

ANPASSUNGSSTRATEGIEN AN DEN KLIMAWANDEL

LÖSUNGSANSÄTZE ZUM WÄRMEMANAGEMENT VON GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSERRESSOURCEN

Als Strategien zur Anpassung an den Klimawandel eignen sich sowohl die thermische Bewirtschaftung von Grundwasserleitern als auch von Oberflächengewässern. Einerseits lassen sich damit negative Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserressourcen abschwächen. Andererseits besteht ein grosses Potenzial für die gleichzeitige Nutzung von Wärmeenergie. Deshalb sollten Klimawandel-Anpassungsstrategien ein integraler Bestandteil der nachhaltigen Bewirtschaftung von Wasserressourcen sein.

Jannis Epting,* Love Råman Vinnå; Annette Affolter, Stefan Scheidler, Departement Umweltwissenschaften, Universität Basel
Olliver Schilling, Departement Umweltwissenschaften Universität Basel und Eawag

RÉSUMÉ

STRATÉGIES D'ADAPTATION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

La recharge artificielle des eaux souterraines par les eaux de surface (*Managed Aquifer Recharge*) et des eaux de surface par les eaux souterraines (*Managed Surface Water Recharge*) sont d'excellentes stratégies pour atténuer l'impact du changement climatique sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques. Le potentiel d'utilisation thermique de ces deux types de recharge artificielle a été évalué pour trois sites de la région de Bâle où une gestion des eaux souterraines est en place et où les eaux souterraines sont rechargées par les eaux de surface. Une modélisation thermique des écoulements d'eaux souterraines a été effectuée pour les trois sites en tenant compte des flux entrants et sortants ainsi que des restrictions légales sur la température des eaux souterraines et de surface. Les résultats montrent que les temps de transit entre l'infiltration des eaux de surface et l'exfiltration des eaux souterraines combinés au mode opératoire de la recharge artificielle sont des facteurs centraux quant à l'optimisation du potentiel d'utilisation thermique. Ainsi, deux stratégies peuvent atténuer les effets négatifs du changement climatique sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques: l'utilisation thermique des eaux de surface qui sont utilisées pour la recharge artificielle des eaux souterraines en été ainsi que la recharge artificielle des eaux souterraines en hiver qui exfiltrent en été dans les eaux de surface.

AUSGANGSLAGE

Die erwarteten negativen Auswirkungen des Klimawandels auf unsere Wasserressourcen – Oberflächengewässer (OW) wie auch Grundwasser (GW) [1] – unterstreichen die Notwendigkeit von Anpassungsstrategien. Während auf globaler Ebene allgemeine Massnahmen zur Anpassung und Abschwächung der Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserressourcen weit hin diskutiert werden, müssen Strategien, welche an lokale und regionale Bedingungen angepasst sind, erst noch entwickelt werden.

Auf globaler Ebene zeigen Klimaprojektionen einen signifikanten und anhaltenden Anstieg der Lufttemperatur, wobei das Alpenland Schweiz zu den am stärksten betroffenen Regionen gehört. Seit 1894 konnte ein Anstieg der Lufttemperatur von +2 °C verzeichnet werden, was mehr als das Doppelte des globalen Durchschnitts von +0,9 °C ist [2]. Es existieren eindeutige Hinweise, dass sich die Klimaerwärmung auch auf die OW- und GW-Temperaturen auswirkt [1].

AUSWIRKUNGEN STEIGENDER WASSERTEMPERATUREN

OW gehören zu den am empfindlichsten auf den Klimawandel reagierenden Systemen [3], wobei insbesondere hohe Wasser-

* Kontakt: jannis.epting@unibas.ch

(Titelfoto: © IWB/Christian Flierl)

wurden die entsprechenden Randbedingungen einheitlich definiert und parametrisiert.

KONZEPTE MAR UND MSWR

Thermische Nutzung von Anreicherungs- und Entnahmewasser

Das thermische Potenzial im GW hängt hauptsächlich von den Fliessgeschwindigkeiten, der GW-Mächtigkeit, den thermischen Eigenschaften des Untergrundes und der möglichen Nutzung einer Temperaturspreizung ab. Zur Berechnung des theoretischen thermischen Potenzials im künstlichen Anreicherungs- und Entnahmewasser wurde ein potenzieller Wärmeentzug auf Grundlage von *Gleichung 1* und unter der Annahme berechnet, dass sowohl das Anreicherungs- als auch das entnommene Trinkwasser $\leq 10^\circ\text{C}$ bleiben sollten (was dem «natürlichen Zustand» der GW-Temperatur in den Untersuchungsgebieten entspricht).

$$E_i = C_f \cdot q_i \cdot \rho_w \cdot \Delta T \quad (1)$$

Die verfügbare Energie E_i [J d^{-1}] setzt sich dabei zusammen aus der Wärmekapazität des Wassers C_f [$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$], der Durchflussmenge q_i [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$], der Dichte des Wassers (ρ_w [kg m^{-3}]) und der möglichen Nutzung einer Temperaturspreizung ΔT [K].

Darüber hinaus wurde untersucht, inwieweit die Temperaturen des an den Trinkwasserbrunnen entnommenen Wassers durch die Infiltration von «kälterem» Anreicherungs- und Entnahmewasser reduziert werden müssten, um dem «natürlichen Zustand» der GW-Temperatur zu entsprechen.

Für eine thermische Nutzung des Entnahmewassers sind die Phasenverschiebung der Temperatur und die Fliesszeit zwischen Anreicherungs- und Entnahmestandort relevant. Da eine Wärmenutzung vor allem in den Wintermonaten attraktiv ist (z. B. für Heizung und Warmwasser), ist eine Phasenverschiebung von 4 bis 8 Monaten ideal. In einem ersten Schritt wurde daher die Anordnung der einzelnen Entnahmebrunnen zu den verschiedenen Anreicherungs- und Entnahmewässern hinsichtlich der induzierten Phasenverschiebungen bewertet. In einem zweiten Schritt wurde der theoretische Wärmeentzug des Anreicherungs- und Entnahmewassers quantifiziert. Für diese Analysen wurden keine Klimaprojektionen berücksichtigt, sondern der Ist-Zustand ausgewertet.

Regeneration «erwärmter» OW

Bei der Bewertung der Regeneration «erwärmter» OW wurden zwei konzeptionelle Ansätze verfolgt: (a) die direkte Wärmenutzung aus den Flüssen Rhein, Wiese und Birs und (b) die Nutzung von MSWR bzw. die durch gezielte Anreicherung induzierte, erhöhte Exfiltration von vergleichsweise «kaltem» GW für ausgewählte OW-Abschnitte.

a) Thermische Nutzung von OW

Eine thermische GW-Nutzung muss in der Schweiz gesetzlichen Vorschriften genügen. So darf die Temperatur durch Wärmezufuhr oder -entzug um nicht mehr als 3°C gegenüber einem «natürlichen Zustand» des GW 100 m im Abstrom der Einwirkung verändert werden [33]. Zudem darf weder erwärmtes Wasser eingeleitet noch Wasser zur Kühlung entnommen

werden, wenn die Temperatur des betreffenden OW 25°C überschreitet.

Im Rahmen unserer Untersuchungen wurde deshalb in einem ersten Schritt für die verschiedenen untersuchten OW und Klimaszenarien die prognostizierte Entwicklung der Anzahl Tage bewertet, an denen die Temperatur der OW über 25°C liegt. In einem zweiten Schritt wurde für die Klimaprojektionen mit den geringsten (Szenario S1) und den grössten (Szenario S6) Auswirkungen des Klimawandels die Energiemenge, die den verschiedenen OW entnommen werden müsste, um die OW-Temperaturen unter 25°C zu halten, nach *Gleichung 1* berechnet.

b) GW-Exfiltration

In der Schweiz liegt der gesetzliche Schwellenwert der Wassertemperatur bei 25°C , ab welchem kritische Auswirkungen auf lokale Fischarten zu erwarten sind und die anthropogene Nutzung eingeschränkt wird. Um abschätzen zu können, wie viel Wasser, z. B. via induzierter Exfiltration von GW, mit einer definierten Temperatur zugeführt werden müsste, um ein OW auf unter 25°C abkühlen zu können, wurde eine lineare Mischungsanalyse (*End Member Mixing Analysis*; z. B. [34–38]) durchgeführt. Mit dieser Methode und n Endgliedern (unter der Annahme, dass die Wassertemperaturen konstant bleiben und nicht durch externe Quellen und Senken beeinflusst werden) können $n+1$ Wasserkomponenten getrennt werden. Voraussetzung ist, dass alle Endglieder (in unserem Fall die Temperaturen) der verschiedenen Wasserkomponenten eindeutig sind. Es gelten die *Gleichungen 2* und *3*:

$$Q = Q_1 + Q_2 \quad (2)$$

$$Q \cdot c = Q_1 \cdot c_1 + Q_2 \cdot c_2 \quad (3)$$

Dabei ist Q [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$] der Gesamtabfluss (der Abfluss des jeweiligen OW plus die Menge des exfiltrierenden GW), c die Konzentration des Tracers im Gesamtabfluss (in unserem Fall die gewünschte Endtemperatur von 25°C nach dem Mischen der Wasserkomponenten), $Q_{1,2}$ [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$] der Abfluss aus den Speicherelementen 1 (der OW-Abfluss) und 2 (die Menge des exfiltrierten GW) und $c_{1,2}$ die Konzentrationen des Tracers in den Speicherelementen 1 (die OW-Temperatur) und 2 (die GW-Temperatur, die mit 10°C vorgegeben wird; siehe Kap. «Thermische Nutzung von Anreicherungs- und Entnahmewasser»). Aufgelöst nach Q_2 , also der Menge an GW mit einer definierten Temperatur von 10°C , die zugegeben werden müsste, um die OW-Temperaturen unter 25°C zu halten, ergibt sich *Gleichung 4*:

$$Q_2 = Q \cdot \frac{c - c_1}{c_2 - c_1} \quad (4)$$

RESULTATE

THERMISCHE NUTZUNG VON ANREICHERUNGS- UND ENTNAHMEWASSER

Figur 2 zeigt das berechnete theoretische thermische Potenzial (basierend auf *Gleichung 1*) des künstlichen Anreicherungs-

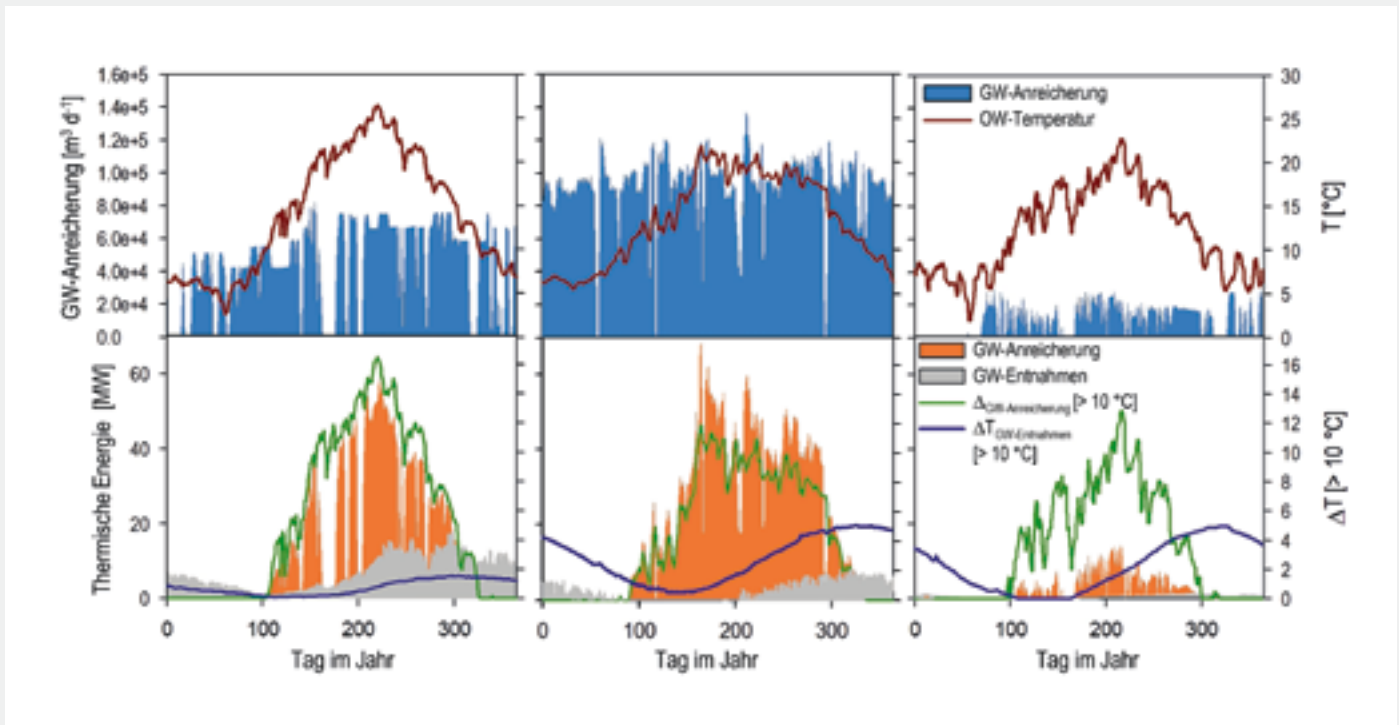


Fig. 2 Ableitung des theoretischen thermischen Potenzials aus dem künstlichen Anreicherungs- und dem Entnahmewasser der Trinkwasserbrunnen in den Untersuchungsgebieten Lange Erlen (links), Hardwald (Mitte) und Unteres Birstal (rechts) für den Istzustand. Oben: Künstliche Anreicherungsmengen und gemessene OW-Temperaturen. Unten: Entnahme von Wärmeenergie aus dem künstlichen Anreicherungs- oder dem Entnahmewasser, dargestellt zusammen mit der Temperaturspreizung von Anreicherungs- und Entnahmewasser.

wassers sowie des Entnahmewassers der Trinkwasserbrunnen für den Ist-Zustand unter der Annahme, dass sowohl das Anreicherungswasser als auch das entnommene Trinkwasser stets $\leq 10\text{ °C}$ sein sollten. Demnach könnten für den Ist-Zustand im Untersuchungsgebiet Lange Erlen im Sommerhalbjahr theoretisch bis zu 59 MW und im Jahresmittel 14 MW Wärme aus dem künstlichen Anreicherungswasser entzogen werden. Die Infiltration des «gekühlten» Anreicherungswassers würde zu einer

Absenkung der Temperatur des entnommenen Wassers an den Trinkwasserbrunnen der Langen Erlen um durchschnittlich $2,2\text{ °C}$ und maximal $4,5\text{ °C}$ führen (Tab. 1). Alternativ könnten dem Entnahmewasser vor allem in den Spätsommer- und Herbstmonaten bis zu 18 MW und im Mittel 7 MW Wärme entzogen werden.

Im Untersuchungsgebiet Hardwald könnten dem künstlichen Anreicherungswasser im Sommerhalbjahr theoretisch bis zu 69 MW Wärme entzogen werden,

im Jahresdurchschnitt 20 MW. Die Infiltration des «gekühlten» Anreicherungswassers würde zu einer Senkung der Temperaturen des an den Trinkwasserbrunnen entnommenen Wassers um durchschnittlich $1,7\text{ °C}$ und maximal $2,8\text{ °C}$ führen (Tab. 1). Alternativ könnten dem Entnahmewasser, vor allem in den Herbstmonaten, bis zu 8 MW und im Mittel 1 MW Wärme entzogen werden.

Im Unteren Birstal könnten aus dem künstlichen Anreicherungswasser im Sommerhalbjahr theoretisch bis zu 14 MW und im Jahresmittel 2,4 MW Wärme entzogen werden. Die Infiltration des «gekühlten» Anreicherungswassers würde bei den Trinkwasserbrunnen in den Gemeinden Aesch und Reinach zu einer Reduktion der Temperaturen des entnommenen Wassers um $0,3\text{ °C}$ und maximal $2,3\text{ °C}$ führen (Tab. 1). Ein Wärmeentzug aus dem Entnahmewasser ist gering und wurde daher nicht weiter behandelt.

A: Lange Erlen	W 1	W 2	W 3	W 4	W 5	W 6	W 7	W 8	W 10	W 11	W 12
$\Delta T\text{ [°C]}$	-2.1	-4.5	0.0	-3.5	-2.6	-2.0	-1.2	-2.9	-4.5	-0.9	-0.1
B: Hardwald	W 1	W 4	W 5	W 6	W 7	W 9	W 10	W 11	W 12	W 13	W 14
$\Delta T\text{ [°C]}$	0.0	-1.3	-1.5	-1.8	-0.8	-1.6	-2.1	-2.0	-2.0	-2.0	-1.8
	W 15	W 16	W 17	W 18	W 19	W 20	W 21	W 22	W 23	W 24	W 25
$\Delta T\text{ [°C]}$	-1.8	-2.0	-2.5	-2.4	-2.4	-2.2	-1.9	-1.4	-1.0	-0.8	-0.3
	W 26	W 27	W 28	W 29	W 30	W 31	W 32	W 33	W 34		
$\Delta T\text{ [°C]}$	-0.6	-0.9	-1.2	-1.7	-2.5	-2.2	-2.8	-2.5	-2.3		
C: Unteres Birstal	W A1	W A2	W R1	W R2	W R3						
$\Delta T\text{ [°C]}$	-0.3	-1.2	-2.3	-1.9	-0.4						
	W R4	W R5	W R6	W R7	W R8						
$\Delta T\text{ [°C]}$	0.0	-0.5	-0.3	0.0	0.0						

Tab. 1 Veränderung der Entnahmetemperaturen an den Trinkwasserbrunnen (W#) der Untersuchungsgebiete Lange Erlen (A), Hardwald (B) und Unteres Birstal (C; A-Aesch & R-Reinach) im Vergleich zum Ist-Zustand infolge der Infiltration von Anreicherungswasser mit $T \leq 10\text{ °C}$.

THERMISCHE NUTZUNG OW

Figur 3 zeigt für die untersuchten Fließgewässer und alle 18 Klimaprojektionen zu den RCP8.5-Emissionsszenarien (siehe Box 1; für die Resultate auf Grundlage der Klimaprojektionen RCP2.6 und RCP4.5

sei auf [39] verwiesen) die projizierte Entwicklung der Anzahl Tage, an denen die OW-Temperaturen über 25 °C liegen. Die Auswertungen ergeben, dass unter RCP8.5 die Wassertemperaturen nach 2040 an 10 bis 40 Tagen im Jahr über 25 °C zu liegen drohen. Die zu erwartenden Auswirkungen hängen stark von dem verwendeten Klimamodell und der Variabilität zwischen den Jahren ab. Am stärksten betroffen ist der Rhein (Stationen 2289 und 2091), der schon heute am häufigsten die 25 °C-Schwelle überschreitet.

In Tabelle 2 sind die Minimal-, Mittel- und Maximalwerte der aus den verschiedenen OW entnommenen Wärmemengen sowie der Wassermengen mit einer Temperatur von 10 °C zusammengefasst, die den OW zugeführt werden müssten, um die Wassertemperaturen lokal unter 25 °C zu halten. Dies sowohl für die Projektionen mit den geringsten (Szenario S1) als auch mit den grössten (Szenario S6) Auswirkungen der Klimaänderungen auf die OW.

In den Lange Erlen müssten der Wiese theoretisch zwischen 20 und 48 916 kW und im Durchschnitt 3631 kW (Szenario S1) und 6228 kW (Szenario S6) Wärme entzogen werden, um das OW unter 25 °C zu halten. Dementsprechend liegen die Wassermengen, die der Wiese mit 10 °C zugeführt werden müssten, um diese auf 25 °C zu halten, je nach betrachtetem Klimaszenario zwischen minimal 28 m³ d⁻¹ und maximal 56 468 m³ d⁻¹, im Mittel zwischen 4555 m³ d⁻¹ (S1) und 7226 m³ d⁻¹ (S6).

Der Birs (Unteres Birstal) müssten theoretisch 341 bis 53 343 kW, im Mittel 2092 kW (Szenario S1) und 10 901 kW (Szenario S6) Wärme entzogen werden, um sie unter 25 °C zu halten. Die Wassermengen, die der Birs bei 10 °C zugeführt werden müssten, um diese unter 25 °C zu

halten, lägen demnach zwischen minimal 467 m³ d⁻¹ und maximal 58 432 m³ d⁻¹, im Mittel zwischen 2837 m³ d⁻¹ (Szenario

S1) und 13 736 m³ d⁻¹ (Szenario S6). Der Rhein (Hardwald) wurde aufgrund seiner Grösse nicht berücksichtigt.

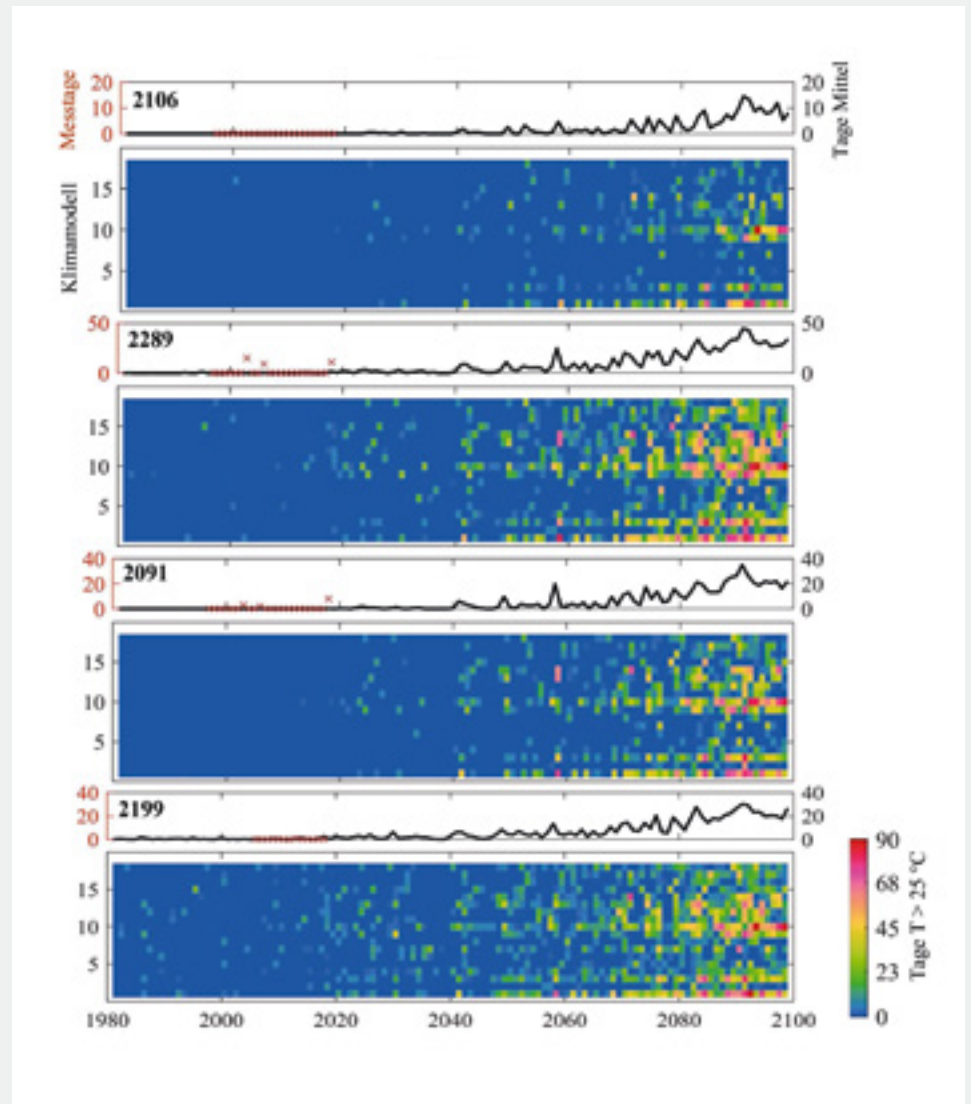


Fig. 3 Projizierte Entwicklung der Gesamtzahl der Tage pro Jahr, an denen die OW-Temperaturen den thermischen Schwellenwert (> 25 °C) an den BAFU-OW-Messstationen 2106 (Birs), 2289 (Rhein), 2091 (Rheinfelden) und 2199 (Wiese) für alle 18 Klimaprojektionen und das Emissionsszenario RCP8.5 überschreiten. Liniengrafiken: Mittlere Schwellenwerte aller Klimamodelle (schwarze Linie) und Überschreitungsschwellen aus Messungen (rote Kreuze). Heatmaps: Simulationsergebnisse der einzelnen Klimamodelle.

		Wiese [2199]			Rhein [2289]			Rheinfelden [2091]			Birs [2106]		
		Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max
Szenario 1	E	20 kW	3631 kW	24 108 kW	535 MW	1289 MW	2018 MW	-	-	-	341 kW	2092 kW	3554 kW
	Q ₂	28 m³ d⁻¹	4555 m³ d⁻¹	29 608 m³ d⁻¹	8,4 m³ s⁻¹	19,7 m³ s⁻¹	30,4 m³ s⁻¹	-	-	-	467 m³ d⁻¹	2837 m³ d⁻¹	4807 m³ d⁻¹
Szenario 6	E	20 kW	6228 kW	48 916 kW	20 MW	3090 MW	11 035 MW	21 MW	2503 MW	8847 MW	588 kW	10 901 kW	53 343 kW
	Q ₂	28 m³ d⁻¹	7226 m³ d⁻¹	56 468 m³ d⁻¹	0,3 m³ s⁻¹	43,0 m³ s⁻¹	127,0 m³ s⁻¹	0,3 m³ s⁻¹	35,7 m³ s⁻¹	107,1 m³ s⁻¹	804 m³ d⁻¹	13 736 m³ d⁻¹	58 432 m³ d⁻¹

Tab. 2 Minimal-, Mittel- und Maximalwerte der (1) aus den verschiedenen OW entzogenen Wärme (E) und der (2) Wassermengen (Q₂), die den OW zugeführt werden müssten, um die Wassertemperaturen < 25 °C zu halten (Definition der Szenarien 1 und 2: siehe Box 1). Entzogene Wärme in kW und Wassermengen in m³ d⁻¹ (Rhein: MW und m³ s⁻¹).

ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION

Im Zusammenhang mit den unterschiedlichen hydrogeologischen Standortgegebenheiten werden im Folgenden die Potenziale von MAR (der thermischen Nutzung des Anreicherungswassers vor der Infiltration oder bei der Entnahme der Trinkwassergewinnung) und MSWR (die Regeneration von «erwärmtem» OW durch eine stimulierte GW-Exfiltration in OW) diskutiert.

REDUKTION NEGATIVER KLIMAAUSWIRKUNGEN AUF GW/TRINKWASSER DURCH THERMISCHE NUTZUNG VON MAR

Das Potenzial der thermischen Nutzung des Anreicherungswassers vor der Infiltration ist im Vergleich zum Potenzial des entnommenen GW bei den Trinkwasserbrunnen deutlich grösser, da die realisierbare Temperaturspreizung des zur Infiltration genutzten OW grösser ist (Fig. 2). Zudem ist zu berücksichtigen, dass bei einer thermischen Nutzung des entnommenen GW bei den Trinkwasserbrunnen nur die Temperatur des Trinkwassers gesenkt würde, nicht aber die des Grundwassers. Aufgrund der hohen Anreicherungsmengen in den Lange Erlen und im Hardwald ist eine vergleichsweise grosser Wärmeentzug von durchschnittlich 14 und 20 MW theoretisch möglich, was dem energetischen Potenzial von 3 bis 7 Windkraftanlagen entspricht. Ein theoretisch zwar möglicher Wärmeentzug im Unteren Birstal ist hingegen aufgrund der vergleichsweise tiefen Temperaturen des Anreicherungswassers zu gering, um für eine thermische Nutzung in Frage zu kommen. Demnach eignet sich die thermische Nutzung von MAR als Massnahme gegen die negativen Folgen des Klimawandels auf GW- und Trinkwassertemperaturen insbesondere an den Standorten, an welchen die für die Anreicherung genutzten OW ein hohes energetisches Nutzungspotenzial erzielen lassen. Da bei den höchsten Wassertemperaturen und damit dem höchsten energetischen Potenzial im Sommer allerdings gleichzeitig am wenigsten Bedarf an Wärmenutzung besteht, reduziert sich das effektive Potenzial der thermischen Nutzung des Anreicherungswassers als klimawirksame Massnahme.

Bei der thermischen Nutzung des Entnahmewassers ist zwar das theoretische

energetische Potenzial kleiner im Vergleich zum Anreicherungswasser, dafür aber wirkt sich die Phasenverschiebung in der Ankunft des Temperatursignales zwischen Anreicherung und Entnahmestandort positiv auf den Nutzen als klimawirksame Massnahme aus. Da der Wärmeentzug vor allem im Winter für Heizung und Warmwasser attraktiv ist, ist eine Phasenverschiebung von 4 bis 8 Monaten in Bezug auf das energetische Potenzial optimal. Weil in den Lange Erlen der Abstand zwischen den einzelnen Entnahmehrunden und Versickerungsfeldern jedoch sehr variabel ist (A in Fig. 1), ist auch die Phasenverschiebung variabel. Die räumliche Anordnung von Brunnen und den Versickerungsanlagen im Hardwald (B in Fig. 1) hingegen ist ideal und resultiert in Phasenverschiebungen zwischen 3 und 5 Monaten [23, 24, 40]. Im Vergleich zu den Versickerungsanlagen in den Lange Erlen und im Unteren Birstal, wo das OW direkt in den gesättigten GW-Leiter infiltriert, versickert das Anreicherungswasser im Hardwald zudem über eine mehrere Meter mächtige ungesättigte Zone, bevor es den GW-Spiegel erreicht. Dies wirkt sich zusätzlich positiv auf die Phasenverschiebung des thermischen Potenzials aus. Im Unteren Birstal waren von den Entnahmehrunden in der Gemeinde Aesch keine Temperaturdaten verfügbar, während die Brunnen in Reinach zu weit von der Anreicherungsanlage entfernt sind, um ein thermisches Signal der Anreicherung zu sehen (siehe auch [41]). Zudem wird im Vergleich zu den Lange Erlen und dem Hardwald, wo Wasser aus dem Rhein angereichert wird, im Unteren Birstal Wasser aus der kühleren Birs angereichert, was das Potenzial für eine thermische Nutzung im Vergleich zu den anderen Standorten stark reduziert (Tab. 2). Da das Potenzial für die thermische Nutzung des Entnahmewassers also signifikant kleiner ist als die des Anreicherungswassers, eignet sich die thermische Nutzung des Entnahmewassers als klimawirksame Massnahme gegen zu hohe Trinkwassertemperaturen lediglich für Standorte, an denen auch nach einer längeren Zeit im Boden noch eine genügend grosse Temperaturprägung vorhanden ist. Zudem muss, damit das energetische Potenzial ausgeschöpft werden kann, eine geeignete Phasenverschiebung vorhanden sein, sodass die aus den Sommer-

monaten stammende Energie in den Wintermonaten, in denen der Heiz- und Warmwasserbedarf grösser ist, genutzt werden kann. Leider führt die thermische Nutzung des Entnahmewassers zu keiner Abkühlung des Grundwassers, wodurch sich der Nutzen in Bezug auf die Milderung der negativen Folgen des Klimawandels auf das Trinkwasser beschränkt.

Zusammenfassend lässt sich folgern, dass zwar das energetische Potenzial von MAR sowohl bei einer Nutzung vor der Anreicherung als auch bei einer Nutzung nach der Entnahme mildernde Effekte auf die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserressourcen mit sich bringt, dass aber weder die eine noch die andere Lösung aus unterschiedlichen Gründen hinsichtlich der Reduktion erhöhter Temperaturen optimal ist.

REGENERATION «ERWÄRMTER» OW DURCH MSWR UND STIMULIERTE GW-EXFILTRATION

Aufgrund der vergleichsweise niedrigen Temperaturen von OW und GW birgt die Nutzung von Wasserressourcen zur Kühlung im Allgemeinen ein grösseres Potenzial als der Entzug von Wärme. Je mehr sich die Wasserressourcen jedoch in Zukunft erwärmen, desto schwieriger wird es sein, Gewässern zusätzliche Abwärme zuzuführen, ohne ökologische Folgen zu riskieren [42]. Das war auch der Grund, warum wir die Nutzung von OW und GW für Kühlzwecke im Rahmen der Forschungsarbeit nicht berücksichtigt haben und stattdessen bei der Bewertung von MSWR auf die «Kühlung» von OW fokussierten.

Unsere Studien zeigen für verschiedene Abfluss- und Klimaszenarien projizierte Trends in der Anzahl der Tage, an denen die OW-Temperaturen 25 °C überschreiten. Indem die Temperatur von OW bei Hitzewellen unter 25 °C gehalten wird, könnten ein Wärmeentzug oder eine gezielt stimulierte, erhöhte Exfiltration von «kaltem» GW in OW besonders geeignete Massnahmen darstellen, um den negativen Effekten des Klimawandels auf Wasserressourcen entgegenzuwirken. Die OW in den Untersuchungsgebieten zeichnen sich durch unterschiedliche Typen der Interaktion mit den GW-Leitern aus. In den Langen Erlen ist die Infiltration von OW eine dominierende Komponente im GW-Haushalt. Dementsprechend werden die Auswirkungen von Klimaänderungen auf das GW stark von

dieser Komponente, aber auch durch die künstliche Anreicherung von OW beeinflusst. Da im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes nur ein OW-Abschnitt existiert, in dem relativ wenig GW exfiltriert, sind MAR-MSWR-Konzepte zur Regeneration des «erwärmten» OW für die Lange Erlen nicht geeignet. Andererseits fungiert der Rhein im Hardwald, ausser bei grossen Hochwasserereignissen, als Vorfluter, d. h. GW exfiltriert hauptsächlich in das OW. Aufgrund des hohen Abflusses des Rheins sind aber auch hier MAR-MSWR-Konzepte zur Regeneration des «erwärmten» OW nicht geeignet. Lediglich im Unteren Birstal existieren ausgedehnte OW-Abschnitte in denen vor allem GW-Exfiltration stattfindet und wo sich eine künstliche Anreicherung der Birs durch vergleichsweise «kaltes» GW im Sommer über strategisch gelegene Exfiltrationszonen ein praktikables Instrument zur Minderung der Klimaauwirkungen sein könnte. Solche lokalen Exfiltrationszonen in den Uferbereichen könnten dann eine wichtige Rolle als Rückzugsgebiete für aquatische Lebewesen während sommerlicher Dürreperioden und Hitzewellen spielen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die nachhaltige Bewirtschaftung von Wasserressourcen und thermischer Energie von OW und oberflächennahen GW erfordert eine differenzierte Bewertung und neue Strategien zur Anpassung an klimatische und anthropogen bedingte Veränderungen. Geeignete Strategien müssen zudem qualitative Aspekte der Wasserressourcen berücksichtigen und sind an die gesetzlichen Vorgaben zum Ressourcenschutz gebunden.

Wie die systematische Untersuchung der verschiedenen MAR-Systeme ergab, bergen die Nutzung des Wärmepotenzials von OW, das für die künstliche GW-Anreicherung im Sommer verwendet wird, wie auch die künstliche GW-Anreicherung im Winter (über die natürliche Exfiltration in Flüsse während der heissen Sommermonate) ein enormes Potenzial zur Abschwächung negativer Effekte des Klimawandels auf GW-Ressourcen und kann darüber hinaus die Temperatur des entnommenen Trinkwassers senken.

Somit würde eine energetische Nutzung zu einem geeigneten Instrument ent-

weder für lokale Niedertemperatur-Wärmeanwendungen wie Heizung und Warmwasser oder für die ökologische quantitative (erhöhte GW-Exfiltration) und qualitative (Temperaturreduktion) Aufwertung von OW, die von saisonalen Trockenperioden betroffen sind. Als positiver Nebeneffekt würde gleichzeitig die klimabedingte Erwärmung der GW-Ressourcen und der Temperaturanstieg bei der Trinkwasserentnahme reduziert werden.

Die Erkenntnisse über die Auswirkungen der Variabilität des hydraulischen und thermischen Regimes auf die Wasserressourcen, wie sie bei der Untersuchung der drei grössten künstlichen MAR-Standorte in der Schweiz gewonnen wurden, bieten eine gut übertragbare Grundlage für die Formulierung von Anpassungsstrategien für diese und andere MAR-Standorte.

Wichtig ist, dass gezeigt wurde, wie «Abwärme» im Zusammenhang mit erhöhten OW- und GW-Temperaturen im MAR-Kontext gezielt und effizient entweder für die thermische Wärmenutzung oder MSWR genutzt werden kann. So würde eine künstliche GW-Anreicherung im Winter zu einer Exfiltration von vergleichsweise «kühlem» Wasser in die OW im Sommer führen.

Die entwickelten Konzepte und methodischen Ansätze ermöglichen es den Behörden, die charakteristischen hydraulischen und thermischen Randbedingungen ihrer Systeme zu vergleichen und zu beurteilen, ob ihre Systeme für die Nutzung der thermischen Aspekte von OW und GW für MAR bzw. MSWR und somit für die Abschwächung der Auswirkungen durch die Klimaänderung geeignet sind.

Allerdings macht die künstliche GW-Anreicherung mit OW (ohne Uferfiltration) derzeit nur 3,8% des Trinkwassers in der Schweiz aus [43] und MAR wird bei der Wasserbewirtschaftung und der Planung von Anpassungsstrategien an die Auswirkungen des Klimawandels (noch) nicht berücksichtigt. Während auf europäischer Ebene MAR schon seit längerem ein wichtiges Instrument zur Bewirtschaftung von Wasserressourcen ist, wird die künstliche Anreicherung mit OW aufgrund verschärfter GW-Qualitätsvorschriften heute immer seltener realisiert [44, 45]. Deshalb ist es für die Abschwächung der negativen Folgen des Klimawandels auf unsere

PUBLIKATION IN WATER RESEARCH

Eine ausführliche Publikation dieser Forschungsarbeit erscheint dieses Jahr in der Zeitschrift *Water Research* unter dem Titel «Climate change adaptation and mitigation measures for alluvial aquifers - Solution approaches based on the thermal exploitation of managed aquifer (MAR) and surface water recharge (MSWR)» [39].

Wasserressourcen und aquatischen Ökosysteme von zentraler Bedeutung - sowohl auf schweizerischer, aber auch auf europäischer Ebene -, angepasste Strategien für MAR und MSWR zu definieren und dazu bei Bedarf auch die aktuelle Gesetzeslage zu hinterfragen. So erschwert gegenwärtig die in der Gewässerschutzverordnung (Anhang 2 Ziffer 21; [33]) festgelegte 3-Grad-Regel eine differenzierte Betrachtung und Entwicklungsmöglichkeiten von thermischen Anwendungen (siehe auch Motion 22.3702 «Energiezukunft durch sichere Nutzung des Untergrunds zur Speicherung»). Mehrere Europäische Länder haben deshalb, insbesondere aufgrund der zentralen Bedeutung von MAR für ihre Trinkwassergewinnung, eine flexiblere Auslegung der Gesetze für die Anreicherung von GW mit OW geschaffen.

DANKSAGUNGEN

Wir danken der Sektion Hydrogeologische Grundlagen der Abteilung Hydrologie des BAFU für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Forschungsprojektes «Energetische Potenziale - Thermische Nutzung von Oberflächenwasser zur künstlichen Grundwasseranreicherung» (EnerPot - MAR - MSWR). Zudem danken wir den folgenden Organisationen und Personen für die Bereitstellung der benötigten Daten: dem Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt AUE BS, dem Tiefbauamt Basel-Stadt TBA BS, dem Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft AUE BL, dem Tiefbauamt TBA BL, *Sebastiano Piccolroaz* für die Unterstützung bei der *air2stream*-Modellierung und *Massimiliano Zappa* für die Bereitstellung von OW-Abflusssimulationen sowie den Industriellen Werken Basel IWB und der Hardwasser AG. Alle Karten wurden mit Genehmigung von swisstopo (BA20090) reproduziert. Danke auch an *Emanuel Huber* für das Korrigieren des französischen Textes.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] IPCC, *Climate Change (2014): Synthesis Report, I.a.l.t.t.F.A.R.o.t.I.P.o.C.C.C.W.T. Contribution of Working Groups I, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)*. IPCC: Geneva, Switzerland, p. 151
- [2] National Centre for Climate Services (2018): *CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland, Technical Report*. Zurich, p. 271. <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/klimawandel-und-auswirkungen/schweizer-klimaszenarien.html>
- [3] Watts, G. et al. (2015): *Climate change and water in the UK - past changes and future prospects. Progress in Physical Geography-Earth and Environment* 39(1): 6-28
- [4] Bradford, M.J.; Heinonen, J.S. (2008): *Low Flows, Instream Flow Needs and Fish Ecology in Small Streams. Canadian Water Resources Journal* 33(2): 165-180
- [5] Poff, N.L. et al. (1997): *The natural flow regime. Bioscience* 47(11): 769-784
- [6] Price, K. et al. (2011): *Effects of watershed land use and geomorphology on stream low flows during severe drought conditions in the southern Blue Ridge Mountains, Georgia and North Carolina, United States. Water Resources Research* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009340>
- [7] Rolls, R.J. et al. (2012): *Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. Freshwater Science* 31(4): 1163-1186
- [8] van Vliet, M.T.H. et al. (2012): *Vulnerability of US and European electricity supply to climate change. Nature Climate Change* 2(9): 676-681
- [9] Brunner, M.I. et al. (2019): *Future shifts in extreme flow regimes in Alpine regions. Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23(11): 4471-4489
- [10] Michel, A. et al. (2020): *Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour. Hydrology and Earth System Sciences* 24(1): 115-142
- [11] Bourqui, M. et al. (2011): *Long-term forecasting of flow and water temperature for cooling systems: case study of the Rhone River, France. Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts* 348: 135-141
- [12] MunichRe, NatCatSERVICE - *Natural catastrophe statistics online*. Aufgerufen: 29 August 2019
- [13] Stahl, K. et al. (2016): *Impacts of European drought events: insights from an international database of text-based reports. Natural Hazards and Earth System Sciences* 16(3): 801-819
- [14] Florianci, M.G. et al. (2020): *Effects of climate anomalies on warm-season low flows in Switzerland. Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24(11): 5423-5438
- [15] Bierkens, M.F.P.; Wada, Y. (2019): *Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: a review. Environmental Research Letters* 14(6). <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab1a5f>
- [16] Wada, Y.; Bierkens, M.F.P. (2014): *Sustainability of global water use: past reconstruction and future projections. Environmental Research Letters* 9(10). <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/10/104003>
- [17] Sprenger, C. et al. (2011): *Vulnerability of bank filtration systems to climate change. Science of the Total Environment* 409(4): 655-663
- [18] Hunt, H. et al. (2002): *Operation and maintenance considerations. In: R. Chittaranjan et al. (eds): Riverbank filtration: Improving source-water quality. Water Science and Technology Library, Vol. 43. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands*
- [19] Caissie, D. (2006): *The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biology* 51(8): 1389-1406
- [20] Bouwer, H. (2002): *Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal* 10(1): 121-142
- [21] Händel, F. et al. (2014): *Numerical assessment of ASR recharge using small-diameter wells and surface basins. Journal of Hydrology* 517: 54-63
- [22] Bekele, E. et al. (2014): *Aquifer residence times for recycled water estimated using chemical tracers and the propagation of temperature signals at a managed aquifer recharge site in Australia. Hydrogeology Journal* 22(6): 1383-1401
- [23] Epting, J. et al. (2022): *Impacts of climate change on Swiss alluvial aquifers - A quantitative forecast focused on natural and artificial groundwater recharge by surface water infiltration. Journal of Hydrology X* 17: 100140
- [24] Epting, J. et al. (2023): *Auswirkungen des Klimawandels auf Schweizer Lockergesteinsgrundwasservorkommen - Eine quantitative Prognose mit Fokus auf natürliche und künstliche Grundwasserneubildung durch Oberflächenwasserinfiltration. Wasser Energie Luft* 1/2023: 37-44
- [25] Feigenwinter, I. et al. (2018): *Technical Report MeteoSwiss: Exploring quantile mapping as a tool to produce user-tailored climate scenarios for Switzerland. p. 44*
- [26] National Centre for Climate Services (2018): *CH2018-Project-Team, CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland*.
- [27] Brunner, M.I. et al. (2019): *Present and future water scarcity in Switzerland: Potential for alleviation through reservoirs and lakes. Science of the Total Environment* 666: 1033-1047
- [28] Viviroli, D. et al. (2009): *An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. Environmental Modelling & Software* 24(10): 1209-1222
- [29] Toffolon, M.; Piccolroaz, S. (2015): *A hybrid model for river water temperature as a function of air temperature and discharge. Environmental Research Letters* 10: 114011
- [30] Piccolroaz, S. et al. (2016): *Prediction of river water temperature: a comparison between a new family of hybrid models and statistical approaches. Hydrological Processes* 30(21): 3901-3917
- [31] Diersch, H.J. (2014): *Finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. Springer, Berlin*
- [32] Epting, J. (2017): *Thermal management of urban subsurface resources - Delineation of boundary conditions. Procedia Engineering* 209: 83-91
- [33] Gewässerschutzverordnung (GSchV, 814.201), Stand am 1. Januar 2014
- [34] Schilling, O.S. et al. (2021): *Quantifying Groundwater Recharge Dynamics and Unsaturated Zone Processes in Snow-Dominated Catchments via On-Site Dissolved Gas Analysis. Water Resources Research* 57(2). <https://doi.org/10.1029/2020WR028479>
- [35] Cook, P.G.; Herczeg, A.L. (2000): *Environmental tracers in subsurface hydrology. Springer, New York*
- [36] Cook, P.G. et al. (2018): *Quantifying surface water, porewater, and groundwater interactions using tracers: Tracer fluxes, water fluxes, and end-member concentrations. Water Resour. Res.* 54: 2452-2465
- [37] Schilling, O.S. et al. (2019): *Beyond classical observations in hydrogeology: The advantages of including exchange flux, temperature, tracer concentration, residence time and soil moisture observations in groundwater model calibration. Rev. Geophys.* 57(1):146-182
- [38] Christophersen, N.; Hooper, R.P. (1992): *Multivariate analysis of stream water chemical data: The use of principal components analysis for the end-member mixing problem. Water Resour. Res.* 28(1): 99-107
- [39] Epting, J. et al. (2023): *Climate change adaptation and mitigation measures for alluvial aquifers - Solution approaches based on the thermal exploitation of managed aquifer (MAR) and surface water recharge (MSWR). Water Research* S0043-1354(23)00424-4
- [40] Moeck, C. et al. (2017): *Characterization of a managed aquifer recharge system using multiple tracers. Science of The Total Environment* 609: 701-714
- [41] Affolter, A. et al. (2010): *Adaptive groundwater management in urban areas. Effect of surface water-groundwater interaction using the example of artificial groundwater recharge and in- and exfiltration of the river Birs (Switzerland). Grundwasser* 15(3): 147-161
- [42] Lanz, K. et al. (2021): *Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserressourcen der Schweiz. In: Beiträge zur Hydrologie der Schweiz. Bern*
- [43] SVGW (2017): *W15001 - Statistische Erhebungen der Wasserversorgungen in der Schweiz, Betriebsjahr 2016*
- [44] Hannappel, S. et al. (2014): *DEMEAU-2014-Characterization of European managed aquifer recharge (MAR) sites - Analysis. Project Deliverable M11.1*
- [45] Sprenger, C. et al. (2017): *Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: historical development, current situation and perspectives. Hydrogeology Journal* 25(6): 1909-1922