Grundwassermanagement im städtischen Bereich am Beispiel 2. und 20. Bezirk in Wien

Urban Groundwater management – 2nd and 20th Districts of Vienna city as Examples

von J. E. DREHER und A. GUNATILAKA

KURZFASSUNG/SUMMARY

Das Grundwasserregime im 2. und 20. Wiener Gemeindebezirk hängt hauptsächlich vom Wasserspiegel der Donau und des Donaukanals ab. Ohne Gegenmaßnahmen würde sich die Grundwasserströmung nach Errichtung des Kraftwerkes Freudenau bei Wien aufgrund der notwendigen Dichtungsmaßnahmen entlang des rechten Donauufers drastisch ändern. Das Grundwasser würde hinter der Dichtwand stagnieren, was zu unerwünschten Veränderungen der Wasserqualität führen könnte. Um das ursprüngliche Grundwasserregime dieses Gebiets möglichst unverändert zu erhalten, wurde ein vollautomatisches Grundwasserbewirtschaftungssystem errichtet, das von kontinuierlich arbeitenden Quantitäts- und Qualitätsüberwachungsstationen an der Donau und im Grundwassergebiet gesteuert wird. Dieser Beitrag präsentiert eine Analyse des Betriebs des installierten Grundwasserbewirtschaftungssystems und der damit zusammenhängenden Veränderungen während der letzten 10 Jahre.

The groundwater regime in 2nd and 20th metropolitan districts of Vienna mainly depends on the water level of the River Danube and the Danube canal. Due to construction of the power plant on the Danube near Vienna (at Freudenau), the groundwater flow would change drastically resulting in stagnation of water in the proximity of the right river bank, leading to undesirable changes in the groundwater quality. In order to keep the groundwater regime in a predefined state, a fully automated groundwater management system was installed, assisted by real-time water quality and water quantity measuring stations established for monitoring of the Danube and the groundwater wells in the management area. This paper presents an analysis of the performance of the installed system and associated changes during the past 10 years.

1. EINLEITUNG

Seit 1994 ist das vollautomatische Grundwasserbewirtschaftungssystem des 2. und 20. Bezirks der Stadt Wien (Abb. 1) in Betrieb.

Dieses System wurde während des Baus des Donaukraftwerks Freudenau errichtet, um unerwünschte Veränderungen der Grundwasserqualität und -quantität zu unterbinden. Als Vorkehrung wurde ein 13 km langes und 12 bis 40 m tiefes, doppelwandiges Dichtwandssystem längs des Flussufers errichtet. Das System dient der Erhaltung des Grundwasserregimes und der Regulierung der Grundwasserstände während eines Hochwasserereignisses sowie als Maßnahme gegen ein Absinken der Wasserstände, wie es im Zusammenhang mit Flussregulierungen der Fall sein kann (DREHER und GUNATILAKA, 1996, 2001). Mit Hilfe dieser Maßnahme sollte es möglich sein, die allgemeine Grundwassersituation zu verbessern und Kellerüberflutungen bei ungefähr 4000 Häusern des dicht besiedelten Gebietes zu unterbinden sowie die Revitalisierung der Auwälder zu unterstützen, die durch das Absinken des Grundwasserspiegels gefährdet waren.

Da der Grundwasserleiter zeitweise auch der Trinkwasserversorgung dient, hat die Erhaltung und Verbesserung der Wasserqualität Vorrang. Seit der Inbetriebnahme der Grundwasserbewirtschaftung wurden kompensatorische Maßnahmen (wie z. B. die Sauerstoffanreicherung des Was-

sers vor der Infiltration) und seit 1989 laufende Überprüfungen der Wasserqualität vorgenommen (GUNATILAKA und DREHER, 1996, 2001).

Eines der wichtigsten Probleme, die mit der Entnahme von Donau-Uferfiltrat und mit der künstlichen Anreicherung des Grundwassers im 2. und 20. Bezirk von Wien auftreten, ist die Kolmation des Flussbettes. Das in der Folge beschriebene mathematische Grundwassermodell wurde zur Berechnung der Abnahme der Sickerwassermenge sowie zur Durch- bzw. Unterströmung der Dichtwände verwendet. Änderungen der Grundwasserqualität werden mit Hilfe der Daten des Messstellennetzes statistisch analysiert.

2. DAS BEWIRTSCHAFTUNGSSYSTEM

Das Grundwasserbewirtschaftungssystem besteht aus Entnahme-, Schluck- und Steuerpegeln sowie einem Grundwassermodell und ist des Weiteren über ein Datenfernübertragungssystem mit dem Kontrollzentrum im Kraftwerk Freudenau verbunden (DREHER und GUNATILAKA, 1996, 2001).

Die Entnahme- und Schluckbrunnen sind vom gleichen Typ. Es handelt sich um speziell entwickelte Großvertikalfilterbrunnen, die eine ähnliche Bauweise zeigen und so eine höhere Pumpleistung erreichen. Diese Brunnen haben einen Gesamtdurchmesser von 3 m sowie ein Filterrohr

von 800 mm. Die Pumpfördermenge variiert zwischen 20 und 70 $\ell \text{ s}^{-1}$, was stark von der Bodenbeschaffenheit abhängig ist.

Mit Hilfe des Grundwasserbewirtschaftungssystems werden folgende Ziele verfolgt:

- Erhaltung der Grundwasserdynamik in Abhängigkeit vom Donaudurchfluss. Nach Maßgabe der einschränkenden Bedingungen der anderen Zielsetzungen (Vermeidung von Kellervernässungen und Anhebung der Mindestwasserstände) erfolgt eine reduzierte Dynamik bei der Bewirtschaftung, vor allem im bebauten Gebiet.
- Verminderung von Kellervernässungen bei Hochwasser durch Festlegung einer maximalen Grundwasserspiegellage.
- Anhebung des Grundwasserspiegels im Prater während der Vegetationsperiode durch Vorgabe von monatlichen Mindestwasserständen in den bewaldeten Gebieten in der unmittelbaren Nähe der Oberflächengewässer.
- Vermeidung von Niedrigstwasserständen durch Festlegung von Mindestgrundwasserspiegeln.
- Verbesserung der Grundwasserqualität durch das Verhindern von Kontaminationen aufgrund von über die Schluckbrunnen in das Grundwassergebiet eintretenden Schadstoffen mit Hilfe eines kontinuierlichen Qualitätsüberwachungsnetzes im unmittelbaren

Abb. 1. Das Bewirtschaftungsgebiet 2. und 20. Bezirk in Wien, umschlossen von der Donau auf der nordöstlichen Seite und dem Donaukanal südwestlich. Dargestellt ist das Dichtwandsystem entlang des rechten Donauufers, die Entnahme- (E) und Schluckbrunnen (S) auf beiden Seiten der Dichtwand und die Steuerpegel zwischen den Schluckbrunnen. Die Abbildung zeigt auch die Lage der vier Online-Messstationen und das gesamte Grundwassermessnetz mit den Qualitätsmessstationen und Grundwasserpegeln.

donaunahen Bewirtschaftungsgebiet (Online-Messstationen) und bei ausgewählten Grundwassermessstellen des gesamten Gebietes.

2.1 Gebietsbeschreibung

Der Aquifer des 2. und 20. Bezirkes von Wien, der zwischen Donau und Donaukanal liegt (Abb. 1), ist stark

vom Wasserstand beider Gewässer beeinflusst. Er weist in Donaunähe starke Transmissivitäten auf, zeigt aber eine hohe Heterogenität in den Durchlässigkeitsbeiwerten, die zwischen 10^{-4} und $0,04 \text{ ms}^{-1}$ variieren, was das Ergebnis der geomorphologischen Aktivität der früheren Donau im gesamten Gebiet ist. Der Aquifer wird von den unteren tertiären Schichten durch eine undurchlässige tertiäre Lehmschicht

getrennt. Ihre Mächtigkeit reicht von wenigen Dezimetern bis zu einigen Metern und liegt in einer Tiefe von 8 bis 20 m (DREHER, 1991).

Der Grundwasserspiegel schwankt im Bewirtschaftungsgebiet zwischen 2 und 3 m in der Nähe des Donaukanals bzw. zwischen 3 und 4 m nahe der Donau. Beim Donauufer kann die entsprechende gesamte Infiltrationsmenge auf der 13 km langen Strecke mehr

als $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pro Meter Wasserspiegeldifferenz betragen. Das Rückfließen von Grundwasser in die Donau ist weniger intensiv. Die Grundwasserströmung von der Donau in Richtung Donaukanal beträgt durchschnittlich $0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Die Grundwasserqualität weist in diesem Gebiet lokal anthropogene Einflüsse auf. Die beobachteten hohen Leitfähigkeitswerte deuten auf punktuelle bzw. diffuse Einträge hin. Eine der stärksten Verunreinigungen, die zu einer hohen Leitfähigkeit des Grundwassers führen, ist Chlorid, das hauptsächlich aufgrund der Salzstreuung der Straßen im Winter in das Grundwasser eindringt. Andere Verunreinigungsquellen sind undichte Stellen in aufgelassenen Fabriken und Depots. Einige dieser beobachteten Altlasten werden auf alte Mülldeponien zurückgeführt. Der Gehalt an löslichen organischen Stoffen im Grundwasser ist an diesen Stellen verhältnismäßig hoch, möglicherweise aufgrund der hohen Summe der Kohlenwasserstoffe und leichtflüchtige halogenen Kohlenwasserstoffe. Manchmal treten lokale Verunreinigungen auf. Während der Errichtung des Kraftwerkes konnte eine Reihe von gefährlichen Altlasten dieser Art entsorgt werden.

2.2 Modellansatz und Bewirtschaftungskonzept

Für die Simulation der Grundwasserströmung des gesamten Projektgebietes wurde ein zweidimensionales Grundwassermodell entwickelt (DREHER, 1991). Dieses zeitlich begrenzte, instationäre Modell für die Grundwasserströmung basiert auf einer repräsentativen Datenreihe, die über einen längeren Zeitraum beobachtet wurde (1987 bis 1991). Mit Hilfe dieses Modells waren die Entwicklung eines optimalen Managementkonzepts sowie der Entwurf eines Brunnensystems, bestehend aus einem Schluck- und einem Entnahmehrinnen (21 Brunnenpaare und 4 Dotationsbrunnen für den Prater), und die entsprechenden Steuerpegel möglich (Abb. 2). Die Lage der Brunnensysteme (Abb. 1) sowie die Leistung der entsprechenden Schluck- und Entnahmehrinnen (Tabelle 1), die für das Grundwassermanagement notwendig sind, wurden mit Hilfe der Modellsimulationen optimiert (siehe DREHER, 1991).

Die Steuerung des gesamten Brunnensystems beruht auf dem Grundwassermodell, wobei die Infiltrationsmenge am Donauufer aus dem aktuellen Durchfluss der gestauten

Tabelle 1. Statistik der Pumpraten für Infiltration und Entnahme. Während der Bewirtschaftung wird, abhängig vom Grundwasserstand, aus dem Aquifer entweder Wasser entnommen oder infiltriert. Die maximale entnommene und infiltrierte Gesamtpumpmenge der 21 Brunnenpaare ist als Summe angegeben.

Pumpvorgang	Pumprate ($\ell \text{ s}^{-1}$)			
	Min	Mittel	Max	Summe
Infiltration	12	47,9	70	1197
Entnahme	20	20,1	25	422

Donau streckenweise berechnet wird. Die Pumpdauer, die Richtung und die Dotationsmengen entlang des Flussufers werden aus dem unmittelbar am donauanahen Randgebiet beobachteten, aktuellen Verhalten des Grundwassers berechnet. Es wird hierzu lediglich ein Modellstreifen verwendet, welcher die donauanahen Grundwasserstandsverhältnisse zur Berechnung der Infiltrations- oder die Rückflussraten mit Hilfe der kalibrierten Parameter des Grundwasserleiters und des beobachteten Durchflusses der gestauten Donau verwendet. Sobald die Sollwasserstände erreicht werden, treten die entsprechenden Maßnahmen

laut Betriebsordnung in Kraft und der Pumpbetrieb wird unterbrochen. Bei Überschreitungen der maximalen Sollwasserstände wird rückgepumpt (direkt in die Donau) und bei Unterschreitung der minimalen Grenzwasserspiegel wird mit Uferfiltrat dotiert. Das Modell dient außerdem der Kontrolle der Grundwasserstände im Bewirtschaftungsgebiet. In kritischen Bereichen wird der Grundwasserstand mit Hilfe von fernübertragenen Wasserständen aus Spezialsonden kontrolliert und gesteuert. Im Prater werden die Grenzwasserspiegel am Wasserbedarf der Praterauen orientiert, jahreszeitlich, in Form von mo-

Abb. 2. Schematische Darstellung eines Brunnensystems im Bewirtschaftungsgebiet. Auf der Seite der Donau, zwischen Donau und Dichtwand, liegen die Entnahmehrinnen, aus denen Uferfiltrat entnommen und zum Schluckbrunnen jenseits der Dichtwand gefördert wird. Die Steuerpegel liegen zwischen zwei Schluckbrunnen und geben den dazwischen liegenden Grundwasserstand zur Steuerung der Bewirtschaftung bekannt. Die Hinterlandpegel dienen der Kontrolle der Grundwasserqualität im unmittelbaren Versickerungsbereich.

Abb. 3. Beispiel für eine Alarmsituation in der Online-Messstation bei Strom-km 1928,34 (Reichsbrücke) aufgrund einer Mineralölbelastung (THC). SKW = Summe der Kohlenwasserstoffe. Die untere Abb. zeigt die parallele Zunahme des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) und der UV-Absorption (SAK₂₅₄) im Verein mit steigendem SAK-Gehalt (Grenzwert 60 µg/l). Die obere Abb. zeigt die Wasserstände im Entnahme- und Schluckbrunnen und die entsprechenden Pumpraten während der Bewirtschaftungsmaßnahmen. Bei beiden Einzelalarmen wurden die Reinigungsprozeduren eingesetzt, um die Verunreinigungen aus dem Bereich um den Entnahmebrunnen zu entfernen.

natlichen Grenzwasserständen unterschieden.

2.3 Laufende Kontrolle der Wasserqualität

Durch laufende Kontrolle der Wasserqualität und durch das regelmäßige Monitoring des Messstellennetzes (190 Grundwassersonden und 20 Messstellen an den Oberflächenwässern im Zeitraum 1993–1994) wird das Eindringen von kontaminiertem Wasser von der Donau her verhindert. Insgesamt werden 7 Online-Stationen für die kontinuierliche Überwachung der Wasserqualität (chemisch und biologisch) verwendet, von welchen 3 für das Grundwasser (siehe Abb. 1) und der Rest für die Überwachung des Donauwassers ausgerüstet sind (GUNA-

TILAKA und DREHER, 1996, 2001). Im Falle eines Unfalles oder des Vorhandenseins einer Verschmutzungsfahne wird auf Grund der fortlaufenden Analyse und des Alarmsystems die Einspeisung von kontaminiertem Uferfiltrat in den Grundwasserleiter unterbunden, in dem automatisch entweder die Dotation beendet oder auf Rückpumpbetrieb umgeschaltet wird (für eine detaillierte Beschreibung siehe GUNATILAKA und DREHER, 2001; DREHER und GUNATILAKA, 2001; GUNATILAKA und DIEHL, 2001; BUTTERWORTH et al., 2001).

2.4 Darstellung einer Alarmsituation als Sonderbetriebsfall

Um den Betrieb des Grundwasserbewirtschaftungssystems in Ausnahmesituationen darzustellen, wird eine Datenreihe der Online-Station Reichsbrücke für die Periode 26.01.–04.02.1995 näher betrachtet. Dieses Ereignis wurde als repräsentativer Zeitraum ausgesucht, in dem einige charakteristische Gradienten bezogen auf die Kohlenwasserstoffschwankungen (gemessen als Gesamtkohlenwasserstoffe, THC) im Grundwasser interpretiert werden konnten. Abb. 3 zeigt den Wasserstandsverlauf in den Entnahme- und Schluckbrunnen sowie die eingestellten Pumpraten laut Betriebsordnung.

Während dieser kurzen Periode konnten zwei Fälle von Verunreinigungen durch THC-Kontamination (Mineralöl) beobachtet werden, die sofort eine Alarmsituation und eine Kette von Reaktionen bei der Grundwasserbewirtschaftung hervorgerufen haben. Es zeigte sich außerdem, dass die Kontamination, die bereits die Uferbereiche erreicht hatte, dort für längere Zeit verweilte. Das war an der gleichzeitigen Erhöhung der DOC und SAK₂₅₄-Werte während der gesamten Phase erkennbar (siehe Abb. 3).

Die Brunnenreinigungsprozedur (Spülbetrieb) ist in Abb. 3 deutlich sichtbar. Knapp vor diesem Ereignis waren zwei kleine Hochwasserereignisse zu beobachten gewesen, bei denen Pumpbetrieb durchzuführen wäre. Aufgrund des sehr niedrigen angesetzten Grenzwertes für THC (60 µg/l fürs Grundwasser) wurde ein Alarm am Anfang der Infiltrationsprozedur wegen des erhöhten THC-Wertes angezeigt und die Brunnenrückspülaktion, die in solchen Fällen vorgesehen ist, eingeleitet.

3. GRUNDWASSERBEWIRTSCHAFTUNG NACH 10 JAHREN BETRIEB

3.1 Bewirtschaftungsstrategien

Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung erfolgte durch das mathematische Grundwassermodell. Als kleinste Entnahmezeit hat sich ein Tag ergeben, bei dem die Infiltrationsraten konstant bleiben. Um noch bessere Ergebnisse bei der Grundwasserbewirtschaftung zu erhalten und ein Übersteuern zu vermeiden, wurde, nach der Auswertung der gemessenen Daten und unter Verwendung des Grundwassermodells, ein 6-stündiger Zeitschritt als besonders günstig

Abb. 4. Spezifische Infiltrationsraten am rechten Donauufer zu Beginn der Teilstauphase (Anfangsrandbedingungen). Die Grundwasserbewirtschaftung reicht von Strom-km 1922–1932,5.

Abb. 5. Gesamte spezifische Infiltrationsrate entlang des rechten Donauufers während der zweijährigen Teilstauphase. Die allmähliche Reduktion der Infiltrationsrate ist das Ergebnis der Intensivierung des Kolmationsprozesses im Flussbett. Nach Ablauf eines Jahres ist eine gleichbleibende Kolmation von ca. 50 % festzustellen.

befunden. Damit war die Möglichkeit einer zusätzlichen automatischen Kontrolle des Pumpbetriebes gegeben. Während des gleichen Zeitraums von 6 Stunden wird auch eine übermäßige Dotation während der Niederwasserperioden vermieden, bei welchen der niedrigste Grundwasserstand gehalten werden soll.

3.2 Probleme der Kolmation

Zwei zusätzliche Eichvorgänge des Grundwassermodells waren während der ersten vier Jahre des Betriebs notwendig. Hierfür wurden die beobachteten Grundwasserstände, Pumpmengen und Niederschlagsmessungen in die Modellberechnung einbezogen. Durch die instationäre Modellberechnung (in 6-stündigen Zeitschritten) konnte die Kolmation des Flussbettes und die Abnahme der Pumpleistungen der Entnahmestellen während des Teilstaus (halbe Füllung des Stauraumes von Februar 1996 bis Ende 1997) abgeschätzt werden.

Durch die oben erwähnten Modellechnungen konnte die Verteilung der Infiltrationsmengen unterhalb der Dichtwände (durch tertiäre Sandschichten) und Undichtheiten der Dichtwände längs des rechten Donauufers abgeschätzt werden. Der erste Schritt war die Einführung eines Leakage-Faktors am Donaurand als Anfangsbedingung für das Modell zu Beginn des Teilstaus. Abbildung 4 zeigt den anfänglichen Wasseraustausch mit der Donau und dem Grundwasserleiter, bezogen auf den Wasserspiegelunterschied zwischen gestauter Donau und Grundwasser hinter der Dichtwand. (Die großen Infiltrationsraten bei Kilometer 1931,35 resultieren aus Fehlstellen in der Dichtwand,

die später repariert wurden.) Der nächste Schritt war die Bestimmung der Abnahme der Infiltrationsmenge nach Teilstau (kolmationsbedingt) durch Anpassung des Modells an die beobachteten Messdaten durch Änderung des Leakage-Faktors.

Abbildung 5 zeigt die Entwicklung des Kolmationsprozesses des Flussbettes zu Beginn des Teilstaus des Kraftwerkes Freudenufer für die Dauer von zwei Jahren. Der Abdichtungsprozess wird durch die Abnahme der gesamten Infiltrationsmenge pro Meter Wasserspiegeldifferenz mit der Zeit dargestellt (in Monaten). Das Ergebnis wurde mit Hilfe des oben erwähnten Grundwassermodells berechnet.

Die beste Anpassung der Modellberechnung an die beobachteten Grundwasserspiegelmessungen wurde durch eine Abbaufunktion erster Ordnung erreicht, hervorgerufen durch eine Abnahme der Durchlässigkeit der jeweiligen Uferstrecke. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der Viskosität des Wassers und der dadurch bedingten Änderung des Durchlässigkeitsbeiwertes wird eine Verbesserung der Anpassung der Berechnungen mit den Messdaten erzielt. Wie Abb. 5 zu entnehmen ist, wird eine höhere Durchlässigkeit im Sommer erreicht. Die durchschnittlichen Temperaturen des Donauwassers und des unmittelbaren Grundwassers am Donauufer sind im Winter $< 5^\circ\text{C}$ und im Sommer $> 20^\circ\text{C}$. Auf Grund der Modellsimulation kann festgestellt werden, dass die Abnahme der Durchlässigkeit auch von der Wassertiefe des Stauraumes abhängt, welcher sich um 2,8 bis 8,3 m bezogen auf die Mittelwasserführung vor Stau erhöht hat. Eine zusätzliche Abnahme des Leakage-Faktors um 2 % pro Me-

ter Druckdifferenz kann angenommen werden.

Auch wenn der Rückgang der Infiltration am Flussufer mit mehr als 50 % im ersten Jahr abgeschätzt wurde, kann für die Abnahme der Ergiebigkeit der Entnahmestellen nicht das gleiche behauptet werden.

Während der 2 Jahre des Teilstaus im Stauraum Freudenufer kann eine maximale Abnahme der Infiltration am rechten Donauufer von bis zu 50 % und eine Abnahme der Ergiebigkeit der Brunnen von 20–30 % beobachtet werden (DREHER und GUNATILAKA, 1998a, b). Eine Erklärung für die Infiltrationsunterschiede könnte die Existenz verschiedener Strömungsverläufe unter dem Flussbett und dem Ufer sein (GUTKNECHT et al., 1998).

Diese können das Ergebnis physikalischer, chemischer oder biologischer (Biofilmbildung) Kolmationsercheinungen sein. Biofilme entstehen durch mikrobiologisches Wachstum an einer Oberfläche, wobei Mikroorganismen über eine gemeinsame Matrix aus extrazellulären Polymeren verbunden sind. Intensives Biofilmwachstum, das große Mengen an Schleim produziert (exopolymere Biofilmmatrix, bestehend aus kolloidalen Kohlenwasserstoffen), kann deutliche Durchlässigkeitsverluste hervorrufen (Permeabilitätsverluste $> 20\%$, siehe CULLIMORE, 1992, für Details). BATTIN und SENGSCHEMITT (1999) haben gezeigt, dass Kolmation im Bewirtschaftungsbereich auch durch das Auftreten von benthischen Algenblüten an der Donausohle hervorgerufen werden kann. Nach der Schlussfolgerung dieser Untersuchung steht eine Herabsetzung der Durchlässigkeit eher mit dem Zusammenbruch der Algenblüten, die eine Erhöhung

Abb. 6. Sonderbewirtschaftung Heustadelwasser als Beispiel einer speziellen Bewirtschaftung zur Absenkung des hohen Wasserspiegels, welcher aufgrund von langandauernden hohen Wasserständen an der Donau zu Vernässungen von Kellern im Kleingartensiedlungsbereich geführt hat. Die Abbildung zeigt die Auswirkungen des Rückpumpbetriebes bei vier Schluckbrunnen (S9, S12a, S11a, S14), welche – gemessen an den Grenzwasserspiegeln – sich als großräumliche Absenkung des Grundwasserspiegels auswirkt. Die Pumpmengen im unterem Bereich des Diagrammes zeigen, dass während der 1,5-monatigen Absenkungsphase stark zurückgepumpt wurde (siehe WIMMER, 2006).

der bakteriellen Zellenzahl mit sich bringt, in Zusammenhang als mit der Entwicklung von Exopolymeren (siehe auch VANDEVIVERE und BAVEYE, 1992). GUTKNECHT et al. (1998) geben in ihrer Arbeit detaillierte Informationen über die physikalischen und einige biogene Kolmationsprozesse

in der Donauesohle im Bewirtschaftungsgebiet. Deren Untersuchungen haben zum Beispiel gezeigt, dass jährliche Hochwasserereignisse in starker Wechselwirkung mit der Kolmation der Donau stehen.

Abb. 7. Die Abbildung zeigt die Langzeitwirkung der Kolmation der Donauesohle, die durch eine sehr langsame Absenkung des Ruhewasserspiegels entlang des linken Donauufers bei den Entnahmestellen entsteht. Diese langsame Absenkung des Ruhewasserstandes (gemessen wurde an den angegebenen Terminen) ist ein Zeichen, dass die Donauesohle aufgrund einer immer stärker werdenden Kolmation das Grundwasser unterhalb der Donauesohle nicht mehr anspeisen kann, sodass es immer stärker von der Neuen Donau beeinflusst wird (siehe WIMMER, 2006).

3.3 Überprüfung des Erfolges der Grundwasserbewirtschaftung

Insgesamt wurden 7 Kriterien für die Beurteilung der Leistung der Grundwasserbewirtschaftung während der letzten Jahre in der Betriebsordnung festgelegt. Diese Kriterien vergleichen die Entwicklung der Ruhewasserstände, der Pumpmengen, der spezifischen Ergiebigkeiten sowie die Entwicklung der Wasserspiegelschwankungen der einzelnen Brunnen. Die Entwicklung der Wasserstände und Pumpmengen und der spezifischen Ergiebigkeit der Schluckbrunnen liefern weitere Anhaltspunkte für die Leistungsfähigkeit der Brunnen. Die Ursachen für eine Verringerung des Pumpvermögens sind allerdings sehr vielfältig. So haben sich bei einigen Brunnen Anzeichen der Minderung der Brunnenleistungsfähigkeit gezeigt. Bei 9 Entnahmestellen und bei 5 Schluckbrunnen zeigten sich nach einer 10-jährigen Betriebsdauer bereits Anzeichen einer Minderung der Brunnenleistungsfähigkeit. Es zeigte sich auch, dass gewisse Brunnen anfälliger als andere sind. Meistens sind die Brunnen mit geringerer Durchlässigkeit anfälliger und verlieren auch nach einer Brunnenregenerierung schneller ihre Leistungsfähigkeit.

Die Veränderungen der Ruhewasserspiegellagen stehen eindeutig in Zusammenhang mit der Kolmation der Donauesohle und den dadurch veränderten Strömungsverhältnissen des Grundwassers zur Neuen Donau und zum rechten Donauufer. Diese Grundwasserströmung erfolgt unter der Donauesohle und ist von der Kolmation stark beeinflusst. Eine signifikante Minderung der Brunnenleistungsfähigkeit ist bisher aber nicht feststellbar (Abb. 6; siehe WIMMER, 2006).

3.4 Spezielle Grundwasserbewirtschaftung für Bauvorhaben-Sonderbewirtschaftung

Große Bauvorhaben erfordern unter hohen Grundwasserstandsbedingungen in den meisten Fällen sehr kostspielige Baustellenumschließungen zur großräumigen Absenkung des Grundwasserspiegels während der Fundierungsarbeiten. Durch eine gezielte Absenkung der Grenzgrundwasserspiegel in den Schluckbrunnen des Grundwasserbewirtschaftungssystems können die unmittelbaren Bereiche der Wasserhaltungen beeinflusst werden und die entsprechenden Pump- und Umschließungskosten bei den Baustellen minimiert oder vermieden werden.

Voraussetzung dafür ist, dass diese befristeten Änderungen der Betriebsordnung einvernehmlich mit dem Betreiber (Austrian Hydro Power – AHP), mit der Stadt Wien (MA 45) und mit der Obersten Wasserrechtsbehörde des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft per Bescheid eingewilligt werden. Solche Maßnahmen konnten erfolgreich beim Bau des Millenniums-Towers, bei der Verlängerung der U2 sowie für andere Baumaßnahmen entlang des Handelskais angewandt werden. Allerdings entstanden durch diese Sonderbewirtschaftungsmaßnahmen die größten Veränderungen des Grundwasserregimes im betrachteten Gebiet, in den letzten 10 Jahren. Abbildung 7 zeigt die Sonderbewirtschaftung für das Pratergewässer Heustadelwasser in Zusammenhang mit den seit März 2006 anhaltenden hohen Grundwasserständen, welche im Bereich der Kleingartensiedlungen entlang des Unteren Heustadelwassers zu Überflutungsschäden führten.

Die Sonderbewirtschaftung Prater zielt darauf ab, durch verstärkten Rückpumpbetrieb bei den 4 Brunnen S 14, S 12a, S 11a und S 9 die Grundwasserspiegellagen in unmittelbarer Umgebung der Heustadelsiedlung auf dem jeweiligen minimalen Grenzwasserstand zu halten. Die Dotation des Unteren Heustadelwassers soll erst bei Mittelwasserverhältnissen in der Donau und einem Wasserstand von 155,20 m ü. A. im Heustadelwasser wieder aufgenommen werden. Insgesamt brachte das ein Absenken des Grundwasserspiegels um ca. 30–40 cm, bezogen auf den maximalen Grenzwasserspiegel in einem Zeitraum von 1,5 Monaten.

3.5 Grundwasserqualität

Die Ergebnisse der Untersuchungen im Bewirtschaftungsgebiet zeigen eine generelle Verbesserung der Wasserqualität, speziell im Grundwasser (siehe Tabelle 2). Die Möglichkeit einer Kontamination des Grundwassers durch direkte Infiltration von Verunreinigungen an der Donau oder in den Sedimenten (Sedimentschichten im Stauraum) wird praktisch verhindert. Da feine Sedimente die meisten dieser Substanzen binden können, werden sie durch Veränderungen des Redoxpotenzials (DREVER, 1988; MOREL und HERING, 1993; STUMM und MORGAN, 1995) oder durch Aktivitäten von Mikroorganismen im Sediment-Wasser-Grenzgebiet freigegeben (CHAPELLE, 1993).

In der 30 km² großen Fläche der Grundwasserbewirtschaftung befinden sich 120 Grundwasserpegel, in denen bereits langzeitige Beobachtungen der Wasserqualität vorgenommen wurden. Während des Zeitraums 1994–1997 wurden diese regelmäßig beprobt (zweimal wöchentlich oder monatlich, danach vierteljährlich), die wichtigsten Inhaltsstoffe (unter Anwendung von Standardmethoden) analysiert, Schwermetalle (AAS und ICP) und die organischen Verunreinigungen (GC, GC-MS, HPLC) bestimmt (GUNATILAKA und DREHER, 2001, 2003). Die wichtigsten Ergebnisse für den Zeitraum 1994–2003 sind als statistische Medianwerte in Tabelle 2 dargestellt.

Ein Vergleich zwischen der Donau, den Entnahmefrühen (E), den Schluckbrunnen (S) und den Hinterlandpegeln (HL) zeigt, dass sich der chemische Charakter des Grundwassers während der Untergrundpassage allmählich ändert (Tabelle 2). Durch Implementierung der Grundwasserbewirtschaftung wird das System mehr oder weniger stärker durchströmt, um die vorgegebenen Mindestgrundwasserspiegel im Grundwasserleiter zu erhalten, was zu einer Kette von miteinander verbundenen chemischen und biogeochemischen Änderungen führt. Eine geringfügige Zunahme des Sauerstoffgehaltes sowie des Redoxpotenzials und des pH-Wertes ist ersichtlich (GUNATILAKA und DREHER, 1998; DREHER und GUNATILAKA, 1998a). Man erkennt, dass einige der Verunreinigungen und pathogenen Keime während der Untergrundpassage völlig eliminiert werden (Tabelle 2). Laut KUEHN und MUELLER (2000) und TUFENKJI et al. (2002) werden auch einige Pestizide und Pharmazeutika sowie pathogene Organismen (HISCOCK und GRISCHEK, 2002; GOLLNITZ et al., 2003) wie *Giardia* und *Cryptosporidium* bei der Uferfiltration eliminiert.

Während der Entnahme von Uferfiltrat (Filtration im Uferbereich) entsteht eine Reihe von Veränderungen des Flusswassers, wobei mikrobiologische und chemische Prozesse eine gewichtige Rolle spielen (MATTHES, 1990; HEM, 1970). Diese Veränderungen werden von geochemischen Reaktionen gesteuert, die die beobachtete chemische Zusammensetzung des Wassers (Tabelle 2) durch unterschiedliche Grundwasserströmungspfade und -raten sowie durch Durchmischung mit altem Grundwasser verändern (siehe auch PLUMMER et al., 1983). Die hier betrachteten Do-

nauaquifere sind charakterisiert durch Kalk-Karbonat dominierte Systeme, wo die Kontrollphase meistens Calcit ist. Die dominierende Ionenchemie wird primär durch Kalzium- (Ca^{2+}), Magnesium- (Mg^{2+}), Bikarbonat- (HCO_3^-) und Sulfationen (SO_4^{2-}) bestimmt. Die Ergebnisse zeigen erhöhte Werte für Ionenkonzentrationen von HCO_3^- und Ca^{2+} im Uferfiltrat 1994, die langsam abnahmen bis 1997 (Tabelle 2). Zusätzlich wird eine langsame Zunahme des pH-Wertes beobachtet (DREHER und GUNATILAKA, 1998a). Während der Untergrundpassage des Uferfiltrats wird unter einer Beimischung von Kohlendioxid, einem höheren partiellen Druck und leicht erhöhtem pH die Produktion von anorganischem Kohlenstoff als HCO_3^- gefördert. Parallel dazu ist eine Erhöhung der Kalziumkonzentration zu bemerken, die auf eine Kalziumsalzauflösung (Calcit und Gips) hindeutet. Ein Vergleich der Veränderungen an Kalzium- und Bikarbonatkonzentrationen in der Periode 1994–1997 in den Entnahme-, Infiltrations- und Hinterlandbrunnen zeigen, dass die meisten Veränderungen bereits im Uferfiltrat entstehen (Tabelle 2). Das deutet auf ein reversibles chemisches Gleichgewicht, welches das Verhalten von Lösungen in Karbonat dominierten Systemen anpasst, mit einer Kontrollphase aus Calcit (Langmuir, 1971; HEM, 1985; MOREL und HERING, 1993). Nach 3 Jahren der künstlichen Dotation des Grundwassers zeigten die Hauptinhaltsstoffe und auch Verunreinigungen des Uferfiltrats eine deutliche Abnahme. Nach einer Beobachtungsperiode 10 Jahren können die Änderungen wie folgt zusammengefasst werden:

1. Kalzium, Magnesium und Bikarbonatkonzentrationen haben auf Grund der Abnahme der Härte beinahe den $\frac{2}{3}$ -Wert erreicht.
2. Sulfat- und Chloridkonzentrationen (E-Brunnen, 1994) sind 1997 auf $\frac{1}{3}$ abgesunken; die Werte sind vergleichbar mit den Donauwasser-Konzentrationen.
3. Die oben erwähnten Änderungen (die wichtigsten Kationen und Anionen) haben zu einer allmählichen leichten Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit geführt.
4. Ammoniumkonzentrationen zeigen eine klare Abnahme während des Untergrunddurchganges (Tabelle 2); aufgrund der Daten aus den drei Online-Messstationen liegen die Konzentrationen im Grundwasser bei 3–5 µg/l.

Tabelle 2. Veränderung der Beschaffenheit des Donauwassers bei der Uferfiltration. Chemische Zusammensetzung (Medianwerte) von Hauptbestandteilen und einigen ausgewählten Mikroverunreinigungen im Donauwasser (Strom-km 1932), Uferfiltrat (Strom-km 1928–1932), Entnahmebrunnen (n = 25), Schluckbrunnen (n = 21) und Hinterlandbrunnen (n = 37). Zeiträume: 1994 (Beginn des Grundwassermanagements) bis 1997, 1997 (nach 3 Jahren) bzw. 1994 bis 2003 (nach 10 Jahren).

Parameter	Einheit	Donau		E-Brunnen			S-Brunnen		HL-Brunnen	
		1994–97 (n = 51)	1994–2003 (n = 108)	1994 (n = 24)	1997 (n = 12)	1994–2003 (n = 70)	1994–97 (n = 64)	1994–2003 (n = 85)	1994–97 (n = 64)	1994–2003 (n = 96)
Calcium (Ca ²⁺)	mg/l	63	54	110	55	61	78	82	78	72
Magnesium (Mg ²⁺)	mg/l	12	12	25	12	13	17	17	16	15
Natrium (Na ⁺)	mg/l	8	8	23	9	9	15	12	14	14
Kalium (K ⁺)	mg/l	2,33	2,60	4,91	2,55	2,70	2,80	2,80	3,13	3,00
Hydrogencarbonat (HCO ₃ ⁻)	mg/l	197	189	330	189	210	272	268	268	245
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	27	26	78	26	30	40	33	42	36
Chlorid (Cl ⁻)	mg/l	14	14	43	14	15	25	19	22	22
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l	0,098	0,012	0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,01	< 0,01
Nitrat (NO ₃ ⁻)	mg/l	2,16	7,60	7,22	1,96	7,9	12,3	8,5	11,27	9,2
Orthophosphat (PO ₄ ³⁻)	mg/l	0,04	0,20	0,036	0,078	0,10	0,075	0,090	0,024	0,06
Fluorid (F ⁻)	mg/l	0,16	< 0,10	0,18	< 0,10	< 0,1	0,10	< 0,10	0,10	< 0,10
Eisen (gesamt)	mg/l	0,25	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,012	< 0,01
Eisen II	mg/l		< 0,01			< 0,01		< 0,01		< 0,01
Mangan (gesamt)	mg/l	0,018	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,01	< 0,01
Mangan II	mg/l		< 0,01			< 0,01		< 0,01		< 0,01
<i>Summenparameter</i>										
Dissolved organic carbon (DOC)	mg/l	3,65	1,54	1,26	1,12	1,20	0,95	0,90	0,98	0,80
Oxidierbarkeit (KMnO ₄ -verbr.)	mg/l	12,00	12,80	2,80	2,30	2,10	1,95	2,00	1,78	1,10
<i>Metalle & Metalloide</i>										
Aluminium (gelöst)	µg/l	0,001	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01	0,015	< 0,01	0,014	< 0,01
Arsen (gelöst)	µg/l	0,001	0,003	0,001	0,004	0,002	0,002	0,002	0,001	< 0,001
Quecksilber (gesamt)	µg/l	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0009	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Cadmium (gelöst)	µg/l	0,000	< 0,0002	< 0,08	0,190	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Blei (gelöst)	µg/l	0,001	< 0,001	< 0,0002	< 0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,0012	< 0,001
Chrom (gelöst)	µg/l	0,001	< 0,001	< 0,03	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001
Kupfer (gelöst)	µg/l	0,002	0,002	< 0,0014	0,002	0,002	< 0,0025	< 0,001	0,002	< 0,001
Nickel (gelöst)	µg/l	0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001
Zink (gelöst)	µg/l	0,005	0,01	< 0,02	< 0,01	0,01	< 0,01	0,01	0,013	0,01

- Im Vergleich zum Donauwasser ist Eisen und Mangan nur in Spuren vorhanden.
- Die DOC-Konzentration im Uferfiltrat sinkt beinahe auf 1/3 und der Permanganat-Verbrauch fällt um den Faktor 4 im Vergleich zur Donau, wodurch man entweder einen Abbau oder zunehmende Mineralisierung erkennt. Eine detaillierte Analyse des DOC-Anteils zeigt, dass ein großer Teil refraktorisches ist, die Hauptkomponenten sind Huminsubstanzen (siehe GUNATILAKA et al., 1994).
- Der Hauptanteil der Schwermetalle wird während der Untergrundpassage zurückgehalten, aber es gibt

- eine leichte Anreicherung geogener Komponenten (z. B. Arsen).
- Pestizid- und Herbizidkonzentrationen sowie andere mikroorganische Verunreinigungen (LHKW und PCB) sind im Donauwasser niedrig und kommen im Uferfiltrat nicht vor.
- Die mikrobiologische Qualität des Uferfiltrats nimmt mit einer 20-fachen Reduktion der totalen Bakterienzahl und einer völligen Elimination von Coliformen und Streptokokken unermesslich zu.

Die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasserleiter bedingen eine Verringerung der Nitratkonzent-

ration. Mikrobiologische Prozesse und Adsorption an Tonteilchen sind für die Eliminierung des Ammoniums hauptsächlich verantwortlich. Mikrobiologische Prozesse tragen auch zum Verschwinden von organischen Verunreinigungen bei. Diese werden entweder abgebaut oder adsorbiert (siehe MATTHES, 1990, HEM, 1970).

Die Adsorption von Metallen an Tonmineralien und Huminstoffen während der Untergrundpassage führt zu niedrigeren Metallkonzentrationen im Uferfiltrat. Andererseits kann z. B. eine langsame Desorption von PO₄³⁻, As, Cd und Ni während der Untergrundpassage auftreten (lange Verweilzeiten). Im Grundwasserbe-

Tabelle 2. Fortsetzung

Parameter	Einheit	Donau		E-Brunnen			S-Brunnen		HL-Brunnen	
		1994–97 (n = 51)	1994–2003 (n = 108)	1994 (n = 24)	1997 (n = 12)	1994–2003 (n = 70)	1994–97 (n = 64)	1994–2003 (n = 85)	1994–97 (n = 64)	1994–2003 (n = 96)
Organische Verbindungen (Pesticide, PAK, PCB)										
Alachlor	µg/ℓ	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Atrazin	µg/ℓ	< 0,10	< 0,05	< 0,09	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Desethylatrazin	µg/ℓ		< 0,05			< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05
Chlordan (cis+trans-Isom.)	µg/ℓ	< 0,10	< 0,02	< 0,09	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Dieldrin+Aldrin (Summe)	µg/ℓ	< 0,06	< 0,02	< 0,028	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,016	< 0,02	< 0,02
Heptachlor u.-epoxid	µg/ℓ	< 0,10	< 0,05	< 0,09	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,05
Hexachlorbenzol	µg/ℓ	< 0,01	< 0,01	< 0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,30	< 0,01	< 0,30	< 0,01
Summe der PAK (5 ind.)	µg/ℓ	< 0,029	0,30	< 0,01	< 0,30	0,3	< 0,06	0,3	< 0,06	0,3
S.d.Polychlorbiphenyle (PCB – 6 ind.)	µg/ℓ	< 0,06	< 0,06	< 0,10	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06
Bakteriologische Befunde										
Aer. heterotr. Keime (22 °C/48 h)	CFU/ml	2500	57	134	66	74	38	76	60	51
Aer. heterotr. Keime (37 °C/48 h)	CFU/ml	2550	42	0	0	43	0	54,5	0,17	27
Escherichia coli	CFU/ 100 ml	229	0	0	0	0		0		0
Enterokokken (Fäkalstrepto- kokken)	CFU/ 100 ml	140	0	0	0	0	1	0	0,33	0

(E-Brunnen: Entnahmebrunnen; S-Brunnen: Schluckbrunnen; HL-Brunnen: Hinterlandbrunnen)

wirtschaftungsgebiet liegen die Verweilzeiten je nach den Durchlässigkeitswerten zwischen 3 und 6 Jahren.

3. SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Zu Beginn des Betriebs des Grundwasserbewirtschaftungssystems, vor allem in den ersten 4 Jahren, konnten die Betriebsregeln dahingehend geändert werden, dass durch eine Optimierung der Steuerungszeitpunkte des Dotationsbetriebes ein Übersteuern vermieden werden konnte.
2. Durch ein Hintanhaltendes Eintritts von Kontaminationen in das Aquifer nahm die Bewirtschaftung eine positive Entwicklung und das Ergebnis beweist, dass es zu keinem unmittelbaren Eindringen von anorganischen oder organischen Verschmutzungen kommt.
3. Die zeitliche Entwicklung der Wasserqualität zeigt eine starke Reduktion der pathogenen Keime im Uferfiltrat, sodass eine wesentliche Verbesserung der mikrobiologischen Verhältnisse erzielt werden konnte.

4. Durch die Anhebung des mittleren Grundwasserspiegels als Folge der Grundwasserbewirtschaftung (verstärkte Dotation) macht sich eine leichte Anhebung der Sauerstoffkonzentration und eine Abnahme der Ionenstärke sowie des Härtegrades bemerkbar.
5. Die Entwicklung von Kolmationsprozessen im Flussbett des Stauraumes eines Wasserkraftwerkes ist unvermeidlich. Eine starke Abnahme von 50 % der Sickermengen konnte bereits während des ersten Jahres nach Teilstau festgestellt werden. Die Ergiebigkeit der Entnahmebrunnen nahm im gleichen Zeitraum wesentlich langsamer ab. Im zweiten Jahr nach Teilstau kann angenommen werden, dass die Kolmation nicht wesentlich weiter fortschreiten wird.
6. Die Entwicklung der Ruhewasserspiegel, Pumpmengen und der spezifischen Ergiebigkeiten der einzelnen Brunnen zeigen, dass der Ruhewasserspiegel in den Entnahmebrunnen in den letzten 10 Jahren geringfügig abgenommen hat. Das deutet auf den Einfluss der Kolmation der Donausohle hin.

Die Brunnenergiebigkeiten ergeben sich als eine Charakteristik der einzelnen Brunnen, sind aber allgemein gesehen nicht relevant. Einige Brunnen sind anfälliger als andere. Einige dieser Brunnen mussten bereits regeneriert werden.

7. In den letzten 10 Jahren führten Sonderbewirtschaftungsmaßnahmen im 2. und 20. Bezirk zu kurzfristigen Veränderungen des Grundwasserspiegels. Meistens wurden diese Maßnahmen für Regulierungen des Grundwasserspiegels bei Bauvorhaben oder als Gegenmaßnahmen bei zu hohen lokalen Grundwasserständen durchgeführt.
8. Das Messprogramm, das im Jahr 1992 bereits zur Bestimmung der Grundwasserqualität implementiert wurde, ist völlig in Übereinstimmung mit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinien (EU-WRRL Implementierung: Richtlinie 2000/60/EG im Oktober 2000 und anschließend die Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG, die im Dezember 2006 vorgeschlagen wurde).

LITERATUR

- BATTIN, T.J., SENGSCHEMITT, D. (1999): Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river Bed Clogging: Evidence from a large river. *Microb Ecol* 37, 185–196.
- BUTTERWORTH, F.M., GUNATILAKA, A., GONSEBATT BONAPARTE, M.E. (2001): *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change – A Handbook*, Vol. II. Kluwer-Plenum Publishers, New York.
- CHAPELLE, F.H. (1993): *Groundwater microbiology and Geochemistry*. John Wiley, New York.
- CULLIMORE, D.R. (1992): *Practical manual of groundwater microbiology*. Lewis Pub., Michigan.
- DREHER, J. (1991): Groundwater management in the city of Vienna, Case Study. IAHS Publications No. 202, 229–238.
- DREHER, J., GUNATILAKA, A. (1996): Ground water management in the city of Vienna. Modelling, Testing & Monitoring for Hydro Power Plants – II. *Int J Hydro Power & Dams* 2, 545–554.
- DREHER, J.E., GUNATILAKA, A. (1998a): Groundwater management system in Vienna – an evaluation after three years of operation. In: PETERS, J.H., et al. (ed.) *Artificial Recharge of Groundwater*. Amsterdam, Balkema, pp 167–172.
- DREHER, J.E., GUNATILAKA, A. (1998b): Bewirtschaftung der Grundwasserhältnisse im Stauraum. In: RUSCHER, G. (Ed.) *Donaukraftwerk Freudenau – Umweltfreundliche Energie für Wien*. DOKW AG, Verlag A.F. Koska, Wien Berlin. pp 162–168.
- DREHER, J.E., GUNATILAKA, A. (2001): Management of urban groundwater – Part I. Quantitative aspects. In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P., NOTENBOOM, J. (eds.): *Groundwater Ecology – A Tool for Management of Water Resources*, p 196–212. European Commission Environment and Climate Programme, Energy, Environment and Sustainable Development. EUR 19887, Office for official publications of European Communities, Luxembourg.
- DREVER, J.I. (1998): *The geochemistry of the natural waters*, 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- GUNATILAKA, A., DREHER, J., RICHTER, A. (1994): Dissolved organic carbon dynamics in a groundwater environment. *Verh. Internat. Verein. Limnol* 25, 1420–1425.
- GUNATILAKA, A., DREHER, J.E. (1996): Use of early warning systems as a tool for surface and ground water quality monitoring. *Proc. IAWQ and IWSA Symp. on Metropolitan Areas and Rivers*. Rome, May 1996. TSI – River quality surveying and monitoring methods – 2, 200–211.
- GUNATILAKA, A., DREHER, J.E. (1998): Groundwater management as viable tool for groundwater protection. *Proc. Int. Conference and special seminars on “Groundwater quality: Remediation and Protection” – GQ 98*, International Commission on Groundwater (ICGW) of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS), Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA) 36, 63–65.
- GUNATILAKA, A., DREHER, J.E. (2001): Management of urban groundwater – Part II. Qualitative aspects. In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P., NOTENBOOM, J. (eds.) (2001): *Groundwater Ecology – A Tool for Management of Water Resources*, p 213–229. European Commission Environment and Climate Programme, Energy, Environment and Sustainable Development. EUR 19887, Office for official publications of European Communities Luxembourg.
- GUNATILAKA, A., DREHER, J. (2003): Online analysis in environmental monitoring – Current practices. *Water Sci Technol* 47 (2), 53–61.
- GUNATILAKA, A., DIEHL, J. (2001): A Brief Review of Chemical and Biological Continuous Monitoring of Rivers in Europe and Asia. In: ‘Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change’, Volume-II, Eds. BUTTERWORTH, F., GUNATILAKA, A. & M. Gonsebatt, Plenum Press, New York.
- GOLLNITZ, W.D., CLANCY, J.L., WHITTEBERRY, B.L., VOGT, J.A. (2003): Riverbank filtration as a microbial treatment process. *J. AWWA* 95 (12), 56–66.
- GUTKNECHT, D., BLASCHKE, A.P., SCHMALFUSS, R., SENGSCHEMITT, D., STEINER, K.-H., REICHEL, G., FEREGYHAZY, H., HERNDL, G.J., BATTIN, T., DREHER, J. (1998): *Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenau*. Schriftenreihe der Forschung im Verbund. Vienna.
- HEM, J.D. (1970): *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. 2nd ed. US Geol. Survey Water Supply Pub., 1473, 363p., Washington, DC.
- HISCOCK, K.M., GRISCHEK, T. (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J Hydrol* 266, 139–144.
- KUEHN, W., MUELLER, U. (2000): Riverbank filtration: an overview. *J. AWWA* 92 (12), 60–69.
- LANGMUIR, D. (1971): The geochemistry of some carbonate groundwaters in central Pennsylvania. *Geochim Cosmochim Acta* 44, 1753–1766.
- MATTHESS, G. (1990): *Die Beschaffenheit des Grundwassers*. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- MOREL, F.M.M., HERING, J.G. (1993): *Principles and applications of aquatic chemistry*. John Wiley, New York.
- PLUMMER, L.N., PARKHURST, D.L., THORSTENSON, D.C. (1983): Development of reaction models for groundwater systems. *Geochim Cosmochim Acta*, 47, 665–685.
- STUMM, W., MORGAN, J.H. (1995): *Aquatic Chemistry*, 3rd ed. John Wiley, New York.
- TUFENKJI, N.E., RYAN, J.N., ELIMELECH, M. (2002): Bank filtration. *Environ Sci Technol* 36 (21), 422A–428A.
- VANDEVIVERE, P., BAVEYE, P. (1992): Saturated hydraulic conductivity reduction caused by aerobic bacteria in sand columns. *Soil Sci Soc Am J* 56, 1–13.
- WIMMER, S. (2006): *Donaukraftwerk Freudenau, Jahresbericht 2006*, Technischer Bericht. Austrian Hydro Power (AHP), Wien

Anschrift der Verfasser: Dipl. Ing. J.E. DREHER, Dr. A. GUNATILAKA, Pöyry Energy GmbH, Laaer-Berg-Strasse 43, A-1100 Wien, E-Mail: jorge.dreher@poyry.com, amarasinha.gunatilaka@poyry.com