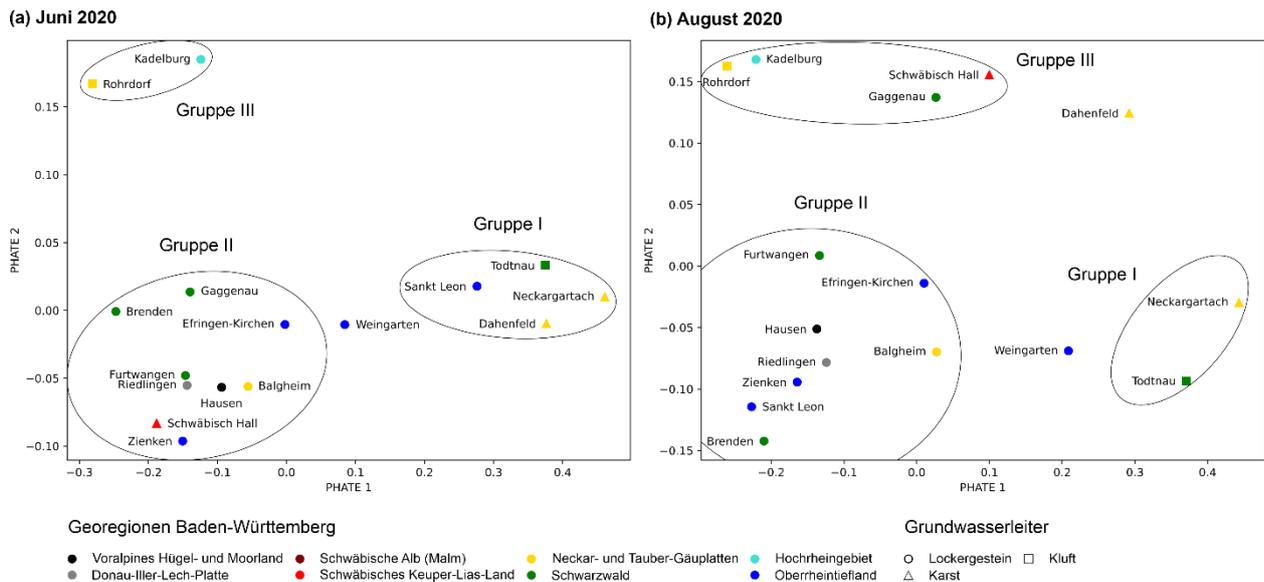


Abbildung 23: Ergebnisse der PHATE-Analyse für 16 Messstellen a) der Probenahme in Juni und b) im August des Jahres 2020.

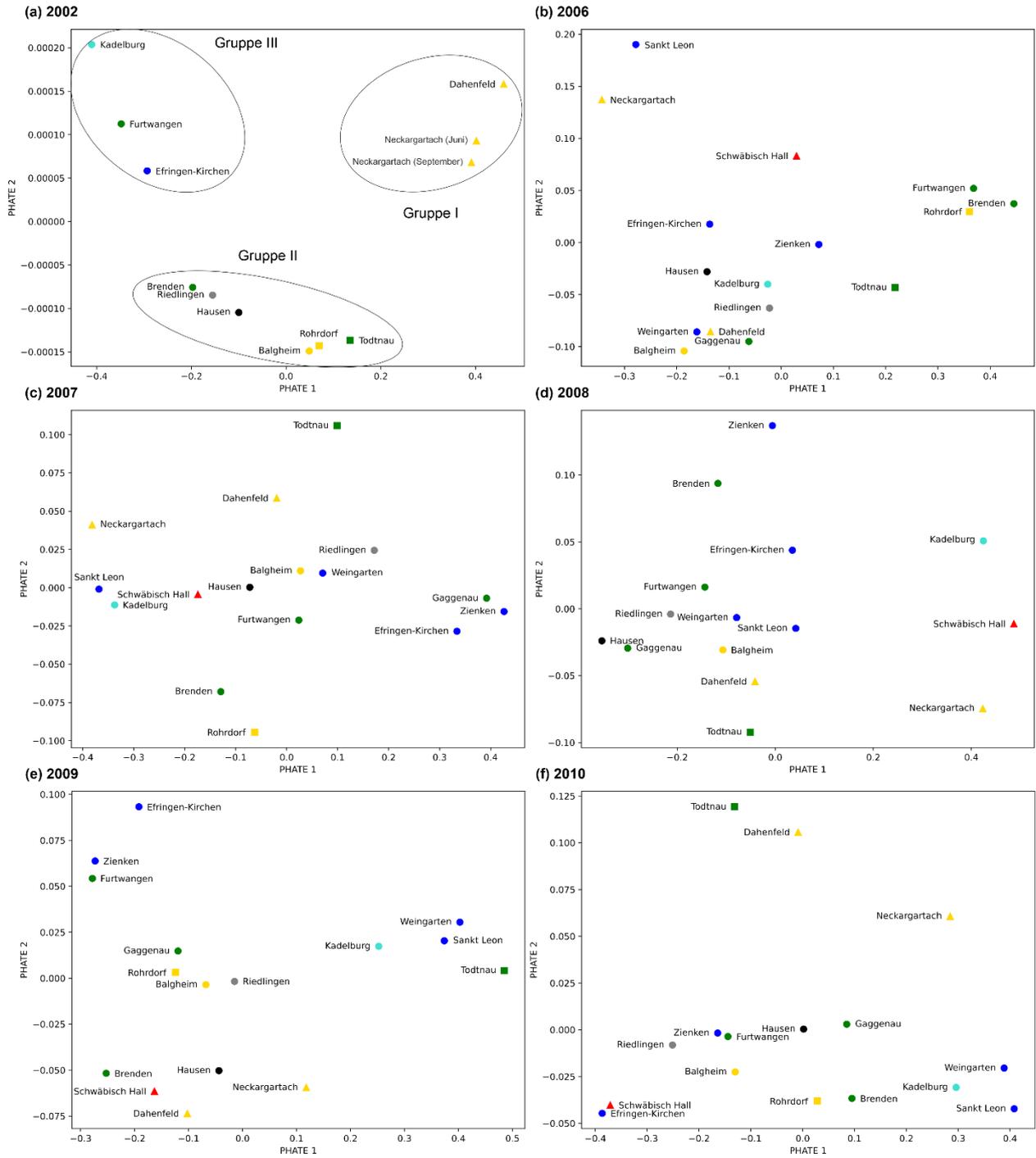
Für die zweite Probenahme in 2020 lassen sich die Messstellen ebenso in drei Gruppen aufteilen. Während die Verteilung der Messstellen innerhalb dieser Gruppen ein paar Abweichungen zur ersten Probenahme zeigt, sind die Charakteristika der einzelnen Gruppen sehr ähnlich. In Gruppe I befinden sich wiederum v. a. Messstellen in Karst- bzw. Kluft-Grundwasserleitern, die eine ausschließliche Besiedlung durch Krebstiere (Crustaceen) bei einer geringen Abundanz aufweisen. Zudem sind diese Messstellen ausschließlich durch Stygobionten besiedelt. Messstellen in Gruppe II sind gekennzeichnet durch einen Anteil von 100 % Crustaceen (bezogen auf die Berechnung nach Griebler et al. (2014)), einen Obelix-Index zwischen 1 und 2 und einen GFI von max. 5,71, was für einen moderaten hydrologischen Austausch des Grundwassers mit Oberflächenwasser spricht. Zudem handelt es sich in dieser Gruppe ausschließlich Messstellen, die im Lockergestein gebohrt wurden. Die vier Messstellen in Gruppe III besitzen eine höhere Abundanz und Anzahl an Taxa (≥ 3 Taxa), sowie eine höheren Obelix Index (2 - 3) und GFI (max. 7,75). Zudem kommen in diesen Messstellen auch Nematoden, Harpacticoiden und Oligochaeten vor. Diese Messstellen zeigen damit eine größere Beeinflussung an.

Vergleicht man die Analyseergebnisse der beiden Probennahmen so fällt auf, dass sich die Messstellen in Rohrdorf und Kadelburg in beiden Analysen in unmittelbarer Umgebung von einander befinden. Zusammenfassend weisen die Ergebnisse der PHATE-Analyse beider Probennahmen des Jahres 2020 große Ähnlichkeiten auf, was auf geringe jahreszeitliche Schwankungen hindeutet.

Betrachtet man jedoch die Änderung in den **Abhängigkeitsstrukturen über den Gesamtzeitraum** (2001/2002 bis 2020) so fallen deutliche Unterschiede auf. In allen jährlichen Analysen zeigen die Messstellen im Karst- bzw. Kluftgrundwasserleiter ähnliche Verteilungsmuster und Eigenschaften in den berücksichtigten Parametern (Abbildung 24). Besonders charakteristisch ist für all diese Messstellen eine hohe Besiedlung durch Crustaceen bei einer geringen Abundanz und Anzahl an Taxa. Ebenso gibt es in allen betrachteten Jahren eine Gruppe mit hoher Abundanz und Anzahl an Taxa. Die Messstellen mit den höchsten Gesamt-Abundanzen sind gleichbleibend über die Probennahmen Zienken, Schwäbisch Hall und Efringen-Kirchen (s. Abbildung 20), die häufig gesondert am Rand des Ergebnis-Graphen zu finden sind (z. B. **Abbildung 24f**).

Auch scheinen in den einzelnen Jahren die Anzahl an Taxa, d. h. die Diversität, und die geologischen Verhältnisse (Aquifer-Typen) den größten Einfluss auf die Gruppierung zu haben. Die Ergebnisse der drei Bewertungsschemata (GFI, Obelix- und GTI) scheinen dagegen aufgrund ihrer zum Teil geringen Messdichte und Spannbreite kaum einen Einfluss zu haben. Daneben lassen sich bis auf die erste Probennahme nur schwache Verteilungsmuster oder einzelnen Gruppen in den Graphen erkennen (Abbildung 24a).

Thermostress – Abschlussbericht



Thermostress – Abschlussbericht

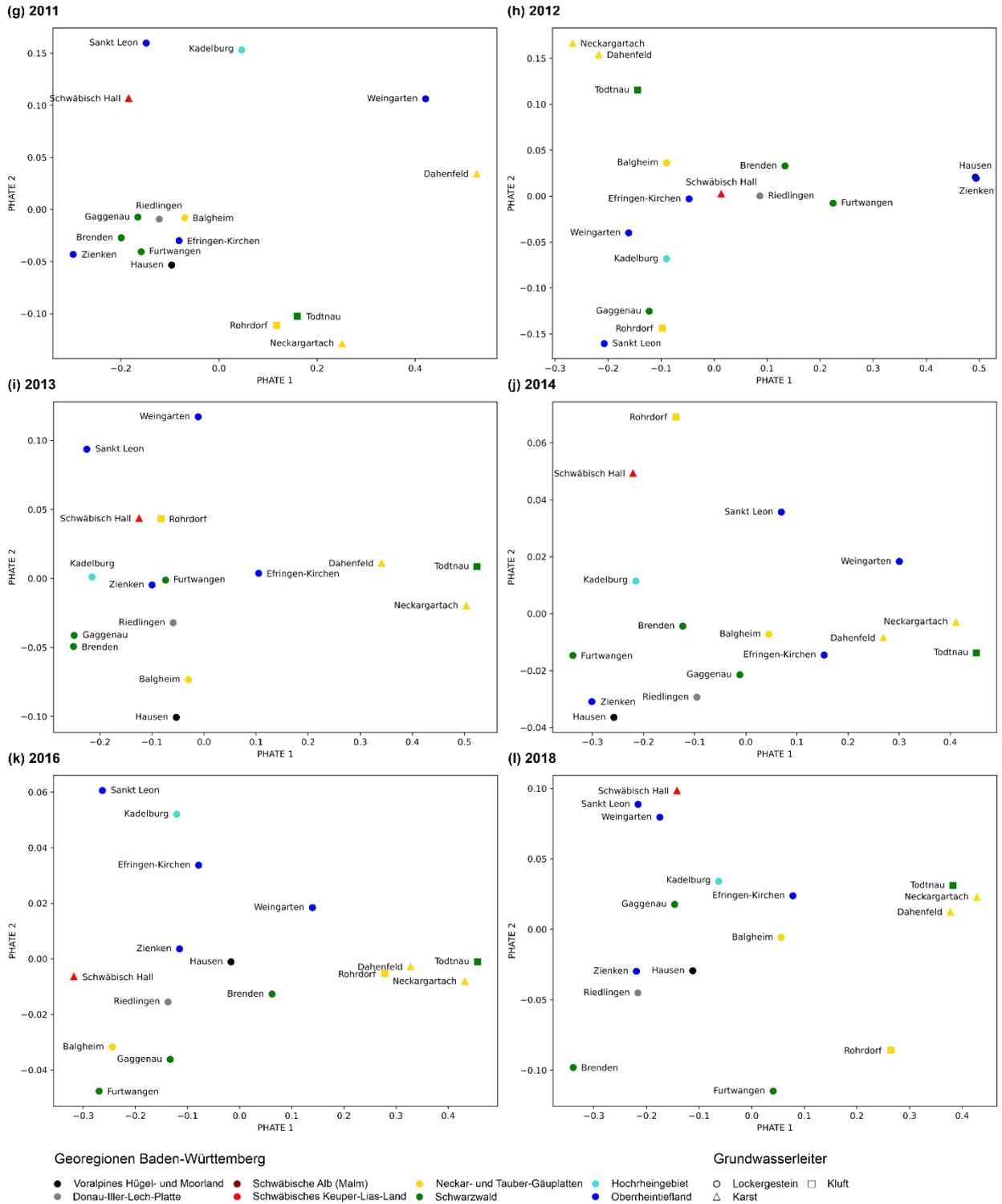


Abbildung 24: Ergebnisse der PHATE-Analyse für alle 16 Messstellen von 2002 und von 2006 bis 2018.

3.2.3.2 Weiterführende Analyse einzelner Messstellen

Während auf großräumiger Skala nur geringfügige Änderungen in den physiko-chemischen oder faunistischen Parametern über die Zeit und nur schwache Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern gefunden wurden, ergaben sich für einzelne Messstellen signifikante Änderungen, die teilweise direkt auf Veränderungen an der Oberfläche zurückgeführt werden konnten. Im Folgenden werden fünf Standorte (Neckargartach, Sankt Leon, Heidelberg-Rohrbach, Tübingen und Todtnau) genauer analysiert. Dafür werden die zeitlichen Veränderungen physiko-chemischer und faunistischer Parameter aufgeschlüsselt dargestellt und mit der Auswertung von Luftbildern der Standorte zu verschiedenen Zeitpunkten verknüpft.

Neckargartach

In der Messtelle Neckargartach bei Heilbronn kam es im betrachteten Zeitraum zu einer signifikanten Änderung der Faunenzusammensetzung und der dominierenden Arten (Abbildung 25). Von 2002 bis 2007 dominierten Oligochäten die faunistische Zusammensetzung in der Messtelle, die in 2008 und 2009 zwischenzeitlich durch das Auftreten verschiedener Gattungen ergänzt und ab 2011 schließlich durch Bathynellen (Crustaceen) abgelöst wurden.

Die zu Beginn des Untersuchungszeitraums auftretende Art *Dorydrillus michaelsoni* (Annelida) kommt nur gelegentlich im Grundwasser vor und gilt als Anzeiger für gering belastetes Wasser (Moog, 2002). Im Jahr 2009 und 2013 tritt die Art *Chappuisius inopinus* (Copepoda) auf, die laut TITAN-Analyse eine Indikatorart für mittlere Temperaturen ist. Nur im Keuper vorkommend, gilt die ab 2011 durchgehend aufgefundene Art *Parabathynella badenwuerttembergensis* (Syn-carida) als Indikatorart für höhere Temperaturen. Somit liegt ein Wechsel in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften von einer Gemeinschaft die durch Stygophile geprägt war hin zu einer Fauna vor, die ausschließlich aus Stygobionten besteht. Gleichzeitig nahm die Anzahl an Individuen ab, wobei die Zahl mit maximal neun angetroffenen Tieren sehr niedrig ist.

Die Betrachtung abiotischer Parameter zeigt, dass die Temperatur des Standwassers schwankt, aber keinen Trend oder signifikanten Unterschied zwischen den beiden Besiedlungsphasen zeigt (Abbildung 25). Die weiteren physiko-chemischen Parameter im Thermostress-Datensatz zeigten ebenfalls keine Auffälligkeiten.

Neckargartach (725/508-6)

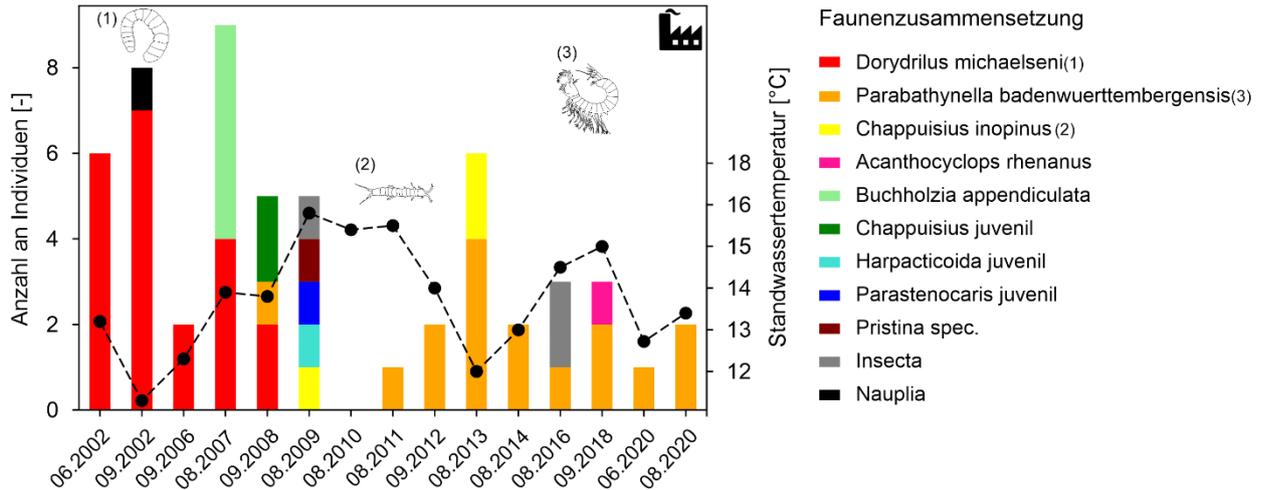


Abbildung 25: Entwicklung der Faunengemeinschaft und der Standwassertemperatur (sekundäre y-Achse) am Grund der Messstelle in Neckargartach im Untersuchungszeitraum (2002-2020).

Zwischen 2000 und 2008, sowie 2012 und 2018 fanden in nächster Nähe der Messstelle Änderungen in der Land- bzw. Flächennutzung statt (Abbildung 26). Im ersten Zeitraum wurde ein angrenzendes, zuvor unversiegeltes Feld in einen asphaltierten Parkplatz umgewandelt. Im zweiten Zeitraum wurde an dessen Stelle eine Industriehalle errichtet. Die Untersuchung zeigt trotz der Änderung der Flächennutzung keine Temperaturänderung, obwohl für solche Flächennutzungen in vorherigen Studien oft erhöhte Grundwassertemperaturen beobachtet wurden (z. B. Tissen et al. (2019)). Eine mögliche Ursache hierfür könnte die Richtung der Grundwasserströmung von W – NW kommend Richtung Neckar sein, die aus dem landwirtschaftlich genutzten Bereich im Norden der Messstelle kommt (Lang et al., 2004). Für die Bestätigung dieser Vermutung wäre eine genauere hydrogeologische Betrachtung nötig.

Interessant sind auch die Ergebnisse der ökologische Bewertung nach Griebler et al. (2014) für die Messstelle, die sich im Laufe des Untersuchungszeitraums von beeinflusst zu naturnah ändert. Verursacht wird dies durch die ausschließliche Besiedlung durch Oligochaeten bis 2007 und durch Crustaceen ab 2011. Ebenso verändert sich der GFI von 6,3 in 2002 und 5,8 in 2007 auf 3,4 in 2020. Dies spricht für eine Abnahme des Oberflächeneinflusses (Abbildung 27), der mit der beobachteten Veränderung der Bebauung übereinstimmt (Abbildung 26). Auch der OBELIX sinkt von 3 (bis 2007) auf 2 (2008) und schließlich auf 1 (ab 2009), was einem Wechsel von starkem hydrologischem Austausch zu sehr gut/gut abgeschirmten Bedingungen entspricht.

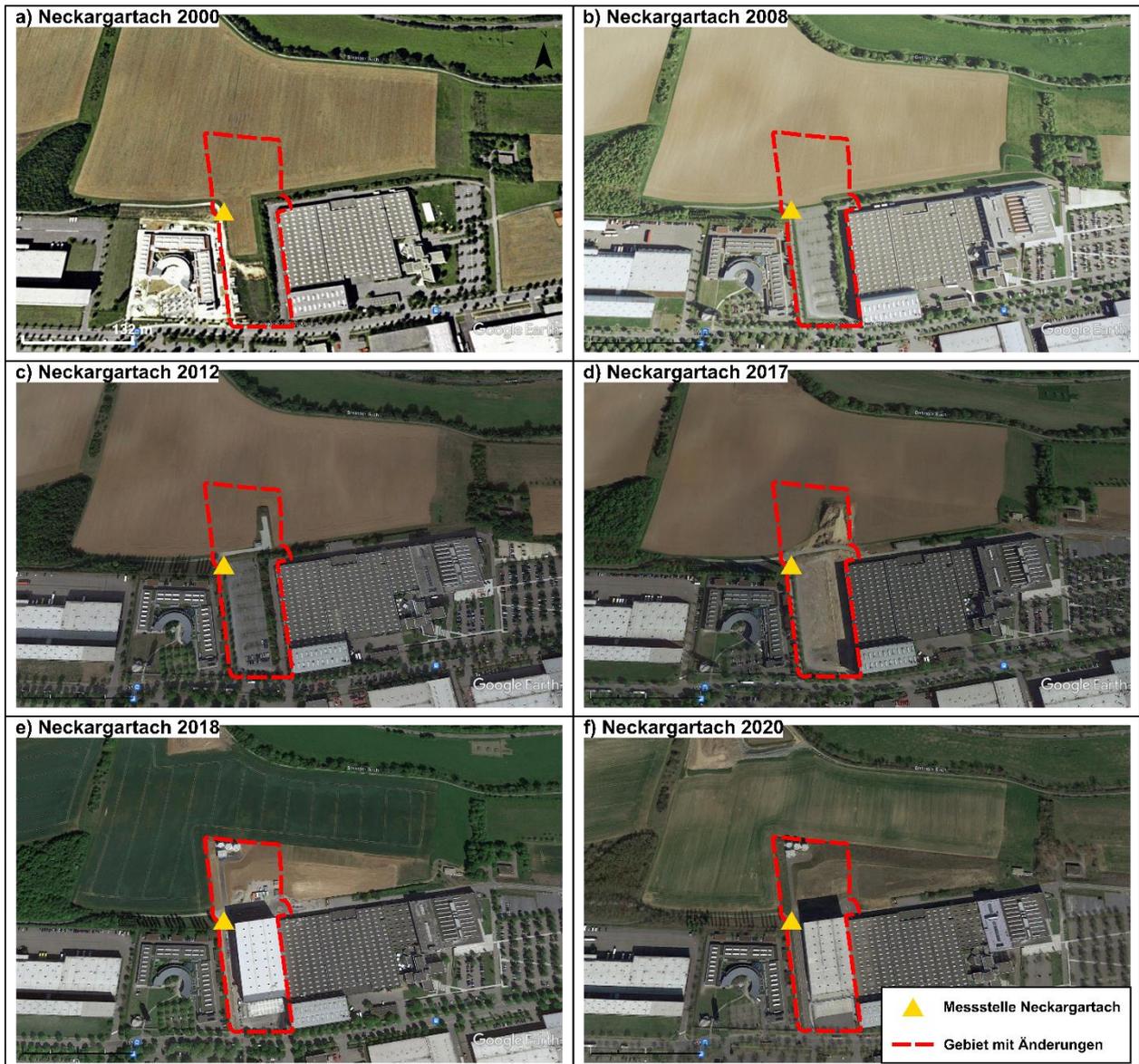


Abbildung 26: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Neckargartach im Industriepark Böllinger Höfe von 2000 bis 2020 (Bildquelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).

Des Weiteren sank der Nitratgehalt des Aquiferwassers von 51,4 mg/l auf 25,9 mg/l im Untersuchungszeitraum, was auf einen geringeren Oberflächeneinfluss aus der Landwirtschaft hindeutet. Ebenso ist eine Abnahme des Sauerstoffgehalts des Standwasser von 10,94 auf 7,99 mg/l erkennbar, was zu einem abnehmenden Einfluss der Oberfläche als Hauptquelle für Sauerstoff passt. Zusammenfassend kann also festgehalten werden, dass eine Zunahme der Abschirmung und eine Abnahme des Oberflächeneinfluss für diese Messstelle durch mehrere Parameter belegbar ist. Die gemessene Standwassertemperatur spielt keine Rolle, wobei nicht sichergestellt werden, dass diese Messungen repräsentativ für den Aquifer, bzw. das Grundwasser sind.

Neckargartach (725/508-6)

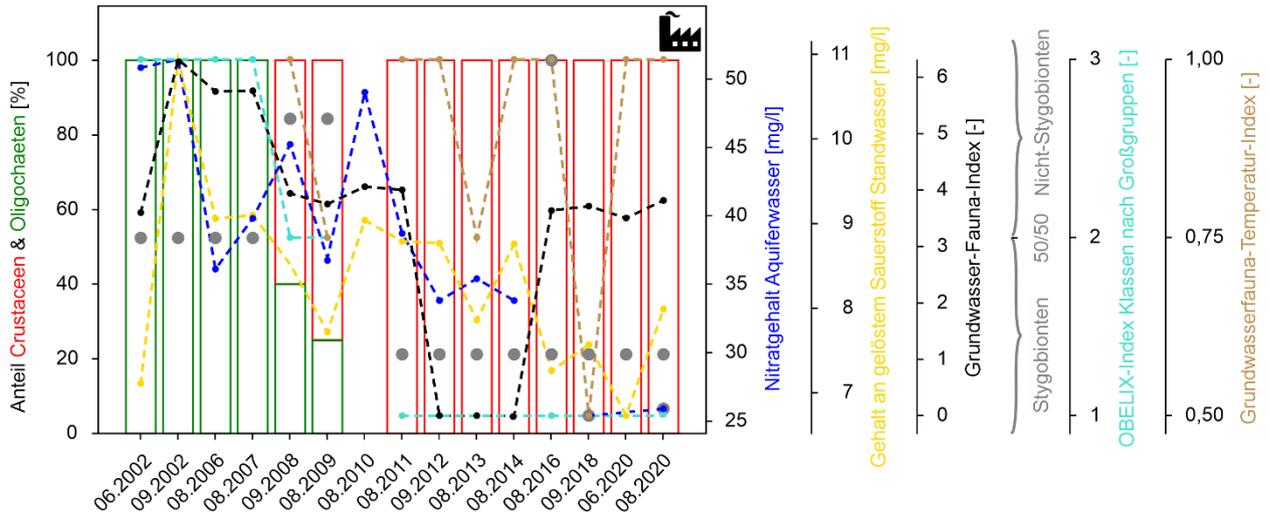


Abbildung 27: Zeitliche Veränderung weiterer abiotischen und faunistischen Parameter für die Zeit der Messstelle Neckargartach.

Sankt Leon

In der Messstelle in Sankt Leon kam es ebenfalls zu markanten Änderungen in der Faunenzusammensetzung, einhergehend mit einem noch deutlicheren Rückgang der Anzahl an Individuen als in Neckargartach. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die angetroffene Anzahl an Individuen zwischen den Messungen sehr stark schwankt, wobei in den Messungen in 2002 und 2020 jeweils über 100 Individuen gefunden wurden.

Häufig angetroffene Taxa in den ersten Jahren waren Nematoden, sowie verschiedene Cyclopiden (Crustaceen), während bei den letzten drei Beprobungen überwiegend Bathynellen gefunden wurden. Dies deutet auf einen Wechsel von einer vorwiegend ubiquistischen zu einer überwiegend stygobionten Gemeinschaft hin (Stein et al., 2015). Das Vorhandensein vieler Ubiquisten und eine höhere Abundanz im Jahr 2002 sowie zwischen 2006-2012 könnte durch Oberflächeneinfluss erklärbar sein. Die Jahre 2010, 2013 und 2014 mit wenigen Individuen und verschiedenen Taxa wären im Umkehrschluss Jahre mit weniger Oberflächeneinfluss.

Neben den sehr häufig vertretenden Nematoden spielen auch die Arten *Graeteriella unisetigera* und *Diacyclops languidoides* in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraums eine wichtige Rolle. Letztere Art ist die in Deutschland am häufigsten und am weitesten verbreitete Grundwasserart. Beide Arten gelten laut TITAN-Analyse als Indikatorarten für höhere Temperaturen. Die dominierende Art der Jahre 2018 und 2020 ist *Bathynella freiburgensis*, die ein breites Spektrum bei der Temperaturtoleranz aufweist und typisch für die Oberrheinebene ist.

Betrachtet man dazu die chemisch-physikalischen Parameter, so zeigen die Temperaturen im Standwasser zwar einen Anstieg in der ersten Hälfte der Zeitreihe von 10 °C (2002) auf über 14 °C (2010), in der zweiten Hälfte allerdings starke Schwankungen zwischen 11 - 14 °C, die die Interpretation von zeitlichen Trends schwierig machen (Abbildung 28).

Der Nitratgehalt hat in der gleichen Zeit von 70 mg/l auf unter 20 mg/l deutlich abgenommen. Die vergleichbar hohen Nitratgehalte können durch eine intensive Landwirtschaft, v. a. Spargelanbau, in der Gegend erklärt werden. Die Schwankungen passen nur bedingt zu den oben vermuteten Phasen mit Oberflächeneinfluss und Änderungen in der Faunenzusammensetzung. Zudem haben mehrere Studien gezeigt, dass Nitrat unterhalb einer Konzentration von 50 mg/l keinen direkten Einfluss die Grundwasserfauna hat (di Lorenzo et al., 2020; di Lorenzo & Galassi, 2013; Fakher el Abiari et al., 1998; Mösslacher & Notenboom, 1999). Dies könnte den fehlenden Zusammenhang in Abbildung 28 erklären.

Sankt Leon (981/307-5)

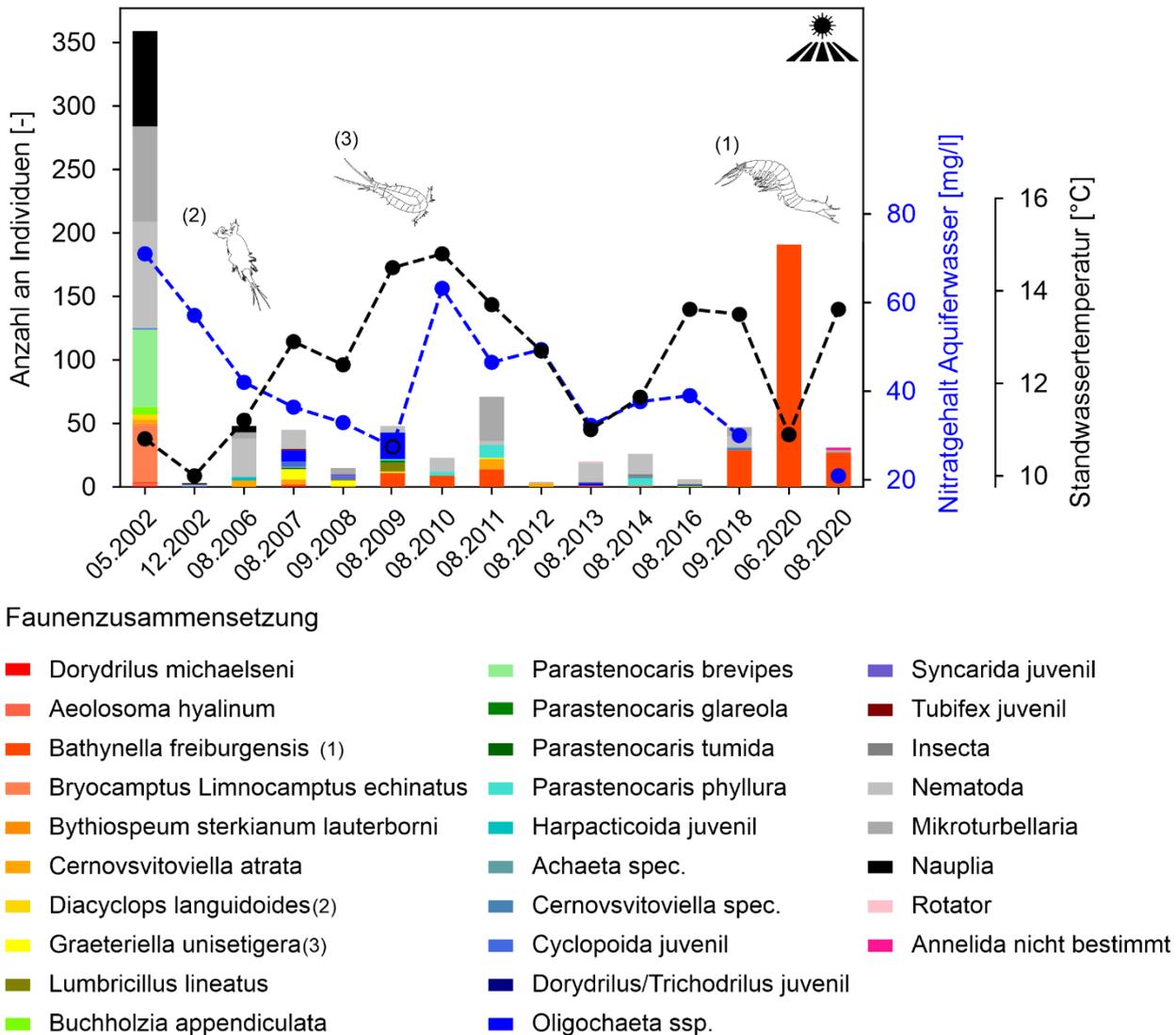


Abbildung 28: Entwicklung der Faunengemeinschaft (Abundanz und Faunenzusammensetzung), des Nitratgehalts (LUBW, blaue y-Achse rechts) und der Standwassertemperatur (schwarze y-Achse rechts) am Grund der Messstelle in Sankt Leon im Untersuchungszeitraum (2002-2020).

Das Umfeld und die Lage der Messstelle in Sankt Leon ist in Abbildung 29 gezeigt. Die Messstelle liegt am Waldrand auf einem Weg neben einer landwirtschaftlich genutzten Fläche, was die hohen Nitratgehalte zu Beginn des Beobachtungszeitraums erklären könnte. Über den Untersuchungszeitraum betrachtet gab es jedoch keine auf Luftbildern erkennbare Veränderung in der Flächennutzung. Auch für die Temperaturschwankungen des Standwassers gibt es (abgesehen von Ungenauigkeiten bei den Messungen) keine erkennbaren Gründe.



Abbildung 29: Luftbild der Lage der Messstelle in Sankt Leon (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)). Das Umfeld der Messstellen hat sich über den Beobachtungszeitraum (2002-2020) nicht verändert.

Heidelberg-Rohrbach

Die ebenso im Rhein-Neckar-Kreis gelegene Messstelle in Heidelberg-Rohrbach zeigt eine deutliche Veränderung der Flächennutzung im Untersuchungszeitraum. Im Jahr 2002 war die Messstelle besiedelt, während im Jahr 2020 keine Besiedlung angetroffen wurde. Da es sich hier um eine Messstelle handelt, die nicht im Dauermonitoring-Programm ist, liegen in den Jahren dazwischen keine faunistischen Daten vor (Abbildung 30).

Die Faunenzusammensetzung der Messstelle 2002 ist durch zwei Arten geprägt. Dominierend ist die Art *Chappuisius inopinus*, die als Indikatorart für mittlere Temperaturen gilt (Abbildung 7). Daneben kommen viele Nauplien, also Crustaceen im Larvenstadium, vor. Die große Anzahl juveniler Individuen ist wahrscheinlich durch die Zeitpunkte der Entnahme bedingt (Mai und Dezember). Daneben kommt die Art *Dorydrillus michaelsoni* vor, die, wie bereits zuvor beschrieben, nur gelegentlich im Grundwasser vorkommt und gering belastetes Wasser anzeigt (Moog, 2002). Tatsächlich liegt im Bereich der Messstelle ein Schadensfall vor, der durch eine LHKW-Belastung in den Daten der LUBW sichtbar wird. Laut Boden- und Altlastenkataster liegt ein größerer Grundwasserschadensfall durch leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe im Grundwasserzuström (Grundwasserfließrichtung nach NW bis W gerichtet mit einer Fließgeschwindigkeit von 1 m/d) vor (Wagner, 2016). Die LHKW-Werte liegen zwischen 0,01 und 0,06 mg/l mit einem Maximum in 2009. Im Jahr 2020, in dem keine Fauna nachweisbar war, lag der Wert bei 0,01 mg/l.

Neben dieser Belastung ist auch der Nitrat-Gehalt in dieser Messstelle erhöht. Die Werte liegen dabei zwischen 55 und 100 mg/l (im Monat September), also über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg/l). Auch ist kein Trend über den Untersuchungszeitraum erkennbar. Betrachtet man im Vergleich dazu den Sauerstoffgehalt im Aquiferwasser, so fällt auf, dass sich dieser umgekehrt proportional zum Nitratgehalt verhält. Es scheint demnach ein Zusammenhang zwischen Nitratgehalt und Sauerstoffverbrauch zu bestehen, wahrscheinlich verursacht durch die Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Koch et al., 2021) Generell liegen für diese Messstelle recht geringe Sauerstoffgehalte mit 1,2 bis 3,9 mg/l vor. Die Abundanz ist im Dezember 2002 höher, ebenso wie der Sauerstoffgehalt.

Die Temperatur des Aquiferwasser des Monats September nimmt über den Untersuchungszeitraum von 14,0 auf 15,2 °C zu (Abbildung 30). Außerdem weist der Bereich um die Messstelle basierend auf den Temperaturprofilen (Abbildung 11) einen deutlichen Wärmeeintrag von der Oberfläche in den Untergrund auf.

Heidelberg-Rohrbach (66/356-7)

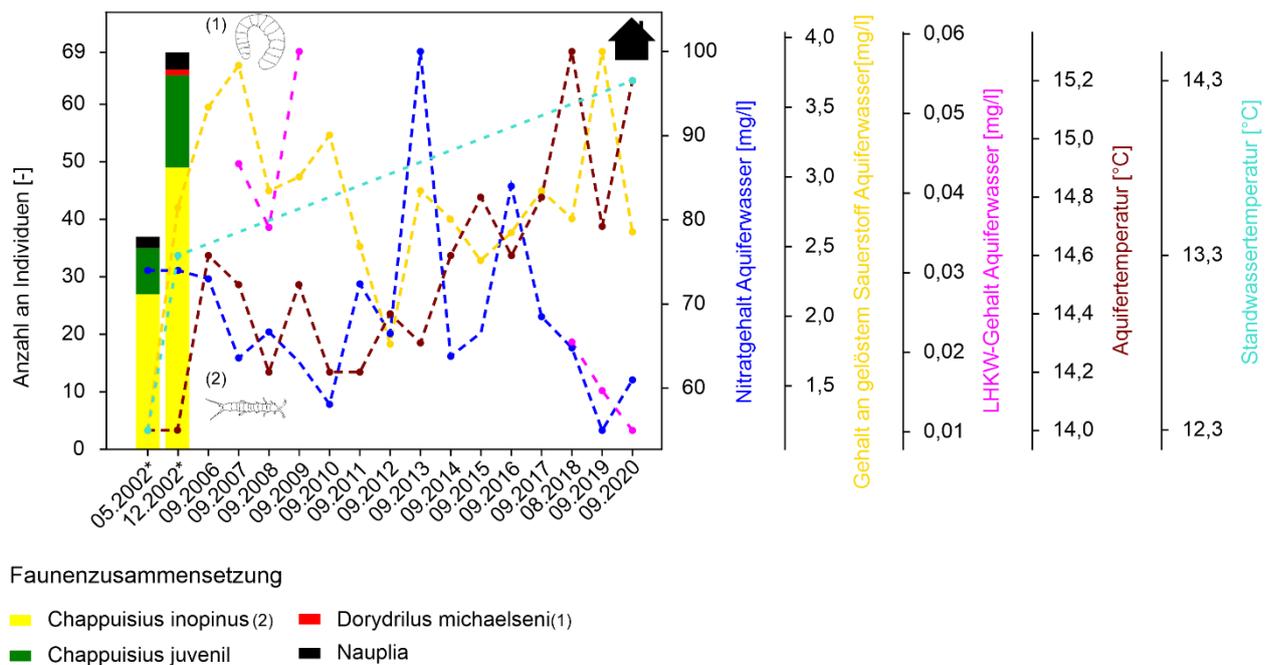


Abbildung 30: Abiotischen und faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Heidelberg-Rohrbach. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW; Standwassertemperaturen liegen nur 2002 und 2020 vor).

Das Umfeld der Messstelle ist in Abbildung 31 zu sehen. Die Messstelle liegt auf dem Gehweg zwischen einem Gebäude und den vorgelagerten Parkplätzen. Umgeben von einer Pflasterung ist der Versiegelungsgrad in der Umgebung der Messstelle hoch. Eine Luftbildanalyse zeigt zudem eine Veränderung in der Bebauung. Im Jahr 2000 erfolgte der Bau eines Bürogebäudes und 2019 der Abriss des gegenüber liegenden Militär-Geländes.

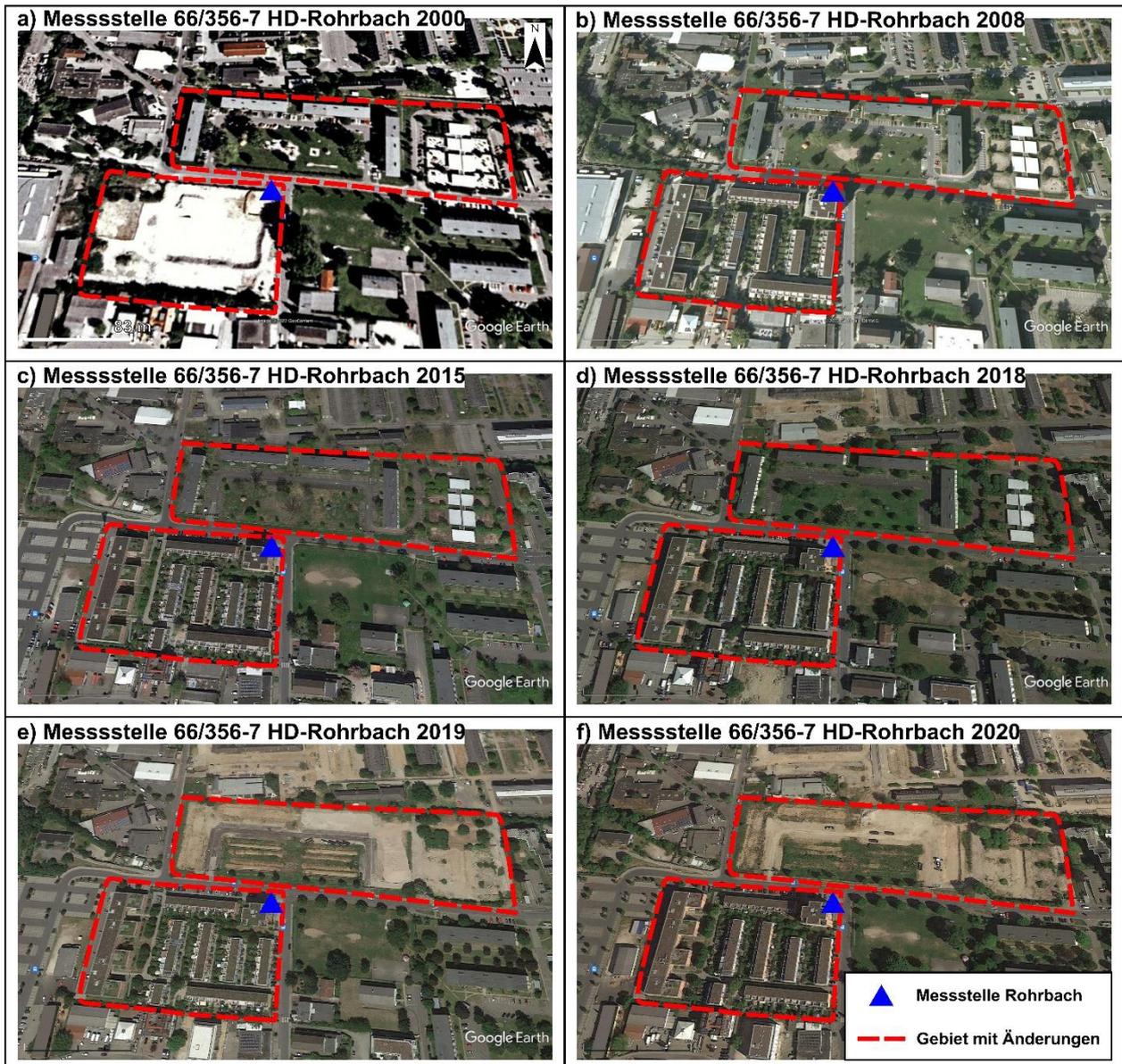


Abbildung 31: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Heidelberg-Rohrbach von 2000 bis 2020 (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).

GWM Tübingen

Wie auch bei der Messstelle in Heidelberg-Rohrbach sind faunistische Daten für die Messstelle in Tübingen nur für die Jahre 2002 und 2020 vorhanden. Ebenso ist auch hier ein Rückgang der Abundanz von 2002 zu 2020 erkennbar. Bei der Messung in 2002 sind Nematoden und Anneliden (*Mesenchytraeus armatus*) vertreten, die 2020 durch Crustaceen und Asseln (*Proasellus slavus*) ersetzt werden. Eine dominierende Art ist *Niphargus caspary*, die typisch für den Interstitialraum von Schotterflächen und Alluvialböden ist und sich filtrierend ernährt (Alther & Altermatt, 2021). Mit *Niphargus caspary*, *Acanthocyclops sensitivus/rhenanus* und *Proasellus slavus* treten hier vor allem kälte-liebende Indikatorarten mit einer max. Toleranz von 13 °C auf (Abbildung 7).

Tübingen (171/464-9)

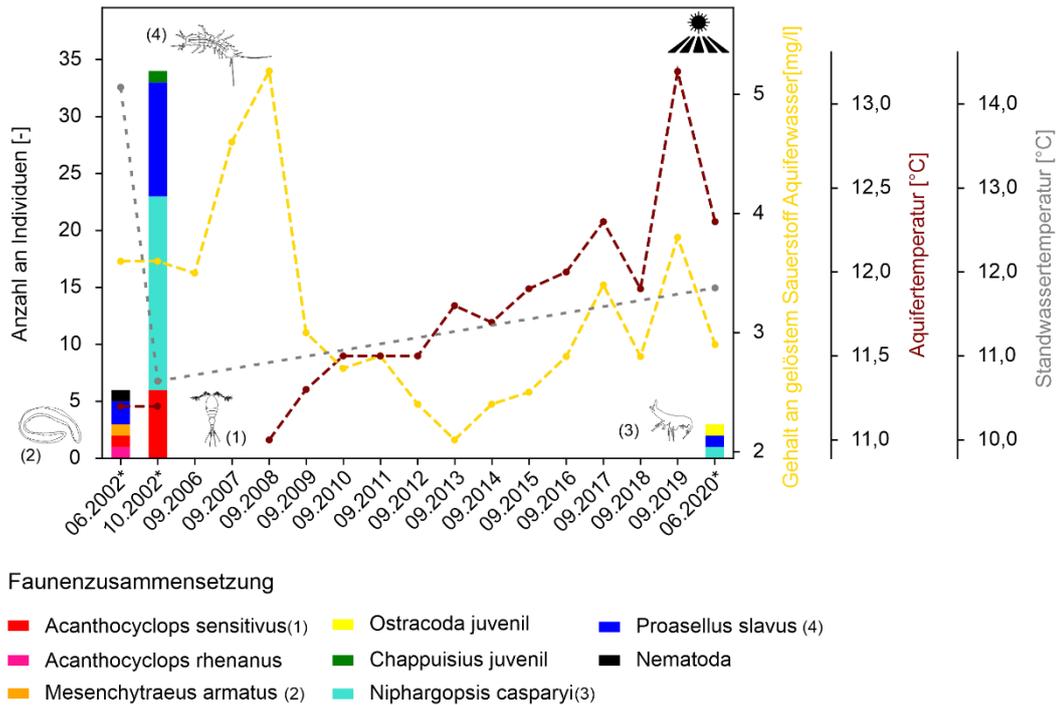


Abbildung 32: Abiotische und faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Tübingen. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW).

Die Temperaturen im Aquiferwasser der Messstelle in Tübingen sind über den Beobachtungszeitraum von 2002 bis 2020 deutlich bis auf knapp 13°C angestiegen (Abbildung 32). Eine mögliche Ursache für die Veränderungen in der Temperatur und der Faunenzusammensetzung sind Veränderung an der Oberfläche in der Umgebung Messstelle sein. Ab ca. 2016 kam es zu baulichen Maßnahmen an der Landstraße (L371) in unmittelbarer Nähe zu der Messstelle (Abbildung 33). Ab diesem Jahr sind größere Schwankungen in der Temperatur und dem Sauerstoffgehalt des Aquiferwassers erkennbar.

Todtnau

Anders als die Messstellen zuvor handelt es sich bei Todtnau um eine Messstelle im Kristallin (Granit) des Schwarzwaldes. Die in einem Kluftgrundwasserleiter befindliche Messstelle ist, im Gegensatz zu den vorherigen, hydrogeochemisch unauffällig und mit 39 m deutlich tiefer. Wie in den Kapiteln zuvor beschrieben zeigt sie kaum Schwankungen in den physiko-chemischen Parametern und somit stabile hydrochemische Bedingungen an. Die Standwassertemperatur sowie die Leitfähigkeit sind niedrig. Zudem ist in den Wasserproben kaum organisches Material vorhanden. Die Messstelle liegt in einem Tal umgeben von landwirtschaftlich genutzten Flächen, bei der über den Untersuchungszeitraum keine Änderung in der Landnutzung erkennbar ist (Abbildung 34).

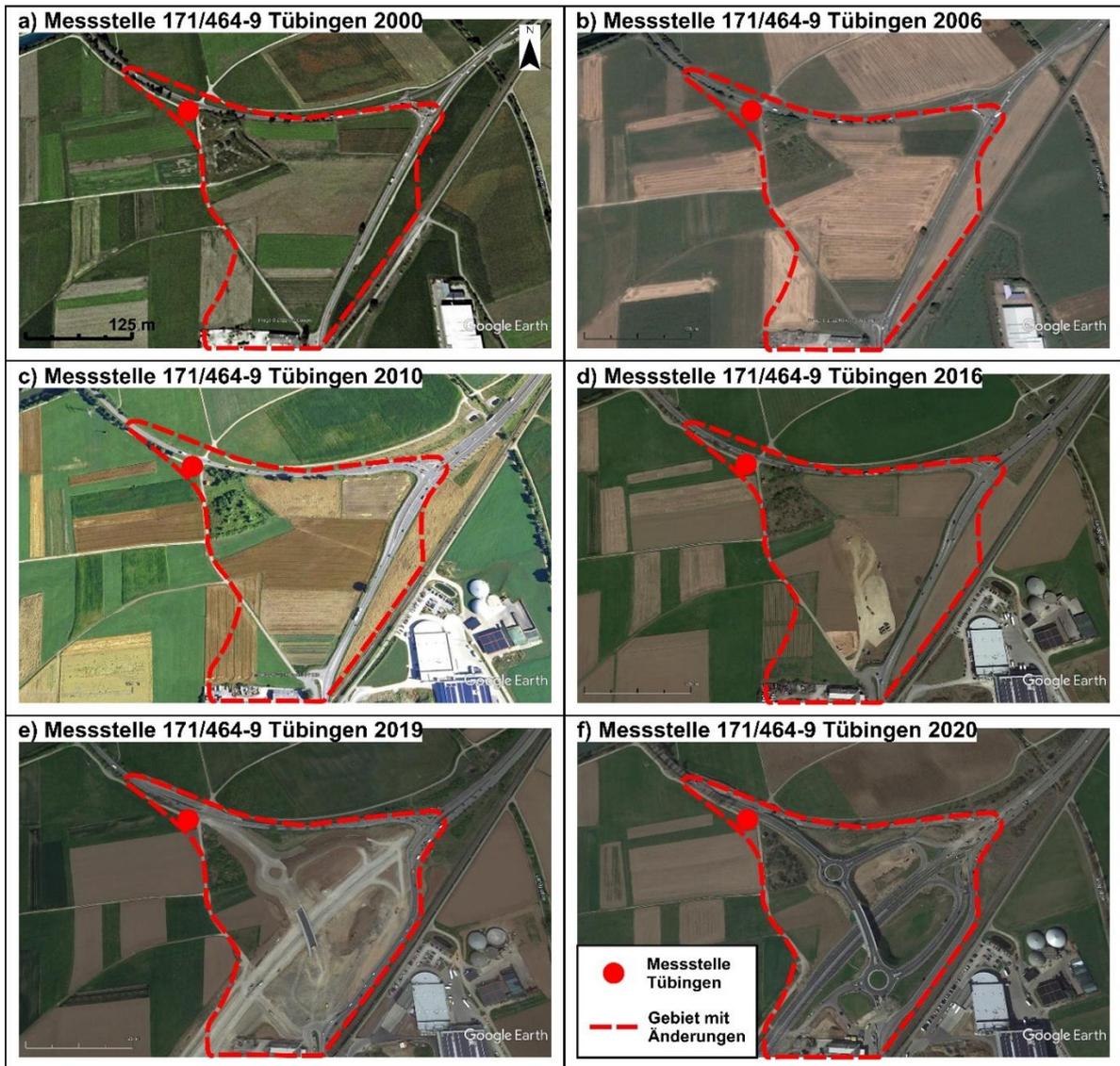


Abbildung 33: Luftbildauswertung der Umgebung der Messstelle in Tübingen von 2000 bis 2020 (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)).

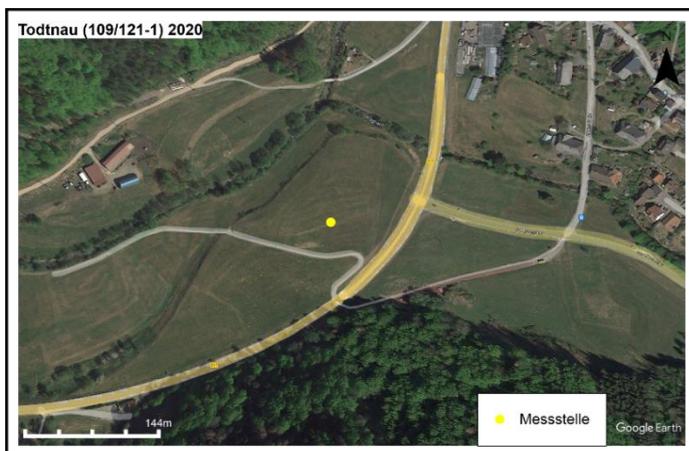


Abbildung 34: Luftbild der Lage der Messstelle in Todtnau (Quelle: Google Earth Pro (Google LLC., 2022)). Das Umfeld der Messstellen hat sich über den Beobachtungszeitraum (2002-2020) nicht verändert.

Die Fauna dieser Messstelle setzt sich ausnahmslos aus stygobionten Arten zusammen (Abbildung 35). Eine Ausnahme davon sind Springschwänze (Insecta), die vereinzelt in den Proben gefunden wurden. Springschwänze leben jedoch nur auf der Wasseroberfläche und liefern somit keine Aussage über die Wasserqualität (Stein et al., 2015).

Trotz der ansonsten konstanten Bedingungen zeigt die Faunenzusammensetzung deutliche Veränderungen über die Zeit, wobei verschiedene Arten ohne erkennbares Muster auftreten oder verschwinden. Abundanz und Anzahl an Arten/Taxa sind zudem über den gesamten Zeitraum niedrig. Diese Faktoren, zusammen mit den stabilen physiko-chemischen Parametern, sprechen für einen Grundwassermangelstandort. Die Messstelle scheint gut von der Oberfläche abgeschirmt zu sein. Jahre ohne Besiedlung sind wahrscheinlich ein Hinweis auf „schlechte“ Lebensbedingungen, z. B. in Form von wenig Nahrung. Die Besonderheiten der Messstelle spiegeln sich auch in der Faunengemeinschaft wider (Abbildung 35). Die häufig und in größerer Anzahl vorkommende Art *Proasellus cavaticus* ist weit verbreitet und bis zu 1 cm groß, weshalb sie bevorzugt in größeren Wasseransammlungen wie Höhlen oder auch zwischen Geröll und in Spalten (Substrat ansonsten aus Kies und Steinen) vorkommt. Sie meidet Bereiche mit stärkerer Wasserbewegung und Strömung und ernährt sich ausschließlich von verrottetem Pflanzenmaterial (Matzke et al., 2009). Fast genauso häufig kommt die ebenfalls größere, stygobionte Grundwasseramphipode *Niphargus auerbachi* vor.

Todtnau (109/121-1)

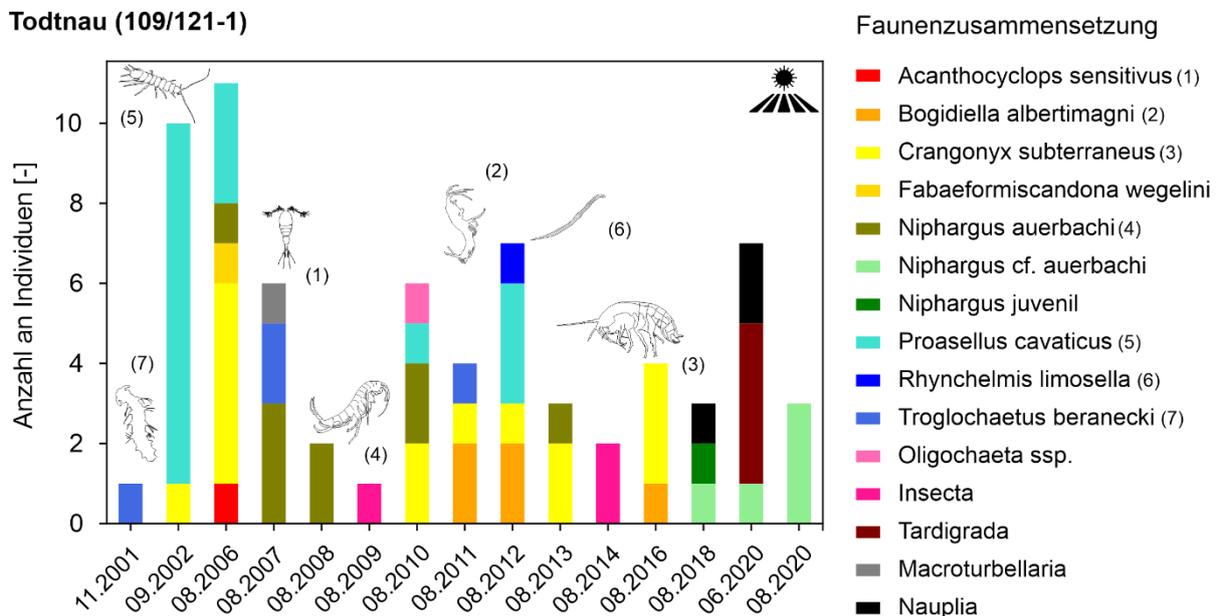


Abbildung 35: Faunistische Parameter über die Zeit der Messstelle Todtnau. (*Faunenbeprobung, abweichend zur Messung der LUBW).

Eine weitere häufig vorkommende Art ist *Crangonyx subterraneus*. Sie ist weitverbreitet, ökologisch sehr flexibel und bewohnt alle Arten von unterirdischen Habitaten. Hauptsächlich tritt diese

Art in Brunnen, Höhlen, Quellen, Bergwerken und im ufernahen Grundwasser auf, wo sie bevorzugt das GW der Spalten und Kiese bewohnt. Dabei meidet die die Alpen und die Ebenen (Schminke et al., 2007). Insgesamt kommt diese Art am häufigsten über den Untersuchungszeitraum vor. Seltener vorkommend ist die Art *Bogidiella albertimaghi* (2011, 2012 und 2016). Diese Grundwasseramphipode kommt im Rheingraben und im Allgäu im uferfernen Grundwasser vor (Fuchs, 2007; Fuchs et al., 2006). Eine kaltsthenotherme Grundwasserart ist *Troglochaetus beranecki*, die als Tertiärrelikt gilt (Noll & Stammer, 1953). Diese Art weist geringe Ansprüche an die Wasserchemie auf (Schminke et al., 2007) und besiedelt oberflächennahes sowie tiefes GW (Matzke et al., 2009). *Fabaeformiscandona wegelini* kommt fast ausnahmslos in Brunnen und im hyporheischen Interstitial und besiedelt dabei Habitate, die reich an Sauerstoff und organischem Material sind. Überflutungen bewirken bei dieser Art einen Dichterückgang der Population, der erst nach langer Zeit kompensiert wird (Schminke et al., 2007). In Todtnau kommt diese Art nur im Jahr 2006 vor, in dem die Abundanz und Artanzahl am größten ist. Sie ist damit wohl ein Anzeiger für gute Lebensbedingungen zu diesem Jahr. Allgemein spiegelt die Faunenzusammensetzung die hydrogeologischen Bedingungen der Messstelle wider, da bevorzugt Arten auftreten, die typisch für einen großen Lückenraum und höhere topographische Lagen sind.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass auch bei hydrochemisch stabilen, abgeschirmten Messstellen die Faunenzusammensetzung variieren kann. Auffällig ist auch, dass in den letzten zwei Jahren der Beprobung vor allem juvenile Crustaceen, insbesondere Niphargen, vorhanden sind. Dies könnte für eine Erholung des Bestands nach Ausbleiben der Besiedlung in 2014 besprechen. Generell können die Arten *Proasellus cavaticus*, *Fabaeformiscandona wegelini* und *Crangonyx subterraneus* als Anzeiger für bessere Lebensbedingungen angesehen werden, da in den Jahren mit dem Auftreten dieser Arten die Anzahl an Individuen immer höher ist. Die Messstelle in Todtnau ist damit ein Beispiel für eine gut abgeschirmte Messstelle ohne nennenswerten Oberflächeneintrag und kann als Gegenbeispiel zu den vorherigen MS gesehen werden.

Die Betrachtung einzelner Messstellen in diesem Kapitel hat gezeigt, dass es wichtig ist neben chemisch-physikalischen Parametern des Grundwassers auch die Landnutzung und deren Entwicklung über die Zeit zu betrachten, um die komplexen Einflussfaktoren auf Grundwasserökosysteme möglichst umfassend zu erkennen. Neben den in diesem Kapitel exemplarisch gezeigten Messstellen gibt es auch noch andere Messstellen im Thermostress-Datensatz mit signifikanten Veränderungen in der faunistischen Besiedlung. Diese sind jedoch wahrscheinlich auf Änderungen in den abiotischen Parametern (z. B. Abnahme Abundanz und Anzahl Arten in Zienken aufgrund sinkender Sauerstoffgehalte) zurückzuführen, da in diesen Fällen keine auffälligen Änderungen an der Oberfläche erkennbar sind.

3.2.4 Schlussfolgerungen

Im Rahmen von AP2 erfolgten räumlich-zeitliche Analysen der abiotischen und faunistischen Parameter. Ein Bestandteil von AP2.1 (Untersuchung der abiotischen Parameter) war die Erstellung von Temperatur-Tiefenprofilen aller 30 Messstellen während der Probennahme-Kampagne 2020. Es zeigt sich, dass niedrige Temperaturen generell in naturbelassenen Gebieten, höhere Temperaturen in landwirtschaftlichen, und die höchsten Temperaturen dagegen in bebauten Gebieten zu finden sind. Viele der hier betrachteten Messstellen sind sehr flach und zeigen einen jahreszeitlichen Einfluss der Oberflächentemperatur. Darüber hinaus deuten einige Temperatur-Tiefenprofile in bebauten Gebieten auf einen starken anthropogenen Wärmeeintrag hin. Ein Vergleich der in situ gemessenen Grundwassertemperatur mit der bei der faunistischen Probennahme gemessenen Standwassertemperatur hat gezeigt, dass letztere nicht immer repräsentativ für die thermischen Bedingungen in der Messstelle sind.

Eine räumliche Betrachtung der abiotischen Parameter zeigt z. T. große Unterschiede in den für die Grundwasserfauna relevanten Parametern zwischen den verschiedenen Naturräumen. Dabei lässt die Temperatur auf großräumiger Skala vor allem Effekte der Topographie erkennen. Darüber hinaus zeigt sich, dass der Sauerstoffgehalt fast überall ausreichend für eine faunistische Besiedlung ist. Wie zu erwarten spiegeln zudem die elektrische Leitfähigkeit und der Flurabstand die hydrogeologischen Bedingungen in den einzelnen Naturräumen wider.

Einblicke in die zeitlichen Veränderungen von physiko-chemischen Parametern wurden anhand von Zeitreihen zwischen 2002 - 2020 an 16 Messstellen gewonnen. Fünf von 16 Messstellen zeigen einen erkennbaren ansteigenden Trend der Standwassertemperatur. Andere physiko-chemische Parameter (z. B. Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit), sowie der Grundwasserflurabstand sind in den meisten Messstellen langfristig konstant.

Das Hauptaugenmerk von AP2.2 lag auf der räumlich-zeitlichen Analysen der Abundanzen, Diversität (Anzahl an Arten und Taxa, Shannon-Index) und auf der Bewertung des Oberflächeneinflusses. Über das gesamte Untersuchungsgebiet liegt eine deutliche Korrelation zwischen Abundanz und Diversität vor, jedoch ohne deutliche räumliche Trends. Ein Zusammenhang zwischen Oberflächeneinfluss und faunistischer Zusammensetzung ist auf dieser Skala allerdings nicht zu erkennen. Dennoch zeigt die Verteilung von bestimmten Großgruppen (z. B. Cyclopoidea, Anneliden, Nematoden) deutliche regionale Unterschiede. Ein Großteil der Messstellen im Untersuchungsgebiet ist in ökologisch sehr gutem oder gutem Zustand, und das stabil über die letzten 20 Jahre. Unterschiede der faunistischen Parameter zwischen den einzelnen Naturräumen sind zwar teilweise deutlich erkennbar, aber auch hier sind keine eindeutigen Zusammenhänge mit abiotischen Parametern vorhanden.

Betrachtet man die zeitlichen Veränderungen aller Messstellen über den Untersuchungszeitraum, so sieht man Schwankungen vor allem in der Abundanz, insgesamt sind jedoch keine langfristigen zeitlichen Trends in den faunistischen Parametern zu erkennen. Vermutete Zusammenhänge, z. B. zwischen Fauna und Temperatur, oder Sauerstoff, konnten hier nicht bestätigt werden.

Zeitreihen einzelner Messstellen zeigten in zwei Fällen sinkende Abundanzen und sinkende Diversität, von denen einer im Zusammenhang mit sinkenden Sauerstoffgehalten unter das kritische Niveau von 1 mg/l verbunden war. Fünf weitere Messstellen zeigen zwar steigende Temperaturen im Standwasser, aber keinerlei signifikanten Änderungen in faunistischen Parametern. Zwei Messstellen in einem natürlichen Umfeld zeigen sogar positive Änderungen bei der ökologischen Bewertung über die Zeit, verbunden mit relativ konstanten Verhältnissen in den abiotischen Parametern.

Zur Bewertung der faunistischen und abiotischen Daten erfolgten in AP2.3 unter anderem Analysen der Abhängigkeitsstrukturen zwischen den beiden Parametergruppen. Die Gruppenbildung von Messstellen orientiert sich dabei neben der Abundanz und der Taxazahl hauptsächlich an hydrogeologischen Bedingungen, v.a. dem Aquifertyp, und weniger an der Temperatur oder anderen physiko-chemischen Parametern. Entsprechend zeigt der jahreszeitliche Vergleich zeigt für einen Großteil (75 %) der Messstellen eine konstante Gruppeneinteilung an.

Die Betrachtung einzelner Messstellen zeigt teilweise deutliche Zusammenhänge zwischen Änderungen an der Oberfläche (z. B. in der Bebauung im Umfeld der Messstelle) und physiko-chemischen und faunistischen Parametern. Zwei Messstellen zeigen einen starken Rückgang der Abundanz, mit gleichzeitigem Anstieg der Aquifertemperatur und Baumaßnahmen im Umfeld. Darüber hinaus weist eine Messstelle auch im Temperatur-Tiefenprofil einen deutlichen Wärmeintrag aus dem städtischen Umfeld auf. Eine weitere Messstelle zeigt eine positiv zu bewertende Änderung der Faunenzusammensetzung (Oligochaeten zu Crustaceen) bei stark schwankenden Standwassertemperaturen. Auf Luftbildern sind im Umfeld dieser Messstelle während des Untersuchungszeitraums Baumaßnahmen mit einer starken Zunahme der Versiegelung zu erkennen, die auch im GFI und OBELIX zu erkennen ist. Dagegen zeigt eine weitere Messstelle signifikante Änderungen der Faunenzusammensetzung von Nematoden und Cyclopoiden (Crustaceen) zu Bathynellen (Crustaceen), bei einem tendenziellen Anstieg der Standwassertemperatur (wenn auch stark schwankend), ohne jegliche Änderung an der Oberfläche oder in den abiotischen Parametern.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die lokalen abiotischen Bedingungen an den hier betrachteten Messstellen stark abhängig vom lokalen Umfeld an der Oberfläche sind. Auch die Auswirkungen auf die Fauna scheinen sich dabei je nach Lokation stark zu unterscheiden.

3.3 Thermisch-ökologische Modellierung (AP2.4)

3.3.1 Konzeptionelles Modell

Vor der Modellierung der thermischen Prozesse und ökologischen Parameter wurde ein konzeptionelles Modell entwickelt, das schematisch die berücksichtigten hydrogeologischen und thermischen Standortbedingungen, sowie die wichtigen physikalischen Prozesse und Parameter zusammenfasst (Abbildung 36). Dies bildet die Basis für die prozess-basierte, thermische Modellierung der zukünftig zu erwartenden Entwicklung der Aquifertemperaturen in den Messstellen im Untersuchungsgebiet (Formel 1), die wiederum die Grundlage für die Interpretation der statistischen, daten-basierten thermisch-ökologischen Modelle bildet.

Der Grundwasserflurabstand als entscheidender hydrogeologischer Standortparameter für die Modellierung wird als zeitlich konstant für den gesamten Betrachtungszeitraum angenommen, da an den Messstellen im Thermostress-Datensatz über den Beobachtungszeitraum kaum zeitliche Veränderungen beobachtet wurden (Abbildung 14e, Abbildung 15f). Als obere Temperaturrandbedingung dient die Lufttemperatur der Atmosphäre. Zusätzliche anthropogene Wärmeeinträge (z. B. aus unterirdischer Infrastruktur), sowie Veränderungen an der Landoberfläche (z. B. Veränderungen in der Bebauung oder Landnutzung) werden in den Modellen nicht betrachtet. Folglich stellen die ermittelten Aquifertemperaturen hier eine konservative Abschätzung dar.

Da die thermischen Prozesse an der Landoberfläche äußerst komplex sind, wird für diese Machbarkeitsstudie keine direkte physikalische Simulation des Wärmetransports durch den Untergrund vorgenommen, sondern die relative Änderung (ΔT) in der Aquifertemperatur unter der Annahme berechnet, dass jede Temperaturänderung in der Atmosphäre (d. h. Änderung im Jahresmittelwert) einen je nach thermischen Oberflächen- und Untergrundeigenschaften verzögerte und gedämpfte Reaktion (d. h. Zu- oder Abnahme) der oberflächennahen Aquifertemperatur zur Folge hat (Abbildung 36). Ausgehend von initialen Temperaturen können so die Überlagerungen der thermischen Effekte aufgrund von Änderungen in der Atmosphäre auf die Aquifertemperaturen berechnet werden (Menberg et al., 2014). Für die initialen Temperaturen werden hier die Messwerte der Aquifertemperaturen der Messstellen aus dem Thermostress-Datensatz herangezogen. Die Datenquellen der historischen und projizierten, zukünftigen Lufttemperaturen sind in 2.3.1 beschrieben.

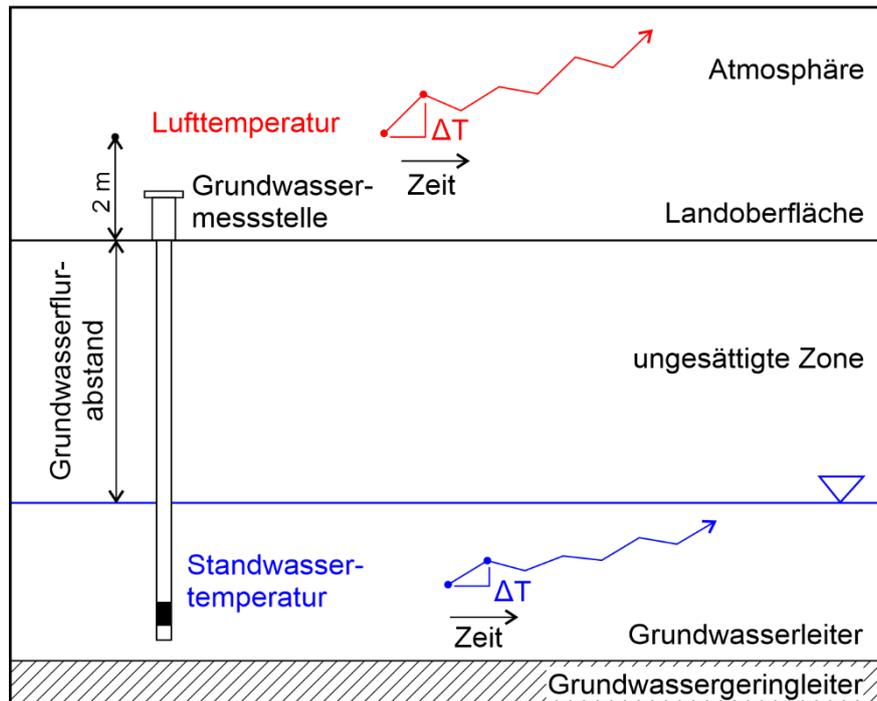


Abbildung 36: Konzeptionelles Modell für die thermische Modellierung der Grundwassertemperatur in Abhängigkeit der Lufttemperatur und hydrogeologischen Standortbedingungen (s. Formel 1).

Initiale Werte für die Temperaturleitfähigkeit der ungesättigten Zone, die zur Berechnung des thermischen Modells benötigt wird, wurden aus geologischen Beschreibungen in den Stammdatenblättern der Messstellen abgeleitet. Für die Ermittlung der Werte dienten Wärmeleitfähigkeitswerte, Wärmekapazitätswerte sowie Mittelwerte der Dichte für verschiedene Gesteinstypen aus Tabelle 1 des Blatt 1 der VDI-Richtlinien (VDI 4640, 2010) als Berechnungsbasis. Diese initialen Werte wurden im Rahmen einer Modellkalibrierung mit Hilfe historischer Standwasser- und Lufttemperaturen angepasst, wobei die Abweichung zwischen den beiden Temperaturzeitreihen zwischen 2002 und 2020 minimiert wird. Die so ermittelten Werte der Temperaturleitfähigkeit sind jedoch nicht als Werte für die wirkliche Temperaturleitfähigkeit der ungesättigten Zone an den einzelnen Standorten zu verstehen, da bei der Kalibrierung auch unbekannte Effekte und Prozesse an der Oberfläche mit in diesen Parameter einfließen.

Das thermische Modell wurde mit Hilfe der Programmiersprache Python implementiert und ausgewertet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die verschiedenen Datensätze der Lufttemperaturen sehr unterschiedliche Auflösungen haben: historische Lufttemperaturen des DWD 1 km x 1 km, projizierte Rasterdaten des NASA/NEX-GDDP Datensatzes $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ (ca. 25 km x 25 km). Dies führt dazu, dass teilweise mehreren Messstellen (z. B. Dahenfeld und Neckargartach) die gleichen Eingangsdaten für die projizierten Lufttemperaturen zugewiesen werden. Jedoch führen nach der Modellkalibrierung unterschiedliche Werte für die Temperaturleitfähigkeit, sowie unterschiedliche Ausgangswerte der Aquifertemperatur und

Grundwasserflurabstände zu unterschiedlichen Prognosen der Aquifertemperatur. Aufgrund der Auflösung der Lufttemperaturen sind bei Messstellen in urbanen, bzw. bebauten Gebieten keine Aussagen zu anthropogenen Effekten wie städtischen Wärmeinseln möglich. Die hier verwendeten lokalen Projektionen des Klimawandels sind als eine von vielen Möglichkeiten wie sich die Temperaturen entwickeln könnten und nicht als Vorhersage von absoluten Temperaturen zu interpretieren. Die Prognosen ermöglichen hier daher lediglich eine Trendvorhersage mit beispielhaften Temperaturen in den zukünftigen Dekaden.

3.3.2 Thermische Modellierung

Das Ziel der thermischen Modellierung in diesem Vorhaben ist es abzuschätzen wie sich die Grundwassertemperaturen ohne geothermische Nutzung des Untergrunds oder andere anthropogene Einwirkung, d. h. nur aufgrund des projizierten Klimawandels in den nächsten Jahrzehnten entwickeln werden. Diese Vorhersagen dienen als Referenz, bzw. Grundlage für den Vergleich und die Bewertung der thermischen Veränderung und deren Einflüsse auf die Grundwasserökologie durch geothermische Nutzungen.

Im Folgenden werden Modellergebnisse für insgesamt acht der 30 Messstellen aus dem Thermostress-Datensatz gezeigt. Die Auswahl der Messstellen erfolgte in erster Linie auf Grundlage der vorhandenen Daten, da eine lückenlose Zeitreihe der Aquifertemperatur für die Kalibrierung der Modellparameter erforderlich ist. Weiterhin wurden die Messstellen nach Lage, Flächennutzung sowie dem vorhandenen Trend in der Aquifertemperatur über die Zeit ausgewählt. Da die Messungen der Aquifertemperatur aus dem Thermostress-Datensatz keine eindeutige Tiefenzuordnung besitzen, wurde die Grundwasseroberfläche, d. h. die Tiefe des Grundwasserflurabstands für die Modellierung nach Formel 1 angenommen. Abbildung 37 zeigt den Verlauf der gemessenen Lufttemperatur und Aquifertemperatur von 2002 (bzw. 2007 für Brenden) bis 2020 sowie die vorhergesagte Lufttemperatur und modellierte Aquifertemperatur bis 2100 für jeder der acht Messstellen.

Die prognostizierte Temperaturänderung im Aquifer im Untersuchungsgebiet in den kommenden Jahrzehnten ist je nach geographischem Standort unterschiedlich: in den Höhenlagen des Schwarzwalds zeigen sich Anstiege von 8 - 9°C auf über 14°C, im Bereich Hochrhein und Oberrhein von aktuell 12 - 15°C auf 16 - 17°C. Das entspricht einem Anstieg zwischen 1,3 K und 6,3 K an den einzelnen Messstellen in den nächsten 80 Jahren, unter Annahme eines Klimaszenarios in dem die globalen Temperaturen bis 2100 durchschnittlich um ca. 4,8°C ansteigen würden (Pachauri & Mayer, 2014). Diese zu erwartenden, zukünftigen Temperaturänderungen im Aquifertemperatur liegen in einem ähnlichen Bereich wie die thermischen Veränderungen im Untergrund bei einer oberflächennahen geothermischen Nutzung des Grundwassers (z. B. Ohmer et al. (2022)).

Thermostress – Abschlussbericht

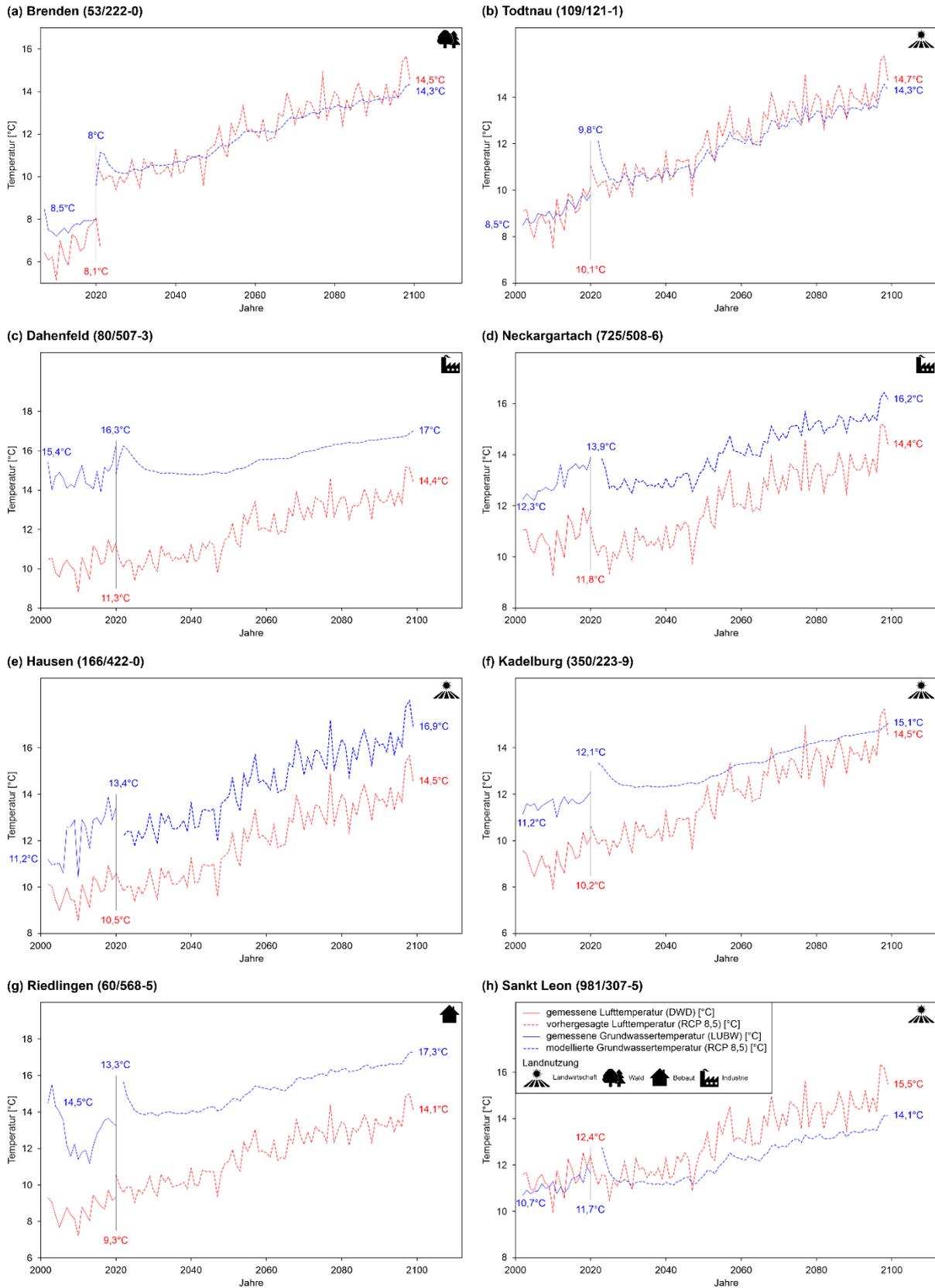


Abbildung 37: Modellierungsergebnisse für zukünftige Aquifertemperaturen für acht ausgewählte Messstellen.

Im Vergleich mit in der Vergangenheit beobachteten Temperaturveränderungen im Grundwasser erscheinen die hier prognostizierten Temperaturanstiege plausibel. Für Grundwassermessstellen bei Karlsruhe und Köln wurden innerhalb von 40 Jahren Temperaturanstiege zwischen 0,5 und 1,1 K beobachtet (Menberg et al., 2014), während in Bayern in mehreren Messstellen Anstiege von durchschnittlich 0,4 K pro Dekade gefunden wurden (Hemmerle & Bayer, 2020). Bei diesen Vergleichen muss jedoch berücksichtigt werden, dass in der letztgenannten Studien Temperatur-Tiefenprofile im Grundwasser analysiert wurden, während hier Aquifertemperaturen betrachtet werden.

Die Messstellen, Brenden und Todtnau (Abbildung 37a & b), liegen im Hochschwarzwald und zeichnen sich durch eine niedrige Aquifertemperatur von ca. 8,5 °C zu Beginn des Beobachtungszeitraums aus. Im weiteren Verlauf des Messzeitraums ist bis 2020 ein deutlicher Anstieg sowohl bei der Luft- als auch bei der Aquifertemperatur zu beobachten (vgl. Abbildung 15). Dieser Trend setzt sich in den Vorhersagen entsprechend fort. Da für diese Messstellen die Aquifertemperatur ungefähr der Jahresdurchschnittstemperatur der Luft entspricht, entwickeln sich beiden Zeitreihen parallel. Trotz der relativ niedrigen Ausgangswerte beträgt die vorhergesagte Aquifertemperatur für das Jahr 2099 14,3 °C, während der prognostizierte Jahresdurchschnitt der Lufttemperatur zu diesem Zeitpunkt voraussichtlich zwischen 14 und 15 °C liegen wird. Dies entspricht einer Erwärmung des Standwassers um 5,8 °C bzw. um 41 %, innerhalb von 100 Jahren.

Auffällig ist der Sprung in den Temperaturzeitreihen der Messstelle Brenden beim Übergang von den historischen zu den prognostizierten Temperaturen im Jahr 2020 (Abbildung 37). Dieser entsteht durch eine Diskrepanz zwischen der Lufttemperatur in den historischen Daten des DWD und den projizierten Daten des NASA/NEX-GDDP Datensatzes. Letzterer hat eine deutlich niedrigere Auflösung und gibt Werte integriert über ein größeres Gebiet wieder, sodass die Abweichungen wahrscheinlich auf die Lage der Messstelle Brenden in einem Seitental des Hochschwarzwalds und lokale, topographische Effekte zurückzuführen sind.

Ungewöhnlich ist auch der geringe Unterschied zwischen Luft- und Aquifertemperatur in den Messstellen Brenden und Todtnau, da Grundwassertemperaturen aufgrund der thermischen Eigenschaften des Untergrunds und der Oberfläche auch ohne zusätzliche anthropogene Wärmequelle üblicherweise 1 - 2 °C höher als die entsprechenden lokalen Lufttemperaturen sind (Benz et al., 2018). Mögliche Ursachen neben den bereits erwähnten Diskrepanzen zwischen lokalen und regionalen Lufttemperaturen sind auch die bereits in Kapitel 3.2.1 diskutierten Fehlerquellen bei der Messung der Aquifertemperatur.

Ein anderes Bild zeigen Abbildung 37c und d, in denen zwei Messstellen in der Umgebung von Heilbronn dargestellt sind. Die vorhergesagten Aquifertemperaturen für das Jahr 2099 betragen für die Messstelle in Dahenfeld 17,0 °C und für Neckargartach 16,2 °C und sind damit deutlich höher als für die Messstellen im Schwarzwald. Gemeinsam haben beide Messstellen auch eine

deutlich erhöhte Differenz zwischen Aquifertemperatur und der durchschnittlichen Lufttemperatur. In Dahenfeld ist dieser Unterschied mit 3,5 K bis 5,0 K für den Beobachtungszeitraum (2002 - 2020) besonders deutlich, was vermutlich auf die metallverarbeitende Industrie in der näheren Umgebung der Messstellen zurückzuführen ist, die oft zu positiven Temperaturanomalien im Grundwasser führt (Tissen et al., 2019).

Die projizierte Aquifertemperatur in Dahenfeld zeigt einen konstanten Anstieg auf 17,0 °C bis zum Ende des Jahrhunderts, wobei die absolute Temperaturerhöhung mit 0,7 K gegenüber 2020 niedriger ausfällt als bei anderen Messstellen. Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass die offensichtlich anthropogen bedingte thermische Beeinflussung an diesem Standort nicht im Vorhersagemodell berücksichtigt wird, sodass die tatsächlich zu erwartenden Aquifertemperaturen in der Zukunft höher liegen dürften. Auffallend ist in Dahenfeld auch der recht lineare Anstieg der Aquifertemperaturen mit vergleichsweise geringen jährlichen Schwankungen. Diese rühren von einer niedrigen Temperaturleitfähigkeit her, die in der automatisierten Kalibrierung ermittelt wurde und die Schwankungen in den Temperatursignalen der Atmosphäre stark dämpft. Die Aquifertemperatur in der Messstelle in Neckargartach hat bereits in den letzten 18 Jahren eine deutliche Erwärmung um 1,6 K gezeigt, die sich mit der zugrunde gelegten Erwärmung der Atmosphäre um weitere 2,3 K auf 16,2 °C erwärmen könnten. Aufgrund der Diskrepanz zwischen lokalen und regionalen Lufttemperaturen, sowie durch die Lage der Messstellen in einem Industriegebiet, ist jedoch auch hier zu berücksichtigen, dass es sich bei den prognostizierten Aquifertemperaturen um eine konservative Abschätzung handelt.

Die Messstelle ein Hausen an der Aach (Landkreis Konstanz) zeigt ebenso einen langfristigen Temperaturunterschied zwischen Aquifer und Atmosphäre zwischen 1 - 2 K (Abbildung 37e), der typisch für eine Lage in einem landwirtschaftlich geprägten Bereich ist (Tissen et al., 2019). Die zu erwartende Temperatur im Aquifer zum Ende des 21. Jahrhunderts wird in der Modellierung hier mit 16,9 °C angegeben, was einem Anstieg von 5,7 K entspricht und sehr ähnlich zu den Vorhersagen für die Messstellen im Hochschwarzwald ist.

In Kadelburg am Hochrhein liegen die gemessenen Aquifertemperaturen langfristig mit etwas mehr als 1 K Temperaturdifferenz zur Lufttemperatur in einem für Messstellen mit geringen Flurabständen (hier ca. 7 m) in landwirtschaftlich genutzten Gebieten typischen Bereich (Abbildung 37f). Auch der vorhergesagte Temperaturanstieg um 3,2 K bis 2099 ist ähnlich zu den bisher betrachteten Messstellen. Auffallend bei den Temperaturzeitreihen in Kadelburg ist die Annäherung der Aquifertemperatur an die Lufttemperatur, und der somit über die Zeit geringer werdende Temperaturunterschied von 1,3 K in 2020 zu 0,6 K im Jahr 2100. Auch dies ist vermutlich auf eine ungenau abgeschätzte Temperaturleitfähigkeit durch die beschränkte Anzahl an 18 Messwerten in der Kalibrierung zurückzuführen.

Die höchsten Aquifertemperaturen in den kommenden Jahrzehnten werden für die Messstelle in Riedlingen vorhergesagt (17,3 °C in 2099) (Abbildung 37g). Diese Messstelle im Bereich der Naturraumgruppe Donau-Lech-Iller-Platte weist mit einem Mittelwert von 13,0 °C (Maximum 15,5 °C im Jahr 2003) für die Jahre 2002 bis 2020 bereits eine hohe Ausgangstemperatur auf, die wahrscheinlich auf die Lage in einem Wohn- und Industriegebiet zurückzuführen ist. Ansonsten sind die Vorhersagen der Aquifertemperatur im Sinne von Trend und Zusammenhang mit Lufttemperatur plausibel für die hydrogeologischen Standortbedingungen (Flurabstand, Flächennutzung, usw.).

Die Messstelle in Sankt Leon (Abbildung 37h) zeigt wie die Messstelle in Todtnau sehr ähnliche Aquifer- und Lufttemperaturen im Beobachtungszeitraum 2002 - 2020, wenn auch mit generell höheren Temperaturen zwischen 10,7 °C und 12,4 °C, wie durch die Lage im nördlichen Oberrheingraben zu erwarten ist. Obwohl die projizierten Lufttemperaturen die wärmsten (15,5 °C in 2099) der untersuchten Standorte sind, fällt die prognostizierte Erwärmung im Grundwasser auf 14,1 °C mit einem Anstieg von 3,1 K gegenüber 2020 im Vergleich zu den Messstellen Dahlenfeld, Neckargartach und Riedlingen geringer aus. Dies liegt zum einem an dem ländlichen, thermisch unbeeinflussten Umfeld des Standorts (vgl. Abbildung 29), sowie möglicherweise an den getroffenen Annahmen und Vereinfachen der thermischen Modellierung.

3.3.3 Thermisch-Ökologische Modellierung

Um abzuschätzen welchen potentiellen Einfluss die im vorherigen Kapitel prognostizierte Temperaturerhöhungen im Standwasser oder auch entsprechende Temperaturveränderung durch geothermische Untergrundnutzung auf die faunistischen Parameter haben, werden hier die Zusammenhänge zwischen der Standwassertemperatur und einzelnen faunistischen Parametern mit Hilfe von Gauß-Prozess-Regressionsmodellen untersucht.

Für den gesamten Thermostress-Datensatz Daten aus 20 Jahren von 30 Messstellen zeigen die Regressionsmodelle keine Änderung in der Abundanz mit der Temperatur, auch nicht für höhere Standwassertemperaturen > 16 °C, wie sie in der Zukunft im Bereich des Oberrheins und im nördlichen Baden-Württemberg, sowie lokal bei der direkten Nutzung des Grundwassers zu Kühlzwecken zu erwarten sind (Abbildung 38a). Für die Anzahl an Arten dagegen zeigt sich ein negativer Trend, d. h. eine geringere Anzahl an Arten mit steigenden Standwassertemperaturen, der in der einfachen bivariaten Korrelationsanalyse unter Annahme eines linearen Zusammenhangs nicht zu erkennen war. Allerdings muss hier erwähnt werden, dass die Unsicherheit in den Regressionsmodellen erheblich ist (blauer Bereich in Abbildung 38). Diese große Unsicherheit ergibt sich durch die oben bereits beschriebene starke räumliche und zeitliche Variabilität in den faunistischen Parametern, der geringe Datendichte im Bereich niedriger und höherer Temperaturen, sowie den erwähnten Schwankungen in den Messwerten der Standwassertemperatur.

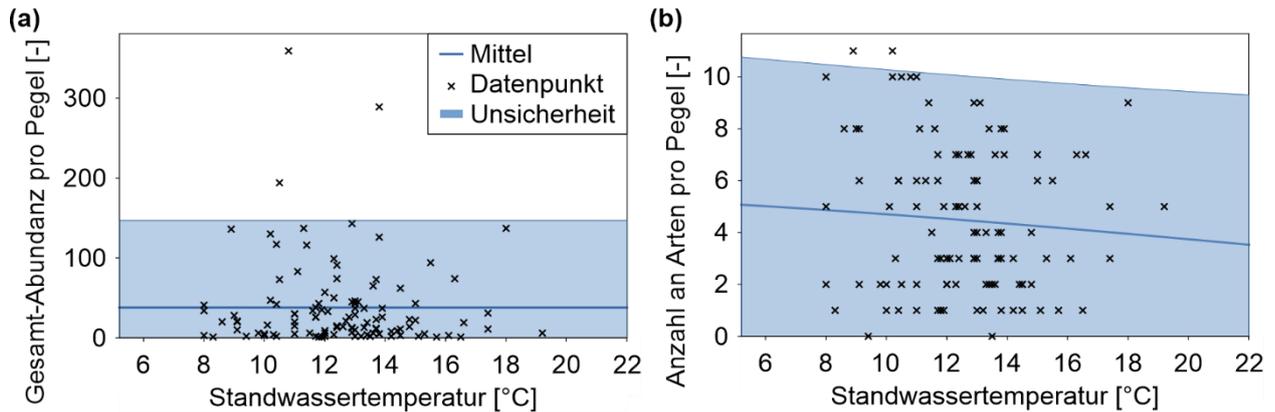


Abbildung 38: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für (a) Gesamt-Abundanz [-] und (b) Anzahl an Arten pro Pegel [-] gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für den Thermostress-Datensatz, jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit).

Von den 30 Messstellen im Thermostress-Datensatz konnten nur die 16 Messstellen mit kontinuierlichen Zeitenreihen (vgl. Abbildung 15) mit Hilfe der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle ausgewertet werden. Von diesen Messstellen haben 10 keinerlei Abhängigkeit der faunistischen Parameter (Gesamt-Abundanz, Anzahl an Arten) von der Standwassertemperatur gezeigt, was möglicherweise wiederum auf die Variabilität der Grundwasserfauna und Standwassertemperatur über die Zeit zurückzuführen ist. Die Ergebnisse für die übrigen sechs zeigen teilweise komplexe, nicht-lineare Zusammenhänge zwischen Standwassertemperatur und faunistischen Parametern (Abbildung 39, Abbildung 40).

Die Messstellen Brenden (Hochschwarzwald) und Schwäbisch Hall (Keuper-Lias-Land), die besonders niedrige Standwassertemperaturen aufweisen, zeigen einen nicht-linearen Zusammenhang zwischen Temperatur und Abundanz (nur Brenden) und Anzahl der Arten, der durch ein Maximum der Anzahl an Arten bei 8,0 °C, bzw. 10,5 °C gekennzeichnet ist (Abbildung 39b-d). Überschreiten oder Unterschreiten die Temperaturen im Standwasser diesen Wert, so nimmt die vorgeseigte Anzahl an Arten ab. In der Tat wurden in der Messstelle Brenden mit *Acanthocyclopa sensitivus* und *Proasellus slavus* Arten angetroffen, die als besonders temperatur-sensitiv gelten, bevorzugt zwischen 6,0 °C und 10,5 °C vorkommen, und Umschlagpunkte in der TITAN-Analyse bei ca. 9 °C aufweisen (Abbildung 7). In der Messstelle in Schwäbisch Hall wurden dagegen Arten gefunden, die auch höhere Temperaturen tolerieren, z. B. *Graeteriella unisetigera*, sowie in 2018 und 2020 *Cryptocandona kieferi*, die einen Umschlagpunkt bei knapp 14 °C aufweist (Abbildung 7). Zudem zeigt diese Messstellen einen mittleren Oberflächeneinfluss (Abbildung 16), sodass auch vorkommende Oberflächenarten die Abundanz und Anzahl an Arten beeinflussen.

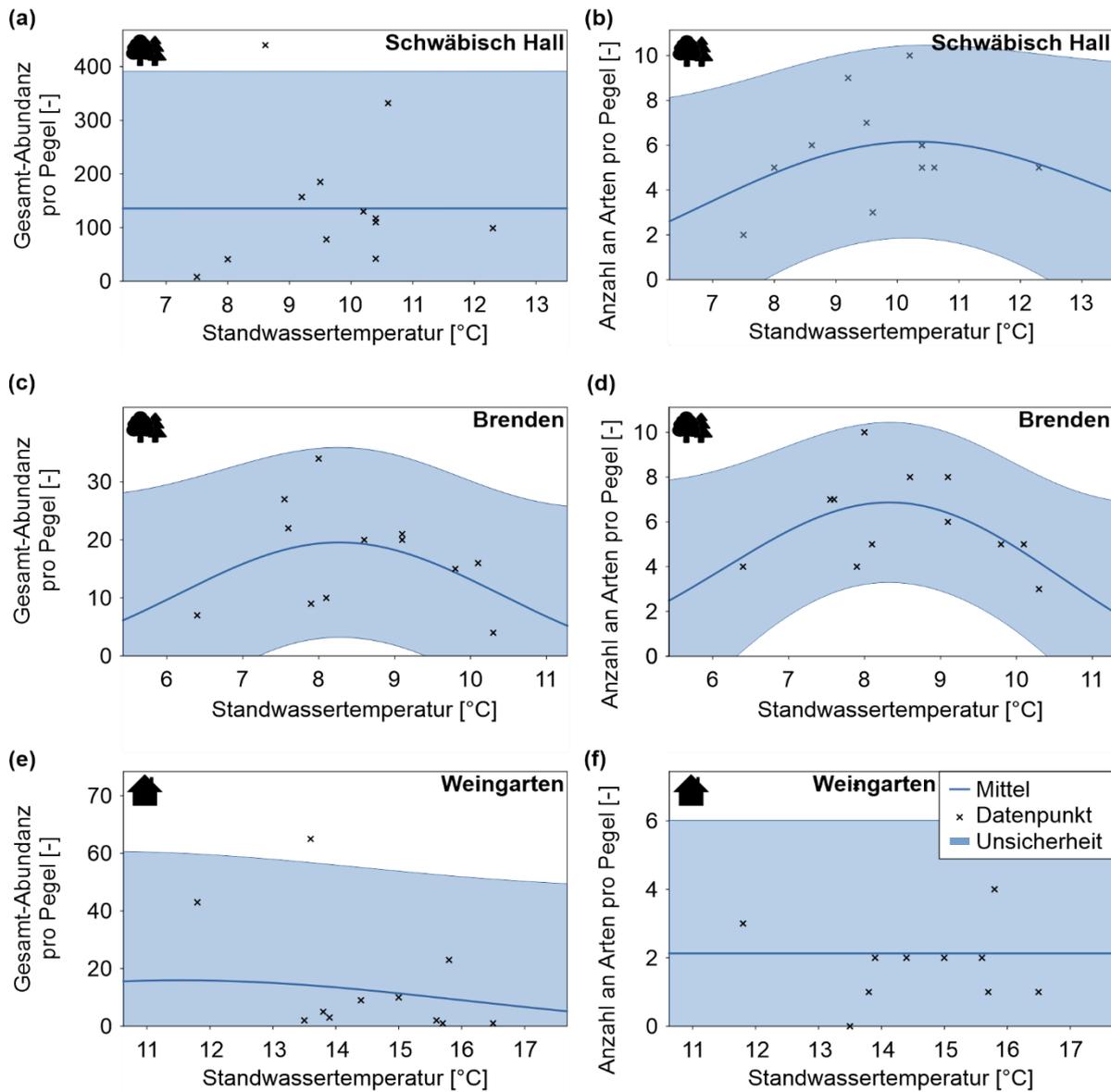


Abbildung 39: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für Gesamt-Abundanz [-] (links) und Anzahl an Arten pro Pegel [-] (rechts) gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für die Messstellen Schwäbisch Hall (a, b), Brenden (c, d), und Weingarten (e, f) jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit).

Bei einer Erhöhung der Standwassertemperatur an diesen Standorten, z. B. auf > 14 °C wie in der thermischen Modellierung für die nächsten Jahrzehnte vorhergesagt, würde dies eine weitere Abnahme der Abundanz und Artenvielfalt vermuten lassen. Die vorhergesagte Abnahme der Abundanz und Artenvielfalt mit sinkenden Temperaturen unterhalb von 8,0 °C in Brenden ist hauptsächlich durch einen Messpunkt bestimmt, und sollte vor einer weiterführenden Interpretation mit weiteren Messungen überprüft werden. Beide Messstellen befinden sich zudem in großen Waldgebieten und waren bisher gut vor anthropogenen Einflüssen geschützt.

Die Messstelle in Weingarten (Oberrhein), die zwischen einem Wohn- und Industriegebiet liegt, zeigt dagegen nur einen leichten Zusammenhang zwischen der Standwassertemperatur und der Abundanz, und keinen Zusammenhang mit der Anzahl an Arten (Abbildung 39e, f). Dies deutet, ebenso wie der beobachtete Anstieg der Standwassertemperatur über die Zeit (Abbildung 15) und die zeitlichen Schwankungen in der Zusammensetzung der Grundwasserfauna (Abbildung 20), auf einen starken Einfluss von der Oberfläche hin, der auch in Abbildung 16 zu sehen ist. Generell weist dieser Standort eine geringe Abundanz und damit einhergehend auch eine geringere Artenvielfalt auf. Eine niedrige Abundanz kann generell auf einen unbeeinflussten Zustand im Sinne des Grundwassercharakters hinweisen (Stein et al., 2015), wobei sie hier eher auf den variierenden Oberflächeneinfluss und die Einflüsse des Umfelds der Messstelle zurückzuführen ist. Das spiegelt sich auch in den angetroffenen Arten wider. In einzelnen Messungen (z. B. 2002) wurden hohe Abundanzen angetroffen, die mit einem verstärkten Auftreten von Oberflächenarten (z. B. *Aeolosoma hyalinum*) zusammenhängen. Daneben dominieren *Diacyclops languidoides* und *Bathynella freiburgensis* die Faunenzusammensetzung, die beide als temperaturliebende Arten eingestuft werden (vgl. Abbildung 7). Entsprechend hätten weitere Temperaturerhöhungen an diesem Standort voraussichtlich geringere Auswirkungen auf die Grundwasserfauna als an den Standorten Schwäbisch Hall und Brenden in naturbelassenen Gebieten.

Die Messstellen Zienken, Kadelburg und Rohrdorf zeigen jeweils eine deutliche Abnahme der Anzahl an Arten, und im Fall von Kadelburg auch der Abundanz, mit steigender Standwassertemperatur (Abbildung 40). Gemeinsamkeiten dieser Messstellen sind Standwassertemperaturen bis 15 °C sowie eine hohe Anzahl an Arten und Individuen.

Die Messstelle in Zienken in einem naturbelassenen Umfeld (Übergang Waldgebiet, Ackerland), weist dennoch einen erhöhten Oberflächeneinfluss auf, der sich in einer vergleichsweise hohen Abundanz und dem Auftreten verschiedener ubiquistischer Arten widerspiegelt. Bei einigen Messungen mit Temperaturen > 11,5 °C (z. B. in 2006, 2007 und 2013) wurden besonders hohe Abundanzen von Ubiquisten angetroffen, während stygobionte Arten weniger häufig angetroffen wurden. Dies erklärt den Abfall der Artenvielfalt mit steigenden Temperaturen, während die Gesamtabundanz aufgrund der Oberflächenarten keine Veränderung mit der Temperatur aufweist. Da diese Messungen bei höheren Temperaturen jedoch auch veränderte abiotische Parameter (z. B. erhöhte Gehalte an Detritus, und damit ein erhöhtes Nahrungsangebot) und erhöhte Keimzahlen aufwiesen, können thermischen Veränderungen nicht eindeutig als Ursache für die Veränderungen in der Faunenzusammensetzung identifiziert werden.

Die Messstelle in Kadelburg weist ebenfalls in vielen der Messungen eine sehr hohe Abundanz auf, die ebenfalls in Zusammenhang mit einem starken Oberflächeneinfluss und angetroffenen

Mischgemeinschaften aus Stygobionten und Ubiquisten steht. Dominierend unter den Stygobionten ist die Art *Diacyclops languidiodes*, die in der TITAN-Analyse als wärmetolerant klassifiziert wurde (Abbildung 7).

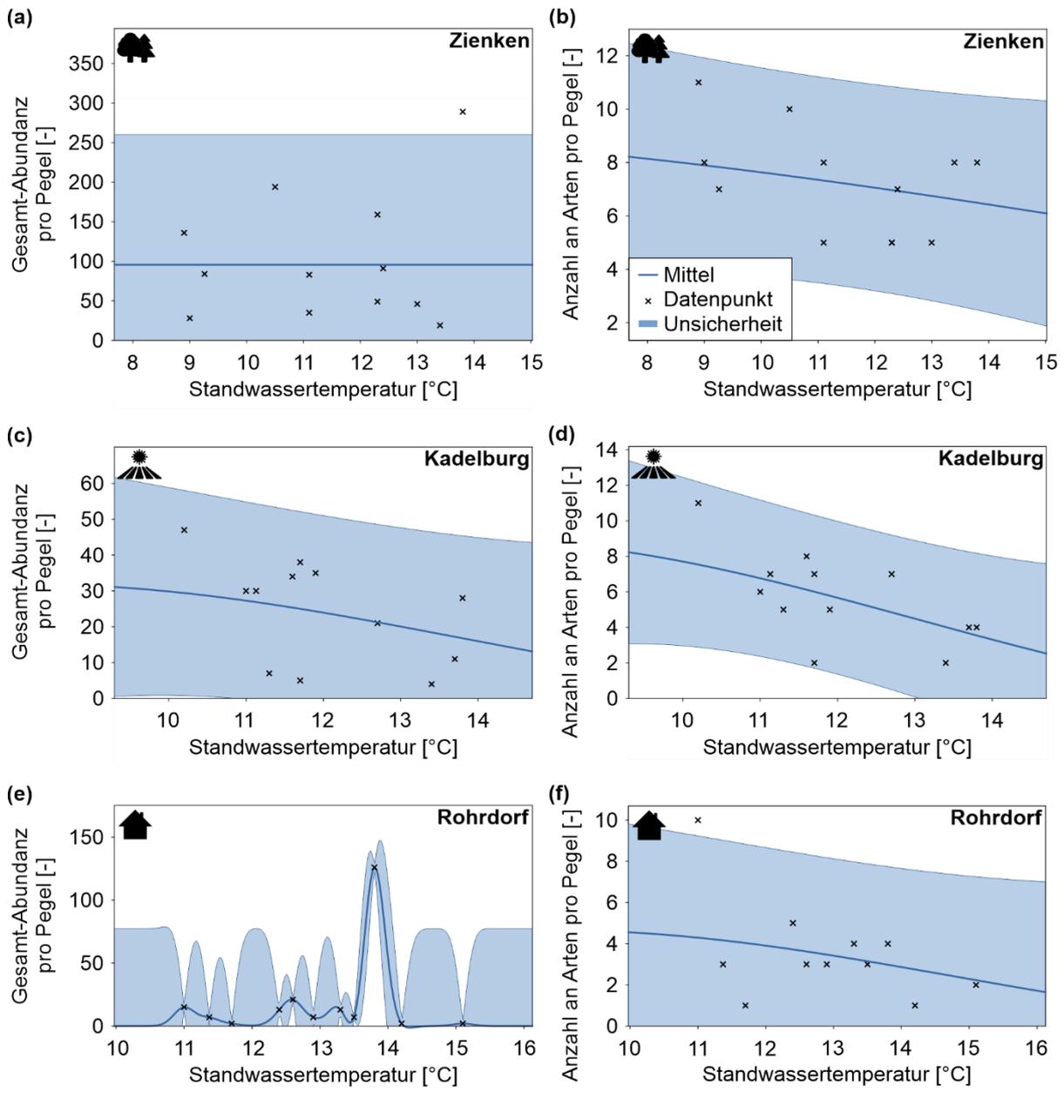


Abbildung 40: Ergebnisse der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für Gesamt-Abundanz [-] (links) und Anzahl an Arten pro Pegel [-] (rechts) gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für die Messstellen Zienken (a, b), Kadelburg (c, d), und Rohrdorf (e, f) jeweils mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit).

Die Messstelle in Rohrdorf zeigt trotz der Lage in einem bebauten Gebiet einen deutlicheren Zusammenhang zwischen steigender Temperatur und Abnahme der Artenvielfalt im Vergleich als die Messstelle in Weingarten (Abbildung 39). Jedoch ist der hier ermittelte Trend stark von einem

Ausreißer in den Datenpunkten mit einer hohen Artenvielfalt bei niedrigen Temperaturen beeinflusst, und sollte daher mit Vorsicht interpretiert werden. Außerdem weisen die Messungen ein stark schwankendes Verhältnis von Stygobionten und Oberflächenarten auf, was trotz konstanten GFI-Werten auf einen variierenden Oberflächeneinfluss hindeutet. Bei der Messkampagne in 2020 wurde außerdem viel Wurzelmaterial im Netz angefundenes, was auf ein defektes Messstellenrohr hindeuten könnte. Trotz gemessener Temperaturen von $> 11,0\text{ °C}$ wurden in einigen Messungen Vertreter von *Acanthocyclopa sensitivus*, *Proasellus slavus*, und *Crangonyx subterraneus* angetroffen, ansonsten Temperaturen zwischen $6,0\text{ °C}$ und $10,5\text{ °C}$ bevorzugen. Daneben wurden auch *Niphargus kieferi*, *Diacyclops languidoides* und *Graeteriella unisetigera* angetroffen, die oft bei erhöhten Temperaturen ($> 11,0\text{ °C}$) gefunden werden (Abbildung 7).

Die Messstelle in Rohrdorf zeigt für den Zusammenhang der Abundanz und der Standwassertemperatur zudem einen typischen Nachteil für Gauß-Prozess-Regressionsmodelle bei geringer Datendichte, wobei direkt durch die vorhandenen Datenpunkte interpoliert wird (exakte Interpolation) und dazwischen Unsicherheiten ausgewiesen werden. Eine Aussage über den Trend in der Abundanz mit einer Temperaturänderung ist für diese Messstelle somit nicht möglich.

Für andere Messstellen oder andere faunistische Parameter (z. B. Anzahl Taxa, GTI, usw.) konnten auf Ebene des gesamten Thermostress-Datensatzes sowie auf Ebene der Naturraumgruppen aufgrund der Datenlage und der großen Variabilität keine gültigen Lösungen für Gauß-Prozess-Regressionsmodelle gefunden werden.

3.3.4 Validierung des Modellansatzes

Die Validierung der thermisch-ökologischen Modellierung mit den Gauß-Regressionsmodellen erfolgte durch eine Aufteilung der insgesamt verfügbaren Daten in einen sogenannten Trainings-Datensatz und einen Test-Datensatz. Dabei werden 80 % der verfügbaren Datenpunkte für Erstellung der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle verwendet, während 20 % der Messwerte unberücksichtigt bleiben und anschließend mit den Ergebnissen des Regressionsmodells verglichen werden. Für eine erfolgreiche Validierung sollten 90 % der Test-Datenpunkte innerhalb des 90 % Konfidenzintervalls liegen (Gelman et al., 2014).

Die Regressionsmodelle des Thermostressdatensatzes mit den Parametern Standwassertemperatur und Abundanz, sowie Standwassertemperatur und Anzahl der Arten konnten erfolgreich validiert werden (Abbildung 41), da weniger als 10 % der Datenpunkte aus den jeweiligen Test-Datensätzen außerhalb des Konfidenzintervalls liegen. Die beiden großräumigen Beobachtungen (kein direkter Zusammenhang zwischen der Gesamt-Abundanz und der Fauna, sowie ein leicht negativer Trend in der Anzahl an Arten mit steigenden Temperaturen) konnten somit bestätigt werden.

Die Regressionsmodelle für einzelne Messstellen (Abbildung 39, Abbildung 40) konnten nicht validiert werden, da hier alle (d. h. 100 %) der vorliegenden Datenpunkte für die Modellierung

herangezogen werden mussten, um hier ein statistisch robustes Modellergebnis zu erhalten. Eine spätere Validierung dieser thermisch-ökologischen Modelle wäre möglich, wenn z. B. im Rahmen des Dauermonitoring weitere Daten hinzukommen.

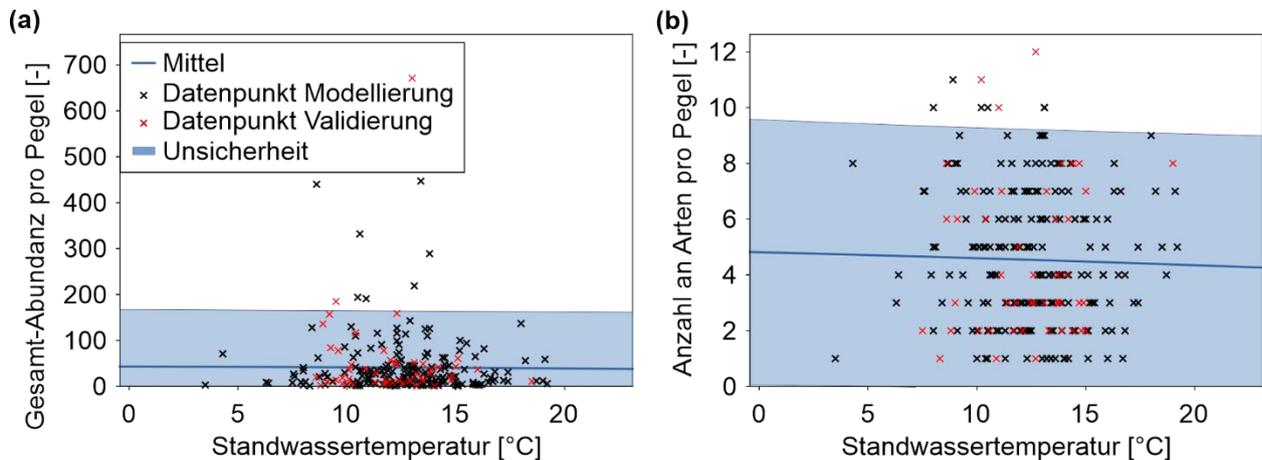


Abbildung 41: Ergebnisse für die Validierung der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle für (a) Gesamt-Abundanz [-] und (b) Anzahl an Arten pro Pegel [-] gegenüber der Standwassertemperatur [°C] für den Thermostress-Datensatz mit 90% Konfidenzintervallen (Unsicherheit). Schwarze Kreuze stellen die zur Modellierung herangezogenen Datenpunkte dar, rote Kreuze die zur Validierung benutzten Datenpunkte.

3.3.5 Schlussfolgerungen (AP2.4)

Zunächst wurde in diesem Arbeitsschritt ein konzeptionelles Modell entwickelt, das die entscheidenden hydrogeologischen Standortparameter und thermischen Randbedingungen zusammenfasst, um mit einem einfachen analytischen Ansatz (Formel 1) die verzögerten und gedämpften Temperaturänderungen im Untergrund, bzw. im Grundwasser bei Veränderungen der Lufttemperatur berechnen zu können. Der Ansatz lässt sich leicht auf andere Standorte anpassen, bzw. übertragen, da nur wenige grundlegende, hydrogeologische Standortparameter benötigt werden. Die benötigten Temperaturdaten für die Berechnungen sind, bis auf die lokale Grundwassertemperatur, ebenfalls großflächig verfügbar.

Die prognostizierten **Anstiege der Aquifertemperaturen** in den nächsten 80 Jahren erscheinen mit 1,3 K bis 6,3 K im Vergleich zu mit in der Vergangenheit beobachteten Anstiegen der Grundwassertemperaturen in Süddeutschland plausibel. Diese Anstiege liegen in einem ähnlichen Temperaturbereich wie die thermischen Veränderungen bei der Nutzung oberflächennaher Geothermie für Kühlzwecke. Während es sich bei Letzteren jedoch um lokal begrenzte thermische Einflüsse handelt, werden Temperaturerhöhungen durch den Klimawandel weiträumige Auswirkungen haben. Bei den hier prognostizierten Erwärmungen des Aquiferwassers handelt es sich zudem um konservative Abschätzungen, da zusätzliche anthropogene Effekte auf die Untergrundtemperatur nicht berücksichtigt wurden. Kommen zu der Erhöhung der Lufttemperatur Wär-

meeinträge aus urbaner Infrastruktur im Untergrund, z. B. durch eine Nachverdichtung des Baubestands, hinzu, so ist mit größeren Anstiegen der Aquifertemperatur zu rechnen. Zudem stellen die hier berechneten Temperaturen Jahresdurchschnittswerte dar, sodass in oberflächennahen Messstellen saisonal nochmals höhere Temperaturen zu erwarten sind (vgl. Abbildung 11).

Insgesamt veranschaulicht die Anwendung der Gauß-Prozess-Regressionsmodelle zur **thermisch-ökologischen Modellierung** in dieser Studie die teilweise komplexen, nicht-monotonen Zusammenhänge zwischen der Standwassertemperatur in den Messstellen und den faunistischen Parametern. Während sich für den gesamten Thermostress-Datensatz mit allen Messstellen nur ein schwacher monotoner Zusammenhang mit einer Abnahme in der Anzahl an Arten bei höheren Temperaturen zeigt, wurden für einzelne Messstellen deutliche, statistische Zusammenhänge zwischen der Temperatur und der Anzahl an Arten, sowie der Gesamt-Abundanz beobachtet.

Insgesamt zeigen die Messstellen in natur-belassenen, sowie landwirtschaftlich genutzten Gebieten einen stärkeren Zusammenhang zwischen Standwassertemperatur und der Anzahl an Arten, als die Messstellen in bebauten Gebieten. Entsprechend hätte eine Erwärmung der Standwassertemperatur durch den Anstieg der Lufttemperaturen oder durch eine thermische Untergrundnutzung für die Messstellen in anthropogen beeinflussten Gebieten mit bereits erhöhten Standwassertemperaturen vermutlich geringere Auswirkungen auf die Grundwasserfauna. Bei den Standorten in natur-belassenen und landwirtschaftlich genutzten Gebieten ist jedoch auch bei der prognostizierten Erwärmung des Standwassers um 1,3 K bis 6,3 K in den kommenden Jahrzehnten mit einer Abnahme der Anzahl an Arten zu rechnen.

Allerdings konnten nur die Regressionsmodelle basierend auf dem gesamten Thermostress-Datensatz (30 Messstellen über den gesamten Zeitraum) erfolgreich validiert werden, während für einzelne Messstellen nicht genügend Datenpunkte vorlagen, um die beobachteten Zusammenhänge statistisch zu bestätigen. Die erheblichen Unsicherheiten in den Ergebnissen der thermisch-ökologischen Modellierung sind vermutlich auf die Variabilität in den faunistischen Parametern, sowie auf beeinflusste Messungen der Standwassertemperaturen zurückzuführen. Auch ist die Anzahl der hier betrachteten Grundwassermessstellen im Kontext der sehr standort-spezifischen Bedingungen zu gering um übertragbare Aussagen treffen zu können.

3.4 Vorschläge zur weiteren Erprobung und Anwendung (AP3)

Der hier entwickelte **Grundwasserfauna-Temperatur-Index** (GTI) ist grundsätzlich zur biologischen Erfassung der thermischen Verhältnisse des Grundwassers geeignet. Bei der Betrachtung räumlicher Zusammenhänge treten jedoch vereinzelt Inkonsistenzen auf, und die statistische Signifikanz nimmt ab. Eine mögliche Ursache hierfür ist die Vielfalt der Standorte, die über verschiedenen Naturraumgruppen verteilt sind. Eine vielversprechende Weiterentwicklung wäre daher ein Naturraum-spezifischer GTI, der die im Thermostressdatensatz gefundenen Abhängigkeitsstrukturen zwischen den Naturräumen und den Gesamt-Abundanzen und der Anzahl an Arten widerspiegelt. Hierfür wäre das Auffinden und die Bestimmung von zusätzlichen Indikatorarten notwendig, und dafür eine Beprobung von erheblich mehr Messstellen mit einer repräsentativen Messung der Grundwassertemperatur.

Zudem ist der GTI momentan durch die Entwicklung anhand eines Datensatzes aus der Stygo-region „Südwestliche Mittelgebirge“ auf Südwestdeutschland beschränkt. Eine Anwendung in anderen Gebieten mit anderen Artenspektren, bzw. anderen Temperaturpräferenzen erfordert eine Anpassung basierend auf einer entsprechenden regionalen Datengrundlage. Mit Hilfe von solchen zusätzlichen Daten könnte auch die momentan recht grobe ordinale Abstufung des GTI auf mehr Klassen verfeinert werden um eine detailliertere Bewertung zu ermöglichen.

Die **thermische Modellierung** hat für die Prognose von zukünftigen Aquifertemperaturen plausible Ergebnisse geliefert, und lässt sich durch relativ geringe Anzahl an benötigten Eingangsdaten und Parametern einfach auf weitere Standorte übertragen. Die hier beim Übergang von gemessenen zu modellierten Temperaturen beobachteten Inkonsistenzen könnten vermutlich durch die Verwendung von repräsentativen Grundwassertemperaturen (d.h. Temperatur-Tiefenprofile anstelle von Aquifertemperaturen) und lokalen Lufttemperaturen (anstelle von regionalen Durchschnittswerten) verringert werden.

Mit Hilfe der Gauß-Prozess Regressionsmodelle konnten komplexe, nicht-monotone Zusammenhänge zwischen den **thermischen und ökologischen Parametern** identifiziert, aufgrund der geringen Datenlage jedoch nicht bestätigt werden. Auch hier hat sich in den großen Unsicherheiten in den Modellergebnissen die Problematik von nicht-repräsentativen Standortwassertemperaturmessungen gezeigt. Neben genaueren Daten zur Grundwassertemperatur, sollten für die weitere Anwendung und Erprobung des thermisch-ökologischen Modellansatzes auch andere Parameter und Faktoren mitberücksichtigt werden. Insbesondere sind hier die Oberflächenbeschaffenheit sowie die Landnutzung zu nennen, die an verschiedenen Standorten einen deutlichen Einfluss auf die grundwasserfaunistischen Parameter gezeigt haben. Da die Gesamt-Abundanz und die Anzahl an Arten bei der räumlich-zeitlichen Analyse einen starken Zusammenhang aufgewiesen haben, wäre zudem eine Weiterentwicklung des Regressionsansatzes im Hinblick auf die gleichzeitige und verknüpfte Betrachtung von zwei (oder mehreren) abhängigen Variablen sinnvoll.

Die Standwassertemperatur konnte in diesem Vorhaben nicht eindeutig als treibender Faktor für Änderungen in faunistischen Parametern identifiziert werden. Gleichzeitig kann ein negativer Einfluss von **Temperaturerhöhungen** nicht ausgeschlossen werden. Sowohl der GTI als auch die thermisch-ökologische Modellierung zeigen basierend auf den vorliegenden Daten niedrige Abundanzen und Diversitäten für wärmere Messstellen an. Allerdings wurde in keiner Messstelle langfristig ein direkter Rückgang der Abundanz oder Diversität aufgrund von Temperaturerhöhungen beobachtet. Dies steht im Gegensatz zu früheren kleinräumige Feld-, bzw. Laborstudien, die Zusammenhänge zwischen der Grundwassertemperatur und -Fauna gezeigt haben (Brielmann et al., 2009, 2011; Griebler et al., 2016; Spengler, 2017).

Vor diesem Hintergrund ist anzunehmen, dass thermische Nutzungen, die eine Erwärmung des Grundwassers um mehrere Grad zur Folge haben, Veränderungen in der Grundwasserfauna v. a. in Bezug auf eine Abnahme der Diversität, bzw. Veränderungen der faunistischen Zusammensetzung auslösen. Inwiefern diese eine Veränderung der Grundwasserqualität nach sich ziehen können, lässt sich nach aktuellem Forschungsstand jedoch nicht sagen. Bewertungen des ökologischen Zustands auf der Grundlage bestehender Ansätze haben in diesem Vorhaben sowohl positive als auch negative Änderungen mit thermischen sowie Oberflächenveränderungen gezeigt. Allerdings sind der Abschätzung der Grundwasserqualität mit Hilfe dieser Bewertungsindices Grenzen gesetzt (Koch et al., 2021).

Im Gegensatz zur Erwärmung des Grundwassers bei einer Kälteversorgung aus oberflächennaher Geothermie, führen geothermische Nutzungen zur Wärmeversorgung zu einer **Abkühlung des Grundwassers**. Basierend auf den Erkenntnissen aus dem Thermostress-Datensatz wären in anthropogen beeinflussten, d. h. bebauten oder landwirtschaftlich genutzten Gebieten keine negativen Folgen für die Grundwasserfauna zu erwarten. Generell sind Untersuchungen zu faunistischen Effekten bei Abkühlung jedoch selten und beziehen sich ausschließlich auf Laboruntersuchungen. Diese haben z. B. gezeigt, dass Individuen ab einer bestimmten, art-spezifischen Temperatur in eine Kältestarre fallen. Bei den Arten *Niphargus inopinatus* und *Proasellus cavaticus* ist dies bei ≤ 5 °C, bzw. 2,3 °C der Fall (Brielmann et al., 2011). Eine weitere Studie untersuchte die Temperaturtoleranz von Isopoden, mit dem Ergebnis, dass 90 % der Individuen der Art *Proasellus valdensis* bei Temperaturen zwischen 2 und 13 °C überleben, während eine unbestimmte Art von *Proasellus* einen starken Abfall der Überlebensrate aufweist, sobald die Temperatur von 10 °C abweicht (Mermillod-Blondin et al., 2013). In zwei weiteren Studien zeigte sich unter Laborbedingungen, dass die Art *Niphargus rhenorhodanensis* bis 3 °C eine aktive Fortbewegung zeigt und erst ab - 2 °C eine Veränderung der Aktivität des Stoffwechsels zu beobachten ist. Die Grundwasserart *Niphargus virei* zeigt dagegen schon bei 3 °C einen Abfall im Stoffwechsel und eine Unbeweglichkeit (Colson-Proch et al., 2009; Issartel et al., 2005). Aufgrund der limitierten Aussagekraft dieser Laborstudien mit wenigen Arten, sind für konkrete Aussagen zu

den faunistischen Effekten einer Grundwasserabkühlung Feldstudien an weiteren Arten erforderlich (Becher et al., 2022). Eine Abkühlung des Grundwassers um wenige Grad durch geothermische Nutzungen würde gleichzeitig den Folgen der langfristig beobachteten Grundwassererwärmung in vielen Messstellen durch Klimawandel und anthropogene Wärmeeinträge entgegenwirken (Benz, Irvine, et al., 2022; Benz, Menberg, et al., 2022). Sie könnte daher helfen den wünschenswerten, natürlichen Zustand der Grundwasserökologie zu erhalten, bzw. wiederherzustellen.

Bei der Beurteilung der Folgen für die Grundwasserfauna durch geothermische Nutzung des Untergrunds ist daher grundlegend zwischen Erwärmung und Abkühlung des Grundwassers zu unterscheiden. Daneben müssen für ein nachhaltiges Management des Grundwassers auch unregulierte Wärmeeinträge berücksichtigt werden um einen umfassenden Schutz der Grundwasserfauna in urban geprägten Gebieten zu gewährleisten (Blum et al., 2021). Unregulierte Wärmeeinträge übertreffen oft die Wirkung geothermischer Nutzung sowohl in absoluten, lokalen Temperaturen, als auch in der flächigen Wirkung auf das thermische Regime im Untergrund. So finden sich beispielsweise im Grundwasser in unmittelbarer Umgebung von Tiefgaragen Temperaturen bis zu 30 °C und bei Deponien bis zu 60 °C (Noethen et al., 2022; Tissen et al., 2019). Daneben führten anthropogene Veränderungen an der Oberfläche auch ohne erhöhte Wärmeeinträge an einigen in diesem Vorhaben betrachteten Messstellen zu signifikanten Änderungen in den faunistischen Parametern. Aussagen zum möglichen Einfluss von stofflichen Nutzungen, d. h. Grundwasserentnahmen z. B. zur Trinkwasserversorgung können anhand der Erkenntnisse aus Thermostress nicht getroffen werden.

Auf Grundlage der geschilderten Erkenntnisse sowie deren Limitierungen können einige Vorschläge für die **Erarbeitung von Handlungsempfehlungen** für die Genehmigung von thermischen und anderen Untergrundnutzungen mit möglichen Folgen für den faunistischen Zustand des Grundwassers gemacht werden. Ein Vorschlag für den schematischen Ablauf und die zu berücksichtigenden Effekte und Nutzungsauswirkungen ist in Abbildung 42 dargestellt. Dieser gliedert sich in vier Stufen und ist an das Genehmigungsschema für die nachhaltige Nutzung von oberflächennahem Grundwasser aus Blum et al. (2021) angelehnt. Idealerweise sollte ein solches Genehmigungsverfahren im Rahmen einer stadt- bzw. landesweiten Strategie für Grundwassermanagement, das Grundwassernutzung und Schutz von Grundwasserökologie vereint, umgesetzt werden.

Aufgrund der oben beschriebenen Folgen verschieden gearteter Eingriffe in den Untergrund sollten vorgeschlagen folgende vier Arten von Eingriffen zu berücksichtigen: Geothermie (zum Heizen und oder zum Kühlen), unregulierter Wärmeeintrag, Veränderung der Oberflächenbeschaffenheit und stoffliche Nutzung. Während die Regulierung der thermischen Bedingungen im Grundwasser für einen besseren Schutz von Grundwasserökosystemen seit einigen Jahren im

Fokus steht (z. B. Hahn et al. (2018)), haben die Untersuchungen hier klar gezeigt, dass auch Veränderungen in der Oberflächenbeschaffenheit drastische Auswirkungen auf die Grundwasserfauna haben können. Daher sollten auch solche Maßnahmen in Schutzkonzepte für die Grundwasserfauna integriert und entsprechend reguliert werden.

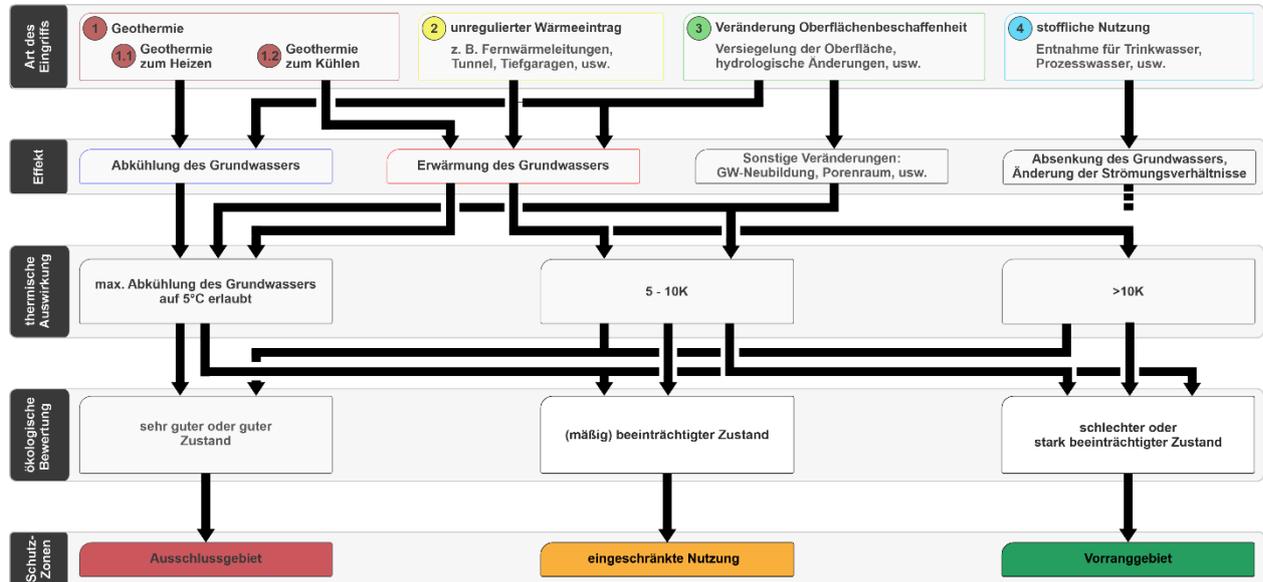


Abbildung 42: Vorschlag für den schematischen Ablauf eines Genehmigungsverfahrens für verschiedene Eingriffe in das Grundwasser basierend auf den möglichen Folgen für die Grundwasserfauna. Für die ökologische Bewertung ist hier beispielhaft die Einteilung nach dem Schema von Griebl et al. (2014) gezeigt.

Im nächsten Schritt des Verfahrens gilt es die möglichen Effekte der verschiedenen Eingriffe in das Grundwasser zu klassifizieren. Bei den thermischen Effekten ist hier zwischen einer Abkühlung und Erwärmung des Grundwassers zu unterscheiden, da diese unterschiedlichen Folgen für die Grundwasserfauna haben. Des Weiteren wird zwischen hydraulischen Effekten, wie der Absenkung des Grundwassers und der Änderung der Strömungsverhältnisse, sowie sonstigen Veränderungen, z. B. in der Grundwasserneubildung und des Lückenraumes, unterschieden.

Bei den thermischen Effekten ist zudem die erwartete Intensität, d. h. die Höhe der Temperaturänderung entscheidend. Da in Deutschland üblicherweise eine maximale Abkühlung des Grundwassers auf minimal 5 °C empfohlen wird (Hähnlein et al., 2010), wird dieser Wert in das vorgeschlagene Schema übernommen, obwohl bisher keine evidenzbasierte Begründung für diesen Wert vorliegt. Der Argumentation von Blum et al. (2021) folgend werden für Wärmeeinträge zwei Intensitätsbereiche unterschieden, 5 - 10 K und > 10 K, da Temperaturänderungen über 10 K hinaus nicht nur ökologische sondern auch signifikante chemische Veränderungen nach sich ziehen können. Entsprechend werden in solchen Fällen, z. B. für die Genehmigung von Aquiferspeichern (Aquifer Thermal Energy Storage, ATEs) detaillierte Untersuchungen zur technischen und ökologischen Bewertung empfohlen (Blum et al., 2021).

Nach der Betrachtung der Effekte und möglicher Auswirkung ist es entscheidend den aktuellen Zustand des Grundwasserökosystems am Standort der geplanten Untergrundnutzung im Genehmigungsprozess zu berücksichtigen. Dazu sollte eine umfassende ökologische Bewertung des Grundwassers auf der Basis der angetroffenen Anzahl an Individuen und Arten, bzw. Taxa, sowie der existierenden Bewertungsschemata, z. B. für den ökologischen Zustand nach (Griebler et al., 2014) oder für den Oberflächeneinfluss (GFI und OBELIX) durchgeführt werden. Ein weiterer Ansatz zur ökologischen Bewertung wird gerade im Rahmen des BMBF-Projektes GroundCare (FZK 033W037C) entwickelt. Idealerweise sollten dabei mögliche Schwankungen, wie sie besonders für die Abundanz und die Anzahl an Arten an einigen Messstellen im Thermostress-Datensatz beobachtet wurden, berücksichtigt werden.

Je nach ökologischem Zustand wird anschließend eine Einstufung des Standorts in drei Klassen vorgeschlagen, die sich hier beispielhaft an der Einteilung der ökologischen Güteklassen in Griebler et al. (2014) orientiert. Liegt ein sehr guter oder guter ökologischer Zustand vor, so ist dieses Ökosystem als schützenswert einzustufen, und von einer geothermischen, stofflichen oder sonstigen Nutzung des Untergrundes sollte abgesehen werden (Abbildung 43). Dies gilt ebenfalls für besonders artenreiche Gebiete oder Bereiche mit seltenen endemischen Arten in der Grundwasserfauna, die in den momentan existierenden Bewertungsansätzen nicht berücksichtigt werden. Für die Ausweisung solcher Ausschlussgebiete für die Grundwassernutzung gilt es lokale bzw. regionale, ökologisch begründete Schwellenwerte (z. B. für Temperatur, Grad an Oberflächenveränderungen, usw.) festzulegen, z. B. in Form von Wärmelastpläne für das Grundwasser.

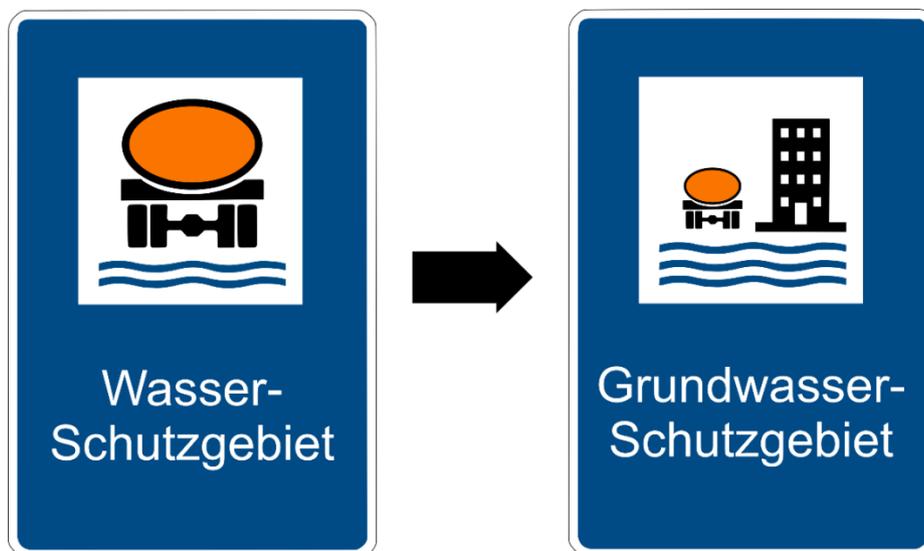


Abbildung 43: Bestehendes Verkehrszeichen für Wasserschutzgebiete (links) und Vorschlag für ein Verkehrszeichen für Grundwasserschutzgebiete (rechts) (verändert nach Blum et al. (2021)).

Liegt bereits eine nicht-marginale Abweichung vom naturnahen Referenzzustand des Grundwasserökosystems vor, so wäre Einzelfall-abhängig über eine Genehmigung zu entscheiden. Ein mögliches Beispiel hierfür wäre eine heterogene Zusammensetzung der Faunengemeinschaft mit vielen Oberflächenarten, bei nachweislichem Oberflächeneinflusses und bereits erkennbaren Veränderungen. In einem solchen Fall wäre auch die Ausweisung einer teilweisen Schutzzone, bzw. auch eine Beschränkung der Nutzung z. B. auf eine Abkühlung des Grundwassers, denkbar. Als Ausgleich für erweiterte Schutzgebiete oder Ausschlussgebiete sollten jedoch auch Gebiete ausgewiesen werden, die ausdrücklich eine thermisch-hydraulische Nutzung des Grundwassers erlauben (Abbildung 42). Dies wäre nach dem vorgeschlagenen Schema beispielsweise der Fall, wenn ein schlechter oder stark beeinträchtigter ökologischer Zustand nach (Griebler et al., 2014) vorliegt, z. B. keine oder nur geringe nachweisliche Besiedlung des Standortes oder eine ausschließliche Besiedlung durch Oberflächenarten. Der Standort wäre damit als Vorranggebiet einzustufen, in dem im Rahmen der bestehenden Gesetzgebung Grundwasser thermisch und hydraulisch genutzt werden kann.

Beispiele hierfür könnten z. B. städtische Gebiete sein in denen unbesiedelte Grundwassermessstellen mit bereits deutlich erwärmten Bereichen im Grundwasser zusammenfallen, wie sie beispielsweise bereits in Karlsruhe ((Koch et al., 2021) oder Berlin gefunden wurden (Hahn et al., 2013).

4 Öffentlichkeitsarbeit, Veröffentlichungen und Vorträge

Die in Thermostress gewonnenen Erkenntnisse sind sowohl auf einer wissenschaftlichen Konferenz vorgestellt worden, als auch in wissenschaftliche Publikationen eingeflossen. Daneben wurden die entwickelten Methoden in die Lehre am Lehrstuhl für Ingenieurgeologie am Karlsruher Institut für Technologie übernommen.

Die in den Freilanddaten gefundenen Unterschiede zwischen den grundwasserökologischen Bedingungen und Zuständen zwischen natur-belassenen und anthropogen beeinflussten Gebieten wurden im März 2022 auf der 28. Tagung der Fachsektion Hydrogeologie e.V. in der Deutschen Geologischen Gesellschaft – Geologischen Vereinigung (FH-DGG) in Jena vorgestellt (Titel des Vortrags: „Urbane Grundwasserfauna: natürlich oder anthropogen beeinflusst?“). Weiterhin werden die Projektergebnisse auf der European Geoscience Union General Assembly 2023 in Wien dem internationalen Fachpublikum vorgestellt werden.

Eine wissenschaftliche Publikation befindet sich momentan in der Begutachtung bei dem internationalen Journal *Ecohydrology*. Diese gibt eine detaillierte Übersicht über verfügbare Daten zur Grundwasserfauna in Deutschland und auf globaler Ebene, sowie über aktuelle technische Entwicklungen zur Probennahme und Bewertung der Grundwasserfauna. Eine weitere Publikation mit Erkenntnissen aus Thermostress zur zeitlichen Entwicklung und den räumlichen Zusammenhängen zwischen abiotischen und faunistischen Parametern in Baden-Württemberg ist zurzeit in Vorbereitung. Daneben sind die Arbeiten und Erkenntnisse aus Thermostress Teil einer laufenden Doktorarbeit am Lehrstuhl für Ingenieurgeologie, die voraussichtlich nächstes Jahr abgeschlossen werden wird.

Die in Thermostress angewendeten Messverfahren und entwickelten Methoden wurden außerdem in die Lehre am Karlsruher Institut für Technologie übernommen. Im Rahmen von Exkursionen für Studierende der Angewandten Geowissenschaften, Geoökologie und Geophysik werden regelmäßig Methoden zur Messung abiotischer Parameter, sowie zur Beprobung und Bestimmung der Grundwasserfauna demonstriert. Daneben wurden in den vergangenen Jahren studentische Abschlussarbeiten zu angrenzenden Fragestellungen durchgeführt. In einer Arbeit wurde der hier entwickelten Modellansatzes für die Vorhersage der Grundwassertemperaturen auf weitere Grundwassermessstellen in Süddeutschland übertragen und hat auch für diese plausible Temperaturen bis zu 19,3 °C gezeigt. In einer weiteren Arbeit wurde die zeitliche Entwicklung der Grundwasserfauna in ergänzenden Messstellen im Bereich von Karlsruhe untersucht. Eine Analyse von 36 Messstellen hat gezeigt, dass auch dort die Abundanz und Anzahl an Arten mit zunehmender Bebauung, Verdichtung der Infrastruktur und steigenden Grundwassertemperaturen tendenziell abnimmt.

5 Fazit und Ausblick

Der hier nach Vorbild des Versauerungsindex über die Temperatur-sensitivste Art formulierte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) zeigt eine Verbindung zwischen der Standwasser-, bzw. Aquifertemperatur und der Index-Klasse an. Für den gesamten Datensatz waren höhere GTI-Klassen mit höheren Temperaturen im Standwasser, Aquifer und Jahresmittel der Lufttemperatur, sowie einer niedrigeren Artenvielfalt (Taxazahl) verbunden. Bei der zeitlichen Betrachtung über mehrere Jahre hinweg waren diese Zusammenhänge jedoch weniger deutlich. Mutmaßlich werden die durch den GTI dargestellten Temperatureffekte dabei durch andere Faktoren, wie den Oberflächeneinfluss und Schwankungen in den gemessenen Standwassertemperaturen überlagert. Generell eignet sich der GTI zur biologischen Erfassung der thermischen Verhältnisse in den Grundwassermessstellen. Für die praktische Anwendung bedarf es jedoch einer besseren Aufschlüsselung der ordinalen Indexskala, sowie gegebenenfalls einer Anpassung auf andere Stygoregionen.

Die Auswertung des Thermostressdatensatzes mit 30 Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg hat eine erhebliche Variabilität in den faunistischen Parametern über die letzten 20 Jahre gezeigt. Zusammen mit den durch nicht repräsentative Messungen verursachten Schwankungen in den Standwassertemperaturen erschwert diese Variabilität Aussagen über zeitliche sowie räumliche Trends und Zusammenhänge. Lediglich auf lokaler Ebene, d. h. für einzelne Messstellen, konnten in einigen Fällen kausale Zusammenhänge zwischen Änderungen in abiotischen und faunistischen Parametern in Bezug auf Sauerstoff und Oberflächenveränderung (Änderung Bebauung, bzw. Versiegelung) erkannt werden. Temperaturanstiege im Standwasser bei ansonsten konstanten Bedingungen, wie sie an fünf Messstellen beobachtet wurden, hatten an diesen Standorten keine Veränderung der Faunengemeinschaft zur Folge. Im Gegensatz dazu zeigten einige Messstellen auffällige Veränderungen in der faunistischen Zusammensetzung ohne Änderungen in den hier betrachteten Parametern und Faktoren. Um einen möglichen kausalen Zusammenhang zwischen der Grundwassertemperatur und faunistischen Parametern zu untersuchen, ist eine genauere Untersuchung der thermischen Bedingungen in den Grundwassermessstellen mit Hilfe von Temperatur-, sowie Sauerstoff-Tiefenprofilen unbedingt erforderlich.

Der entwickelte Modellansatz zur Vorhersage von zukünftig zu erwartenden Standwassertemperaturen lieferte plausible Temperaturwerte, die bis 2100 einen Anstieg für einzelne Messstellen zwischen 1,3 K und 6,3 K, bzw. bis auf Jahresdurchschnittstemperaturen von 17 °C im Bereich des Oberrheingraben ergaben. Komplexe, nicht-monotone Zusammenhänge zwischen der Standwassertemperatur und faunistischen Parametern, die bei den Korrelationsanalysen unerkannt blieben, konnten mit Hilfe von Gauß-Prozess-Regressionsmodellen an einzelnen Messstellen identifiziert werden. Obwohl sich diese Beobachtungen gut mit den Erkenntnissen aus der

räumlich-zeitlichen Analyse des gesamten Thermostressdatensatzes decken, konnten die Modelle hier aufgrund der geringen Datendichte und der erheblichen Variabilität besonders in den Temperaturdaten nicht validiert werden. Neben einer Erweiterung der Datengrundlage, könnte eine Erweiterung der Gauß-Prozessmodell in Bezug auf die Betrachtung mehreren (un-)abhängiger Variablen zu einer Verbesserung des Modellansatzes beitragen. Besonders hilfreich könnte hier die Einbindung des anthropogenen Oberflächeneinflusses zusätzlich zum hydrologischen, bzw. faunistischen Oberflächeneinfluss sein.

In Bezug auf die zu Beginn des Projektes formulierten Fragestellungen lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Wann und wie rasch verändern sich Grundwasserökosysteme unter thermischem Stress?

Während einige der hier betrachteten Grundwassermessstellen ansteigende Standwassertemperaturen ohne Änderungen in den faunistischen Parametern zeigten, wiesen andere Standorte wiederum signifikante Änderungen in der faunistischen Zusammensetzung ohne erkennbaren Trend in der Standwassertemperatur auf. Folglich kann zu diesem Aspekt keine abschließende Aussage getroffen werden.

- Gab es in den letzten Jahrzehnten Veränderungen in der Grundwasserfauna aufgrund von Temperaturerhöhungen?

Über das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet ließen sich keine signifikanten Veränderungen in den faunistischen Parametern in den letzten Jahrzehnten betrachten. Veränderungen der Grundwasserfauna in einzelnen Messstellen stehen nicht ausschließlich im Zusammenhang mit Temperaturänderungen, sondern sind meist auf bauliche Veränderungen an der Oberfläche im direkten Umfeld der Messstelle oder auf sinkende Gehalte an gelöstem Sauerstoff im Grundwasser zurückzuführen. In einigen Fällen haben diese Veränderungen zu einer Veränderung in der Besiedlungsstruktur und sogar einer Verbesserung des ökologischen Zustands nach (Griebler et al., 2014) geführt.

- Welche Verfahren und Indikatoren eignen sich für die Untersuchung dieses Zusammenhangs?

Der hier entwickelte Grundwasserfauna-Temperatur-Index (GTI) eignet sich zwar für eine Identifizierung unterschiedlich warmer Standorte, in seiner momentanen Formulierung jedoch noch nicht für die Betrachtungen zeitlicher Veränderungen. Aufgrund ihrer Fähigkeit nicht-monotone Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parameter darzustellen, sind Gauß-Prozess Regressionsmodelle eine vielversprechende Option für weiterführende Untersuchung. Jedoch bedarf es dafür einer guten Datengrundlage und einer Erweiterung des Ansatzes in Hinblick auf die Anzahl und Art der berücksichtigten Parameter.

- Lassen sich auf dieser Grundlage entsprechende Handlungsempfehlungen und Verwaltungsvorschriften ableiten, die auch eine nachhaltige geothermische Nutzung des Grundwassers erlauben?

Um eine nachhaltige Nutzung des Grundwassers zu gewährleisten, wird auf Grundlage der Erkenntnisse aus diesem Vorhaben empfohlen standort-spezifische grundwasserökologische Bewertungen in Handlungsempfehlungen und Verwaltungsvorschriften aufzunehmen. Je nach Art des geplanten Eingriffs in das Grundwasser (z. B. thermische oder stoffliche Nutzung) und dem ökologischen Zustand des Standortes, können so Ausschluss- bzw. Vorranggebiete für bestimmte Nutzungen ausgewiesen werden, die es erlauben Grundwasserschutz und Klimaschutz auf lokaler Ebene zu vereinen.

Literaturverzeichnis

- Alther, R., & Altermatt, F. (2021). Die unterirdische Flohkrebsfauna der Schweiz. *STALACTITE*, 71(1), 72–81. www.youtube.com/watch?v=yzWMk4h_0oE
- Avramov, M., Schmidt, S. I., Griebler, C., Hahn, H. J., & Berkhoff, S. E. (2010). Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 3(2), 74–81. <https://doi.org/10.3243/kwe2010.02.001>
- Baker, M., King, R. S., & Kahle, D. (2020). *Type Package Title Threshold Indicator Taxa Analysis*. <https://orcid.org/0000-0001-5069-0204>
- Barufke. (2010). *Neues aus dem Grundwasserüberwachungsprogramm - Die aktuelle Versauerungssituation in Baden-Württemberg*. 14.
- Becher, J., Englisch, C., Griebler, C., & Bayer, P. (2022). Groundwater fauna downtown – Drivers, impacts and implications for subsurface ecosystems in urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104021>
- Benz, S. A., Bayer, P., & Blum, P. (2017). Global patterns of shallow groundwater temperatures. *Environmental Research Letters*, 12(3), 8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5fb0>
- Benz, S. A., Bayer, P., Winkler, G., & Blum, P. (2018). Recent trends of groundwater temperatures in Austria. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 22, 3143–3154. <https://doi.org/10.5194/hess-22-3143-2018>
- Benz, S. A., Irvine, D. J., Rau, G. C., Bayer, P., Menberg, K., Blum, P., Jamieson, R. C., Griebler, C., & Kurylyk, B. L. (2022). Global groundwater warming. *EarthArXiv*, 36. <https://doi.org/DOI:https://doi.org/10.31223/X5Q64H>
- Benz, S. A., Menberg, K., Bayer, P., & Kurylyk, B. L. (2022). Shallow subsurface heat recycling is a sustainable global space heating alternative. *Nature Communications*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31624-6>
- Berkhoff, S. E., Fuchs, A., & Hahn, H. J. (2021). *Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg - Bericht der Beprobungen 2002-2020*.
- Blum, P., Menberg, K., Koch, F., Benz, S. A., Tissen, C., Hemmerle, H., & Bayer, P. (2021). Is thermal use of groundwater a pollution? *Journal of Contaminant Hydrology*, 239, 103791. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103791>
- Böhmer, J., & Rahmann, H. (1992). Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. . *Projekt "Angewandte Ökologie"*, 3, 194.
- Briellmann, H., Griebler, C., Schmidt, S. I., Michel, R., & Lueders, T. (2009). Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(3), 273–286. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00674.x>

- Briellmann, H., Lueders, T., Schreglmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P., & Griebler, C. (2011). Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme. *Grundwasser*, 16(2), 77–91. <https://doi.org/10.1007/s00767-011-0166-9>
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). (2019). *Hydrogeologie von Deutschland 1:1.000.000 – Klassifikation gemäß der Standardlegende für Hydrogeologische Karten (HY1000–SLHyM)*. <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/DetailResult.do?fileIdentifier=f0b8086e-9dc1-402c-9f38-15b9933b5b77>
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. (2001). *Change in marine communities - An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (2nd ed.). PRIMER-E Ltd.
- Colson-Proch, C., Renault, D., Gravot, A., Douady, C. J., & Hervant, F. (2009). Do current environmental conditions explain physiological and metabolic responses of subterranean crustaceans to cold? *Journal of Experimental Biology*, 212(12), 1859–1868. <https://doi.org/10.1242/jeb.027987>
- di Lorenzo, T., Fiasca, B., di Cicco, M., & Galassi, D. M. P. (2020). The impact of nitrate on the groundwater assemblages of European unconsolidated aquifers is likely less severe than expected. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 11518–11527. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11408-5>
- di Lorenzo, T., & Galassi, D. M. P. (2013). Agricultural impact on Mediterranean alluvial aquifers: Do groundwater communities respond? *Fundamental and Applied Limnology*, 182(4), 271–282. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0398>
- DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (2004). *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) - Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1)*. Beuth Verlag GmbH. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.31030/9569530>
- DWD Climate Data Center (CDC). (2022). *Raster der Monatsmittel der Lufttemperaturminima (2m) für Deutschland, Version v19.3*. : https://dwd-geoportal.de/products/GRD_DEU_P1M_T2M-N/
- Fakher el Abiari, A., Oulbaz, Z., Yacoubi-Khebiza, M., Coineau, N., & Boutin, C. (1998). Etude expérimentale de la sensibilité comparée de trois crustacés stygobies vis-à-vis de diverses substances toxiques pouvant se rencontrer dans les eaux souterraines. *Mémoires de Biospéologie*, 25, 167–181.
- Fuchs, A. (2007). *Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg*. 1–109. <https://kola.opus.hbz-nrw.de/frontdoor/index/index/docId/175>

- Fuchs, A., Hahn, H. J., & Barufke, K.-P. (2006). *Grundwasser-Überwachungsprogramm - Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg*. <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/77258>
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., Dunson, D. B., Vehtari, A., & Rubin, D. B. (2014). *Bayesian data analysis* (B. R. Fla, Ed.; Vol. 2). CRC Press, Taylor & Francis.
- Google LLC. (2022). *Google Earth Pro* (7.3.4.8642 (64-bit)). Google LLC.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Griebler, C., Brielmann, H., Haberer, C. M., Kaschuba, S., Kellermann, C., Stumpp, C., Hegler, F., Kuntz, D., Walker-Hertkorn, S., & Lueders, T. (2016). Potential impacts of geothermal energy use and storage of heat on groundwater quality, biodiversity, and ecosystem processes. *Environmental Earth Sciences*, 75(20), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6207-z>
- Griebler, C., Kellermann, C., Stumpp, C., Hegler, F., Kuntz, D., & Walker-Hertkorn, S. (2015). Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung. In *Texte 54/2015*.
- Griebler, C., Stein, H., Hahn, H. J., Steube, C., Kellermann, C., Fuchs, A., Berkhoff, S. E., & Brielmann, H. (2014). *Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme*. Umweltbundesamt.
- Hach Lang GmbH. (2022). *Intellical LDO101 lumineszenzbasierte/optische Sonde für gelösten Sauerstoff, für das Labor, 1 m Kabel & Intellical PHC101 gelgefüllte pH-Elektrode für das Labor, geringer Wartungsbedarf, 1 m Kabel*. <https://de.hach.com/intellical-ldo101-lumineszenzbasierte-optische-sonde-fur-gelosten-sauerstoff-fur-das-labor-1-m-kabel/product-details?id=23358342977&callback=qs>
- Hahn, H. J. (2006). A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. *Limnologica*, 36(2), 119–137.
- Hahn, H. J., & Fuchs, A. (2009). Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology*, 54(4), 848–860. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02132.x>
- Hahn, H. J., Matzke, D., Kolberg, A., & Limberg, A. (2013). Untersuchung zur Fauna des Berliner Grundwassers – erste Ergebnisse. *Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge*, 20, 85–92.
- Hahn, H. J., Schweer, C., & Griebler, C. (2018). Grundwasserökosysteme im Recht? *Grundwasser*, 23(3), 209–218. <https://doi.org/10.1007/s00767-018-0394-3>

- Hähnlein, S., Bayer, P., & Blum, P. (2010). International legal status of the use of shallow geothermal energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(9), 2611–2625. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.069>
- Hähnlein, S., Bayer, P., Ferguson, G., & Blum, P. (2013). Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energy Policy*, 59, 914–925. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.04.040>
- Hemmerle, H., & Bayer, P. (2020). Climate Change Yields Groundwater Warming in Bavaria, Germany. *Frontiers in Earth Science*, 8(November), 1–8. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.575894>
- IPCC. (2019). *Summary for Policymakers. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, ... J. Malley, Eds.).
- Issartel, J., Renault, D., Voituron, Y., Bouchereau, A., Vernon, P., & Hervant, F. (2005). Metabolic responses to cold in subterranean crustaceans. *Journal of Experimental Biology*, 208(15), 2923–2929. <https://doi.org/10.1242/jeb.01737>
- Janssen, J., & Laatz, W. (2007). *Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows* (6th ed.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg .
- Koch, F., Menberg, K., Schweikert, S., Spengler, C., Hahn, H. J., & Blum, P. (2021). Groundwater fauna in an urban area - Natural or affected? *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(6), 3053–3070. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3053-2021>
- Landesanstalt für Umwelt, M. und N. B.-W. (LUBW). (2022a). *Daten- und Kartendienst der LUBW*. <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/>
- Landesanstalt für Umwelt, M. und N. B.-W. (LUBW). (2022b). *Jahresdatenkatalog Grundwasser*. <http://jdkgw.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/200/?csrt=11385035495993194480>
- Lang, U., Rausch, R., & Gudera, T. (2004). *Modellierung der großräumigen Grundwasserströmungsverhältnisse im Bereich der Heilbronner Mulde*. <https://www.researchgate.net/publication/329542726>
- Matzke, D., Fuchs, A., Berkhoff, S. E., Bork, J., & Hahn, H. J. (2009). *Erhebung und Bewertung der Grundwasserfauna Sachsen-Anhalts*.
- Menberg, K., Bayer, P., Zosseder, K., Rumohr, S., & Blum, P. (2013). Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the Total Environment*, 442, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.043>

- Menberg, K., Blum, P., Kurylyk, B. L., & Bayer, P. (2014). Observed groundwater temperature response to recent climate change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(11), 4453–4466. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4453-2014>
- Mermillod-Blondin, F., Lefour, C., Lalouette, L., Renault, D., Malard, F., Simon, L., & Douady, C. J. (2013). Thermal tolerance breadths among groundwater crustaceans living in a thermally constant environment. *Journal of Experimental Biology*, 216(9), 1683–1694. <https://doi.org/10.1242/jeb.081232>
- Moog, O. (2002). *FAUNA AQUATICA AUSTRIACA Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*.
- Moon, K. R., van Dijk, D., Wang, Z., Gigante, S., Burkhardt, D. B., Chen, W. S., Yim, K., Elzen, A. van den, Hirn, M. J., Coifman, R. R., Ivanova, N. B., Wolf, G., & Krishnaswamy, S. (2019). Visualizing structure and transitions in high-dimensional biological data. *Nature Biotechnology*, 37(12), 1482–1492. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0336-3>
- Mösslacher, F., & Notenboom, J. (1999). Groundwater biomonitoring. *Environmental Science Forum*, 96, 119–140.
- Noethen, M., Hemmerle, H., & Bayer, P. (2022). Sources, intensities, and implications of subsurface warming in times of climate change. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1–23. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2083899>
- Noll, W., & Stammer, H.-J. (1953). *Die Grundwasserfauna des Unterraingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluss des Spessarts*. https://www.zobodat.at/pdf/MittNaturwissMusStadtAschaffenburg_NF_6_1953_0001-0077.pdf
- Ohmer, M., Klester, A., Kissinger, A., Mirbach, S., Class, H., Schneider, M., Lindenlaub, M., Bauer, M., Liesch, T., Menberg, K., & Blum, P. (2022). Calculation of Temperature Plumes in Groundwater with analytical and numerical Models. *Grundwasser*, 27(2), 113–129. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00767-022-00509-2>
- Open Street Map. (2022). *Standard-Karte*. <https://www.openstreetmap.org/#map=14/48.4774/8.9481>
- Pachauri, R. K., & Mayer, L. (2014). *Climate change 2014 : synthesis report*.
- Plum, H., Dietze, G., Armbruster, V., & Wirsing, G. (2009). *Natürliche geogene Grundwasserbeschaffenheit in den hydrogeochemischen Einheiten von Baden-Württemberg*.
- Rasmussen, C. Edward., & Williams, C. K. I. (2006). *Gaussian processes for machine learning*. MIT Press.
- Schminke, H. K., Grad, G., Ahlrichs, W., Bartsch, I., Christl, H., Gerecke, R., Martin, P., Rumm, P., & Wägele, J. W. (2007). *Grundwasserfauna Deutschlands - Ein Bestimmungswerk: DWA-Themen* (1st ed.). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

- SEBA Hydrometrie. (2011). *Produktflyer Kabellichtlote Typ KLL / KLL-T/ KLL-Mini und TLG*.
http://www.birs-hydromet.ch/pdf/produktflyer/grundwasser/seba_kabellichtlote.pdf
- Spengler, C. (2017). *Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser*. Universität Koblenz-Landau.
- Stein, H. (2012). *Biologische Bewertung der Grundwasserökosysteme in Deutschland: Untersuchungen zum Auftreten der Fauna auf unterschiedlichen räumlichen Skalen*. Universität Koblenz-Landau.
- Stein, H., Berkhoff, S., Fuchs, A., & Hahn, H. J. (2015). *Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg*.
- Stein, H., Griebler, C., Berkhoff, S., Matzke, D., Fuchs, A., & Hahn, H. J. (2012). Stygoregions-a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems. *Scientific Reports*, 2, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep00673>
- Thrasher, B., Maurer, E. P., McKellar, C., & Duffy, P. B. (2012). Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), 3309–3314. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3309-2012>
- Tissen, C., Benz, S. A., Menberg, K., Bayer, P., & Blum, P. (2019). Groundwater temperature anomalies in central Europe. *Environmental Research Letters*, 14(10), 104012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4240>
- Untersteiner, H. (2007). *Statistik - Datenauswertung mit Excel und SPSS Für Naturwissenschaftler und Mediziner* (Vol. 1). facultas.
- Verein Deutscher Ingenieure e.V. (VDI). (2010). *VDI 4640 Richtlinie Thermische Nutzung des Untergrunds*.
- Wagner, B. (2016). *Orientierende Erkundung und abfalltechnische Untersuchung auf der Konversionsfläche Campbell Barracks*.

Anhang

Tabelle A. 1: Zusammenstellung aller im Thermostress-Datensatz enthaltenen Parameter.

Bezeichnung	Einheit
Messstellen-Informationen	
Datum der Probennahme	
Jahr der Probennahme	
Rechtswert	
Hochwert	
amtl. Nummer LUBW (Kennzahl/TKBlatt-CompKontrollnummer)	
Bezeichnung (Name) in der Datenbank der LUBW	
Bezeichnung LUBW	
Großgruppen	
Amphipoda	
Cyclopoida	
Harpacticoida	
Parastenocaris	
Bathynellidae	
Isopoda	
Ostracoda	
Cladocera	
Calanoida	
Nematoda	
Oligochaeta	
Acari	
Insecta	
Gastropoda (gesamt Anzahl Individuen, inklusive bestimmter Arten)	
Tardigrada	
Troglochaetus	
Makroturbellaria	
Mikriturbellaria_Klassenmitte	
Rotator_Klassenmitte	
Ciliaten_Klassenmitte	
Nauplien_Klassenmitte	
Cypris_Klassenmitte	
Arten	
Acanthocyclops kieferi	
Acanthocyclops rhenanus KIEFER, 1936	
Acanthocyclops robustus SARS, 1863	
Acanthocyclops sensitivus GRAETER & CHAPPUIS, 1914	
Acanthocyclops venustus NORMAN & SCOTT, 1906	
Acanthocyclops vernalis FISCHER, 1853	
Aelosoma haedleyi BEDDARD, 1888	
Aelosoma hemprichi EHRENBERG, 1828	
Aelosoma hyalinum BUNKE, 1967	

Aeolosoma viride STEPHENSON, 1911
Aeolosoma quaternarium EHRENBERG, 1931
Bathynella freiburgensis JAKOBI, 1954
Bathynella natans VEJDOVSKY, 1882
Bogidiella albertimagni HERTZOG, 1933
Bryocamptus Limnocamptus echinatus MRAZEK, 1893
Buchholzia appendiculata BUCHHOLZ, 1862
Bythiospeum sterkianum lauterborni HAAS, 1936
Bythiospeum rhenanum rhenanum LAIS, 1935
Bythiospeum sterkianum sterkianum CLESSIN, 1882
Cryptocandona kieferi KLIE, 1938
Cryptocandona vavrai KAUFMANN, 1900
Cernovsvitoviella atrata BRETSCHER, 1903
Chappuisius inopinus KIEFER, 1938
Chydorus sphaericus MÜLLER, 1776
Crangonyx subterraneus BATE, 1859
Diacyclops bicuspidatus CLAUS, 1857
Diacyclops bisetosus REHBERG, 1880
Diacyclops crassicaudis SARS, 1863
Diacyclops languidoides LILLJEBORG, 1901
Diacyclops languidus SARS, 1863
Dorydrilus michaelsoni PIGUET, 1913
Eiseniella tetraedra SAVIGNY, 1826
Elaphoidella elaphoides CHAPPUIS, 1923
Embolocephalus velutinus
Epactophanes richardi MRAZEK, 1893
Fabaformiscandona bilobata/bilobatoides KLIE, 1938
Fabaformiscandona brevicornis KLIE, 1938
Fabaformiscandona breuili PARIS, 1920
Fabaformiscandona fabella NÜCHTERLEIN, 1969
Fabaformiscandona latens KLIE, 1940
Fabaformiscandona wegeli PETKOVSKI, 1962
Graeteriella (Paragraeteriella) laisi KIEFER, 1936
Graeteriella unisetigera GRAETER, 1908
Haplotaxis gordioides HARTMANN, 1821
Horstkurticaris noli
Ilyocypris inermis KAUFMANN, 1900
Lumbricillus lineatus MÜLLER, 1774
Macrocyclops albidus CLAUS, 1893
Marionina argentea MICHAELSEN, 1889
Marionina riparia BRETSCHER, 1899
Mixtacandona laisi KLIE, 1938
Mesenchytraeus armatus LEVINSON, 1883
Moraria fontinalis FLÖSSNER, 1970
Moraria varica GRAETER, 1911
Niphargopsis casparyi PRATZ, 1866

Niphargus aquilex SCHIÖDTE, 1855
Niphargus auerbachii SCHELLENBERG, 1934
Niphargus fontanus BATE, 1859
Niphargus foreli HUMBERT, 1876
Niphargus inopinatus SCHELLENBERG, 1932
Niphargus kieferi SCHELLENBERG, 1936
Niphargus kochianus BATE, 1859
Niphargus laisi SCHELLENBERG, 1936
Niphargus rhenorhodanensis SCHELLENBERG, 1937
Niphargus tatrensis WRZESNIEWSKI, 1888
Niphargellus nolli SCHELLENBERG, 1938
Paracamptonus schmeili MRATZEK, 1893
Paracyclops fimbriatus FISCHER, 1853
Parabathynella badenwuerttembergensis (nov. spec.1)
Parastenocaris brevipes KESSLER, 1913
Parastenocaris germanica KIEFER, 1936
Parastenocaris glareola HERTZOG, 1936
Parastenocaris nolli KIEFER, 1938
Parastenocaris spec. 1
Parastenocaris tumida KIEFER, 1961
Parastenocaris phyllura KIEFER, 1938
Phyllognathopus viguieri MAUPAS, 1892
Pesceuscamptus schmeili
Pristinella bilobata BRETSCHER, 1903
Proasellus cavaticus SCHIÖDTE, 1871
Proasellus slavus ssp. REMY, 1948
Proasellus walteri CHAPPUIS, 1948
Pristina proboscidea BEDARD, 1869
Pristina sima MARCUS, 1944
Quistadrilus multisetosus
Rhynchelmis limosella, Hoffmeister 1843
Rhyacodrilus subterraneus HRABE, 1963
Schellencandona insueta KLIE, 1938
Schellencandona schellenbergi KLIE, 1934
Schellencandona triquetra KLIE, 1936
Spirosperma ferox EISEN, 1879
Spirosperma speciosus, Hrabe 1931
Tropocyclops prasinus FISCHER, 1960
Troglochaetus beranecki DELACHAUX, 1920
Tubifex ignotus STOLC, 1886
Vejdovskiiella comata VEJDOVSKY, 1883
Vejdovskiiella intermedia BRETSCHER, 1896

Arten spec.

Acanthocyclops spec.
Achaeta spec.
Bathynellidea juvenil

Thermostress – Abschlussbericht

Candonidae spec. juvenil
 Cernovsvitoviella spec.
 Chappuisius juvenil
 Cyclopoida juvenil
 Cyclops juvenil
 Cyprinidae (Ostracoda) juvenil
 Diacylops spec.
 Dorydrilus/Trichodrilus juvenil
 Elaphoidella spec.
 Fabaeformiscandona juvenil
 Gastropoda ssp
 Harpacticoida juvenil
 Isopoda juvenil
 Marionina spec.
 Naididae gen. spec.
 Niphargus cf. auerbachi
 Niphargus cf foreli
 Niphargus juvenil
 Oligochaeta juvenil
 Oligochaeta ssp.
 Ostracoda juvenil
 Parastenocaris juvenil
 Potamothrix/Tubifex spec
 Pristina spec.
 Pseudocandona spec
 Syncarida juvenil
 Trichodrilus spec
 Troglodrilus sp
 Tubifex juvenil
 Tubificidae juvenil Bif. Bo. *
 Tubificidae juvenil Pekt. Bo. **

Bakterien

mikroskopisch sichtbare Bakterienkolonien

Chemische-Physikalische Parameter LUBW

Geruch, qualitativ	[-]
Färbung, qualitativ	[-]
Trübung, qualitativ	[-]
Temperatur	[°C]
pH-Wert bei ...Grad Celsius	[-]
Sauerstoff	[mg/l]
Sauerstoffsättigungsindex	[%]
Elektrische Leitfähigkeit bei ...Grad Celsius	[µS/cm]
Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	[mmol/l]
Calcium	[mg/l]
Magnesium	[mg/l]
Kalium BG 0,5 (set 0,25)	[mg/l]

Thermostress – Abschlussbericht

Natrium	[mg/l]
Chlorid	[mg/l]
Sulfat	[mg/l]
Nitrat BG 0,5 (set 0,25)	[mg/l]
Ammonium BG 0,01 (set 0,005)	[mg/l]
Nitrit BG 0,01 (set 0,005)	[mg/l]
Ortho-Phosphat BG 0,03 und 0,01 (set 0,015 und 0,005)	[mg/l]
Phosphor, gesamt BG 0,03 / 0,02 / 0,01 / 0,005 / 0,004 / 0,003 (set 0,015 / 0,01 / 0,005 / 0,0025 / 0,002 / 0,0015)	[mg/l]
Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm	[m ⁻¹]
Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436nm	[m ⁻¹]
FNU LUBW	[-]
Abstich	[dm]
Abstich	[m]
Säurekapazität bis pH 4,3 bei ...Grad Celsius	[mmol/l]
Basekapazität bis pH 8,2 bei ...Grad Celsius	[mmol/l]
DOC (Kohlenstoff, gelöster organischer)	[mg/l]
TOC	[mg/l]
Aluminium	[mg/l]
Antimon	[mg/l]
Arsen	[mg/l]
Barium	[mg/l]
Beryllium	[mg/l]
Cadmium	[mg/l]
Chrom	[mg/l]
Cobalt	[mg/l]
Blei	[mg/l]
Bor BG 0,02 / 0,005 (0,01 / 0,0025)	[mg/l]
Eisen BG 0,01 / 0,02 / 0,003 (set 0,005 / 0,01/ 0,0015)	[mg/l]
Fluorid	[mg/l]
Kupfer	[mg/l]
Lithium	[mg/l]
Mangan BG 0,01 / 0,003 (set 0,005 / 0,0015)	[mg/l]
Molybdän	[mg/l]
Nickel	[mg/l]
Quecksilber	[mg/l]
Selen	[mg/l]
Strontium	[mg/l]
Thallium	[mg/l]
Uran	[mg/l]
Vanadium	[mg/l]
Zink	[mg/l]
Acenaphthen	[µg/l]
Acenaphthylen	[µg/l]
Alachlor	[µg/l]
AMPA (Aminomethylphosphonsäure)	[µg/l]

Thermostress – Abschlussbericht

Anthracen	[µg/l]
Atrazin	[µg/l]
Bentazon	[µg/l]
Benzo(a)anthracen	[µg/l]
Benzo(a)pyren	[µg/l]
Benzo(b)fluoranthen	[µg/l]
Benzo(ghi)perylen	[µg/l]
Benzo(k)fluoranthen	[µg/l]
Benzol	[µg/l]
Bromacil	[µg/l]
Chlorethen_LUBW	[µg/l]
Chlorthalonil_LUBW	[µg/l]
Chrysen	[µg/l]
Cyanid, gesamt	[mg/l]
Desethylatrazin	[µg/l]
Desethylterbuthylazin	[µg/l]
Desphenylchloridazon (Metabolit B)	[µg/l]
Desisopropylatrazin	[µg/l]
Diazinon	[µg/l]
Dibenz(a,h)anthracen	[µg/l]
Dibromchlormethan	[mg/l]
2,6-Dichlorbenzamid	[µg/l]
1,2-Dichlorethan	[mg/l]
Dichlormethan	[mg/l]
Metabolit CGA 354742 von Dimethachlor (Dimethachlorsulfonsäure)	[µg/l]
DMS (N,N-Dimethylsulfamid)	[µg/l]
cis-1,2-Dichlorethen	[mg/l]
Diuron	[µg/l]
DTPA_LUBW	[µg/l]
Summe polycycl. arom. Kohlenwasserstoffe [n.TrinkwV 1990 u 2001]	[µg/l]
EDTA_LUBW	[µg/l]
ETBE (Ethyl-tertiär-butylether)	[µg/l]
Ethylbenzol	[µg/l]
Fluoranthen	[µg/l]
Fluoren	[µg/l]
Flusilazol	[µg/l]
Glyphosat	[µg/l]
Hexazinon	[µg/l]
Indeno(1,2,3-cd)pyren	[µg/l]
Isoproturon	[µg/l]
Kohlenwasserstoff_Index	[-]
Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe [n.TrinkwV 2001]	[mg/l]
MCPA (4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure)	[µg/l]
Mecoprop (MCPP)	[µg/l]
Metalaxyl	[µg/l]
Metazachlor	[µg/l]

Thermostress – Abschlussbericht

Metabolit BH 479-4 von Metazachlor (Metazachlorsäure)	[µg/l]
Metabolit BH 479-8 von Metazachlor (Metazachlorsulfonsäure)	[µg/l]
Methyldesphenylchloridazon (Metabolit B1)	[µg/l]
Metolachlor	[µg/l]
MTBE (Methyl-tertiär-butylether)	[µg/l]
m- und p-Xylol	[µg/l]
Naphthalin	[µg/l]
NTA_LUBW	[µg/l]
o_m_p_Xylol	[µg/l]
o-Xylol	[µg/l]
Phenanthren	[µg/l]
Phenolindex	[µg/l]
Propazin	[µg/l]
Pyren	[µg/l]
R_417888_Chlorthalonilsulfonsäure	[µg/l]
Sebuthylazin	[µg/l]
Silikat	[mg/l]
Simazin	[µg/l]
Summe LHKW nach TrinkwV 1990	[mg/l]
Summe polycycl. arom. Kohlenwasserstoffe [n.TrinkwV 2001]	[µg/l]
Metabolit CGA 51202/CGA 351916 von S-Metolachlor (Metolachlorsäure)	[µg/l]
Metabolit CGA 380168/CGA 354743 von S-Metolachlor (Metolachlorsulfonsäure)	[µg/l]
Terbuthylazin	[µg/l]
Tetrachlorethen (Per)	[mg/l]
Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)	[mg/l]
1,1,1-Trichlorethan	[mg/l]
Trichlorethen (Tri)	[mg/l]
Trichlormethan (Chloroform)	[mg/l]
Toluol	[µg/l]
trans-1,2-Dichlorethen	[mg/l]
Bodensatz, qualitativ	[-]
<hr/>	
Chemische-Physikalische Parameter IGÖ	
Tiefe Messstelle	[m]
Tiefenklassen bis 10, 20, 50, 100, 150 und 200 m	[-]
Tiefenklassen bis 20 und 20 bis 200 m	[-]
Durchmesser	[mm]
Grundwasserspiegel v. Rohroberkante	[m]
Höhe GW im Pegel	[m]
Aktuelle Tiefe Messstelle	[m]
Temperatur	
Sauerstoffgehalt	[mg/l]
Sauerstoffsättigung	[%]
Leitfähigkeit	[µS/cm]
pH-Wert	[-]
KBE/ml bei 36°C ab 2013 20-22°C	[KBE/ml]

Thermostress – Abschlussbericht

Carbonat-Härte/SBV/Ks4,3	[mmol/l]
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	[mg/l]
Kjeldahl-Stickstoff (TKN)	[mg/l]
Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	[mg/l]
Ammonium	[mg/l]
Ammoniumstickstoff (Anteil an Molekulargewicht)	[mg/l]
organischer Stickstoff (ohne NH ₄ -N)	[mg/l]
C/N-Verhältnis berechnet	[mg/l]
C/organischer N-Verhältnis berechnet	[mg/l]
partikulärer Kohlenstoff (POC) in (berechnet aus TOC minus DOC)	[mg/l]
Gesamtzellzahl (GZZ)	[-]
Gesamtkeimzahl (GKZ) ab 2012 KBE	[KBE/ml]
Anteil auf R2A-Medium kultivierbarer Keime, Rechengröße aus GKZ/GZZx100	[%]
Gesamtphosphat	[mg/l]
Standardabweichung der Temperatur	[-]
<hr/>	
Sedimentbestimmung IGÖ	
<hr/>	
Sedimentmenge in ml	[ml]
Sand (Dekant.-Rückstand)	[-]
Feinsand (in Probe)	[-]
Schluff	[-]
Detritus	[-]
Eisenocker	[-]
Glimmer geschätzt	[-]
Kalk geschätzt	[-]
Rost geschätzt	[-]
Aktivkohle geschätzt	[-]
Mangan geschätzt	[-]
Ameise	[-]
tote terrestrische Insekten geschätzt	[-]
Kunststoff	[-]
Aas	[-]
Detritus+Aas	[-]
Sonstiges Sediment	[-]
Topologie	[-]
Detritus (korreliert)	[-]
Klassen Sediment gesamt	[-]
Anteil verwertbares Sediment	[ml]
Detritus (korreliert) 2	[-]
Detritus (korreliert) 3	[-]
Wurzel und Detritus korreliert 2	[-]
Prozentualer Anteil Detritus, Aas, und Verwertbaren Sedimentkomponenten	[-]
Bermerkungen zu sonstiges Sediment, sonstiger Fauna...	
<hr/>	
Berechnungen GFI	
<hr/>	
Standardabweichung Temperaturen je Messstelle über die Zeit	[-]
Standardabweichung Temperaturen aus DaMon-Datensatz	[-]
GFI neu berechnet aus: $\sqrt{o2_ges} * SD_Temperature * \sqrt{detritus}$	[-]

Informationen zur Messstelle

Gemeindegebiet
 Naturraum-Codiert
 Naturraumgruppe codiert
 Grundwasserlandschaft codiert, nach LUBW-Datenbank
 Grundwasserlandschaft codiert, modifiziert, Talfüllungen und eiszeitliche Kiese und Sande getrennt.
 Hydrologische Leitfähigkeit codiert
 Hydraulischer Haupttyp, getrennt nach reduzierten Porenraum und ausreichenden Porenvolumen
 Grundwasserleiter mit getrennten Talfüllungen als Text
 Regionale Geologie (Aquifer innerhalb Naturraumgruppe) codiert
 Festgestein/Lockergestein
 Flußeinzugsgebiet codiert nach LUBW
 Flußeinzugsgebiet getrennt nach Rhein (Alpen, Hoch und Oberrhein), Neckar, Main und Donau
 Ehemalig vereistes oder eisfreies Gebiet
 Messnetz Text
 Messnetz LUBW codiert
 Messnetz LUBW, Grobrastermessstellen zugeordnet (Ferdin)
 Messnetz LUBW, Femdmessstellen zugeordnet (Ferdin)
 Anthropogene Beeinflussung
 Art d. Messstelle

Berechnung Stygo-Verhältnisse

Anzahl Copepoda (Cyclopoida, Harpacticoida, Parastenocaris, Calanoida)	[-]
Anzahl Annelida (Oligochaeten und Polychaeten (Troglochaeten))	[-]
Gesamt-Abundanz (Anzahl an Individuen, berechnet über Taxa)	[-]
Anzahl Taxa neu berechnet (Großgruppen & beiden zusammengefasten Taxa)	[-]
Anzahl Arten neu berechnet (Arten und Arten_spec)	[-]
Anzahl stygobionter Spezies (Auszählung mit Hilfe spss-Tabelle 'Fauna-Einteilung inkl. Quellen gekürzt Thermostress')	[-]
Anzahl stygobionte Individuen	[-]
Anzahl stygophiler Spezies	[-]
Anzahl stygophile Individuen	[-]
Anzahl stygoxener Spezies	[-]
Anzahl stygoxener Individuen	[-]
Anzahl nicht näher bestimmter Spezies (z.B.: juvenil, spec., ...) abzüglich bestimmbarer Individuen wie Niphargen	[-]
Anzahl nicht näher bestimmter Individuen (z.B.: juvenil, spec., ...) abzüglich bestimmbarer Individuen wie Niphargen	[-]
Abundanz (Arten und nnbArten)	[-]
Abundanz nicht näher bestimmter Taxa (Nematoden, Insekten, Acari, Tardigraden, Makt., Mikt., Rotator, Ciliaten, Nauplien, Cypris, Abdz_Gastropoda_nb, Annelida_nb)	[-]
Abundanz gesamt (Arten, nnb Arten und nbTaxa)	[-]

Thermostress – Abschlussbericht

Abundanz für die Berechnung der Stygo-Anteile mit folgenden internen Indikatortaxa der IGÖ: Crustacea, Oligochaeta, Polychaeta, Nematoda, Makroturbellaria, Gastropoda, Acari und insektenlarven (nur wenn aquatisch): Abundanz_nach_Arten +Abundanz_Taxa_stygo	[-]
Abundanz Indikatoren der Taxa die nicht auf Artniveau bestimmt	[-]
Anzahl Taxa von Indikatorarten die nicht auf Artniveau bestimmt	[-]
Anteil Stygobionten an Abundanz stygo	[%]
Anteil Stygophilen an Abundanz stygo	[%]
Anteil Stygoxen an Abundanz stygo	[%]
Anteil nicht näher bestimmter Individuen (Anzahl_nb_Individuen) und Taxa (Nematoda, Makroturbellaria, Acari, Insektenlarven, Gastropoda, Annelida) an Abundanz stygo	[%]
Summe Anteile SB, SP, SX, nnb	[%]
Summe Anteile eurytopischer Individuen (unterschiedliche ökologische Verbreitung) also SP, SX und NNB	[%]
Verhältnis Stygobionten zu Nicht-Stygobionten (Grundwasserstandorte die weitgehend von Oberflächeneinfluss abgeschirmt sind: > 1, d.h. der Anteil Stygobionten über 50%)	[-]
Anzahl gesamter Arten bzw. Taxa für die Berechnung der Stygo-Anteile (Summe Anzahl_Arten und Anzahl_Taxa_stygo)	[-]
Anteil stygobionter Arten an Gesamt-Artanzahl stygo	[%]
Anteil stygophiler Arten an Gesamt-Artanzahl stygo	[%]
Anteil stygoxener Arten an Gesamt-Artanzahl stygo	[%]
Anteil nicht bestimmbarer Arten (beinhaltet Anzahl_nb_Arten und Anzahl_Taxa_stygo) an Gesamt-Artanzahl stygo	[%]
Summe Anteile Arten	[%]
Summe Anteile eurytopischer Arten (unterschiedliche ökologische Verbreitung) also Anteil_SP, SX und nnb_Arten	[%]
Verhältnis stygobionter zu nicht-stygobionter Arten (Anteil_SB_Arten durch Summe_Anteile_euryArt)	[-]
Anzahl eurytopischer Individuen (Summe SP, SX und NNB und Abundanz_Taxa_stygo)	[-]
Verhältnis stygobionter zu nicht-stygobionten Individuen (SB durch Anzahl_eury_Ind)	[-]
Anzahl Gastropoda nicht bestimmter Arten (Großgruppe Gastropoda minus Anzahl Individuen bestimmter Arten Bythiospeum)	[-]
Anzahl Gastropoden die bei Art spec. auftauchen	[-]
Anzahl Gastropoden die bei Großgruppen auftauchen	[-]
Anzahl Gastropoden die bei Arten (Bythiospeum) auftauchen	[-]
Anzahl Anneliden nach Arten (Art und Art_spec)	[-]
Differenz Taxa Annelida zu Anzahl Anneliden nach Arten	[-]
Anzahl Annelida die nicht auf Artniveau oder in Art_spec bestimmt wurden und bei Abundanz nnb Taxa fehlen	[-]
Differenz Abundanz nach Taxa und nach Arten (Arten, nnb Arten und nbTaxa)	[-]
Berechnung der Abundanz und Artanzahl der Großgruppen/Taxa indem Art und Art_spec ausgezählt werden	[-]
Berechnung der Abundanz an Amphipoden: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Amphipoden: Auszählung Arten und Art_spec	[-]

Thermostress – Abschlussbericht

Berechnung der Abundanz an Cyclopoden: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Cyclopoden: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Harpacticoida: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Harpacticoida: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Isopoda: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Isopoda: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Ostracoda: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Ostracoda: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Gastropoda: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec sowie Gastropoda_nb	[-]
Anzahl Arten an Gastropoda: Auszählung Arten und Art_spec sowie Gastropoda_nb	[-]
Berechnung der Abundanz an Syncarida: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Syncarida: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Cladocera: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Cladocera: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Berechnung der Abundanz an Annelida: Auszählung Individuen durch Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Anzahl Arten an Annelida: Auszählung Arten und Art_spec	[-]
Summe Oligochaeten	[-]
Summe Crustacean: Cladocera, Cyclopoida, Ostracoda, Amphipoda, Harpacticoida, Syncarida, Isopoda	[-]
Summe Crustacean und Oligochaeten	[-]
Anteil Crustacean an Summe Crustacean und Oligochaeten	[%]
Anteil Oligochaeten an Summe Crustacean und Oligochaeten	[%]
Verhältnis stygobionter zu nicht-stygobionten Individuen (SB durch Anzahl_eury_Ind) bereinigt mit nur Zahlen	[-]

Klimadaten

Jahresmittelwert Lufttemperatur gemessen in 2m ü. Boden (Daten von Google Earth Engine Datensatz ERA5 Daily aggregates)	[°C]
Jahresniederschlag (Daten von Google Earth Engine Datensatz ERA5 Daily aggregates)	[ml]
Temperatur in 2m über dem Boden am Tag der Probennahme Daten DWD und LTZ	[°C]
Niederschlag Summe am Tag der Probennahme Daten DWD und LTZ	[mm]
Jahresmittelwert Lufttemperatur gemessen in 2m ü. Boden (Daten von verschiedenen Wetterstationen DWD und LTZ)	[°C]
Jahresniederschlag Daten DWD und LTZ	[mm]

Sonstige Daten IGÖ

Individuenzahl der Indikatoren auf Großgruppenniveau	[-]
Ergebnisse OBELIX auf Großgruppenniveau	[-]
Ergebnisse Obelix auf Artniveau	[-]
Ergebnisse OBELIX_Klasse auf Großgruppenniveau 2022	[-]

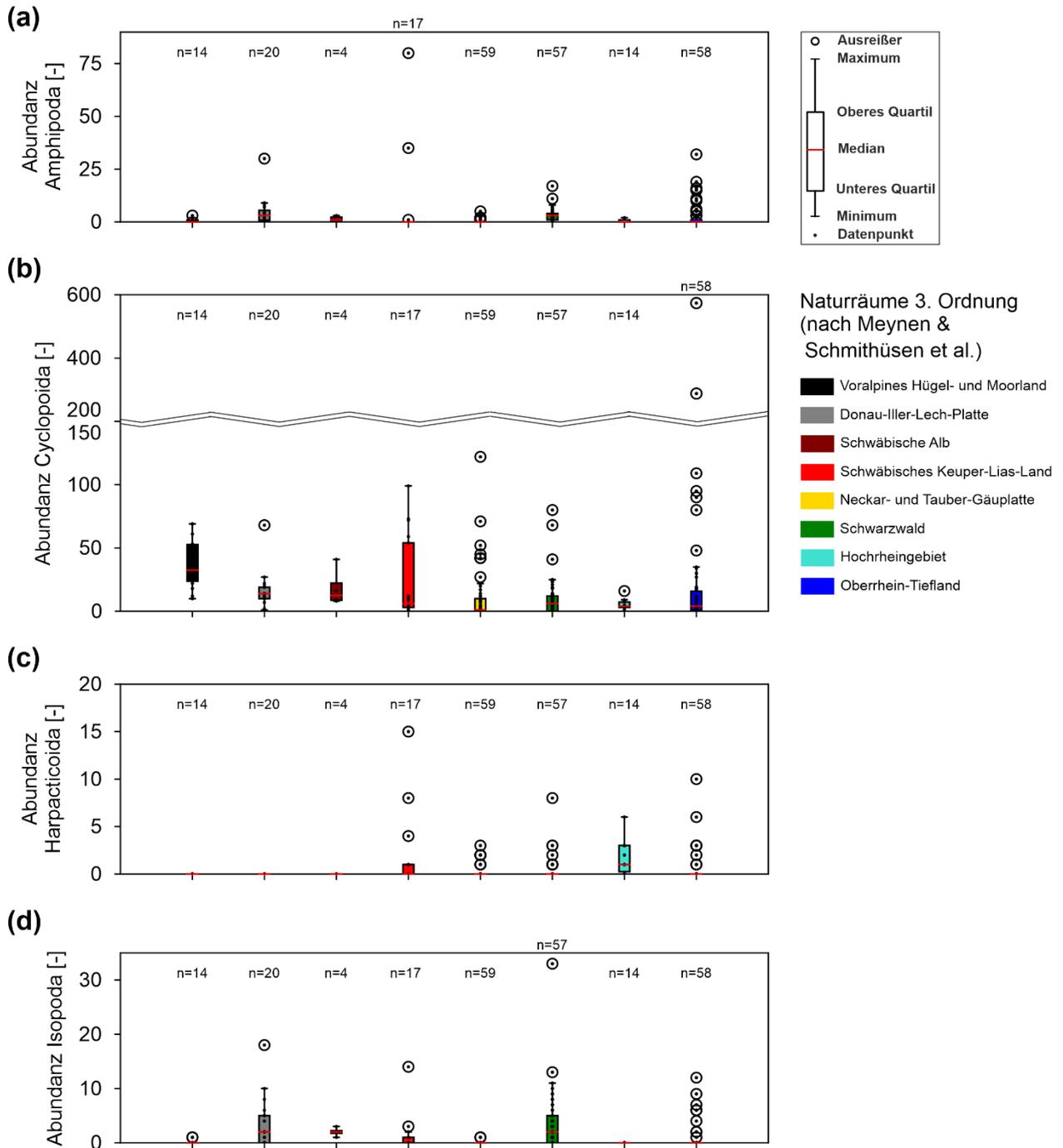
Thermostress – Abschlussbericht

Ergebnisse OBELIX_Klasse auf Artniveau 2022	[-]
Berechnung GFI Conny	[-]
Anteil stygobionter Arten Conny	[%]
Anteil Crustacea auf Großgruppenniveau Conny	[%]
Anteil Oligochaeten auf Großgruppenniveau Conny	[%]
Detritus (Schätzklassen aus Spalte "detritus_korr_2" bis 2009 ergänzt, weil die Schätzung von A. Fuchs falsch)	[-]
Thermo-Index berechnet in Anlehnung an Versauerungsindex	[-]
Thermo-Index berechnet in Anlehnung an Sarprobienindex	[-]
Thermo-Index berechnet in Anlehnung an Sarprobienindex nach Klassen_Stein	[-]

Tabelle A.2: Grundwasser-Temperatur-Index angelehnt an den Versauerungsindex. Farbcodierung kennzeichnet den Temperaturbereich Blau: kaltstenotherme GW-Arten <12°C, orange: wärmetolerante GW-Arten, die Temperaturen < 12°C bevorzugen, rot: wärmetolerante GW-Arten mit Präferenz von dauerhaft erwärmten Standorten >14°C

Indikatorarten	GTI-Klasse 1	GTI-Klasse 2	GTI-Klasse 3
Wert	0,5	0,75	1,0
<i>Elaphoidella charon</i>			
<i>Proasellus slavus</i>			
<i>Acanthocyclops venustus</i>			
<i>Niphargopsis caspary</i>			
<i>Proasellus cavaticus</i>			
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>			
<i>Crangonyx subterraneus</i>			
<i>Niphargus fontanus</i>			
<i>Niphargus kieferi</i>			
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>			
<i>Graeteriella unisetigera</i>			
<i>Diacyclops languidoides</i>			
<i>Parastenocaris fontinalis subsp. borea</i>			
<i>Parastenocaris hippuris</i>			
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>			
<i>Parabathynella badenwürttembergensis</i>			
<i>Cryptocandona kieferi</i>			
<i>Bathynella freiburgensis</i>			
<i>Chappuisius inopinus</i>			

Thermostress – Abschlussbericht



Thermostress – Abschlussbericht

x

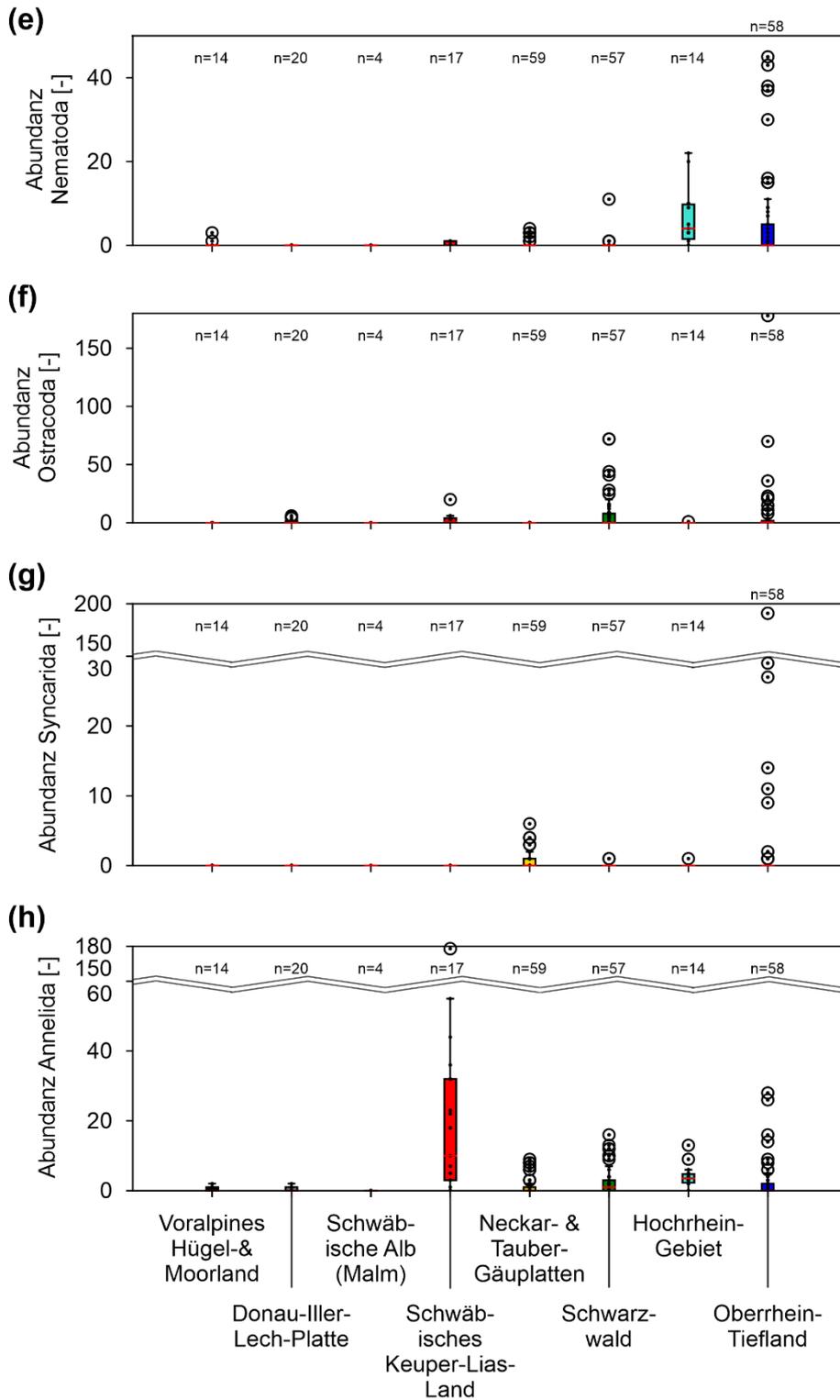


Abbildung A.1: Boxplots verschiedener faunistischer Parameter der jeweiligen Naturräume. Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden für das Jahr 2002 nur Daten von Juni bis September verwendet.

Tabelle A.3: Korrelation zwischen allen Parametern mit signifikanten Spearman-Korrelationskoeffizienten ($>0,5$ & $<-0,5$) (in Fett sind Korrelationen zwischen biotischen und abiotischen Parametern gekennzeichnet).

Parameter abgekürzt	Parameter abgekürzt	Spearman-Korrelationskoeffizient
Abundanz_Amphipoda	cra_subt	0,53
Abundanz_Amphipoda	Arsen_Lubw	0,53
Abundanz_Annelida	Anzahl_Arten_Annelida	0,96
Abundanz_Cladocera	cladocer	1,00
Abundanz_Cladocera	chy_sphae	1,00
Abundanz_Cladocera	Anzahl_Arten_Cladocera	1,00
Abundanz_Cyclopoida	cop_juve	0,86
Abundanz_Cyclopoida	Anzahl_Arten	0,55
Abundanz_Cyclopoida	Abundanz_nAz	0,75
Abundanz_Cyclopoida	Anzahl_Arten_Cyclopoida	0,75
Abundanz_Gastropoda	gastro_spec	0,67
Abundanz_Gastropoda	Anzahl_Arten_Gastropoda	1,00
Abundanz_Harpacticoida	dia_lago	0,54
Abundanz_Harpacticoida	harp_juv	0,59
Abundanz_Harpacticoida	Anzahl_Arten_Harpacticoida	1,00
Abundanz_Isopoda	pro_slsp	0,73
Abundanz_Isopoda	Anzahl_Arten	0,52
Abundanz_Isopoda	Anzahl_Arten_Isopoda	0,97
Abundanz_Isopoda	Strontium_Lubw	-0,52
Abundanz_nAz	cop_juve	0,64
Abundanz_Ostracoda	DOC_Lubw	0,51
Abundanz_Ostracoda	Anzahl_Taxa	0,60
Abundanz_Ostracoda	Anzahl_Arten	0,52
Abundanz_Ostracoda	Anzahl_Arten_Ostracoda	0,98
Abundanz_Syncarida	bat_frei	0,57
Abundanz_Syncarida	parba_sp2	0,69
Abundanz_Syncarida	Anzahl_Arten_Syncarida	1,00
ael_hemp	aca_kief	0,70
ael_quat	ael_head	0,70
Ant_Crusta	Abundanz_Annelida	-0,72
Ant_Crusta	Anzahl_Arten_Annelida	-0,72
Ant_Oligo	Abundanz_Annelida	0,87
Ant_Oligo	Anzahl_Arten_Annelida	0,86
Ant_Oligo	Ant_Crusta	-0,84
Anteil_SB	Summe_Anteile_eury	-0,87
Anteil_SB	OBELIX_Großgruppenniveau	-0,66
Anteil_SB	OBELIX_Artniveau	-0,68
Anteil_SB	OBELIX_Klasse_Großgr_2022	-0,57
Anteil_SB	OBELIX_Klasse_ART_2022	-0,61
Anzahl_Arten	Abundanz_nAz	0,67
Anzahl_Arten_Amphipoda	cra_subt	0,53

Thermostress – Abschlussbericht

Anzahl_Arten_Amphipoda	Arsen_Lubw	0,56
Anzahl_Arten_Amphipoda	Abundanz_Amphipoda	0,96
Anzahl_Arten_Annelida	Anzahl_Taxa	0,52
Anzahl_Arten_Cladocera	cladocer	1,00
Anzahl_Arten_Cladocera	chy_sphae	1,00
Anzahl_Arten_Cyclopoida	dia_lago	0,54
Anzahl_Arten_Cyclopoida	cop_juve	0,66
Anzahl_Arten_Cyclopoida	Anzahl_Arten	0,70
Anzahl_Arten_Cyclopoida	Abundanz_nAz	0,51
Anzahl_Arten_Gastropoda	gastro_spec	0,68
Anzahl_Arten_Harpacticoida	harp_juv	0,61
Anzahl_Arten_Isopoda	pro_slsp	0,74
Anzahl_Arten_Isopoda	Anzahl_Arten	0,51
Anzahl_Arten_Ostracoda	ostr_juv	0,56
Anzahl_Arten_Ostracoda	DOC_Lubw	0,51
Anzahl_Arten_Ostracoda	Anzahl_Taxa	0,59
Anzahl_Arten_Ostracoda	Anzahl_Arten	0,52
Anzahl_Arten_Syncarida	bat_frei	0,55
Anzahl_Arten_Syncarida	parba_sp3	0,69
Anzahl_Taxa	Anzahl_Arten	0,80
Anzahl_Taxa	Abundanz_nAz	0,73
Arsen_Lubw	Nitrat_Lubw	-0,52
Atrazin_Lubw	Cobalt_Lubw	0,58
bat_juv	vej_inte	0,71
Benzol_Lubw	Quecksilber_Lubw	1,00
Benzol_Lubw	Thallium_Lubw	0,54
Beryllium_Lubw	aca_rhen	0,72
Blei_Lubw	Cadmium_Lubw	0,61
Bor_Lubw	Temp_Lubw	0,53
Bor_Lubw	Chlorid_Lubw	0,56
c_härte	EC_Lubw	0,64
c_härte	Summe_erdalkali_Lubw	0,74
c_härte	Ca_Lubw	0,68
c_härte	Mg_Lubw	0,52
c_härte	Chlorid_Lubw	0,54
c_härte	Säurekap_pH4_Lubw	0,78
c_härte	Lithium_Lubw	0,62
c_härte	Strontium_Lubw	0,75
c_härte	leitf	0,81
Ca_Lubw	EC_Lubw	0,66
Ca_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,91
Chlorid_Lubw	Temp_Lubw	0,75
Chlorid_Lubw	EC_Lubw	0,58
Chlorid_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,70
Chlorid_Lubw	Ca_Lubw	0,70
Chlorid_Lubw	Na_Lubw	0,76

Thermostress – Abschlussbericht

Chrom_Lubw	parba_sp1	0,52
chy_sphae	cladocer	1,00
CN_TOC_orgN	Fe_Lubw	0,58
CN_TOC_orgN	Selen_Lubw	0,89
CN_TOC_orgN	Benzol_Lubw	0,55
CN_TOC_orgN	TOC	0,73
CN_TOC_orgN	POC_ber	0,60
CN_TOC_orgN	Cadmium_Lubw	-0,71
CN_TOC_orgN	Blei_Lubw	-0,80
CN_TOC_orgN	Thallium_Lubw	-0,80
CN_TOC_orgN	TKN	-0,72
CN_TOC_TKN	DOC_Lubw	0,55
CN_TOC_TKN	Fe_Lubw	0,58
CN_TOC_TKN	Kupfer_Lubw	0,57
CN_TOC_TKN	Mn_Lubw	0,61
CN_TOC_TKN	Selen_Lubw	0,71
CN_TOC_TKN	TOC	0,86
CN_TOC_TKN	CN_TOC_orgN	0,89
CN_TOC_TKN	POC_ber	0,78
CN_TOC_TKN	Blei_Lubw	-0,57
CN_TOC_TKN	Thallium_Lubw	-0,61
CN_TOC_TKN	TKN	-0,51
detritus_neu_2021_CS	GFI_neu_berechnet	0,62
DOC	DOC_Lubw	0,67
DOC	Selen_Lubw	0,54
DOC_Lubw	cop_juve	0,53
DOC_Lubw	O2_ges_Lubw	-0,80
DOC_Lubw	O2_sätt_Lubw	-0,78
ela_elap	eis_tetr	0,58
fab_bita	aca_kief	0,70
fab_bita	ael_hemp	1,00
fab_juv	nip_lorh	0,57
fab_late	dia_bise	0,50
fab_wege	ael_head	0,58
Fluorid_Lubw	Mg_Lubw	0,60
Fluorid_Lubw	Barium_Lubw	0,65
Fluorid_Lubw	Bor_Lubw	0,51
GFI_neu_berechnet	Ca_Lubw	-0,51
GutesSediment_ml	Benzol_Lubw	0,60
GutesSediment_ml	sed_ml	0,85
GutesSediment_ml	detritus_neu_2021_CS	0,94
GutesSediment_ml	Cobalt_Lubw	-0,50
Jahresmitteltemperatur_DWD_Raster	K_Lubw	0,53
Jahresmitteltemperatur_DWD_Raster	Quecksilber_Lubw	0,52
Jahresmitteltemperatur_DWD_Raster	Strontium_Lubw	0,53
Jahresmitteltemperatur_DWD_Raster	Silikat_Lubw	0,52

Thermostress – Abschlussbericht

Jahresmitteltemperatur_DWD_Raster	Lufttemperatur_GEE	0,58
K_Lubw	O2_ges_Lubw	-0,55
K_Lubw	O2_sätt_Lubw	-0,53
leitf	Temp_Lubw	0,53
leitf	EC_Lubw	0,75
leitf	Summe_erdalkali_Lubw	0,92
leitf	Ca_Lubw	0,83
leitf	Mg_Lubw	0,70
leitf	Chlorid_Lubw	0,70
leitf	Sulfat_Lubw	0,60
leitf	Nitrat_Lubw	0,68
leitf	Säurekap_pH4_Lubw	0,86
leitf	Chrom_Lubw	0,52
leitf	Lithium_Lubw	0,69
leitf	Strontium_Lubw	0,83
Lithium_Lubw	Temp_Lubw	0,58
Lithium_Lubw	EC_Lubw	0,67
Lithium_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,68
Lithium_Lubw	Mg_Lubw	0,83
Lithium_Lubw	Chlorid_Lubw	0,53
Lithium_Lubw	Nitrat_Lubw	0,54
Lithium_Lubw	Säurekap_pH4_Lubw	0,69
Lithium_Lubw	Bor_Lubw	0,61
Lithium_Lubw	Fluorid_Lubw	0,70
Lufttemperatur_GEE	CN_TOC_orgN	-0,59
Mg_Lubw	EC_Lubw	0,51
Mg_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,72
Molybdän_Lubw	DOC_Lubw	0,53
Molybdän_Lubw	Bor_Lubw	0,69
Molybdän_Lubw	Fluorid_Lubw	0,52
Molybdän_Lubw	Lithium_Lubw	0,54
mor_vari	ela_elap	0,58
Na_Lubw	Temp_Lubw	0,61
Na_Lubw	K_Lubw	0,60
Na_Lubw	O2_ges_Lubw	-0,52
NH4	NH4_N	0,85
Nickel_Lubw	EC_Lubw	0,55
Nickel_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,53
Nickel_Lubw	Säurekap_pH4_Lubw	0,51
nip_juv	nip_cf_for	0,53
Nitrat_Lubw	EC_Lubw	0,56
Nitrat_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,67
Nitrat_Lubw	Ca_Lubw	0,73
Nitrat_Lubw	Sulfat_Lubw	0,59
o_PO4_Lubw	Na_Lubw	0,55
o2_ges	O2_ges_Lubw	0,69

Thermostress – Abschlussbericht

o2_ges	O2_sätt_Lubw	0,69
o2_ges	o2_sätt	0,99
o2_ges	K_Lubw	-0,53
o2_ges	DOC_Lubw	-0,57
o2_sätt	O2_ges_Lubw	0,69
o2_sätt	O2_sätt_Lubw	0,69
o2_sätt	K_Lubw	-0,52
o2_sätt	DOC_Lubw	-0,57
O2_sätt_Lubw	O2_ges_Lubw	0,99
OBELIX_Großgruppenniveau	Abundanz_nAz	0,51
OBELIX_Großgruppenniveau	Summe_Anteile_eury	0,67
OBELIX_Großgruppenniveau	Abundanz_Annelida	0,57
OBELIX_Großgruppenniveau	Anzahl_Arten_Annelida	0,56
OBELIX_Großgruppenniveau	Ant_Oligo	0,67
OBELIX_Großgruppenniveau	Ant_Crusta	-0,61
OBELIX_Klasse_ART_2022	Summe_Anteile_eury	0,61
OBELIX_Klasse_ART_2022	Abundanz_Annelida	0,65
OBELIX_Klasse_ART_2022	Anzahl_Arten_Annelida	0,62
OBELIX_Klasse_ART_2022	Ant_Oligo	0,72
OBELIX_Klasse_ART_2022	OBELIX_Großgruppenniveau	0,75
OBELIX_Klasse_ART_2022	OBELX_Artniveau	0,83
OBELIX_Klasse_ART_2022	OBELIX_Klasse_Großgr_2022	0,69
OBELIX_Klasse_ART_2022	Ant_Crusta	-0,68
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	Summe_Anteile_eury	0,58
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	Abundanz_Annelida	0,55
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	Anzahl_Arten_Annelida	0,53
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	Ant_Oligo	0,64
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	OBELIX_Großgruppenniveau	0,90
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	OBELX_Artniveau	0,86
OBELIX_Klasse_Großgr_2022	Ant_Crusta	-0,59
OBELX_Artniveau	Abundanz_nAz	0,51
OBELX_Artniveau	Summe_Anteile_eury	0,70
OBELX_Artniveau	Abundanz_Annelida	0,63
OBELX_Artniveau	Anzahl_Arten_Annelida	0,62
OBELX_Artniveau	Ant_Oligo	0,70
OBELX_Artniveau	OBELIX_Großgruppenniveau	0,94
OBELX_Artniveau	Ant_Crusta	-0,65
orgN	Bromacil_Lubw	0,54
orgN	TKN	0,98
orgN	Cobalt_Lubw	-0,61
orgN	Mn_Lubw	-0,66
orgN	CN_TOC_TKN	-0,68
orgN	CN_TOC_orgN	-0,68
P_ges_Lubw	o_PO4_Lubw	0,81
pac_schm	byo_ster	0,71
pca_brev	byo_laut	0,58

Thermostress – Abschlussbericht

pca_glar	lus_line	0,71
pca_juve	cha_inop	0,70
pca_spe1	mor_font	0,52
ph	pH_Lubw	0,79
POC_ber	Selen_Lubw	0,56
POC_ber	TOC	0,80
Prozent_GutesSediment	DOC_Lubw	0,53
Prozent_GutesSediment	Kupfer_Lubw	0,58
Prozent_GutesSediment	Lithium_Lubw	0,67
Prozent_GutesSediment	Molybdän_Lubw	0,56
Prozent_GutesSediment	Strontium_Lubw	0,66
Prozent_GutesSediment	Uran_Lubw	0,74
prs_sima	pri_bilo	0,70
prs_spec	pca_juve	0,70
pse_spec	hap_gord	0,71
Quecksilber_Lubw	cypris_KM	0,63
Quecksilber_Lubw	aca_rhen	0,54
Quecksilber_Lubw	sca_triq	0,63
Quecksilber_Lubw	tro_pras	0,63
Quecksilber_Lubw	DOC_Lubw	0,62
Quecksilber_Lubw	Beryllium_Lubw	0,73
Quecksilber_Lubw	Cadmium_Lubw	0,51
Quecksilber_Lubw	Cobalt_Lubw	0,82
Quecksilber_Lubw	Blei_Lubw	0,74
Quecksilber_Lubw	Fe_Lubw	0,70
qui_mult	pca_brev	0,57
Säurekap_pH4_Lubw	Temp_Lubw	0,51
Säurekap_pH4_Lubw	EC_Lubw	0,75
Säurekap_pH4_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,94
Säurekap_pH4_Lubw	Ca_Lubw	0,83
Säurekap_pH4_Lubw	Mg_Lubw	0,73
Säurekap_pH4_Lubw	Chlorid_Lubw	0,60
Säurekap_pH4_Lubw	Sulfat_Lubw	0,54
Säurekap_pH4_Lubw	Nitrat_Lubw	0,63
SD_Temperature	GFI_neu_berechnet	0,58
SD_Temperature	Ca_Lubw	-0,53
SD_Temperature	Nitrat_Lubw	-0,52
Selen_Lubw	K_Lubw	0,59
Selen_Lubw	Bor_Lubw	0,57
Selen_Lubw	Molybdän_Lubw	0,53
Selen_Lubw	O2_ges_Lubw	-0,52
Selen_Lubw	O2_sätt_Lubw	-0,51
Silikat_Lubw	Bor_Lubw	0,53
spi_spci	nip_font	0,58
Strontium_Lubw	Temp_Lubw	0,59
Strontium_Lubw	EC_Lubw	0,82

Thermostress – Abschlussbericht

Strontium_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,81
Strontium_Lubw	Ca_Lubw	0,73
Strontium_Lubw	Mg_Lubw	0,65
Strontium_Lubw	K_Lubw	0,51
Strontium_Lubw	Chlorid_Lubw	0,60
Strontium_Lubw	Sulfat_Lubw	0,68
Strontium_Lubw	Nitrat_Lubw	0,71
Strontium_Lubw	Säurekap_pH4_Lubw	0,73
Strontium_Lubw	Bor_Lubw	0,60
Strontium_Lubw	Lithium_Lubw	0,75
Sulfat_Lubw	EC_Lubw	0,52
Sulfat_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,63
Sulfat_Lubw	Ca_Lubw	0,66
Sulfat_Lubw	K_Lubw	0,56
Summe_erdalkali_Lubw	EC_Lubw	0,75
temp	Temp_Lubw	0,63
temp	Chlorid_Lubw	0,54
Thallium_Lubw	Beryllium_Lubw	0,59
Thallium_Lubw	Cadmium_Lubw	0,59
Thallium_Lubw	Blei_Lubw	0,63
Thallium_Lubw	Quecksilber_Lubw	1,00
TI_nach_Vers_sensitivstes_Taxon	Abundanz_Isopoda	-0,58
TI_nach_Vers_sensitivstes_Taxon	Anzahl_Arten_Isopoda	-0,59
tiefe	Strontium_Lubw	0,53
tiefe_akt	Strontium_Lubw	0,59
tiefe_akt	tiefe	0,92
TKN	Silikat_Lubw	-0,56
TOC	Selen_Lubw	0,52
TOC	DOC	0,63
trg_bera	pca_spe1	0,52
tri_spec	mar_spec	0,70
tro_sp	vej_inte	0,71
tub_bi_b	phy_vigu	0,71
tub_juv	pca_tumi	0,70
tub_juv	ach_spec	0,71
Uran_Lubw	EC_Lubw	0,62
Uran_Lubw	Summe_erdalkali_Lubw	0,51
Uran_Lubw	Ca_Lubw	0,50
Uran_Lubw	K_Lubw	0,73
Uran_Lubw	Sulfat_Lubw	0,61
Uran_Lubw	Säurekap_pH4_Lubw	0,53
Uran_Lubw	DOC_Lubw	0,50
Uran_Lubw	Bor_Lubw	0,58
Uran_Lubw	Lithium_Lubw	0,64
Uran_Lubw	Molybdän_Lubw	0,67
Uran_Lubw	Selen_Lubw	0,61

Uran_Lubw	Strontium_Lubw	0,55
Uran_Lubw	O2_ges_Lubw	-0,56
Uran_Lubw	O2_sätt_Lubw	-0,53

Tabelle A. 4: Parameter der PHATE-Analyse

Parameter	Einheit
<u>physikalische</u>	
Temperatur Standwasser	[°C]
Detritus-Gehalt-Schätzklassen	[-]
Sedimentgehalt	[ml]
<u>biotisch</u>	
Anzahl an Taxa	[-]
Gesamt-Abundanz	[-]
Anteil Crustaceen	[%]
Anteil Oligochaeten	[%]
Verhältnis Stygobionter zu Nicht-Stygobionter Individuen	[-]
Abundanz Amphipoden	[-]
Abundanz Cyclopoiden	[-]
Abundanz Harpacticoiden	[-]
Abundanz Nematoden	[-]
<u>(hydro-)geologisch</u>	
Geologische Einheit	[-]
Tiefe Messstelle	[m]
<u>Bewertungs-Schemata</u>	
GFI	[-]
OBELIX-Index nach Großgruppen	[-]
GTI (Berechnung nach Versauerungs-Index)	[-]