

Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme

Heike Brielmann · Tillmann Lueders · Kathrin Schreglmann · Francesco Ferraro ·
Maria Avramov · Verena Hammerl · Philipp Blum · Peter Bayer · Christian Griebler

Eingang des Beitrages: 11. 10.2010 / Eingang des überarbeiteten Beitrages: 1. 2.2011
© Springer-Verlag 2011

Zusammenfassung Oberflächennahe Geothermie ist eine sich rasant entwickelnde Technologie, deren Einfluss auf die Ökologie unterirdischer aquatischer Lebensräume bisher nicht ausreichend untersucht wurde. Dabei sind biologische Prozesse maßgeblich von der Temperatur beeinflusst. In Feld- und Laboruntersuchungen, die Temperaturveränderungen von 2 bis 45 °C umfassten, erwiesen sich insbesondere die Diversität und Zusammensetzung von Bakteriengemeinschaften im Aquifer als sehr temperatursensitiv, während mikrobielle Biomasse und Aktivitäten zusätzlich von der Nährstoff- und Substratverfügbarkeit im

Grundwasserleiter beeinflusst waren. Echte Grundwasserinvertebraten zeigten eine geringe Toleranz gegenüber dauerhaften Temperaturerhöhungen. Die durchgeführten Untersuchungen erlauben erste Empfehlungen für eine ökologisch nachhaltige Planung, Genehmigung, den Bau und den Betrieb von oberflächennahen Geothermianlagen.

Shallow geothermal energy usage and its potential impacts on groundwater ecosystems

Abstract The use of shallow geothermal energy is a thriving technology. Still, its impact on the ecology of subsurface habitats has not been adequately investigated. Biological processes are substantially influenced by temperature. In field and laboratory investigations comprising a temperature range from 2 to 45 °C we show, that the diversity and structure of aquifer microbial communities is significantly influenced by temperature. Microbial biomass and activities are shown to additionally depend on the availability of nutrients and substrates in the groundwater. Selected groundwater invertebrates exhibited little tolerance towards mid- and long-term exposure to increased temperatures. Our results allow first recommendations towards the design, authorization, construction and operation of shallow geothermal energy facilities in an ecologically sustainable way.

Einleitung

Die Nutzung thermischer Energie aus dem Untergrund gewinnt vor dem Hintergrund der Endlichkeit fossiler Ressourcen zunehmend an Bedeutung. Weit verbreitet und mit enormen Wachstumsraten verbunden, ist die direkte Nutzung oberflächennaher (< 400 m Tiefe) thermischer Ener-

Dr. H. Brielmann · Dr. T. Lueders · Dipl.-Biol. M. Avramov ·
Dr. C. Griebler (✉)
Institut für Grundwasserökologie, Helmholtz Zentrum München,
Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg, Deutschland
E-Mail: christian.griebler@helmholtz-muenchen.de

Dipl. Biol. K. Schreglmann
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften,
Universität Tübingen, Sigwartstr. 10, 72076 Tübingen,
Deutschland

M.Sc. F. Ferraro
Institut für Umweltingenieurwissenschaften, ETH Zürich,
Schafmattstr. 6, 8093 Zürich, Schweiz

Dipl.-Biol. V. Hammerl
Institut für Bodenökologie, Helmholtz Zentrum München,
Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg, Deutschland

Jun.-Prof. Dr. P. Blum
Institut für Angewandte Geowissenschaften,
KIT – Karlsruher Institut für Technologie,
Kaiserstr. 12, 76131 Karlsruhe, Deutschland

Dr. P. Bayer
Geologisches Institut, ETH Zürich,
Sonneggstrasse 5, 8092 Zürich, Schweiz

gie (flache Geothermie) zu Heiz- und Kühlzwecken mittels Erdwärmesonden (EWS) oder Grundwasserwärmepumpen (GWWP) (Sanner et al. 2003). Diese Technologien sind auch bei einem normalen geothermischen Gradienten effizient und daher fast standortunabhängig einsetzbar. In den 27 Ländern der EU betrug die realisierte Gesamtkapazität im Jahr 2008 ca. 8.920 MW (Deutschland: 1.653 MW) mit insgesamt ca. 782.461 installierten Erdwärmepumpensystemen (Deutschland: 150.263) (EUROSERVER 2009). In Deutschland mit einer durchschnittlichen CO₂-Emission für die Stromerzeugung von 594 g CO₂/kWh können durch den Einsatz von strombetriebenen Erdwärmesonden mit einer Jahresarbeitszahl von 4 mindestens 35 % der CO₂-Emissionen gegenüber konventionellen Heizsystemen eingespart werden. Eine EWS-Anlage mit einer Leistung von 11 kW führt somit zu einer Reduktion von 1,8 t CO₂ pro Jahr (Blum et al. 2010).

Die Einrichtung und der Betrieb von Anlagen der oberflächennahen Geothermie sind mit Umwelteingriffen verbunden. Hierzu zählen je nach Standort die Veränderung von Landschaft und Landnutzung, Lärm, Untergrundstörungen (durch Bohrungen) sowie Emissionen in die Atmosphäre, in Oberflächengewässer und den Untergrund, vor allem aber Veränderungen der Grundwassertemperatur, entweder durch Erwärmung oder Abkühlung (Rybach 2003, Kristmannsdottir & Armannsson 2003, Saner et al. 2010). Schwerpunkt dieses Beitrags sind die bisher wenig untersuchten Auswirkungen auf den Untergrund und auf Grundwassersysteme. Speziell diskutiert werden mögliche Risiken für die Grundwasserqualität – etwa 75 % des deutschen Trinkwassers werden aus Grundwasser gewonnen (BMU 2008) – sowie für die Ökologie der unterirdischen aquatischen Lebensräume.

In oberflächennahen und *offenen* Systemen, z. B. einer Grundwasserwärmepumpe, wird Grundwasser direkt von einem (meist) oberstromigen Förderbrunnen zum Wärmetauscher geleitet und anschließend über Injektionsbrunnen unterstromig in den Aquifer abgegeben. *Offene* Systeme sind vor allem in der Industrie zur Abführung von Prozesswärme weit verbreitet. Doch auch für die Gebäudeklimatisierung werden mancherorts *offene* Systeme genutzt. Dabei wird dem Untergrund im Winter Wärme entzogen, verbunden mit einer Abkühlung des Grundwasserleiters, während im Sommer Wärme aus der Gebäudekühlung in den Untergrund verbracht wird. Die Ausdehnung der von Temperaturveränderungen beeinflussten Bereiche hängt stark von den hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters ab (Umweltministerium Baden-Württemberg 2009, Berner et al. 2010). Die häufigste Form der oberflächennahen Geothermie aber sind *geschlossene* Systeme (z. B. Fridleifsson et al. 2008). Hier werden Rohre mit zirkulierender Sole entweder horizontal in einer Tiefe von 1–2 m (Erdwärmekollektoren) oder vertikal bis in Tiefen von 50–400 m (Erdwärmesonden)

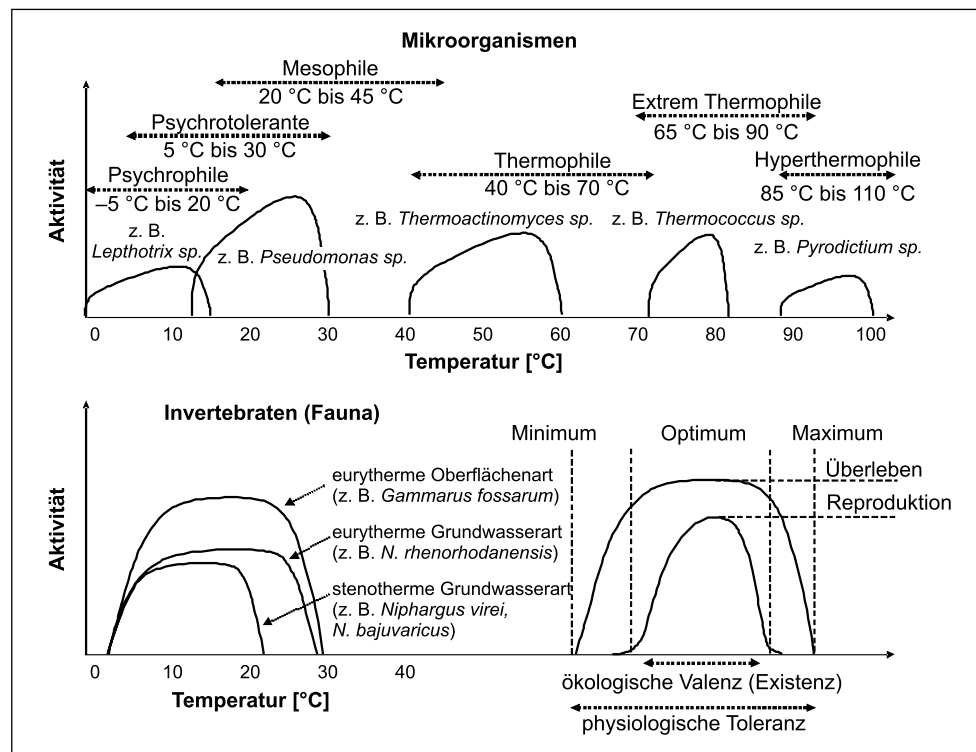
in den Untergrund verbracht. Auch hier wird die Ausdehnung der Wärmefahnen durch die hydraulische Durchlässigkeit der durchströmten Sedimente, die Grundwasserfließgeschwindigkeit sowie durch die entnommene Wärmemenge bestimmt (Pannike et al. 2006, Hähnlein et al. 2010a). Bei großen Gebäuden bedarf es einer Vielzahl von Erdwärmesonden (Sondenfeldern oder -galerien), sodass hier im Vergleich zu Einzelanlagen größere Bereiche des Untergrunds von Temperaturveränderungen betroffen sind.

Die natürlichen Temperaturschwankungen im Grundwasser und die Tiefe der ganzjährig *isothermen* Zone hängen sehr stark vom Wärmeleitvermögen des Untergrunds ab. Wird als Grenzamplitude 0,1 °C gewählt, so liegt die *isotherme* Zone in den gemäßigten Breiten bei etwa 15 m (Mattheß 1994). Im Verhältnis zur natürlichen Grundwassertemperatur bewegen sich die durch oberflächennahe Geothermie verursachten Temperaturveränderungen im Bereich ± 5 K für EWS und im Bereich von ± 10 K für GWWP (Hähnlein et al. 2010b). Das kann in manchen Grundwasserleitern in jahreszeitlichen Schwankungen bis unter 4 °C im Winter und bis 20 °C und darüber im Sommer resultieren. Mit der Temperaturveränderung kann es auch zu physikalischen und chemischen Veränderungen des Wassers kommen. Die Temperatur beeinflusst die Dichte und Viskosität des Wassers und damit die Fließgeschwindigkeit sowie bestimmte Lösungsgleichgewichte für Feststoffe, Flüssigkeiten und Gase (Stumm & Morgan 1995). Die Einleitung erwärmten Wassers in den Untergrund kann zu Karbonatausfällungen (Griffioen & Appelo 1993), einer erhöhten Lösung von silikatischen Mineralien (Arning et al. 2006), der Mobilisierung von organischem Material und einer vermehrten CO₂-Abgabe aus Sedimenten (Brons et al. 1991) sowie einer geringeren Sauerstoffsättigung führen (Stumm & Morgan 1995). Problematisch können ebenfalls Leckagen bei geschlossenen Anlagen sein. Wärmepumpen und das Trägermedium in EWS beinhalten für gewöhnlich Frostschutzmittel (z. B. Ethylenglykol, Propylenglykol, Betain). In EWS finden sich oft noch zusätzliche Korrosionshemmer und Biozide, welche bei Leitungsbruch ins Grundwasser gelangen (Klotzbücher et al. 2007).

Bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit flacher geothermischer Anlagen bleibt bisher meist unberücksichtigt, dass Grundwasserleiter komplexe Ökosysteme und Lebensraum für vielfältige Organismengemeinschaften sind (Griebler & Mösslacher 2003). Mikroorganismen sind überall im Untergrund in hohen Individuendichten anwesend und maßgeblich an allen Stoffkreisläufen beteiligt (Hunkeler et al. 2006, Griebler & Lueders 2009). Mikroorganismen in Grundwasserleitern sind vor allem *psychrophil* (kälteliebend, Wachstumsoptima zwischen 10 und 20 °C) und *mesophil* (Wachstumsoptima zwischen 20 und 40 °C) (Abb. 1).

Neben den ubiquitär verbreiteten Mikroorganismen leben im Grundwasser auch eine große Zahl mehrzelliger Tiere, sogenannte Metazoen. Vertreter dieser Meiofauna leben

Abb. 1 Anpassung von Mikroflora und Meiofauna an verschiedene Temperaturbereiche. Jede Art hat ihren ganz spezifischen Temperaturtoleranzbereich. Die ökologische Valenz, also der Bereich, in der die jeweilige Art in der Umwelt angetroffen wird (Wachstumsoptima), ist noch wesentlich enger als ihr Toleranzbereich (Grenztemperaturen) (zusammengestellt aus Lengeler et al. 1999, Madigan et al. 2008 und Fuchs & Schlegel 2006)



vor allem oberflächennah und sind sehr heterogen („patchy“) verteilt (Hahn & Matzke 2005). Gerade die oft sehr kohlenstoff- und nährstoffarmen (oligoalimonen) und temperaturkonstanten Lebensbedingungen haben bei den höheren Organismen über geologische Zeiträume hinweg zu erheblichen Anpassungen geführt. Echte Grundwasserarten (Stygobionten) innerhalb der Invertebraten sind in der Regel blind, pigmentlos, haben einen niedrigen Basisstoffwechsel und eine hohe Hungertoleranz (Griebler & Mösslacher 2003).

Den unterirdischen Lebensräumen wird eine Reihe essentieller ökosystemarer Dienstleistungen zugeordnet, wie z. B. Trinkwasserproduktion, Schadstoffabbau, Rückhalt von Nährstoffen oder Eliminierung von pathogenen Mikroorganismen (Herman et al. 2001, Boulton et al. 2008, Griebler & Lueders 2009, Avramov et al. 2010). Insbesondere Änderungen der Temperatur können einen großen Einfluss auf die Biologie und demzufolge auch auf diese Ökosystemdienstleistungen haben. Daher ist eine umfassende Berücksichtigung ökologischer Aspekte bei der Genehmigung von Geothermieranlagen durch Behörden notwendig.

Ziel der in diesem Artikel vorgestellten Arbeiten ist es, bisherige Erkenntnisse über die direkten und indirekten Effekte einer Temperaturveränderung in Grundwasserleitern zusammenzufassen und erste Empfehlungen für die Genehmigung, die Planung, den Bau und den Betrieb von oberflächennahen Geothermieranlagen abzuleiten. Hierzu wurden (1) eine Feldstudie (Briellmann et al. 2009) über die Auswirkungen eines offenen Systems auf die Ökologie in einem

sehr sauberen und hoch durchlässigen quartären Grundwasserleiter im Raum Freising (Bayern), (2) Laborversuche an mit Standortmaterial gefüllten Sedimentsäulen und (3) Experimente zur Temperaturtoleranz von ausgewählten Grundwasserinvertebraten durchgeführt.

Material und Methoden

Feldstudie

Im Sommer 2007 wurde in Freising (Bayern) eine 1,5 km lange Temperaturfahne in einem oberflächennahen quartären Kiesgrundwasserleiter über den Zeitraum von einem Jahr untersucht. Die lokale Grundwassererwärmung ist durch ein *offenes* System verursacht. Für Kühlzwecke wird Grundwasser in großen Mengen (3.000 m³/h) oberstromig einer Industrieanlage entnommen und unterstromig über Schluckbrunnen wieder dem Grundwasserleiter zugeführt. Die mittlere natürliche Grundwassertemperatur im Untersuchungsgebiet beträgt 11 ± 1 °C. Acht ausgewählte Messstellen umfassen die Temperaturfahne und von der Erwärmung unbeeinflusste Teile des quartären Kiesgrundwasserleiters (mittlere Tiefe 8–15 m unter Geländeoberkante). Die Messstellen wurden in „unbeeinflusst“, „zeitweise beeinflusst“, und „kontinuierlich beeinflusst“ untergliedert. Untersucht wurden hydrochemische Parameter (Tempera-

tur, elektrische Leitfähigkeit, pH, Sauerstoffgehalt, Redoxpotential, Haptionen, Orthophosphat und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) sowie die Abundanz, Aktivität und Diversität der Bakteriengemeinschaften und der Meiofauna. Eine detaillierte Beschreibung der Analysemethoden und der Ergebnisse finden sich in Brielmann et al. (2009). Die hohe hydraulische Leitfähigkeit ($k_f = 0,023 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), die hohen Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten von 18 bis $29 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$, sowie die teilweise Entwässerung des Grundwasserleiters in die angrenzenden Isarauen und die deshalb natürlicherweise begrenzte Ausbreitung der Temperaturfahne begünstigen die thermische Nutzung von Grundwasser an diesem Standort.

Säulenversuch

In einem Säulenexperiment mit Standortsediment (Abb. 2) wurde der Temperatureinfluss auf bakterielle Gemeinschaften im Grundwasser (suspendierte Zellen) und im Sediment (festsitzende Zellen) unter kontrollierten Bedingungen untersucht. Die Mittelsandfraktion (0,2–0,63 mm) dieser Sedimente wurde in jeweils 6 Säulenreplikaten bei Temperaturen von 4, 10, 15, 20, 30 und 45°C inkubiert und bei Pumpraten von $0,6 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ (Abstandsgeschwindigkeit $\sim 11 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$) kontinuierlich mit Grundwasser durchströmt. Nach einer Adaptationsphase von etwa vier Monaten wurde am Auslass der Säulen der pH-Wert, die Sauerstoffkonzentration, die Haptionen, Orthophosphat und der DOC sowie die bakterielle Abundanz, Aktivität und Diversität bestimmt. Die Analyse dieser Parameter erfolgte wie in Brielmann et al. (2009) beschrieben, aber mit reduzierten Probenvolumina für die DNA-Extraktion (800–1.000 ml) und die Bestimmung der Gesamtzellzahl (10 ml). Das für die DNA-Extraktion am Säulenauslass gesammelte Wasser wurde während der gesamten Probennahmezeit auf Eis gekühlt.

Neben dem Säulenausfluss wurden auch die Säulensedimente, wie im Folgenden dargestellt, hinsichtlich der bakteriellen Abundanz, Aktivitäten und Diversität untersucht. Für die Bestimmung der Gesamtzellzahl wurden $0,75 \text{ ml}$ Sediment mit 2,5 % iger Glutaraldehydlösung fixiert und wie in Anneser et al. (2010) beschrieben, analysiert.

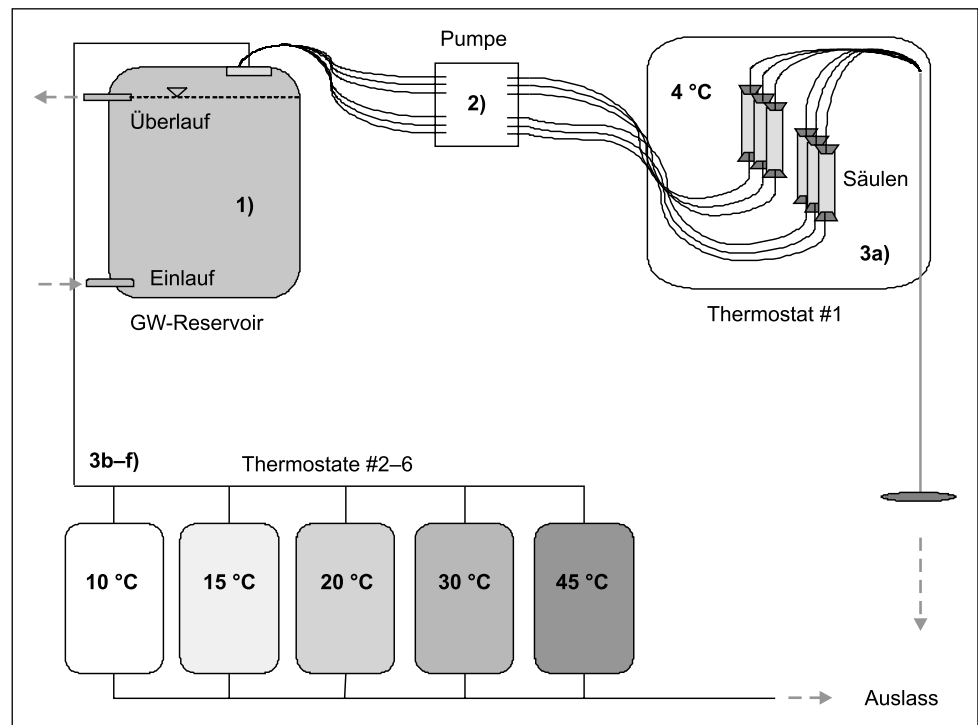
Bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP) als Indikator für die mikrobielle Aktivität wurde über die Inkorporation von ^3H -markiertem Thymidin in bakterielle DNA, modifiziert nach Findlay et al. (1984), Bååth (1990) und Kirschner & Velimirov (1999) bestimmt. Jeweils 4 Replikate einer $0,5 \text{ ml}$ Sedimentprobe wurden mit $750 \mu\text{l}$ sterilfiltriertem Grundwasser und $100 \mu\text{l}$ einer 100 nM [Methyl- ^3H]-Thymidin-Arbeitslösung (85 Ci/mmol , $1 \text{ m Ci} \cdot \text{ml}^{-1}$, GE Healthcare) für 3 Stunden bei entsprechender Versuchstemperatur inkubiert. Ein Replikat wurde als Kontrolle unmittelbar nach der [Methyl- ^3H]-Thymidinzugabe mit Formaldehyd (5 % Endkonzentration) abgestoppt, die anderen nach

Ablauf der Inkubationszeit. Die fixierten Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung bei 4°C aufbewahrt. Zur Extraktion der DNA wurden die Proben bei 15.000 g für 10 Minuten zentrifugiert und der Überstand verworfen. Nach zwei Waschschritten mit jeweils $900 \mu\text{l}$ Reinstwasser (Millipore) wurden die Proben mit $900 \mu\text{l}$ einer alkalischen Lösung ($0,6 \text{ M NaOH}$, $0,1 \%$ SDS, 25 mM EDTA) für 1 h bei 99°C und 1.000 U/min auf einem Thermoschüttler extrahiert, abgekühlt und erneut bei 15.000 g für 10 min zentrifugiert. Aus dem Überstand wurde ein $100 \mu\text{l}$ Aliquot mit Szintillationscocktail versetzt und in einem Flüssigszintillationszähler (Canberra Packard Tricarb 1600 TR) gemessen. Ergänzende Tests zeigten, dass nur ca. 10 % des gesamten aufgenommenen [Methyl- ^3H]-Thymidin-Labels in die bakterielle DNA inkorporiert wurden. Für die Berechnung der Kohlenstoffproduktionsraten wurden die Umrechnungsfaktoren nach Bell (1990): $1 \cdot 10^{18} \text{ Zellen} \cdot \text{mol}^{-1}$ und Griebler et al. (2002): $20 \text{ fg C Zelle}^{-1}$ verwendet.

Extrazelluläre Phosphatase-Aktivität (EPA) im Säulensediment wurde in Anlehnung an Wobus et al. (2003) bestimmt. Methylumbelliferyl-Phosphat (MUF-P, Sigma) wurde als Substrat und 4-Methylumbelliferon (MUF, Sigma) als Standard verwendet. Eine Stammlösung MUF-P mit einer Konzentration von $10 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$ wurde unter Zugabe von 3 Vol-% Methoxyethanol hergestellt und bei -20°C aufbewahrt. Zur Bestimmung der EPA wurden $0,5 \text{ ml}$ Sediment in $9,75 \text{ ml}$ sterilisiertem (Grund-)Wasser verdünnt und (bis auf die Kontrollen) mit $250 \mu\text{l}$ der MUF-P-Stammlösung versetzt ($250 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ Endkonzentration). Die Endkonzentration lag dabei zwar unter dem Sättigungsbereich wurde aber wegen einer besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse zur vorangegangenen Feldstudie (Brielmann et al. 2009) gewählt. Die Proben wurden für 3 h bei der entsprechenden Versuchstemperatur inkubiert und anschließend bei 4°C und 3.345 g (4.000 U/min) für 5 min zentrifugiert. Aus dem Überstand wurden 3 ml entnommen und mit $300 \mu\text{l}$ eines Ammonium-Glycin-Puffers ($\text{pH } 10,5$) versetzt. Die Fluoreszenzmessung erfolgte unmittelbar bei 363 nm (Anregung) und 446 nm (Emission) (Bowman Series 2 Spectrofluorometer). Die Quantifizierung des Fluoreszenzproduktes erfolgte durch schrittweise Zugabe der Standardstammlösung (MUF, $100 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) zu den Kontrollen (Standardadditionsverfahren).

Die Sedimentproben zur Bestimmung der Struktur der bakteriellen Lebensgemeinschaften wurden unmittelbar nach Entnahme aus den Säulen bei -20°C bis zur weiteren Bearbeitung gefroren. DNA wurde aus $\sim 1 \text{ g}$ Sediment extrahiert (Winderl et al. 2008) und bei -20°C gelagert. Anschließend wurden bakterielle 16S rRNA-Gen PCR-Produkte generiert und über T-RFLP-(Terminaler Restriktionsfragment-Längen-Polymorphismus) Fingerprinting unter Verwendung der Primer Ba27f-FAM/907r sowie des

Abb. 2 Aufbau des temperaturkontrollierten Säulenversuchs. (1) Das Reservoir wurde kontinuierlich durch Grundwasser aus einem quartären Karbonatgrundwasserleiter erneuert. (2) Peristaltikpumpen hielten ein homogenes Fließsystem mit Flussraten von $\sim 0,6$ ml/min aufrecht. Jede Pumpe strömte über Stahlkapillaren konstanter Länge insgesamt 8 Säulen ($L = 10$ cm, $\varnothing = 1,6$ cm) an. (3) In jedem Thermostat wurden insgesamt 6 Säulen inkubiert und von unten nach oben mit Grundwasser durchströmt. Grundwasser konnte an jeder Säule über die entsprechenden Auslässe (Stahlkapillaren) entnommen werden



Restriktionsenzym *MspI* analysiert, wie in Winderl et al. (2008) beschrieben.

Temperaturgradientenkammer

In einem Glaszylinder (L: 40 cm, B: 4 cm, H: 4 cm) wurde mithilfe eines Peltier-Kühlelements an einem Ende und zweier Heizfolien am anderen Ende ein Temperaturgradient (2 bis 35 °C) etabliert. Um eine stabile Temperaturschichtung zu garantieren und optimalen experimentellen Zugang zum System zu gewährleisten, wurde der Zylinder schräg gestellt (Abb. 3). Die Temperaturgradientenkammer wurde bei absoluter Dunkelheit in einer Kühlkammer installiert. Das Verhalten ausgewählter Stygobionten (Flohkrebs *Niphargus inopinatus* [Amphipoda], Assel *Proasellus cavaticus* [Isopoda]) wurde untersucht, indem je Versuch 4–5 Individuen einer Art mithilfe einer langen Pipette im Temperaturbereich von 10–12 °C abgesetzt wurden. Anschließend wurde mit einer kleinen Diodentaschenlampe die Position der Tiere alle 30 min über einen Zeitraum von 5 h protokolliert. Nach einer Beobachtungspause von etwa 12 h wurde die Position der Tiere erneut über weitere 4 h halbstündlich erfasst. Kontrollversuche wurden in derselben Kammer ohne Temperaturgradient bei einer Temperatur von 12–13 °C durchgeführt. Über den gesamten Temperaturgradienten wurde zudem mittels eines nicht-invasiven Messverfahrens (Presens Precision Sensing) Sauerstoff bestimmt, um Sauerstoffzehrung als Einflussparameter auf die Verteilung der Stygobionten auszuschließen.

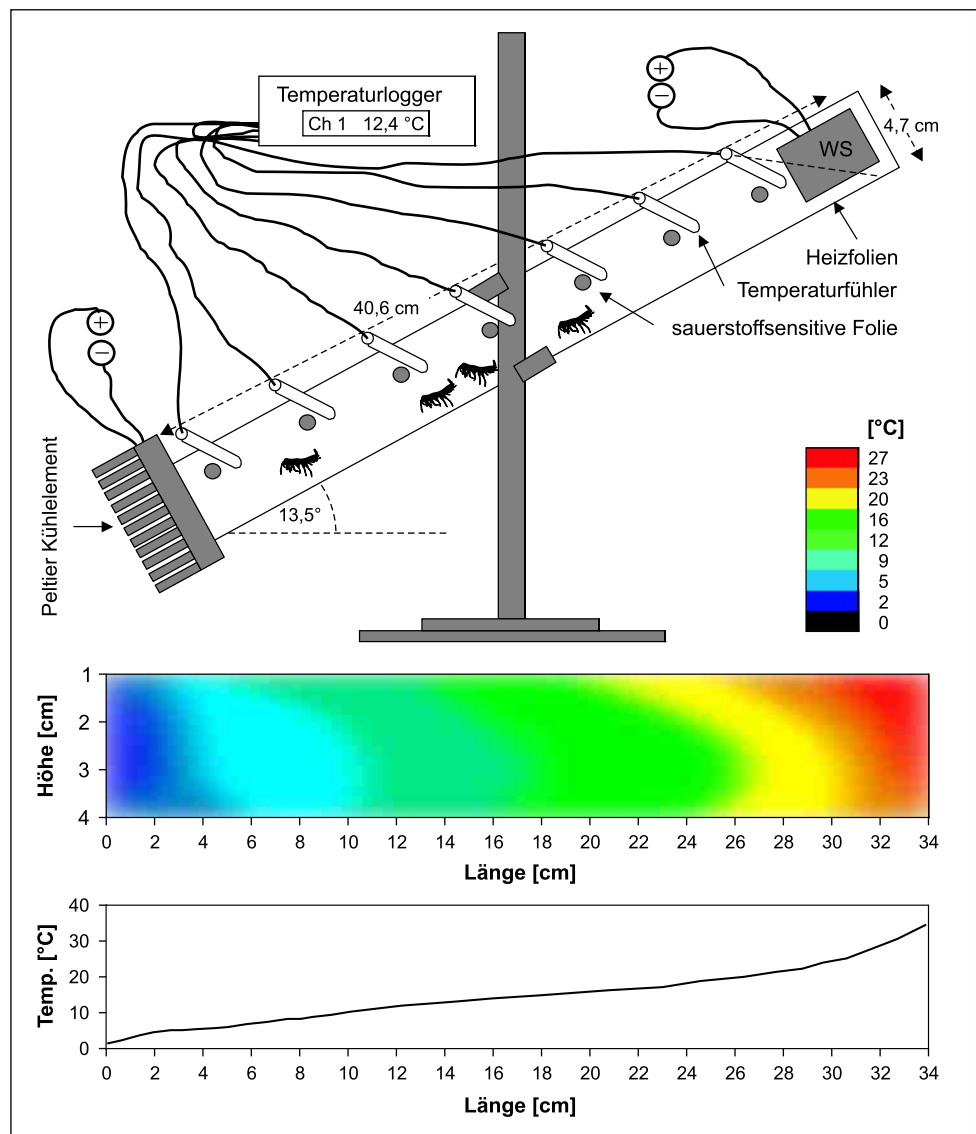
Temperatur-Dosis-Wirkungs-Beziehungen

Die Temperaturtoleranz von *Niphargus inopinatus* und *Proasellus cavaticus* wurden mittels klassischer Dosis-Wirkungs-Versuche (Tox-Test) untersucht. Dazu wurden jeweils 5 bis 6 Individuen einer Art bei 6 unterschiedlichen Temperaturen (4, 8, 12, 16, 20 und 24 °C) inkubiert. Die Inkubation der Tiere erfolgte in sogenannten *Six-Well*-Platten. Jeder Behälter enthielt Grundwasser und etwas natürliches Brunnensediment. Alle Platten wurden abgedeckt, um den Wasserverlust durch Evaporation gering zu halten. Verdunstetes Wasser wurde durch Grundwasser ersetzt. Zu Versuchsbeginn wurden die Tiere kontinuierlich an die verschiedenen Temperaturen akklimatisiert. Die Temperatur-Tox-Tests wurden dynamisch ausgewertet, d. h. nach 24 h und 48 h, wie es für Tox-Tests üblich ist, und zusätzlich über einen weiteren Zeitraum von mehreren Wochen, um der verringerten Stoffwechselaktivität von Grundwasserorganismen Rechnung zu tragen. Die Ergebnisse wurden mithilfe der Bibliothek DRC 2.0-1 im Programm 'R' (Version 2.9.0) als Dosis-Wirkungs-Diagramme ausgewertet.

Datenanalyse

Zur Abschätzung der Diversität der untersuchten Bakteriengemeinschaften wurde der Shannon-Wiener-Index H' , die Shannon-Evenness E und Richness S aus den relativen Abundanzen der gemessenen bakteriellen T-RF's berechnet

Abb. 3 Aufbau der Temperaturgradientenkammer modifiziert nach Schreglmann (2010). Der Glasquader ($40,6 \times 4,7 \times 4,7$ cm) wurde auf der einen Seite mit einem thermoelektrischem Peltier-Kühlelement mit Ventilator (3°C) und Temperatursensor ausgestattet; auf der anderen Seite wurden Heizfolien (30°C) angebracht. Die Kammer wurde in einem Winkel von $17,5^\circ$ aufgestellt, um konvektiven Wärmetransport zu vermeiden. Der Boden wurde mit rauem Sandpapier ausgekleidet. Jeweils 7 Temperatursensoren und 7 Sauerstoffsensoren wurden an den Positionen 4, 9, 14, 19, 24, 29 und 34 cm in einer Höhe von 1 cm über dem Quaderboden angebracht. Die Sauerstoffmessung erfolgte mittels Lichtleitertechnik (SP-PSt3, Fibox 3, Presens Precision Sensing)



(Hill et al. 2003). Die Prüfung auf signifikante ($p < 0,001$) Unterschiede zwischen den Mittelwerten der hydrochemischen und mikrobiellen Parameter erfolgte mittels einseitiger ANOVA (Holm-Sidak-Test); Gefundene Abhängigkeiten wurden mittels Spearman-Rank-Korrelationen überprüft (Statistik-Paket in SigmaPlot 11.0). Der Einfluss der Temperatur auf die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften im Säulenwasser und Sediment wurde mittels MANOVA wie in Briellmann et al. (2009) beschrieben und über multivariate Regressionsbäume (*multivariate regression trees* = MRTs) nach De'ath (2002) untersucht. MRT's erlauben es, die Zusammensetzung komplexer Gemeinschaften (*response variables*), insbesondere die Artenhäufigkeit, durch Umweltfaktoren (*explanatory variables*) zu erklären bzw. vorherzusagen. Mittels MRT werden in sich homogene Cluster bestimmt, die durch Umweltfaktoren definiert werden. Auf diese Weise können nicht nur Gemeinschaftstypen, sondern

auch dazugehörige Habitattypen beschrieben werden. Die Analysen wurden in ,R' (Version 2.7.0) unter Verwendung der Bibliotheken VEGAN 1.15-0 und MVPART 1.2-6 ausgeführt.

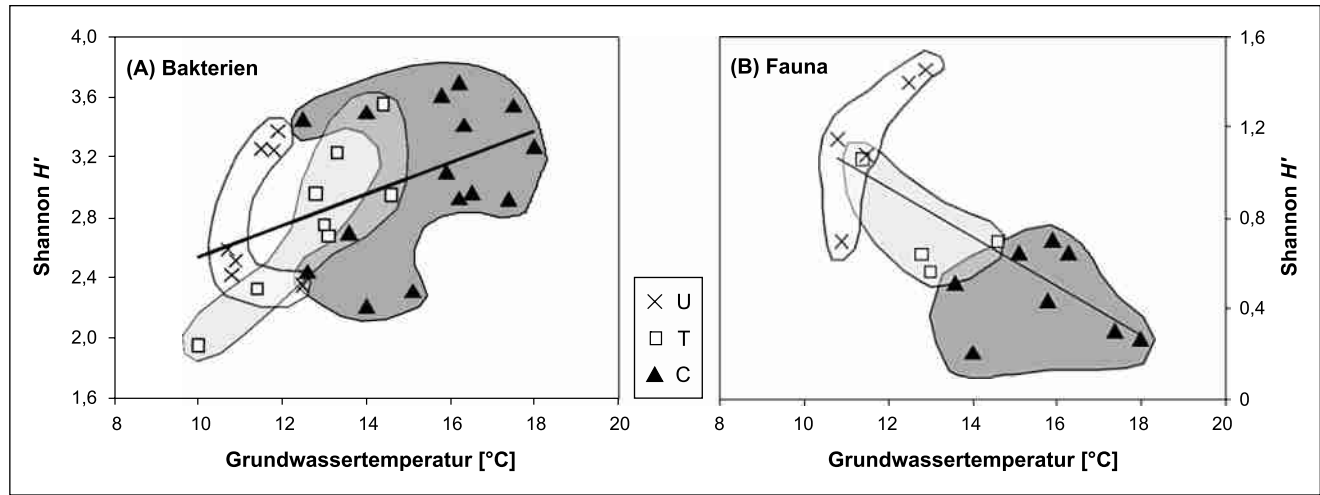
Ergebnisse

Feldstudie

Der untersuchte flache quartäre Grundwasserleiter im Münchner Norden erwies sich als sauerstoffreich und oligotroph (arm an organischem Kohlenstoff und Nährstoffen) mit vergleichsweise niedrigen mittleren jährlichen Konzentrationen an DOC ($1,3 \pm 0,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), PO_4^{3-} ($46 \pm 23 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ P) und NO_3^- ($15,0 \pm 3,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) (Tab. 1). Die Zufuhr großer Wärmemengen über das Kühlwasser führte zur Ausbildung einer 1,5 km langen Temperaturfahne,

Tab. 1 Physikalische und chemische Zusammensetzung der im Feld und in den Säulen untersuchten Grundwässer. Daten sind als Mittelwerte (MW) $\pm$ Standardabweichung (σ) gegeben

	pH	PO_4^{3-} [$\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$]	DOC [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	O_2 [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	Cl^- [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	NO_3^- [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	SO_4^{2-} [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	HCO_3^- [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	Na^+ [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	K^+ [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	Mg^{2+} [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	Ca^{2+} [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]
Feld												
MW	7,44	35	1,0	8,48	30,79	7,6	11,33	329	16,77	1,65	19,95	84,26
σ	0,80	18	0,2	0,54	0,36	0,3	0,41	6	1,06	0,10	0,41	4,99
Säulen												
MW	7,17	46	1,3	4,00	29,78	15,0	33,30	302	19,27	3,23	20,15	82,84
σ	0,21	23	0,4	1,10	2,89	3,2	2,21	15	1,74	0,20	0,92	4,25

**Abb. 4** Diversität nach Shannon-Wiener [H'] in Abhängigkeit von der Grundwassertemperatur für (A) die bakteriellen Gemeinschaften und (B) die Grundwasserfauna. Proben wurden zu 4 Zeitpunkten über's Jahr verteilt an ausgewählten Grundwassermessstellen entnommen; Bakterien entstammten dem gepumpten Grundwasser und die

Fauna wurde im Pegelsumpf unter Verwendung eines speziellen Netzsammlers (Fuchs 2007) entnommen. U = unbeeinflusst, T = zeitweise beeinflusst, C = kontinuierlich beeinflusst (verändert nach Brielmann et al. 2009)

mit saisonal schwankender Ausbreitung und gemessenen Höchsttemperaturen von 19 °C in den Sommermonaten. Im Grundwasser des stark durchlässigen Aquifers zeigten funktionelle Parameter wie etwa die bakterielle Kohlenstoffproduktion ($0,02$ bis $0,81 \text{ ng} \cdot \text{C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) keine signifikanten Veränderungen in Abhängigkeit zur Temperatur. Die Gesamtzellzahl ($1,4$ bis $5,4 \cdot 10^4 \text{ Zellen} \cdot \text{ml}^{-1}$) und die Lebendkeimzahl unterlagen keinen maßgeblichen Veränderungen. Auch konnte im Freiland kein gehäuftes Auftreten von coliformen Bakterien und *E. coli* in temperaturbeeinflussten Bereichen beobachtet werden (Brielmann et al. 2009). Allein die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften reagierte signifikant auf die Temperaturveränderungen im Grundwasserleiter. Bereiche mit höherer Temperatur waren durch eine erhöhte Biodiversität in den Bakteriengemeinschaften charakterisiert, wohingegen ein gegenläufiger Trend für die Grundwasserfauna gefunden wurde (Abb. 4). Mit zunehmender Temperatur nahm die Artenvielfalt innerhalb der Fauna ab. Zur beobachteten saisonalen Dynamik

und biologischen Gesamtvariabilität im Grundwasserleiter trugen aber auch andere Faktoren wie saisonale hydrologische Schwankungen, der Einfluss eines nahegelegenen Oberflächengewässers und die landwirtschaftliche Nutzung maßgeblich bei (Brielmann et al. (2009).

Säulenversuch

Mit Standortmaterial gefüllte Sedimentsäulen wurden in einer Temperaturorgel inkubiert und kontinuierlich mit sauerstoffreichem ($8,5 \pm 0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) Wasser aus einem quaritären Karbonatgrundwasserleiter ($\text{pH } 7,44 \pm 0,8$) durchströmt. Das Wasser wies, wie direkt am Standort der Feldstudie, sehr geringe Konzentrationen an DOC ($0,95 \pm 0,23 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), PO_4^{3-} ($32 \pm 13 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) und NO_3^- ($7,61 \pm 0,27 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) auf. Mittlere Konzentrationen der untersuchten hydrochemischen Parameter beider Wässer sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Ein signifikanter Einfluss der Temperatur auf die untersuchten hydrochemischen Parame-

ter wurde auch in dieser Versuchsreihe nicht festgestellt. Der pH-Wert und die Sauerstoffkonzentration konnten allerdings zunächst nur in der Sammelprobe des jeweiligen Säulenauslasses ohne temperaturspezifische Kalibrierung bestimmt werden, was die Aussagefähigkeit der Parameter beeinträchtigte. In einem späteren Versuch konnten beide Parameter im Durchfluss bestimmt werden. Mit steigender Temperatur nahmen sowohl der Sauerstoffgehalt als auch der pH-Wert ab, beides bekannte Phänomene (Balke 1978, Stumm & Morgan 1995) (Daten nicht gezeigt).

Die Bakterienzahl im Abfluss der Säulen variierte zwischen $1,8 \cdot 10^4$ und $1,1 \cdot 10^5$ Zellen $\cdot$ cm $^{-3}$. Um eine direkte Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, sind die Ergebnisse aus den Säulenversuchen in Kubikzentimeter je Sedimentsäulenvolumen angegeben, gleichermaßen für das Wasser und das Sediment. Den Berechnungen liegt eine, durch entsprechende volumetrische und gravimetrische Messungen bestimmte, Porosität von 39 % zugrunde, d. h. ein cm 3 Sediment enthält 390 μ l Porenwasser. Im Vergleich zur Referenztemperatur von 10 °C waren die Zellzahlen im Säulenwasser bei 20 °C signifikant erhöht (einseitige ANOVA, $p \leq 0,001$) (Abb. 5A). Die im Wasser gemessenen Zellzahlen korrelierten zudem signifikant mit der im Säulenwasser bestimmten mikrobiellen Diversität (Spearman's $\rho = 0,94$, $p = 0,017$), sodass mit zunehmender Zellzahl auch die Diversität zunahm. Im Gegensatz dazu gab es bei den im Sediment bestimmten Zellzahlen diese Zusammenhänge nicht. Die Bakterienzahl im Sediment variierte zwischen $5,4 \cdot 10^6$ und $1,1 \cdot 10^7$ Zellen $\cdot$ cm $^{-3}$ und lag somit um etwa zwei Größenordnungen höher als im Sedimentporenwasser.

Die Phosphataseaktivität (EPA) zeigte sowohl für das Säulenwasser als auch für das Sediment eine starke Abhängigkeit von der Temperatur (Abb. 5B). Im Säulenwasser variierte sie zwischen 1,8 und 23,2 pmol $\cdot$ cm $^{-3} \cdot$ h $^{-1}$ und war im Vergleich zur Referenztemperatur (10 °C) bei 45 °C signifikant erhöht. Im Sediment gemessene Phosphataseaktivität schwankte zwischen 0,9 und 8,2 nmol $\cdot$ cm $^{-3} \cdot$ h $^{-1}$, mit signifikant erhöhten Werten bei 20, 30 und 45 °C (einseitige ANOVA, $p \leq 0,001$). Die Phosphataseaktivitäten waren im Sediment durchschnittlich um drei Größenordnungen höher als im Säulenwasser.

Die über die bakterielle Aufnahme von 3 H-markiertem Thymidin in die DNA ermittelte Kohlenstoffproduktion variierte im Säulenwasser zwischen 0,04 und 0,12 pg C cm $^{-3} \cdot$ h $^{-1}$ (Abb. 5C). Im Sediment konnte eine deutliche Temperaturabhängigkeit der bakteriellen Kohlenstoffproduktion (BKP) nachgewiesen werden. Generell lag die BKP im Sediment zwischen 3,6 und 10,7 pg $\cdot$ C $\cdot$ cm $^{-3} \cdot$ h $^{-1}$, mit signifikant niedrigeren Werten bei 4 °C und 45 °C (jeweils –52 %), sowie signifikant erhöhten Werten bei 20 (+41 %) und 30 °C (+37 %) (Abb. 5C).

Die bakterielle Diversität nach Shannon-Wiener H' variierte zwischen 3,0 und 3,4 im Säulenwasser ohne signifikante Korrelation zur Temperatur. Im Säulensediment lag

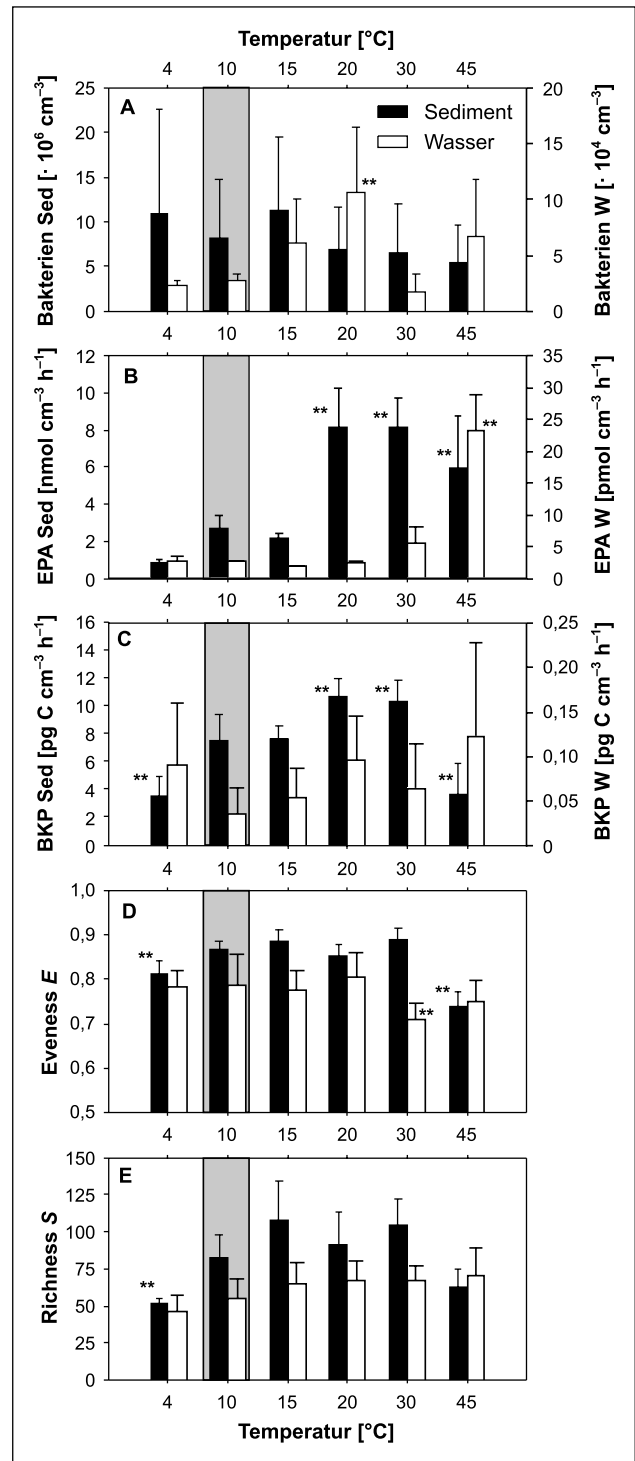


Abb. 5 Temperaturabhängigkeit ausgewählter mikrobiologischer Parameter (Bakterienzahl, extrazelluläre Phosphataseaktivität (EPA), Bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP), Evenness und Richness) im Säulenwasser (weiße Balken) und Säulensediment (schwarze Balken). Daten sind als Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) aus 6 Säulenreplikaten gegeben. ** kennzeichnet die von der Referenztemperatur signifikant verschiedenen Werte ($p < 0,001$)

die mikrobielle Diversität zwischen 3,1 und 4,1, mit signifikant niedrigeren Werten bei 4 (–16 %) und 45 °C (–18 %) (Daten nicht gezeigt). Im untersuchten System lagen die Werte für die Evenness E im Grundwasser zwischen 0,71 und 0,79, im Sediment zwischen 0,73 und 0,89. Auch für diesen Parameter wurde eine signifikante Verringerung bei 4 °C und 45 °C gegenüber der Referenztemperatur gefunden (Abb. 5D), die folglich auch in der Gesamtzahl der Taxa (Richness S , Taxonomische Einheiten; hier T-RFs) reflektiert wird (Abb. 5E).

Der Einfluss der Temperatur auf die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaften konnte sowohl im Säulenwasser als auch im Sediment (MANOVA, $R = 0,82$ und $R = 0,92$, $p < 0,005$) nachgewiesen werden. Die Auswertung der multivariaten Regressionsbäume zeigte vor allem für das Sediment eine deutliche temperaturabhängige Strukturierung der bakteriellen Gemeinschaften (Abb. 6A). So wurden die Gemeinschaften im Sediment bei 4 °C und 45 °C als deutlich verschieden von den Gemeinschaften bei 10, 15, 20 bzw. 30 °C identifiziert, während geringere Unterschiede in der Zusammensetzung der Bakterien im Bereich von 10 bis 30 °C festgestellt wurden. Typische T-RFs für die jeweilige Versuchstemperatur, so z. B. die T-RFs 129, 469, 126, 467 bei 45 °C und die T-RFs 401, 437 und 147 bei 4 °C konnten identifiziert werden (Abb. 6A). Eine Feststellung der durch diese T-RFs repräsentierten Bakterientaxa war im Rahmen dieser Untersuchungen nicht möglich. Auch im Säulenwasser wurden einige temperaturspezifische Indikator-T-RFs wiedergefunden, allerdings war die erklärte Gesamtvarianz und damit die Aussagekraft der multivariaten Regressionsbäume für das Säulenwasser etwas geringer (Abb. 6B).

Temperatortoleranz von Grundwasserinvertebraten

Individuen von *Niphargus inopinatus* (Grundwasserflohkrebs) zeigten in der Temperaturgradientenkammer deutliche Verteilungsmuster. In mehr als 30 % der Beobachtungen befanden sich die Tiere im Bereich von 12 bis 14 °C und in 77 % der Fälle zwischen 8 und 16 °C (Abb. 7); die mittlere Aufenthaltstemperatur betrug $11,7 \pm 3,4$ °C. Wiederholt fanden sich Tiere auch in einer Art Kältestarre bei Temperaturen ≤ 5 °C. Alle Individuen konnten aber, setzte man sie zurück in 12 °C temperiertes Wasser, ohne offensichtliche Folgeschäden, wiederbelebt werden. Kontrollversuche in einer Temperaturkammer ohne Temperaturgradient (einheitlich 12–13 °C) zeigten eine mehr oder weniger gleichmäßige Verteilung der Tiere über die ganze Kammer mit einer signifikanten Anhäufung am unteren Ende der Kammer (34 % der beobachteten Tiere). Der Grund dafür dürfte vor allem eine positive Gravitaxis der Tiere sein und der Umstand, dass dieser Ort den besten Schutz vor Licht bot, welches während der Zählungen eingesetzt wurde. Ein

ähnliches Ergebnis lieferten wiederholte Versuche mit der Grundwasserassel *Proasellus cavaticus*. 66 % aller Beobachtungen zeigten die Tiere bei Temperaturen zwischen 8 und 16 °C, insgesamt 24 % bei einer Temperatur von 12–14 °C (Abb. 7); die mittlere Aufenthaltstemperatur betrug $11,4 \pm 5$ °C. Auch in diesen Versuchen wurde ein Individuum in Kältestarre vorgefunden (bei 2,3 °C), konnte aber erfolgreich reaktiviert werden. Drei weitere Tiere verfielen jedoch bei Temperaturen von 22,9, 23,5 und 25 °C in eine Wärmestarre. Zwei der Tiere konnten bei kühleren Temperaturen wieder aktiviert werden, starben jedoch wenige Stunden bzw. Tage später. Vergleichbar zu *N. inopinatus* verteilten sich auch die Asseln in den Kontrollexperimenten sehr gleichmäßig über die Kammer, mit einer etwas erhöhten Aufenthaltswahrscheinlichkeit an den beiden Kammerenden.

Um die Temperatortoleranz ausgewählter Grundwasserinvertebraten genauer zu untersuchen, wurden Temperaturversuche im Stil klassischer Tox-Tests durchgeführt. In diesen Versuchen zeigte sich der Grundwasserflohkrebs *N. inopinatus* temperaturtoleranter als die Assel *P. cavaticus*. Nach 24 h betrug die Temperatur, bei der 50 % der Individuen starben (LT_{50}) $27,1 \pm 0,5$ °C. Nach 48 h waren alle bei 27 bzw. 30 °C inkubierten Individuen gestorben und die LT_{50} sank auf $23,3 \pm 2,9$ °C. Am Tag 25 und 30 senkte sich die LT_{50} auf $20,2 \pm 1,2$ °C (Abb. 8A). Nach 24 h wurde für *P. cavaticus* eine LT_{50} von $23 \pm 0,1$ °C bestimmt, die eine steil abnehmende Tendenz mit der Zeit zeigte. Nach 48 h war der Wert bereits auf $18,8 \pm 0,4$ °C, nach 96 h auf $17,9 \pm 0,6$ °C, und nach 5 Tagen schließlich auf $16,6 \pm 3,8$ °C gesunken (Abb. 8B).

Diskussion

Grundwasserqualität

In zahlreichen Studien konnte gezeigt werden, dass die Abgabe von Wärme in den Untergrund eine Reihe geochemischer Reaktionen maßgeblich beeinflusst (Griffioen & Appelo 1993, Brons et al. 1991, Stumm & Morgan 1995, Arning et al. 2006). Im Gegensatz dazu zeigen die Ergebnisse der vorgestellten Feldstudie und der Säulenexperimente signifikante Veränderungen der Wasserchemie mit der Temperatur nur in Bezug auf die Sauerstoffkonzentration und den pH-Wert. Anscheinend waren die im Feld beobachteten Temperaturerhöhungen zu gering, um chemische Prozesse signifikant zu beeinflussen. Außerdem war die Reaktivität der biologischen Prozesse im Feld und in den Säulenversuchen vermutlich durch die starke Energielimitierung beider Systeme begrenzt. Für „sauberes“ Grundwasser lässt sich somit aus unseren Ergebnissen keine unmittelbare Gefährdung der Grundwasserqualität durch Temperaturveränderungen innerhalb der im Feld untersuchten Spannbreite ableiten.

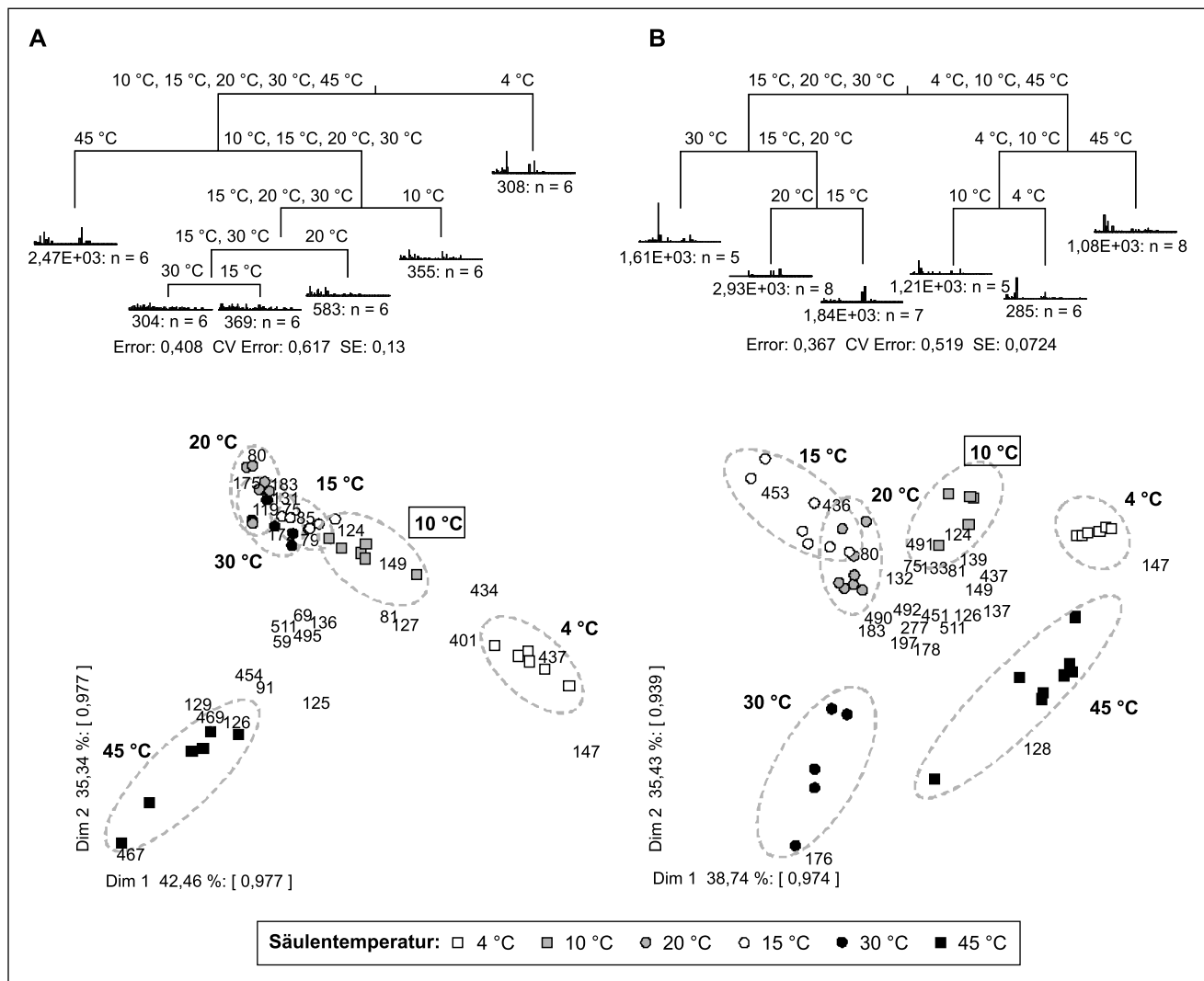


Abb. 6 Multivariate Regressionsbäume (oben) der relativen Abundanz von Bakterien-T-RFs im Säulensediment (A) und Säulenwasser (B). Die Unterteilung basiert auf Euklidischen Abständen. Balkendiagramme repräsentieren die mittlere T-RF-Zusammensetzung an jedem Knoten. Ebenfalls dargestellt (unten) ist die Hauptkomponentenanalyse der aus den multivariaten Regressionsbäumen resultierenden

Gruppen. Die einzelnen Säulen mit ihrer Versuchstemperatur sind durch Symbole (siehe Legende) gekennzeichnet, die Zahlen geben spezifische T-RF's wieder. Allen Gruppen gemeinsame T-RF's wurden aus Gründen der Lesbarkeit nicht dargestellt. Die ersten zwei Hauptkomponenten (Dim 1, Dim 2) erfassen 42,5 % und 35,3 % (A) bzw. 38,7 % und 25,4 % (B) der Varianz in den T-RF's

Effekte von Temperaturänderungen auf Grundwasserlebensgemeinschaften

Mikrobiologie

Eine Temperaturerhöhung führt nach üblicher Lehrmeinung zur Erhöhung der Stoffwechselaktivität und Teilungsrate bei Bakterien (Koolman & Röhm 1998). Die metabolische Aktivität mikrobieller Arten hat jedoch individuelle und spezifische Temperaturoptima (Abb. 1). Während eine natürliche Grundwassertemperatur (etwa 10–12 °C) optimale Wachstumsbedingungen für psychrophile und psychrotolerante Mikroorganismen darstellt, fördert eine Temperaturer-

höhung auf 15 bis 20 °C bereits mesophile und noch höhere Temperaturen ab 40 °C gar thermophile Arten (Abb. 1).

Eine Veränderung der Wassertemperatur spiegelt sich in der dargestellten Studie nicht gleichermaßen in allen Parametern wider. Während im Grund- und Säulenwasser mikrobielle Abundanz und Aktivitäten durch die aufgetretenen Temperaturveränderungen und aufgrund der geringen Substrat- und Nährstoffverfügbarkeit entweder gar nicht (Feld) oder nur im vernachlässigbaren Umfang (Säulen) beeinflusst wurden, erwies sich die bakterielle Diversität als temperatursensitiver Parameter. Der Anstieg der Bakterien-diversität innerhalb der untersuchten Temperaturspanne im Feld steht im Einklang mit der „Intermediate Disturbance

Abb. 7 Aufenthaltshäufigkeiten zweier ausgewählter Grundwasserinvertebraten, *Niphargus inopinatus* ($n = 274$) und *Proasellus cavaticus* ($n = 156$) innerhalb eines Temperaturgradienten über den Beobachtungszeitraum von 24 h (oben). Die untere Darstellung zeigt die Verteilungshäufigkeit der Tiere bei isothermen ($12,5\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$) Bedingungen. Der Zusammenhang zwischen Aufenthaltsort und Temperatur ist aus Abbildung 3 ersichtlich

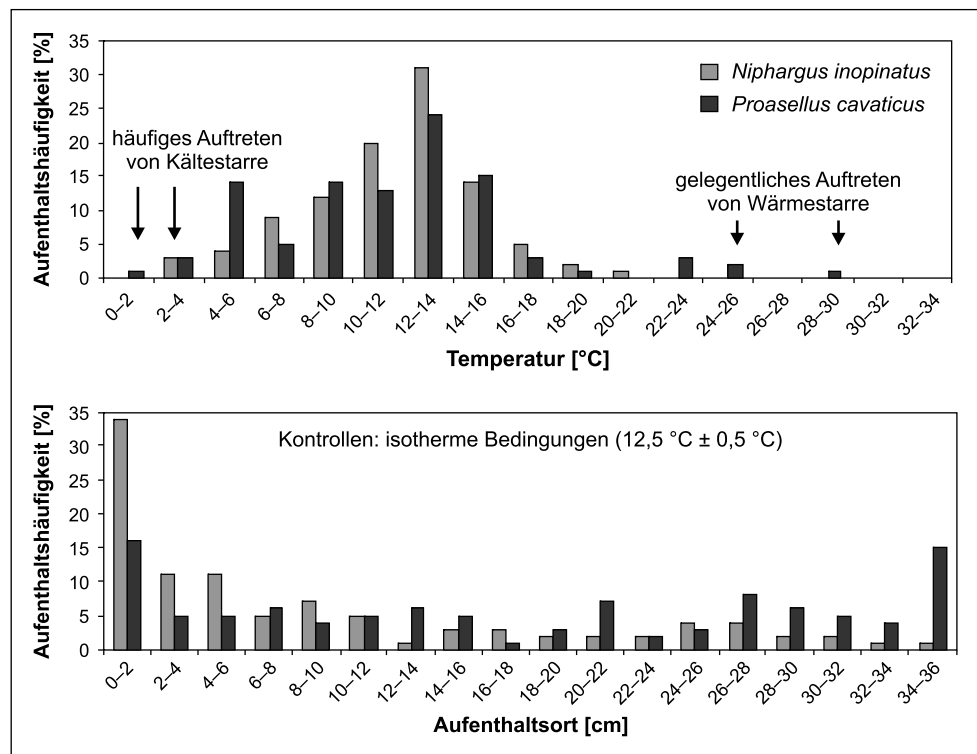
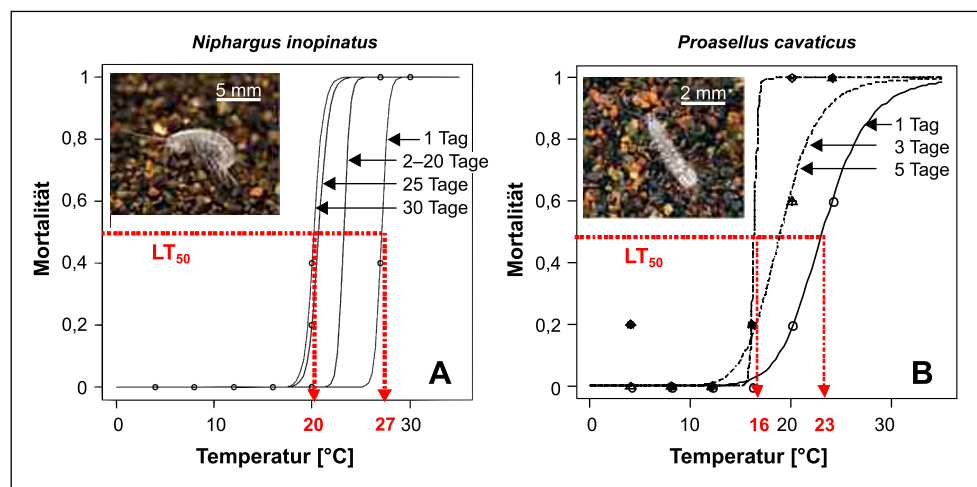


Abb. 8 Temperatur-Dosis-Wirkungs-Beziehungen für zwei ausgewählte Grundwasserinvertebraten. LT_{50} = Letale Temperatur für 50 % der Versuchstiere. Die Versuche wurden dynamisch über einen Zeitraum von 5 Tagen (*P. cavaticus*) bis 30 Tage (*N. inopinatus*) ausgewertet. (A) verändert nach Schreglmann (2010), (B) verändert nach Ferraro (2009)



Hypothese“, derzufolge die Artenvielfalt sich bei mäßiger Intensität und Frequenz einer Störung erhöht (Connell 1978, Ward & Stanford 1983, Dial & Roughgarden 1998, Lake 2000).

Zudem werden am Sediment festsitzende und im Grundwasserleiter suspendierte Bakteriengemeinschaften in unterschiedlichem Maße von der Temperatur beeinflusst. Generell leben je nach Nährstoff- und Belastungssituation zwischen 80 und 99,99 % der Zellen im Grundwasserleiter festsitzend (Alfreider et al. 1997, Griebler et al. 2002). In den Säulenversuchen waren zwischen 98,46 % und 99,79 % der Zellen sediment-assoziiert; ein Indiz für die vorherrschenden

den nährstofflimitierten Bedingungen, unter denen Bakterien bevorzugt am Sediment verweilen (Harvey et al. 1984). Eine Temperaturerhöhung innerhalb des optimalen Bereichs für psychrotolerante und mesophile Mikroorganismen (10 bis 30 °C , Abb. 1) führte im Sediment zur Erhöhung der Kohlenstoffproduktion der Bakterien. Jenseits dieses Temperaturbereichs (bei 4 und 45 °C) war die Bakterienproduktion signifikant erniedrigt. Die Phosphataseaktivität hingegen ist neben der Temperatur vor allem von der Phosphatverfügbarkeit bestimmt (Stibal et al. 2009). So deuten die im Vergleich zur Referenztemperatur signifikant erhöhten Enzymaktivitäten im Sediment der Säulen darauf hin, dass es

bei Temperaturen $\geq 20^\circ\text{C}$ aufgrund erhöhter Stoffwechselaktivitäten der mikrobiellen Gemeinschaft zu einer Phosphatlimitierung im untersuchten System kam. Auch im Sediment erwiesen sich die bakterielle Diversität, Richness und Evenness als sehr sensitive Parameter für Temperaturveränderungen. Besser als die Diversität gibt dabei die Evenness E (die Gleichmäßigkeit der Abundanzverteilung der Arten) einen Aufschluss über die funktionelle Stabilität und Redundanz innerhalb mikrobieller Gemeinschaften. Im Allgemeinen bedeutet eine niedrige Evenness E , dass die mikrobielle Gemeinschaft von einigen wenigen Arten dominiert wird und somit die Widerstandsfähigkeit solcher Gemeinschaften gegenüber einer Störung (z. B. durch Temperatur oder eine Verunreinigung) von den dominierenden Arten abhängt. Die starke Umstrukturierung der Bakteriengemeinschaften bei 4 und 45°C und die damit verbundene Abnahme der Diversität, Richness und Evenness verwiesen auf eine vergleichsweise starke Veränderung. Diese war bei 4°C wahrscheinlich mit der Inaktivierung mesophiler und einer Dominanz psychrophiler oder psychrotoleranter Arten, bei 45°C mit dem Verlust bzw. der Inaktivierung psychrophiler und der Etablierung thermophiler Arten verbunden. Hinweise auf die temperaturbedingte Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften bis zur Etablierung thermophiler Arten lieferten bereits die Arbeiten von Aragno (1983) und Schippers & Reichling (2006).

Die Versuche haben gezeigt, dass sich Temperaturunterschiede nur selten unmittelbar in den bakteriellen Parametern im Grund- und Säulenwasser widerspiegeln. Dies mag vor allem durch die hohen Abstandsgeschwindigkeiten ($v_a = 18\text{--}29\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$) und die dadurch geringen Verweilzeiten des Grundwassers im untersuchten Kiesaquifer und im Säulenexperiment (Verweilzeit $\sim 13\text{ min}$) verursacht sein. Bakterien im Wasser sind den Temperaturveränderungen – ob Erhöhung oder Abkühlung – somit zeitlich nur sehr begrenzt ausgesetzt, während festsitzende Gemeinschaften einer längerfristigen Beeinflussung unterliegen. Eine Wasserbeprobung allein liefert daher nicht immer belastbare Aussagen über den Zustand des Grundwasserökosystems. Die Entnahme von Sedimenten im Feld ist allerdings arbeits- und kostenintensiv und bleibt von einem standardisierten Monitoring bei geothermischen Anlagen bislang ausgeschlossen.

Weitere Effekte auf die Mikrobiologie, die im Zusammenhang mit einer Temperaturerhöhung im Grundwasser immer wieder diskutiert werden, sind die starke Schleimproduktion und Verstopfung durch verstärktes Bakterienwachstum und die Gefahr der Verkeimung (Wagner et al. 1988). Während die Gefahr einer Massenentwicklung von Bakterien und einer daraus resultierenden Verstopfung des Grundwasserleiters in organisch unbelasteten Grundwassersystemen gering scheint, kann in Aquiferen mit entsprechender Hintergrundbelastung vermehrtes Bakterienwachstum durchaus auftreten (Alexander 1982, Pagni 1985). Eigene

Untersuchungen zeigten, dass insbesondere der Sauerstoffgehalt im Grundwasser bei einer moderat erhöhten DOC-Konzentration (Erhöhung um $3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ bei $1,5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Hintergrund) rasch abnimmt bei einer gleichzeitigen Erhöhung der Bakterienzahlen und -aktivitäten (unpubl. Daten).

Umgekehrt kann eine Vermehrung von Mikroorganismen auch den Betrieb geothermischer Anlagen beeinträchtigen (Lerm et al. 2011). Da in Grundwasserökosystemen pathogene Keime vorkommen können, besteht die Möglichkeit, dass sich diese bei einer Temperaturerhöhung vermehren (Seppänen in Wagner et al. 1988). Generell überleben pathogene Bakterien und Viren in der Umwelt länger bei niedrigen Temperaturen (Bogosian et al. 1996, Rozen & Belkin 2001), und eine Vermehrung wurde bisher nur in Einzelfällen dokumentiert (Camper et al. 1991). Eigene Untersuchungen in Sedimentsäulen zeigten eine längere Nachweisbarkeit von *Escherichia coli* (als koloniebildende Einheiten [KBE] auf Platten mit Selektivmedium) bei Temperaturen $\leq 10^\circ\text{C}$ im Vergleich zu erhöhten Temperaturen (unpubl. Daten). Vital et al. (2007, 2008) haben erst kürzlich gezeigt, dass sich *Vibrio cholerae* (Stamm O1 Ogawa Eltor) und *E. coli* (Stamm O157) in Fluss- und Teichwasser vermehren konnten. Die Wachstumsraten zeigten eine positive Korrelation mit der Temperatur bis 30°C .

Fauna

Ein niedriger Basisstoffwechsel, geringe Reproduktionsraten und hohe Hungertoleranz sind charakteristisch für die Grundwasserfauna in ihrer im Allgemeinen temperaturkonstanten ($10\text{--}12^\circ\text{C}$), nahrungsarmen Umwelt (Thulin & Hahn 2008). Während die oberirdisch lebende Wasserassel (*Asellus aquaticus*) nur etwa 1 Jahr alt wird, leben manche Grundwasserarten um das 5- bis 10fache länger (Griebler & Mösslacher 2003). In Bezug auf ihre Temperaturtoleranz werden höhere Organismen als *stenotherm* (enger Toleranzbereich) und *eurytherm* (breites Temperaturspektrum) unterschieden. Vertreter der europäischen Grundwasserfauna sind zweifellos meist *kaltstenotherm*. So ist z. B. *Niphargus virei* als echter Grundwasserflohkrebis nur in einem sehr engen Temperaturbereich aktiv, während der nah verwandte Bachflohkrebis *Gammarus fossarum* ein sehr breites Spektrum toleriert (Issartel et al. 2005, Abb. 1). Die Auswirkungen einer Temperaturänderung auf Grundwasserorganismen sind bisher kaum dokumentiert. Für den Grundwasserhüpfertling *Parastenocaris phyllura* (Copepoda, Harpacticoida) führten moderate Temperaturerhöhungen (um $\sim 8^\circ\text{C}$) bei ausreichendem Nahrungsangebot zwar zur Verkürzung der Gesamtentwicklungszeit, ein Anstieg über eine artspezifische kritische Temperatur (19°C) jedoch zum Absterben der Organismen (Glatzel 1990). Unsere aktuellen Ergebnisse zeigen, dass sowohl die bevorzugten Temperaturbereiche als auch die Sensitivität gegenüber einer Grundwassererwärmung bei verschiedenen Organismengruppen und -arten

sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können (Abb. 7 und 8). Die Untersuchungen belegen eine gewisse Wärmetoleranz für wenige Tage. Bei einer Temperaturveränderung im Untergrund sollten deshalb in Bezug auf die Grundwasserfauna verschiedene Aspekte beachtet werden. Da Temperaturen über 20 °C für alle bisher getesteten stygobionten Invertebraten in Abhängigkeit von der Versuchsdauer kritisch waren, sollte diese Temperatur beim derzeitigen Wissensstand nicht überschritten und nur zeitlich bzw. räumlich begrenzt realisiert werden.

Vor allem im städtischen Bereich wurden durch die großflächige Versiegelung der Oberfläche und zahlreiche Tiefbauten (z. B. Kellergeschosse, Tiefgaragen, U-Bahntunnel) die natürlichen Fließbedingungen im Aquifer nachhaltig gestört. Die Grundwassertemperatur im städtischen Bereich ist aufgrund kontinuierlicher Wärmeabgabe aus Abwasser- und Fernwärmenetzen meist bereits bis zu 5 °C erhöht (Zhu et al. 2010). Das hat zu einer Reihe von Konsequenzen für die Nutzung von Grundwasser zur Gebäudeklimatisierung, zum anderen ist die Grundwasserfauna lang anhaltenden Temperaturveränderungen und einer generell herabgesetzten Grundwasserqualität ausgesetzt.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Aus ökologischer Sicht ist der zunehmende Ausbau erneuerbarer bzw. unerschöpflicher Energie, welche fossile und nukleare Energie ersetzen, zu begrüßen. Andererseits muss dabei der Schutz des Grundwassers als lebenswichtige Ressource für den Menschen und der Schutz von Grundwasserlebensräumen für eine Vielzahl von Organismen bzw. eine ökologische Funktionalität sichergestellt werden. Nach unserem heutigen Kenntnisstand sind dabei insbesondere folgende Punkte von Bedeutung:

- Die maximal genehmigte Temperaturspanne sollte auf den physikalisch, chemischen und biologischen Zustand des jeweiligen Grundwasserleiters abgestimmt sein. Bei moderaten Temperaturveränderungen gibt es derzeit keine gesicherten Hinweise, dass eine lokale thermische Nutzung zu wesentlichen Störungen in unbelasteten Grundwasserökosystemen führt. In Ländern, wie z. B. in der Schweiz oder in Frankreich wurden Temperaturspannen von ± 3 K bzw. ± 11 K definiert (Hähnlein et al. 2010b). Die in Deutschland übliche Temperaturspanne von ± 6 K scheint in Bezug auf unsere bisherigen Untersuchungen vertretbar.
- Wenn Konzentrationen von DOC ($> 3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ in oxischen Grundwässern) und Nährstoffen (z. B. $\text{PO}_4^{3-} > 0,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) über dem natürlichen Hintergrund liegen (Kunkel et al. 2004) und in typischerweise oxischen Grundwasserleitern nur geringe Sauerstoffkonzentrationen ($< 3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) vorliegen, sollte dieser Wert allerdings

einzelfallbezogen geprüft und keinesfalls überschritten werden.

- In organisch belasteten Grundwassersystemen kann eine Temperaturerhöhung rasch zu einer Sauerstoffzehrung führen, die massive Veränderungen innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaft zur Folge hat und höheren Organismen kein dauerhaftes Überleben ermöglicht. Auch die Vermehrung von pathogenen Mikroorganismen ist bei erhöhter Temperatur (z. B. Legionellen) und erhöhten DOC- und Nährstoffkonzentrationen (z. B. *Vibrio cholerae*) nicht auszuschließen.
- Ausnahmefälle stellen reduzierte weil organisch belastete Grundwasserleiter dar. Hier könnte die Erdwärmenutzung zu Kühlzwecken und die daraus resultierende Erhöhung der Temperatur im Untergrund zu einem positiven Effekt führen, der erhöhten Mobilisierung von Schadstoffen und dem verstärkten mikrobiellen Schadstoffabbau (*Enhanced Natural Attenuation*). Dies ist im Einzelfall unter Bedacht möglicher negativer Begleiterscheinungen (z. B. Methan- und Sulfidproduktion) durch Vorversuche abzuklären.

Danksagung Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch die Life Science Stiftung. Den Herren W. Adam (Wasserwirtschaftsamt Freising), R. Michel, H. König und F. Meyfarth (Texas Instruments, Freising) sind wir für die Unterstützung bei der Durchführung der Feldstudie zu Dank verpflichtet. Für Unterstützung bei der Durchführung des gesamten Projektes danken wir E. Schrade, K. Großmeier, A. Balmert (Technische Universität München) sowie R. Schaupp, G. Hinreiner, G. Teichmann und K. Hörmann (IGÖ-HMGU). Für wertvolle Anregungen und kritische Kommentare danken wir PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Dr. Sven Berkhoff und einem anonymen Reviewer.

Literatur

- Alexander, I.: Gutachten über Mikrobiologie im Aquiferspeicher. In: Harasim, A. & Weissenbach, B. (Hrsg.) Entwicklung eines Aquifer-Wärmespeichers, Phase 1, BMFT Forschungsbericht T82-032, Bd. 2, S. D1–D4 (1982)
- Alfreider, A., Krössbacher, M., Psenner, R.: Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. *Water Res.* **31**, 832–840 (1997)
- Anneser, B., Pilloni, G., Bayer, A., Lueders, T., Griebler, C., Einsiedl, F., Richters, L.: High resolution analysis of contaminated aquifer sediments and groundwater – what can be learned in terms of natural attenuation? *Geomicrobiol. J.* **27**(2), 130–142 (2010)
- Aragno, M.: Annex 10, Impacts Microbiologiques. In: Premier cycle d'exploitation de l'installation pilote SPEOS. Rapport (1983)
- Arning, E., Kölling, M., Panteleit, B., Reichling, J., Schulz, H.D.: Einfluss oberflächennaher Wärmegewinnung auf geochemische Prozesse im Grundwasserleiter. *Grundwasser* **11**(1), 27–39 (2006)
- Avramov, M., Schmidt, S.I., Griebler, C., Hahn, H.J., Berkhoff, S.: Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. *KW* **3**(2), 74–81 (2010)
- Bååth, E.: Thymidine incorporation into soil bacteria. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 803–810 (1990)
- Balke, K.D.: Sicherung der Wasserversorgung durch Gewässerschutz, Wasseraufbereitung und -verbund. *GWA* **29**, 371–389 (1978)

- Bell, R.T.: An explanation for the variability in the conversion factor deriving bacterial cell production from incorporation of [^3H]-thymidine. *Limnol. Oceanogr.* **35**, 910–915 (1990)
- Berner, M., Bayer, P., Blum, P.: Berechnung von Temperaturfahnen durch Grundwasserwärmepumpenanlagen. In: GeoDarmstadt 2010, Darmstadt (2010)
- Blum, P., Campillo, G., Münch, W., Kölbl, T.: CO₂ savings of ground source heat pump systems – a regional analysis. *Renew. Energy* **35**, 122–127 (2010)
- BMU: Grundwasser in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bericht. 70 S (2008)
- Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J., O'Neil, J.P., Heitkamp, M.A., Weber, D.B.: Death of the *Escherichia coli* K-12 strain W3110 in soil and water. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**(11), 4114–4120 (1996)
- Boulton, A.J., Fenwick, G.D., Hancock, P.J., Harvey, M.S.: Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebr. Syst.* **22**(2), 103–116 (2008)
- Briellmann, H., Griebler, C., Schmidt, S.I., Michel, R., Lueders, T.: Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiol. Ecol.* **68**, 273–286 (2009)
- Brons, H.J., Griffioen, J., Appelo, C.A.J., Zehnder, A.J.B.: (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Res.* **25**(6), 729–736 (1991)
- Camper, A.K., McFeters, G.A., Characklis, W.G., Jones, W.L.: Growth kinetics of coliform bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**, 2233–2239 (1991)
- Connell, J.H.: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**, 1302–1310 (1978)
- De'ath, G.: Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* **83**(4), 1105–1117 (2002)
- Dial, R., Roughgarden, J.: Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology* **79**, 1412–1424 (1998)
- EUROSERVER (Hrsg.): Heat pumps barometer. *Systèmes Solaires* **193**, 79 (2009)
- Ferraro, F.: Effects and impacts on groundwater ecosystems: review and experiments. Master thesis, Institute of Environmental Engineering, ETH Zurich, Switzerland (2009)
- Findlay, S.E.G., Meyer, J.L., Edwards, R.T.: Measuring bacterial production via rate of incorporation of [^3H]thymidine into DNA. *J. Microbiol. Methods* **2**(2), 57–72 (1984)
- Fridleifsson, I.B., Bertani, R., Huenges, E., Lund, J.W., Ragnarsson, A., Rybach, L.: The possible role and contribution of geothermal energy to the mitigation of climate change. In: Hohmeyer, O., Trittin, T. (Hrsg.) IPCC Scoping Meeting on Renewable Energy Sources, Proceedings, Lübeck, Germany, 20–25 January, 2008, S. 59–80 (2008)
- Fuchs, A.: Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Ph.D. thesis, University Koblenz-Landau, Landau (2007)
- Fuchs, G., Schlegel, H.G.: Allgemeine Mikrobiologie. 8. Aufl. S. 678. Thieme, Stuttgart (2006)
- Glatzel, T.: On the biology of *Parastenocaris phyllura* Kiefer (Copepoda, Harpacticoida). *Stygologia* **5**, 131–136 (1990)
- Griebler, C., Lueders, T.: Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshw. Biol.* **54**, 649–677 (2009)
- Griebler, C., Mindl, B., Slezak, D., Geiger-Kaiser, M.: Distribution patterns of attached and suspended bacteria in pristine and contaminated shallow aquifers studied with an in situ sediment exposure microcosm. *Aquat. Microb. Ecol.* **28**, 117–129 (2002)
- Griebler, C., Mösslacher, F.: Grundwasser-Ökologie. UTB-Facultas Verlag, Wien (2003)
- Griffioen, J., Appelo, C.A.J.: Nature and extent of carbonate precipitation during aquifer thermal energy storage. *Appl. Geochem.* **8**, 161–176 (1993)
- Hahn, H.J., Matzke, D.: A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologia* **35**(1–2), 31–44 (2005)
- Hähnlein, S., Molina-Giraldo, N., Blum, P., Bayer, P., Grathwohl, P.: Ausbreitung von Kältefahnen im Grundwasser bei Erdwärmesonden. *Grundwasser* **15**(2), 123–133 (2010a)
- Hähnlein, S., Bayer, P., Blum, P.: International legal status of the use of shallow geothermal energy. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **14**, 2611–2625 (2010b)
- Harvey, R.W., Smith, R.L., George, L.: Effect of organic contamination upon microbial distributions and heterotrophic uptake in a Cape Cod, MA, aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.* **48**, 1197–1202 (1984)
- Herman, J.S., Culver, D.C., Salzman, J.: Groundwater ecosystems and the service of water purification. 20 *Stan. Envtl. L. J.*, 479ff. (2001)
- Hill, T.C.J., Walsh, K.A., Harris, J.A., Moffett, B.F.: Using ecological diversity measures with bacterial communities. *FEMS Microbiol. Ecol.* **43**(1), 1–11 (2003)
- Hunkeler, D., Goldscheider, N., Rossi, P.: Biozönosen im Grundwasser: Grundlagen und Methoden der Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften. Schweiz. Bundesamt für Umwelt, BA-FU, Bern (2006)
- Issartel, J., Hervant, F., Voituron, Y., Renault, D., Vernon, P.: Behavioural ventilatory and respiratory responses of epigean and hypogean crustaceans to different temperatures. *Comp. Biochem. Physiol., Part a Mol. Integr. Physiol.* **141**(1), 1–7 (2005)
- Kirschner, A.K.T., Velimirov, B.: Benthic bacterial secondary production measured via simultaneous ^3H -thymidine and ^{14}C -leucine incorporation, and its implication for the carbon cycle of a shallow macrophyte-dominated backwater system. *Limnol. Oceanogr.* **44**(8), 1871–1881 (1999)
- Klotzbücher, T., Kappler, A., Straub, K.L., Haderlein, S.B.: Biodegradability and groundwater pollutant potential of organic anti-freeze liquids used in borehole heat exchangers. *Geothermics* **36**(4), 348–361 (2007)
- Koolman, J., Röhm, K.-H.: Taschenatlas der Biochemie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart (1998)
- Kristmannsdóttir, H., Armannsson, H.: Environmental aspects of geothermal energy utilization. *Geothermics* **32**, 451–461 (2003)
- Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F., Hannappel, S.: Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Band **47**, ISSN 1433–5530 (2004)
- Lake, P.S.: Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* **19**, 573–592 (2000)
- Lengeler, J.W., Drews, G., Schlegel, H.G.: Biology of the Prokaryotes. S. 1000. Thieme, Stuttgart, (1999)
- Lerm, S., Alawi, M., Miethling-Graff, R., Wolfgramm, M., Rauppach, K., Seibt, A., Würdemann, H.: Microbial impact on geothermal cold storage in a shallow aquifer, *Grundwasser* **16**(2) (2011)
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Dunlap, P.V., Clark, D.P.: Brock Biology of Microorganism, 12. Aufl., S. 1168. Benjamin Cummings, Redwood (2008)
- Mattheß, G.: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2, Gebrüder Borntraeger, Berlin (1994)
- Pagni, M.: SPEOS Project – Microbiological aspects. In: IEA Summary of the Presentations, Seventh Expert Meeting IEA, Annex III, Amsterdam, S. 24–28 (1985)
- Pannike, S., Kölling, M., Panteleit, B., Reichling, J., Scheps, V., Schulz, H.D.: Auswirkung hydrogeologischer Kenngrößen auf die Kältefahnen von Erdwärmesondenanlagen in Lockersedimenten. *Grundwasser* **11**(1), 6–18 (2006)
- Rozen, Y., Belkin, S.: Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiol. Rev.* **25**(5), 513–529 (2001)
- Rybach, L.: Geothermal energy: sustainability and the environment. *Geothermics* **32**, 463–470 (2003)

- Saner, D., Juraske, R., Kübert, M., Blum, P., Hellweg, S., Bayer, P.: Is it only CO₂ that matters? A life cycle perspective on shallow geothermal systems. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **14**, 1798–1813 (2010)
- Sanner, B., Karytsas, C., Mendrinou, D., Rybach, L.: Current status of ground source heat pumps and underground thermal energy storage in Europe. *Geothermics* **32**, 579–588 (2003)
- Schippers, A., Reichling, J.: Laboruntersuchungen zum Einfluss von Temperaturveränderungen auf die Mikrobiologie des Untergrundes. *Grundwasser* **11**(1), 40–45 (2006)
- Schreglmann, K.: Potential impacts of temperature changes due to shallow geothermal installations on groundwater fauna. Diplomarbeit, Universität Tübingen (2010)
- Stibal, M., Anesio, A.M., Blues, C.J.D., Tranter, M.: Phosphatase activity and organic phosphorus turnover on a high Arctic glacier. *Biogeosci. Discuss.* **6**, 2697–2721 (2009)
- Stumm, W., Morgan, J.J.: *Aquatic Chemistry*. Wiley, New York (1995)
- Thulin, B., Hahn, H.J.: Ecology and living conditions of groundwater fauna. Technical Report (TR-08-06) of the Svensk Kärnbränslehantering (SKB), Stockholm (2008)
- Umweltministerium Baden-Württemberg: Leitfaden zur Nutzung von Erdwärme mit Grundwasserwärmepumpen. U. Baden-Württemberg, Stuttgart (2009)
- Vital, M., Fuchslin, H.P., Hammes, F., Egli, T.: Growth of *Vibrio cholerae* O1 Ogawa Eltor in freshwater. *Microbiology* **153**, 1993–2001 (2007)
- Vital, M., Hammes, F., Egli, T.: *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environ. Microbiol.* **10**(9), 2387–2396 (2008)
- Wagner, R., Koch, M., Adinolfi, M.: Chemische und biologische Prozesse in Aquifer-Wärmespeichern. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Bd. 101, S. 106. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München (1988)
- Ward, J.V., Stanford, J.A.: The intermediate disturbance hypothesis: An explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (Hrsg.) *Dynamics of lotic ecosystems*, S. 347–356. Ann Arbor Scientific Publications, Ann Arbor (1983)
- Wobus, A., Bleul, C., Maassen, S., Scheerer, C., Schuppler, M., Jacobs, E., Röske, I.: Microbial diversity and functional characterization of sediments from reservoirs of different trophic state. *FEMS Microbiol. Ecol.* **46**(3), 331–347 (2003)
- Winderl, C., Anneser, B., Griebler, C., Meckenstock, R.U., Lueders, T.: Depth-resolved quantification of anaerobic toluene degraders and aquifer microbial community patterns in distinct redox zones of a tar oil contaminant plume. *Appl. Environ. Microbiol.* **74**, 792–801 (2008)
- Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, K.-D., Bayer, P.: Geothermal potential of urban heat islands (akzeptiert). *Environ. Res. Lett.* (2010)