

Künstliche Grundwasseranreicherung – experimentelle Untersuchungen und numerische Modellierung der Grundwasserfelder Andritz und Friesach/Graz

Managed Aquifer Recharge – Infiltration Experiments and Numerical Groundwater Modelling of the Andritz and Friesach Aquifers/Graz

H. KUPFERSBERGER¹⁾

Inhalt

	Seite
1. Problemstellung und Zielsetzung.....	42
2. Optimierung der Versickerungs- und Reinigungsleistung bei den bestehenden Versickerungsanlagen.....	43
2.1. Aufbau und Betrieb von experimentellen Versuchsanlagen.....	43
2.2. Auswertung und Interpretation der Versickerungsversuche.....	44
3. Bestimmung der Herkunft des geförderten Wassers.....	46
3.1. Mischungsgleichung.....	46
3.2. Erstellung eines numerischen Grundwassermodells.....	47
3.2.1. Grund- und Murwasserspiegel.....	48
3.2.2. Grundwasserneubildung.....	52
3.2.3. Anreicherung und Entnahmen.....	52
3.2.4. Kalibration und resultierende Parameterverteilungen.....	54
3.2.5. Instationäre Brunneneinzugsgebiete und Herkunft des geförderten Wassers.....	54
3.3. Szenariorechnungen.....	57
4. Verwendung von unterschiedlichen Rohwasserqualitäten zur künstlichen Grundwasseranreicherung.....	60
4.1. Gesetzliche Rahmenbedingungen.....	61
4.2. Risikostoffe bei der Wiederverwendung von häuslichem Abwasser.....	63
4.3. Reinigungsvermögen der Untergrundpassage.....	63
5. Diskussion und Schlussfolgerung.....	65
Zusammenfassung.....	66
Literatur.....	67
Summary.....	68

¹⁾ Univ.-Doz. DI Dr. Hans KUPFERSBERGER, Institut für WasserRessourcenManagement, Hydrogeologie und Geophysik, JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, Elisabethstraße 16/II, 8010 Graz, Österreich. E-Mail: hans.kupfersberger@joanneum.at

1. Problemstellung und Zielsetzung

Die Trinkwasserversorgung in Österreich erfolgt zu fast 100% mit Grundwasser. Porengrundwasserfelder sind aufgrund ihres Charakters als Aquifersysteme in Tal- und Beckenfüllungen zahlreichen Nutzungskonflikten ausgesetzt. Zu den wichtigsten Beanspruchungen zählen: Siedlungstätigkeit, gewerbliche Nutzung, Landwirtschaft, Verkehrsinfrastruktur, Erzeugung von Wasserkraft, thermische Nutzung, Schottergewinnung sowie grundwassergespeiste Ökosysteme. Die Wasserbewirtschaftung muss also in Porengrundwasserfeldern notwendigerweise kontinuierlich optimiert werden, um eine nachhaltige Sicherung der Wasserressourcen gleichermaßen wie eine dynamische wirtschaftliche Entwicklung der betreffenden Regionen zu erreichen.

Als Möglichkeit zur Gewinnung zusätzlich erforderlicher Quantitäten ist die Methodik der künstlichen Anreicherung der Grundwasserkörper mit Rohwasser unterschiedlicher Genese ein relevanter Aspekt. Dabei wird die Selbstreinigungskraft des Wassers auf dem Fließweg von der Anreicherungsstelle über die wasserungesättigte Zone ins Grundwasser und auf dem Weg zur Entnahmestelle genutzt, um qualitativ hochwertiges, natives Trinkwasser gewinnen zu können.

An sich ist aufgrund des generell ausreichenden Wasserdargebots in Österreich eine Mehrfachnutzung von Wasser (zumindest zu Trinkwasserzwecken) nicht notwendig. Allerdings gibt es in Ostösterreich Gebiete, wo die Entnahme von Grundwasser die natürliche Neubildung übersteigt, so dass der Grundwasserspiegel langfristig gefallen ist (Marchfeld), bzw. Regionen, die wegen unzureichender lokaler Ressourcen auf eine Fernwasserversorgung angewiesen sind (Oststeiermark). Außerdem ist für diesen Teil Österreichs in regionalen Klimastudien ein möglicher Anstieg der Temperatur bei gleichzeitiger Verminderung des Niederschlags vorhergesagt.

Eine andere Anwendung der künstlichen Grundwasseranreicherung in humiden Gebieten stellt die Speicherung von Schüttungen aus Karstquellen dar, welche starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen (z. B. in Montenegro). Aufgrund des Verschlechterungsverbots der EU-Wasserrahmenrichtlinie muss das Wasser, welches in einen für die Wasserversorgung relevanten Aquifer eingespeist wird, nahezu Trinkwasserqualität aufweisen. Somit ist die Versickerung von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung in Österreich nur dann wirtschaftlich sinnvoll, wenn das zur Anreicherung vorhergesehene Wasser ohne aufwendige chemische oder physikalische Aufbereitung in den Untergrund eingebracht werden kann.

Im Bereich der Grazer Stadtwerke wurde in den letzten Jahrzehnten umfassendes Know-how bei Planung, Realisierung und dem Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung aufgebaut. Derzeit liegen keine Messwerte über die Reinigungsleistung in den von der Graz AG Stadtwerke für kommunale Dienste betriebenen Versickerungsanlagen mit den gegebenen Rohwasserqualitäten vor. Daher wird am Standort Andritz in experimentellen Versuchsanlagen zusätzlich zur Reinigungsleistung auch die Versickerungsgeschwindigkeit bei verschiedener Zusammensetzung des Filtermaterials für Langsamfilter untersucht. Neben der generellen qualitativen Eignung des zu versickernden Wassers ist darauf zu achten, dass dessen mineralische Zusammensetzung weder mit dem Grundwasser vor Ort noch mit dem Untergrundmaterial selbst zu geochemischen Reaktionen führt. Der Autor R. D. G. PYNE (1995) gibt einen ausführlichen Überblick über viele relevante Aspekte der künstlichen Grundwasseranreicherung.

In Zusammenhang mit der möglichen Erweiterung der vorhandenen Anlagen ist ein weiterer Fokus auf eine **quantifizierende Prognose der Auswirkungen geplanter Maß-**

nahmen auf die Grundwasserverhältnisse zu legen. Zu diesem Zweck werden speziell auf diese Fragestellung abgestimmte numerische Grundwassermodelle erstellt. Dabei werden die instationären Einzugsgebiete der Filterbrunnen für die entsprechenden Simulationszeiträume ermittelt und mit nachgeschalteten Transportmodellen die Herkunft des geförderten Wassers bestimmt. Außerdem wurden in Absprache mit der Graz AG Szenarien der Förderung und Versickerung für den Standort Friesach definiert und deren Auswirkungen auf den Grundwasserleiter quantifiziert.

Nach Realisierung von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung ist jedenfalls ein intensives quantitatives und qualitatives Monitoring sowohl des Rohwassers als auch des Grundwassers auf dem Weg von der Anreicherungsstelle zur Entnahmestelle erforderlich.

2. Optimierung der Versickerungs- und Reinigungsleistung bei den bestehenden Versickerungsanlagen

2.1. Aufbau und Betrieb von experimentellen Versuchsanlagen

Zur Untersuchung verschiedener Einflussfaktoren auf die Versickerungs- bzw. Reinigungsleistung wurden drei Versuchsbecken mit einem Durchmesser von 2,5 m neben dem Rasenbecken auf dem Gelände der Grundwasseranreicherung Andritz errichtet (Fig. 1), welche mit Anreicherungswasser aus dem Ablauf des Kiesvorfilters beaufschlagt werden. Folgende Einflussfaktoren wurden näher untersucht: Korngrößenverteilung, organische Beimischungen, Bepflanzung. Dazu wurden insgesamt drei Versuchsreihen mit unterschiedlichen Befüllungen (bzw. Kombinationen von Substrat, Oberboden, Bepflanzung) durchgeführt. Der allgemeine Aufbau der Befüllung für jeden Ring besteht dabei von unten nach oben aus:

- 35 cm Kies 4/8 mm (Drainageschicht für den Ablauf),
- 65 cm Schotterboden aus Andritz (gewaschen),
- 15 cm Stützschiicht aus Kies: 10 cm 8/32 mm, 5 cm 3/8 mm,
- 45 cm wechselnde Befüllung je nach Versuchsreihe.

Tabelle 1 fasst die verschiedenen Befüllungen und Betriebsphasen der Versuchsreihen zusammen. Dabei repräsentiert Becken 1 den Langsandsandfilter der Großanlage Andritz in allen drei Versuchsreihen (Referenzbecken).

Bei Becken 2 und 3 wurden in Versuchsreihe I Feinsedimente bzw. Humusanteile beigemischt. Aufgrund der Erfahrungen in Versuchsreihe I wurde die Korngrößenverteilung für Becken 2 und 3 bei Versuchsreihe II entsprechend (geänderte Neigung der Kornsummenlinie) adaptiert. In Versuchsreihe III wurde neben Rasenziegeln aus dem Rasenbecken der Großanlage auch eine Bepflanzung mit Schilf vorgenommen. In der Versuchsreihe I wurde der derzeitige Anlagenbetrieb der Sandfilterbecken bestehend aus Beschickung und Ruhepausen übernommen, während in Versuchsreihe II und III (mit Ausnahme des Rasenbeckens) Dauerüberstau angesetzt wurde.

Folgende Parameter wurden gemessen: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff, Trübung, Hauptionen, Orthophosphat, Nitrit, Ammonium, TOC sowie mikrobiologische Kennzahlen (coliforme Keime, Enterokokken, *E. coli* und koloniebildende Einheiten bei 22 °C und 37 °C). Beim Vergleich von Becken 1 mit den Becken 2 und 3 für die Versuchsreihen II und III ist zu berücksichtigen, dass es zu Beginn von Ver-



*Fig. 1: Versuchsbecken zur Untersuchung der Versickerungs- und Reinigungsleistung in Andritz.
Experimental basins to investigate infiltration and retention rate in Andritz.*

suchsreihe II und Versuchsreihe III zu keiner Neuverfüllung im Becken 1 gekommen ist. Außerdem ist die Anzahl von Messwerten in der Versuchsreihe II im Vergleich zu den beiden anderen aufgrund von technischen Problemen und Gebrechen sowie einem Wechsel der Befüllung im Vorfilter geringer.

2.2. Auswertung und Interpretation der Versickerungsversuche

Bei der Versuchsreihe I zeigen sich für Becken 1 (Sandreferenzbecken) und Becken 3 (Humusbeimischung) sehr ähnliche Durchflussleistungen, die zwischen 1,2 und 1,4 m³/h schwanken. Aufgrund des hohen Anteils von Feinsedimenten pendelt die Versickerungsleistung von Becken 2 lediglich um 0,2 m³/h. In der Versuchsreihe II erzielt das Becken 2 (steile Kornsummenlinie) den höchsten Durchfluss mit Werten zwischen 1,4 und 1,5 m³/h. Bei Becken 1 sinkt die Durchflussleistung auf Werte zwischen 0,8 und 1,1 m³/h. Aufgrund der technischen Schwierigkeiten während der Versuchsreihe II liegen für Becken 3 nur wenige verwertbare Messwerte vor, die bei Überstau Durchflüsse zwischen 1,2 und 1,4 m³/h anzeigen. Bei Versuchsreihe III sind die Infiltrationsleistungen der drei Becken sehr ähnlich und bewegen sich zwischen 1,3 und 1,4 m³/h.

Tab. 1: Übersicht über Zeiträume, Befüllungen und hydraulische Situation in den drei Versuchsbecken.
Compilation of time periods, fillings and hydraulic conditions at the three experimental basins.

Versuchsbecken	Befüllung	Betrieb/Kommentar
Versuchsreihe I (20.7. 2006–30.11. 2006)		
Becken 1 (Referenz)	45 cm Sand, Körnungslinie = Sandbecken Großanlage	intermittierender Betrieb: Überstau 4 d, 3 d Pause
Becken 2 (Korngrößenverteilung)	45 cm Mittelsand 0,20–0,63 mm und B-Horizont, Mischung 3:1	intermittierender Betrieb: Überstau 4 d, 3 d Pause
Becken 3 (Organik)	45 cm Kies 4/8 und Humus, Mischung 1:1	intermittierender Betrieb: Überstau 4 d, 3 d Pause
Versuchsreihe II (22.2. 2007–24.5. 2007)		
Becken 1 (Referenz)	45 cm Sand, Körnungslinie = Sandbecken Großanlage	Dauerüberstau: 7.2.–15.3. 07, 29.3.–23.4. 07, 7.5.–14.6. 07 (teilw. Überstau/Pumpenproblem)
Becken 2 (Korngrößenverteilung)	45 cm Sand 0,04–8 mm	Dauerüberstau: 22.2.–15.3. 07, 29.3.–23.4. 07, 7.5.–23.5. 07
Becken 3 (Organik)	45 cm Sand 0,2–2 mm und Humus, Mischung 3:1	Dauerüberstau, 29.3.–23.4. 07, 7.5.–23.5. 07
Versuchsreihe III (30.5. 2007–27.3. 2008)		
Becken 1 (Referenz)	45 cm Sand, Körnungslinie = Sandbecken Großanlage	zu Beginn nur bedingter Dauer- überstau wegen Pumpenproblem
Becken 2 (Rasenbecken)	ca. 25 cm wie Rasenbecken Großanlage	Dauerüberstau 30.5.–6.6. 07, danach intermittierender Betrieb
Becken 3 (Organik)	45 cm Sand 0,2–2 mm und 5% Humus, mit Schilf bepflanzt	zu Beginn nur bedingter Dauer- überstau wegen Pumpenproblem

Tabelle 2 zeigt eine Übersicht der relativen mittleren Reinigungsleistung der drei Becken für die Versuchsreihen I bis III. Besonders auffällig sind dabei die negativen Raten bei den mikrobiologischen Parametern für Becken 3 in Versuchsreihe I, welche mit Mobilisierungserscheinungen aus der organischen Beimischung der verwendeten Befüllung zu erklären sind. Generell zeigen die Werte für die chemischen Parameter keine signifikante Reinigung an, was auf die vorgeschaltene Beschickung über den Kiesvorfilter zurückgeführt werden kann. Für Becken 1 und 2 der Versuchsreihe I und alle Becken der Versuchsreihe II sind allgemein sehr hohe Reinigungsleistungen bei den mikrobiologischen Parametern zu beobachten. Die Reinigungsleistung des Sandreferenzbeckens (Becken 1) steigt von Versuchsreihe I zu II. Becken 2 der Versuchsreihe I weist zwar eine sehr hohe Reinigungsleistung, aber nur eine sehr geringe Versickerungsleistung auf und stellt daher keine geeignete Kombination dar (siehe H. KUPFERSBERGER & W. TISCHENDORF, 2007).

Aufgrund guter Reinigungsleistungen und hoher Infiltrationsraten stellen die Korngrößenverteilung, welche in Becken 2 während der Versuchsreihe II zur Anwendung gekommen ist, sowie die Variante mit Schilfbepflanzung eine mögliche Alternative zum derzeitigen Langsandsfilter dar, welcher derzeit einen guten Kompromiss zwischen Reinigungs- und Versickerungsleistung bildet. Allerdings ist hinsichtlich der Übertragbarkeit dieser Resultate auf die Großanlage zu bedenken, dass die Ergebnisse über weniger als eine Vegetationsperiode in einem kleinräumigen Maßstab erzielt worden sind.

Tab. 2: Relative mittlere Reinigungsleistungen [%] in Becken 1–3 für mikrobiologische Parameter.
Relative mean retention rates [%] of microbiological parameters at the three experimental basins.

Versuchsbecken	E. Coli [%]	coliforme Keime [%]	Enterokokken [%]
Versuchsreihe I			
Becken 1	84	35	87
Becken 2	100	77	100
Becken 3	-57	-76	-72
Versuchsreihe II			
Becken 1	94	88	98
Becken 2	94	86	46
Becken 3	83	87	87
Versuchsreihe III			
Becken 1	97	88	96
Becken 2	65	-89	67
Becken 3	97	81	95

Des Weiteren wurde untersucht, inwieweit die Reinigungsleistung bezüglich der mikrobiologischen Parameter von anderen Einflüssen abhängt. Dabei konnte für Versuchsreihe I für Becken 1 und 2 eine negative Korrelation zwischen Entfernungsrates und Konzentration, Fracht und Durchfluss beobachtet werden (W. TISCHENDORF & H. KUPFERSBERGER, 2008). Aufgrund der teilweise geringen Anzahl von Messserien bei Versuchsreihe II waren nur weniger eindeutige Aussagen möglich.

Hier lässt sich lediglich ein positiver Zusammenhang zwischen mikrobiologischer Reinigungsleistung und Nitrit zur Temperatur des Versickerungswassers feststellen. Bei Versuchsreihe III ist erwähnenswert, dass die Verwendung der Rasenziegel aufgrund der Mobilisation vorhandener Keime beim Ablauf zu höheren Koloniezahlen von coliformen Keimen führt als beim Zulauf, so dass sich rechnerisch eine negative Reinigungsleistung ergibt. Generell ist die Streuung aller Reinigungsleistungen beim Sandreferenzbecken am niedrigsten.

3. Bestimmung der Herkunft des gefördert Wassers

3.1. Mischungsgleichung

Damit die Prozesse im Grundwasser der beiden Grundwasserfelder der Graz AG Andritz und Friesach (Fig. 2a, 2b) auf den Einfluss der einzelnen Komponenten, vorhandenes Grundwasser, infiltriertes Murwasser und versickertes Wasser, im Detail untersucht werden können, ist eine umfangreiche Analyse von Daten notwendig. Dazu wurden historische, chemische und mikrobiologische Daten von Kontrollpegeln, Filterbrunnen und Oberflächenwässern (Mur, Stübingbach, Andritzbach, Hammerbach) in einer für diesen Zweck entwickelten Zeitreihendatenbank eingespielt, überprüft und integrativ interpretiert. Darauf aufbauend wurde ein erweitertes Monitoringprogramm mit Angaben zu Parametern (inklusive Isotopenmessungen), Orten und Zeitpunkten

weiterer Messungen über einen Zeitraum von zwei Jahren für beide Grundwasserfelder zusammengestellt.

Um die Herkunft des geförderten Wassers hinsichtlich der möglichen Komponenten unterscheiden zu können, wurde eine Mischungsrechnung durchgeführt. Grundlage der Berechnungen bilden Gleichungssysteme, welchen die allgemeine Mischungsregel zugrunde liegt (Gl. 1, Beispiel mit Chlorid):

$$C_{Cl,i,j} = X_{Cl,i,AN} + Y_{Cl,i,GW} + Z_{Cl,i,MW} \quad (\text{Gl. 1})$$

mit:

- $C_{Cl,i,j}$ Chloridkonzentration im jeweiligen Kontrollbrunnen j für den Monatsmittelwert des betrachteten Monats i ,
- Cl,i,AN Chloridkonzentration im Anreicherungswasser für den Monatsmittelwert des betrachteten Monats i ,
- Cl,i,GW Chloridkonzentration im Grundwasser für den Monatsmittelwert des betrachteten Monats i ,
- Cl,i,MW Chloridkonzentration im Murwasser für den Monatsmittelwert des betrachteten Monats i ,
- X, Y, Z relative Anteile des Anreicherungswassers, des Grundwassers bzw. des Murwassers mit der Bedingung ($X + Y + Z = 1$).

Zur Berechnung des Anteils von Anreicherungswasser, Grundwasser und Murwasser im jeweiligen Kontrollbrunnen (KBR) oder Horizontalfilterbrunnen (HFB) wurden die Monatsmittelwerte der jeweils im Anreicherungswasser, im Grundwasser und im Murwasser gemessenen Chlorid-, Natrium- und Sulfatkonzentrationen für den betrachteten Monat gegenübergestellt. In die Berechnung ging ferner die Nebenbedingung ein, dass die jeweiligen Anteile des Anreicherungswassers, des Grundwassers und des Murwassers jeweils ≤ 1 sein sollten. Die Summe aus allen drei betrachteten Anteilen sollte gleich 1 sein. Für jeden Parameter (Chlorid, Natrium und Sulfat) wurden mittels der Mischungsrechnung separat die relativen Anteile des Anreicherungswassers, des Grundwassers und des Murwassers berechnet und diese in Form von Häufigkeitsverteilungen für jeden betrachteten Pegel zusammengefasst.

Um den Einfluss benachbarter Kontrollbrunnen, welche sich im Oberstrom des betrachteten Pegels befinden, mit zu berücksichtigen, wurden die in diesen gemessenen Konzentrationen ebenfalls in die Berechnungen miteinbezogen. Eine systematische Darstellung für den Standort Andritz ist in Fig. 3 wiedergegeben, aus der sich z. B. die Abnahme für den Anteil Anreicherung auf der Fließstrecke von den Versickerungsanlagen zum HFB4 ablesen lässt (H. KUPFERSBERGER et al., 2008).

3.2. Erstellung eines numerischen Grundwassermodells

Als alternative Methode wurde ein numerisches Grundwassermodell für den Standort Friesach erarbeitet, um sowohl die Herkunft des geförderten Wassers auf Basis der instationären Anreicherung als auch Szenarien zur Optimierung des Anlagenbetriebs zu ermitteln. In den nachfolgenden Kapiteln werden die maßgebenden hydraulischen Prozesse beschrieben, die bei der Erstellung des numerischen Modells entsprechend berücksichtigt werden. Diese sind Grundlage für die numerische Berechnung der instationären Einzugsgebiete für die Filterbrunnen im Grundwasserfeld Friesach nach der Methode in G. ROCK & H. KUPFERSBERGER (2002).

3.2.1. Grund- und Murwasserspiegel

Figur 4 zeigt den Vergleich zwischen Murwasserspiegeln und den jeweils nächstgelegenen Grundwassermessstellen (Fig. 2b). Auf der Basis von Murwasserspiegelbeobachtungen des Hydrographischen Dienstes des Landes Steiermark sind für definierte Profile Spiegellagenberechnungen von der STEG – Steiermärkische Elektrizitäts-Aktiengesellschaft durchgeführt worden. Diese waren dann die Grundlage für die Interpolation der Oberflächenwasserganglinien auf die zugehörigen FEM(Finite-Elemente-Methode)-Knoten des Berechnungsnetzes, welche den Modellrand zur Mur abbilden. Der Zeitraum für den Vergleich ergibt sich aus den Versickerungsdaten (siehe Kapitel 3.2.3.).

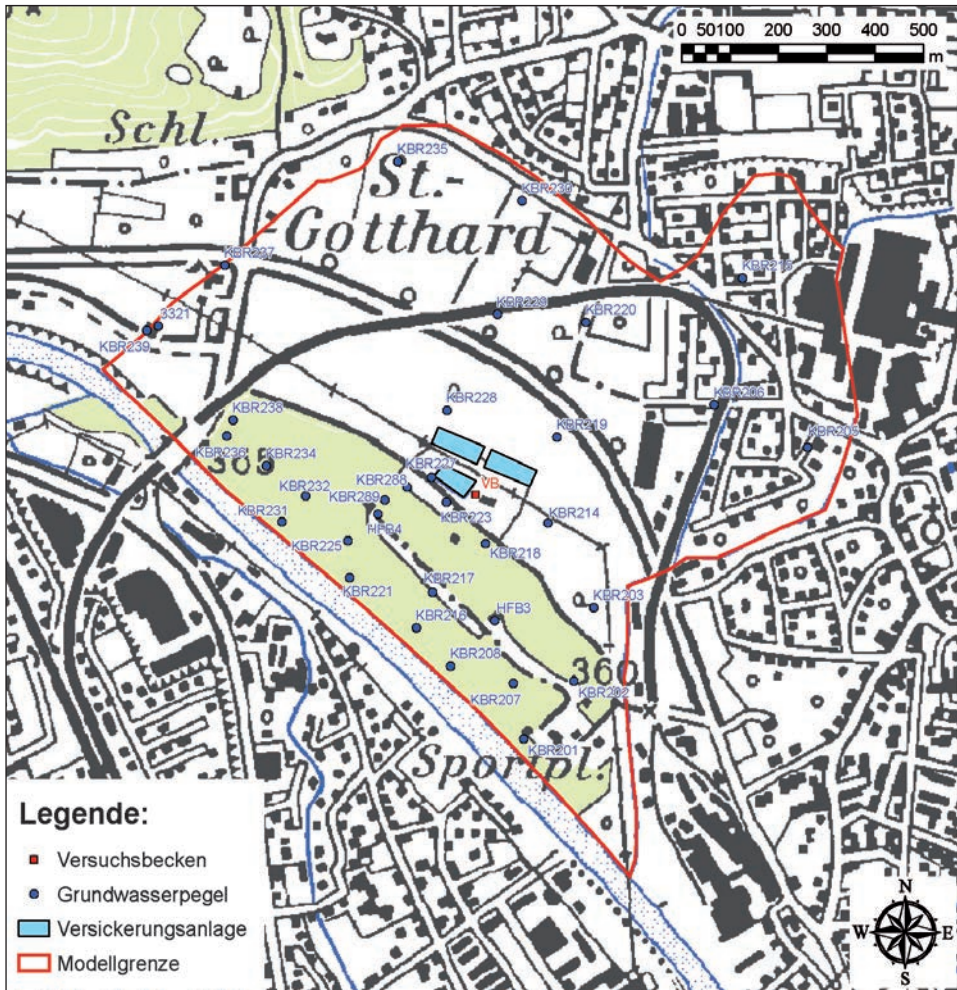


Fig. 2a: Lageplan der Grundwasserpegel und der Modellgrenzen des Grundwasserfeldes Andritz. KBR – Kontrollbrunnen, HFB – Horizontalfilterbrunnen, VB – Versuchsbecken.

Map of groundwater monitoring wells and the model boundaries of the Andritz aquifer. KBR – monitoring well, HFB – horizontal pumping well, VB – experimental setup.

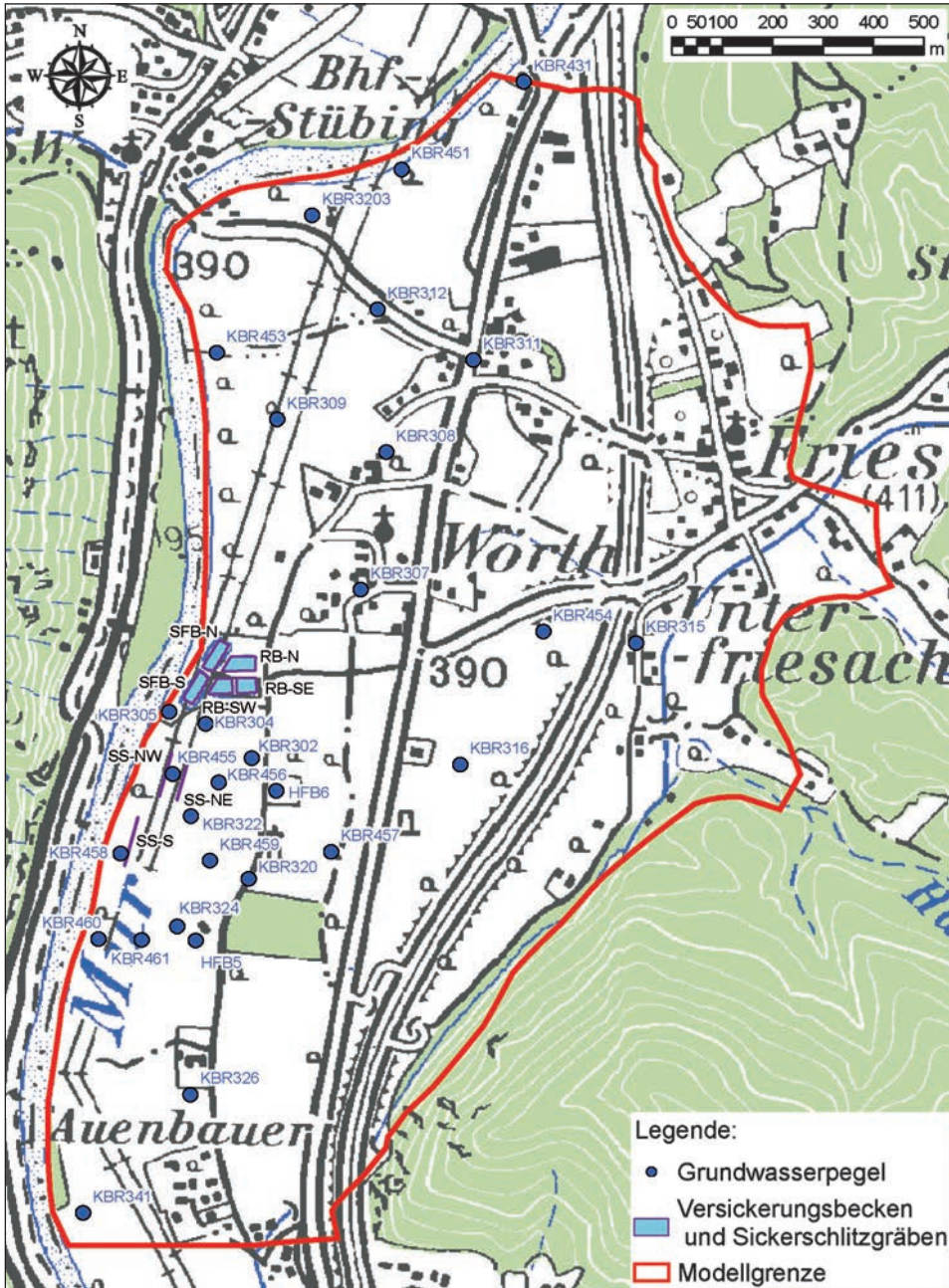


Fig. 2b: Lageplan der Grundwasserpegel und der Modellgrenzen des Grundwasserfeldes Friesach. KBR – Kontrollbrunnen, HFB – Horizontalfilterbrunnen, SFB – Sandfilterbecken, RB – Rasenbecken, SS – Sickerschlitzz.

Map of groundwater monitoring wells and the model boundaries of the Friesach aquifer. KBR – monitoring well, HFB – horizontal pumping well, SFB – sand filter basin, RB – lawn basin, SS – infiltration trench.

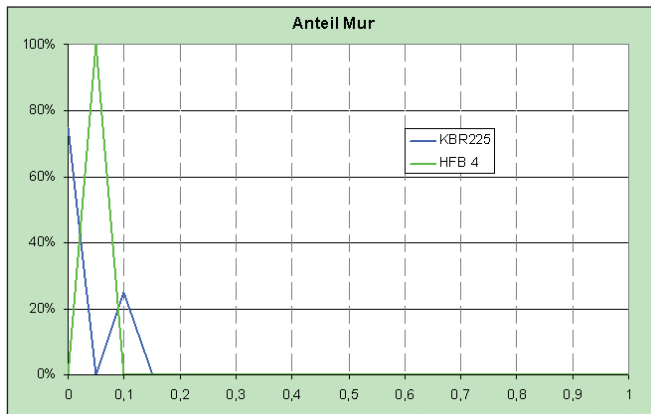
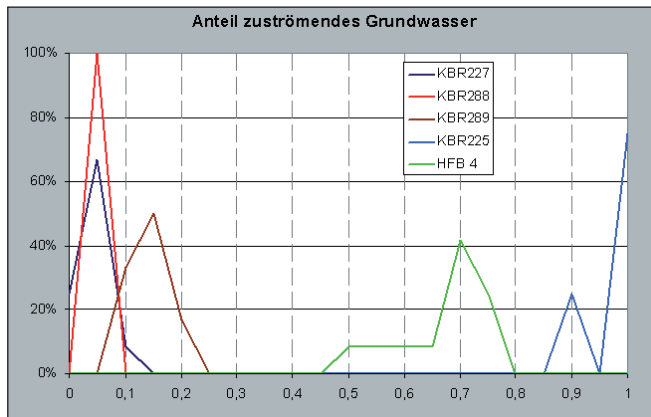
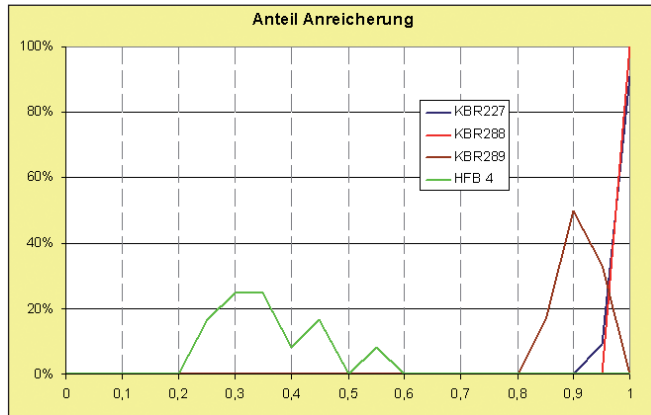


Fig. 3: Beispielhaft resultierende Häufigkeitsverteilungen an Beobachtungsstellen für Wasser unterschiedlicher Herkunft am Standort Andritz.
 Exemplary resulting frequency distributions of water of different origin at Andritz aquifer monitoring locations.

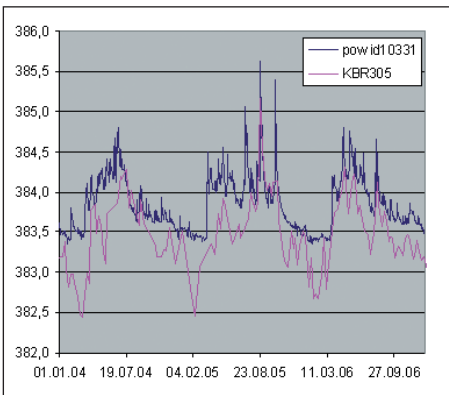
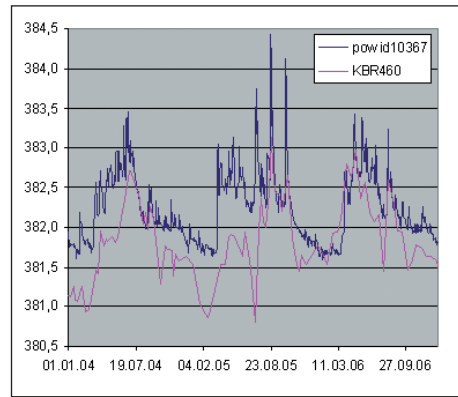
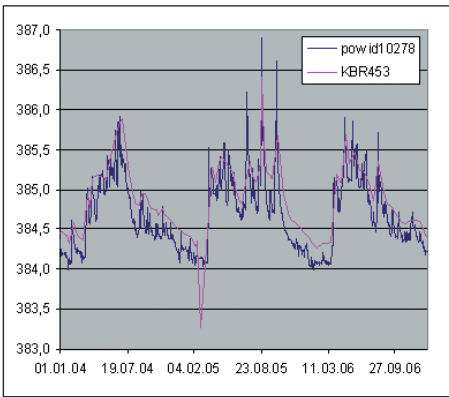
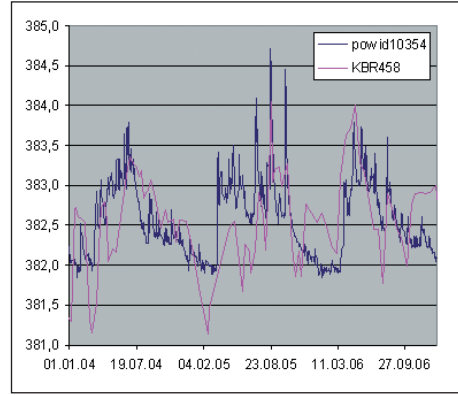
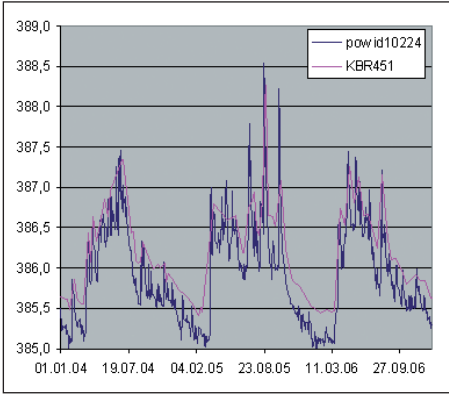


Fig. 4: Vergleich zwischen interpolierten Murwasserganglinien (powid) im Bereich Friesach und nächstgelegenen Grundwasserspiegellinien [m ü. A.] zur Interpretation von möglicher Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwasser.

Comparison between interpolated time series of Mur water levels (powid) alongside the Friesach aquifer and time series of groundwater levels [m a. m. s. l.] at closest monitoring wells to evaluate the interaction between surface water and groundwater.

Die Ganglinienvergleiche in Fig. 4 sind entsprechend dem Verlauf der Mur von N nach S angeordnet. Deutlich sind jahreszeitlich bedingte Schwankungen des Wasserstandes in der Mur und im Grundwasserleiter zu erkennen, wobei letztere weniger ausgeprägte Spitzen aufweisen. Im Bereich von KBR451 und KBR453 (nördlicher Modellteil) liegt der Grundwasserspiegel und bei KBR305 und KBR460 (auf der Höhe von HFB5) jeweils der Murwasserspiegel durchgehend höher, so dass ein entsprechender Wasseraustausch aufgrund des Spiegelgefälles möglich ist. Bei KBR458 wechselt das hydraulische Gefälle zwischen Murwasser- und Grundwasserspiegel in der Simulationsphase mehrere Male.

3.2.2. Grundwasserneubildung

Die Berechnung der flächenhaften Grundwasserneubildung wurde durch das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt in Petzenkirchen durchgeführt. Dabei wurden die landwirtschaftliche Anbaufläche (inklusive Wiese) im Modellgebiet sowie die zugehörige Bodenart und Feinbodenmächtigkeit aus der österreichischen Bodenkarte erhoben (BMLF, 1982) und eine charakteristische Fruchtfolge definiert. Für jede einmal auftretende Kombination aus diesen Parametern (bei der Modellanwendung wurden 36 verschiedene Hydrotope berücksichtigt) wurde anschließend die resultierende Grundwasserneubildungsrate für verschiedene Tiefen mit den Programmen SIMWASER (E. STENITZER, 1988) und STOTRASIM (F. FEICHTINGER, 1998) unter Berücksichtigung von relevanten Klimadaten auf Tagesbasis ermittelt. Im Bereich von Siedlungsflächen wurden 80 % des Niederschlags als direkte Grundwasserneubildung (Vor-Ort-Versickerung der Dachabwässer) angenommen. Abschließend wurde für jedes Hydrotop die Grundwasserneubildungsganglinie anhand des tatsächlichen Flurabstands einer nahen Grundwassermessstelle bestimmt und als Eingangsdaten im Grundwassermodell berücksichtigt.

3.2.3. Anreicherung und Entnahmen

Die Graz AG betreibt am Standort Friesach zwei Sandfilterbecken mit jeweils 933 m² Grundfläche, drei Rasenbecken mit Grundflächen zwischen 1191 und 1753 m² sowie drei Sickerschlitze mit jeweils 100 m Länge zur künstlichen Grundwasseranreicherung. Beckenspezifische Aufzeichnungen der Beschickungsmengen stehen seit Januar 2004 zur Verfügung, so dass erst ab diesem Zeitpunkt eine zweckmäßige numerische Modellierung durchgeführt werden konnte. Neben den Beaufschlagungsmengen pro Becken wurde fallweise auch der Wasserspiegel zu bestimmten Zeiten in den Becken aufgezeichnet, woraus die Versickerungsgeschwindigkeit ermittelt werden konnte. Wegen des quasi-kontinuierlichen Betriebs der Versickerungsanlagen herrschen unter den Versickerungsanlagen gesättigte Verhältnisse, so dass die Beschickung des Versickerungsbeckens mit der Anreicherung des Grundwasserkörpers als gleichzeitig betrachtet werden kann und kein vertikales Fließen unter den Versickerungsbecken mit teilgesättigten Verhältnissen berücksichtigt werden muss.

Figur 5 (oben und in der Mitte) zeigt die resultierenden Ganglinien der Versickerung je Becken für den Zeitraum 1. 1. 2004 bis 31. 12. 2006. Über den Betrachtungszeitraum wurden im Sandfilterbecken Nord (SFB-N) 1,0, im Sandfilterbecken Süd (SFB-S) 2,4, im Rasenbecken Nord (RB-N) 1,6, im Rasenbecken Südwest (RB-SW) 1,0, im Rasenbecken Südost (RB-SE) 0,8 und in den drei Sickerschlitzen (SS-NE, SS-NW, SS-S) jeweils zwischen 0,4 und 0,5 Mio. m³ versickert. Diese Menge entspricht ca. 41 % der über die beiden Entnahmeförderbrunnen geförderten Wassermenge von 20,3 Mio. m³. Figur 5 (unten) stellt die Entnahmeganglinien der beiden Förderbrunnen HFB5 und HFB6 in Friesach dar. HFB5 und HFB6 werden dabei mit 10,3 gegenüber 10,0 Mio. m³ in etwa gleich stark genutzt.

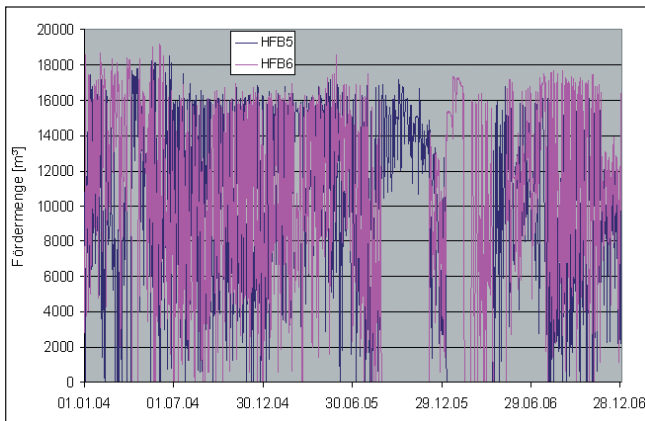
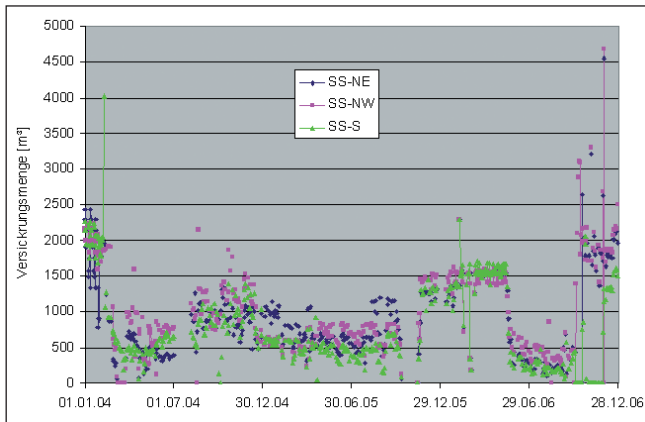
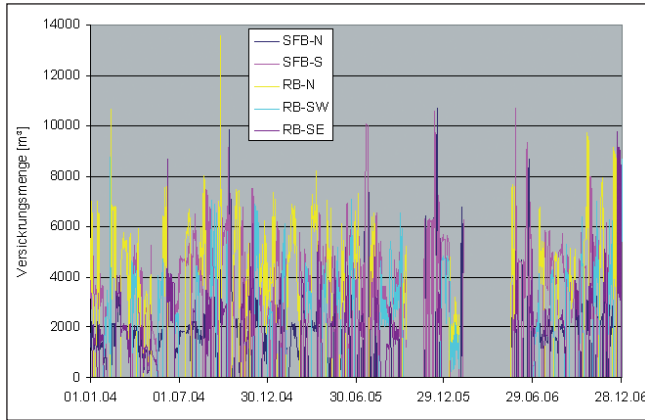


Fig. 5: Versickerungsganglinien in den Sandfilterbecken (SFB), Rasenbecken (RB) und Sickerschlitzgräben (SS) sowie Entnahmeganglinien der beiden Förderbrunnen HFB5 und HFB6, Friesach.
 Time series of infiltration at the sand filter basins (SFB), the lawn basins (RB) and the infiltration trenches (SS) as well as pumping time series at the two wells HFB5 and HFB6, Friesach aquifer.

Der nördliche Zuflussrand in das Modellgebiet wurde auf Höhe des Beobachtungspiegels KBR431 definiert (Fig. 2b) und die gemessene Grundwasserstandsganglinie als Fixpotentialrandbedingung bei den entsprechenden Netzknoten angesetzt. Diese Modellgrenze wurde gewählt, weil die Grundwasserhöhenlage durch den beobachteten Grundwasserspiegel gut abgesichert ist. Eine Verschiebung der Modellgrenze weiter nach N würde keine weiteren gesicherten Erkenntnisse über den Grundwasserleiter ergeben, da keine zusätzlichen Beobachtungen vorliegen. Die südliche Randbedingung wurde ebenfalls als Potentialrandbedingung definiert, indem mit dem mittleren Grundwassergefälle von den Pegeln KBR326 und KBR341 die beobachteten Grundwasserspiegellagen als einheitliche Ganglinie linear auf die FEM-Netzknoten interpoliert wurden. Der Rötischgraben, der im E in das Friesacher Becken eintritt und am östlichen Modellrand entlang läuft, wurde in den für die Grundwasseranreicherung relevanten Teilbereichen durch eine Brunnengalerie (ohne Darstellung in Fig. 2b) berücksichtigt, deren Eingabemengen in den Aquifer sowie deren zeitliche Verteilung im Zuge der Modellkalibration ermittelt wurde. Entlang der Mur wurde eine Leakage-Randbedingung implementiert, um die Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwasser zu modellieren. Als Anfangsbedingung wurde die beobachtete Grundwasserspiegellage zum 1. 1. 2004 in den 27 Messstellen über das gesamte FEM-Netz interpoliert.

3.2.4. Kalibration und resultierende Parameterverteilungen

Bei der Strömungsmodellierung wurden die Startverteilungen der Durchlässigkeit, der Porosität, des Zuflusses aus dem Rötischgraben und des Leakage-Faktors entlang der Mur innerhalb eines hydraulisch plausiblen Wertebereichs adaptiert, so dass die Abweichung zwischen berechneten und beobachteten Grundwasserstandsganglinien möglichst gering wird. Der in diesem Prozess erzielte mittlere Fehler über alle Messstellen und die gesamte Simulationsperiode beträgt 17 cm. Der mittlere Fehler ist besonders durch die Abweichungen an den Messstellen KBR454 und KBR312 beeinflusst, wo die gemessene Grundwasserspiegellage nicht erreicht werden konnte. Da beide Messstellen im Bereich des starken Anstiegs der grundwasserstauenden Schicht liegen, könnte die Ursache für die Abweichungen im unbekanntem Verlauf dieser Schicht liegen. In Richtung des Förderbrunnens werden die Abweichungen an KBR316 bzw. KBR307 jedoch wieder deutlich geringer. Im Abstrombereich der Versickerungsbecken (KBR304, KBR322) liegt der mittlere Fehler bei 13–14 cm.

Aus der Kalibration ergeben sich Durchlässigkeiten im Modellgebiet, die zwischen $1,3 \times 10^{-3}$ und 9×10^{-3} m/s schwanken. Der durchflusswirksame Hohlraumanteil der Poren wurde im gesamten Modellgebiet konstant mit 0,16 angenommen, was Erfahrungswerten für diese Art von Grundwasserleitern entspricht. Aus dem Rötischgraben werden im Betrachtungszeitraum durchschnittlich ca. 15 l/s in den Grundwasserleiter abgegeben.

3.2.5. Stationäre Brunneneinzugsgebiete und Herkunft des geförderten Wassers

Figur 6 bildet das gemeinsame Einzugsgebiet der beiden Förderbrunnen im Grundwasserfeld Friesach, dargestellt in Form der mittleren Verweildauer, ab. Deutlich ist der jeweilige Einfluss der einzelnen Brunnen bei der mittleren Fließzeit von bis zu 30 Tagen zu erkennen, wobei dieser beim HFB6 aufgrund seiner Nahelage zu den Versickerungsbecken geringer ausfällt. Bis zur Fließzeit von 180 Tagen entwickelt sich das Einzugsgebiet recht regelmäßig um die Standorte der beiden Förderbrunnen entsprechend der Hauptströmungsrichtung des Grundwassers herum und reicht binnen eines Jahres bis an den oberstromigen Modellrand.

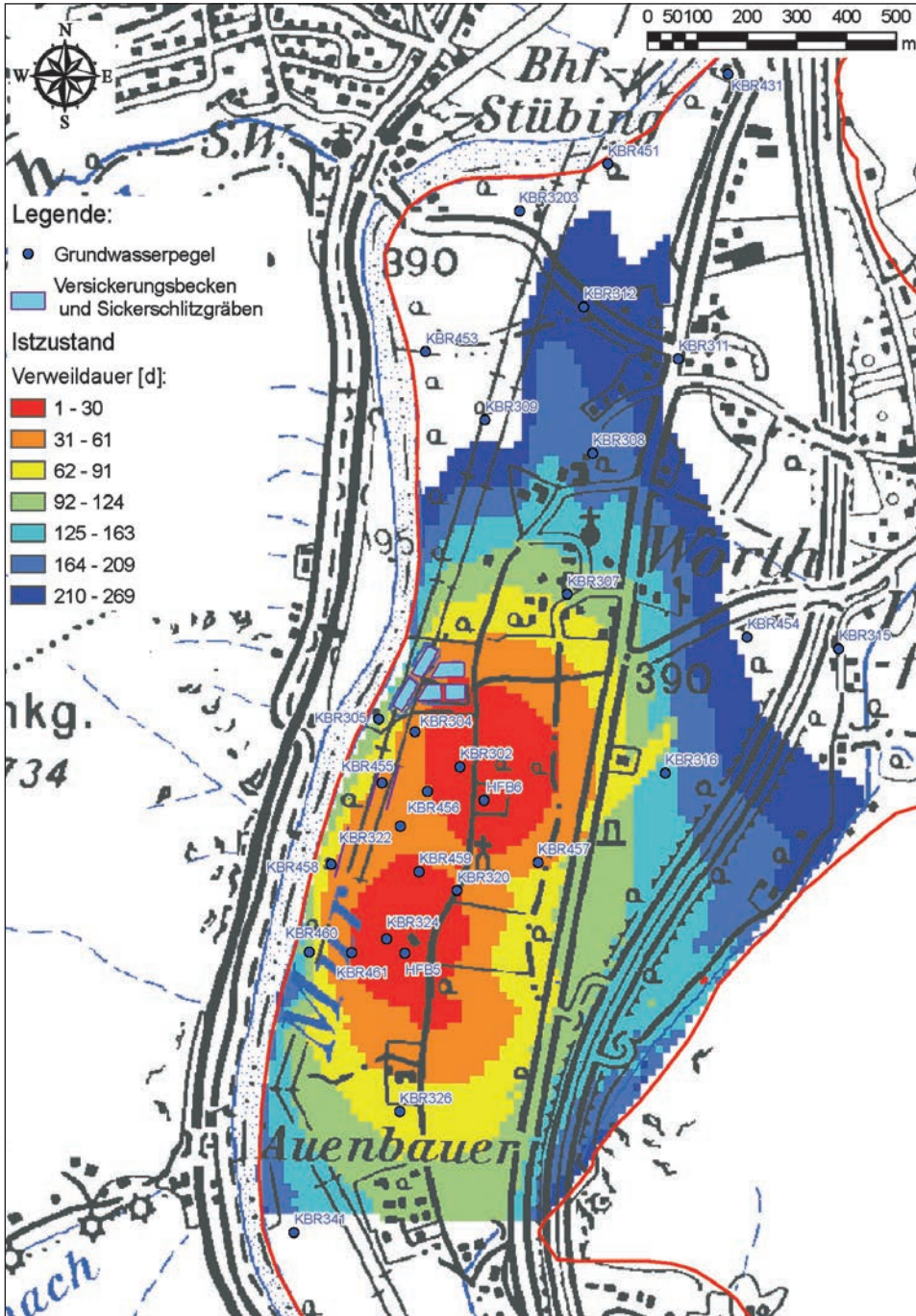


Fig. 6: Instationäres Einzugsgebiet der beiden Förderbrunnen HFB5 und HFB6 im Grundwasserfeld Friesach.

Transient capture zone of wells HFB5 and HFB6 at Friesach aquifer.

Es zeigt sich, dass die mittlere Fließzeit des Grundwassers zwischen den Versickerungsanlagen und den beiden Filterbrunnen zwischen 22 und 62 Tage beträgt. Im Detail ergeben sich folgende mittlere Verweilzeiten, wobei bis auf den südlichen Sickerschlitz die Zeiten aller Versickerungsanlagen auf HFB6 bezogen worden sind: RB-N – 37 Tage, RB-SW – 27 Tage, RB-SE – 22 Tage, SFB-N – 53 Tage, SFB-S – 53 Tage, SS-NE – 55 Tage, SS-NW – 62 Tage und SS-S – 49 Tage.

Im Bereich der Einzugsgebiete der beiden Horizontalfilterbrunnen liegt der Murwasserspiegel im Modellzeitraum nur in einzelnen Phasen (Frühjahre 2004 und 2005, Herbst 2006) über dem Grundwasserspiegel, so dass die Einzugsgebiete nicht bis an die Mur reichen.

Aufgrund der Strömungssituation scheint der Bereich zwischen den bestehenden Rasenbecken und KBR307 für eine Erweiterung von Infiltrationsanlagen für HFB6 und der Bereich um KBR457 für HFB5 als besonders geeignet, um hier höhere Förderraten zu erzielen, ohne gleichzeitig den Murwasseranteil zu erhöhen.

Auf Basis des instationären Strömungsmodells wurde ein konservatives Transportmodell gerechnet, um die Herkunft des von den Horizontalfilterbrunnen geförderten Wassers differenzieren zu können. Dabei wurde in getrennten Simulationsläufen in den Anreicherungsanlagen sowie in der Mur eine konstante Konzentration angesetzt und anschließend die geförderte mit der eingetragenen Stoffmasse verglichen. Die Differenz zur Gesamtförderung mit der gewählten Konzentration ist dann den Randzuflüssen (inklusive Neubildung) zuzuschreiben. Auf diese Weise lässt sich auch der Wiederfindungsgrad des Anreicherungswassers ermitteln.

Tabelle 3 zeigt im Vergleich die sich aus der Mischungsgleichung und der numerischen Modellierung ergebenden Anteile der Herkunft an gefördertem Wasser, wobei beim Modell für die Berechnung der Wiederfindungsrate nicht zwischen den einzelnen Förderbrunnen unterschieden worden ist. Generell zeigt sich, dass die mit der Mischungsgleichung berechneten Muranteile am gefördertem Wasser deutlich höher liegen als beim Modell, was zum einen auf die hydrochemische Ähnlichkeit zwischen Mur- und Infiltrationswasser aus den lokalen Bächen und zum anderen auf die räumlich und zeitlich veränderlichen Ein- und Ausströmungsbedingungen zwischen Grundwasserleiter und Mur zurückzuführen ist, welche bei der Mischungsgleichung nicht berücksichtigt werden können. Für den Standort Friesach ergibt sich bei der Numerik eine deutlichere Verschiebung hin zum Anteil des zuströmenden Grundwassers.

Tab. 3: Gegenüberstellung von mit Mischungsgleichung und numerischem Modell berechneten mittleren Herkunftsanteilen des gefördertem Wassers in den Filterbrunnen HFB5 und HFB6 des Grundwasserfeldes Friesach.

Compilation of mean fractions of origin of pumped water in wells HFB5 and HFB6 of the Friesach aquifer computed by applying the mixing equation and resulting from the numerical groundwater model.

Wasseranteil	HFB5	numerische Anteilsberechnung	HFB6
Anreicherung	0,54	0,36	0,35
zuströmendes Grundwasser	0,39	0,62	0,59
Mur	0,07	0,02	0,06
Wiederfindungsgrad		0,87	

In Friesach wird ca. 40 % der entnommenen Menge angereichert. Bei den differenzierten Ergebnissen der Mischungsrechnung spiegelt sich die relative Anordnung der Filterbrunnen zu den Anreicherungsanlagen und der generellen Strömungssituation wider. Die Wiederfindungsrate des angereicherten Wassers ist recht hoch, wobei dieser Wert durch die Anordnung der Sickerschlitz parallel zur Mur abgemindert wird. Im Allgemeinen lässt sich eine akzeptable Übereinstimmung zwischen der numerischen Anteilsberechnung und den Werten aus der Mischungsgleichung feststellen, so dass letztere bei ausreichenden Qualitätsdaten als brauchbare Annäherung verwendet werden kann, wenn keine numerische Modellierung möglich ist.

3.3. Szenariorechnungen

Aufbauend auf den Versickerungs- und Förderanglinien (Fig. 5) wurden verschiedene Varianten der Grundwasseranreicherung in Friesach weiter untersucht. Im Folgenden werden lediglich zwei Betriebsszenarien im Detail vorgestellt:

- **Optimierte Anreicherung (Berücksichtigung der Fließzeit) bei gleichbleibender Entnahme:** Für den Kalibrationszeitraum wurde die mittlere Fließzeit zwischen den Versickerungsbecken und den Förderbrunnen bestimmt. Der aktuelle Tageswert der Versickerung in einem Becken ergibt sich nun aus dem Verhältnis der gesamten Anreicherung aus diesem Becken zur gesamten Förderung aus den Brunnen multipliziert mit der Förderung an dem um die Fließzeit verschobenen Tag (z. B. Beginn der Ganglinienkonstruktion mit der Förderung am Tag 69, wenn die mittlere Fließzeit zwischen einem Becken und dem zugeordneten HFB 69 Tage beträgt) und skaliert mit dem Kehrwert der prozentuellen Betriebsdauer. Wenn keine Versickerung im Echtbetrieb stattgefunden hat, bleibt dies auch bei dieser Variante so. Aufgrund dieser Ermittlung der Versickerungsmengen ergab sich eine leichte Erhöhung um 3 %.
- **Dauerbetrieb der Sandfilterbecken im Winter:** Um die Versickerungsmenge der Sandfilterbecken zu steigern, wird im Winterhalbjahr (jeweils zwischen 15.10. und 15.4. des Folgejahres) ein Dauereinstau unter Anwendung der mittleren Versickerungsleistung angenommen, da die 3-tägige Ruhepause wegen der ausbleibenden Algenbildung (zu niedrige Temperaturen) nicht mehr notwendig ist. Dadurch ergibt sich eine Erhöhung der Versickerungsmenge um ca. 2,1 Mio. m³ über die drei Jahre, was einer Steigerung von 25 % im Vergleich zum Kalibrationszeitraum entspricht.

Figur 7a zeigt die Auswirkungen der Variante **optimierte Anreicherung** mit der leicht erhöhten Anreicherungs- sowie einer um 18,7 % erhöhten Entnahme auf die instationären Einzugsgebiete der beiden Förderbrunnen. Die 60-Tage-Grenze verläuft im N entlang des Feldweges und im S erstreckt sich, wie beim Istzustand, der Bereich zwischen 120 und 150 Tagen Fließzeit bis an den Rand der untersuchten Region. Trotz der erhöhten Förderung bleibt die Flächenausdehnung der längsten Fließzeiten im N des Aquifers praktisch unverändert. Es ergibt sich nur eine zusammenhängende Verlängerung der Fließzeit zu den Förderbrunnen von max. 7,5 Tagen, die größte zusätzliche Absenkung des Grundwasserspiegels liegt bei 1,2 m. Bei einer sehr ähnlichen Ausbildung der instationären Einzugsgebiete kann durch die sich ändernden Abströmverhältnisse aus dem Grundwasserfeld eine Mehrentnahme von ca. 1,3 Mio. m³ in dem Dreijahreszeitraum erzielt werden, was z. B. die im SFB-N versickerte Menge um etwa 30 % übersteigt. Generell kann diese Variante aufgrund der eingeschränkten Auswirkungen als durchaus mögliche Alternative zum Istzustand im Zeitraum zwischen 2004 und 2006 bewertet werden.

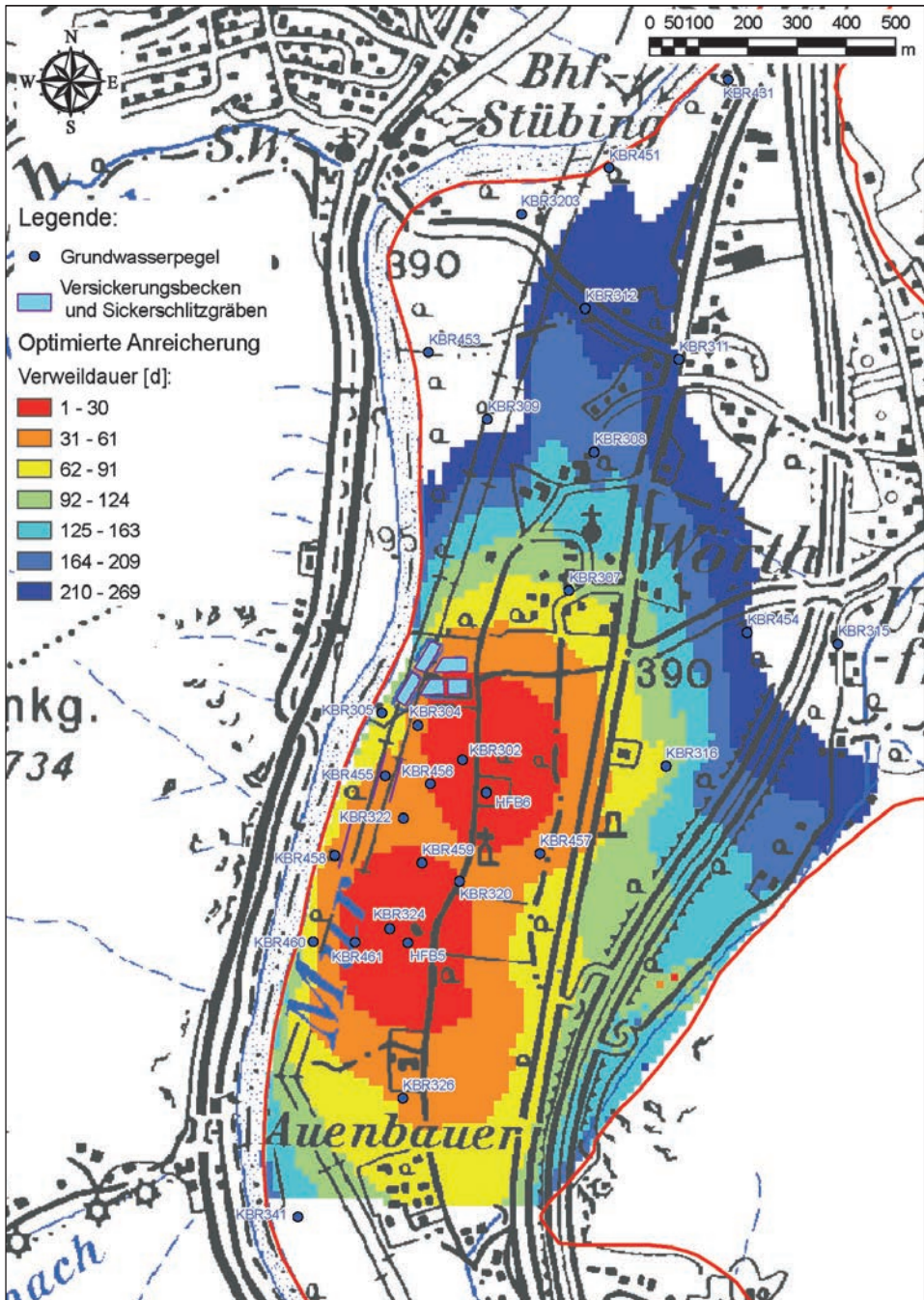


Fig. 7a: Instationäres Einzugsgebiet der beiden Förderbrunnen HFB5 und HFB6 für die Variante optimierte Anreicherung.
 Transient capture zone of wells HFB5 and HFB6 for the scenario of optimized artificial recharge.

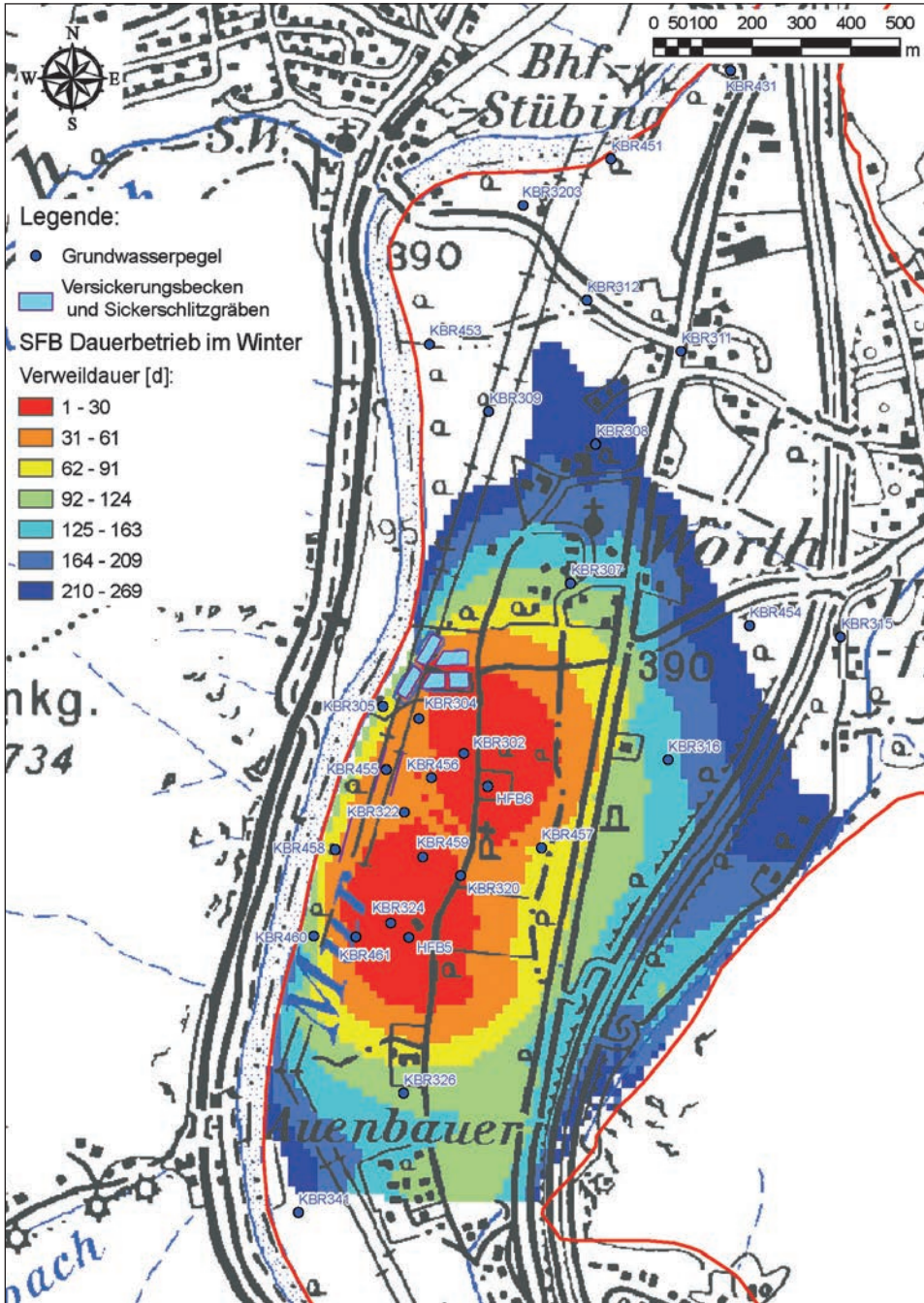


Fig. 7b: *Instationäres Einzugsgebiet der beiden Förderbrunnen HFB5 und HFB6 für die Variante kontinuierlicher Betrieb der Sandfilterbecken (SFB) im Winter.*
Transient capture zone of wells HFB5 and HFB6 for the scenario of continuous operation of sand filter basins (SFB) during the winter.

Figur 7b zeigt die instationären Einzugsgebiete der beiden Förderbrunnen für die Anreicherungsvariante **Dauerbetrieb der Sandfilterbecken im Winter**. Aufgrund der höheren Versickerungsmenge reicht die 60-Tage-Grenze im N nicht bis an den Feldweg heran, und an der südlichen Modellgrenze ist der Bereich zwischen 120 und 150 Tagen Fließzeit wesentlich kleiner ausgeprägt. Ebenso verkleinern sich grundwasserstromauf der Versickerungsanlagen besonders die Regionen mit Fließzeiten zwischen 60 und 90 bzw. zwischen 180 und 270 Tagen. Es ergeben sich zusammenhängende Veränderungen bei der Fließzeit zwischen einer Verkürzung um 12 und einer Verlängerung von bis zu 30 Tagen. Gleichzeitig kommt es zu einer Erhöhung des Grundwasserspiegels im Vergleich zum Istzustand, wobei die Maxima mit 1,4 m unmittelbar bei den Sandfilterbecken sowie in abgeschwächter Form im Bereich der beiden Förderbrunnen auftreten.

Generell erscheint die Methode, im Winterhalbjahr die Sandfilterbecken kontinuierlich zu betreiben, von hohem Potential, um mit den vorhandenen Anlagen die Versickerungsmenge deutlich zu steigern. Allerdings stellt die derzeitige Lage der Sandfilterbecken eine ungünstige Anordnung zwischen Mur und Rasenbecken für diese mengenmäßige Steigerung der Versickerung dar, da ein Teil der zusätzlichen Versickerungsmenge in die Mur abgegeben wird. In diesem Zusammenhang wäre eine Umwandlung der vorhandenen Rasen- in Sandfilterbecken zu überlegen.

4. Verwendung von unterschiedlichen Rohwasserqualitäten zur künstlichen Grundwasseranreicherung

Neben der Zufuhr von externen Wasserressourcen in einen Grundwasserleiter können auch „aquiferinterne“ Maßnahmen ergriffen werden. In erster Linie ist hier natürlich die Förderung von Uferfiltrat zu nennen. Dabei wird entweder ein hydraulischer Gradient zu einem Oberflächengewässer durch Pumpentnahmen im Aquifer induziert oder ein bereits bestehender verstärkt. Somit besteht das geförderte Wasser aus einer Mischung aus lokalem Grundwasser und Oberflächenwasser. Je nach Entfernung des Entnahmebrunnens vom Ufer und der Beschaffenheit des Oberflächenwassers lässt sich auf der Untergrundpassage des Wassers eine Verbesserung der Wasserqualität erreichen. Zusätzlich zur geeigneten Qualität des Oberflächenwassers ist bei der Förderung von Uferfiltrat im Allgemeinen auf eine Zunahme der Kolmationsschicht im Oberflächengewässer zu achten, welche zu einer reduzierten Durchsatzleistung führt. In Deutschland wird in Nordrhein-Westfalen und Berlin die Methode der Uferfiltration intensiv zur Bereitstellung von Trinkwasser (in Kombination mit weiterem Aufbereitungsschritt) verwendet.

Es kann auch innerhalb desselben Grundwasserleiters Grundwasser entnommen und an einer anderen Stelle wieder versickert werden. Was sich auf den ersten Blick paradox anhört, kann aber sowohl aus wasserrechtlichen wie auch hydraulischen Gründen durchaus sinnvoll sein. Zum Beispiel plant der Wasserverband Wasserversorgung Grenzland Südost im Abstrombereich von Nassbaggerungen eine murnahe Entnahme von chemisch/biologisch einwandfreiem Grundwasser, für die aufgrund der als unsicher bewerteten Eintragungssituation keine Bewilligung für die direkte Nutzung als Trinkwasser gewährt wird. Dieses Grundwasser wird nun ca. 10 km grundwasserstromauf über Sickerschlitzgalerien wieder in den Aquifer eingebracht, um sowohl das Grundwasserangebot für die beiden Förderbrunnen Fluttendorf und Donnersdorf zu erhöhen als auch den nördlichen Zustrom von nitratbelastetem Grundwasser hydraulisch abzulenken und somit die Qualität des geförderten Grundwassers zu verbessern.

In semiariden Gebieten steht die Wiederverwendung von Wasser aufgrund des knappen Dargebots unter ganz anderen Vorzeichen. Dort gilt es, eine Nutzungskette von Wasser zu etablieren, um den Verbrauch von Wasser zu optimieren. In diesem Kontext kann die künstliche Grundwasseranreicherung zwei Funktionen erfüllen: Zum einen ermöglicht sie durch die Speicherung von schon gefassten Oberflächenwässern (z. B. Rückhalt von extremen Abflüssen bzw. Sammlung von saisonalen Abflüssen in Speicherbecken) im Untergrund die Vermeidung von erheblichen Verlusten durch Verdunstung und unkontrollierte Versickerung; zum anderen bietet sie durch die natürliche Reinigungskraft des Grundwasserleiters während der Untergrundpassage einen natürlichen, kostenlosen („soil aquifer treatment“) Reinigungsmechanismus.

Generell und besonders in semiariden Gebieten ist auch die Frage nach der benötigten Qualität für die beabsichtigte Nutzung des wiederverwendeten Wassers zu stellen. Für Bewässerung in der Landwirtschaft oder von öffentlichen Parks oder Golfplätzen bzw. für Kühlzwecke in der Industrie muss kein Wasser mit Trinkwasserqualität verwendet werden. Außerdem kann je nach Situation für diese volumenintensive Nutzung eine eigene Versorgungsleitung vorgesehen werden, so dass es zu keiner Mischung mit für die Trinkwasserversorgung aufbereitetem Wasser kommt. Für die Beurteilung der Eignung für landwirtschaftliche Bewässerung ist neben der Qualität des verwendeten Wassers vor allem auch die Art der Frucht und ihre spätere Verarbeitung maßgeblich.

In diesem Zusammenhang stellt speziell häusliches Abwasser nach einer zweistufigen (mechanisch und biologisch) Reinigung eine mögliche Wasserressource dar, die weitgehend unabhängig von saisonalen und ökonomischen Bedingungen kontinuierlich anfällt. Hier ergibt sich dann aber die Frage, wie das noch eventuell in einem dritten Schritt aufzubereitende häusliche Abwasser (Nährstoffreduktion) im Untergrund gespeichert werden kann, ohne die allgemeine Qualität des Grundwassers zu verschlechtern. Weiterhin ist auch ein örtliches Naheverhältnis zwischen der Abwasserreinigungsanlage und der Versickerung mit späterer Nutzung des geförderten Grundwassers wünschenswert, um zusätzliche Kosten durch Wassertransport zu minimieren. Das Errichten einer hydraulischen Barriere gegen das Eindringen von Meer- oder Brackwasser durch Übernutzung von Küstenaquiferen mit Hilfe der gezielten Versickerung von wiederverwendetem Wasser ist darüber hinaus eine mögliche Anwendung zur Verbesserung der Grundwasserverhältnisse.

An dieser Stelle sei nur erwähnt, dass in Norddeutschland schon seit einiger Zeit häusliches Abwasser über Rieselfelder (Braunschweig) wieder dem Grundwasser zugeführt wird. Im Seewinkel im Burgenland ist geplant, häusliches Abwasser zu versickern (M. ZESSNER et al., 2003), da geeignete Vorfluter zur Aufnahme des Kläranlagenabflusses nicht zur Verfügung stehen.

Grundsätzlich sind die Kosten der Wasseraufbereitung und des Wassertransports bei jeder anderen als Trinkwassernutzung unter Kontrolle zu halten, da sonst ein kostendeckender Einsatz von wiederverwendetem Wasser (z. B. für Bewässerung in der Landwirtschaft) nicht gegeben ist. Dies wird nur dann der Fall sein, wenn durch die Nutzung von wiederverwendetem Wasser andere Wasserressourcen mit entsprechender Qualität für die Trinkwasserversorgung verfügbar werden. Jede Beurteilung einer geplanten Versickerung von wiederverwendetem Wasser bedarf daher einer hydraulischen, chemischen und ökonomischen Einzelfallbetrachtung.

4.1. Gesetzliche Rahmenbedingungen

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) bildet eine Dachkonstruktion für wasserbezogene Gesetze und Verordnungen auf europäischer Ebene. Sie ersetzt dabei

bestehende einzelne Richtlinien für Oberflächenwasser und Grundwasser sowie die Verordnung über gefährliche Substanzen. Die EU-WRRL führt den Schutz von aquatischen Ökosystemen als Priorität, fordert den nachhaltigen Gebrauch von Wasser und definiert als Richtziel den guten ökologischen und chemischen Status für Grundwasser. Als grundsätzliches planerisches Mittel zur Erreichung dieser Ziele sieht die EU-WRRL die Betrachtung auf der Basis von Einzugsgebieten in Form eines strategischen Managementplans mit der Beurteilung von Einwirkungen vor. Im Rahmen dieses Prozesses ist auch die Einbeziehung, Beratung und Information von Betroffenen und Interessenten über Maßnahmen inkludiert.

Zusätzlich existieren noch EU-weite Regelungen in Form der Trinkwasserverordnung (RL 98/83/EG), Nitratverordnung (RL 91/676/EWG), Verordnung über die Reinigung von städtischem Abwasser (RL 91/271/EWG). In Ergänzung gibt es länderspezifische Regularien z. B. für die Nutzung von wiederverwendetem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung und Grundwasseranreicherung (DIN 19650, 1999, FAO, 1994).

Somit wirken unterschiedliche Direktiven in verschiedenen Bereichen der Kette künstliche Grundwasseranreicherung und Förderung für bestimmte Nutzung. Wie in anderen Wirtschaftsbereichen auch, kann bei der Nutzung von wiederverwendetem Abwasser das Prinzip der Governance ausgeübt werden, unter dem die Ausübung von politischer Autorität und der Gebrauch von institutionellen Ressourcen zusammengefasst wird, um gesellschaftliche Angelegenheiten und Probleme zu managen.

Unklar ist derzeit die Auslegung der EU-WRRL hinsichtlich der künstlichen Grundwasseranreicherung. Entsprechende Qualität des Grundwassers vorausgesetzt, dürfte nur Wasser mit Trinkwasserqualität versickert werden, was auch in Österreich nur bei wenigen Bächen ohne vorherige Aufbereitungsmaßnahmen der Fall ist. Bei der Beurteilung einer Versickerungsanlage könnten aber auch die Selbstreinigungsprozesse im Boden und gesättigten Aquifer bis zur Entnahme mitberücksichtigt werden. Außerdem wäre zu entscheiden, ob die Verschlechterung bei einem Parameter durch eine Verbesserung bei anderen Parametern aufzuwiegen ist. Für semiaride Regionen in Südeuropa wäre eine Versickerung von in finanziell vertretbarem Ausmaß gereinigtem häuslichem Abwasser in einem für die Trinkwasserversorgung nicht relevantem Aquifer für die Nutzung zur landwirtschaftlichen Bewässerung dann denkbar, wenn dadurch andere Wasserressourcen von ausreichender Qualität zusätzlich für die Trinkwasserversorgung verfügbar werden.

Die EU-WRRL fordert das Vollkostenmodell (Kostenerwirtschaftung) für Wasserdienstleistungen unter Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten. Länderspezifische Regelungen des Wasserpreises für landwirtschaftliche Bewässerung im Mittelmeerraum (A. GARRIDO, 1999) müssen dabei als Sonderfall betrachtet werden. Neben gesetzlichen Regelungen kann der Staat auch durch verschiedene Anreizsysteme die Wiederverwendung von Abwasser fördern. Dazu gehören marktwirtschaftliche Instrumente wie z. B. Umweltsteuern, verbrauchsabhängige Umweltgebühren („polluter pays principle“) oder Förderungen von umweltschonenden Maßnahmen. Wenn Wasserressourcen ohne Kosten für die Verbraucher zur Verfügung stehen, führt dies zu Überbeanspruchung und Verschmutzung, so dass die Verfügbarkeit und Nutzung für andere Konsumenten beeinträchtigt wird. Als Kontrollinstrumente bieten sich die Vergabe von Wasserrechten und Entnahmelimits an, monetär kann die Wassernutzung auch durch Opportunitätskosten oder entgangenem Ertrag für die Nutzung in anderen Bereichen bewertet werden.

4.2. Risikostoffe bei der Wiederverwendung von häuslichem Abwasser

Ein großes Risiko beim Recycling von häuslichem Abwasser stellen Mikroorganismen dar. Dazu gehören Viren (vor allem Enterovirus), Bakterien, Parasiten, Pilze und Protozoen. Die jeweiligen Stoffe führen je nach Dosis zu verschiedenen menschlichen Erkrankungen. Generell sind die krankheitserregenden Stoffe und die sie begünstigenden Faktoren in der Wissenschaft schon lange bekannt und werden bei der Wasseraufbereitung hauptsächlich durch Desinfektion und Bestrahlung mit UV-Licht behandelt.

Chemische Substanzen im Wasser lassen sich prinzipiell nach geregelten und nicht geregelten Stoffen und Stoffklassen unterscheiden. In der EU-WRRL ist eine Liste mit primären Substanzen zusammengestellt, welche aufgrund ihrer Toxizität, Nichtabbaubarkeit und Fähigkeit zur Akkumulation in Lebewesen eine Gefahr für oder über die Wasserumgebung darstellen. Dazu gehören 14 Schwermetalle, 28 flüchtige und 58 halbflüchtige organische Substanzen sowie 25 Pestizide.

Die Aufzählung der nicht geregelten Substanzen umfasst:

- Arzneimittelrückstände (Antibiotika, Entzündungshemmer, Psychopharmaka), welche über menschliche Ausscheidungen in den Wasserkreislauf kommen, sowie deren Abbauprodukte.
- Steroide und Hormone (Verhütungsmittel) aufgrund ihrer potentiellen Störung des menschlichen Hormonsystems. Allgemein werden solche Stoffe unter der Bezeichnung „endocrine disruptor substance“ zusammengefasst, zu der zusätzlich noch Pestizide, Weichmacher und auch Schwermetalle gehören.
- Persönliche Pflegeprodukte (Deodorant/Parfums, Sonnencremen, Insektenschutzmittel).
- Tenside und andere Mittel zur Oberflächenbehandlung sowie deren Umwandlungsprodukte.
- Abbauprodukte aus der Zugabe von chemischen Stoffen zur Desinfektion (Chlor, Ozon).
- Verschiedene Zusatzstoffe bei Kraftstoffen oder industriellen Produkten.

Generell ist bei diesen Substanzen noch sehr wenig über deren Langzeitwirkung im menschlichen Organismus bekannt. Eine große Zahl von Einzeluntersuchungen existiert jedoch, welche das Rückhaltevermögen dieser Stoffe bei verschiedenen Anlagen zur Wasserreinigung beschreiben. Bei der Konzeption einer Anlage zur künstlichen Grundwasseranreicherung sollten Komponenten der Wasseraufbereitung im Idealfall möglichst flexibel bei der Entfernung von derzeit noch nicht vorhandenen oder bekannten Wasserinhaltsstoffen sein.

4.3. Reinigungsvermögen der Untergrundpassage

Bei der Untergrundpassage im Rahmen der künstlichen Grundwasseranreicherung kann durch verschiedene Prozesse die Qualität des eingebrachten Wassers verbessert werden. Je nach Versickerungsmethode wird dabei zwischen Vorgängen in der Filterschicht, bei der vertikalen Bewegung der Sickerfront innerhalb der ungesättigten Zone unterhalb des Versickerungsbauwerks sowie beim lateralen Transport im gesättigten Aquiferbereich mit der regionalen Grundwasserströmung unterschieden. In Abhängigkeit der Eigenschaften des zu versickernden Wassers, der geologischen und hydraulischen Charakteristiken im Versickerungsbereich sowie der Entfernung zum Entnahmehorizont (und daraus resultierenden Aufenthaltszeit) ergeben sich anlagenspezifische Reinigungspotentiale während der Untergrundpassage des versickerten Wassers.

Im Allgemeinen werden mögliche Reaktionen maßgeblich von der Qualität des zu versickernden Wassers beeinflusst, welches in Hinsicht auf die lokalen Versickerungsbedingungen möglichst gut aufbereitet werden sollte. Dazu sollte auf jeden Fall ein Vorfilter gehören, um Schwebstoffe zu eliminieren und einer Verstopfung der Porenhohlräume vorzubeugen, sowie ein Verfahren zur Reduktion von Nährstoffen (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat). Weiterhin gilt auch: je länger die Aufenthaltszeit des versickerten Wassers im Untergrund, desto höher die Qualität des geförderten Wassers.

Wasserinhaltsstoffe im Untergrund können prinzipiell folgenden Prozessen unterliegen: biologischem Abbau durch Mikroorganismen, Adsorption mit anschließendem biologischem Abbau, Remobilisation nach vorheriger Anlagerung, Filtration, Ionenaustausch, Verflüchtigung, Verdünnung, chemischer Oxidation, Reduktion und Ausfällung aus Lösung sowie photochemischen Reaktionen. Vor allem biologische Reaktionen weisen dabei eine typische Temperaturabhängigkeit auf, so dass ebenfalls eine zeitlich variable Komponente bei den Reaktionsprozessen zu beachten ist, welche zusätzlich durch schwankende Rohwasserqualität oder Sättigungsverhältnisse im Grundwasserleiter betont wird.

Bakterien im Untergrund können unter Verbrauch von Sauerstoff organische Wasserinhaltsstoffe aufzehren. Dieser Prozess ist hauptsächlich von der Verfügbarkeit von Sauerstoff und den Temperaturbedingungen abhängig und kann auch maßgebliche nachteilige Effekte auf die unterirdische Durchlässigkeit haben. Bei zu starkem Bakterienwachstum werden Poren in der Aquifermatrix weniger durchflusswirksam. Geht das Sauerstoffangebot oder die Nährstoffzufuhr zurück, sterben Bakterien ab und es kann zu Faulprozessen kommen. Daher sollte auf jeden Fall die Nährstoffelimination außerhalb des Grundwasserleiters erfolgen und das Wasser vor der Versickerung mit Sauerstoff (z. B. Kaskadenbelüftung) angereichert werden, so dass die Prozesse während der Untergrundpassage als zusätzliche Reinigungsstufe betrachtet werden können. Außerdem kann es bei Sauerstoffmangel zu Ausfällungserscheinungen von Eisen und Mangan im Grundwasser kommen.

Der Autor M. LUNDH et al. (2007) berichten für eine 4 m mächtige ungesättigte Zone in glaziofluvialen Sand in Westschweden über sehr gute (Reduktion um den Faktor 1000) Rückhalteergebnisse für Viren, die sogar höher sind als jene bei der Desinfektion mit Chlor. Eine wenig geringere Reinigungsleistung wurde für Bakterien und natürliche organische Bestandteile erzielt, wobei die ungesättigte Zone immer leicht bessere Eliminationsraten als die gesättigte Zone gezeigt hat. Aufgrund der Situation der Wasserversorgung in Berlin beschäftigt sich das dortige Kompetenzzentrum Wasser in besonderem Maße mit dem Potential und den Vorgängen bei der Uferfiltration und Sandfiltern. Detaillierte Untersuchungen wurden für verschiedene Substanzen und Viren durchgeführt und kommen prinzipiell zu befriedigenden Raten bei der Entfernung von organischer Substanz (abhängig von Temperatur und Redoxbedingungen) und Arzneimittelrückständen. Je nach Qualität des zu infiltrierenden Oberflächenwassers kann jedoch die viruseliminierende Kapazität der Untergrundpassage deutlich abnehmen. Der natürliche Abbau von organischen Spurenstoffen wird hauptsächlich durch die örtlichen Redoxbedingungen bestimmt.

In Holland (P. J. STUYFZAND et al., 2007) wurden Langzeiteffekte von organischen und anorganischen Schadstoffen bei der künstlichen Grundwasseranreicherung untersucht, indem Sandproben aus Bohrungen in einem Querschnitt zwischen Versickerung und Förderung analysiert und mit natürlichen Sandproben verglichen wurden. Dabei konnte aus dem Betrieb über 45 Jahre die Verlagerungstiefe von Schwermetallen, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAHs) und polychlorierten Biphenylen

(PCBs) festgestellt werden. Es wurden aber nur solch geringe Konzentrationen beobachtet, dass Auswaschvorgänge nicht anzunehmen sind und der Versickerungsbetrieb nach geochemischen Gesichtspunkten nachhaltig weitergeführt werden kann.

Der große Vorteil der natürlichen Abbauprozesse während der Untergrundpassage liegt klarerweise darin, dass im Vergleich zu technischen Aufbereitungsverfahren keinerlei Kosten und Abfallprodukte anfallen. Die Versickerung sollte dennoch nur mit in Hinblick auf die Gefahrenstoffe hochwertig gereinigtem Wasser erfolgen, nicht zuletzt um nicht den Aquifer und damit auch das Grundwasser nachhaltig zu schädigen. Für organische Inhaltsstoffe erreicht die Untergrundpassage eine sehr hohe Reinigungskapazität. Empirische Erfahrungen haben zudem gezeigt, dass beabsichtigte oder unbeabsichtigte Versickerungen von geklärten Hausabwässern unterschiedlicher Qualität in Grundwasserleitern mit verschiedenen Eigenschaften zu keinen maßgeblichen Verunreinigungen (z. B. Nardo, Italien; Mexico City; Shafdan, Israel) geführt haben.

5. Diskussion und Schlussfolgerung

Grundsätzlich stellt die künstliche Grundwasseranreicherung einen mehrdimensionalen Vorgang mit der Einschichtung in den lateralen Grundwasserfluss sowie begleitenden chemischen und biologischen Prozessen dar (J. FANK & G. ROCK, 2005). Zur Berücksichtigung in einem regionalen Modellierungskontext sind aber mehrere Vereinfachungen des Modellkonzeptes ohne wesentlichen Verlust der Güte der Ergebnisse notwendig: Im Vergleich zu den Gesamtabmessungen des Modellgebiets kann die Versickerungsanlage als punktförmige Quelle dargestellt werden. Aufgrund der gegebenen Rohwasserqualität und geochemischen Grundwasser- und Aquifereigenschaften in Friesach müssen keine unterirdischen Reaktionsvorgänge berücksichtigt werden. Wegen des quasi kontinuierlichen Betriebs der Versickerungsanlagen herrschen unter den Versickerungsanlagen gesättigte Verhältnisse und die Beschickung des Versickerungsbeckens kann mit der Erneuerung des Grundwasserkörpers als gleichzeitig betrachtet werden. Für die Beschreibung von Stofftransportpfaden (Herkunft des gefördert Wassers) reicht somit eine konservative Stoffmodellierung auf der Basis eines horizontal ebenen instationären Strömungsmodells aus.

Durch eine Ausweitung der Versickerungsanlagen am Standort Friesach würde der Anteil von vorhandenem Grundwasser bei der Entnahme verringert, was vor allem zu einer Reduktion der Ausdehnung der Brunneneinzugsgebiete beiträgt. Dabei ist aber auch die Wiederfindungsrate des angereicherten Wassers zu beachten. Wegen der guten Rohwasserqualität können generell Sickerschlitze gegenüber Rasenbecken bevorzugt werden.

Prinzipiell ist die Konzeption von Monitoringsystemen bei künstlicher Grundwasseranreicherung so auszulegen, dass der Pfad des versickerten Wassers von den Anreicherungsanlagen bzw. von anderen Entnahmekquellen bis zur Förderung durchgehend beobachtet werden kann. Dabei sind auch Änderungen der Strömungsrichtung des autochthonen Grundwassers unabhängig vom Betrieb der Anreicherungsanlagen, die z. B. mit einem instationären Grundwasserströmungsmodell evaluiert werden können, zu berücksichtigen. Die Probenahmeintervalle sind zeitlich so zu staffeln, dass im Falle einer Verunreinigung noch reagiert werden kann, wobei hier natürlich auch die Analysezeit im Labor mit zu berücksichtigen ist. Generell bietet in dieser Hinsicht ein in Relation zur unterirdischen Fließzeit ausreichender Abstand zwischen Versickerungs- und Ent-

nahmeeinrichtungen zusätzliche Sicherheit. Reaktionen bei der Mischung zweier Wässer sind generell dann zu erwarten, wenn Unterschiede im Redoxpotential, beim pH-Wert, in der Hydrogenkarbonatkonzentration, bei den Kalziumgehalten oder der Temperatur bestehen. Somit ergibt sich, dass jede Anlage zur künstlichen Grundwasseranreicherung aufgrund der gegebenen hydrogeologischen Situation, der Anlagenanordnung sowie der Rohwasserqualität (mit oder ohne Vorbehandlung) mit einem individuellen Monitoringprogramm ausgestattet sein sollte.

Im Grundwasserfeld Friesach könnte die intensive Beprobung zwischen den beiden Brunnen sowie im nördlichen Zustrombereich reduziert werden. Hingegen wäre ein zusätzlicher Pegel zwischen KBR316 und KBR307 für HFB6 und südlich von KBR457 für HFB5 von Interesse, um die jeweiligen Zuströmverhältnisse besser zu beobachten. Aufgrund der geringen Fließzeiten zwischen Anreicherungsanlagen und Förderbrunnen ist der Schwerpunkt des Monitoringsystems bei der Überwachung der Qualität des Rohwassers beizubehalten.

Auch in Hinblick auf das Verschlechterungsverbot bzw. Besserungsgebot der EU-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich von Eingriffen in den Grundwasserhaushalt sollte die Rohwasserqualität entsprechend frühzeitig kontrolliert werden, um rechtzeitig Maßnahmen ergreifen zu können. Wenn die Grundwasserförderung auf einen nahezu ununterbrochenen Betrieb der Anreicherung angewiesen ist, sollten Standardverfahren zur Aufbereitung des zu versickernden Wassers vorgesehen sein, die den bekannten Schwankungsbereich der Rohwasserqualität abdecken. Bei der Beprobung der Grundwasserqualität auf dem Weg zur Förderung besteht neben der manuellen Probenahme auch die Möglichkeit des Onlinemonitorings. Dabei werden „Indikatorparameter“ kontinuierlich beobachtet, bei denen es sich nicht um eine direkte Bestimmung von mikrobiologischen oder chemischen Parametern handelt, sondern um eine einfach zu bestimmende indirekte Hilfsgröße („Spektren“), die auf eine erhöhte mikrobiologische oder chemische Belastung schließen lässt.

Bei Überschreiten eines Grenzwerts wird dann eine gezielte Probenahme mit anschließender beschleunigter chemischer Analyse vorgenommen. Abgerundet wird ein Monitoringsystem mit einer Verfahrensvorschrift, in der für den Fall einer Verunreinigung klare Verantwortlichkeiten und Handlungsabläufe (bis hin zu einer Ersatzversorgung oder einem Notfallplan) enthalten sind.

Zusammenfassung

Die künstliche Grundwasseranreicherung stellt ein Low-Cost-Verfahren zur Erhöhung bzw. Änderung der zeitlichen Verfügbarkeit des Grundwasserangebots und/oder zur Verbesserung der Grundwasserqualität dar. Dabei wird in der Regel Oberflächenwasser aus dem Einzugsgebiet des Grundwasserleiters über verschiedene Bauwerke in den Untergrund eingebracht. Die Graz AG Stadtwerke für kommunale Dienste betreibt in ihren Wasserwerken Friesach und Andritz zwei Anlagen mit Langsamfiltern (Rasen- und Sandfilterbecken, Sickerschlitze) zur künstlichen Grundwasseranreicherung. Im Zuge der Planung, aber auch beim Betrieb einer solchen Anordnung ist neben Aspekten der Betriebsführung sowohl die Sicker- als auch die Reinigungsleistung der Versickerungsbauwerke von ausschlaggebender Bedeutung. In einer Versuchsanlage, bestehend aus drei Betonringen mit jeweils 2,5 m Durchmesser, wurden diese beiden Größen für verschiedene Materialien, mit denen die obersten 45 cm der Betonringe befüllt wurden,

erhoben. Dabei ergibt ein Sandgemisch mit einer Zusammensetzung von 2,5 % Ton und Schluff, 61,5 % Sand und 36 % Kies die beste Kombination mit einem Rückhalt von mikrobiologischen Parametern von im Mittel mehr als 90 % sowie einer Infiltrationsgeschwindigkeit von ca. 1,2 m/h. Organische Beimischungen in den Filtersand führen zu keiner Verbesserung der Reinigungsleistung, höhere Anteile von Feinsedimenten erhöhen zwar die Elimination von Wasserinhaltsstoffen, reduzieren aber deutlich die Filtergeschwindigkeit.

Die Herkunft des geförderten Grundwassers wurde für die beiden Standorte der Graz AG sowohl auf analytischem Wege als auch mit numerischen Grundwassermodellen bestimmt. Dabei wurde eine gute Übereinstimmung bei der Zusammensetzung zwischen der Anwendung der Mischungsgleichung basierend auf monatlichen Mittelwerten von konservativen chemischen Parametern und instationären Grundwasserströmungs- und Transportmodellen erzielt. Der geförderte Murwasseranteil liegt bei 2–6 %, die Wiederfindungsrate des angereicherten Wassers beträgt 87 %. Darüber hinaus wurden mit Hilfe des numerischen Grundwassermodells verschiedene Szenarien zur verbesserten Abstimmung des Anreicherungs- und Pumpbetriebs erarbeitet.

In ariden Gebieten mit geringen Wasserressourcen wird auch der Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen (nach biologischer Reinigungsstufe) zur künstlichen Grundwasseranreicherung verwendet. Derzeit wird in mehreren internationalen Forschungsprojekten das Verhalten von typischen Inhaltsstoffen dieser Wasserressourcen während der Untergrundpassage und mögliche Folgewirkungen daraus sowie die sinnvolle Kombination weitergehender Reinigungsverfahren vor der Versickerung ausführlich untersucht.

Literatur

- BMLF (1982): Österreichische Bodenkartierung. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25 000. Kartierungsbereich Graz Nord (KB86) – Steiermark.– 294 S., BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, Wien.
- DIN 19650 (1999): DIN 19650, Februar 1999. Bewässerung – Hygienische Belange von Bewässerungswasser.– Deutsches Institut für Normung (Beuth Verlag GmbH).
- FANK, J. & G. ROCK (2005): Tracer Experiments on Field Scale for Parameter Estimation to Calibrate Numerical Transport Models.– In: NÜTZMANN, G., P. VIOTTI & P. AAGAARD (Eds., 2005): Reactive Transport in Soil and Groundwater – Processes and Models.– 239–250, Berlin/Heidelberg/New York (Springer).
- FAO (1994): Water quality for agriculture.– FAO irrigation and drainage paper, **29**, Rev. **1**, Rom, ISBN 92-5-102263-1.
- FEICHTINGER, F. (1998): STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes.– In: BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg., 1998): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone.– Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, **7**, 14–41, Wien.
- GARRIDO, A. (1999): Agricultural water pricing in OECD countries.– OECD working papers, vol. **7**, no. **33**, 59 S., Paris.
- KUPFERSBERGER, H. & W. TISCHENDORF (2007): Securing the drinking water supply for the city of Graz by extending artificial groundwater recharge facilities.– Presentation at the IWA Regional Conference on Groundwater Management in the Danube River Basin and Other Large River Basins, 7th–9th June 2007, Belgrade.
- KUPFERSBERGER, H., J. FANK, O. GABRIEL, H. SCHMÖLZER, W. TISCHENDORF, G. VON UNOLD & M. ZEISSNER (2008): WP 1.2.1: Künstliche Grundwasseranreicherung.– In: KOMPETENZNETZWERK WASSERRESSOURCEN GMBH (Hrsg., 2008): „Wasserressourcen und deren Bewirtschaftung – Die Bedeutung von Netzwerken“. Internationale Fachtagung, 22. bis 23. April 2008, Graz.– Tagungsband, 47–55, Graz.

- LUNDH, M., J. LÅNGMARK, D. BERGGREN KLEJA & P.-O. JOHANSSON (2007): Reduction of microorganisms and natural organic matter in unsaturated zone – a column experiment.– Proceedings of international symposium on managed artificial recharge of groundwater **6**, 257–271, Phoenix, AZ (Acacia Publishing, Inc.).
- PYNE, R. D. G. (1995): Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage Recovery.– 400 S., Boca Raton, FL (Lewis Publishers).
- RL 91/271/EWG: Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.– Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 135, 13 S., Brüssel.
- RL 91/676/EWG: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.– Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 375, Brüssel.
- RL 98/83/EG: Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.– Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 330/32, 23 S., Brüssel.
- RL 2000/60/EG (EU-WRRL 2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.– Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327, 72 S., Brüssel.
- ROCK, G. & H. KUPFERSBERGER (2002): Numerical delineation of transient capture zone.– Journal of Hydrology, **269** (3-4), 134–149.
- STENITZER, E. (1988): Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes.– Mitteilung aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, **31**, 1–203, Petzenkirchen.
- STUYFZAND, P. J., M. KORTLEVE, T. N. OLSTHOORN & H. ROLF (2007): Accumulating and leaching during artificial recharge compared to a natural recharge system.– Proceedings of international symposium on managed artificial recharge of groundwater **6**, 174–184, Phoenix, AZ (Acacia Publishing, Inc.).
- TISCHENDORF, W., H. KUPFERSBERGER, O. GABRIEL & C. SCHILLING (2008): Investigating artificial groundwater recharge to ensure the water supply to the city of Graz.– Water Practice and Technology, doi:10.21666/wpt.2008.063.
- ZESSNER, M., A. P. BLASCHKE, G. KAVKA, B. VOGEL, A. FARNLEITNER, H. KROISS, D. GUTKNECHT & R. L. MACH (2003): Untersuchungen zur Abwasserversickerung.– Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, **55** (3/4), 63–78, Wien/New York (Springer).

Summary

Managed aquifer recharge is a low cost technique to increase the temporal and spatial availability of groundwater and/or to improve groundwater quality. Typically, surface water from the same catchment is being infiltrated into the subsurface by different structures. The Graz AG operates two facilities of managed aquifer recharge using slow sand filters (lawn and sand filter basins and infiltration trenches) at their water works Friesach and Andritz near Graz. In addition to aspects of daily management issues the infiltration and retention capacity of such facilities is of high significance during structure design and operation. Within an experimental setup consisting of three concrete rings of 2.5 m diameter these two parameters are evaluated for different fillings of the top 45 cm of the rings. A mixture consisting of 2.5% silt and clay, 61.5% sand and 36% gravel yielded the best combination of retaining on average more than 90% of microbiological parameters and an infiltration rate of about 1.2 m/h. Organic components within the filter compartment do not increase the retention rate, higher fractions of fine sediments improve the elimination of water substances but substantially decrease the infiltration velocity.

The origin of the pumped groundwater at the Graz AG facilities was investigated by analytical methods as well as by numerical groundwater models. A good fit can be achieved between monthly mean concentrations of conservative chemical parameters used as input into a basic mixing equation and the results from transient groundwater flow and transport models. The pumped Mur water fraction varies

between 2 and 6%, the recovery rate of the infiltrated water reaches 87%. Additionally, the groundwater model was used to optimize the combined operation of managed aquifer recharge and pumping.

In arid regions with little water resources available the effluent of waste water treatment plants (after second order treatment) is used for artificial groundwater recharge. The behaviour of typical substances of this sources during the subsurface passage, likely consequences thereof as well as meaningful combinations of further treatment steps before infiltration are currently investigated within several international research projects.

Schlüsselwörter: künstliche Grundwasseranreicherung, numerische Grundwassermodellierung, optimierte Bewirtschaftung, Zusammensetzung der Filterschicht, alternative Wasserressourcen

Keywords: managed aquifer recharge, numerical groundwater modelling, optimization of operation, mixture of filtering layer, alternative water resources

