

TEXTE

113/2022

Umweltverträgliche Nutzung geothermischer Wärmespeicher

Ermittlung und Bewertung thermischer Veränderungen im
Grundwasser

TEXTE 113/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717 43 249 0
FB000823

Umweltverträgliche Nutzung geothermischer Wärmespeicher

Ermittlung und Bewertung thermischer Veränderungen
im Grundwasser

von

Uwe Hiester
reconsite GmbH, Fellbach

Volker Jungk, Wolfram Canzler
AKVO GmbH, Berlin

Dieter Poetke, Kai-Uwe Ulrich
BGD ECOSAX GmbH, Dresden

unter Mitwirkung von
Florian Ludwig (reconsite GmbH) sowie
Bernd Schreiber und Adrian Horn (BGD ECOSAX GmbH)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

reconsite GmbH
Auberlenstraße 13
70736 Fellbach

Abschlussdatum:

Dezember 2021

Redaktion:

FG II 2.1 – Übergreifende Angelegenheiten Wasser & Boden
FG V 1.3 – Erneuerbare Energien
Bernd Kirschbaum, Andreas Bertram, Christiane Lohse

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Oktober 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Umweltverträgliche Nutzung geothermischer Wärmespeicher

Um den fossilen Energieverbrauch zu reduzieren, sind unterirdische thermische Energiespeicher (UTES), auch Geothermische Wärmespeicher (GTS) genannt, ein Baustein in der Transformation der Wärmeversorgung und Kühlung. Die Speisung solcher Speicher soll über erneuerbare Energieträger und anderweitige Abwärme erfolgen. Das Grundwasser wird dabei thermisch beeinflusst.

Der thermische Auswirkungsraum von UTES wurde mit numerischen Simulationen zur saisonalen Pufferung und Wärmespeicherung, zur Gebäudeklimatisierung und zur Nutzung von Überschussstrom (Power-to-Heat) systematisch untersucht und veranschaulicht. Auswirkungen von Temperaturänderung auf hydro- und geochemische Prozesse und die Grundwasserökologie wurden unter Einbeziehung umfangreich recherchierter Fachliteratur untersucht.

In sauerstoffreichen (oxischen) Süßwasser-Aquiferen im Lockergestein bedingt die hohe Temperaturempfindlichkeit der Grundwasserfauna zu ihrem vorsorglichen Schutz und zur Aufrechterhaltung ihrer Ökosystemleistungen engere Temperaturschwellen, um Auswirkungen geringfügig zu halten. Weniger restriktive Temperaturgrenzen sind für sauerstoffarme (anoxische) Aquifere ableitbar, in denen sich ein Mikrobiom flexibler an Veränderungen von Wassertemperatur und -beschaffenheit anpassen kann.

Mit den abgeleiteten thermischen Geringfügigkeitsschwellen ist eine nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwassers auch mit geothermischen Wärmespeichern möglich. Die aufgezeigten Beispiele erleichtern involvierten Planern und Fachleuten im Bereich Geologie, Hydrogeologie, Grundwasserökologie, Geothermie sowie in Behörden eine Abschätzung der thermischen Geringfügigkeit. Thermische Geringfügigkeit bedeutet, dass durch die Nutzung geothermischer Speicher keine nachteiligen Umweltauswirkungen für das Grundwasser bestehen.

Abstract: Environmentally compatible use of geothermal heat storage

To reduce fossil energy consumption, underground thermal energy storage (UTES), also called geothermal heat storage (GTS), is a building block in the transformation of heating and cooling. Such storage facilities are to be fed by renewable energy sources and other waste heat. The groundwater is thermally influenced.

The thermal impact space of UTES has been systematically investigated and illustrated with numerical simulations for seasonal buffering and heat storage, building air-conditioning and use of excess electricity (power-to-heat). Effects of temperature change on hydro- and geochemical processes and groundwater ecology were investigated by including extensively researched literature.

In oxygen-rich (oxic) freshwater aquifers in unconsolidated rocks, the high temperature sensitivity of groundwater fauna necessitates tighter temperature thresholds for their precautionary protection and maintenance of their ecosystem services to keep impacts minor. Less restrictive temperature thresholds can be derived for low-oxygen (anoxic) aquifers, where a microbiome can adapt more flexibly to changes in groundwater temperature and properties.

With the derived thermal thresholds of insignificance, sustainable groundwater management is also possible with geothermal heat storage. The examples shown make it easier for involved planners and experts in the fields of geology, hydrogeology, groundwater ecology, geothermal energy as well as in authorities to estimate the thermal insignificance. Thermal insignificance means that the use of geothermal reservoirs has no adverse environmental impact on groundwater.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	13
Tabellenverzeichnis.....	20
Abkürzungsverzeichnis.....	23
Hinweis.....	24
Zusammenfassung.....	25
Summary.....	30
1 Einführung.....	35
2 Begrifflichkeiten und Definitionen.....	38
2.1 Fokus dieser Studie: Lockergesteinsaquifere.....	38
2.1.1 Bearbeitungsschwerpunkte und Betrachtungstiefe.....	38
2.1.2 Nicht betrachtete Bedingungen und Energiespeicher-Szenarien.....	39
2.1.3 Hinweis zum Genehmigungsverfahren für UTES.....	40
2.2 Betroffene Wirkräume.....	41
2.2.1 Rechtsgrundlage.....	41
2.2.2 Unterirdische thermische Energiespeicher (UTES).....	42
2.2.3 Oberflächennahe Betrachtungsgrenzen (Urban Heat Islands, Altlasten).....	44
2.3 Begriffe zur Beurteilung des thermischen Einflusses.....	45
2.3.1 Konzeptioneller Nutzungsraum.....	45
2.3.2 Thermischer Auswirkungsraum (TIV).....	45
2.3.3 Schutzgut Grundwasser (GW).....	45
2.3.4 Ausgangszustand Grundwassertemperatur.....	46
2.3.5 Ort der Beurteilung.....	46
2.3.6 Thermische Geringfügigkeitsschwelle (T-GFS).....	47
2.3.7 Thermischer Einfluss – Thermal Impact (TI).....	47
2.3.8 Thermischer Auswirkungsraum (TIV) nach dem UTES-Betriebsende.....	48
3 Quantifizierung des thermischen Auswirkungsraums beim UTES-Betrieb.....	49
3.1 Anlass und Aufgabenstellung.....	49
3.2 Parameter und Randbedingungen für die Bewertungsmatrix.....	51
3.3 Software.....	52
3.3.1 Programm FEFLOW.....	52
3.3.2 Programm OpenGeoSys (OGS).....	52
3.4 Methodik.....	53
3.4.1 Modellaufbau für alle numerischen Simulationen.....	53

3.4.2	Modellnetz.....	56
3.4.3	Hydraulische Randbedingung, Stofftransport und Parametrisierung	58
3.4.4	Wärmetransportparameter und thermische Rand- und Anfangsbedingungen	59
3.4.5	Modellansatz zur Simulation der Speicherbeladung und -entladung	60
3.5	Modellkonzeption – Hochtemperaturspeicher, Mächtigkeit 25 m (Phase 1)	61
3.5.1	Berechnete Modellvarianten	61
3.5.1.1	Ermittlung geeigneter Modellansätze für Aquifer-Wärmespeicher.....	62
3.5.1.2	Berücksichtigung des Wirkungsgrades zwischen Beladen und Entladen eines geothermischen Speichers.....	64
3.5.1.3	Einfluss der Einspeiseleistung.....	64
3.5.1.4	Einfluss des hydraulischen Gradienten.....	65
3.5.2	Ergebnisse der Modellkonzeption	65
3.5.2.1	Einfluss der Anlagenleistung (Eintrag und Austrag) auf die thermische Auswirkung (TIV).....	65
3.5.2.2	Einfluss des hydraulischen Gradienten auf den konzeptionellen Nutzungsraum und TIV.....	68
3.5.3	Zusammenfassung der Modellkonzeption	72
3.6	Sensitivitätsanalysen – Hochtemperaturspeicher, Mächtigkeit bis 100 m (Phase 2).....	73
3.6.1	Modellvarianten.....	73
3.6.1.1	Ableitung der Modellvarianten.....	73
3.6.1.2	Zielstellung und Übersicht der Modellvarianten zur Sensitivitätsanalyse.....	73
3.6.1.3	Abbildung der Dichteströmung und des Auftriebsterms	74
3.6.1.4	Variante 1: Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des simulierten Speichers.....	75
3.6.1.5	Variante 2: Zusätzliche Erhöhung der kf-Wert-Anisotropie	76
3.6.1.6	Variante 3: Verlagerung des simulierten Energiespeichers bis 100 m unter GOK	76
3.6.1.7	Variante 4: Vertikale Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des simulierten geothermischen Energiespeichers	76
3.6.2	Methodik der Auswertung.....	77
3.6.2.1	Auswertung für verschiedene Temperaturbereiche	77
3.6.2.2	Zeitlich instationäre Temperaturentwicklung	78
3.6.2.3	Flächige und volumetrische Auswertung des thermischen Einflusses (TI).....	78
3.6.3	Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen	80
3.6.3.1	Einfluss des Auftriebsterms im numerischen Modell ohne geothermischen Speicher	80
3.6.3.2	Auswertung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des Speichers für Variante 1	81

3.6.3.3	Einfluss des hydraulischen Gradienten auf die Fahnenlängen	84
3.6.3.4	Thermal Impact (TI) für Variante 1 (Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des geothermischen Speichers)	84
3.6.3.5	Zusammenfassung Einfluss des hydraulischen Gradienten für die Varianten 1 bis 3 ..	85
3.6.3.6	Thermal Impact für Variante 2 (kf-Wert-Anisotropie 1:100)	86
3.6.3.7	Thermal Impact für Variante 3 (flache geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK)	86
3.6.3.8	Auswertung der vertikalen Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des geothermischen Speichers für Variante 4	88
3.6.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen	92
3.7	Ergänzende Betrachtungen – Hochtemperaturspeicher, flache Niedertemperaturspeicher, Abklingverhalten (Phase 3)	93
3.7.1	Modellberechnungen	93
3.7.1.1	Ableitung der ergänzenden Modellberechnungen	93
3.7.1.2	Randbedingungen Nieder-Temperatur- und Hoch-Temperatur-Speicher	97
3.7.2	Ergebnisse	99
3.7.2.1	Nieder- und Hochtemperatur-Speicher	99
3.7.2.2	Ergebnisse des Temperaturabklingverhaltens bzw. der thermischen Regeneration.	106
3.7.2.3	Auswertung Strombahnlinien für PHREEQC	110
4	Thermisch induzierte Wirkungen auf das Ökosystem Grundwasser	115
4.1	Aufgabenstellung und Vorgehensweise	115
4.2	Physikalische und räumliche Aspekte	115
4.3	Grundwasserkörper als Ökosystem und Ressource	117
4.4	Temperaturabhängigkeit relevanter physikalischer und geochemischer Prozesse	118
4.4.1	Zielrichtung und Einordnung der Literaturrecherche	118
4.4.2	Natürlicher Hintergrundwert als Referenztemperatur	119
4.4.3	Effekte bei Abkühlung des Aquifers	120
4.4.4	Effekte bei Erwärmung des Aquifers auf 25 °C	120
4.4.5	Effekte bei Erwärmung des Aquifers auf 40-70 °C	121
4.4.6	Oberflächensorption von Arsen	124
4.4.7	Oberflächensorption von Cadmium	128
4.4.8	Erkenntnisse aus Laborversuchen und UTES-Pilotbetrieb	128
4.4.9	Zwischenfazit 1: physikalische und geochemische Prozesse	131
4.5	Temperaturabhängigkeit von Grundwasserorganismen und deren Stoffwechselltypen ...	132
4.5.1	Oxische Aquifere (gelöster Sauerstoff $O_2 \geq 1 \text{ mg/l}$)	132

4.5.2	Anoxische Aquifere (gelöster Sauerstoff $O_2 < 1 \text{ mg/l}$)	135
4.5.3	Zwischenfazit 2: Grundwasserorganismen und Stoffwechselltypen.....	139
4.6	Erwartungswerte für die Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen gesteinsbildender Minerale mit Hilfe von PHREEQC	140
4.6.1	Aufgabenstellung	140
4.6.2	Vorgehensweise.....	140
4.6.2.1	Identifikation der relevanten hydrogeologischen Räume in Deutschland	140
4.6.2.2	Bundesweite Recherche zur Grundwasserchemie, Aufbereitung der Datensätze einschließlich Plausibilitäts- und Eignungsprüfung, exemplarische Auswahl geeigneter Datensätze von Grundwassermessstellen (GWMS)	141
4.6.2.3	Festlegung der an Lösungs- und Fällungsreaktionen vorrangig beteiligten Mineralien.....	144
4.6.2.4	Prüfung und Modifikation der PHREEQC-internen Datensätze und Wahl der Datenbank.....	145
4.6.2.5	Software-technische Randbedingungen und Grenzen für die Ergebnisinterpretation.....	146
4.6.2.6	Design der Basis-Szenarien für die PHREEQC-Rechnungen.....	148
4.6.3	Ergebnisse und Auswertung	149
4.6.3.1	Modellierung und qualitative Bewertung thermisch induzierter Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse von 5 °C bis 80 °C	149
4.6.3.2	Variation der Sauerstoffkonzentration.....	152
4.6.3.3	Berechnung der hydrochemischen Veränderung entlang von Grundwasserfließwegen.....	154
4.6.4	Zwischenfazit 3: Fällungs- und Lösungsprozesse gesteinsbildender Minerale.....	156
4.7	Identifikation von Leitparametern und Indikatororganismen zur Beurteilung des chemisch-ökologischen Zustands von Aquiferen.....	156
4.7.1	Hydrophysikalische und chemische Leitparameter	156
4.7.2	Indikatorarten der Grundwasserfauna, Stygoregionen.....	160
4.7.3	Indikatorgruppen /-arten der Mikroorganismen im Grundwasser	165
4.7.4	Zwischenfazit 4: Leitparameter und Indikatororganismen.....	166
4.8	Regenerationsfähigkeit von thermisch genutzten Aquiferen.....	167
5	Ableitung und Anwendung von thermischen Geringfügigkeitsschwellen zum Schutz der Grundwasserqualität.....	169
5.1	Schutzgut bezogener Ansatz zur Quantifizierung von UTES-Einflüssen auf das Grundwasser	169
5.2	Thermischer Einfluss TI und thermische Geringfügigkeit T-GFS.....	172
5.2.1	Thermischer Einfluss TI	172

5.2.2	Bewertung des Temperatureinflusses auf die Grundwasserqualität	172
5.2.2.1	Änderungen physikalischer und hydrochemischer Parameter	172
5.2.2.2	Änderungen im Ökosystem Grundwasser	173
5.2.3	Ableitung von thermischen Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS) in Verbindung mit dem thermischen Auswirkungsraum	174
5.2.4	Anwendung der T-GFS bei unterschiedlichen UTES	175
5.2.4.1	Allgemeines Ablaufschema zur T-GFS-Bewertung	175
5.2.4.2	Auswirkungen unterschiedlicher UTES auf eine T-GFS-Bewertung	178
5.2.4.3	Fiktives Anwendungsbeispiel 1: Ort der Beurteilung im oxischen Aquifer mit stygobionter Grundwasserfauna	181
5.2.4.4	Fiktives Anwendungsbeispiel 2: Ort der Beurteilung im anoxischen Aquifer mit erhöhtem TOC	181
5.2.4.5	Fiktives Anwendungsbeispiel 3: Ort der Beurteilung in unterschiedlichen Tiefen im anoxischen Aquifer	182
6	Empfehlungen und weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf	183
6.1	Prolog	183
6.2	Juristischer Regelungsbedarf, planungsrechtliche Vereinigung	183
6.2.1	Untergrundplanungsrecht und -kataster	183
6.2.2	Erweiterung der Grundwasserverordnung	185
6.2.3	Erweiterung Bundesberggesetz	185
6.3	Temperatureinfluss auf das Ökosystem Grundwasser	186
6.3.1	Grundwasserfauna und Mikrobiologie	186
6.3.2	Hydro- und Geochemie	186
6.3.3	Messtechnische Erfassung der Temperaturentbreitung	187
6.4	Numerische Werkzeuge	187
7	Quellenverzeichnis	189
Anhang	201
A.1	Auswertung Stakeholder-Interviews	201
A.1.1	Geplante Anlagengrößen	201
A.1.2	Standorte bzw. Anwendungsfälle, bei denen ein besonderes Konfliktpotenzial zwischen geothermischer Wärmespeicherung und wasserwirtschaftlicher Nutzung des Grundwassers bestehen	202
A.1.3	Privatwirtschaftliche oder öffentliche Standorte, bei denen auf Grund gegenseitiger Beeinflussungen geothermischer Anlagen keine Genehmigung erteilt wurde	202

A.1.4	Standorte, bei denen Grundwasserschäden im Sinne von Altlasten eine Installation von geothermischen Speichern beeinflusst haben.....	202
A.1.5	Bevorzugte Regionen zur geothermischen Nutzung	203
A.1.6	Regionale Differenzierung von Grundwasserleitern (lokale, regionale, großräumige; urbane bzw. rurale Gebiete).....	203
A.1.7	Grundwassertemperaturen oder Energieeinträge, die in der Praxis als tolerabel eingeschätzt wurden (Regulierungsbedarf).....	204
A.1.8	Grenzen bei der Implementierung von geothermischen Speichern - unabhängig von der Fragestellung einer potenziellen negativen Auswirkung auf das Grundwasser	205
A.1.9	Nutzungsbereiche in Grundwasserleitern, in denen geothermische Nutzungen wegen potenziellen negativen Auswirkung auf das Grundwasser immer einer Einzelfallentscheidung bedürfen	205
A.1.10	Grundlagendaten, die zwingend notwendig sind, um eine geothermische Nutzung sicherer zu genehmigen.....	206
A.1.11	Grundwasserorganismen und Grundwasserfauna, die besonders sensitiv auf Temperaturänderungen reagieren (Artenzusammensetzung und Abundanzen)	206
A.1.12	Interessensabwägung zwischen geothermischer Nutzung und Trinkwasserförderung.....	207
A.1.13	Prioritätensetzung ohne Handlungsempfehlungen zur Entschärfung eines Interessenskonfliktes	207
A.1.14	Stellenwert eines gesunden Grundwasser-Ökosystems für die Wasserwirtschaft und Auswirkungen ökologischer Veränderungen auf die Beschaffenheit des Rohwassers für die Trinkwassergewinnung.....	209
A.1.15	Tests/Untersuchungen im Grund-/ Rohwasser, um gute ökologische Beschaffenheit des Grundwassers zu überwachen und zu gewährleisten.....	209
A.2	Plausibilitätsprüfung analytischer Gleichungen mit numerischer Modellierung	209
A.2.1	Zielstellung.....	209
A.2.2	Prüfung für Modell 1: quasi 2D-ÖWAV-Modell Grundlagen	211
A.2.3	Anwendbarkeit und Grenzen der ÖWAV-Modelle	213
A.2.4	Verwendetes numerisches Modell 3D-Modell	215
A.2.5	Dateneingabe ÖWAV-Modelle.....	217
A.2.6	Ergebnis des numerischen 3D-Modells	222
A.2.7	Ergebnisse der ÖWAV-Modelle	224
A.2.8	Prüfung für Modell 2: stationärer Wärmetransport um eine vertikale Linienquelle, 2D.....	225
A.2.9	Prüfung für Modell 3: Instationärer Wärmetransport nur durch Konduktion um lineare Wärmequelle/-senke (radial-symmetrisch; 2D)	228

A.2.10	Prüfung für Modell 4: Instationärer Wärmetransport (Konvektion und Konduktion) um eine vertikale Linienquelle.....	230
A.2.11	Fazit zur Anwendung analytischer Gleichungen.....	232
A.3	Globale Biomasseverteilung	233
A.4	Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen.....	233
A.4.1	Beispielrechnungen mit PHREEQC.....	233
A.4.2	Weitere Ergebnisse von Beispielrechnungen mit PHREEQC.....	235
A.5	Abbildungen zu Modellrandbedingungen und -ergebnissen.....	239
A.5.1	Vergleichende Ansätze zu Energieeinträgen und -austrägen.....	239
A.5.2	Simulierte „natürliche“ Grundwassertemperatur entlang des Profilschnittes des Boxmodells.....	241

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Vereinfachte schematische Abfolge bei der Planung geothermischer Speicher (in grün hervorgehoben die Bearbeitungsschwerpunkte dieser Studie)36
Abbildung 2:	Schematische Darstellung konkurrierender Nutzungen des Untergrundes bei der Planung unterirdischer thermischer Energiespeicher (UTES, hier als ATES und BTES dargestellt)39
Abbildung 3:	Netzdiskretisierung eines mit OGS erstellten fiktiven Modells53
Abbildung 4:	3D-Boxmodell mit beispielhaften konzeptionellen Nutzungsraum (gelb)54
Abbildung 5:	Exemplarischer Ausschnitt aus einem 3D-Boxmodell mit thermischen Auswirkungsraum für Temperaturen > 40 °C (gelb)55
Abbildung 6:	Exemplarische Horizontale Netzdiskretisierung mit Lage einer Profillinie durch den Bereich des geothermischen Speichers ..56
Abbildung 7:	Exemplarische vertikale Netzdiskretisierung des Boxmodells .57
Abbildung 8:	Jahresmittelwerte der Bodentemperatur in 1 m Tiefe von 1890 und 2020 [°C] (U4)60
Abbildung 9:	Simulierter 2 MW-Speicher im Sommer nach 25 Betriebsjahren. Hydraulischer Gradient $i=0,0001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung66
Abbildung 10:	Simulierter 2 MW-Speicher im Frühling nach 25 Betriebsjahren., hydraulischer Gradient $i=0,0001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung67
Abbildung 11:	Simulierter 2 MW-Speicher im Sommer nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung69
Abbildung 12:	Simulierter 2 MW-Speicher im Winter nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung70
Abbildung 13:	Simulierter 2 MW-Speicher im Herbst nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,01$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung70
Abbildung 14:	Simulierter 2 MW-Speicher im Winter nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,01$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung71
Abbildung 15:	Exemplarische Visualisierung der 40 °C-Isothermen verschiedener Modellschichten (farbig) und der ermittelten Gesamtfläche (gelb) mit ArcGIS.....78
Abbildung 16:	Exemplarische 3D-Visualisierung eines thermischen Auswirkungsraums (TIV) über 40 °C nach simulierten 25 Jahren

	Betriebszeit mit einer simulierten Grundwasserströmung von West nach Ost	79
Abbildung 17:	Exemplarischer horizontaler thermischer Auswirkungsraum TIV mit einer Temperaturdifferenz $\Delta T > 1$ K im Vergleich zur ungestörten Temperaturverteilung nach simulierten 25 Jahren Speicherbetrieb	80
Abbildung 18:	Simulierter 1 MW-Speicher im Oktober nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung	82
Abbildung 19:	Temperaturverlauf an der Oberkante, in der Mitte und an der Unterkante des Wärmespeichers von Variante 1	83
Abbildung 20:	Thermisch beeinflusste Bereiche mit $T > 40$ °C der Variante 1; links horizontale Temperaturverteilung; rechts vertikale Temperaturverteilung	84
Abbildung 21:	Jahresgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und saisonalen Kühllast (Eintrag untere 50 m) Variante 4.1	89
Abbildung 22:	Jahresgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag untere 50 m) Variante 4.2	90
Abbildung 23:	Jahresgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag im gesamten geothermischen Speicher) in Variante 4.3	91
Abbildung 24:	Jahresgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag im gesamten geothermischen Speicher) Variante 4.4	92
Abbildung 25:	Schematische Darstellung der thermischen Beeinflussung und Kategorisierung des Auswirkungsraumes	96
Abbildung 26:	Beispielhafte Darstellung der horizontalen k_f -Werte des flachen UTES mit 30 kW	97
Abbildung 27:	Beispielhafte Darstellung des thermischen Auswirkungsraumes mit $\Delta T > 1$ K (rot) und des Energieeintrags- und Austragsbereiches (gelb) des flachen Nieder-T-Speichers bis 25 °C.....	100
Abbildung 28:	Thermisch beeinflusstes Volumen flacher (bis ca. 100 m u. GOK) Nieder-T-Speicher bis 25 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung	101
Abbildung 29:	Thermal Impact bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen flacher (bis ca. 100 m u. GOK) Nieder-T-Speicher bis 25 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung	102
Abbildung 30:	Thermisch beeinflusstes Volumen tiefer Hoch-T-Speicher bis 80 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung	103
Abbildung 31:	Thermal Impact bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen tiefer Hoch-T-Speicher bis 80 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung	104

Abbildung 32:	Vergleich des gesamten thermisch beeinflussten Volumens ($\Delta T > 1 \text{ K}$) bei Niedertemperatur- und Hochtemperatur-Speichern	105
Abbildung 33:	Temperaturdifferenz in K für 1 MW-Anlage nach 25 Jahren im Vergleich zur ungestörten Temperatur vor Inbetriebnahme des UTES entlang eines Profilschnitts (violett – 3 K Isolinie)	106
Abbildung 34:	Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Nieder-T-Speicher mit 500 kW über 125 Jahre	107
Abbildung 35:	Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Nieder-T-Speicher mit 1.000 kW über 125 Jahre	108
Abbildung 36:	Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Hoch-T-Speicher mit 500 kW über 125 Jahre	109
Abbildung 37:	Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Hoch-T-Speicher mit 1.000 kW über 125 Jahre	110
Abbildung 38:	Schematische Prinzipskizze der 1D Stofftransportmodellierung (blau – Boxen, gelb Umgebungswasser)	111
Abbildung 39:	Beispielhafte Darstellung der Mischungsanteile entlang eines Transektes in Abstromrichtung	112
Abbildung 40:	Profilschnitt mit Temperaturverteilung der 1.000 kW-Anlage mit Isothermen (schwarze Linien), schematisch dargestellte Transekte in Abstromrichtung (rot) und Energieeintrags- und -austragsbereich (weiße Umrandung)	113
Abbildung 41:	Untersuchungsbereich mit Isothermen (schwarz), UTES (grün) und schematische Darstellung der Transekte (rot) ausgehend von der Oberkante, Zentrum und Unterkante des geothermischen Speichers sowie horizontale Transekte (gelb)	114
Abbildung 42:	Grundwasserkörper sind Ökosysteme mit Nahrungsketten, die von einer Vielzahl an Bakterien über Einzeller zu wirbellosen Tieren reichen (Griebler & Avramov (2017)).....	117
Abbildung 43:	Stabilitätsdiagramm für Arsen mit Gesamtkonzentration $0,5 \mu\text{g/l}$ bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Roten Kreise zeigen Messwerte von Redoxpotential und pH-Wert realer Grundwässer in Hessen, die gelöstes Arsen im Konzentrationsbereich $0,5\text{--}5 \mu\text{g/l}$ (offene Kreise) bzw. $> 5 \mu\text{g/l}$ (gefüllte Kreise) enthalten. Graue Kreuze zeigen Wässer mit einer As-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze ($0,5 \mu\text{g/l}$) (Ludwig, 2011).....	124

Abbildung 44:	Sorptionsisothermen für Arsen(III) an Eisenoxiden in zwei verschiedenen anoxischen Sedimenten bei variiertes Inkubationstemperatur (Bonte, 2013)125
Abbildung 45:	Beladung von Goethit mit As(V) in drei Testmatrices (entionisiertes Wasser, simuliertes Grundwasser, synthetisches Wasser ohne bivalente und trivalente Kationen) in Abhängigkeit der Versuchstemperatur (Hao, et al., 2014)126
Abbildung 46:	Einfluss von Erwärmung auf die Diversität von Bakterien (links) und Grundwassertieren (rechts) in der Wärmefahne einer offenen Brunnenanlage (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2009)133
Abbildung 47:	Temperaturpräferenz von Grundwasserkrebsen (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011)).....134
Abbildung 48:	Temperaturtoleranz von Grundwasserkrebsen (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011; Schreglmann, 2010; Ferraro, 2009).....134
Abbildung 49:	Organismen haben ihre Aktivität an bestimmte Temperaturbedingungen optimal angepasst (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011).....137
Abbildung 50:	Hauptverbreitungsgebiete der Hohlraumarten, Hydrogeologische Übersichtskarte der BRD 1:250.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2019)142
Abbildung 51:	Konzentrationsverteilung an Haupt-Kationen und Haupt-Anionen der für die PHREEQC-Berechnungen verwendeten Grundwässer.....144
Abbildung 52:	Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Goethit (α -FeOOH) und 2L Ferrihydrit ($\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{am})}$).....149
Abbildung 53:	Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), Calcit (CaCO_3), Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) und Magnesit (MgCO_3)150
Abbildung 54:	Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex von α -Quarz (SiO_2) und amorphem Silikat ($\text{SiO}_{2(\text{amorph})}$)151
Abbildung 55:	Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex von Ferrihydrit (2L, 6L) bei unterschiedlichen O_2 -Konzentrationen (Beispielwasser RGS_63)152
Abbildung 56:	Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex ausgewählter Silikate bei unterschiedlichen O_2 -Konzentrationen (Beispielwasser RGS_63)153
Abbildung 57:	Temperatur- und vermischungsabhängige Veränderung des Sättigungsindex entlang einer thermischen Abstromfahne am Beispiel von Silikaten (mittlerer Transekt, Wasser RGS_63) ..155

Abbildung 58:	Temperatur- und vermischungsabhängige Veränderung des Sättigungsindex entlang einer thermischen Abstromfahne am Beispiel von Arsen-Mineralen (mittlerer Transekt, Wasser RGS_63)155
Abbildung 59:	Abfolge von mikrobiellen Redoxprozessen im Grundwasser (Röske, et al., 2005)159
Abbildung 60:	a) Haupt-Ökoregionen Europas, b) für Deutschland empfohlene Stygoregionen unterteilt anhand der Verteilungsmuster von Invertebraten im Grundwasser. Bei weißen Flächen existieren keine Daten (Stein, et al., 2012)161
Abbildung 61:	GZZ-ATP Plots für naturnahe Grundwässer (A) im Vergleich zu verschiedenen Oberflächengewässern (B) und organisch kontaminierten Grundwasserproben (C). In (D) werden die kontaminierten Grundwässer aus Düsseldorf den naturnahen Grundwasserproben aus der Region (Erftgebiet) gegenübergestellt. Innerhalb der naturnahen Grundwässer sind oxische und anoxische in (B) und (C) farblich (blau und gelb) unterschieden. Aus (Griebler, et al., 2018)167
Abbildung 62:	Lage der Wasserschutz- und Heilquellenschutzgebiete in Deutschland; erkennbar ist eine heterogene Verteilung der festgelegten Schutzgebiete (BMU/UBA (Hrsg.), 2017).....170
Abbildung 63:	Ablaufschema in fünf Stufen für die Prüfung zur Einhaltung der thermischen Geringfügigkeitsschwelle T-GFS von unterirdischen thermischen Energiespeichern (UTES) in Süßwasser-Aquiferen bei Beachtung relevanter Randbedingungen.....176
Abbildung 64:	Unterschiedliche hydraulische Verhältnisse von thermischen Grundwassernutzungen, modifiziert nach Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2014).....213
Abbildung 65:	Horizontale hydraulische Durchlässigkeit des numerischen 3D-Modells und geothermischer Speicher (gelb)216
Abbildung 66:	Temperaturverteilung in der Mitte des Speichers (67 m u. GOK) im Oktober des 25. Betriebsjahres. Links: Horizontalschnitt; rechts: Querschnitt (Achse s. links)223
Abbildung 67:	Temperaturganglinien an fiktiven Beobachtungspunkten entlang der Mittelachse des Speichers in unterschiedlichen Teufen.....223
Abbildung 68:	Schematische Skizze für Modell 2 nach Hähnlein, et al. (2010)225
Abbildung 69:	Beispielhafte Temperaturganglinie in unmittelbarer Nähe zum geothermischen Speicher227
Abbildung 70:	Numerische und analytische Lösungen der Temperatur in Abhängigkeit der Entfernung zur Wärmequelle für Modell 2228

Abbildung 71:	links – vertikale Temperaturverteilung entlang eines Profilschnittes durch den UTES; rechts – horizontale Temperaturverteilung (25. Betriebsjahr)	229
Abbildung 72:	Numerische und analytische Lösungen der Temperatur in 60 m Entfernung zur Wärmequelle für Modell 3	230
Abbildung 73:	Numerische und analytische Lösungen der Temperaturentwicklung in 60 m Entfernung zur Wärmequelle für Modell 4	231
Abbildung 74:	Globale Biomasseverteilung anhand verschiedener Kriterien (Globalhabitate, taxonomische Gruppen, Vertikalhabitate) in Anlehnung an eine Abschätzung von Bar-On et al. (2018); man beachte die gespreizte Skala im mittleren Plot (UG: Untergrund)	233
Abbildung 75:	Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Hämatit (Fe_2O_3) und Ferrihydrit 6L ($\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{am})}$)	236
Abbildung 76:	Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Baryt (BaSO_4) und β -Quarz (SiO_2)	237
Abbildung 77:	Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Arsen-Mineralen (Arsenopyrit, Arsen (Element), Orpiment, Realgar, Scorodit)	237
Abbildung 78:	Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Sommer nach 25 Jahren.	239
Abbildung 79:	Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Winter nach 25 Jahren.	239
Abbildung 80:	Randbedingung 3. Art „heat nodal sink/source“ für 2 MW UTES: horizontale Temperaturverteilung im August nach 9 Jahren	240
Abbildung 81:	Quellen- und Senkenterme für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Sommer nach 25 Jahren	240
Abbildung 82:	Quellen- und Senkenterme für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Frühjahr nach 25 Jahren	241
Abbildung 83:	Initiale Grundwassertemperatur (Anfangsverteilung)	241
Abbildung 84:	Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren $T_0 = 19,75 \text{ }^\circ\text{C}$ für k_f -Wert Anisotropie 1:10	242
Abbildung 85:	Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren $T_0 = 19,75 \text{ }^\circ\text{C}$ für k_f -Wert Anisotropie 1:100	242

Abbildung 86:	Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren $T_0 = 11,8 \text{ °C}$ (flacher Aquiferspeicher bis max. 100 m u. GOK).....	243
Abbildung 87:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 1: ideale Zylinderform für $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)	243
Abbildung 88:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 1: ideale Zylinderform für $\Delta T > 1 \text{ K}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)	244
Abbildung 89:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 2: k_f -Wert-Anisotropie für $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	244
Abbildung 90:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 2: k_f -Wert-Anisotropie für $\Delta T > 1 \text{ K}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	245
Abbildung 91:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 3: max. 100 m tief für $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	245
Abbildung 92:	Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 3: max. 100 m tief für $\Delta T > 1 \text{ K}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	246
Abbildung 93:	Beeinflusste Volumina in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 bei $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10).....	246
Abbildung 94:	Beeinflusste Flächen in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 bei $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10).....	247
Abbildung 95:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 (k_f -Wert-Anisotropie 1:10) bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 40 \text{ °C}$	247
Abbildung 96:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 (k_f -Wert-Anisotropie 1:10) bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40 \text{ °C}$	248
Abbildung 97:	Beeinflusste Volumina in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	248
Abbildung 98:	Beeinflusste Flächen in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)	249
Abbildung 99:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100) bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen	249
Abbildung 100:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100) bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40 \text{ °C}$	250

Abbildung 101:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 40\text{ °C}$	250
Abbildung 102:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40\text{ °C}$	251
Abbildung 103:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 16\text{ °C}$	251
Abbildung 104:	Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 16\text{ °C}$	252

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Speichertypen und Begrifflichkeiten	43
Tabelle 2:	Übersicht der Modellszenarien für unterschiedliche UTES.....	50
Tabelle 3:	Jahresganglinie Temperaturrandbedingung 1. Art.....	62
Tabelle 4:	Prozentuale Verteilung der Heizlast und Kühllast im zyklischen Jahresgang	63
Tabelle 5:	UTES-Betriebsparameter der Berliner Parlamentsgebäude (Thomsen, et al., 2004).....	64
Tabelle 6:	Vergleich der simulierten Energiespeicher mit 30 kW- und 2 MW-Leistung (Werte gerundet)	68
Tabelle 7:	Übersicht der simulierten geothermischen Energiespeicher mit 100 m Mächtigkeit.....	74
Tabelle 8:	Temperaturbereiche für flächige und volumenbezogene Auswertung der thermischen Auswirkung	77
Tabelle 9:	Vergleich des 2 MW-Speichers mit deutlich größerem Durchmesser im Vergleich zu seiner Höhe (Phase 1) und des 1 MW-Speichers mit geringfügig kleinerem Durchmesser als seiner Höhe (Phase 2).....	82
Tabelle 10:	Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 1 (k_f -Anisotropie 1:10).....	85
Tabelle 11:	Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 2 (k_f -Anisotropie 1:100)	86
Tabelle 12:	Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI bis 40 °C in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem	

	Gradienten für Variante 3 (geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK).....	87
Tabelle 13:	Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI bis 16 °C in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 3 (geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK).....	88
Tabelle 14:	Zulässige Temperaturänderungen für Fließgewässer in Abhängigkeit der Jahreszeit und Fischgemeinschaft nach OGewV (2016)	94
Tabelle 15:	Energieeintrag- und -austrag der geothermischen Speicher für Nieder-T- und Hoch-T-Speicher.....	98
Tabelle 16:	Übersicht ergänzende Modellberechnungen (Phase 3)	99
Tabelle 17:	Mächtigkeit und Durchmesser der Nieder-T-Speicher (Ein- und Austragsbereiche).....	100
Tabelle 18:	Mächtigkeit und Durchmesser der Hoch-T-Speicher (Ein- und Austragsbereiche).....	103
Tabelle 19:	Vergleich der 1.000 kW-Anlage mit 30 kW-Anlage für flache Nieder-T-Speicher nach 25 Jahren	104
Tabelle 20:	Mögliche Prozesse, deren Auswirkungen und potenzielle Einflussnahme auf offene oberflächennahe Geothermieanlagen (Hähnlein et al. 2013, darin sind angeführte Referenzen enthalten).....	123
Tabelle 21:	Reaktionsenthalpien ΔH der Sorption von Arsen an bestimmten Substraten bzw. Hauptmineralien (Bonte, 2013).....	127
Tabelle 22:	Zusammenstellung recherchierter Studien zur Temperaturabhängigkeit der Adsorption von Cadmium und anderen Spurenmetallen an Bodenminerale und ähnliche Substrate	128
Tabelle 23:	Hydrogeologische Räume mit Lockergesteinsaquiferen sowie deren ID-Nummer und Zuordnung zu hydrogeologischen Großräumen in Deutschland (selektiert aus (Ad-Hoc AG Hydrogeologie, 2016))	141
Tabelle 24:	Herkunft und Zugehörigkeit der für die PHREEQC-Berechnungen verwendeten Grundwässer.....	143
Tabelle 25:	Auswahl relevanter gesteinsbildender Minerale mit Parametrisierung in der Datenbank Thermoddem	145
Tabelle 26:	Artenmatrix stygobionter Grundwasser-Invertebraten und ihr Vorkommen in den Stygoregionen NL (Norddeutsches Tiefland), CU (Zentrale Mittelgebirge), SWU (Südwestliche Mittelgebirge) und SU&NA (Südliche Mittelgebirge und Nordalpen). C. = Crustacea (Stein, et al., 2012)	162

Tabelle 27:	SWOT-Analyse der Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen zur saisonalen Wärme- / Energiespeicherung (Auf- und Entladung im Wechselbetrieb)171
Tabelle 28:	Unterschiedlich betriebene UTES und deren zu erwartenden Interaktionen mit Thermischen Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS) in unterschiedlichen Aquiferen179
Tabelle 29:	Vergleich der Randbedingungen in numerischen 3D-Modellen dieser Studie und analytischen 2D-Gleichungen.....211
Tabelle 30:	ÖMAV-Modell zur analytischen Temperaturfahnenberechnung212
Tabelle 31:	Beschreibung des numerischen 3D-Modells für den Vergleich mit dem quasi 2D-ÖWAV-Modell216
Tabelle 32:	Herleitung der maximalen Bemessungswassermengen für die Eingabe der 2D-ÖWAV-Modelle219
Tabelle 33:	Eingabedaten für Ansatz 1: Beladen mit Nettoenergie (Kühlen)220
Tabelle 34:	Eingabedaten für Ansatz 2: Separates Beladen (Kühlen)221
Tabelle 35:	Eingabedaten für Ansatz 2: Separates Entladen (Heizen)222
Tabelle 36:	Zusammenfassung der thermischen Ausbreitung mit Abbruchkriterium $\Delta T < 1 \text{ K}$225
Tabelle 37:	Kurzbeschreibung und Zusammensetzung der exemplarisch berechneten und dargestellten Grundwässer (Lagekoordinaten: Gauß-Krüger, Bessel, Potsdam).....234
Tabelle 38:	Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 1 (bilanzbasiert nur Kühlen)253
Tabelle 39:	Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 2 Beladen (separates Kühlen).....254
Tabelle 40:	Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 2 Entladen (separates Heizen).....255

Abkürzungsverzeichnis

ATES	aquifer thermal energy storage (dt. Aquiferspeicher)
BBergG	Bundesberggesetz
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BTES	borehole thermal energy storage (dt. Erdwärmesonden-Speicher)
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
CTES	cavern (or mine) thermal energy storage (dt. Kavernenspeicher)
DOC	dissolved organic carbon (dt. gelöster, organischer Kohlenstoff)
EG-WRRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EWS	Erdwärmesonde(n) (für BTES)
FuE	Forschung und Entwicklung
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwerte
GIS	Geo-Informationen-System
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung
Gt C	Giga-Tonnen Kohlenstoff (10 ¹⁰ Tonnen)
GTS	Geothermischer Speicher (umgangssprachlich), fachlich UTES genannt (Oberbegriff u.a. für ATES, BTES, CTES)
GWH	Grundwasserhorizont
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
GWMS	Grundwassermessstelle
HQS	Heilquellenschutzgebiet
k _r -Wert	hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert nach Darcy [m/s]
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
NAPL	non-aqueous phase liquid (dt. nicht-wässrige, flüssige Phase)
OGS	open-source Software OpenGeoSys
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
pzc	point of zero net charge
RB	Randbedingung
SGE	shallow geothermal energy (dt. flache Geothermie)
SOB	sulfatoxidierende Bakterien
SRB	sulfatreduzierende Bakterien
SWOT	(Analyse von) Stärken-Schwächen-Chancen-Risiken (strengths, weaknesses, opportunities, threats)
T	Temperatur
T-GFS	Thermische Geringfügigkeitsschwelle
TI	Thermal Impact (dt. Thermische Beeinflussung)

TIA	thermally impacted area (dt. Thermisch beeinflusste Grundfläche)
TIV	thermally impacted volume (dt. Thermischer Auswirkungsraum)
u. GOK	unter Geländeoberkante
UTES	unterirdische thermische Energiespeicher (VDI 4640-3, 2001) auch GTS genannt (Oberbegriff u.a. für ATES, BTES, CTES)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WSG	Wasserschutzgebiet

Hinweis

Die im Rahmen dieses Berichtes getroffenen Aussagen basieren auf den gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen der EU, der Bundesrepublik Deutschland sowie auf methodischen Vorschlägen einschlägiger Fachverbände und wissenschaftlicher Literatur. Sie erheben dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit insbesondere in Hinblick auf einschlägige Urteile von Gerichten zur betrachteten Thematik. Die Autoren dieser Studie empfehlen dem Anwender generell, die gültigen gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen und die aktuelle Rechtsprechung für das konkrete Projekt zum Zeitpunkt der technischen Entscheidungsfindung auf Aktualität zu prüfen und zu beachten.

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht führt die Erkenntnisse des Forschungsvorhabens „Umweltverträgliche Nutzung geothermischer Wärmespeicher – Ermittlung und Bewertung thermischer Veränderungen im Grundwasser, thermische Bewirtschaftung des Grundwassers, Handlungsempfehlungen“ zusammen. Ziel des Vorhabens war, die thermischen Auswirkungen geothermischer Speicher auf das Grundwasser zu evaluieren und numerisch zu modellieren, sowie thermische Geringfügigkeitsschwellenwerte vorzuschlagen.

Diese Studie beschäftigt sich mit einer umweltverträglichen Nutzung oberflächennaher unterirdischer thermischer Energiespeicher (UTES) in Grundwasserleitern im Lockergestein. In Fachkreisen bezieht sich dieser Begriff auf eine Erschließungstiefe von 400 m unter Geländeoberkante. Bei einer Nutzung des Wärmespeicherpotenzials entsprechender Grundwasserleiter kann es zu Nutzungskonflikten kommen, da das Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2009) im Sinne der Daseinsvorsorge dem Schutz des Grundwassers für die öffentliche Wasserversorgung, insbesondere der Trinkwassergewinnung, oberste Priorität vor anderen Nutzungen einräumt. Im Rahmen des FuE-Vorhabens wurden deshalb die bekannten und potenziellen Auswirkungen thermischer Beeinflussung des Grundwassers (Thermal Impact – TI) recherchiert und bewertet. Dabei stellt sich zunächst die Frage, bei beziehungsweise ab welchen Temperaturveränderungen im Aquifer es zu Änderungen physikalischer, chemischer, geotechnischer und ökologischer Prozesse und Kennwerte kommt, die nicht mehr als geringfügig zu bewerten sind und im Sinne der deutschen Wassergesetzgebung (WHG, 2009; GrwV, 2010) zu nachteiligen Veränderungen im Grundwasserkörper und damit verbundener Nutzungsoptionen führen. Während in den deutschen Wassergesetzen die Temperatur des Grundwassers nicht explizit enthalten ist, definiert die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000), Art. 2, Abs. 33 Wärmeeinträge als Verschmutzung. Die EG-Grundwasserrichtlinie (2006) begründet den Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung unter anderem mit der besonderen Bedeutung für grundwasserabhängige Ökosysteme und der Nutzung von Grundwasser für den menschlichen Gebrauch (EG-WRRL, 2006). Ein Bezug zur Temperatur wird in der EG-Grundwasserrichtlinie jedoch nicht hergestellt.

In einem ersten Schritt wird im vorliegenden Bericht eine numerische Modellierung durchgeführt, um thermische Auswirkungen durch unterirdische thermische Energiespeicher (UTES), auch geothermische Speicher (GTS) genannt, auf das Grundwasser numerisch zu quantifizieren (Kapitel 3). Beim Begriff „thermischer Einfluss (thermal Impact, TI)“ muss zwischen der umgangssprachlich weit gefassten Anwendung im Sinne (irgendeines) Einflusses und der Kennzahl aus der numerischen Modellierung im Sinne einer mittleren Energiedichte strikt unterschieden werden.

Aufbauend auf der Modellierung erfolgt eine bewertende Einschätzung der thermisch induzierten Veränderungen im Grundwasser (Kapitel 4). In Anlehnung an die bestehenden Geringfügigkeitsschwellenwerte für anorganische und organische Stoffe im Grundwasser der Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2017) wurde eine Einschätzung für die Temperaturabweichungen von den Hintergrundtemperaturen vorgenommen und Schwellenwerte abgeleitet, bis zu denen eine Auswirkung auf die chemische und biologisch-ökologische Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig eingeschätzt wird.

Die Ergebnisse dieser Studie zum thermischen Einfluss (TI), zum thermischen Auswirkungsraum (TIV) und zur thermischen Geringfügigkeitsschwelle (T-GFS) werden zusammengefasst und deren Anwendung anhand praxisnaher Beispiele erläutert (Kapitel 5).

Anhand der Modellierungen und der bewertenden Einschätzungen wird in Kapitel 6 weiterer Forschungsbedarf skizziert. Begründet werden ein konzeptioneller Ansatz zur thermischen Bewirtschaftung des Grundwassers im urbanen Raum sowie orientierende Empfehlungen.

Modellierung

Um die thermischen Auswirkungen von UTES abzuschätzen, wurde eine Vielzahl von Grundwasserströmungs- und Wärmetransportmodellierungen durchgeführt. Ausgehend von dieser Fragestellung wurde untersucht, welchen Einfluss die geothermische Energiespeicherung in Bezug auf die räumliche und zeitliche Komponente hat. Die Modellierungen erfolgten mit instationären Modellansätzen über einen Zeitraum von 25 Jahren bei einer Speicherleistung von 30 kW, 500 kW, 1.000 kW und 2.000 kW. Darüber hinaus wurde das Abklingverhalten von geothermischen Speichern über 125 Jahre modelliert.

Die Modellierung gliederte sich in die folgenden drei Bearbeitungsphasen:

- ▶ Modellkonzeption (Phase 1): Ermittlung geeigneter Modellansätze für Aquifer-Wärmespeicher, Einfluss der Anlagenleistung und hydraulischen Durchlässigkeit auf die thermischen Auswirkungen,
- ▶ Sensitivitätsanalysen (Phase 2): 4 Modellvarianten (Form, k_f -Wert-Anisotropie, Speicher bis max. 100 m u. GOK, unterschiedliche Ein- und Austragsbereiche),
- ▶ Ergänzende Betrachtungen (Phase 3): flache Nieder-Temperatur-Speicher, tiefe Hoch-Temperatur-Speicher mit Fokus auf thermische Beeinflussung in den ersten 100 m u. GOK, Abklingverhalten. Ausweisung von Strombahnlinien für geochemische Berechnungen.

Zielstellung der vier Varianten von Bearbeitungsphase 2 war eine Bewertung der Sensitivität des hydraulischen Gradienten, der Speicherform und der k_f -Wert-Anisotropie auf die Größe des Thermal Impacts. Die entsprechenden Konzeptionen und Parameter der Modellvarianten wurden daher sukzessive verändert.

- ▶ Bei **Variante 1** wurde die Sensitivität des Verhältnisses Oberfläche zu Volumen des Aquiferspeichers untersucht. Die VDI-Richtlinie 4640, Blatt 3 empfiehlt den Durchmesser geringfügig kleiner als die Höhe des Aquiferspeichers zu wählen, um ein möglichst energetisch günstiges Verhältnis von Volumen des Aquiferspeichers zu dessen Oberfläche zu erreichen.
- ▶ Bei **Variante 2** wurde zusätzlich die k_f -Wert-Anisotropie zwischen horizontalen und vertikalen k_f -Werten im Modell erhöht, um Erkenntnisse über deren Einfluss bei der Temperaturverteilung zu erhalten.
- ▶ Bei **Variante 3** wurden die Aquiferspeicher in Horizonte bis 100 m unter Geländeoberkante verlagert. Dieses ist eine Tiefe, in der üblicherweise auch geothermische Systeme für die Beheizung und Kühlung privater grundstückseigener Gebäude Anwendung finden. Bei diesen Systemen sind bergrechtliche Genehmigungsprozesse in der Regel nicht relevant.
- ▶ Bei **Variante 4** wurde eine Unterteilung des Aquiferspeichers in einen Ein- und Austragsbereich vorgenommen. Bei hinreichend mächtigen Aquiferspeichern kann die Wärmeenergie in den unteren Abschnitt des Aquifers eingeleitet und im oberen Abschnitt des Aquifers wieder entnommen werden.

Ausgehend von diesen vier Hauptvarianten der Sensitivitätsanalysen wurden untergeordnet weitere Varianten mit abgeänderten Parametern (z.B. hydraulischer Gradient) berechnet. Die räumlichen Dimensionen sowie die Leistung der Wärmespeicher wurden bei den Teilvarianten nicht verändert. Die Auswertung der thermischen Beeinflussung erfolgte jeweils für den Zeitpunkt zum Ende der Beladungsphase des 25. Betriebsjahres, da aufgrund des Eintrages thermischer Energie zu diesem Zeitpunkt die höchsten Temperaturen und die größte Beeinflussung berechnet wurden. Der thermische Auswirkungsraum ist mit $\Delta T > 1$ K definiert. Er wurde bestimmt und bildlich dargestellt. Bei der Auswertung wurden sowohl Höchsttemperaturen als auch Mindesttemperaturen innerhalb des Wärmespeichers ausgewiesen. Die räumliche Auswertung erfolgte anhand von 2D-Ansichten der horizontalen Temperaturverteilung. Neben der 2-dimensionalen Auswertung erfolgte eine 3-dimensionale Berechnung der thermisch beeinflussten Volumina. Mit den numerischen Simulationen wurden systematische Parameterstudien an den abgebildeten geothermischen Speichern durchgeführt. Hierbei wurden Randbedingungen variiert (Wärmeparameter und hydrogeologische Parameter, Form und Tiefe des Speichers) und aus den Ergebnissen verallgemeinerbare Aussagen abgeleitet.

Ökologie

Ein Ziel des Vorhabens ist die Ableitung von Grenzkriterien (Thermische Geringfügigkeitsschwellen, T-GFS), bei denen eine thermische Veränderung noch keine nachteilige Veränderung im Grundwasser bewirkt bzw. unterhalb derer thermische Veränderungen als tolerabel eingestuft werden können. Dies bedeutet, dass die Ökosysteme in der gesättigten und ungesättigten Zone intakt bleiben müssen. Die Gesellschaft der Grundwasser-Organismen (GW-Biozönose) besteht in der Regel mindestens aus einer Vergesellschaftung von Mikroorganismen (Bakterien, Viren, evtl. Pilze). In Gegenwart von Sauerstoff können einzellige Tiere (z.B. Amöbenartige, Flagellaten, Ciliaten, u. a.) und wirbellose, vielzellige Tiere (z.B. Rädertierchen, Wurmartige, Kleinkrebse, Milben, Schnecken) stabile Lebensgemeinschaften bilden, in ihrer Gesamtheit als Fauna bezeichnet. Als „Stygobionte Fauna“ werden echte Grundwassertiere bezeichnet, die nur in diesem Lebensraum (Habitat) lebensfähig und optimal an seine Lebensbedingungen angepasst sind. Daneben gibt es Tiere, die mehr oder weniger zufällig und nur vorübergehend ins Grundwasser gelangen und dort überleben können. Die angetroffene GW-Fauna eignet sich als ein wichtiges Indiz für die Trinkwasserqualität.

Da echte Grundwasserfauna nicht dauerhaft bei Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 1 Milligramm Sauerstoff pro Liter Wasser (< 1 mg/l O_2) überlebensfähig ist, nimmt auch die Wahrscheinlichkeit des Vorhandenseins einer solchen mit der Tiefe des Grundwasserkörpers ab. Als Kriterium für das wahrscheinliche Auftreten von GW-Fauna gilt ein Schwellenwert von 1 mg/l O_2 . Damit lassen sich praxistauglich oxische und anoxische Aquifere differenzieren. In den quasi sauerstofffreien (anoxischen) Aquifere kann GW-Fauna nicht dauerhaft überleben. Die Untertiefe, in der diese O_2 -Schwellenkonzentration unterschritten wird, hängt von örtlichen Faktoren ab. Bei geringem Flurabstand und erhöhter organischer Belastung ist Sauerstoff meist nach wenigen Metern unter Geländeoberkante (u. GOK) aufgezehrt. Bei hohem Flurabstand mit guter Bodendurchlüftung und niedrigen organischen Stoffeinträgen kann Sauerstoff noch in über 20 m Tiefe angetroffen werden. Energetisch größer dimensionierte UTES beanspruchen deutlich tiefere Aquifere, die in aller Regel anoxisch sind.

Untersuchungen zeigen, dass sich einzelne Tierarten bei Grundwassertemperaturen von 8 °C bis 16 °C aufhalten, bei einer mittleren Aufenthaltstemperatur von 11,4 °C. Diese Arten scheinen niedrigere Temperaturen besser zu vertragen als hohe, da sie bei Temperaturen unter 5 °C in eine Kältestarre verfallen, aus welcher sie wieder aktiv wurden. Bei zu hohen Temperaturen fielen diese Tiere in eine Art Wärmestarre, welche aber zum Tod führte. Versuche bezüglich des Grundwasserflohkrebses *Niphargus inopinatus* zeigten unter Laborbedingungen, dass die letale

Temperatur, bei der 50 % der Tiere starben, innerhalb von 30 Tagen von 27 °C auf 20 °C zurückging. Versuche mit Grundwasserasseln der Gattung *Proasellus cavaticus* zeigten ein ähnliches Ergebnis, wobei die letale Temperatur innerhalb von 5 Tagen von 23 °C auf 16 °C zurückging.

Im Gegensatz zur Grundwasserfauna gibt es bei Mikroorganismen aerobe, mikroaerophile und anaerobe Arten und Gesellschaften. Als mikroaerophil bezeichnet man solche Organismen, die niedrige O₂-Konzentrationen um 1 mg/l besonders mögen und zeitweise auch ohne Sauerstoff überleben. Bezüglich der Wassertemperatur gibt es eine breite Spanne vom Eis bis nahe ans Kochen (unter Druck bis ca. 110 °C), entlang welcher Mikroorganismen /-gesellschaften in der Natur anzutreffen sind. Je nach Temperaturpräferenzbereich unterscheidet man psychrophile, psychrotolerante, mesophile, thermophile und hyperthermophile Gesellschaften. Diese Gesellschaften setzen sich aus unterschiedlichen genetischen, hochspezialisierten Stämmen zusammen. Entscheidend ist dabei nicht die messbare genetische Vielfalt, sondern die Leistungsfähigkeit (Umsatzraten, stoffliche Quantität) und interagierende Vielfalt von Stoffwechselwegen (Metabolismen). Was die Temperaturabhängigkeit solcher Stoffwechselaktivitäten im Boden und Grundwasser betrifft, besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Bei der thermischen Bewirtschaftung des Untergrunds ist es äußerst unwahrscheinlich, dass höhere Temperaturen von ca. 80–95 °C eine Sterilisation, d.h. ein komplettes Absterben aller Mikroorganismen und Sporen im Bereich des Auswirkungsraums und des geothermischen Speichers verursachen. Auch wenn vorübergehend ein sehr starker Einbruch mikrobieller Stoffwechselaktivität auftreten sollte, ist es lediglich eine Frage der Zeit, bis bestimmte Spezialisten, auf Grund ihrer kurzen Reproduktionszeit, die ökologischen Nischen mit einer ähnlichen Funktion (Ökosystemleistung) besiedelt haben. Auch die Reversibilität ist im Mikrobiom deutlich stärker ausgeprägt, da viele Mikroorganismen Dauerstadien (z.B. Sporen, Zysten) bilden, die extreme Umweltbedingungen überdauern. Im Gegensatz dazu ist bei der Stygobionten-Fauna die Reversibilität nur durch Einwanderung gegeben, was letztlich vom verbliebenen Pool, der Beweglichkeit der Tiere, der Distanz und Zeit abhängt.

Als wichtiger Indikator für das Vorhandensein einer echten Grundwasserfauna gelten neben der Sauerstoffkonzentration auch die Porosität (Lückenraum), die Wassertemperatur und das Nährstoffangebot. Des Weiteren unterscheidet sich die Vergesellschaftung der Grundwasserarten signifikant in Bezug auf die geographische Lage. So sind oberflächennahe Grundwasserkörper in Norddeutschland eher sauerstoffarm im Vergleich zum süddeutschen Raum. Die letzten Eiszeiten und die damit einhergehende Vergletscherung des norddeutschen Raums haben zu einer großflächigen Auslöschung der Grundwasserfauna geführt, die bis dato nicht überwunden ist, obgleich lokale Anzeichen für eine Wiederbesiedelung existieren.

Bewertung der thermischen Geringfügigkeit

Bei der Planung eines geothermischen Speichers sind sein Einfluss auf die Temperatur und die Temperaturänderung im Grundwasser (Thermal Impact (TI)) sowie den hierfür beanspruchten Raum (Thermally Impacted Volume (TIV)) zu ermitteln. Aus diesem Temperatureinfluss lassen sich Folgen für das Ökosystem Grundwasser und seine Organismen abschätzen. Für anoxische Aquifere, welche per Definition weniger als 1 mg/l O₂ aufweisen und deshalb keine dauerhafte Grundwasserfauna beherbergen können, dürfen aus Sicht der Bearbeiter weniger strenge Temperaturschwellenwerte für Geringfügigkeit angesetzt werden. In diesen Bereichen ist zu erwarten, dass ausschließlich Mikroorganismen-Gesellschaften anzutreffen sind. Größere Temperaturänderungen führen in aller Regel nicht zum vollständigen Aussterben von Mikroorganismen, sondern bewirken eine Verschiebung in der Zusammensetzung der Biozönose. Erfahrungsgemäß sind innerhalb eines geothermischen Speichers im anoxischen Aquifer selbst bei

Temperaturen > 80 °C mit hoher Wahrscheinlichkeit noch hyperthermophile Mikroorganismen anzutreffen.

Ob im thermischen Auswirkungsraum eine derartige Verschiebung in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft noch als geringfügig zu bewerten ist, ist eine Frage des Ermessens. Aus ökologischer Sicht ist das danach zu bemessen, ob in Summe die Intensität und die Vielfalt der interagierenden Stoffwechselleistungen über den Betriebszeitraum gewahrt bleiben. Mit dem derzeitigen Verständnis solcher Prozesse dürfte es in der Praxis jedoch schwer bis unmöglich sein, diesen Nachweis über Messungen sicher qualitativ oder quantitativ zu erbringen. Aus zahlreichen Untersuchungen weiß man, dass mesophile Mikroorganismen-Gemeinschaften mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Lage sind, dieses Kriterium zu erfüllen. Bei thermophilen Lebensgemeinschaften gilt diese Aussage bereits mit Einschränkungen, da es mit höherer Wahrscheinlichkeit zu einer Verschiebung von Stoffwechselwegen hin zu Sulfatreduktion, Methanogenese und Gärungen kommen kann. Insbesondere die Bildung von Gärungsgasen wie Methan, Schwefelwasserstoff, Wasserstoff und Kohlendioxid sind im Untergrund unerwünscht, da negative Auswirkungen durch Hebung des Untergrundes, Ausgasung und Entzündung zu besorgen sind.

Bei oxischen Aquiferen hingegen ist eine dauerhafte Grundwasserfauna mit Wirbellosen eher wahrscheinlich und bedarf daher eines besonderen Schutzes. Auf Grund der hohen Vulnerabilität im Hinblick auf hohe Temperaturen stellt sich vielmehr die Frage nach dem Potenzial der oberflächennahen, oxischen Aquifere als Kältespeicher.

Im Rahmen dieser Studie hat sich gezeigt, dass Grundwasserkörper mit Süßwasser in oxische und anoxische unterschieden werden müssen. Die Kriterien für thermische Geringfügigkeitsschwellenwerte sind bei oxischen und anoxischen Süßwasser-Aquiferen grundsätzlich andere. Im Hinblick auf diese Unterteilung kann es durchaus sinnvoll sein, geothermische Speicher je nach Typus in unterschiedlichen Horizonten zu etablieren.

Für thermisch vorbelastete Aquifere, bei denen die Jahresdurchschnittstemperatur über 16 °C beträgt, ist eine dauerhafte Besiedelung durch Grundwasserfauna ebenfalls wenig wahrscheinlich. In solchen sogenannten „Urban Heat Islands“ liegt die Jahresmitteltemperatur des Bodens und des Grundwassers dauerhaft über dem natürlichen Niveau. Bedingt durch Abwärme von Gebäuden, Abwassernetzen, Verkehrstunneln, Fernwärmenetzen und weiterer Infrastruktur können bereits heute Temperaturen von über 20 °C auftreten. Es wird zu diskutieren sein, inwieweit bei Vorhandensein solcher Temperaturanomalien, welche auf den direkten menschlichen Einfluss zurückzuführen sind, weniger strenge T-GFS angewendet werden können.

Mit den abgeleiteten thermischen Geringfügigkeitsschwellen ist eine nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwassers auch mit geothermischen Wärmespeichern möglich. Es werden Beispiele vorgestellt, die involvierten Fachleuten im Bereich Geologie, Hydrogeologie, Grundwasserökologie, Geothermie, Planung und den Behörden eine Abschätzung der thermischen Geringfügigkeit erleichtern.

Summary

This report summarizes the findings of the research project "Environmentally compatible use of geothermal heat storage - Identification and evaluation of thermal changes in groundwater, thermal management of groundwater, recommendations for action". The aim of the project was to evaluate and numerically model the thermal impact of geothermal reservoirs on groundwater and to propose de minimis threshold values of insignificant thermal effect.

This study deals with an environmentally sound use of near-surface underground thermal energy storage (UTES) in aquifers in unconsolidated rock. In technical communities, this term refers to a development depth of 400 m below ground level. The use of the heat storage potential of corresponding aquifers can lead to conflicts of use, since the Water Resources Act (WHG, 2009) gives top priority to the protection of groundwater for public water supply, in particular drinking water production, over other uses. Within the scope of the R&D project, the known and potential effects of thermal impact (TI) on groundwater were therefore researched and evaluated. The first question is at which temperature changes in the aquifer lead to changes in physical, chemical, geotechnical and ecological processes and parameters that can no longer be considered minor, but lead to adverse changes in the groundwater body and associated options for use in accordance with German water legislation (WHG, 2009; GrwV, 2010). While German water legislation does not explicitly include groundwater temperature, the EC Water Framework Directive (EC-WFD, 2000), Art. 2, para. 33 defines heat inputs as pollution. The EC Groundwater Directive (2006) justifies the protection of groundwater against pollution and deterioration, among other things, with the special importance for groundwater-dependent ecosystems and the use of groundwater for human consumption (EC-WFD, 2006). However, no reference to temperature is made in the EC Groundwater Directive.

In a first step, numerical modeling is performed in this report to numerically quantify thermal impacts of underground thermal energy storage (UTES), also called geothermal storage (GTS), on groundwater (Chapter 3). The term "thermal impact (TI)" must be strictly distinguished between the colloquially broad application in the sense of (any) influence and the key figure from the numerical modeling in the sense of an average energy density.

Based on the modeling, an extensive literature assessment of the thermally induced changes in the groundwater is carried out (chapter 4). Based on the existing de minimis thresholds for inorganic and organic substances in groundwater of the Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2017), an assessment was made for the temperature deviations from the background temperatures and critical thermal thresholds were identified up to which an impact on the chemical and biological-ecological quality of the groundwater can be assessed as insignificant.

The results of this study regarding thermal impact (TI), thermally impacted space (TIV) and thermal thresholds of insignificance (T-GFS) are summarised and the application of which explained with practical examples (chapter 5).

Based on the modeling and evaluative assessments, Chapter 6 outlines further research needs. A conceptual approach for the thermal management of groundwater in urban areas as well as orienting recommendations are justified.

Modeling

In order to estimate the thermal impact of UTES, a variety of groundwater flow and heat transport modeling was performed. Under this question, the impact of geothermal energy storage in terms of spatial and temporal components was explored. Modeling was performed using transient modeling approaches over a 25-year period with storage capacities of 30 kW, 500 kW,

1,000 kW, and 2,000 kW. In addition, the decay behavior of geothermal reservoirs was modeled over 125 years.

The modeling was divided into the following three processing phases:

- ▶ Model design (phase 1): determination of suitable model approaches for aquifer heat reservoirs, influence of plant capacity and hydraulic permeability on thermal effects,
- ▶ Sensitivity analyses (phase 2): 4 model variants (shape, k_f -value anisotropy, storage up to max. 100 m below ground level, different input and output ranges),
- ▶ Supplementary considerations (phase 3): shallow low-temperature plants, deep high-temperature plants with focus on thermal influence in the first 100 m below ground level, decay behavior. Designation of streamlines for geochemical calculations.

The objectives of the four variants of processing phase 2 were an evaluation of the sensitivity of the hydraulic gradient, the shape of the reservoir and the k_f -value anisotropy to the magnitude of the thermal impact. The corresponding conceptions and parameters of the model variants were therefore successively changed.

- ▶ For **variant 1**, the sensitivity of the ratio of the surface area to the volume of the aquifer storage tank was investigated. VDI Guideline 4640, Sheet 3 recommends to choose a diameter slightly smaller than the height of the aquifer reservoir in order to achieve an energetically favorable ratio of the volume of the aquifer reservoir to its surface.
- ▶ For **variant 2**, the k_f -value anisotropy between horizontal and vertical k_f -values was additionally increased in the model in order to gain knowledge about their influence on the temperature distribution.
- ▶ In **variant 3**, the aquifer reservoirs were relocated to horizons up to 100 m below ground surface. This is a depth at which geothermal systems are usually used for heating and cooling private buildings. For these systems, approval processes under mining law are not relevant.
- ▶ In **variant 4**, the aquifer reservoir was subdivided into an input and an output area. In the case of sufficiently thick aquifer reservoirs, the thermal energy can be introduced into the lower section of the aquifer and withdrawn again in the upper section of the aquifer.

Based on these four main variants of the sensitivity analyses, further variants with modified parameters (e.g., hydraulic gradient) were calculated. The spatial dimensions and the capacity of the heat storage space were not changed in the sub-variants. The evaluation of the thermal impact was carried out for the time at the end of the loading phase of the 25th year of operation, because the highest temperatures and the greatest impact were calculated at this time due to the input of thermal energy. The thermal impact space is defined as $\Delta T > 1$ K. It was determined and depicted pictorially. During the evaluation, both maximum temperatures and minimum temperatures were shown within the thermal impact space. The spatial evaluation was performed using 2D views of the horizontal temperature distribution. In addition to the 2-dimensional evaluation, a 3-dimensional calculation of the thermally influenced volumes was performed. With the numerical simulations, systematic parameter studies were carried out on the mapped geothermal reservoirs. Boundary conditions were varied (heat parameter and hydrogeological parameters, shape and depth of the reservoir) and generalizable statements were derived from the results.

Ecology

One goal of the project is the derivation of limit criteria (thermal thresholds of insignificance, T-GFS), at which a change of water temperature does not yet cause an adverse change of groundwater properties, or below which thermal changes can be classified as tolerable. This means that ecosystems in the saturated and unsaturated zones must remain intact. The community of groundwater organisms (GW biocoenosis) usually consists at least of an association of microorganisms (bacteria, viruses, possibly fungi). In the presence of oxygen, unicellular animals (e.g., amoebae, flagellates, ciliates, etc.) and invertebrates (e.g., rotifers, worms, small crustaceans, mites, snails) can form stable communities, referred to in their entirety as fauna. "Stygobiontic fauna" is the term used for true groundwater invertebrates that are viable only in this habitat and are optimally adapted to its living conditions. In addition, there are animals that enter the groundwater more or less accidentally and only temporarily and can survive there. The encountered GW fauna is suitable as an important indication of drinking water quality.

Since groundwater invertebrates cannot survive permanently at oxygen concentrations below 1 milligram of oxygen per liter of water ($< 1 \text{ mg/l O}_2$), the probability of their presence also decreases with the depth of the groundwater body. A threshold value of 1 mg/l O_2 is used as a criterion for the probable occurrence of GW fauna. Thus, oxic and anoxic aquifers can be differentiated in a practical way. In quasi oxygen-free (anoxic) aquifers, GW fauna cannot survive permanently. The subsurface depth at which this O_2 threshold concentration is undershot depends on local factors. In case of a small distance to the ground and an increased organic load, oxygen is usually consumed after a few meters below ground level. In case of a large distance to the ground with good soil aeration and low organic matter inputs, oxygen can still be found at a depth of more than 20 meters. Energetically larger UTES require significantly deeper aquifers, which are usually anoxic.

Studies show that individual animal species reside at groundwater temperatures of $8 \text{ }^\circ\text{C}$ to $16 \text{ }^\circ\text{C}$, with a mean residence temperature of $11.4 \text{ }^\circ\text{C}$. These species seem to tolerate lower temperatures better than high ones, since at temperatures below $5 \text{ }^\circ\text{C}$ they fell into a cold torpor from which they became active again. At too high temperatures, these animals fell into a kind of heat torpor, which, however, led to death. Experiments with the groundwater amphipod *Niphargus inopinatus* under laboratory conditions showed that the lethal temperature, at which 50 % of the animals died, dropped from $27 \text{ }^\circ\text{C}$ to $20 \text{ }^\circ\text{C}$ within 30 days. Experiments with groundwater isopods of the genus *Proasellus cavaticus* showed a similar result, with the lethal temperature decreasing from $23 \text{ }^\circ\text{C}$ to $16 \text{ }^\circ\text{C}$ within 5 days.

In contrast to groundwater fauna, microorganisms include aerobic, microaerophilic, and anaerobic species and communities. Microaerophilic organisms are those that particularly like low O_2 concentrations around 1 mg/l and at times survive without oxygen. Regarding the water temperature, there is a wide range from ice to close to boiling (under pressure up to approx. $110 \text{ }^\circ\text{C}$), along which microorganisms / societies can be found in the nature. Depending on the temperature preference range, a distinction is made between psychrophilic, psychrotolerant, mesophilic, thermophilic and hyperthermophilic communities. These communities are composed of different genetic, highly specialized strains. The decisive factor is not the measurable genetic diversity, but the efficiency (turnover rates, material quantity) and interacting diversity of metabolic pathways (metabolisms). As far as the temperature dependence of such metabolic activities in soil and groundwater is concerned, there is still a considerable need for research.

Along with thermal management of the subsurface, it is extremely unlikely that higher temperatures of approx. $80\text{-}95 \text{ }^\circ\text{C}$ will cause sterilization, i.e., complete death of all microorganisms and spores in the area of the impact zone and the geothermal reservoir. Even if temporarily a very strong collapse of microbial metabolic activity should occur, it is only a question of time until

certain specialists, due to their short reproduction time, have colonized the ecological niches with a similar function (ecosystem service). Reversibility is also much more pronounced in the microbiome, as many microorganisms form permanent stages (e.g., spores, cysts) that survive extreme environmental conditions. In contrast, for stygobiontic invertebrates, reversibility is only through immigration, which ultimately depends on the remaining pool, animal mobility, distance, and time.

In addition to oxygen concentration, porosity (cavities), water temperature, and nutrient supply are considered important indicators of the presence of stygobiontic invertebrates. Furthermore, the association of groundwater species differs significantly with respect to geographic location. For example, near-surface groundwater bodies in northern Germany are more likely to be poor in oxygen compared to southern Germany. The last ice ages and the associated glaciation of the northern German region led to a large-scale extinction of groundwater fauna, which has not been overcome to date, although local signs of recolonization may exist.

Evaluation of thermal insignificance

When planning a geothermal reservoir, its influence on the temperature and the temperature change in the groundwater (Thermal Impact (TI)) as well as the space occupied for this purpose (Thermally Impacted Volume (TIV)) must be determined. From this temperature impact, consequences for the groundwater ecosystem and its organisms can be estimated. For anoxic aquifers, which by definition have less than 1 mg/l O₂ and therefore cannot support a permanent groundwater fauna, less stringent threshold values of insignificant thermal effect may be applied according to the authors of this study. In such aquifers, only microbial communities are expected to be encountered. Major temperature changes do not usually lead to the complete extinction of microorganisms, but cause a shift in the composition of the microbiome. Experience has shown that hyperthermophilic microorganisms are very likely to be found within a geothermal reservoir in the anoxic aquifer even at temperatures > 80 °C.

Whether such a shift in the composition of the microbiome can still be considered minor in the thermal impact area is a matter of discretion. From an ecological point of view, this is to be measured according to whether the intensity and diversity of the interacting metabolic processes are maintained over the plant operating period. With the current understanding of such processes, however, it may be difficult or impossible in practice to provide reliable qualitative or quantitative proof of this by means of measurements. Numerous studies have shown that mesophilic microbial communities are very likely to fulfill this criterion. In the case of thermophilic communities, this statement is already valid with limitations, since there is a higher probability of a shift in metabolic pathways towards sulfate reduction, methanogenesis and fermentation. In particular, the formation of fermentation gases such as methane, hydrogen sulfide, hydrogen, and carbon dioxide are undesirable in the subsurface because of the negative effects of uplifting the subsurface, outgassing, and ignition.

In oxic aquifers, on the other hand, permanent groundwater fauna with invertebrates is more likely and therefore requires special protection. Due to the high vulnerability with respect to high temperatures, the question of the potential of near-surface oxic aquifers as cold reservoirs rather arises.

In the context of this study, it has been shown that groundwater bodies with fresh water must be differentiated into oxic and anoxic aquifers. The criteria for thermal insignificance thresholds are fundamentally different for oxic and anoxic freshwater aquifers. In view of this subdivision, it may well make sense to establish geothermal reservoirs in different horizons depending on the type.

For thermally pre-stressed aquifers, where the annual average temperature is above 16 °C, a permanent colonization by groundwater fauna is also unlikely. In such so-called "urban heat islands", the annual mean temperature of the soil and groundwater is permanently above the natural level. Due to waste heat from buildings, sewage networks, traffic tunnels, district heating networks and other infrastructure, temperatures above 20 °C can already occur today. It will have to be discussed to what extent less stringent T-GFS can be applied in the presence of such temperature anomalies, which are due to direct human impact.

With the derived thermal insignificance thresholds, sustainable management of groundwater is also possible with geothermal heat storage. Examples are presented to help involved experts in geology, hydrogeology, groundwater ecology, geothermal energy, planning and authorities to estimate the thermal insignificance.

1 Einführung

Im Zuge der Energiewende werden erneuerbare Energien in Zukunft einen immer größeren Anteil am Strommix in Deutschland einnehmen. Zudem stellen sich neue Aufgaben für erneuerbare Energien bei der Wärme- und Kälteversorgung in Deutschland, da beispielsweise die Fernwärmenutzung u.a. aus Kohlekraftwerken mit deren Außerbetriebnahme entfällt. In tiefer gelegenen Grundwasserleitern lassen sich thermodynamisch größere Energiemengen speichern, aus denen ein Großteil der eingespeicherten Energie rückgewonnen werden kann. Grund hierfür sind die geringeren Interaktionen mit anderen Nutzungen und daraus resultierend weniger strenge Geringfügigkeitsschwellen zur Limitierung des eingespeicherten Energieniveaus. In Fachkreisen werden die Speichermöglichkeiten in Aquiferen bislang als hoch eingeschätzt. Dieses leitet sich aus der hohen Wärmekapazität des Wassers und den großen Volumina an Grundwasser ab (Bundesverband Geothermie, 2020a).

Der Planungs- und Genehmigungsprozess für unterirdische thermische Energiespeicher (UTES), auch geothermische Speicher (GTS) genannt, ist vielschichtig. Neben Planungsvorgaben aus dem Heiz- und Kühlbedarf, den lokalen Restriktionen aus geologischen und hydrogeologischen Randbedingungen sowie wirtschaftlichen Fragestellungen gehen in den Planungs- und Genehmigungsprozess auch Aspekte zur Bewertung der Umweltverträglichkeit mit ein.

Diese Studie fokussiert auf die Abschätzung der **Auswirkungen auf die Grundwasserqualität**, die **durch eine Änderung des Temperaturniveaus** im Grundwasser bedingt sind (Abbildung 1, grün hervorgehobene Bereiche). Diese werden anhand verschiedener Kriterien hinsichtlich ihrer Geringfügigkeit bewertet.

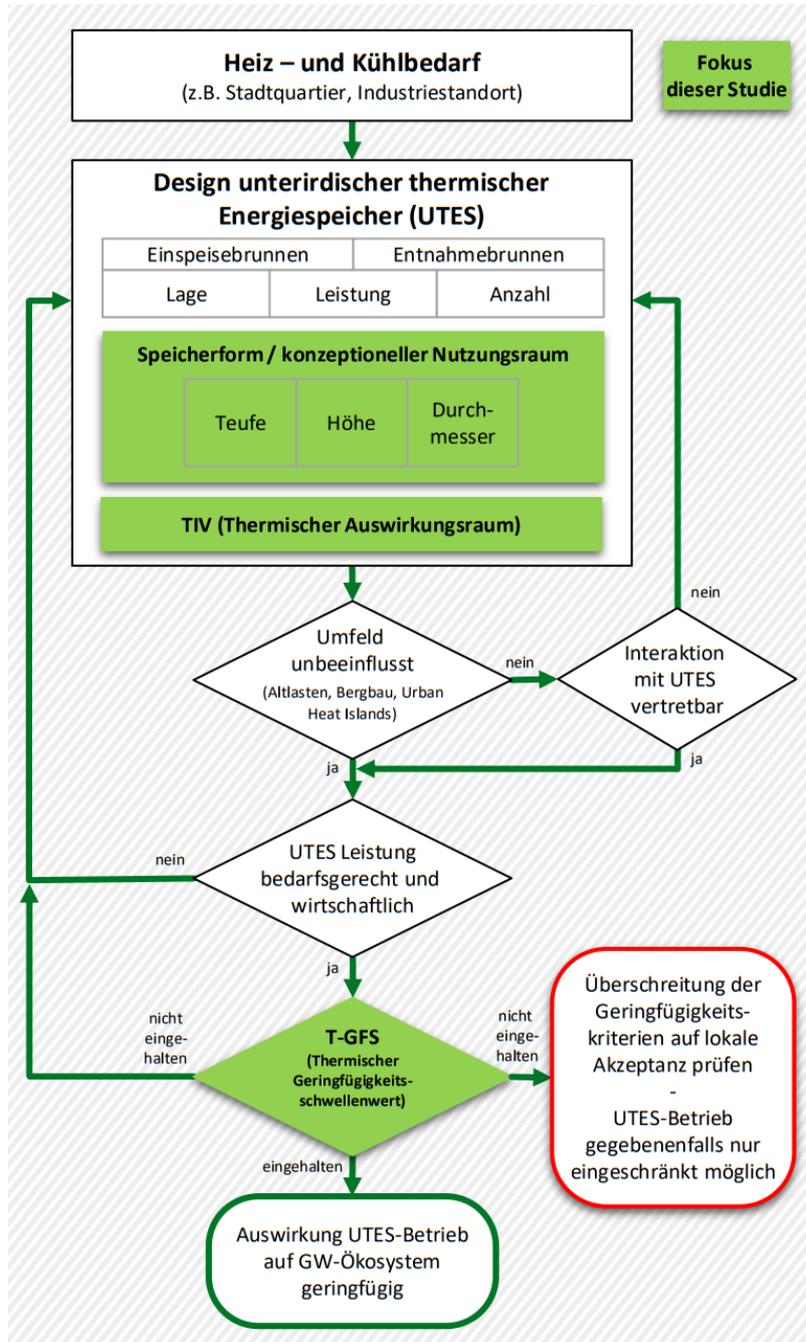
Bei der Ableitung dieser Abschätzungen wurde zunächst natürliches Grundwasser ohne Vorbelastungen in Lockergesteinen bis zu einer Erschließungstiefe von 400 m unter Geländeoberkante in den Blick genommen (VDI 4640-1, 2010). Diese Tiefe geht in der Regel über die übliche Erschließungsgrenze wasserwirtschaftlicher Grundwassernutzung für die öffentliche Wasserversorgung hinaus. Sie kann jedoch sich überlagernde Nutzungsansprüche bedeuten, wenn das Grundwasser für wasserwirtschaftliche und energietechnische Anlagen genutzt werden soll. Vorbelastungen des Grundwassers beispielsweise durch Bergbau, schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten werden in dieser Studie ebenso nicht betrachtet wie thermische Vorbelastungen durch benachbarte geothermische Anlagen oder Urban Heat Islands unter Siedlungsräumen. Schnittstellen zum Geltungsbereich beispielsweise des Bundesberggesetzes (BBergG (1982)) oder des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) finden sich in dieser Studie daher nicht.

Im deutschen Wasserrecht bilden die Festlegungen der Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) den Maßstab für die Feststellung, ob nachteilige Umweltauswirkungen vorliegen. Die Vorschriften der GrwV und der OGewV sind von der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000) geprägt, die ein Referenzsystem für die Erreichung eines guten Gewässerzustandes bildet. Die Einhaltung der darin enthaltenen Wertmaßstäbe bedeutet danach, dass das jeweilige Gewässer in einem guten Zustand ist. Bei Unterschreitung der dort angegebenen Werte kann daher davon ausgegangen werden, dass keine negative Umweltauswirkung besteht. Werden die Werte nicht eingehalten, folgt daraus jedoch nicht zwingend die Annahme einer negativen Umweltauswirkung. Es ist dann eine konkrete, schutzgutbezogene Beurteilung des Einzelfalls nach den wasserrechtlichen Vorgaben durchzuführen.

Bei der Bewertung wasserrechtlicher Sachverhalte kommt den Geringfügigkeitsschwellenwerten der LAWA (GFS) besondere Bedeutung zu. Ihrer Funktion nach konkretisieren die GFS den wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatz nach § 48 Abs. 1 S. 1 WHG (2009). Der Besorgnisgrundsatz bildet den Maßstab für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser im

Rahmen der Erteilung wasserrechtlicher Erlaubnisse. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte konkretisieren dabei die Grenze, bei deren Einhaltung eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit im Sinne von § 48 Abs. 1 S. 1 WHG (2009) nicht zu besorgen ist. Wie die vorgenannten Wertmaßstäbe der GrwV (2010) und der OGewV (2016) bilden die GFS somit ein weiteres Qualitätsziel zum Schutz des Grundwassers. Bei Unterschreiten der GFS kann somit eine nachteilige Umweltauswirkung ausgeschlossen werden. Bei Überschreitung der GFS ist zu prüfen, ob diese Überschreitung zu einer Gefahrenlage führt. Weitergehende Bewertungen hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit einer negativen Umweltauswirkung und ihres Ausmaßes sind zu treffen.

Abbildung 1: Vereinfachte schematische Abfolge bei der Planung geothermischer Speicher (in grün hervorgehoben die Bearbeitungsschwerpunkte dieser Studie)



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite – AKVO - BGD ECOSAX)

Ein Ziel des Vorhabens bestand darin, Grenzkriterien für die Grundwassertemperatur abzuleiten, bei denen eine thermische bedingte Veränderung noch als geringfügig für die Grundwasserqualität zu bewerten sind. Dafür wurde der Ansatz konzeptionell weiterentwickelt, wonach die durch UTES induzierten Veränderungen im Grundwasser über Faktoren numerisch beschrieben werden können. Die aus der Synthese von numerischer Wärmetransportmodellierung und internationaler Literaturrecherche abgeleiteten **thermischen Geringfügigkeitsschwellen T-GFS** für UTES (Begriffsdefinition s. Kapitel 2.3.6) ermöglichen eine praxistaugliche Beurteilung thermisch induzierter Auswirkungen auf das Grundwasser.

Im ersten Schritt wurden exemplarisch parametrisierte geothermische Wärmespeicher anhand numerischer Grundwasserströmungs- und Wärmetransportmodellierung simuliert, um die Form und Größe des **thermischen Auswirkungsraums** (Thermally Impacted Volume (**TIV**)) zu berechnen (Kapitel 3). Hierbei wurden zuvor festgelegte Parameter systematisch variiert, um den Einfluss sowohl (hydro-)geologischer Randbedingungen und als auch unterschiedlicher Betriebsweisen auf den **TIV** zu quantifizieren.

Parallel dazu erfolgte eine zusammenfassende Auswertung des Einflusses von Temperaturänderungen auf die Grundwasserqualität anhand einer umfangreichen Literaturrecherche (Kapitel 4). Zur Beschreibung des **thermischen Einflusses** (Thermal Impacts (**TI**)) wurde eine Vielzahl an Prozessen betrachtet. Neben dem Temperatureinfluss auf die Grundwasserchemie (Hydrochemie) wurden physikalische und biologische Prozesse untersucht. Für die Evaluierung der thermischen Beeinflussung und Regeneration von Grundwasserkörpern wurden geeignete Leitparameter und Leitorganismen zur Beurteilung der thermisch-ökologischen Verträglichkeit identifiziert und begründet. Die Evaluierung der physikalisch-chemischen Leitparameter erfolgte mit dem geochemischen Speziierungsprogramm PHREEQC (Parkhurst, et al., 2013).

Zusammenführend werden in Kapitel 5 ökologische Gefährdungspotenziale aus dem durch den UTES-Betrieb geänderten Wärmehaushalt eruiert. Hieraus wurden dann thermische Geringfügigkeitsschwellenwerte (T-GFS) abgeleitet und unterschiedlichen Milieubedingungen im Grundwasser zugeordnet. Bei einem Überschreiten der T-GFS für das Grundwasser ist standortspezifisch zu prüfen, ob dieses lokal oder saisonal oder dauerhaft erfolgt. In diesem Fall ist stets zu prüfen, ob die Überschreitung der T-GFS für das entsprechende Grundwasser im Einzelfall akzeptabel sind. Dies hängt unter anderem vom Ausgangszustand des Grundwassers und von bestehenden oder geplanten Grundwassernutzungen im Umfeld ab. Grenzen für einen geringfügigen thermischen Einfluss unterirdischer geothermischer Energiespeicher finden sich in Kapitel 5. Der über dieses Projekt hinausgehende Forschungs- und Handlungsbedarf ist in Kapitel 6 zusammengefasst.

Im Rahmen dieser Studie wird von einem bestimmungsgemäßen Betrieb eines UTES ausgegangen. Die Gefahren einer chemischen und hygienischen Beeinträchtigung des Grundwassers (z.B. Eintrag von Wärmeträgerfluiden oder grundwasserfremden Mikroorganismen) sind nicht Gegenstand dieser Studie. Gleiches gilt für eine qualitätssichernde und messtechnische Überwachung des Schutzguts Grundwasser bei Bau und Betrieb von UTES.

2 Begrifflichkeiten und Definitionen

2.1 Fokus dieser Studie: Lockergesteinsaquifere

2.1.1 Bearbeitungsschwerpunkte und Betrachtungstiefe

Diese Studie beschäftigt sich mit einer umweltverträglichen Nutzung oberflächennaher **unterirdischer thermischer Energiespeicher (UTES)** in Grundwasserleitern im Lockergestein. In Deutschland bezieht sich der Begriff „oberflächennah“ auf eine Erschließungstiefe von 400 m unter Geländeoberkante (VDI 4640-1, 2010). Diese Tiefe geht in der Regel über die übliche Erschließungsgrenze wasserwirtschaftlicher Grundwassernutzung für die öffentliche Wasserversorgung hinaus. Maßgeblich für eine Genehmigung von UTES sowie deren Betrieb und Außerbetriebnahme sind in erster Linie berg- und wasserrechtliche Regelungen. Regelungen des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) finden bei den betrachteten Randbedingungen keine Anwendung. Ein genehmigungskonformer, bestimmungsgemäßer und fachgerechter UTES-Betrieb wird unterstellt.

Die Bewertung der Umweltverträglichkeit orientierte sich in dieser Studie an der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für die Grundwasserqualität in Süßwasseraquiferen. Grundwasser unterliegt, wie das Oberflächenwasser gemäß WHG (2009), einem besonderen Schutzbedarf. Für UTES ging es im Rahmen dieser Studie daher primär um die Ableitung von **thermischen Geringfügigkeitsschwellen T-GFS** (Kapitel 2.3.6). Hierzu erfolgte eine zusammenfassende Auswertung des Einflusses von Temperaturänderungen auf die Grundwasserqualität, bei der eine Vielzahl an physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen betrachtet wurden.

Die in dieser Studie abgeleiteten Aussagen zum thermischen Einfluss (Thermal Impact (TI), Kapitel 2.3.6) auf die Grundwasserqualität in Lockergesteinsaquiferen durch den Betrieb eines unterirdischen thermischen Energiespeichers beruhen auf nachstehenden Voraussetzungen, Modellannahmen und Randbedingungen:

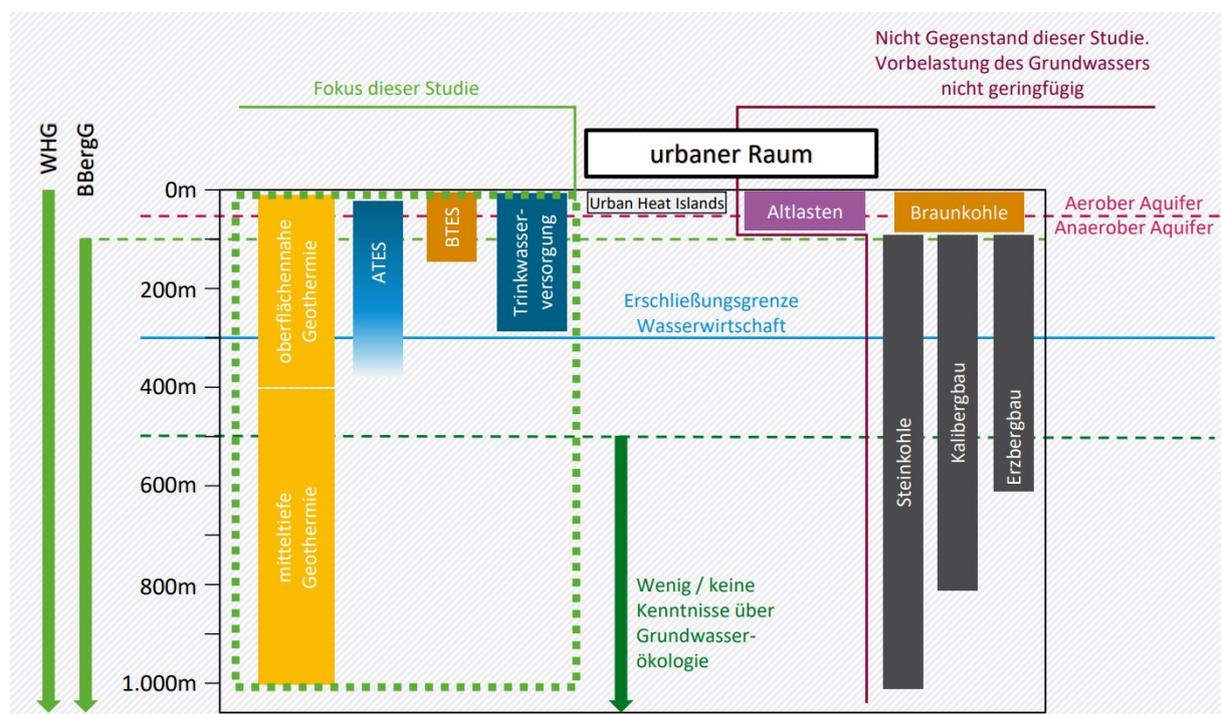
- ▶ Betrachtung von Anlagen zur Wärmespeicherung **und** Wärmerückgewinnung,
- ▶ innerhalb der Speicheranlage ist eine nicht geringfügige Beeinflussung des Grundwassers zulässig bis unerlässlich (**konzeptioneller Nutzungsraum** (Kapitel 2.3.1)),
- ▶ bei der Bewertung der Geringfügigkeit wird das thermisch beeinflusste Volumen in weiterer Entfernung zum Speicher bewertet (**thermischer / hydraulischer Auswirkungsraum** (Kapitel 2.3.2)), wichtige Kenngröße: Abstand zwischen UTES und dem Ort der Beurteilung (Kapitel 2.3.4),
- ▶ eine Beschränkung der zu betrachtenden thermischen Anlagenleistung ergibt sich aus der Summation von Einzelanlagen in einem Betrachtungsraum,
- ▶ die Betrachtungstiefe richtet sich nach der wasserwirtschaftlichen Relevanz der Grundwasserressourcen. Diese liegt meist in einem Bereich bis zu etwa 300 m u. GOK (Sammelinformation von mehreren geologischen Landesdiensten). Aus dem nicht mehr oberflächennahen Tiefenbereich unterhalb von etwa 500 m u. GOK liegen zudem keine Studien zur Grundwasserökologie vor.

Unter den vorgenannten Randbedingungen lassen sich mögliche Auswirkungen des thermischen Einflusses auf eine Veränderung der Grundwasserqualität ableiten. Diese Einflüsse und

Veränderungen werden schematisch in Hinblick auf ihre Geringfügigkeit bewertet. Entsprechend werden negative Einflüsse benannt. Betrachtungsgrenzen bzw. Unschärfbereiche, die schon vor der Errichtung eines UTES mit einer mehr als nur geringfügigen Beeinflussung des Grundwasserkörpers und der Grundwasserqualität korrespondieren, sind schematisch in Abbildung 2 skizziert.

Die Aussagen dieser Studie beruhen auf umfangreichen Literaturrecherchen und hieraus abgeleiteten eigenen Berechnungen (numerische Modelle und chemische Spezifizierung). Eigene Untersuchungen im Labor oder im Feld waren nicht Gegenstand dieser Studie. In den folgenden Abschnitten sind Begrifflichkeiten und Definitionen aufgeführt, wie sie in dieser Studie verwendet werden.

Abbildung 2: Schematische Darstellung konkurrierender Nutzungen des Untergrundes bei der Planung unterirdischer thermischer Energiespeicher (UTES, hier als ATES und BTES dargestellt)



ATES = Aquiferspeicher, BTES = Erdwärmesonden, BBergG = Bundesberggesetz, WHG = Wasserhaushaltsgesetz
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

2.1.2 Nicht betrachtete Bedingungen und Energiespeicher-Szenarien

Nicht Gegenstand der Betrachtungen in dieser Studie waren Randbedingungen, aus denen sich keine oder keine sinnvollen Geringfügigkeiten für einen Grundwasserschutz und die Trinkwasserversorgung in Lockergesteinsaquiferen ableiten lassen. Hierzu zählen:

- ▶ Unterirdische, thermische Energiespeicher in der **ungesättigten** Bodenzone,
- ▶ UTES in Grundwasservorkommen, die auf Grund ihrer Beschaffenheit für eine wasserwirtschaftliche Nutzung nicht relevant sind (z.B. saline Tiefenwässer, versalzene Grundwasserleiter),

- ▶ UTES in Interaktion zu einer Grundwassernutzung, die für nicht-wasserwirtschaftliche Zwecke erfolgt (indirekte Nutzung),
- ▶ UTES in **Festgesteinsaquiferen**,
- ▶ bohrtechnische Risiken bei der Installation von UTES,
- ▶ Betriebsrisiken von und Betriebsstörungen bei UTES (Havariefälle),
- ▶ nicht fachgerechte Installationen oder ein nicht fachgerechter Betrieb von UTES,
- ▶ UTES-Anlagen zum **alleinigen** Wärmeentzug (z.B. Erdwärmesonden zu Heizzwecken) und Anlagen zur **ausschließlichen** Wärmeeinleitung/ -speicherung (z.B. Kühlung bei der Gebäudeklimatisierung),
- ▶ Betrachtung von Sondentechnologie und -installationen,
- ▶ Variantenstudien zur Optimierung einer Sondenanordnung in einem Speicher,
- ▶ überlappende Beeinflussungen von mehreren Einzelanlagen.

Generell wurden in dieser Studie die thermischen Auswirkungen von UTES analysiert. Hierbei wird nicht spezifisch auf die jeweilige Bauform der Speicher (Kapitel 2.2.1) eingegangen, da die Prozesse im Nahfeld der Ein- und Ausspeisebauwerke (z.B. Brunnen) auf Grund ihrer Kleinräumigkeit nicht relevant für die Aufgabenstellung sind. Vielmehr wurden die dominierenden hydraulischen und thermodynamischen Prozesse simuliert, die sich, von einem UTES ausgehend, auf einen Lockergesteinsaquifer auswirken. Ebenso wird nicht auf Bohrverfahren, Herstellungsvarianten, Materialwahl oder ähnliches eingegangen. Ebenso werden nicht geothermische Anlagen im verfahrenstechnischen Sinne oder oberirdische Wärmetauscher betrachtet.

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Modellberechnungen dienen ausschließlich vergleichenden Modellstudien. Berechnungen im Rahmen einer UTES-Genehmigungsplanung haben einen tiefergehenden Detaillierungsgrad und beinhalten üblicherweise eine komplexere Abbildung u.a. der hydro-geologischen Standortverhältnisse. Des Weiteren sind bei konkreten Speicherplanungen vorhandene oder geplante, benachbarte Speicher zu berücksichtigen. Gegebenenfalls sind vorhandene gegenseitige Beeinflussungen benachbarter Anlagen zu bewerten. Im Optimalfall können Synergien geschaffen werden.

2.1.3 Hinweis zum Genehmigungsverfahren für UTES

Ziel der vorliegenden Bearbeitung ist eine möglichst weit gefasste Systematisierung thermodynamischer, ökologischer und physiko-chemischer Prozesse im Grundwasser zur Erfassung und Bewertung nachteiliger Einflüsse auf die Grundwasserqualität durch einen UTES. Im Vorgriff auf die Ergebnisse der hier vorliegenden Studie ist festzustellen, dass die Autoren es für erforderlich halten, auf Grund der Vielzahl von Randbedingungen und Einflussfaktoren bei der Genehmigung eines UTES eine standortspezifische Einzelfallprüfung durchzuführen. Diese kann, je nach Randbedingungen, vereinfacht und verkürzt erfolgen. Dafür sind dennoch die Standortbedingungen und der Ausgangszustand von Speicherraum und Umfeld für ein Genehmigungsverfahren zu beschreiben. Je nach Speichertyp und Randbedingungen können die Auswirkungen auch absehbar geringfügig sein (Kapitel 3).

Aber auch komplexe Randbedingungen, die nicht Gegenstand dieser Studie sind, können sinnvolle technische und wirtschaftliche Freiheitsgrade für die Planung und den Betrieb von UTES

eröffnen. Solche Randbedingungen, wenngleich in dieser Studie nicht vertiefend betrachtete, stellen nicht zwangsläufig Limitierungen dar. Hierzu gehören beispielsweise im Bereich der Hydrogeologie Aquifere im Karst oder Kristallin, thermisch überprägte Ballungsräume (Urban Heat Islands), Anlagenplanungen im Bereich von Boden- und Grundwasserkontaminationen, Planungen in Bergbauregionen oder im Bereich von Wasserschutzgebieten.

2.2 Betroffene Wirkräume

2.2.1 Rechtsgrundlage

Bei einer Umsetzung von UTES sind u.a. Kriterien zur Beurteilung und Bewertung einer umweltverträglichen Nutzung des Grundwassers zu beachten. Dieses ist in verschiedenen Gesetzen, Richtlinien und Verordnungen geregelt (z.B. Grundwasserverordnung (GrwV, 2010), s. auch Kapitel 1). Im Rahmen dieser Studie wurden nachfolgende Regelwerke vertiefend betrachtet, um Schnittstellen bei Planung, Bau und Betrieb von UTES herauszuarbeiten. Teilweise weisen diese Regelwerke UTES nicht explizit aus, so dass geprüft wurde, wie sich die Regelwerke auf Fragestellungen bei UTES übertragen lassen:

- ▶ Europäische Wasserrahmenrichtlinie - WRRL (2000).

Die WRRL dient europaweit einer integrierten Gewässerschutzpolitik und beeinflusst somit die Wasserpolitik der einzelnen Mitgliedsstaaten. Viele Einzelrichtlinien wurden in der WRRL zusammengeführt. In Deutschland finden sich ihre Vorgaben nicht nur im Wasserhaushaltsgesetz und im Abwasserabgabengesetz, sondern auch in zahlreichen Verordnungen wieder, wie der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV, 2016) und der Grundwasserverordnung (GrwV, 2010). Das Ziel der WRRL ist, einen in vielerlei Hinsicht guten Gewässerzustand zu erlangen und einen ganzheitlichen Gewässerschutz von der Quelle bis zu Mündung umzusetzen (Umweltbundesamt, 2019), (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2011).

- ▶ Wasserhaushaltsgesetz - WHG (2009).

Das WHG beinhaltet die rechtlichen Voraussetzungen, um den Schutz von oberirdischen und unterirdischen Gewässern zu sichern sowie deren Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland zu steuern. Oberflächengewässer und Grundwässer werden dabei gleichermaßen als Naturräume für Tiere und Pflanzen und auch als nutzbare Lebensgrundlage für den Menschen betrachtet. Als Vorsorgegrundsatz gilt, dass jegliche Beeinträchtigungen zu unterbinden sind (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2021).

- ▶ Oberflächengewässerverordnung - OGewV (2016).

Die Oberflächengewässerverordnung (Bundesverordnung) fokussiert auf den chemischen und ökologischen Zustand von Oberflächengewässern sowie deren Bewirtschaftung. Hier wird der Oberflächenwasserkörper u.a. in Lage, Grenzen und Zuordnung in Kategorien und Typen beschrieben (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2016) (IHK Karlsruhe, 2021).

- ▶ Grundwasserverordnung - GrwV (2010).

Die Grundwasser-Verordnung dient zum Schutz des Grundwassers und soll eine Verschlechterung des Grundwassers durch grundwassergefährdende Stoffe verhindern. Um die Kriterien für die Beurteilung der chemischen Wasserqualität zu konkretisieren, wurde auf Grund des Artikels

17 der WRRL die EG-Grundwasserrichtlinie (EG-WRRL, 2006) erlassen. Diese Richtlinie enthält erstmals konkrete Schwellenwerte zur Beurteilung des guten chemischen Zustands. Um die Grundwasserrichtlinie in nationales Recht umzusetzen, wurde 2010 eine neue Grundwasserverordnung verabschiedet. Die Verordnung stellt Kriterien für die Beschreibung, Beurteilung, Einstufung und Überwachung des Grundwasserzustands auf und setzt die Trendumkehr in deutsches Recht um (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2017).

- ▶ Geringfügigkeitsschwellen - GFS nach LAWA (2017).

Der Ständige Ausschuss „Grundwasser und Wasserversorgung“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeitete erstmalig 1998, dann ab 2000 im Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellen“ regelmäßig aktualisierte Beurteilungsgrundlagen, um eine bundeseinheitliche Bewertung von Grundwasserverunreinigungen zu ermöglichen. Diese Geringfügigkeitsschwellen definieren Konzentrationen von Stoffen, die keine Verschlechterung zu regionalen Hintergrundwerten darstellen. Grundlage hierfür sind vor allem human- und ökotoxikologische Aspekte. Grundwasser soll als Trinkwasser nutzbar und als intakter Lebensraum erhalten werden (Bundes-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2017).

- ▶ Ermessensleitende Kriterien bei der Bearbeitung altlastbedingter Grundwassergefahren und -schäden - LBEG Niedersachsen (Engeser, 2012).

Diese Arbeitshilfe stellt fachliche Kriterien auf, die den Ermessensspielraum zur Anordnung von Maßnahmen bei schädlichen Bodenveränderungen, Altlasten oder einer dadurch verursachten Gewässerverunreinigung bewerten. Es werden verschiedene Modelle verwendet, bei denen Kontrollebenen und entsprechende repräsentative Konzentrationen ermittelt werden (Engeser, 2012).

2.2.2 Unterirdische thermische Energiespeicher (UTES)

Ein unterirdischer thermischer Energiespeicher (UTES) ist gemäß VDI Richtlinie 4640 Blatt 3 (2001) eine Anlage zur lokalen Speicherung von thermischer Energie. Zu unterscheiden sind die drei Speichertypen:

- ▶ Speicher zum Heizen,
- ▶ Speicher zum Kühlen,
- ▶ Speicher zum Heizen und Kühlen.

Eine saisonale Speicherung von Energie wird vor allem zu Heizzwecken oder zur Kühlung von Gebäuden genutzt. Im Rahmen dieser Studie stehen auf Grund der in Kapitel 2.1 benannten Randbedingungen UTES-Kombianlagen zur Wärmespeicherung **und** in Verbindung zur Wärmerückgewinnung in Lockergesteinsaquiferen im Fokus. Die Abkürzung UTES wird in dieser Studie zudem primär im Zusammenhang mit „physikalischen Speichern“ sowie den für diese diskutierten Ableitungen und Bewertungen genutzt.

Als Synonym zu UTES hat sich etwas umgangssprachlicher die Bezeichnung geothermischer Speicher (GTS) etabliert. Im Zusammenhang mit den systematischen Parameterstudien mit numerischen Modellberechnungen werden in dieser Studie die Bezeichnungen „**simulierter geothermischer Energiespeicher**“ oder „**simulierter Speicher**“ genutzt. Diese erleichtert eine Zuordnung von Aussagen, die sich aus den numerischen Parameterstudien ergeben. Davon zu unterscheiden sind (verfahrenstechnische) Anlagenauslegungen im Zusammenhang mit Planfeststellungsverfahren von UTES.

Die Anlagengröße im thermischen Sinne eines unterirdischen thermischen Energiespeichers wird allgemein durch seine Leistung [W] bzw. genauer gesagt durch die (eingespeiste und ausgespeiste) Energie [Wh bzw. J] beschrieben. Im Rahmen dieser Studie ist stets die **Einspeiseleistung [W]** in den Aquifer als Anlagengröße verwendet worden, da die Volllaststunden, wenn nicht gesondert angegeben, konstant gehalten wurden. Der Wirkungsgrad zwischen Einspeisung und Entnahme wurde bei allen Simulationen auf 77 % festgesetzt, d.h. die entnommene Energiemenge (im Winter) entspricht immer 77 % der eingespeisten Energiemenge (im Sommer). Modelltechnisch wurde somit für Anlagengrößen gleicher Einspeiseleistung immer die gleiche Energiemenge entnommen, auch wenn die eingetragenen Energiemenge durch Grundwasserströmung oder konvektiven Aufstieg den Speicher (konzeptionellen Nutzungsraum) verlassen hatte. In diesem Fall erfolgte die Energieentnahme aus den natürlichen thermischen Ressourcen (vgl. geothermische Tiefenstufe). Der Energieverlust von 23 % orientiert sich dabei an die Erfahrungen aus dem Energiekonzept der Berliner Parlamentsgebäude am Spreebogen (Thomsen, et al., 2004). Zu berücksichtigen ist, dass mit zunehmender Tiefe und damit zunehmender Temperatur (vgl. geothermische Tiefenstufe) die natürliche Ressource an vorhandener Wärmeenergie steigt. Die Entnahme berücksichtigt somit eine Akkumulation im Speicher sowie Energieverluste des Speichers („Nettoleistung“). Im Rahmen dieser Studie wurden UTES mit Einspeiseleistungen von 30 kW, 500 kW, 1.000 kW und 2.000 kW simuliert.

UTES können bei sehr unterschiedlichen Speichertemperaturen betrieben werden. Die Temperaturmaxima und -minima beeinflussen nicht nur die energetische Effizienz eines Speichers, sondern auch erheblich die durch ihn bedingten Effekte auf das Grundwasser und dessen Qualität. Die Niveaus der Betriebstemperaturen sind national oder international nicht einheitlich definiert. Im Rahmen dieser Studie werden jedoch in Anlehnung an international oft benutzte Einteilungen folgende Temperaturniveaus unterschieden:

- ▶ Nieder-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES bis 25 °C,
- ▶ Mittel-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES von 25 bis 40 °C,
- ▶ Hoch-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES von 40 bis 90 °C bzw. open end.

Tabelle 1: Speichertypen und Begrifflichkeiten

Oberbegriff	Offene Systeme	Geschlossene Systeme
UTES	ATES	BTES
underground thermal energy storage	aquifer thermal energy storage	borehole thermal energy storage
Unterirdischer thermischer Energiespeicher* oder geothermische Speicher / Untergrund-Wärmespeicher**	Aquiferspeicher	Erdwärmesondenspeicher

(Quellen: * (VDI 4640-3, 2001), ** (Bundesverband Geothermie, 2020a))

Die technische Art eines UTES, also seine Bauform, wird durch Abkürzungen wie ATES, BTES (Tabelle 1) oder CTES beschrieben. Als offene Systeme werden die sogenannten **ATES-Systeme** bezeichnet (aquifer thermal energy storage). Hierbei wird Grundwasser direkt als Wärmeträgerfluid benutzt. Bei diesen Systemen wird also Grundwasser aus mindestens einem Förderbrunnen entnommen und in den Wärmetauscherkreislauf eingespeist. Im Wärmetauscherkreislauf wird das Wasser thermisch beaufschlagt (je nach Anwendung erwärmt oder gekühlt) und

danach in mindestens einem Infiltrationsbrunnen wieder in den Aquifer zurückgeführt (Dubletten-System (AK Geothermie FH-DGG, FI-DGGT/DGG, 2015)). Hierbei handelt es sich bislang um die gängigsten Systeme. Sie finden in unterschiedlichen Tiefen Anwendung.

Bei den geschlossenen **BTES-Systemen** (borehole thermal energy storage) findet der Energieaustausch innerhalb eines Bohrloches über ein Wärmeträgerfluid statt. Die Energieübertragung zwischen Wärmeträgerfluid und Erdreich bzw. Grundwasser erfolgt über ein Mantelrohr, das die Rohre umgibt, die zur Zirkulation verwendet werden. Das Wärmeträgerfluid zirkuliert also in einem geschlossenen Kreislauf mit der Wärmepumpe, steht aber nicht direkt mit dem Grundwasser in Kontakt und wird nicht mit diesem vermischt. Die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten BTES-Systeme sind Erdwärmesonden (EWS), die eher im oberflächennäheren Bereich in verschiedenen Bauformen zum Einsatz kommen (u.a. U-Rohr, Doppel-U-Rohr, Koaxial-EWS (AK Geothermie FH-DGG, FI-DGGT/DGG, 2015)).

Als Sonderform von ATES kann man **CTES-Systeme** eingliedern (cavern thermal energy storage). Bei diesen werden große, wassergefüllte Kavernen im Festgestein zur Energiespeicherung genutzt. Sie sind nicht Gegenstand der vorliegenden Studie und sind hier nur der Vollständigkeit halber erwähnt.

Die reguläre Betriebszeit eines UTES beträgt mehrere Jahrzehnte und ist somit üblicherweise generationsübergreifend.

2.2.3 Oberflächennahe Betrachtungsgrenzen (Urban Heat Islands, Altlasten)

Im Bereich der ersten 10er-Meter unter der Geländeoberfläche gibt es einige Randbedingungen, die vom Fokus dieser Studie nicht erfasst wurden. Gleichwohl wurde der hierbei angewandte Umgang in der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen und der Bewertung einer Umweltverträglichkeit teilweise genutzt. Die für diese Fragestellungen übliche Methodik wurde auf die Ableitung einer thermischen Geringfügigkeitsschwelle übertragen.

Mögliche thermische Auswirkungen, die zu schädlichen Bodenveränderungen nach Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) führen, werden in dieser Studie nicht betrachtet. Im Rahmen dieser Studie befindet sich der thermischer Auswirkungsraum TIV (Thermally Impacted Volume) eines UTES grundsätzlich im Aquifer.

Der entsprechende Mindestabstand zwischen UTES und Grundwasseroberfläche bzw. Kontaminationen in Boden und Grundwasser ergibt sich aus dem modellierten thermischen Auswirkungsraum. Generell sind zur Einschätzung von Art und Umfang von Temperatureinflüssen auf mögliche Kontaminationen gesonderte fall- und schadstoffabhängige Einzelfallbetrachtungen erforderlich. Temperaturinduzierte Veränderungen der Stoffeigenschaften betreffen beispielsweise Dichte, Oberflächenspannung, Viskosität, Sorptionsfähigkeit und Löslichkeit. Sie lassen sich aus Literaturwerten ableiten (u.a. Hiester und Bieber (2017)).

Ferner finden sich unter dem urbanen Siedlungsraum, insbesondere unter Siedlungsgebieten mit tiefreichender Infrastruktur (üblicherweise unter Ballungsräumen) oberflächennahe, unterirdische Wärmeinseln (Urban Heat Islands). Hier liegt das Niveau der Grundwassertemperatur bereits über dem Temperaturniveau von Gebieten ohne menschliche Besiedlung (Menberg, et al., 2013b).

Bei Genehmigungsverfahren für UTES wird derzeit das gegenwärtig existente Temperaturniveau im Grundwasser als Ausgangszustand definiert. Der Temperaturanstieg in Folge des Siedlungsraums wird also als „natürliche, initiale“ Überprägung berücksichtigt. Diese Herangehensweise bei der Bewertung lehnt sich an der Erstellung von Ausgangszustandsberichten zur Beweissicherung gem. § 5 BImSchG (1974) an.

Vor dem Hintergrund dieser Überprägung durch Urban Heat Islands könnte es lokal oder partiell sinnvoll sein, solche Wärmeinseln zu kühlen, um die thermische Belastung des Grundwassers zu mindern. Entsprechende geothermische Anlagen würden also primär oder ausschließlich zum Heizbetrieb genutzt. Aussagen zum TI wären für diesen Sonderfall der Urban Heat Islands also anders zu formulieren als für den in dieser Studie betrachteten Fall von UTES in Aquiferen ab etwa 100 m. Entsprechend wären für diesen Sonderfall Aussagen abzuleiten, dass im urbanen Raum mit Wärmeinseln der Betrieb von reinen Heizanlagen zu einer Win-win-Situation für thermisch belastetes Grundwassers führen kann. Hier kann es also fallspezifisch sinnvoll sein, über einen zu definierenden Zeitraum von einer ausgeglichenen Wärmebilanz abzuweichen und bewusst mehr Wärme aus dem Untergrund zu entnehmen, als beim saisonalen Betrieb wieder zugeführt wird. Eine mittelfristige Abkühlung der Wärmeinsel wäre eine thermodynamisch und grundwasser-ökologisch gewünschte Folge.

2.3 Begriffe zur Beurteilung des thermischen Einflusses

2.3.1 Konzeptioneller Nutzungsraum

Der konzeptionelle Nutzungsraum ist der unterirdische Raum, der baulich von den unterirdischen technischen Einrichtungen des UTES (Speicherinstallationen) eingegrenzt wird. Dieser umfasst auch den Raum im nahen Umfeld eines UTES, in dem die durch den Betrieb des UTES verursachte Amplitude der Temperaturschwankungen vergleichbar mit dem Raum innerhalb des UTES ist (Abbildung 4, Abbildung 5).

Innerhalb des konzeptionellen Nutzungsraums dieses Speichers ist eine **nicht-geringfügige Beeinflussung des Grundwassers** für den Speicherprozess in aller Regel technisch erforderlich und somit unvermeidbar. Betrachtungen bezüglich der Geringfügigkeit einer wie auch immer gearteten Beeinflussung finden hierbei keine Anwendung.

2.3.2 Thermischer Auswirkungsraum (TIV)

Als thermischer Auswirkungsraum (Thermally Impacted Volume (TIV)) wird die Umgebung eines geothermischen Speichers bezeichnet, in der sich die **Temperaturschwankung im Grundwasser um mehr als ± 1 K** vom (natürlichen) Referenzzustand unterscheidet (Abbildung 5). Dieser Temperaturschwellenwert markiert eine Zone, in der Temperaturunterschiede zur unbeeinflussten Umgebung bereits messbar sind. Hydraulische und hydrochemische Auswirkungen können sich zwar darüber hinaus erstrecken, waren jedoch nicht Gegenstand dieser Studie. Ebenso sollte diese Studie nicht ermitteln, inwieweit die abgeleiteten Effekte bezüglich Hydrochemie, Biochemie und Besiedelung im Aquifer auch messtechnisch im Feld erfassbar sind.

Das TIV wird bei der Speicherplanung mittels 3D-Wärmetransportmodellen berechnet. Die Modellrandbedingungen werden transparent dokumentiert, die Modellierungsergebnisse grafisch visualisiert und plausibilisiert. Der thermische Auswirkungsraum kann sich, je nach Randbedingungen, über verschiedene geologische und hydrogeologische Formationen erstrecken.

2.3.3 Schutzgut Grundwasser (GW)

Gegenstand der Betrachtungen möglicher thermisch induzierter Beeinflussungen oder Veränderungen ist das Schutzgut „Grundwasser“. Zur Bewahrung und zum nachhaltigen Schutz des mengenmäßig und chemisch guten Zustands finden im Sinne der Daseinsvorsorge verschiedene europäische Richtlinien und Bundesgesetze zum Schutz des Grundwassers Anwendung.

Hinsichtlich dem „ökologischen Zustand (Fauna)“ und dessen Veränderung bietet die gegenwärtige Gesetzeslage jedoch keinen konkreten Handlungsrahmen. Die Erhaltung der

Funktionsfähigkeit von Grundwasserökosystemen sowie die Verhinderung nachteiliger Veränderungen sollte einerseits Ziel des Handelns der Gesetzgeber sein (Hahn, et al., 2018). Andererseits ist die Bemessung des Beitrags spezifischer Grundwasserorganismen an der Ökosystemleistung „sauberes Grundwasser“ sehr komplex. Eine konkrete Abgrenzung bzw. eindeutige Definition einer nachteiligen Veränderung der Ökosystemleistung ist bisher nicht möglich oder quantifizierbar.

Für nachfolgend aufgelistete räumliche und infrastrukturelle Bereiche werden daher für unterirdische thermische Energiespeicher üblicherweise keine allgemein gültigen Geringfügigkeitsschwellen anwendbar sein. Vielmehr sind umfangreiche Einzelfallprüfungen zur Genehmigung eines UTES erforderlich (Abbildung 2):

- ▶ durch Bergbau beeinflusstes Grundwasser, einschließlich des durch hydraulische Maßnahmen von Bergbau oder Bergbaufolgetätigkeiten beeinflussten Grundwassers. Die Regelung von § 4 BBergG bezieht sich auf Erdwärmesonden zur Gebäudebeheizung,
- ▶ bei größeren UTES ab beispielsweise 1 MW kann ein bergrechtliches Verfahren auch oberhalb von 100 m Teufe erforderlich sein,
- ▶ der Tiefenbereich unterhalb der wasserwirtschaftlichen Relevanz für die öffentliche Wasserversorgung, also süßwasserführende Grundwasserleiter (meist ca. > 300 m u. GOK),
- ▶ der Bereich unterhalb von 500 m u. GOK, da für diesen Tiefenbereich nahezu keine grundwasserökologischen Studien oder Kenntnisse vorliegen (die Kenntnisse über die Ökosysteme sind hier nicht vorhanden oder befinden sich im Stadium erster, vereinzelter Forschungsarbeiten). Deshalb lässt sich aus dieser Unkenntnis keine generelle Geringfügigkeit ableiten (dieser Tiefenbereich wird im hier vorliegenden Bericht nicht vertiefend betrachtet).

2.3.4 Ausgangszustand Grundwassertemperatur

Die Erfassung des (thermischen) Ausgangszustands (baseline monitoring) am Standort eines geplanten UTES ist eine wichtige Voraussetzung bei der Bewertung zulässiger Temperaturveränderungen (Minimal- bzw. Maximaltemperatur) im geplanten Anlagenbetrieb. Im vorliegenden Bericht wird das mittlere Grundwassertemperaturniveau als Ausgangszustand definiert angenommen, welches sich an der langjährigen Jahresdurchschnittstemperatur orientiert. In dieser Studie wurde als ungestörte Temperaturverteilung in den numerischen Modellierungen exemplarisch eine konstante Temperatur von 10 °C an der Geländeoberkante und ein geothermischer Tiefengradient von 3 K / 100 m angenommen (Kapitel 3.4.4).

In thermisch überprägten Bereichen (z.B. Urban Heat Islands) kann jedoch das existierende mittlere Temperaturniveau des Grundwassers über der Durchschnittstemperatur liegen (Kapitel 2.2.3).

2.3.5 Ort der Beurteilung

Der Ort der Beurteilung ist projektspezifisch für ein UTES anhand der Randbedingungen festzulegen. Der Ort der Beurteilung liegt (im Rahmen dieser Studie) in der gesättigten Zone.

Der Ort der Beurteilung ergibt sich in Abhängigkeit von der Ausbreitung der **modellierten Isothermen** bzw. **Temperaturdifferenzen zum Ausgangszustand**. Die Bewertung der Geringfügigkeit kann auf diese Weise differenziert **temperaturbezogen**, **raumbezogen** und

zeitbezogen erfolgen (z.B. Effekt erst nach 25 Jahren Betrieb oder wenn quasi-stationäre Verhältnisse herrschen). Der Ort der Beurteilung liegt immer außerhalb des konzeptionellen Nutzungsraumes (Kapitel 2.3.1).

Die Bewertung der Geringfügigkeit kann dabei in späteren Verfahrensschritten in Bezug zur flächigen Beeinträchtigung eines definierten Grundwasserkörpers (GWK) gemäß Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) gesetzt werden.

2.3.6 Thermische Geringfügigkeitsschwelle (T-GFS)

Die thermische Geringfügigkeitsschwelle (T-GFS) wird in Analogie zu den Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als ein Maßstab zur **qualitativen** räumlichen Bewertung des thermischen Einflusses (Temperaturdifferenzen zum Ausgangszustand bezogen auf ein Volumen) in Bezug auf eine Bewirtschaftung des jeweiligen Grundwassers empfohlen. Durch die T-GFS wird beschrieben, bis zu welchen Temperaturveränderungen ($\pm \Delta T$) bzw. bis zu welchen Minimal- und Maximaltemperaturen die temperaturinduzierten Veränderungen der physiko-chemischen Beschaffenheit und Besiedelung des Grundwassers noch als geringfügig einzustufen sind.

Die Bemessung der T-GFS erfolgt in Anlehnung an das Konzept der LAWA (2015) zur Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Für großräumig und tiefenabhängig unterschiedliche GWK sind Varianzen in der Bewertung der Geringfügigkeit denkbar. Lokale und temporäre Effekte beim bestimmungsgemäßen UTES-Betrieb sind bei der Ableitung des Orts der Beurteilung zur Bewertung des T-GFS zu berücksichtigen.

2.3.7 Thermischer Einfluss – Thermal Impact (TI)

Der Thermal Impact beschreibt im Rahmen dieser Studie die **mittlere Energiedichte im thermischen Auswirkungsraum TIV**. Je höher der Thermal Impact ist, desto mehr Energie wird – bezogen auf das Volumen (alternativ auf die hieraus abgeleitete Grundfläche) – gespeichert.

Der **Thermal Impact** ist das Verhältnis der im UTES gegenüber dem natürlichen Zustand gespeicherte Energiedifferenz, bezogen auf das **Volumen** des thermischen Auswirkungsraums (TIV). Er kann **danach**, z.B. im Sinne der Grundwasserverordnung, auf einen **Flächenbezug** umgerechnet werden (laterale Projektionsfläche (Grundfläche) des TIV). Da das beeinflusste Volumen bzw. die beeinflusste Fläche auch vom Energieaustrag abhängen (in dieser Studie exemplarisch immer 77 % vom Eintrag), ist somit die Betriebsweise berücksichtigt. Entsprechend gehen in den TI als Kennzahl auch geologische Parameter wie die Porosität mit ein.

Der Thermal Impact umfasst im Rahmen dieser Studie stets mehr als nur den konzeptionellen Nutzungsraum des UTES:

$$TI = E_{th} / TIV \text{ bzw. } TI = E_{th} / TIA$$

mit

TI Thermal impact [$\Delta J/m^3$] bzw. [$\Delta J/m^2$]

E_{th} Delta der thermischen Energiemenge im UTES [ΔJ]

TIV thermisch beeinflusstes Volumen [m^3]

TIA thermisch beeinflusste (Grund-)Fläche [m^2]

Diese Bezugsvolumina bzw. die Bezugsfläche werden anhand von Temperaturbereichen festgelegt (beispielsweise für $T > 16 \text{ }^\circ\text{C}$). Durch die Bemessung des TI, z.B. durch eine rechnerische Kennzahl, wird somit eine **quantitative** Aussage getroffen. In diesem Bericht wurden die

Auswertungen auf die thermische Einspeiseleistung bezogen, da in den numerischen Modellrechnungen die Betriebsstunden konstant gehalten wurden.

2.3.8 Thermischer Auswirkungsraum (TIV) nach dem UTES-Betriebsende

Üblicherweise ist davon auszugehen, dass auch bei einer gestuften Außerbetriebnahme eines UTES zum Zeitpunkt des (finalen) Abschaltens im Speicher immer noch eine thermische Beeinflussung durch die noch gespeicherte (Rest-) Energie verbleibt. Die Temperatur im Speicher wird somit üblicherweise nicht der natürlichen Grundwassertemperatur entsprechen und somit weiterhin ein TIV bewirken.

Dieser thermische Auswirkungsraum reduziert sich in Fläche und Volumen nach einer Außerbetriebnahme des Speichers durch den natürlichen konduktiven und konvektiven Wärmetransport und gleicht sich der umgebenden, natürlichen Grundwassertemperatur an. Der Zeitraum hierfür kann mehrere Jahre, bei Hochtemperaturspeichern auch mehrere Jahrzehnte beanspruchen (Kapitel 3.7.2.2). Der zeitliche Verlauf der flächen- und volumenhaften Ausdehnung des TIV ist somit ein wichtiger Bestandteil zur Grundlagenermittlung und im Prozessverständnis.

3 Quantifizierung des thermischen Auswirkungsraums beim UTES-Betrieb

3.1 Anlass und Aufgabenstellung

Zur Abschätzung der thermischen Auswirkungen (flächig, räumlich sowie zeitlich) einer geothermischen Energiespeicherung erfolgten numerische Modellierungen. Hierzu wurden unterschiedliche geothermische Speicher numerisch mit verschiedensten Betriebs-Szenarien simuliert. Diese simulierten Speicher hatten somit keinen Bezug zu aktuellen UTES-Planungen oder konkreten hydrogeologischen Verhältnissen. Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Modellberechnungen dienten systematischen Parameterstudien und Prozessuntersuchungen. Sie liefern ein besseres Prozessverständnis und sensibilisieren für kritische Parameter und Einflussgrößen.

Die Berechnungsergebnisse dieser Studie sind somit nicht pauschal auf reale UTES und Standorte übertragbar. Sie ersetzen nicht eine individuelle und fachgerechte Planung, Modellierung und Bewertung eines konkreten UTES im Genehmigungsverfahren.

In den numerischen Simulationen wurden u.a. Grundwasserströmungs- und Wärmetransportprozesse zur saisonalen Pufferung und Wärmespeicherung, zur Gebäudeklimatisierung und zur Nutzung von Überschussstrom (Power-to-Heat) untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war die modellhafte Ermittlung und Bewertung des Einflusses eines simulierten geothermischen Energiespeichers auf die Temperaturänderung im Grundwasser. Hierzu wurden verschiedene Modellszenarien und Modellrandbedingungen definiert. Untersucht wurde dann der flächige (2-dimensional), der räumliche (3-dimensional) und der zeitliche Einfluss auf die Temperaturverteilung über einen Betriebszeitraum von 25 Jahren. Erfahrungsgemäß stellt sich bei jährlich wiederholender Betriebsweise (Entladen und Beladen unverändert) nach ca. 25 Jahren Betriebsdauer ein quasi-stationärer Zustand der thermischen Auswirkungen ein.

Bei den numerischen Modellierungen wurde nach Voruntersuchungen ein vereinfachter schematischer Ansatz für den Wärmeeintrag und -austrag eines UTES verwendet (Kapitel 3.5.1.1). Eine spezifische Modellierung des Sondentyps, also eine Unterscheidung in die Bauformen ATES oder BTES (Kapitel 2.2.1), war somit modelltechnisch nicht erforderlich und wurde nicht vorgenommen.

Ausgehend von den unterschiedlichen geothermischen, geohydraulischen, sowie anlagen- und maßstabsabhängigen Parametern wurden speicherspezifische Modellierungen durchgeführt. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte hinsichtlich der thermischen Auswirkungen des simulierten Speichers, der Parametersensitivitäten und ihres zeitlichen Verlaufes.

Ziel war es, die Ergebnisse der Fallbeispiele zu systematisieren und möglichst generalisierbare Abhängigkeiten und Wechselwirkungen in Hinblick auf die räumliche Beeinflussung des Grundwassers und die Temperaturänderungen in Abhängigkeit vom Energieeintrag und Energieausstrag abzuleiten.

Eine Sensitivitätsanalyse erfolgte anhand der systematischen Variation von Parametern und Eigenschaften:

- ▶ Form des UTES,
- ▶ hydraulischer Gradient im Aquifer,
- ▶ k_f -Wert-Anisotropie des Untergrundes,

- ▶ UTES in verschiedenen Teufen bzw. unterschiedlichem Abstand zur GOK,
- ▶ Basis des simulierten Speichers mit und ohne Grundwasserstauer.

Um geeignete Kriterien zur Bewertung der thermischen Auswirkung zu ermitteln, wurden einzelne Eingabeparameter und Randbedingungen für die numerischen Modelle systematisch variiert. Auf Grund der Komplexität und Interaktion der Parameter untereinander haben diese Parameterstudien jedoch keinen Anspruch auf eine vollumfängliche Abbildung aller Parametervarianten auf den thermischen Einfluss. Die aus diesen Parameterstudien abgeleiteten Kriterien zu thermischen Auswirkungen wurden dann exemplarisch zur Prüfung hinsichtlich eines geringfügigen Einflusses auf die Grundwasserqualität genutzt (Kapitel 3.6.4). Folgende Ziele waren Bestandteil der Modellierungen:

- ▶ Bestimmung der Größe (Fläche und Volumen) des Bereichs mit Energieeintrag und -austrag (konzeptioneller Nutzungsraum (Kapitel 2.3.1)) unter Einhaltung der Temperaturgrenzen ($>0\text{ °C}$ und $<90\text{ °C}$),
- ▶ Bestimmung der Größe (Fläche und Volumen) des (gesamten) thermischen Auswirkungsraums (Kapitel 2.3.2),
- ▶ davon abgeleitet Ermittlung des Thermal Impacts (Kapitel 2.3.6),
- ▶ Ermittlung der Regenerationszeiten nach Außerbetriebnahme des Speichers.

Die numerischen Modellberechnungen erfolgten in drei Phasen (Tabelle 2). Die Erkenntnisse der jeweiligen Projektphase wurden in den sich anschließenden Szenarien berücksichtigt.

Tabelle 2: Übersicht der Modellszenarien für unterschiedliche UTES

Phase	Szenarien	Umfang
1	Modellkonzeption	Ermittlung geeigneter Randbedingungen, Ermittlung der Anlagengröße (Volumen des Speichers), Einfluss hydraulischer Gradient.
2	Sensitivitätsanalysen	Form des Speichers (Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des geothermischen Speichers), Erhöhung der vertikalen k_f -Wert-Anisotropie, Vertikale Verlagerung des geothermischen Speichers nach oben in geringere Teufe bis max. 100 m u. GOK (Einfluss auf oberflächennahe Schichten), Vertikale Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des geothermischen Speichers.
3	Ergänzende Betrachtungen	Modellierung von Hoch-Temperatur-Speichern bis 80 °C , Modellierung des Abklingverhaltens, Modellierung der Linienströmung (Einmischung), Flache Nieder-Temperatur-Speicher bis maximal 25 °C .

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite GmbH - AKVO - BGD ECOSAX)

Bei der Modellkonzeption (Phase 1) wurde zunächst die am besten geeignete Randbedingung zum schematischen Abbilden eines unterirdischen thermischen Energiespeichers ermittelt. Darauf aufbauend wurde für zwei Speicherleistungen (30 kW und 2 MW) der Temperatureinfluss ermittelt und Sensitivitätsanalysen für den hydraulischen Gradienten durchgeführt.

Im Ergebnis dieser Modellkonzeption ergaben sich weitere Fragestellungen, die für die Bewertung der thermischen Auswirkungen auf das Grundwasser und zusätzlich Oberflächengewässer relevant sind. Diese Fragestellungen wurden in Form von Sensitivitätsanalysen (Phase 2) untersucht. Die Sensitivitätsanalysen beinhalten Modellrechnungen zur Form des geothermischen Speichers (Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des geothermischen Speichers), der vertikalen k_r -Wert-Anisotropie, Teufe und Betriebsweise (Wärmeeintrag- und Austrag) der unterirdischen thermischen Energiespeicher.

Die ergänzenden Betrachtungen umfassen zusätzlich Modellrechnungen zu Hoch-Temperatur-Speichern, zu flachen Nieder-Temperatur-Speicher (Kapitel 2.2.1), zum Abklingverhalten nach der Außerbetriebnahme der geothermischen Speicher und Berechnung der Linienströmung (Einmischung) für die Berechnung thermisch induzierter Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse mit PHREEQC (Kapitel 4.6).

3.2 Parameter und Randbedingungen für die Bewertungsmatrix

Als Beurteilungsgrundlage zur Prüfung von Auswirkungen eines simulierten geothermischen Energiespeichers auf die Grundwasserbeschaffenheit wurden sowohl endogene (speicherspezifische) als auch exogene (hydrogeologische) Randbedingungen zugrunde gelegt.

Als **endogene** Randbedingungen gingen in die Bewertungsmatrix folgende Parameter eines simulierten Speichers ein:

- ▶ Anlagengröße,
- ▶ Form,
- ▶ Volumen,
- ▶ Leistung,
- ▶ Tiefenlage.

Als **exogene** Randbedingungen gingen in die Bewertungsmatrix folgende hydro- und geologische Parameter und Randbedingungen ein:

- ▶ Strukturgeologie des Grundwasserleiters,
- ▶ hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert (k_r -Wert),
- ▶ hydraulischer Gradient,
- ▶ ungestörte Ausgangstemperatur des Untergrundes (inkl. Berücksichtigung der geothermischen Tiefenstufe).

Da der Betrieb geothermischer Anlagen oft auf 25 Jahre und länger ausgelegt ist, sind einschließlich Regenerationsphase nach Stilllegung der geothermischen Anlagen für die Beurteilung des Thermischen Impacts (TI) mindestens drei, häufig aber eher fünf Dekaden zu veranschlagen. Ein solcher Betrachtungszeitraum ist auch bei der Bewertung anderer Bauwerke oder industrieller Anlagen nicht unüblich. Der Faktor **Anlagenlaufzeit „25 Jahre“** wurde somit im Rahmen dieser Studie ebenfalls in die numerischen Modellierungen implementiert.

3.3 Software

Zur Abbildung geothermischer Auswirkungen (TI) stehen eine Vielzahl von analytischen und numerischen Modellen zur Verfügung. Die in Deutschland weit verbreiteten Programme zur thermischen Modellierung wie zum Beispiel FEFLOW (DHI WASY GmbH) und HST3D (USGS) wurden in einer Vielzahl von Projekten zur oberflächennahen Geothermie eingesetzt. Für beide Modelle liegen Benchmark-Validierungen durch Diersch (2014) und Kipp (1997) vor. Ein weiteres Programm, das Modellpaket OpenGeoSys (Kolditz, et al., 2015), wurde für die gekoppelte Modellierung thermaler, hydrochemischer und mechanischer Prozesse entwickelt und wird umfangreich an Benchmarks getestet. Um eine geeignete Modellierungssoftware auszuwählen, wurden die Software-Pakete FEFLOW und OpenGeoSys (OGS) auf ihre Anwendbarkeit im Rahmen dieser Studie zur Untersuchung von unterirdischen thermischen Speichern (UTES) geprüft.

3.3.1 Programm FEFLOW

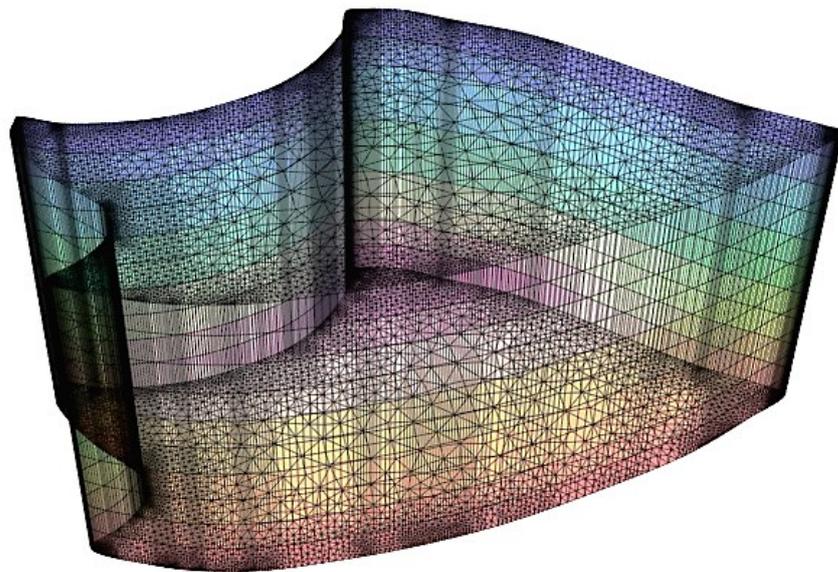
Das Softwarepaket FEFLOW 7.1 wird zur professionellen Berechnung von Prozessen in porösen Medien wie Wasserströmung oder Massen- und Wärmetransport eingesetzt. Neben einem effizienten Simulationskern ist FEFLOW ein vollständig integrales System, bei dem Pre- und Post-processing-Funktionalitäten integriert sind. Es bietet zudem eine offene Programmierschnittstelle. Eine grafische Oberfläche erlaubt die Steuerung der umfangreichen Modellierungsmöglichkeiten.

Das Programm basiert auf der Methode der finiten Elemente und ermöglicht damit eine sehr genaue Wiedergabe von topographischen Randbedingungen wie z.B. Flussläufen und geologischen Strukturen. Die Anwendungen reichen von einfachen lokalen Modellen bis zu komplexen großskaligen Simulationen. Das Programmpaket findet weltweit bei Forschungsinstituten, Universitäten, Ingenieurbüros und Behörden Anwendung.

3.3.2 Programm OpenGeoSys (OGS)

Die open-source Software OpenGeoSys (OGS) ist ein frei verfügbares Programm, um numerische Berechnungen für thermische, mechanische, hydraulische und chemische Prozesse durchzuführen (Kolditz, 2018). Der Quellcode ist frei zugänglich und einsehbar. Jedoch bietet OpenGeoSys selbst keine Möglichkeit Modelle darzustellen. Die Modellerstellung erfolgt mit externer Software. Als kommandozeilenbasiertes Programm besitzt es keine Datenvisualisierung und -verarbeitung. Damit einhergehend sind Ergebnisse nicht direkt überprüfbar und nur mit anderen Programmen zu verifizieren (Kolditz, et al., 2015). OGS selbst verfügt nicht über eine graphische Benutzeroberfläche. Der OpenGeoSys Data Explorer erlaubt eine Darstellung und Verarbeitung von Eingabedaten sowie Modellergebnissen. Alle Bearbeitungsschritte, wie zum Beispiel die Erstellung eines Modellnetzes sowie Parametrisierung und Festlegung von Randbedingung erfolgt durch Anwendung externer Tools (ausführbare Teilprogramme). Beim Download von OGS wird eine Vielzahl von Werkzeugen mitgeliefert.

Abbildung 3: Netzdiskretisierung eines mit OGS erstellten fiktiven Modells



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

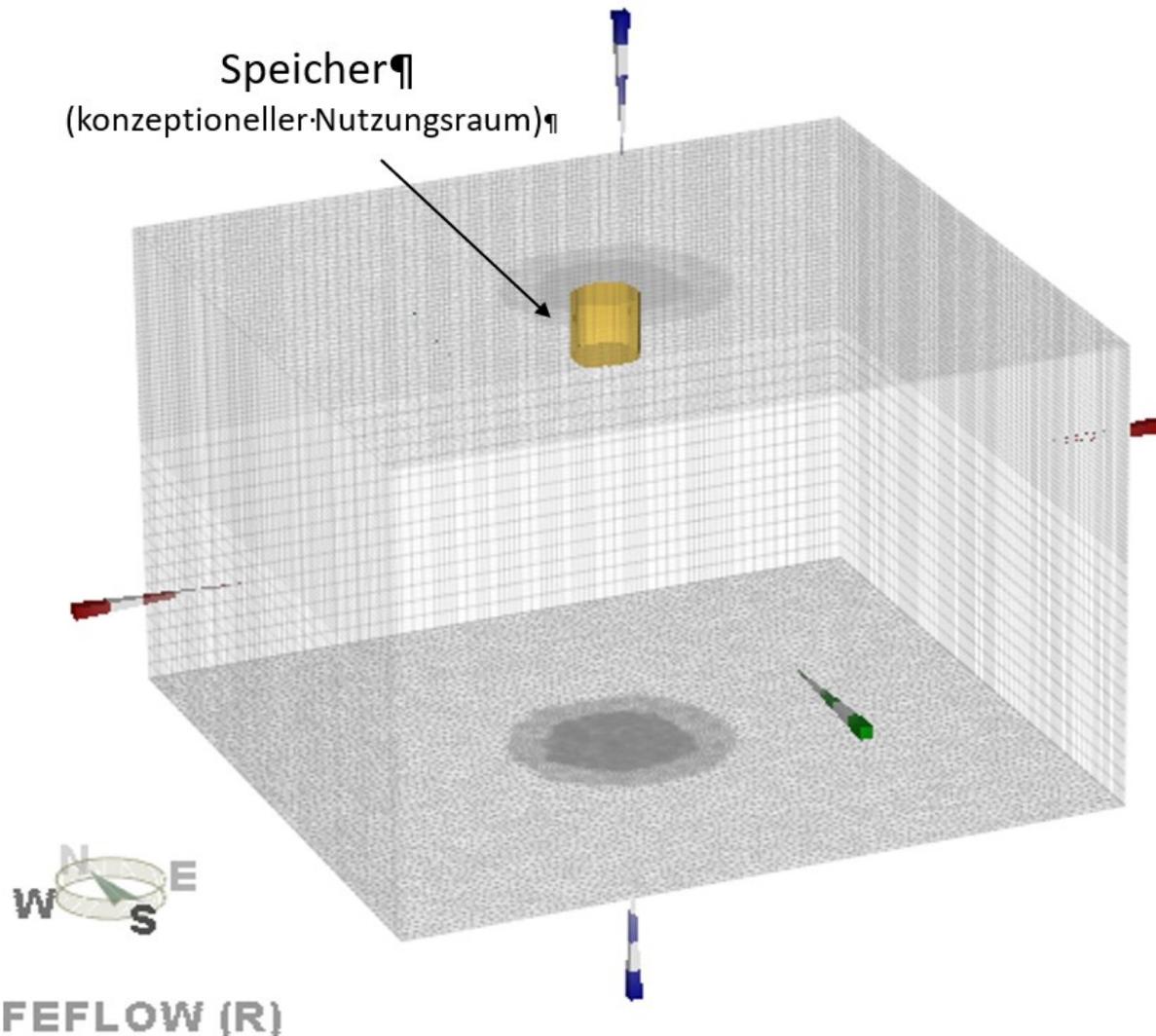
Der Einsatz von OGS erfolgte mit der Zielsetzung zu prüfen, ob mit diesem Programm eine numerische Modellierung mit verhältnismäßigem Aufwand durchzuführen ist. Dazu wurde zunächst ein fiktives Modell erstellt und die Netzdiskretisierung untersucht (Abbildung 3). Auf Grund der Komplexität und Vielzahl von extern zu verwendenden Programmen sowie isolierter Workflows mittels einzeln ausführbarer Tools für das Pre- und Postprocessing wurde im Ergebnis der Prüfung jedoch auf eine Anwendung von OGS zur numerischen Modellierung verzichtet. Die numerischen Modelle wurden deshalb mit dem Programm FEFLOW 7.1. (DHI WASY GmbH) erstellt, mit denen die anschließenden Simulationen und Auswertungen erfolgten.

3.4 Methodik

3.4.1 Modellaufbau für alle numerischen Simulationen

Der Modellaufbau wurde für alle drei aufeinander aufbauenden Bearbeitungsphasen angewendet (Modellkonzeption, Sensitivitätsanalysen und ergänzende Betrachtungen). Insofern sind die Erläuterungen zum Boxmodellansatz, der Unterteilung in Anlagenmodell und Umgebungsmodell sowie die Netzerstellung und Randbedingungen auf alle drei Phasen übertragbar. Die Berechnung des Wärmetransportes erfolgte im Rahmen dieser Untersuchungen instationär über einen Zeitraum von 25 Jahren mit mindestens monatlicher Auflösung. Generell sind bei anderen Berechnungen auch andere Zeiträume und Zeitintervalle möglich.

Abbildung 4: 3D-Boxmodell mit beispielhaften konzeptionellen Nutzungsraum (gelb)

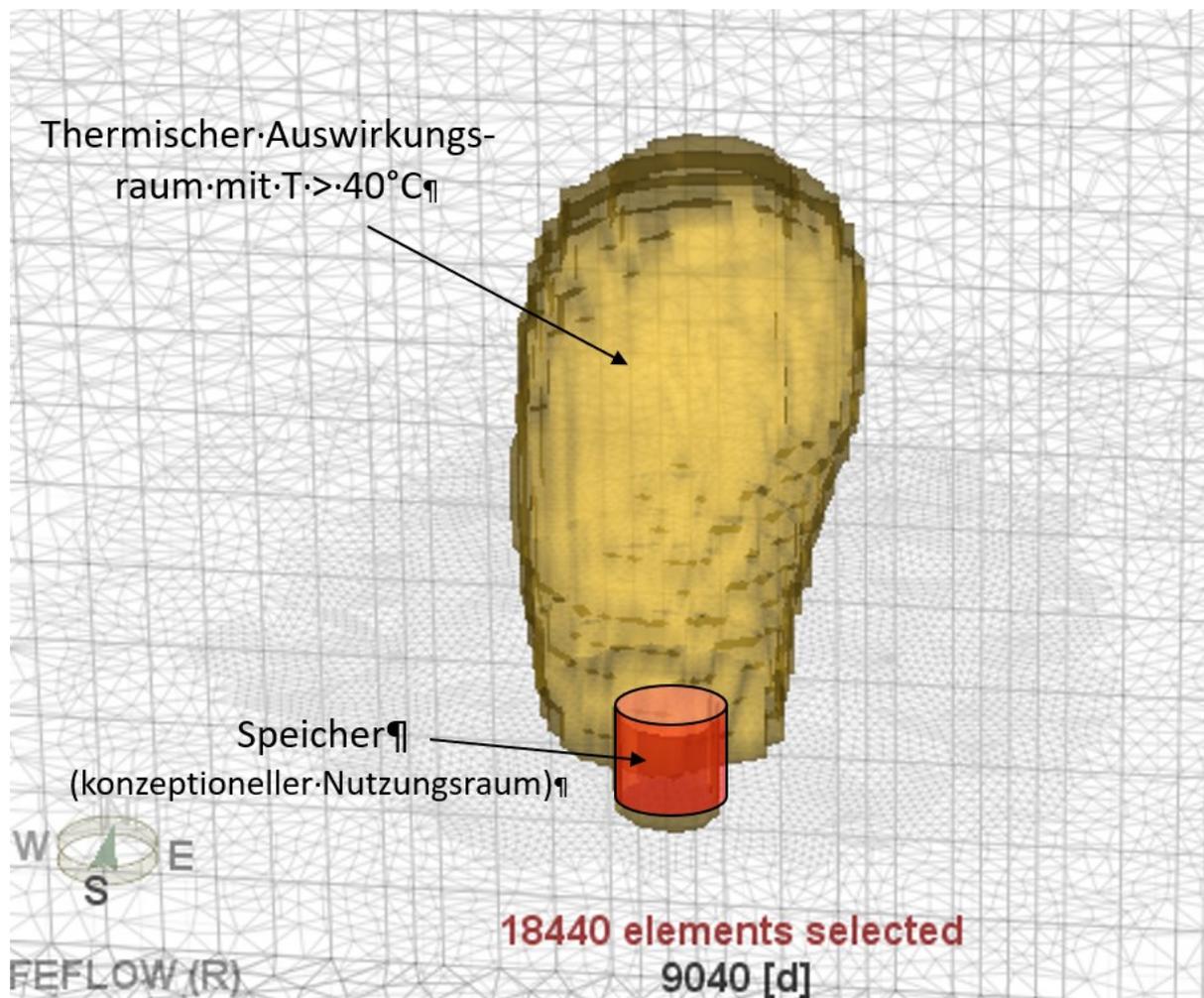


(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Boxmodellansatz

Die numerischen Berechnungen erfolgten basierend auf dem Modellkonzept eines Boxmodells. Die Grundwasserströmungs- und Wärmetransportmodelle beruhen auf einem fiktiven 3D-Aufbau des Untergrundes. Ziel des Boxmodells war die Vergleichbarkeit der Modellvarianten untereinander zu ermöglichen, um den Einfluss von Parametern systematisch zu untersuchen. Diese Modelle erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit der in Frage kommenden Konfigurationen und ersetzen keine individuelle Betrachtung des jeweiligen Standortes, sondern dienen zur Ableitung von Bewertungsmaßstäben hinsichtlich der thermischen Auswirkungen.

Abbildung 5: Exemplarischer Ausschnitt aus einem 3D-Boxmodell mit thermischen Auswirkungsraum für Temperaturen > 40 °C (gelb)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reonsite-AKVO-BGD ECOSAX)

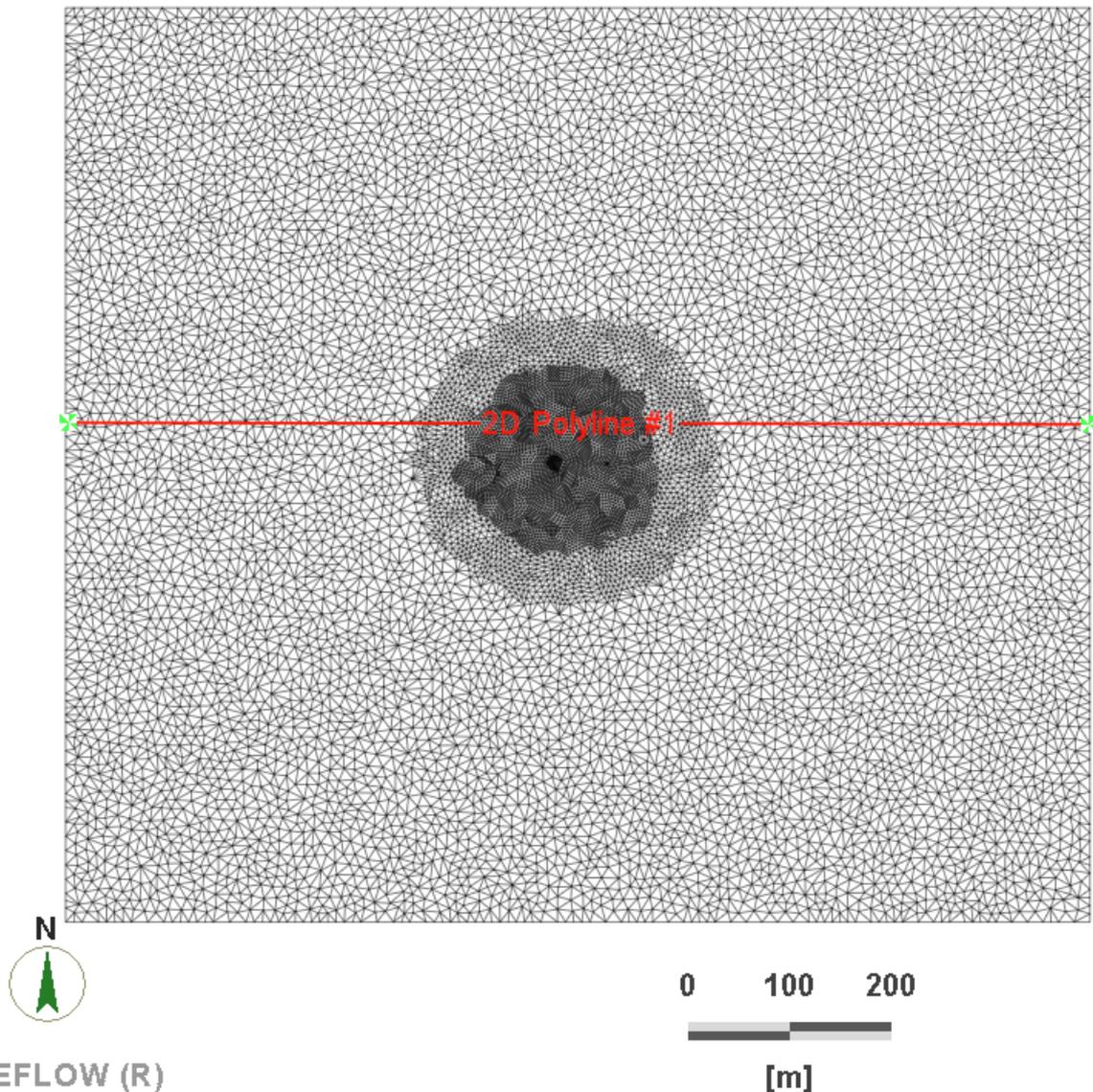
Anlagenmodell (konzeptioneller Nutzungsraum):

- ▶ Modellierung des geothermischen Speichers: Abbildung der instationären Entwicklung im unterirdischen geothermischen Energiespeicher und an der Anlagengrenze zur Ermittlung des instationären Einflussbereiches (Abbildung 4),
- ▶ Abbildung von recherchierten und/oder hypothetischen Nutzungszyklen, minimal in Monatsauflösung,
- ▶ Hohe räumliche Netzdiskretisierung mit Elementabständen zwischen ca. 1,0 bis ca. 2,5 m.

Umgebungsmodell (thermischer Auswirkungsraum und darüber hinaus):

- ▶ Instationäre Ausbreitungsberechnung für bestimmte Temperaturbereiche (bis 16 °C, bis 40 °C (Abbildung 5), $\Delta T > 3$ K, $\Delta T > 1$ K), Ableitung Temperaturbereiche siehe Kapitel 5.2,
- ▶ daraus abgeleitet Ermittlung des Thermal Impacts (TI),
- ▶ geringere räumliche Netzdiskretisierung mit größerem Abstand zum Speicher.

Abbildung 6: Exemplarische Horizontale Netzdiskretisierung mit Lage einer Profillinie durch den Bereich des geothermischen Speichers



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconstite-AKVO-BGD ECOSAX)

3.4.2 Modellnetz

Horizontale Diskretisierung des Modellnetzes

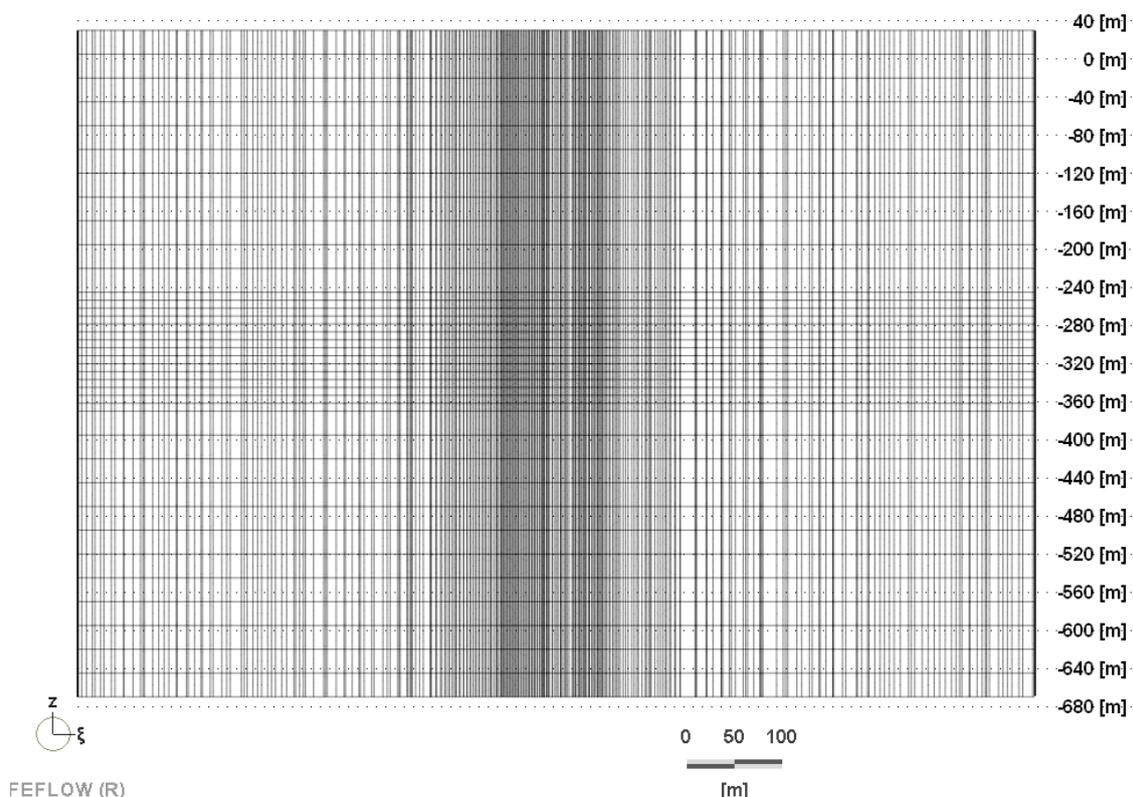
In der Horizontalen wurde das numerische Modell mit Prismen diskretisiert, deren durchschnittlicher Elementabstand ca. 10–15 m beträgt (Abbildung 6). Im Zentrum des Modellgebietes wurde der Energieeintrag und -austrag [J] umgesetzt. Hier wurde mit einer Kantenlänge zwischen 1–2,5 m generell eine höhere Netzverfeinerung als in den Randbereichen gewählt, um den Wärmetransport bei hohen Temperaturgradienten genauer und besser abzubilden. Das Modellnetz wurde nachträglich für die Szenarien entsprechend verfeinert, wenn die räumliche Größe der geothermischen Speicher erhöht wurde.

Vertikale Netzdiskretisierung

Die vertikale Ausdehnung des Boxmodells betrug 700 m. Die Geländeoberkante (GOK) wurde pauschal auf +30 m Normalnull (NN) und die Modellunterkante auf -670 m NN festgelegt

(Abbildung 7). Die vertikale Strukturierung des Untersuchungsraumes des Boxmodells richtete sich in erster Linie nach der Teufenlage des simulierten geothermischen Energiespeichers, also dem Teufenbereich des Energieeintrages und -austrages. Im Bereich des konzeptionellen Nutzungsraums des simulierten Speichers wurde bei der Modellerstellung eine erhöhte vertikale Auflösung umgesetzt. In der Modellkonzeption (Phase 1) wurde der geothermische Speicher zwischen -240 bis -360 m NN festgelegt und deshalb die vertikale Auflösung des Modellnetzes in diesem Teufenbereich verfeinert (Abbildung 7). Zusätzlich zu den Modellschichten des simulierten Speichers wurden auch Modellschichten im Hangenden (die Modellschicht überlagernd) und Liegenden (unter der Modellschicht) verfeinert. Ziel dieser vertikalen Verfeinerung der Netzstruktur war eine bessere Auflösung der Temperaturverteilung und erhöhte numerische Stabilität.

Abbildung 7: Exemplarische vertikale Netzdiskretisierung des Boxmodells



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Für die flachen simulierten geothermischen Energiespeicher bis maximal 100 m u. GOK (Phase 3) wurde die vertikale Auflösung des Netzes in den oberen 100 m verfeinert. Als Grundlage für die Lage des simulierten geothermischen Energiespeichers wurde das Beispiel der Energieversorgung der Parlamentsgebäude im Berliner Spreebogen herangezogen. Überschüssige Wärme wird gemäß Thomsen (2004) hier saisonal, vor allem im Sommer, in einem soleführenden Aquifer gespeichert.

Im Gegensatz zum UTES der Berliner Parlamentsgebäude wird in den hiesigen Modellen keine Salinität berücksichtigt, sondern lediglich ein Süßwasser-Speicher numerisch untersucht. Gemäß Thomsen (2004) befindet sich dieser UTES in einer Tiefe von ca. 285 bis 315 m u. GOK. Das entspricht einer Mächtigkeit des UTES von ca. 30 m. Der simulierte geothermischen Energiespeicher wurde in Anlehnung an das Energiekonzept der Berliner Parlamentsgebäude in einer Teufe

von -295 bis -320 m NN angesiedelt, also 325 bis 350 m unter Geländeoberkante. In der Modellkonzeption (Phase 1) betrug die Mächtigkeit des simulierten Speichers 25 m.

3.4.3 Hydraulische Randbedingung, Stofftransport und Parametrisierung

Hydraulische Randbedingung

Zur Untersuchung des konvektiven Wärmetransportes durch eine Grundwasserströmung wurde ein stationärer hydraulischer Gradient in allen Modellen umgesetzt. Die Veränderung der hydraulischen Gradienten ermöglichte die Einstellung verschiedener Fließgeschwindigkeiten. Die stationäre hydraulische Situation mit Fließrichtung vom westlichen Modellrand zum östlichen Modellrand wurde durch die hydraulische Randbedingungen 1. Art an den Modellrändern über alle Modellschichten realisiert. Durch einen Grundwasserstand ca. 5 m unter der Geländeoberkante wurden ungespannte und quasi vollständig gesättigte Verhältnisse abgebildet.

Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert und effektive Porosität

Die hydraulische Parametrisierung erfolgte in der Modellkonzeption (Phase 1) beispielhaft für einen Porengrundwasserleiter mit einer Lithologie geprägt durch Mittelsande mit einem horizontalen Durchlässigkeitsbeiwert (k_h) von $1E-4$ m/s und einem vertikalen Durchlässigkeitsbeiwert (k_v) von $1E-5$ m/s. Die Parametrisierung der vertikalen Durchlässigkeitsbeiwerte erfolgte unter der Annahme, dass sich die Durchlässigkeit in den grundwasserleitenden Schichten auf ein Zehntel reduziert. Mit einer k_r -Wert-Anisotropie horizontal zu vertikal (k_h/k_v) von $1/10$ der Modellkonzeption wurden natürlicherweise vorkommende Wechsellagerungen permeabler und weniger permeabler horizontaler Schichten innerhalb des Aquifers berücksichtigt. Der Untergrund wird somit als ein zusammenhängender Aquifer ohne diskrete Grundwasserleiter und Grundwassergeringleiter modelliert. Die effektive Porosität betrug entsprechend der Mittelsandlithologie 0,2. Hydraulische Durchlässigkeitsbeiwerte und effektive Porosität wurden allen Modellschichten des jeweiligen Modells gleichermaßen zugewiesen.

In Phase 2 erfolgten Szenarienmodellierungen mit der Unterteilung in Grundwasserleiter und Grundwassergeringleiter mit gegenüber den o. g. genannten abweichenden Werten (Kapitel 3.6.1).

Grundwasserneubildung

Auf eine Grundwasserneubildung wurde auf Grund der stationären Hydrodynamik bei der Modellkonzeption (Phase 1) verzichtet. Ab Phase 2 wurde jedoch eine einheitliche und konstante Grundwasserneubildung von 135 mm/a im Modell umgesetzt. Gemäß Liedtke (2003) beträgt die mittlere Grundwasserneubildung von Deutschland ca. 135 mm/a.

Stofftransport

Das Grundwasserströmungs-, Stofftransport- und Wärmetransportmodell verwendet eine für Trinkwasser passende Mineralisation. Dazu wurde eine Gesamtmineralisation von 500 mg/l modelltechnisch für alle Modelle umgesetzt. Mit dieser Gesamtmineralisation werden keine salinaren Grundwasserverhältnisse abgebildet, sondern eine durchschnittliche Gesamtmineralisation eines Süßwasseraquifers. Ziel der Modellierung dieser Gesamtmineralisation ist eine Berücksichtigung dichtegetriebener Prozesse bei einer thermischen Beeinflussung. Der Stofftransport erfolgte unter Berücksichtigung des advektiven, dispersiven und diffusiven Transports. Es war daher erforderlich, die Dispersivität und den molekularen Diffusionskoeffizienten festzulegen. Das Verhältnis longitudinale/ transversale Dispersivität war $1/10$. Die longitudinale Dispersivität betrug im Modellgebiet 5 m und die transversale Dispersivität folglich 0,5 m. Die molekulare Diffusion wurde bei $1E-9$ m²/s angesetzt. Diese Stofftransporteinstellungen wurden für alle Modelle gleichermaßen umgesetzt.

3.4.4 Wärmetransportparameter und thermische Rand- und Anfangsbedingungen

Wärmeleitfähigkeit und volumetrische Wärmekapazität

Die thermischen Parameter des Untergrundes wurden gemäß Angaben der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (2017) im numerischen Modell abgebildet. Entsprechend wurde für Feinsand eine Gesamtwärmeleitfähigkeit von $2,7 \text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$ und eine volumetrische Wärmekapazität (gesamt) von $2,5 \text{ MJ}/(\text{m}^3\cdot\text{K})$ auf allen Modellschichten realisiert.

Porosität (Wärmetransport)

FEFLOW benötigt die Porosität, um intern die Gesamtparameter aus den separat für die feste Matrix und das Grundwasser eingegebenen Parametern Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität zu berechnen. Die Porosität für den Wärmetransport betrug für alle Modellschichten gleichermaßen 20%. Für die im Rahmen dieser Studie untersuchten gesättigten Verhältnisse im Untergrund war eine Differenzierung der Porosität für den Wärmetransport zwischen grundwasserleitenden und grundwasserstauenden Schichten von untergeordneter Relevanz.

Da Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität bei gesättigten Verhältnissen von den thermodynamischen Eigenschaften des Wassers dominiert werden, haben unterschiedliche Bodenarten (hier Sand, Lehm) eine untergeordnete Relevanz. Bei dem hier modelltechnisch abgebildeten Mittelsand für die grundwasserleitende Schicht und Geschiebemergel/-lehm für die grundwasserstauende Schicht wurde daher vereinfachend in den numerischen Modellen die gleiche Porosität gesetzt.

Thermische Randbedingungen und Anfangsbedingungen

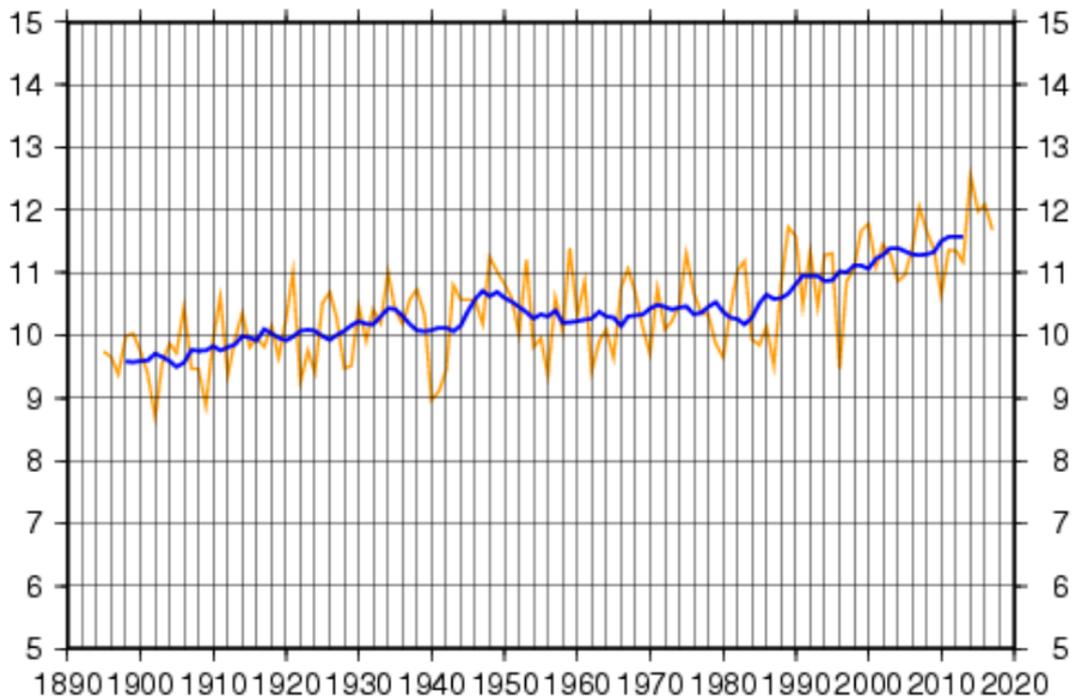
Die Anfangstemperatur auf der Geländeoberkante wurde auf 10 °C gesetzt, welche etwa dem Jahresmittel der Bodentemperatur in 1 m Tiefe der Klimastation Potsdam (des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK)) entspricht (Abbildung 8). Gemäß Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (2018) liegt die Säkularstation Potsdam ca. 30 km südwestlich vom Stadtzentrum von Berlin in der Stadt Potsdam, ca. 600 m außerhalb der bebauten Zone. Sie ist weltweit die einzige meteorologische Station, die über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren ein umfassendes meteorologisches Messprogramm ohne Lücken und ohne Stationsverlegung, Messunterbrechungen und Instrumentenwechsel durchgeführt hat.

Als ungestörte Temperaturanfangsverteilung wurde in allen numerischen Modellierungen gleichermaßen eine konstante Temperatur von 10 °C an der Geländeoberkante und ein geothermischer Gradient von $3 \text{ K pro } 100 \text{ m}$ angenommen. Dieser geothermische Tiefengradient kann lokal abweichen. Insofern bilden die Modelle nur exemplarisch für diese geothermische Tiefenstufe die thermischen Auswirkungen ab. Die Anfangsbedingung der Temperaturverteilung ist für die Festlegung der Referenztemperatur T_0 relevant, welche gemäß DHI WASY bei FEFLOW die Basis für die Dichte- und viskositätsabhängige Grundwasserströmungsberechnung darstellt. Details sind Kapitel 3.6.1.3 zu entnehmen.

Globalstrahlung, Bodenwärmestrom und geothermischer Wärmestrom

Auf eine modelltechnische Umsetzung der solaren Globalstrahlung, des Bodenwärmestroms oder anderer Energieströme zwischen der Erde und der Atmosphäre wurde verzichtet, da global gesehen ein Gleichgewicht zwischen extraterrestrischer absorbierter und von der Erde emittierter Strahlung besteht (Kraus, 2004). Der geothermische Wärmestrom wurde durch den geothermischen Gradienten und die Temperaturrandbedingung 1. Art an den Modellrändern berücksichtigt.

Abbildung 8: Jahresmittelwerte der Bodentemperatur in 1 m Tiefe von 1890 und 2020 [°C] (U4)



Bodentemperatur (°C) in 1m Tiefe und 9-jähriges Mittel

(Quelle: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (2018))

Einstellungen der Wärmetransportparameter

Hinsichtlich des Wärmetransportes ermöglicht FEFLOW die Berücksichtigung einer Vielzahl von Transporteinstellungen. Dabei kann die Fluidviskosität variabel in Abhängigkeit von der Temperatur berechnet werden. Des Weiteren erlaubt FEFLOW die Berechnung mit nichtlinearer Temperaturabhängigkeit der Fluidichte. Diese nichtlineare Temperaturabhängigkeit beruht auf einer Polynomgleichung 6. Ordnung, welche den Temperaturbereich zwischen 0 °C und 100 °C abbildet. Details sind unter WASY GmbH (2018) einsehbar. Da im hiesigen Projekt UTES zwischen 0 °C und maximal ca. 90 °C untersucht wurden, deckte diese Wärmetransporteinstellung den untersuchten Temperaturbereich vollständig und korrekt ab.

3.4.5 Modellansatz zur Simulation der Speicherbeladung und -entladung

Die Ergebnisse für die Untersuchungen mit den Ansätzen zur Umsetzung der schematischen Energieeinträge und -austräge (Kapitel 3.5.1.1) werden im Folgenden ausgewertet. Nur der am besten geeignete Ansatz wurde für alle folgenden Berechnungsszenarien verwendet.

Bei der **Randbedingung 1. Art mit vorgegebener Temperatur** muss nach jeder Modellrechnung eine aufwendige Bilanzierung der Energieeinträge und -austräge erfolgen. Letztlich war nur eine Annäherung an den geforderten Energieeintrag bzw. Energieaustrag eines UTES möglich. Zudem würde die Festlegung der Temperatur mögliche Temperaturentwicklungen und Konvektionen im thermischen Energiespeicher unterbinden. Die horizontalen und vertikalen Temperaturverteilungen für Sommer (Juli) und Winter (Januar) nach einer Betriebsdauer von 25 Jahren wurden visualisiert (Anhang A.5, Abbildung 78, Abbildung 79). Auf Grund der zeitaufwendigen iterativen Ermittlung der Größe des zu simulierenden Speichers wurde dieser Ansatz **verworfen**.

Der Ansatz der **Randbedingung 4. Art „heat nodal sink/source“** hängt stark von der Netzgeometrie des Modells ab. Die Energie wird in Abhängigkeit der Knotenabstände sehr ungleichmäßig im Modell eingetragen bzw. entzogen. Es entstehen innerhalb des UTES lokale Zentren mit extremen Temperaturen bei Netzknoten mit geringerem Abstand zueinander (Anhang A.5, Abbildung 80). Gemäß DHI WASY (2017) ist dieser Ansatz nur für einzelne Erdwärmesonden in einem Großraummodell praktikabel. Er fand daher im Rahmen dieser Studie **keine Anwendung**.

Der letztlich umgesetzte Ansatz der **Quellen- und Senkenterme** war geeignet, da bei diesem Ansatz die Energieein- und -austräge vorgegeben werden und die Temperaturentwicklung nicht unterbunden wird, was eine essenzielle Voraussetzung für die Ermittlung der thermischen Auswirkungen darstellt. Das simulierte Speichervolumen wird so lange iterativ verändert, bis die berechneten Temperaturbereiche den vorgegebenen Temperaturbereichen (beispielhaft Hochtemperaturspeicher: $> 0\text{ °C}$ bis $< 90\text{ °C}$) entsprachen. Auf Grund der direkten Festlegung der umzusetzenden Energiemengen ist dieser Ansatz sehr praktikabel. Bilanzierungen im Ergebnis ergaben eine gute Übereinstimmung der eingesetzten Energiemengen mit der letztlich bilanzierten Energiemenge. Die horizontalen und vertikalen Temperaturverteilungen mit höchster Temperatur im Sommer (September) und niedrigster Temperatur im Frühjahr (April) nach einer Betriebsdauer von 25 Jahren wurden visualisiert (Anhang A.5, Abbildung 81, Abbildung 82).

Ein Nachteil des Ansatzes mit Quellen- und Senkenterm ist allerdings der homogene Energieeintrag bzw. -austrag in ein bestimmtes vorgegebenes Volumen, wohingegen real der Energieeintrag und -austrag punktförmig (z.B. mit Brunnen) bzw. linienförmig (z.B. mit Heizelementen) erfolgen wird. Damit wird im Modell die eingetragene bzw. entzogene Energiemenge im simulierten Speicher homogener verteilt. Im Vergleich zum realen Speicher wurden im Modell somit lokal geringere Temperaturmaxima berechnet, als sie sich im realen Betrieb lokal im unmittelbaren Umfeld der Ein- und Ausspeisebauwerke (z.B. Brunnen) einstellen würden, was für die grundlegenden Aussagen mit zunehmendem Abstand zum Speicher jedoch unerheblich ist.

Andererseits wird die Temperaturentwicklung in Fläche und Volumen bei diesem Ansatz im Nahbereich der Speicher überschätzt. Diese Überschätzung liegt an der Systematik von **Energieeintrag und -austrag**. Diese erfolgen modellbedingt homogen im gesamten vorgegebenen Volumen (konzeptioneller Nutzungsraum), also gleichermaßen **im Zentrum und am Rand** des simulierten geothermischen Energiespeichers. Mit zunehmendem Abstand zum modellierten Speicher verringern sich die Auswirkungen dieser Schematisierung und sind für den Wirkungsraum nicht mehr relevant.

3.5 Modellkonzeption – Hochtemperaturspeicher, Mächtigkeit 25 m (Phase 1)

3.5.1 Berechnete Modellvarianten

Die Berechnung des Wärmetransportes erfolgte instationär über einen Zeitraum von 25 Jahren für eine Einspeiseleistung von 30 kW und 2.000 kW. Die Modelle bilden Lockergesteinsgrundwasserleiter ab. Der Wärmeeintrag und -austrag erfolgte im Modell im Teufenbereich von 325 m u. GOK (Kapitel 3.4.2). Auf Grund der mittleren geothermischen Tiefenstufe bestand eine Anfangstemperatur zwischen $19,8\text{ °C}$ (oben) und $20,5\text{ °C}$ (unten) im Bereich des simulierten geothermischen Energiespeichers. Dieser Temperaturbereich stimmte gut mit dem ursprünglich ungestörten Temperaturbereich gemäß VDI-Richtlinie 4640-Blatt 3 zwischen 10 °C und 20 °C in geothermischen Speichern überein (VDI 4640-3, 2001).

3.5.1.1 Ermittlung geeigneter Modellansätze für Aquifer-Wärmespeicher

Zunächst wurde die modelltechnische Umsetzung des geothermischen Speichers geprüft. Der Eintrag und Austrag von Wärmeenergie kann in FEFLOW über mehrere Funktionen erfolgen. Insgesamt wurden folgende drei Ansätze für eine Einspeiseleistung von 30 kW untersucht, um die am besten geeignete Umsetzung für die schematische Abbildung von Aquifer-Wärmespeichern ohne Berücksichtigung technischer Anlagenkomponenten zu identifizieren:

- ▶ Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur (Dirichlet-Randbedingung),
- ▶ Randbedingung 4. Art „heat nodal sink/source“,
- ▶ Materialeigenschaft Quellen- und Senkenterm.

Ziel der Modellrechnungen war eine schematische Simulation von Aquifer-Energiespeichern. Die Infiltration oder Förderung von Wasser sowie die Umsetzung von Erdwärmesonden war nicht vorgesehen, da diese technischen Anlagen spezifische Kenntnisse über die Bauarten voraussetzen. Im Rahmen dieser Studie wurden jedoch keine konkreten (bau-)technischen Umsetzungen untersucht, sondern lediglich die thermischen Auswirkungen auf das Grundwasser bzw. die Grundwasserqualität.

Tabelle 3: Jahresganglinie Temperaturrandbedingung 1. Art

Monat	Temperaturrandbedingung 1. Art [°C]	Bemerkung
Januar	35	Entladung
Februar	25	Entladung
März	25	Entladung
April	25	Entladung
Mai	35	Beladung
Juni	70	Beladung
Juli	70	Beladung
August	70	Beladung
September	70	Beladung
Oktober	65	Entladung
November	55	Entladung
Dezember	45	Entladung

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur

Mittels der Randbedingung 1. Art einer Temperatur wurde die Randbedingung auf den Knoten des Modellnetzes flächig so verteilt, dass im Ergebnis der Bilanz 30 kW umgesetzt wurden. Dabei wurde eine Temperaturjahresganglinie in Anlehnung an die maximale Wassertemperatur bei Beladung des Wärmespeichers der Berliner Parlamentsgebäude von 70 °C und Entladung zwischen 65 °C und 25 °C berücksichtigt (Thomsen, et al., 2004). Basierend auf den Temperaturen während der Beladungs- und Entladungsphase und der erfahrungsgemäßen Entladungsphasen

von Oktober bis April bzw. Beladungsphasen zwischen Mai und September wurde eine Temperaturjahresganglinie abgeleitet (Tabelle 3).

Randbedingung 4. Art „heat nodal sink/source“

Anhand der thermischen Randbedingung 4. Art “heat nodal sink/source“ wurde der tägliche Ein- und -austrag thermischer Energie auf einzelne Netzknoten im numerischen Modell über die Simulationszeit realisiert [J/d]. Es war daher erforderlich, die Gesamtleistung von 30 kW auf eine Anzahl von Knoten so zu verteilen, dass der Temperaturbereich von Tabelle 3 nicht überschritten wurde. Wurden zu wenig Knoten mit dieser Randbedingung belegt, ergaben sich in Folge der Energiedichte in den Berechnungen zu hohe oder zu niedrige Temperaturen. Die Energieeinträge und -austräge an den einzelnen Knoten über die Randbedingung 4. Art „heat nodal sink/source“ wurden mit monatlich konstanten Werten belegt. Als Grundlage der monatlich konstanten Energieeinträge und -austräge wurde ein typischer Jahresgang der Heizleistung und Kühlleistung eines Wohngebäudes verwendet (Tabelle 4). Der Energieeintrag und -austrag wurde gleich hoch angesetzt.

Tabelle 4: Prozentuale Verteilung der Heizlast und Kühllast im zyklischen Jahresgang

Monat	Heizlast [%]	Kühllast [%]	Bemerkung
Januar	20	0	Entladung
Februar	15	0	Entladung
März	10	0	Entladung
April	5	0	Entladung
Mai	0	15	Beladung
Juni	0	15	Beladung
Juli	0	3	Beladung
August	0	3	Beladung
September	0	1	Beladung
Oktober	15	0	Entladung
November	15	0	Entladung
Dezember	2	0	Entladung

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Materialeigenschaft Quellen- und Senkenterm

Als dritter und letzter Ansatz wurden die Energiebeträge über die in FEFLOW implementierte Materialeigenschaft in Form von Quellen- und Senkentermen geprüft. Die Quellen bzw. Senken bezogen sich dabei auf das Polygonnetz bzw. die Polyeder des FEFLOW-Modells. Daraus resultierte die Einheit „Energie pro Volumen und Tag“ [J/(m³*d)]. Das Volumen des Speichers, in welchem der Energieeintrag und Energieaustrag erfolgte, stellte somit den konzeptionellen Nutzungsraum dar. Die Energieeinträge und -austräge wurden auf einer Mächtigkeit von 25 m eingegeben (vertikale Ausdehnung des geothermischen Speichers). Die horizontale Ausdehnung des UTES wurde so lange angepasst, dass der Temperaturbereich von Tabelle 3 erreicht und die Maximaltemperaturen nicht überschritten wurden. Zur Verifizierung wurden die Energieeinträge und -austräge im Ergebnis der Modellrechnung bilanziert und mit den Vorgaben (30 kW

und 2 MW) exemplarisch verglichen. Im Ergebnis der Bilanzierung konnte eine sehr gute Übereinstimmung erzielt werden.

3.5.1.2 Berücksichtigung des Wirkungsgrades zwischen Beladen und Entladen eines geothermischen Speichers

Basierend auf den Informationen zum Energiekonzept der Berliner Parlamentsgebäude am Spreebogen (Thomsen, et al., 2004) wurde in den numerischen Modellen dieser Studie ein Wirkungsgrad von ca. 77 % zwischen Beladung im Sommer und Entladung im Winter berücksichtigt. Gemäß Thomsen (2004) entsteht zwischen Beladung und Entladung in der Praxis ein Energieverlust von ca. 23 % (Tabelle 5). Die Entladung von 77% der eingetragenen thermischen Energie ist in allen Modellen gleichermaßen umgesetzt, um eine Vergleichbarkeit der Modelle untereinander zu gewährleisten. Da es sich bei der modelltechnischen Umsetzung der UTES um ein offenes System handelt, kann somit auch Wärmeenergie aus der Umgebung entzogen werden, die nicht zuvor eingetragen wurde, sondern aus den natürlich vorhandenen Ressourcen kommen. Dieser Effekt ist ein Ergebnis des offenen Systems und der modelltechnischen Vorgabe, dass zwingend 77 % der Energie entnommen werden. Eine Unterscheidung der durch den UTES eingetragenen Energie und der Energie aus den natürlichen Ressourcen ist weder im Modell noch in der Realität möglich.

Tabelle 5: UTES-Betriebsparameter der Berliner Parlamentsgebäude (Thomsen, et al., 2004)

Typische Betriebsparameter beim Sommer- und Winterbetrieb des UTES:		
Sommer (Beladung)	Mittlere Fördertemperatur	25 °C
	Injektionstemperatur	70 °C
	Eingelagerte Wärme	2.650 MWh/a
Winter (Entladung)	Fördertemperatur	65 ... 25 °C
	Mittlere Injektionstemperatur	30 °C
	Entnommene Wärme	2.050 MWh/a

(Quelle: Thomsen, et al., 2004)

3.5.1.3 Einfluss der Einspeiseleistung

Die Berechnungen wurden für die beiden Einspeiseleistungen von 30 kW und 2 MW durchgeführt. Die Auswahl der Leistung von 30 kW basierte auf der Genehmigungspraxis der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin, welche eine Heizleistung bis 30 kW außerhalb von Wasserschutzgebieten vorgibt (vgl. einen Leitfaden für Erdwärmesonden und Erdwärmekollektoren (Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, 2017)). Eine Einspeiseleistung von 2 MW wurde als maximal anzusetzende Größe eines UTES aus den Experteninterviews (Anhang A.1), Fachgesprächen und Workshops während der Projektbearbeitung abgeleitet. Im Gegensatz zu den diesen modelltechnisch abgebildeten 2 MW-Speichern bezieht sich der o. g. Berliner Leitfaden auf geschlossene Systeme (BTES, Erdwärmesonden und -kollektoren).

Entscheidend für die Vergleichbarkeit der Modelle untereinander ist die eingetragene bzw. entzogene thermische Energiemenge. Diese ergibt sich aus der Dauer, also den Betriebsstunden pro Jahr, über welche diese Leistung im Modell aufgebracht wird. Um eine Vergleichbarkeit der verschiedenen Modellberechnungen untereinander zu gewährleisten, wurde deshalb immer die gleiche Anzahl von Volllaststunden bzw. Betriebsstunden angenommen.

Eine Ausnahme bilden ergänzende Modellberechnungen (Phase 3), bei denen die Volllaststunden auf 80% der maximal möglichen Beladungszeit (Mai bis September) reduziert wurden (Kapitel 3.7.1.2). Somit erfolgt nur an ca. 121,6 von 152 Tagen eine Beladung des simulierten Speichers. Daher ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Modellkonzeption (Phase 1) und Sensitivitätsanalyse (Phase 2) mit den ergänzenden Betrachtungen (Phase 3) nicht vollumfänglich gegeben.

3.5.1.4 Einfluss des hydraulischen Gradienten

Um den Einfluss der Fließgeschwindigkeit auf den konvektiven und konduktiven Wärmetransport zu bewerten wurden mehrere Szenarien mit erhöhten hydraulischen Gradienten berechnet. Gemäß VDI 4640-3 (2001) sind für UTES Grundwasserleiter mit geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten und geringen hydraulischen Gradienten vorteilhaft, da so der konvektive Energieverlust vermindert ist. Daher wurde der hydraulische Gradient in den Simulationen variiert:

- ▶ 0,0001
- ▶ 0,001
- ▶ 0,01
- ▶ 0,1

Im Ergebnis ergaben sich je nach Fließgeschwindigkeit thermisch beeinflusste Bereiche unterschiedlicher lateraler und vertikaler Ausdehnung. Aus den Ergebnissen der simulierten Speicher lassen sich bevorzugte Anwendungsbereiche für UTES ableiten. Bedingt lassen sich bei gleichen Fließgeschwindigkeiten die Simulationsergebnisse durch den gewählten Wertebereich auch auf andere Durchlässigkeitsbeiwerte und Gradienten übertragen.

3.5.2 Ergebnisse der Modellkonzeption

3.5.2.1 Einfluss der Anlagenleistung (Eintrag und Austrag) auf die thermische Auswirkung (TIV)

Simulierter Hochtemperatur-Speicher mit einer thermischen Leistung von 30 kW

Im Ergebnis der iterativen Anpassung des konzeptionellen Nutzungsraumes für das 30 kW-Szenario bei Einhaltung der Temperaturgrenzen eines Hochtemperaturspeichers ($>0\text{ °C}$ und $<90\text{ °C}$) ergab sich ein simulierter geothermischer Energiespeicher mit einem Volumen von ca. 10.250 m^3 . Bei einer zuvor festgelegten Mächtigkeit von 25 m erstreckt sich der simulierte Speicher über eine Fläche von ca. 410 m^2 . Die Temperaturverteilungen für die niedrigsten und die höchsten Temperaturen das 25. Betriebsjahr wurden visualisiert (Anhang A.5, Abbildung 81 (Sommer), Abbildung 82 (Frühjahr)). Im Liegenden zum simulierten Speicher fällt der thermische Einfluss wesentlich geringer aus als im Hangenden des simulierten Speichers. Durch die temperaturabhängige Änderung der physikalischen Eigenschaften (Viskosität, Dichte) des Wassers verbessern sich die hydraulischen Fließeigenschaften mit steigender Temperatur (Hiester und Bieber (2017)). Entsprechend erfolgt eine aufwärtsgerichtete Dichteströmung des erwärmten Grundwassers. Die Maximaltemperatur im simulierten Speicher betrug ca. 52 °C (Anhang A.5, Abbildung 81). Diese Maximaltemperatur wurde in der mittleren der drei Teilschichten des simulierten Speichers im August des 25. Betriebsjahres berechnet. Die Minimaltemperatur innerhalb des simulierten Speichers wurde in der untersten der drei Teilschichten mit ca. $17,6\text{ °C}$ im April des 25. Betriebsjahres berechnet. Im Frühjahr war eine erhöhte Temperatur im Abstrom auf Grund der Grundwasserströmung erkennbar. Die Temperaturfahne wurde in

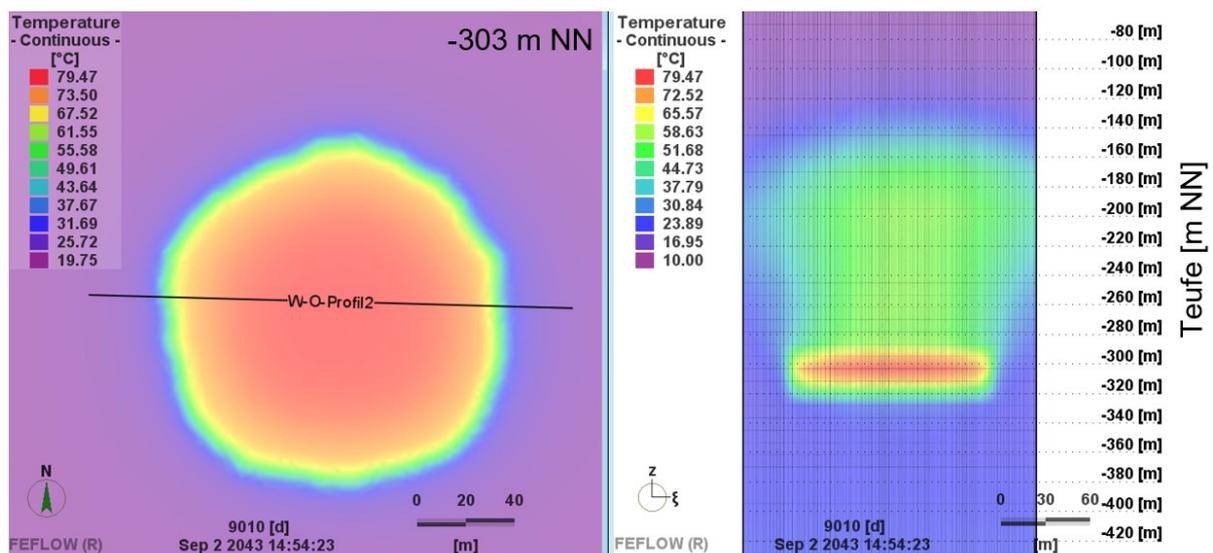
Richtung der Grundwasserströmung transportiert. Auf Grund des zyklischen Heiz- und Kühllastprofils war ein Pulsieren der Temperaturen festzustellen.

Simulierter Hochtemperatur-Speicher mit einer thermischen Leistung von 2 MW

Für den simulierten geothermischen Energiespeicher mit einer thermischen Leistung von 2 MW ergab sich ein Speichervolumen von ca. 387.500 m³. Bei einer zuvor festgelegten Mächtigkeit des simulierten Speichers von 25 m erstreckt sich dieser über eine Fläche von ca. 15.500 m². Die Fläche wurde so lange iterativ vergrößert, bis die Temperaturkriterien ($T > 0\text{ °C}$ und $T < 90\text{ °C}$) eingehalten wurde. Eine Temperaturbeeinflussung, also eine Temperaturänderung $> 1\text{ K}$, ergab in Strömungsrichtung eine Länge von 390 m und senkrecht dazu einen Durchmesser von ca. 360 m. Die vertikale Temperaturbeeinflussung erstreckt sich über eine Mächtigkeit von ca. 230 m.

Die Maximaltemperatur im simulierten Speicher betrug 79,5 °C (Abbildung 9). Diese Maximaltemperatur wurde in der mittleren der drei Teilschichten des simulierten Speichers im September des 25. Betriebsjahres berechnet. Die Minimaltemperatur innerhalb des simulierten Speichers wurde in der untersten der drei Teilschichten mit 7,8 °C im März des 25. Betriebsjahres berechnet (Abbildung 10).

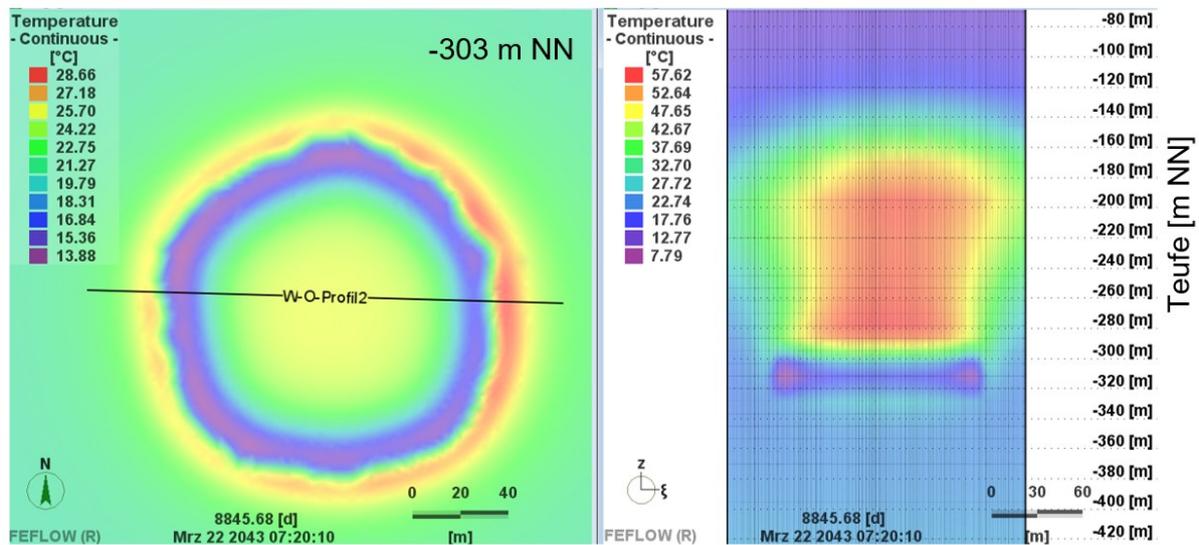
Abbildung 9: Simulierter 2 MW-Speicher im Sommer nach 25 Betriebsjahren. Hydraulischer Gradient $i=0,0001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Auffällig ist in dieser Phase zum Ende des Winters, also dem Ende der simulierten Speicherentladung, dass der eigentliche simulierte geothermische Energiespeicher jetzt deutlich kühler ist als der sich über ihm befindliche Bereich der Abwärme aus der Einspeisung während des Sommers. Die Dominanz des konvektiven Wärmetransports in diesem Abwärmestrom wird durch das hohe Energieniveau (Erwärmung um mehrere 10er Kelvin) und die Mächtigkeit des TIV von mehreren 10er Metern verdeutlicht.

Abbildung 10: Simulierter 2 MW-Speicher im Frühling nach 25 Betriebsjahren., hydraulischer Gradient $i=0,0001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Auf Grund des geringen hydraulischen Gradienten von $0,0001$ [-] und der daraus folgend geringen Grundwasserströmungsgeschwindigkeit war die Temperaturbeeinflussung in Strömungsrichtung nur geringfügig größer als senkrecht zur Strömungsrichtung. Im numerischen Modell war die nach oben abgeströmte Wärmeenergie nicht rückgewinnbar, da im numerischen Modell in dieser Höhe über dem Speicher keine Energieentnahme zur Rückgewinnung implementiert war.

Für Planungen realer Speicher sind diese Ergebnisse ein Hinweis, die räumliche Anordnung von Einspeise- und Entnahmebrunnen zu optimieren. Bei **geringen hydraulischen Gradienten** sollte daher in numerischen Simulationen ein getrennter Energieeintrag und -austrag überprüft werden (z.B. **vertikal versetzte Dublette(n)**).

Vergleich der simulierten Speicher mit 30 kW und 2 MW

Ein Vergleich der Temperaturbeeinflussung der beiden simulierten Speicher zeigte, dass eine Steigerung der eingetragenen thermischen Energie um das 67-fache bei gleichem hydraulischem Gradienten nur etwas mehr als eine Verdoppelung der thermisch beeinflussten Fahnenlänge bedeutet (Tabelle 6). Die Fläche des konzeptionellen Nutzungsraums beim simulierten 2 MW-Speicher war im Vergleich zum simulierten 30 kW-Speicher dabei nur um etwa das ca. 38-fache größer. In Tabelle 6 sind die beiden UTES hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung ihres Energieeintrag- und -austragbereiches (Höhe, Fläche, Durchmesser, Volumen) und hinsichtlich ihrer thermischen Auswirkungen miteinander verglichen. Das Verhältnis α [-] als der Quotient des leistungsstärkeren zum leistungsschwächeren UTES verdeutlicht die Vergrößerung der parameterspezifischen thermischen Auswirkungen in Fläche und Volumen.

Die Verhältniszahl β [-] normiert den parameterspezifischen Wert α_i zusätzlich auf die Leistungssteigerung α_{Leistung} [-]. Sie verdeutlicht im Beispiel in Tabelle 6, dass die flächige und volumetrische Inanspruchnahme von einem 2 MW-UTES geringer ist als die Summe der Inanspruchnahme von $66,7$ UTES x 30 kW (= 2 MW).

Tabelle 6: Vergleich der simulierten Energiespeicher mit 30 kW- und 2 MW-Leistung (Werte gerundet)

Parameter i	30 kW-Szenario (UTES I)	2 MW-Szenario (UTES II)	Verhältnis α [-] (UTES II / UTES I)	leistungsnormiertes Verhältnis β [-] ($\alpha_i/\alpha_{\text{Leistung}}$)
Leistung [kW]	30	2.000	66,7	1
Höhe* [m]	25	25	1	0,01
Durchmesser [m]	22	140	6,4	0,10
Fläche [m ²]	410	15.500	37,8	0,57
Volumen [m ³]	10.250	387.500	37,8	0,57
Laterale Temperaturbeeinflussung in Strömungsrichtung ($\Delta T > 1K$) [m]	180	390	2,2	0,03
Laterale Temperaturbeeinflussung senkrecht zur Strömungsrichtung ($\Delta T > 1K$) [m]	160	360	2,25	0,03
Vertikale Temperaturbeeinflussung ($\Delta T > 1K$) [m]	100	230	2,3	0,03

*Festlegung: Keine Veränderung der Mächtigkeit

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

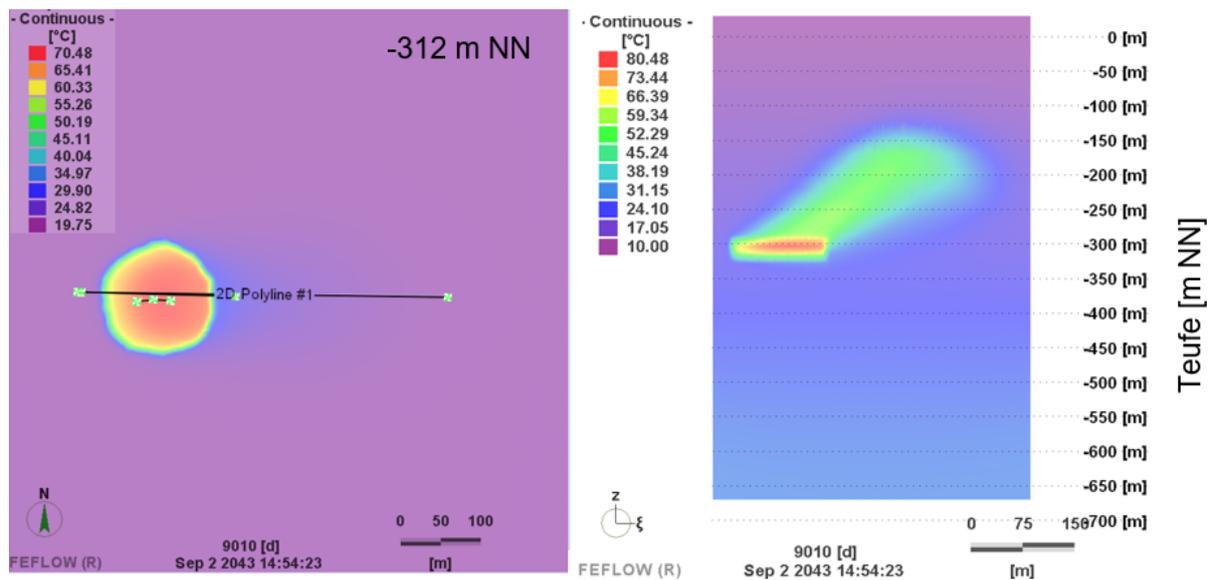
3.5.2.2 Einfluss des hydraulischen Gradienten auf den konzeptionellen Nutzungsraum und TIV

Der Einfluss des hydraulischen Gradienten und damit der Fließgeschwindigkeit wurde sowohl für die Speicherleistung von 30 kW als auch für 2 MW simuliert. In den Modellberechnungen wurde jeweils nur der hydraulische Gradient durch Veränderung der hydraulischen Randbedingungen an den anstromigen und abstromigen Modellrändern verändert. Alle anderen Einstellungen blieben unverändert, sodass der Einfluss des hydraulischen Gradienten auf die Temperaturbeeinflussung untersucht werden konnte. Auf Grund der größeren vertikalen Aufstiegszone der Temperaturfahne beim simulierten 2 MW-Speicher wird der Einfluss des hydraulischen Gradienten nachfolgend beispielhaft nur an diesem Speicher erläutert.

Einfluss des hydraulischen Gradienten von 0,001 beim simulierten 2 MW-Speicher

In diesem Szenario wurde der hydraulische Gradient gegenüber dem vorherigen Simulationslauf um den Faktor 10 erhöht. Bei einem hydraulischen Gradienten von 0,001 wurden die Temperaturverteilungen nach der Einspeisung im Sommer (Abbildung 11) und der Entladung im Winter (Abbildung 12) nach simulierten 25 Jahren Betriebszeit visualisiert. Durch den erhöhten hydraulischen Gradienten wurde die Temperaturfahne jetzt stärker in Strömungsrichtung von West nach Ost transportiert.

Abbildung 11: Simulierter 2 MW-Speicher im Sommer nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



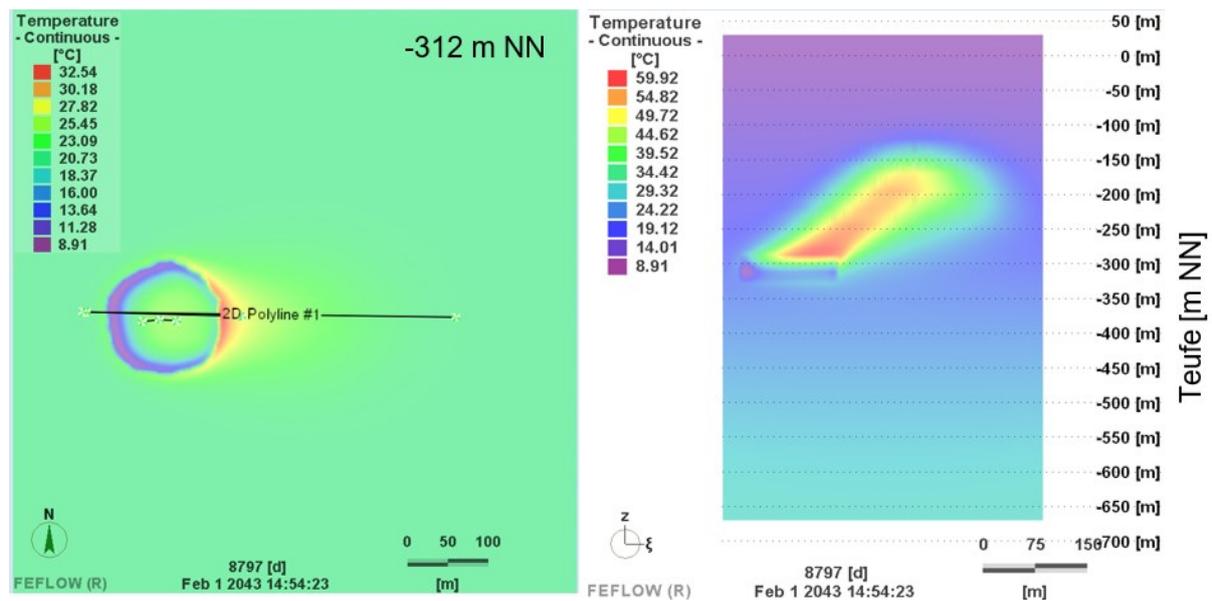
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Im anstromigen Bereich des simulierten geothermischen Energiespeichers wurde die eingetragene thermische Energie in Strömungsrichtung abtransportiert. Gleichzeitig erfolgte jedoch modelltechnisch bedingt im Winter ein räumlich homogener Entzug der thermischen Energie innerhalb des simulierten Speichers (Abbildung 12). Trotz der im anstromigen Bereich nicht mehr durch den zuvor erfolgten Energieeintrag (Beladung im Sommer) zur Verfügung stehenden Wärmeenergie wurde modelltechnisch bedingt thermische Energie entzogen, die 77 % der eingetragenen Energie entspricht. Somit wurde nicht nur die zuvor eingetragene thermische Energie, sondern auch thermische Energie entzogen, die kontinuierlich aus den natürlichen Ressourcen nachgeliefert wird. Die ungestörte Anfangstemperatur betrug in der Teufenlage des Speichers bei -312 m NN ca. 20 °C (vgl. geothermische Tiefenstufe). Die Minimaltemperatur in gleicher Teufe betrug im 25. Betriebsjahr ca. 8,9 °C. Somit wurde ersichtlich, dass über die ungestörte Temperatur von ca. 20 °C hinaus eine Abkühlung stattfand und damit nicht ausschließlich die zuvor eingetragene thermische Energie, sondern auch thermische Energie der natürlichen Ressourcen entzogen wurde (vgl. geothermische Tiefenstufe). Im Ergebnis entstand dort ein „Kältepolster“. Somit wurden im anstromigen Bereich deutlich niedrigere Temperaturen berechnet als im Abstrom. Die Temperaturfahne erstreckte sich über eine Länge von bis zu rund 300 m östlich des simulierten Speichers (bzw. des konzeptionellen Nutzungsraumes). Die vertikale Temperaturbeeinflussung erstreckte sich maximal auf eine Mächtigkeit von rund 230 m. Die aufsteigende Temperaturfahne wurde von der Grundwasserströmung abtransportiert.

Da im numerischen Modell in dieser Höhe über dem Speicher keine Entnahme der aufsteigenden thermischen Energie (z.B. Förderbrunnen) zur Rückgewinnung vorgesehen waren, stand diese Energie in den Modellberechnungen nicht mehr zur Rückgewinnung zur Verfügung.

Für Planungen realer Speicher sind diese Ergebnisse ein Hinweis, die räumliche Anordnung von Einspeise- und Entnahmebrunnen zu optimieren.

Abbildung 12: Simulierter 2 MW-Speicher im Winter nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



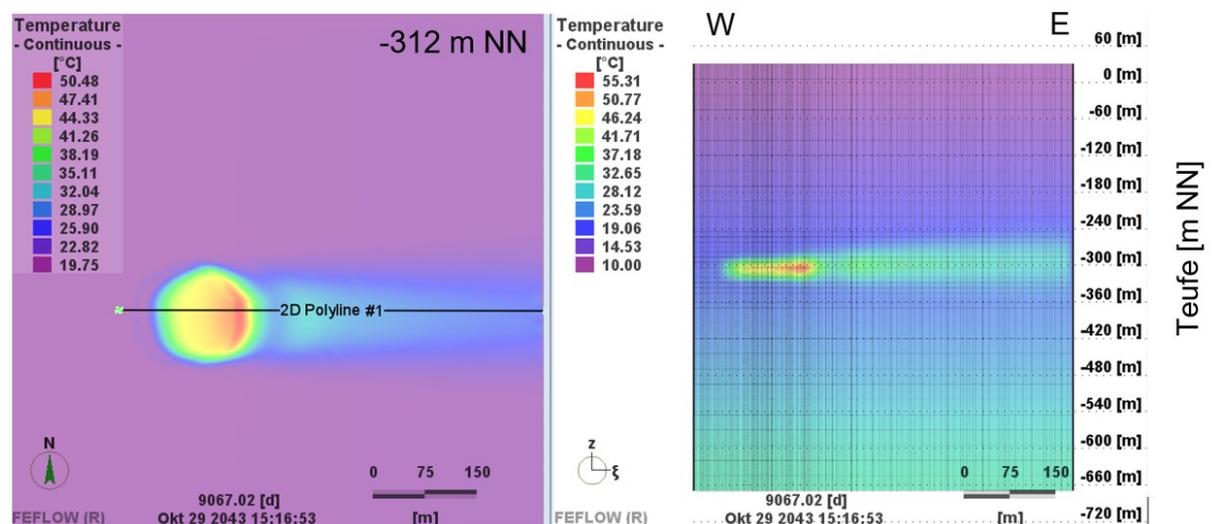
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reonsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Hydraulischer Gradient 0,01

Bei einem hydraulischen Gradienten von 0,01 ist kein aufsteigendes erwärmtes Grundwasser festzustellen bzw. vertikale Temperaturbeeinflussung erkennbar. Auf Grund der starken Grundwasserströmung bei dem hohen hydraulischen Gradienten von 0,01 erfolgt die Temperatureinflussung ausschließlich lateral in Strömungsrichtung.

In der Aufheizphase im Sommer erfolgte der Wärmeenergieeintrag homogen in den gesamten simulierten Speicher. Danach ergaben sich im Oktober des 25. Betriebsjahres im östlichen abstromigen Teil des Speichers höhere Temperaturen als im westlichen anstromigen Teil des simulierten Speichers (Abbildung 13).

Abbildung 13: Simulierter 2 MW-Speicher im Herbst nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,01$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



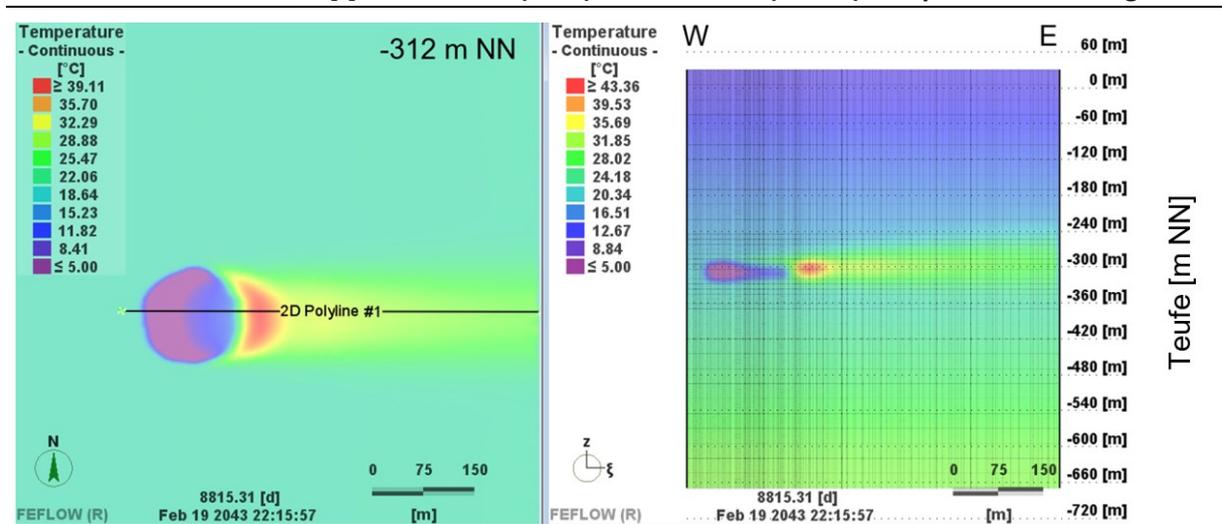
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reonsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Ursache für die ungleiche Temperaturverteilung innerhalb des simulierten Speichers war der konvektive Wärmetransport mit der Grundwasserströmung auf Grund des hohen hydraulischen Gradienten.

Nach der simulierten Speicherentladung im Winter entstand anstromig im simulierten Speicher ein Bereich mit deutlich niedrigeren Temperaturen (Abbildung 14). Grund für diesen Effekt in den Simulationsergebnissen war, dass der Wärmeentzug im Winter im gesamten Speicher modelltechnisch bedingt homogen erfolgte (Modellansatz des volumenbezogenen Energieaustrags). Diese homogene Speicherentladung wurde vom konvektiven Wärmestrom durch den hydraulischen Abtransport der im Sommer eingespeisten Wärmeenergie überlagert. Außerhalb des simulierten Speichers verblieb abstromig ein Bereich mit erhöhten Temperaturen aus dem Abstrom im Sommerbetrieb. Diese Wärmeenergie stellt im Modell einen Verlust für den konzeptionellen Nutzungsraum, also den geothermischen Speicher, dar.

Für Planungen realer Speicher sind diese Ergebnisse ein Hinweis, die räumliche Anordnung von Einspeise- und Entnahmebrunnen in Bezug auf ein Minimum an Energieverlust zu optimieren.

Abbildung 14: Simulierter 2 MW-Speicher im Winter nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,01$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Fazit zum Einfluss des hydraulischen Gradienten auf die Temperaturverteilung

Der hydraulische Gradient hat einen **dominierenden Einfluss auf den konvektiven Wärmetransportanteil**. Volumen und Form des thermischen Auswirkungsraum (TIV) ändern sich in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten. Hierbei sind jedoch stets auch die simulierte Speicherleistung und das Temperaturniveau im Speicher zu beachten.

Die zuvor erläuterten Simulationsergebnisse stellen beispielhaft Extrema eines sehr leistungsstarken Hochtemperaturspeichers dar. Sie dienen der Verdeutlichung dieser Prozessdominanz, sind in ihren absoluten Zahlen zum TIV aber nicht vorbehaltlos auf andere Speichertypen und andere hydrogeologische Verhältnisse zu übertragen.

Ein sehr geringer hydraulischer Gradient begünstigt die Dominanz der Dichteströmung des erwärmten Grundwassers. Hieraus resultiert eine primär vertikale Ausprägung des TIV.

Im Gegensatz dazu begünstigt ein sehr hoher hydraulischer Gradient den lateralen Wärmetransport mit der Grundwasserströmung. Hieraus resultiert eine primär laterale Ausprägung des TIV.

Diese Erkenntnisse lassen sich zur optimierten Speicherdimensionierung nutzen, in dem bei der Positionierung der Beladungs- und Entladungsbereiche eines UTES u.a. der Wärmestrom in Folge des hydraulischen Gradienten berücksichtigt wird. Erste weitergehende numerische Untersuchungen hierzu finden sich in Kapitel 3.6.1.7.

3.5.3 Zusammenfassung der Modellkonzeption

Die Modellkonzeption (Phase 1) diente zunächst zur Ermittlung des am besten geeigneten Ansatzes für ein schematisches Abbilden geothermischer Speicher. Des Weiteren sollte der Einfluss der Anlagenleistung untersucht werden, was exemplarisch anhand der Anlagenleistungen von 30 kW und 2 MW vorgenommen wurde. Als Grundlage für die anschließenden Sensitivitätsanalysen (Phase 2) wurde exemplarisch der Einfluss des hydraulischen Gradienten auf die thermische Auswirkung untersucht. Als Ergebnisse der Modellkonzeption konnte abgeleitet werden:

- ▶ Zur schematischen Abbildung des geothermischen Speichers ist der Ansatz des Energieeintrages und Energieaustrages über den volumenbasierten Quellen- und Senkenterm am besten in FEFLOW geeignet. Die Temperaturentwicklung wird durch Verwendung des Quellen- und Senkenterms nicht beschränkt und gewährleistet somit die Untersuchung der thermischen Auswirkungen.
- ▶ Der Nachteil des Ansatzes Quellen und Senkenterm besteht in der Unterschätzung von Temperaturextrema auf Grund des homogenen Energieeintrags und Energieaustrags im Speicher (konzeptioneller Nutzungsraum).
- ▶ Der Vorteil des Ansatzes Quellen und Senkenterm: Thermische Auswirkungen in Fläche und Volumen tendenziell überschätzt (konservative Bewertung).
- ▶ Die Größe des Speichers (Volumen des konzeptionellen Nutzungsraumes) ist nicht linear proportional zur Anlagenleistung.
- ▶ Thermische Auswirkungen (Fläche und Volumen) sind nicht linear proportional zur Anlagenleistung.
- ▶ Die flächige und volumetrische Inanspruchnahme des Untergrundes bei Speichern mit hoher Leistung (hier 2 MW) sind im Verhältnis zu Speichern mit kleinerer Leistung (hier 30 kW) geringer.
- ▶ Hydraulische Gradienten haben einen wesentlichen Einfluss auf den thermischen Auswirkungsraum, d.h. große vertikale thermische Ausdehnung hangend des Speichers bei geringen hydraulischen Gradienten und große laterale Ausdehnung in Grundwasserströmungsrichtung bei hohen hydraulischen Gradienten.
- ▶ Die Beschränkung des Temperaturminimums auf $> 0\text{ °C}$ innerhalb des Speichers und die modelltechnische Festlegung des Energieaustrags (ca. 77 % des Energieeintrages) führen dazu, dass die Energieentnahme nicht vom zuvor erfolgten Energieeintrag (Beladung im Sommer) gedeckt wurde. Zusätzlich erfolgte also ein Energieentzug aus den natürlichen Ressourcen (vgl. geothermische Tiefenstufe) zur Deckung des modellierten Energieaustrags.

3.6 Sensitivitätsanalysen – Hochtemperaturspeicher, Mächtigkeit bis 100 m (Phase 2)

3.6.1 Modellvarianten

3.6.1.1 Ableitung der Modellvarianten

Basierend auf den Erkenntnissen der bisher durchgeführten Modellrechnungen in Phase 1 (Modellkonzeption) wurden weitere Modellvarianten systematisch im Sinne einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Ziel der Sensitivitätsanalysen war eine stärkere Praxisnähe der weiteren Fallbeispiele durch folgende Modifikationen:

- ▶ Variante 1: Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des simulierten geothermischen Energiespeichers in Form eines Zylinders mit einem Durchmesser etwas geringer als der Höhe (u.a. Erhöhung der simulierten Speichermächtigkeit auf bis zu 100 m),
- ▶ Variante 2: Erhöhung der vertikalen k_f -Wert-Anisotropie,
- ▶ Variante 3: Verlagerung des simulierten geothermischen Energiespeichers von etwa 330 m u. GOK in den oberflächennahen Bereich von etwa 100 m u. GOK,
- ▶ Variante 4: Vertikale Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des simulierten geothermischen Energiespeichers.

Die Varianten 2 und 3 bauen jeweils auf der vorhergehenden Variante 1 auf. Die Variante 4 stellt eine Modifikation der Variante 2 dar.

In den weiteren Modellberechnungen wurde der simulierte Wärmeeintrag bzw. -austrag des Speichers auf maximal 1 MW limitiert. Diese Limitierung war ein Ergebnis der Auswertungen der vorherigen Modellkonzeption, da der thermische Auswirkungsraum (TIV) des simulierten 2 MW-Speichers als zu erheblich bewertet wurde.

Die Modellberechnungen waren für Hochtemperaturspeicher zwischen 0 und 90 °C ausgelegt. Die Modelle berücksichtigen oberflächennahe (0 – 400 m u. GOK) und mitteltiefe Geothermie (400 – 1.000 m u. GOK). Entsprechend der später noch erläuterten Entscheidungsmatrix zur Bewertung der Geringfügigkeit eines thermischen Einflusses von unterirdischen thermischen Energiespeichern (UTES) auf die Grundwasserqualität in Süßwasser-Aquiferen in natürlichem Zustand (Kapitel 5.2.3, Abbildung 63) wurden 25 Betriebsjahre in einem weitgehend unbeeinflussten Aquifer numerisch simuliert.

3.6.1.2 Zielstellung und Übersicht der Modellvarianten zur Sensitivitätsanalyse

Ausgehend von den bisherigen Ergebnissen der Ausgangsszenarien (Kapitel 3.4.5) wurde die Leistung der nachfolgend simulierten geothermischen Energiespeicher mit 30 kW, 500 kW und 1 MW variiert. Zielstellung der Variantenstudie war eine Bewertung der Sensitivität von hydraulischem Gradienten und der k_f -Wert-Anisotropie auf die simulierte Temperaturverteilung.

Hierfür wurden vier Varianten konzipiert, um (1) das optimierte Oberflächen/Volumen-Verhältnis, (2) eine erhöhte Anisotropie, (3) einen oberflächennahen Speicher und (4) eine Variation von Energieein- und -ausspeisung zu modellieren. Weiterhin wurde der Einfluss weiterer Parameter, z.B. hydraulischer Gradient, im Modell quantifiziert (Übersicht Tabelle 7). Die räumlichen Dimensionen sowie die Leistung der Energiespeicher wurden bei den Teilvarianten nicht

verändert. Der **Energieaustrag** betrug wie in allen anderen Modellberechnungen gleichermaßen ca. **77 % des Energieeintrages** (Kapitel 3.5.1.2).

Tabelle 7: Übersicht der simulierten geothermischen Energiespeicher mit 100 m Mächtigkeit

Modellvariante	Hydraulischer Gradient [-]	k _r -Wert Anisotropie [-]	Teufe [m NN*]	Eintrags- und Austragsbereich des Aquiferspeichers
Variante 1: Optimierung Verhältnis Oberfläche/Volumen für Speicherleistungen von 30 kW, 500 kW, 1 MW				
1.1	0,0001	1:10	-245 bis -345	Gleich
1.2	0,0005	1:10	-245 bis -345	Gleich
1.3	0,001	1:10	-245 bis -345	Gleich
Variante 2: Erhöhung k_r-Wert-Anisotropie für Speicherleistungen von 30 kW, 500 kW, 1 MW				
2.1	0,0001	1:100	-245 bis -345	Gleich
2.2	0,0005	1:100	-245 bis -345	Gleich
2.3	0,001	1:100	-245 bis -345	Gleich
Variante 3: Verlagerung des geothermischen Speichers nach oben bis 100 m u. GOK* (Mächtigkeit hier nur rund 92 m) für Speicherleistungen von 30 kW, 500 kW, 1 MW				
3.1	0,0001	1:10	21,67 bis -70	Gleich
3.2	0,0005	1:10	21,67 bis -70	Gleich
3.3	0,001	1:10	21,67 bis -70	Gleich
3.4	0,01	1:10	21,67 bis -70	Gleich
3.5	0,0001	1:100	21,67 bis -70	Gleich
Variante 4: Vertikale Unterteilung Eintrags- und Austragsbereich innerhalb des geothermischen Speichers für Speicherleistungen von 1 MW				
4.1	0,0001	1:10	-245 bis -345	Eintrag im Sommer unten/ Austrag im Winter oben
4.2	0,0001	1:10	-245 bis -345	Eintrag ganzjährig unten und Austrag im Winter oben
4.3	0,0001	1:10	-245 bis -345	Eintrag über gesamten Zylinder im Sommer / Austrag nur über oberen Teil im Winter
4.4	0,0001	1:10	-245 bis -345	Eintrag über gesamten Zylinder ganzjährig / Austrag nur oben im Winter

*GOK = 30 m NN

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

3.6.1.3 Abbildung der Dichteströmung und des Auftriebsterms

Ergänzend zu den allgemeinen Modellgrundlagen (Kapitel 3.4) werden nachfolgend Dichteströmung und Auftriebsterm detailliert beschrieben. Wasser und andere Flüssigkeiten (wie

organische Schadstoffphase bei manchen Altlasten) vermindern mit steigender Temperatur ihre physikalischen Eigenschaften wie Dichte, Viskosität und Oberflächenspannung (Hiester und Bieber (2017)). Dies bedingt eine Erhöhung des hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwertes. Gegenüber 10 °C erhöht er sich für Wasser bei einer Erwärmung bis 40 °C um mehr als das Doppelte, bis 65 °C um das Dreifache, bis knapp 90 °C um das Vierfache.

Entsprechend bildet erwärmtes Grundwasser eine aufwärtsgerichtete Dichteströmung aus. Dieser Auftriebsterm wird bei FEFLOW durch die sogenannte Referenztemperatur T_0 gesteuert. Die Referenztemperatur T_0 wird gemäß DHI WASY bei FEFLOW als Basis für die Dichte- und viskositätsabhängige Grundwasserströmungsberechnung herangezogen. Des Weiteren wird diese Referenztemperatur für Wasserzuflüsse im Modell verwendet, wenn diese über die Materialeigenschaften als Quellen- und Senkenterm oder als Grundwasserneubildung erfolgen. Wasserzuflüsse über Randbedingungen (z.B. Brunnen) werden mit der vor Ort vorherrschenden Temperatur eingetragen. Die Differenz zwischen der berechneten Temperatur und der zuvor festgelegten Referenztemperatur an einem Knoten des Modellnetzes bestimmt die Höhe des Auftriebes. Die Referenztemperatur beeinflusst deshalb vor allem Bereiche im simulierten geothermischen Energiespeicher und hangend desselben.

Ist die Referenztemperatur niedrig gewählt, z.B. $T_0 = 10 \text{ °C}$ (entspricht der Geländeoberkante), wird ein sehr großer thermisch beeinflusster Bereich hangend des simulierten Speichers berechnet, weil dieser sich stark erwärmt und somit von T_0 stark abweicht. Je stärker die berechnete Temperatur von der festgelegten Referenztemperatur T_0 abweicht, desto stärker ist der Auftriebsterm. Wird eine hohe Referenztemperatur gewählt, z.B. $T_0 = 31 \text{ °C}$ (entspricht der Modellbasis bei -670 m NN), wird der vertikale Auftrieb im Bereich des simulierten geothermischen Energiespeichers von FEFLOW systembedingt unterschätzt. Im Ergebnis wurde deshalb als Referenztemperatur T_0 die Hintergrundtemperatur (Starttemperatur) der Modellschicht in der Mitte des Speichers ausgewählt. Somit wurde der Auftrieb weder über- noch unterschätzt.

3.6.1.4 Variante 1: Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des simulierten Speichers

Zielstellung ist die Optimierung des Verhältnisses von Oberfläche/Volumen des simulierten geothermischen Energiespeichers. Gemäß VDI 4640-3 (2001) wird empfohlen, den Durchmesser geringfügig kleiner als die Höhe eines UTES zu wählen, um ein möglichst günstiges Verhältnis von Volumen zur Oberfläche (großes Volumen bei kleiner Oberfläche) zu erreichen. Gemäß VDI 4640-3 (2001) ist bei Energiespeicherung ein möglichst geringes Verhältnis von Umgrenzungsfläche zu Volumen erwünscht, da bei der unterirdischen thermischen Energiespeicherung die zur Speicherladung verwendete Energie möglichst vollständig zurückgewonnen werden soll.

In den bisher beschriebenen Simulationen der Phase 1 (Kapitel 3.4.5 und 3.5.2) erfolgte der Energieeintrag bzw. -austrag auch in Form eines Zylinders (Ausgangsszenarien), jedoch mit einem Durchmesser um ein Vielfaches größer als die Höhe. Bisher wurde in Phase 1 die Mächtigkeit von 25 m konstant für alle Simulationen beibehalten und nur der Durchmesser so lange verändert, bis die Temperaturgrenzen eingehalten wurden. Dieses bedingte ein ungünstiges Verhältnis zwischen Oberfläche (Umgrenzungsfläche) und Volumen der simulierten Speicher. Folglich sind räumliche thermische Auswirkungen (Fläche und Volumen) stark von der Form abhängig. Zur Optimierung der Energieeffizienz wurde die Mächtigkeit von 25 m auf 100 m erhöht. Der Durchmesser des geothermischen Speichers wurde iterativ unter Einhaltung des Temperaturbereichs 0 °C bis 90 °C im simulierten Speicher ermittelt.

3.6.1.5 Variante 2: Zusätzliche Erhöhung der k_f -Wert-Anisotropie

In einer weiteren Modellvariante wurde zusätzlich der Einfluss der k_f -Wert-Anisotropie auf die Temperaturverteilung untersucht. Die bisherige k_f -Wert-Anisotropie von 1:10 vertikal zu horizontal wurde auf 1:100 verstärkt, um realitätsnäher potenzielle Wechsellagerungen oder auch Zwischenstauer innerhalb des Grundwasserleiters zu berücksichtigen.

3.6.1.6 Variante 3: Verlagerung des simulierten Energiespeichers bis 100 m unter GOK

Bisher erfolgte der Energieeintrag und Energieaustrag (konzeptioneller Nutzungsraum) in einer Tiefe zwischen 325 und 350 m u. GOK. In einer weiteren Modellvariante wurde der simulierte geothermische Energiespeicher nach oben verlagert und auf eine Tiefe bis maximal 100 m u. GOK beschränkt (Unterkante -70 m NN bei 30 m NN GOK). Hierzu wurde die Mächtigkeit des simulierten Speichers etwas reduziert (Tabelle 7).

Hintergrund dieser Verlagerung des Eintrages sind die rechtlichen Grundlagen für die Genehmigung geothermischer Anlagen. Bei oberflächennahen geothermischen Systemen ausschließlich für grundstückseigene Gebäude und mit einer Tiefe von maximal 100 m u. GOK sind bergrechtliche Genehmigungsvoraussetzungen in der Regel nicht zu berücksichtigen (Bundesverband Geothermie, 2018). Hierzu bestimmt § 4 Abs. 2 Ziff. 1 BBergG (1982) eine Ausnahme von der Anwendbarkeit des Bundesberggesetzes: Bei dem Lösen oder Freisetzen von Erdwärme auf einem Grundstück aus Anlass oder im Zusammenhang mit dessen baulicher Nutzung, z.B. für die Beheizung, liegt kein „Gewinnen“ eines Bodenschatzes vor. Das Bergrecht findet daher bei geothermischen Anlagen < 100 m Teufe, die diesem Kriterium entsprechen keine Anwendung (Bundesverband Geothermie, 2018).

Im numerischen Modell wurde an der Basis des simulierten geothermischen Energiespeichers ein Grundwasserstauer mit einem hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwert von $1E-7$ [m/s] implementiert.

3.6.1.7 Variante 4: Vertikale Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des simulierten geothermischen Energiespeichers

Gemäß VDI 4640-3 (2001) ist bei einem hinreichend mächtigen Aquifer der Wärmeintrag im unteren Abschnitt des Aquifers und der Wärmeaustrag im oberen Abschnitt eines UTES möglich. Brunnen mit Filtern in verschiedenen Tiefen können somit im Wechselprinzip die Aquiferspeicher in größeren Tiefen beladen und in geringeren Tiefen wieder entladen. Diese Betriebsweise nutzt dabei den Auftriebsterm des erwärmten Grundwassers aus. Diese Betriebsweise sollte das Prinzip von Power-to-Heat abbilden.

Bei den nachfolgenden vier Simulationsszenarien erfolgte das Entladen im oberen Abschnitt des simulierten Speichers (Energieaustrag) im Winter. Variiert wurden jedoch Ort und Dauer des Energieeintrags (Beladen des simulierten Speichers):

► **Beladung** des Speichers **nur im Sommer**:

- Variante 4.1: Eintrag in den Speicher im Sommer **nur im unteren Abschnitt** (Abbildung 21)
- Variante 4.2: Eintrag in den Speicher im Sommer **über die gesamte Zylinderlänge** (Abbildung 22)

► **Ganzjährige Beladung** des Speichers:

- Variante 4.3: Eintrag in den Speicher ganzjährig **nur im unteren Abschnitt** (Abbildung 23)
- Variante 4.4: Eintrag in den Speicher ganzjährig **über die gesamte Zylinderlänge** (Abbildung 24)

3.6.2 Methodik der Auswertung

Die Auswertung der thermischen Beeinflussung erfolgte jeweils für den Zeitpunkt zum Ende der simulierten Beladungsphase des 25. Betriebsjahres (Ende September bzw. Anfang Oktober 2043), da auf Grund des Eintrages thermischer Energie zu diesem Zeitpunkt die höchsten Temperaturen und die größte Beeinflussung berechnet wurden. Der gewählte fiktive Modellbeginn war der 01.01.2019.

3.6.2.1 Auswertung für verschiedene Temperaturbereiche

Bei der Auswertung wurden sowohl Höchsttemperaturen als auch Mindesttemperaturen innerhalb des Wärmespeichers ausgewiesen. Die räumliche Auswertung erfolgte anhand von 2D-Ansichten der horizontalen Temperaturverteilung in ausgewählten Modellschichten. Des Weiteren wurden vertikale Temperaturprofile erstellt. Die thermischen Auswirkungen wurden für verschiedene Temperaturbereiche ausgewertet (Tabelle 8).

Die maximale thermische Auswirkung ergibt sich aus der ungestörten Anfangstemperaturverteilung (vgl. Geothermische Tiefenstufe) und der Temperaturverteilung bei größter Erwärmung. Durch Differenzbildung beider Zustände wurde die maximale thermische Auswirkung anhand einer Abweichung von 1K zwischen beiden Zuständen ermittelt.

Tabelle 8: Temperaturbereiche für flächige und volumenbezogene Auswertung der thermischen Auswirkung

Temperaturbereich	Beschreibung	Begründung
$\Delta T > 1 \text{ K}$	Gesamte thermische Auswirkung	Thermischer Einfluss auf ungestörte Anfangsbedingung mit einer Modellgenauigkeit $\pm 1 \text{ K}$
$T > 40 \text{ °C}$	Thermische Auswirkung bis 40 °C	Über 40 °C verminderte mikrobielle Aktivität, Verarmung des Mikrobioms und der Stoffwechselltypen und Intensivierung geochemischer und geophysikalischer Prozesse (Lösungs-/Fällungsreaktionen, Korrosivität, Gasbildung, Volumenausdehnung usw.)
$T > 16 \text{ °C}$	Thermische Auswirkung bis 16 °C	Besonders hoher Schutzbedarf bei oxischen Aquiferen bis ca. max. 100 m u GOK

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

Des Weiteren wurde die thermische Auswirkung für die Temperaturbereiche $> 40 \text{ °C}$ und zusätzlich für Variante 3 auch für Temperaturen $> 16 \text{ °C}$ ermittelt. Bei Temperaturen oberhalb von 40 °C vermindert sich die mikrobielle Aktivität, es verarmen die mikrobiellen Lebensgemeinschaften und Stoffwechselltypen und es intensivieren sich zunehmend geochemische und geophysikalische Prozesse wie (Lösungs-/Fällungsreaktionen, Korrosivität, Gasbildung, Volumenausdehnung usw., Kapitel 4.4 bzw. 4.4.5). Bei der Modellvariante 3 wurde der simulierte geothermische Energiespeicher in einem oberflächennahen Lockergesteinsaquifer bis maximal 100 m u. GOK positioniert. In diesem Teufenbereich sind vor allem oberflächennah oxische Aquifere zu erwarten, die durch eine Sauerstoffkonzentrationen $> 1 \text{ mg/l}$ charakterisiert sind. Für

solche Aquifere wurde in dieser Studie ein besonders hoher Schutzbedarf abgeleitet (Kapitel 4.5), da hier anzutreffende Fauna teils nur eine Temperaturtoleranz bis maximal 16 °C zulässt. Daher wurde für diese simulierte Speichervariante zusätzlich das Volumen der thermischen Auswirkungsraums oberhalb einer Temperatur von 16 °C berechnet.

3.6.2.2 Zeitlich instationäre Temperaturentwicklung

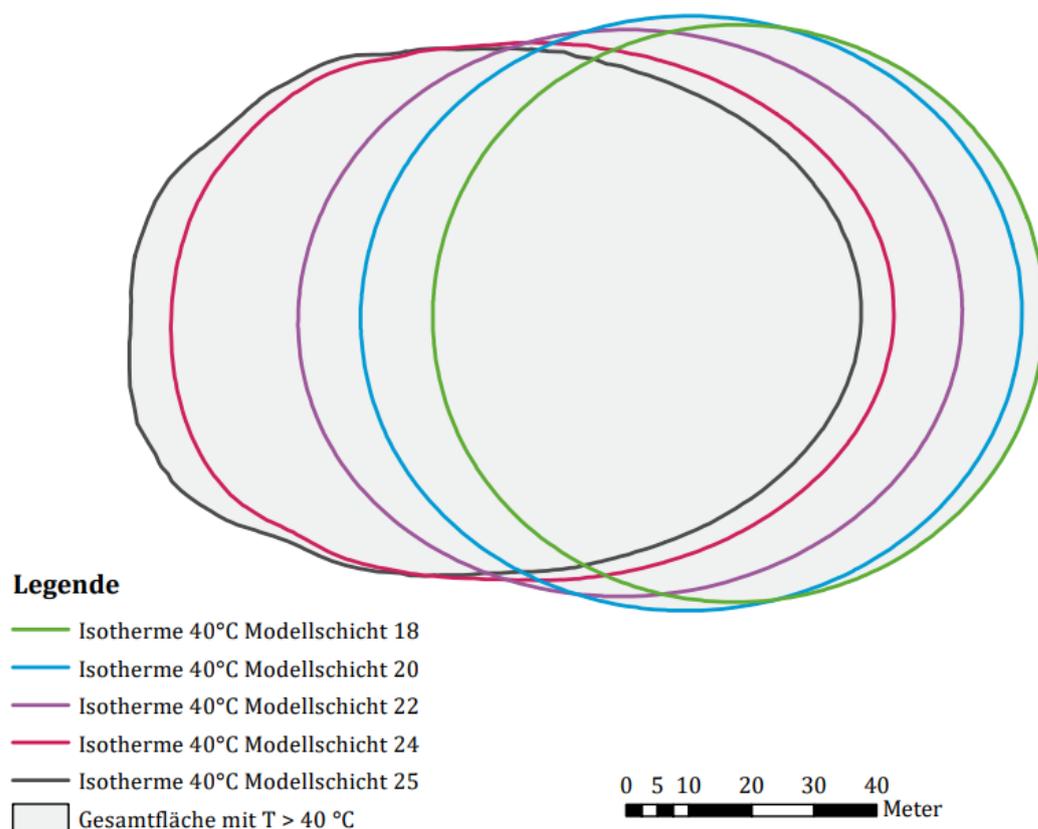
Zur Bewertung der zeitlichen Temperaturentwicklung wurden an der Oberkante, in der Mitte und an der Unterkante des simulierten Energiespeichers Messpunkte definiert und deren zeitliche Temperaturverläufe aufgezeichnet. Diese ermöglichten die Auswertung der Temperatur-Amplituden im Jahresgang.

3.6.2.3 Flächige und volumetrische Auswertung des thermischen Einflusses (TI)

Bezugsflächen des thermischen Einflusses (TI)

Die Auswertung der thermisch beeinflussten Flächen erfolgte anhand der Isothermen für 40 °C (Variante 1 und 2) und für simulierte geothermische Energiespeicher bis max. 100 m u. GOK (Variante 3) zusätzlich für 16 °C.

Abbildung 15: Exemplarische Visualisierung der 40 °C-Isothermen verschiedener Modellschichten (farbig) und der ermittelten Gesamtfläche (gelb) mit ArcGIS



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

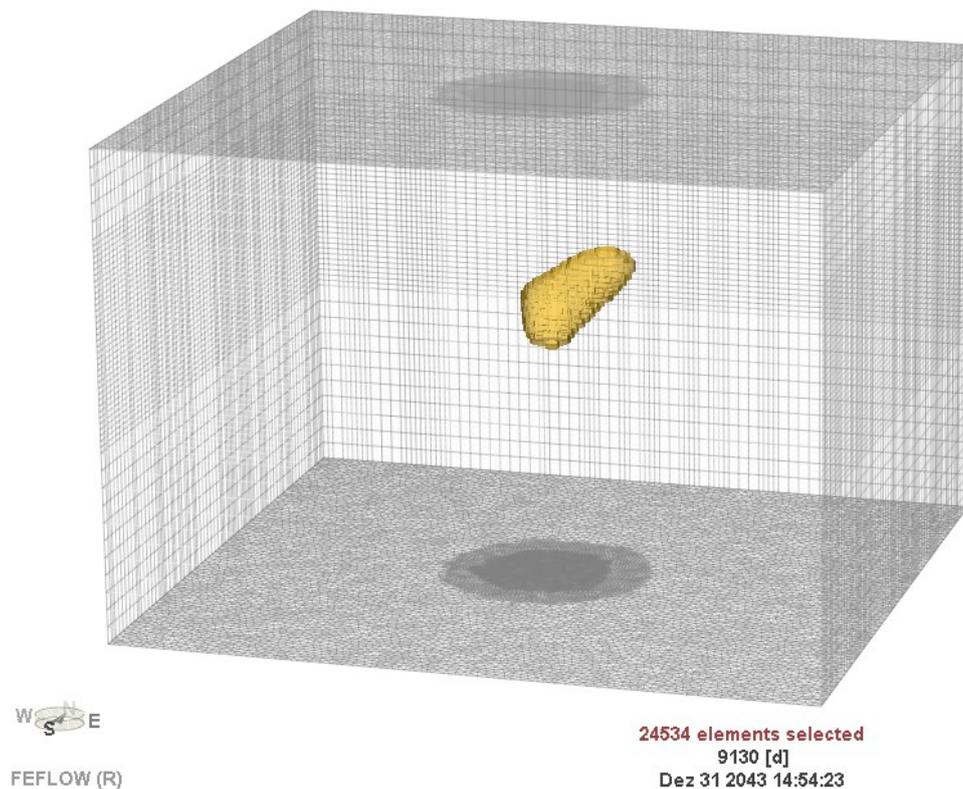
Die Ermittlung erfolgte GIS-gesteuert durch Überlagerung der 40 °C- bzw. 16 °C-Isothermen aus verschiedenen Modellschichten (Abbildung 15). Diese Isothermen wurden aus FEFLOW exportiert und in ArcGIS importiert, um sie dort zu verschneiden. Die (gelbe) projizierte TI-Fläche

ergibt sich aus der Umhüllenden der sich überlagernden (Kreis-)Flächen der Isothermen aus verschiedenen Teufen.

Bezugsvolumina des thermischen Einflusses (TI)

Neben der 2-dimensionalen, flächenhaften Auswertung erfolgten volumetrische Berechnungen des TIV. Dies erfolgte, basierend auf der später noch erläuterten Entscheidungsmatrix zur Bewertung der Geringfügigkeit eines TI von UTES (Kapitel 5.2.3, Abbildung 63), für den Temperaturbereich über 40 °C zum Ende der Beladungsphase am 1. Oktober des simulierten 25. Betriebsjahres (Abbildung 16). Die Auswertung der thermisch beeinflussten Volumina erfolgte anhand der Isothermen für 40 °C (Variante 1 und 2) und für simulierte geothermische Energiespeicher bis max. 100 m u. GOK (Variante 3) zusätzlich für 16 °C. Der volumenbezogene Thermal Impact (TI) wurde somit für die Temperaturbereiche > 40 °C und zusätzlich für Variante 3 auch für Temperaturen > 16 °C ermittelt.

Abbildung 16: Exemplarische 3D-Visualisierung eines thermischen Auswirkungsraums (TIV) über 40 °C nach simulierten 25 Jahren Betriebszeit mit einer simulierten Grundwasserströmung von West nach Ost



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Vertikaler und horizontaler thermischer Einfluss (TI)

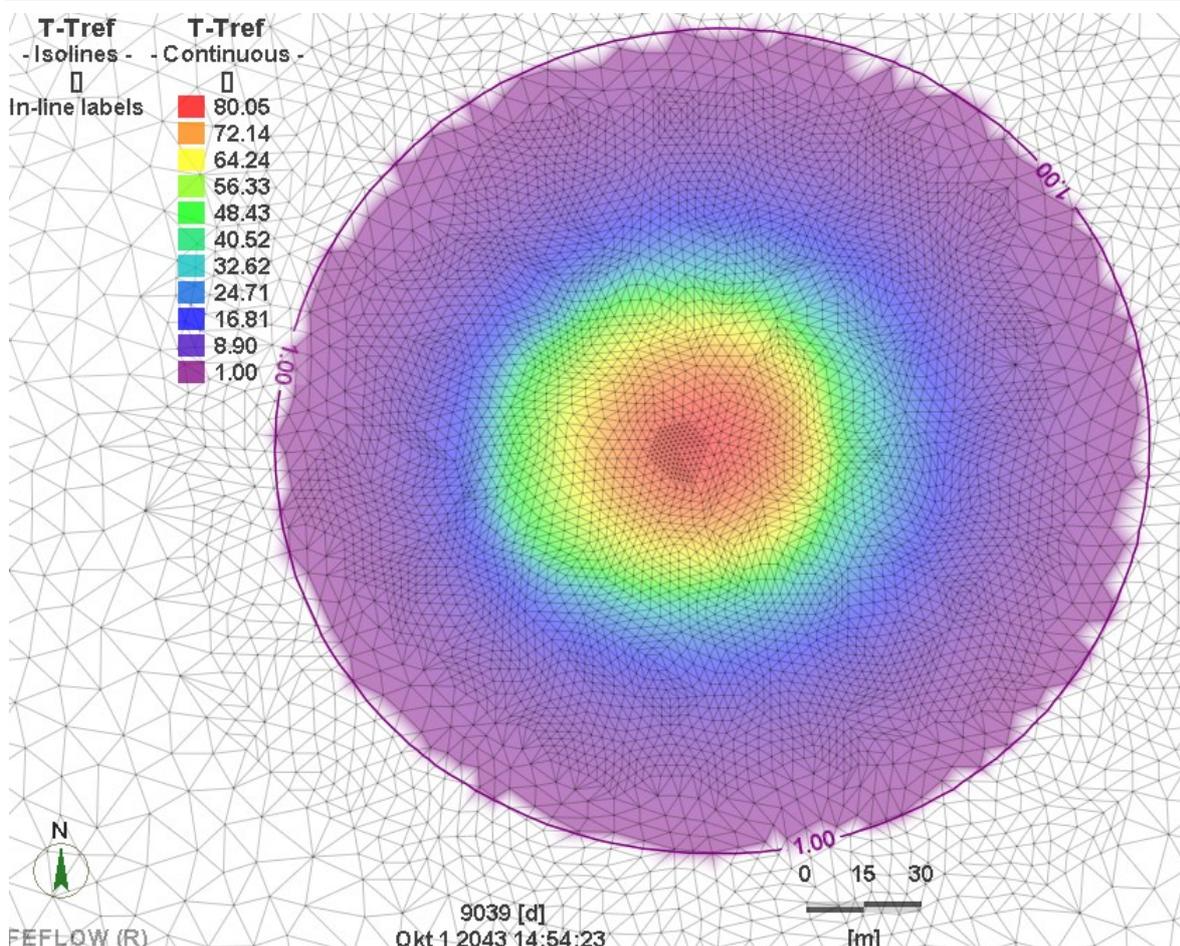
Die Ermittlung der vertikalen thermischen Beeinflussung erfolgte anhand der Profilschnitte entlang der Grundwasserfließrichtung in W-O-Richtung. Die maximale horizontale thermische Beeinflussung wurde für die Isotherme 40 °C und bei simulierten Speichern bis zu einer Teufe von 100 m u. GOK zusätzlich für 16 °C durchgeführt.

Abgrenzung des gesamten thermischen Auswirkungsraums (TIV) bei einer Temperaturdifferenz $\Delta T > 1$ K

Von der simulierten Temperaturverteilung mit dem simulierten Energiespeicher wurde der gesamte thermische Einfluss ermittelt. Dieser ergibt sich aus der Differenz vorgenannter Temperaturverteilung zur simulierten Temperaturverteilung ohne Speicher, also ohne thermische Beeinflussung (Anfangstemperaturverteilung).

Diese Differenz ergibt die Abgrenzung des Bereichs mit einem thermischen Einfluss größer 1 K ($\Delta T > 1$ K). Im Ergebnis wurde die Beeinflussung $\Delta T > 1$ K in Grundwasserströmungsrichtung W-O berechnet und der Abstand ausgehend vom Rand des simulierten Speichers ermittelt (Abbildung 17).

Abbildung 17: Exemplarischer horizontaler thermischer Auswirkungsraum TIV mit einer Temperaturdifferenz $\Delta T > 1$ K im Vergleich zur ungestörten Temperaturverteilung nach simulierten 25 Jahren Speicherbetrieb



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

3.6.3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

3.6.3.1 Einfluss des Auftriebsterms im numerischen Modell ohne geothermischen Speicher

Um die Bezugsfläche bzw. das Bezugsvolumen der thermisch beeinflussten Bereiche mit $\Delta T > 1$ K, $T > 40$ °C und $T > 16$ °C aus den simulierten Temperaturverteilungen beim Speicherbetrieb zu identifizieren, ist zunächst zu ermitteln, welche Temperaturverteilung sich im numerischen Modell ohne Speicher ergibt. Hierzu war der Einfluss des Auftriebsterms der natürlichen,

konvektiven Dichteströmung bei unbeeinflussten Grundwassertemperaturen (vgl. geothermische Tiefenstufe) auf die simulierte Temperaturverteilung im numerischen Modell zu untersuchen. Dieser Auftriebsterm war modelltechnisch durch die erhöhten Temperaturen an der Modellunterkante mit 31 °C und die geringere Temperatur an der Geländeoberkante mit 10 °C bedingt (geothermische Tiefenstufe). Beginnend mit dieser natürlichen Temperaturverteilung (Abbildung 83) berechnete diese Simulation die Temperaturverteilung für einen Zeitraum von 25 Jahren ohne einen geothermischen Energiespeicher. Diese Simulationsergebnisse waren das Referenzergebnis (ungestörte Temperaturverteilung je Variante) des simulierten „natürlichen“ Temperaturverlaufs im Aquifer.

Die Referenztemperaturverteilung musste für alle drei Varianten der k_f -Wert-Anisotropie bzw. mit Grundwassergeringleiter (geringerer k_f -Wert) separat berechnet werden, da der k_f -Wert einen wesentlichen Einfluss auf den Auftrieb hat. Entsprechend wurden für alle drei Varianten (k_f -Wert-Anisotropie 1:10 (Abbildung 84), 1:100 (Abbildung 85) und flacher simulierter geothermischer Speicher (Abbildung 86)) separate Referenztemperaturverteilungen berechnet, welche bei der Auswertung der jeweiligen Varianten verwendet wurden.

Für das Szenario mit einer k_f -Wert Anisotropie 1:10 ergab sich eine simulierte Referenztemperatur von 19,8 °C. Wie erwartet waren die Änderungen der Temperaturverteilung bei einer k_f -Wert Anisotropie 1:100 deutlich geringer als bei einer k_f -Wert Anisotropie 1:10, denn durch die geringere vertikale Durchlässigkeit wurde der Auftriebsterm abgeschwächt. Bei der Berechnung für den flachen geothermischen Speicher betrug die Referenztemperatur $T_0 = 11,8$ °C. Im Vergleich zur Anfangstemperaturverteilung wurden nach 25 Jahren geringfügig (bis zu 1,5 K) höhere Temperaturen in den oberen Schichten und geringfügig niedrigere Temperaturen in den unteren Modellschichten berechnet, da das wärmere Grundwasser auf Grund der geringen Dichte einem Auftriebsterm unterliegt. Bei der Ermittlung des thermisch beeinflussten Bereiches mit Temperaturänderung über 1 K wird dieser Effekt also durch die Verwendung der berechneten Temperaturverteilung berücksichtigt.

3.6.3.2 Auswertung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des Speichers für Variante 1

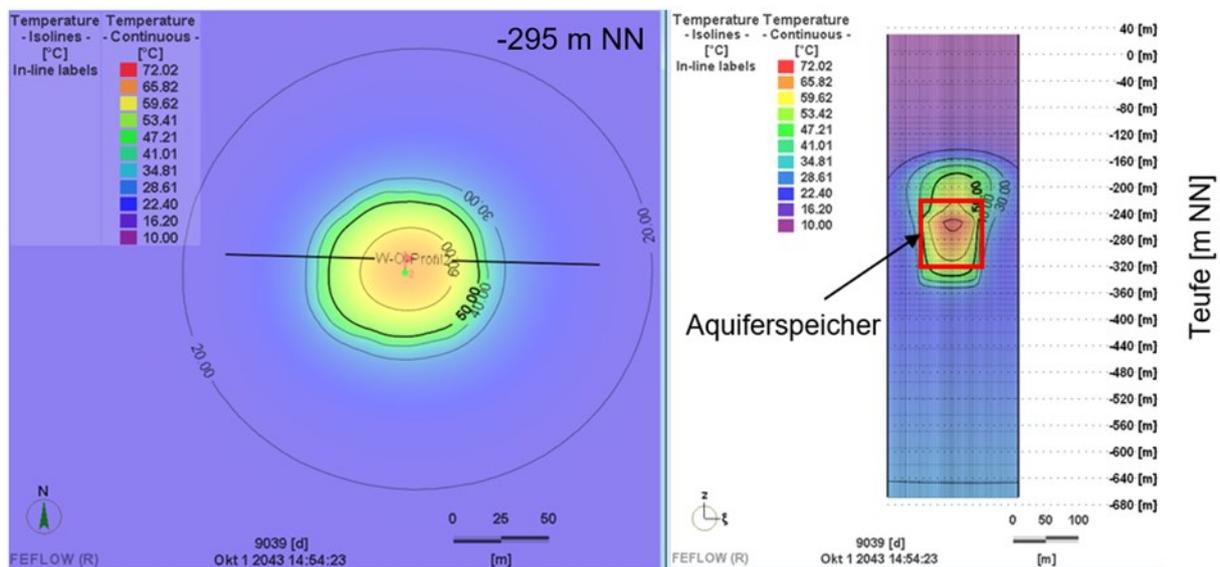
Gemäß VDI 4640-3 (2001) wird empfohlen, den Durchmesser des geothermischen Speichers geringfügig kleiner als die Höhe des geothermischen Speichers zu wählen, um ein möglichst günstiges Verhältnis von Volumen zur Oberfläche zu erreichen (großes Volumen bei kleiner Oberfläche). Damit werden Energieverluste minimiert.

Auf Basis der bisherigen Modellrechnungen wurde für den simulierten geothermischen Energiespeicher eine Mächtigkeit von 100 m mittig im Boxmodell festgelegt (Kapitel 3.6.1.4, von -245 m NN bis -345 m NN). Die erforderliche Größe des simulierten 1 MW-geothermischen Energiespeichers wurde iterativ für einen Temperaturbereich zwischen mindestens 0 °C und maximal 90 °C ermittelt. Der Durchmesser dieses simulierten Speichers war mit ca. 87 m geringfügig kleiner als seine Mächtigkeit, sein Volumen zum Ende der simulierten 25-jährigen Betriebsphase betrug etwa 593.000 m³ (konzeptioneller Nutzungsraum), seine Oberfläche etwa 42.400 m². Die Simulation von 25 Betriebsjahren ergab zum Ende der Beladungsphase im Oktober die höchste Temperatur mit 72 °C (Abbildung 18).

Verglichen mit dem simulierten 2 MW-Speicher (Kapitel 3.4.5) mit einem Durchmesser von etwa 140 m und einer Mächtigkeit von nur 25 m (Volumen des konzeptionellen Nutzungsraums etwa 390.000 m³), beanspruchte der simulierte 1 MW-Speicher trotz halber Leistung fast mehr als das 1,5-fache Volumen des konzeptionellen Nutzungsraums. Die Maximaltemperatur der 2 MW-Anlage betrug 79,5 °C und somit ca. 7,5 K mehr als bei dem verglichenen 1 MW-Speicher (Kapitel 3.5.2.1). Hier wirken sich offensichtlich Oberflächeneffekte (unterschiedliche Flächengrößen zum Wärmeaustausch mit der Umgebung, Temperaturbegrenzungen (90°C und 0°C) und Effekte

der unterschiedlich stark wirkenden geothermischen Tiefenstufe aus, so dass eine einfache Vergleichbarkeit nicht mehr gegeben ist.

Abbildung 18: Simulierter 1 MW-Speicher im Oktober nach 25 Betriebsjahren, hydraulischer Gradient $i=0,001$ [-]: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Tabelle 9: Vergleich des 2 MW-Speichers mit deutlich größerem Durchmesser im Vergleich zu seiner Höhe (Phase 1) und des 1 MW-Speichers mit geringfügig kleinerem Durchmesser als seiner Höhe (Phase 2)

	UTES I	UTES II	Verhältnis UTES II /UTES I
Bearbeitungsphase	1	2	-
Leistung [MW]	2	1	0,5
Höhe des Speichers [m]	25	100	4
Durchmesser des Speichers [m]	140	87	0,6
Volumen des Speichers [m ³]	390.000	593.000	1,5
T max. [°C]	79,5	72	~1
Oberkante des Speichers [m NN]	-295	-220	-
Unterkante des Speichers [m NN]	-320	-320	-

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Im Ergebnis wurden die abgeleiteten Temperaturkriterien deutlich überschritten. Auf Grund der kleineren Kontaktfläche zwischen Speicher und umgebendem Grundwasser wurde weniger Energie an die Umgebung abgegeben.

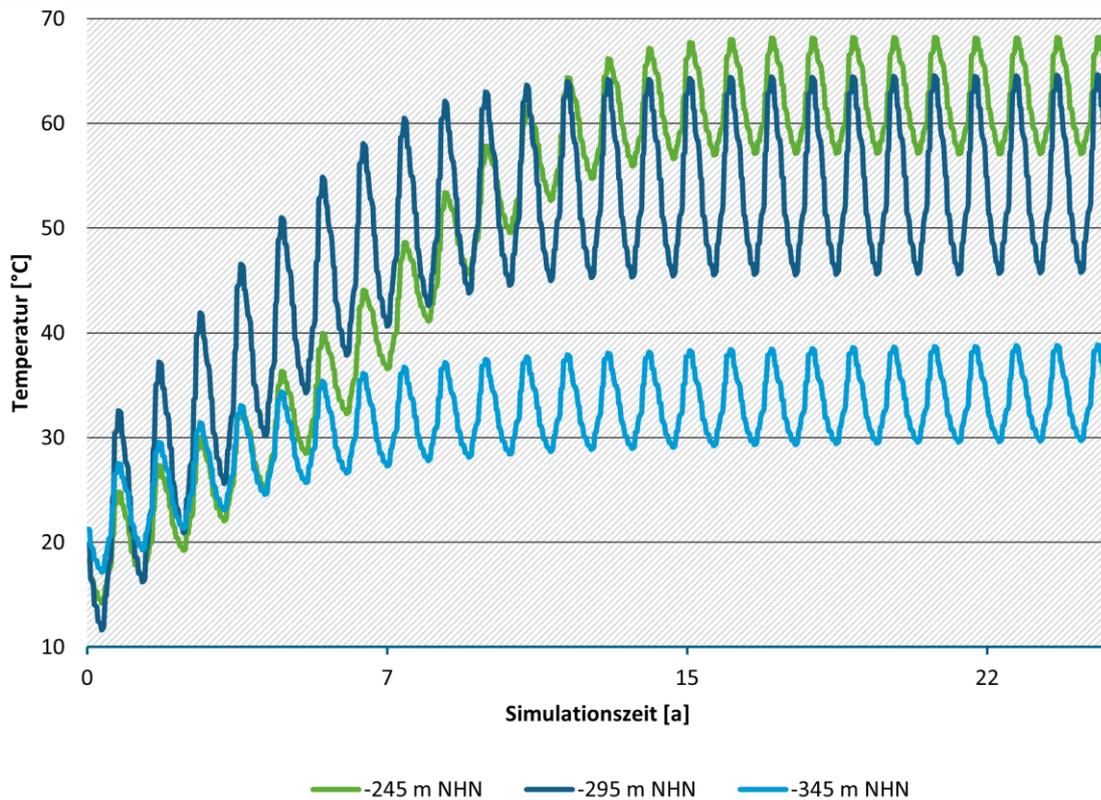
Jedoch vergrößert sich der Platzbedarf des Wärmespeichers in Form eines Zylinders mit geringfügig kleinerem Durchmesser als seine Mächtigkeit, weil die zum Wärmeaustausch befähigte Oberfläche kleiner ist und damit einhergehend höhere Temperaturen innerhalb des modellierten Speichers auftreten.

Zu Gunsten des geringeren Energieverlustes über die Oberfläche steigt somit das Volumen des erforderlichen Wärmespeichers. Die Form des Speichers spielt also eine maßgebende Rolle.

Zeitliche Temperaturentwicklung

Für den simulierten 1 MW-Speicher wurden die Temperaturganglinien an den fiktiven Beobachtungspunkten an der Oberkante, in der Mitte und an der Unterkante des Speichers über den simulierten Betriebszeitraum von 25 Jahren als Ganglinien visualisiert (Abbildung 19). Bei Betriebsbeginn war die Temperatur an der Speicheroberkante auf Grund des natürlichen geothermischen Temperaturgradienten niedriger als an der Speichermitte oder -unterkante. Mit zunehmender Betriebsdauer ergaben sich jedoch an der Speicheroberkante höhere Temperaturen durch die aufwärts gerichtete Dichteströmung des erwärmten Grundwassers. Nach etwa 15 Betriebsjahren wurden bei allen Beobachtungspunkten konstante Temperaturamplituden berechnet. Es stellte sich ein quasi-stationärer Zustand ein. Die größte Amplitude von über 20 Kelvin im Jahresgang ergab sich für die Speichermitte, weil in der Mitte des Speichers kein Wärmeaustausch mit der Umgebung stattfand.

Abbildung 19: Temperaturverlauf an der Oberkante, in der Mitte und an der Unterkante des Wärmespeichers von Variante 1

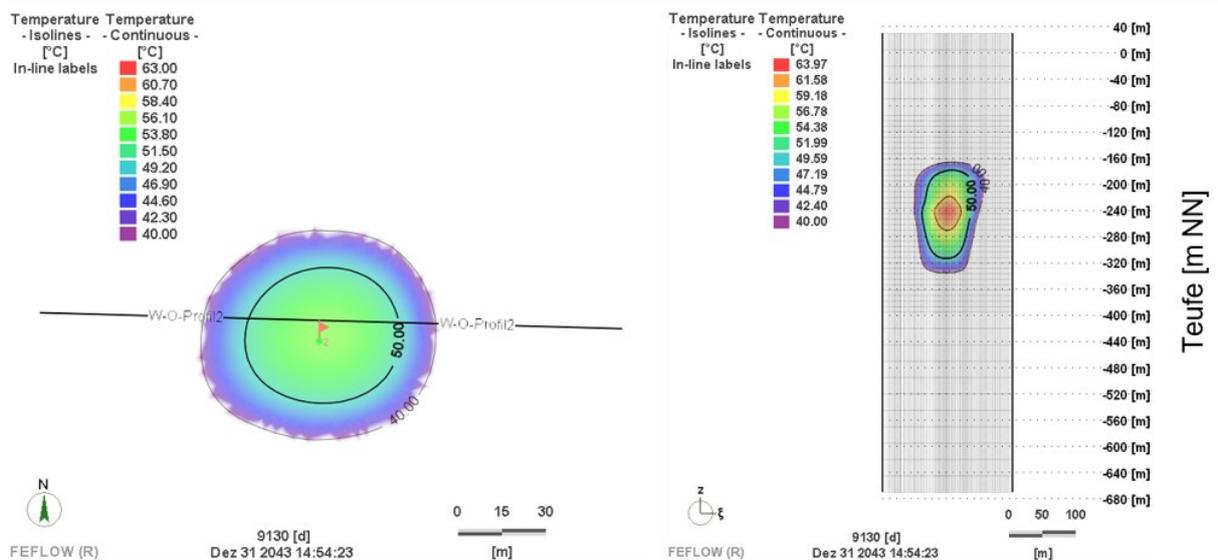


(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Thermisch beeinflusstes Volumen

Die Volumenberechnung für den thermisch beeinflussten Grundwasserkörper mit Temperaturen $> 40\text{ °C}$ ergab ein Volumen von ca. 976.000 m^3 . In Abbildung 20 sind die für die Volumenberechnung verwendeten Bereiche $T > 40\text{ °C}$ nach 25 Jahren Betriebsdauer dargestellt.

Abbildung 20: Thermisch beeinflusste Bereiche mit $T > 40\text{ °C}$ der Variante 1; links horizontale Temperaturverteilung; rechts vertikale Temperaturverteilung



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

3.6.3.3 Einfluss des hydraulischen Gradienten auf die Fahnenlängen

Die Fahnenlänge in Grundwasserfließrichtung nimmt mit größer werdendem hydraulischen Gradienten im natürlichen Wertebereich zu. Bei sehr hohen hydraulischen Gradienten ($> 0,001$) werden keine Temperaturen $> 40\text{ °C}$ berechnet. Im Vergleich zur Dimension der Wärmespeicher sind die Fahnenlängen mit maximal 180 m gegenüber Durchmessern von bis zu ca. 90 m räumlich begrenzt. Für den Wertebereich der k_f -Wert-Anisotropie 1:10 (Variante 1) bis 1:100 (Variante 2) sind keine nennenswerten Abhängigkeiten festzustellen, da die k_f -Wert-Anisotropie einen Einfluss auf die vertikale Temperaturverteilung hat, aber nicht auf die laterale Temperaturverteilung.

Die thermische Auswirkung $\Delta T > 1\text{ K}$ in Fließrichtung ist ebenfalls im Verhältnis zur Größe der Wärmespeicher geringfügig. Der hydraulische Gradient hat nur einen geringen Einfluss auf die Fahnenlänge der gesamten thermischen Auswirkung. Die graphische Auswertung der Fahnenlängen für Temperaturen über 40 °C und für Temperaturbeeinflussungen über 1 K in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten sind Anhang A.5 zu entnehmen. In Abbildung 87 und Abbildung 88 sind die Ergebnisse graphisch für eine k_f -Wert-Anisotropie 1:10 (Variante 1), in Abbildung 89 und Abbildung 90 für eine k_f -Wert-Anisotropie 1:100 (Variante 2) und in Abbildung 91 und Abbildung 92 für flache geothermische Speicher bis maximal 100 m u. GOK (Variante 3) dargestellt.

3.6.3.4 Thermal Impact (TI) für Variante 1 (Optimierung des Verhältnisses Oberfläche/Volumen des geothermischen Speichers)

In Tabelle 10 sind für die Variante 1 (k_f -Wert-Anisotropie 1:10) die berechneten thermischen Auswirkungen (Thermal Impact (TI)) bei verschiedenen Einspeiseleistungen zusammengefasst. Da durch die hohen Fließgeschwindigkeiten bei einer Variante mit einem Gradienten von 0,01 keine Temperaturen $> 40\text{ °C}$ mehr in der Fahne erreicht werden (zu große Durchmischung mit kühlerem Umgebungswasser), wurden in diesen Fällen keine Volumina und Flächen berechnet. In Abbildung 93 bis Abbildung 94 sind die thermisch beeinflussten Volumina bzw. Flächen und in Abbildung 95 bis Abbildung 96 (Anhang A.5) der TI graphisch dargestellt.

Tabelle 10 zeigt, dass die Volumina für Bereiche mit $T > 40\text{ °C}$ mit zunehmenden hydraulischen Gradienten kleiner werden, wohingegen die Fläche größer wird. Dies lässt sich durch eine Verschleppung der Temperaturfahne in Grundwasserströmungsrichtung und einen gleichzeitigen Temperatúrausgleich mit kühlerem Umgebungswasser begründen.

In Analogie zu den Ausführungen in Kapitel 3.5.2.2 ergeben sich für natürliche hydrodynamische Gradienten vergleichbare TI in Abhängigkeit der Variante bzw. der Konstruktion der geothermischen Speicher. Weiterhin wird deutlich, dass dies auch in Bezug auf die Auswirkungsflächen möglich ist. Insofern erscheint ein flächenbezogener TI – vergleichbar mit dem Flächenbezug der GrwV (2010) – ebenfalls möglich. Je größer die Einspeiseleistung, desto kleiner ist der volumenbezogene thermische Impact (TI). Der flächenbezogene TI zeigt für alle Einspeiseleistungen ähnliche Werte. Der hydraulische Gradient hat nur einen sehr geringen Einfluss.

Tabelle 10: Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 1 (k_f -Anisotropie 1:10)

$T > 40\text{ °C}$		Volumen [m^3]			TI volumenbezogen [kW/m^3]		
	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
hydraul. Gradient [-]	0,0001	7,12E+03	4,54E+05	1,12E+06	4,21E-03	1,10E-03	8,90E-04
	0,0005	5,95E+03	4,14E+05	1,16E+06	5,04E-03	1,21E-03	8,59E-04
	0,001	4,31E+03	2,98E+05	9,57E+05	6,97E-03	1,68E-03	1,05E-03
$T > 40\text{ °C}$		Flächen [m^2]			TI flächenbezogen [kW/m^2]		
	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
hydraul. Gradient [-]	0,0001	3,39E+02	4,82E+03	8,70E+03	8,86E-02	1,04E-01	1,15E-01
	0,0005	3,08E+02	6,03E+03	1,13E+04	9,74E-02	8,29E-02	8,87E-02
	0,001	2,58E+02	5,52E+03	1,25E+04	1,16E-01	9,05E-02	8,03E-02

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

3.6.3.5 Zusammenfassung Einfluss des hydraulischen Gradienten für die Varianten 1 bis 3

Die Varianten 1.1 bis 3.4, Untervariante 1 bis 3, wurde bezüglich der Auswirkungen des hydraulischen Gradienten (als die Fließgeschwindigkeit definierende Größe) auf die beeinflussten Volumina, Flächen und Fahnenlängen ausgewertet.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt bewerten:

- ▶ Unabhängig von der Variante 1 bis 3, d.h. unabhängig von der k_f -Wert-Anisotropie (Variante 1 und 2) und der Tiefe des UTES (Variante 3), sind die thermischen Auswirkungen auf die beeinflussten Flächen in einem natürlichen Wertebereich des hydraulischen Gradienten vergleichbar, erst bei unnatürlich starken Gradienten nehmen die flächigen Auswirkungen stärker zu,
- ▶ der volumenbezogene TI hängt primär vom Energieeintrag ab; der hydraulische Gradient ist nur untergeordnet von Relevanz.

Diese Aussagen kann man sinngemäß auch auf Durchlässigkeitsbeiwerte in einem mittleren Wertebereich bis ca. $5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ bei gleichen Gradienten übertragen.

3.6.3.6 Thermal Impact für Variante 2 (k_f-Wert-Anisotropie 1:100)

In Tabelle 11 ist für die Variante 2 (k_f-Wert-Anisotropie 1:100) der Thermal Impact (TI) der verschiedenen Einspeiseleistungen zusammengefasst. Abbildung 97 und Abbildung 98 zeigen die thermisch beeinflussten Flächen und Volumina mit T > 40 °C. Abbildung 99 und Abbildung 100 zeigen den flächenbezogenen und volumenbezogenen Thermal Impact (Anhang A.5).

Es wird ersichtlich, dass der hydraulische Gradient nur einen geringen Einfluss auf die Volumina und Flächen hat. Auf Grund der geringeren k_f-Wert-Anisotropie ist die vertikale Temperatureinflussung deutlich geringer. Der thermisch beeinflusste Bereich wird bei einem höheren hydraulischen Gradienten parallel in Strömungsrichtung verschoben. Daher ändern sich die Volumina und Flächen für einen natürlichen Wertebereich des hydraulischen Gradienten nur geringfügig. Für unnatürliche hydraulische Gradienten wurden keine Temperaturen > 40 °C berechnet und damit einhergehend keine Volumina und Flächen ermittelt.

Analog zu Variante 1 wird für große Anlagen ein deutlich geringerer volumenbezogener TI berechnet. Der flächenbezogene TI ist wie bei Variante 1 bei allen Einspeiseleistungen hinsichtlich der beeinflussten Flächen vergleichbar und nur in geringem Maße vom hydraulischen Gradienten abhängig.

Tabelle 11: Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 2 (k_f-Anisotropie 1:100)

T > 40 °C		Volumen [m ³]			TI volumenbezogen [kW/m ³]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	7,54E+03	4,54E+05	1,02E+06	3,98E-03	1,10E-03	9,76E-04
	0,0005	6,03E+03	4,49E+05	1,09E+06	4,97E-03	1,11E-03	9,13E-04
	0,001	4,53E+03	3,49E+05	1,05E+06	6,63E-03	1,43E-03	9,48E-04
T > 40 °C		Flächen [m ²]			TI flächenbezogen [kW/m ²]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	3,64E+02	5,92E+03	1,01E+04	8,24E-02	8,45E-02	9,95E-02
	0,0005	3,13E+02	6,61E+03	1,14E+04	9,58E-02	7,56E-02	8,74E-02
	0,001	2,68E+02	6,02E+03	1,26E+04	1,12E-01	8,30E-02	7,94E-02

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

3.6.3.7 Thermal Impact für Variante 3 (flache geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK)

Auf Grund der geringen ungestörten Anfangstemperaturen (vgl. geothermische Tiefenstufe) des Grundwassers bis 100 m u. GOK (ca. 10 - 13 °C) werden für die Einspeiseleistung 30 kW und einen hydraulischen Gradienten von 0,001 keine Temperaturen über 40 °C berechnet (Tabelle 12). In Tabelle 13 ist der TI bis 16 °C für verschiedene Einspeiseleistungen und hydraulische Gradienten zusammengestellt. Bei der Modellvariante 3 wurde der simulierte geothermische Energiespeicher in einem oberflächennahen Lockergesteinsaquifer bis maximal 100 m u. GOK positioniert. In diesem Teufenbereich sind auch oxische Aquifere zu erwarten, die durch eine Sauerstoffkonzentrationen > 1 mg/l charakterisiert sind. Für solche Aquifere wurde in dieser Studie ein besonders hoher Schutzbedarf abgeleitet (Kapitel 4.5), da hier anzutreffende Fauna teils nur eine Temperaturtoleranz bis maximal 16 °C zulässt. Daher wurde für diesen

simulierten Speicher zusätzlich das Volumen des thermischen Auswirkungsraums oberhalb einer Temperatur von 16 °C berechnet. Der thermische Auswirkungsraum bis zur Temperaturgrenze 16 °C ist deutlich größer als der thermische Auswirkungsraum bis 40 °C. Entsprechend ist der TI für 16 °C deutlich geringer, denn die jeweilige Einspeiseleistung verteilt sich über eine sehr viel größere Fläche beziehungsweise ein deutlich größeres Volumen. Je größer der hydraulische Gradient, desto geringer ist das thermisch beeinflusste Volumen bzw. die thermisch beeinflusste Fläche. Vermutlich findet durch die stärkere Grundwasserströmung bei hohen hydraulischen Gradienten ein stärkerer Austausch des erwärmten Grundwassers mit dem unbeeinflussten Grundwasser statt. Bei hohen hydraulischen Gradienten wird somit der Bereich mit hohen Temperaturen (z.B. >16 °C oder >40 °C) verkleinert. Mit kleineren thermisch beeinflussten Flächen bzw. Volumina steigt der TI. Der TI ist in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten und der Einspeiseleistung für thermisch beeinflusste Bereiche über 40 °C in Abbildung 101 bis Abbildung 102 und für Bereiche mit Temperaturen über 16 °C in Abbildung 103 bis Abbildung 104 dargestellt (Anhang A.5).

Tabelle 12: Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI bis 40 °C in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 3 (geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK)

T > 40 °C		Volumen [m ³]			TI volumenbezogen [kW/m ³]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	3,71E+03	3,37E+05	5,79E+05	8,08E-03	1,48E-03	1,73E-03
	0,0005	2,00E+03	2,70E+05	5,36E+05	1,50E-02	1,85E-03	1,86E-03
	0,001	T < 40 °C	1,21E+05	3,62E+05	-	4,14E-03	2,76E-03
T > 40 °C		Flächen [m ²]			TI flächenbezogen [kW/m ²]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	2,34E+02	5,80E+03	1,52E+04	1,28E-01	8,62E-02	6,60E-02
	0,0005	1,83E+02	5,69E+03	1,36E+04	1,64E-01	8,79E-02	7,35E-02
	0,001	T < 40 °C	2,41E+03	9,01E+03	-	2,08E-01	1,11E-01

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 13: Vergleich der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen sowie volumenbezogenen und flächenbezogenen TI bis 16 °C in Abhängigkeit von Einspeiseleistung und hydraulischem Gradienten für Variante 3 (geothermische Speicher bis max. 100 m u. GOK)

T > 16 °C		Volumen [m ³]			TI volumenbezogen [kW/m ³]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	1,05E+05	2,13E+06	3,04E+06	2,86E-04	2,35E-04	3,29E-04
	0,0005	9,24E+04	2,22E+06	3,16E+06	3,25E-04	2,25E-04	3,17E-04
	0,001	7,29E+04	2,53E+06	3,53E+06	4,12E-04	1,98E-04	2,83E-04
	0,01	2,46E+04	6,75E+05	1,41E+06	1,22E-03	7,41E-04	7,10E-04
T > 16 °C		Flächen [m ²]			TI flächenbezogen [kW/m ²]		
hydraul. Gradient [-]	Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW	30 kW	500 kW	1.000 kW
	0,0001	2,36E+03	3,53E+04	5,48E+04	1,27E-02	1,42E-02	1,83E-02
	0,0005	2,29E+03	3,28E+04	5,32E+04	1,31E-02	1,52E-02	1,88E-02
	0,001	2,09E+03	3,06E+04	5,02E+04	1,44E-02	1,64E-02	1,99E-02
	0,01	1,05E+03	1,19E+04	1,96E+04	2,86E-02	4,18E-02	5,10E-02

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

3.6.3.8 Auswertung der vertikalen Unterteilung der Ein- und Austragsbereiche innerhalb des geothermischen Speichers für Variante 4

Variante 4.1:

Bei der Variante 4.1 der Phase 2 wurde **in den unteren 50 m** des simulierten geothermischen Speichers **im Sommer** die Energiemenge **eingetragen** und in den oberen 50 m des Speichers im Winter die Energie entzogen (Abbildung 21).

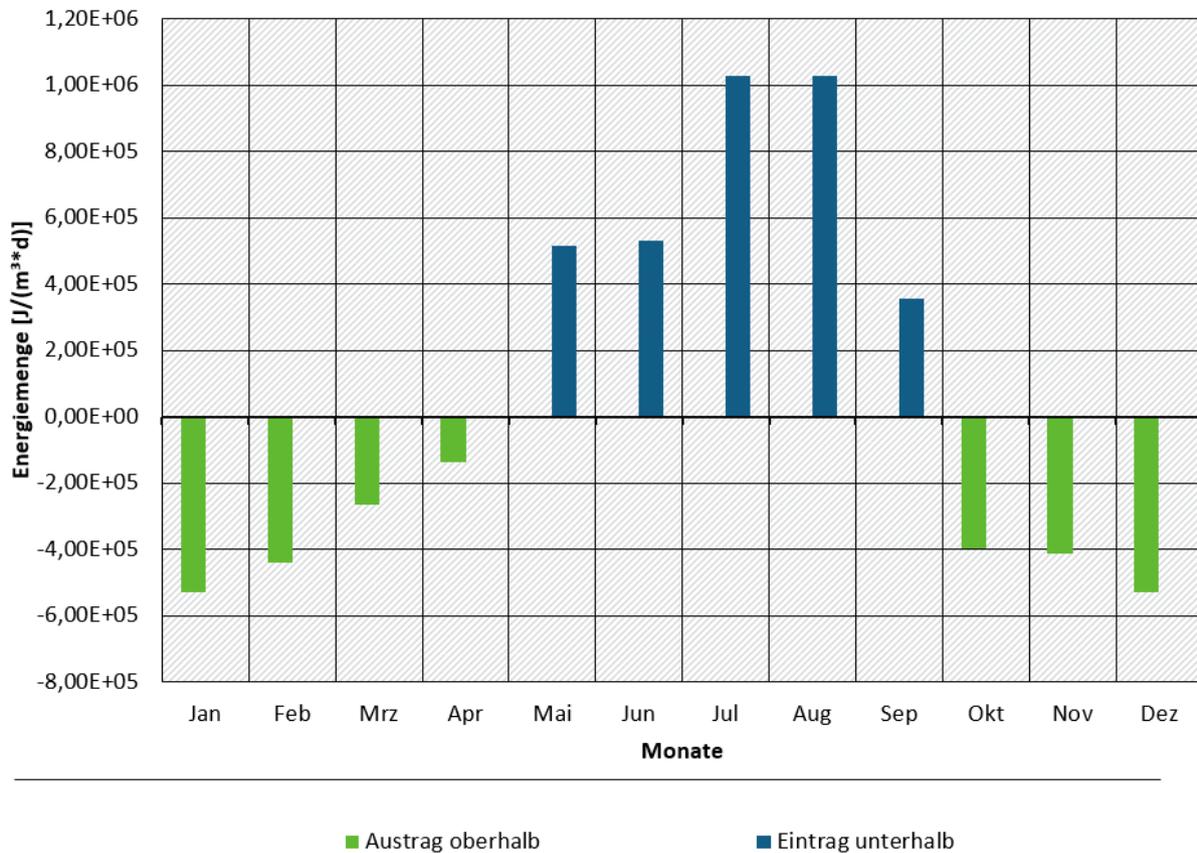
Im Ergebnis wurden negative Temperaturen im oberen Abschnitt berechnet. Aufsteigendes wärmeres Grundwasser aus dem unteren Abschnitt des simulierten geothermischen Speichers kann den Energieentzug im oberen Abschnitt nicht in ausreichendem Maße kompensieren. Diese Variante wurde deshalb für eine praktische Umsetzung als nicht realistisch bewertet.

Grund für diesen Effekt in den Simulationen war, dass modelltechnisch bedingt FEFLOW eine vorgegebene Energiemenge entzog, hier also immer 77% der eingetragenen Energie in allen Simulationen. Dieses erfolgte unabhängig davon, ob Temperaturkriterien eingehalten wurden. Die negativen Temperaturen deuten darauf hin, dass weniger als 77% der eingetragenen Energie entnommen werden dürfte, wenn das Temperaturkriterium > 0 °C eingehalten werden soll. In diesem Projekt wurde der Energieentzug (77% der Einspeiseenergie) nicht verändert, um eine Vergleichbarkeit der Simulationsergebnisse untereinander zu ermöglichen.

Bei einer Konfiguration eines geothermischen Speichers mit Beladung im unteren Teil und Entladung im oberen Bereich ist deshalb zu beachten, dass das aufsteigende erwärmte Grundwasser ausreicht, um die gewünschte Wärmeenergie zu entziehen. Auf Grund von vermindertem Aufstieg des erwärmten Wassers bei starker k_r -Wert-Anisotropie k_h/k_z ist diese Konfiguration

nur für hydrogeologische Bedingungen mit geringerer k_f -Wert-Anisotropie k_h/k_z empfehlenswert. Die dichtegesteuerte 3D-Wärmetransportmodellierung stellt dabei ein wichtiges Werkzeug dar, um die Rückgewinnung der eingespeisten Wärmeenergie zu überprüfen.

Abbildung 21: Jahresgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und saisonalen Kühllast (Eintrag untere 50 m) Variante 4.1



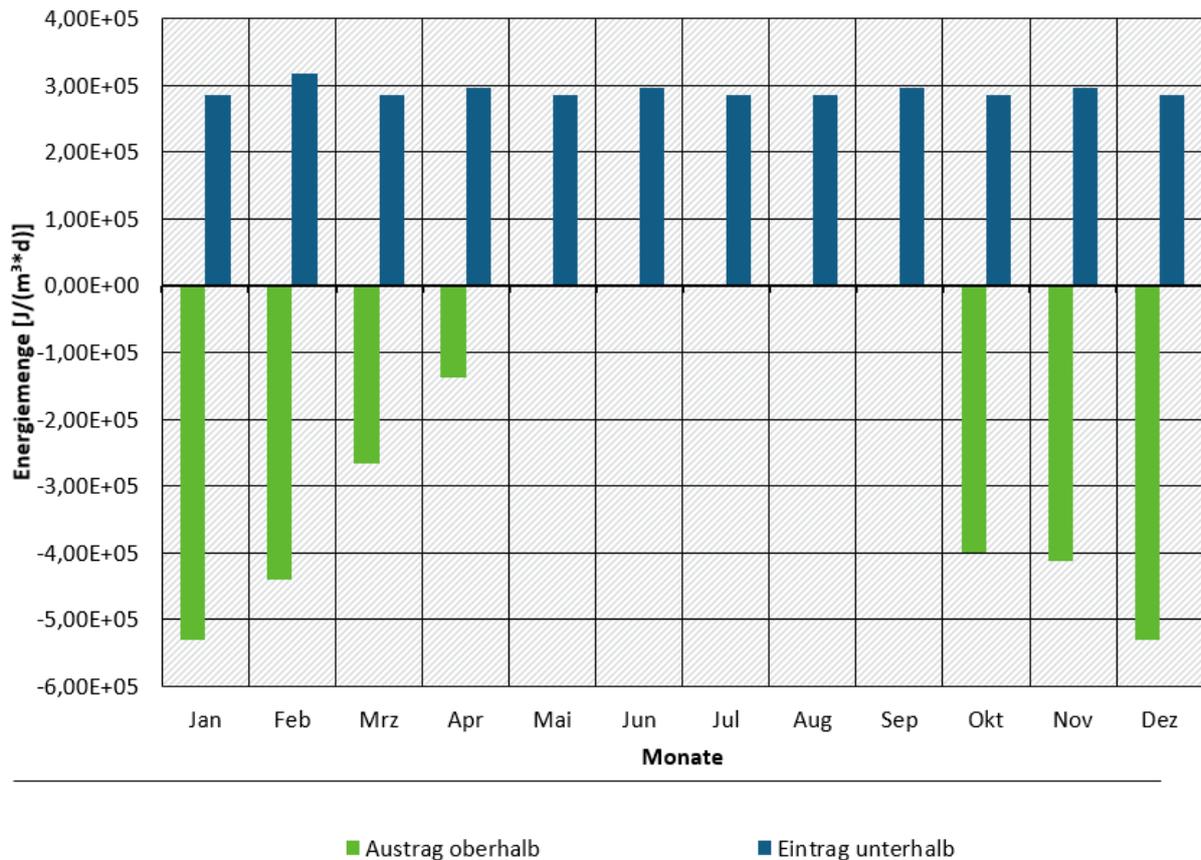
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Variante 4.2

In einer weiteren Variante wurde **im unteren Abschnitt** des simulierten Speichers **kontinuierlich** die Energiemenge **eingetragen** und im oberen Abschnitt des simulierten geothermischen Speichers saisonal im Winter die Energiemenge entzogen (Abbildung 22). Ziel dieser Variante war eine Kompensation des Energieentzuges im oberen Abschnitt und ein kontinuierlicher Nachschub an Wärmeenergie im unteren Speicherabschnitt. Damit sollten die in Variante 4.1 berechneten negativen Temperaturen im oberen Speicherabschnitt (Entzug) vermieden werden. Der Energieeintrag im Winter könnte aus Energiequellen wie zum Beispiel Power-to-Heat stammen.

Im Ergebnis wurden auch bei dieser Variante negative Temperaturen berechnet. Der thermische Auftriebsterm und der kontinuierliche Nachschub von unten reichen nicht aus, um 77% der eingetragenen Wärmeenergie im oberen Abschnitt des simulierten Speichers so zu entnehmen, dass das Temperaturkriterium $T > 0\text{ °C}$ nicht verletzt wird. Die entnehmbare Energiemenge müsste ebenfalls, wie bei Variante 4.1 iterativ so lange verringert werden, bis das Temperaturkriterium $T > 0\text{ °C}$ eingehalten würde.

Abbildung 22: Jahrgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag untere 50 m) Variante 4.2



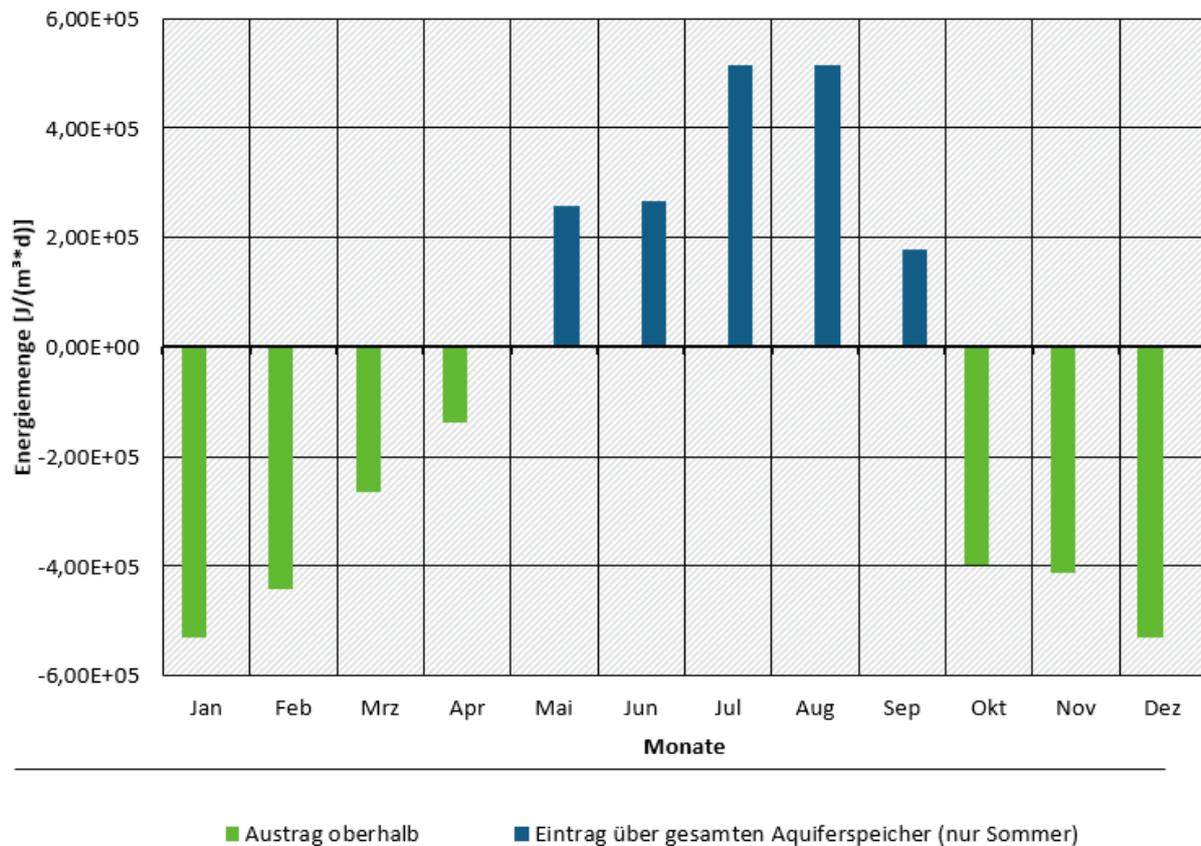
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Variante 4.3

Bei Variante 4.3 erfolgte der **Eintrag über die gesamte Zylinderhöhe im Sommer** (Abbildung 23), um das Energiedefizit im oberen Bereich des Speichers bei den Simulationen 4.1. und 4.2 zu kompensieren. Diese Variante ähnelte der Variante 4.1, aber der Energieeintrag im Sommer erfolgte über beide Abschnitte anstatt nur im unteren Speicherabschnitt.

Diese Modellvariante führte jedoch nicht zu dem gewünschten Erfolg, da wieder negative Temperaturen im oberen Speicherabschnitt berechnet wurden. Der Energieaustrag von 77% der eingebrachten Energie war zu hoch, um das Temperaturkriterium $T > 0 \text{ °C}$ zu erfüllen.

Abbildung 23: Jahrgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag im gesamten geothermischen Speicher) in Variante 4.3



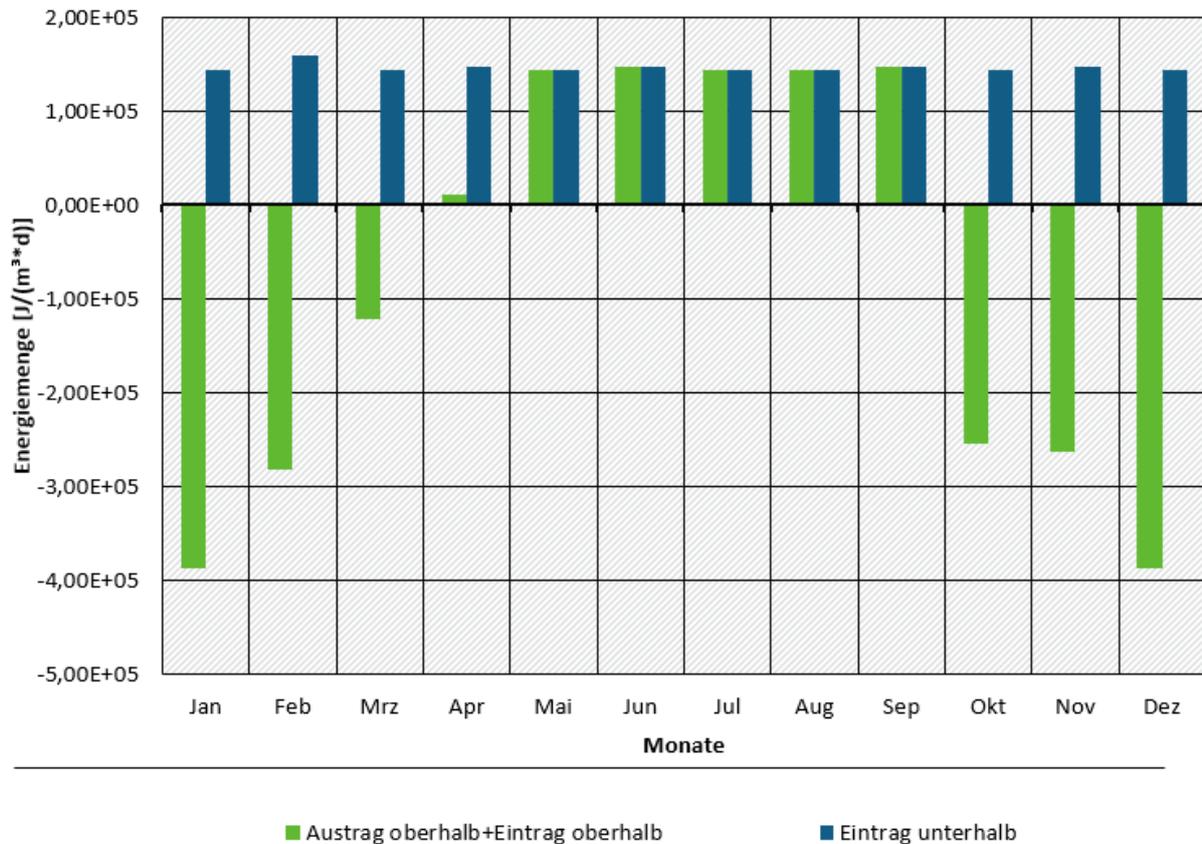
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Variante 4.4

Bei dieser Variante erfolgte **ganzjährig** ein konstanter **Energieeintrag** (Beladen) **im oberen und unteren Speicherabschnitt** des simulierten geothermischen Speichers. Der Energieentzug erfolgte nur im oberen Speicherabschnitt saisonal im Winter. Modelltechnisch wurde daher für den Winter im oberen Abschnitt eine Bilanz aus Eintrag und Austrag ermittelt und modelltechnisch dem oberen Abschnitt zugewiesen. Beispielhaft wurden somit im Januar anstatt der $5,31 \cdot 10^5$ [J/(m³*d)] nur $3,88 \cdot 10^5$ [J/(m³*d)] entzogen (Abbildung 24). Der Energieaustrag im Winter wurde in dieser Simulation durch den gleichzeitigen Energieeintrag im oberen Abschnitt gepuffert.

Trotzdem wurde in diesem simulierten geothermischen Speicher eine Temperatur von -19 °C im März zum Ende des Entladezyklus berechnet. Dieses bedeutet einen zu großen Energieentzug.

Abbildung 24: Jahrgang der saisonalen Heizlast (Austrag obere 50 m) und konstanter Kühllast (Eintrag im gesamten geothermischen Speicher) Variante 4.4



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

3.6.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

Mit umfangreichen Variantenuntersuchungen wurden die thermischen Auswirkungen von geothermischen Speichern für unterschiedliche hydraulische Randbedingungen abgebildet und durch die Variation der hydraulischen Gradienten und der k_f -Wert-Anisotropien (k_h/k_z) modelltechnisch untersucht. Als Ergebnisse können abgeleitet werden:

- ▶ Eine aus Energieeffizienzgründen wünschenswerte Verringerung der Oberfläche des geothermischen Speichers ist als Optimierungsaufgabe zu verstehen (optimal: der (laterale) Durchmesser ist geringfügig kleiner als die Höhe). Denn diese führt zu einem größeren Volumen des konzeptionellen Nutzungsraums, da verringerte Energieverluste gleichzeitig zu höheren Temperaturen führen. Somit muss die Speichergröße (Volumen konzeptioneller Nutzungsraum) erhöht werden, um die Temperaturkriterien des thermischen Auswirkungsraums (TIV) einhalten zu können.
- ▶ Wärmeenergieverluste in lateraler Richtung werden bei dem hier gewählten modelltechnischen Ansatz der direkten Energieentnahme (Kapitel 3.4.5) durch natürlich vorhandene Ressourcen kompensiert. Diese Ressourcen werden durch die Erdwärme aus dem Erdinneren gespeist. Die vorgenannten Wärmeverluste treten beispielsweise durch hohe hydraulische Gradienten und damit einhergehenden hohen Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten, sowie in vertikaler Richtung durch die Dichteströmung des erwärmten Grundwassers auf.

- ▶ Neben der Form des Speichers spielt auch die Tiefenlage des Speichers eine relevante Rolle, da im Falle des Wärmeenergieaustrages aus dem natürlich vorhandenem Wärmereservoir (vgl. geothermische Tiefenstufe) in geringen Tiefen auf Grund geringerer Temperaturen weniger Wärmeenergie zur Verfügung steht.
- ▶ Die physikalischen Eigenschaften des Grundwassers lassen eher kleinere geothermische Speicher (bis max. 1 MW) auf Grund des verursachten großen thermischen Auswirkungsraumes realistisch erscheinen (Kapitel 3.5.2.1).
- ▶ Für diese Speicher sind für einen breiten, natürlichen Wertebereich von hydraulischen Gradienten (und somit auch von Durchlässigkeitsbeiwerten bei entsprechenden Gradienten) ähnliche thermische Auswirkungen (thermisch beeinflusstes Volumina und Flächen) zu erwarten.
- ▶ Die thermischen Auswirkungen (thermisch beeinflusstes Volumen und Fläche) sind primär vom Energieeintrag abhängig.
- ▶ Eine Berechnung des TI auf eine Fläche bezogen erscheint in Analogie zu EG-WRRL (2000) und GrwV (2010) möglich.
- ▶ Der volumenbezogene TI hängt primär vom Energieeintrag ab; der hydraulische Gradient ist nur untergeordnet von Relevanz.

3.7 Ergänzende Betrachtungen – Hochtemperaturspeicher, flache Niedertemperaturspeicher, Abklingverhalten (Phase 3)

3.7.1 Modellberechnungen

3.7.1.1 Ableitung der ergänzenden Modellberechnungen

Im Ergebnis der zuvor durchgeführten numerischen Modellberechnungen der Phasen 1 und 2 (Kapitel 3.5 und 3.6) und der ökologischen sowie physiko-chemischen Untersuchungen (Kapitel 4) wurden weitere, ergänzende Modellberechnungen abgeleitet (Phase 3, dieses Kapitel). Die Randbedingungen der ergänzten Modellberechnungen, die zur Berechnung des Thermal Impacts, zur Modellierung der thermisch induzierten Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse und zur Ableitung der Kapazitätsbetrachtungen verwendet wurden, sind in den folgenden Kapiteln beschrieben. Folgende Arbeitspakete wurden ergänzt:

- ▶ Modellierung von Hoch-T-Speichern für 30 kW, 500 kW und 1.000 kW (Temperaturen im UTES bis 80 °C),
- ▶ Flache Nieder-Temperatur-Speicher (Temperaturen im UTES bis 25 °C),
- ▶ Modellierung des Abklingverhaltens bei Außerbetriebnahme nach 25 Jahren Betriebsdauer für 500 kW und 1.000 kW der Nieder- und Hoch-T-Speicher,
- ▶ Modellierung der Linienströmung (Einmischung) für die Berechnung thermisch induzierter Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse mit PHREEQC.

Die vorhergehenden Modellberechnungen haben gezeigt, dass unter den verwendeten Annahmen (geologische, hydraulische, thermische Randbedingungen und Heiz- sowie Kühllasten) eine Beeinflussung an der Geländeoberkante von Hoch-T-Speichern mit Höchsttemperaturen zwischen 70 und 90 °C zu erwarten ist, wenn diese bis maximal 100 m unter Geländeoberkante betrieben werden und sich der hydraulische Gradient in einem natürlichen Wertebereich ($i < 0,001$) bewegt. Sind im Bereich der thermisch beeinflussten Geländeoberkante Oberflächengewässer vorhanden, ist eine besondere Betrachtung erforderlich, denn gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV (2016)) ist eine thermische Beeinflussung der Oberflächengewässer nicht erlaubt (Tabelle 14). Gemäß Anlage 7, Kapitel 1.1.1 der OGewV ist für die Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial von Fließgewässern eine Temperaturerhöhung im Sommer (April bis November) nicht zulässig. Im Winter (Dezember bis März) ist je nach Fischgemeinschaft eine Temperaturerhöhung zwischen 1 K und maximal 3 K zulässig. Für die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial sind für Fließgewässer im Sommer und im Winter Temperaturerhöhungen von 1,5 K bis maximal 3 K zulässig (Tabelle 14). Die Werte für Temperaturerhöhung bezeichnen die maximal zulässige Differenz zwischen den Temperaturen oberhalb und unterhalb einer Einleitungsstelle für Abwärme.

Tabelle 14: Zulässige Temperaturänderungen für Fließgewässer in Abhängigkeit der Jahreszeit und Fischgemeinschaft nach OGewV (2016)

Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial							
Fischgemeinschaft*	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Temperaturerhöhung Sommer [ΔT in K]	0	0	0	0	0	0	0
Temperaturerhöhung Winter [ΔT in K]	≤ 1	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial							
Temperaturerhöhung Sommer [ΔT in K]	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Temperaturerhöhung Winter [ΔT in K]	≤ 1	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3

*Erläuterung der Fischgemeinschaft:

Sa-ER: salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals

Sa-MR: salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals

Sa-HR: salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals

Cyp-R: cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals

EP: Gewässer des Epipotamals

MP: Gewässer des Metapotamals

HP: Gewässer des Hypopotamals

(Quelle: Oberflächengewässerverordnung (OGewV (2016)))

Untersuchungen haben ergeben, dass in oxischen Aquiferen mit $O_2 \geq 1$ mg/l, basierend auf dem (natürlichen) Hintergrundwert von ca. 10 - 12 °C, bereits bei geringen Temperaturänderungen Grundwasserfauna beeinträchtigt wird. Entsprechend wurden folgende Thermische Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS) in Kapitel 4.5.1 abgeleitet:

- maximal zulässige Temperaturspreizung im Vergleich zum Hintergrundwert: ± 3 K, gleichzeitig Einhaltung folgender Temperaturschwellenwerte:

- ▶ minimaler Temperaturschwellenwert T_{\min} : 6 °C,
- ▶ maximaler Temperaturschwellenwert T_{\max} : 16 °C.

Aus diesem Grund wurden in den folgenden ergänzenden Modellberechnungen bis 100 m u. GOK nur Nieder-T-Speicher (Temperaturen bis 25 °C) umgesetzt. Die maximal zulässige Temperatur der Nieder-T-Speicher wurde jedoch nicht bis 16 °C begrenzt, sondern bis maximal 25 °C innerhalb des Speichers, also in dem Bereich, wo der Energieeintrag bzw. -austrag stattfindet, zugelassen. Aus den Betrachtungen zur Grundwasserfauna wurde jedoch ersichtlich, dass ab einer Temperatur von > 16 °C in oxischen Aquiferen Veränderungen der Fauna auftreten können, sofern eine Fauna in dem Aquifer existiert. Eine Begrenzung des Speicherbereichs auf maximal 16 °C ist jedoch energetisch nicht zweckdienlich, da die ungestörte Temperatur in 100 m u. GOK bereits zwischen 12 und 13 °C beträgt und die daraus resultierende Temperaturspreizung nur sehr gering ausfallen würde. Folglich wird bei den Nieder-T-Speichern ein bestimmter Bereich über 16 °C während der Beladungsphase erhitzt, wodurch mit Veränderungen der Grundwasserfauna zu rechnen ist, wenn eine Grundwasserfauna vorhanden ist. Der Bereich mit einer Temperatur > 16 °C würde also bei oxischen Aquiferen mit vorhandener Grundwasserfauna zu Veränderungen führen. Die Größe (Fläche, Volumen) des Raumes mit $T > 16$ °C ist bei oxischen Aquiferen mit vorhandener Fauna deshalb für eine Bewertung der Überschreitung der Geringfügigkeit relevant und daher Ziel der Modellberechnungen.

Des Weiteren wurde der gesamte thermische Einfluss, also der Bereich mit $\Delta T > 1$ K gegenüber der ungestörten Anfangstemperatur vor Inbetriebnahme des UTES, ermittelt. Für folgende Bereiche wurde die Fläche und das Volumen im 25. Betriebsjahr bestimmt:

- ▶ $T > 16$ °C deutliche Veränderungen der Fauna, wenn diese im oxischen Aquifer vorhanden ist,
- ▶ $\Delta T > \pm 1$ K (gesamter) thermischer Auswirkungsraum.

Ausgehend von einer mittleren Temperatur an der Geländeoberkante von 10 °C wird bei einer mittleren geothermischen Tiefenstufe von 3 K/100 m ab einer Teufe von 200 m eine ungestörte Initialtemperatur von > 16 °C erreicht. Die Bereiche mit einer Temperatur > 16 °C und $\Delta T > 1$ K nach 25 Jahren Betriebszeit des UTES wurden deshalb nur für den Teufenbereich 0 bis 200 m u. GOK ausgewertet. Eine thermische Auswirkung tiefer als 200 m u. GOK ist bei den Nieder-T-Speichern bis 100 m u. GOK nicht zu erwarten. Im weiteren Berichtsverlauf werden die Modellberechnungen mit UTES bis maximal 100 m u. GOK als flache UTES bezeichnet.

Tiefere Hoch-Temperatur-Speicher bis maximal 80 °C

Die Hoch-T-Speicher mit Temperaturen bis ca. 80 °C wurden aus den vorhergehenden Überlegungen (Vermeidung potenzieller thermischer Beeinflussung an der Geländeoberkante), in Teufen zwischen 100 und 300 m u. GOK umgesetzt. Zusätzlich zur Höchsttemperatur von ca. 80 °C im Speicher wurde eine Beschränkung der T-Erhöhung um maximal ± 3 K im Bereich zwischen 0 und 100 m festgelegt, um eventuelle Beeinflussungen bei vorhandener Fauna in den oberen 100 m zu vermeiden. Die Temperaturdifferenz von maximal ± 3 K beruht auf Untersuchungen zur Fauna (Abbildung 63), welche ab einer Temperaturdifferenz von ± 3 K deutliche Veränderungen aufzeigen kann. Daher wurde überprüft, ob die Temperaturveränderung gegenüber der ungestörten Ausgangstemperatur von maximal ± 3 K in den oberen 100 m eingehalten wurde. Somit wird dem thermischen Auftrieb Rechnung getragen.

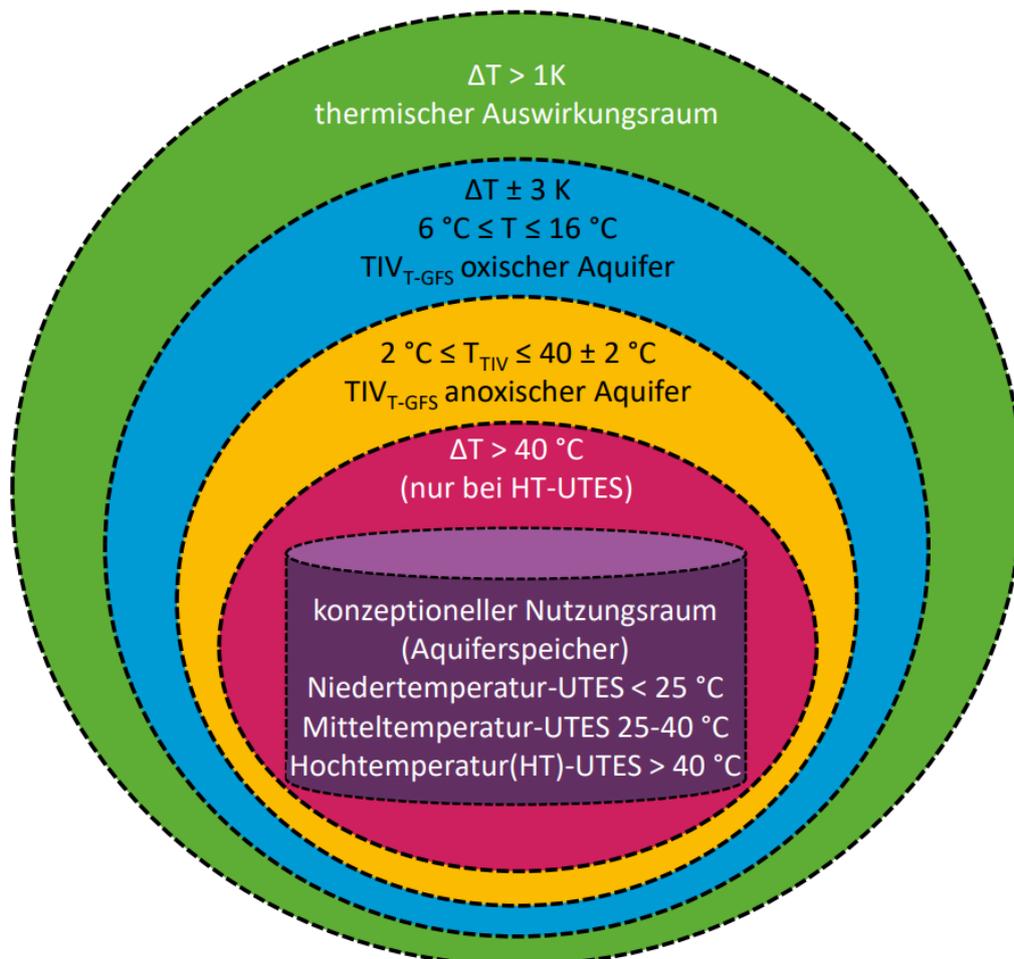
Bei den tieferen Hoch-T-Speichern > 100 m u. GOK wurde davon ausgegangen, dass oxische Aquifere und damit die Grundwasserfauna im konzeptionellen Nutzungsraum des UTES keine

Rolle spielen. Auf Grund der deutlichen höheren Temperaturmaxima von bis zu 80 °C in den Modellberechnungen dieser Studie sind jedoch physiko-chemische Prozesse zu berücksichtigen. Untersuchungen zu physiko-chemischen Effekten haben ergeben, dass ab ca. 40 °C je nach Beschaffenheit des Untergrundes und des Grundwassers mit deutlichen Veränderungen der Grundwasserchemie (Minerallaugungs- und Fällungsprozesse) zu rechnen ist oder Veränderungen zumindest nicht gänzlich ausgeschlossen werden können (Kapitel 4.4.5).

Des Weiteren wurde, analog zu den Nieder-T-Speichern, der gesamte thermische Einfluss, also der Bereich mit $\Delta T > 1 \text{ K}$ gegenüber der ungestörten Anfangstemperatur vor Inbetriebnahme des UTES, ermittelt. Für folgende Bereiche wurde die Fläche und das Volumen im 25. Betriebsjahr bestimmt:

- ▶ $T > 40 \text{ °C}$ deutliche Veränderungen der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers nicht mehr ausgeschlossen,
- ▶ $\Delta T > 1 \text{ K}$ (gesamter) thermischer Auswirkungsraum.

Abbildung 25: Schematische Darstellung der thermischen Beeinflussung und Kategorisierung des Auswirkungsraumes



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

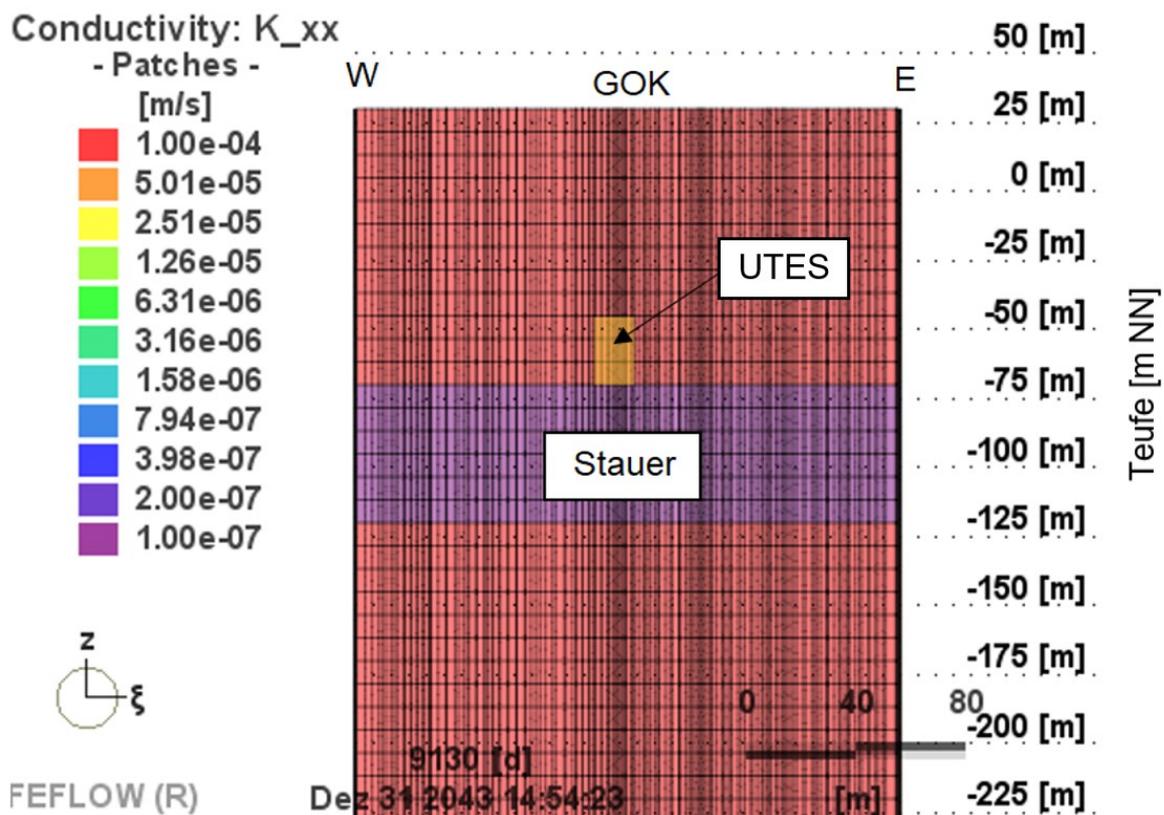
3.7.1.2 Randbedingungen Nieder-Temperatur- und Hoch-Temperatur-Speicher

Geologische / hydrogeologische Randbedingungen

Die geologischen Randbedingungen wurden von den vorherigen Modellberechnungen übernommen. Die Porosität beträgt bei Nieder-T- und Hoch-T-Speichern homogen 0,2 und bildet damit einen Porengrundwasserleiter ab (Kapitel 3.4.4). Die k_f -Wert-Anisotropie beträgt 1:100 mit horizontalen k_f -Werten von $1,00E-04$ m/s und vertikalen k_f -Wert von $1,00E-06$ m/s. Bei den flachen Nieder-T-Speichern wurde ein ca. 50 m mächtiger Grundwasserleiter im Liegenden des UTES, d.h. ab einer Teufe von 100 m u. GOK, umgesetzt (Abbildung 26).

Der hydraulische Gradient beträgt 0,0001 und ist damit sehr gering. Wie aus der (VDI 4640-3, 2001) hervorgeht, sind kleine hydraulische Gradienten für geothermische Speicher von Vorteil, da ein advektiver Abtransport der Wärme und damit Energieverlust weitestgehend vermieden wird. Diese Aussage wurde durch die Modellergebnisse in den Kapiteln 3.5.2 und 3.5.3 bestätigt.

Abbildung 26: Beispielhafte Darstellung der horizontalen k_f -Werte des flachen UTES mit 30 kW



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Thermische Randbedingungen

Der geothermische Tiefengradient von 3 K / 100 m wurde unverändert von den vorangegangenen Modellberechnungen übernommen. Die Temperaturobergrenze für flache Nieder-T-Speicher beträgt 25 °C im Speicher und für den Hoch-T-Speicher 80 °C. Die Mindesttemperaturen wurden gemäß der Entscheidungsmatrix (Abbildung 63) und den davon abgeleiteten T-GFS festgelegt. Für die tieferen Hoch-T-Speicher ist die Mindesttemperatur auf 2 °C beschränkt, um ein Einfrieren des Untergrundes zu vermeiden. Die Mindesttemperatur von 6 °C für Nieder-T-Speicher basiert auf der Vulnerabilität von Grundwasserfauna (Kapitel 4.5).

Energieeintrag und -austrag im Speicher (Beladen und Entladen)

Analog zu den vorherigen Modellberechnungen wurden Einspeiseleistungen für 30 kW, 500 kW und 1.000 kW umgesetzt. Das Heiz- und Kühllastprofil wurde ebenfalls unverändert übernommen (Tabelle 4). Die Beladungsphase erstreckt sich über die Monate Mai bis September. Dies entspricht einer Dauer von 152 Tagen. Jedoch wurde nicht davon ausgegangen, dass der Speicher während dieser gesamten Zeit mit einer dauerhaften Beladung betrieben wird. Für die ergänzenden Modellberechnungen wurden die Volllaststunden auf 80 % der maximal möglichen Beladungszeit angenommen, um einen realistischeren Ansatz zu wählen. Somit erfolgt an ca. 121,6 von 152 möglichen Tagen (Mai bis September) eine Beladung des Speichers. Die Volllaststunden betragen somit ca. 2.918 h pro Jahr. Wie bereits in Kapitel 3.5.1.2 beschrieben, wurde basierend auf den Informationen zum Energiekonzept der Berliner Parlamentsgebäude am Spreebogen (Thomsen, et al., 2004) ein Wirkungsgrad von ca. 77 % zwischen Beladung im Sommer und Entladung im Winter berücksichtigt. Gemäß Thomsen (2004) besteht somit zwischen Beladung und Entladung ein Verlust von ca. 23 % (Tabelle 15). Die Modellberechnungen beginnen mit der Beladung im Mai. In Tabelle 15 sind die entsprechenden Energieeinträge- und -austräge nach Einspeiseleistung zusammengefasst. Diese gelten gleichermaßen für Nieder- und Hoch-T-Speicher.

Tabelle 15: Energieeintrag- und -austrag der geothermischen Speicher für Nieder-T- und Hoch-T-Speicher

Einspeiseleistung [kW]	Energieeintrag (Beladen) [kWh/a]	Energieaustrag (Entladen) [kWh/a]
30	87.552	67.730
500	1.459.200	1.128.837
1.000	2.918.400	2.257.674

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abkühlverhalten von UTES durch natürlichen Grundwasserzustrom

Zusätzlich zur räumlichen Auswirkung der UTES wurde das Abkühlverhalten bei Außerbetriebnahme nach 25 Jahren Betriebsdauer für 500 und 1.000 kW bis zu einer Angleichung an die Ausgangstemperatur mit einer Genauigkeit von 1 K untersucht. Ziel dieser Untersuchung ist die Bestimmung der Regenerationszeit bis zu der die ungestörte Ausgangstemperatur mit einer maximalen Abweichung von 1 K wieder erreicht wird.

Hintergrund der Modellberechnung des Abkühlverhaltens war die Bewertung der zeitlichen Veränderungen. Die LAWA (2017) ermöglicht eine Bewertung von temporären (kurzzeitigen) oder kleinvolumigen Überschreitung von GFS-Werten. Diese finden zwar bei Bauprojekten, die sich auf das Grundwasser auswirken, Anwendung. Diese Bewertungsschemata können jedoch bei der Nachsorge von UTES aufgrund der langen Abkühlphase nicht unmittelbar übertragen werden. Die Ausarbeitung entsprechender Bewertungskriterien für diesen Fall ist nicht Gegenstand dieser Studie. In Tabelle 16 sind die ergänzenden Modellberechnungen zusammengefasst.

Tabelle 16: Übersicht ergänzende Modellberechnungen (Phase 3)

Nr.	Anlagenleistung	Typ	T _{min} [°C]	T _{max} [°C]	TI flächenbezogen [kW/m ²] und TI volumenbezogen [kW/m ³]	Teufe UTES [m u. GOK]	Berechnung Abklingverhalten
1	30 kW	Nieder-T	6	25		0-100	Nein
2	500 kW	Nieder-T	6	25	T > 16 °C ΔT > 1 K	0-100	Ja
3	1 MW	Nieder-T	6	25		0-100	Ja
4	30 kW	Hoch-T*	2	80		100-300	Nein
5	500 kW	Hoch-T*	2	80	T > 40 °C ΔT > 1 K	100-300	Ja
6	1 MW	Hoch-T*	2	80		100-300	Ja

*zusätzliche Bedingung ΔT < 3 K in den oberen 100 m u. GOK

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Modellierung der Linienströmung

Im Rahmen der physiko-chemischen Untersuchungen hat sich die Fragestellung ergeben, ob und wenn ja in welchem Maße entlang der Temperaturabstromfahne thermisch induzierte Mobilisierungs- und Ausfällungsprozesse stattfinden. Deshalb wurde die Modellierung der Linienströmung (Einmischung) für die Berechnung von Mischungsanteilen entlang der Temperaturabstromfahne ergänzend durchgeführt. Ziel der Untersuchungen ist eine teufendifferenzierte Modellierung und qualitative Bewertung der thermisch induzierten Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse (PHREEQC). Im Ergebnis sollen Aussagen zur Mobilisierung sorbierter Halbmetalle und Metalle bei temperatur- und redoxbeeinflusstem Verlust sorptiver Oberflächen getroffen werden. Die Modellierung der Linienströmung dient als Zuarbeit der mit PHREEQC durchgeführten Berechnungen (Kapitel 4.6.2.6). Für die Auswertung dieser Prozesse wurde deshalb auf Modellberechnungen zurückgegriffen, die im Rahmen der Sensitivitätsanalysen (Kapitel 3.6.3) durchgeführt wurden, da die ergänzten Modellberechnungen mit einem sehr geringen hydraulischen Gradienten und damit quasi ohne Grundwasserströmung umgesetzt wurden.

3.7.2 Ergebnisse

3.7.2.1 Nieder- und Hochtemperatur-Speicher

Methodik Auswertung

Die Auswertung erfolgte hinsichtlich der thermisch beeinflussten Volumina für Temperaturen > 16 °C und Temperaturänderungen von ΔT > 3 K und ΔT > 1 K für Nieder-T-Speicher bis 25 °C. Für Hoch-T-Speicher bis 80 °C erfolgte die Auswertung der thermisch beeinflussten Volumina und Flächen für Temperaturen > 40 °C und ΔT > 1 K. Anschließend wurde der Thermal Impact (TI) bezogen auf die thermisch beeinflussten Volumina und Flächen für die entsprechenden Temperaturbereiche der Nieder- und Hoch-T-Speicher ermittelt und graphisch für alle drei Einspeiseleistungen 30 kW, 500 kW und 1.000 kW dargestellt. Zusätzlich wurde ein Vergleich der 1.000 kW-Anlagen und 30 kW-Anlagen hinsichtlich der thermisch beeinflussten Flächen, Volumina und des TI tabellarisch aufbereitet. Ziel dieses Vergleichs ist die Fragestellung, ob ein 33-facher Energieeintrag zu einer 33-fach größeren Beeinflussung führt. Alle folgenden Ergebnisse und Grafiken beziehen sich auf das 25. Betriebsjahr der UTES.

Ergebnisse für flache Nieder-T-Speicher bis 25 °C

Eine pauschale Beurteilung einer Beeinträchtigung für den Bereich mit einer Temperatur >16 °C ist nicht möglich. Voraussetzung für eine Beurteilung ist das Vorhandensein von Fauna in dem Aquifer, da diese bei Temperaturen >16 °C Veränderungen aufzeigt. Wird keine Fauna vorgefunden, stellt der Bereich >16 °C nach gegenwärtigem Kenntnisstand keine Beeinträchtigung dar.

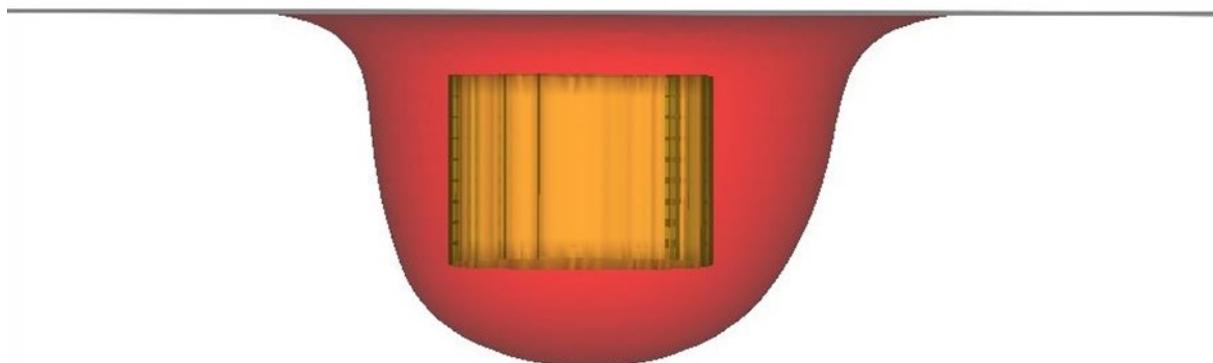
Gemäß VDI 4640-3 (2001) wird empfohlen, den Durchmesser geringfügig kleiner als die Höhe des geothermischen Speichers zu wählen, um ein möglichst günstiges Verhältnis von Volumen zur Oberfläche (großes Volumen bei kleiner Oberfläche) zu erreichen. Diese Empfehlung konnte bei der 500 kW-Anlage und 1.000 kW-Anlage nicht mehr eingehalten werden, da sonst der Ein- und Austragsbereich bis an die GOK reichen würde (Tabelle 17). Stattdessen wurde ein Mindestabstand von ca. 17 m zur Geländeoberkante eingehalten. Die Kreisfläche der Oberkante vom zylinderartigen UTES musste deshalb bei der 1.000 kW-Anlage gegenüber der 30 kW-Anlage unverhältnismäßig größer gewählt werden. Damit ist mit einem größeren Energieverlust über diese hangende Kreisfläche des UTES nach oben durch den Auftriebsterm zu rechnen. Die unterschiedlichen Formen der drei UTES sind deshalb bei der Ergebnisauswertung der thermisch beeinflussten Flächen und Volumina zu beachten.

Tabelle 17: Mächtigkeit und Durchmesser der Nieder-T-Speicher (Ein- und Austragsbereiche)

Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW
Mächtigkeit [m]	25	75	83
Durchmesser [m]	22	108	155
Empfehlung nach VDI 4640-3 (2001)*	Eingehalten	Nicht eingehalten	Nicht eingehalten

* Durchmesser geringfügig kleiner als die Mächtigkeit des geothermischen Speichers
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 27: Beispielhafte Darstellung des thermischen Auswirkungsraumes mit $\Delta T > 1$ K (rot) und des Energieeintrags- und Austragsbereiches (gelb) des flachen Nieder-T-Speichers bis 25 °C



W S E

FEFLOW (R)

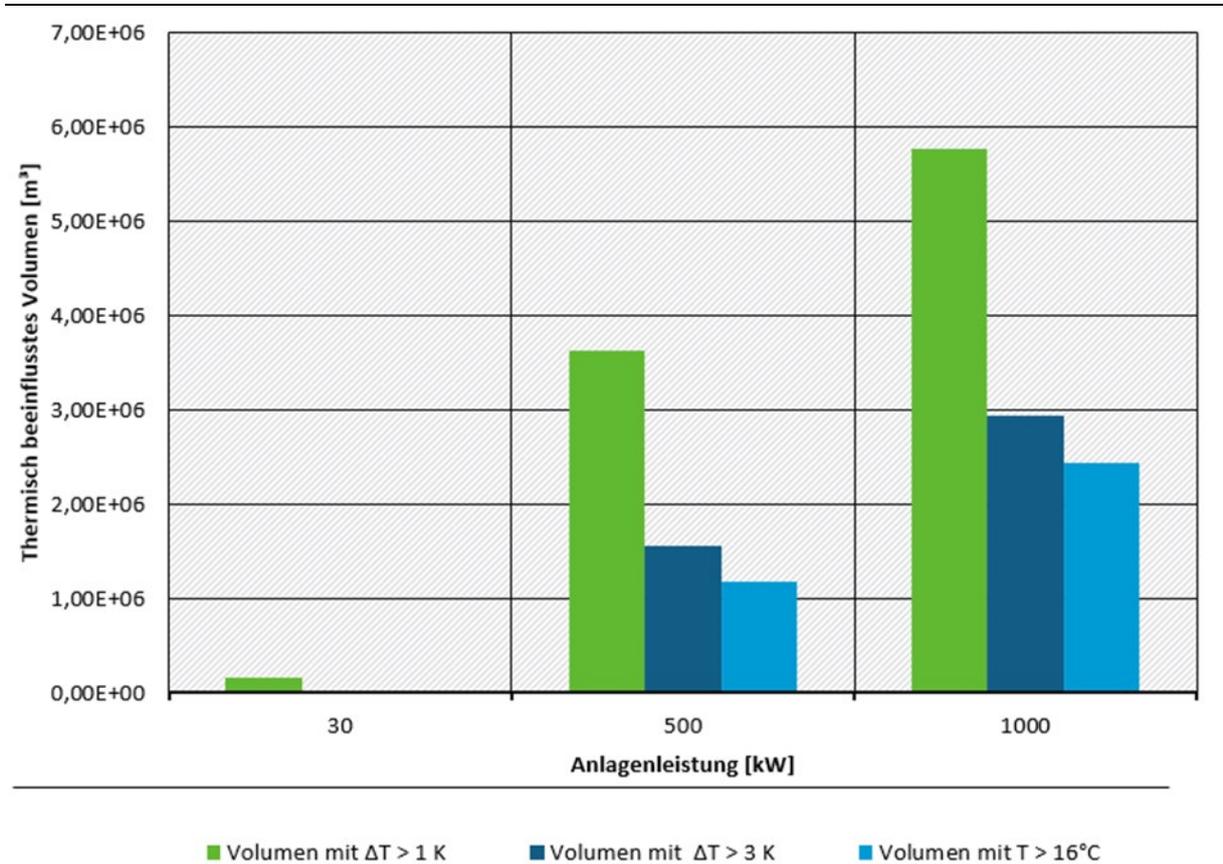
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reonsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Es ist zu beachten, dass bei den flachen Nieder-T-Speichern bis 25 °C die thermische Auswirkung mit $\Delta T > 1$ K bis zur Geländeoberkante reicht und sich teilweise an der Geländeoberkante ausbreitet (Abbildung 27). Der thermische Auswirkungsraum mit $\Delta T > 1$ K wird also in seiner vertikalen Ausbreitung gestört bzw. behindert. Ein Vergleich der flachen Nieder-T-Speicher mit den tieferen Hoch-T-Speichern ist deshalb nicht direkt möglich, denn bei den Hoch-T-Speichern ist die vertikale Ausbreitung der Temperaturfahne auf Grund des sehr viel größeren Abstandes bis zur Geländeoberkante nicht begrenzt.

Volumenbezogene thermische Auswirkung:

Die Auswirkungen auf die thermisch beeinflussten Volumina wurden analog für die Bereiche mit Temperaturen > 16 °C, $\Delta T > 3$ K und $\Delta T > 1$ K ausgewertet, denn auf Grund der geringen Dichte des erwärmten Grundwassers ist mit einem Auftriebsterm und einer vertikalen Temperaturfahne zu rechnen, welche bei einer reinen Betrachtung der projizierten Fläche nicht berücksichtigt wäre. In Abbildung 28 sind die thermisch beeinflussten Volumina gegen die Einspeiseleistung aufgetragen.

Abbildung 28: Thermisch beeinflusstes Volumen flacher (bis ca. 100 m u. GOK) Nieder-T-Speicher bis 25 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung



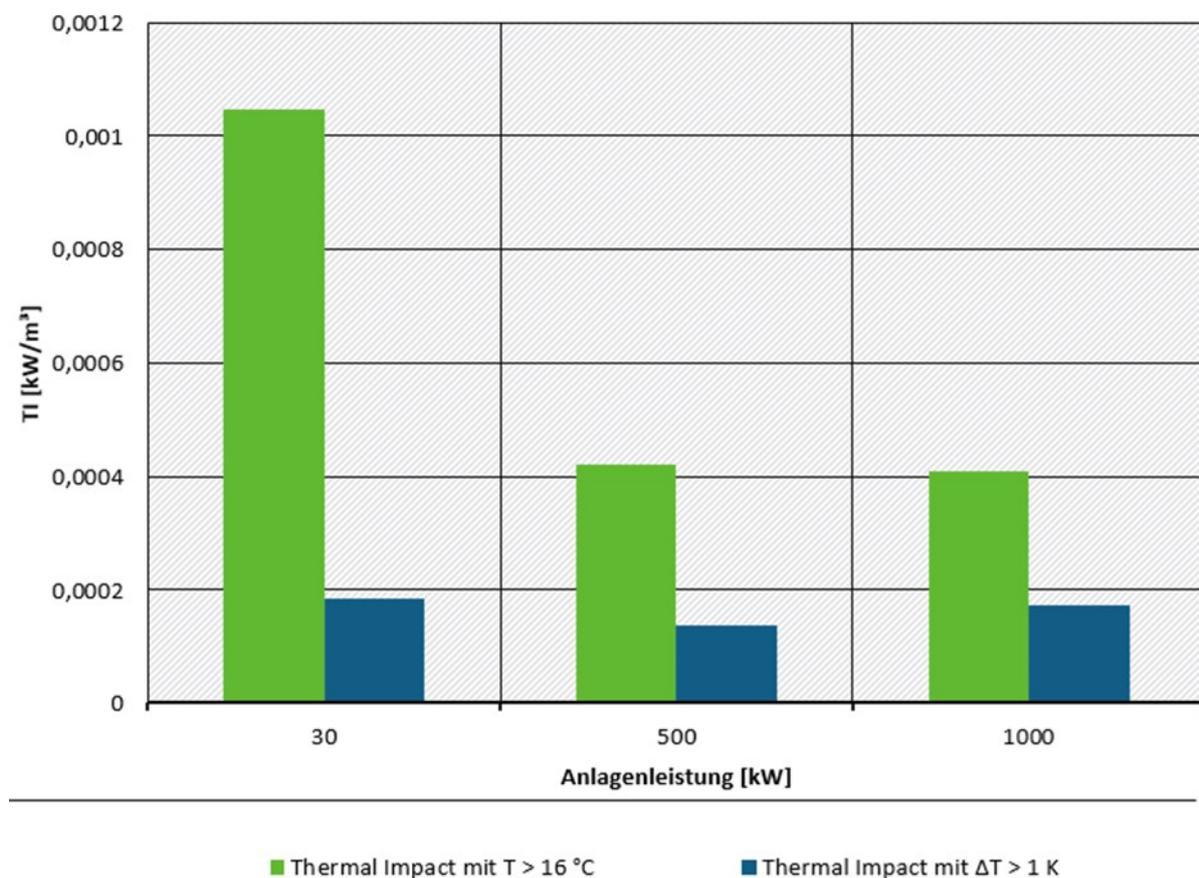
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Die 175-fache Größe des Speicherraums resultiert aus dem kleineren Verhältnis von Oberfläche zu Volumen des Speichers. Je größer der Speicherraum, desto besser wird dieses Verhältnis und desto geringer werden die Energieverluste, was wiederum zu höheren Temperaturen führt. Der Speicherraum für die 1.000 kW-Anlage muss deshalb wesentlich größer gewählt werden. Die flächigen thermischen Beeinflussungen verändern sich dagegen proportional zur Energiemenge. Mit Ausnahme des thermischen Auswirkungsraumes mit $\Delta T > 1$ K sind die thermisch

beeinflussten Volumina jedoch nicht proportional zur Einspeiseleistung. Relativ zum Energieeintrag steigt das Volumen mit einer Temperatur > 16 °C stärker an als die eingebrachte Energiemenge. Gegenüber der 30 kW-Anlage wird bei der 1.000 kW-Anlage, also der 33-fachen Leistung, ein 85-faches beeinflusstes Volumen mit einer Temperatur > 16 °C berechnet. Der auf das Volumen bezogene TI sinkt also (Abbildung 29). Auch das Volumen mit $\Delta T > 3$ K steigt stärker an als der Energieeintrag, nämlich um das 91-fache.

Auf Grund des Auftriebsterms erhöht sich die vertikale Beeinflussung stärker als die horizontale Beeinflussung. Eine ausschließlich flächige Bewertung der thermischen Beeinflussung ist deshalb nicht zweckdienlich. Es wird empfohlen, auch die räumliche Beeinflussung in vertikale Richtung, das heißt die Volumina, zu bewerten.

Abbildung 29: Thermal Impact bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen flacher (bis ca. 100 m u. GOK) Nieder-T-Speicher bis 25 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Ergebnisse für tiefere Hoch-T-Speicher bis 80 °C

Der Fokus der thermischen Beeinflussung lag bei den tieferen Hoch-T-Speichern auf den Bereichen mit Temperaturen > 40 °C, da ab Temperaturen > 40 °C Veränderungen des chemischen und mikrobiellen Zustandes des Grundwassers und Veränderungen der Gesteinsmatrix (Minerallaugungs- und Fällungsprozesse) nicht mehr ausgeschlossen werden können. Ob chemische Veränderungen tatsächlich stattfinden, hängt vom Standort und den individuellen Gegebenheiten ab. Der zweite Fokus lag analog zu den Nieder-T-Speichern auf dem (gesamten) thermischen Auswirkungsraum TIV, also den Bereichen mit $\Delta T > 1$ K gegenüber der ungestörten Anfangstemperatur.

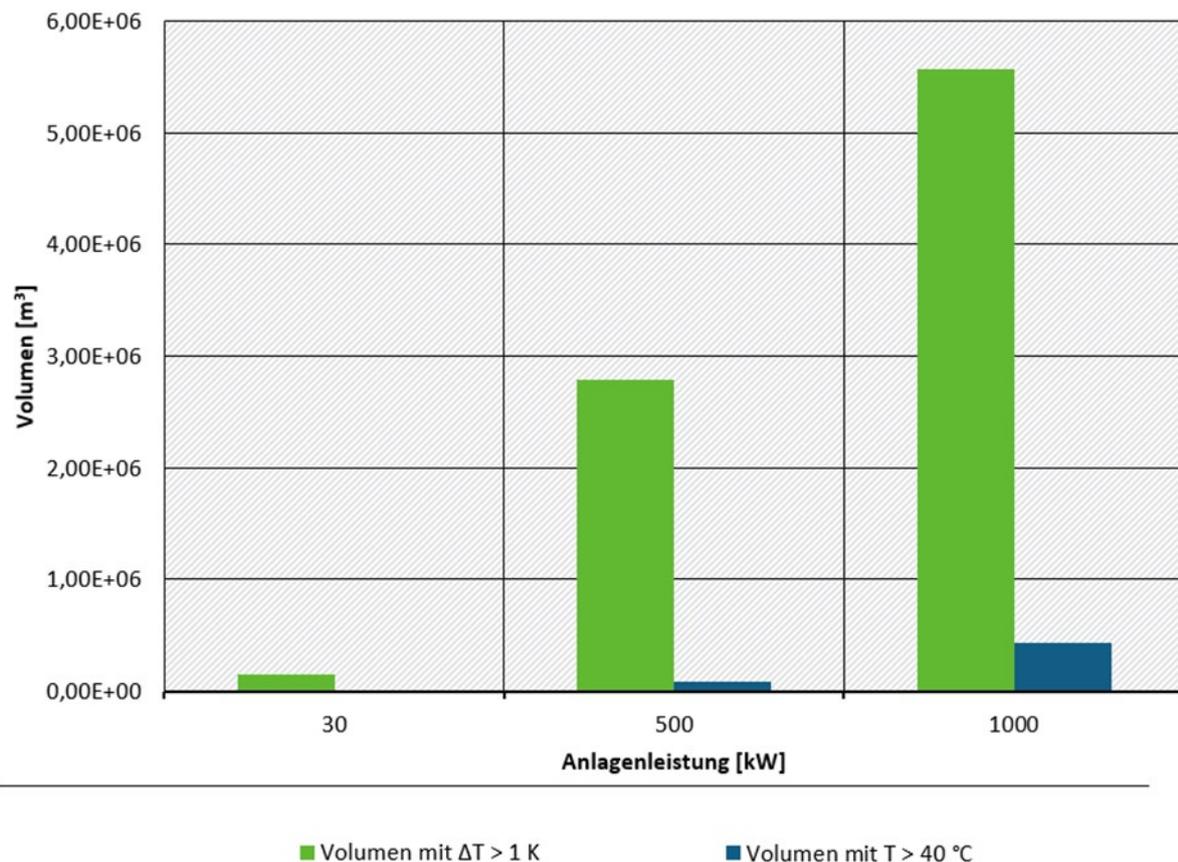
Tabelle 18: Mächtigkeit und Durchmesser der Hoch-T-Speicher (Ein- und Austragsbereiche)

Einspeiseleistung	30 kW	500 kW	1.000 kW
Mächtigkeit [m]	17	42	50
Durchmesser [m]	15	44	51
Empfehlung nach VDI 4640-3 (2001)*	Eingehalten	Nicht eingehalten	Nicht eingehalten

* Durchmesser geringfügig kleiner als die Höhe des geothermischen Speichers
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Das von der (VDI 4640-3, 2001) empfohlene Kriterium wurde auf Grund der Netzdiskretisierung bei der 500 und 1.000 kW-Anlage nur knapp verfehlt (Tabelle 18). Jedoch waren daraus keine relevanten Energieverluste zu erwarten, die eine Vergleichbarkeit der Modelle in Frage stellen würden.

Abbildung 30: Thermisch beeinflusstes Volumen tiefer Hoch-T-Speicher bis 80 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Es ist zu beachten, dass der Speicher mit einer Leistung von 30 kW nur bis zu einer Maximaltemperatur von ca. 60 °C anstatt der geplanten 80 °C im Modell umgesetzt werden konnte, da bei dem festgesetzten Energieaustrag in Höhe von 77 % der eingetragenen Energiemenge, andernfalls eine Mindesttemperatur unter 0 °C resultieren würde. Die Volumina, in die die Energie modelltechnisch eingetragen und ausgetragen wurde, sind identisch. Die resultierende Maximaltemperatur und Mindesttemperatur ergibt sich also aus der Energiedichte. Das

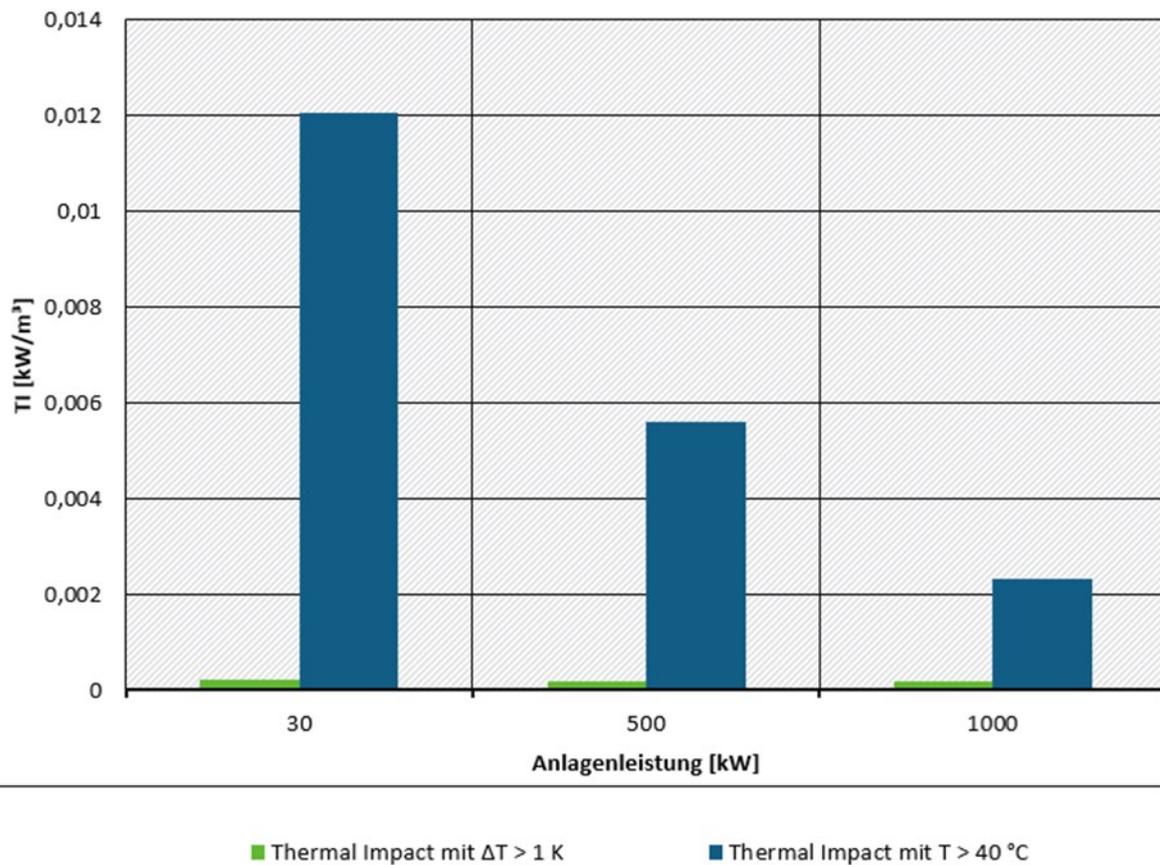
Speichervolumen wurde iterativ so lange verkleinert, bis gerade noch positive Temperaturen am Ende der Austragsphase berechnet wurden. Das Speichervolumen wird somit durch die Mindesttemperatur limitiert. Eine Vergleichbarkeit der beiden Anlagen mit einer Leistung von 500 kW und 100 kW mit der 30 kW-Anlage ist deshalb nur eingeschränkt vorhanden.

Tabelle 19: Vergleich der 1.000 kW-Anlage mit 30 kW-Anlage für flache Nieder-T-Speicher nach 25 Jahren

Vergleich 1.000 kW (UTES II) vs. 30 kW (UTES I)	Einheit	Faktor (UTES II / UTES I)
Verhältnis Leistung	[kW/kW]	33,3
Verhältnis Speichergroße	[m ³ /m ³]	62
Verhältnis Fläche mit T > 40 °C	[m ² /m ²]	34
Verhältnis Fläche mit ΔT > 1 K	[m ² /m ²]	16
Volumen mit T > 40 °C	[m ³ /m ³]	172
Volumen mit ΔT > 1 K	[m ³ /m ³]	38

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 31: Thermal Impact bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen tiefer Hoch-T-Speicher bis 80 °C in Abhängigkeit der Einspeiseleistung



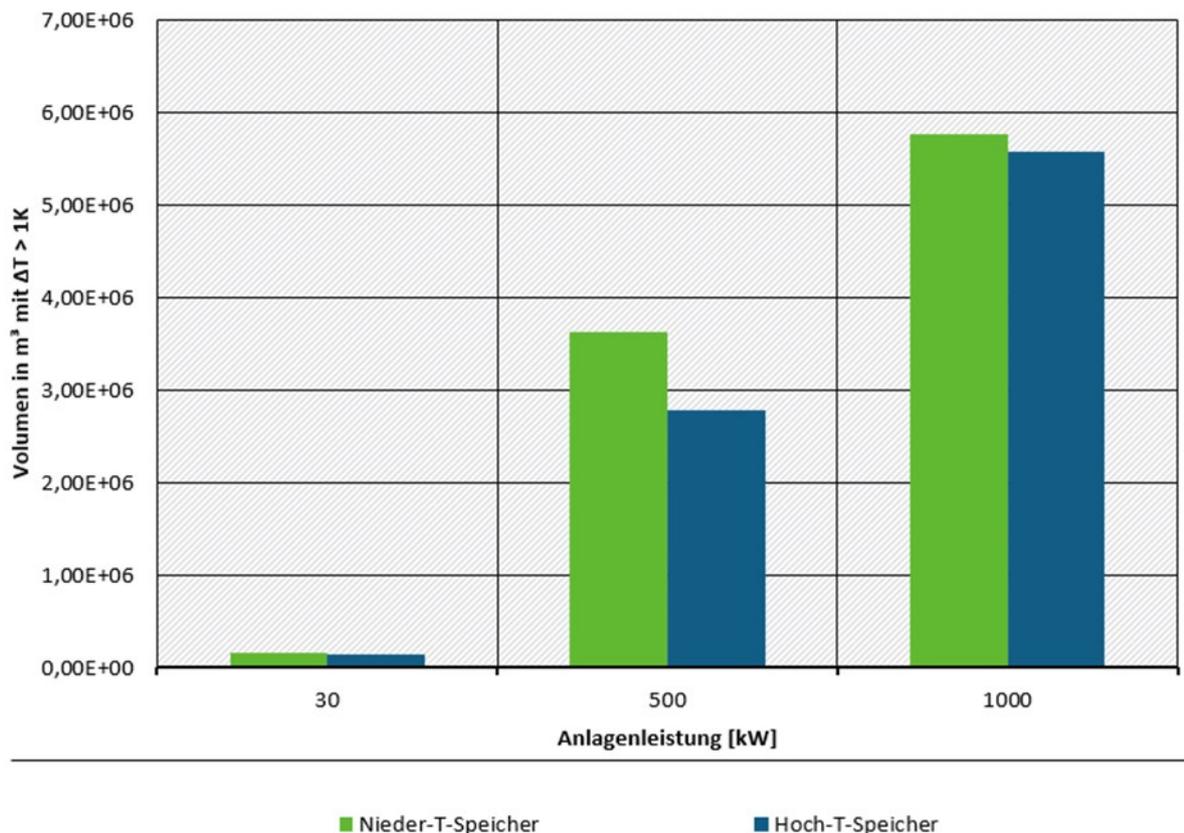
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Das Gesamtvolumen der thermischen Beeinflussung, also das Volumen mit $\Delta T > 1$ K, ist bei Nieder- und Hoch-T-Speichern annähernd gleich (Abbildung 32). Dieses Ergebnis beruht auf den gleichen Energieeinträgen und -austrägen für Nieder- und Hoch-T-Speicher. Lediglich die Verteilung der Energie innerhalb des gesamten thermisch beeinflussten Volumens mit $\Delta T > 1$ K ist zwischen Nieder- und Hoch-T-Speichern unterschiedlich. Es ist zu beachten, dass die flachen Nieder-T-Speicher und die tieferen Hoch-T-Speicher nicht direkt verglichen werden können. Bei den flachen Nieder-T-Speichern reicht die thermische Auswirkung mit $\Delta T > 1$ K bis zur Geländeoberkante und breitet sich teilweise an der Geländeoberkante aus (Abbildung 28), wohingegen die thermische Auswirkung der tieferen Hoch-T-Speicher nach oben nicht begrenzt wird.

Volumenbezogene thermische Auswirkung:

In Abbildung 30 ist das thermisch beeinflusste Volumen für $T > 40$ °C und $\Delta T > 1$ K gegenüber der Einspeiseleistung dargestellt. In Abbildung 31 ist der TI gegenüber der Einspeiseleistung abgebildet. Das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 40$ °C steigt um das 172-fache bei 33-fach erhöhter Einspeiseleistung an. Der TI für das Volumen mit $T > 40$ °C sinkt also. Hinsichtlich des gesamten beeinflussten Volumens, also dem Volumen mit $\Delta T > 1$ K, ist ein ca. 38-faches Volumen gegenüber einer 33-fachen Einspeiseleistung ermittelt worden (Tabelle 19).

Abbildung 32: Vergleich des gesamten thermisch beeinflussten Volumens ($\Delta T > 1$ K) bei Nieder- temperatur- und Hochtemperatur-Speichern



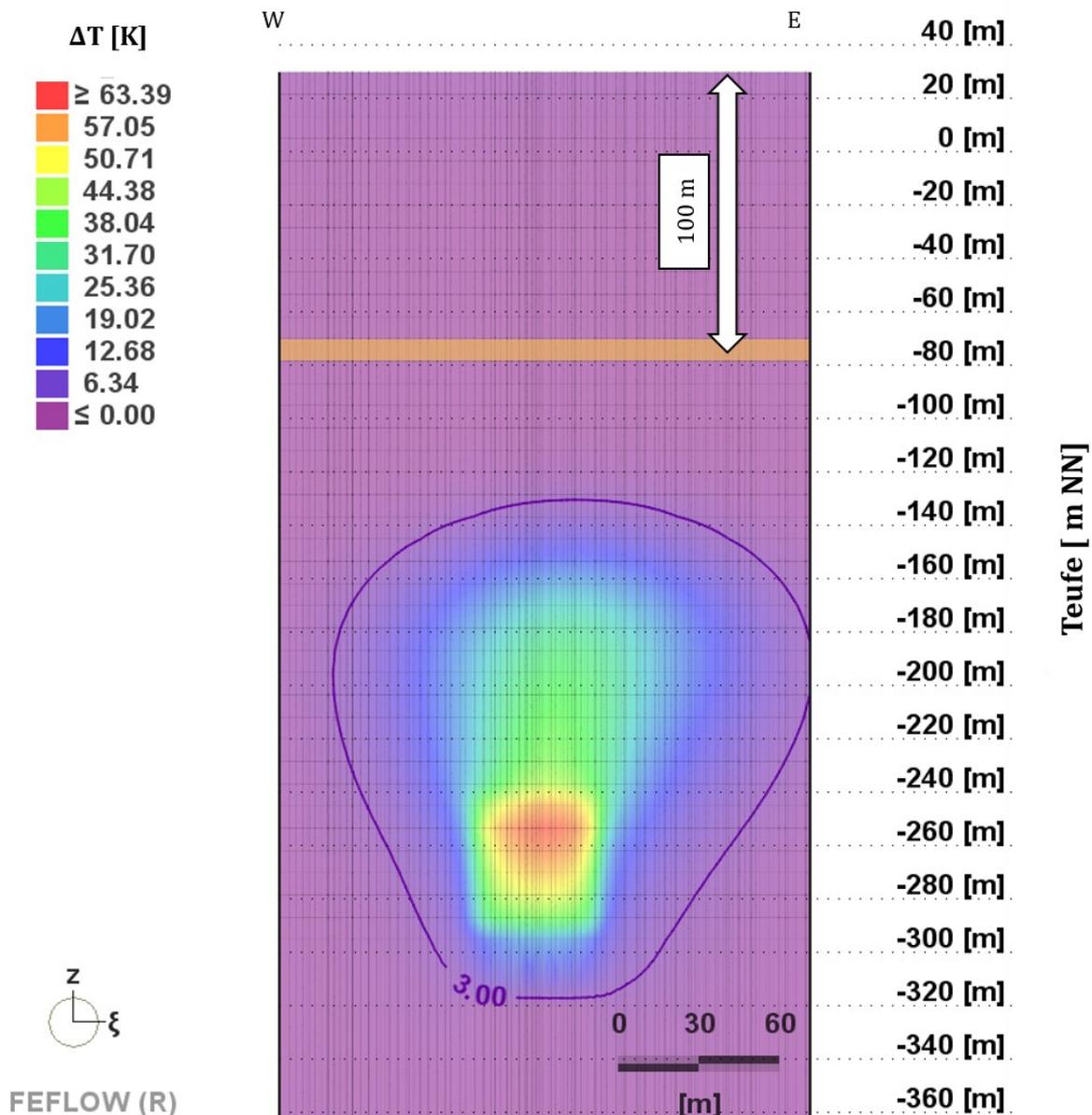
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Thermische Auswirkung in den oberen 100 m u. GOK

Zusätzlich zu den Temperaturgrenzen von $T > 2$ °C und $T < 80$ °C wurde überprüft, ob in den ersten 100 m u. GOK das Temperaturkriterium $\Delta T < \pm 3$ K eingehalten wurde, um eventuell

vorhandene Fauna in den ersten 100 m nicht nachhaltig zu beeinflussen. Im Ergebnis wurde dieses Kriterium trotz des Auftriebsterms und der sich vertikal ausbildenden Temperaturfahne bei allen drei Modellberechnungen nicht überschritten. Beispielhaft ist die Temperaturdifferenz entlang eines Profilschnittes durch den Hoch-T-Speicher der 1.000 kW-Anlage im 25. Betriebsjahr in dargestellt.

Abbildung 33: Temperaturdifferenz in K für 1 MW-Anlage nach 25 Jahren im Vergleich zur ungestörten Temperatur vor Inbetriebnahme des UTES entlang eines Profilschnittes (violett – 3 K Isolinie)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

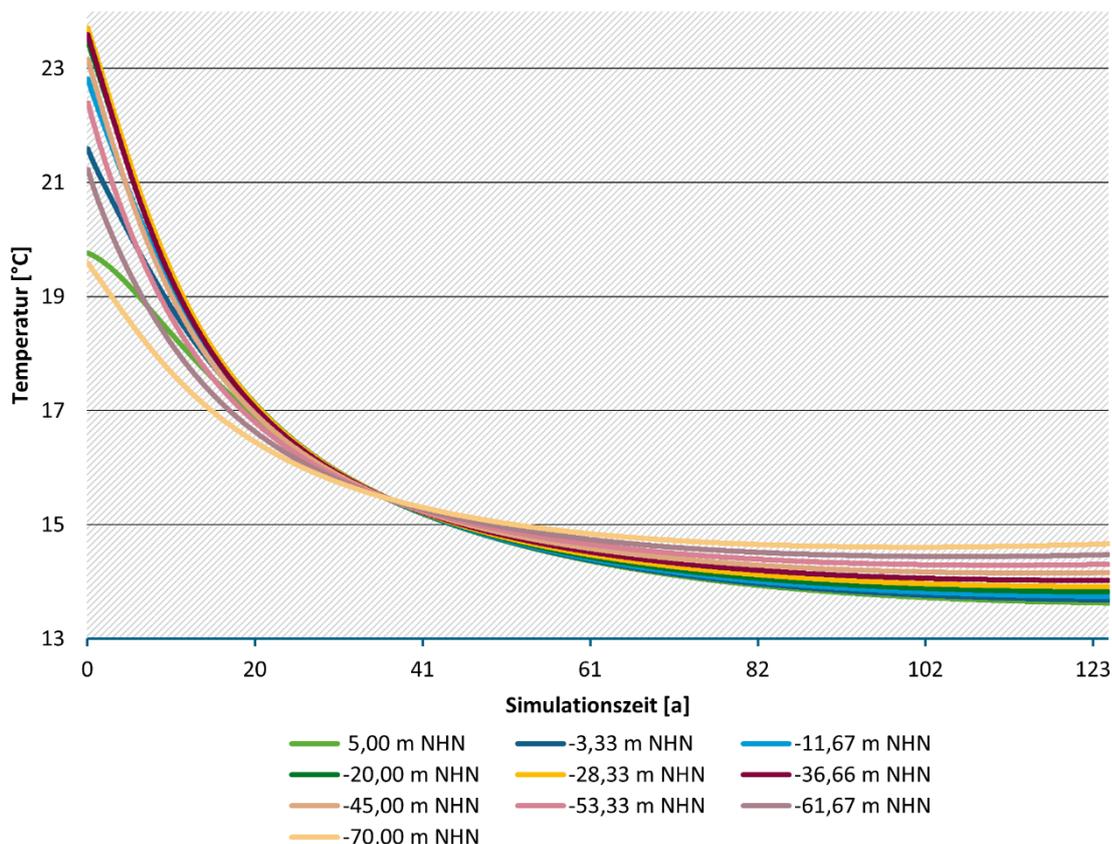
3.7.2.2 Ergebnisse des Temperaturabklingverhaltens bzw. der thermischen Regeneration

Literaturrecherche

Im Rahmen von Literaturrecherchen wurden bereits durchgeführte Untersuchungen zum Regenerationsverhalten von geothermischen Speichern zusammengefasst. Signorelli et al. (2004) zeigten anhand von Untersuchungen zu Erdwärmesondenfeldern, dass die Regenerationszeit für

eine einzelne Erdwärmesonde annähernd der Zeitdauer ihrer Betriebsphase entspricht. In den Untersuchungen von Signorelli et al. (2004) wurde bei einer Betriebszeit von 30 Jahren eine Regenerationsdauer von 30 Jahren ermittelt. Bei einem Erdwärmesondenfeld hingegen wurde eine Regenerationsdauer von ca. 70 Jahren abgeschätzt, also mehr als das Doppelte der Betriebszeit. Eugster (2009) ermittelte hier in Modellrechnungen, dass die ursprünglichen Temperaturverhältnisse auch nach einer Regenerationszeit, die der Betriebsdauer entspricht, nicht vollständig erreicht werden. Durch Griebler et al. (2015) wurden für verschiedene Grundwasserströmungen und Wärmeleitfähigkeiten Sensitivitätsbetrachtungen anhand numerischer Modellierungen von Erdwärmesonden mit einer 50-jährigen Betriebsdauer und über eine Simulationsdauer von 100 Jahren an verschiedenen fiktiven Beobachtungspunkten durchgeführt. Die durchgeführten Modellberechnungen zielten auf oberflächennahe geothermische Speicher mit absoluten Temperaturen im engeren Einflussbereich von oberflächennahen geothermischen Anlagen zwischen +2 °C und +22 °C. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass im bereits unmittelbaren Umfeld des Speichers eine schnelle asymptotische Temperaturabkühlung stattfindet, hingegen die vollständige Regeneration bis zum Erreichen der ungestörten Temperatur des Untergrundes in allen Fällen eine Frage des Betrachtungszeitraumes ist und langfristig (> 1.000 Jahre) stattfinden wird. Temperaturfahlen von Großanlagen klingen jedoch erst nach 50 Jahren und länger vollständig ab. Numerische Modellierungen zu offenen Systemen führten zu dem Ergebnis, dass Temperaturveränderungen im Untergrund und Grundwasser von mehr als 6 K innerhalb eines Zeitraumes von ca. 10-15 Jahren nach Außerbetriebnahme abklingen Griebler et al. (2015). Der Zeitraum zur vollständigen Abkühlung auf ein "natürliches" Temperaturniveau vor dem UTES-Betrieb wird daher auf deutlich länger als 50 Jahre geschätzt.

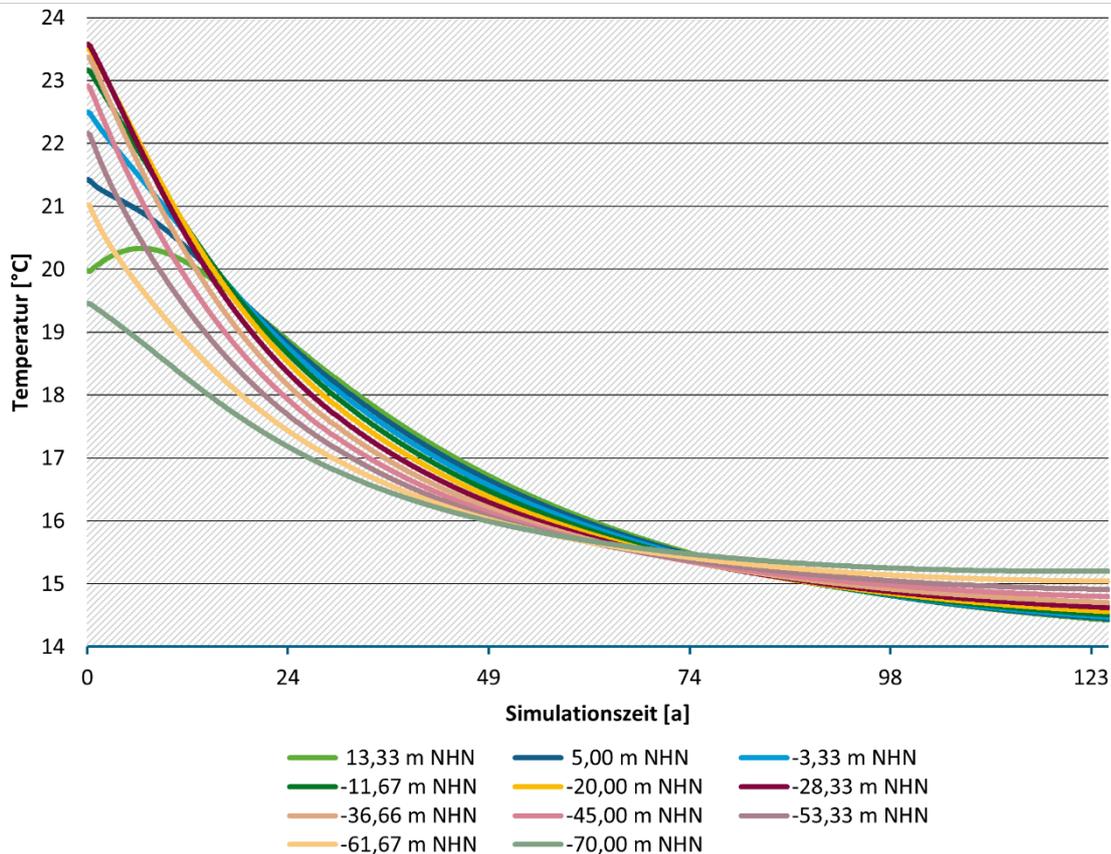
Abbildung 34: Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Nieder-T-Speicher mit 500 kW über 125 Jahre



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Die in den Literaturrecherchen verfügbaren Daten beziehen sich jedoch ausschließlich auf Nieder-T-Speicher. Um das Abklingverhalten von Hoch-T-Speichern bis 80 °C ermitteln zu können, wurden ergänzende Modellberechnungen im Rahmen dieser Studie ohne Betrieb der UTES fortgeführt. Zusätzlich wurde das Abklingverhalten der Nieder-T-Speicher berechnet, um Vergleiche mit den Hoch-T-Speichern durchführen zu können.

Abbildung 35: Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Nieder-T-Speicher mit 1.000 kW über 125 Jahre



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

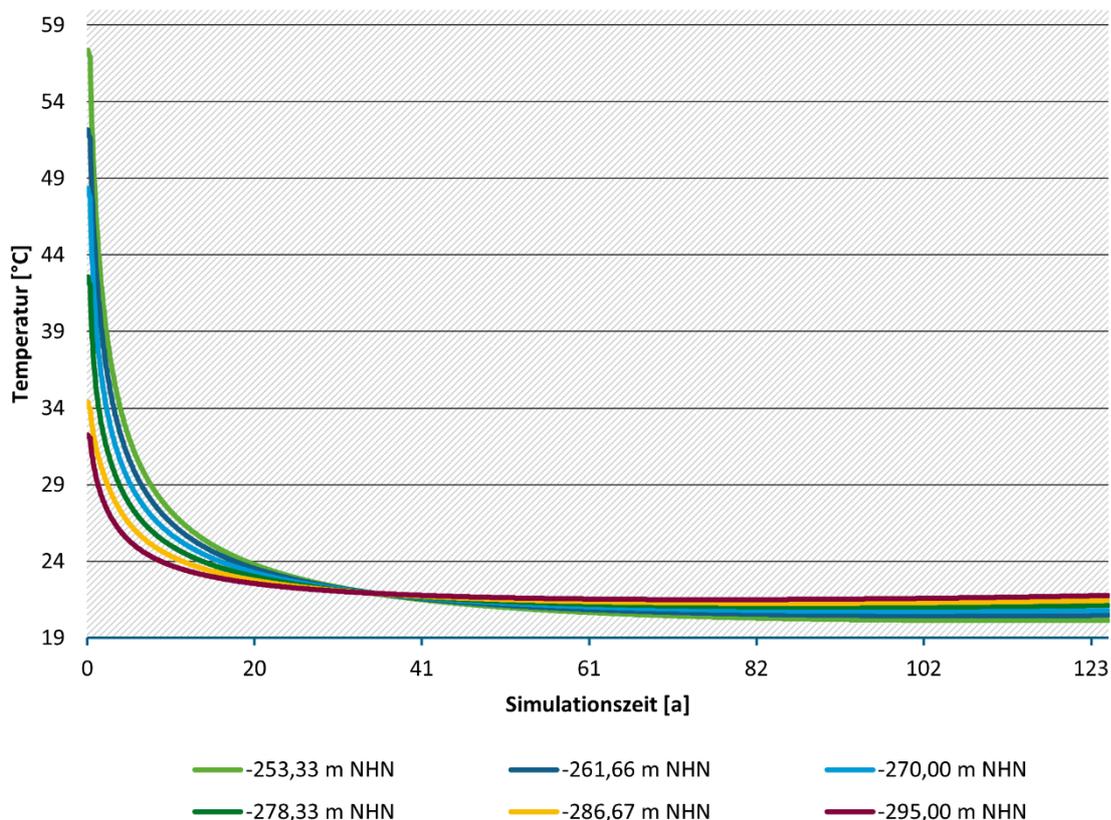
Annahmen und Randbedingungen zur Modellierung des Abklingverhaltens

Die im hiesigen Projekt durchgeführten Modellberechnungen zum thermischen Abklingverhalten nach Außerbetriebnahme der UTES erfolgten jeweils für 500 kW- und 1.000 kW-Anlagen der Nieder- und Hoch-T-Speicher. Alle Modellberechnungen basieren auf einem sehr niedrigen hydraulischen Gradienten von 0,0001 und weisen damit quasi keine relevante Grundwasserströmung auf, denn das ist für die Wärmespeicherung vorteilhaft und gemäß VDI 4640-3 (2001) als Standortvoraussetzung empfohlen. Das heißt, der Wärmetransport erfolgt fast ausschließlich über Konduktion. Advektiver Wärmetransport kann durch aufsteigendes erwärmtes Grundwasser mit geringerer Dichte stattfinden. Grundwasserströmung würde den Wärmetransport advektiv in lateraler Richtung beschleunigen und zu einer schnelleren Regeneration führen, da der Austausch mit unbeeinflusstem Grundwasser schneller stattfindet. In diesem Sinne stellen die hier untersuchten Abklingverhalten konservative Verhältnisse mit vergleichbar langen Regenerationszeiten dar, welche jedoch an Standorten mit UTES wahrscheinlich sind. Neben der Grundwasserströmung ist die Regeneration von der Wärmeleitfähigkeit des Untergrundes abhängig. Die Regeneration der Temperatur findet schneller statt bei höheren Wärmeleitfähigkeiten des

Untergrundes (Griebler, et al., 2015). Die Regenerationsdauer ist deshalb individuell von den Standorteigenschaften abhängig.

Alle Modellberechnungen zum Abklingverhalten gehen davon aus, dass am Ende der Betriebsphase die Entladung des Speichers innerhalb der Monate Oktober bis Dezember stattfindet. Ab Januar des 26. Jahres sind die Speicher außer Betrieb. Somit wird die Regeneration zu Beginn durch das teilweise Entladen des Speichers beschleunigt. Die Modellberechnungen zum Abklingverhalten wurden über einen Zeitraum von 125 Jahren nach Außerbetriebnahme der UTES durchgeführt.

Abbildung 36: Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Hoch-T-Speicher mit 500 kW über 125 Jahre



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

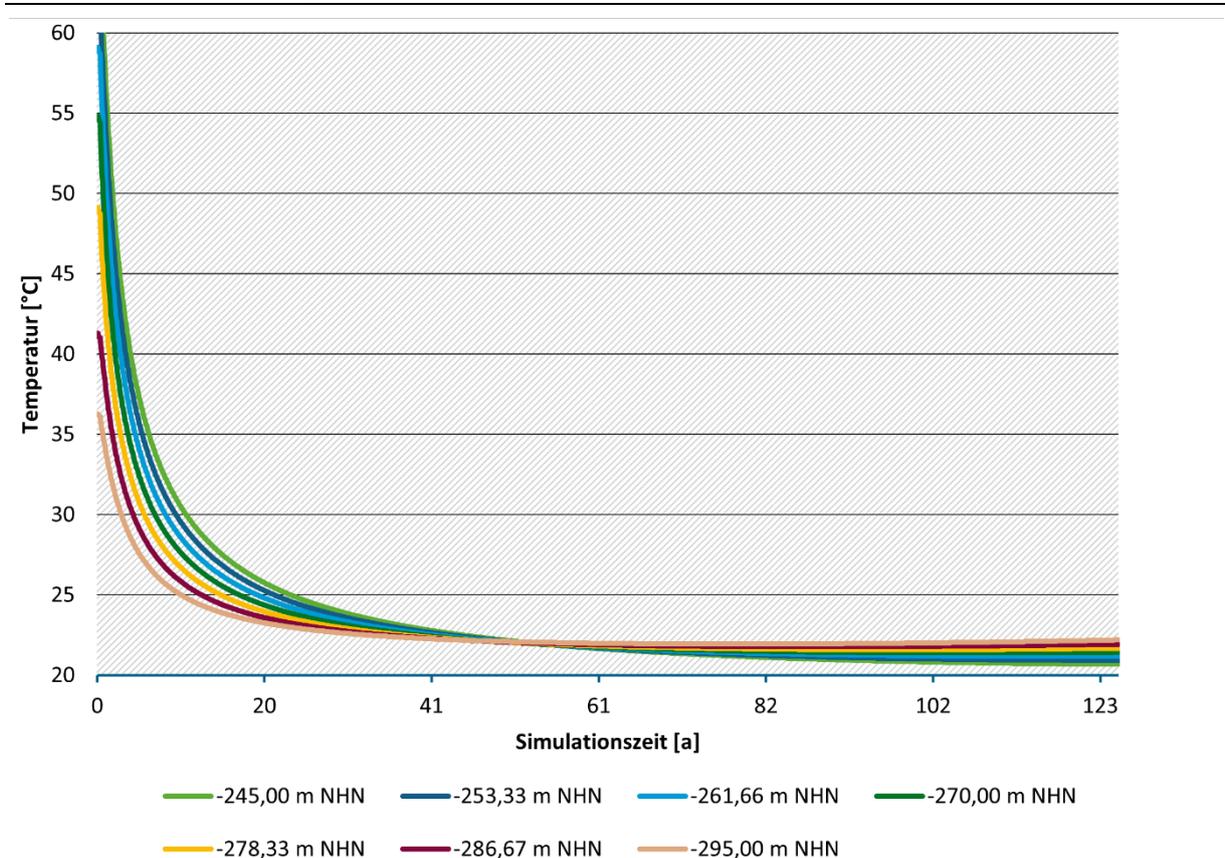
Ergebnisse

In Abbildung 34 und Abbildung 35 sind Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte in verschiedenen Teufen im Zentrum des UTES für einen Nieder-T-Speicher mit 500 kW und 1.000 kW über 125 Jahre nach Außerbetriebnahme dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Temperatur zu Beginn auf Grund des hohen Temperaturgradienten zunächst sehr schnell abfällt und sich anschließend asymptotisch der Anfangstemperatur annähert. Die ungestörte Anfangstemperatur beträgt je nach Teufe zwischen 10 °C und 13 °C. Nach 125 Jahren beträgt die Temperatur je nach Teufe zwischen 13,6 °C und 14,7 °C. Das 1 K-Kriterium wurde damit nicht erreicht. Aus dem Verlauf der Temperaturganglinien wird jedoch ersichtlich, dass eine Verlängerung der Simulationsdauer nicht zu einer weiteren Abkühlung führen würde.

In Abbildung 36 und Abbildung 37 sind Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte in verschiedenen Teufen im Zentrum des UTES für einen Hoch-T-Speicher mit 500 kW und

1.000 kW über 125 Jahre dargestellt. Aus Abbildung 36 wird ersichtlich, dass eine Verlängerung der Simulationszeit zu keinen sinkenden Temperaturen führt, da die Temperaturganglinien sich einem konstanten Wert asymptotisch angenähert haben.

Abbildung 37: Temperaturganglinien fiktiver Beobachtungspunkte im Zentrum des UTES für einen Hoch-T-Speicher mit 1.000 kW über 125 Jahre



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Fazit

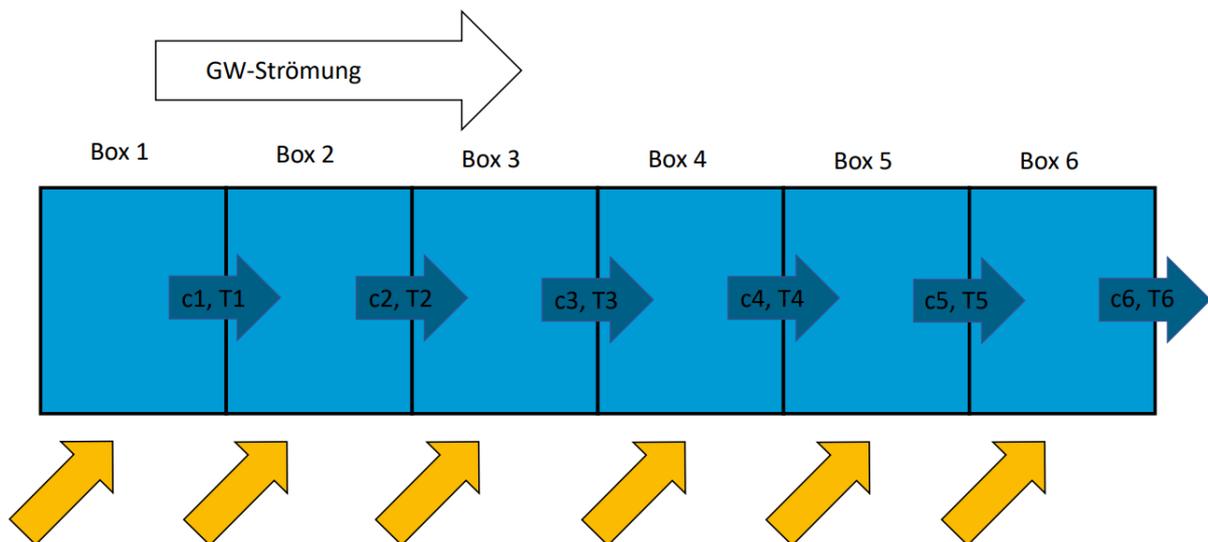
Bei keiner der Modellberechnungen wurden die Anfangstemperaturen mit einer maximalen Abweichung von 1 K nach 125 Jahren nach Außerbetriebnahme erreicht. Die Literaturangaben zu Nieder-T-Speichern wurden durch die Modellberechnungen bestätigt. Die Hoch-T-Speicher zeigen ein ähnliches Verhalten. Die Abklingphase ist deutlich länger als die Betriebsphase.

3.7.2.3 Auswertung Strombahnlinien für PHREEQC

Die Einmischung erfolgt entlang von Transekten im Abstrom der UTES, denn das Ziel ist eine Untersuchung eventueller Minerallaugungs- und Fällungsprozesse auf Grund der Temperaturunterschiede entlang der Temperaturfahne im Abstrom des UTES. Die Auswertung der Mischungsanteile entlang der Temperaturfahne im Abstrom der UTES erfolgte für zwei Modellberechnungen. Beide Modellberechnungen wurden für einen hydraulischen Gradienten von 0,001 durchgeführt. Auf Grund des höheren hydraulischen Gradienten wird somit eine Grundwasserströmung abgebildet und zusätzlich zum konduktiven ein advektiver Wärmetransport berechnet. Die physiko-chemischen Modellierungen wurden anhand einer 1D-Stofftransport-Modellierung mit dem Computerprogramm PHREEQC durchgeführt. Jedes 1D-Transekt besteht aus fiktiven Abschnitten bzw. Boxen à 25 m Länge (Abbildung 38). Die physiko-chemischen Prozesse werden mit

PHREEQC innerhalb der ersten Box entsprechend der Mischungsverhältnisse aus thermisch beeinflusstem Wasser und Umgebungswasser berechnet. Das Ergebnis der ersten Box wird anschließend an die nachfolgende Box in Abstromrichtung übergeben und anhand der Mischungsanteile in der zweiten Box berechnet, um anschließend das Ergebnis an die abstromige Box zu übergeben. Dieser Vorgang wiederholt sich bis die letzte Box erreicht wurde. Die Gesamtlänge der Transekte wurde so gewählt, dass die gesamte Temperaturfahne bis zum Erreichen der ungestörten Temperatur durchlaufen wurde. Um die Mischungsanteile in FEFLOW für jede Box ermitteln zu können, wurde in den Grundwasserströmungs- und Wärmetransportmodellen ein fiktiver Tracer in der Mitte des UTES mit einer konstanten Quellrate umgesetzt. Anhand der Konzentrationen des fiktiven Tracers entlang der Abstromfahne können die Mischungsanteile berechnet werden. Für jede Box wird eine Tracer-Konzentration ($c_1 \dots c_n$) und Grundwassertemperatur ($T_1 \dots T_n$) von FEFLOW berechnet (Abbildung 38).

Abbildung 38: Schematische Prinzipskizze der 1D Stofftransportmodellierung (blau – Boxen, gelb Umgebungswasser)

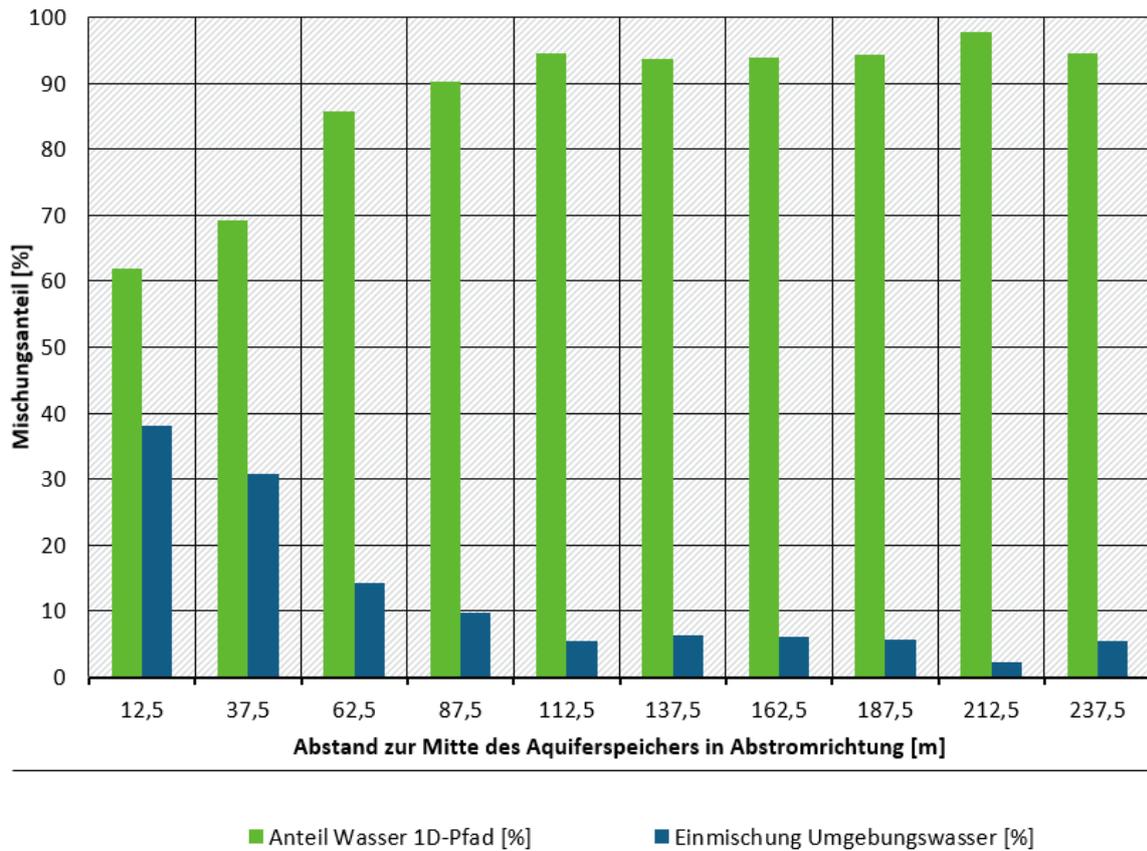


(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Die Auswertung der Einmischung entlang der Strombahnlinien erfolgte für zwei Modellvarianten. Die erste Modellvariante wurde mit einer k_f -Wert-Anisotropie von 1:100 berechnet. Der Auftriebsterm ist dadurch vernachlässigbar und die Temperaturfahne wird durch die Grundwasserströmung advektiv lateral abtransportiert. Es bildet sich dadurch eine Temperaturfahne in Abstromrichtung aus, die näherungsweise symmetrisch ist (Abbildung 40). Die Auswertung der Einmischung erfolgte bei dieser Modellberechnung entlang von zwei Transekten ausgehend von der Oberkante des UTES und in der Mitte des UTES (Abbildung 39).

Die zweite Modellvariante wurde mit einer deutlich geringen k_f -Wert-Anisotropie von 1:10 berechnet. Dadurch ist ein deutlicher vertikaler Auftriebsterm des erwärmten Grundwassers erkennbar (Abbildung 41). Im Abstrom wurde eine vertikal und horizontal aufsteigende Temperaturfahne berechnet. Im Gegensatz zu den ausschließlich in horizontaler Richtung verlaufenden Transekten der ersten Modellvariante verlaufen die Transekten dieser Modellberechnung entlang der tatsächlichen Strombahnlinien, welche in Abbildung 41 als rote Linien dargestellt sind.

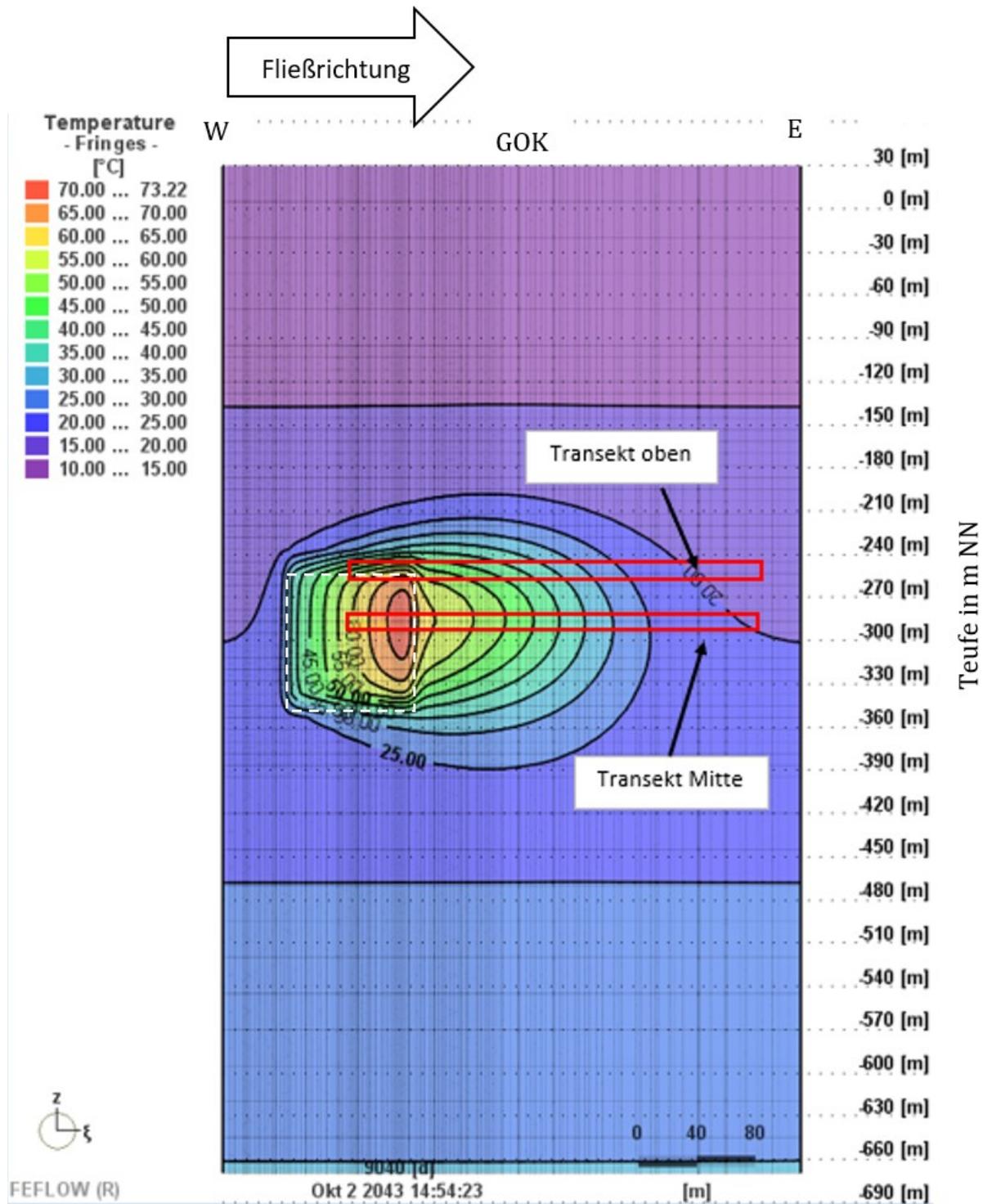
Abbildung 39: Beispielhafte Darstellung der Mischungsanteile entlang eines Transektes in Abstromrichtung



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

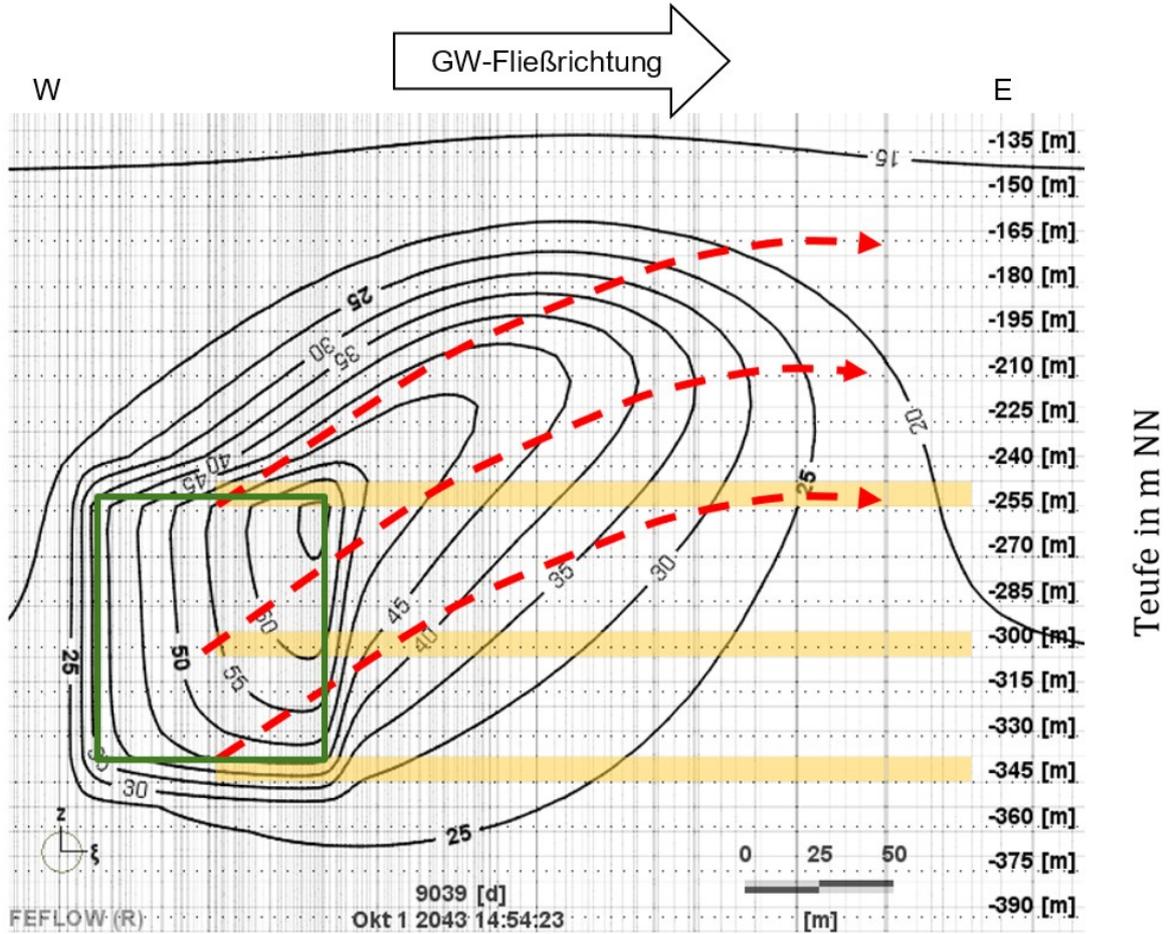
Die Transekten verdeutlichen, dass sie sich in Abhängigkeit vom Fließweg deutlich in ihrem Temperaturverlauf unterscheiden können. Diese Transekten lieferten die Grundlagen für die im nachfolgenden Kapitel dokumentierten PHREEQC-Berechnungen (Kapitel 4.6). Hierbei wurden analytisch die Veränderungen der geochemischen Beschaffenheit des Grundwassers entlang seines Fließweges berechnet.

Abbildung 40: Profilschnitt mit Temperaturverteilung der 1.000 kW-Anlage mit Isothermen (schwarze Linien), schematisch dargestellte Transekte in Abstromrichtung (rot) und Energieeintrags- und -austragsbereich (weiße Umrandung)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconstite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 41: Untersuchungsbereich mit Isothermen (schwarz), UTES (grün) und schematische Darstellung der Transekte (rot) ausgehend von der Oberkante, Zentrum und Unterkante des geothermischen Speichers sowie horizontale Transekte (gelb)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

4 Thermisch induzierte Wirkungen auf das Ökosystem Grundwasser

4.1 Aufgabenstellung und Vorgehensweise

Bei der Genehmigung von geothermischen Speichern ist sicher zu stellen, dass eine geothermische Nutzung des Untergrunds nicht zu einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität und insbesondere der Trinkwassergewinnung führt. Ein Ziel des Vorhabens war, die Einflüsse einer thermischen Veränderung auf die Grundwasserqualität, d.h. auf die physikochemische Beschaffenheit des Grundwassers und auf das Ökosystem Grundwasser, zu identifizieren, zu quantifizieren und differenziert zu bewerten. Dabei sollten die Grenzen bzw. Schwellenwerte, bei denen ein thermischer Impact eine nachteilige Grundwasserveränderung bewirkt, ermittelt sowie eingeschätzt werden, welche Veränderungen noch als tolerabel einzustufen sind.

Die Hauptzielstellung war, unter Zugrundelegung des ökotoxikologischen Gefährdungspotenzials sowohl Minimal- als auch Maximaltemperaturen zu identifizieren, die eine schädliche thermische Grundwasserbeeinträchtigung von einer tolerablen Veränderung abgrenzen. Zusätzlich sollten Belastungsschwellenwerte zur Kennzeichnung kritischer, unzulässiger Temperaturabweichungen festgelegt werden. Dabei galt es, vor allem die temperatursensitivsten ökologischen Komponenten zu berücksichtigen.

Die Lösung der Aufgabe erfolgte schrittweise. Zunächst wurde die Größe des thermischen Auswirkungsraumes für einzelne Modellszenarien von UTES mit numerischer Wärmetransportmodellierung berechnet (Kapitel 3). Parallel dazu wurde eine umfangreiche internationale Literaturstudie durchgeführt, um den aktuellen Wissensstand zum Temperatureinfluss auf den Grundwasserchemismus (Hydro- und Geochemie) sowie auf abiotische und biotische Faktoren für das Ökosystem Grundwasser und die Grundwasserbiologie darzustellen. Die systematische Auswertung des Kenntnisstandes diente dazu, den **thermischen Einfluss** (Thermal Impact (**TI**)) zu quantifizieren und kritische Schwellenwerte für maßgebliche physikalische, geo- und hydrochemische Prozesse sowie für die Lebensraumsprüche von Grundwasserorganismen zu ermitteln. In diesem Kontext sollten auch geeignete Leitparameter und Leitorganismen zur Beurteilung der Verträglichkeit von thermischen Einflüssen identifiziert und die Regenerationsmöglichkeiten von Grundwasser-Ökosystemen im Sinne einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung herausgearbeitet werden. Die Evaluierung prominenter physikalisch-chemischer Leitparameter erfolgte mit dem geochemischen Speziierungsprogramm PHREEQC (Parkhurst, et al., 2013).

4.2 Physikalische und räumliche Aspekte

Die Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel (RGT-Regel, aufgestellt 1884 vom niederländischen Chemiker Jacobus H. van't Hoff) besagt, dass chemische Reaktionen bei einer um 10 K erhöhten Temperatur überschlägig doppelt bis dreimal so schnell ablaufen. Neben der Reaktionskinetik verändern sich thermodynamische Gleichgewichte und energetische Zustände, was sich fördernd oder hemmend auf den Reaktionsverlauf und die Quantität chemischer Reaktionsprodukte auswirkt.

In diesem FuE-Vorhaben stellt sich die Frage nach der Relevanz solcher Auswirkungen für die Grundwasserqualität. Da UTES-Anlagen in den Wärmehaushalt des Untergrunds eingreifen, sind auch Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit beim Betrieb solcher Anlagen zu erwarten. Es geht nicht um die grundsätzliche Vermeidung dieser Veränderungen, sondern um deren

Folgenabschätzung. Deshalb bestand ein Ziel dieses Vorhabens darin, Temperaturschwellenwerte für verschiedene Randbedingungen abzuleiten, ab denen bestimmte Veränderungen das Maß einer Geringfügigkeit (T-GFS) überschreiten.

Als größtmöglicher Auswirkungsraum eines UTES gilt der thermische **Auswirkungsraum (TIV)**, der die Umgebung einer unterirdischen thermischen Anlage oder eines Speichers innerhalb eines Grundwasserkörpers (GWK) darstellt, in der sich die Grundwassertemperatur um mehr als ± 1 K vom (natürlichen) Referenzzustand unterscheidet (Definition in Kapitel 2.3). Dieser Schwellenwert markiert einen Bereich, in dem Temperaturunterschiede zur unbeeinflussten Umgebung bzw. zum natürlichen Hintergrund grundsätzlich messbar sind. Die Grenze des thermischen Auswirkungsraums lässt sich mit einem Wärmetransportmodell berechnen und visualisieren, sie überschreitet die Größe des konzeptionellen Nutzungsraums deutlich (siehe Kapitel 3).

Aus ökologischer Sicht ist davon auszugehen, dass es auf Grund der Vielfalt von Lebewesen mit unterschiedlicher Toleranz und Anpassungsfähigkeit in Bezug auf die Geringfügigkeit keine absolute Grenztemperatur oder Temperaturschwelle gibt, sondern bestenfalls eine artspezifische, eventuell sogar populationsspezifische Schwelle, unterhalb oder oberhalb welcher die Mortalität rapide ansteigt. Populationen können jedoch auch schon vor Erreichen einer solchen Temperaturschwelle weitgehend inaktiv („siegend“) oder vom Aussterben bedroht sein, beispielsweise wenn ihre Reproduktion gemindert ist oder vollständig zum Erliegen kommt. Selbst wenn für eine gemischte Population ein kritische Temperaturschwelle ermittelbar wäre (Kapitel 4.7), so ist diese auf einen bestimmten Standort und auf die dort gegebene Gesamtstoffwechselaktivität bezogen. Bei einer Übertragung solcher Erkenntnisse auf eine andere Population an einem anderen Standort muss geprüft werden, wie die in der Regel dort (etwas) anderen Lebensbedingungen sich auf die Bewertungen auswirken.

Für die Bearbeitung der Aufgabenstellung wurden relevante Temperatureffekte aus der Literatur herangezogen und erörtert. Nicht betrachtet wurden Änderungen der Grundwassertemperatur, die sich um weniger als ± 1 K vom (natürlichen) Referenzzustand unterscheiden. Das Hauptargument dafür ist die Tatsache, dass sich die Ursachen (natürliche, technische, klimatische Ursachen) für eine solch geringe Temperaturamplitude nicht eindeutig zuordnen lassen. Um geringen Schwankungen technisch entgegen zu wirken, sind die erforderlichen Maßnahmen unverhältnismäßig und Messunsicherheiten üblicherweise zu groß. Die klimabedingte Erderwärmung („global warming“) hat über die letzten Dekaden hinweg in oberflächennahen Aquiferen zu einem Temperaturanstieg in der Größenordnung von 0,5-1,2 K geführt (z.B. (Menberg, et al., 2014); (Benz, et al., 2017; Benz, et al., 2018), der sich mit einer Rate von 0,1-0,4 K pro Dekade fortsetzt (Benz et al. 2018; Riedel 2019). Modellergebnissen zufolge scheint ein Temperaturanstieg um insgesamt 3-4 K in oberflächennahen Aquiferen möglich (Taylor, et al., 2008). In Ballungsgebieten (unter Großstädten) werden in solchen Aquiferen bereits heute durch den zusätzlichen Wärmeeintrag unterirdische Infrastruktur und Verkehrswege lokale Temperaturanstiege um 3-7 K beobachtet (Menberg, et al., 2013a; Benz, et al., 2015).

Diese Temperaturamplituden schwächen sich mit zunehmender Tiefe im Untergrund deutlich ab. Im natürlichen Untergrund ist unterhalb von 15-20 m Tiefe der Temperatureinfluss von Temperaturschwankungen an der Erdoberfläche kaum noch messbar (Hemmerle & Beyer, (2020)). In Städten reicht der Wärmeeinfluss durch Tiefbau (tiefe Fundamente, Tiefgaragen, Tunnel, U-Bahnen u. a.) etwas tiefer in den Untergrund. Damit rücken zwei weitere Skalen in den Fokus, die Tiefenzonierung und die Größe des UTES. Während der Großteil der Erdwärmeanlagen der Einzelobjektversorgung dient und mit thermischen Leistungen < 30 kW dem Untergrund nur kleinräumig geringe Energiebeträge entnimmt oder Wärme in den Untergrund einbringt – in seltenen Fällen ist hierbei die Energiebilanz übers Jahr gesehen positiv, d.h. die

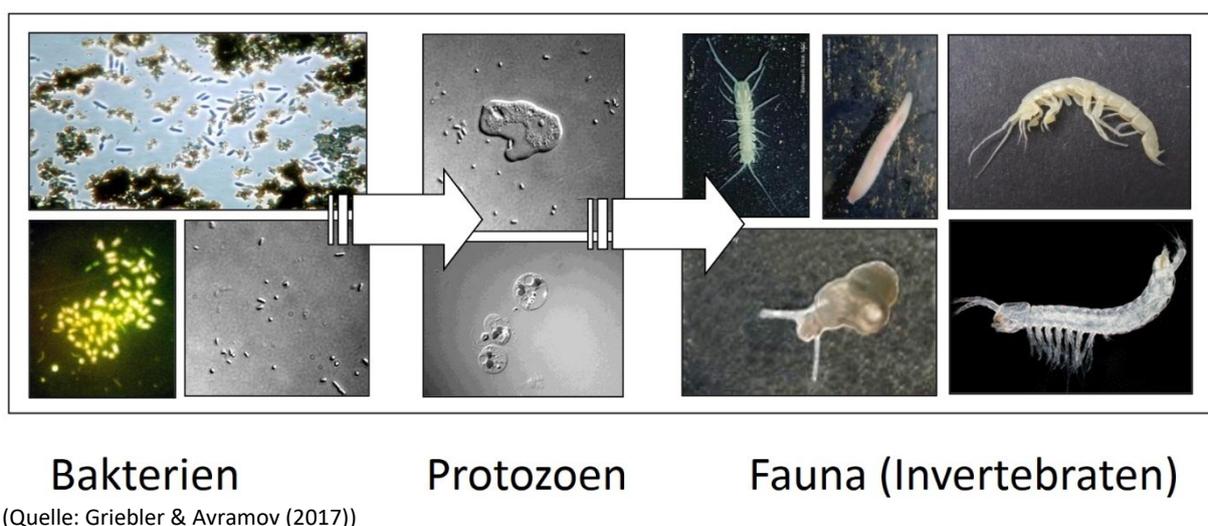
eingebraachte Energie größer als die entzogene –, fokussiert dieses Vorhaben, wie in den vorigen Kapiteln beschrieben, auf Energiespeicher mit Leistungen > 30 kW. Für solche in energiewirtschaftlichem Maßstab betriebene Anlagen können zudem deutlich größere Bohrtiefen vorliegen (bis etwa 400 m Tiefe u. GOK oder tiefer, s.o.). Untersucht werden die Effekte in Süßwasseraquiferen im thermischen Auswirkungsraum solcher UTES.

4.3 Grundwasserkörper als Ökosystem und Ressource

Ein Grundwasserkörper ist ein im Sinne der EG-WRRL (2000) abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter (WHG 2009). Das in den oberen Aquiferen gespeicherte Grundwasser zeichnet sich in der Regel natürlicherweise durch eine Beschaffenheit aus, die es erlaubt, das Wasser ohne größeren Behandlungsaufwand als Trinkwasser genießbar zu machen. Dem zugrunde liegen biologische Selbstreinigungsprozesse, die bei der Versickerung von Niederschlags- und Oberflächenwasser durch den ungesättigten Boden und im Aquifer ablaufen. Diese Reinigungsprozesse basieren auf Stoffumsätzen von speziell an die Lebensräume (Habitats) der ungesättigten und gesättigten Zone angepassten Boden- und Grundwasserorganismen, die als Lebensgemeinschaft (Biozönose) komplexe Nahrungsnetze ausbilden. Invertebraten (vielzellige wirbellose Tiere wie z.B. Rädertierchen, Nematoden, Polychaeten, Crustaceen, Urinsekten, Insektenlarven, Milben, Schnecken u. a.) und Protozoen (Einzeller wie z.B. Amöbenartige, Flagellaten, Ciliaten u. a.) sorgen dafür, dass Nahrungspartikel (partikuläre Kohlenstoffverbindungen) zerkleinert und verdaut werden. (Preuß, et al., 2004) (HLUG, 2014).

Die Tiere sind als Organismen mit aerobem Stoffwechsel zwingend auf Sauerstoff angewiesen und können Mangelsituationen nur sehr eingeschränkt überleben. Die Technische Regel DVGW W271 (2018) geht davon aus, dass Invertebraten für eine dauerhafte Besiedlung und zu ihrer Reproduktion Sauerstoffkonzentrationen von mindestens 1 mg/l benötigen. Außerdem sind „echte“ Grundwassertiere (Stygobionten) sehr empfindlich gegenüber Temperaturänderungen. Anhand der statistischen Auswertung einer Feldstudie im Oberrheingraben wurde ein regionaler Temperaturschwellenwert identifiziert, oberhalb dessen fünf von sechs Indikatorarten negativ reagierten. Dieser Wert lag mit 12,4 °C nur geringfügig über der Durchschnittstemperatur des Grundwassers im Oberrheingraben von 11-12 °C (Spengler, et al., 2018).

Abbildung 42: Grundwasserkörper sind Ökosysteme mit Nahrungsketten, die von einer Vielzahl an Bakterien über Einzeller zu wirbellosen Tieren reichen (Griebler & Avramov (2017))



Die von den Tieren vorverdauten Substrate und mobilisierten Nährstoffe werden von Pilzen, Bakterien und anderen Mikroorganismen, die sich häufig auch in Biofilmen vergesellschaften, mineralisiert. Manche der Grundwassertiere weiden Mikroorganismen ab, andere ernähren sich räuberisch von den „Weidetieren“. Somit sind GWK komplex strukturierte Ökosysteme (Abbildung 42), die für den Menschen essenzielle Dienstleistungen vollbringen (sog. Ökosystemleistungen), nämlich unter anderem die natürliche Reinigung einer Trinkwasserressource (Griebler, et al., 2015).

„Echte“ Grundwasserorganismen (Stygobionten) haben über Jahrtausende ihre Lebensweise an die speziellen Bedingungen des Lebensraums angepasst und optimiert. Diese Bedingungen sind geprägt durch die Abwesenheit von Licht, weitgehend konstante Temperatur, Nahrungsarmut und sehr enge Hohlräume im Lockergestein oder sedimentären Kluftgestein (Preuß, et al., 2004; HLOG, 2014). Um im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG (2009)) das Grundwasser als Trinkwasserressource nachhaltig zu schützen, müssen die Ökosystemleistungen auch bei der Grundwasserneubildung gewährleistet sein. Dies bedeutet, dass die Lebensgemeinschaften in der ungesättigten und gesättigten Zone intakt sein müssen. Die Stoffumsatzraten innerhalb der Nahrungsnetze dürfen nicht gehemmt und die Netzbeziehungen als solche nicht gestört sein. Temperatur und Nährstoffverhältnisse des Lebensraumes dürfen daher nicht beeinträchtigt werden. Ein Eintrag toxisch wirkenden Substanzen ins Grundwasser ist zu vermeiden (beispielsweise Nitrat aus der Landwirtschaft und anthropogene Chemikalien).

Bei einer Nutzung des Energiepotenzials in den oberen Stockwerken von GWK kann es zu Nutzungskonflikten kommen, da das WHG (2009) im Sinne der Daseinsvorsorge dem Schutz des Grundwassers für die öffentliche Wasserversorgung, insbesondere der Trinkwassergewinnung, oberste Priorität vor anderen Nutzungen einräumt. Im Rahmen dieser Studie wurden deshalb die bekannten und potenziellen Auswirkungen des thermischen Einflusses auf das Grundwasser recherchiert und bewertet. In diesem Kapitel wird herausgearbeitet, bei bzw. ab welchen Temperaturschwankungen Änderungen physikalischer, chemischer, geohydraulischer und ökologischer Prozesse und Kennwerte erfolgen, die sich mehr als nur geringfügig auswirken.

Während in den nationalen Wassergesetzen die Temperatur des Grundwassers nicht explizit als qualitätsrelevanter Parameter enthalten ist, definiert die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000), Art. 2, Abs. 33 Wärmeeinträge als Verschmutzung. Die EG-Grundwasserrichtlinie (2006) begründet den Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung unter anderem mit der besonderen Bedeutung für grundwasserabhängige Ökosysteme und der Nutzung von Grundwasser für den menschlichen Gebrauch (EG-WRRL, 2006). Ein Bezug zur Temperatur wird in der EG-Grundwasserrichtlinie nicht hergestellt.

Die ausgewertete Literatur und Recherchedaten werden nachfolgend in einer Bewertungssystematik evaluiert und erörtert.

4.4 Temperaturabhängigkeit relevanter physikalischer und geochemischer Prozesse

4.4.1 Zielrichtung und Einordnung der Literaturrecherche

Die mittlerweile umfangreiche internationale Literatur zu thermischen Auswirkungen oberflächennaher Geothermie im Allgemeinen und anhand von Praxisbeispielen sowie zu geotechnischen, hydraulischen, energetischen, physikalisch-chemischen, chemischen und ökologischen Aspekten wurde im Rahmen dieser Studie gesichtet und ausgewertet. Hierbei wurde bewusst ein Fokus auf die Kernthemen der nachfolgenden Teilkapitel gesetzt.

Nicht Gegenstand dieser Studie waren saline und/oder anthropogen belastete Aquifere. Die Betrachtungen für UTES erfolgten in Teufen bis 400 m u. GOK. Hinsichtlich der Grundwassertemperatur lag der Fokus auf der in der Betriebspraxis üblichen Temperaturspanne von mindestens 0 °C bis höchstens 80 °C. Damit sind Aussagen und Bewertungen für den gesamten Bereich der hier diskutierten UTES in Lockergesteinsaquiferen möglich (Nieder-, Mittel- und Hochtemperaturspeicher). Einzelne Literaturquellen beziehen auch etwas höhere Temperaturen ein.

4.4.2 Natürlicher Hintergrundwert als Referenztemperatur

Die oberflächennahe Grundwassertemperatur in Deutschland entspricht in der Regel dem Jahresdurchschnittswert der bodennahen Lufttemperatur. Für Mitteleuropa (ohne Gebirge) werden ca. 10-12 °C, für Deutschland 11 °C als mittlere Grundwassertemperatur angegeben (Griebler, et al., 2015). Im Oberrheingraben in Südwestdeutschland liegt die Durchschnittstemperatur des oberflächennahen Grundwassers bei 11–12 °C (Spengler, et al., 2018), Riedel (2019) gibt 10,6 °C an. In Österreich wurde für 1966 ein Durchschnittswert von 9,8 °C und für 2013 ein Wert von 11,4 °C ermittelt (Benz, et al., 2018).

Unterhalb einer Bodentiefe von ca. 15 m u. GOK beginnt die isotherme Zone, dies bedeutet, dass im Jahresgang keine wesentlichen Temperaturschwankungen ($\pm 0,1$ °C) messbar sind (Mattheß, 1994). Mit zunehmender Tiefe steigt die Temperatur dann auf Grund der u. a. aus radioaktiven Zerfällen gespeisten Erdwärme um ca. 3 K je 100 m Tiefe an (geothermischer Tiefengradient).

Abweichungen der Grundwassertemperatur um weniger als ± 1 K vom (natürlichen) Hintergrundwert werden hinsichtlich physikalisch-chemischer und biologischer Prozesse sowie eventueller Auswirkungen auf die etablierten echten Grundwasserorganismen als unkritisch und vernachlässigbar eingeschätzt, was wie folgt begründet wird:

- ▶ Temperaturschwankungen des oberflächennahen Grundwassers von ± 1 K entsprechen weitgehend dem durchschnittlich zu erwartenden saisonalen Schwankungsbereich durch Eintrag von Sonnenenergie in den Untergrund (Griebler, et al., 2016).
- ▶ Eine Temperaturerhöhung im oberflächennahen Grundwasser von bis zu +1 K deckt bereits die Größenordnung ab, die durch regionale Klimaerwärmung im Laufe weniger Dekaden zu erwarten ist. So sind innerhalb der letzten 20 Jahre klimabedingte Temperaturanstiege im oberflächennahen Grundwasser von bis zu +0,6 K in deutschen Regionen (Menberg, et al., 2014) und von $+0,8 \pm 1,0$ K in Österreich beschrieben, wobei sich dort im selben Zeitraum die durchschnittliche Lufttemperatur um $0,72 \pm 0,04$ K erhöht hat (Benz, et al., 2018).
- ▶ Häufig fehlen mehrjährige, qualitativ hochwertige Messreihen, um lokale Temperaturschwankungen von weniger als ± 1 K sicher beurteilen zu können.

Basierend auf diesen Thesen wurde die Umgebung eines geothermischen Speichers innerhalb eines Aquifers, in der sich die Grundwassertemperatur um mehr als ± 1 K vom (natürlichen) Hintergrundwert unterscheidet, als „thermischer Auswirkungsraum“ definiert (Kapitel 2.3.2). Außerhalb dieses thermischen Auswirkungsraumes mögen Temperaturunterschiede zur unbeeinflussten Umgebung zwar technisch messbar sein, jedoch wird davon ausgegangen, dass bezüglich Hydrochemie, Geophysik, Grundwasserhydraulik, Biochemie und Besiedelung keine signifikant temperaturabhängigen Effekte nachweisbar sind. Lokale Anomalien der Grundwassertemperaturen, wie z.B. in Spengler & Hahn (2018) beschrieben, bleiben dabei zunächst unbeachtet.

4.4.3 Effekte bei Abkühlung des Aquifers

Ein Wärmeentzug aus dem Grundwasser für (urbane) Heizzwecke und die damit verbundene Abkühlung des Grundwassers können sich im Grundwasser auf physikalische Eigenschaften, chemische Prozesse und das Ökosystem auswirken. Mit Abkühlung des Grundwassers von 10 °C bis zum Gefrierpunkt einhergehende wesentliche Effekte sind:

- ▶ Zunahme der Dichte von Süßwasser unter Atmosphärendruck bis 4 °C, bei weiterer Abkühlung zunächst geringfügige und im Gefrierprozess sprunghafte Abnahme der Dichte mit Volumenvergrößerung um ca. 8,2 %,
- ▶ Zunahme der Viskosität des Wassers bis zum Erstarren,
- ▶ Abnahme des Dampfdrucks von Wasser,
- ▶ Zunahme der Löslichkeit von Gasen (Sauerstoff, Kohlendioxid),
- ▶ Dominanter Redoxprozess in ursprünglich oxischem Milieu ist Eisenreduktion (beschrieben für DAFT-Laborsysteme (double axisymmetrical flow tubes) befüllt mit anoxischem quartären Lockersediment aus den Niederlanden (Bonte, 2013)). Die Laborversuche von Bonte et al. (2013) zeigten gegenüber der Referenztemperatur von 11 °C keine erhöhte Freisetzung von Oxyanionen wie Arsenit, Arsenat, Borat, Chromat, Molybdat, Vanadat, Phosphat oder von adsorbierten Spurenmetallkationen durch die reduktive Lösung von Fe(III)-Oxihydroxiden in diesem Temperaturbereich,
- ▶ Ausfällung von kaliumhaltigen Mineralien (Alunit, Illit) sowie Baryt (BaSO_4), nachgewiesen und durch geochemische Modellierung bestätigt für oxisch betriebene Säulenelutionsversuche, befüllt mit kalkarmen quartären Sedimenten aus Nordwestdeutschland. Die dadurch zu erwartende Verringerung des Porenraumes wird als vernachlässigbar abgeschätzt (Arning et al. 2006). Die Säulenversuche von Bonte et al. (2014) zeigten bei 5 °C gegenüber der Referenztemperatur von 11 °C einen leichten Rückgang der Kaliumkonzentration, der aber nur in einem von drei Testsedimenten signifikant war.

Griebler et al. (2015) werten eine Temperaturerniedrigung bis ≥ 2 °C aus chemischer Sicht als unkritisch.

4.4.4 Effekte bei Erwärmung des Aquifers auf 25 °C

Eine Wärmespeicherung im Grundwasser zur späteren urbanen Nutzung und der damit verbundene Temperaturanstieg im Grundwasser können sich im Grundwasser auf physikalische Eigenschaften, chemische Prozesse und das Ökosystem auswirken. Mit Erwärmung des Grundwassers auf 25 °C einhergehende wesentliche Effekte sind:

- ▶ Abnahme der Dichte, der Viskosität und der Oberflächenspannung des Wassers,
- ▶ dadurch bedingt allmähliche Verminderung der Viskosität und moderate Verbesserung der Fließfähigkeit (Hiester und Bieber (2017)),
- ▶ Zunahme des Dampfdruckes von Wasser,
- ▶ Abnahme der Löslichkeit von Gasen (Sauerstoff, Kohlendioxid),

- ▶ Beschleunigung der Reaktionsgeschwindigkeit überschlägig um den Faktor 2–3 bei Erhöhung der Milieutemperatur um 10 K (RGT-Regel von Van't Hoff),
- ▶ Desorption von Arsen von reduktiv gelösten Fe(III)-Oxiden (Bonte, et al., 2013),
- ▶ Geringfügige, bei den meisten der vier getesteten norddeutschen Aquifersubstrate nicht signifikante Konzentrationsänderungen bei Hauptelementen und Spurenmetallen (Lüders, et al., 2020),
- ▶ In ursprünglich oxischem Milieu: Dominanzwechsel von aerober Respiration (10 °C) zu Nitrat- und Eisenreduktion (Jesušek, et al., 2013),
- ▶ In bereits anoxischem Milieu: Wechsel von Eisenreduktion (11 °C) zu Sulfatreduktion und Methanogenese (25 °C) (Bonte, et al., 2013). Voraussetzung ist die Verfügbarkeit (vorhandene Quelle bzw. anhaltender Zustrom) einer Kohlenstoffquelle.

4.4.5 Effekte bei Erwärmung des Aquifers auf 40-70 °C

Bei einer weiteren Erwärmung des Grundwassers auf 40-70 °C verstärken sich o.g. Prozesse. Ferner können weitere Prozesse für die lokale Wasserbeschaffenheit relevant werden:

- ▶ Deutliche Verminderung der Viskosität und erhebliche Verbesserung der Fließfähigkeit (Hiester und Bieber (2017)) grob um den Faktor 2 bis 3 gegenüber 10 °C. Bei gleicher hydrologischer Struktur ist die Fließdynamik innerhalb des Wärmespeichers jetzt deutlich höher als im Umfeld bei rund 10 °C,
- ▶ Mit steigender Temperatur bildet sich eine Dichteströmung aus, bedingt durch die Abnahme der Wasserdichte und der Viskosität. Auch ohne hydraulische Maßnahmen steigt warmes Wasser auf Grund der geringeren Dichte im UTES nach oben, kühlt ab und bewirkt so eine Zirkulationsströmung (auch ohne UTES-Betrieb),
- ▶ Erhöhte Löslichkeit von silikatischen Mineralien (amorphe Kieselsäure, Illit, Albit, Kalifeldspat) sowie gesteigerter Ionenaustausch bis etwa 60 °C, wodurch ein initialer Konzentrationspeak und ein durch Auswaschung asymptotisch abklingender Konzentrationsverlauf bei K^+ , Mg^{2+} und Silikat auftreten kann (Holm, et al., 1987; Arning, et al., 2006; Bonte, et al., 2013; 2014),
- ▶ Ausfällung von Calcit bei 30 bis > 90 °C (z.B. (Holm, et al., 1987)), die durch Calcitbildung verursachte Verringerung des Porenraumes wurde von Arning et al. (2006) als vernachlässigbar abgeschätzt: Andererseits verwendeten Perlinger et al. (1987) eine Wasserenthärtungseinheit zum Schutz des Wärmetauschers vor Verkalkung. In einem ATES-Testbetrieb im Bayerischen Molassebecken hat sich gezeigt, dass es nach Injektion von 130 °C heißem Wasser bei der Abkühlung im Speicher auf Grund des erhöhten CO_2 -Partialdrucks zu einer Untersättigung von Calcit und Dolomit und dadurch zu einer beträchtlichen Auflösung der Gesteinsmatrix kam, die zur Aufhärtung des CO_2 -aggressiven Wassers führte Ueckert & Baumann (2019). Griffioen & Appelo (1993) beobachteten bei Erwärmung auf 90 °C die Fällung von Mischcarbonaten unter Beteiligung von Fe(II), fehlte dieses, baute sich eine 12-fache Übersättigung bezüglich Calcit auf,

- ▶ Zunehmende Desorption (d.h. Übertritt in die gelöste Phase) von Oxyanionen (z.B. Arsenat, Borat, Chromat, Molybdat, Phosphat, Selenat, Vanadat) mit steigender Temperatur bis 70 °C (exotherme Oberflächenreaktionen) (Bonte, 2013; Bonte, et al., 2014; Lüders, et al., 2020),
- ▶ Zunehmende Sorption (Retention, d.h. Anbindung an die Festphase) von Kationen (z.B. Pb^{2+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} , Sn^{2+} , Zn^{2+}) mit steigender Temperatur bis 70 °C (endotherme Oberflächenreaktionen) (Bonte, 2013; Bonte, et al., 2014; Lüders, et al., 2020),
- ▶ Gesteigerte mikrobielle Mineralisierung organischer Substanzen mit zunehmender Dominanz der Sulfatreduktion (bei ursprünglich oxischem Milieu) zusammen mit Fermentation (bei bereits anaerobem Milieu, (Bonte, et al., 2013) oder in anaeroben Mikronischen von Biofilmen im Porenraum (Lienen, et al., 2017),
- ▶ Höchste mikrobielle Diversität fakultativ anaerober Bakterien (vorübergehend in Säulenversuchen, die mit oxischem Grundwasser perkoliert wurden) bei 40 °C und Auftreten thermophiler Bakterien (v.a. obligat anaerobe Sulfat-reduzierende Bakterien) mit höherem GC-Gehalt zur DNA-Stabilisation bei 70 °C (Lienen, et al., 2017),
- ▶ Zunehmende Desorption organischer Säuren von Eisenoxyhydroxiden (Bonte, et al., 2013) und Mobilisierung organischer Schadstoffe (Jesušek, et al., 2013). Griebler et al. (2016) untersuchten die Mobilisierung von DOC in unbelastetem Aquifersediment und Aquifersediment aus der Münchner Innenstadt und fanden bei 45 °C eine 1,5–2-fache Mobilisierung, bei 70 °C eine 2,5–6-fache Mobilisierung, und bei 90 °C eine 12–30-fache Mobilisierung von DOC als indikativen Summenparameter.

Fazit der Studie von Arning et al. (2006) war, dass bei Geothermieranlagen Mineralfällungsprozesse im Temperaturbereich zwischen 0 °C und < 50 °C nicht berücksichtigt werden müssen. Diese Aussage bezieht sich auf den Aquifer als Ganzes.

Demgegenüber verweist die Literaturstudie von Hähnlein et al. (2013) darauf, dass bei offenen Geothermieranlagen sowohl bei erhöhter als auch bei verminderter Grundwassertemperatur Verstopfungseffekte („clogging“) im Aquifer und in Brunnenanlagen eine hohe Bedeutung haben (Tabelle 20). Gegenüber der Studie von Arning et al. (2006) wird hier der „Ort der Beurteilung“ (Brunnen, unmittelbares Brunnenumfeld oder Aquifer) und die Raumskala nicht konkretisiert, was den Vergleich solcher Studien erschwert.

Zu beachten ist, dass der in Tabelle 20 gelistete Prozess des Algenwachstums unter Lichtabschluss irrelevant ist. Stattdessen ist bei deutlicher Erwärmung des Grundwassers einer eventuellen Freisetzung von als Oxyanionen vorliegenden Metallen bzw. Semimetallen durchaus erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen, insbesondere was Arsen betrifft (Kapitel 4.4.6).

Tabelle 20: Mögliche Prozesse, deren Auswirkungen und potenzielle Einflussnahme auf offene oberflächennahe Geothermieanlagen (Hähnlein et al. 2013, darin sind angeführte Referenzen enthalten)

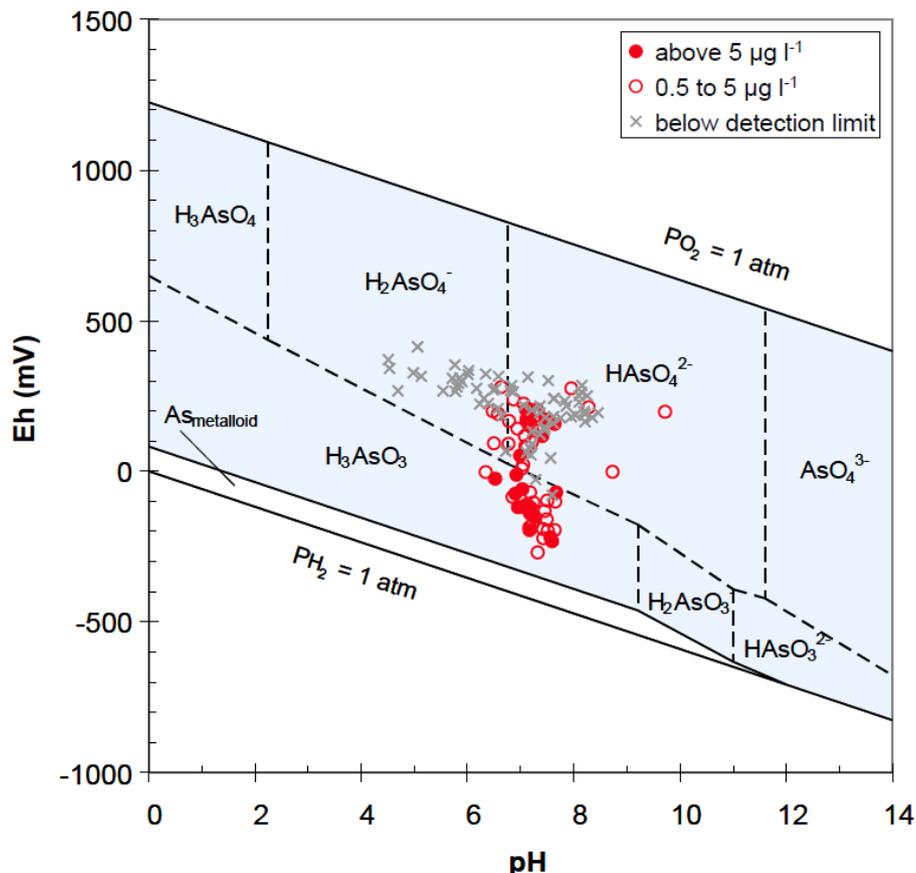
Prozess	Effekte	Folgeeffekt	mögliche Auswirkungen	Bedeutung	Referenzen
Temperaturerhöhung	Verbesserte mikrobiologische Aktivität	Mineralausfällung	Verstopfen	++	(Abesser, 2007)
	Dito		Biofilm	+	(Lerm, et al., 2011)
	Dito	Biofouling		-	(Wagner, et al., 1988)
	Dito	Schleimproduktion	Verstopfen	-	(Wagner, et al., 1988)
	Dito	Massenvermehrung		--	(Snijders, 1990), (Wagner, et al., 1988)
	Dito	Ablagerung von Eisenoxyd		++	(Kolb & Heise 1979)
	Dito	Korrosion		-	(Wagner, et al., 1988)
	Erhöhung der Minerallöslichkeit (z.B. Eisen, Mangan) ^a	Erhöhung der Mineralkonzentration im Grundwasser (z.B. Verockerung)	Verstopfen	++	(Andersson, 1990), (Kolb & Heise 1979)
	Dito	Massives Algen- und Bakterienwachstum ^a		++	(UMBW, 2009)
Temperaturabnahme	Erhöhung der CO ₂ Löslichkeit	Erhöhung der Karbonatfracht	Verstopfen	++	(Abesser, 2007), (Kolb & Heise 1979)
Algenwachstum	Senkung des pH-Werts Entfernung von CO ₂	Mineralausfällung ^a	Verstopfen	-	(Abesser, 2007), (UMBW, 2009)
Umschichtung von Material (Solifluktion)	Erhöhung von Hohlräumen		Veränderungen der Flusseigenschaften	-	(Wagner, et al., 1988)
	Anhäufung von Material		Verstopfen		(Wagner, et al., 1988)

Bedeutung des Effektes ist: (++) hoch, (+) moderat, (-) gering, (--) sehr gering, ^akritische Eisenkonzentration > 0,1 mg/l und Mangankonzentration > 0,05 mg/l (Quelle: Hähnlein et al. (2013))

4.4.6 Oberflächensorption von Arsen

Im Grundwasser tritt das Halbmetall Arsen (As) in gelöster Form oder an Kolloide gebunden auf, wobei in Abhängigkeit vom pH-Wert und Redoxpotential unterschiedlich protonierte dreiwertige Spezies As(III) oder fünfwertige Spezies As(V) vorliegen können. Zur Veranschaulichung ist das aus den Hydrolysekonstanten für eine Gesamtkonzentration von Arsen $[As]_T = 0,5 \mu\text{g/l}$ berechnete Stabilitätsdiagramm in Abbildung 43 dargestellt. Es zeigt die Stabilitätsbereiche der jeweils dominanten gelösten Arsenspezies als hellblaue Felder innerhalb des Stabilitätsbereichs von H_2O , der von den durchgezogenen Linien für $P_{\text{O}_2} = 1 \text{ atm}$ und $P_{\text{H}_2} = 1 \text{ atm}$ eingegrenzt wird. Darüber hinaus markieren die roten Kreise die E_{H} und pH-Bedingungen von realen Grundwässern aus Hessen, in denen gelöstes Arsen in einer Gesamtkonzentration von $0,5\text{--}5 \mu\text{g/l}$ (ungefüllte Kreise) und $5 \mu\text{g/l}$ (gefüllte Kreise) gemessen wurde (Ludwig, 2011). Liegt beispielsweise ein anoxisches Grundwasser mit $E_{\text{H}} = 0 \text{ mV}$ und pH 8 vor, ist dennoch eine oxidierte Arsenspezies als dominant zu erwarten, nämlich das einfach protonierte Arsenat-Anion HAsO_4^{2-} . Die Verteilung der Messwerte von Grundwässern in Hessen zeigt, dass bei etwa der Hälfte der Wässer reduziertes As(III) als arsenige Säure H_3AsO_3 dominiert, wobei deren Salze (Arsenite) deutlich toxischer sind als die der Arsensäure (Arsenate).

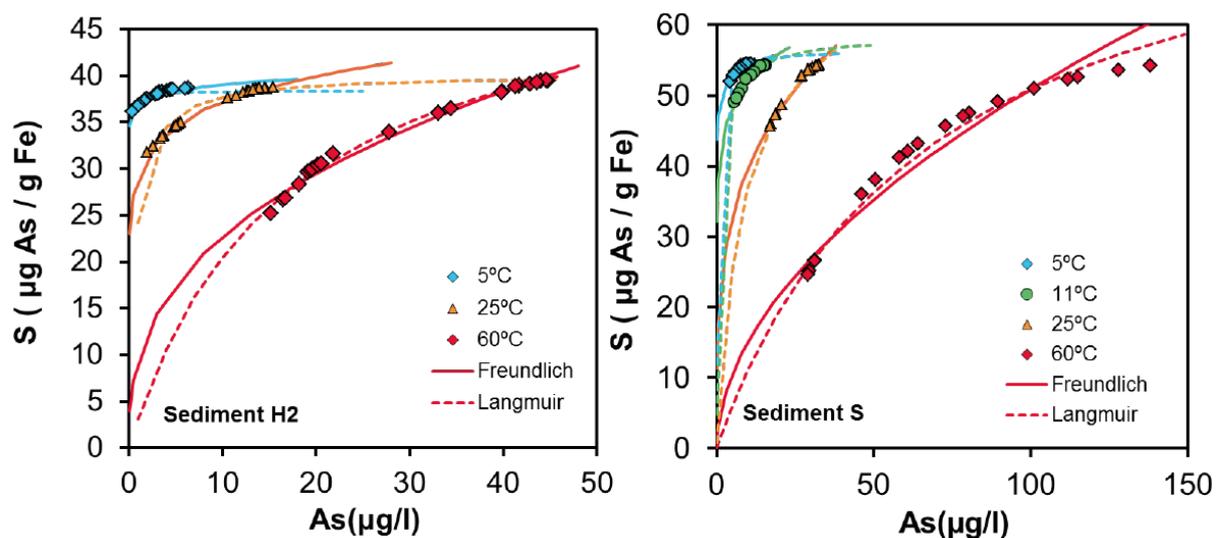
Abbildung 43: Stabilitätsdiagramm für Arsen mit Gesamtkonzentration $0,5 \mu\text{g/l}$ bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Roten Kreise zeigen Messwerte von Redoxpotential und pH-Wert realer Grundwässer in Hessen, die gelöstes Arsen im Konzentrationsbereich $0,5\text{--}5 \mu\text{g/l}$ (offene Kreise) bzw. $> 5 \mu\text{g/l}$ (gefüllte Kreise) enthalten. Graue Kreuze zeigen Wässer mit einer As-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze ($0,5 \mu\text{g/l}$) (Ludwig, 2011).



(Quelle: Ludwig (2011))

Sind die Umgebungsbedingungen im Aquifer bzw. im Grundwasser dergestalt, dass Mineral- bzw. Kolloidoberflächen überwiegend positive Ladung tragen, neigen Arsen-Anionen stark zur Sorption. Charakteristische Kenngröße dafür ist der point of zero net charge (pzc), die Wasserstoffprotonenkonzentration bei der die Nettoladung der Oberfläche Null ist. Da Metallhydroxide unterhalb leicht alkalischer Bedingungen positive Nettoladungen tragen, fungieren diese, oft in kolloidaler Form vorliegend, als Sorbentien für Arsenat (unspezifische Anionenadsorption = Physisorption). Einige hydroxidische Mineralien von Eisen und Aluminium sind darüber hinaus prädestiniert für spezifische Oberflächensorption von Arsenat und Arsenit, wobei sogenannte innersphärische Sorptionskomplexe mit chemischen O-H-Bindungen ausgebildet werden (Chemisorption).

Abbildung 44: Sorptionsisothermen für Arsen(III) an Eisenoxiden in zwei verschiedenen anoxischen Sedimenten bei variiertem Inkubationstemperatur (Bonte, 2013)



(Quelle: Bonte (2013))

Für das Auftreten von Arsen im Grundwasser kommen mindestens folgende Quellen in Betracht (Nilling, et al., 2017) (\equiv symbolisiert die Oberfläche):

- Reduktive Auflösung arsenhaltiger Eisenoxide/-hydroxide, z.B. Goethit (α -FeOOH):

$$4 \text{ FeOOH} \equiv \text{H}_2\text{AsO}_4^- + \text{CH}_2\text{O} + 7 \text{ H}_2\text{CO}_3 \Leftrightarrow 4 \text{ Fe}^{2+} + 8 \text{ HCO}_3^- + \text{H}_2\text{AsO}_4^- + 6 \text{ H}_2\text{O}$$
- Oxidation arsenhaltiger Mineralien (Arsenerze), z.B. Arsenopyrit (FeAsS):

$$4 \text{ FeAsS} + 13 \text{ O}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O} \Leftrightarrow 4 \text{ Fe}^{2+} + 4 \text{ H}_3\text{AsO}_4 + 4 \text{ SO}_4^{2-}$$
- Ionenaustausch (Konkurrenzadsorption), z.B.:

$$\equiv \text{FeAsO}_4 + \text{PO}_4^{3-} \Leftrightarrow \equiv \text{FePO}_4 + \text{AsO}_4^{3-}$$

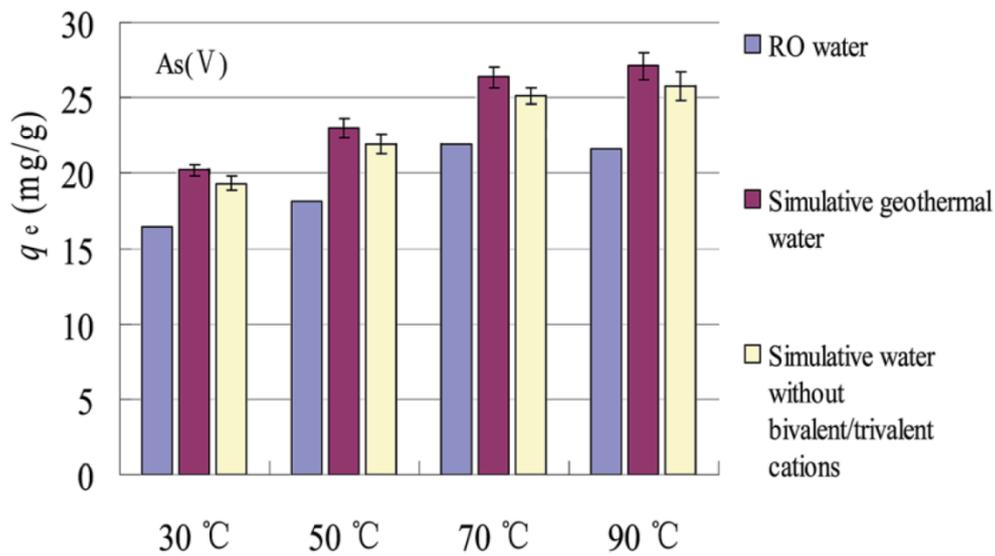
$$\equiv 2 \text{ FeAsO}_4 + 3 \text{ CO}_3^{2-} \Leftrightarrow \equiv \text{Fe}_2(\text{CO}_3)_3 + 2 \text{ AsO}_4^{3-}$$
- Anthropogene Einträge z.B. in Form von Pestiziden, Fungiziden oder im Zuge von Bergbau und Verhüttung.

Arsen-Adsorption als exotherme Oberflächenreaktion

Eine aktuelle Laboruntersuchung des Temperatureinflusses auf die Mobilität von Arsen und anderen Spurenelementen in vier verschiedenen Aquifersubstraten des glazialen Lockergesteins in Schleswig-Holstein verdeutlicht, dass bei Erwärmung auf 70 °C rund 10 % des gebundenen Arsenpools in Lösung gingen, wobei es sich offenbar um zuvor sorbiertes Arsenat bzw. Arsenit

handelte (Lüders, et al., 2020). Auch die Oxyanionen von Molybdän und Antimon wurden bei Erwärmung verstärkt freigesetzt, was im Einklang mit zahlreicher Literatur steht, die diesen Effekt auch für weitere Oxyanionen beschrieben hat (z.B. Selenat, Selenit, Silikat). Die Hauptursache wird darin gesehen, dass der pzc mit steigender Temperatur zurückgeht, verbunden mit einer Änderung der Dissoziationskonstanten. Dies bedeutet, dass die Oberflächen zunehmend negative Ladungen tragen, was die Abstoßung von Anionen bewirkt (Lüders, et al., 2020).

Abbildung 45: Beladung von Goethit mit As(V) in drei Testmatrices (entionisiertes Wasser, simuliertes Grundwasser, synthetisches Wasser ohne bivalente und trivalente Kationen) in Abhängigkeit der Versuchstemperatur (Hao, et al., 2014)



(Quelle: Hao, et al. (2014))

Hinzu kommt, dass es sich bei Oberflächenkomplexierungsreaktionen von Anionen typischerweise um exotherme Reaktionen (mit negativer Enthalpie) handelt, die durch Energiezufuhr von außen entsprechend geschwächt werden (Bonte, et al., 2013; Bonte, et al., 2014). Diesen Effekt konnten auch Bonte et al. (2013) in Säulenversuchen mit anoxischem Sand der Sterksel-Formation in den Niederlanden zeigen. Bei Erwärmung von ursprünglich 11 °C auf 25 °C und 60 °C beobachteten die Autoren anhand von Langmuir- und Freundlich-Isothermen einen Rückgang der Affinität, der Bindungsstärke und der Sorptionskapazität für Arsen(III) (Abbildung 44). Ähnliche Effekte werden auch für Arsen(V) erwartet, wenn Arsenat-Anionen innersphärisch sorbiert an Metallhydroxid-Oberflächen vorliegen. Auch eine Untersuchung von Maji et al. (2007) zur Adsorption von As(III) und As(V) an Lateritböden bestätigte exotherme Oberflächenreaktionen, d.h. abnehmende Adsorption (hier als Physisorption beschrieben) bei steigender Temperatur im untersuchten Bereich von 25 bis 45 °C.

Eine Literaturübersicht in Bonte (2015) zählt weitere Studien für ähnliche Sorbentien und Temperaturbereiche auf, in denen negative Reaktionsenthalpien ermittelt wurden (Tabelle 21). Lediglich die letzte Studie dieser Auflistung nennt eine positive Reaktionsenthalpie für die Sorption von Arsen an Akaganeit.

Arsen-Adsorption als endotherme Oberflächenreaktion

Neben der zuunterst in Tabelle 21 genannten Referenz gibt es weitere Untersuchungen, deren Ergebnisse auf eine endotherme Oberflächenadsorption von Arsen verweisen. So fanden Payne & Abdel-Fattah (2005) eine gesteigerte Adsorption von As(III) und As(V) an mit Eisen vorbehandelten Oberflächen von Zeolithen (Chabazit und Clinoptilolit) und Aktivkohle bei erhöhter

Temperatur (35 °C). Auch bei drei Bodensubstraten mit pH 6,4, pH 7,3 und pH 8,2 förderte eine Erwärmung bis 50 °C die Sorption von Arsen, wobei diese durch kolloidales Fe(OH)₃ begünstigt und durch kolloidale Kieselsäure (H₂SiO₃) geschwächt wurde (Feng, et al., 2013). Phosphat als Konkurrenz-Anion behinderte die Sorption von As(V) mehr als die von As(III).

Tabelle 21: Reaktionsenthalpien ΔH der Sorption von Arsen an bestimmten Substraten bzw. Hauptmineralien (Bonte, 2013)

Hauptmineralien	Temperaturbereich	ΔH (kJ mol ⁻¹)	Kommentar	Referenz
Diese Studie				
Natürliche Sedimente	5, 11, 25, 60 °C	-56.4 bis -84.0		
Andere Studien				
Klärschlamm, hauptsächlich Fe-Oxide enthaltend	20, 35, 30 °C	-161.8	ΔH basierend auf K_d	(Negrea, et al., 2010)
Lateritboden mit Fe- und Al-Oxiden	25, 35, 45 °C	-109.5	ΔH basierend auf K_d	(Maji, et al., 2007)
nullwertiges Fe	25, 35, 45 °C	-11.9	ΔH basierend auf K von Freundlich-Isotherme	(Kanel, et al., 2005) Die Werte wurden aus den ursprünglich veröffentlichten Daten korrigiert, um den fehlerhaften Wert für den verwendeten Gasgehalt zu korrigieren
	25, 35, 45 °C	-112.41	ΔH basierend auf K von Langmuir-Isotherme	
Goethit	10, 25, 50, 60 °C	-26.0 ± 5	Sorption von As auf Goethit	(Kersten, et al., 2009)
	10, 25, 50, 60 °C	-27.6 ± 5		
Fe-Al Binäroxid	25, 40, 60 °C	-12.64	ΔH basierend auf K_d	(Hong, et al., 2011)
Akaganeit	20, 30, 40 °C	+8.87	ΔH basierend auf K_d	(Banerjee, et al., 2008)

(Quelle: Bonte (2013))

Hao et al. (2014) untersuchten in oxischen Batchversuchen bei pH 4,6 die Temperaturabhängigkeit der Adsorption von Arsenat an synthetischen Goethit im Temperaturbereich von 30-90 °C. Mit steigender Temperatur fanden die Autoren eine Zunahme der Sorptionsgeschwindigkeit (wobei intra-partikuläre Diffusion als geschwindigkeitsbestimmender Schritt erkannt wurde), einen Anstieg der Bindungsstärke (Langmuir-Konstante) und der Sorptionskapazität (Freundlich-Konstante). Zudem zeigten Hao et al. (2014), dass neben der Temperatur auch multivalente Kationen (Ca²⁺, Mg²⁺, Fe³⁺, Al³⁺) die Sorption von As(V) an Goethit fördern (Abbildung 45). Im Gegensatz zu den in Tabelle 21 dargestellten Befunden bedeutet dies eine positive Reaktionsenthalpie und damit endotherme Oberflächensorption bei den gewählten Versuchsbedingungen.

Die scheinbare Widersprüchlichkeit des verstärkten Sorptions- bzw. Desorptionsverhaltens von Arsen bei Erwärmung illustriert, dass eine Prognose der Arsenmobilität ohne präzise Detailkenntnis der Umgebungsbedingungen nicht möglich ist (s. auch Kapitel 4.4.8).

4.4.7 Oberflächensorption von Cadmium

Steigt mit der Temperatur die negative Oberflächenladung (pzc verschiebt sich zu einem niedrigeren pH-Wert), verbessert sich die Sorptionsfähigkeit von Metallkationen wie z.B. Cd(II), Zn(II), Co(II), Cu(II), Ni(II) und Pb(II) (Bonte, et al., 2014; Lüders, et al., 2020). Lüders et al. (2020) bestätigten mit ihren Säulenversuchen diesen Befund für Nickel bei allen vier getesteten Sedimenten und für Kobalt bei zwei Sedimenten. Weitere Studien, die endotherme Reaktionsenthalpien für die Sorption von Cadmium und anderen Spurenmetallen an einer Vielzahl von Sorbentien ermittelten (u. a. Goethit, aktivierter Rotschlamm aus der Bauxitverhüttung, silikatische Böden und Mineralien wie Kaolinit und Zeolith) sind in Tabelle 22 zusammengestellt. Bonte et al. (2014) gehen davon aus, dass es sich bei Kationensorption an Oberflächen generell um endotherme Reaktionen handelt, die durch Erwärmung (Energiezufuhr) gefördert werden.

Tabelle 22: Zusammenstellung recherchierter Studien zur Temperaturabhängigkeit der Adsorption von Cadmium und anderen Spurenmetallen an Bodenminerale und ähnliche Substrate

Reaktionsenthalpie	Metallion	Adsorbens	T-Range	pH	Referenz
endotherm	Cd(II)	Goethit	20 - 70 °C	5.5; 6.0	Mustafa et al. (2006)
endotherm	Cd(II)	Goethit	10 - 70 °C	6.5; 7.0; 7.5	Johnson (1990)
endotherm	Cd(II)	Rotschlamm, aktiviert	20 - 40 °C	6.0	Yang et al. (2018)
endotherm	Cd(II)	synth. Zeolit	30 - 50 °C	8.0	Amin et al. (2018)
endotherm	Cd(II)	Silikat	25 - 60 °C	6.0; 7.5	Brady (1992)
endotherm	Cd(II), Co(II)	Kaolinit	10 - 70 °C		Angove et al. (1998)
endotherm	Zn(II), Cu(II)	Toniger Boden	15 - 55 °C		Dho & Lee (2003)
endotherm	Ni(II), Co(II)	Sandboden	10 - 70 °C	7.2; 7.6	Lüders et al. (2020)
kein Effekt	Cu(II), Co(II)	nat. Bentonit	20 - 90 °C	7.0; 9.0	Kubilay et al. (2007)
exotherm	Zn(II)	nat. Bentonit	20 - 90 °C	3; 5; 7; 9	Kubilay et al. (2007)
exotherm	Cd(II), Pb(II)	Caladium biomass	30 - 80 °C		Horsfall & Spiff (2005)

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Weitaus weniger Publikationen waren zu finden, deren Ergebnisse auf exotherme Sorptionsreaktionen schließen lassen (Tabelle 22). Erwähnenswert ist die Studie von Kubilay et al. (2007) zur Adsorption von Zn(II), Cu(II) und Co(II) an natürlichem Bentonit mit variiertem pH-Wert zwischen pH 3 und 9 sowie variiertem Versuchstemperatur im Bereich von 20-90 °C. Auch die Arbeit von Horsfall & Spiff (2005) demonstriert eine exotherme Reaktionsenthalpie bei der Sorption von Cd(II) und Pb(II) an Pflanzenbiomasse (*Caladium*, Aronstabgewächse) im Temperaturbereich von 30-80 °C.

4.4.8 Erkenntnisse aus Laborversuchen und UTES-Pilotbetrieb

In diesem Kapitel werden beispielhaft einige in der Literatur dokumentierte Erfahrungen aus Laborversuchen und dem Testbetrieb von UTES-Anlagen über kürzere oder längere Zeiträume ausgewertet. Diese Betrachtungen erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Vier anoxische Aquifer-Sedimente aus Norddeutschland wurden in Durchfluss- und Zirkularstrom-Säulenversuchen bezüglich der Mobilisierung und (Re-) Fixierung von 20 Spurenelementen bei Erwärmung (von 10 °C auf 25 °C, 40 °C und 70 °C) und anschließender Abkühlung untersucht (Lüders, et al., 2020). Hierbei wurde organischer Kohlenstoff verstärkt in Folge der steigenden Temperatur über die gesamte Versuchszeit freigesetzt. Das Redoxpotential zeigte nach 1 bis 2 Versuchswochen einen sinkenden Trend. Bei 70 °C nahm die Sulfatkonzentration in allen Sedimentsäulen ab, bei 40 °C in drei und bei 25 °C in einer der vier Sedimentsäulen.

Eine Erwärmung auf 25 °C hatte keinen nennenswerten Einfluss auf geochemische Reaktionen. Bei höherer Temperatur wurden einige Spurenelemente pulsartig freigesetzt, darunter As, Mo und Li am stärksten bei 70 °C und Sb bei 40 °C, aber auch Na, K und Si. Anschließend nahmen die Konzentrationen der eluierten Elemente asymptotisch ab, was auf einen begrenzten Pool eluierbarer Substanzen hindeutet. Demgegenüber zeigte Barium eine erhöhte Elutionskonzentration über die gesamte Versuchszeit (120 ausgetauschte Porenvolumina). Mit Temperaturerhöhung abnehmende Konzentrationen zeigten die Elemente Ni, Cd, Co, Cu, Sn und Zn. Keine Änderung wurde bei Al, Mn, Pb, Cr, Se, Sr, Tl und V beobachtet. Bei Molybdän wurden 15 % und bei Arsen 10 % des jeweiligen Gesamtgehaltes der Sedimentsäule eluiert. Bei Arsen entspricht dieser Anteil in etwa der Fraktion von nicht- und spezifisch-sorbiertem Arsen, wie sie als Durchschnittswert von 20 verschiedenen Böden in einer anderen Untersuchung ermittelt wurde (Lüders, et al., 2020). Deshalb gehen die Autoren davon aus, dass es sich bei der eluierbaren As-Fraktion um spezifisch sorbiertes Arsen handelte. Die Freisetzung von Na und K bei Erwärmung wurde auf Desorption, bei 70 °C Versuchstemperatur auch auf die Auflösung von Silikaten zurückgeführt.

Hinsichtlich der steuernden Prozesse für das Verhalten der Oxyanionen und Spurenmetall-Kationen identifizierten vorgenannte Autoren als den dominanten Prozess die Abnahme des pzc mit steigender Temperatur. Als ein weiterer relevanter Prozess bei einer Erwärmung wurde die bevorzugte Sorption von divalenten Ionen (z.B. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+}) im Austausch für monovalente Ionen wie K^+ und Na^+ vorgeschlagen und mit Literaturzitate gestützt. Als ein dritter Prozess wurde die reduktive Auflösung von Mangan- und Eisenoxyhydroxiden diskutiert. Durch die daran gekoppelte Mineralisierung organischer Substanz sank das Redoxpotenzial mit nachfolgender Sulfatreduktion. Ferner konnte dieses eine Freisetzung sorbierter bzw. inkorporierter Spurenelemente bewirken. Aufgelöstes Fe, Mn und freigesetzte Spurenelemente können sogleich mit neu gebildeten Sulfiden reagieren, bzw. an diese oder andere ausfallende Sekundärminerale wie z.B. Calcit adsorbieren (Lüders, et al., 2020). Somit waren die Nettoeffekte bei stärkerer Erwärmung nur durch entsprechende Labor- und Feldstudien zu verifizieren und mit Hilfe angepasster Modelle zu interpretieren.

Bei einer (Wieder-)Abkühlung der erwärmten Versuchssäulen auf die Referenztemperatur von 10 °C waren die Konzentrationsänderungen bei Mo zu 30 % und bei Tl zu 95 % reversibel, bei allen anderen Spurenelementen lag die Reversibilität zwischen 47 und 77 %. Der Grad der Reversibilität schien nicht von der zuvor eingestellten Versuchstemperatur oder der spezifischen Sedimentprobe abzuhängen (Lüders, et al., 2020). Die Autoren folgern, dass bei geplanten UTES ortskongrete Untersuchungen notwendig seien, um das Umweltverhalten von potenziell wassergefährdenden Stoffen zu ermitteln.

In zwei älteren Studien wurden die Auswirkungen von Temperaturänderungen auf einen Aquifer im kurzzeitigen (Holm, et al., 1987) und langzeitigen (Perlinger, et al., 1987) zyklischen Testbetrieb einer ATES-Pilotanlage studiert. Genutzt wurde ein salzärmerer und ein salzreicherer

von Dolomitgestein geprägter Aquifer in über 180 m Tiefe u. GOK, wobei bis zu 115 °C heißes Wasser mit Überdruck eingespeichert wurde. Wahrscheinlich dürfte es sich in dieser Tiefe um einen anoxischen Aquifer gehandelt. Dabei dürfte es sich in dieser Tiefe um einen anoxischen Aquifer gehandelt haben (Anmerkung Forschungsgemeinschaft). Schnell wurde erkannt, dass zum Schutz des Wärmetauschers eine Wasserenthärtung stattfinden musste, weil mit steigender Temperatur die Löslichkeit von Calcit und Aragonit sinkt. Mit der Rückführung des enthärteten Wassers in den Speicheraquifer kam es zu einer Untersättigung von Calcit und Dolomit, so dass die Auflösung carbonatischer Mineralien, aber auch von Kalifeldspat begünstigt wurde (Holm, et al., 1987). Ein erwarteter Konzentrationsanstieg bei Aluminium blieb aber aus. Die Autoren vermuteten daher Kationenaustausch gegen Protonen aus der Feldspat-Hydrolyse und die Auflösung von Quarz. Eine Schwäche der Prozessanalyse lag darin, dass den Autoren thermodynamische Daten für Ionenaustauschreaktionen fehlten und die nicht quantifizierbaren Al-Konzentrationen mit der halben Bestimmungsgrenze modelliert wurden. Für den beobachteten Rückgang der Mg-Konzentration im Aquifer wurde die Ausfällung von Mg-Silikat (Talk) vorgeschlagen.

Dieselbe, leicht modifizierte ATES-Pilotanlage nutzten Perlinger et al. (Perlinger, et al., 1987) für einen halbjährigen Langzeittest. Über 59 Tage wurde 108±5 °C heißes Wasser eingeleitet, 64 Tage gespeichert und 58 Tage gefördert (keine Angabe zur Entnahmetemperatur), wobei der Aquifer von 93 °C auf 46 °C abkühlte. Wie schon im Kurzzeittest (s.o.) diagnostizieren die Autoren die Auflösung von Calcit, Dolomit und Quarz im Zuge der Erwärmung, da die Konzentrationen von gelöstem Ca, Mg und Si zunahmen und das ausgespeicherte Grundwasser bezüglich dieser drei Mineralphasen gesättigt war, wohingegen amorphes SiO₂ stets untersättigt war. Obwohl die Autoren auch die Verwitterung von Kalifeldspat zu Kaolinit nicht ausschließen wollten, hielten sie die Auflösung von Quarz für die Hauptquelle der erhöhten Si-Konzentration. Eventuelle Lösungs- und Fällungsreaktionen von Aluminosilikaten konnten nicht adäquat berücksichtigt werden. Den beobachteten Verlust an Natrium erklären die Autoren mit Verdünnung durch speicherfremdes Grundwasser, da sie Ionenaustausch gegen Kaliumionen am Kalifeldspat thermodynamisch ausschlossen. Die Autoren beschreiben deutliche Veränderungen der Grundwasserqualität durch den Dauerbetrieb der ATES-Anlage, erwarten aber einen vernachlässigbaren Einfluss der Lösungs- und Fällungsreaktionen auf die hydraulischen Bedingungen im Speicheraquifer wie z.B. die Porosität.

Saito et al. (2016) untersuchten Langzeit-Auswirkungen von Erwärmung und Abkühlung in einer BTES-Anlage auf die Grundwasserbeschaffenheit eines marinen Aquifers in Japan. Dreizehn Monate lang wurde Wasser bis 50 m Tiefe u. GOK mit 40 °C eingespeichert bei einer Rücklauf-temperatur von 39 °C. Anschließend wurde über 14 Monate die natürliche Abkühlung verfolgt, unterbrochen von einer einmonatigen Zirkulation von 10 °C kaltem Wasser zur Beschleunigung des Abkühlvorgangs. Um die Anlage (Doppel-U-Rohr-Konfiguration mit Trägerfluid) wurden vier Grundwasser-Monitoringmessstellen im Abstand von 1 m bis 10 m errichtet, wobei die am weitesten entfernte Messstelle als temperaturunbeeinflusste Referenz diente. In der 1 m entfernten Messstelle stieg die Grundwassertemperatur um 7,2 K auf 24 °C an, wodurch sich die Konzentration bei 8 von 34 analysierten Beschaffenheitsparametern annähernd linear änderte. Der Konzentrationsanstieg war bei Bor (+31 %), Lithium (+28 %) und DOC (+30 %) am größten und betrug bei Silizium, Ammonium, Natrium und Kalium etwa 10-15 %. Nur Magnesium zeigte einen Konzentrationsrückgang um 4 %. Bei anderen Inhalts- bzw. Schadstoffen wie Nitrat, As, Pb, Cd, Cr, Cu und Se wurden keine Veränderungen festgestellt. Jedoch wurde Methan nachgewiesen, was ein stark reduktives Milieu indiziert. Manche Stoffkonzentrationen zeigten eine

gewisse Reversibilität während der Monitoringzeit. Insgesamt können die beschriebenen Änderungen der Grundwasserqualität als unkritisch gewertet werden. Die Autoren der zitierten Publikation empfahlen Langzeit-Feldstudien auch bei anderen hydrogeologischen Bedingungen.

4.4.9 Zwischenfazit 1: physikalische und geochemische Prozesse

Die ausgewertete Fachliteratur bestätigt nicht nur bekanntes Wissen zur Temperaturabhängigkeit physikalischer und hydrogeochemischer Prozesse, sondern demonstriert eindrucksvoll deren Wechselwirkungen, die mit zunehmender Komplexität bei der Hochskalierung von Laboransätzen (Säulenversuchen) hin zu Test- und Pilotanlagen im Feld aufwändiger zu analysieren und zu parametrisieren sind. Das temperaturabhängige Verhalten von (Spuren-)Elementen in Aquiferen hängt nicht nur von dem Ineinandergreifen von Lösungs- und Fällungsreaktionen ab, sondern auch von den Wechselwirkungen an geladenen Oberflächen. Dabei scheint vor allem der physikalische Befund generalisierbar zu sein, dass mit steigender Temperatur der point of zero net charge (pzc) kleiner wird, das heißt bei einem annähernd neutralen pH-Wert zunehmend negative Ladungen an Oberflächen auftreten. Da dieser Effekt eine intrinsische Eigenschaft der Substrate ist, lässt er sich bei komplexen Substratgemischen bisher lediglich summarisch durch Titration ermitteln und als Zetapotenzial messen. Bei Vorliegen entsprechender Kennwerte und Titrationskurven für die relevanten Temperaturbereiche kann eine qualitative Prognose zur Sorbierbarkeit von Metallkationen bzw. Oxoanionen erstellt werden. Eine quantitative Aussage zur realen Mobilität, d.h. zur Aufnahme (Retardation) bzw. Freisetzung (Desorption, Ionenaustausch) von (Spuren-)Metallen wie Cadmium und Halbmetallen wie Arsen erfordert in einem ersten Schritt Laborversuche (Batch- bzw. Säulenversuche) unter Simulation der jeweils relevanten Umweltbedingungen. In derartigen Versuchen können die dominanten Prozesse erkannt und charakteristische thermodynamische Daten generiert werden, die für die jeweiligen Testbedingungen gültig sind. Solche Daten lassen sich – wie in dieser Studie – in chemische Spezierungsprogramme (z.B. PHREEQC) einspeisen, um Simulationsrechnungen durchzuführen und Prozesshypothesen zu verifizieren oder falsifizieren.

Die Arbeit von Bonte et al. (2014) illustriert, welches hohe Maß an Expertise die Ermittlung und Anwendung geeigneter Kennwerte erfordert. Sie liefert einen guten Ansatzpunkt für ein quasi-2D-Modell (als vereinfachte Näherung an die noch komplexere 3D-Transportmodellierung) und stellt zudem die Werkzeuge kostenfrei im zugehörigen Anhang (Supporting Information) zur Verfügung. Die Erkenntnisse aus der Sensitivitätsanalyse zeigen die Grenzen im Prozessverständnis und der Prognosefähigkeit einer solchen Modellierung auf. Bonte et al. (2014) verweisen darauf, dass Jessen et al. (2012) beim Test mehrerer Oberflächenkomplexierungsmodelle (SCM) deutliche Unterschiede in den Prognoseergebnissen fanden. Ferner haben die an Reinformen entwickelten SCM nur eine begrenzte Genauigkeit, wenn sie auf natürliche Sedimente mit verschiedenen reaktiven Oberflächentypen angewendet werden. Deshalb bezweifelten die Autoren die generelle Übertragbarkeit von Modellkennwerten auf andere Aquifere. Sie empfehlen stattdessen eine Modellkalibrierung anhand der aquiferspezifischen Bedingungen.

Für die Zielstellung dieser Studie bedeutet dies, dass eine allgemeingültige Aussage zu Temperaturschwellen, innerhalb derer Veränderungen von geochemischen Prozessen als geringfügig einzuschätzen sind, nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand nicht zu treffen ist. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass temperaturabhängige Auswirkungen auf geochemische Prozesse stets vorhabenbezogen für die Orte der Beurteilung zu ermitteln sind. Dies kann im ersten Schritt durch Variation der Wassertemperatur in Laborversuchen mit Standortsubstraten (Batch- bzw. Säulenversuche) erfolgen. Als zweiter Schritt sind Feldversuche anzuraten.

4.5 Temperaturabhängigkeit von Grundwasserorganismen und deren Stoffwechseltypen

4.5.1 Oxische Aquifere (gelöster Sauerstoff $O_2 \geq 1 \text{ mg/l}$)

Das Leben von Grundwasserorganismen und die Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaft wird von mehreren ökologischen Faktoren (sog. Nischenfaktoren) beeinflusst. Neben der Umgebungstemperatur sind maßgeblich folgende Nischenfaktoren wichtig (Brunke & Gonser (1997), Griebler & Lueders (2009), Preuß & Schminke (2004), Spengler, et al., 2017):

- ▶ Die Poren- und Kluftgrößenverteilung im zu bewertenden Aquifervolumen, also die Größe der Poren und die (Bio-)Passierbarkeit zwischen der Boden- oder Festgesteinsmatrix, beschrieben z.B. über die Porung bei Lockergesteinsaquiferen,
- ▶ Verfügbarkeit von Energieträgern für das Ökosystem, d.h. Nahrung / Nährstoffen (Elektronendonatoren) und atemaktiven Stoffen (Elektronenakzeptoren),
- ▶ Lage des Redoxpotentials, insbesondere die Verfügbarkeit von Sauerstoff im Grundwasser,
- ▶ sowie pH-Wert und Salinität des Grundwassers.

Im Hinblick auf die Ableitung thermischer Geringfügigkeitsschwellenwerte zum Schutz der Ökosystemleistungen des Grundwassers empfiehlt sich eine Differenzierung bezüglich charakteristischer Nischenfaktoren. An erster Stelle ist zu unterscheiden, ob das Habitat für höhere Grundwasserorganismen (Invertebraten-Fauna) besiedelbar ist. Als Indikatorparameter kann die relativ einfach messbare Sauerstoffkonzentration dienen. Mit Wassertieren besiedelte oxische Aquifere weisen häufig eine Sauerstoffkonzentration von 3 mg/l und mehr auf (Briemann, et al., 2011). Bei sehr niedrigeren Konzentrationen kann Sauerstoff zum limitierenden Faktor werden, da vielzellige Kleintiere eine Sauerstoffkonzentration von mindestens 1 mg/l zum Überleben benötigen (Griebler, et al., 2014; DVGW W271, 2018). Um die Grundwasserfauna nicht zu gefährden, wurden im Rahmen der vorliegenden Studie die in der internationalen Fachliteratur publizierten Angaben auf Plausibilität und Belastbarkeit geprüft, um für die empfindlichen Organismen adäquate Temperaturschwellenwerte für Deutschland zu benennen.

Echte Grundwassertiere sind an die weitgehend konstanten Bedingungen ihres Lebensraumes angepasst, d.h. sie sind kaltstenotherm (enge Temperaturtoleranz im Bereich der mittleren Grundwassertemperatur). Typische Beispiele sind die Grundwasserflohkrebse *Niphargus virei* und *N. bajuvaricus* (Amphipoda, Crustacea). Dagegen weist die verwandte Grundwasserart *N. rhenorhodanensis* eurytherme Eigenschaften auf, d.h. eine breitere Temperaturtoleranz (Griebler, et al., 2015).

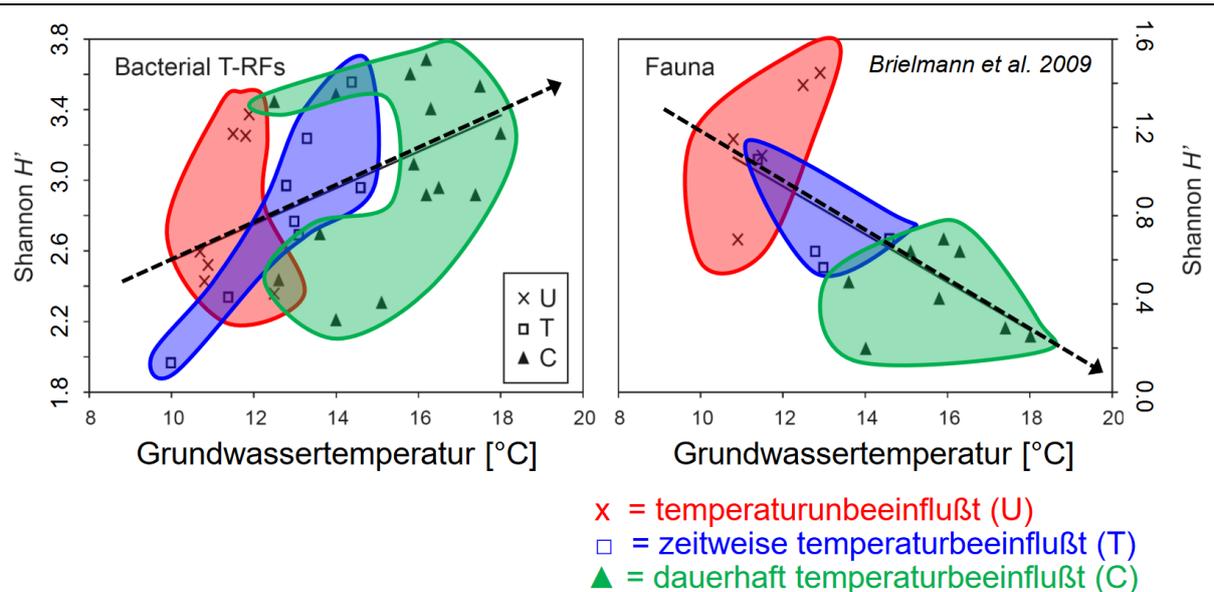
In einer mehrjährigen Studie wurde an einem flachen Grundwasserleiter im Norden Münchens in den Sommermonaten die Ausbildung einer 1,5 km langen Wärmefahne mit Höchsttemperaturen von 19 °C erfasst. Hierbei entwickelte sich die Biodiversität der Bakteriengemeinschaft proportional zur steigenden Temperatur, wohingegen die Artenvielfalt der Grundwasserfauna signifikant abnahm (Abbildung 46) Bei Temperaturen zwischen 30 und 40 °C kehrte sich die positive Korrelation zwischen Temperatur und mikrobieller Diversität allerdings um (Briemann, et al., 2009).

Experimente mit einer Temperaturgradientenkammer (2-35 °C) bestätigten diese Befunde (Briemann, et al., 2011), (Abbildung 47). Bei Versuchen mit dem Grundwasserflohkrebs *Niphargus inopinatus* zeigten 77 % der Beobachtungen die Tiere bei Temperaturen zwischen 8 und

16 °C; die mittlere Aufenthaltstemperatur betrug $11,7 \pm 3,4$ °C. Die letale Temperatur, bei der 50 % der Versuchstiere starben (LT_{50}), sank innerhalb von 30 Tagen von 27 auf 20 °C ab (Abbildung 48). Bei einer Lebenserwartung der Tiere von 15 Jahren und mehr ist diese Erwärmung somit lebensgefährlich. Ein ähnliches Ergebnis lieferten Versuche mit der Grundwasserassel *Proasellus cavaticus* (Isopoda, Crustacea). Bei 66 % aller Beobachtungen hielten sich die Tiere im Temperaturbereich zwischen 8 und 16 °C auf; die mittlere Aufenthaltstemperatur betrug $11,4 \pm 5$ °C (Schreglmann, 2010; Brielmann, et al., 2011). Die letale Temperatur, bei der 50 % der Versuchstiere starben (LT_{50}), sank innerhalb von 5 Tagen von 23 auf 16 °C ab (Abbildung 48). Wiederholt wurden Tiere bei Temperaturen unter 5 °C in einer Art Kältestarre angetroffen. Die Tiere wurden bei Normaltemperatur (10-12 °C) meist wieder aktiv, ganz im Gegensatz zur Wärmestarre, die innerhalb weniger Stunden bis Tage zum Tod führte (Schreglmann, 2010). Auch bei den Grundwasserhüpferlingen *Parastenocaris phyllura* (Copepoda, Harpacticoida, Crustacea) zeigten Kulturen nach einer Temperaturerhöhung von 8 °C auf 19 °C eine sehr hohe Mortalität (Glatzel, 1990).

Auch in Australien wurde bei einer allgemein höheren Grundwassertemperatur der LT_{50} -Wert von zwei Copepoden-Familien (Cyclopoida und Harpacticoida) bei einer Temperaturamplitude von +6,9 K erreicht (Castaño-Sánchez, et al., 2020).

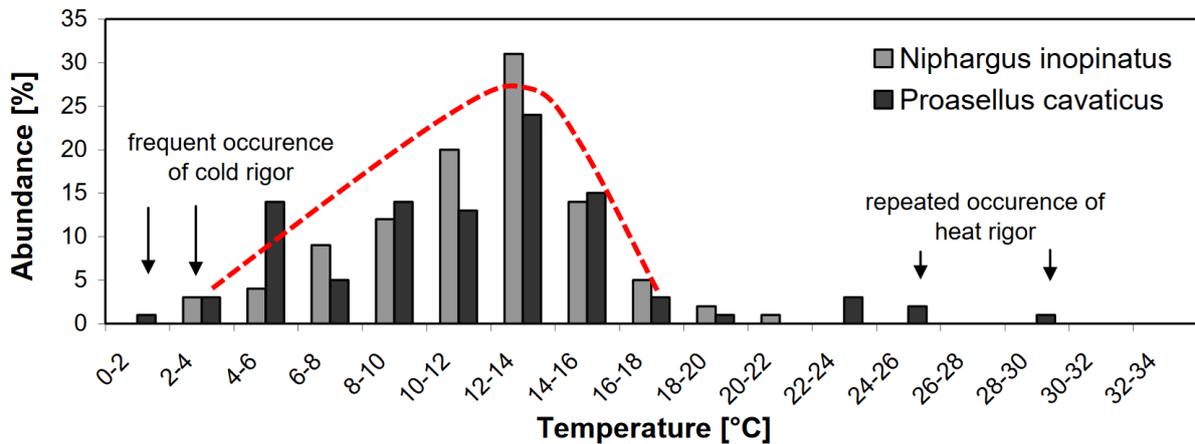
Abbildung 46: Einfluss von Erwärmung auf die Diversität von Bakterien (links) und Grundwasser-tieren (rechts) in der Wärmefahne einer offenen Brunnenanlage (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2009)



(Quelle: Griebler & Avramov (2017))

Spengler & Hahn (2018) ermittelten durch statistische Auswertung einer Feldstudie im Oberrheingraben einen Temperaturschwellenwert von 12,4 °C, oberhalb welchem sich die Artenzusammensetzung drastisch veränderte, d.h. fünf sensitive Indikatorarten verschwanden und nur noch eine wärmetolerante Art dominierte. Dabei lag die Durchschnittstemperatur des oberflächennahen Grundwassers im Oberrheingraben nur unwesentlich niedriger, nämlich bei etwa 11-12 °C (Spengler & Hahn (2018)).

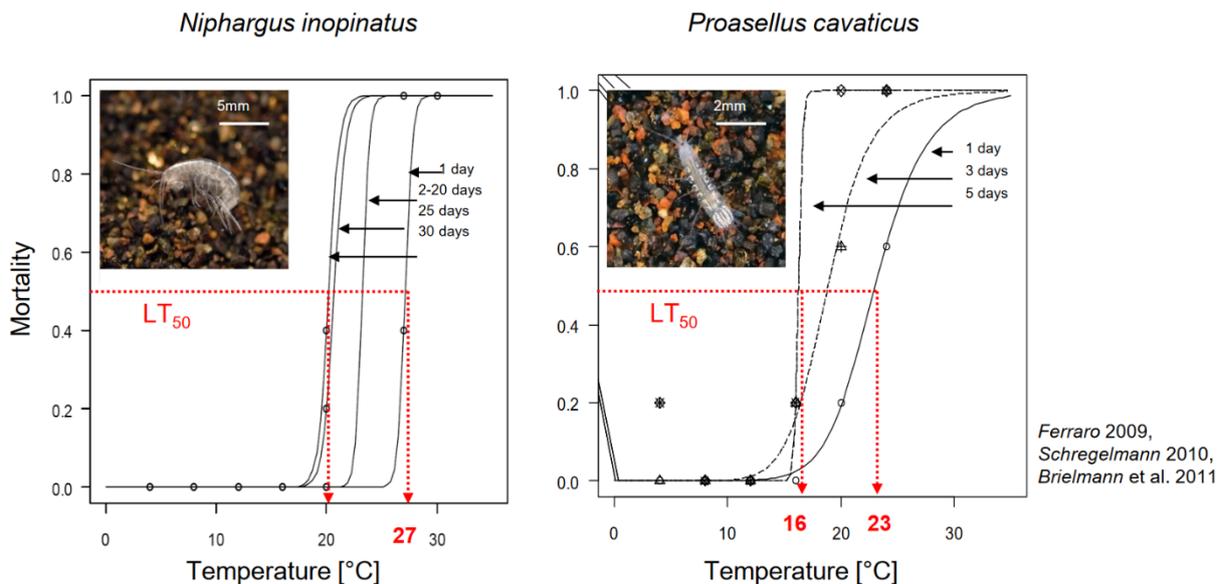
Abbildung 47: Temperaturpräferenz von Grundwasserkrebsen (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011))



(Quelle: Griebler & Avramov (2017))

Im Einklang mit dem Regelwerk DVGW W 271 (2018) ist zusammenfassend festzustellen, dass Grundwassertiere, die in Mitteleuropa an Temperaturen von ungefähr 10-12 °C angepasst sind, eine Erwärmung des Wassers auf Werte oberhalb von etwa 15 °C nur schlecht vertragen, manche Arten sind nicht überlebensfähig. Für offene Geothermiesysteme (mit Grundwasserwärmepumpen) empfiehlt die VDI-Richtlinie 4640 eine maximale Temperaturspreizung von ± 6 K (VDI 4640-4, 2004) bei einer maximalen Erwärmung des Grundwassers auf 20 °C (kurzzeitig bis maximal 30 Tage im Jahr sind bis zu 25 °C tolerabel) und durchaus erwünschter Abkühlung bis auf ca. 5 °C (VDI 4640-1, 2010).

Abbildung 48: Temperaturtoleranz von Grundwasserkrebsen (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011; Schreglmann, 2010; Ferraro, 2009)



(Quelle: Griebler & Avramov (2017))

Wenn bei bestimmten Testorganismen (z.B. *Proasellus cavaticus*) nach wenigen Tagen bei 16 °C bereits zwischen einem Fünftel und der Hälfte der Tiere gestorben ist (Abbildung 48, rechte Grafik), heißt das zwar, dass die übrigen Tiere zunächst überlebt haben, sagt aber nichts über ihren „Gesundheitszustand“ und ihre Resilienz. Aus der Grafik ist auch ersichtlich, dass die Mortalität bei 20 °C auf 100 % anstieg, was eine extreme Sensitivität bei wenigen Kelvin

Temperaturanstieg offenbart. Und dieses Testergebnis sagt nichts darüber aus, wie empfindlich andere stygobionte Grundwassertiere reagieren. Deshalb sollte aus Sicht der Bearbeiter als oberer Temperaturschwellenwert vorsorglich der niedrigste gegenwärtig bekannte LT_{50} -Wert eines in Deutschland verbreiteten Grundwasserorganismus angesetzt werden, um dessen Ökosystemleistung (Funktionalität im Ökosystem Grundwasser) vollumfänglich zu bewahren. Da nicht ausgeschlossen werden kann, dass es empfindlichere Grundwassertiere gibt, sollte der Schwellenwert von Zeit zu Zeit anhand des erreichten Kenntnisstandes überprüft werden.

Ausgehend von der für diesen Bericht ausgewerteten Literatur zur Temperaturempfindlichkeit von Grundwasserfauna für oxische Süßwasser-Aquifere werden für das bundesdeutsche Niederungsland (ohne Gebirgslagen oberhalb ca. +600 m NN) folgende Temperaturschwellenwerte für den thermischen Auswirkungsraum eines UTES empfohlen:

Oxische Süßwasser-Aquifere ($O_2 \geq 1$ mg/l) mit vorhandener Fauna, basierend auf dem (natürlichen) Hintergrundwert von ca. 10-12 °C

Maximal empfohlene Temperaturspreizung im Vergleich zum Hintergrundwert ± 3 K, *gleichzeitig* Einhaltung folgender Temperaturschwellenwerte

- Minimaler Temperaturschwellenwert T_{\min} : +6 °C
- Maximaler Temperaturschwellenwert T_{\max} : +16 °C

Anwendungsbeispiele: Hintergrundwert $T = 9$ °C, zulässige Temperaturspreizung: 6-12 °C; Hintergrundwert $T = 13$ °C, zulässige Temperaturspreizung: 10-16 °C; Hintergrundwert $T = 14$ °C; zulässige Temperaturspreizung: 11 – 16 °C.

Diese Kriterien sind nur an die Habitate anzulegen, die tatsächlich von Tieren besiedelt sind. Anoxische Aquifere und solche mit durchschnittlichen O_2 -Konzentrationen < 1 mg/l zählen nicht dazu. Darunter fallen auch die norddeutschen Lockergesteinsgebiete, die jahrhundertlang von Eis bedeckt waren und seither größtenteils nicht wiederbesiedelt wurden (Stein, et al., 2012).

Begründung: Der abgeleitete Temperaturpräferenzbereich dient dem Wohlergehen der kaltstethothermen Stygobionten-Fauna, um ihre Lebensdauer, Stoffwechselaktivität und Reproduktivität nachhaltig zu sichern und Kälte- bzw. Wärmestarre bis hin zu vollständiger Mortalität einer Population weitestgehend auszuschließen. Mit diesem Temperaturbereich werden die Lebensgemeinschaften geschützt, die nur durch ihre enge Vernetzung und Interaktion die gewünschten Ökosystemleistungen zur Daseinsvorsorge erbringen können. Welche Leistungen dabei durch welche Tierarten im Einzelnen erbracht werden ist unerheblich, da von einer geringen Resilienz bei hoher Vulnerabilität des Ökosystems auszugehen ist. Hierzu bestehen durchaus Kenntnisdefizite, die dringenden Forschungsbedarf rechtfertigen.

4.5.2 Anoxische Aquifere (gelöster Sauerstoff $O_2 < 1$ mg/l)

In anoxischen Aquiferen (hier definiert ab einer O_2 -Konzentration < 1 mg/l) können Wassertiere nicht dauerhaft existieren. Dieser Lebensraum wird jedoch in aller Regel von fakultativ und / oder obligat anaeroben Mikroorganismen (in der Übergangszone zu oxischen Bedingungen auch von aerophilen Spezialisten) besiedelt, sofern die anderen ökologischen Nischenfaktoren die Voraussetzung dafür bieten.

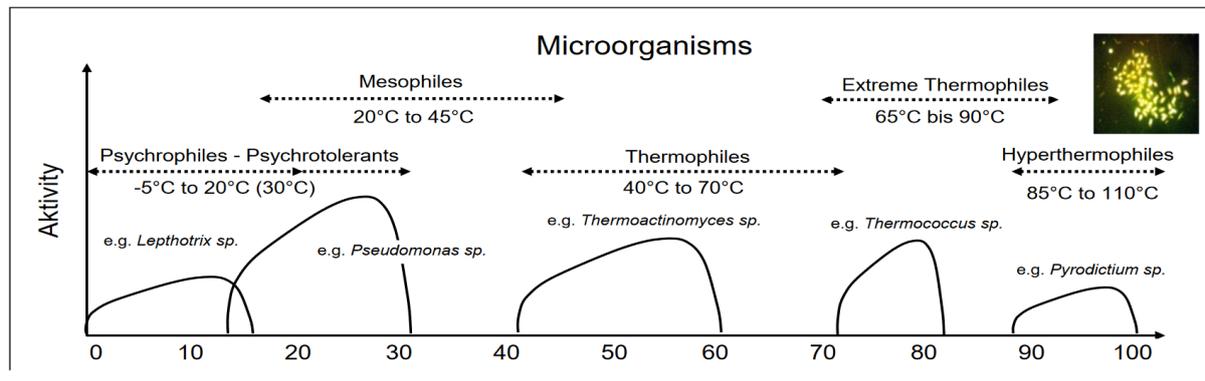
Mikroorganismen, insbesondere Archaea, Bakterien und Viren, besiedeln den Planeten Erde überall dort, wo sie aus einem thermodynamischen Ungleichgewicht eine positive Energiebilanz mindestens für ihren Erhaltungsstoffwechsel gewinnen können, d. h. zur Konservierung von Molekülen, biochemischen Reaktionen und ggf. Zellfunktionen (Hoehler, et al., 2013). Neuere

Schätzungen gehen davon aus, dass sich rund 13 % der globalen Biomasse (ca. 70 Gt Kohlenstoff) im tiefen Untergrund befinden (Bar-On, et al., 2018). Die Schätzungen des Deep Carbon Observatory liegen etwas niedriger (15–23 Gt C), bestätigen aber die Größenordnung (Collins, et al., 2018). Mit „tiefem Untergrund“ meinen Bar-On et al. (2018) das marine Sediment und die ozeanische Kruste, sowie den terrestrischen Untergrund unterhalb von 8 m Tiefe, d. h. ohne den Boden. Präziser formuliert ist der generell anoxische Untergrund gemeint, in dem sämtliche Vorgänge von oberirdischen Prozessen, vor allem der Photosynthese, entkoppelt sind (Colman, et al., 2017). Die Biomasse des tiefen Untergrundes besteht hauptsächlich aus Bakterien (ca. 63 Gt C) und Archaea (ca. 7 Gt C), anteilig bedeutet dies jeweils 90 % ihrer globalen Biomasse (Bar-On, et al., 2018). Eine globale Biomasseverteilung ist in Abbildung 74 dargestellt.

Mit der Tiefe des Untergrundes werden die Habitatbedingungen zunehmend von Energie- und Nährstoffmangel beherrscht. Ausnahmen bilden tiefe Klüfte, Höhlen und die Umgebung aufsteigender Gase (Fumarolen), Thermalwässer und fossiler Lagerstätten, die wegen ihres lokalen Energie- und Nährstoffreichtums ähnlich wie bestimmte Bodenzonen als „Hotspot“ bezeichnet werden (Kuzyakov & Blagodatskaya, 2015). Die mit zunehmender Tiefe limitierte Energieversorgung und der Anstieg von Druck, Temperatur, Salinität und Radioaktivität ermöglichen biologisches Leben für solche Organismen, die entsprechend angepasst sind. Dazu gehören beispielsweise extrem verlangsamte Stoffwechsel-, Reproduktions- und Biomasseturnover-Raten. Diese können im tiefen Untergrund zwischen 10^4 und 10^6 Mal langsamer sein als oberirdisch (Biddle, et al., 2012; Hoehler, et al., 2013). Die Gesamtbilanz dieser Raten hängt nicht allein vom Faktor Zeit ab, sondern auch vom Bestand (pool) an Biomasse. Hinzu kommt der Faktor der (genetischen) Biodiversität. Ist diese hoch, besteht eine größere Vielfalt an spezifischen Anpassungen und stofflichen Wechselbeziehungen mehrerer Arten miteinander, wo jede Art alleine nicht lebensfähig wäre. Dadurch erhält eine Lebensgemeinschaft auch eine höhere Resilienz und Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Lebensbedingungen im Ökosystem. Verschiedene Studien gehen davon aus, dass die genetische Diversität im Untergrund mindestens ebenso groß ist wie die oberirdische, wenn nicht sogar größer (Collins, et al., 2018; Colman, et al., 2017). Die Biodiversität schwindet mit abnehmender Energie-/Nahrungsversorgung, je älter die Habitate werden (z.B. marine Sedimente), wenn es keine nachliefernden Stoffströme bzw. Quellen im Ökosystem gibt (wie z.B. Hotspots). Von Vorteil sind dann energiesparende Lebensweisen. Deshalb geht man auch davon aus, dass mit zunehmender Energielimitation die Toleranz zu höheren Temperaturen sinkt.

Mikroorganismen, insbesondere Bakterien und Archaea, etablieren in der Natur über einen weiten Temperaturbereich spezialisierte Lebensgemeinschaften, die u. a. anhand ihrer Temperaturtoleranz und -optima eingeteilt werden (Abbildung 49). Dabei ist die Artenvielfalt bei extrem niedrigen Temperaturen (Psychrophile) und hohen Temperaturen (Thermophile und Hyperthermophile) geringer, bei mittleren Temperaturen (Mesophile, 20-45 °C) dagegen am höchsten (Briellmann, et al., 2011). Dies gilt umso mehr, wenn sich in enger räumlicher Nachbarschaft, z.B. auf Grund von Mikronischen in Biofilmen, fakultativ und obligat anaerobe sowie aerobe Bakterien etablieren können (Lienen, et al., 2017). In der Regel ist die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen in ihrem bevorzugten Milieu im Bereich ihres Temperaturoptimums am höchsten. Vergleichbares gilt auch für mikrobielles Leben bei hohem physikalischem Druck. Beispielsweise wurden piezophile Mikroben entdeckt, die optimal bei Drücken über 100 MPa wachsen, während andere nicht bei weniger als 50 MPa gedeihen (Rothschild & Mancinelli, 2001).

Abbildung 49: Organismen haben ihre Aktivität an bestimmte Temperaturbedingungen optimal angepasst (Griebler & Avramov, 2017), nach (Brielmann, et al., 2011)



Brielmann et al. 2011

(Quelle: Griebler & Avramov (2017))

Da Mikroorganismen praktisch alle besiedelbaren Lebensräume auch besiedeln, ist es lediglich eine Frage der Zeit, wann die durch eine abrupte Änderung von Ökosystembedingungen nicht mehr besiedelten Lebensräume neu besiedelt werden. Der grundlegendste Systemfaktor ist die Verfügbarkeit und Intensität von Energie- und Stoffflüssen. Da der Faktor Temperatur nachgeordnet ist, kann es keine absoluten oder allgemeingültigen Geringfügigkeitsschwellen für die Gesamtheit aller mikrobiellen Stoffwechselleistungen geben. Beispielsweise gibt es Untersuchungen, die zeigen, dass Mikroorganismen auch Frostperioden unbeschadet überstehen können. Jedoch ruhen bei solchen Temperaturen die mikrobiellen Stoffwechsel nahezu vollständig, ebenso wie bei Energie- und Nahrungsmangel.

Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass sich im tiefen anoxischen Untergrund wie auch bei erhöhten Temperaturen überwiegend chemolithotrophe methanogene Stoffwechsel, u. U. in Kombination mit Gärprozessen, etablieren. Fehlen andere verwertbaren Quellen, „fressen“ die Mikroben Wasserstoff (der durch abiotische Reaktionen mit Gesteinen entsteht) und „atmen“ CO₂ oder oxidierte Schwefelverbindungen, wenn solche verfügbar sind (Nealson, 2003; Orcutt, et al., 2011).

Zur Frage, ob und ab wann Verschiebungen von etablierten Stoffwechselleistungen und ein Wandel von Mikroorganismengemeinschaften im Grundwasser bzw. „tiefen Untergrund“ als nicht mehr geringfügig einzuschätzen sind, bestehen noch erhebliche Kenntnisdefizite. Unter der Maßgabe der Daseinsvorsorge zum Schutz des nicht salinaren Grundwassers als Trinkwasserressource und damit der Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen im GWK zur natürlichen Selbstreinigung lassen sich anhand des gegenwärtigen Kenntnisstandes aus Sicht der Autoren folgende Aussagen zum unteren Temperaturschwellenwert begründen:

Ein weitreichendes bzw. vollständiges Erliegen von Stoffwechselaktivitäten durch Einfrieren des nicht geringfügig thermisch beeinflussten Aquifers (konzeptioneller Nutzungsraum) sollte vermieden werden, auch wenn die Stoffwechselaktivitäten nach dem Auftauen wieder vollständig herstellbar sein sollten. Insofern wird für anoxische Aquifere ein unterer Temperaturschwellenwert T_{\min} von +2 °C vorgeschlagen (im Ausnahmefall kann der Gefrierpunkt kurzzeitig toleriert werden). Dabei ist davon auszugehen, dass es neben den mikrobiologischen Schutzaspekten triftigere physikalische Gründe gibt, ein Einfrieren des konzeptionellen Nutzungsraums zu vermeiden. Dazu zählen im Wesentlichen geotechnische und hydraulische Aspekte, beispielsweise eine Vermeidung von Hebungen und Setzungen oder thermo-hydraulische Effekte im Nahfeld der Sonden. Diese können durch eine Volumenänderung beim Gefrieren von Wasser und Wiederauftauen von Eis erfolgen.

Präventiv sollte aus Autorensicht ein abrupter Dominanzwechsel zu Stoffwechselwegen mit Methanogenese und Gärung vermieden werden, insbesondere wenn die Freisetzung von Schwefelwasserstoff, Methan, Wasserstoff und Kohlendioxid nicht ausgeschlossen werden kann. Ein durch Aufheizen des Untergrundes unkontrolliertes Austreten von Gärungsgasen an die Erdoberfläche ist aus Klimaschutzgründen generell und in besiedelten Gebieten zur Gesundheitsvorsorge der dort lebenden Menschen auszuschließen. Zwar gibt es auch mesophile methanogene Bakterien, doch steigt die Bedeutung von gasproduzierenden, schwer steuerbaren Stoffwechselwegen mit steigender Temperatur oberhalb von etwa 45 °C wegen zunehmender Beteiligung von thermophilen Mikroorganismen deutlich an (Griebler, et al., 2015; Griebler, et al., 2017).

Kim und Lee (2019) beobachteten im Umfeld einer Grundwasser-Wärmepumpe mit einem Temperaturschwankungsniveau von 12 bis 22 °C, dass die höhere Temperatur eine höhere Aktivität von thermophilen als von psychrophilen Bakterien bewirkte. Dominant wurde die thermophile Art *Anoxybacillus tepidamans*, die für die Bildung von Ablagerungen an Brunnen und Filtern von Geothermieanlagen bekannt und gefürchtet ist. Bei einer wesentlich tieferen (ca. 1.250 m) Geothermieanlage in Neubrandenburg mit 85 m mächtigem hochsalinarem Aquifer wurde festgestellt, dass niedrigere Temperaturen um 45–54 °C im Bereich der natürlichen Aquifer-Temperatur eine höhere Diversität und Dominanz sulfatreduzierender Bakterien begünstigen als höhere Temperaturen von 68–74 °C (Lerm, et al., 2013).

Bei Versuchen mit Erwärmung und anschließender Abkühlung eines anaeroben, kontaminierten Aquifersubstrats wurden unter sulfatreduzierenden Bedingungen erhöhte Mineralisierungsraten (bestimmt aus der Bildung von ¹³CO₂ nach Zugabe von ¹³C-markiertem Acetat) bei Erwärmung von 12 °C auf 25 °C bzw. 38 °C gemessen und eine ungestörte Stoffwechselaktivität nach Rückführung auf 12 °C beobachtet. Wurde dagegen die Temperatur von 12 °C auf 45 °C bzw. 60 °C erhöht, führte dies zu einer Hemmung der Mineralisation und einer gestörten Stoffwechselaktivität nach Rückführung auf 12 °C (Bin-Hudari, et al., in prep., zitiert in Köber, et al. (2020)). Dies bedeutet, dass bei diesem Substrat die mesophile Mikrozonose nachhaltig inaktiviert wurde und keine Aktivierung thermophiler Mikroorganismen stattfand.

Völlig unerforscht ist, wie sich zyklische Temperaturschwankungen und erhöhter Wasseraustausch (wie bei ATEs) auf Grundwasser-Mikrobiome auswirken. Unbekannt ist zudem, ob nach Stilllegung eines UTES der beeinträchtigte Nutzungsraum über nachfließendes Grundwasser mit autochthonen Mikroorganismen wiederbesiedelt wird und wie lange dieser Vorgang dauert.

Schlussfolgernd aus dieser Literaturstudie und den bestehenden Kenntnisdefiziten empfehlen die Autoren der vorliegenden Studie ein konservatives Vorgehen bei der Ableitung der oberen Temperaturschwellenwerte, solange bis umfassendere Erkenntnisse vorliegen oder eine Fallstudie für den zu genehmigenden Standort eines UTES eine höhere Temperaturschwelle begründen kann.

Die Autoren schlagen deshalb für anaerobe Süßwasser-Aquifere einen oberen Temperaturschwellenwert von $+40 \pm 2$ °C vor mit dem Ziel, die Mineralisierungsaktivität von mesophilen Mikroorganismen bestmöglich zu erhalten, um das Potenzial zur natürlichen Selbstreinigung des Grundwassers und zur Aufrechterhaltung einer für die Daseinsvorsorge geeigneten Grundwasserbeschaffenheit nicht zu gefährden. Aus ökologischer Sicht können Ausnahmen mit höheren Temperaturen bei Aquiferen zugelassen werden, die wegen ihrer natürlicherweise oder durch menschliche Aktivität nachhaltig beeinflussten Beschaffenheit nicht oder nicht mehr als Trink- oder Heilwasserressource vorrangig schützenswert einzustufen sind, beispielsweise saline Grundwässer, bergbaulich oder durch Altlasten beeinflusste Grundwässer. Für solche Wässer bzw. Aquifere ist vorrangig der Temperatureinfluss auf geochemische und geophysikalische

Prozesse (Lösungs-/Fällungsreaktionen, Korrosivität, Gasbildung, Volumenausdehnung usw.) in den Fokus zu stellen. Unter Umständen können höhere Temperaturen deutlich über 40 °C zugelassen werden, was aber für den konkreten Standort unter Berücksichtigung des vertikalen Temperaturanstiegs zur Erdoberfläche hin und eventueller artesischer Wasserdurchbrüche in schützenswerte Aquifere vorab zu prüfen ist.

Mit der zuvor genannten Begründung werden zum Schutz anoxischer Süßwasser-Aquifere präventiv für den thermischen Auswirkungsraum eines UTES folgende Temperaturschwellenwerte vorgeschlagen:

Anoxische Süßwasser-Aquifere mit $O_2 < 1 \text{ mg/l}$, basierend auf dem (natürlichen) Hintergrundwert von ca. 10-12 °C

- Unterer Temperaturschwellenwert T_{\min} : +2 °C (im Ausnahmefall kann der Gefrierpunkt kurzzeitig toleriert werden, ein Einfrieren des GWK ist jedoch zu verhindern),
- Oberer Temperaturschwellenwert T_{\max} : +40 ± 2 °C.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die hier abgeleiteten Temperaturschwellenwerte einer wissenschaftlichen Validierung bedürfen, die in der Erarbeitung von Detailwissen zeitaufwendig sein dürfte. Dabei sollte nicht das Screening der genetischen Vielfalt im Vordergrund stehen, sondern die Quantifizierung und Bilanzierung der Stoffwechselaktivität, also von Mineralisierungsprozessen in Abhängigkeit der Temperatur- und Standortbedingungen (Stoffwechselraten, dynamische und statische Pools, Quellen und Senken). Bis dato unerforscht ist auch, welche Auswirkungen rasche Temperaturwechsel im Spreizungsbereich auf die Resilienz, die Aktivität und das Regenerationsvermögen von Mikroorganismen haben.

4.5.3 Zwischenfazit 2: Grundwasserorganismen und Stoffwechseltypen

Zur nachhaltigen Gewährleistung von Ökosystemleistungen in Grundwasserkörpern sind zum Schutz der Ressource Grundwasser und ihres Selbstreinigungsvermögens besonders strenge Schutzkriterien unabdingbar. Geschützt werden müssen sämtliche Stoffwechseltypen und die sie ausübenden Lebensgemeinschaften, da nur durch ihre enge Vernetzung und Interaktion die gewünschten Ökosystemleistungen bewahrt werden können. Dazu zählen mikrobielle Biozönosen und die ein- und vielzelligen Tiere. Da an die Lebensbedingungen im Grundwasser vergleichsweise wenige Tierarten evolutiv angepasst sind (stygobionte Arten) und diese besonders empfindlich sind gegenüber Temperaturänderungen, ist die Resilienz des Ökosystems Grundwasser insgesamt als gering einzuschätzen. Weil eine hohe Vulnerabilität besteht, unterliegt der Schutz des Ökosystems besonders strengen Kriterien. Diese Kriterien sind an die Habitate anzulegen, die tatsächlich von Tieren besiedelt sind. Anoxische Aquifere und solche mit durchschnittlichen O_2 -Konzentrationen $< 1 \text{ mg/l}$ zählen nicht dazu. Darunter fallen auch die norddeutschen Lockergesteinsgebiete, die jahrhundertlang von Eis bedeckt waren und seither größtenteils nicht wiederbesiedelt wurden (Stein, et al., 2012).

Bei den ausschließlich von Mikroorganismen besiedelten Aquiferen zielt der Schutz auf quantitative Aufrechterhaltung aller etablierten Stoffwechseltypen, jedoch ohne besondere Förderung von Methanogenese bzw. Gärung. Diese Einschränkung hat auch die Stabilisierung des Weltklimas und den Schutz des Menschen vor giftigen und entzündlichen Gärungsgasen im Blick. Da die prinzipiellen Stoffwechsellösungen von sehr speziellen Ausnahmen abgesehen nicht an bestimmte Genotypen geknüpft sind, sondern von einer breiten genetischen Vielfalt auch unterschiedlich temperaturtoleranter Arten bzw. Stämme ausgeübt werden, kommt es nicht auf den Schutz bestimmter genetischer Einheiten an, sondern auf die Erhaltung geeigneter Lebensbedingungen, die eine hohe Stoffwechselaktivität von der aeroben Atmung bis hin zur Sulfatatmung

gewährleisten. Erfahrungsgemäß sind extremophile Mikroorganismen hoch spezialisiert und dafür weniger effektiv in der quantitativen Ausübung einer hohen Vielfalt an Stoffwechselwegen. Deshalb sollten die Lebensbedingungen von GWK so gesteuert werden, dass es nicht zu einer weiträumigen alleinigen Etablierung von thermophilen, extrem thermophilen oder hyperthermophilen Mikroorganismen kommt, bevor deren Unbedenklichkeit nicht nachgewiesen wurde. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass für die Aufrechterhaltung einer großen Vielfalt und Intensität an Stoffwechsellleistungen den mesophilen und psychrotoleranten Mikroorganismen im Grundwasser ein höherer Schutzstatus zugebilligt werden sollte.

4.6 Erwartungswerte für die Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen gesteinsbildender Minerale mit Hilfe von PHREEQC

4.6.1 Aufgabenstellung

Zur Aufgabenstellung des Vorhabens gehörte, die Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen gesteinsbildender Mineralien in porösen Aquiferen mit Hilfe chemischer Spezierung zu simulieren. Übergeordnetes Ziel war zu prüfen, ob anhand von PHREEQC-Rechnungen Temperaturschwellenwerte abgeleitet werden können, innerhalb derer sich hydrogeochemische Reaktionen nur geringfügig auf die Grundwasserbeschaffenheit auswirken.

Nach ursprünglichen Überlegungen sollte für eine repräsentative geologische Einheit mit einer bestimmten mineralischen Zusammensetzung das im Gleichgewicht stehende Grundwasser definiert werden. Dies erfordert exakte Angaben über das Volumenverhältnis von Wasserkörper zu Gesteinskörper (Porenanteil) sowie zur Mineralzusammensetzung des Gesteins. Auch nach intensiver Literaturrecherche konnten keine zielführenden Datensätze gefunden werden.

Deshalb wurde eine modifizierte Strategie zur Lösung der Aufgabe erarbeitet. Es wurden Grundwässer mit regionaltypischer Zusammensetzung gesucht, bei denen unterstellt werden konnte, dass die Grundwässer zum Zeitpunkt der Untersuchung (Probenahme) im Gleichgewicht mit der jeweiligen geologischen Einheit stehen und somit für diese Einheit repräsentativ sind. Notwendig war weiterhin, Grundwässer mit einer vollständigen Wasseranalyse zu selektieren, damit möglichst viele Minerale bzw. Löslichkeitsänderungen erfasst werden konnten. Ferner war es das Ziel, mit den ausgewählten Grundwasserbeschaffenheitsdaten eine Bandbreite unterschiedlicher Lösungsinhalte bzw. Salinitäten (gering/mittel/hoch) abzubilden.

4.6.2 Vorgehensweise

4.6.2.1 Identifikation der relevanten hydrogeologischen Räume in Deutschland

Für die energiewirtschaftliche Nutzung von UTES sind in erster Linie Lockergesteins- und Sedimentaquifere von Interesse, die durch die hydrogeologische Hohlraumart „Poren“ charakterisiert sind (blassblaue Gebiete in Abbildung 50). Wie die Hauptverbreitungsgebiete in Abbildung 50 zeigen, ist diese Hohlraumart im Norden und Osten sowie im Süden und ganz im Westen Deutschlands flächig verbreitet und deckt insgesamt ungefähr die Hälfte der Bundesfläche ab. Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangt man mit der Darstellung der Hauptverbreitungsgebiete der hydrogeologischen Bezugseinheiten, wie sie von Kunkel et al. (2004) zur Untersuchung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland publiziert wurde.

Für die sog. Lockergesteinsaquifere, die für die Recherche typischer GW-Beschaffenheitsdaten in Frage kommen, wurden anhand der Einteilung der regionalen Hydrogeologie von Deutschland (Ad-Hoc AG Hydrogeologie, 2016) die in Tabelle 23 aufgeführten 13 Räume identifiziert.

4.6.2.2 Bundesweite Recherche zur Grundwasserchemie, Aufbereitung der Datensätze einschließlich Plausibilitäts- und Eignungsprüfung, exemplarische Auswahl geeigneter Datensätze von Grundwassermessstellen (GWMS)

Für die meisten dieser hydrogeologischen Räume wurde eine Datenrecherche im Internet und über direkte Kontaktaufnahme zu Geologischen Diensten und Landesämtern sowie zum UBA durchgeführt. Innerhalb der verfügbaren Bearbeitungszeit kam ein Datenrücklauf von ungefähr 20 Prozent zustande. Mit den erhaltenen Datensätzen für das Nord- und Ostdeutsche Porenraumgebiet, den Oberrheingraben und den Elbtalgraben (in Tabelle 23) werden wesentliche und grundsätzlich als repräsentativ einzuschätzende Gebiete in Deutschland erfasst (Abbildung 50).

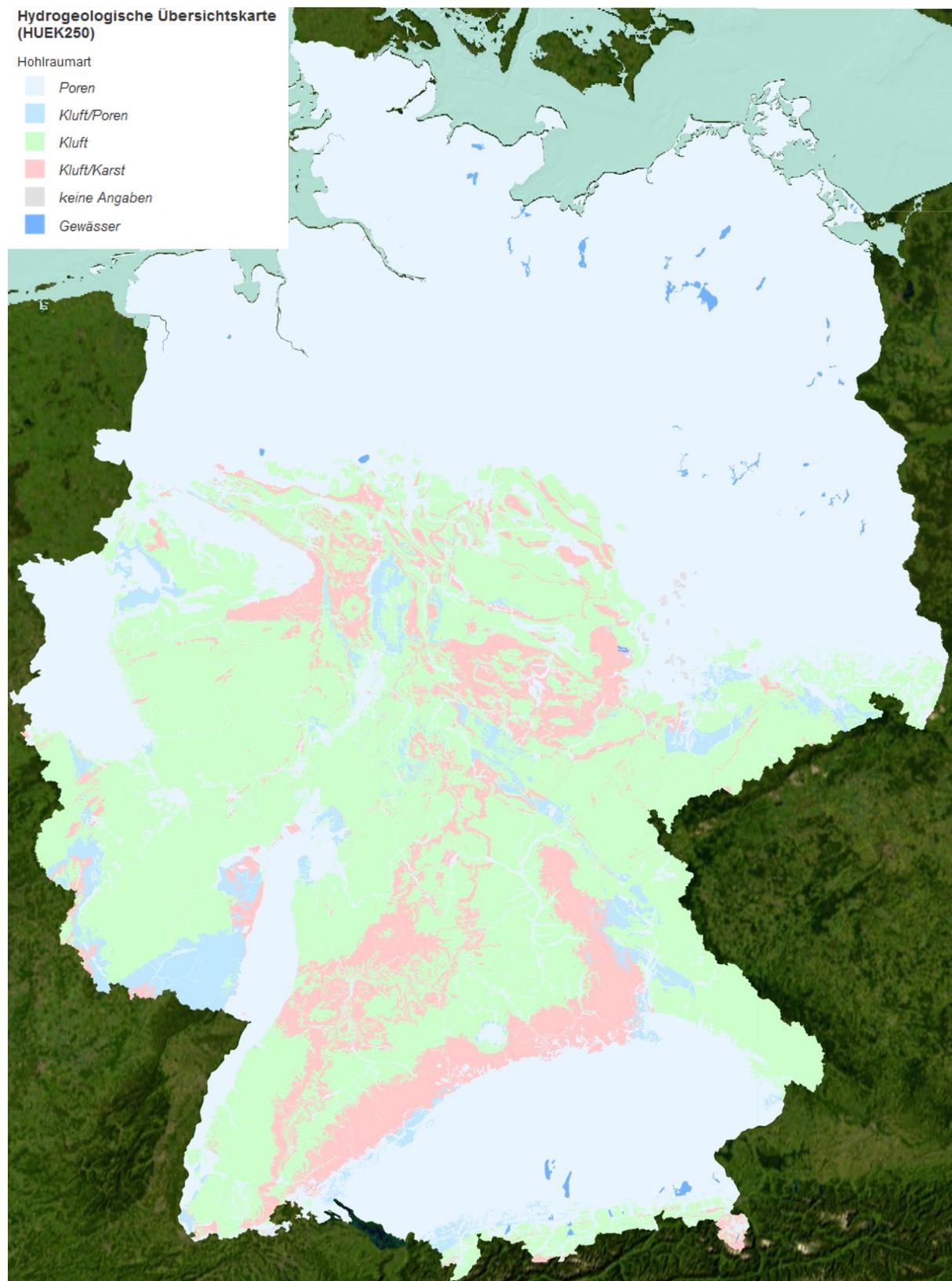
Aus den Rückläufen der Datenanfragen sowie aus der Dissertation von Ludwig (Ludwig, 2011) konnte eine Palette von GW-Beschaffenheitsdaten aus mehreren Bundesländern zusammengestellt werden, bei denen die Herkunft (GW-Leiter, lithologische Einheit) lokalisierbar war. Die erhaltenen chemischen Datensätze (exemplarisch in Tabelle 37 zusammengestellt) wurden anschließend auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft und dazu unter anderem einer Ionenbilanzrechnung unterzogen.

Tabelle 23: Hydrogeologische Räume mit Lockergesteinsaquifere sowie deren ID-Nummer und Zuordnung zu hydrogeologischen Großräumen in Deutschland (selektiert aus (Ad-Hoc AG Hydrogeologie, 2016))

ID Nr.	Hydrologischer Raum	Großraum
12	Nordseemarschen	1 – Nord- und Mitteldeutsches Lockergesteinsgebiet
13	Niederungen im nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet	
14	Norddeutsches Jungpleistozän	
15	Nord- und mitteldeutsches Mittelpleistozän	
16	Altmoränengeest	
17	Lausitzer Känozoikum	
21	Sandmünsterland	
23	Niederrheinische Tieflandsbucht	
31	Oberrheingraben mit Mainzer Becken	3 – Oberrheingraben mit Mainzer Becken und nordhessischem Tertiär
32	Untermainsenke	
33	Nordhessisches Tertiär	
41	Süddeutsches Molassebecken	4 – Alpenvorland
91	Elbtalgraben	9 – Südostdeutsches Grundgebirge

(Quelle: Ad-Hoc AG Hydrogeologie (2016))

Abbildung 50: Hauptverbreitungsgebiete der Hohlraumarten, Hydrogeologische Übersichtskarte der BRD 1:250.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2019)



(Quelle: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2019))

Exemplarisch wurden sieben Grundwässer für die Durchführung der PHREEQC-Berechnungen ausgewählt. Die selektierten Grundwässer stammen aus fünf Bundesländern und bilden unterschiedliche hydrogeologische Regionen in Deutschland ab (Tabelle 24). Wegen des heterogenen Umfangs der zur Verfügung stehenden Datensätze stammen drei der sieben Wässer aus Baden-Württemberg. Für ein Wasser aus Hessen wurden die Daten ohne genaue Kenntnis der Lokalität verwendet. Die anderen Grundwässer finden sich in Sachsen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern. Alle ausgewählten Grundwässer entstammen quartären oder tertiären Porengrundwasserleitern, weisen jedoch eine sehr variable chemische Beschaffenheit auf. Eine Übersicht zu den Wässern gibt die Tabelle 24. Die vollständigen Beschaffenheitsdaten der Wässer sind in Tabelle 37 im Anhang A.4 dokumentiert.

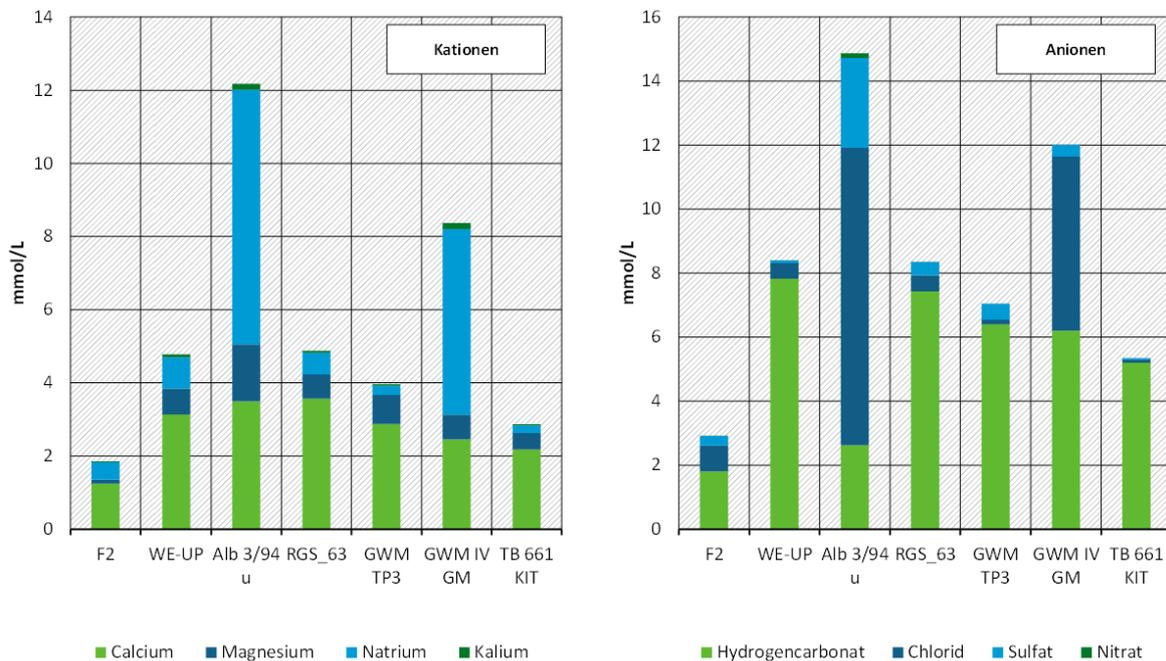
Tabelle 24: Herkunft und Zugehörigkeit der für die PHREEQC-Berechnungen verwendeten Grundwässer

Kriterium	Farnewinkel F2	RGS 63	Dresden-Neustadt Alb 3/94u	Waren-Eck-tannen UP	GWM TP3 Ruhrgas AG, Sandhausen	GWM IV, Goldscheuer-Marlen	TB 661 KIT Campus Nord, Leopoldshafen
Abkürzung	F2	RGS_63	Alb 3/94 u	WE-UP	GWM TP3	GWM IV GM	TB 661 KIT
Bundesland	Schleswig-Holstein	Hessen	Sachsen	Mecklenburg-VP	Baden-Württemberg	Baden-Württemberg	Baden-Württemberg
Hydrogeologischer Raum	12 Nordseemarschen	31 Oberrhein-graben	91 Elbtalgraben	14 Norddt. Jungpleistozän	31 Oberrhein-graben	31 Oberrhein-graben	31 Oberrhein-graben
Quelle	Internet: umwelt-daten.lands-h.de	Ludwig (2011)	LfULG Sachsen	Internet: www.umweltkarten.mv-regierung.de/	LUBW	LUBW	LUBW

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Die Konzentrationsverteilung der Hauptkationen und -anionen geht aus Abbildung 51 hervor. Es handelt sich mehrheitlich um carbonatisch bzw. dolomitisch geprägte Grundwässer. Das salzreichste Grundwasser Alb 3/94u aus dem Elbtalgraben ist von NaCl dominiert. Das Grundwasser GWM IV-GM weist ebenfalls einen hohen Anteil an NaCl auf. Im Gegensatz zu den anderen Grundwässern enthält das salzärmste Wasser F2 aus Schleswig-Holstein nur geringfügig Magnesium. Gegenüber den Hauptkationen sind die Fe- und Mn-Konzentrationen meist deutlich niedriger, die höchste Fe-Konzentration beträgt jedoch fast 10 mg/l (RGS 63), die höchste Mn-Konzentration liegt bei 1,4 mg/l (Alb 9/94u).

Abbildung 51: Konzentrationsverteilung an Haupt-Kationen und Haupt-Anionen der für die PHREEQC-Berechnungen verwendeten Grundwässer



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

4.6.2.3 Festlegung der an Lösungs- und Fällungsreaktionen vorrangig beteiligten Mineralien

Durch Temperaturänderungen im Grundwasser können chemische und biochemische (mikrobielle) Prozesse in Gang kommen bzw. gefördert werden, die zu Beeinträchtigungen der Grundwasserbeschaffenheit und der hydraulischen Durchlässigkeit des Aquifers oder auch zu Alterungserscheinungen von Brunnenanlagen führen. Zu den häufigsten unerwünschten Prozessen zählen:

- ▶ Verockerung und Inkrustation (Ausfällung von Eisen- und Manganverbindungen),
- ▶ Aluminiumausfällung,
- ▶ Versinterung (Ablagerung von Kalktuff/Travertin, Silikaten, Sulfaten oder Sulfiden),
- ▶ Kolmatierung / Versandung,
- ▶ Korrosion (v.a. an Rohrleitungen, Pumpen u. a. technischen Einbauten),
- ▶ Verschleimung.

Bei den PHREEQC-Rechnungen wurde die Verschleimung nicht berücksichtigt, da sie durch mikrobielle Vorgänge verursacht wird und biologische Prozesse im herkömmlichen PHREEQC-Programm nicht parametrisiert sind. Darüber hinaus wurde die Kolmatierung / Versandung nicht betrachtet, da es sich dabei vor allem um physikalische Sedimentationsprozesse und nicht um chemische Prozesse handelt. Den übrigen oben aufgezählten Prozessen wurden zunächst typische Mineralphasen zugeordnet (z.B. Versinterung: Calcit). Anhand der Veränderung des Sättigungsindex des ausgewählten Minerals bei Temperaturerhöhung/-verringerung konnte das mögliche Auftreten des unerwünschten Prozesses vorhergesagt und die damit verbundenen Konzentrationsänderungen in der gelösten Phase quantifiziert werden.

Da in der recherchierten Literatur nur wenig konkrete Angaben zu den relevanten Mineralen zu finden waren, die bevorzugt zur Ausfällung neigen, und z.B. in Brunnen zu Alterungserscheinungen führen, wurden solche Minerale ausgewählt, die nach fachlicher Einschätzung auf Grund ihrer Stoffzusammensetzung mit den o. g. Prozessen in Verbindung stehen. Einige dieser Minerale sind Tabelle 25 zusammengestellt.

4.6.2.4 Prüfung und Modifikation der PHREEQC-internen Datensätze und Wahl der Datenbank

Zur Berechnung der hydrochemischen Gleichgewichte kam das chemische Speziierungsprogramm PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 2013) mit der Anwendung „PHREEQC Interactive“ (Version 3.3.9.11951) zum Einsatz. PHREEQC Version 3 ist ein in der Computersprache C++ open-source verfasstes Computerprogramm, das für die Durchführung einer Vielzahl von geochemischen Berechnungen in wässriger Umgebung konzipiert ist. PHREEQC implementiert mehrere Typen aquatischer Speziierungsmodelle einschließlich aquatischer Ionenassoziationsmodelle. Das Computerprogramm stellt der USGS kostenfrei zum Download zur Verfügung (<https://www.usgs.gov/software/phreeqc-version-3>).

Für die Speziierungsrechnungen greift das Programm PHREEQC auf eine Datenbank zurück, in der neben den chemischen Gleichgewichtsreaktionen die zugehörigen Gleichgewichtskonstanten bzw. Löslichkeitsprodukte von Mineralen sowie thermodynamischen Daten (Enthalpie-Werte) abgelegt sind.

Ein weiterer Bestandteil der Aufgabe war die Recherche/Sichtung von für die Zielstellung geeigneten Modell-Datenbanken. Nach Prüfung unterschiedlicher Datenbanken (u. a. „minteq“, „phreeqc“, „wateq4“) wurde die Datenbank „Thermmodem“ Version V1.10 / 06.06.2017 (BRGM Institute 2019) für die Berechnungen ausgewählt. Hierbei handelt es sich um eine geochemische Datenbank mit umfassenden thermodynamischen Daten von Mineralphasen, wässrigen Phasen und Gasen. Thermmodem eignet sich für Berechnungen mit großen Variationen von Temperatur (0-300 °C), Druck (1-1.000 bar) und Salinitäten (bis zur Sättigung).

Tabelle 25: Auswahl relevanter gesteinsbildender Minerale mit Parametrisierung in der Datenbank Thermmodem

Prozess	Mineral	chem. Formel des Minerals	log_k	delta_h [kJ/mol]
Verockerung und Inkrustation	Hämatit	$\text{Fe}_2\text{O}_3 + 6\text{H}^+ = 2\text{Fe}^{+3} + 3\text{H}_2\text{O}$	-0.048	68.503
	Goethit	$\text{FeOOH} + 3\text{H}^+ = \text{Fe}^{+3} + 2\text{H}_2\text{O}$	0.359	38.222
	Siderit	$\text{FeCO}_3 + \text{H}^+ = \text{HCO}_3^- + \text{Fe}^{+2}$	-0.273	-27.862
	Pyrit	$\text{FeS}_2 + 0.75\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{+2} + 1.5\text{HS}^- + 0.25\text{S}_2\text{O}_3^{-2}$	-23.59	-1409.332
Aluminiumausfällung	Gibbsit	$\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{+3} + 3\text{H}_2\text{O}$	7.734	-102.759
	Kaolinit	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 6\text{H}^+ = 2\text{Al}^{+3} + 2\text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{H}_2\text{O}$	6.471	-169.718
Versinterung	Baryt	$\text{BaSO}_4 = \text{Ba}^{+2} + \text{SO}_4^{-2}$	-10.051	26.335
	Gips	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ca}^{+2} + \text{SO}_4^{-2} + 2\text{H}_2\text{O}$	-4,607	-1.054
	Dolomit	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2 + 2\text{H}^+ = 2\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$	3.533	-65.36
	Calcit	$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ = \text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{+2}$	1.847	-25.325
	Magnesit	$\text{MgCO}_3 + \text{H}^+ = \text{HCO}_3^- + \text{Mg}^{+2}$	1.415	-38.99
Verkieselung	am. Silikat	$\text{SiO}_2 (\text{amorph}) + 2\text{H}_2\text{O} = \text{H}_4\text{SiO}_4$	-2,7	13.616
	α-Quarz	$\text{SiO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} = \text{H}_4\text{SiO}_4$	-3.737	21.166

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Zur Modellierung der Wasserbeschaffenheits-/ Minerallöslichkeitsveränderung in Abhängigkeit der Temperatur muss für das jeweilige Mineral neben der Löslichkeitskonstanten („log_k“) auch

die Enthalpie („delta_h“) oder die diesbezügliche Bezugsformel („-gamma“) hinterlegt sein. Dem entsprechend wurde die vollständige Datenbank Thermodem nach Mineralen gefiltert, die alle notwendigen Dateneinträge enthalten. Einige in der Datenbank fehlenden relevanten Minerale, Spezies oder Hydrolysereaktionen wurden zur hydrochemischen Berechnung in die PHREEQC-Eingabedateien integriert. Dies betrifft vor allem Reaktionsgleichungen zu Arsen (siehe unten).

Für die Berechnung von hydrochemischen Gleichgewichten wurden unter anderem die in Tabelle 25 enthaltenen Mineralphasen ausgewählt, da sie für die verschiedenen Prozesse als maßgeblich erachtet wurden. Weitere Minerale, die unsererseits als relevant eingestuft werden und daher mit berechnet und in der Auswertung betrachtet wurden, sind:

Eisenhydroxide:

- ▶ Ferrihydrit (2L und 6L, $\text{Fe}(\text{OH})_3$)

Silikate:

- ▶ Albit ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$)
- ▶ Kalium-Glimmer (Kmica, $\text{KAl}_3\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$)
- ▶ Illit ($\text{K}_{0.85}\text{Al}_{2.85}\text{Si}_{3.15}\text{O}_{10}(\text{OH})_2$)

Auf Grund der besonderen Relevanz des Elements Arsen für geothermische Speicher wurden ebenso die Arsenminerale Arsenopyrit (FeAsS), elementares As, Orpiment (As_2S_3), Realgar (AsS) und Scorodit ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) mit betrachtet. Für die Vervollständigung der maßgebenden Arsen-Reaktionsgleichungen wurden die zugehörigen Datensätze aus den Datenbanken WATEQ4f und Thermodem gesichtet und mit Literaturdaten verglichen (u. a. (Nordstrom, et al., 2003)). Im Ergebnis dessen wurden in den PHREEQC-Input-Dateien Ergänzungen von Arsen-Reaktionsgleichungen vorgenommen. Dies betrifft z.B. die Dissoziationsgleichungen von Arsensäure (H_3AsO_4) und Arseniger Säure (H_3AsO_3) und die zugehörigen thermodynamischen Daten.

4.6.2.5 Software-technische Randbedingungen und Grenzen für die Ergebnisinterpretation

Um die Tendenz zur Lösung bzw. Fällung von Mineralen in Abhängigkeit der Grundwassertemperatur zu prüfen, wurden die Sättigungsindizes relevanter Minerale und die Konzentrationsänderungen von Wasserinhaltsstoffen mit PHREEQC berechnet.

Der Sättigungsindex ist der dekadische Logarithmus des Quotienten aus Ionenaktivitätsprodukt (berechnet aus der gegebenen Wasseranalyse) und dem Löslichkeitsprodukt (maximal mögliche Löslichkeit unter Berücksichtigung der Wassertemperatur für Systeme mit Aktivitätskoeffizienten von 1):

$$SI = \log \frac{IAP}{K}$$

SI Sättigungsindex [1]

IAP Ionenaktivitätsprodukt [mol^n/l^n] mit n = Anzahl der Reaktanten in Lösung

K Löslichkeitsprodukt [mol^n/l^n] mit n = Anzahl der Reaktanten in Lösung

Der Sättigungsindex SI gibt an, ob eine Lösung im thermodynamischen Gleichgewicht mit einer festen Phase steht, oder unter- bzw. übersättigt ist in Bezug auf die feste Phase. Sättigungsindizes von $SI > 0$ zeigen eine Übersättigung des betreffenden Minerals und $SI < 0$ eine Untersättigung an. Hierbei bedeutet ein SI-Wert von z.B. +1 eine 10-fache Übersättigung, ein SI-Wert von -2 eine 100-fache Untersättigung bezüglich einer bestimmten Mineralphase. In der Praxis

wird davon ausgegangen, dass im SI-Bereich von -0,05 bis +0,05 ein quasi-Gleichgewicht vorliegt. Zu beachten ist, dass Übersättigung nicht automatisch zu einer Ausfällung führt. Wenn die Ausfällungskinetik langsam ist, können Lösungen über sehr lange Zeiträume übersättigt bleiben in Bezug auf bestimmte Mineralphasen (Merkel & Planer-Friedrich, 2008).

Anhand der tendenziellen Entwicklung der jeweiligen Sättigungsindizes wurden mit den durchgeführten PHREEQC-Berechnungen Rückschlüsse auf die zu erwartenden Lösungs- und Fällungsprozesse gezogen. Dies wurde exemplarisch auf reale Grundwässer angewandt, deren chemische Beschaffenheit im Zuge der Recherchen zusammengestellt wurden (s.o.).

Die im Rahmen des Vorhabens durchgeführten hydrochemischen Berechnungen mit PHREEQC unterliegen bestimmten Randbedingungen und Grenzen, die im Folgenden erläutert werden:

- ▶ Sämtliche Berechnungen wurden im geschlossenen System (d.h. ohne Austausch mit der Atmosphäre) durchgeführt. Der Systemdruck wurde vereinfachend als Atmosphärendruck (1 bar) gerechnet, nachdem Testrechnungen mit Variation des Systemdrucks zwischen 1 bar und 40 bar lediglich zu minimal anderen Ergebnissen geführt hatten. Diese Veränderungen waren allesamt kleiner als die temperaturbedingten Änderungen.
- ▶ Für die Berechnungen wurden als Randbedingung quasi-konstante CO₂-Partialdrücke vorausgesetzt.
- ▶ Mitunter sind bei Grundwasseranalysen Sauerstoffkonzentrationen von < 0,2 mg/l angegeben. Jedoch ist Wasser in größerer Tiefe in der Regel sauerstofffrei. Wird in PHREEQC eine beliebig niedrige Sauerstoffkonzentration eingegeben, erfolgt automatisch die Simulation von oxidativen Prozessen. Da dies jedoch für die meisten Szenarien-Berechnungen nicht erwünscht ist (Annahme obligat anoxischer Bedingungen), wurde das jeweilige Grundwasser ohne die Angabe einer Sauerstoffkonzentration definiert ($pO_2 = 0$ bar).
- ▶ Die mit PHREEQC erzielten Berechnungsergebnisse entsprechen chemischen Gleichgewichtszuständen. Die Geschwindigkeit chemischer Reaktionsabläufe (Kinetik) konnten mangels Datengrundlage nicht abgebildet werden. Des Weiteren können nur reine Mineralphasen betrachtet werden. Natürliche Minerale können jedoch vielfach seltene Elemente in wechselnden Gehalten beinhalten (Merkel, et al., 2008).
- ▶ Oberflächensorptionsprozesse, wie z.B. für Arsen in Kapitel 4.4.6 und für Cadmium in Kapitel 4.4.7 beschrieben, wurden in den Berechnungen nicht berücksichtigt, da in den geprüften Datenbanken in der Regel keine universellen Enthalpiedaten enthalten sind. Auch das für Eisenoxyhydroxide entwickelte Oberflächenkomplexierungsmodell von Dzombak & Morel (1990) enthält keine thermodynamischen Daten. Recherchierte Enthalpiedaten aus der Literatur gelten stets nur für die örtliche hydrogeochemische Situation und die gewählten Versuchsbedingungen oder müssen für diese modellspezifisch gefittet werden (Bonte, et al., 2014). Unterschiedliche Modellansätze führen dabei auch zu unterschiedlichen Resultaten (Jessen, et al., 2012). Aussagen zur (indirekten) Mobilisierung primär sorbierter Halbmetalle (z.B. Arsen) und Metalle bei temperatur- und redoxbeeinflusstem Verlust sorptiver Oberflächen von beispielsweise Ferrihydrit, Goethit und Manganoxiden können daher nur qualitativ getroffen werden.
- ▶ In den Berechnungen sind keine biochemischen Reaktionen enthalten, da die durch Lebewesen katalysierten metabolischen Reaktionen der organischen Chemie thermodynamisch und kinetisch ein sehr komplexes Arbeitsfeld sind. Infolgedessen können durch Temperaturerhöhung induzierte biochemische Reaktionen wie z.B. die Reduktion von Nitrat und Sulfat sowie eintretende Methanogenese und deren Beeinflussung des Redoxmilieus mit den eingesetzten Tools nicht adäquat abgebildet werden.

- Die recherchierten bzw. in den einzelnen Bundesländern angefragten Datensätze weisen sehr unterschiedliche Qualitäten auf und sind im Hinblick auf Konzentrationsdaten nicht immer vollständig. Des Weiteren liegen bestimmte Kenngrößen oft unter der analytischen Bestimmungsgrenze (z.B. schwerlösliches Aluminium). Somit können deren Minerale bzw. Löslichkeitsgleichgewichte nicht korrekt berechnet werden (z.B. aluminiumhaltige Minerale wie Gibbsit und die Schichtsilikate Kaolinit, Glimmer und Illit).

4.6.2.6 Design der Basis-Szenarien für die PHREEQC-Rechnungen

Gegenstand der PHREEQC-Berechnungen waren folgende grundlegende Szenarien:

1. Modellierung und qualitative Bewertung thermisch induzierter Mineralausfällungs- und Ausfällungsprozesse zwischen 5 °C und 80 °C

Modelltechnisch wurde die Temperatur des Grundwassers beginnend von 5 °C bis 80 °C in Schritten von 1 °C erhöht. Die Sättigungsindizes (SI) der Wässer gegenüber den verschiedenen Mineralen wurden in Abhängigkeit der Temperatur ausgelesen und dargestellt. Die Berechnungen wurden für strikt anaerobe Bedingungen durchgeführt.

2. Variation der Sauerstoffkonzentration

Für Punkt 1.) wurden anaerobe Verhältnisse vorausgesetzt. Dieses Postulat repräsentiert geschlossene SONDENSYSTEME (BTES) und soll für Aquiferspeicher (ATES) überprüft werden. Exemplarisch wurde dafür der Einfluss von Sauerstoffzutritt zu primär anoxischen Grundwässern betrachtet. Untersucht werden dabei eventuelle Veränderungen im Aquifer, jedoch nicht in den technischen Anlagenkomponenten. Exemplarisch wurden anhand eines Wassers (RGS_63) die Szenarien mit einer Sauerstoffkonzentration von 0 mg/l, 1 mg/l und 10 mg/l berechnet und die Ergebnisse gegenübergestellt.

3. Berechnung der hydrochemischen Veränderung entlang von Grundwasserfließwegen

Im Abstrom geothermischer Speicher ist davon auszugehen, dass entlang der Temperaturfahnen hydrochemische Veränderungen eintreten, die zu Ausfällungen oder Auflösungen von Mineralen führen können. Zur Simulation potenzieller Mineralausfällungen oder -auflösungen wurden daher vom Projektpartner AKVO Fließwege (Strombahnlinien) im Grundwasserabstrom des Geothermischen Speichers mittels modelltechnischer Eingabe eines konservativen Tracers (Partikel Tracking) berechnet (Kapitel 3.7.2.3). Ziel war es, anhand der Berechnungen entlang der Fahnenachse die Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse infolge der Temperaturänderungen sowie den Einfluss des randlich zuströmenden thermisch unbeeinflussten Grundwassers (Vermischung) zu simulieren. Hierzu wurden mit PHREEQC anhand eines Beispielwassers (RGS_63) die chemischen Gleichgewichtszustände ausgehend vom geothermischen Speicher entlang eines Fließweges („Transekt“) von insgesamt 250 m Länge mit den jeweiligen durch FEFLOW modelltechnisch ermittelten Temperatur- und Vermischungszuständen in Abständen von 25 m simuliert. Die Bedingungen sind analog zu den unter Punkt 1.) simulierten Verhältnissen anoxisch gewählt. Nähere Informationen zu weiteren Randbedingungen sind dem Kapitel 3.7.2.3 zu entnehmen. Die für die PHREEQC-Berechnungen verwendeten Temperaturstufen sowie Mischungsverhältnisse sind tabellarisch in Anhang A.4 enthalten.

4.6.3 Ergebnisse und Auswertung

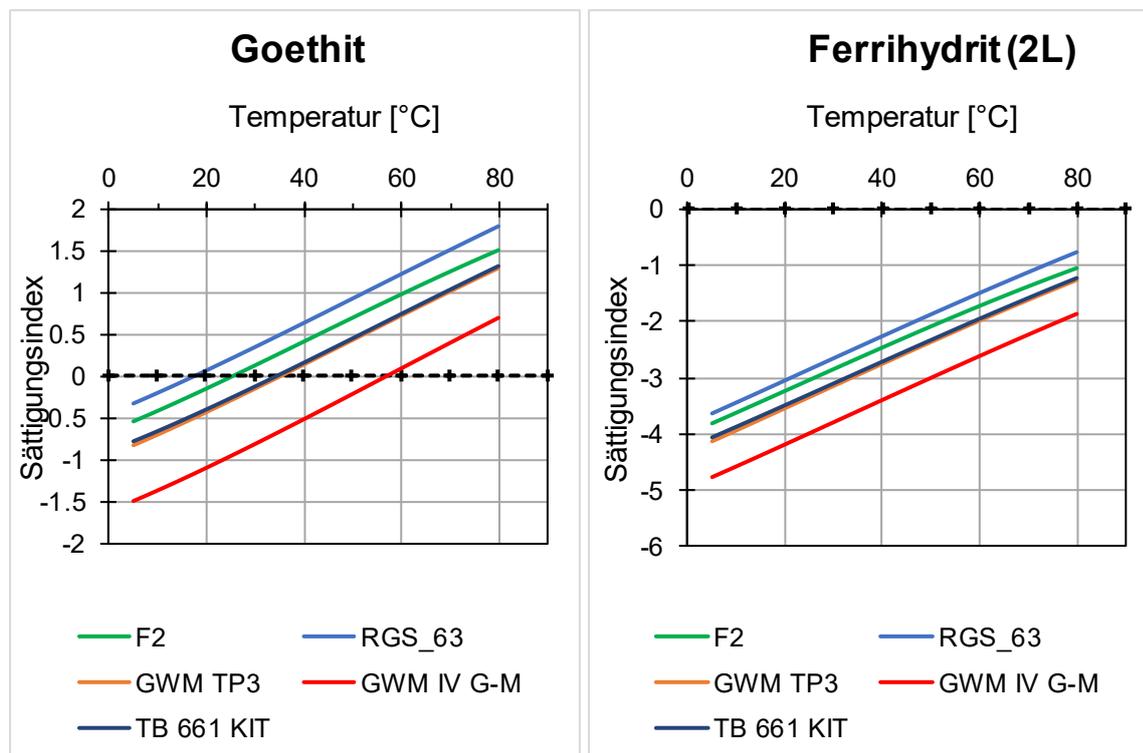
4.6.3.1 Modellierung und qualitative Bewertung thermisch induzierter Minerallaugungs- und Ausfällungsprozesse von 5 °C bis 80 °C

Verockerung und Inkrustation

Die ausgewählten Grundwässer zeigen unterschiedliche Eisenkonzentrationen, wodurch sich Unterschiede bei der nachfolgend ausgewerteten Entwicklung der Sättigungsindizes erklären.

Mit dem Anstieg der Wassertemperatur steigen bei den ausgewählten Fe-Mineralen Goethit, 2L Ferrihydrit (Abbildung 52), 6L-Ferrihydrit und Hämatit (Abbildung 75, Anhang A.4.2) die Sättigungsindizes an. Die Bezeichnung „2L“ bezieht sich auf die zwei typischen Banden („Linien“) im Diffraktogramm der klassischen Röntgenbeugung (XRD). Während bei Goethit trotz Ausschluss von gelöstem Sauerstoff die Tendenz zur Ausfällung über ca. 20–25 °C steigt, ist die Mineralphase Ferrihydrit hingegen untersättigt. Nach aktuellem Kenntnisstand ist dennoch davon auszugehen, dass sich vor einer Ausfällung von Goethit im Fall einer Übersättigung zunächst mikrokristalline (kolloidale) Fe-Hydroxide wie z.B. Ferrihydrit bilden, die erst im Verlauf der weiteren Mineralgenese zu Goethit umkristallisieren. Die Übersättigung der Wässer mit Fe-Oxiden ist daher grundsätzlich kritisch zu betrachten. Dennoch ist hier festzuhalten, dass in den eisenhaltigen Grundwässern die Übersättigung mit steigender Temperatur im Bereich 5-80 °C zunehmen kann. Gleiches gilt auch für das zweiwertige Fe-Mineral Siderit - FeCO_3 (hier nicht dargestellt).

Abbildung 52: Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$) und 2L Ferrihydrit ($\text{Fe(OH)}_{3(\text{am})}$)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

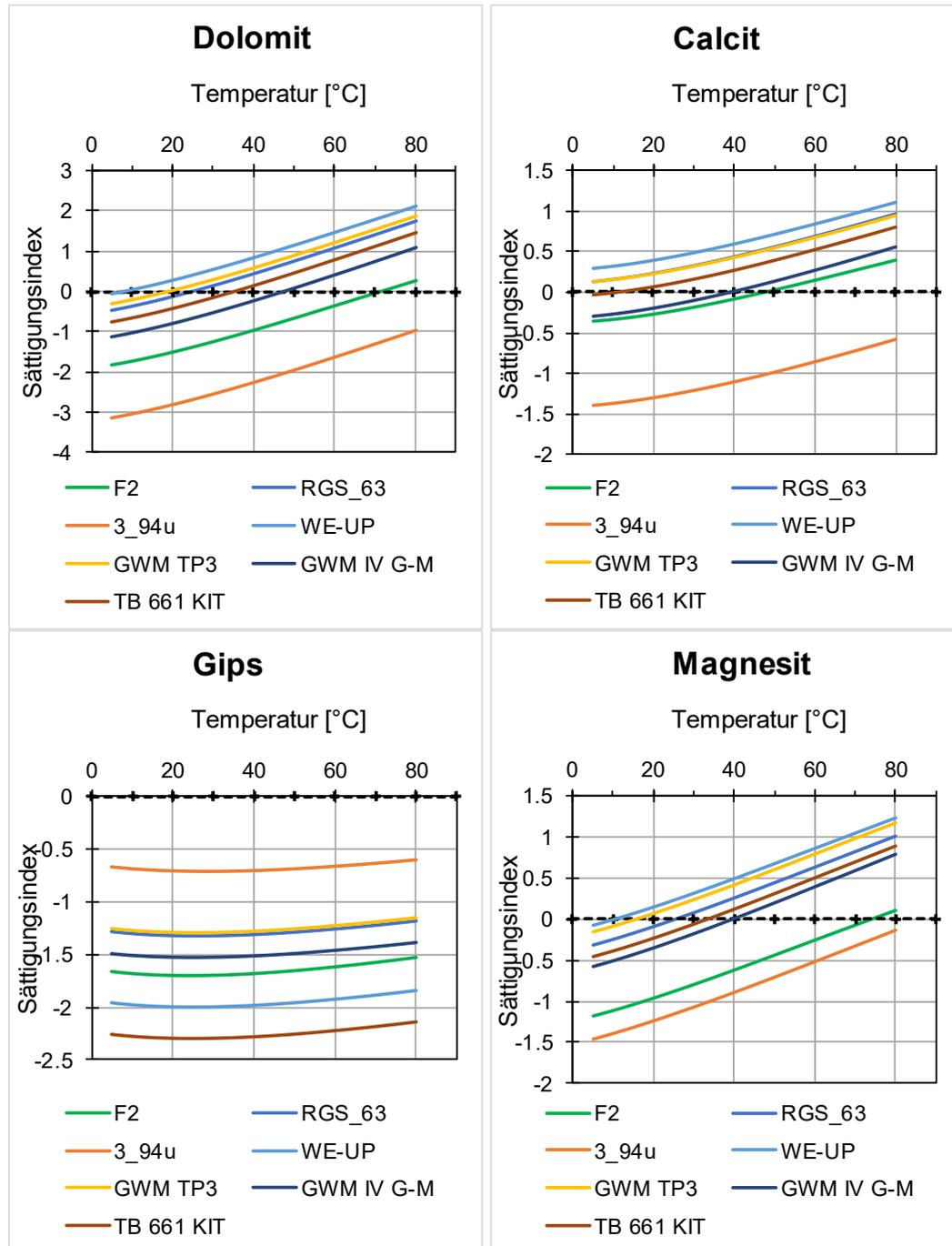
Zusammenfassend lässt sich anhand der Ergebnisse folgende Aussage treffen: Eisenhaltige Grundwässer neigen bei Erwärmung bis 80 °C überwiegend zur höheren Übersättigung gegenüber den betrachteten Mineralphasen (Hämatit, Goethit, Siderit), wodurch die Möglichkeit zur Ausfällung und damit zu Verockerung und Inkrustation erhöht wird. Im Umkehrschluss dazu

besteht jedoch nicht die Gefahr einer Mobilisierung sorbierter Halbmetalle (z.B. Arsen) oder Schwermetalle durch den temperaturbeeinflussten Verlust sorptiver Oberflächen von beispielsweise Ferrihydrit oder Goethit.

Versinterung

Im Folgenden wird die Entwicklung der Sättigungsindizes gegenüber den calcium- und magnesiumhaltigen Mineralen Calcit, Dolomit, Gips und Magnesit erörtert.

Abbildung 53: Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), Calcit (CaCO_3), Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) und Magnesit (MgCO_3)



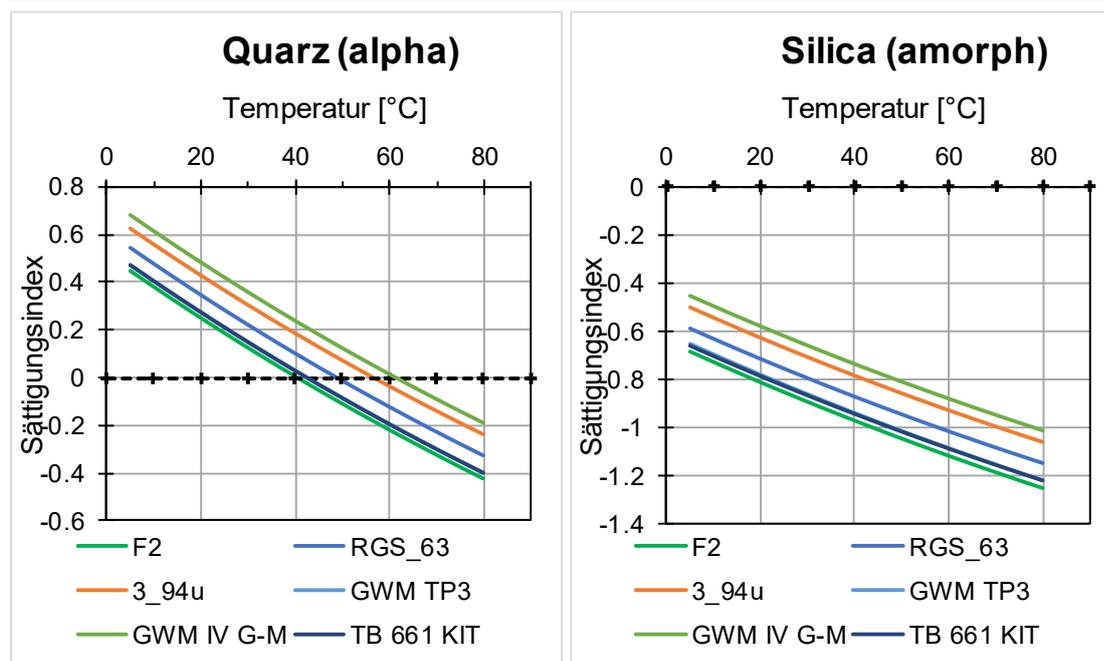
(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Eine relevante temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex von Gips konnte bei keinem untersuchten Grundwasser gefunden werden. Alle Grundwässer waren zudem gegenüber Gips untersättigt (Abbildung 53). Hinsichtlich der Minerale Calcit, Dolomit und Magnesit zeigte sich, dass die Möglichkeit zur Ausfällung mit steigender Temperatur bis mindestens 80 °C zunimmt und sich damit die Wahrscheinlichkeit für Versinterung erhöht. In den Modellrechnungen waren die ausgefallenen Mengen marginal. Ob Ausfällungen kinetisch tatsächlich stattfinden, und welche Partikelgrößen und Feststoffmengen tatsächlich entstehen, sollte bei kritischen Grundwässern für die ortskonkreten Umweltbedingungen untersucht werden.

Verkieselung

Bezüglich des amorphen Silikats zeigte sich bei allen verwendeten Grundwässern eine Untersättigung, die sich mit steigender Temperatur bis mindestens 80 °C verstärkt (Abbildung 54). Zudem sind die Unterschiede des Sättigungsindex im betrachteten Temperaturbereich sehr gering. α -Quarz zeigt hingegen ab Temperaturen in der Größenordnung von 40-60 °C eine Unterschreitung des Sättigungsindex auf $SI < 0$ und somit ein Auflösungspotenzial bei erhöhten Temperaturen. Eine ähnliche Tendenz zeigt sich bei β -Quarz und Baryt ($BaSO_4$) (Abbildung 75, Anhang A.4.2). Jedoch ist insbesondere bei Quarz eine sehr langsame Reaktionskinetik zu erwarten.

Abbildung 54: Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex von α -Quarz (SiO_2) und amorphem Silikat ($SiO_{2(amorph)}$)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Ähnliche Effekte sind auch bei den Schichtsilikaten Illit und Kaliumglimmer zu beobachten (Abbildung 56). Somit werden durch die PHREEQC-Berechnungen ähnliche Ergebnisse erzielt wie in Arning et al. (2006) dokumentiert, in der mit Temperaturanstieg bis 50 °C begünstigte physikalisch-chemische Effekte in Form einer erhöhten Löslichkeit von silikatischen Mineralien auftraten (amorphe Kieselsäure, Illit, Albit, Kalifeldspat). Sowohl den thermodynamischen Daten in Thermodem wie auch den Laborversuchen von Arning et al. (2006) zufolge handelt es sich bei der Auflösung von Silikaten überwiegend um temperaturbegünstigte endotherme Reaktionen. Voraussetzung für einen korrelierenden Zusammenhang von Sättigungsindex und Temperatur

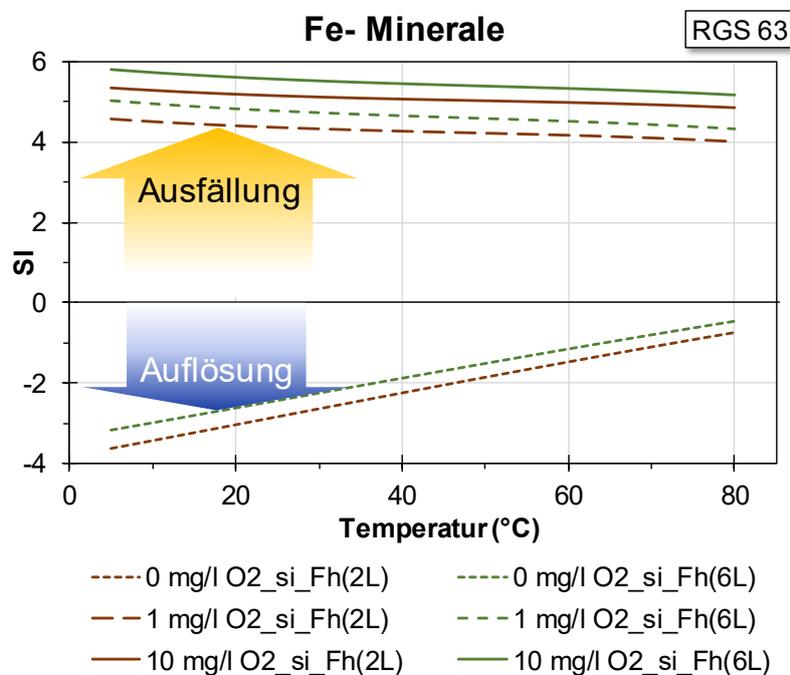
ist für die Silikate Kaliumglimmer, Illit, Kaolinit und Albit jedoch die Anwesenheit von Sauerstoff (Abbildung 56).

4.6.3.2 Variation der Sauerstoffkonzentration

In Abbildung 55 und Abbildung 56 ist der Einfluss der Sauerstoffkonzentration auf den Sättigungsindex am Beispiel des Wassers RGS_63 anhand von Ferrihydrit (2L, 6L) und ausgewählter Silikate (Illit, SiO₂(amorph), Kaliumglimmer) dargestellt. Im Hinblick auf den Sauerstoffeinfluss können folgende Aussagen getroffen werden:

- Unter Betrachtung der Szenarienberechnungen (O₂ = 0 mg/l, 1 mg/l, 10 mg/l) hat Sauerstoff einen relevanten Einfluss auf die Sättigungsindizes und damit auch auf die Wasserbeschaffenheit. Dieser Einfluss wird im Allgemeinen als maßgeblicher eingeschätzt als die Temperaturänderungen selbst.

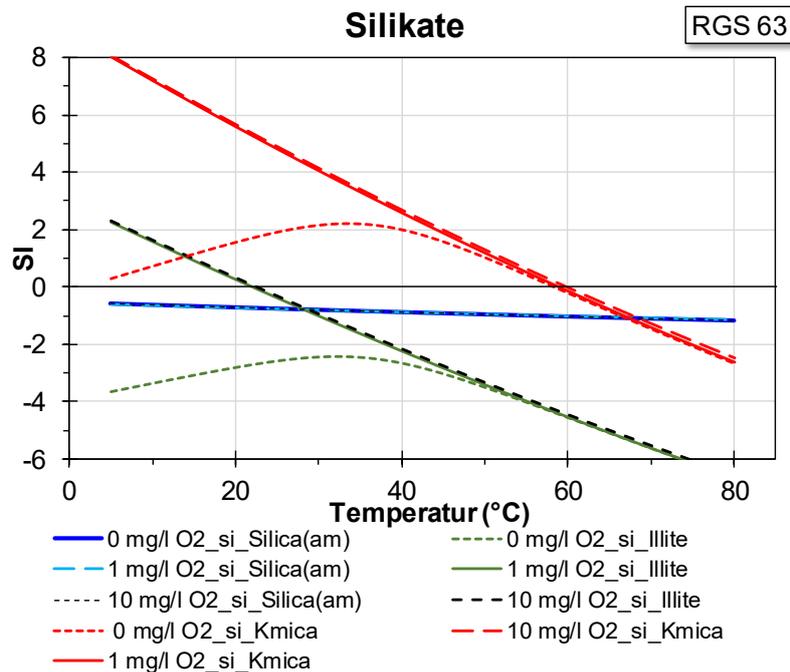
Abbildung 55: Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex von Ferrihydrit (2L, 6L) bei unterschiedlichen O₂-Konzentrationen (Beispielwasser RGS_63)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

- Fe-Minerale: Bei O₂-Zutritt findet eine starke Erhöhung des SI von Ferrihydrit statt, der zu einer Ausfällung führen kann (Verockerung). Im Fall eines Zutritts von O₂ ist der Temperatureinfluss auf den Sättigungsindex vergleichsweise marginal. Diesbezüglich ist ein geringfügiger Abfall der Sättigungsindizes mit zunehmender Temperatur zu verzeichnen. Bei diesem Szenario besteht daher keine Gefahr der Auflösung Fe-oxidischer/ hydroxidischer Sorptions- bzw. Ionen-Austauschflächen. Pyrit ist bei Sauerstoffzutritt erwartungsgemäß stark unter-sättigt und neigt zur Auflösung.

Abbildung 56: Temperaturabhängige Veränderung des Sättigungsindex ausgewählter Silikate bei unterschiedlichen O₂-Konzentrationen (Beispielwasser RGS_63)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

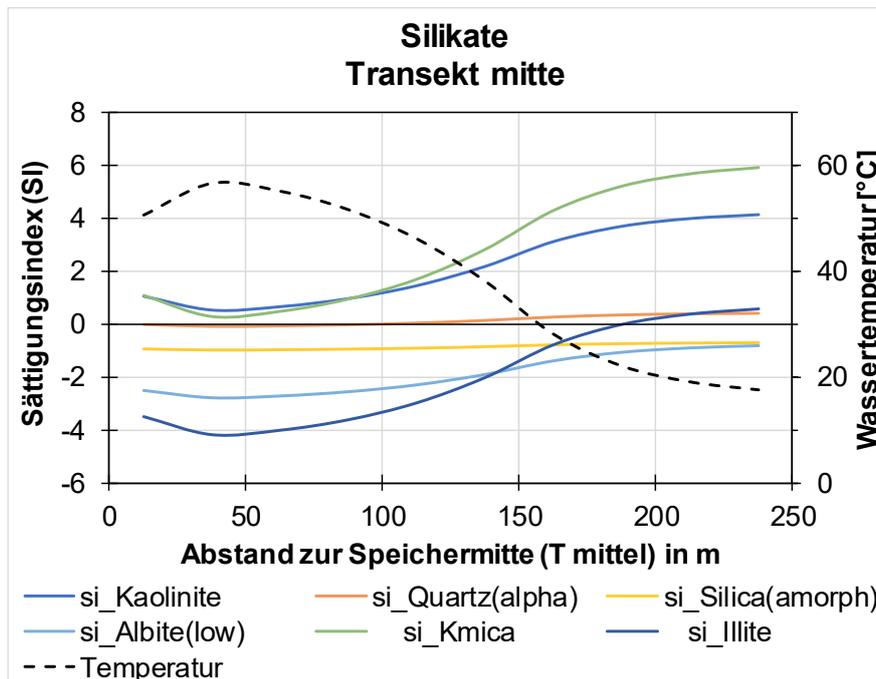
- ▶ Silikate: Sauerstoff beeinflusst die Temperatur-Abhängigkeit der Löslichkeit von Glimmer, Illit, Albit und Kaolinit deutlich, nicht jedoch bei amorphem SiO₂ und Quarz. Der Sättigungsindex nimmt bei einigen der Minerale mit zunehmender Temperatur deutlich ab, während sich bei den Mineralen Illit, Kaliumglimmer, Kaolinit und Albit in O₂-freiem Wasser ein Maximum des SI bei ca. 30-40 °C ausbildet. Somit ist festzustellen, dass Sauerstoff bei Temperaturen < 30 °C limitierend auf die Bildung dieser Minerale wirkt. Für diese Minerale besteht, analog zu Gibbsit (Al(OH₃)), offensichtlich eine geringere Verfügbarkeit von Aluminium zur Bildung von Aluminiumsilikaten.
- ▶ Die Höhe der O₂-Konzentration (1 mg/l oder 10 mg/l) hat dagegen nur geringe Auswirkungen auf die SI, abgesehen von den sulfidischen Mineralen, die dann noch stärker untersättigt sind.
- ▶ Carbonate / Sulfate: Bei den Mineralen Dolomit, Calcit, Gips und Magnesit ist kein nennenswerter Einfluss von Sauerstoff auf die SI bzw. Temperaturabhängigkeit zu erkennen.
- ▶ Arsen-Mineralen: Der Sättigungsindex sinkt durch die Anwesenheit von O₂ stark ab, da die relevanten As-Mineralen überwiegend sulfidischer Natur sind. Diese Tendenz zeigen beispielsweise Arsenopyrit (FeAsS), Orpiment (As₂S₃) und Realgar (As₄S₄) (Abbildung 77, Anhang A.4.2). Diesbezüglich besteht analog zur Auflösung von Pyrit auch die Gefahr einer Freisetzung von Arsen aus arsenhaltigen Sulfiden. Die oxidischen Arsen-Mineralen wie z.B. Arsenolit, As₂O₃ und Skorodit, Eisen(III)arsenat (Abbildung 77, Anhang A.4.2) bleiben auch bei Sauerstoffzufuhr stark untersättigt (SI << 0).

4.6.3.3 Berechnung der hydrochemischen Veränderung entlang von Grundwasserfließwegen

Entsprechend den Erläuterungen in Kapitel 3.7.2.3 werden nachfolgend die Ergebnisse der PHREEQC-Berechnungen entlang von Grundwasserfließwegen im Abstrom eines geothermischen Speichers dargestellt. Die bei diesen Szenario-Berechnungen erzielten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

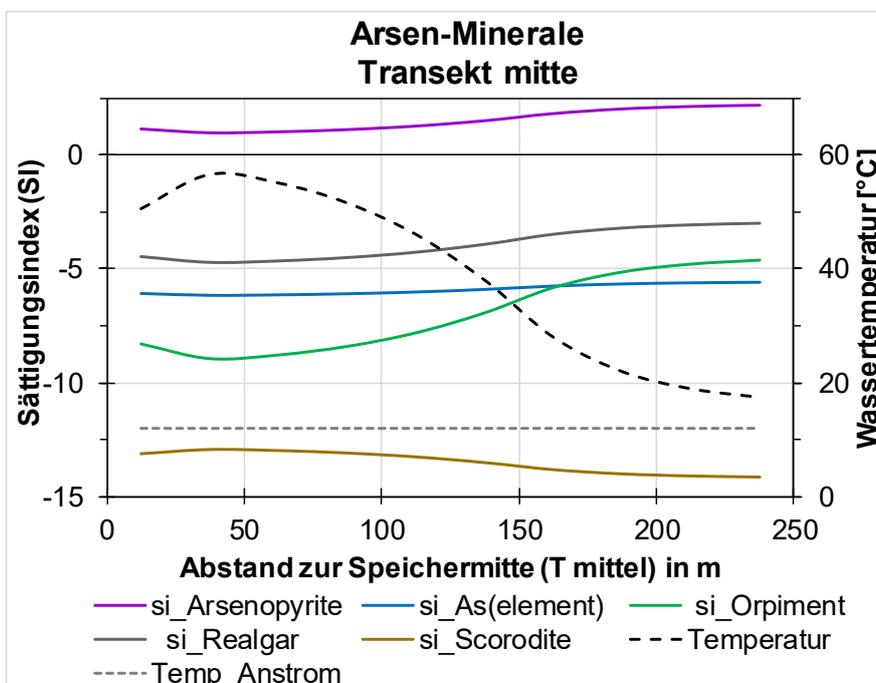
- ▶ Die Sättigungsindizes entlang des Transektes werden im Wesentlichen durch den entsprechenden Temperaturverlauf beeinflusst und zeigen Analogien zu den unter Punkt 1.) betrachteten chemischen Gleichgewichtszuständen. Die Vermischung mit randlich einströmendem unbeeinflusstem Grundwasser erzielt auf Grund der ähnlichen Wasserbeschaffenheit nur geringfügige Effekte.
- ▶ Fe-Minerale: Es treten nur unwesentliche Veränderungen der Sättigungsindizes auf, so dass diesbezüglich keine Relevanz abgeleitet wird.
- ▶ Silikate: Es ist z. T. ein Anstieg der Sättigungsindizes zu beobachten. Kaolinit, Kalium-Glimmer und Illit neigen auf Grund der Zunahme des SI zu potenzieller Ausfällung (Abbildung 57). Alle weiteren Minerale bewegen sich im Bereich $SI = 0$ oder knapp darunter, so dass hier im Hinblick auf die Ausfällung oder Auflösung von Mineralen keine Relevanz besteht.
- ▶ Carbonate: Entlang des Fließweges erfolgt eine Verschiebung von $SI > 0$ auf $SI < 0$, jedoch nur mit einem geringen Ausmaß, so dass hier ebenfalls keine Relevanz abzuleiten ist.
- ▶ Arsen-Minerale: Mit Ausnahme von Arsenopyrit sind sämtliche Arsenspezies deutlich unter-sättigt, zudem zeigt sich ein vernachlässigender Einfluss auf den Sättigungsindex entlang des Transektes (Abbildung 58).

Abbildung 57: Temperatur- und vermischungsabhängige Veränderung des Sättigungsindex entlang einer thermischen Abstromfahne am Beispiel von Silikaten (mittlerer Transekt, Wasser RGS_63)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 58: Temperatur- und vermischungsabhängige Veränderung des Sättigungsindex entlang einer thermischen Abstromfahne am Beispiel von Arsen-Mineralen (mittlerer Transekt, Wasser RGS_63)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

4.6.4 Zwischenfazit 3: Fällungs- und Lösungsprozesse gesteinsbildender Minerale

Im Ergebnis der thermodynamischen PHREEQC-Berechnungen lassen sich zusammenfassend folgende Aussagen treffen:

- ▶ Der Einfluss der Temperatur auf die potenzielle Ausfällung oder Auflösung von Mineralien im Grundwasserleiter ist abhängig vom jeweils vorhandenen Mineralinventar und der Zusammensetzung des Grundwassers. Die bei steigender Wassertemperatur eintretende Mineralausfällung oder -auflösung ist im Wesentlichen durch die thermodynamischen Reaktions-eigenschaften geprägt (endotherme oder exotherme Reaktionen), die in der verwendeten Datenbank parametrisiert sind.
- ▶ Unter Betrachtung der berechneten Szenarien ergeben sich keine Hinweise auf eine durch Temperaturanstieg verursachte Auflösung sorptiver Oberflächen von Fe-Mineralen und eine damit einhergehende Mobilisierung unerwünschter (Spuren-)Metalle oder Arsen. Zur Temperaturabhängigkeit der sorptiven Bindungen selbst wird auf Kapitel 4.4 verwiesen.
- ▶ Unter Betrachtung der Szenarienberechnungen ($O_2 = 0 \text{ mg/l}$, 1 mg/l , 10 mg/l) hat Sauerstoff einen relevanten Einfluss auf die Sättigungsindizes und damit auch auf die Wasserbeschaffenheit. Die An- bzw. Abwesenheit von Sauerstoff übt im Allgemeinen einen größeren Einfluss auf Redox- und daran gekoppelte Lösungs-/Fällungsreaktionen aus als moderate Temperaturänderungen. Diese Erkenntnis bedeutet für den Betrieb von UTES, dass (häufigere) Wechsel zwischen anoxischen und oxischen Redoxverhältnissen nachteilig auf die Beschaffenheit des Grundwasserleiters wirken können.
- ▶ Die Berechnung der mineralspezifischen Sättigungsindizes entlang von Stromlinien im Abstrom eines geothermischen Speichers ergab zunächst keine Hinweise auf wesentliche unerwünschte Mineralausfällungen, die z.B. die Verblockung von Aquiferporen zur Folge haben. Dennoch ist den Berechnungen zufolge entlang der Fließstrecken die Ausfällung einiger Minerale (z.B. Schichtsilikate) nicht auszuschließen.
- ▶ Die Temperaturabhängigkeit hydrochemischer Reaktionen wie Minerallösung und Fällung und deren Einfluss auf die Mobilität von Ionen (z.B. As, Cd) ist letztendlich fallspezifisch und ohne detaillierte Systemkenntnis am konkreten Standort nicht pauschal prognostizierbar. Die temperaturabhängigen Auswirkungen der hochkomplexen geochemischen Prozesse auf das betroffene Grundwasser sind demzufolge **nicht pauschal auf andere Standorte übertragbar** und müssen deshalb fallspezifisch und ortskonkret ermittelt werden.

4.7 Identifikation von Leitparametern und Indikatororganismen zur Beurteilung des chemisch-ökologischen Zustands von Aquiferen

4.7.1 Hydrophysikalische und chemische Leitparameter

Ein weiterer Gegenstand der Aufgabenstellung war, geeignete Leitparameter und Leitorganismen zu identifizieren, anhand derer der chemische und ökologische Zustand von Aquiferen sowie deren Verträglichkeit in Bezug auf thermische Einflüsse eingeschätzt werden können. Die durchgeführte Prüfung ergab, dass sich folgende hydrophysikalische und chemische Parameter grundsätzlich als „Leitparameter“ eignen:

- ▶ **Porosität, Porengrößenverteilung:** Leitparameter des Aquifer-Substrats zur Charakterisierung der Besiedelbarkeit des Lückensystems durch eigenbewegliche Grundwasserorganismen insbesondere in Lockergesteinsaquiferen, mitbestimmend über Größe und Körperform der im Substrat lebensfähigen Invertebraten. Beispielsweise weisen die glazial gebzw. überprägten Feinsande des hydrogeologischen Großraums 1 „Nord- und Mitteldeutsches Lockergesteinsgebiet“ (Tabelle 23) meist sehr kleine Lückenräume auf, so dass nur wenige Grundwassertiere dort eindringen und sich etablieren können (Spengler, 2017).

- ▶ **Gelöster Sauerstoff:** Leitparameter der Grundwasserbeschaffenheit, der über die Lebensfähigkeit von aeroben Grundwasserorganismen entscheidet, sowohl von aeroben Mikroorganismen als auch der Invertebraten-Fauna. Die kritische Grenzkonzentration des gelösten Sauerstoffs beträgt laut Griebler et al. (2014) 1 mg/l, unterhalb welcher Vielzeller nicht dauerhaft überlebensfähig und vermehrungsfähig sind. Allein mikroaerotolerante Mikroorganismen tolerieren niedrigere Sauerstoffkonzentrationen, manche bevorzugen sie sogar (mikroaerophile Arten). Für obligat anaerobe Mikroorganismen stellt Sauerstoff ein Zellgift dar, so dass deren Überleben an streng anaerobe Verhältnisse gekoppelt ist. Häufig wird ein Grundwasser mit einer O₂-Konzentration unter 1 bis 1,5 mg/l als reduziert angesehen (Kunkel, et al., 2004). Typische Merkmale reduzierter Grundwässer sind erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen sowie das Auftreten von Nitrit und Ammonium. Reduzierte Grundwässer sind vor allem in den Lockergesteinsaquiferen Norddeutschlands anzutreffen, während oxidierte Grundwässer vor allem für Festgesteinsaquifere typisch sind. Auch eine Reihe regional bedeutsamer Lockergesteinsaquifere, z.B. in den Terrassensedimenten des Rheins, weisen oxidierte Bedingungen auf (Kunkel, et al., 2004).

- ▶ **Wassertemperatur:** Leitparameter der Grundwasserbeschaffenheit, der über das Vorkommen und die Lebensfähigkeit von echter Grundwasserfauna (stygobionte Arten) und die Artenzusammensetzung der Mikrobiozönose (mit-) entscheidet. Stygobionte Arten sind meist sehr sensibel und nur in relativ engen Temperaturbereichen von wenigen Kelvin lebens- und reproduktionsfähig. Im Mitteleuropa und Deutschland sind solche Tierarten zumeist kälteliebend (psychrophil). Nicht-stygobionte Arten, die bevorzugt im hyporheischen Interstitial oder in Oberflächengewässern leben, sind meist deutlich temperaturtoleranter bis hin zu mesotoleranten und mesophilen Arten. Die Lebensgemeinschaften von Mikroorganismen lassen sich bezüglich ihrer Temperaturpräferenzen in Psychrophile (kälteliebend, Wachstum bei -5 °C bis 20 °C) über Mesophile (Wachstum bei 20 °C bis 45 °C) bis hin zu Hyperthermophile (Wachstum bei 85 °C bis 110 °C) einteilen (Abbildung 49). Auf Grund der im Grundwasser natürlicherweise (weltweit) anzutreffenden Temperaturen sind vor allem psychrophile Mikroorganismen (Wachstumsoptima zwischen 10 und 20 °C) und gegebenenfalls mesophile Mikroorganismen (Wachstumsoptima zwischen 20 und 40 °C) vorzufinden (Brielmann et al. 2011). Häufig anzutreffende Bakterien-Gattungen im Grundwasser sind daher bspw. Achromobacter, Flavobacterium, Micrococcus, Nocardia und Cytophaga (Röske & Uhlmann, 2005).

- ▶ **pH-Wert:** Der pH-Wert charakterisiert die Gleichgewichtslage und das Puffervermögen des natürlichen Mehrphasensystems Grundwasser/organische Substanz/Gas-Feststoffmatrix. Vor allem das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bzw. die Verfügbarkeit von CO₂ und

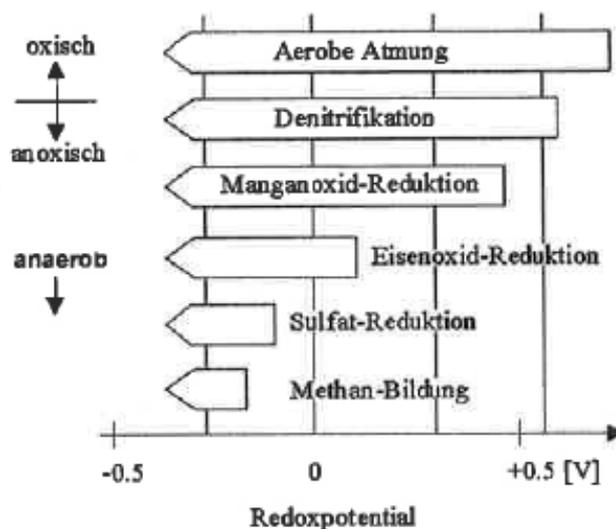
Carbonaten sind für den pH-Wert ausschlaggebend (Kunkel, et al., 2004). So liegt der pH-Wert von Grundwässern aus gut gepufferten carbonathaltigen Aquiferen höher als der pH-Wert von Grundwässern aus carbonatarmen Gesteinen, wie z.B. Sandsteinen, Quarziten oder Graniten. Gerade die Grundwässer in carbonatarmen Gesteinen sind anfällig für eine Grundwasserversauerung. Auch die dort meist vorherrschenden Böden mit geringer Pufferwirkung (z.B. kalkarme Sandböden) neigen zur Versauerung bei Oxidation von vorhandenem Pyrit oder durch den Eintrag von Schwefelverbindungen und Stickoxiden aus der Luft bzw. dem Niederschlag (Kunkel, et al., 2004). Der pH-Wert beeinflusst viele chemische und biochemische Prozesse, beispielsweise Redoxreaktionen und Oberflächenkomplexierungsreaktionen.

- ▶ **pH_{pzc}-Wert:** Der in-situ pH-Wert eines Wassers mit Adsorbat und der titrimetrisch bestimmte pH-Wert, bei dem die Netto-Oberflächenladung der Protonen an der Oberfläche eines Adsorbens den Wert null annimmt („point of zero net charge“), entscheiden über die Adsorbierbarkeit von Kationen (wenn negative Oberflächenladung überwiegt) und Anionen (wenn positive Oberflächenladung überwiegt). Aus Sicht des Adsorbens wäre die Oberflächenladung des Adsorbens positiv, wenn der pH-Wert unter dem pzc-Wert liegt, so dass Anionen bevorzugt adsorbieren können. Liegt der pH-Wert hingegen über dem pzc-Wert, wäre die Oberflächenladung negativ, so dass Kationen bevorzugt adsorbieren können. Der pzc-Wert ist dasselbe wie der isoelektrische Punkt (iep), wenn an der Oberfläche keine anderen Ionen adsorbiert werden als die das Potenzial bestimmenden H⁺/OH⁻ Ionen. Dies ist häufig bei reinen ("makellosen") Oxiden in Wasser der Fall. In Gegenwart einer spezifischen Adsorption haben der pzc-Wert und der isoelektrische Punkt im Allgemeinen unterschiedliche Werte (Kosmulski, 2009).
- ▶ **Elektrische Leitfähigkeit:** Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter für die im Grundwasser gelösten Stoffe und ist in anthropogen unbeeinflussten Regionen primär von der Löslichkeit der im Boden und in den Gesteinen vorhandenen Mineralien abhängig (Kunkel, et al., 2004). Deshalb weisen Grundwässer aus quartären Sedimenten oder Kalksteinen im Allgemeinen eine höhere Leitfähigkeit auf als Grundwässer aus verwitterungsresistenten Gesteinen (z.B. Granite, Quarzite). Grundwässer aus größeren Tiefen haben in der Regel eine höhere Leitfähigkeit als oberflächennahe Grundwässer. Durch anthropogene Einflüsse (z.B. Düngung, Abwässer, Deponien, Streusalz) kann sich die Leitfähigkeit vor allem im oberflächennahen Grundwasser stark erhöhen. Eine hohe Leitfähigkeit kann daher einen ersten Hinweis auf eine anthropogene Beeinflussung geben (Kunkel, et al., 2004).
- ▶ **Nahrungs- / Nährstoffsituation:** Diese beeinflusst maßgeblich die Zusammensetzung der Biozönosen und deren Abundanz, Stoffwechselaktivität und Reproduktivität. Für die Grundwasserfauna ist vor allem die Verfügbarkeit (Konzentration, Auffindbarkeit) partikulärer lebender oder toter organischer Materie (POM: Beute, Detritus, Biofilme) und in geringerem Maße gelöste organische Materie (DOM) und mineralische Nährstoffe ausschlaggebend. Mikroorganismen mineralisieren vor allem gelöste organische Kohlenstoffverbindungen (DOC u. a.) und organisch gebundene Nährstoffe terminal zu CO₂, H₂O, Phosphaten, Ammonium, Nitrit und Nitrat u. a.). In geringerem Maße wird partikuläre organische Materie über Exoenzyme aufgeschlossen und resorbiert. In den seltensten Fällen wird die Existenz von

Mikroorganismen durch ungenügend Nährstoffe limitiert, sondern bestenfalls deren Abundanz und Stoffwechselaktivität stark vermindert, wobei teilweise dormante (schlummernde) Dauerstadien gebildet werden, die ohne erkennbare Stoffwechselaktivität lange Zeiträume überdauern können. Einfach zu messende Leitparameter sind TOC, DOC, gelöste Stickstoffkomponenten, ortho-Phosphat und Gesamtphosphor. In anthropogen unbeeinflussten Gebieten mit aeroben (oxidierten) Grundwasserverhältnissen übersteigt die DOC-Konzentration nur selten 2,5 mg/l, in reduzierten Grundwässern können die DOC-Konzentrationen 5 mg/l und mehr betragen (Kunkel, et al., 2004). Höhere DOC-Werte sind häufig ein Anzeichen für eine anthropogene Beeinflussung.

- **Elektronenakzeptoren:** Leitparameter der Grundwasserbeschaffenheit oder des Aquifer-substrats, die gemeinsam mit der sich einstellenden Redoxspannung über die dominanten (weil optimal angepassten) Mikroorganismengruppen und deren energiegewinnenden Stoffwechseltypen entscheiden. Entlang der Redoxkette lassen sich an unterschiedlichen Positionen meist bestimmte Mikroorganismengruppen bevorzugt antreffen (Abbildung 59). Mit abnehmender Eindringtiefe von (gelöstem) Sauerstoff und abnehmender Redoxspannung lässt sich z.B. in Sedimenten, in Biofilmen und mikrobiellen Matten die klassische Abfolge von physiologischen Gruppen nachweisen, von aeroben Mikroorganismen, Denitrifikanten, Mangan- und Eisenreduzierern, Sulfatreduzierern bis hin zu Gärern (Methanogene). Dabei stellt die Bildung von Wasserstoff die unterste Grenze dar. Die jeweilige Lage der Redoxzonen hängt darüber hinaus vom pH-Wert des Grundwassers ab. Ihre Abfolge steht in direktem Zusammenhang mit den mikrobiellen Stoffumsetzungen. Darüber hinaus wirken die Vertreter der physiologischen Gruppen innerhalb einer Biozönose zusammen, lassen sich jedoch nicht eindeutig bestimmten präferierten Temperaturbereichen zuordnen.

Abbildung 59: Abfolge von mikrobiellen Redoxprozessen im Grundwasser (Röske, et al., 2005)



(Quelle: Röske, et al. (2005))

Eine weitergehende Ausarbeitung zur praktischen Anwendung der Leitparameter war nicht Ziel der Studie. Zu diesem Thema besteht erheblicher FuE-Bedarf, und die Relevanz hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit und Überwachung von UTES rechtfertigt weitere Forschung.

Vertiefende Angaben zur Bedeutung und den Erwartungswerten von Haupt- und Nebeninhaltsstoffen sowie Spurenstoffen im Grundwasser liefert u.a. Kunkel et al. (2004).

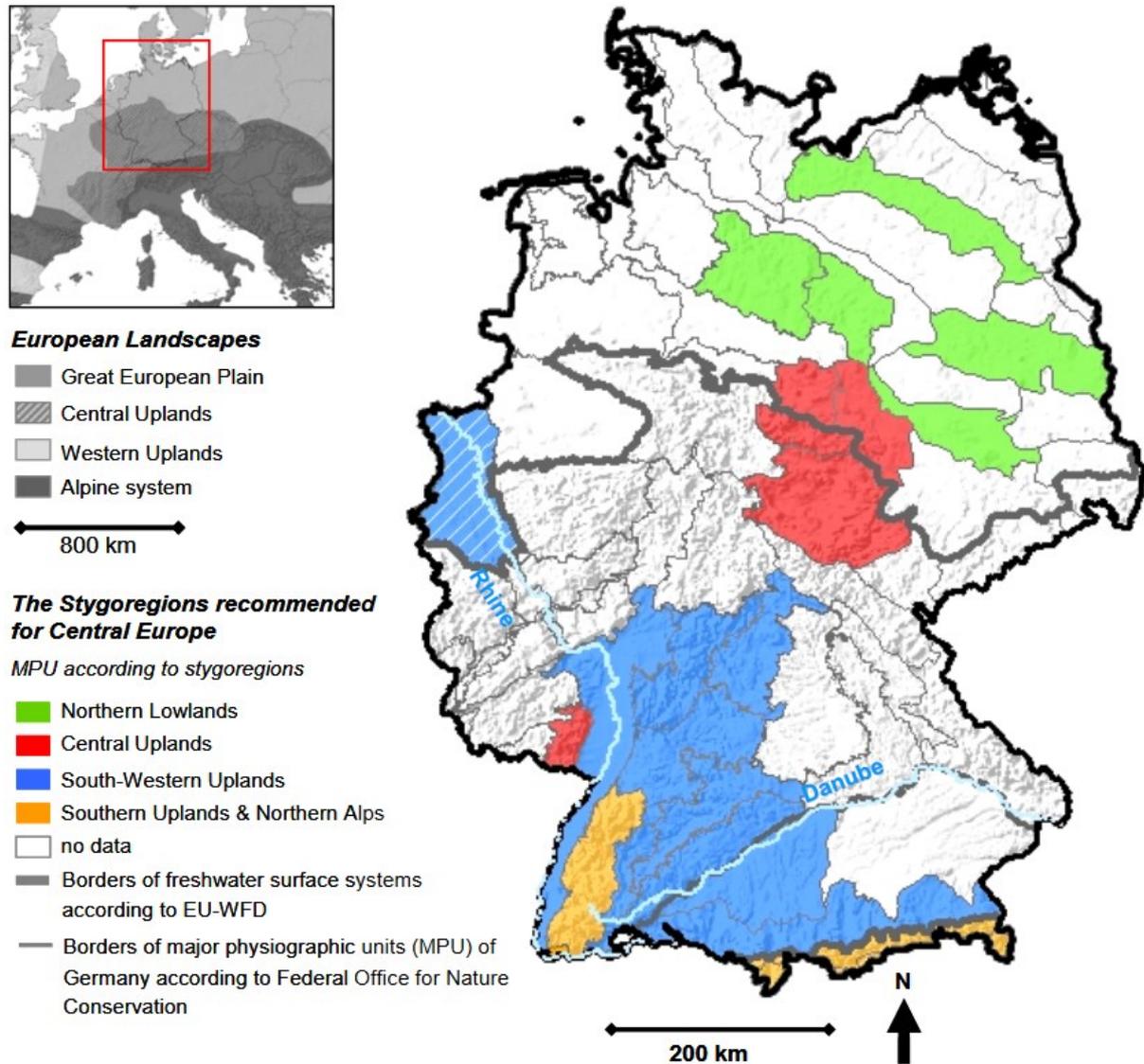
4.7.2 Indikatorarten der Grundwasserfauna, Stygoregionen

Analog zur Identifikation hydrophysikalischer und chemischer Parameter als „Leitparameter“ (Kapitel 4.7.1) wurde geprüft, ob sich innerhalb der Grundwasserfauna bestimmte Indikatorarten zur Charakterisierung des ökologischen Zustands von Aquiferen identifizieren lassen. Wertet man dies flächenhaft für die gesamte BRD aus, stößt man auf bemerkenswerte Verteilungsmuster, denen ähnlich wie bei Landlebewesen biogeografische Ursachen zugrunde liegen müssen. Diese sind jedoch noch nicht vollständig verstanden. So hat man festgestellt, dass durch die räumliche Isolation vieler Grundwasserkörper der Anteil endemischer Tierarten (Arten, die nur in einem eng begrenzten Gebiet vorkommen) ziemlich hoch ist. In Europa sind bis heute etwa 2.000 stygobionte Tierarten bekannt (Griebler, et al., 2014). Gleichzeitig fällt auf, dass in weiten Gebieten Norddeutschlands selbst oberflächennahes Grundwasser sauerstofffrei ist und daher kein dauerhaftes Vorkommen von Invertebraten erlaubt (Griebler, et al., 2014). In der letzten Eiszeit verarmte die Fauna der vergletscherten Gebiete und deren Vorländer (Thienemann, 1950; Danielopol, et al., 2007) wohingegen südlich der ehemaligen Eisschilde eine vielfältige Grundwasserfauna erhalten blieb (Griebler, et al., 2014).

Basierend auf umfangreichen deutschlandweiten Datensätzen von unterschiedlich temperierten Grundwasserlebensräumen und den Temperaturspektren einzelner Arten, sowie gestützt auf statistische Vergleiche der vorgefundenen Verbreitungsmuster der Invertebraten mit den fünf Bioregionen von Illies (1978), den sechs Großlandschaften (Bundesamt für Naturschutz, 2008), sowie den sechs untersuchten von 17 hydrogeologischen Einheiten Deutschlands (Kunkel, et al., 2004) wurden in Griebler et al. (2014) vier potenzielle **Stygoregionen** definiert, die sich etwas von den vier von Hahn & Fuchs (Hahn, et al., 2009) und Stein et al. (2012) vorgeschlagenen Stygoregionen unterscheiden: (1) Norddeutsches Tiefland, (2) zentrale Mittelgebirge mit Niederrheinischer Bucht, (3) südwestliche Mittelgebirge und (4) Nordalpen. Stein et al. (2012) zählen zu der vierten Stygoregion die südlichen Mittelgebirge (insb. den Schwarzwald) hinzu (Abbildung 60).

Die Arbeit von Stein et al. (2012) enthält eine Artenmatrix gruppiert nach stygobionten Arten (Tabelle 26) und nicht-stygobionten Arten sowie eine Zuordnung zu den potenziellen Stygoregionen. In der Publikation von Griebler et al. (2014) sind darüber hinaus die Abundanzen aller erfassen und bis auf Artniveau bestimmten Invertebraten aufgelistet. Hier folgt ein zusammenfassender Überblick.

Abbildung 60: a) Haupt-Ökoregionen Europas, b) für Deutschland empfohlene Stygoregionen unterteilt anhand der Verteilungsmuster von Invertebraten im Grundwasser. Bei weißen Flächen existieren keine Daten (Stein, et al., 2012)



(Quelle: Stein, et al. (2012), Topographische Karte/GIS: <http://www.eea.europa.eu/legal/copyright>)

Norddeutsches Tiefland: Im norddeutschen Tiefland wurden bisher nur 40 GWMS untersucht, wovon sechs GWMS besiedelt waren. Dabei handelte es sich größtenteils um nicht-stygobionte Fauna, also um eingedrungene Oberflächenarten. Von den zwei nachgewiesenen stygobionten Arten ist eine Art endemisch in dieser Stygoregion und damit eine echte Zeigerart: *Parastenocaris phreatica* (Copepoda, Crustacea). Bei der zweiten Art handelt es sich um die verwandte Art *Parastenocaris phyllura* (Copepoda, Crustacea), die auch im Lockergestein des Östlichen Harzvorlandes und der Börde gefunden wurde und damit für diese beiden Gebiete als endemische Zeigerart dienen kann (Stein, et al., 2012). Das Norddeutsche Tiefland wurde während des Pleistozäns von einer massiven Eisschicht bedeckt, was zur Verdrängung der meisten Tiere führte. Die glazial geformte Landschaft ist durch sehr feine Sedimente geprägt und weist daher ein sehr kleinporiges Lückensystem auf. Auf Grund der hohen Gehalte an organischem Material, das überwiegend durch die in hoher Dichte vertretenen Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch remineralisiert wird, und der geringen Durchlässigkeit der Sedimente, ist der Sauerstoff-

gehalt des Grundwassers sehr niedrig. Diese lebensfeindlichen Bedingungen erschweren eine Neubesiedlung dieser Lebensräume bis heute (Spengler, 2017).

Tabelle 26: Artenmatrix stygobionter Grundwasser-Invertebraten und ihr Vorkommen in den Stygoregionen NL (Norddeutsches Tiefland), CU (Zentrale Mittelgebirge), SWU (Südwestliche Mittelgebirge) und SU&NA (Südliche Mittelgebirge und Nordalpen). C. = Crustacea (Stein, et al., 2012)

Stygoregion		NL	CU	SWU	SU & NA
No. of GW-monitoring wells		40	60	376	38
No. of samples		116	223	821	81
Stygobiontic species	Taxonomic group				
<i>Parastenocaris phreatica</i>	Copepoda, C.	X			
<i>Parastenocaris phyllura</i>	Copepoda, C.	X	X		
<i>Bogidiella albertimagni</i>	Amphipoda, C.		X	X	X
<i>Crangonyx subterraneus</i>	Amphipoda, C.		X	X	X
<i>Niphargellus nolli</i>	Amphipoda, C.		X	X	X
<i>Niphargus fontanus</i>	Amphipoda, C.		X	X	X
<i>Diacyclops languidoides</i>	Copepoda, C.		X	X	X
<i>Graeteriela unisetigera</i>	Copepoda, C.		X	X	X
<i>Proasellus cavaticus</i>	Isopoda, C.		X	X	X
<i>Niphargus aquilex</i>	Amphipoda, C.		X	X	
<i>Microniphargus leruthi</i>	Amphipoda, C.		X	X	
<i>Parastenocaris germanica</i>	Copepoda, C.		X	X	
<i>Chappuisius singeri</i>	Copepoda, C.		X	X	
<i>Bathynella natans</i>	Syncharida, C.		X	X	
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Parastenocaris psammica</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Schellencandona belgica</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Schellencandona insueta</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Schellencandona triquetra</i>	Ostracoda, C.			X	
<i>Niphargopsis casparyi</i>	Amphipoda, C.			X	
<i>Niphargus kochianus</i>	Amphipoda, C.			X	
<i>Niphargus laisi</i>	Amphipoda, C.			X	
<i>Niphargus putreanus</i>	Amphipoda, C.			X	

Stygoregion		NL	CU	SWU	SU & NA
No. of GW-monitoring wells		40	60	376	38
No. of samples		116	223	821	81
<i>Niphargus tatrensis</i>	Amphipoda, C.			X	
<i>Acanthocyclops gmeineri</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Bryocamptus typhlops</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Chappuisius inopinus</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Echinocamptus pilosus</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Elaphoidella elaphoides</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Graeteriela laisi</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Moraria fontinalis</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Nitocrella omega</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Parapseudoleptomesochra spec.</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Parastenocans c.f. glacialis</i>	Copepoda, C.			X	
<i>Anthrobathynella stammeri</i>	Syncarida, C.			X	
<i>Bathynella freiburgensis</i>	Syncarida, C.			X	
<i>Parabathynella c.f. ferii</i>	Syncarida, C.			X	
<i>Pseudanthrobathynella husmanni</i>	Syncarida, C.			X	
<i>Proasellus coxalis</i>	Isopoda, C.			X	
<i>Proasellus walteri</i>	Isopoda, C.			X	X
<i>Niphargus auerbachii</i>	Amphipoda, C.			X	X
<i>Niphargus bajuvaricus</i>	Amphipoda, C.			X	X
<i>Schellencandona schellenbergi</i>	Ostracoda, C.			X	X
<i>Niphargus inopinatus</i>	Amphipoda, C.			X	X
<i>Niphargus foreli</i>	Amphipoda, C.			X	X
<i>Niphargus kieferi</i>	Amphipoda, C.			X	X
<i>Parastenocaris c.f. moravica</i>	Copepoda, C.			X	X
<i>Cryptocandona kieferi</i>	Ostracoda, C.			X	X
<i>Fabaeformiscandona bilobata</i>	Ostracoda, C.			X	X
<i>Mixtacandona laisi</i>	Ostracoda, C.			X	X
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	Copepoda, C.			X	X
<i>Proasellus slavus</i>	Isopoda, C.			X	X
<i>Acanthocyclops venustus</i>	Copepoda, C.			X	X

Stygoregion		NL	CU	SWU	SU & NA
No. of GW-monitoring wells		40	60	376	38
No. of samples		116	223	821	81
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	Copepoda, C.			X	X
<i>Parastenocaris c.f. aedis</i>	Copepoda, C.				X
<i>Bathynella chappuisi</i>	Syncardia, C.				X
<i>Nitocrella hirta tirolensis</i>	Copepoda, C.				X
<i>Niphargus strouhali</i>	Copepoda, C.				X

(Quelle: Stein, et al. (2012))

Zentrale Mittelgebirge: Hier wurden mittlerweile insgesamt 27 Arten nachgewiesen, wobei 57 % nicht-stygobionte Invertebraten-Arten darstellen (Griebler, et al., 2014). Dieser starke Oberflächeneinfluss wird mit intensiver Landnutzung und hoher Durchlässigkeit der Oberböden erklärt. Die Stygofauna ist geprägt durch ubiquitäre Arten, die postglazial von Süden her eingewandert sind (Stein, et al., 2012). Als typische stygobionte Zeigerarten lassen sich werten: *Parastenocaris phyllura* (Copepoda, Crustacea), die auch im norddeutschen Tiefland gefunden wurde, sowie die weiteren zwölf in Tabelle 26 in der Spalte „CU“ gelisteten Arten, darunter Copepoden und Amphipoden, die Höhlenassel *Proasellus cavaticus* (Isopoda, Crustacea) und der Brunnenkrebs *Bathynella natans* (Syncarida, Bathynellidae). Im Grundwasser der Niederrheinischen Bucht wurden neben einer typischen Mittelgebirgsfauna auch Anteile typischer Rheinarten wie z.B. *Bathynella freiburgensis* (Syncarida, Bathynellidae) oder *Schellencandona belgica* (Ostracoda; Schellencandonidae) gefunden (Griebler, et al., 2014). Weiterhin wurde hier *Acanthocyclops sensitivus* (Copepoda, Cyclopoida) erfasst, der häufig für das Donaeinzugsgebiet beschrieben wurde (Fuchs, 2007), aber laut Fachliteratur auch in tieferen Lagen Westdeutschlands sowie den Beneluxstaaten verbreitet ist (Griebler, et al., 2014). Basierend auf der aktuellen Datengrundlage zählen Griebler et al. (2014) die Niederrheinische Bucht faunistisch zur Stygoregion Zentrale Mittelgebirge, während Stein et al. (2012) dieses Gebiet den südwestlichen Mittelgebirgen zuordneten (Abbildung 60).

Südwestliche Mittelgebirge: Nach der Einteilung der Stygoregionen von Griebler et al. (2014) war die Fauna im Grundwasser der Südwestlichen Mittelgebirge durch 32 Arten charakterisiert, von denen 75 % den echten Grundwassertieren zugeordnet werden konnten. Die Artenliste in Tabelle 26 führt in der Spalte „SWU“ auch die Arten der Niederrheinischen Bucht, so dass eine noch deutlich höhere Diversität resultiert. Die hohe Diversität altertümlicher stygobionter Arten deutet auf eisfreie Refugien während des Pleistozäns hin. Als gebietstypische Zeigerarten können die Ostracoden, Amphipoden, Copepoden, Syncarida und die Assel *Proasellus coxalis* (Isopoda, Crustacea) gelten, die bislang ausschließlich in dieser Stygoregion angetroffen wurden (Tabelle 26). Spengler & Hahn (2018) fanden im Oberrheingraben in 70 GWMS, die über einen Zeitraum von einem Jahr sechsmal beprobt wurden, insgesamt 36 Tierarten, von denen sechs als Indikatorarten identifiziert wurden. Dabei handelt es sich um stygobionte Kleinkrebse aus der Ordnung der Amphipoden (*Niphargus fonatanus*, *N. aquilex* und *N. laisi*), der Copepoden (*Nitocrella omega* und *Acanthocyclops rhenanus*) und der Syncarida (*Bathynella freiburgensis*).

Südliche Mittelgebirge und Nordalpen: In den Messstellen der Nordalpen (Obere Isar) wurden insgesamt 15 rein stygobionte Crustaceenarten erfasst (Griebler, et al., 2014). Unter Hinzurechnung des Schwarzwaldes listen Stein et al. (2012) insgesamt 26 stygobionte Tierarten auf (Tabelle 26). Auch hier ist das Grundwasser durch größere Arten geprägt. Zu den Arten, die ausschließlich in den Nordalpen gefunden wurden, gehört zum Beispiel der Amphipode *Niphargus*

strouhali (Niphargidae), der laut Fachliteratur seinen Verbreitungsschwerpunkt östlich der Alpen hat (Stein, et al., 2012; Griebler, et al., 2014). Auffällig in diesem Gebiet ist auch die Abwesenheit nicht-stygobionter Crustaceen, was auf einen geringen Oberflächeneinfluss hindeutet. Als weitere endemische Zeigerarten für die Stygoregion Südliche Mittelgebirge und Nordalpen können gelten: *Nitocrella hirta tirolensis* (Copepoda, C.), *Parastenocaris c.f. aedis* (Copepoda, C.) und *Bathynella chappuisi* (Syncarida, C.). Das im Vergleich zu den Südwestlichen Mittelgebirgen ausgedünnte Artenspektrum könnte laut Griebler et al. (2014) auf die Wiederbesiedlungsgeschichte des alpinen Grundwassers zurückzuführen sein. Ehemals vergletscherte Gebiete beherbergen heute für gewöhnlich eine Fauna, die hinsichtlich ihrer Artenzahl ein verarmtes Spiegelbild der Fauna jener Gebiete ist, von denen aus die Wiederbesiedelung erfolgte. Stein et al. (2012) vermuten, dass die postglaziale Wiederbesiedlung sowohl von den nicht vergletscherten südwestlichen Mittelgebirgen her als auch von Osten aus über das Interstitial des Donaeinzugsgebietes stattfand. Im Gegensatz zum Norddeutschen Tiefland besteht der Untergrund im südwestlichen Untersuchungsgebiet oft aus grobem schotterigem und sandigen Gesteinsmaterial, so dass auch für größere Arten eine Passage möglich ist (Zepp, 2008).

Zur Verbreitung und Klassifizierung der Stygofauna in Deutschland lässt sich zusammenfassen, dass es sowohl Regionen mit vergleichsweise hoher Artenvielfalt und darin ubiquitär verbreiteten Grundwassertieren gibt, als auch Regionen mit nahezu fehlender Besiedlung, so dass die dort gefundenen Tierarten als endemische Zeigerarten taugen. Allerdings gibt es noch großflächig „weiße“ Gebiete (Abbildung 60), von denen bislang keine Daten vorliegen. Somit besteht nach wie vor enormer Erhebungs- und Forschungsbedarf, um belastbare Aussagen zum Vorkommen von Stygofauna und eventueller Zeigerarten in Deutschland zu generieren.

4.7.3 Indikatorgruppen /-arten der Mikroorganismen im Grundwasser

Mikroorganismen sind im Grundwasser ubiquitär und in bislang nicht überschaubarer Diversität vorhanden. Da sich die Milieukennwerte im Untergrund und die Geophysikologie sowohl in vertikaler als auch horizontaler Richtung innerhalb weniger Meter ändern können, ist die Identifikation von mikrobiellen „Indikatorarten“ bzw. -stämmen für einen bestimmten Standort sehr schwierig bis unmöglich. Hinzu kommt, dass die große genetische Vielfalt in der Umwelt im Zusammenspiel mit einer enormen funktionellen Redundanz gegen das Konzept von Indikatorarten bei Mikroorganismen spricht (Griebler, et al., 2014). Die Autoren vermuten, dass es für jede Störgröße ortsspezifische Zeigerarten geben könnte, wodurch ein flächendeckendes Monitoring erheblich erschwert würde. Andererseits erscheint auf dem Niveau funktioneller Gruppen und bei eukaryotischen Mikroorganismen (Protozoen, Pilze) eine ökologische Bewertung mittels Zeigerarten/-gruppen durchaus erfolgversprechend (Griebler, et al., 2014). Bisher gibt es allerdings zu wenige Untersuchungen dieser Gruppen. Basierend auf dem gegenwärtigen Kenntnisstand erscheint es deshalb erfolgversprechender, den Fokus auf den Schutz und die Erhaltung von Ökosystemfunktionen in ihrer Gesamtheit zu lenken. Anstelle einer taxonomisch orientierten Analyse, wie sie für höhere Organismen in Form von Artenlisten bei der Gewässerbewertung üblich ist, können zunächst integrierende, vergleichsweise einfach zu bestimmende Messgrößen treten wie zum Beispiel Abundanz und Aktivität der etablierten mikrobiellen Gemeinschaft (Mikrobiom) (Griebler et al. (2018)).

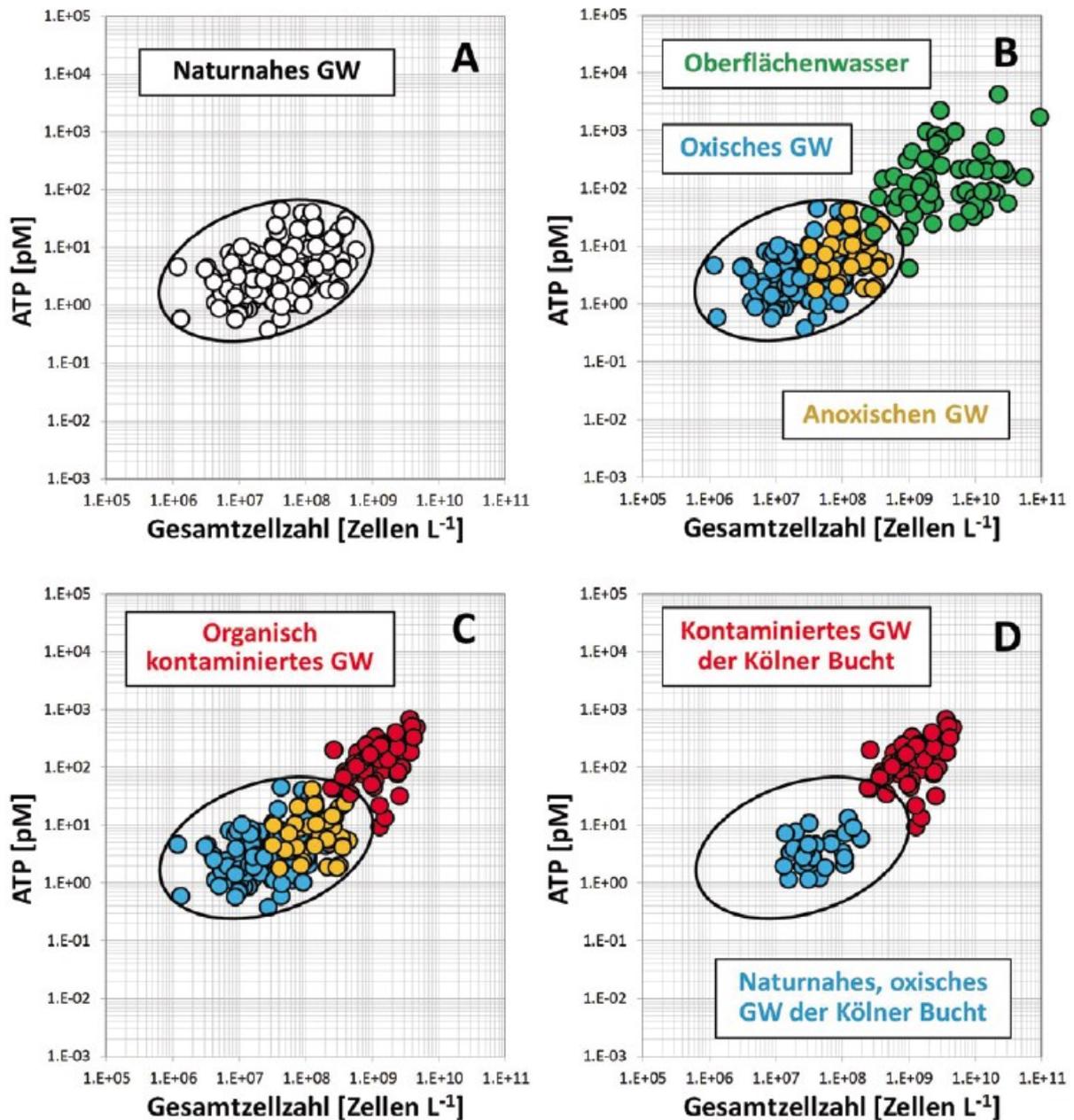
Griebler et al. (2018) schlagen zu diesem Zweck den B-A-E Index vor. Dabei steht „B“ für Biomasse, bestimmt als Bakteriengesamtzellzahl (GZZ), „A“ steht für Aktivität, bestimmt durch den zellinternen Gehalt an Adenosintriphosphat (ATP-Gehalt). Das „E“ bedeutet „Energie“ und kann ergänzend zu den beiden anderen Messgrößen als ein Maß für die mikrobiell schnellverfügbare Energie im Ökosystem durch die Bestimmung der Konzentration an assimilierbarem gelösten organischen Kohlenstoff (AOC) quantifiziert werden. Die deutschlandweit von Griebler et al.

(2018) durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass jeder Grundwasserkörper seinen charakteristischen B-A bzw. B-A-E Fingerabdruck hat. Durch Kombinieren von GZZ-, ATP- und AOC-Messungen können unbelastete Grundwässer von organisch belasteten, von solchen mit Oberflächenwassereintrag (Abbildung 61) und solchen mit Belastungen als Folge von landwirtschaftlicher Bewirtschaftung verlässlich unterschieden werden (Fillinger, et al., 2019).

4.7.4 Zwischenfazit 4: Leitparameter und Indikatororganismen

Um rasch einen Überblick über den thermischen, chemischen und ökologischen Zustand eines für UTES nutzbaren Aquifers zu erlangen, kommen mehrere physikalisch-chemische Leitparameter in Betracht. Hierzu zählen Porosität, Wassertemperatur, Konzentration des gelösten Sauerstoffs, pH-Wert, pH_{pzc} -Wert, elektrische Leitfähigkeit, Konzentration an Nährstoffen und Elektrodenakzeptoren. Zur ökologischen Einstufung als besonders schützenswerter Lebensraum kommen Zeigerarten in Betracht, die meist regional begrenzt (Stygoregionen) bzw. endemisch auftreten, darunter Krebse der Ordnung Copepoda (*Parastenocaris phyllura*, *P. phreatica*, *P. c.f. aedis*, *Nitocrella hirta tirolensis*, *N. omega*, *Acanthocyclops rhenanus*, *A. sensitivus*), der Ordnung Amphipoda (*Niphargus fonatanus*, *N. aquilex*, *N. laisi* und *N. strouhali*) und der Ordnung Syncarida (Brunnenkrebse *Bathynella freiburgensis*, *B. natans*, *B. chappuisi*) sowie Ostracoda (Muschelkrebse) und Isopoda (Asseln). Bisher ist nicht erforscht, wie sich die Populationen dieser Tierarten entwickeln, und ob ihnen ein Schutzstatus nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) zugewiesen werden müsste. Zur Charakterisierung der Aquifer-typischen Mikrobiome bietet sich im Sinne eines „Fingerprintings“ der von Griebler et al. (2018) entwickelte B-A-E Index an.

Abbildung 61: GZZ-ATP Plots für naturnahes Grundwasser (A) im Vergleich zu verschiedenen Oberflächengewässern (B) und organisch kontaminierten Grundwasserproben (C). In (D) werden die kontaminierten Grundwässer aus Düsseldorf den naturnahen Grundwasserproben aus der Region (Ertfgebiet) gegenübergestellt. Innerhalb der naturnahen Grundwässer sind oxische und anoxische in (B) und (C) farblich (blau und gelb) unterschieden. Aus (Griebler, et al., 2018)



(Quelle: Griebler, et al., (2018))

4.8 Regenerationsfähigkeit von thermisch genutzten Aquiferen

Im Sinne einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung thematisierte die Aufgabenstellung auch die Regenerationsmöglichkeiten von Grundwasser-Ökosystemen nach dem Ende der regulären Betriebszeit von UTES und der damit verbundenen thermischen Beeinflussung von Aquiferen vor. Diesbezügliche Erkenntnisse wurden im Zuge der internationalen Literaturrecherche zusammengetragen.

Eine Literaturstudie von Hähnlein et al. (2013) stellt fest, dass die Regenerationszeit von oberflächennah geothermisch bewirtschafteten Aquiferen ungefähr so lange dauert wie der zuvor praktizierte Anlagenbetrieb. Diese Hypothese stützt sich auf Ergebnisse von numerischen Simulationen, in denen man eine Betriebsdauer von 30 Jahren Wärmeentzug durch den Betrieb von Erdwärmesonden simuliert hatte (Signorelli, et al., 2004; Rybach, et al., 2006; Rybach, et al., 2010). Der Zeitraum für die Regeneration lässt sich verkürzen, wenn man duale Systeme für Wärmeentnahme und -einspeisung alternierend betreibt (ATES, BTES). Die Studie von Hähnlein et al. (2013) erwähnt nicht, ob die Regenerierung zur Wiederherstellung des ursprünglichen Aquifer-Zustandes auch den Lebensraum Grundwasser und seine Organismen einbezieht. Es ist zu erwarten, dass eine zügige und nahezu vollständige Regenerationsfähigkeit eines thermisch genutzten GWK an folgende Voraussetzungen geknüpft ist:

- ▶ Durchströmung des GWK mit hinreichender Abstandsgeschwindigkeit durch nicht thermisch und anderweitig anthropogen beeinflusstes Grundwasser,
- ▶ kleine Volumenrelation von gestörtem zu anstromig unbeeinflusstem Grundwasserkörper,
- ▶ moderate Temperaturamplitude im thermisch beeinflussten GWK,
- ▶ Lagerungsgefüge (Lückenräume, Porosität), Sauerstoff- und Nahrungsangebot werden so regeneriert, dass eine Wiederbesiedelung durch Invertebraten möglich ist.

Die Regenerationszeit wird umso kürzer sein, je mehr und je besser die vorstehend genannten Kriterien gemeinsam erfüllt sind. Im günstigsten Fall kann eine vollständige Regeneration des Aquifers sogar innerhalb eines Betriebszyklus erreicht werden, sofern geschlossene Wärmepumpen-Systeme (saisonal) ruhen (Hähnlein, et al., 2013). Umgekehrt ist bei stagnierendem Grundwasser, bei hoher thermischer Beanspruchung und bei geringen Korngrößen des Lockergesteins (z.B. Silt, Ton) von deutlich längeren Zeiträumen für eine Regeneration auszugehen.

Die Ergebnisse der Literaturrecherche sowie die Modellrechnungen in Kapitel 3.7 haben gezeigt, dass sich der Abklingverlauf einer höheren Speichertemperatur nach Außerbetriebnahme einer UTES-Anlage über mehrere Jahrzehnte erstrecken kann. Damit können Zeiträume erreicht werden, wie sie für Altlasten nicht untypisch sind. Damit hängt es von den örtlichen geohydraulischen Gegebenheiten ab, in wieweit bzw. nach welcher Zeitspanne eine vollständige Regeneration eines thermisch genutzten Aquifers erwartet werden kann.

5 Ableitung und Anwendung von thermischen Geringfügigkeitsschwellen zum Schutz der Grundwasserqualität

5.1 Schutzgut bezogener Ansatz zur Quantifizierung von UTES-Einflüssen auf das Grundwasser

Deutschland ist insgesamt wasserreich. In Deutschland werden weniger als 14 % der erneuerbaren Wasserressourcen zur öffentlichen Wasserversorgung und als Brauchwasser für Industrie und Wirtschaft genutzt (Süddeutsche Zeitung, 2010; BMU/UBA (Hrsg.), 2017). Das Grundwasser stellt für die Wasserversorgung in Deutschland die wichtigste Ressource dar. Ungefähr 70 % der Trinkwasserversorgung in Deutschland werden durch die Erschließung von Grundwasser abgedeckt (Umweltbundesamt, 2010; BMU/UBA (Hrsg.), 2017). Durch §6 in Verbindung mit § 50 WHG (2009) wird zur Sicherung der Daseinsvorsorge der öffentlichen Wasserversorgung eine hohe Bedeutung für eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung zugewiesen. Die Grundwasservorkommen werden in Deutschland mit Monitoringprogrammen überwacht, um den mengenmäßigen Zustand sowie den chemischen Zustand zu kontrollieren. Der Schutz des Grundwassers und dessen Bewirtschaftung erfolgen unter anderem auf Grundlage des WHG (2009), der GrwV (2010) und der Landeswassergesetze. Die hierfür ausgewiesenen Wasserschutz- und Heilquellenschutzgebiete sind in Ausdehnung und Anzahl regional teils sehr unterschiedlich verteilt (Abbildung 62).

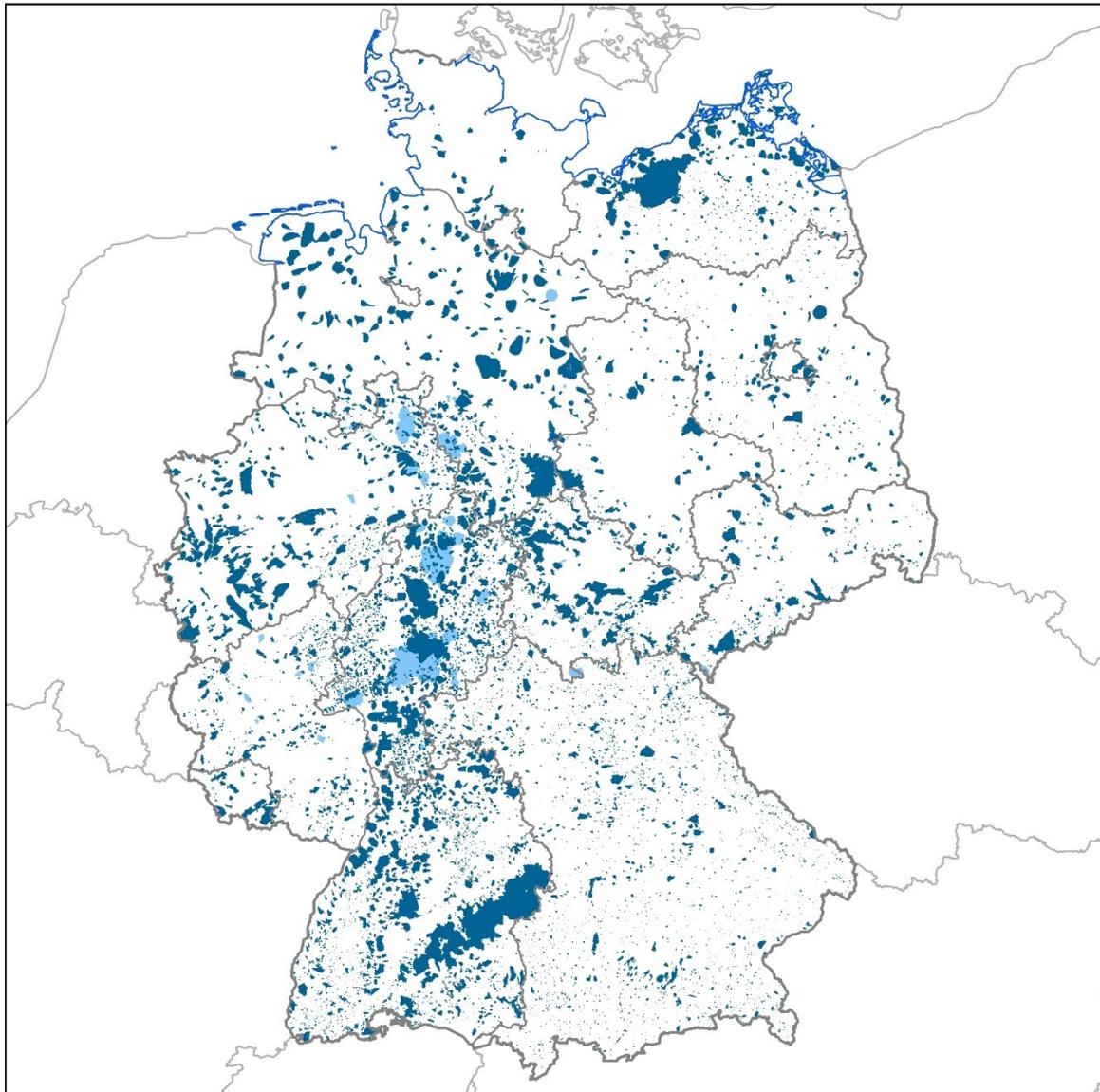
Eine zunehmende energetische Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen kann sich mit einer bestehenden oder einer zukünftigen wasserwirtschaftlichen Nutzung des Grundwassers für die öffentliche Wasserversorgung überschneiden. Bei der Interessenabwägung zwischen einer technischen Nutzung des Grundwassers, wie zum Beispiel zur Wärmespeicherung durch saisonale geothermische Wärmespeicher, und anderen wasserwirtschaftlichen Interessen wird oft der Vorrang der öffentlichen Wasserversorgung vor anderen Nutzungen gefordert. Dies wird mit dem Vorsorgegrundsatz und dem Verschlechterungsverbot für die Grundwassermenge und -qualität begründet. In Gebieten, die der Trinkwasserversorgung dienen, wird die Zulässigkeit anderer Nutzungen (z. B. Geothermie, Landwirtschaft, Gefahrguttransporte) durch die Rechtsverordnungen von Wasserschutzgebieten ergänzt. Genehmigungsrechtliche Festlegungen von Verboten und Einschränkungen sowie die generelle Festsetzung von Wasserschutzgebieten sind länderspezifisch. Eine differenzierte Bewertung thermischer Auswirkungen auf die Grundwasserqualität und das Grundwasserökosystem erfolgt bislang in der Regel mangels Datenverfügbarkeit und Bewertungsgrundlage nicht.

Bei der thermischen Nutzung des Untergrundes zur Wärme- und Kältespeicherung und deren Rückgewinnung (saisonaler Wärmespeicher) wird das Grundwasser zum Erzielen eines hohen Wirkungsgrades der Anlage direkt (Aquiferspeicher - ATEs) oder indirekt (Erdwärmesondenspeicher - BTES) genutzt. Der unmittelbare Anlagenbereich wird als **konzeptioneller Nutzungsraum** bezeichnet. Er wird von den unterirdischen technischen Einrichtungen des UTES (Speicherinstallationen) eingegrenzt. Hier dominieren die für eine Speicherung und Entnahme relevanten Prozesse.

Das durch den Speicherbetrieb beanspruchte Volumen ist der Auswirkungsraum des Speichers. Hierbei ist zwischen dem hydraulischen und dem thermischen Auswirkungsraum (Thermally Impacted Volume (TIV)) zu unterscheiden. Nachfolgend wird für die Ableitung einer thermischen Geringfügigkeitsschwelle nur der thermische Auswirkungsraum betrachtet. Basierend auf den numerischen Simulationen für einen geothermischen Speicher umfasst der thermische

Auswirkungsraum eine verursachte **Temperaturabweichung im Grundwasser um mehr als ± 1 K** vom (natürlichen) Referenzzustand.

Abbildung 62: Lage der Wasserschutz- und Heilquellenschutzgebiete in Deutschland; erkennbar ist eine heterogene Verteilung der festgelegten Schutzgebiete (BMU/UBA (Hrsg.), 2017)



■ S = Spa (Heilquelle)
■ T = Drinking (Trinkwasser)

Anzahl WSG - 18.341
 Fläche WSG - absolut - 54.967 km²

Fläche WSG in % zur Fläche
 Deutschlands - 15,38 %

	Fläche WSG (km ²)	% zur Landesfläche		Fläche WSG (km ²)	% zur Landesfläche
BB	1.333	4,49	NI	8.007	16,76
BE	211	23,61	NW	6.075	17,82
BW	9.378	26,22	RP	1.861	9,38
BY	3.766	5,34	SH	558	3,51
HB	31	7,73	SL	452	17,57
HE	11.781	55,82	SN	1.466	7,93
HH	90	11,90	ST	1.278	6,22
MV	4.585	19,84	TH	3.735	23,06

Quelle:
 Geobasisdaten: DLM1000, 2012, BKG
 Fachdaten: WasserBLiCk/BfG & Zuständige Behörden der Länder, 1.5.2017,
 Thüringen: Übermittlung durch Thüringer Landesverwaltungsamt, 19.2.2018,
 Hessen: Übermittlung durch Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, 14.2.2018
 Bearbeitung: Umweltbundesamt, FG I 1.7, 2018

(Quelle: BMU/UBA (Hrsg.) (2017))

Wenngleich eine Differenzierung in kurz-, mittel- oder langfristige thermische Beeinflussung des Grundwassers anhand der Simulationsergebnisse möglich ist, sind für die Bewertung des geringfügigen Einflusses zumeist die Temperaturminima und -maxima im bestimmungsgemäßen U-TES-Dauerbetrieb relevant. Risikoanalysen zum Ausfall von Anlagenkomponenten können durchgeführt werden, waren aber nicht Gegenstand dieser Studie. Die numerische Modellierung liefert einen thermischen Einfluss (TI) als Kennzahl für die Energiedichte (Definition Kapitel 2.3.7). Diese Kennzahl ist jedoch für eine Ableitung von Gefährdungspotentialen oder als Kennwert zum Schutz der Grundwasserqualität ungeeignet.

Tabelle 27: SWOT-Analyse der Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen zur saisonalen Wärme- / Energiespeicherung (Auf- und Entladung im Wechselbetrieb)

		Interne Analyse (endogen)	
		Stärken (Strengths) +	Schwächen (Weaknesses) -
Externe Analyse (exogen)	Chancen (Opportunities) +	Speicher für Energie aus nicht grundlastfähiger, volatiler Energieerzeugung	Hohe Investitionskosten bei der Anlageninstallation
		Innovative Technologie zur Unterstützung und Umsetzung der Energiewende	Saisonale Wärmespeicher sind genehmigungsrechtlich vielfach „Neuland“
		Klimaschonender, nachhaltiger Betrieb der Energiespeicherung und -rückgewinnung möglich	Fehlen eines Konsenses bei der Bewertung thermischer Auswirkungen auf das Grundwasser
		Viele mobile organ. Schadstoffe können im warmen GWL schneller mikrobiologisch abgebaut werden	Für Wärmespeicher erscheint eine Mindestgröße von mehreren 100 kW empfehlenswert
		Tiefe Speicher mindern den Überschneidungsraum mit flacher GW-Gewinnung im 1. GW-Stockwerk	Tiefe Speicher sind erforderlich, um den Wärmeeintrag in flache Aquifere zu mindern
	Risiken (Threats) -	Energiespeicherung hat Einfluss auf das Temperaturregime des Grundwassers	Unsicherheiten bei der Beurteilung der Auswirkungen bei langfristigen Betrieb
		Temperaturerhöhung kann zu Veränderungen bei GW-Fauna und -Mikrobiom führen	Hoher räumlicher Platzbedarf für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb erforderlich
		Wärmeeintrag kann im Bereich von Altlasten Schadstoffe mobilisieren	Fehlende Planungssicherheit kann die Realisierung von saisonalen Wärmespeichern verhindern

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

In einer SWOT-Analyse wurden die Stärken, Schwächen, Chancen und Risiken bei gleichzeitiger geothermischer und wasserwirtschaftlicher Nutzung für die öffentliche Wasserversorgung zusammengestellt (Tabelle 27). Die Analyse zeigt sowohl positive Synergien als auch eine Nutzungskonkurrenz. Ein Ziel der Studie war, einen konzeptionellen Ansatz bzw. Ablauf zu erarbeiten, um die Vereinbarkeit beider Nutzungen auf Grundlage quantitativer (TI) und qualitativer Bemessungswerte (T-GFS) zu prüfen und zu bewerten.

Unterirdische geothermische Energiespeicher können insgesamt eine sinnvolle Ergänzung sein, um nicht grundlastfähige, volatile erneuerbare Energie oder Abwärme saisonal zu speichern. Die Auswirkungen durch den thermischen Einfluss auf das Zusammenwirken von physiko-chemischen und ökologischen Parametern können hierbei in Süßwasser-Aquiferen, die sich in einem natürlichen Zustand befinden, komplex sein. Die zu berücksichtigende Vorsorge im Sinne eines geringfügigen thermischen Einflusses auf die Grundwasserqualität bei diesen Aquiferen wurde in dieser Studie anhand chemischer, physikalischer und ökologischer Grundwasserparameter hergeleitet (Kapitel 4). Die Schwelle für geringfügige Auswirkungen eines thermischen Einflusses ist in anderen Grundwasserleiter-Typen wie salinaren Aquiferen und Süßwasser-Aquiferen im stark veränderten Zustand anders zu bewerten. In vielen Fällen dürften hier größere Temperaturschwankungen akzeptabel sein.

Größere Herausforderungen werden im Bereich des Planungsrechts und in den Regularien im Flächenbezug bei der Betrachtung eines Grundwasserkörpers und der auf ihn wirkenden Einflussfaktoren gesehen. Hinweise zur Betrachtung des Grundwasserkörpers als Volumen sowie Vorschläge für ein unterirdisches Planungsrecht finden sich in Kapitel 6.2.

5.2 Thermischer Einfluss TI und thermische Geringfügigkeit T-GFS

5.2.1 Thermischer Einfluss TI

Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, dass der Begriff „thermischer Einfluss“ in unterschiedlichem Kontext angewandt wird, was zu Missverständnissen führen kann:

- ▶ Umgangssprachlich ist das Einwirken von Temperatur auf physikalische, chemische oder biologische Prozesse gemeint, z.B. als Katalysator im weiteren Sinne. Ein Gradmesser für die Dominanz einer solchen Einwirkung ist nicht allgemeingültig ableitbar.
- ▶ Beim Kennwert TI wird die mittlere Energiedichte angegeben. Diese mag als Vergleich zu anderen mittleren Energiedichten dienen.
- ▶ Mit dem thermischen Auswirkungsraum TIV wird das Volumen des Temperatureinflusses beschrieben. Aus dem TIV lässt sich kein Rückschluss auf die Form dieses Einflusses in Länge, Breite und Tiefe ableiten. Gleichwohl sind diese Größen raumbildend.

Allen drei Beschreibungen des thermischen Einflusses (TI) ist gemein, dass sie zwar grundlegend einen Einfluss benennen, jedoch nie einen Rückschluss auf die Auswirkungen dieses Einflusses zulassen. Der TI an sich ist somit nie geeignet, Aussagen zu einer Geringfügigkeit abzuleiten. Hierzu bedarf es weitergehender Informationen und Ableitungen, wie sie nachfolgend dargestellt werden. Hierbei hat sich gezeigt, dass die Ableitung eines geringfügigen thermischen Einflusses über die Temperatur bzw. über Temperaturdifferenzen erfolgt. Die mittlere Energiedichte des TI ist hierfür irrelevant.

5.2.2 Bewertung des Temperatureinflusses auf die Grundwasserqualität

5.2.2.1 Änderungen physikalischer und hydrochemischer Parameter

Im Kapitel 4.4 wurden die Temperature Auswirkungen auf physikalische und hydrogeochemische Prozesse analysiert und zusammengefasst. Beim Skalieren von Ergebnissen aus Laboruntersuchungen auf die Feldskala werden die zu betrachtenden Prozesse zusehends komplexer. Hierbei ist die Dominanz einzelner Prozesse in Abhängigkeit von der betrachteten Skala zu beachten.

Wechselwirkungen an geladenen Oberflächen der Aquifermatrix können sich auf das temperaturabhängige Verhalten von (Spuren-)Elementen im Grundwasser sowie Lösungs- und Fällungsreaktionen auswirken. Mit steigender Temperatur scheint der point of zero net charge (pzc) kleiner zu werden. Als intrinsische Eigenschaft der Substrate nehmen die negativen Ladungen an den Oberflächen bei annähernd neutralem pH-Wert zu. Bei komplexen Substratgemischen lässt sich dies bislang jedoch nur summarisch durch Titration ermitteln und als Zetapotenzial messen. Mit Hilfe temperaturabhängiger Titrationskurven kann eine qualitative Prognose zur Sorbierbarkeit von Metallkationen bzw. Oxoanionen abgeleitet werden. Eine quantitative Aussage zur realen Mobilität (Retardation, Desorption, Ionenaustausch) von (Spuren-)Metallen wie Cadmium und Halbmetallen wie Arsen ist im Labor in Batch- bzw. Säulenversuchen möglich. Hierbei ist die korrekte Nachbildung der relevanten Umweltbedingungen wichtig. Die in solchen Versuchen identifizierten dominanten, temperaturabhängigen Prozesse lassen sich in chemischen Speziierungsprogrammen wie z.B. PHREEQC mathematisch beschreiben.

Aufbau und Beschaffenheit verschiedener Aquifere können durch geogene Vorprägung sehr unterschiedlich sein. Entsprechend können sich Änderungen in der Zusammensetzung der Aquifermatrix mit steigender Temperatur unterschiedlich stark auf das Grundwasser und die Zusammensetzung der Wasserinhaltsstoffe auswirken. Das Prozessverständnis zur Übertragung von Modellkennwerten einer Versuchsreihe auf andere Aquifere und Umweltrandbedingungen fehlt oftmals. Prognostische Vorwärtsmodellierungen ohne detaillierte Systemkenntnis und Prozessverständnis können daher mit starken Unsicherheiten behaftet sein.

Das Temperaturniveau beeinflusst u.a. die Geschwindigkeit physikalischer und chemischer Prozesse (vgl. u.a. Kapitel 4.4.4 und 4.4.5), was wiederum die Grundwasserqualität beeinflusst. Aus diesen Erkenntnissen jedoch allgemein gültige thermische Geringfügigkeitsschwellen für die physikalischen und hydrochemischen Prozesse abzuleiten, wird dem komplexen Zusammenhang zwischen Aquifermatrix, Wasserinhaltsstoffen, hydraulischen Prozessen und der Interaktion einzelner Stoffe zueinander nicht gerecht. Vielmehr bedarf es einer standortbezogenen Bewertung, ob und wie sich ein thermischer Einfluss auf die Aquifermatrix auswirkt und wie diese Auswirkung sich in der Grundwasserqualität widerspiegelt. Hierbei sollte je nach Temperaturniveau nicht nur der konzeptionelle Nutzungsraum, sondern auch der thermische Auswirkungsraum beurteilt werden (Kapitel 4.4.9).

Aus den vorgenannten Gründen lässt sich **eine allgemeingültige Geringfügigkeitsschwelle für den Temperatureinfluss auf physikalische und hydrochemische Prozesse nicht ableiten**. Dies bedeutet für die Planungs- und Bewilligungspraxis von UTES, dass die Einflussnahme der im Vorhaben realisierten Temperaturänderungen auf physikalische und hydrochemische Prozesse im Untergrund vorhabenbezogen und standortkonkret zu ermitteln und zu bewerten ist.

5.2.2.2 Änderungen im Ökosystem Grundwasser

Im Kapitel 4.5 wurde hergeleitet, dass zum Schutz der Ökosystemleistungen im Grundwasser und dem hierdurch erbrachten Selbstreinigungsvermögen das Habitat Grundwasser nur in engen, sensitiven Grenzen beeinflusst werden darf. Geschützt werden müssen etablierte Lebensgemeinschaften aus mikrobiellen Biozönosen sowie ein- und vielzellige Tiere, die nur durch ihre enge Vernetzung und Interaktion die vom Menschen gewürdigte Ökosystemleistung erbringen. Für den messtechnischen Nachweis der jeweiligen Ökosystemleistungen im Aquifer existiert bislang keine Methodik. Zu beachten ist auch, dass die bloße Abwesenheit eines Lebendnachweises von Fauna kein alleiniger Nachweis für die Nichtexistenz von Fauna darstellt.

Sauerstoff ist eine wesentliche Voraussetzung für eine Existenz von Grundwasserfauna und aus diesem Grund ein Schlüsselparame- ter. Aus der Literaturstudie ergibt sich eine

Mindestkonzentration von 1 mg/l, ab der eine dauerhafte Besiedlung mit Fauna erwartbar ist. Hierauf aufbauend wurden nachfolgend benannte Temperaturrandbedingungen für oxische Aquifere formuliert. Zur Anwendung kommen diese Kriterien ausschließlich, wenn auf Grund der sonstigen Umweltbedingungen eine Grundwasserfauna vorhanden oder erwartbar ist. Salinare oxische Aquifere sind beispielsweise im Sinne der hier erarbeiteten Studie nicht gemeint.

Weniger weitreichend wirken sich Temperaturänderungen in anoxischen Aquiferen auf das Ökosystem aus, da diese ausschließlich von Mikroorganismen besiedelt sind. Betroffen ist Grundwasser mit einer durchschnittlichen O₂-Konzentration kleiner als 1 mg/l. Bei den ausschließlich von Mikroorganismen besiedelten Aquiferen zielt der Schutz auf eine quantitative Aufrechterhaltung aller etablierten Stoffwechseltypen ohne besondere Förderung von Methanogenese bzw. Gärung. Norddeutsche Lockergesteinsgebiete, die jahrhundertlang von Eis bedeckt waren und seither größtenteils nicht durch Fauna wiederbesiedelt wurden, zählen zu diesem Aquifertyp (Stein, et al., 2012).

Üblicherweise sind Stoffwechselleistungen nicht an bestimmte Genotypen geknüpft. Sie werden zumeist von einer breiten genetischen Vielfalt auch unterschiedlich temperaturliefernder Arten bzw. Stämme ausgeübt. Entsprechend steht beim Schutzbedarf der Erhaltung geeigneter Lebensbedingungen eine hohe Stoffwechselaktivität von der aeroben Atmung bis hin zur Sulfatatmung im Vordergrund. Für die Gewährleistung einer größtmöglichen Vielfalt und Intensität an Stoffwechselleistungen sollte daher mesophilen und psychrotoleranten Mikroorganismen im Grundwasser ein höherer Schutzstatus zugebilligt werden.

5.2.3 Ableitung von thermischen Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS) in Verbindung mit dem thermischen Auswirkungsraum

Die in Kapitel 4 dargestellten Temperatureinflüsse auf verschiedene Parameter im Ökosystem Grundwasser bedeuten:

- ▶ Die Einflüsse auf Sorptions- und Lösungsprozesse von mineralischen und/oder anthropogenen (Spuren-)Stoffen mit der Gesteinsmatrix lassen sich mit analytischen Gleichgewichtsrechnungen nur vereinfachend und für einzelne Stoffe abschätzen. Die Ergebnisse bei der Berechnung komplexer Reaktionssysteme unterliegen, wahrscheinlich auch künftig, aufgrund der Vielzahl möglicher Einflussgrößen einer hohen Unsicherheit.
- ▶ Das Maß der abgeschätzten hydrochemischen Änderungen kann nicht pauschal hinsichtlich einer Abgrenzung als „geringfügig“ bewertet werden. Grund hierfür ist die heterogene hydrochemische und mineralogische Zusammensetzung unterschiedlicher Aquifere in Deutschland. Die Tolerierbarkeit entsprechender thermisch induzierter Änderungen der Hydrochemie muss daher stets individuell für den jeweiligen Aquifer bewertet werden.
- ▶ In anoxischen Aquiferen ist keine stygobionte Fauna lebensfähig. Daher kann für das Ökosystem Grundwasser lediglich die Mikrobiologie als schutzwürdig für eine Bewertung hinsichtlich von Geringfügigkeitsschwellen herangezogen werden. Als thermische Geringfügigkeitsschwelle T-GFS ergibt sich gemäß Kapitel 4.5 ein Temperaturbereich von $2\text{ °C} \leq T \leq 40\text{ °C}$, wobei letzterer eine Temperaturschwankung von $\pm 2\text{ K}$ zugestanden wird.
- ▶ In oxischen Aquiferen ($O_2 > 1\text{ mg/l}$) ist stygobionte Fauna prinzipiell lebensfähig. Ob sie im jeweiligen Aquifer de facto präsent ist und sich hierdurch ein besonderer Schutzbedarf ableiten ließe, bedarf einer eigenständigen Erkundung und Beurteilung. Als thermische

Geringfügigkeitsschwelle T-GFS ergibt sich gemäß Kapitel 4.5 eine maximale Temperaturspreizung zur natürlichen Grundwassertemperatur von ± 3 K. Diese darf sich zudem nur im Temperaturbereich von $6\text{ °C} \leq T \leq 16\text{ °C}$ bewegen. Diese bedeutet, dass auch bei Niedertemperaturspeichern ein lokales Überschreiten dieser T-GFS die Regel sein dürfte (Tabelle 28). Die im Rahmen dieser Studie gemachten Aussagen zu T-GFS sind aus dem Schutzbedarf einzelner Spezies abgeleitet. Diese Ableitung berücksichtigt nicht eine spezielle Vergesellschaftung.

- Entsprechend sind oxische Aquifere ohne stygobionte Fauna hinsichtlich der thermischen Geringfügigkeitsschwellen T-GFS wie anoxische Aquifere zu bewerten.

Der thermische Auswirkungsraum TIV ergibt sich bei der UTES-Planung ausschließlich aus den numerischen Simulationen des Speicherbetriebs und des Wärmetransports (Kapitel 3). Hierbei sind verschiedene Betriebsszenarien bei der Ableitung der Geringfügigkeit zu berücksichtigen.

5.2.4 Anwendung der T-GFS bei unterschiedlichen UTES

5.2.4.1 Allgemeines Ablaufschema zur T-GFS-Bewertung

Das Ablaufschema zur Prüfung und Bewertung der T-GFS gliedert sich in fünf Handlungsblöcke (Abbildung 63). Hierbei sind bei der UTES-Planung die beiden Skalen UTES und TIV einerseits und GWK andererseits bei der Bearbeitung zu unterscheiden. Nach einer Datenerhebung und der Prüfung der Anwendbarkeit der T-GFS (Vorprüfung) wird hinsichtlich des TIV unterschieden, ob dieses auf einen oxischen Aquifer mit stygionter Fauna oder auf einen anoxischen Aquifer einwirkt. Ebenso ist es durchaus möglich, dass sich ein Teilbereich des TIV im oxischen, ein anderer Teilbereich im anoxischen Aquifer befindet.

Im Rahmen der **Datenerhebung** bei der UTES-Planung wird zunächst der Grundwasserkörper im potentiellen Auswirkungsraum mit seinen Grundwasserstockwerken (Aquifere) identifiziert (Abbildung 63, (1)). Für die vom TIV betroffenen Aquiferbereiche werden die natürlichen Hintergrundwerte der Grundwassertemperatur sowie die Ausgangszustände in Bezug auf den mengenmäßigen und chemischen Zustand (GrwV 2010) erfasst und beschrieben. Weitere Daten sind zu erheben, u.a. Mächtigkeiten der GWL, Teufe der Bohrung(en), hydraulische Leitfähigkeiten, Wärmeleitfähigkeit und -kapazität, Sauerstoffkonzentration (Tiefenprofil) im Grundwasser, Etablierung stygobionter Grundwasserfauna.

Numerische Modellierungen des UTES-Betriebs und des Wärmetransports quantifizieren den thermischen Auswirkungsraum (Volumen und Körpergeometrie) sowie dessen Projektionsfläche an der Geländeoberfläche. Maßgeblich für die thermische Raumabgrenzung des TIV ist das 1-Kelvin-Kriterium (Kapitel 2.3.2).

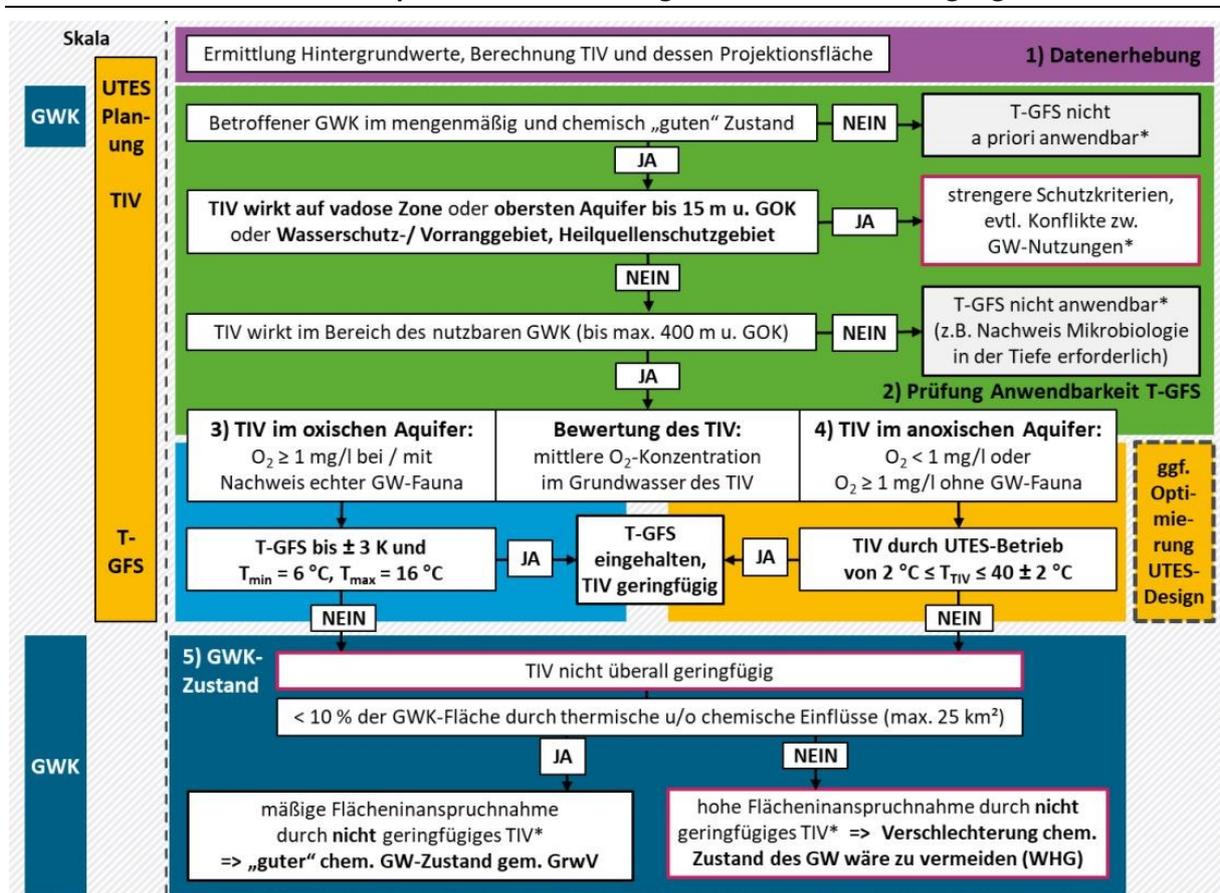
Im Rahmen der **Vorprüfung** wird die Übertragbarkeit der T-GFS auf das zu bewertende Grundwasser geprüft (Abbildung 63, (2)). Die abgeleiteten T-GFS beziehen sich ausschließlich auf Süßwasser-GWK, die sich im mengenmäßig und chemisch „guten Zustand“ befinden. Für die Prüfung zur Einhaltung der T-GFS ist es unerheblich, in welchem Grundwasserstockwerk der UTES installiert und betrieben werden soll. Relevant für die Bewertung ist vielmehr, ob der thermische Auswirkungsraum des UTES den zu bewertenden Süßwasser-Aquifer mit seinem „guten Zustand“ erreicht. Entsprechend lassen sich die nachfolgenden Prüfschritte auch auf UTES in Festgesteinen, in Tiefen > 400 m u. GOK sowie auf CTES übertragen, sofern deren TIV einen Süßwasser-Aquifer erreicht. Zusätzlich zu den TIV sind ggf. die Volumina bzw. die Flächen zu berechnen, bei denen die jeweiligen T-GFS überschritten werden (vgl. Kapitel 5.2.4). Wird als Ergebnis festgestellt, dass sich der betroffene GWK nicht im mengenmäßig und chemisch „guten“ Zustand

befindet, ist das Konzept der in dieser Studie abgeleiteten T-GFS nicht a priori anwendbar. In solchen Fällen wären weitere Prüfungen von Umweltauswirkungen notwendig.

Strengere Maßstäbe hinsichtlich der Schutzwürdigkeit der Grundwasserressource gelten, wenn das TIV die vadose Zone oder etwa innerhalb der oberen 15 m u. GOK den obersten Aquifer oder ein Wasserschutz-, Wasservorrang- oder Heilquellenschutzgebiet (wobei ggf. spezifische Anforderungen für Wasserschutzzonen I, II und III und bei Grundwasserfassungen die Zonen A und B zu beachten sind) erreicht. Hierbei handelt es sich um Bereiche des oberflächennahen Untergrundes, in denen natürliche Selbstreinigungsprozesse nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand eine maßgebliche Bedeutung haben.

In größeren Tiefen unterhalb von 400 m u. GOK ist die Anwendung des TIV nicht angedacht. Stygobionte Fauna ist hier nicht mehr zu erwarten. Der Kenntnisstand zur Mikrobiologie in solchen Tiefen, sowie deren Ausprägung und Wirkung auf die Grundwasserbeschaffenheit, ist bislang weitestgehend unbekannt.

Abbildung 63: Ablaufschema in fünf Stufen für die Prüfung zur Einhaltung der thermischen Geringfügigkeitsschwelle T-GFS von unterirdischen thermischen Energiespeichern (UTES) in Süßwasser-Aquiferen bei Beachtung relevanter Randbedingungen



Datengrundlage:

Brielmann et al. (2011), Griebler et al., UBA-Texte 54/2015, Spengler & Hahn (2018), Bin-Hudari et al. (2020), GrwV (2010), WHG (2009)

*) weitere Prüfung von Umweltauswirkungen notwendig

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

Ist die Anwendbarkeit der T-GFS mit Abschluss der Vorprüfung gegeben, so ist für den TIV (Ort der Beurteilung) zu ermitteln, ob sich dieser auf einen oxischen oder einen anoxischen Aquifer auswirkt (Abbildung 63, (3,4)). Hierbei kann es sein, dass die Bewertung mehrerer Orte sinnvoll ist. Für eine Beurteilung wird die mittlere Jahreskonzentration des gelösten Sauerstoffs

idealerweise an mehreren Messstellen im TIV-Bereich durch Feldmessungen bestimmt. Abhängig vom Ergebnis verzweigt sich die Fortsetzung des Prüfschemas mit dem Ergebnis für die mittlere O₂-Konzentration wie folgt:

- ▶ O₂ ≥ 1 mg/l: Fortsetzung mit Block Nr. 3 (TIV im oxischen Aquifer),
- ▶ O₂ < 1 mg/l: Fortsetzung mit Block Nr. 4 (TIV im anoxischen Aquifer).

Wirkt der TIV im oxischen Aquifer mit stygobionter Fauna (Abbildung 63, (3)), so ist diese am Ort der Beurteilung zu belegen. Ist der Nachweis von Fauna nicht möglich, wird die T-GFS-Prüfung im Bereich anoxischer Aquifere fortgesetzt (Abbildung 63, (4)).

Ist Grundwasserfauna etabliert oder deren Existenz aufgrund der Kenntnisse zur biogeografischen Verbreitung erwartbar, so muss davon ausgegangen werden, dass übliche Vertreter der Fauna sensibel auf Temperaturänderungen reagieren. Zur Bewahrung der insgesamt etablierten Fauna wurden deshalb für oxische Süßwasser-Aquifere mit stygobionter Grundwasserfauna folgende thermische Geringfügigkeitsschwelle abgeleitet:

- ▶ maximale Temperaturspreizung von $\Delta T \pm 3$ K gegenüber dem Hintergrundwert im TIV **und** zusätzlich und gleichzeitig
- ▶ darf der untere T-GFS von +6 °C nicht unterschritten **und**
- ▶ darf der obere T-GFS von +16 °C im TIV nicht überschritten werden.

Werden T-GFS-Kriterien nicht eingehalten, so sind die thermischen Umweltauswirkungen des UTES lokal und temporär nicht geringfügig. In diesem Fall wäre, in Anlehnung an § 7(3)1b GrwV (2010) zum chemischen Zustand eines GWK, jetzt ein Wechsel der Bewertungsskala erforderlich: nun ist der Zustand des gesamten GWK zu bewerten. Unterschreitet die nicht geringfügige Beeinträchtigung des (chemischen) Zustands der GWK-Fläche 10 % der Gesamt-GWK-Fläche (maximal jedoch 25 km² je GWK), wird der Zustand des GWK gemäß GrwV (2010) weiterhin als „gut“ eingestuft (§ 7(3) GrwV (2010) (Abbildung 63, (5))).

Wird dieser 10 % Flächenanteil des betroffenen GWK überschritten, wäre gemäß § 47(1)1 WHG (2009) eine Verschlechterung des chemischen Zustandes zu vermeiden. Entsprechend ergibt sich für die UTES-Planung, dass das TIV eines UTES zu reduzieren ist.

Hierfür sollte beispielsweise quantifiziert werden, welchen negativen Einfluss bezogen auf die Grundwasserqualität dieser nicht geringfügige thermische Einfluss in Art (zusätzlicher Temperatureinfluss), Umfang (beanspruchtes Volumen) und Dauer (saisonal oder permanent) hat und ob dieser einschränkende Einfluss für die Ökosystemleistung im Grundwasser akzeptabel wäre. Dieses könnte beispielsweise der Fall sein, wenn eine Überschreitung kleinräumig oder temporär wäre, z.B. nur einige Wochen im Jahr.

Liegt der TIV im **anoxischen Aquifer** (O₂ < 1 mg/l) oder ist im oxischen Aquifer keine stygobionte Grundwasserfauna etabliert, werden zur Bewahrung von mikrobieller Stoffwechselaktivitäten folgende Schwellenwerte für thermische Geringfügigkeit angewendet (Fauna (Abbildung 63, (4)):

- ▶ unterer Temperaturschwellenwert von +2 °C darf nicht dauerhaft unterschritten **und**
- ▶ oberer Temperaturschwellenwert von +40 ± 2 °C (Unschärfbereich im Ermessen des Entscheidungsträgers) darf nicht dauerhaft überschritten werden.

Innerhalb dieser Schwellenwerte sind mit hoher Wahrscheinlichkeit lediglich geringfügige Verschiebungen bei den etablierten mikrobiellen Stoffwechselaktivitäten gemäß den Auswertungen dieser Studie (Kapitel 4.5) anzunehmen. Gleichzeitig ist so ausgeschlossen, dass es

- ▶ zu einem Einfrieren des GWK (und damit zu einem weitgehenden Erliegen der mikrobiellen Aktivität) oder
- ▶ zu einer wahrnehmbaren Bildung und womöglich Ausgasung von Gärungsgasen und damit zur Gefährdung von Menschen und Umwelt kommt.

Entsprechend wäre nach Auffassung der Autoren dieser Studie das Verschlechterungsverbot gemäß GrwV (2010) eingehalten, wenn diese T-GFS eingehalten werden. Selbiges wäre auch noch bei einer mäßigen Überschreitung des T-GFS beim Betrieb von Hoch-Temperatur-Speichern mit einer Temperatur im UTES von 40 bis 90 °C bzw. open end gegeben (Kapitel 5.2.4). Hierbei ist jedoch gefordert, im Falle eines dauerhaften Überschreitens der T-GFS aus dem dafür beanspruchten Volumen die Projektionsfläche zu ermitteln. Beansprucht diese Projektionsfläche beim Dauerbetrieb der Anlage zusammen mit den Projektionsflächen aller anderen den GWK nicht-geringfügig beanspruchenden geothermischen Nutzungen weniger als 10 % der Fläche des abgegrenzten GWK (max. 25 km² je GWK), können im Sinne der GrwV (2010) die Auswirkungen auf die Grundwasserqualität und die Ökosystemleistung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität im gesamten GWK als hinreichend geringfügig bewertet werden (Abbildung 63, (5)).

Gleichwohl wird empfohlen, insbesondere bei der Planung von Hoch-Temperatur-Speichern den Einfluss der Temperatur auf die standortspezifische Hydro- und Geochemie genauer zu untersuchen. Dies kann beispielsweise durch Laborexperimente an Standortsubstraten (z.B. Säulenversuche) und die Nutzung geochemischer (Stofftransport-) Modelle erfolgen.

Gleiches gilt für die Beurteilung einer Temperaturbeeinflussung der standortspezifischen Mikrobiologie. Untersuchungen von Stoffwechselaktivität, Mineralisierungsraten und Dominanzstruktur können dem Verständnis der standortspezifischen Prozesse dienen. Hierbei wäre beispielsweise abzuschätzen, bei welchen Grundwassertemperaturen eine Verschiebung in der Zusammensetzung von mikrobiellen Gemeinschaften und deren Stoffwechselleistungen zu erwarten ist. Mit dem gegenwärtigen Kenntnisstand der Wissenschaft ist noch nicht allgemeingültig zu beantworten, ob derartige Verschiebungen als tolerabel oder geringfügig zu bewerten sind. Diese Frage kann nur standortspezifisch beantwortet werden, mit dem Ziel, trotz Speicherbetrieb die Ökosystemleistungen insgesamt weitestgehend aufrechtzuerhalten.

5.2.4.2 Auswirkungen unterschiedlicher UTES auf eine T-GFS-Bewertung

Die abgeleiteten thermischen Geringfügigkeitsschwellen beschreiben einen Schutzbedarf. Aus ihnen geht nicht hervor, bei welcher Bauart eines UTES welche Art von Interaktion zum Schutzgut Grundwasser zu erwarten ist. Unterirdische geothermische Energiespeicher werden mit unterschiedlichen Einspeise- und Auspeisetemperaturen sowie mit unterschiedlichen Leistungen betrieben.

Tabelle 28: Unterschiedlich betriebene UTES und deren zu erwartenden Interaktionen mit Thermischen Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS) in unterschiedlichen Aquiferen

Kriterium		oxischer Süßwasser-Aquifer mit stygobionter Grundwasserfauna ($O_2 \geq 1 \text{ mg/l}$)	Fauna-freier oxischer Aquifer oder anoxischer Aquifer ($O_2 < 1 \text{ mg/l}$)
Thermische Geringfügigkeitsschwellen (T-GFS)	T_{\min}	6 °C	+2 °C (im Ausnahmefall kann der Gefrierpunkt kurzzeitig toleriert werden. Einfrieren des GWK ist zu verhindern)
	T_{\max}	16 °C	+40 ± 2 °C
	ΔT	± 3 K	
Speichertyp des UTES (Kapitel 2.2.2)	Nieder-Temperatur-Speicher, Temperatur im UTES von bis 25 °C	$T_{\text{UTES}} > T_{\max\text{-GFS}}$ T-GFS wird im konzeptionellen Nutzungsraum sowie im Umfeld des UTES überschritten, Zulässigkeit der Inanspruchnahme durch Überschreiten T-GFS hinsichtlich Volumen und Fläche im Rahmen der Schutzgutabwägung zu prüfen (Ermessensprüfung)	$T_{\text{UTES}} < T_{\max\text{-GFS}}$ T-GFS wird konstruktiv unterschritten, Schutzgutabwägung im anoxischen Aquifer entfällt, Eine Ausdehnung des TIV in einen darüber liegendem oxischen Aquifer ist zu prüfen (hier sind die dortigen T-GFS einzuhalten).
	Mittel-Temperatur-Speicher, Temperatur im UTES von 25 bis 40 °C	$T_{\text{UTES}} > T_{\max\text{-GFS}}$ T-GFS wird im konzeptionellen Nutzungsraum sowie im Umfeld des UTES überschritten, Zulässigkeit der Inanspruchnahme durch Überschreiten T-GFS hinsichtlich Volumen und Fläche im Rahmen der Schutzgutabwägung zu prüfen (Ermessensprüfung)	$T_{\text{UTES}} \leq T_{\max\text{-GFS}}$ T-GFS wird konstruktiv unterschritten, Schutzgutabwägung im anoxischen Aquifer entfällt. Eine Ausdehnung des TIV in einen darüber liegendem oxischen Aquifer ist zu prüfen (hier sind die dortigen T-GFS einzuhalten).
	Hoch-Temperatur-Speicher, Temperatur im UTES von 40 bis 90 °C bzw. open end	$T_{\text{UTES}} \gg T_{\max\text{-GFS}}$ Unüblicher UTES, da Energieverluste über die Geländeoberfläche üblicherweise zu hoch für einen wirtschaftlichen Speicherbetrieb. Ansonsten: T-GFS wird im konzeptionellen Nutzungsraum und deutlich darüber hinaus überschritten, Zulässigkeit der Inanspruchnahme durch Überschreiten T-GFS hinsichtlich Volumen und Fläche im Rahmen der Schutzgutabwägung zu prüfen (Ermessensprüfung)	$T_{\text{UTES}} > \text{oder } \gg T_{\max\text{-GFS}}$ T-GFS wird im konzeptionellen Nutzungsraum sowie im Umfeld des UTES überschritten, Zulässigkeit der Inanspruchnahme durch Überschreiten T-GFS hinsichtlich Volumen und Fläche im Rahmen der Schutzgutabwägung zu prüfen (Ermessensprüfung). Eine Ausdehnung des TIV in einen darüber liegendem oxischen Aquifer ist zu prüfen (hier sind die dortigen T-GFS einzuhalten).

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

Die Leistung eines Speichers bedingt seine Ausdehnung des konzeptionellen Nutzungsraums und des TIV. Aus der Energieleistung einer UTES lässt sich nicht ableiten, ob die Temperatur des

Grundwassers die T-GFS überschreiten könnte. Bei der Betriebstemperatur eines UTES ist das anders. Im Rahmen dieser Studie wurden folgenden Betriebsbereiche unterschieden:

- ▶ Nieder-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES bis 25 °C,
- ▶ Mittel-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES von 25 bis 40 °C,
- ▶ Hoch-Temperatur-Speicher mit einer Temperatur im UTES von 40 bis 90 °C bzw. open end.

Aus der Überlagerung der UTES-Betriebsbedingungen mit der T-GFS ergeben sich nachfolgende generelle Aussagen:

- ▶ Grundsätzlich gilt für die Beurteilung der T-GFS nur die Temperatureinwirkung auf den jeweiligen Süßwasser-Aquifer in natürlichem Zustand. Ob der UTES in dem oder räumlich versetzt zu dem zu bewertenden Aquifer betrieben wird, ist dabei unerheblich.
- ▶ Die über die Temperaturdifferenz ΔT dem natürlichen Zustand zugeführte oder entnommene Energie(menge) oder die mittlerer Energiedichte TI sind für die Bewertung mit T-GFS unerheblich. Relevant für den T-GFS ist ausschließlich die Temperatur bzw. die Temperaturspanne.
- ▶ Grundsätzlich sind die jeweiligen Extrema bei den Temperaturen zu berücksichtigen, also beispielsweise sowohl die Temperaturen zum Ende der Periode der Energieeinspeisung als auch zum Ende der Periode der Energieentnahme.
- ▶ Beim Betrieb eines Nieder-Temperatur-Speichers in einem natürlichen, oxischen Süßwasser-Aquifer mit stygobionter Grundwasserfauna ist nur ein beschränkter Betrieb möglich, wenn die T-GFS-Werte vollständig eingehalten werden sollen.
- ▶ Mittel-Temperatur-Speicher in einem natürlichen, oxischen Süßwasser-Aquifer mit stygobionter Grundwasserfauna bewirken systemimmanent ein Überschreiten der T-GFS im konzeptionellen Nutzungsraum. Entsprechend ist deren Speichergröße zum Schutz des Grundwassers limitiert. Wenngleich solche Speichertypen technisch sinnvoll sein mögen, kommen hierfür wahrscheinlich eher Aquifere mit einer höheren „Temperaturtoleranz“ im Sinne der T-GFS in Betracht (z.B. saline Aquifere).
- ▶ Hoch-Temperatur-Speicher in einem oxischen Aquifer wären meist relativ oberflächennah. Die modellhaften numerischen Simulationen zeigten, dass hierbei ein nicht vernachlässigbarer Energieverlust über die Geländeoberfläche zu befürchten ist. Wenngleich dies im Einzelfall kompensierbar sein mag, so erscheint diese Kombination von UTES und oxischem Aquifer wenig praxisrelevant.
- ▶ Nieder- und Mittel-Temperatur-Speicher in einem anoxischen Aquifer oder einem oxischen Aquifer ohne Grundwasserfauna unterschreiten die T-GFS auch im konzeptionellen Nutzungsraum stets. Es ist daher zu prüfen, ob der thermische Einfluss auf benachbarte natürliche, oxische Süßwasser-Aquifere mit stygobionter Grundwasserfauna geringfügig ist.
- ▶ Hoch-Temperatur-Speicher in einem anoxischen Aquifer oder einem oxischen Aquifer ohne Grundwasserfauna überschreiten die T-GFS grundsätzlich im konzeptionellen

Nutzungsraum. Hier ist stets zu prüfen, ob die Inanspruchnahme des Aquifers hinreichend gering ist. Üblicherweise ist hierzu eine Vorprüfung des Ausgangszustands des gesamten GWK vor UTES-Planungsbeginn erforderlich (Kapitel 5.2.4.1). Zudem ist zu prüfen, ob der thermische Einfluss auf benachbarte natürliche, oxische Süßwasser-Aquifere mit stygobionter Grundwasserfauna geringfügig ist. Ferner ist bei diesen UTES der Temperatureinfluss auf die hydro- und geochemischen Prozesse eingehend zu prüfen.

5.2.4.3 Fiktives Anwendungsbeispiel 1: Ort der Beurteilung im oxischen Aquifer mit stygobionter Grundwasserfauna

Standortbeschreibung:

Der TIV einer geplanten BTES-Anlage wird sich in einen Aquifer mit einer mittleren O_2 -Konzentration von 3 mg/l auswirken. Stygobionte Fauna wurde in dem Aquifer nachgewiesen. Der Hintergrundwert der Grundwassertemperatur wurde

- ▶ im Fall A mit durchschnittlich 9 °C ermittelt,
- ▶ Im Fall B mit durchschnittlich 14 °C ermittelt.

Anwendung T-GFS:

Die zulässige Temperaturspreizung ΔT mit geringfügigen Auswirkungen auf das Grundwasser im zu bewertenden oxischen Aquifer beträgt

- ▶ im Fall A 6–12 °C,
- ▶ im Fall B 11–16 °C.

Diese engen Temperaturgrenzen im thermischen Auswirkungsraum bezwecken den bestmöglichen Schutz der kaltstenothermen, an lokale Temperaturbedingungen angepassten standorttypischen Stygofauna. Hierbei ist es unerheblich, ob sich der Ort der Beurteilung im selben Aquifer befindet wie der geplante BTES oder ob es sich um die Abwärme eines BTES aus einem tiefer gelegenen Aquifer handelt. Das Einhalten geringfügiger Auswirkungen am Ort der Beurteilung wird ausschließlich anhand die Temperaturänderung ermittelt.

5.2.4.4 Fiktives Anwendungsbeispiel 2: Ort der Beurteilung im anoxischen Aquifer mit erhöhtem TOC

Standortbeschreibung:

Ein unbeeinflusster Süßwasser-Aquifer zeigt in 20–70 m Tiefe u. GOK leicht erhöhte TOC-Hintergrundwerte und eine mittlere O_2 -Konzentration von 0,8 mg/l. Mit der zu genehmigenden ATES-Anlage soll Wasser im saisonalen Wechselbetrieb mit einer Rücklauf-Temperatur von minimal +2 °C bis maximal 70 °C in 60 m Tiefe u. GOK eingeleitet werden (Hoch-Temperatur-Speicher).

Anwendung T-GFS:

Zunächst wird geprüft, ob der geplante UTES mit einem Trinkwasserschutzgebiet oder Vorranggebiet für den Ressourcenschutz kollidiert. Da dieses nicht der Fall ist und sich auch der TIV unterhalb des UTES immer noch oberhalb der 300 m u. GOK befindet, ist im Rahmen der Planung der prognostische Nachweis zu erbringen, dass die Auswirkungen im TIV geringfügig sind. Hierzu wird geprüft, ob im TIV die untere Temperaturschwelle von +2 °C nicht dauerhaft unterschritten wird. Für die obere Temperaturschwelle ist wegen der leicht erhöhten organischen

Hintergrundbelastung zu prüfen, ob der obere Temperaturschwellenwert von +38 °C nicht dauerhaft überschritten wird.

Aus der geplanten Betriebsweise mit bis zu 70 °C ist ersichtlich, dass Teile des TIV wie der konzeptionelle Nutzungsraum den thermischen Geringfügigkeitsschwellenwert auf Grund der UTES-Konstruktion nicht einhalten können. Es ist daher der Nachweis zu führen, dass auch beim Langzeitbetrieb dieser Anlage gewährleistet ist, dass die Gesamtauswirkung des UTES die Ökosystemleistung des Aquifers bzw. GWK nicht unverhältnismäßig in Mitleidenschaft ziehen. Hierzu ist zunächst aus den numerischen Simulationen das Volumen beim Überschreiten der T-GFS zu ermitteln. Für dieses Volumen wird danach die Projektionsfläche an der Geländeoberfläche ermittelt. Diese Projektionsfläche darf nach den Vorgaben der GrwV (2010) beim Dauerbetrieb des ATES weniger als 10 % der Fläche des GWK thermisch und chemisch beeinträchtigen. In dem Fall würden die Auswirkungen auf die Grundwasserqualität und die Ökosystemleistung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität im gesamten Aquifer weiterhin als hinreichend geringfügig bewertet.

Während des späteren Anlagenbetriebs ist der bestimmungsgemäße Betrieb des UTES durch eine messtechnische Dokumentation regelmäßig nachzuweisen. Dieses kann beispielsweise auch die Kontrolle der Gasbildung betreffen.

5.2.4.5 Fiktives Anwendungsbeispiel 3: Ort der Beurteilung in unterschiedlichen Tiefen im anoxischen Aquifer

Standortbeschreibung:

Im Molassebecken soll eine ausgedehnte UTES-Anlage in einer Tiefe von 350–450 m u. GOK mit einer Einspeise-Temperatur von etwa 95 °C installiert werden (Hoch-Temperatur-Speicher). Mit einem Wärmetransportmodell wurde berechnet, dass sich eine aufwärts gerichtete „Wärmefahne“ bis in den Aquiferbereich von 250 m Tiefe u. GOK ausdehnen kann.

Anwendung T-GFS:

Der konzeptionelle Nutzungsraum des Speichers liegt unterhalb von 300 m u. GOK. In dieser Teufe finden die T-GFS keine Anwendung. Mikrobiologische Aktivität ist in dieser Tiefe nicht nachgewiesen.

Die Wärmefahne reicht aber in den Bereich oberhalb 300 m u. GOK hinein. Entsprechend ist hier der Nachweis zum Einhalten des T-GFS zu führen. Mit Hilfe der Wärmetransportmodellierung ist die maximale Einspeise-Temperatur für den UTES so zu wählen, dass im anoxischen Süßwasser-Aquifer zwischen 250–300 m Tiefe u. GOK der Temperaturschwellenwert von +42 °C nicht überschritten wird. Hier wurde im Ermessensspielraum der höhere Schwellenwert gewählt, da auf Grund sehr niedriger TOC-Werte in diesem Aquifer keine nennenswerte chemisch oder mikrobiologisch initiierte Gasbildung oder anderweitige negative Beeinträchtigungen von Ökosystemleistungen zur Daseinsvorsorge erwartet werden.

Während des Anlagenbetriebs ist der bestimmungsgemäße Betrieb des UTES durch eine messtechnische Dokumentation (Monitoring) regelmäßig nachzuweisen. Dieses könnte beispielsweise durch regelmäßige Temperaturmessungen im Grundwasser am Ort der Beurteilung in 290 m Tiefe erfolgen.

6 Empfehlungen und weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf

6.1 Prolog

Die dokumentierten Erkenntnisse dieser Studie zeigen, dass ein breites Fachwissen zu den Prozessen bei der unterirdischen thermischen Energiespeicherung verfügbar ist. Einige spezifischen Aufgabenstellungen gehen jedoch über den üblichen Anwendungsbereich der Geothermie hinaus und sollten daher zukünftig eingehender untersucht werden.

Hierbei ist zu beachten, dass die reguläre Betriebszeit eines UTES mehrere Jahrzehnte beträgt, die Abklingzeit die Betriebszeit weit übertrifft und somit mögliche Auswirkungen generationsübergreifend zu betrachten sind. Entsprechend kann bei einem derartig langen Speicherbetrieb die thermische Beeinflussung des Untergrundes in der Regel als „dauerhaft“ bewertet werden. Bei Bewertungen der Verhältnismäßigkeit ist daher auch die zeitliche Dauer einer Beeinflussung zu berücksichtigen.

Der nachfolgend dargelegte Forschungs- und Entwicklungsbedarf ist in die Bereiche der juristischen Regelungen, des Grundlagenwissens zum Ökosystem Grundwasser und seinen Wechselwirkungen sowie den numerischen Werkzeugen untergliedert. Hierdurch soll verdeutlicht werden, dass sich unterschiedliche Disziplinen an der Weiterentwicklung des weitestgehend bestehenden Konsenses von nachhaltiger Energienutzung und nachhaltigem Grundwasserschutz einbringen sollten.

6.2 Juristischer Regelungsbedarf, planungsrechtliche Vereinigung

6.2.1 Untergrundplanungsrecht und -kataster

Im Rahmen dieser Studien wurden verschiedene Nutzungsarten der Ressource Grundwasser untersucht. Hierbei wurden einige Konflikte zwischen Nutzungsarten oder zum Schutz des Grundwassers und seiner Fauna im Allgemeinen herausgearbeitet und benannt. Alleine bei unterirdischen geothermischen Speichern UTES konkurrieren unterschiedliche Nutzungsarten (Kühlen, Heizen) und Anlagenleistungen miteinander. Die rechtliche Problematik der Nutzungskonkurrenz („Wärmeklau“) wurde schon 2009 thematisiert (Großmann, et al., 2009). Thermodynamisch macht hierbei eine Anbindung der Anlagenleistungen an das oberirdische Grundstückskataster keinerlei Sinn. Die Begründung, dieses trotzdem in der Anlagenauslegung zu berücksichtigen und Grenztemperaturen an der Grundstücksgrenze zu definieren, ist ausschließlich in dem Fehlen eines übergeordneten unterirdischen Planungsrechts begründet.

Im aktuellen Planungsrecht stellen teils widersprüchliche Angaben in unterschiedlichen Gesetzen und Verordnungen bezüglich der Vorgaben zur Bewirtschaftung von Grundwasser, insbesondere bei der Bewirtschaftung in unterschiedlichen Grundwasserstockwerken ein Hemmnis bei der Planung unterirdischer geothermischer Speicher dar. Naturwissenschaftliche Gesichtspunkte sind derzeit nicht hinreichend im Planungsrecht für unterirdische geothermische Speicher verankert. Zwar beinhalten einige länderspezifische Richtlinien Kenngrößen zur Regulierung der thermischen Nutzung des Grundwassers. Allerdings beziehen sich diese überwiegend auf Erdwärmesonden. Diese Vorgaben sind oft unzureichend für die Planung von unterirdischen geothermischen Speichern.

Diese Studie hat herausgearbeitet, dass kleine unterirdische geothermische Speicher die Tendenz haben, in Folge der Wärmeenergieverluste über ihre „Hülle“ ihren energetischen Wirkungsgrad deutlich zu vermindern. Leistungsstärkere Speicher sind dagegen unter

thermodynamischen, grundwasserhydraulischen und hydrogeologischen Gesichtspunkten oftmals zu bevorzugen. Sie bieten zudem den Vorteil einer wirtschaftlicheren Betriebsführung der Gesamtanlage. Physikalisch-chemische Eigenschaften des Grundwassers und der Sedimente bei typischen geologischen Randbedingungen lassen dennoch UTES mit einer Leistung über 2 MW in Süßwasseraquiferen unter den vorherrschenden verwaltungsrechtlichen Ansätzen als unrealistisch erscheinen. Die numerischen Simulationen zu solchen Speichertypen haben im Rahmen dieser Studie gezeigt, dass zu erwarten ist, dass der thermisch beanspruchte Raum und die thermisch beanspruchte Grundfläche jeweils schnell mehrere hundert Kubik- bzw. Quadratmeter erreichen dürften. Enge Temperaturrestriktionen an den Grundstücksgrenzen würden eine Umsetzung von leistungsstarken UTES daher auf wenige Grundstücke reduzieren. Es ist daher zu befürchten, dass hierdurch innerstädtische oder quartiersbezogene Speicher (UTES) sehr häufig obsolet wären. Derartig große Grundstücke für leistungsstarke UTES sind dem Grunde nach primär im ländlichen Raum verfügbar. Sie wären damit jedoch nicht mehr in der Nähe der Verbraucher. Ergänzend kämen eventuell wenige sehr große Grundstücke mit langfristigerer industrieller Nutzung oder z.B. kommunal betriebene Gewerbeparks für die Errichtung von großen UTES in Frage. Andererseits sind UTES, die in der Jahresbilanz mehr Wärme entziehen als sie in den Untergrund einspeichern, dort zu favorisieren, wo bereits aus anderen Quellen eine kontinuierliche Aufheizung des Untergrundes stattfindet. Dies unterstreicht die Schwierigkeit der teils zur Anwendung gelangenden Grundstücksbezogenheit im urbanen Raum bei Planung und Betrieb von UTES.

Um hier den Anspruch einer effizienten Speichernutzung zu erfüllen und Konflikte sowohl zwischen unterschiedlichen geothermischen Nutzungen als auch zwischen unterschiedlichen Nutzungsarten für das Grundwasser zu vermeiden, ist ein übergeordnetes Planungsrecht für den Untergrund erforderlich. Zur sinnvollen Umsetzung unterirdischer geothermischer Speicheranlagen muss dieses Untergrundplanungsrecht die Dreidimensionalität des zu bewirtschaftenden Raumes berücksichtigen. Ferner sollte der zeitliche Rahmen einer Nutzung im Planungsrecht verankert werden. Hierzu wäre der bislang vorherrschenden Ansatz, bei den numerischen Modellierungen einen Zeitraum von 25 Jahren zu betrachten, deutlich zu erweitern (VDI 4640-2, 2019).

Ein übergeordnetes Planungsrecht sollte demnach vorhandene Gesetze zum Schutz des Grundwassers und zur Daseinsvorsorge implementieren und zusammenfassen und darüber hinaus die allgemeine Bewirtschaftung des Untergrundes regeln und ermöglichen. Zur sinnvollen Umsetzung von oberflächennahen und/oder mitteltiefen geothermischen Wärmespeichern ist die Ausarbeitung eines dreidimensionalen Untergrundkatasters auf kommunaler oder Landesebene nach internationalem Vorbild notwendig. Hierbei sollten explizit Zonen ausgewiesen werden, welche sich bewusst über Grundstücksgrenzen hinaus erstrecken und entweder zum Heizen oder Kühlen betrieben werden (Bloemendal, et al., 2018). Hier wäre eine Anlehnung an das aus dem Bergrecht bekannte Verfahren zur Festsetzung von Bergwerksfeldern zu prüfen und um eine räumliche Komponente (Grundwasser-Stockwerksbezug) zu erweitern. Eine Anpassung des Bergrechts zur verbesserten Berücksichtigung des Planungsrechtes ist durch Aufnahme einer qualifizierten Raumordnungsklausel im BBergG im Jahr 2017 bereits erfolgt, eine Ermöglichung stockwerksweiser Nutzungen steht aber auch hier noch aus (Weber, 2021).

Ferner zeigt die vorliegende Studie, dass eine räumliche Nähe von UTES und Nutzern des Speichers zu empfehlen ist, um Energieverluste beim Transport zu reduzieren. Dementsprechend wird empfohlen, das neu zu schaffende Planungsrecht für den unterirdischen Raum mit dem Raumplanungsrecht zu verknüpfen. Die Berücksichtigung städtebaulicher Entwicklungen und die Berücksichtigung des Energiebedarfs von Quartieren ist nicht nur aus Sicht der Autoren dieser Studie zukunftsweisend.

6.2.2 Erweiterung der Grundwasserverordnung

Die Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) beschreibt in der derzeitigen Fassung einen Grundwasserkörper als eine Fläche, projiziert auf die Geländeoberfläche. Eine räumliche Bewertung von Grundwasserkörpern erfolgt nicht. Der mengenmäßig bzw. chemisch gute oder schlechte Zustand wird auf die Fläche des Grundwasserkörpers und nicht auf dessen Volumen bzw. am Volumen bestimmter Grundwasserleiter/-stockwerke bezogen.

Aus hydrogeologischer Sicht ist eine tiefendifferenzierte und auf die Volumina konkreter Grundwasserstockwerke bezogenen Bewertung fachlich geboten und für eine umweltverträgliche Bewirtschaftung des Grundwassers unabdingbar. Hinzu kommt, dass mit der volumenbezogenen Betrachtungsweise auch die im Bergrecht zu verankernden und sich auf Volumina beziehende Bergwerksfelder besser im Wasserrecht abbilden lassen, als bisher. Im Rahmen dieser Studie wurde bei der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für den thermischen Einfluss auf das Grundwasser zudem herausgearbeitet, dass eine Unterscheidung zwischen oxidischen und anoxischen Aquiferen zwingend erforderlich ist, da sich das Ökosystem Grundwasser in beiden Aquifertypen grundsätzlich unterscheidet.

Eine Vereinfachung des dreidimensionalen komplexen Systems „Grundwasser“ auf **nur eine** projizierte Fläche an der Geländeoberfläche ist daher für Aufgabenstellungen bei der Planung von UTES und zur Bewertung des Einflusses unterirdischer geothermischer Speicher auf die Grundwasserqualität ungeeignet. Nach den aktuellen Reglementierungen der Grundwasserverordnung wäre es theoretisch denkbar, stabförmige unterirdische geothermische Speicher unbegrenzt in die Tiefe zu bauen, um den Grundwasserkörper zwar volumetrisch auszuschöpfen, den projizierten flächenmäßigen Einfluss an der Geländeoberfläche jedoch gering zu halten. Hierbei würden die Einflüsse auf die unterschiedlichen Aquifertypen in einer Fläche subsummiert.

Um unterirdische geothermische Speicher in der Grundwasserverordnung fachtechnisch angemessen zu berücksichtigen, wird daher eine Ergänzung der GrwV empfohlen, die eine 3-dimensionale Bewertung der Einflüsse auf die Grundwasserqualität beim Bau und Betrieb von UTES ermöglicht.

6.2.3 Erweiterung Bundesberggesetz

Auch das Bundesberggesetz (BBergG, 1982) wirkt sich auf die Planung und Genehmigungsfähigkeit oberflächennaher UTES beispielsweise zur Gebäudeheizung aus. Gemäß BBergG liegt in Tiefen unter 100 m u. GOK auch dann die Gewinnung eines Bodenschatzes vor, wenn thermische Auswirkungen eines UTES das Nachbargrundstück beeinflussen. Dies ist im allgemeinen Bergrecht bei der Ausweisung von Bergwerksfeldern ohnehin miterfasst. Es wäre damit auch auf den Betrieb eines UTES grundsätzlich übertragbar, wenn dieser unter Bergrecht zu genehmigen wäre. Thermische Auswirkungen sind, wie in den vorangehenden Kapiteln erläutert, bei größeren Anlagen wahrscheinlich, da unter technisch-wirtschaftlichen Gesichtspunkten der Fokus klar auf der Optimierung der thermodynamischen und hydraulischen Prozesse liegen sollte. Für eine flächendeckende Nutzung und Bewirtschaftung geothermischer Speicher zur Deckung des Raumwärmebedarfs eines oder mehrerer Gebäude bzw. eines ganzen Quartiers, spielen die thermodynamischen Faktoren eine weitaus wichtigere Rolle als die Grundstücksgrenzen im Kataster. Entsprechend müsste auch das Bergrecht weiter angepasst werden (s. o.).

6.3 Temperatureinfluss auf das Ökosystem Grundwasser

6.3.1 Grundwasserfauna und Mikrobiologie

Das Wissen über die Verbreitung von Grundwasserfauna ist eine relativ junge Disziplin. Im Rahmen dieser Studie wurden die zu erwartenden Einflüsse von Temperaturänderungen auf das Ökosystem Grundwasser anhand eingehender Literaturrecherchen ausgewertet und bewertet. Wenngleich sich insgesamt ein gewisses Grundverständnis des Ökosystems Grundwasser aus der Literatur ableiten lässt, so fallen doch einige teils gravierende Wissenslücken wiederholt auf.

Es besteht in Fachkreisen weitestgehend Einvernehmen, dass Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser maßgeblich eine Ökosystemleistung der Grundwasserfauna sind. Entsprechend ist für diese ein besonders hoher Schutzbedarf abgeleitet. Im Rahmen dieser Studie wurden die T-GFS über den Sauerstoffgehalt im Grundwasser abgeleitet, da dieser Parameter messtechnisch gut erfasst werden kann.

Ein messtechnischer Nachweis der im Habitat Grundwasser präsenten Spezies ist hingegen komplex und aufwendig. Eine gängige Untersuchungsmethode zur Probennahme zur Bestimmung der Grundwasserfauna an ausgewählten Grundwassermessstellen ist das Abschöpfen mittels eines Netzsammlers. Damit ist eine punktuelle Aussage zum Nachweis von gefangenen Spezies an den ausgewählten Grundwasserstellen möglich. In einem Brunnen nicht nachgewiesene Spezies besagen aber nicht zwangsläufig, dass diese Spezies im umliegenden Lebensraum Grundwasser nicht präsent sind (sie wurden möglicherweise nur nicht im Brunnennetz gefangen). Nachweismethoden über DNA-Fragmente von Fauna können grundsätzlich eine frühere Präsenz bestimmter Arten belegen. Einen verlässlichen Nachweis, dass diese Spezies auch aktuell Bestandteil des Ökosystems sind, liefern diese Tests (noch) nicht. Erheblicher Forschungsbedarf besteht zudem hinsichtlich der Verbreitung von Grundwasserfauna in Deutschland und innerhalb der bislang grob eingeteilten Stygoregionen. Daneben ist auch die Tiefenverbreitung von Grundwasserfauna und die Eignung bestimmter Spezies als Indikatororganismen für abiotische und biotische Ökosystem-Merkmale (z.B. den thermischen Zustand) weitgehend unerforscht.

Eine weitere große Unbekannte ist die Ökosystemleistung der Grundwasserbiozönose. Nach Kenntnis der Autoren ist bislang nicht quantifizierbar, welche Ökosystemleistung einzelne Spezies im Grundwasser erbringen. Erste Erkenntnisse gibt es zu Ökosystemleistungen von Vergesellschaftungen. Die in dieser Studie abgeleiteten T-GFS orientieren sich an Temperaturen und Temperaturspannen, bei denen bekannt ist, dass außerhalb dieser Grenzen einzelne Spezies erste Beeinträchtigungen erfahren. Inwieweit sich hierdurch eine Änderung der Ökosystemleistung ergibt, ist bislang kaum quantifiziert. Ebenso ist wenig darüber bekannt, wie sich eine punktuelle Änderung der Grundwasserfauna auf die Ökosystemleistung in Gänze im zu betrachtenden GWK auswirkt.

Erkenntnisse zur Mikrobiologie im Grundwasser liegen bis etwa 300 m u. GOK vor. Für größere Tiefen liegen nach Kenntnis der Autoren dieser Studie keine systematischen Erkenntnisse zur Vergesellschaftung vor. Eine Ökosystemleistung ist entsprechend nicht darstellbar.

6.3.2 Hydro- und Geochemie

Viele hydro- und geochemischen Prozesse sind bekannt und in der Literatur beschrieben. Einige dieser Prozesse dürfen als irreversibel eingeschätzt werden. Einflussgrößen wie Druck und Temperatur auf die Thermodynamik chemischer Reaktionen sind vielfach bekannt, so dass Reaktionen mit Speziierungsprogrammen wie PHREEQC grundsätzlich sinnvoll berechnet werden können. Dabei sind jedoch die Grenzen der Parametrisierung komplexer Prozesse (z.B. adäquate

Einbeziehung von Oberflächenreaktionen, kinetische Effekte u.a.) und der damit verbundenen Datenbanken und Randbedingungen zwingend zu beachten. Zudem müssen für viele erforderliche standortspezifischen Grundwasserzusammensetzungen mangels verfügbarer Daten fachtechnische Ableitungen zu dominierenden Reaktionen erarbeitet werden. Vor diesem Hintergrund wäre eine breitere Erforschung temperaturabhängiger Gleichgewichtskoeffizienten für verschiedene Grundwassermilieus bei Berücksichtigung der Grundwasserleitersubstrate und der geogenen und anthropogenen Randbedingungen sehr empfehlenswert. Darüber hinaus besteht erheblicher Forschungsbedarf zur praktischen Anwendbarkeit der in dieser Studie identifizierten Leitparameter im Hinblick auf die Genehmigungsfähigkeit und Überwachung von UTES.

Die thermodynamischen Prozesse bei einer Vielzahl an gelösten und partikulären Inhaltsstoffen können schnell komplex werden. Für manche standortspezifischen Grundwasserzusammensetzungen kann es daher sinnvoll sein, standortspezifisch anhand von Labor- und Bohrkernuntersuchungen Kennzahlen zur Löslichkeit, Adsorption und Komplexbildung bei verschiedenen Temperaturniveaus zu ermitteln. Wünschenswert wäre es, wenn Erkenntnisse aus solchen Untersuchungen in öffentlich zugängliche Datenbanken wie beispielsweise PHREEQC eingespielt würden, um die Wissensbasis für alle zu verbreitern.

Bei Kenntnis einer lokalen Hydro- und Geochemie lassen sich Änderungen derselben in Folge eines Temperatureinflusses abschätzen. Bezogen auf einen spezifischen Aquifer lassen sich Verhältnismäßigkeiten ableiten, in welchem Umfang diese Änderungen für den jeweiligen Aquifer als geringfügig zu bewerten sind. Diese jedoch zu verallgemeinern und einen allgemeingültigen physiko-chemischen Geringfügigkeitsschwellenwert abzuleiten, wird nach Ansicht der Autoren der Vielzahl von Aquifertypen und Einflussfaktoren nicht gerecht.

6.3.3 Messtechnische Erfassung der Temperatúrausbreitung

Die Beschreibung thermodynamischer Prozesse im Untergrund ist gut bekannt. Hierbei dominieren bei der Beschreibung der Wärmetransportprozesse im Aquifer Konduktion und Konvektion. Bei der Berechnung des Wärmetransports im Aquifer mit numerischen Modellen dominieren konvektive Prozesse.

Die Zuverlässigkeit der Rechenergebnisse für die Praxis hängen davon ab, wie naturgetreu die Heterogenität des Aquifers modelltechnisch abgebildet wurde. Um numerische Simulationen auch nach einer Inbetriebnahme eines UTES verbessern zu können, wird empfohlen, diese mit gemessenen Temperaturdaten aus der Betriebsphase eines UTES systematisch zu validieren. Hierfür werden umfassende messtechnische Überwachungen im und um einen Speicher empfohlen.

Zur Bemessung der thermischen Auswirkungen in oxischen Aquiferen ist daher zu prüfen, ob eine Messreihe von einem Jahressgang der natürlichen Grundwassertemperaturen mit hoher Auflösung sinnvoll ist. Eine Überwachung im Bereich des T-GFS wird empfohlen. Laterale und vertikale Positionierung sowie Überwachungszeitraum ergeben sich aus den numerischen Simulationen aus der Planung.

6.4 Numerische Werkzeuge

Im Rahmen dieser Studien wurden verschiedene numerische Werkzeuge getestet und untersucht. Selbstverständlich ist die hier zu bearbeitende Aufgabe im Zusammenhang mit UTES um ein Vielfaches komplexer als bei üblichen Grundwasserströmungsmodellen. Eine Schwierigkeit ist hierbei, dass Energietransport und Grundwasserströmung einerseits und hydrochemische Prozesse andererseits aus Gründen der Rechenzeiten zunächst getrennt voneinander berechnet werden. Geochemische Berechnungen werden dann in der Regel auch stärker vereinfacht (1D

statt 3D) um in akzeptablen Zeiträumen Ergebnisse zu erlangen. Neben der Komplexität der Prozesse spielt hier auch die Größe des zu simulierenden Raumes und die Netzauflösung bei der benötigten Rechenzeit eine Rolle. Auch bei mäßig komplexen Berechnungen über mehrere Jahrzehnte UTES-Betrieb sind oft mehrere Stunden Rechenleistung erforderlich. Notwendig sind deutlich kürzere Rechenzeiten oder grundsätzlich andere Ansätze – wie z. B. der Einsatz neuronaler Netze oder andere Systeme Künstlicher Intelligenz (KI).

Noch wichtiger aber erscheint die Notwendigkeit, die numerischen Vorwärts-Simulationen aus der Planung eines UTES beim Betrieb desselben anhand von Messdaten aus dem Feld zu validieren. Nur ein Abgleich mit den realen Messdaten schafft mehr Sicherheit und Verständnis von modelltechnischen Unschärfen. Je nach Randbedingungen sind die numerischen Modelle eines UTES eventuell weiter zu verfeinern und weitere Einflussgrößen wie neue unterirdische Installationen in der Nachbarschaft in das Modell zu implementieren.

7 Quellenverzeichnis

- Abesser, C. 2007.** *Open-loop ground source heat pumps and the groundwater systems: A literature review of current applications, regulations and problems.* s.l. : British Geological Survey, 2007.
- Ad-Hoc AG Hydrogeologie. 2016.** Regionale Hydrogeologie von Deutschland - Die Grundwasserleiter: Verbreitung, Gesteine, Lagerungsverhältnisse, Schutz und Bedeutung. Hannover : Geol. Jb., 2016. 163.
- AK Geothermie FH-DGG, FI-DGGT/DGG. 2015.** Empfehlungen Oberflächennahe Geothermie - Planung, Bau, Betrieb und Überwachung - EA Geothermie. [Hrsg.] Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften e.V.(DGG)und der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT). s.l. : Wilhelm Ernst & Sohn, Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH &Co. KG, Rotherstraße 21, 10245 Berlin, Germany, 2015.
- Amin, A. A., Smail, H. A. und Amin, H. M. 2018.** Isotherm Studies of Adsorption of Cadmium (II) ion from Aqueous Solution onto Zeolite: Effects of Time, Temperature and pH. 2018.
- Andersson, O. 1990.** Scaling and corrosion in subsurface thermal energy storage systems. Ede, The Netherlands : Hooghart, J.C., Posthumus, C.W.S. (Eds.), Hydrochemistry and energy storage in aquifers, 1990.
- Angove, M. J., Johnson, B. B. und Wells, J. D. 1998.** The Influence of Temperature on the Adsorption of Cadmium (II) and Cobalt (II) on Kaolinite. 1998. Bd. 204, 1.
- Arning, E., et al. 2006.** Einfluss oberflächennaher Wärmegewinnung auf geochemische Prozesse im Grundwasserleiter. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie.* 2006, 1, S. 27-39.
- Banerjee, K., et al. 2008.** Kinetic and thermodynamic aspects of adsorption of arsenic onto granular ferric hydroxide (GFH). *Water Research.* 2008. 42(13), 3371-3378.
- Bar-On, Y., Phillips, R. und Milo, R. 2018.** The biomass distribution on Earth. *PNAS.* 115, 2018, Bd. 25, 6506-6511.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. o.J..** Fragen zum Thema Wasserwirtschaft - Was ist in Wasserschutzgebieten erlaubt und verboten? [Online] o.J. [Zitat vom: 15. Oktober 2019.] https://www.stmuv.bayern.de/service/faq/anzeige_x.php?id=18.
- BBergG. 1982.** Bundesberggesetz (BBergG). 1982.
- BBodSchG. 1998.** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). 1998.
- Benz, S. A., Bayer, P. und Blum, P. 2017.** Global patterns of shallow groundwater temperatures. *Environ. Res. Lett.* 2017. Bd. 12. 034005, IOP Publishing Ltd (open access).
- Benz, S. A., et al. 2018.** Recent trends of groundwater temperatures in Austria. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2018. Bd. 22.
- Benz, S. A., et al. 2015.** Spatial resolution of anthropogenic heat fluxes into urban aquifers. *Science of the Total Environment.* 2015, 524-525, S. 427-439.
- Biddle, J.F., et al. 2012.** Prospects for the study of evolution in the deep biosphere. *Front. Microbiol.* 24, 2012.

- BImSchG. 1974.** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG). 1974.
- BLA-GEO; LAWA. 2015.** Hydrochemische Hintergrundwerte im Grundwasser und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft. 2015.
- Bloemendal, M. und Hartog, N. 2018.** Analysis of the impact of storage conditions on the thermal recovery. *Geothermics*. 71, 2018, S. 306-319.
- Bloemendal, M., Jaxa-Rozen, M. und Olsthoorn, T. 2018.** Methods for planning of ATEs systems. *Applied Energy*. 216, 2018, S. 534-557.
- BMU/UBA (Hrsg.). 2017.** Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau : s.n., 2017.
- Bonte, M. 2015.** Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality. London : IWA Publishing, 2015. ISBN 978-17-8040-681-7.
- . **2013.** Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality. A hydrochemical and geomicrobial study of the effects of ground source heat pumps and aquifer thermal energy storage. [Dissertation]. Amsterdam : Vrije Universiteit Amsterdam, Faculteit der Aard- en Levenswetenschappen, 2013. S. 178. ISBN 978-94-6108-544-3.
- Bonte, M., Stuyfzand, P. J. und Van Breukelen, B. M. 2014.** Reactive Transport Modeling of Thermal Column Experiments to Investigate the Impacts of Aquifer Thermal Energy Storage on Groundwater Quality. *Reactive Transport Modeling of Thermal Column Experiments to Investigate the Impacts of Aquifer Thermal Energy Storage on Groundwater Quality*. 2014. Bd. 48, 20.
- Bonte, M., Van Breukelen, B. M. und Stuyfzand, P. J. 2013.** Environmental impacts of aquifer thermal energy storage investigated by field and laboratory experiments. *Journal of Water and Climate Change*. 2013, 04.2, S. 77-89.
- Brady, P. V. 1992.** Silica surface chemistry at elevated temperatures. *Geochim. Cosmochim.* 1992. 56.
- Brielmann, H., et al. 2009.** Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology*. 2009, 68, S. 273-286.
- Brielmann, H., et al. 2011.** Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*. 2011, 16, S. 77-91.
- Brunke, M. und Gonser, T. O. 1997.** The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*. 1997. Bd. 37, 1.
- Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 2017.** Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser - Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. Stuttgart : Kulturbuch-Verlag GmbH, 2017. S. 28. Geringfügigkeitsschwellenwerte, Grundwasser.
- Bundesamt für Naturschutz. 2008.** Daten zur Natur 2008. Münster : Landwirtschaftsverlag, 2008. 10-11.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 2019.** HÜK250 - Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:250.000. 2019.

- Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, juris GmbH. 2009.** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG). *Gesetze im Internet*. [Online] 31. Juli 2009. [Zitat vom: 23. März 2018.] http://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/WHG.pdf.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. 2011.** www.bmu.de. [Online] 11. März 2011. [Zitat vom: 26. Juli 2021.] <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaesser/gewaesserschutzpolitik/deutschland/umsetzung-der-wrrl-in-deutschland/>.
- **2021.** www.bmu.de. [Online] 2021. [Zitat vom: 27. Juli 2021.] <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaesser/gewaesserschutzrecht/deutschland/das-wasserhaushaltsgesetz/>.
- **2016.** www.bmu.de. [Online] 20. Juni 2016. [Zitat vom: 2021. Juli 26.] <https://www.bmu.de/GE153>.
- **2017.** www.bmu.de. [Online] 2017. [Zitat vom: 26. Juli 2021.] <https://www.bmu.de/GE147>.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2008.** Grundwasser in Deutschland. Berlin : s.n., 2008.
- Bundesverband Geothermie. 2020a.** <https://www.geothermie.de>. [Online] 2020a. <https://www.geothermie.de/bibliothek/lexikon-der-geothermie/w/waermespeicher.html>.
- **2018.** www.geothermie.de. [Online] 2018. [Zitat vom: 16. 07 2018.] <http://www.geothermie.de/wissenswelt/gesetze-verordnungen-recht/fachartikel-grosse.html>.
- **2021.** www.geothermie.de. [Online] 2021. [Zitat vom: 15. 03 2021.] <https://www.geothermie.de/bibliothek/lexikon-der-geothermie/>.
- **2020b.** www.geothermie.de. [Online] 2020b. <https://www.geothermie.de/bibliothek/lexikon-der-geothermie/a/anhydrit.html>.
- Castaño-Sánchez, A., Hose, G.C und Reboleira, A.S. 2020.** Salinity and temperature increase impact groundwater crustaceans. *Scientific Reports*. 10, 2020, 12328.
- Collins, T., Pratt, K. und Crist, D.T. 2018.** Life in deep Earth totals 15 to 23 billion tonnes of carbon - hundreds of times more than humans. Dec., 2018, <https://deepcarbon.net/life-deep-earth-totals-15-23-billion-tonnes-carbon>.
- Colman, D.R., et al. 2017.** The deep, hot biosphere: Twenty-five years of retrospection. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 114, 2017, Bd. 27, 6895-6903.
- Daly, H. 1996.** Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development. 1st Boston : Beacon Press, 1996.
- Danielopol, D., et al. 2007.** Incorporation of groundwater ecology in environmental policy. *Groundwater Science & Policy, The Royal Society of Chemistry*. London : RSC Publishing, 2007.
- DHI. 2017.** FEFLOW. [Online] 2. 11 2017. <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/feflow>.
- Dho, N. Y. und Lee, S. R. 2003.** Effect of temperature on single and competitive adsorptions of Cu(II) and Zn(II) onto natural clays. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2003. 83.
- Diersch, H-J. G. 2014.** FEFLOW. Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. Berlin : Springer-Verlag, 2014. ISBN 978-3-642-38739-5.
- DVGW W271. 2018.** Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang. Technische Regel. *Arbeitsblatt DVGW W 271 (A)*. 2018.

EG-WRRL. 2000. RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. [Hrsg.] Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union. [Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften]. 23. Oktober 2000. EG-WRRL, Wasserpolitik, Richtlinie, Rechtsakte.

— **2006.** RICHTLINIE 2006/118/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. 2006.

Engeser, B. 2012. Ermessensleitende Kriterien bei der Bearbeitung altlastbedingter Grundwassergefahren und -schäden. *GeoBerichte 22*. Hannover : Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen, 2012.

Eugster, W. J. 2009. Wärmenutzung aus Boden und Untergrund. Vollzugshilfe für Behörden und Fachleute im Bereich Erdwärmenutzung. [Hrsg.] Bundesamt für Umwelt (BAFU). *Umwelt-Vollzug Nr. 0910*. Bern : s.n., 2009. S. 51.

Feng, Q., et al. 2013. Adsorption and desorption characteristics of arsenic on soils: kinetics, equilibrium, and effect of Fe(OH)₃ colloid, H₂SiO₃ colloid and phosphate. *Procedia Environmental Sciences*. 2013. 18.

Ferraro, F. 2009. Effects and impacts on groundwater ecosystems: review and experiments. . Institute of Environmental Engineering, ETH Zurich, Switzerland : s.n., 2009.

Fillinger, L., Hug, K. und Griebler, C. 2019. Das B-A-E Konzept: Ein Ansatz zur mikrobiologisch-ökologischen Bewertung und Überwachung von Grundwasserökosystemen. *Trinkwasserbiologie aktuell*. Universität Koblenz-Landau : Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, 2019.

Forstwirtschaft in Deutschland. 2019. "Nachhaltende Nutzung" - ein Geschenk an die Welt. [Online] 2019. [Zitat vom: 27. Dezember 2019.] <https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/nachhaltigkeit/nachhaltigkeit/>.

Fuchs, A. 2007. Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. *Natur- und Umweltwissenschaften*. Universität Koblenz-Landau : s.n., 2007.

Glatzel, T. 1990. On the biology of *Parastenocaris phyllura* Kiefer (Copepoda, Harpacticoida). *Stygologia*. 1990. 5.

Griebler, C. und Avramov, M. 2017. Einfluss von Temperaturveränderungen auf die Grundwasserqualität und unterirdische Ökosysteme. *Kolloquium - Grundwassererwärmung in urbanen Gebieten - (k)ein Problem?* [Präsentation]. Dresden : s.n., 07. 11 2017.

— **2015.** Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science*. 2015, 34:1, S. 355-367.

Griebler, C. und Lueders, T. 2009. Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology*. 2009, 54, S. 649-677.

Griebler, C., et al. 2015. Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung. *Texte*. 2015, Bd. 54, S. 156.

Griebler, C., et al. 2018. Der B-A-E Index - Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*. 2018. 62(6), 378-386.

- Griebler, C., et al. 2014.** Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau : s.n., 2014.
- Griebler, C., et al. 2016.** Potential impacts of geothermal energy use and storage of heat on groundwater quality, biodiversity, and ecosystem processes. *Environ. Earth Sci.* 2016. 75.
- Griffioen, J. und Appelo, C. A. 1993.** Nature and extent of carbonate precipitation during aquifer thermal energy storage. *Appl. Geochem.* 1993. 82(2), 161 - 176.
- Großmann, J., et al. 2009.** Wasser und Abfall. „Wärmeklau“ durch Geothermie - technische und rechtliche Aspekte. 2009. Bd. 9.
- GrwV. 2010.** Grundwasserverordnung. 2010.
- Hahn, H. J. und Fuchs, A. 2009.** Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology.* 2009. 54, 848 - 860.
- Hahn, H. J., Schweer, C. und Griebler, C. 2018.** Grundwasserökosysteme im Recht? *Grundwasser.* 2018, Bd. 23, 3, S. 209-218.
- Hähnlein, S., et al. 2010.** Ausbreitung von Kältefahnen im Grundwasser bei Erdwärmesonden. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie.* 2010, 15, S. 123-133.
- Hähnlein, S., et al. 2013.** Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energy Policy.* 2013. 59, 914 - 925.
- Hao, L., et al. 2014.** Temperature effects on arsenate adsorption onto goethite and its preliminary application to arsenate removal from simulative geothermal water. *RSC Adv.* 2014. 4, 51984.
- Hauff, V. 1987.** Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven : Eggenkamp Verlag, 1987.
- Hemmerle, H. und Bayer, P. 2020.** Climate Change Yields Groundwater Warming in Bavaria, Germany. *Frontiers in Earth Science.* Vol. 8, Article 575894, 2020, <https://doi.org/10.3389/feart.2020.575894>.
- Hiester, U. und Bieber, L. 2017.** Dominierende Prozesse bei der thermischen In-situ-Sanierung (TISS) kontaminierter Geringleiter. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie.* 15. August 2017, 22, S. 185-195.
- Hiester, U., et al. 2018.** Oberflächennahe Geothermie, Fortbildungsverband Stuttgart, 04. Dezember 2018. *Altlasten, Grundwasserschutz, Grundwasserökologie - Wo ist da noch Platz für geothermische Speicher?* Stuttgart : s.n., 2018.
- HLUG. 2014.** Ökotoxikologische Verfahren als Bewertungshilfe bei Altlastenverfahren. *Handbuch Altlasten.* Wiesbaden : Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2014. Bde. 3, Teil 8.
- Hoehler, T.M. und Jorgensen, Bo Barker. 2013.** Microbial life under extreme energy limitation. *Microbiology.* 11, 2013, Bd. 2, 83-94.
- Holm, T. R., et al. 1987.** Groundwater geochemistry of short-term aquifer thermal energy storage test cycles. *Wat. Res. Res.* 1987. 23(6), 1005 - 1019.
- Hong, H. J., et al. 2011.** Arsenic Removal Behaviour by Fe-Al Binary Oxide: Thermodynamic and Kinetic Study. *Seperation Science and Technology.* 2011. 46:2531-2538.

- Horsfall Jnr, M. und Spiff, A. I. 2005.** Effects of temperature on the sorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ from aqueous solution by *Caladium bicolor* (Wild Cocoyam) biomass. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2005. 8(2), 162 - 169.
- Hydrogeologie, Ad-Hoc AG. 2016.** Regionale Hydrogeologie von Deutschland - Die Grundwasserleiter: Verbreitung, Gesteine; lagerungsverhältnisse, Schutz und Bedeutung. *Geol. Jb.* 2016, 163.
- IHK Karlsruhe. 2021.** www.karlsruhe.ihk.de. [Online] 2021. [Zitat vom: 26. Juli 2021.] <https://www.karlsruhe.ihk.de/fachthemen/umwelt/wasser/wasser-aktuell/neue-oberflaechengewaesserverordnung-in-kraft-getreten-2467662>.
- Illies, J. 1978.** Limnofauna europaea. Stuttgart : Fischer Verlag, 1978. 2. Auflage.
- Ingerle, K. 1988.** Beitrag zur Berechnung der Abkühlung des Grundwasserkörpers durch Wärmepumpen. *Österreichische Wasserwirtschaft*. 1988, 40.
- Jessen, S., et al. 2012.** Surface complexation modeling of groundwater arsenic mobility: Results of a forced gradient experiment in a Red River flood plain aquifer, Vietnam. *Geochim. Cosmochim.* 2012. Acta 98: 186 - 201.
- Jesußek, A., Grandel, S. und Dahmke, A. 2013.** Impacts of subsurface heat storage on aquifer hydrogeochemistry. *Environmental Earth Sciences*. 2013, 69(6), S. 1999-2012.
- Jochum, P., et al. 2017.** Ableitung eines Korridors für den Ausbau der erneuerbaren Wärme im Gebäudebereich. [Hrsg.] Beuth Hochschule für Technik Berlin und ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. *Kurztitel: Anlagenpotenzial*. Berlin : s.n., 2017.
- Johnson, B. 1990.** Effects of pH, Temperature, and Concentration on the Adsorption of Cadmium on Goethite. *Environ. Sci. Technol.* 1990. 24, 112 - 118.
- Jozsef, Hecht-Méndez, et al. 2010.** Evaluating MT3DMS for Heat Transport Simulation of Closed Geothermal Systems. *groundwater*. 2010, Bd. 5, 48.
- Jungk Consult GmbH. 2016.** Fehlerfortpflanzung, Sensitivitätsanalysen und Validierung der analytischen Lösungen des GWSimPro anhand von Projektbeispielen. Berlin : Jungk Consult GmbH, 2016.
- Jungk, V., Liedl, R. und Beyer, M. 2017.** Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung vereinfachter Modelle in der Prognosepraxis. Frankfurt am Main : DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., 2017.
- Kanel, S. R., et al. 2005.** Removal of Arsenic(III) from Groundwater by Nanoscale Zero-Valent Iron. *Environmental Science & Technology*. 2005. 39(5): 1291-1298.
- Kersten, M. und Vlasova, N. 2009.** Arsenite adsorption on goethite at elevated temperatures. *Applied Geochemistry*. 2009. 24(1): 32-43.
- Kim, H. und Lee, J.Y. 2019.** Effects of a groundwater heat pump on thermophilic bacteria activity. *Water*. 11, 2019, Bd. 2084, 12 p.
- Kipp, K. L. 1997.** Guide to the Revised Heat and Solute Transport Simulator: HST3D - Version 2. Denver, Colorado : U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 1997.
- Köber, R., Lohse, C. und Bohm, S. u. weitere 18 Autor*innen. 2020.** *Umweltwirkungen und -nutzen oberflächennaher UTES-Anlagen*. Vortrag : Der Digital Geothermie-Kongress, 2020.

Kolb, D. und Heise, K.-D. 1979. Wärmepumpen mit Grundwassernutzung. Glatzel, W.-D., Heise, K.-D. (Eds.) Berlin : Erich Schmidt Verlag, 1979. Wärmepumpen und Gewässerschutz, S. 283-308.

Kolditz, O. 2018. Homepage OpenGeoSys. [www.opengeosys.org]. 12. 07 2018.

Kolditz, O., et al. 2015. Thermo-Hydro-Mechanical-Chemical Processes in Fractured Porous Media: Modelling and Benchmarking - Benchmarking Initiatives. [Hrsg.] Olaf Kolditz, et al. s.l. : Springer, 2015. ISBN 978-3-319-29224-3.

Kosmulski, M. 2009. Surface Charging and Points of Zero Charge. Surfactant science series. s.l. : CRC Press, 2009. 145, 1092 pp.

Kraus, Helmut. 2004. Die Atmosphäre der Erde - Eine Einführung in die Meteorologie. Berlin : s.n., 2004. Bd. 3. erweiterte und aktualisierte Auflage.

Kubilay, S., Gürkan, R. und Sahan, T. 2007. Removal of Cu(II), Zn(II) and Co(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto natural bentonite. *Adsorption*. 2007. 13, 41 - 51.

Kunkel, R., et al. 2004. Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. [Hrsg.] Forschungszentrum Jülich GmbH. *Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/Environment*. Jülich : s.n., 2004. 47, S. 204.

Kuzyakov, Y. und Blagodatskaya, E. 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology & Biochemistry*. 83, 2015, 184-199.

Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. 2018. Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge. *Beiträge zum Grundwasser in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, zum tieferen Untergrund Brandenburgs: 3D-Modell, Geologische Landesaufnahme und Stratigraphie sowie zur Quartärgeologie*. Cottbus : s.n., 2018. 1/2. 0947-1995.

Landesamt für Umwelt Brandenburg. 2019. Grundwasserkörper-Steckbriefe für den 2. Bewirtschaftungsplan. [Online] 2019. [Zitat vom: 25. Oktober 2019.] <https://lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.504410.de>.

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie. 2012. Erläuterung zur Karte Grundwasserressourcen MV. [Online] Mai 2012. [Zitat vom: 15. Oktober 2019.] https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/erlaeuterung_zur_karte.pdf.

Landesportal Schleswig-Holstein. o.J.. Schleswig-Holstein, Der echte Norden. [Online] o.J. [Zitat vom: 15. Oktober 2019.] <https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/G/grundwasser/grundwassernutzung.html>.

Lerm, S., et al. 2011. Influence of microbial processes on the operation of a cold store in a shallow aquifer: impact on well injectivity and filter lifetime. *Grundwasser*. 2011, Bd. 16, Nr. 2, S. 93-104.

Lerm, S., et al. 2013. Thermal effects on microbial composition and microbiologically induced corrosion and mineral precipitation affecting operation of a geothermal plant in a deep saline aquifer. *Extremophiles*. 17, 2013, Bd. 2, 311-327.

Liedl, R., et al. 2016. Entwicklung eines simulationsmodellbasierten Prognosesystems zur kenntnisstandsadäquaten Anwendung reaktiver Stoff- und Wärmetransport-Simulationsmodelle im Grundwasserbereich unter Verwendung des Doppelporositätsansatzes. Dresden : s.n., 2016.

- Liedtke, H., Mäusbacher, R. und Schmidt, K-H. 2003.** Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Band 2. 2003.
- Lienen, T., et al. 2017.** Effects of thermal energy storage on shallow aerobic aquifer systems: temporary increase in abundance and activity of sulfate-reducing and sulfur-oxidizing bacteria. *Environmental Earth Sciences*. 2017, 76:261, S. 14.
- Limberg, A. und Thierbach, J. 1997.** Gliederung der Grundwasserleiter in Berlin. *Brandenburgische Geowiss. Beitr.* Kleinmachnow : s.n., 1997. (4), 2.
- Lüders, K., et al. 2020.** Temperature influence on mobilization and (re)fixation of trace elements and heavy metals in column tests with aquifer sediments from 10 to 70 °C. *Wat. Res.* 2020. 169, 115266 (online).
- Ludwig, F. 2011.** Regional variation of chemical groundwater composition in Hessen, Germany, and its relation to the aquifer geology. *Dissertation*. Universität Freiburg : s.n., 2011.
- Maji, S. K., Pal, A. und Adak, A. 2007.** Adsorption thermodynamics of arsenic on laterite soil. *J. Surface Sci. Technol.* 2007. 22(3-4), 161 - 176.
- Mattheß, G. 1994.** Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie. Berlin : Gebrüder Borntraeger, 1994. Bd. 2.
- Menberg, K., Bayer, P. und Blum, P. 2013a.** Elevated temperatures beneath cities: An enhanced geothermal resource. European Geothermal Congress 2013, Pisa, Italy : s.n., 2013a. S. 4.
- Menberg, K., et al. 2013b.** Long-Term Evolution of Anthropogenic Heat Fluxes into a Subsurface Urban Heat Island. *Environ. Sci. Technol.* 47, 2013b, 17, S. 9747–9755.
- Menberg, K., et al. 2014.** Observed groundwater temperature response to recent climate change. *Hydrology and Earth System Sciences*. 2014, 18, S. 4453-4466.
- Merkel, B. J. und Planer-Friedrich, B. 2008.** Grundwasserchemie. Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. Heidelberg : Springer-Verlag Berlin, 2008.
- Molina-Giraldo, N. 2011.** International Journal of Thermal Sciences. *Evaluating the influence of thermal dispersion on temperature plumes from geothermal systems using analytical solutions*. 2011, Bd. 50.
- Mustafa, G., Kookana, R. S. und Singh, B. 2006.** Desorption of cadmium from goethite: Effects of pH, temperature and aging. *Chemosphere* . 2006. 64, 856 - 865.
- Nealson, K.H. 2003.** Harnessing microbial appetites for remediation. *Nature Biotechnology*. 21, 2003, Bd. 3, 243-244.
- Negrea, A., et al. 2010.** Adsorption of As(III) Ions onto Iron-containing Waste Sludge. *Adsorption Science & Technology*. 2010. 28(6): 467-484.
- Nilling, J. J., Verma, A. und Singh, A. 2017.** Geochemical analysis of arsenic speciation in groundwater. New Delhi : 7th International Groundwaterconference-2017, 2017.
- Nordstrom, D. K. und Archer, D. G. 2003.** Arsenic thermodynamic data and environmental geochemistry. An evaluation of thermodynamic data for modeling the aqueous environmental geochemistry of arsenic. In: *Welch, A.H.; Stollenwerk, K.G. [eds.], Arsenic in Ground Water*. . Boston : Kluwer Academic Publishers, 2003.
- OGewV. 2016.** Oberflächengewässerverordnung. 2016.

- Orcutt, B.N., et al. 2011.** Microbial ecology of the dark ocean above, at, and below the seafloor. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. 75, 2011, Bd. 2, 361-422.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. 2014.** ÖWAV-Arbeitsbehelf 43. Leitfaden zur Anwendung der Thermalfahnenformel des ÖWAV-Regelblatts 207. Wien : Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, 2014.
- Parkhurst, D. L. und Appelo, C. A. 2013.** Description of input and examples for PHREEQC version 3 - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *US Geological Survey Techniques and Methods*. 2013. 6.
- Payne, K. B. und Abdel-Fattah, T. M. 2005.** Adsorption of Arsenate and Arsenite by Iron-Treated Activated Carbon and Zeolites: Effects of pH, Temperature, and Ionic Strength. *Journal of Environmental Science and Health*. 2005. 40, 723 - 749.
- Perlinger, J. A., et al. 1987.** Groundwater geochemistry of aquifer thermal energy storage: Long-Term test cycle. *Wat. Res. Res.* 1987. (12), 2215 - 2226.
- Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK). 2018.** Jahresmittelwert der Bodentemperatur. [https://www.pik-potsdam.de/services/klima-wetter-potsdam/klimazeitreihen/bodentemperatur/index_html]. Potsdam : s.n., 11. 07 2018.
- Preuß, G. und Schminke, H. K. 2004.** Grundwasser lebt! Ein globales Ökosystem! *Chem. Unserer Zeit*. 2004. 38(5), 340 - 347.
- Radmann, K. J. und Hansen, C. 2019.** Erneuerbare Wärme in Hamburg - Installation eines Aquifer-Wärmespeichers. *Berliner Energietage* : s.n., 2019.
- reconsite GmbH, BGD Ecosax GmbH, Jungk Consult GmbH. 2017.** 1. Zwischenbericht. Fellbach : s.n., 31. 10 2017.
- Riedel, T. 2019.** Temperature-associated changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology*. 2019. 572, 206 - 212.
- Röske, I. und Uhlmann, D. 2005.** Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Stuttgart : UTB Ulmer, 2005. 237 S.
- Rothschild, L.J. und Mancinelli, R.L. 2001.** Life in extreme environments. [Buchverf.] A. Yamagishi, T. Kakegawa und T. (eds.) Usui. *Astrobiology: from the origins of life to the search for extraterrestrial intelligence*. Singapore : Springer, 2001, S. 1092-1101.
- Rybach, L. und Eugster, W. J. 2010.** Sustainability aspects of geothermal heat pump operation, with experience from Switzerland. *Geothermics*. 2010. 39, 365 - 369.
- Rybach, L. und Mongillo, M. 2006.** Geothermal Sustainability - a review with identified research needs. . *Geothermal Resources Council (GRC)*. 2006. Transactions 30, 1083 - 1090.
- Saito, T., et al. 2016.** Temperature change affected groundwater quality in a confined marine aquifer during long-term heating and cooling. *Wat. Res.* 2016. 94, 120 - 127.
- Salem, H. S. 1999.** Determination of fluid transmissivity and electric transverse resistance for shallow aquifers and deep reservoirs from surface and well-log electric measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*. Halifax, Nova Scotia, Canada : s.n., 1999. 3(3).
- Schreglmann, K. 2010.** Potential impacts of temperature changes due to shallow geothermal installations on groundwater fauna. Universität Tübingen : s.n., 2010.

- Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. 2017.** Umweltatlas Berlin. [Online] 2017. [Zitat vom: 25.. 10. 2017.] http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/dc214_06.htm.
- Signorelli, S., Kohl, T. und Rybach, L. 2004.** Sustainability of production from borehole heat exchanger fields. In: *Proceedings of 29th Workshop on Geothermal Reservoir Engineering*. Stanford University, Stanford, California. : s.n., 2004.
- Snijders, A.L. 1990.** Research on hydrochemistry and water treatment for heat storage; state of the art. Ede, The Netherlands : Hooghart, J.C., Posthumus, C.W.S. (Eds.), *Hydrochemistry and energy storage in aquifers*, 1990.
- Sommer-von Jarmerstedt, C. 1998.** Erkundung des Süßwasserspeichers für Berlin - Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas. Berlin : Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, 1998.
- Spengler, C. 2017.** Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser - Versuch einer Prognose zur Klimaerwärmung und lokalen Wärmeeinträgen. Universität Koblenz-Landau : s.n., 2017. 216 S.
- Spengler, C. und Hahn, H. J. 2018.** Thermostress: Ökologisch begründete, thermische Schwellenwerte und Bewertungsansätze für das Grundwasser. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*. 2018. (11), Nr. 9, 521 - 252.
- Spengler, C., et al. 2017.** Faunistische Grundwasserbewertung, neue Verfahren und Möglichkeiten. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*. 2017. 10(5), 272 - 279.
- Stein, H., et al. 2012.** Stygoregions - a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems. *Scientific Reports* 2. 2012. DOI: 10.1038/srep00673, pp. 1 - 9.
- Steiner, C., Heimlich, K. und Hilberg, S. 2016.** Vergleichende Temperaturfahnenprognose anhand zweier industriell genutzter Grundwasserwärmepumpen: FEFLOW vs. ÖWAV-Modell. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*. 2016, 21, S. 173-185. Bewilligungsfähigkeit, Temperaturfahnen, analytisches und numerisches Modell, Eingangsparemeter, hydrogeologische Umstände.
- Süddeutsche Zeitung. 2010.** Wozu wir das kühle Nass brauchen. [Online] 28. April 2010. <https://www.sueddeutsche.de/wissen/wasser-wozu-wir-das-kuehle-nass-brauchen-1.937175-5>.
- Taylor, C. A. und Stefan, H. G. 2008.** Shallow groundwater temperature response to urbanization and climate change in the Twin Cities Metropolitan Area: Analysis of vertical heat convection effects from the ground surface. *Project Report No. 504*. University of Minnesota : s.n., 2008. 68 pp.
- Thienemann, A. 1950.** Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie. *Die Binnengewässer* 18. 1950. Bd. XVI, 1 - 809.
- Thomsen, C., Liebsch-Dörschner, T. und Kirsch, R. 2004.** Geothermie in Schleswig-Holstein. Ein Baustein für den Klimaschutz. [Hrsg.] Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. [Broschüre]. Kiel : Pirwitz Druck & Design, Juli 2004. S. 110. ISBN 3-923339-96-8.
- Ueckert, M. und Baumann, T. 2019.** Hydrochemical aspects of high-temperature aquifer storage in carbonaceous aquifers: evaluation of a field study. *Geotherm Energy*. 7, 2019, Bd. 4, 22 p.

- UMBW. 2009.** Arbeitshilfe zum Leitfaden zur Nutzung von Erdwärme mit Grundwasserwärmepumpen für Ein- und Zweifamilienhäuser oder Anlagen mit Energieentzug bis zirka 45.000 kWh pro Jahr. Stuttgart : Umweltministerium Baden Württemberg (Ed.), 2009.
- Umweltbundesamt. 2010.** Rund um das Trinkwasser. Dessau-Rußlau : s.n., 2010.
- , **2019.** www.umweltbundesamt.de. [Online] 27. August 2019. [Zitat vom: 26. Juli 2021.] <https://www.umweltbundesamt.de/wasserrahmenrichtlinie>.
- VDI 4640-1. 2010.** VDI 4640 Blatt 1. Thermische Nutzung des Untergrundes. Grundlagen, Genehmigungen, Umweltaspekte. [Hrsg.] Verein Deutscher Ingenieure. [VDI-Richtlinien]. Berlin : Beuth Verlag GmbH, Dezember 2010. Blatt 1.
- VDI 4640-2. 2019.** VDI 4640 Blatt 2. Thermische Nutzung des Untergrundes. Erdgekoppelte Wärmepumpenanlagen. [Hrsg.] Verein Deutscher Ingenieure. [VDI-Richtlinien]. Berlin : Beuth Verlag GmbH, Juni 2019. Blatt 2.
- VDI 4640-3. 2001.** VDI 4640 Blatt 3. Thermische Nutzung des Untergrundes. Unterirdische Thermische Energiespeicher. [Hrsg.] Verein Deutscher Ingenieure. [VDI-Richtlinien]. Berlin : Beuth Verlag GmbH, Juni 2001. Blatt 3.
- VDI 4640-4. 2004.** VDI 4640 Blatt 4. Thermische Nutzung des Untergrundes. Direkte Nutzungen. [Hrsg.] Verein Deutscher Ingenieure. [VDI-Richtlinien]. Berlin : Beuth Verlag GmbH, Dezember 2004. Blatt 4.
- Wagner, R., Koch, M. und Adinolfi, M. 1988.** Chemische und biologische Prozesse in Aquifer-Wärmespeichern, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft. [Hrsg.] Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart. 1988.
- WASY GmbH. 2018.** *FEFLOW 7.1 Documentation*. 11. 07 2018. http://www.feflow.info/html/help71/fefflow/mainpage.htm#t=02_News%2Fnews.html.
- Weber, O. 2021.** Politikempfehlungen für eine verantwortungsvolle Rohstoffversorgung Deutschlands als Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung. [Hrsg.] Umweltbundesamt. *UBA-Position*. 2021, S. 44.
- WHG. 2009.** Wasserhaushaltsgesetz. 2009.
- WWF Deutschland. 2018.** Zustand der Gewässer in Deutschland. Berlin : s.n., 2018.
- Yang, T., et al. 2018.** Characteristics of Cadmium Sorption by Heat-Activated Red Mud in Aqueous Solution. *Scientific Reports*. 2018. 8: 13558.
- Zepp, H. 2008.** Geomorphologie - Eine Einführung. 4. Auflage. Paderborn : Ferdinand Schöningh, 2008. 385 S..

(U1) reconsite GmbH, BGD Ecosax GmbH, AKVO GmbH: Erstellung eines Management-Tools zur umweltverträglichen und nachhaltigen Bewirtschaftung von Grundwasser und geothermischen Speichern, Fellbach, 14.06.2017

(U2) reconsite GmbH, BGD Ecosax GmbH, AKVO GmbH: 1. Zwischenbericht, Fellbach, 31.10.2017

- (U3) WASY GmbH: FEFLOW 7.1 Documentation; URL: http://www.feflow.info/html/help71/feflow/mainpage.htm#t=02_News%2Fnews.html; letzter Zugriff 11.07.2018
- (U4) Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung: Jahresmittelwert der Bodentemperatur Bodentemperatur: URL: https://www.pik-potsdam.de/services/klima-wetter-potsdam/klimazeitreihen/bodentemperatur/index_html; letzter Zugriff 11.07.2018
- (U5) Helmut Kraus: Die Atmosphäre der Erde – Eine Einführung in die Meteorologie, 3. erweiterte und aktualisierte Auflage, Berlin, Deutschland, 2004.
- (U6) Verein Deutscher Ingenieure: VDI-Richtlinien 4640-Blatt 3 Thermische Nutzung des Untergrundes – Unterirdische Thermische Energiespeicher, 2001
- (U7) Prof. Dr. Olaf Kolditz, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ: Homepage OpenGeoSys: URL: <https://www.opengeosys.org/>; letzter Zugriff 12.07.2018
- (U8) O. Kolditz et al. (eds.), Thermo-Hydro-Mechanical-Chemical Processes in Fractured Porous Media: Modelling and Benchmarking, Terrestrial Environmental Sciences - Appendix A Introduction to OpenGeoSys (OGS): OGS—Overview, URL: <https://link.springer.com/content/pdf/bbm%3A978-3-319-11894-9%2F1.pdf>; letzter Zugriff 12.07.2018
- (U9) Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: Geothermie in Schleswig-Holstein, Ein Baustein für den Klimaschutz, 2004
- (U10) Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt: 02.18 Geothermisches Potenzial - spezifische Wärmeleitfähigkeit und spezifische Entzugsleistung (Ausgabe 2015), URL: https://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/k218.pdf, zuletzt aufgerufen 12.07.2018
- (U11) Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Wasserbehörde – II D 3) Berlin: Erdwärmennutzung in Berlin - Leitfaden für Erdwärmesonden und Erdwärmekollektoren mit einer Heizleistung bis 30 kW außerhalb von Wasserschutzgebieten, April 2017, URL: https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/wasser/wasserrecht/pdf/leitfaden_geothermie.pdf; letzter Zugriff 13.07.2018
- (U12) Bundesverband Geothermie: Rechtliche Grundlagen für die Genehmigung geothermischer Anlagen, URL: <http://www.geothermie.de/wissenswelt/gesetze-verordnungen-recht/fachartikel-grosse.html>, letzter Zugriff 16.07.2018
- (U13) Diersch, H.-J. G., 2014. FEFLOW. Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. Berlin: Springer-Verlag.
- (U14) Kipp, K. L., 1997. Guide to the Revised Heat and Solute Transport Simulator: HST3D -- Version 2, Denver, Colorado: U.S. Geological Survey.
- (U15) Kolditz, Olaf; Shao, Hua; Görke, Uwe-Jens; Wang, Wenqing; Bauer, Sebastian, 2015. Thermo-Hydro-Mechanical-Chemical Processes in Fractured Porous Media: Modelling and Benchmarking - Benchmarking Initiatives. Präsentation: Springer.

Anhang

A.1 Auswertung Stakeholder-Interviews

Aus den Bereichen Wirtschaft, öffentlicher Sektor sowie Bildung und Forschung wurden über 25 Fachleute zu Ihrer Expertise in der Geothermie, Wasserwirtschaft und Energiewirtschaft angefragt und Stakeholder-Interviews durchgeführt.

Die interviewten Personen bilden ein breites Kompetenzspektrum ab. Es wurden Fachleute aus der Anlagenplanung, dem Betrieb und der Überwachung geothermischer Anlagen und geothermischer Speicher zu ihrer beruflichen Erfahrung befragt. Im öffentlichen Sektor wurden Wasserversorger sowie Genehmigungsbehörden interviewt.

Die Erfahrungen und Ansichten der interviewten Personen sind nachfolgend anonymisiert zusammengefasst.

A.1.1 Geplante Anlagengrößen

Überblick geplanter geothermischer Speicheranlagen (Stand 2018):

München: 500 - 1.000 kW, max. Anlagengröße 5.000 kW mit 255 l/s bei ± 5 K

Berlin: 500 - 600 kW

Süddeutschland: ≤ 55 MWh/a Wärme, ≤ 90 MWh/a Kälte, ≤ 50 l/s bei ± 3 K

Potsdam: durchschn. 8 kW, max. Anlagengröße 27-28 kW, 51 kW und 60 kW

Wien: Pilotprojekt Geo-Sol: 50-60 kW (Speicher)

Karlsruhe: EWS: 15-30 kW; ATES: ~ 15 kW, 6 Großanlagen mit insges. 750 kW

Anmerkung: Die VDI 4640 Blatt 1 (2010) empfiehlt für größere Gewässerbenutzungen bzw. Anlagengrößen (> 150 kW Wärmeentzugsleistung oder Wärmeeinleitung) zusätzliche Messeinrichtungen für Temperatur und Durchfluss (Monitoring).

Zu Anlagengrößen von geothermischen Speichern liegen keine oder nur sehr wenige Praxiserfahrungen vor. Aus den Experteninterviews ergab sich die Empfehlung, für einen energetisch effizienten geothermischen Wärmespeicher eine Mindestleistung von mehreren 100 kW anzusetzen.

Beim Betrieb mit EWS sind geringe Grundwasserfließgeschwindigkeiten für einen effizienten Betrieb Voraussetzung. Bei ATES-Speichern kann durch bidirektionale Betriebsweise auch bei höheren GW-Fließgeschwindigkeiten und einer Verlagerung der eingespeicherten Wärme ein effizienter Betrieb erfolgen.

Eine direkte Nutzung des Grundwassers (ATES) ist bei Vorhandensein eines geeigneten GW-Leiters grundsätzlich thermisch effizienter als die indirekte Nutzung durch BTES-Anlagen. Aufwendungen für Infiltration und Regenerierung können diesen Vorteil jedoch wieder egalisieren.

A.1.2 Standorte bzw. Anwendungsfälle, bei denen ein besonderes Konfliktpotenzial zwischen geothermischer Wärmespeicherung und wasserwirtschaftlicher Nutzung des Grundwassers bestehen

Geothermische Anlagen in Bereichen mit Altlasten und Grundwasserkontaminationen werden in Berlin ausgeschlossen.

Stockwerksübergreifende Anlagen und das Durchörtern von stockwerkstrennenden Schichten sind auf Länderebene vielfach ebenfalls nicht zulässig. Dagegen wird in wasserwirtschaftlich weniger sensiblen Bereichen bei ATES-Anlagen die Nutzung unterschiedlicher GW-Stockwerke für den Wärmeentzug und die Wärmerückführung praktiziert. ATES-Anlagen sind grundsätzlich in Regionen mit Wasserknappheit und bei gespannten GW-Verhältnissen problematisch.

Vielfach wird die oberflächennahe geothermische Nutzung des Grundwassers aus Sicht der Wasserwirtschaft als Konkurrenz wahrgenommen. Aus der Verpflichtung der Daseinsvorsorge heraus (WHG, § 50) bestehen Vorbehalte gegenüber thermischen Veränderungen wie unter anderem geothermische Speicher (WHG, 2009). Mindestens eine umfangreiche Vorabbewertung und Prüfung der räumlichen Vereinbarkeit beider Nutzungen wird von Wasserversorgern gefordert. Vereinzelt schließen Wasserversorger eine geothermische Nutzung des Grundwassers innerhalb von Wasserschutzgebieten (WSG) kategorisch aus.

Bei der Planung geothermischer Speicher und zur Prognose thermischer Beeinflussungen des Grundwassers werden vielfach thermodynamische und hydraulische Modellierungen durchgeführt.

Es bestehen auch potenziell genehmigungsrechtliche Konflikte bei der Neuausweisung und Erweiterung von WSG in Bezug auf geothermische Bestandsanlagen in künftigen Schutzgebieten.

A.1.3 Privatwirtschaftliche oder öffentliche Standorte, bei denen auf Grund gegenseitiger Beeinflussungen geothermischer Anlagen keine Genehmigung erteilt wurde

Die Genehmigungspraxis ist länderübergreifend und auf kommunaler Ebene sehr heterogen. Hierbei gibt es Praktiken, wonach Anlagen nur bis zu einer definierten räumlichen Verdichtung genehmigt werden. Neuanträge in einem solchen Bereich werden bei bestehender hoher thermischer Beeinflussung später nicht mehr genehmigt.

Karlsruhe: Dagegen gibt es auch Ansätze, wonach grundsätzlich im Antragsverfahren die Nutzer benachbarter Anlagen im Verfahren beteiligt werden (Beispiel aus Karlsruhe). Die Bezugsgrößen für eine mögliche Beeinflussung bei EWS ist die gesamte genutzte Tiefe. Bei ATES-Systemen ist es die Tiefe der Einspeisung und der Entnahme.

A.1.4 Standorte, bei denen Grundwasserschäden im Sinne von Altlasten eine Installation von geothermischen Speichern beeinflusst haben

Die Interviews brachten die Erkenntnis, dass die Nutzung geothermischer Potenziale in der räumlichen Nähe zu Altlasten in der Regel vermieden wird. Das Vorhandensein von Altlasten kann auch ein Ausschlusskriterium für entsprechende Planungen darstellen.

Auf kommunaler Ebene wurden jedoch im Einzelfall geothermische Nutzungen in der Nähe von Altlasten (CKW, Konz. 15-25 µg/l) genehmigt. Bei Konzentrationen > 100 µg/l sieht die Praxis entsprechende genauere Einzelfallprüfungen vor. Diese Konzentrationen fallen aus Sicht der Altlastensanierung/-bearbeitung eher in den Bereich einer Schadstofffahne und liegen um mehrere

Größenordnungen niedriger als im Schadensherd. Grundsätzlich muss aber auch bei einer weniger restriktiven Genehmigungspraxis eine thermisch induzierte Mobilisierung und Verlagerung von Schadstoffen im Grundwasser vermieden werden („Verziehen“ von Fahne).

Als Fallbeispiele wurden genannt:

- ▶ Leuna: geplante Kombination aus Pump & Treat und geothermischer Nutzung wurde nicht umgesetzt,
- ▶ Regensburg: Geothermisch betriebene Weichenheizung im Bahnverkehr wurde auf Grund von Kontaminationen im Gleisbett nicht umgesetzt.

Durch eine Adaption einer Anlagenauslegung und die Umsetzung von Schutzvorkehrungen bei der Errichtung (Trockenbohrungen, Begrenzung der Endteufe) und beim geothermischen Speicherbetrieb (Monitoring, GW-Messstellen, ggf. nachgeschaltete GW-Reinigungsanlage) kann eine geothermische Nutzung in der Nähe von einer Altlast als genehmigungsfähig eingestuft werden (kommunale Genehmigungspraxis). Durch den geothermischen Speicher darf also keine Verschlechterung der Altlastensituation erfolgen.

Im Einzelfall zeigen Fallbeispiele jedoch auch auf, dass eine Temperaturerhöhung im Grundwasser durch geothermische Nutzungen den mikrobiellen Abbau von Schadstoffen begünstigt.

A.1.5 Bevorzugte Regionen zur geothermischen Nutzung

In den Interviews bestand bei den Fachleuten weitestgehend Konsens, dass offene geothermische Speichersysteme (ATES) an mittlere bis gute hydraulische Durchlässigkeiten eines Aquifers gebunden sind. In der Regel sind dies Lockergesteinseinheiten und ggf. auch Festgesteinseinheiten mit hoher Kluftdichte. Geschlossene Systeme (EWS bzw. BTES) werden auch in gering-durchlässigen Gesteinseinheiten / Festgesteinen eingesetzt.

Für Porengrundwasserleiter begünstigte regionale Großräume sind hierbei die Norddeutsches Tiefland, der Oberrheingraben, sowie das Molassebecken. Des Weiteren eignen sich allgemein geologische Beckenstrukturen, fluviatile Systeme wie beispielsweise das Isartal oder das Inntal als Regionen zur geothermischen Nutzung. Gebiete mit aktivem oder ehemals aktivem Vulkanismus eignen sich auf Grund ihres höheren geothermischen Gradienten bevorzugt für geothermische Nutzung. Diese Gebiete finden sich beispielsweise im Hegau, der Vulkaneifel und dem Kaiserstuhl.

Gebiete, die auf Grund von dichten Siedlungsstrukturen (Ballungsräume) oder aus Gründen der hydrochemischen Wasserbeschaffenheit wasserwirtschaftlich nicht relevant sind, bieten ebenfalls bevorzugte Räume für geothermische Nutzungen des Untergrunds/Grundwassers.

Energiewirtschaftlich stellen Bereiche abseits von Fernwärmenetzen potenzielle Areale für die Nutzung des geothermischen Potenzials dar.

A.1.6 Regionale Differenzierung von Grundwasserleitern (lokale, regionale, großräumige; urbane bzw. rurale Gebiete)

Der relativ großräumige Bezugsraum „Grundwasserkörper“ stellt einen Bewertungsraum auch für die Grundwasserqualität dar. Durch die interviewten Behördenvertreter wurde vielfach die Bedeutung des Bezugsraums „Grundwasserkörper“ als wichtiger Bewertungsraum auch für

Grundwassertemperaturen hervorgehoben. Es bestand vereinzelt die Vorstellung, Anlagenkumulationen in Bezug auf den Grundwasserkörper bewerten zu wollen.

In Bezug auf eine regionale thermische Vorbelastung erscheint die gesonderte Betrachtung von „Urban Heat Islands“ als sinnvoll. In diesen Bereichen sind die Grundwassertemperaturen anthropogen erhöht, woraus sich ggf. gesonderte Temperatur-Toleranzbereiche ergeben. Urban Heat Islands finden sich in zahlreichen deutschen Großstädten (Berlin, München, Köln, Frankfurt, Karlsruhe, u. a.).

Österreich: In Österreich werden bereits Anlagen zum Kühlen von Industrie- und Gewerbegebäuden (Stahlwerk) genutzt. Im Gegensatz zur Bundesrepublik Deutschland gelten in Österreich Limitierungen für EWS von max. 30 °C und ATES-Systeme von max. 20 °C.

Schleswig-Holstein: Eine geothermische Anlage wird derzeit in Schleswig-Holstein auf dem Standort einer ehemaligen Gaskaverne geplant. Es ist zum Zeitpunkt des Redaktionsschlusses des Abschlussbericht unklar, ob eine Beeinflussung durch die gespeicherte Wärme auftritt.

Baden-Württemberg: In älteren wasserrechtlichen Bescheiden sind häufig 25 °C als Maximaltemperatur zugrunde gelegt. Nach neuem aktuellem Wasserrecht werden 20 °C angesetzt. Die VDI 4640 setzt 20 °C als Richtwert für eine Maximaltemperatur bei der Wärmeeinleitung in das Grundwasser an (VDI 4640-4, 2004).

Berlin: Durch die Klimatisierung des Reichstags wurde die Grundwassertemperatur von 25 °C überschritten, daher findet ein umfassendes Monitoring statt.

In der Regel stellt eine Temperatur von 20 °C die Maximaltemperatur bei der Wärmerückführung in das Grundwasser dar. Diese ist zu überwachen (Eigenüberwachung, Fremdüberwachung) und in Jahresberichten gegenüber den Behörden zu dokumentieren und anzuzeigen. Das Erfordernis zur Berichtsanzfertigung ist in der Regel von der Einspeiseleistung bzw. Entnahmemenge abhängig (ATES).

Auf kommunaler Ebene erfolgt verstärkt eine Wärmeeinleitung in den Untergrund (aus der Gebäudekühlung) im Vergleich zum Wärmeentzug aus dem Untergrund (zu Heizzwecken). Das Verhältnis von Kühlen zu Heizen beträgt in München beispielsweise 2 zu 1. Bereichsweise soll auf Grund anthropogener Beeinflussung der Untergrund bis auf 25 °C aufgeheizt sein.

Es besteht Einigkeit darin, dass bei geothermischen Speichern grundsätzlich ein energetisch ausgeglichener Betrieb angestrebt werden sollte (Wärmespeicherung ~ Wärmerückgewinnung). Durch Kombination von Bereichen mit Wärmeeinspeisung (Gebäudekühlung) und Wärmeentzug (Heizen) könnte auf Quartiersebene ebenfalls eine ausgeglichene Bilanz erzielt werden.

A.1.7 Grundwassertemperaturen oder Energieeinträge, die in der Praxis als tolerabel eingeschätzt wurden (Regulierungsbedarf)

Grundsätzlich werden gemäß VDI 4640 20 °C Einspeisetemperatur (VDI 4640-4, 2004) als maximal tolerabel angesehen. Für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb ist eine größtmögliche Temperaturspreizung (mind. 5-6 K) erforderlich. Geringere Spreizungen von 4 K oder weniger führen häufig zu einer schlechteren Effizienz der Anlagen. Bei geothermischen Anlagen zum alleinigen Wärmeentzug oder zur alleinigen Wärmeeinspeisung werden gegenwärtig in mehreren Bundesländern 3 K max. Spreizung von den Genehmigungsbehörden festgeschrieben.

Nachfolgende Kriterien können zu einer Spezifizierung und Optimierung bei der Nutzung geothermischer Speicherpotenziale führen. Sie sollten daher in der Genehmigungspraxis

differenziert betrachtet werden (Auswahl), um den Betrieb effizienter und die Auswirkungen eines UTES möglichst gering zu halten:

- ▶ unterschiedliche Horizonte zum Heizen und Kühlen (vertikale Differenzierung),
- ▶ auch horizontale Differenzierung, um ausgeglichene Energiebilanz zu erzielen (z.B. Kombination industrielle Kühlung und Siedlung mit Anlagen zur Wärmergewinnung im Abstrom),
- ▶ Nachbarschutz, Vor- und Nachteile liegen sehr eng beieinander (Kältewolke im Sommer positiv, Wärmewolke im Winter positiv).

A.1.8 Grenzen bei der Implementierung von geothermischen Speichern - unabhängig von der Fragestellung einer potenziellen negativen Auswirkung auf das Grundwasser

Generell verhindern hohe Grundwasserfließgeschwindigkeiten den effizienten Betrieb einer geothermischen Speicheranlage. Auf Grund der Grundwasserhydraulik kommt es zu einer Verzerrung und Verschleppung des geothermischen Speichers sowie dessen Abwärmefähigkeit. Während das wärmere Wasser aufsteigt, kommt es durch die höheren Geschwindigkeiten zum Abtransport in Fließrichtung des Speichervolumens. Hierdurch verschlechtert sich das Oberflächen-zu-Volumen-Verhältnis und Wärmeverluste nehmen zu. Bei zu hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten besteht zudem das Risiko der Unwirtschaftlichkeit, wenn sämtliche bzw. mindestens wesentliche Teile der Wärmeeinträge in Strömungsrichtung abfließen.

A.1.9 Nutzungsbereiche in Grundwasserleitern, in denen geothermische Nutzungen wegen potenziellen negativen Auswirkung auf das Grundwasser immer einer Einzelfallentscheidung bedürfen

- ▶ Durchörterung mehrere Grundwasserstockwerke zur Vermeidung eines hydraulischen Kurzschlusses.
- ▶ Bohrungen in Anhydritzonen sind u.a. die Hinweise des Bundesverbandes Geothermie zu beachten: *„In der oberflächennahen Geothermie gibt es mehrere Fälle (z.B. Staufen) wo durch unsachgemäße Ausführung von Bohrungen Grundwasserzutritt zu einer Anhydritlage ermöglicht wurde. Der Volumenzuwachs bei der dann folgenden Wandlung in Gips führte zu Hebungen der Erdoberfläche und zu Gebäudeschäden“* (Bundesverband Geothermie, 2020b). Hierbei gibt es Unterschiede in der Genehmigungspraxis. Während in manchen Landkreisen das Niederbringen von geothermischen Bohrungen in Anhydritzonen mit Auflagen verbunden ist, haben andere Landkreise dies grundsätzlich verboten. Das Vorhandensein von Altlasten führt auf Grund der Gefahr der Mobilisierung von Schadstoffen und der damit einhergehenden Verschlechterung des Zustandes der Grundwasserqualität zu einer Ablehnung der geothermischen Anlage.
- ▶ Wasser- und Heilquellenschutzgebiete: Innerhalb von Wasser- und Heilquellenschutzgebieten gibt es Unterschiede in der Genehmigungspraxis. In den meisten Fällen wird eine Genehmigung jedoch verwehrt.

- ▶ Beeinflussung bereits bestehender geothermischer Anlagen: Sollte es zu einer Beeinflussung oder Beeinträchtigung einer benachbarten Anlage kommen, sei es ein Trinkwasserversorger oder eine bereits bestehende geothermische Anlage, fällt eine Genehmigung ebenfalls negativ aus.

A.1.10 Grundlagendaten, die zwingend notwendig sind, um eine geothermische Nutzung sicherer zu genehmigen

Es besteht bei allen interviewten Personen Einigkeit darin, dass künftig ein übergreifendes Management sinnvoll ist. Für ein nachhaltiges Untergrundmanagement wird die Entwicklung und Verabschiedung von Untergrundnutzungsplänen und eines Untergrundnutzungsrechts für notwendig gehalten. Die Bewahrung eines guten ökologischen Zustands auch der Grundwasserbeschaffenheit gilt allen dabei als wichtiger Punkt.

Ein geplanter Anlagenbetrieb oberhalb von Bagatellgrenzen sollte mit Hilfe numerischer Modelle simuliert werden. Der Vorschlag mehrerer interviewter Stakeholder war, einen konservativen Modellansatz zu wählen. Hierfür sollte ein Worst-Case-Szenario zugrunde gelegt werden, da für die Wasserversorgung nicht das langjährige Mittel, sondern kurzzeitige Temperaturspitzen relevant sind (maximale Speicheraufladung, Temperaturabsenkung nach maximaler Entladung). Dabei sollte die Maximaltemperatur eines Wärmespeichers betrachtet werden. Auch Power-to-Heat-Anlagen laufen nicht immer ausgeglichen bzw. gemäß beantragter Betriebsweise. Der Durchschnittsfall ist nicht relevant, sondern der Worst-Case. Dieser sollte von der Genehmigungsseite angefordert werden. Darüber hinaus sollten Felddaten erhoben werden, um die Randbedingungen für das numerische Modell belastbar definieren zu können und um das Modell kalibrieren bzw. die Rechenergebnisse validieren zu können.

Richtwerte VDI 4640:

- ▶ haben keinen Gesetzescharakter, sondern sind Empfehlung,
- ▶ sollten hinterfragt und regionalisiert werden,
- ▶ alle GW-Körper haben eigene hydrochemische und ökologische Signatur,
- ▶ sollten gezielt bestimmt / ermittelt werden zur Differenzierung im Genehmigungsverfahren,
- ▶ Größere Anlagen erfordern ein projektspezifisches Erkundungsprogramm auch in Hinblick auf Biologie und Chemie.

A.1.11 Grundwasserorganismen und Grundwasserfauna, die besonders sensitiv auf Temperaturänderungen reagieren (Artenzusammensetzung und Abundanzen)

Es liegen wenige bis keine Erkenntnisse bei den befragten Interviewpartnern über die Qualität der ökologischen Vergesellschaftungen im Grundwasser vor. Von Seiten der Wasserversorgung werden über die in der TrinkwV festgelegten mikrobiologischen Parameter (koloniebildende Keime, E. coli, Enterokokken, u. a.) in der Regel keine weiteren Mikroorganismen oder die Grundwasserfauna untersucht.

Es besteht die grundsätzliche Annahme, dass Mikroorganismen eine größere Rolle bei der Beurteilung der Auswirkungen auf die Grundwasserqualität spielen als die Zusammensetzung der Grundwasserfauna.

Im Grunde müssten Langzeitversuche durchgeführt werden, um die Auswirkungen auf die Grundwasserqualität zu beurteilen. Der Effekt der Abkühlung sollte dabei ebenfalls untersucht und bewertet werden um das Potenzial von Kältespeichern zu evaluieren.

A.1.12 Interessensabwägung zwischen geothermischer Nutzung und Trinkwasserförderung

Aus der Sicht eines befragten Trinkwasserversorgers ist die Grundwasseraufbereitung äußerst kostenintensiv. Die Temperaturveränderung im Grundwasser könnte den Betrieb oder das Gleichgewicht in der Aufbereitung beeinflussen. Im Vorhinein sollte bei der Planung eine negative Beeinflussung von Wasserwerken ausgeschlossen werden.

Im Grunde ist dies eine Kostenfrage: Geothermische Speicher dürfen nicht zur Erhöhung von Kosten für die Wasserversorgung führen. Wenn die Machbarkeit und Verträglichkeit von wasserwirtschaftlicher und geothermischer Nutzung des Grundwassers im Verfahren nachgewiesen werden kann, bestehen aus Sicht der Wasserversorgung keine Ablehnungsgründe.

Bei unmittelbarer Konfliktstellung zwischen (geplantem) geothermischem Speicher und (vorhandener) Trinkwassergewinnung wurde Rahmen der Fachinterviews insbesondere aus dem Umfeld der Wasserversorger formuliert, nachfolgende Anforderungen an Genehmigungsverfahren zu stellen:

- ▶ Ein konservativer Modellansatz sollte gewählt werden. Bei nicht-vorliegenden Informationen sollte stets von einer Worst-Case-Betrachtung ausgegangen werden,
- ▶ umfassende Felduntersuchungen sollten durchgeführt werden um die notwendigen Parameter zu gewinnen.
- ▶ der Antragsteller ist in jedem Fall in der Bringschuld über ausreichend vorhandene Datensätze und Messparameter,
- ▶ ein Gleichbehandlungsgrundsatz sollte für alle Antragsteller gleichermaßen vorliegen,
- ▶ Eine Kommunikation auf gemeinsamer Wissensbasis.

A.1.13 Prioritätensetzung ohne Handlungsempfehlungen zur Entschärfung eines Interessenkonfliktes

Zur optimalen Nutzung sowie zur strategischen Auslegung eines Untergrundspeichers bedarf es eines 3D-Untergrundplanungsrechts. Solche Planungsrechte wurden international bereits umgesetzt und sollten gegebenenfalls durch die Fortschreibung im BBergG stattfinden. Des Weiteren ist eine Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes bezüglich einer Differenzierung von Grundwasserkörpern in die Tiefe im Hinblick auf die Nutzung des Grundwassers für Trinkwasser oder als Brauchwasser sinnvoll, um eine konkurrenzlose geothermische Bewirtschaftung des Untergrunds zu gewährleisten. Im Zuge dieser Novellierung sollte in Betracht gezogen werden, Grundwasser in wasserwirtschaftlich-verwendbar, nicht-wasserwirtschaftlich-verwendbar und geothermisch-verwendbar zu klassifizieren. Eine Verschneidung des oberirdischen Planungsrechts mit zukünftiger unterirdischer Nutzung ist nicht zwingend erforderlich.

Für kleinere Netze beispielsweise im Bereich von Neubaugebieten sind eher kleinere Anlagengrößen sinnvoll, um eine dezentrale Wärmeversorgung zu gewährleisten. Für größere Anlagen ist eine Planung anlehnend an Fernwärmenetze sinnvoll.

Grundsätzlich fehlt oftmals die Kommunikation zwischen einzelnen Behörden, hier besteht großes Verbesserungspotenzial. Teilweise werden von den Genehmigungsbehörden im Verfahren die Fachbehörden nicht beteiligt. Dies liegt im Ermessen des jeweiligen Sachbearbeiters, es besteht hier noch keine konkrete Regelung. Hierbei fehlt es sowohl an einem Kontrollgremium sowie einem übergeordneten Bewirtschaftungskonzept. Sinnvoll wäre die Ausweisung von Energiespeicher- sowie Grundwasserfördergebieten in einem „Untergrundbewirtschaftungskonzept“. Dieses sollte rechtlich umfassend sein und künftig potenzielle Nutzungen des Grundwassers mitberücksichtigen.

Teilweise wird Geothermie noch als „Freistil“ wahrgenommen. Insbesondere die relativ neue Technologie der geothermischen Speicher bietet erst wenige Praxisbeispiele. In manchen Bundesländern fehlen derartige Anlagen gänzlich, wodurch es in der länderspezifischen Genehmigungspraxis noch keine Erfahrungen gibt.

Es gibt hier keinen definierten Standard, keine definierte Technologie. Dieser Sachstand führt langfristig zur Notwendigkeit einer Erarbeitung eines vereinfachten und übergreifenden Leitfadens für die technische Ausführung von geothermischen Speichern wie ATES, BTES, und verwandte Speichersysteme. Als wissenschaftlich fundierte Basis kann solch ein Leitfaden:

- ▶ auch für zukünftige Technologien von Relevanz sein,
- ▶ als Grundgerüst für ein Planungstool für unterschiedliche (geothermische) Anlagen-Größen dienen,
- ▶ genehmigungstechnische Unterstützung liefern.

Es sollte ein übergeordneter Standard geschaffen und etabliert werden:

- ▶ mit konservativem Ansatz,
- ▶ bei Betrachtung eines Worst-Case-Szenario,
- ▶ bei dessen Verfahrensstruktur alle Beteiligten profitieren,
- ▶ da derzeitige Richtwerte nur Empfehlungen sind, wodurch sich eine Problematik bei thermisch induzierten Schadensfällen ergibt,
- ▶ Rechtssicherheit im Planungs- und Genehmigungsverfahren anstreben.

Grundlegende Rahmenbedingungen sollten erarbeitet werden, welche sich am aktuellen Stand der Forschung und Technik orientieren. Hierbei sollte die historische Entwicklung mit einbezogen werden (lessons learned). Die Planung und Genehmigung von geothermischen Speichern sollte als iterativer Prozess mit einer evolutionären Entwicklung anstatt revolutionärem Ansatz betrachtet werden.

Optimaler Betrieb geothermischer Speicher durch:

- ▶ Zylinderform: etwas tiefer als der Durchmesser der Anlage,
- ▶ Energetisch ausgeglichenen Betrieb,
- ▶ Vermeidung einer kontinuierlichen Aufheizung,
- ▶ Vermeiden der unnötigen lateralen Wärmeabgabe an den Untergrund,

- ▶ Betrieb mit größtmöglicher Rückgewinnung,
- ▶ Erzielen hoher Speicherrückgewinnungsgrade.

A.1.14 Stellenwert eines gesunden Grundwasser-Ökosystems für die Wasserwirtschaft und Auswirkungen ökologischer Veränderungen auf die Beschaffenheit des Rohwassers für die Trinkwassergewinnung

Für eine nachhaltige Entwicklung der Nutzung oberflächennaher geothermischer Potenziale ist eine Bewertung von Temperatureinträgen in Bezug auf die ökologische Beschaffenheit des Grundwassers erforderlich. Dies wurde in den vergangenen Jahren vielfach nicht ganzheitlich und nicht mit Weitblick gehandhabt.

Die Ökologie steht auch im Fokus der regelmäßigen Untersuchungen der Wasserversorger, allerdings im Reinwasser. Hier bestehen Kenntnislücken, die ggf. durch gezielte Untersuchungen ergänzt werden sollten.

A.1.15 Tests/Untersuchungen im Grund-/ Rohwasser, um gute ökologische Beschaffenheit des Grundwassers zu überwachen und zu gewährleisten

Roh-/Grundwasser wird in der Regel nicht hinsichtlich der mikrobiologischen Indikatorparameter betrachtet (TrinkwV). Es erfolgen auch keine weiteren mikrobiologischen Untersuchungen. Standardmäßig erfolgen Untersuchungen im Reinwasser bzw. im Netz.

A.2 Plausibilitätsprüfung analytischer Gleichungen mit numerischer Modellierung

A.2.1 Zielstellung

Es ist für jede Modellierungssoftware zu beachten, dass numerische Modellierungen erst dann sinnvoll sind, wenn die Komplexität des Problems (Dimension, Instationarität, Heterogenität) eine Modellierung erfordert und die Parameterverfügbarkeit eine Modellierung erlaubt. Grundsätzlich sollte immer eine einfache Plausibilitätsprüfung der in einer numerischen Modellierung erzielten Ergebnisse mittels analytischer Berechnungen erfolgen. Anhand eines Fallbeispiels wurde in Steiner et al. (2016) gezeigt, dass eine detaillierte Kenntnis der Eingangsparameter maßgebend für eine realitätsnahe Auswirkungsprognose ist. Bei einer guten Datengrundlage und einfachen hydrogeologischen Verhältnissen wurden sowohl mit einem numerischen Wärmetransportmodell als auch einem analytischen Modell (ÖWAV) Ergebnisse erzielt, deren Abweichung zum tatsächlichen Wert bei < 1 K lag.

Das quasi 2D- ÖWAV- Modell dient zur analytischen der Berechnung von Temperaturfahnen für geothermische Dubletten (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2014). Bei geringen Einleitmengen ist eine Übertragung auf EWS möglich. Es werden Modelle für

- ▶ sehr geringe Fließgeschwindigkeiten (Modell 1a),
- ▶ für mittlere Fließgeschwindigkeiten (Modell 1b) und
- ▶ für hohe Fließgeschwindigkeiten (Modell 1c) unterschieden.

Brunnenhydraulik und Wärmetransport werden dabei vereinfacht abgebildet. Die hier eingeführte fortlaufende Nummerierung der Modelle bezieht sich auf diesen Abschlussbericht.

Im Kooperationsprojekt „Entwicklung eines simulationsmodellbasierten Prognosesystems zur kenntnisstandsadäquaten Anwendung reaktiver Stoff- und Wärmetransportsimulationsmodelle im Grundwasserbereich unter Verwendung des Doppelporositätsansatzes; Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung der Prognosesicherheit für analytische und numerische Lösungen unter Beachtung der Angemessenheit und Verhältnismäßigkeit“ wurden analytische Lösungen unter anderem zum Wärmetransport recherchiert, an Benchmarks (Liedl, et al., 2016) und realen Projekten (Jungk Consult GmbH, 2016) validiert. Kooperationspartner des von ZIM/AiF unterstützten Forschungsprojektes waren das Institut für Grundwasser der TU Dresden, die Jungk Consult GmbH (jetzt AKVO GmbH) und die GICON GmbH. Im Ergebnis des Projektes wurde ein Prognosetool geschaffen, welches neben einer kenntnisstandsadäquaten Berechnung des Stoff- und Wärmetransportes auch eine objektive Bewertung der jeweiligen Prognosesicherheit und eine Abschätzung der Kosten für eine Erhöhung der Prognosesicherheit zulässt (Jungk, et al., 2017). Anwendbare analytische Modelle für Simulationen des Wärmetransports liegen aus diesem Projekt bereits als Python-Programmierung vor (Jungk Consult GmbH, 2016).

Es wurden folgende analytische Modelle betrachtet:

- ▶ Modell 2: Stationärer Wärmetransport um eine vertikale Linienquelle, 2D
- ▶ Modell 3: Instationärer Wärmetransport nur durch Konduktion um eine vertikale Linienquelle, 2D
- ▶ Modell 4: Instationärer Wärmetransport (Konvektion und Konduktion) um eine vertikale Linienquelle.

Die Modelle 2 und 4 berücksichtigen über den Eingabeparameter für die Grundwasserströmung die Filtergeschwindigkeit nach Darcy. Die Modelle 2 und 4 – die für die Berechnung der Auswirkungen eines thermischen Einflusses in Porengrundwasserleitern und Poren-/ Kluftgrundwasserleitern herangezogen werden können, wurden an einem 3D- Praxisbeispiel eines Projektes in Berlin erfolgreich validiert. Das Modell 3 – entspricht in der Anwendung einem wenig geklüfteten Festgestein oder einem Baukörper - wurde über eine vergleichende numerische Modellierung mit FEFLOW validiert (Jungk Consult GmbH, 2016).

Bei der Prüfung der analytischen Gleichungen waren einige Herausforderungen zu bewältigen. Die Eingangsparameter des numerischen 3D-Modells mussten teilweise auf 2D konvertiert werden, um die analytischen Gleichungen, welche auf 2D-Transport basieren, lösen zu können. Deshalb musste der Wärmeeintrag und -austrag von einer räumlichen Quelle bzw. Senke in eine Linienquelle/-senke umgewandelt werden. Des Weiteren ist mit den aufgeführten Gleichungen nur ein konstanter Wärmeeintrag oder -austrag zu berechnen. Jährlich sich wiederholende saisonale Schwankungen des Wärmeeintrages bzw. -austrages in Form von Beladungs- und Entladungszyklen sind mit den analytischen Gleichungen nicht abzubilden. Da in den numerischen 3D-Modellen dieses FuE-Projektes mehr Energie eingetragen als wieder ausgelesen wurde, konnte der jährliche Nettoenergieeintrag aus Eintrag und Austrag für die Lösung der 2D-Gleichungen verwendet werden. Der geringere Energieaustrag bildet somit Energieverluste ab, da nur ca. 77 % der eingetragenen Wärmeenergie wieder entzogen wurden. Die übrigen 23 % führen zu einer langfristigen Temperaturerhöhung im Untergrund. Als weiterer Eingangsparameter der analytischen Gleichungen musste die Filtergeschwindigkeit aus den 3D-Modellen für die Verwendung der 2D-Gleichungen ermittelt werden. Die Filtergeschwindigkeit ist stark abhängig von der Viskosität und Dichte des Grundwassers. Wenn sich die Temperatur des Grundwassers

verändert, verändert sich damit auch die Viskosität, Dichte und letztendlich die Filtergeschwindigkeit. Des Weiteren wird in 3D-Modellen ein vertikaler und horizontaler Richtungsvektor berechnet, da auf Grund von Dichteunterschieden des Grundwassers der Auftriebsterm berücksichtigt wird. Somit liegt in den Boxmodellen der numerischen Modellierung keine homogene Verteilung der Filtergeschwindigkeit vor. Die analytischen Gleichungen ermöglichen jedoch nur die Eingabe einer Filtergeschwindigkeit. Beim Vergleich der analytischen Gleichungen musste deshalb die Validierung mit verschiedenen Filtergeschwindigkeiten durchgeführt werden, um eine Spannweite der analytischen Lösungen je nach Filtergeschwindigkeit ermitteln zu können.

Tabelle 29: Vergleich der Randbedingungen in numerischen 3D-Modellen dieser Studie und analytischen 2D-Gleichungen

Parameter	Analytische Gleichung (2D)	Numerisches Modell (3D)
Dimension der Quelle/Senke	2D-Linienquelle/-senke	3D-Quelle/-senke
Quellrate/Senkenrate Wärmeenergie	konstant	zeitlich variabel
Höhe der Filtergeschwindigkeit	konstant	räumlich und zeitlich variabel (abhängig von Temperatur und damit Dichte, Viskosität)
Richtung der Filtergeschwindigkeit	horizontal	horizontal und vertikal
Porosität	homogen	homogen / heterogen
k_f -Wert	konstant isotrop	zeitlich und räumlich variabel (abhängig von Sättigung und Temperatur) isotrop / anisotrop (horizontal zu vertikal)
Thermische Eigenschaften (Wärmeleitfähigkeit, Wärmekapazität)	homogen isotrop / (anisotrop*)	homogen / heterogen isotrop / anisotrop
Ungestörte Anfangstemperatur	homogen	vertikal heterogen (vgl. geothermische Tiefstufe 3 K / 100 m)

*Modell 3

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.2 Prüfung für Modell 1: quasi 2D-ÖWAV-Modell Grundlagen

Der Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) hat 2014 das ÖWAV-Regelblatt 207 „Thermische Nutzung des Grundwassers und des Untergrunds – Heizen und Kühlen“ neu herausgegeben (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2014). Das quasi 2D-ÖWAV-Modell dient zur analytischen Berechnung der Temperaturfahnen für geothermische Dubletten. Brunnenhydraulik und Wärmetransport werden dabei vereinfacht abgebildet. Das ÖWAV-Regelblatt 207 dient als Hilfestellung bei Planung, Errichtung und Betrieb derartiger Anlagen sowie auch um ökologische Auswirkungen auf ein tolerierbares Maß zu minimieren. Zum ÖWAV-Regelblatt 207 wurde ein Excel-Spreadsheet zum kostenlosen Download bereitgestellt, welches in dieser Studie verwendet wurde. Die Ergebnisse der analytischen quasi 2D-ÖWAV-Modelle wurden im vorliegenden Bericht mit einem bereits berechneten vergleichbaren numerischen 3D-Modell verglichen. Die Umsetzung basierte auf dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 43 -

Leitfaden zur Anwendung der Thermalfahnenformel des ÖWAV-Regelblatts 207, welcher Hinweise zur Anwendung und Parameterwahl liefert. In diesem Arbeitsbehelf sind zusätzlich Herleitungen zur Theorie der Temperaturanomalien und Limitierungen bei der Verwendung des Excel-Spreadsheets aufgeführt.

Das ÖWAV-Modell beruht auf der analytischen Gleichung zum Wärmetransport. Da das ÖWAV-Modell auf die Planung von geothermischen Dubletten ausgerichtet ist, wird die Temperaturänderung des Untergrundes bzw. des Grundwassers durch die Temperaturspreizung zwischen entnommenem Grundwasser und wieder eingeleitetem Grundwasser verursacht. Details sind dem Arbeitsbehelf 43 (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2014) zu entnehmen. Das ÖWAV-Modell unterscheidet je nach Filtergeschwindigkeit (v_f) folgende drei Fälle:

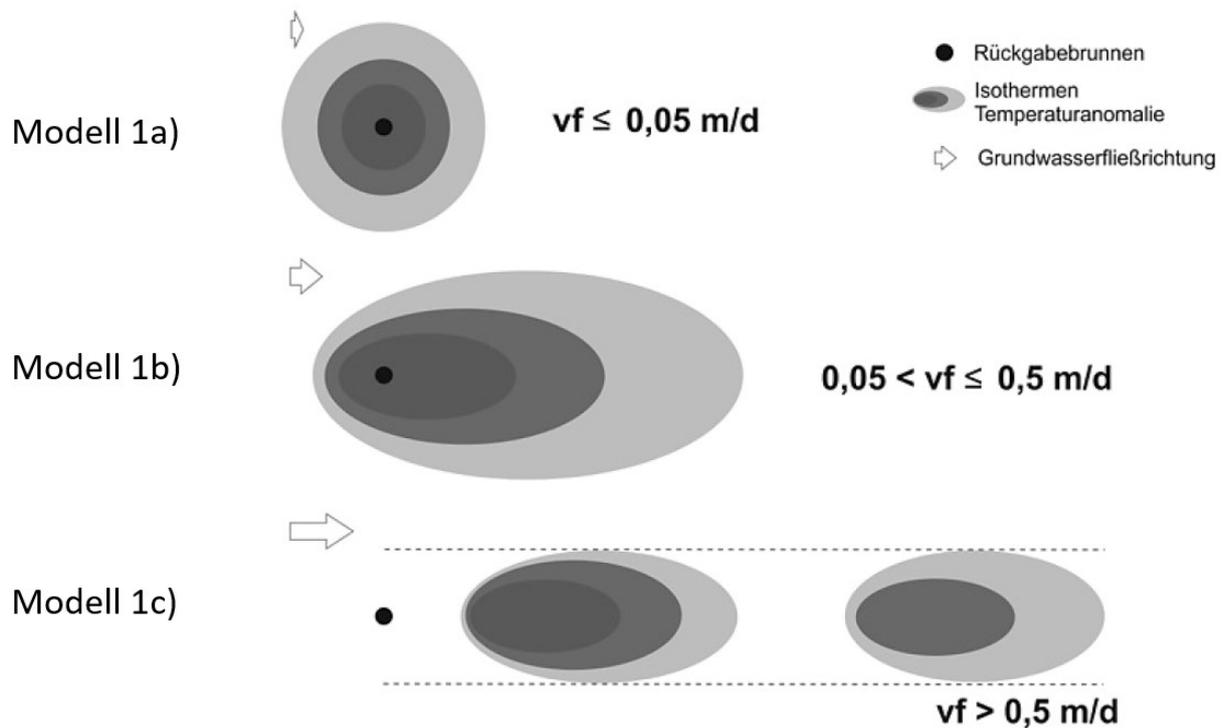
Tabelle 30: ÖMAV-Modell zur analytischen Temperaturfahnenberechnung

Modell	Randbedingungen	Erläuterung
Modell 1a)	Für $v_f < 0,05$ m/d	kann näherungsweise das Modell des GW-Sees verwendet werden (ähnliche Werte für Länge und Breite). Diese Verhältnisse sind eher ungünstig für thermische Nutzungen. Oft sind thermische Kurzschlüsse zwischen Entnahme und Versickerung gegeben.
Modell 1b)	Für $0,05 < v_f \leq 0,5$ m/d	Ausbildung einer „klassischen“ Temperaturanomalie, Berechnung nach der Formel von Ingerle (1988) mit thermischer Tiefe als maßgebende Grundwassermächtigkeit.
Modell 1c)	Für $v_f > 0,5$ m/d	„Inselbildung“, begünstigt durch geringe Entnahmemenge. Es ist die Ausbreitung der Temperaturanomalie nach Abstrom bei Nichtbetrieb des Brunnens zu beachten.

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Die drei Fälle sind in Abbildung 64 schematisch dargestellt. Gemäß Arbeitsbehelf 43 ist der Fall 1 (Grundwassersee) ungünstig. Jedoch bezieht sich diese Wertung auf geothermische Dubletten, wo Grundwasserströmung analog zu Erdwärmesonden förderlich ist, um sich der natürlichen Wärmeressource bedienen zu können. Bei geothermischen Speichern ist eine Grundwasserströmung jedoch ungünstig, da die eingespeicherte Wärme abtransportiert wird. Insofern ist der Fall 1 für geothermische Speicher am geeignetsten und wird im Weiteren betrachtet.

Abbildung 64: Unterschiedliche hydraulische Verhältnisse von thermischen Grundwassernutzungen, modifiziert nach Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2014)



(Quelle: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2014))

A.2.3 Anwendbarkeit und Grenzen der ÖWAV-Modelle

Im Folgenden werden die Grenzen der Anwendbarkeit der ÖWAV-Modelle aufgezeigt und damit die Vergleichbarkeit mit 3D-Modellen geprüft. Die ÖWAV-Modelle sind analytische Modelle, welche nur wenige Eingangsparameter benötigen, wodurch jedoch eine starke Vereinfachung der hydraulischen und thermischen Vorgänge erfolgt. Nach ÖWAV (2014) werden folgende Randbedingungen der hydrogeologischen Parameter angenommen:

- ▶ eine konstante, mit Grundwasser erfüllte Mächtigkeit,
- ▶ einheitliches GW-Gefälle,
- ▶ konstante hydraulische Durchlässigkeit,
- ▶ konstanter transportwirksamer Hohlraumanteil.

Eine konstante, mit Grundwasser erfüllte Mächtigkeit und ein einheitliches GW-Gefälle war auch im numerischen 3D-Modell vorhanden, sodass diese beiden Randbedingung erfüllt sind und eine Übertragung vom numerischen 3D-Modell in das analytische ÖWAV-Modell problemlos erfolgen konnte. In FEFLOW wurden zwar zeitlich konstante hydraulische Durchlässigkeitsbeiwerte zugewiesen, aber intern wird von FEFLOW die effektive hydraulische Durchlässigkeit in Abhängigkeit der Sättigung berechnet. Da das für den Vergleich verwendete 3D-Modell jedoch quasi vollständig gesättigt ist, entfällt diese Diskrepanz zwischen numerischen 3D-Modell und 2D-ÖWAV-Modell. Das GW-Gefälle im numerisch 3D-Modell war jedoch nicht konstant, da der in

FEFLOW berchnete Druckwasserstand von der Temperatur (Dichte, Viskosität des Wassers in Abhängigkeit von der Tempratur vairabel) abhängt. Da sich die Temperatur in den numerischen 3D-Modellen zeitlich und räumlich zyklisch veränderte, war also auch das GW-Gefälle nicht konstant. Die räumlich und zeitlich varrierenden Fließgeschwindigkeiten auf Grund der Temperaturänderungen im instationären Betrieb (Beladen und Entladen des Speichers) können dadurch zu unterschiedlichen Ergebnissen bei der Temperatúrausbreitung zwischen den numerischen 3D-Modellen von FEFLOW und ÖWAV-Modellen führen.

Die ÖWAV-Modelle sind für die Dimensionierung von Brunnendubletten, also einem Injektions- und Förderbrunnen, ausgelegt. Beide Brunnen müssen je nach örtlichen Gegebenheiten und Betriebsweise einen Mindestabstand aufweisen, um einen hydraulischen Kurzschluss zu verhindern. Im numerischen 3D-Modell dieser Studie erfolgte der Wärmeeintrag und -austrag jedoch am gleichen Ort. Mit dem numerischen 3D-Modell wird also ein intermittierender Betrieb simuliert. Ein intermittierender Betrieb ist jedoch mit den ÖWAV-Modellen nicht direkt abzubilden. Stattdessen wird vom Arbeitsbehelf 43 empfohlen, die beiden Phasen Kühlen und Heizen getrennt zu ermitteln und anschließend daraus den Gesamteinfluss abzuleiten. Wie genau der Gesamteinfluss abzuleiten ist, wird jedoch nicht erläutert. Eine gegenseitige Beeinflussung beider Phasen im kombinierten Betrieb ist durch die getrennte Berechnung der ÖWAV-Modelle nicht möglich und kann daher zu Abweichungen bei der Temperatúrausbreitung im Vergleich zum numerischen 3D-Modell führen.

Die ÖWAV-Modelle basieren auf einem 2-dimensionalen Berechnungsansatz. Um jedoch die vertikale Wärmeleitung zu berücksichtigen, wurde von Ingerle (1988) eine Modifikation vorgeschlagen, welche die zusätzliche Wärmeleitung im Aquifer über die Deckschicht berücksichtigt. Jedoch wird ein konvektiver Wärmetransport in vertikale Richtung durch eine geringere Dichte des erwärmten Wassers durch die ÖWAV-Modelle nicht berücksichtigt. Dies kann zu abweichenden Ergebnissen zwischen der numerischen 3D-Modellierung und der quasi 2D-ÖWAV-Modellen führen.

Die ÖWAV-Modelle sind für die Anwendung von geothermischen Dubletten mit einer maximalen Temperaturspreizung von 6 K ausgelegt. Daher sind die Viskosität und Dichte des Grundwassers in den ÖWAV-Modellen konstant angesetzt, was angesichts der maximalen Temperaturspreizung von 6 K legitim ist. In dieser Studie wurden jedoch die Auswirkungen von geothermischen Speichern mit deutlichen höheren Temperaturspreizungen untersucht. Daher wurden die temperaturabhängigen Parameter Dichte und Viskosität des Grundwassers in den numerischen 3D-Modellen als variabel angesetzt. FEFLOW berücksichtigt deshalb eine nichtlineare Temperaturabhängigkeit, welche den Temperaturbereich zwischen 0 °C und 100 °C abbildet (WASY GmbH, 2018).

Nach ÖWAV-Regelblatt 207 sind die Berechnungsformeln zunächst für einen kontinuierlichen Brunnenbetrieb ausgelegt. Der geothermische Speicher wird jedoch saisonal unterschiedlich betrieben, so dass die Brunnenbetriebsdauern sich ändern. Im Arbeitsbehelf 43 (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2014) wurde geprüft, inwiefern eine Reduzierung der Brunnenbetriebsdauern und damit einhergehende Mittelung der Jahresmengen sinnvoll bzw. möglich ist. Mit der Berechnungsformel für den Grundwassersee (Modell 1a) lassen sich die Temperaturanomalien (Länge und Breite der Temperaturanomalie) auch für unterschiedliche Betriebsdauern beschreiben. Gemäß Arbeitsbehelf 43 kann für die thermische Länge mit der Berechnungsformel eine sehr gute Beschreibung erfolgen. Ebenfalls kann mit der Jahresmittelung der Brunnenwassermenge das instationäre Verhalten für unterschiedliche Betriebsdauern abgebildet werden.

Bei der Übertragung der Eingabedaten in das Excel-sheet, welches auf einer vertikalen 2D-Linienquelle/-Senke beruht, und bei der Auswertung der Ergebnisse des geothermischen Speichers als 3-dimensionale Wärmequelle/-senke sind folgende Aspekte zu beachten:

- ▶ Abweichungen der Ergebnisse auf Grund der räumlichen Ausdehnung des geothermischen Speichers (Zylinderform mit Volumen) im numerischen Modell gegenüber der im analytischen ÖWAV-Modell angenommenen Linienquelle/-senke,
- ▶ Umrechnung des Energieeintrages und -austrages in eine äquivalente Temperaturspreizung und Infiltrations- bzw. Entnahmemengen für die Eingabe in ÖWAV,
- ▶ Nur stationäre Berechnung und somit keine monatlich instationären Einträge/Austräge mit ÖWAV-Modellen,
- ▶ Kein intermittierender Betrieb aus Kühlen und Heizen direkt zu berechnen, d.h. der Gesamteinfluss ist zu überprüfen,
- ▶ Annahme homogener und isotroper Untergrundeigenschaften bei ÖWAV-Modellen (k_f -Werte, Porosität, Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität der festen Matrix),
- ▶ spezifische Wärmekapazität des Bodens unveränderbar $2 \cdot 10^6 \text{ J}/(\text{m}^3 \cdot \text{K})$,
- ▶ konstantes GW-Gefälle (Filtergeschwindigkeiten) im ÖWAV-Modell, wohingegen die Filtergeschwindigkeiten im 3D-Modell räumlich und zeitlich variieren (zeitlich veränderliche Dichte, Viskosität).

Die maximale Ausdehnung des thermisch beeinflussten Bereiches ist definitionsbedingt bei den ÖWAV-Modellen analog zum gewählten Vorgehen bei den numerischen 3D-Modellen bei $\Delta T < 1 \text{ K}$ im Vergleich zur ungestörten Grundwassertemperatur vor Inbetriebnahme der Anlage. Insofern sind die Ergebnisse der ÖWAV-Modelle hinsichtlich des Kriteriums zur Fahnenbegrenzung direkt auf die Ergebnisse der numerischen 3D-Modelle übertragbar.

A.2.4 Verwendetes numerisches Modell 3D-Modell

Für den Vergleich des ÖWAV-Modells wurde ein numerisches Modell ausgewählt, welches näherungsweise innerhalb der Anwendungsgrenzen des ÖWAV-Modells liegt. In Abbildung 65 ist die Umsetzung des geothermischen Speichers entlang eines vertikalen Profilschnittes und die horizontalen k_f -Werte dargestellt. Die wichtigsten Daten des 3D-Modells sind in Tabelle 31 zusammengefasst.

A.2.5 Dateneingabe ÖWAV-Modelle

Da mit den ÖWAV-Modellen kein kombinierter Betrieb aus Heizen und Kühlen berechnet werden konnte, wurden zwei verschiedene Ansätze geprüft.

Ansatz 1: nur Kühlen (bilanzbasierter Ansatz)

Da auf Grund von Energieverlusten bei der Rückgewinnung die eingetragene Energie nicht vollständig wieder entnommen werden konnte und modelltechnisch ein Verlust von 23 % festgelegt wurde, ist bilanztechnisch der Energieeintrag in den Untergrund höher als der Energieaustrag. Es wurde daher geprüft, ob das Energiedelta von 23% eingetragener Wärmeenergie des geothermischen Speichers näherungsweise als hypothetische "Kühlanlage" (nur Wärmeeintrag also Gebäudekühlung) im Sinne der ÖWAV-Formel abgebildet werden kann. Es ist zu beachten, dass beim intermittierenden Betrieb aus Beladen und Entladen andere Temperaturganglinien mit höheren Temperaturspitzen bzw. -amplituden berechnet werden, als wenn ein konstanter gemittelter Eintrag (nur Kühlen) umgesetzt wird. Es besteht die Gefahr einer Unterschätzung der Temperaturanomalien bei dem rein bilanzbasierten Ansatz.

Ansatz 2: separate Berechnung kombinierter Betrieb aus Heizen und Kühlen (Empfehlung des Arbeitsbehelfs 43)

Wie vom Arbeitsbehelf 43 empfohlen wurden zwei getrennte Berechnungen für Heizen und Kühlen durchgeführt. Wie der Gesamteinfluss von beiden separaten Berechnungen abgeleitet wird, ist jedoch nicht erläutert. Eine wechselseitige Beeinflussung durch die getrennte Berechnung kann mit diesem Ansatz nicht berücksichtigt werden. Nachteil dieser separaten Berechnung ist das Außerachtlassen der räumlichen und zeitlichen gegenseitigen Beeinflussungen beider Phasen (Beladen und Entladen).

Die analytischen ÖWAV-Berechnungsverfahren für die Wärmeausbreitung gehen üblicherweise von einer Einleitung des genutzten Wassers über die gesamte Grundwassermächtigkeit aus, d. h., es wird deshalb ein vollkommener Brunnen angenommen (Filterrohr über gesamte Teufe des Brunnens). Die Höhe des geothermischen Speichers im numerischen 3D-Modell beträgt 75 m (Tabelle 31). Bei der Eingabe für das ÖWAV-Modell wurde deshalb in allen Berechnungen eine Filterlänge von 75 m angenommen.

In den numerischen 3D-Modellen wurde die Beladung und Entladung des geothermischen Speichers generalisiert über einen volumenbezogenen Energieeintrag bzw. -austrag umgesetzt. Bei den analytischen ÖWAV-Modellen wird der Energiebedarf mittels eines Grundwasserbedarfs mit einer bestimmten Temperaturspreizung dessen realisiert. Das heißt es mussten das jährliche Maximum des Grundwasserbedarfs und der über das Jahr gemittelte Grundwasserbedarf inklusive dessen thermische Veränderung (Temperaturspreizung) zur Auslegung der Anlage (Brunnen) bestimmt werden. Die ÖWAV-Modelle setzen eine bekannte bzw. prognostizierte Temperaturspreizung und maximale Bemessungswassermenge der Einleitung oder Ausleitung voraus. Im Folgenden wurden die Begrifflichkeiten des Arbeitsbehelfes 43 verwendet, auch wenn diese aus Sicht des Bearbeiters teilweise nicht den Standards entsprechen. So wird die geförderte bzw. injizierte Wasserrate als Wassermenge (QB) bezeichnet. Anhand der in den numerischen 3D-Modellen eingetragenen und entzogenen Energiemenge wird die maximale Bemessungswassermenge für die Beladungs- und Entladungsphase getrennt mit folgender Formel ermittelt:

$$QB = \frac{V_w}{STD \cdot 3,6}$$

Mit:

QB maximale Bemessungswassermenge [L/s]

V_w gefördert oder injiziertes Wasservolumen pro Betriebszeitraum Beladen oder Entladen [m^3]

STD Volllaststunden pro Jahr jeweils für Beladen oder Entladen [h]

Das geförderte bzw. infiltrierte Wasservolumen V_w während des jeweiligen Betriebszeitraums basiert auf den jeweiligen ermittelten Energiemengen (Eintrag bzw. Austrag) und der Temperaturspreizung zwischen Eingabe- und Rückgabe des Grundwassers.

$$V_w = \frac{E_{th}}{\Delta T \cdot c_{vw}}$$

Mit:

E_{th} eingetragene oder entzogene thermische Energie pro Betriebszeitraum [J]

ΔT Temperaturspreizung zwischen durchschnittlicher Entnahmetemperatur und durchschnittlicher Rückgabetemperatur [K]

c_{vw} volumetrische Wärmekapazität von Wasser [J/($m^3 \cdot K$)]

Es wurde eine Temperaturobergrenze des Grundwassers von 25 °C angenommen, da diese Temperatur für die Nieder-T-Speicher in dieser Studie festgelegt wurde. Die ungestörte Grundwassertemperatur vor Inbetriebnahme der Anlage ist im numerischen 3D-Modell mittels einer linearen geothermischen Tiefenstufe von 3 K/100 m ausgehend von 10 °C an der Geländeoberkante umgesetzt. Die saisonale Temperaturschwankung in den oberen 20 m wurde im numerischen 3D-Modell nicht berücksichtigt. Vereinfacht wurde als Eingabewert in die ÖWAV-Formel für die ungestörte Grundwassertemperatur die Temperatur in der Mitte des geothermischen Speichers angenommen, welche ca. 11,8 °C beträgt. Die Temperaturspreizung beträgt somit 25 °C - 11,8 °C = 13,2 K. In Tabelle 32 sind die Energieeinträge und -austräge des numerischen 3D-Modells zusammengefasst. Zusätzlich sind die ermittelten maximalen Bemessungswassermengen für beide Ansätze und Betriebsphasen (Beladen, Entladen) dargestellt.

Tabelle 32: Herleitung der maximalen Bemessungswassermengen für die Eingabe der 2D-ÖWAV-Modelle

Beschreibung	Einheit	Wert
Volllaststunden Beladung pro Jahr	h/a	2.918
Volllaststunden Entladung pro Jahr	h/a	4.090
Thermische Arbeit	kWh/a	1.459.200
Energieeintrag (Kühlen; Beladen)	J/a	+5,25E+12
Anteil Energieentzug	%	77,36
Energieentzug (Heizen; Entladen)	J/a	-4,06E+12
Nettoenergie	J/a	+1,19E+12
Ansatz 1: Nettoeintrag der Wärmeenergie		
Maximale Bemessungswassermenge Kühlen (Beladen)	L/s	2,0
Ansatz 2: separate Berechnung		
Maximale Bemessungswassermenge Kühlen (Beladen)	L/s	9,0
Maximale Bemessungswassermenge Heizen (Entladen)	L/s	5,0

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

In Tabelle 33 bis Tabelle 35 sind die jeweiligen Eingabedaten für die Berechnung der ÖWAV-Modelle zusammengefasst.

Tabelle 33: Eingabedaten für Ansatz 1: Beladen mit Nettoenergie (Kühlen)

Eingabedaten				
Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Bemerkung
	Betriebsart: Kontinuierlich = 1 Instationär = 0	0 / 1	0	instationär, weil Wärmeeintrag im Sommer von Mai bis September nur 5 Monate (< 9 Monate)
T _o	Durchschnittliche Entnahmetemperatur	°C	11,75	Oberflächentemperatur im Modell; geothermische Tiefenstufe nicht berücksichtigt
T _A	Durchschnittliche Rückgabetemperatur	°C	25,0	Höchsttemperatur von Niedrig-T-Speicher
QB	Maximale Bemessungswassermenge	L/s	2,0	abgeleitet von Energieeintrag und T-Spreizung
BSTDA	Betriebsstunden pro Jahr	h	2.918	80 % von 5 Monaten
BMON	Maßgebliche Kühlperiode	Monate	5,0	Mai bis September
LF	Länge Filterrohr (Sickerschacht LF=0)	m	75,0	Speichermächtigkeit (vollkommener Brunnen)
H	Grundwassermächtigkeit	m	100	
A	Flurabstand	m	5,0	
J	Grundwasserspiegelgefälle	[-]	0,0001	
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	0,0001	Zugewiesene Horizontale Durchlässigkeit
α	seitlicher Ausbreitungswinkel	°	6	Standardwert
l _D	Wärmeleitfähigkeit der Deckschicht	W/m/K	1,5	gesättigt
v _{fu}	Modellwahl untere Grenze (GW-See) - 0,05 m/d	m/d	0,05	Standardwert
v _{fo}	Modellwahl obere Grenze (GW Strom instat.) - 0,5 m/d	m/d	0,05	Standardwert

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 34: Eingabedaten für Ansatz 2: Separates Beladen (Kühlen)

Eingabedaten				
Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Bemerkung
	Betriebsart: Kontinuierlich = 1 Instationär = 0	0 / 1	0	instationär, weil Wärmeeintrag im Sommer von Mai bis September nur 5 Monate (< 9 Monate)
T ₀	Durchschnittliche Entnahmetemperatur	°C	11,75	Oberflächentemperatur im Modell; geothermische Tiefenstufe nicht berücksichtigt
T _A	Durchschnittliche Rückgabetemperatur	°C	25,0	Höchsttemperatur von Niedrig-T-Speicher
QB	Maximale Bemessungswassermenge	L/s	9,0	abgeleitet von Energieeintrag und T-Spreizung
BSTDA	Betriebsstunden pro Jahr	h	2.918	80 % von 5 Monaten
BMON	Maßgebliche Kühlperiode	Monate	5,0	Mai bis September
LF	Länge Filterrohr (Sickerschacht LF=0)	m	75,0	Speichermächtigkeit (vollkommener Brunnen)
H	Grundwassermächtigkeit	m	100,0	
A	Flurabstand	m	5,0	
J	Grundwasserspiegelgefälle	[-]	0,0001	ohne GW-Strömung
k _r	Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	0,0001	Horizontale Durchlässigkeit
α	seitlicher Ausbreitungswinkel	°	6	Standardwert
l _D	Wärmeleitfähigkeit der Deckschicht	W/m/K	1,5	gesättigt
v _{fu}	Modellwahl untere Grenze (GW-See) - 0,05 m/d	m/d	0,05	Standardwert
v _{fo}	Modellwahl obere Grenze (GW Strom instat.) - 0,5 m/d	m/d	0,05	Standardwert

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 35: Eingabedaten für Ansatz 2: Separates Entladen (Heizen)

Eingabedaten				
Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Bemerkung
	Betriebsart: Kontinuierlich = 1 Instationär = 0	0 / 1	0	instationär, weil Wärmeeintrag im Sommer von Mai bis September nur 5 Monate (< 9 Monate)
T ₀	Durchschnittliche Entnahmetemperatur	°C	25,0	Oberflächentemperatur im Modell; geothermische Tiefenstufe nicht berücksichtigt
T _A	Durchschnittliche Rückgabetemperatur	°C	11,75	Höchsttemperatur von Niedrig-T-Speicher
QB	Maximale Bemessungswassermenge	L/s	5,0	abgeleitet von Energieaustrag und T-Spreizung
BSTDA	Betriebsstunden pro Jahr	h	4.090	80 % von 7 Monaten
BMON	Maßgebliche Kühlperiode	Monate	7,0	Oktober bis April
LF	Länge Filterrohr (Sickerschacht LF=0)	m	75,0	Speichermächtigkeit (vollkommener Brunnen)
H	Grundwassermächtigkeit	m	100,0	
A	Flurabstand	m	5,0	
J	Grundwasserspiegelgefälle	[-]	0,0001	ohne GW-Strömung
k _r	Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	0,0001	Horizontale Durchlässigkeit
α	seitlicher Ausbreitungswinkel	°	6	Standardwert übernommen
l _D	Wärmeleitfähigkeit der Deckschicht	W/m/K	1,5	gesättigt
v _{fu}	Modellwahl untere Grenze (GW-See) - 0,05 m/d	m/d	0,05	Standardwert
v _{fo}	Modellwahl obere Grenze (GW Strom instat.) - 0,5 m/d	m/d	0,05	Standardwert

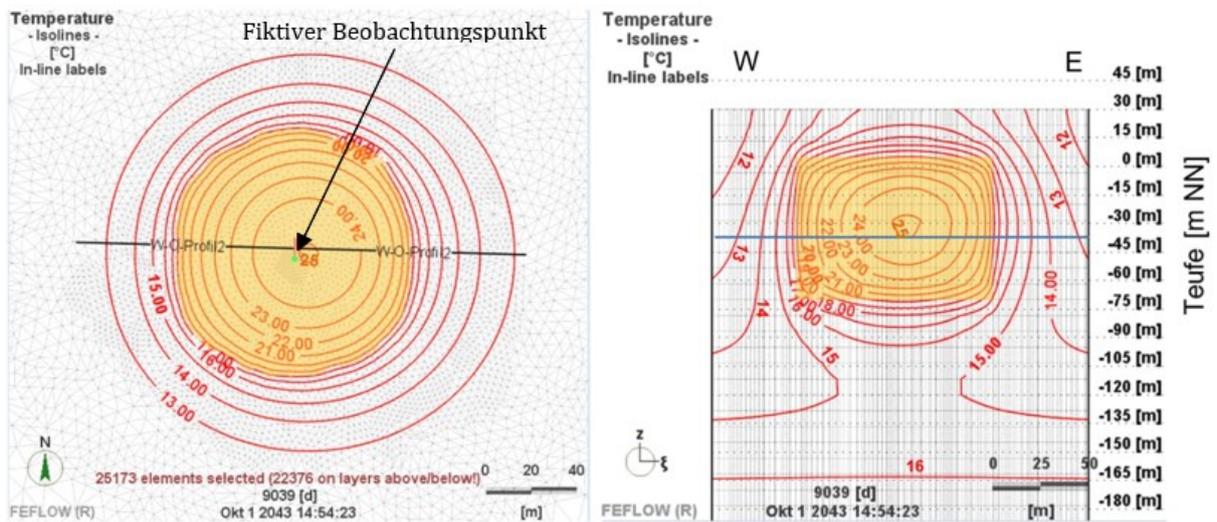
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.6 Ergebnis des numerischen 3D-Modells

In Abbildung 66 ist zu erkennen, dass sich eine nahezu radiale Ausbreitung der Temperaturanomalie im Grundwasserleiter einstellte, da stagnierende Grundwasserströmungsverhältnisse vorherrschten. Die in Abbildung 66 links dargestellte horizontale Temperaturverteilung zeigt als äußere Isotherme die 13 °C-Isotherme, die gleichzeitig das 1 K-Kriterium für die ausgewählte Modellschicht darstellt. Gelb hinterlegt wurde der Bereich des Wärmeeintrages bzw. -austrages, also des geothermischen Speichers. In Abstromrichtung betrug die Temperaturfahne ausgehend vom Speicherrand ca. 45 m. In Anstromrichtung betrug die Temperaturfahne ca. 30 m ausgehend vom Speicherrand. Der Durchmesser betrug somit ca. 175 m. Die Abbildung 67 zeigt, dass

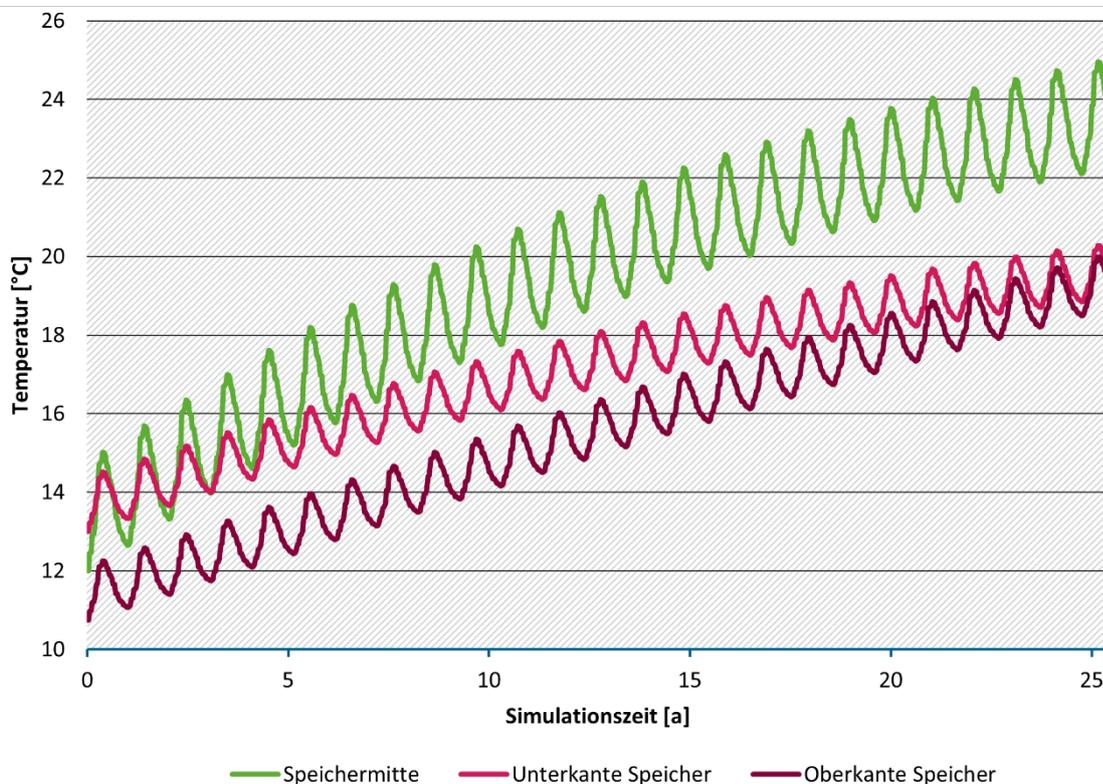
sich auch nach 25 Jahren noch kein quasi-stationärer Zustand eingestellt hatte. Die mittlere Temperatur steigt also weiterhin an. In der Genehmigungspraxis wäre die Simulation bis zum Zeitpunkt eines quasi-stationärer Zustandes fortzuführen.

Abbildung 66: Temperaturverteilung in der Mitte des Speichers (67 m u. GOK) im Oktober des 25. Betriebsjahres. Links: Horizontalschnitt; rechts: Querschnitt (Achse s. links)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 67: Temperaturganglinien an fiktiven Beobachtungspunkten entlang der Mittelachse des Speichers in unterschiedlichen Teufen



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.7 Ergebnisse der ÖWAV-Modelle

In Tabelle 36 sind die Ergebnisse des ÖWAV-Modells für beide Ansätze und das Ergebnis des numerischen 3D-Modells zusammengestellt. Die ausführlichen Ergebnistabellen des ÖWAV-Modells sind im Anhang A.5.2 (Tabelle 38 Ansatz 1; Tabelle 39 und Tabelle 40 Ansatz 2) zu entnehmen.

Erreichen des quasi-stationären Zustandes

Anhand der vom numerischen 3D-Modell berechneten Temperaturganglinien über 25 Jahre bei fiktiven Beobachtungspunkten entlang der Mittelachse des geothermischen Speichers wird ersichtlich, dass nach 25 Jahren noch kein quasi-stationärer Zustand erreicht wurde. Bei Ansatz 1 wird der quasi-stationäre Zustand gemäß ÖWAV-Formel nach ca. 368 Jahren erreicht. Bei Ansatz 2 für die Beladungsphase wird gemäß ÖWAV-Modell die thermische Ausbreitung erst nach 720 Jahren und für die Entladungsphase nach 648 Jahren erreicht. Auch im numerischen 3D-Modell wurde nach 25 Jahren noch kein quasi-stationärer Zustand erreicht. Jedoch wird durch den intermittierenden Betrieb der quasi-stationäre Zustand vermutlich deutlicher eher als nach 720 Jahren erreicht, da durch den intermittierenden Betrieb der Untergrund eine Regeneration stattfindet.

Räumliche Ausdehnung der thermischen Ausbreitung

Beim Vergleich der Ergebnisse aus der ÖWAV-Berechnung mit dem numerischen 3D-Modell war die sehr viel größeren thermischen Ausbreitungen auffällig. Die thermische Ausbreitung war fast sechsmal so groß im Vergleich zum numerischen 3D-Modell. Beim Ansatz 2 mit separater Berechnung der Beladungs- und Entladungsphase war die thermische Beeinflussung während des Beladens größer. Dieses Ergebnis ist plausibel, denn der Energieaustrag ist ca. 23 % geringer als der Energieeintrag, womit die Energieverluste abgebildet wurden. Die von der ÖWAV-Formel berechnete Wärmefahne war also um ca. 56 m länger als die der Kältefahne. Da bei der separaten Berechnung beider Phasen die wechselseitige Regeneration außer Acht gelassen wurde, war mit wesentlich kleineren thermischen Auswirkungen zu rechnen. Bei einer Überlagerung der Wärme- und Kältefahnen ergibt sich eine Nettowärmefahne von ca. 56 m in Grundwasserströmung und 56 m gegen die Grundwasserströmung. Gegenüber dem Ergebnis der 3D-Modellierung mit einer Ausbreitung von ca. 95 m in Grundwasserströmung und ca. 80 m gegen die Grundwasserströmung wäre die thermische Ausbreitung des ÖWAV-Modells unterschätzt. Auf Grund der komplexen Wechselwirkungen beider Phasen ist nicht sicher, ob eine Überlagerung beider Fahnen möglich ist. Die Länge der Thermalfront bzw. Temperaturfahne ist sowohl in An- als auch in Abstrom und senkrecht zur Grundwasserfließrichtung (Nord-Süd-Richtung) bei der ÖWAV-Formel deutlich größer als im 3D-Modell. Da im numerischen 3D-Modell jedoch der quasi-stationäre Zustand noch nicht erreicht wurde, ist im numerischen Modell bei quasi-stationären Zustand mit größeren Fahnen zu rechnen.

Tabelle 36: Zusammenfassung der thermischen Ausbreitung mit Abbruchkriterium $\Delta T < 1$ K

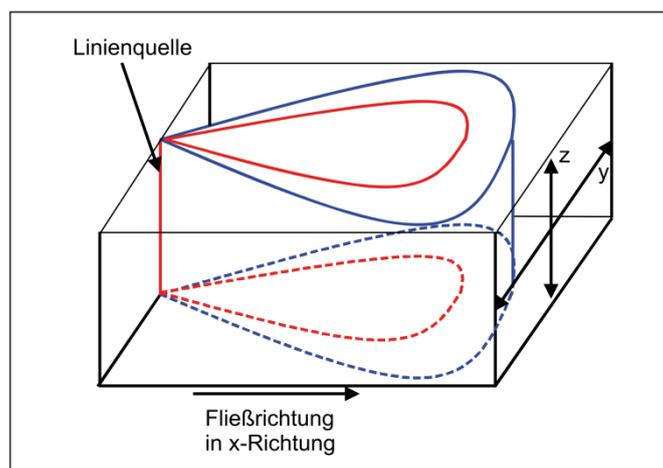
Thermische Ausbreitung	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2		3D-Modell
		Beladen mit Nettoenergie	Beladen	Entladen	
Länge der Thermalfront in Grundwasserstromrichtung	m	315,9	560,0	504,0	95
Länge der Thermalfront GEGEN Grundwasserstromrichtung	m	221,5	465,5	409,5	80
Gesamtdurchmesser der thermischen Ausbreitung (Ost-West-Richtung)	m	537,4	1.025,5	913,5	175
Thermische Breite der Ausbreitungsellipse B_{max} (Nord-Süd-Richtung)	m	367,5	848,2	737	175
Zeitpunkt zum Erreichen des quasi-stationären Zustandes	a	406	720	648	>> 25

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.8 Prüfung für Modell 2: stationärer Wärmetransport um eine vertikale Linienquelle, 2D

Die Gleichung von Modell 2 beschreibt den zweidimensionalen stationären Wärmetransport von einer senkrechten, linienförmigen Wärmequelle oder -senke (z.B. Erdwärmesonde, EWS) als Randbedingung 3. Art. In Abbildung 68 ist eine schematische Skizze des stationären Wärmetransportes mit der Wärmefahne anhand von zwei Isothermen dargestellt. Die Fließrichtung des Grundwassers in Abbildung 68 ist von links nach rechts. Die Gleichung berechnet die Temperaturänderung in einer bestimmten Entfernung in x- und y-Richtung von der Wärmequelle bzw. Wärmesenke. Bei bekannter Anfangstemperatur kann die resultierende absolute Temperatur ermittelt werden.

Abbildung 68: Schematische Skizze für Modell 2 nach Hähnlein, et al. (2010)



(Quelle: Hähnlein, et al. (2010))

Folgende Formel nach Molina-Giraldo et al. (2011) wurde für analytische Berechnung verwendet:

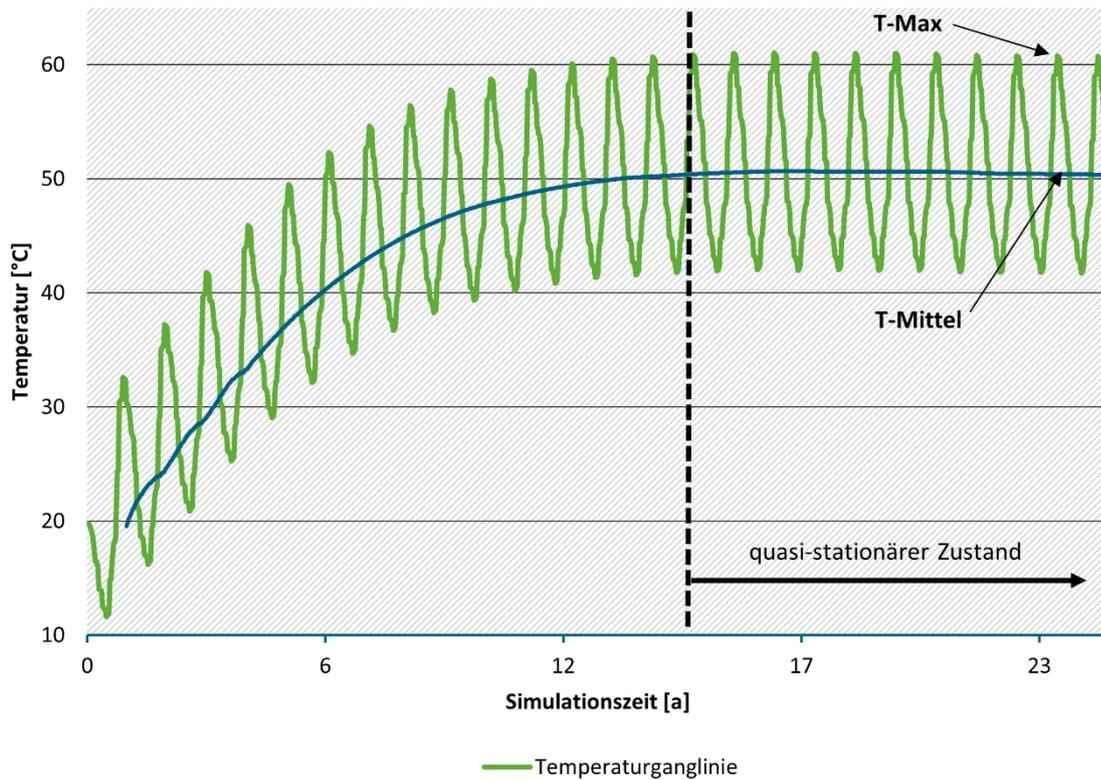
$$\Delta T(x, y) = \frac{q_L}{2\pi\sqrt{\lambda_x\lambda_y}} \exp\left[\frac{\rho_w c_w q x}{2\lambda_x}\right] K_0\left[\frac{\rho_w c_w q}{2} \sqrt{\frac{\lambda_y x^2 + \lambda_x y^2}{\lambda_x^2 \lambda_y}}\right]$$

Mit:

- ΔT Temperaturänderung in einer bestimmten Entfernung zur Wärmequelle/-senke [K]
- q_L Energiequellrate/-senkenrate [$\text{J s}^{-1} \text{m}^{-1}$] oder [W/m]
- q Filtergeschwindigkeit [m/s]
- λ_x effektive longitudinale Wärmeleitfähigkeit der Festgesteinsmatrix [$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- λ_y effektive transversale Wärmeleitfähigkeit der Festgesteinsmatrix [$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- ρ_w Dichte Wasser [kg m^{-3}]
- c_w volumetrische Wärmekapazität von Wasser [$\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$]
- x Abstand zur Quelle/Senke in x-Richtung [m]
- y Abstand zur Quelle/Senke in y-Richtung [m]
- K_0 Iterationsparameter (modifizierte Bessel-Funktion 2. Art 0. Ordnung) [-]

Als 3D-Modell wurde das in Abbildung 40 dargestellte Modell mit einem hydraulischen Gradienten von 0,001 und einer k_f -Wert-Anisotropie von 1/100 verwendet. Im Ergebnis wurde eine nahezu symmetrische Temperaturfahne in Abstromrichtung berechnet. Auf Grund der hohen k_f -Wert-Anisotropie ist kein advektiver vertikaler Aufstieg zu berücksichtigen. Im numerischen 3D-Modell wurden auf Grund der Beladungs- und Entladungszyklen jährliche Temperaturschwankungen berechnet (Abbildung 69), die durch die analytischen Gleichungen nicht abgebildet werden konnten. Deshalb wurden die berechneten Temperaturen der 3D-Modellberechnungen für die maximalen und mittleren Temperaturen mit den analytischen Ergebnissen verglichen. In Abbildung 70 ist erkennbar, dass diese Differenzierung jedoch keinen großen Einfluss hat, da mit zunehmendem Abstand zum UTES die Temperaturamplituden kleiner werden. Die analytische Gleichung wurde für eine hohe ($v_{f1} = 1,54\text{E-}07$ m/s) und niedrige ($v_{f2} = 1,04\text{E-}06$ m/s) Filtergeschwindigkeit des 3D-Modells berechnet, da diese sich entlang der Temperaturfahne räumlich ändert (Fließgeschwindigkeit abhängig von Dichte und Viskosität). Die Ergebnisse des numerischen 3D-Modells bilden den Zustand nach 25 Jahren Betriebszeit ab, da im 3D-Modell nach ca. 15 Jahren (ca. 5.475 Tage) ein quasi-stationärer Zustand erreicht wurde. Die im numerischen 3D-Modell berechneten Temperaturen wurden entlang eines Transektes bei der halben Mächtigkeit des Speichers ausgewertet (Abbildung 40, ca. -300 m NN).

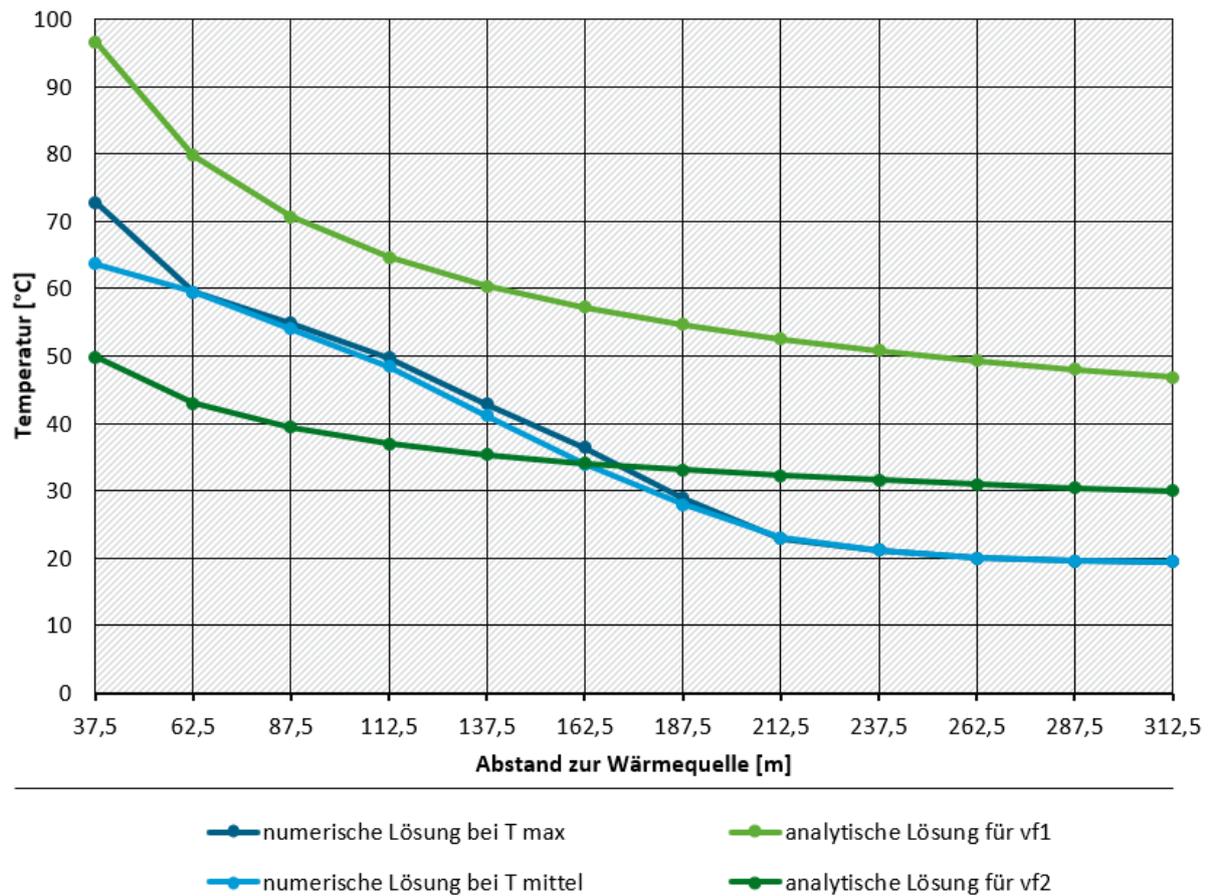
Abbildung 69: Beispielhafte Temperaturganglinie in unmittelbarer Nähe zum geothermischen Speicher



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

In Abbildung 70 ist erkennbar, dass die analytischen Ergebnisse vor allem im nahen Umfeld der Wärmequelle (UTES) stark von der gewählten Filtergeschwindigkeit abhängen. Für die Filtergeschwindigkeit v_{f1} werden bis zu einer Entfernung von ca. 160 m von der Wärmequelle mit geringen Abweichungen zum numerischen Modell ähnliche Ergebnisse berechnet. Die analytischen Lösungen bei Verwendung der Filtergeschwindigkeit v_{f2} weichen jedoch erheblich von der numerischen Lösung ab. Für Entfernungen größer 160 m Abstand zur Wärmequelle weichen beide analytischen Lösungen stark ab.

Abbildung 70: Numerische und analytische Lösungen der Temperatur in Abhängigkeit der Entfernung zur Wärmequelle für Modell 2



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.9 Prüfung für Modell 3: Instationärer Wärmetransport nur durch Konduktion um lineare Wärmequelle/-senke (radial-symmetrisch; 2D)

Diese Gleichung beschreibt den radialen Wärmetransport nur durch Konduktion (Wärmeleitung) in einem infiniten Modellgebiet um eine senkrechte, linienförmige Wärmequelle oder -senke (z.B. Erdwärmesonde, EWS). Die Quelle oder Senke wird als Randbedingung 3. Art abgebildet. Die Gleichung beschreibt ein radial-symmetrisches Szenario. Folgende Formel nach Hecht-Méndez, et al. (2010) wurde für die analytische Berechnung herangezogen:

$$\Delta T(r, t) = \frac{F_L}{4\pi\lambda_m} E_i \left[-\frac{r^2}{4(\lambda_m/\rho_m c_m)t} \right]$$

Mit:

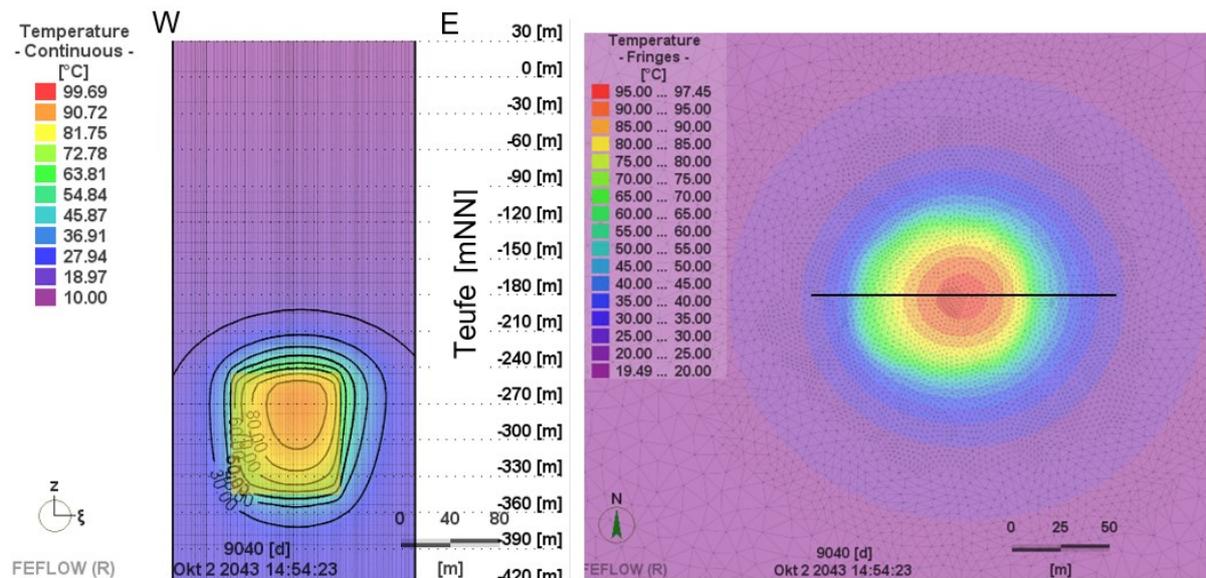
ΔT Temperaturänderung in Abhängigkeit vom Zeitpunkt und Abstand zur Wärmequelle/-senke [K]

r Radius, Abstand zur Wärmequelle [m]

F_L Energiequellrate/-senkenrate [$\text{J s}^{-1} \text{m}^{-1}$] oder [W/m]

- λ_m Wärmeleitfähigkeit der Festgesteinsmatrix [$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- t Zeit [s]
- ρ_m Dichte Festgesteinsmatrix [kg m^{-3}]
- c_m Wärmekapazität Festgestein [$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- E_i Iterationsparameter [-]

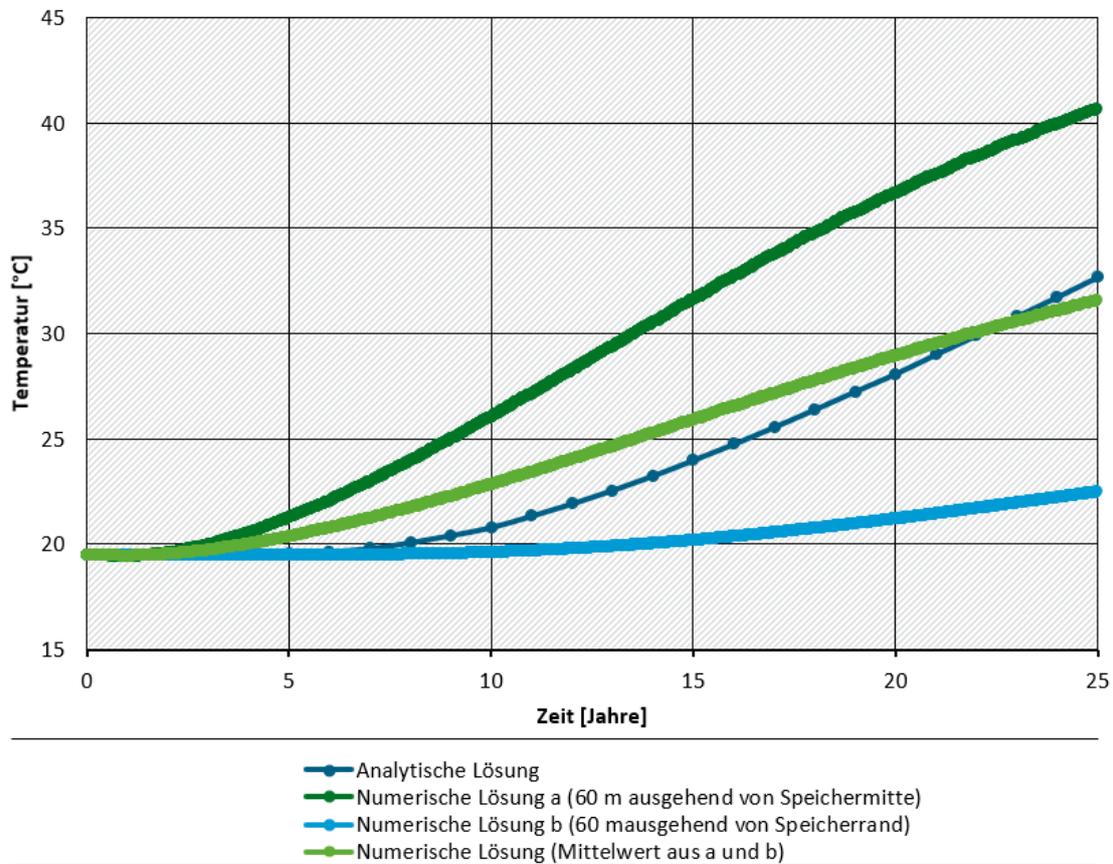
Abbildung 71: links – vertikale Temperaturverteilung entlang eines Profilschnittes durch den U-
TES; rechts – horizontale Temperaturverteilung (25. Betriebsjahr)



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Als numerisches 3D-Modell wurde eine Modellberechnung mit einem hydraulischen Gradienten von 0,0001 und einer k_f -Wert-Anisotropie von 1/100 gewählt. Eine relevante Grundwasserströmung ist damit unterbunden und der Wärmetransport erfolgt nahezu ausschließlich konduktiv. Die Temperaturen wurden für einen Abstand von 60 m von der Wärmequelle bzw. -senke über 25 Jahre berechnet. Da im numerischen 3D-Modell die Wärmequelle bzw. -senke eine räumliche Ausdehnung hat, wurde das Ergebnis 60 m ausgehend vom Speicherrand und 60 m ausgehend von der Speichermitte ausgelesen. Zusätzlich wurde der Mittelwert aus beiden Temperaturkurven ermittelt. In Abbildung 72 sind die analytischen und numerischen Ergebnisse gegenübergestellt. Ausgehend von der Speichermitte und bei der Verwendung der gemittelten Temperaturen werden die Ergebnisse des numerischen 3D-Modells durch die analytische Formel unterschätzt. Ausgehend vom Rand des U-tes wird die Temperatur durch die analytische Gleichung stark überschätzt. Es wird daher empfohlen diese Gleichung ausschließlich für die Prognose von Temperaturen im Umfeld von Erdwärmesonden anzuwenden, da diese näherungsweise einer Linienquelle entsprechen.

Abbildung 72: Numerische und analytische Lösungen der Temperatur in 60 m Entfernung zur Wärmequelle für Modell 3



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.2.10 Prüfung für Modell 4: Instationärer Wärmetransport (Konvektion und Konduktion) um eine vertikale Linienquelle

Diese Gleichung beschreibt den kombinierten konvektiv-konduktiven 2D-Wärmetransport um eine senkrechte, linienförmige Wärmequelle oder -senke (z.B. Erdwärmesonde EWS) in einem infiniten Modellgebiet. Folgende Formel nach Molina-Giraldo et al. (2011) wurde für die analytische Berechnung verwendet:

$$\Delta T(x, y, t) = \frac{q_L}{4\pi\sqrt{\lambda_x\lambda_y}} \exp\left[\frac{\rho_w c_w q x}{2\lambda_x}\right] \int_0^{\frac{(\rho_w c_w q)^2 t}{4pc\lambda_x}} \exp\left[-\phi - \left(\frac{x^2}{\lambda_x} + \frac{y^2}{\lambda_y}\right) \frac{(\rho_w c_w q)^2}{16\lambda_x\phi}\right] \frac{d\phi}{\phi}$$

Mit:

ΔT Temperaturänderung in Abhängigkeit vom Zeitpunkt und Abstand zur Wärmequelle/-senke [K]

x, y , Abstand zur Wärmequelle in x- oder y-Richtung [m]

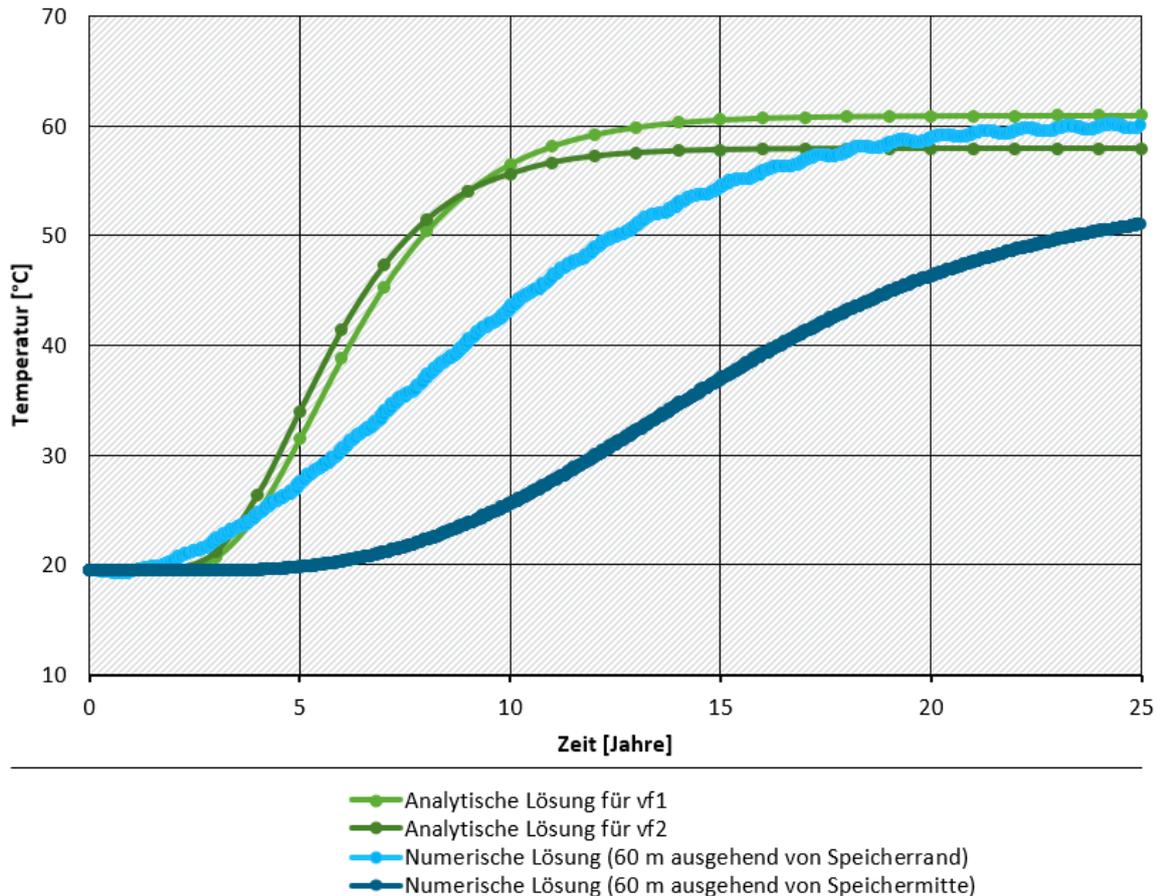
t Zeit [s]

q_L Energiequellrate/-senkenrate pro Bohrmeter [$J s^{-1} m^{-1}$] oder [W/m]

λ_x Wärmeleitfähigkeit in x-Richtung (longitudinale Wärmeleitfähigkeit) [$W m^{-1} K^{-1}$]

- λ_y Wärmeleitfähigkeit in y-Richtung (transversale Wärmeleitfähigkeit) [$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- ρ_w Dichte von Wasser [kg m^{-3}]
- c_w Wärmekapazität von Wasser [$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$]
- q_x Filtergeschwindigkeit in x-Richtung [m s^{-1}]
- Φ Integrationsparameter [-]

Abbildung 73: Numerische und analytische Lösungen der Temperaturentwicklung in 60 m Entfernung zur Wärmequelle für Modell 4



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Der Vergleich der analytischen Ergebnisse erfolgte mit dem 3D-Modell von Kapitel A.2.8. Es wurde die zeitliche Temperaturentwicklung über einen Zeitraum von 25 Jahren in einem Abstand von 60 m zur Wärmequelle ermittelt. In Abbildung 73 sind die numerischen und analytischen Ergebnisse gegenübergestellt. Die numerischen Ergebnisse werden durch die analytischen Lösungen überschätzt. Als mögliche Ursache ist die Annahme einer Linienquelle als Energiequelle bei der analytischen Gleichung im Vergleich zu einer dreidimensionalen Energiequelle beim numerischen 3D-Modell. Wird die gleiche Energiemenge auf einen kleineren Raum (2D-Linie anstatt 3D-Zylinder) eingetragen, so erhöht sich die Energiedichte und damit einhergehend die absolute Temperatur. Durch die höhere Temperatur erhöht sich entsprechend die Filtergeschwindigkeit. Das Grundwasser wird also mit höherer Temperatur schneller in Richtung Abstrom transportiert im Vergleich zur Modelllösung. Langfristig stellt sich die gleiche Temperatur ein, weil ein quasi-stationärer Zustand erreicht wird, bei dem die Temperatur an einem

bestimmten Punkt im Abstrom sich im Mittel nicht mehr ändert, sondern nur in einem bestimmten Wertebereich zyklisch schwankt.

A.2.11 Fazit zur Anwendung analytischer Gleichungen

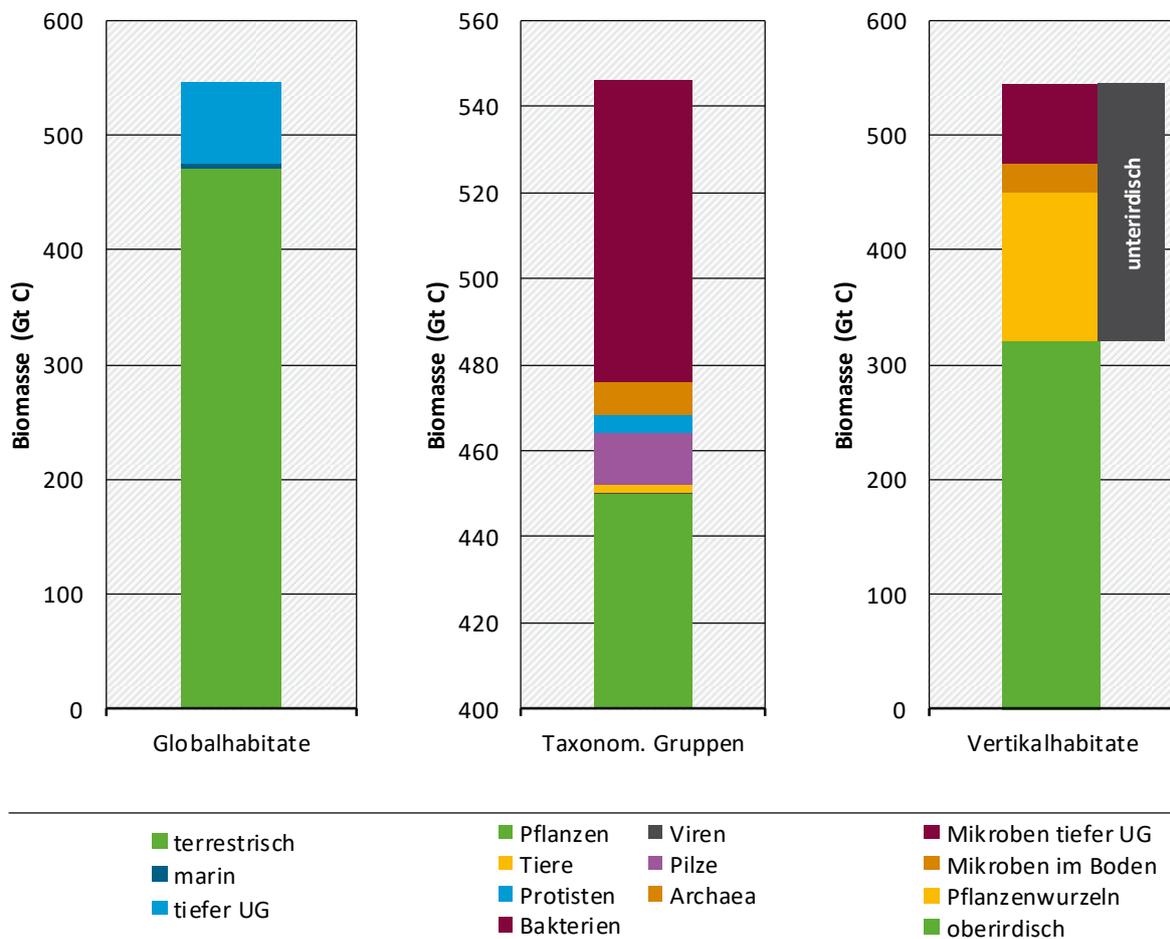
Die Abbildung von Beladungs- und Entladungszyklen des geothermischen Speichers sind mit den hier angewendeten analytischen Gleichungen nicht möglich, da diese nur einen konstanten Energieeintrag oder -austrag berücksichtigen. Durch Verwendung des jährlichen Nettoenergieeintrages oder -austrages kann für die Modelle 2 und 3 eine konstante Quelle oder Senke näherungsweise verwendet werden. Bei Modell 1 führte eine Verwendung von Nettoenergieeinträgen zu großen Abweichungen im Vergleich zur numerischen 3D-Lösung. Stattdessen lieferte eine separate Berechnung des Beladungs- und Entladungszyklen Ergebnisse mit ähnlicher Dimension, aber weiterhin großen Abweichungen.

Größte Herausforderung ist die Übertragung dreidimensionaler Informationen in zweidimensionale Eingabedaten. Des Weiteren sind räumlich und zeitlich variable Größen nur durch starke Vereinfachungen in den analytischen Formeln übertragbar. Grundwasserfließgeschwindigkeiten variieren auf Grund der zeitlichen und räumlichen Temperaturverteilung. Analytische Berechnungen sollten deshalb für eine maximal und minimal anzunehmende Filtergeschwindigkeit durchgeführt werden. Geologische und hydrogeologische Eigenschaften (z.B. Porosität, hydraulische Durchlässigkeitsbeiwerte) und thermische Eigenschaften des Untergrundes (z.B. Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität) sind vor der Eingabe in den analytischen Gleichungen zu mitteln bzw. zu homogenisieren. Die Anfangsverteilung der Temperatur ist vertikal heterogen (vgl. geothermische Tiefenstufe) wohingegen in den analytischen Betrachtungen ein konstanter Wert angesetzt wird. Daher ist eine Anwendbarkeit der analytischen Gleichungen nur bedingt möglich. Eine Verwendung der analytischen Gleichungen bei der Planung von UTEs ist auf Grund der Komplexität (Randbedingungen, Parameter, Dimension, zeitliche und räumliche Instationarität) nicht zu empfehlen. Als Anwendung wäre jedoch beispielhaft eine grobe Abschätzung des Modellgebietes denkbar.

A.3 Globale Biomasseverteilung

Neuere Schätzungen gehen davon aus, dass sich rund 13 % der globalen Biomasse (ca. $7 \cdot 10^{10} \text{ t} = 70 \text{ Gt Kohlenstoff}$) im tiefen Untergrund befinden (Bar-On, et al., 2018). Mit „tiefem Untergrund“ meinen die zitierten Autoren das marine Sediment und die ozeanische Kruste, sowie den terrestrischen Untergrund unterhalb von 8 m Tiefe, d. h. ohne den Boden. Die Biomasse des tiefen Untergrundes (UG) besteht hauptsächlich aus Bakterien (ca. 63 Gt C) und Archaea (ca. 8 Gt C), anteilig bedeutet dies jeweils rund 90 % ihrer globalen Biomasse (Abbildung 74).

Abbildung 74: Globale Biomasseverteilung anhand verschiedener Kriterien (Globalhabitate, taxonomische Gruppen, Vertikalhabitate) in Anlehnung an eine Abschätzung von Bar-On et al. (2018); man beachte die gespreizte Skala im mittleren Plot (UG: Untergrund)



nach Daten von Bar-On et al. (2018)

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

A.4 Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen

A.4.1 Beispielrechnungen mit PHREEQC

Für die Beispielrechnungen zur Temperaturabhängigkeit von Fällungs- und Lösungsprozessen in typischen geologischen Formationen der für UTES-Anwendungen vorrangig geeigneten

hydrogeologischen Räumen wurden sieben Grundwässer ausgewählt, deren Herkunft und Beschaffenheit in Tabelle 37 zusammengestellt sind.

Tabelle 37: Kurzbeschreibung und Zusammensetzung der exemplarisch berechneten und dargestellten Grundwässer (Lagekoordinaten: Gauß-Krüger, Bessel, Potsdam)

Kriterium	Farnwinkel F2	RGS 63	Dresden-Neustadt Alb 3/94u	Waren-Ecktan-nen UP	GWM TP3 Ruhrgas AG, Sandhausen	GWM IV, Gold-scheuer-Marlen	TB 661 KIT Campus Nord, Leopoldshafen
Abkürzung	F2	RGS_63	Alb 3/94 u	WE-UP	GWM TP3	GWM IV G-M	TB 661 KIT
Region	Schleswig-Holstein	Hessen	Sachsen	Mecklen-burg-Vor-pommern	Baden-Würt-temberg	Baden-Württem-berg	Baden-Württem-berg
Hydrogeo-logischer Raum	12 Nordsee-marschen	31 Ober-rheingra-ben	91 Elbtalgra-ben	14 Nord-dt. Jung-pleistozän	31 Oberrhein-graben	31 Oberrhein-graben	31 Oberrhein-graben
Koordina-tensystem	ETRS 89 UTM32	ETRS 89 UTM32	ETRS 89 UTM33	ETRS 89 UTM33	ETRS 89 UTM32	ETRS 89 UTM32	ETRS 89 UTM32
Ostwert	510067	470416	413595	345329	474098	412539	459018
Nordwert	5992089	5503717	5658637	5928319	5464372	5374779	5438659
Filter-tiefe(n) [m u. GOK]	34 - 39	55.5-60.5	41.5 - 42.2	135-148	71.4 - 81.3 84.3 - 91.3 94.3 - 101.3 104.3 - 107.2	135 - 138 152 - 154 162 - 175 179 - 184	89 - 139
Quelle	Internet: umwelt-daten.landsh.de	Ludwig (2011)	LfULG Sachsen	Internet: www.umweltkar-ten.mv-regie-rung.de/	LUBW	LUBW	LUBW
pH-Wert	7.61	7.12	6.2	7.31	7.16	6.84x	7.13
El. Leitfä-higkeit [µS/cm]	422	816	1810	780	609	1069	434
Chlorid [mg/l]	28.8	18	330	17	5	193.2	3.4
Sulfat [mg/l]	29.2	40	270	8.7	49	35	5
Hydrogen-carbonat [mg/l]	109.8	453.2	160	477.8	390.51	378.31	317.29
Calcium [mg/l]	50.1	143	140	125.7	115	98.2	87.5

Kriterium	Farnewinkel F2	RGS 63	Dresden-Neustadt Alb 3/94u	Waren-Ecktan-nen UP	GWM TP3 Ruhrgas AG, Sandhausen	GWM IV, Goldscheuer-Marlen	TB 661 KIT Campus Nord, Leopoldshafen
Magnesium [mg/l]	2.43	16.1	38	17.21	19.5	16.5	10.8
Natrium [mg/l]	10.9	13.7	160	19.66	5.8	116.8	4.7
Kalium [mg/l]	1.0	2.02	6.2	3.24	1.39	6.4	1.2
Eisen [mg/l]	0.59	9.88	< 0.03	3.68	1.65	1.247	1.832
Mangan [mg/l]	0.09	0.71	1.4	k.D.	0.648	0.4	0.134
Silizium [mg/l]	7.9	9.91	12	k.D.	8.41	13.56	8.41
Aluminium [mg/l]	keine Angaben	2.99	< 0.01	k.D.	< BG	< BG	< BG
Arsen [µg/l]	keine Angaben	7.34	< 0.30	0.112	33	4.2	< BG
Σ Anionen [meq/l]	3.22	8.0	12.0	8.38	7.57	12.38	5.41
Σ Kationen [meq/l]	3.20	9.1	17.2	8.63	7.65	11.52	5.49
Ionenbilanzfehler [%]	-0.3	6.4	17.9	1.4	0.6	-3.6	0.8

k.D.: keine Daten vorhanden

< BG: kleiner Bestimmungsgrenze

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconstite - AKVO - BGD ECOSAX)

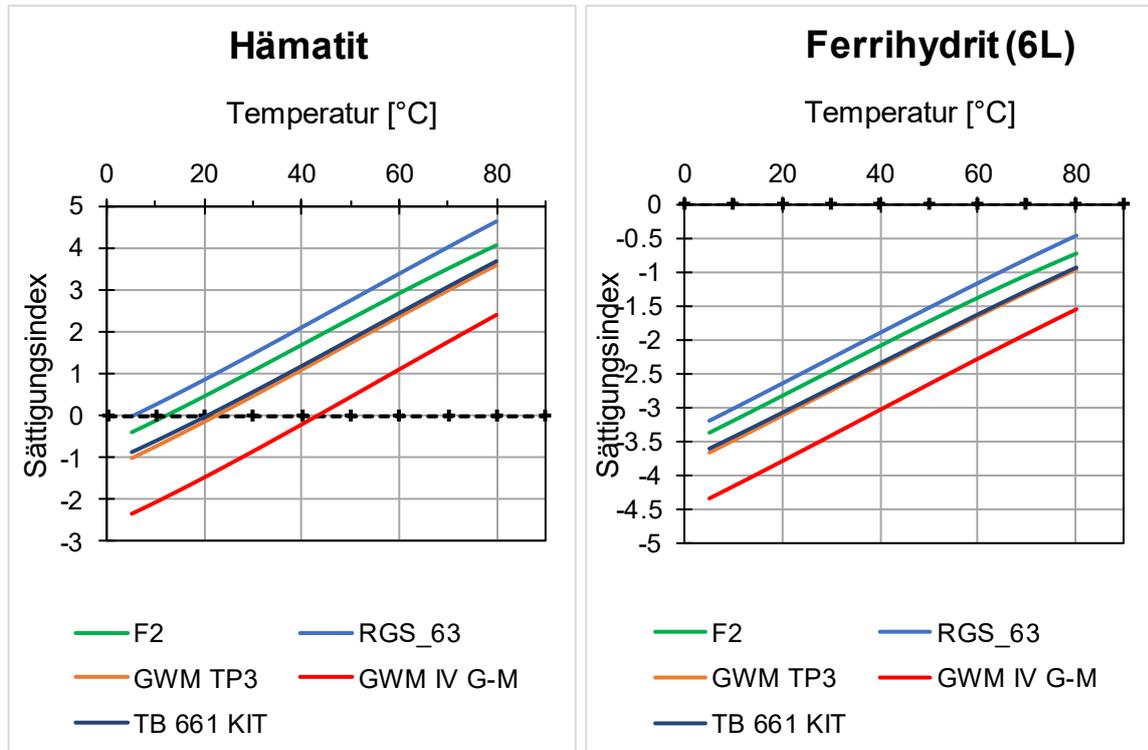
A.4.2 Weitere Ergebnisse von Beispielrechnungen mit PHREEQC

Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen weitgehend unabhängig von der Herkunft des Grundwassers bei Temperaturanstieg drei typische Trendverläufe:

- ▶ Zunahme des Sättigungsindex wie im Fall von Hämatit und Ferrihydrit, wobei letzterer bei 80 °C noch untersättigt vorliegt, d.h. keine Präzipitation erwartet wird; während bei Hämatit ein Temperaturanstieg spätestens ab 45 °C zur Ausfällung führt (Abbildung 75).
- ▶ Abnahme des Sättigungsindex wie im Fall von Baryt, Quarz (Abbildung 76) und Arsenmineralen, wobei der Übergang von positivem zu negativem Sättigungsindex thermodynamisch eine Auflösung der Minerale erwarten lässt. Orpiment und Realgar sowie elementares Arsen sind im gesamten Temperaturbereich deutlich untersättigt (Abbildung 77).

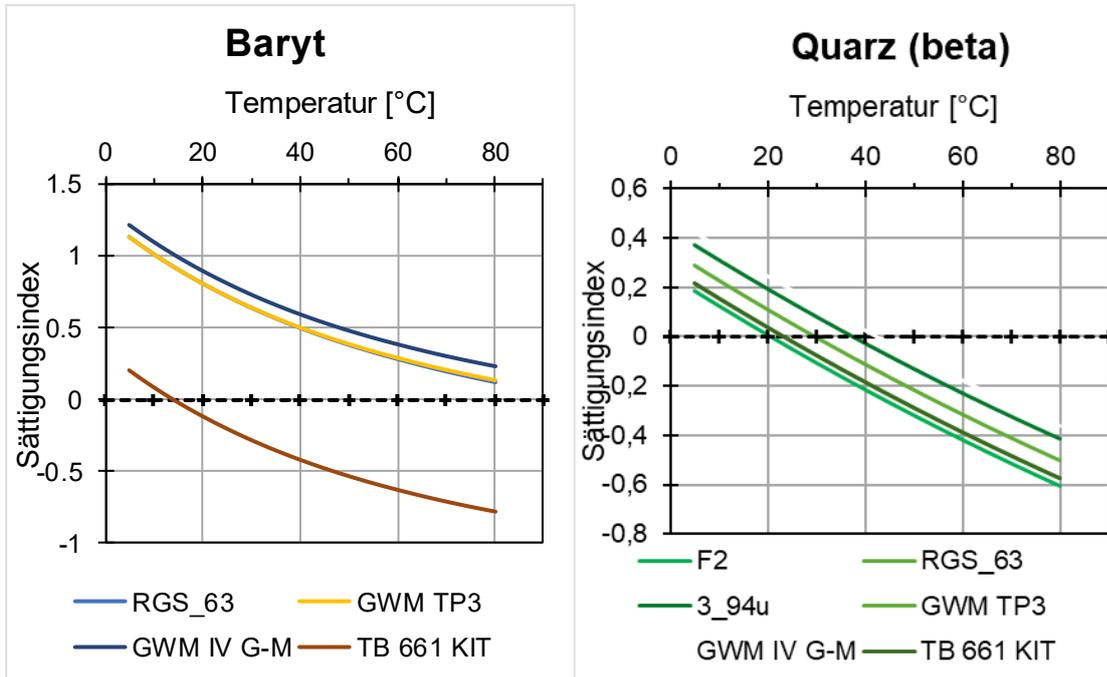
- Geringfügige Änderung des Sättigungsindex wie im Fall von Scorodit und elementarem Arsen (Abbildung 77).

Abbildung 75: Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Hämatit (Fe_2O_3) und Ferrihydrit 6L ($\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{am})}$)



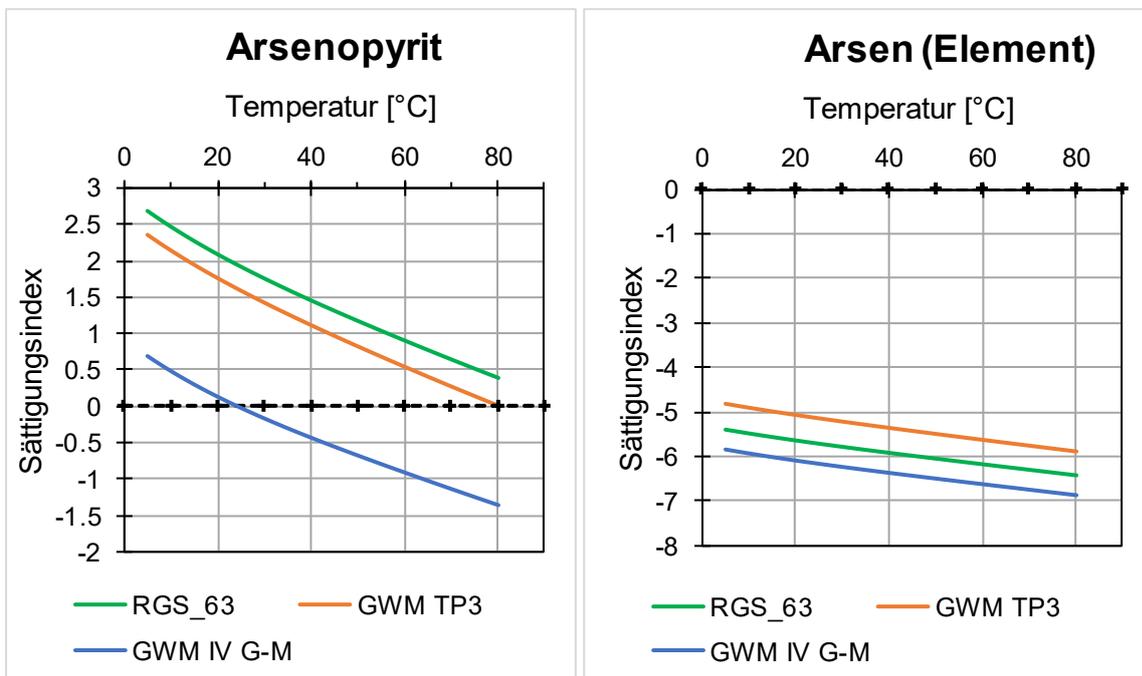
(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

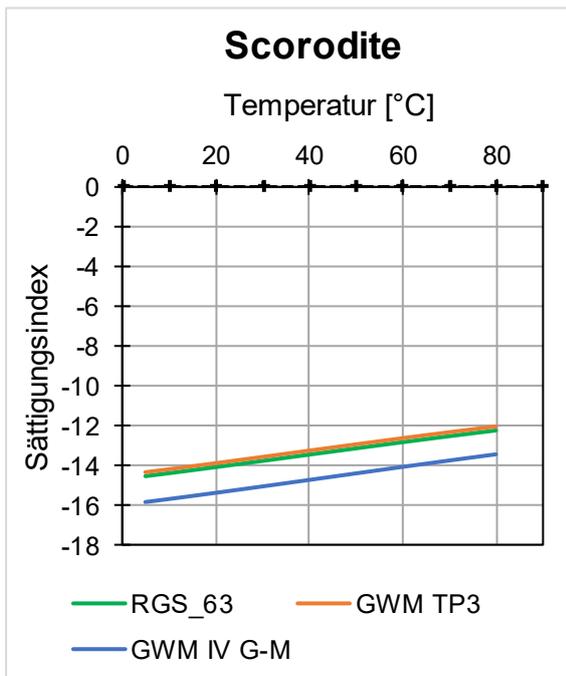
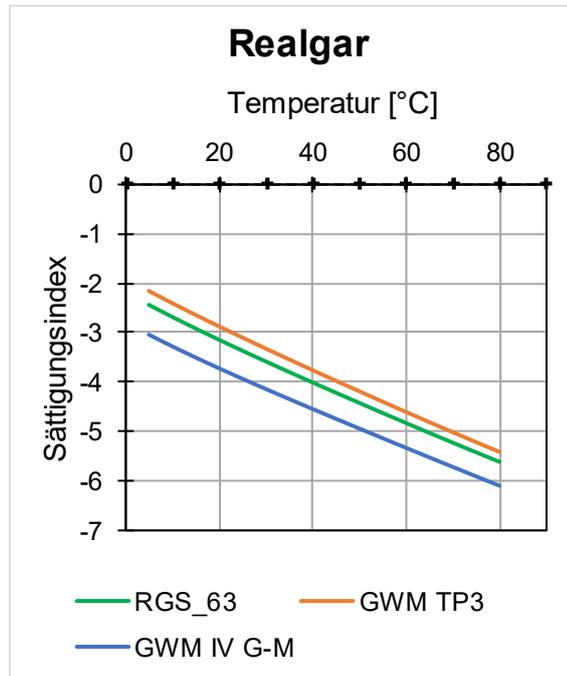
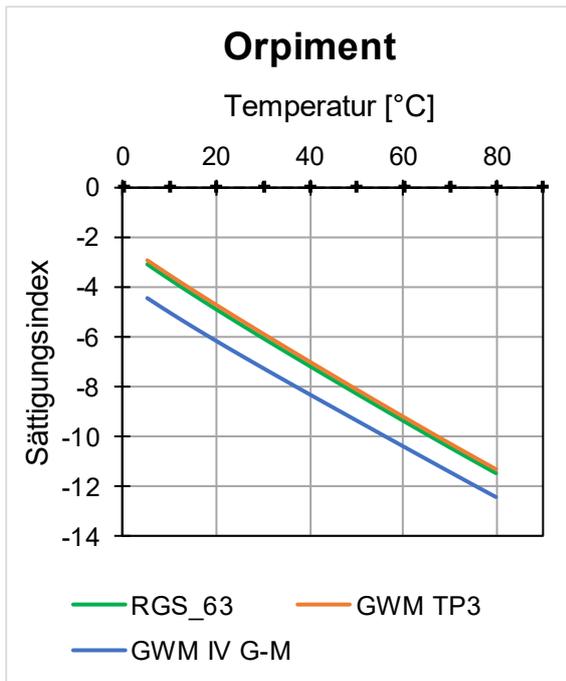
Abbildung 76: Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Baryt (BaSO_4) und β -Quarz (SiO_2)



(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 77: Temperaturabhängige Veränderung der Sättigungsindizes von Arsen-Mineralen (Arsenopyrit, Arsen (Element), Orpiment, Realgar, Scorodit)



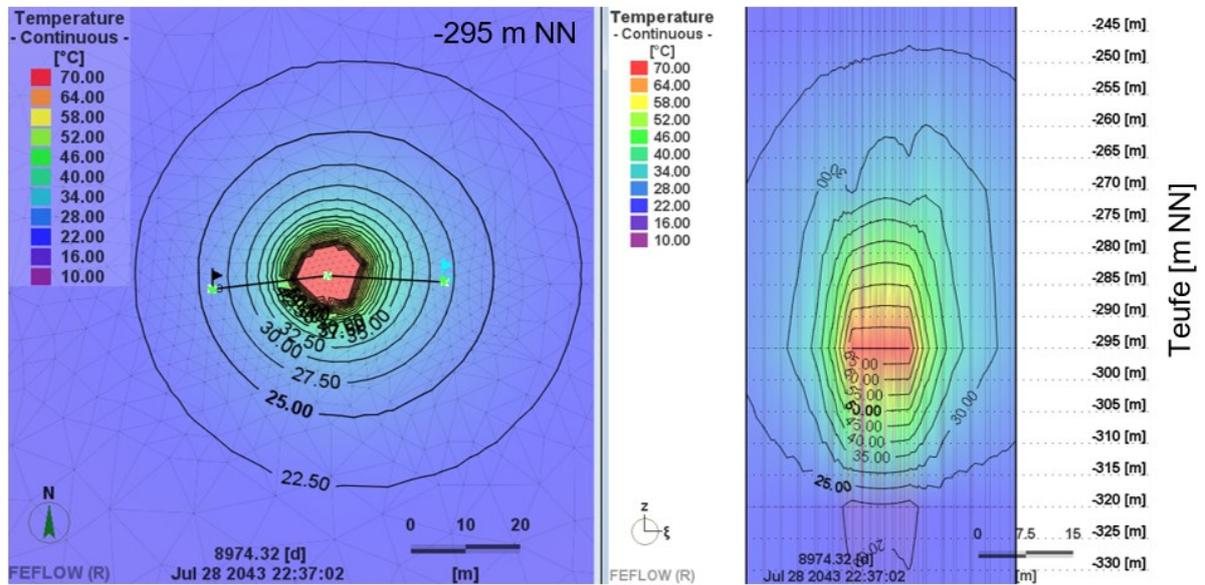


(Quelle: PHREEQC-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

A.5 Abbildungen zu Modellrandbedingungen und -ergebnissen

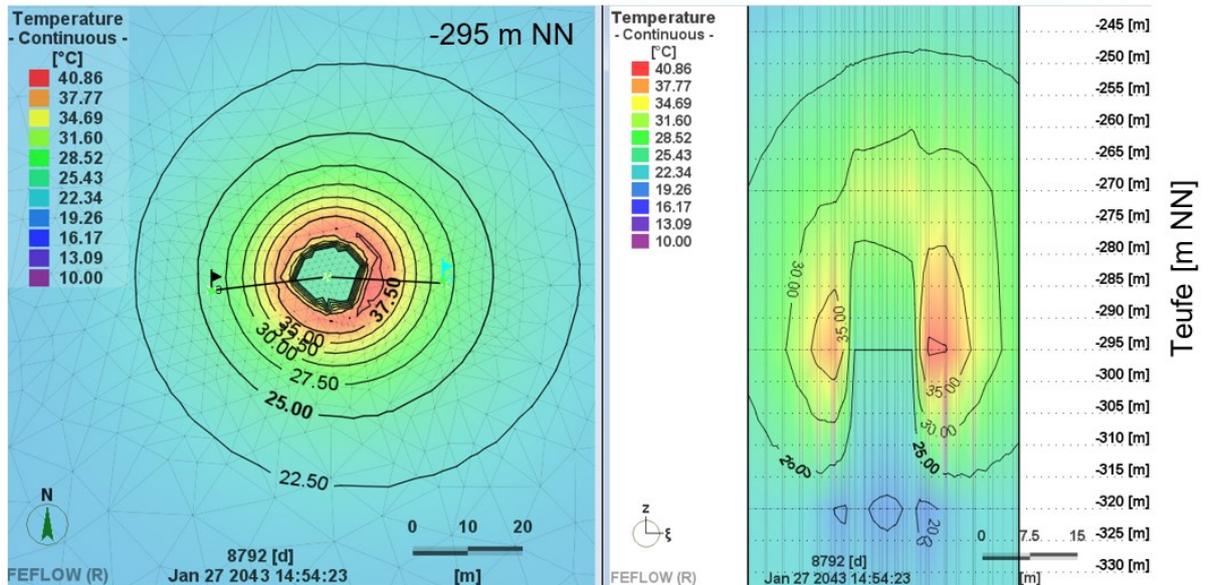
A.5.1 Vergleichende Ansätze zu Energieeinträgen und -austrägen

Abbildung 78: Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Sommer nach 25 Jahren.



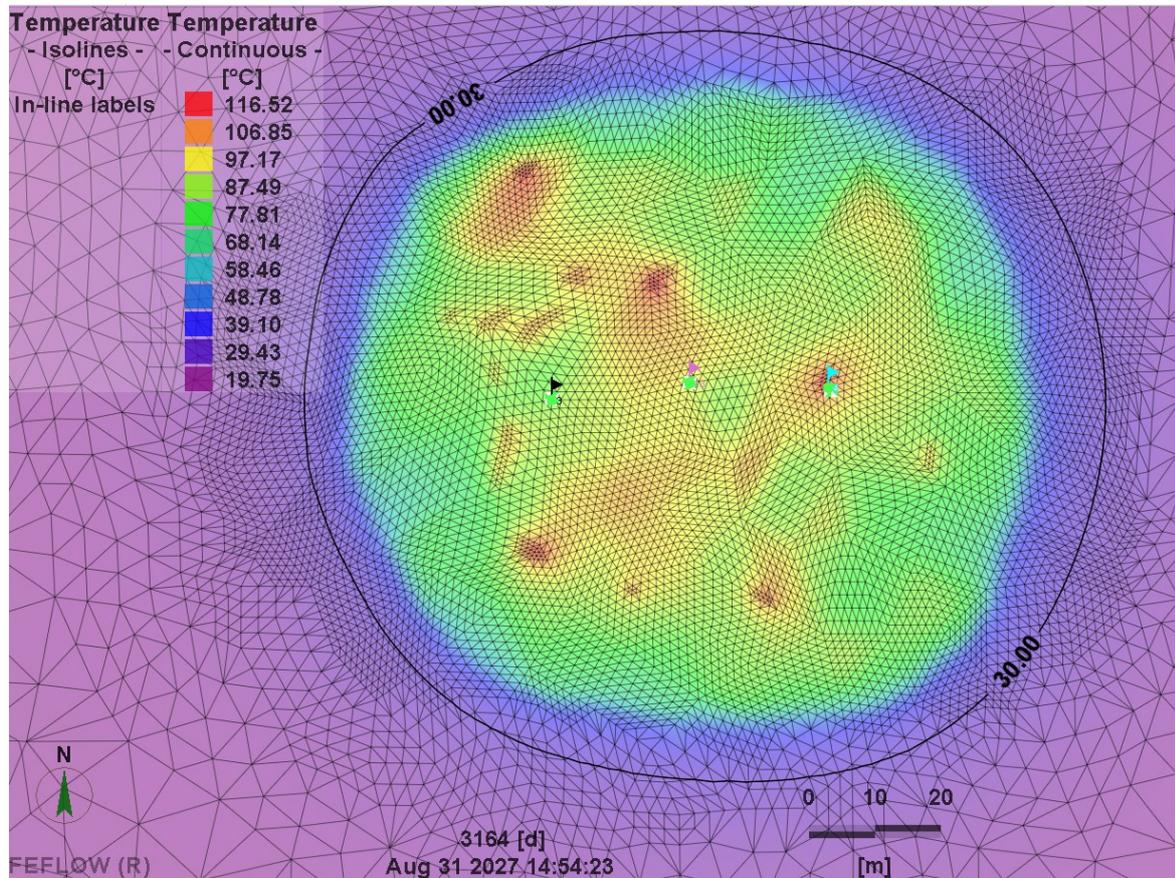
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 79: Randbedingung 1. Art Vorgegebene Temperatur für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Winter nach 25 Jahren.



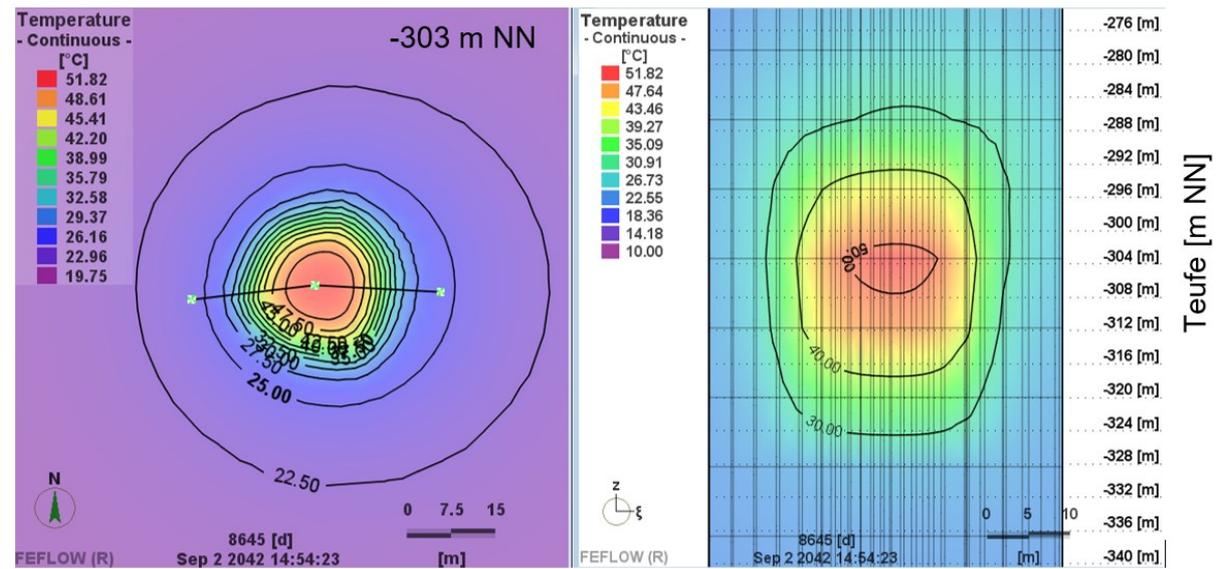
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 80: Randbedingung 3. Art „heat nodal sink/source“ für 2 MW UTES: horizontale Temperaturverteilung im August nach 9 Jahren



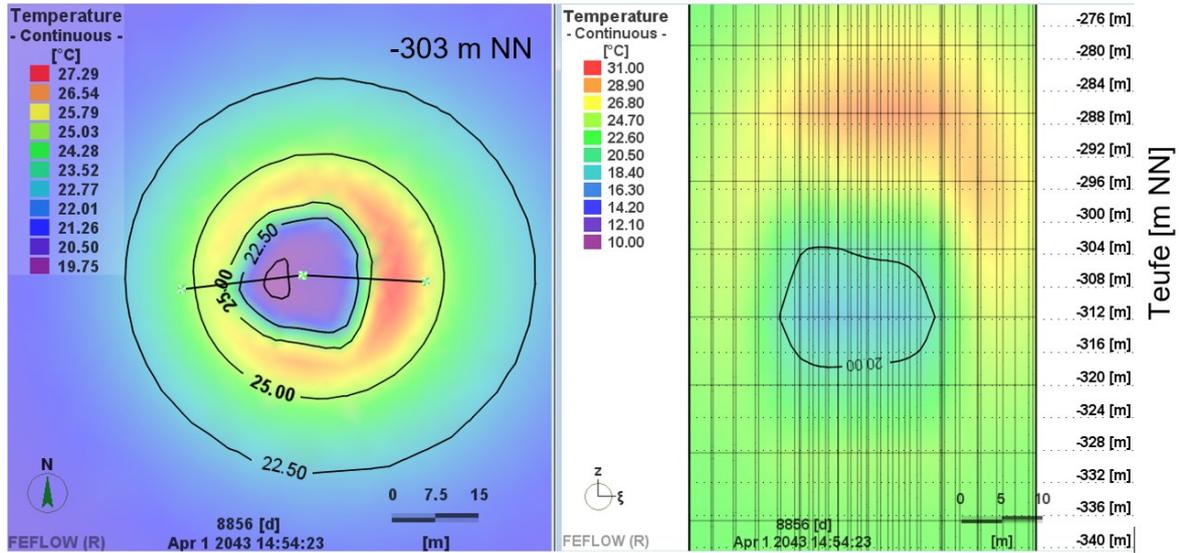
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 81: Quellen- und Senkenterme für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Sommer nach 25 Jahren



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

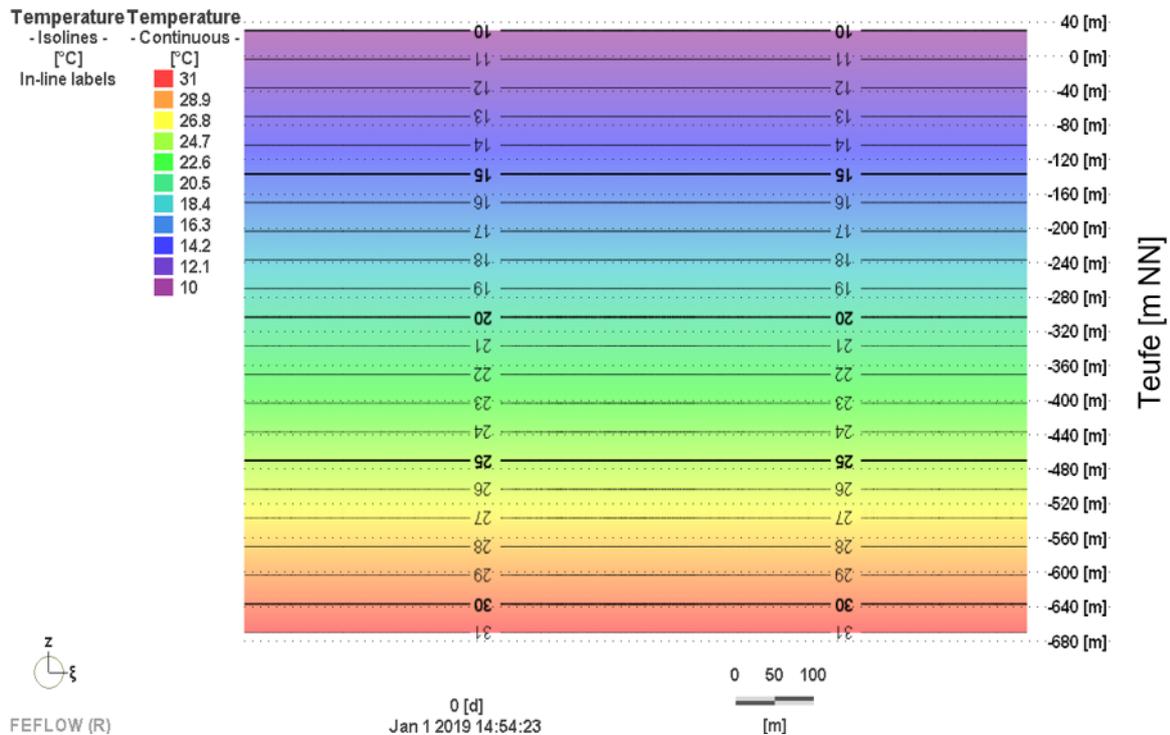
Abbildung 82: Quellen- und Senkenterme für 30 kW UTES: horizontale (links) und vertikale (rechts) Temperaturverteilung im Frühjahr nach 25 Jahren



(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

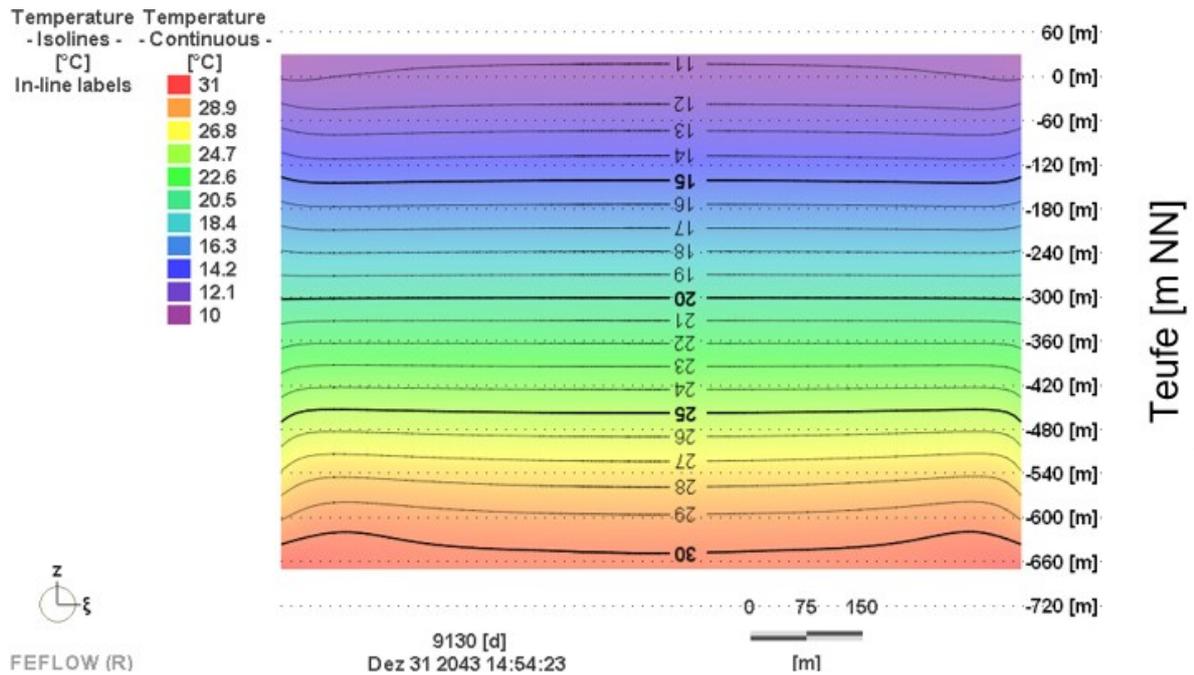
A.5.2 Simulierte „natürliche“ Grundwassertemperatur entlang des Profilschnittes des Boxmodells

Abbildung 83: Initiale Grundwassertemperatur (Anfangsverteilung)



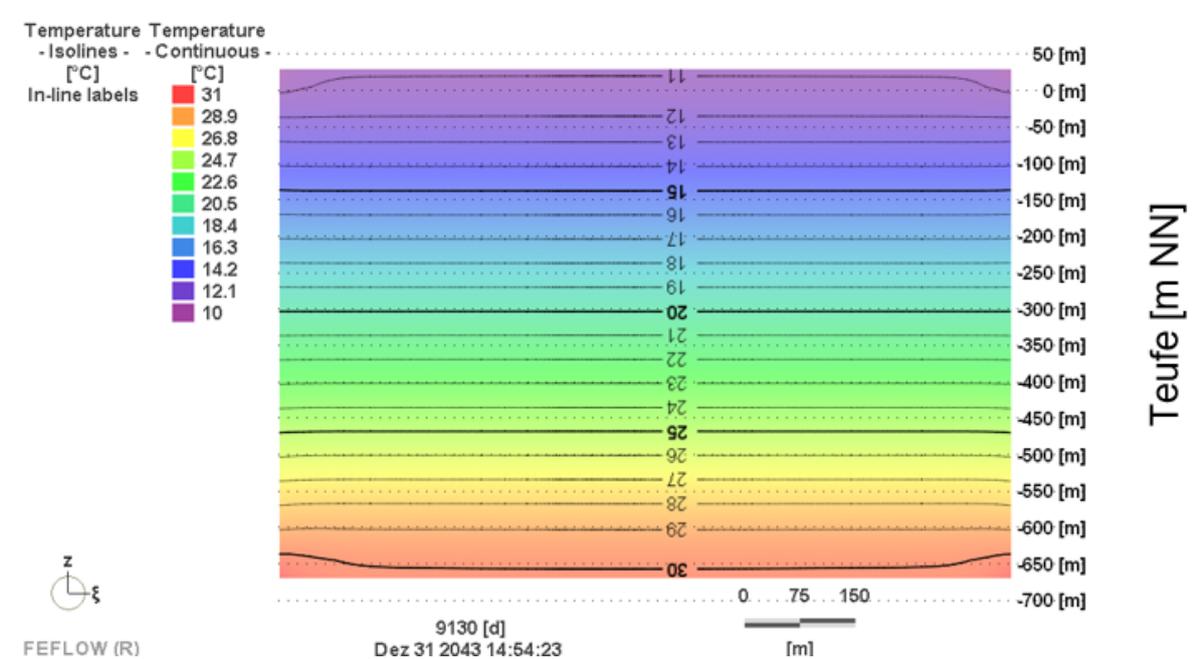
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 84: Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren
 $T_0 = 19,75 \text{ °C}$ für k_f -Wert Anisotropie 1:10



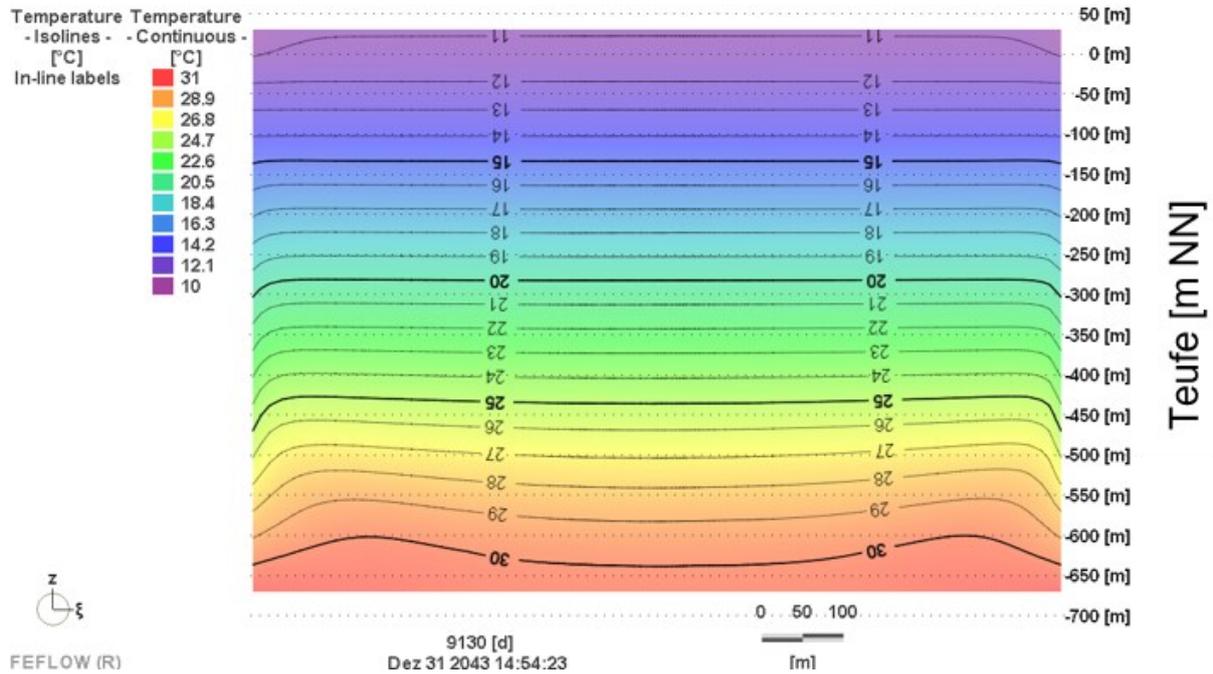
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 85: Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren
 $T_0 = 19,75 \text{ °C}$ für k_f -Wert Anisotropie 1:100



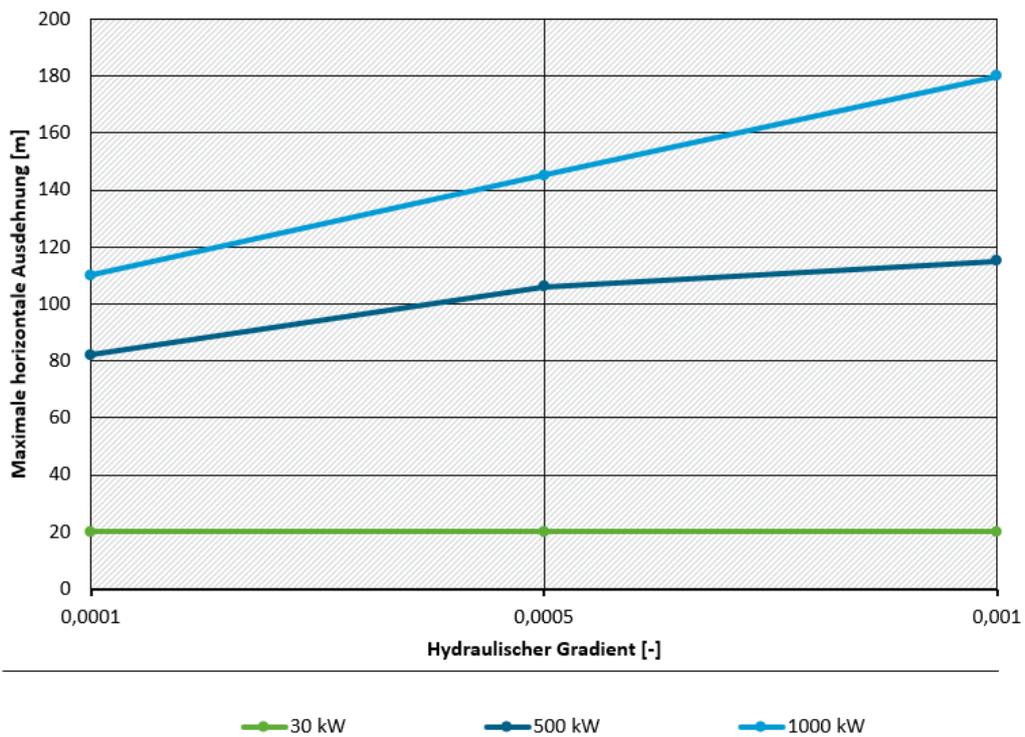
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reconsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 86: Simulierte Temperaturverteilung entlang des Profilschnittes W-O nach 25 Jahren
 $T_0 = 11,8 \text{ °C}$ (flacher Aquiferspeicher bis max. 100 m u. GOK)



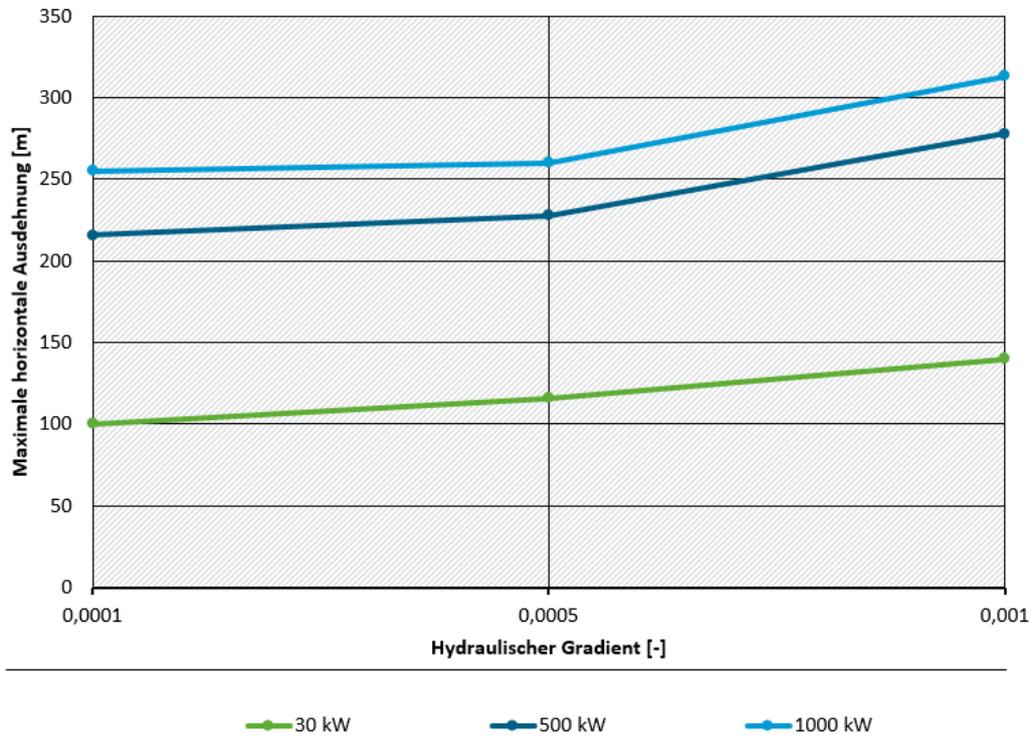
(Quelle: FEFLOW-Modellierung der Forschungsgemeinschaft reonsite-AKVO-BGD ECOSAX)

Abbildung 87: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 1: ideale Zylinderform für $T > 40 \text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)



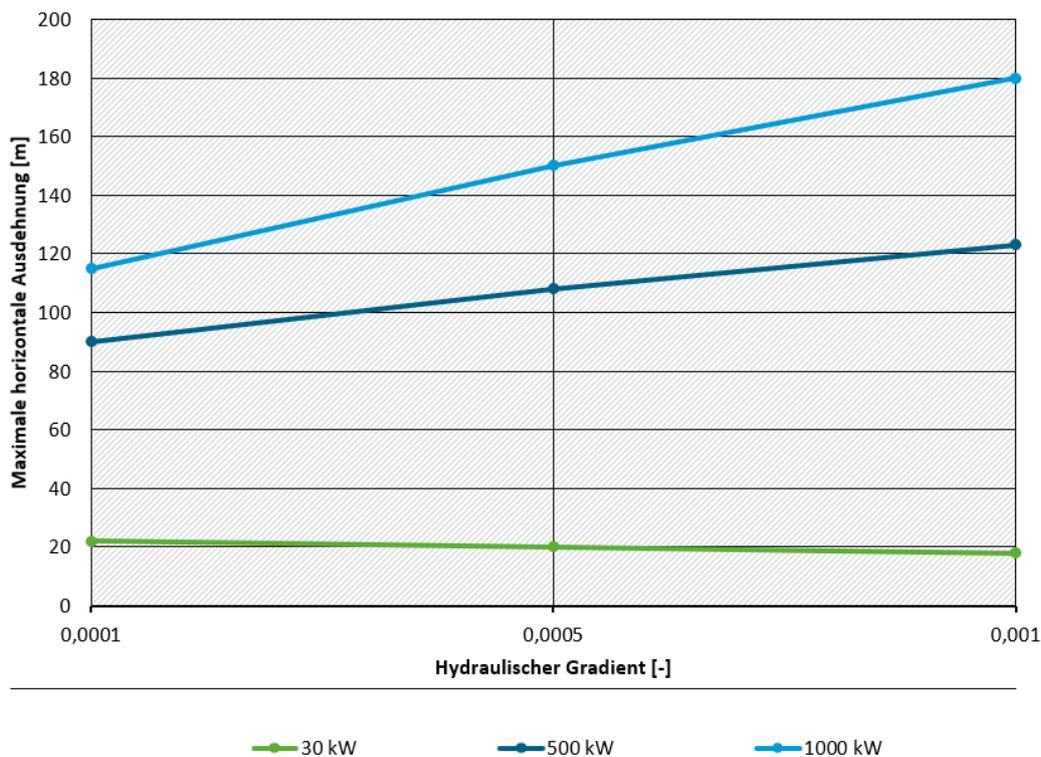
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 88: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 1: ideale Zylinderform für $\Delta T > 1$ K (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)



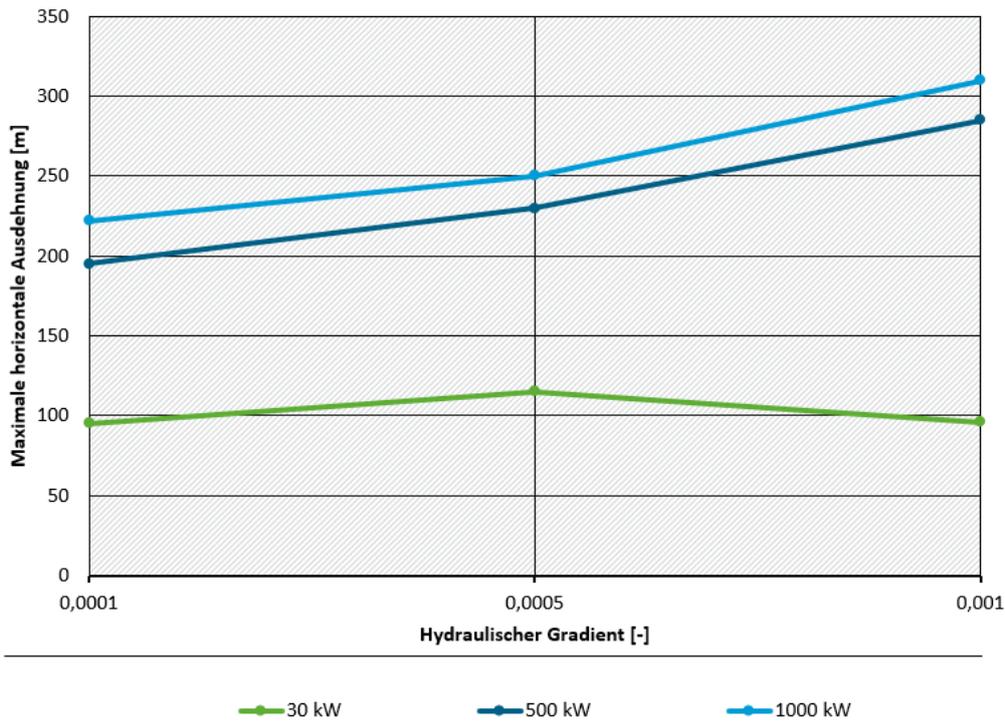
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 89: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 2: k_f -Wert-Anisotropie für $T > 40$ °C (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



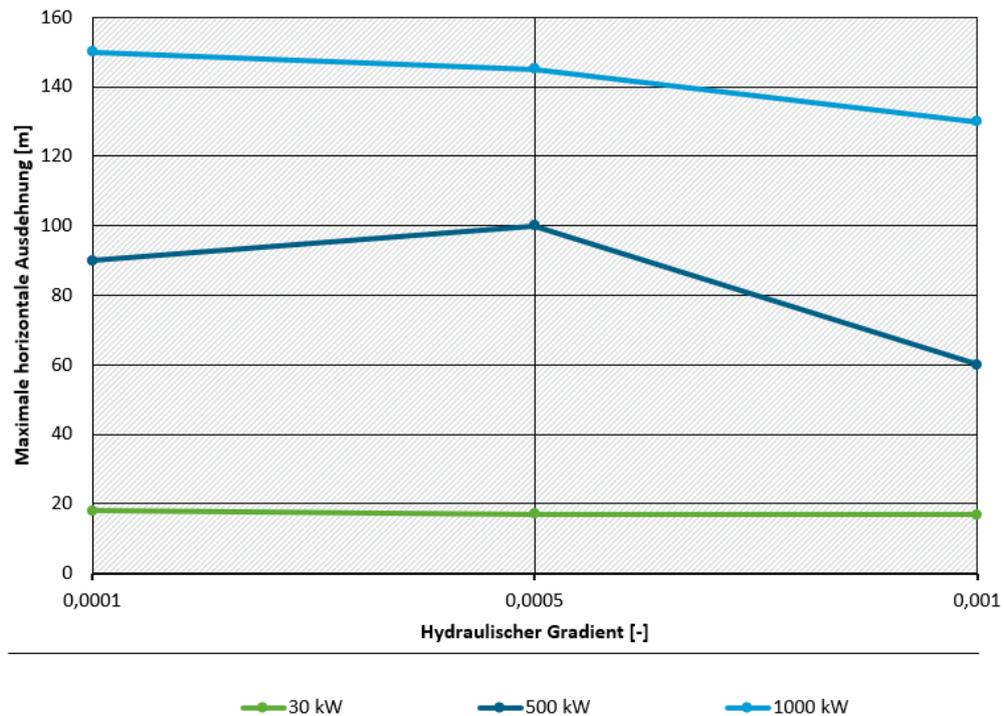
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reonsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 90: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 2: k_f -Wert-Anisotropie für $\Delta T > 1$ K (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



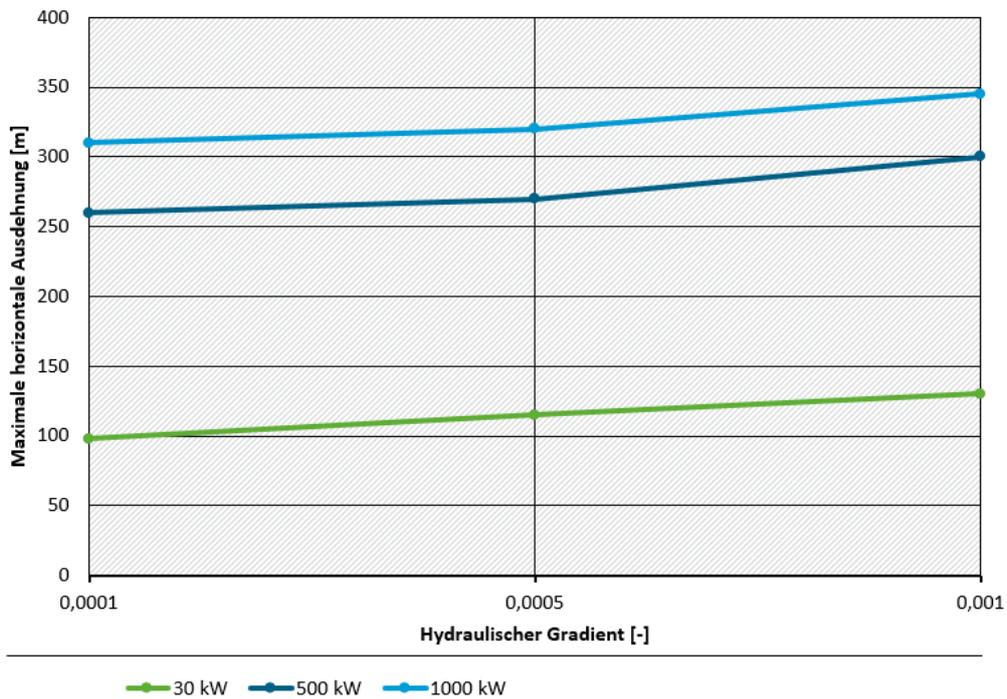
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 91: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 3: max. 100 m tief für $T > 40$ °C (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



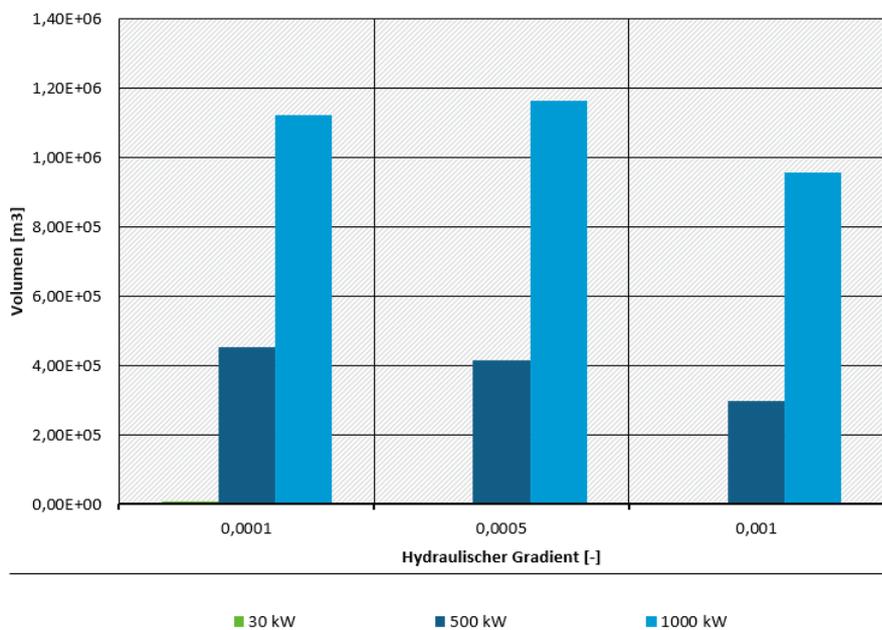
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 92: Fahnenlänge in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten für Variante 3: max. 100 m tief für $\Delta T > 1$ K (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



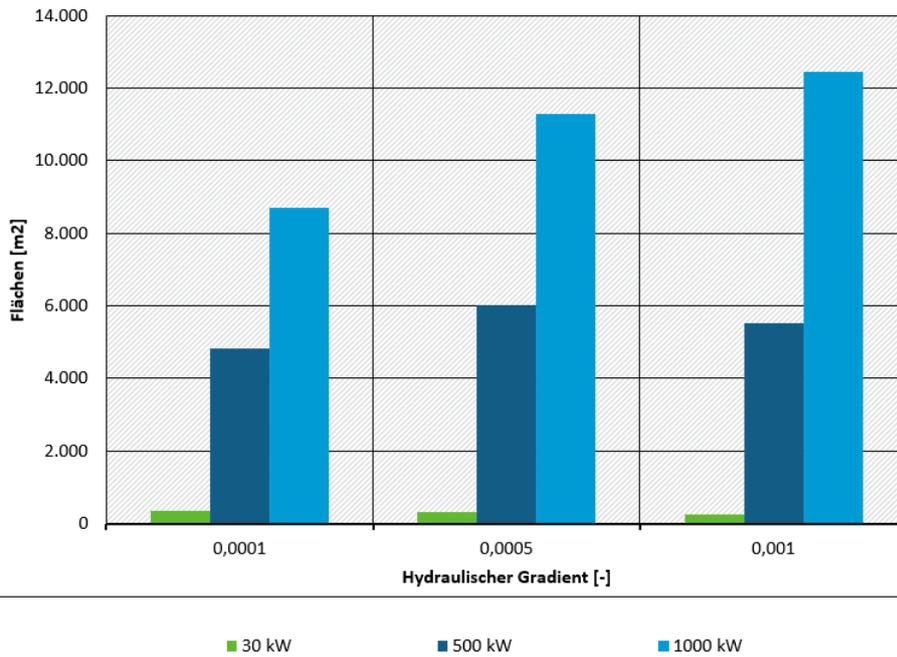
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 93: Beeinflusste Volumina in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 bei $T > 40$ °C (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)



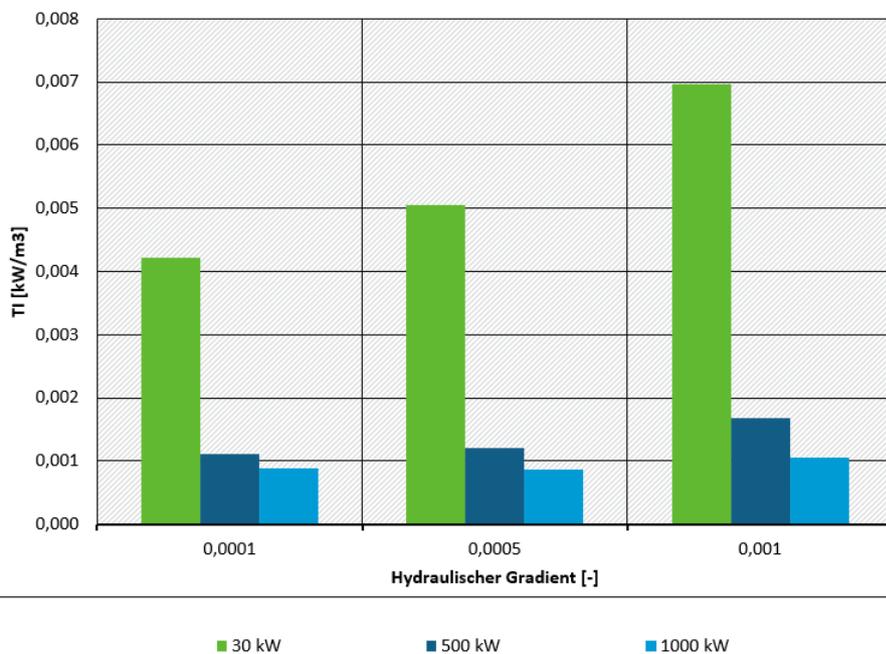
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 94: Beeinflusste Flächen in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 bei $T > 40\text{ °C}$ (k_f -Wert-Anisotropie 1:10)



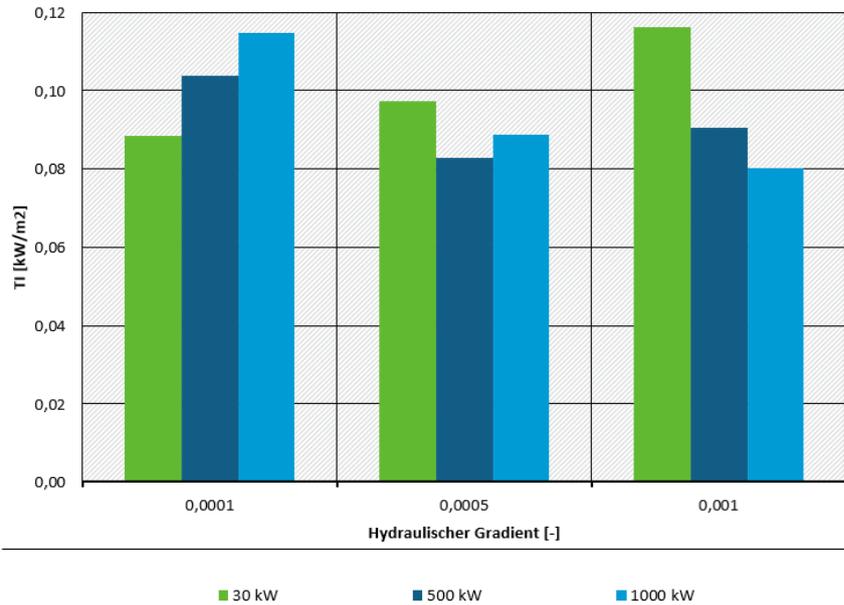
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 95: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 (k_f -Wert-Anisotropie 1:10) bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 40\text{ °C}$



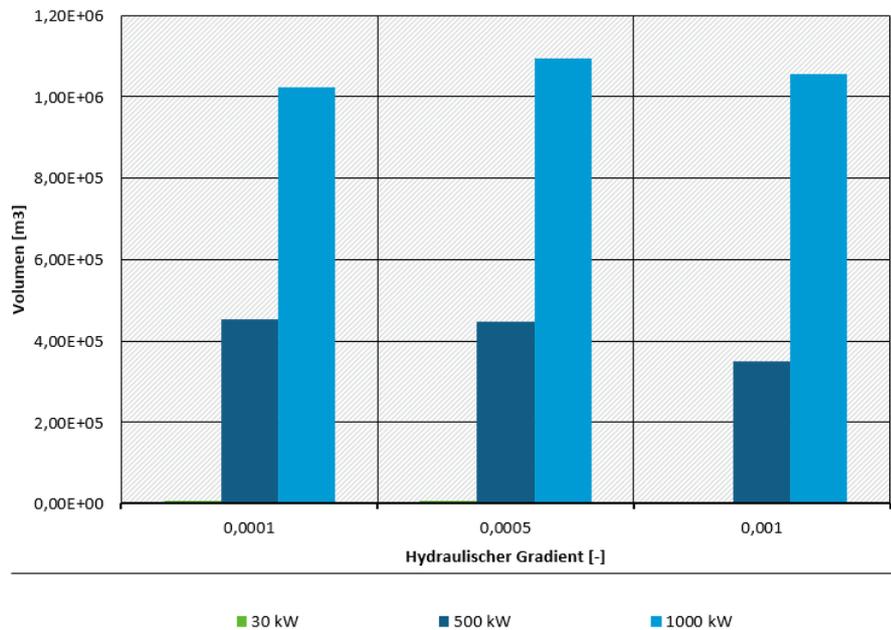
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 96: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 1 (k_f -Wert-Anisotropie 1:10) bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40\text{ °C}$



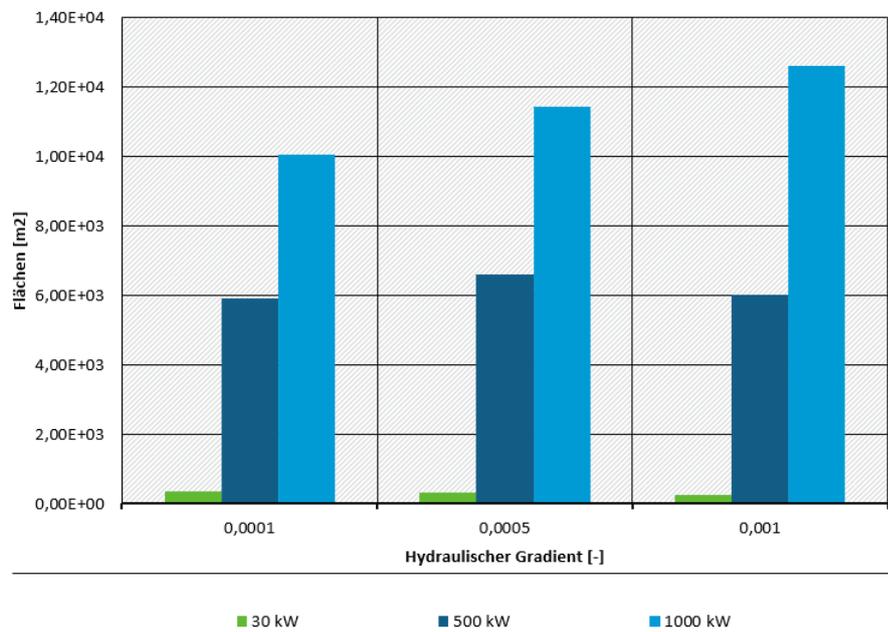
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 97: Beeinflusste Volumina in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



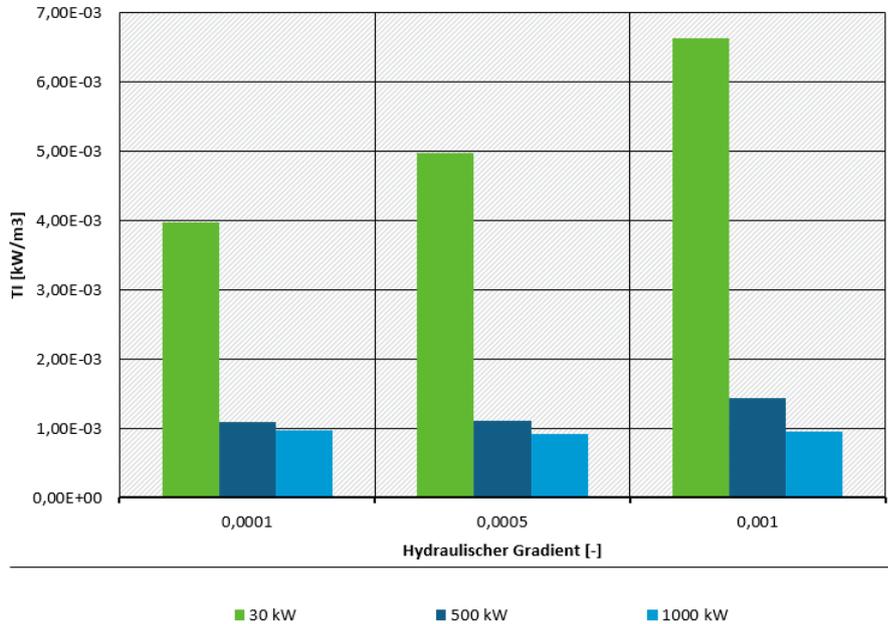
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 98: Beeinflusste Flächen in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100)



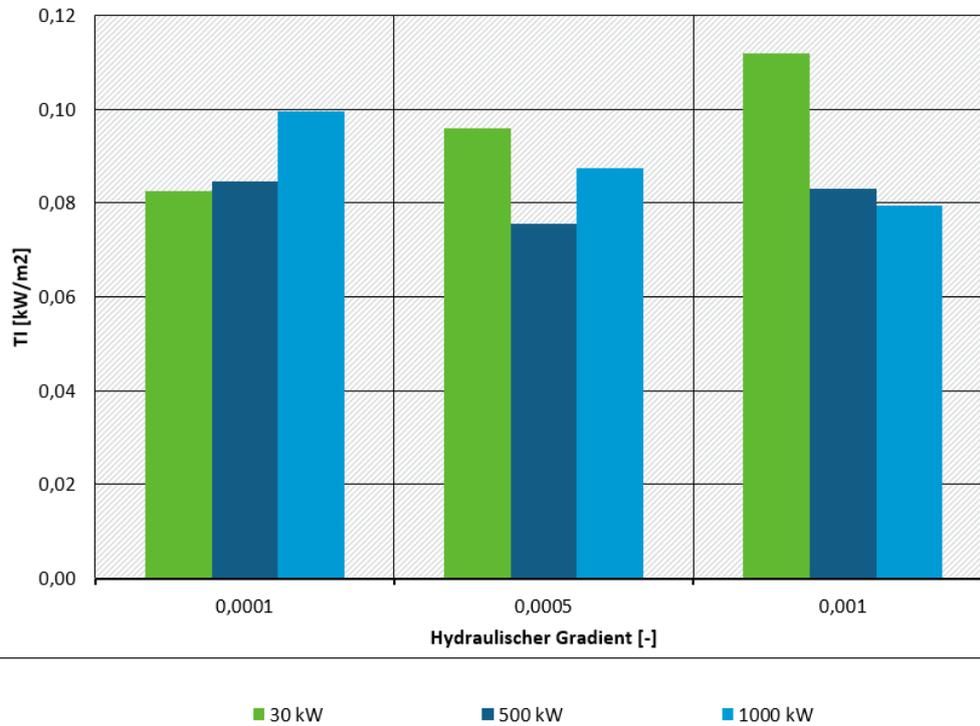
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 99: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100) bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen



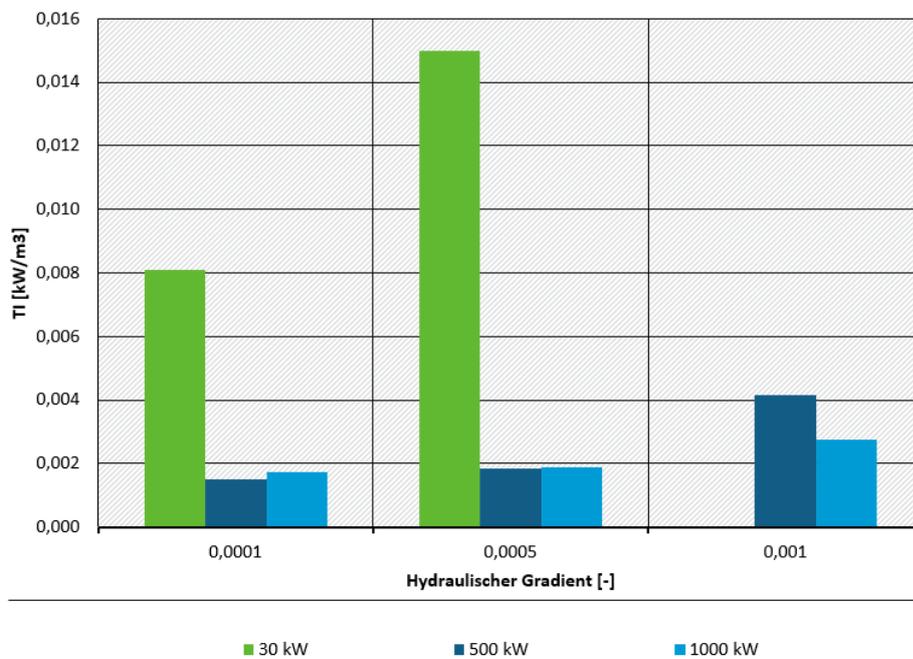
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 100: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 2 (k_f -Wert-Anisotropie 1:100) bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40\text{ °C}$



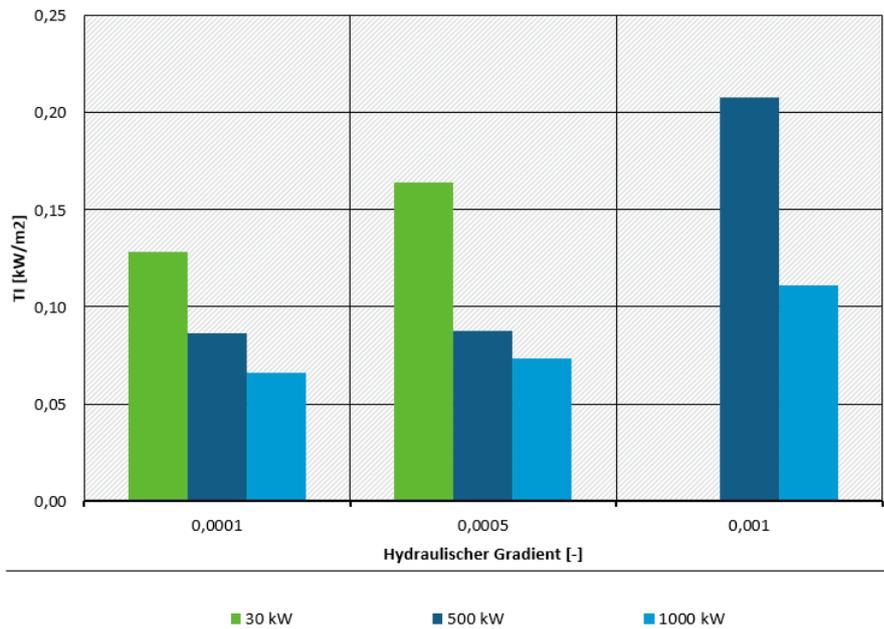
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 101: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 40\text{ °C}$



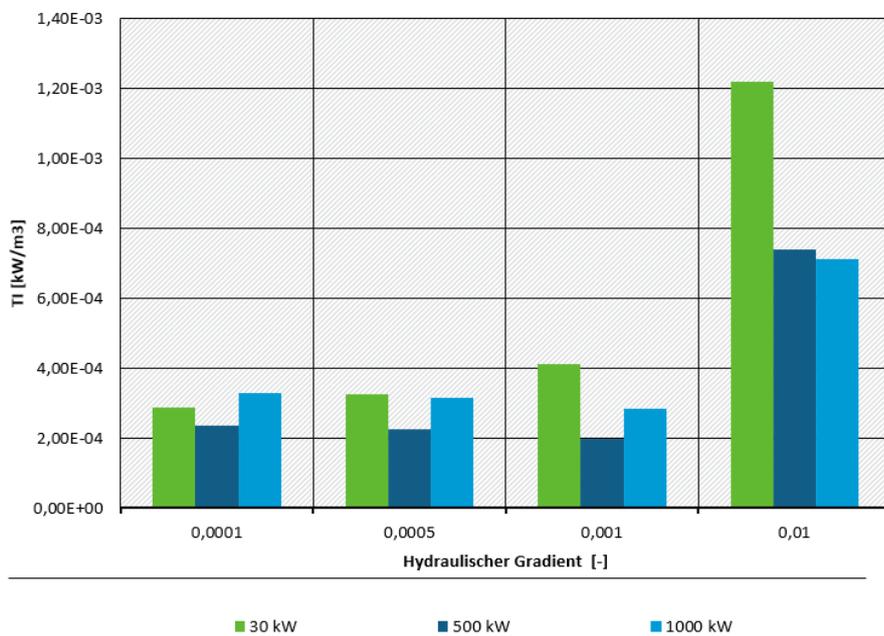
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 102: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 40\text{ °C}$



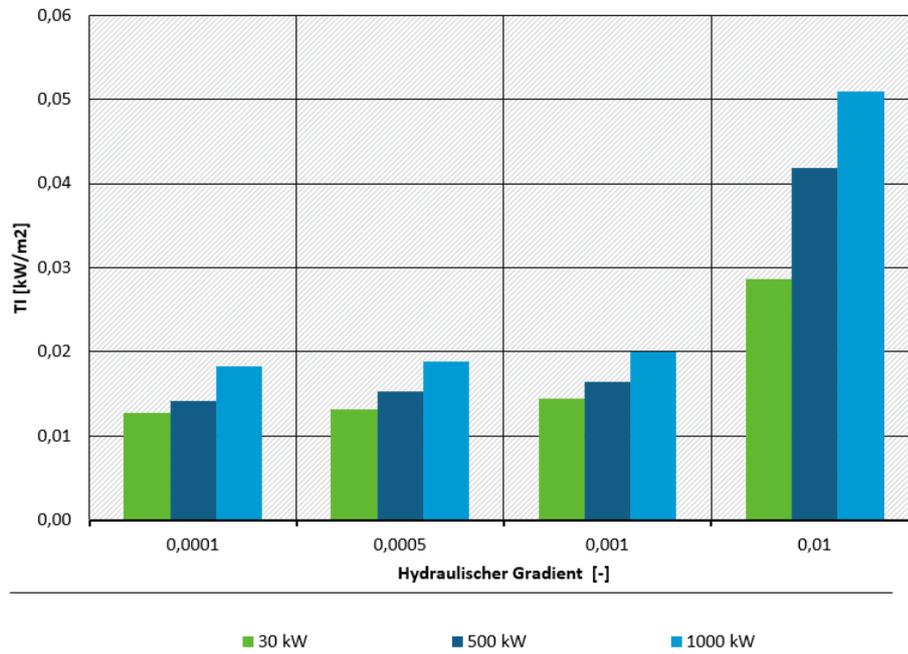
(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 103: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf das thermisch beeinflusste Volumen mit $T > 16\text{ °C}$



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Abbildung 104: Thermischer Impact (TI) in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten für Variante 3 bezogen auf die thermisch beeinflusste Fläche mit $T > 16\text{ °C}$



(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 38: Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 1 (bilanzbasiert nur Kühlen)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
Typ	Heizen oder Kühlen		Kühlen
Betrieb	Kontinuierlich oder Instationär		Instationär
Modell	Berechnungsmodell		GW See
ΔT	Maßgebliche Temperaturspreize	Celsius	15,00
Qm	Durchschnittliche Jahreswassermenge	l/s	0,68
Qm	Maßgebliche Wassermenge = Jahreswassermenge	l/s	0,68
mH	Maßgebliche Grundwassermächtigkeit für Berechnung	m	100,00
	Länge der Thermalfront GEGEN Grundwasserstromrichtung	m	221,50
Bmax	Thermische Breite der Ausbreitungsellipse	m	367,50
Lth	Länge der Thermalfront in Grundwasserstromrichtung	m	315,90
vf	Fließgeschwindigkeit (Darcy) = $k_f \cdot I$	m/d	0,00
va	Abstandgeschwindigkeit ($n_e=0,2$)	m/d	0,00
cvw	Spezifische Wärmekapazität von Wasser	J/m ³ /K	4200000,00
Modell	Berechnungsmodell (1=GWSEE; 2=GWStrom-stat; 3 = GWStrom-instat)		1
β	beta = Wurzel (k_{fh}/k_{fv})		2,00
ThT	Thermische Tiefe nach Formel Sitzenfrei	m	157,78
tAufbau	Dauer zur Ausbildung der Temperaturanomale	Monate	4875,00
Lkobus	Länge der Thermalfront nach Berechnung Kobus	m	
LK adaptiert	Lkobus mit Korrekturfaktor für setl. Ausbreitung	m	
Rsee	Radiale Ausbreitung der Thermalfront für $v_f=0$	m	221,52
vt*tmax	Transport der Wärmeinsel für das Modell GW-See	m	90,99
Δx	Länge des iterativen Schrittes in x-Richtung	m	3,90

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 39: Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 2 Beladen (separates Kühlen)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
Typ	Heizen oder Kühlen		Kühlen
Betrieb	Kontinuierlich oder Instationär		Instationär
Modell	Berechnungsmodell		GW See
ΔT	Maßgebliche Temperaturspreize	Celsius	15,00
Qm	Durchschnittliche Jahreswassermenge	l/s	2,99
Qm	Maßgebliche Wassermenge = Jahreswassermenge	l/s	2,99
mH	Maßgebliche Grundwassermächtigkeit für Berechnung	m	100,00
	Länge der Thermalfront GEGEN Grundwasserstromrichtung	m	465,50
Bmax	Thermische Breite der Ausbreitungsellipse	m	848,20
Lth	Länge der Thermalfront in Grundwasserstromrichtung	m	560,00
vf	Fließgeschwindigkeit (Darcy) = $k_f \cdot I$	m/d	0,00
va	Abstandgeschwindigkeit ($n_e=0,2$)	m/d	0,00
cvw	Spezifische Wärmekapazität von Wasser	J/m ³ /K	4200000,00
Modell	Berechnungsmodell (1=GWSEE; 2=GWStrom-stat; 3 = GWStrom-instat)		1
β	beta = Wurzel (k_{fh}/k_{fv})		2,00
ThT	Thermische Tiefe nach Formel Sitzenfrei	m	329,40
tAufbau	Dauer zur Ausbildung der Temperaturanomalie	Monate	8641,98
Lkobus	Länge der Thermalfront nach Berechnung Kobus	m	
LK adaptiert	Lkobus mit Korrekturfaktor für setl. Ausbreitung	m	
Rsee	Radiale Ausbreitung der Thermalfront für $v_f=0$	m	465,55
vt*tmax	Transport der Wärmeinsel für das Modell GW-See	m	90,99
Δx	Länge des iterativen Schrittes in x-Richtung	m	7,00

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)

Tabelle 40: Ergebnis ÖWAV-Modell für Ansatz 2 Entladen (separates Heizen)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
Typ	Heizen oder Kühlen		Heizen
Betrieb	Kontinuierlich oder Instationär		Instationär
Modell	Berechnungsmodell		GW See
ΔT	Maßgebliche Temperaturspreize	Celsius	-15,00
Qm	Durchschnittliche Jahreswassermenge	l/s	2,32
Qm	Maßgebliche Wassermenge = Jahreswassermenge	l/s	2,32
mH	Maßgebliche Grundwassermächtigkeit für Berechnung	m	100,00
	Länge der Thermalfront GEGEN Grundwasserstromrichtung	m	409,50
Bmax	Thermische Breite der Ausbreitungsellipse	m	737,10
Lth	Länge der Thermalfront in Grundwasserstromrichtung	m	504,00
vf	Fließgeschwindigkeit (Darcy) = $k_f \cdot I$	m/d	0,00
va	Abstandgeschwindigkeit ($n_e=0,2$)	m/d	0,00
cvw	Spezifische Wärmekapazität von Wasser	J/m ³ /K	4200000,00
Modell	Berechnungsmodell (1=GWSEE; 2=GWStrom-stat; 3 = GWStrom-instat)		1
β	beta = Wurzel (k_{fh}/k_{fv})		2,00
ThT	Thermische Tiefe nach Formel Sitzenfrei	m	289,96
tAufbau	Dauer zur Ausbildung der Temperaturanomalie	Monate	7777,78
Lkobus	Länge der Thermalfront nach Berechnung Kobus	m	
LK adaptiert	Lkobus mit Korrekturfaktor für setl. Ausbreitung	m	
Rsee	Radiale Ausbreitung der Thermalfront für $v_f=0$	m	409,47
vt*tmax	Transport der Wärmeinsel für das Modell GW-See	m	90,99
Δx	Länge des iterativen Schrittes in x-Richtung	m	6,30

(Quelle: Forschungsgemeinschaft reconsite - AKVO - BGD ECOSAX)