

Aus der Professur für Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

**Untersuchungen zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung unter
Berücksichtigung syrischer Verhältnisse**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von

M.Sc.-Ing. Ihsan Machlouf aus Syrien/Lattakia

Tag der Einreichung: 03.04.2012

verteidigt am 16.10.2012 in Rostock

Gutachter:

Prof. Dr.-Ing. habil. Hartmut Eckstädt, Universität Rostock - Professur für
Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel, Leibniz Universität Hannover - Institut für
Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Prof. Dr. Volker Wagner, Hochschule Wismar - Fakultät für Ingenieurwissenschaften

Abstract

The presence of nitrate in groundwater is a problem for many countries such as Syria. This work describes the nitrate pollution of groundwater in the study area Ghouta located in the east of Damascus. The excessive application of fertilizers and the irrigation with sewage water are the main causes of this Problem. In addition, the random distribution of the industrial plants in Ghouta aggravates the problem, because their effluents are not generally subjected to treatment prior to discharge into surface waters or sewer.

The select of a suitable method to remove of nitrate, taking into account the specific conditions in Syria and Ghouta, has been discussed. For this purpose, the quality of groundwater has also been evaluated in detail. Then, theoretical calculations for the nitrate removal were carried out for three wells, whose water represent widely the quality of groundwater in Ghouta. The nitrate levels in the first, second, and third wells are 80, 106, and 124 mg/L, respectively. The target value of nitrate in the mixed water was about 39,5 mg/L in all calculations. Various factors have been considered in the selection of the favourable method. These factors include the nitrate removal efficiency, total cost, quality of the product water, process stability, volume of waste water produced by processes, and the disposal of waste water under Syrian laws. The highest score was obtained with the biological method, taking into account the local conditions in Syria and Ghouta.

The biological denitrification of drinking water using a continuous fixed-bed reactor was carried out in a laboratory-scale. The aim of this part of the work was to evaluate the performance of this reactor system at high and low temperatures (20, 12, 7, and 3°C) and under aerobic conditions. The effects of phosphorus-to-nitrogen ratio, carbon-to-nitrogen ratio, and empty bed contact time were also studied.

Acetic acid as carbon source and granular activated carbon (1-3 mm) as carrier materials for bacterial attachment were used in these experiments. The concentrations of nitrate, nitrite, ammonium, total suspended solids (TSS), and dissolved organic carbon were measured in the effluent water in order to examine the efficiency of process and quality of treated water.

The highest denitrification rates were obtained from the experiments carried out at 12 °C. The costs for the biological denitrification of groundwater in Ghouta/Syria were also estimated.

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis.....	IX
Abkürzungsverzeichnis.....	XI
1 EINLEITUNG	1
1.1 Problemstellung und Arbeitsziele.....	1
1.2 Stickstoffkreislauf und Nitrat im Grundwasser	2
1.3 Gesundheitliche Bedeutung von hohen Nitratkonzentrationen im Trinkwasser	3
2 VERFAHREN DER NITRATELIMINATION AUS GRUNDWASSER	4
2.1 Ionenaustauschverfahren	4
2.2 Nitratelimination durch Elektrodialyse-Verfahren (ED).....	5
2.3 Katalytische Verfahren zur Nitratelimination	7
2.4 Chemische Verfahren	7
2.5 Nitratelimination durch Umkehrosmose (UO).....	8
2.6 Elektrochemische Verfahren zur Nitratreduktion.....	10
2.7 Nanofiltration (NF) zur Nitratelimination	11
2.8 Membranbiofilmreaktor (MBR) zur Nitratreduktion	12
2.9 Biologische Verfahren.....	13
2.9.1 Grundlagen der biologischen Denitrifikation	13
2.9.2 Vorbehandlung und Nährstoffe	16
2.9.3 Denitrifikationsstufe	16
2.9.4 Nachbehandlung	16
2.9.5 Einfluss der Milieubedingungen auf die Denitrifikation.....	17
2.9.5.1 Temperatur	17
2.9.5.2 pH-Wert und DO	17
2.9.6 Denitrifikationsarten.....	18
2.9.6.1 Heterotrophe Denitrifikation	18
2.9.6.2 Autotrophe Denitrifikation	19
2.9.7 Vor- und Nachteile der biologischen Verfahren zur Nitratreduktion.....	20
2.10 In-situ-Denitrifikation.....	20

2.11	Vergleich der Verfahren	22
3	KONKRETISIERUNG DER AUFGABENSTELLUNG.....	26
4	GEGEBENHEITEN DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES DAMASKUS-GHOUTA.....	28
4.1	Topographie.....	28
4.2	Klima	30
4.3	Bevölkerung	33
4.4	Geologie	35
4.5	Hydrogeologie	38
4.6	Boden.....	40
4.7	Landwirtschaft und Abwasser	41
4.8	Grundwassersituation in Ghouta	45
4.8.1	Grundwasserspiegel.....	45
4.8.2	Vulnerabilität des Grundwassers und Wasserschutzgebiete	49
4.8.3	Qualität des Grundwassers in Ghouta	51
4.8.3.1	Nitrate und Härte	51
4.8.3.2	Chlorid, Sulfat, Natrium und Salzgehalt	59
4.8.3.3	Grundwassertyp.....	61
4.9	Vorschläge zur Vermeidung weiterer Verschmutzung der Grundwasserressourcen.....	65
4.10	Theoretische Betrachtungen zur Elimination von Nitrat und/oder anderer Inhaltstoffe aus Brunnenwasser in Ghouta.....	71
5	ENTWICKLUNG EINER IN SYRIEN PRAKTIKABLEN METHODE ZU BIOLOGISCHEN ELIMINATION VON STICKSTOFF	83
5.1	Ziele der Versuche.....	83
5.2	Material und Methoden	84
5.3	Auswahl des Substrats und Trägermaterials.....	85
5.4	Analytische Methoden bei der Untersuchung von Leitungswasser.....	86
5.5	Versuchsergebnisse und Diskussion.....	87
5.5.1	Schritt 1: Einfluss des Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses (C/N).....	87
5.5.2	Schritt 2: Einfluss von P/N-Verhältnis und pH-Werte	90
5.5.3	Schritt 3: Einfluss der Kontaktzeit	90

5.5.4	Schritt 4: Einfluss der Temperatur	94
5.5.4.1	Denitrifikation bei 12 °C	94
5.5.4.2	Denitrifikation bei 7 °C und 3 °C	95
5.5.4.3	Zusammenhang zwischen Temperatur und maximaler Raumabbauleistung	98
5.5.5	Schlussfolgerungen.....	99
6	KOSTENSCHÄTZUNG FÜR DIE BIOLOGISCHEN NITRATELIMINATION AUS DEM GRUNDWASSER IN GHOUTA/SYRIEN.....	101
7	SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE ADMINISTRATION IN SYRIEN	104
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	105
9	LITERATURVERZEICHNIS.....	110
10	ANHANG	120

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1	Einfluss der Überströmungsgeschwindigkeit auf die spezifischen Kosten in Elektrodialyse-Anlagen (Kopp,1987)	6
Abb. 4-1	Lage des Untersuchungsgebietes	29
Abb. 4-2	Topographische 3D-Karte des Gebietes Ghouta und seiner Umgebung.....	30
Abb. 4-3	Isohyeten in Ghouta im Jahr 2004	31
Abb. 4-4	Niederschlag in Khrabo (Mitte des Untersuchungsgebietes) zwischen den Jahren 1947 und 2000 (Hobler et al., 2002)	32
Abb. 4-5	Änderungen der Niederschläge in Damaskus und Douma zwischen 1982 und 2008	32
Abb. 4-6	Bevölkerungszahlen in den Ortsteilen des Untersuchungsgebietes im Jahr 2004 (CBS, 2004)	33
Abb. 4-7	Wachstumsraten der Bevölkerung in Damaskus sowie im Großraum Damaskus zwischen 1960 und 2009 (CBS, 2009)	34
Abb. 4-8	Erweiterung des Stadtgebietes von Damaskus und Verringerung der Landwirtschaftlichen Flächen in Ghouta zwischen den Jahren 1940 und 2005 (geändert nach Balanche, 2006)	35
Abb. 4-9	Geologische Karte von Ghouta und Umgebung (geändert nach Hobler et al., 2002)	36
Abb. 4-10	Geologischer Schnitt A-A` (SW-NO) in Ghouta	37
Abb. 4-11	Geologischer Schnitt B-B` (NW-OS) in Ghouta	37
Abb. 4-12	Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit des Grundwasserleiters im Westen Ghoutas (geändert nach Alammareen, 2001)	39
Abb. 4-13	Bodennutzung in Ghouta (geändert nach Hobler et al., 2002)	42
Abb. 4-14	Bewässerungsschema in Ghouta (Nutzung der aufbereiteten Abwässer aus der Adraa-Anlage) (JICA, 2005)	43
Abb. 4-15	Änderungen der Grundwasservorräte im Damaskus-Becken zwischen 1991 und 2004 (WRIC, 2005)	46
Abb. 4-16	Durchflussänderungen des Flusses Barada und Änderungen der Ergiebigkeit der Quellen von Figher und Barada	46
Abb. 4-17	Grundwasserhöhenplan im Damaskus-Becken (Wolfart, 1962)	47
Abb. 4-18	Grundwasserhöhenplan in Ghouta im September 1997 (geändert nach Alammareen, 2001)	48
Abb. 4-19	Grundwasserhöhenplan in Ghouta im März 2004 (geändert nach ACSAD, 2007 und IWW, 2007)	49

Abb. 4-20	Mittlere spezifische Brunnenkapazitäten im Jahr 2006 (Bezugsdaten aus Tabelle A-4)	50
Abb. 4-21	Brunnentiefe und spezifische Brunnenkapazitäten im Jahr 2006 in Ghouta	51
Abb. 4-22	Nitratwerte im Grundwasser der Region Ghouta im Jahr 1986 (geändert nach Alammareen, 2001)	53
Abb. 4-23	Nitratwerte im Grundwasser der Region Ghouta im Jahr 1998 (Kattan, 2006)	54
Abb. 4-24	Mittlere Nitratkonzentrationen und mittlere Brunnentiefen in in der Region Ghouta im Jahr 2006	54
Abb. 4-25	Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von den Brunnentiefen in Ghouta	56
Abb. 4-26	Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von Brunnentiefen an verschiedener Orten in Ghouta	57
Abb. 4-27	Mittlere Härte des Grundwassers in Ghouta im Jahr 2006	58
Abb. 4-28	Nitratkonzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008 (Bezugsdaten aus Tabelle A-7)	58
Abb. 4-29	Chloridkonzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008	59
Abb. 4-30	Mittlere TDS-Konzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008	60
Abb. 4-31	Chlorid, Natrium, Sulfat und gesamte gelöste Stoffe in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Jahr 2008 in Ghouta (ausgenommen Medaa und Ateibeh)	60
Abb. 4-32	Einteilung des Gebietes Ghouta in vier Zonen (I, II, III, IV)	61
Abb. 4-33	Entwicklung der mittleren chemischen Grundwasserqualität in der Zone II zwischen 1999 und 2008 (Bezugsdaten aus Tabellen A-8...A-16 in Anhang)	63
Abb. 4-34	Mittlere chemische Grundwasserqualität in der Zone IV zwischen 1999 und 2008 (Bezugsdaten aus den Tabellen A-8...A-16)	63
Abb. 4-35	Mittlere chemische Grundwasserqualität im Ostteil von Ghouta (Zonen II und IV) zwischen 1999 und 2008	64
Abb. 4-36	Mittlere chemische Grundwasserqualität der zur Zone III gehörenden Stadt Sitt Zeinab zwischen 2001 und 2007 (Bezugsdaten aus Tabelle A-17)	65
Abb. 4-37	Schematische Darstellung eines Wasserschutzgebietes	69

Abb. 5-1	Schematische Darstellung des experimentellen Aufbaus der Laboranlage zur Nitratelimination	85
Abb. 5-2	Nitrat- und Nitritkonzentration im Ablauf der Laboranlage in Abhängigkeit vom C/N- Verhältnis bei 18 bis 20 °C	88
Abb. 5-3	DOC-Ablaufkonzentration und Nitrattraumabbauleistung in Abhängigkeit von der Kontaktzeit	91
Abb. 5-4	Denitrifikation bei einer durchschnittlichen Nitratzulaufkonzentration von 148 mg/L, einer Zulauftemperatur 19,5 °C und einer Kontaktzeit von 46 min	93
Abb. 5-5	Denitrifikationsprozess bei 12 °C, einer mittleren Nitratzulaufkonzentration von 124 mg/L und Kontaktzeiten von 37 bis 70 min	95
Abb. 5-6	Denitrifikation bei 3°C, 124 mg/L Nitratzulaufkonzentration und einer Kontaktzeit von 74 min	98
Abb. 5-7	Maximale Nitrattraumabbauleistung in Abhängigkeit von der Temperatur.....	99

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1	Effektivität unterschiedlicher ED- Anlagen in Bezug auf die Elimination von Nitrat und TDS bei der Trinkwasseraufbereitung	6
Tab. 2-2	Membranfiltrationsarten und ihre Verwendungen	12
Tab. 2-3	Untersuchungen an einem Bioreaktor mit Ionenaustauschmembranen zum Nitratabbau	13
Tab. 2-4	Stöchiometrie der heterotrophen Denitrifikation mit Methanol, Äthanol und Essigsäure (McCARTY et al., 1969)	15
Tab. 2-5	Spezifischer Substratbedarf, Biomasseabbildung und C_R bei der heterotrophen Denitrifikation und kontinuierlichem Betrieb (McCARTY et al., 1969)	15
Tab. 2-6	Stöchiometrie bei der autotrophen Denitrifikation (McCARTY et al., 1969)	15
Tab. 2-7	Spezifische Nitratabbauraten bei der heterotrophen Denitrifikation	18
Tab. 2-8	Untersuchungen zur autotrophen Denitrifikation	19
Tab. 2-9	Allgemeiner Vergleich der Hauptverfahren zur Nitratelimination	23
Tab. 2-10	Vergleich der im Labor geprüften Verfahren zur Nitratelimination	24
Tab. 2-11	Kostenvergleich der Verfahren UO, IA, ED, NF und der biologischen Verfahren	25
Tab. 4-1	Geologische Schichtungen im Damaskus Becken	38
Tab. 4-2	Anschlußgrad der Bevölkerung in Ghouta an Abwasserkanäle (JICA, 2007)	44
Tab. 4-3	Zulässige Grenzwerte der Hauptparameter in Trinkwasser nach syrischen und deutschen Richtlinien	52
Tab. 4-4	Anzahl der nitratbelasteten Brunnen in Abhängigkeit von ihrer Tiefe	55
Tab. 4-5	Anzahl der verunreinigten Brunnen in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Jahr 2006	56
Tab. 4-6	Grundwasserbeschaffenheit im Jahr 2008 in den Zonen I, II, III und IV	62
Tab. 4-7	Restriktionen in den Wasserschutzzonen II und III nach den DVGW-Richtlinien (Arbeitsblatt W 101)	70
Tab. 4-8	Zulässige Grenzwerte der gereinigten Abwässer gemäß der syrischen Norm Nr. 2752 aus dem Jahr 2008 für Bewässerungszwecke	72
Tab. 4-9	Zulässige Grenzwerte für die Einleitung industriellen Abwässer in die öffentliche Kanalisation gemäß der syrischen Norm Nr. 2580 aus dem Jahr 2002	73

Tab. 4-10	Zulässige Grenzwerte für die Einleitung von industriellen Abwässern in Gewässer nach dem syrischen Umweltgesetz Nr. 50 aus dem Jahr 2002	73
Tab. 4-11	Charakterisierung einiger verunreinigten Grundwasserbrunnen im Jahr 2008	75
Tab. 4-12	Klassifizierung des Grundwassers in den Gruppen 1, 2 und 3 nach der Nitratkonzentration	76
Tab. 4-13	Typische Eliminierungsgrade von Nitrat und gelösten Feststoffen bei verschiedenen Verfahren sowie dabei entstehende typische Abwassermengen	76
Tab. 4-14	Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 1	78
Tab. 4-15	Bedeutung der Bewertungsnoten in Abhängigkeit von verschiedenen Kriterien	79
Tab. 4-16	Bewertung der Verfahren zur Nitratelimination bei der Grundwassergruppe 1 nach verschiedene Faktoren	80
Tab. 4-17	Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 2	81
Tab. 4-18	Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 3	82
Tab. 5-1	Schritte bei der Versuchsdurchführung und die dabei vorhandenen Betriebsbedingungen	84
Tab. 5-2	Qualitätsparameter des verwendeten Leitungswassers sowie des Zulauf- und Ablaufwassers bei der Untersuchung der Beeinflussung der Nitratelimination durch das C/N-Verhältnis	89
Tab. 5-3	Vergleich der Denitrifikationsleistung bei Temperaturen von 7 und 3 ° C	97
Tab. 6-1	Chemikalienbedarf bei Aufbereitung von Grundwasser der Gruppe 1 in einer kleinen Anlage (70 m ³ /h) sowie in einer großen Anlage (360 m ³ /h)	102
Tab. 6-2	Geschätzte Investitions- und Betriebskosten (€/m ³ verteiltes Trinkwasser) für kleine und große Anlagen in Syrien	103

Abkürzungsverzeichnis

Formelzeichen und Stoffbezeichnungen

A	ha, m ²	Fläche
Ba ²⁺	mg/L	Bariumkonzentration
Ca ²⁺	mg/L	Calciumkonzentration
Cl ⁻	mg/L	Chloridkonzentration
EBCT	Minute	Leere Bettkontaktzeit
F ⁻	mg/L	Fluoridkonzentration
Fe	mg/L	Eisenkonzentration
GH	mg CaCO ₃ /L	Gesamthärte-konzentration
HCO ₃	mg/L	Hydrogencarbonatkonzentration
i	A/m ²	Stromdichte
K ⁺	mg/L	Kaliumkonzentration
Na ⁺	mg/L	Natriumkonzentration
NH ₃	mg/L	Ammoniakkonzentration
Ø	cm	Durchmesser
O ₂	mg/L	Sauerstoffgehalt
OH ⁻	mg/L	Hydroxidkonzentration
PO ₄ ³⁻	mg/L	Phosphatkonzentration
Q	m ³ /h, m ³ /d	Volumenstrom, Fördermenge
r	-	Korrelationskoeffizient
R ²	-	Bestimmtheitsmaß
R _A	kg/(m ³ ·d)	Raumabbauleistung
SO ₄ ²⁻	mg/L	Sulfatkonzentration
t	d, h, min	Zeit
T	°C	Temperatur
U	V	Spannung
V	L	Volumen
λ	%	Eliminationsgrad, Eliminationsleistung

Abkürzungen und Indizes

a	Jährlich
ACSAD	Arab Center for the Studies of Arid Zones and Dry Lands
Ag	Silber
Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
ATP	Adenosintriphosphat
BaSO ₄	Bariumsulfat
BioDen	Biologische Denitrifikation
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CaF ₂	Calciumfluorid
CaCO ₃	Calciumcarbonat
CaSO ₄	Calciumsulfat
C-Quelle	Kohlenstoffquelle
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis

$C_5H_7O_2N$	Typische Zusammensetzung von Biomasse
CARIX	Carbon- dioxid regenerated ion exchanger
CBS	Syrisches Zentralbüro für Statistik
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
C_R	Consumptive ratio
CO_2	Kohlenstoffdioxid
C-Verfahren	Chemische Verfahren
d	Tag
DAWSSA	Damaskus Water Supply and Sewerage Authority
DO	Gelöster Sauerstoff
DOC	Gelöster organisch gebundenen Kohlenstoff
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
EZ	Einwohnerzahl
EC-Verfahren	Elektrokatalytische Verfahren
ED	Elektrodialyse
EDR	Elektrodialyse mit Pulumkehr
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GAC	Gekörnte Aktivkohle
GIZ	Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GW	Grundwasser
h	Stunde
H	Wasserstoff
H_2	Molekularer Wasserstoff
H_2S	Schwefelwasserstoff
IA	Ionenaustausch
IWW	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser, Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH
JICA	Japan International Cooperation Agency
K-Verfahren	Katalytische Verfahren
m ü. N.N	Meter über Normal Null
MAAR	Ministry of Agriculture and Agrarian Reform, Syria
Max.	Maximum
Meq	Milliäquivalent
min	Minute
Min.	Minimum
MCM	Million Kubikmeter
Mio	Million
MOHC	Ministry of Housing and Construction
MPN	Höchstwahrscheinlichen Anzahl
MSEA	Staatsministeriums für Umweltangelegenheiten
MW	Mittelwert
$NaNO_3$	Natriumnitrat
N_2	Elementarer Stickstoff
N_2O	Distickstoffmonoxid
N_2H_4	Hydrazin
NF	Nanofiltration
NO	Stickstoffmonoxid
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff

NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat-Konzentration
NH ₂ OH	Hydroxylamin
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
P/N	Phosphor/Stickstoff-Verhältnis
Pd	Palladium
PRB	durchlässige reaktive Barriere
PVC	Polyvinylchlorid
RGT-Regel	Reaktionsgeschwindigkeit–Temperatur –Regel
S	Schwefel
SiO ₂	Kieselsäure
Sn	Zinn
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TDS	Gesamte gelöste Feststoffe
TN	Gesamtstickstoff-Konzentration
TOC	Organisch gebundener Gesamtkohlenstoff
TSS	Gesamtmenge an suspendierten Feststoffe
UO	Umkehrosmose
VI	Verblockungsindex
WRIC	Water Resources Information Center

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Arbeitsziele

Die Nitratbelastung des Grundwassers in Syrien hat sich in den letzten zehn Jahren zu einem großen Problem entwickelt. Die größte Gefahr besteht vor allem im Gebiet Ghouta (im Osten und Südosten der Hauptstadt Damaskus), in dem im Jahr 2006 mehr als 200 Trinkwasserbrunnen außer Betrieb genommen werden mußten (MOHC, 2006). Die Nitratkonzentration betrug in einigen Fällen bis zu 200 mg/l. Nach den syrischen Richtlinien beträgt die zulässige Nitratkonzentration 50 mg/L. Deshalb erfolgte in einigen Orten die Trinkwasserverteilung mit Tankwagen, was die Kosten erhöhte und den Komfort erheblich reduzierte. Neben den Nitraten stellen auch hohe Härtewerte und Salzgehalte von einigen Brunnenwässern in Ghouta (hauptsächlich im Ostteil) ein weiteres Problem dar. Ursachen für die Inhaltsstoffe sind im Einsatz des Abwassers zur Bewässerung und hohe Düngergaben in der Landwirtschaft zu sehen. Die zur Verfügung stehenden Trinkwasserressourcen in Ghouta sind generell Brunnenwässer, die auch zur Bewässerung (hauptsächlich Oberflächenbewässerung) benutzt werden. Die intensive und unregulierte Entnahme der Grundwasservorräte auch für die landwirtschaftliche Bewässerung in Ghouta führte dazu, dass eine große Nitratmenge ins Grundwasser gelangt und Wasserverluste durch Evaporation zugenommen haben. Die langfristige Lösung des Nitratproblems im Grundwasser erfordert daher effektive Maßnahmen in Bezug auf landwirtschaftliche Aktivitäten, Bewässerung und Durchsetzung von geltenden Umweltgesetzen.

Diese Arbeit hat folgende Ziele:

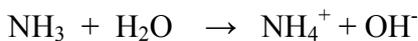
1. Beschreibung des Untersuchungsgebietes (Ghouta) in Bezug auf die topographische, klimatische, geologische und hydrogeologische Situation sowie Darlegung der Ursachen, die die Zunahmen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser von Ghouta verursachen.
2. Beschreibung und Auswertung der chemischen Beschaffenheiten der Grundwasserleiter in Ghouta.
3. Bestimmung der Vulnerabilität der Grundwasserleiter und Vorschläge zur Beeinflussung der Grundwasserqualität in Gouta.
4. Auswahl geeigneter Verfahren zur Elimination von Nitrat und/oder anderer Inhaltstoffe aus Grundwasser in Ghouta.
5. Durchführung von Laborversuchen, um für das als optimal angesehene Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung in Gouta Dimensionierungsgrundlagen zu schaffen.

1.2 Stickstoffkreislauf und Nitrat im Grundwasser

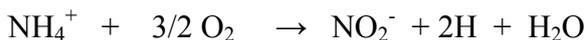
Stickstoff ist ein wichtiges Element im Kreislauf der Natur, er spielt eine große Rolle für das Leben. Stickstoff in der Form NH_4^+ und NO_3^- wird von Pflanzen aufgenommen, um u.a. Eiweiß zu bilden. Von Tieren und Menschen werden die Pflanzen verwertet wobei deren Ausscheidungen zurück in die Natur gelangen. Die Nitratbelastung des Grundwassers ist derzeit ein ernstes Problem in vielen Ländern. Stickstofffixierung kann durch folgende Prozesse hervorgerufen werden:

- Blitzschlag: durch den Blitzschlag entstehen Stickstoffoxide NO_x , welche in der Luft mit Wasser reagieren. Es entstehen Salpetersäure und salpetrige Säure, die mit dem Regenwasser in den Boden gelangt (Mahendra, 2007)
- Biologische Fixierung des Stickstoffs: verschiedene Bakterien wie z.B. Rhizobium Leguminosarum, Azotobacter und Cyanobakterien können den molekularen Stickstoff aus der Luft nehmen und in Ammonium und Nitrat umwandeln (Nentwig et al., 2009).

Bei der Amonifikation bzw. Mineralisation (Zerfall von organischem Stickstoff zu anorganischem Stickstoff meist NH_4^+) entsteht Ammonium durch die Aktivität von Bakterien. Ammoniak reagiert mit Wasser:



Ammoniak ist bei hohem pH-Wert im Boden oder Wasser vorhanden. Ist Sauerstoff vorhanden, wird Ammonium durch Nitrifikanten in Nitrit umgewandelt. Bei der Oxidation von NO_2^- durch Nitrobacter spp. wird Nitrat gebildet.



Nitrat wird bei der Abwesenheit von Sauerstoff durch Denitrifikanten wiederum in den Stickstoff reduziert, oder von Pflanzen aufgenommen. Nitrat ist im Wasser löslich, es hat eine negative Ladung und kann leicht ins Grundwasser gelangen. Es wird deshalb von Bodenkolloiden nicht absorbiert, da diese auch negative Ladungen haben. Eine Quelle die zur Kontamination des Grundwassers mit Nitrat führt, sind überhöhte Gaben von mineralischem (z.B. NaNO_3 und NH_4NO_3) und organischem Dünger (z.B. Eiweißverbindungen und Harnstoff) auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Ferner gelangen auch industrielle und kommunale Abwässer in den Boden.

1.3 Gesundheitliche Bedeutung von hohen Nitratkonzentrationen im Trinkwasser

Die Menschen nehmen das Nitrat über Lebensmittel und Trinkwasser auf. Bei hohen Konzentrationen werden Nitrate leicht zu gefährlichen Nitriten umgewandelt. Im Körper gebildete Nitrite reagieren mit Hämoglobin und bilden Methämoglobin d.h. der Sauerstofftransport des Blutes wird verhindert. Blausucht und Cyanose treten deshalb mitunter bei Säuglingen auf. Mehrere Krankheitsfälle oder der Tod von Säuglingen, die Methämoglobinämie hatten, wurden auf die hohe Nitratkonzentration im Trinkwasser zurückgeführt (Johnson et al., 1988; Knobeloch et al., 2000).

Nach Wawra et al., (2003) bildet Nitrit durch die Reaktion mit Aminen und Amiden Nitrosamine (krebserzeugend).

2 Verfahren der Nitratelimination aus Grundwasser

2.1 Ionenaustauschverfahren

Dieses Verfahren basiert auf einem wasserunlöslichen Austauscher, der die Fähigkeit hat die im Harz beweglichen Ionen gegen die im Rohwasser existierenden äquivalenten unerwünschten Ionen auszutauschen. Für die Elimination von Ionen können organische und anorganische Stoffe verwendet werden. In der Wasseraufbereitung werden häufig Kunstharzionenaustauscher (hergestellt durch Polymerisation von Styrol [C_8H_8]_n) eingesetzt (Höll, 2004). Die Austauschfähigkeit des natürlichen und synthetischen Harzes (Ionenaustauschers) bezieht u.a. auf ihre funktionelle Gruppe, die Oberfläche, die Filtrationsgeschwindigkeit und die Beladung. Zusätzlich sind die Milieubedingungen wie der pH-Wert zu beachten.

Die Haftfestigkeit der Ionen am Austauscher hängt ab von:

- Ladungsgröße: die hochwertigen Ionen haben eine bessere Affinität zum Austauscher als niederwertige
- Ionengröße: je kleiner die hydratisierten Ionen sind, desto besser ist ihre Affinität,
- Ionenkonzentration und Ionenverhältnis: die Affinität eines Ions zum Austauscher nimmt zu, wenn seine Konzentration in der wässrigen Lösung steigt.
- Polarisation: die stark polarisierten Ionen lassen sich besser vom Harz adsorbieren.

Der Ionenaustauschprozess kann entweder in Einzelbettfiltern oder in Zweibettfiltern erfolgen (Clifford et al., 1978). In der technischen Anlage wird stark basischer Anionenaustauscher verwendet (z.B. in Form von Cl^-). Die Beseitigung von stark salzhaltigem Abwasser stellt aber ein großes Problem dar. Ein nitratselektiver Anionenaustauscher wurde in großtechnischem Maßstab (McFarland, California) zur Nitratelimination aus dem Grundwasser eingesetzt (Höll, 2004). Die Nitratelimination war 53% der anfänglichen Nitratkonzentration (68,5 mg/L). In Frankreich wurden sechs Anlagen (die größte Leistung war 576 m³/h) zur Nitratelimination eingesetzt (Richard, 1989). Eine Nitratverminderung und Teilenthärtung aus dem Trinkwasser kann auch durch das CARIX-Verfahren realisiert werden. Beim CARIX-Verfahren wird der überschüssige Teil des im Mischbettfilter entstehenden Gases CO_2 als Regenerierlösung verwendet. Im Abwasser findet demnach keine Aufsalzung statt. Dieses Verfahren ist aber nicht geeignet für die Nitratelimination bei hohen Sulfatgehalten im Rohwasser. Weitere Untersuchungen zum CARIX-Verfahren bei großen Anlagen wurden in Bad Rappenau (seit 1986 in Betrieb ist) durchgeführt. Das Hauptziel war die Verringerung der Gesamthärte, das andere Ziel ist die Nitratverminderung. Die Ionenaustauschverfahren

sind generell geeignet für Grundwässer, in denen wenig organische und suspendierte Stoffe vorliegen, die das Austauscherharz blockieren können (Kapoor et al., 1997).

Der Hauptvorteil der Ionenaustauschverfahren ist:

- die Beeinträchtigung des Prozesses durch Sulfat kann mit dem Einsatz eines Selektivaustauschers zur Nitratelimination verhindert werden.

Der Hauptnachteil der Ionenaustauschverfahren ist:

- der Ionenaustauscher muß regeneriert und das entstehende Abwasser behandelt und entsorgt werden.

2.2 Nitratelimination durch Elektrodialyse-Verfahren (ED)

Die Elektrodialyse- Einheit besteht aus zwei Elektroden, zwischen denen abwechselnd Kationen- und Anionenaustauschermembranen angeordnet sind. Wird ein elektrisches Feld zwischen beiden Elektroden eingesetzt, bewegen sich die im Elektrolyt vorhandenen Anionen durch die Membranen zu der gegenüber liegenden Anode, die Kationen zu der gegenüber liegenden Kathode, so dass ein Diluat und ein Konzentrat entstehen.

Die Funktion der Elektrodialyse-Einheit beruht auf den installierten Semimembraneigenschaften, deshalb sollen diese Membranen nach ihrer Herstellung mehrere wichtige Eigenschaften zeigen (Melin et al., 2007):

- niedriger elektrischer Widerstand, (deshalb soll sie dünn und homogen sein)
- chemische Beständigkeit gegenüber Säuren und Laugen.
- mechanische Beständigkeit (mit Hilfe der Spacer) gegenüber Wasserdruckschwankungen und
- hohe Selektivität für erwünschte Ionen z.B. Nitrat.

Ein Polumschaltungs- Betrieb verhindert Scaling und Fouling in der Konzentratkammer, so ist eine hohe Ausbeute und keine aufwendige Vor- und Nachbehandlung zu erwarten. Die Variablen, die in diesem Verfahren eine große Rolle spielen, sind Membranfläche, Grenzstromdichte und Überströmgeschwindigkeit. Nach Kopp (1987) sind geringere Membrankosten (Membranfläche) und steigende Energiekosten mit steigender Überströmungsgeschwindigkeit verbunden (Abbildung 2-1). Die Tabelle 2-1 zeigt ausgewählte Untersuchungsergebnisse zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung.

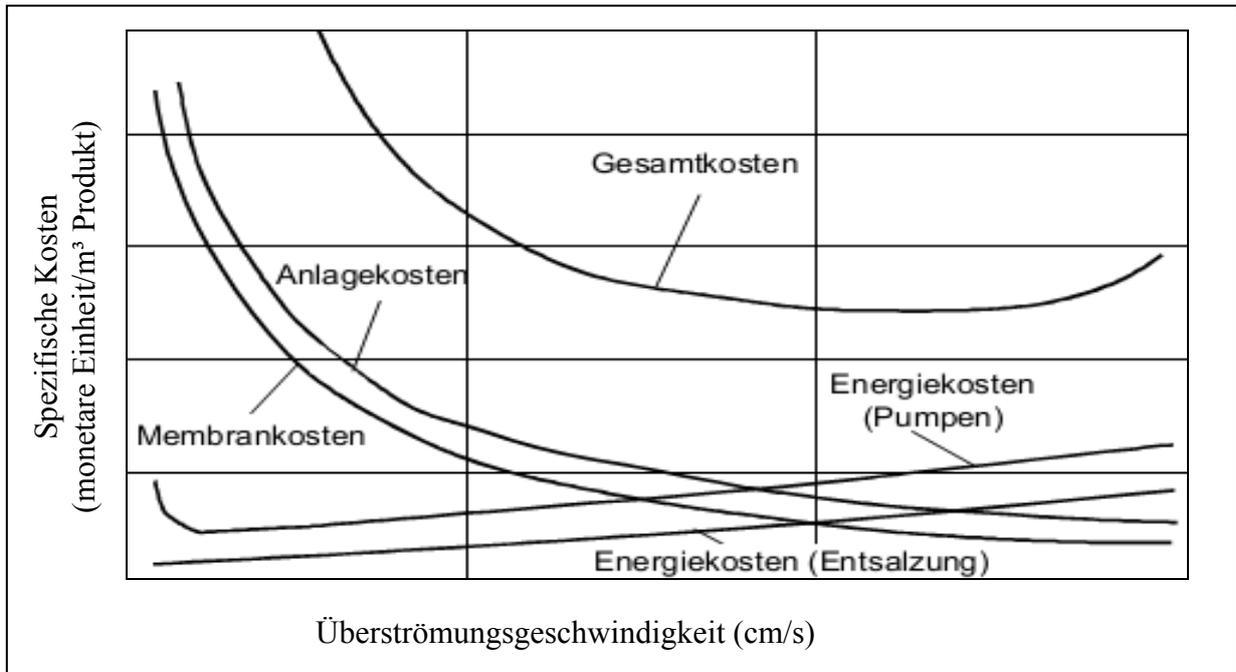


Abb. 2-1: Einfluss der Überströmungsgeschwindigkeit auf die spezifischen Kosten in Elektrodialyse-Anlagen (Kopp, 1987)

Tab. 2-1: Effektivität unterschiedlicher ED- Anlagen in Bezug auf die Elimination von Nitrat und TDS bei der Trinkwasseraufbereitung

Ort / Literatur	TDS-Elimination (%)	Rohwasser (mg/L)	Nitrat	
			Produktwasser (mg/L)	Eliminationsgrad (λ)
Österreich/ Wolfgang, 2006	22	120	41	65,8
Bermuda/ Prato et al., 1993	81	66	8,8	86,8 ^{***}
USA/Shammas et al., 2010	50-94	-	-	-
Italien/ Prato et al., 1993	53	120	37	69,2 ^{**}
Österreich/ Hell et al., 1995	-	120	25	79 ^{**}
	-	65	25	61,5 [*]

* Stufenanzahl ist 1, ** Stufenanzahl ist 2, *** Stufenanzahl ist 3

Vorteile des Elektrodialyse-Verfahrens:

- keine aufwendige Vorbehandlung erforderlich
- Reinwasserausbeute beträgt oft über 90%
- mehrere Kontaminanten können gleichzeitig entfernt werden.

2.3 Katalytische Verfahren zur Nitratelimination

Das katalytische Verfahren bezieht sich auf die Beschleunigung der Nitratreduktion durch Edelmetalle in Gegenwart von einem Reduktionsmittel wie z.B. Wasserstoff und Ameisensäure (Vorlop et al., 1989; Prüsse et al., 1997). Bei vielen Untersuchungen traten unerwünschten Nebenprodukte wie Ammonium und Nitrit auf (Gasparovicova et al., 2005). Deshalb wurde ein für die Nitratelimination geeignetes Edelmetall gesucht und ausprobiert. Die Nitratreduktion durch einen Katalysator hängt von pH-Wert, Katalysatoroberfläche und der dem Katalysator hinzugefügten Menge an Edelmetall ab. Als Katalysator wird häufig Aktivkohle, Aluminiumoxid (Al_2O_3) mit zwei Edelmetallen z.B. Palladium oder Platin mit anderen Edelmetallen (z.B. Zinn, Kupfer und Silber) für selektive Nitratreduktion eingesetzt. Witońska et al. (2007) haben die Bimetall-katalytische Nitratreduktion durch Pd und Ag mit Aluminiumoxid verwendet. Nach einer Stunde wurden die Nitrate (Ausgangskonzentration war 100 mg/L) durch den Einsatz von 5%Pd-2% Ag/ Al_2O_3 komplett entfernt. Dennoch wurde eine große Menge von Ammonium gebildet.

2.4 Chemische Verfahren

Die chemischen Verfahren beruhen auf der Reduktion von Nitrat durch aktive Metalle. Murphy (1991) hat Aluminium-Puder zur Reduktion von Nitrat verwendet. pH-Werte im Bereich von 9 bis 10,5 führten zu einer selektiven Reduktion von Nitrat im Vergleich zu Sulfat, so dass die Nitratabbauleistung etwa 450 mg/(L·h) (Abbaurrate innerhalb von 10 min gleich 75% bei anfänglicher Nitratkonzentration von 100 mg/L, pH-Wert = 10,25) betrug und sich gleichzeitig die Sulfat-Konzentration nicht geändert hat. Bei einem pH-Wert < 8 tritt keine Nitratreduktion auf, da das Oxid eine Schicht auf Aluminiumpartikeln bildet, die die Reaktion mit Nitrat verhindert. Als Nebenprodukte entstanden Ammoniak und Nitrit.

Nach Luk et al. (2002) ist die benötigte Dosierung von Aluminium 1.6 – 2.6 g zum Abbau von 1 g NO_3^- abhängig von den Milieubedingungen. Sie haben Aluminiumpuder mit einer Korngröße von 44 – 74 μm zur Reduktion von im Grundwasser vorliegenden Nitraten

eingesetzt. Ein pH-Wert im Bereich 10.2 – 11.5 mußte während der Reaktion einhalten werden. Für eine ausreichende Nitratreduktion waren Temperaturen im Bereich von 20 – 25°C erforderlich. Hecke et al. (1990) haben zweiwertiges Eisen zur chemischen Reduktion von Nitrat im Batch-Betrieb sowie im kontinuierlichen Betrieb eingesetzt. Kupfer wurde als Katalysator verwendet. Die Denitrifikationsrate war hoch bei einem pH-Wert von 8,1 und niedrig bei einem pH-Wert von 7,5. Es hatte sich hauptsächlich Ammonium und eine große Menge von Eisen(III)-Hydroxid gebildet. Der Prozess ist deshalb zur Nitratelimination nicht günstig. Eine chemische Nitratreduktion durch Eisenpulver ($0,3125 \text{ m}^2/\text{g}$) wurde von Huang et al., (1998) durchgeführt. Bei einem pH-Wert < 4 konnte eine schnelle Denitrifikation erreicht werden. Für völlige Nitratelimination von 1 g Nitrat in mehr als einer Stunde wurden 6,2 g benötigt. Als Nebenprodukte bildeten sich Ammoniak und Fe^{2+} . Zusätzlich zur erforderlichen Nachbehandlung ist das chemische Verfahren zur Nitratelimination in einigen Fällen aufwändig (Koltuniewicz et al., 2008).

2.5 Nitratelimination durch Umkehrosmose (UO)

Dieses Verfahren wird hauptsächlich zur Trinkwassergewinnung aus Meerwasser und Brackwasser eingesetzt. Sie ist auch geeignet zur Elimination verschiedene Kontaminanten wie z.B. Nitrate und Arsen aus Grund- und Oberflächenwasser (Mackenzie, 2010). Das Umkehrosmoseverfahren kann günstig sein, wenn das Rohwasser hohe TDS bzw. hohe Sulfat- und Chloridkonzentration hat. Die Membranen können nach ihrer Struktur poröse, nicht poröse, symmetrisch, asymmetrisch sein.

Nach Melin et al. (2007) sind die in den Umkehrosmose- und Elektrodialyseanlagen eingesetzten Membranen meist die nicht porösen Membranen (dichte Membranen). Nach Rohmann et al., (1985) werden die asymmetrischen Membranen am meisten in technischen Anlagen eingesetzt. Die organischen Typen sind entweder integral-asymmetrische Membranen (aus einem einzigen Polymer) oder Kompositmembranen (aus verschiedenen Polymeren). Die asymmetrischen Membranen weisen gegenüber den symmetrischen Membranen einen geringeren Druckverlust d.h. größere Durchlässigkeit auf und sie bestehen aus zwei Schichten: die erste ist aktive Schicht, ihre Dicke ist etwa $0,2 \text{ }\mu\text{m}$, und die Zweite ist eine hochporöse Stützschicht, ihre Dicke beträgt etwa $200 \text{ }\mu\text{m}$.

Die Module, die die Membranfiltration gewährleisten, sind Plattenmembranmodule, Schlauchmembranmodule (Rohrmodule und Hohlfasermodule), Wickelmodule. Rohrförmige Membranen bis zu einem Innendurchmesser von 0,3 mm werden als Hohlfasermodule oder auch als Kapillarmodule (bis 5 mm) bezeichnet (Melin et al., 2007). Bei größeren Durchmessern spricht man von Rohrmodulen. In der Aufbereitungsanlagen werden die Platten- und Rohrmodule in erster Linie für die hochbelastete Abwasser eingesetzt, da sie eine geringe Packungsdichte (Membranfläche pro Apparatevolumen) haben und leicht zu reinigen sind. In der Trinkwasseraufbereitung, wo das Wasser nicht zu viel Belagbildner enthält, werden die Wickelmodule am meisten eingesetzt, die sie große Packungsdichte haben.

Bei den Wickelmembranmodulen werden die Membranen meist aus Celluloseacetat erzeugt, welches sich durch eine hohe Beständigkeit gegen Oxidationsmittel auszeichnet. Es besteht allerdings eine Verkeimungsgefahr. Bei den Hohlfasermodulen werden die Membranen aus Polyamid erzeugt, welches über einen weiten pH-Bereich ohne Verkeimung betrieben kann, da es keine biologischen abbaubaren Substanzen enthält. Jedoch hat dieses Material eine geringe Beständigkeit gegenüber den Oxidationsmitteln (Rohmann et al., 1985). Aus diesem Grund müssen besonders bei Polyamidmembranen die Oxidationsmittel zuvor entfernt werden. Faktoren, die die Umkehrosmoseanlage beeinflussen können, sind:

- 1. Viskosität und Temperatur:** Die Viskosität spielt eine Rolle beim Einsatz der Membranen, da mit steigender Viskosität der Stoffaustausch stark abnimmt. Der Strömungswiderstand steigt geringfügig an (Melin et al., 2007).
- 2. Scaling:** die Überschreitung der Löslichkeitsprodukte wie Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Ba^{2+} , CO_3^{2-} und F^- führt zur Ausfällung von CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , CaF_2 und SiO_2 auf den Membranen. Es passiert meist in letzten Teilen in der Anlage, da die Konzentrationen der vorstehend genannten Ionen hoch werden. Die Ausfällung von CaSO_4 kann durch Polyphosphate, Phosphate, Enthärtung verhindert werden. Die Bildung von CaCO_3 wird auch durch Säuredosierung (oder Natriumhexametaphosphat), Fällung und Enthärtung verhindert. (Abke., 2001).
- 3. Fouling:** hervorgerufen durch Metalloxide, organische Kolloide (Huminstoffe), anorganische Kolloide (Eisen- und Manganoxide) und Mikroorganismen. Viele unerwünschte Stoffe, die im Rohwasser vorliegen, führen zur Verblockung der Anlagemembranen und verringern somit die Wasserausbeute und die Standzeit der Membranen. Wenn die Menge suspendierter und kolloidaler Störstoffe im Rohwasser groß ist, wird meist Mehrschichtfiltration und Flockungfiltration eingesetzt (Rohmann et al., 1985)

Schoeman et al. (2003) haben eine kleine UO-Anlage ($2,1 \text{ m}^3/\text{h}$ Produktwasser) zur Verringerung der Nitratkonzentration und der gesamten gelösten Feststoffe in Südafrika durchgeführt. Die Wasserausbeute betrug 40-50 % und Strömung durch Membranen war etwa

34,2 L/(m²·h). Die Eliminationsgrade von Nitrat und Salz betragen ca. 98 %. In Italien wurden 13 kleine- und mittlere Anlagen (30 – 144,9 m³/h) zur Nitratelimination aus dem Grundwasser installiert (Elyanow et al., 2005). Die Nitratkonzentrationen im Rohwasser lagen im Bereich von 50 – 61,5 mg/L. Der Verblockungsindex (VI) der Grundwässer lag bei weniger als 1. Die Wasserausbeuten aus den Anlagen wurden mit 54 – 61% und mit 77 bis 88% für Mischproduktwasser angegeben. Der Eliminationsgrad von Nitrat betrug 95 – 98%.

2.6 Elektrochemische Verfahren zur Nitratreduktion

Bei diesem Verfahren wird Nitrat durch elektrochemische Reaktionen an der Kathode reduziert. Diese Reaktionen finden zwischen einem metallischen Stromleiter und einem Elektrolyt statt. Es bildet sich eine elektrochemische Doppelschicht durch Kontakt der beiden Phasen an der Grenzfläche. Der Vorgang der Nitratreduktion wird in einer Elektrolysezelle (elektrochemische Zelle) durchgeführt. Diese besteht aus einer Kathodenkammer und einer Anodenkammer. Der Kationenaustauscher ist dazwischen angeordnet. Bei Nitratreduktion verhindert der Kationenaustauscher die Reoxidation der Zwischen- und Endprodukte (in der Anodenkammer) und überträgt die Protonen von der Anodenkammer zur Kathodenkammer. Beim Anlegen einer elektrischen Spannung in einer elektrochemischen Zelle wird ein Stromfluss durch die Ionenbewegung in einem Elektrolyt hervorgerufen.

Die Untersuchungen zur Nitratreduktion an der Kathode haben nachgewiesen, dass die Nitratabbaurate nur bis zu einem gewissen negativen Potential zunehmen kann. Das kommt daher, dass die Katodenoberfläche begrenzt ist und die Geschwindigkeit der Nitratreduktion (Entladung) größer als die Geschwindigkeit des Nitrationentransportes an der Diffusionsschicht ist. D.h. die Diffusionsgeschwindigkeit ist geringer als die Entladungsgeschwindigkeit an der Kathode. Die Grenzstromdichte wird erreicht, wenn die beiden Geschwindigkeiten gleich werden. Der Transport der Stoffe (z.B. Ionen) kann durch die folgenden Vorgänge durchgeführt werden: Diffusion (Konzentrationsgradienten), natürliche Konvektion Dichteunterschied (infolge der Temperaturänderung) sowie erzwungene Konvektion durch äußere Kräfte (z.B. durch das Rühren der Elektrolytlösung oder Anwendung einer rotierenden Scheibenelektrode). Durch eine erzwungene Konvektion kann die Diffusionsschichtdicke verringert werden.

Viele Faktoren spielen auch eine große Rolle bei der elektrochemischen Nitratreduktion an der Kathode z.B. das Kathodenpotential, Kathodenoberfläche, das Kathodenmaterial, der pH-

Wert und die Reaktorkonstruktion. Zum Erreichen einer großen Nitratabbaurate ist eine hohe Stromdichte erforderlich. Diese kann durch Erhöhung der spezifischen Elektrodenoberfläche erreicht werden. Deshalb wurde eine Schicht aus Metallkugeln als Elektrode in die elektrochemische Zelle eingesetzt. Bei elektrochemischer Nitratreduktion treten unerwünschte Nebenprodukte z.B. NO_2^- , NH_3 , NH_2OH , N_2H_4 , N_2O , und NO auf. Nitrite und Ammoniak entstanden in neutralem und alkalischem Milieu als Endprodukte, in saurem Milieu treten NO_2^- , NH_3 , NH_2OH (Hydroxylamin) und N_2H_4 (Hydrazin) auf (Katsounaros et al., 2006). Katsounaros et al. (2006) haben eine Zinn-Kathode zur elektrochemischen Nitratreduktion bei einem hohen Kathodenpotential eingesetzt. Die Nitratabbaurate betrug $7,6 \text{ kg}/(\text{h}\cdot\text{m}^2)$, die Stickstoffbildung (Stickstoffselektivität) war 92%, NH_3 war 8% und $\text{NO}_2^- < 0,02 \%$ unter den folgenden Bedingungen: Elektrolyt ist $0,1 \text{ Mol K}_2\text{SO}_4$ und $0,05 \text{ Mol KNO}_3$, Kathodenpotential: $-2,9 \text{ V}$, Reaktionszeit ist $2,5 \text{ h}$.

Polatides und Kyriacou (2005) untersuchten mehrere Kathoden zur Nitratreduktion. Die besten Elektrokatalysatoren aufgrund der Nitratumwandlung in Stickstoff waren Al und $\text{Sn}85\text{Cu}15$. Stadlbauer et al. (1997) haben diese Verfahren zur Nitratelimination aus Grundwasser eingesetzt. Der spezifische Nitratabbau betrug $50 - 145 \text{ mg NO}_3^-/(\text{min}\cdot\text{m}^2)$ Kathodenfläche unter folgende Bedingungen: pH-Wert = $2,5 - 4$, Stromdichten $i < 14 \text{ A}/\text{m}^2$ und die eingesetzten Katalysatormaterialien waren Graphite und Edelstähle, mit Pd/Cu oder Sn/Cu beschichtet. Geeignete Kathodenmaterialien sind Drahtgewebe aus Zinnbronze, Graphitplatten, Graphitfilze. Für die Anode ist Graphit ein billiger Werkstoff. Das beste Material als aktive Schicht für Nitrat- und Nitritabbau war massive Zinnbronze, da sie billig und die Langzeitstabilität gut ist. Wenn die Stromdichte kleiner als $14 \text{ A}/\text{m}^2$ ist, tritt Ammonium nicht auf. Das Nitrit konnte durch das nur mit Palladium beschichtete Titanstreckmetall verringert werden.

2.7 Nanofiltration (NF) zur Nitratelimination

Eine Trennung der ein- und zweiwertigen Ionen kann durch Nanofiltration erzielt werden. Die Nanomembranen erfordern im Vergleich zu Umkehrosmose niedrigere Druckunterschiede (Energie) während des Betriebs und haben eine hohe Filtrationsleistung (Tabelle 2-2). Die Entfernung der ungeladenen Stoffe beruht auf den Membranporen und dem Molekularvolumen. Die Ladung der Membranoberfläche wirkt auf die Entfernung der geladenen Ionen. Nanofiltration wird vorwiegend zur Wasserenthärtung angewendet. Van der Bruggen et al. (2001) untersuchten die Elimination von Nitrat, Härte und Pestiziden aus dem

Grundwasser mit der Nanofiltration. Die größte Rückhaltung von Nitrat (76%) wurde beim Einsatz von NF70 erzielt (95% der Härtebildner wurden entfernt). Die Betriebskosten betragen etwa 0,13 €/m³ Produktwasser (Anlageleistung war 2000 m³/h). Die Rückhaltung der einwertigen Ionen (NO₃, Cl, Na, K) durch Nanofiltration ist kleiner als 50% (Mulder, 1996).

Tab. 2-2: Membranfiltrationsarten und ihre Verwendungen

	Porengröße (µm)	Druck (bar)	zurückgehaltene Stoffe	Verwendung
Nanofiltration	0,01-0,001	3-30	Ionen (hauptsächlich zweiwertige Ionen gelöste und ungelöste organische Stoffe	Enthärtung von Grundwasser Entfernung von organische Stoffe aus Oberflächewasser
UO	< 0,005	10-200	Bakterien gelöste und ungelöste organische Stoffe ein- und zweiwertige Ionen	Nitratelimination aus dem Grundwasser Nitrat- und Sulfatelimination aus dem Grundwasser Entsalzung von Meerwasser und Brackwasser

2.8 Membranbiofilmreaktor (MBR) zur Nitratreduktion

Ein Membranbioreaktor (MBR) wurde zur Behandlung von kommunalem Abwasser, Oberflächen- und Grundwasser eingesetzt. Die Biomasse und der Elektronendonator können durch die Membranbioreaktoren-Verfahren zurückgehalten werden (Melin et al., 2007). Auch bei der Nitratelimination in der Trinkwasseraufbereitung wurden bereits Membranbioreaktoren eingesetzt (Tabelle 2-3).

Tab. 2-3: Untersuchungen an einem Bioreaktor mit Ionenaustauschmembranen zum Nitratabbau.

Autor	Denitrifikationsrate (mg NO ₃ ⁻ /L·h) spezifische Abbauleistung /g NO ₃ ⁻ /(m ² ·h)/	Bedingungen
Velizarov et al., 2000	(15) / 1,4 /	NO ₃ ⁻ - Zulaufkonzentration = 135 bis 350 mg/L, T = 24°C, pH-Wert = 8,5, Verweilzeit = 2,67 h, NO ₂ -Ablaufkonzentration < 0,56, C-Quelle war Ethanol, Ionenaustauschmembran
Fonseca et al., 2000	(149) / 1,2 – 1,4 /	NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 142 bis 223 mg/L Verweilzeit = 4,2 bis 4,4 h, T = 24°C, pH-Wert = 7,2, C-Quelle war Ethanol, TOC Im Ablauf wurde nicht entdeckt, Ionenaustauschmembranen
Ergas et al., 2001	(142) / 0,4 /	NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 642 mg/L, Kontaktzeit im Reaktor ist 4,1 h, Elektronendonator war Wasserstoffgas
Mansell et al., 1999	/ 0,74 /	NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 88,6 mg/L, kontinuierlichen Betrieb Labormaßstab, C-Quelle war Methanol, Dialysemembran (0,02 µm)

2.9 Biologische Verfahren

2.9.1 Grundlagen der biologischen Denitrifikation

Die Denitrifikation ist die mikrobielle Reduktion der oxidierten Stickstoffverbindungen zu gasförmigem elementarem Stickstoff. Die bisher bekannten Denitrifikanten sind fakultativ d.h sie können für ihre Stoffwechsel entweder den molekularen Sauerstoff oder im Nitrat und Nitrit gebundenen Sauerstoff aufnehmen (Canter, 1996). Die biologische Nitratelimination kann durch die zwei folgende Arten von Denitrifikanten durchgeführt werden:

- heterotroph-chemoorganotrophe Organismen oder
- autotrophe-chemolithotrophe Organismen.

Bei den heterotroph-chemoorganotrophen Denitrifikanten wird die organische Substanz als Kohlenstoff- und Elektronenquelle von den Bakterien verwertet. Deshalb spielt hier die durch die Oxidation der externen Substrate gewonnene Energie eine große Rolle für die Synthese des Energiespeicherstoffs Adenosintriphosphat (ATP) in den Zellen der Bakterien. Bei den heterotrophen Mikroorganismen wird für die Bildung ihre Zellen organischer Kohlenstoff benötigt. Bei den autotrophen Mikroorganismen (wie Bakterien) wird der Kohlenstoff aus dem Kohlenstoffdioxid aufgenommen. Sind die organischen Stoffe (z.B. Essigsäure, Ethanol) Wasserstoffdonator (Elektronendonator), spricht man von den organotrophen Organismen. Sind die anorganischen Stoffe (z. B. H_2 , NH_3 , H_2S , Fe_2^+ , S) der Wasserstoffdonator, spricht man dann von den lithotrophen Organismen. Um die biologische Reduktion von Nitrat durchzuführen, müssen die folgenden Punkte zu erfüllt sein:

- Vorhandensein einer externen Kohlenstoffquelle (entweder organische Stoffe oder Kohlenstoffdioxide) und
- Vorhandensein eines Elektronendonators (organische oder anorganische Stoffe).

Bei der Oxidation von Substrat als Elektronendonator in Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff durch Nitrat als Elektronenakzeptor nutzen die Bakterien einen Teil der produzierten Energie zur Bildung ATP aus, der andere Teil wird in Wärme umgewandelt. Daneben wird ein Substratteil in die Biomasse aufgenommen. Zur Beschreibung wird der Faktor C_R (consumptive ratio) verwendet, der das Verhältnis von tatsächlichem (inkl. Biomassebildung) zum theoretischen Substratbedarf kennzeichnet (Roennefahrt et al., 1992). Die theoretische und tatsächliche Stöchiometrie für Methanol, Äthanol und Essigsäure bei der heterotrophen Denitrifikation sind in der Tabelle (2-4) zusammengestellt. Es ist ersichtlich, dass der pH-Wert bei den Substraten Methanol und Äthanol zunimmt.

Bei Verwendung von Essigsäure tritt eine leichte Änderung des pH-Wertes auf. Man kann auch mit Hilfe der Tabellen 2-4 den spezifischen Substratbedarf und den Faktor C_R berechnen. Tabelle 2-5 zeigt, dass die größte Biomassebildung sich bei Nutzung von Äthanol ergibt. Bei der autotrophen Denitrifikation wurde die Stöchiometrie für Wasserstoff und Schwefel in der Tabelle 2-6 dargestellt. Der spezifische Wasserstoffbedarf ist 0,108 g H_2 pro 1 g entferntem NO_3^- , C_R -Wert ist 1,34. Bei dem Substrat Schwefel beträgt der spezifische Bedarf 0,567g S für die Elimination von 1 g NO_3^- . Der C_R -Wert ist 1,31 und Sulfatbildung ist 1,7 g/g des entfernten Nitrats. Der pH-Wert nimmt bei der Denitrifikation mit Schwefel zu. Bei der Denitrifikation mit Wasserstoff nimmt der pH-Wert ab, es bildet sich Wasser.

Tab. 2-4: Stöchiometrie der heterotrophen Denitrifikation mit Methanol, Äthanol und Essigsäure (McCarty et al., 1969)

Methanol	
Theoretische Stöchiometrie:	$5\text{CH}_3\text{OH} + 6\text{NO}_3^- \rightarrow 5\text{HCO}_3^- + \text{OH}^- + 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{N}_2$
Gesamtstöchiometrie:	$1,083 \text{CH}_3\text{OH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,065 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0,76 \text{HCO}_3^- + 0,24 \text{OH}^- + 1,44 \text{H}_2\text{O} + 0,47 \text{N}_2$
Essigsäure	
Theoretische Stöchiometrie:	$5\text{CH}_3\text{COOH} + 8\text{NO}_3^- \rightarrow 8\text{HCO}_3^- + 2\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 4\text{N}_2$
Gesamtstöchiometrie:	$0,82 \text{CH}_3\text{COOH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,068 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + \text{HCO}_3^- + 0,3 \text{CO}_2 + 0,9 \text{H}_2\text{O} + 0,47 \text{N}_2$
Äthanol	
Theoretische Stöchiometrie:	$5\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + 12\text{NO}_3^- \rightarrow 10\text{HCO}_3^- + 2\text{OH}^- + 9\text{H}_2\text{O} + 6\text{N}_2$
Gesamtstöchiometrie:	$0,613 \text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,1 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0,714 \text{HCO}_3^- + 0,29\text{OH}^- + 0,98 \text{H}_2\text{O} + 0,45 \text{N}_2$

Tab. 2-5: Spezifischer Substratbedarf, Biomasseabbildung und C_R bei der heterotrophen Denitrifikation und kontinuierlichem Betrieb (McCarty et al., 1969)

Substrat	Spezifischer Substratbedarf g DOC (Substrat)/g NO_3	Biomassebildung g Biomasse/g NO_3	C_R
Methanol	0,21	0,119	1,3
Essigsäure	0,32	0,124	1,31
Äthanol	0,24	0,186	1,47

Tab. 2-6: Stöchiometrie bei der autotrophen Denitrifikation (McCarty et al., 1969)

Denitrifikation mit Wasserstoff	
Theoretische Stöchiometrie:	$5\text{H}_2 + 2 \text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ \rightarrow 6 \text{H}_2\text{O} + \text{N}_2$
Gesamtstöchiometrie:	$3,36 \text{H}_2 + \text{NO}_3^- + 0,38 \text{CO}_2 + \text{H}^+ \rightarrow 0,075 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 3,6 \text{H}_2\text{O} + 0,46 \text{N}_2$
Denitrifikation mit Schwefel	
Theoretische Stöchiometrie:	$1,67 \text{S} + 2 \text{NO}_3^- + 0,67 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 1,67 \text{SO}_4^{2-} + 1,34 \text{H}^+$
Gesamtstöchiometrie:	$1,1 \text{S} + \text{NO}_3^- + 0,76 \text{H}_2\text{O} + 0,4 \text{CO}_2 + 0,08 \text{NH}_4^+ \rightarrow 0,08 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0,5\text{N}_2 + 1,1\text{SO}_4^{2-}$

Der pH-Wert des denitrifizierten Wassers muss daher in den beiden Fällen eingestellt werden. Der Verbrauch des Wasserstoffs ist etwas größer als Schwefelverbrauch pro g entferntes Nitrat.

2.9.2 Vorbehandlung und Nährstoffe

Die Bakterien brauchen nicht nur Kohlenstoff, Stickstoff, Sauerstoff, Wasserstoff, Chlorid, Natrium und Calcium für die Bildung ihrer Zellen, sondern auch Spurenelemente wie z.B. Mangan, Zink, Jod, Eisen und Kupfer. Die meisten der erwähnten Nährstoffe sind im Grundwasser in ausreichender Menge vorhanden. Falls ist es nicht den Fall, müssen die Spurenelemente zudosiert werden. Außerdem hat das Phosphat wesentliche Bedeutung bei den Denitrifikanten, da es zu der Synthese ATP in den Zellen beiträgt.

Die Phosphatmenge ist in Grundwässern üblicherweise unter 0,1 mg/L (Rohmann et al., 1985), deswegen muss bei der Vordenitrifikation das Phosphat im Allgemeinen in der Form von Natriumphosphat zugesetzt werden.

2.9.3 Denitrifikationsstufe

In dieser Stufe spielen die Trägermaterialienarten eine große Rolle. Auf diesen sollen sich die Bakterien anlagern und wachsen. Wenn ausreichende Menge an Substrat im Bioreaktor vorliegt, wird ein Biofilm durch die Vermehrung der Bakterien gebildet. Die eingesetzten Materialien sind entweder inerte Trägermaterialien (z.B. gekörnte Aktivkohle, Sand) oder fungieren auch gleichzeitig als Substrat z.B. Polycaprolactone (Boley et al., 2005), Polyhydroxyalkanoate (Hiraishi et al., 2003). Die Spurenelemente sind ein Hauptteil in den Enzymen und Elektronenüberträgern. Sie erhöhen die biologische Aktivität (Roennfahrt, 1992). Es sollen deshalb Materialien eingesetzt werden, die diese Spurenelemente enthalten. Die biologische Denitrifikation der Grundwässer kann in Biofestreaktoren durchgeführt werden. Diese können entweder als Festbettfilter oder als Fließbettfilter (Wirbelbettfilter) ausgeführt werden.

2.9.4 Nachbehandlung

Die häufigsten störenden Stoffe, die aus dem Denitrifikationsreaktor austreten können, sind:

- Substrat, Stickstoffgas, Ammonium und Nitrit sowie
- gelöste und kolloidale Biomasse.

Um diese Stoffen entfernen zu können, werden die folgenden konventionellen Vorgänge eingesetzt:

- Belüftung und Ausgasung
In dieser Stufe wird der Sauerstoff angereichert für die aerobe Filtration und die Entfernung von Gasen wie z.B. Wasserstoff bei autotrophe Denitrifikation, N_2 , CO_2 .
- Filtration (mit oder ohne Flockungsmitteln)
Dieser Vorgang dient zu der Abfiltrieren der restlichen Biomasse und zur Oxidation von Nitrit, Ammonium, des Restsubstrates und der vorliegende organische Substanz.
- pH-Wert - Einstellung und Desinfektion d.h. das Abtöten der Krankheitserreger.

2.9.5 Einfluss der Milieubedingungen auf die Denitrifikation

2.9.5.1 Temperatur

Die enzymatischen Reaktionen können mit der van't Hoff'schen Regel (RGT-Regel) beschrieben werden (Roennefahrt et al., 1992). Nach der RGT-Regel wird die Reaktionsgeschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung von 10 °C verdoppelt, das gilt jedoch nur unter 37 °C, sonst denaturieren die Proteine besonders die Enzyme. Auch niedrige Temperaturen führen zu langsamen Reaktionsgeschwindigkeiten, trotzdem kann die Denitrifikation bei tiefen Temperaturen (0 – 5 °C) stattfinden (Pacini et al., 2008). Nach Roennefahrt et al. (1992) ist die kleinste benötigte Temperatur für die Denitrifikation 5 °C, bei Grundwasser mit Temperaturen von 8 – 12 °C sind gute Denitrifikationsergebnisse erzielt worden. Hall et al. (1984) berichteten, dass der Nitrateliminationsgrad aus Oberflächenwasser in einem fluidisierten Reaktor 93% bei 2 °C und einem Durchfluss von 32 L/s betrug.

2.9.5.2 pH-Wert und DO

Der beste pH-Bereich für die Denitrifikation liegt zwischen 7 und 8 (Feast et al., 1998). Die Raumabbauleistung von 1,45 kg NO_3^- -N/(m³·d) konnte im pH-Bereich von 6,2 bis 7,3 erreicht wurde (Merkel et al., 1993). Nach Rheinheimer et al. (1988) kann die Denitrifikation bei pH-Werten in einem Bereich zwischen 5,8 und 9,2 stattfinden. Die anderen wichtigen Variablen sind Nitratzulaufkonzentration, gelöster Sauerstoff, Nitritzulaufkonzentration und Ionenstärke (Copeland, 2002). Der biologische Nitratabbau reagiert empfindlich bei Anwesenheit von Sauerstoff. Hung et al. (2006) untersuchten die biologische Denitrifikation mit Ethanol bei 25 °C. Eine Sauerstoffzulaufkonzentration von 4 mg/L zeigte keinen wesentlichen Einfluss auf die Nitrat-Reduktionsrate. Aber trotzdem trat eine leichte Akkumulation von Nitrit im Ablauf auf.

2.9.6 Denitrifikationsarten

2.9.6.1 Heterotrophe Denitrifikation

Nach Kapoor et al. (1997) sind die durch heterotrophe Denitrifikanten erzielten Raumabbauleistungen (0,4 – 24 kg NO₃⁻-N/(m³·d)) höher als die durch autotrophe Denitrifikanten erzielten Raumabbauleistungen (0,5 – 1,3 kg NO₃⁻-N/(m³·d)).

Tab. 2-7: Spezifische Nitratabbauraten bei der heterotrophen Denitrifikation

Literatur	Raumabbauleistung (R _A) kg NO ₃ ⁻ -N/(m ³ ·d)	Bedingungen und Hinweisen
Liessens et al., 1993a	2	Pilotanlage (40 m ³ /h), Oberflächewasser, 3,5 °C, Methanol (elektronendonator), Wirbelbettreaktor ist aus Sand, NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 75 mg/L, Verweilzeit = 15 min, Nachbehandlung zur Substratelimination war erforderlich
Volokita, 1996		Kohlenstoffquelle ist Papierabfall, keine Nitritbildung, NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 100 mg/L, Nitratelimination: 100 %, Filtergeschwindigkeit = 0,8 m/d
Böhler Et al., 1990	1,78	Ethanol, schlanker Wirbelschicht-Rohrreaktor (im Untergrund versenkt, Höhe 20,8 m, Durchmesser 0,6 m), Trägermaterial ist Polystyren, NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 90 mg/L, Pilotanlage mit 28 m ³ /h existiert im Wasserwerk Coswig. In Dresden ist eine Großanlage auch im Bau (450 m ³ /h)
Dördelmann et al., 2008	1,6	NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 116 mg/L, Festbettreaktor, Trägermaterial ist Blähton (2 – 5 mm), C-Quelle ist Essigsäure, Q = 2,5 m ³ /h.
Uhl et al., 2004	0,67 – 0,9	C-Quelle ist Äthanol, Nennleistung: 50 m ³ /h, Trägermaterial: Biolite, NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 60 mg/L, offener Festbettreaktor.
Uhl et al., 2004	0,67	Nennleistung: 300 m ³ /h, Substrat: Ethanol, Trägermaterial: Styroporkugeln, NO ₃ ⁻ -Zulaufkonzentration = 60 mg/L.
Frick et al., 1985	1	Substrat: Ethanol, Temperatur ist 10 – 12 °C, Festbettreaktor
Kesserü et al., 2002	1,5	Substrat: Essigsäure, Festbettreaktor, Temperatur ist 25 °C

Die Nitratelimination bei der Trinkwasserwasseraufbereitung durch biologische Prozesse wird hauptsächlich in aufwärts durchströmten Festbettreaktoren durchgeführt (Wilhelm, 2008). Bei diesem Reaktortyp treten durch Stickstoffgas und Biomasse im Vergleich zu den abwärts durchströmten Festbettreaktoren weniger Verstopfungen auf. Einige Untersuchungsergebnisse zur heterotrophen Denitrifikation sind in der Tabelle 2-7 zusammengestellt.

2.9.6.2 Autotrophe Denitrifikation

Die autotrophe Denitrifikation hat im Vergleich zur heterotrophen Denitrifikation generell eine geringe Raumabbauleistung. Deshalb werden größere Bioreaktorvolumen (d.h. hohe Investitionskosten) benötigt. Trotzdem wurden viele Untersuchungen mit autotrophen Verfahren im Labor und großen Anlagen durchgeführt (Tabelle 2-8). Als Nachteil beim Einsatz von Schwefel als Elektronendonator (besonderes für stark sulfatbelastete Rohwässer) ist meistens die Bildung von Sulfationen zu benennen. Nach Darbi et al. (2003) hat sich 1,35 mg Sulfat je 1mg entferntes Nitrat gebildet.

Tab. 2-8: Untersuchungen zur autotrophen Denitrifikation

Autor/Jahr	– R_A ($\text{kg NO}_3^- \text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) – $\text{NO}_3^- \text{-Elimination [\%]}$	Bedingungen
von Stackelberg, 1999	0,2	Festbettreaktor, Temperatur ist 10 °C, Elektronendonator ist Wasserstoff
Kurt et al., 1987	0,14 [100]	Kontinuierlicher Betrieb, kein Nitrit, optimaler pH-Wert war 7,5, Labormaßstab, Wirbelbettreaktor aus Sand, NO_3^- - Zulaufkonzentration = 110 mg/L, Kontaktzeit 4,5 h.
Dries et al., 1988	0,5	T= 20 °C, Nachbehandlung (Oxidation), Nitritabbildung gering, kontinuierlicher Betrieb, Biomasseträger: Polyuret, Abwärts-Betrieb
Darbi et al., 2003	[91,6]	Reaktor aus Schwefel-und Kalkstein, Kontaktzeit : 13 h, Nitratzulaufkonzentration : 265 mg/L, Nitrit: in vernachlässigbarem Bereich. Das günstigste Massenverhältnis zwischen Schwefel- und Kalkstein lag bei 2:1

2.9.7 Vor- und Nachteile der biologischen Verfahren zur Nitratreduktion

Die biologische Denitrifikation hat sich zur Nitratelimination aus dem Abwasser und dem Grundwasser bewährt. Die Vorteile des Prozesses beim Einsatz zur Aufbereitung von Grundwasser sind:

- der Prozess ist selektiv zu Nitrat das meist komplett ohne Berücksichtigung seiner Ausgangskonzentration im Rohwasser entfernt werden kann.
- Beseitigung des bei der Aufbereitung entstehenden Abwassers, das hauptsächlich Biomasse enthält, ist leichter und kostengünstiger als bei den physikochemischen Verfahren (Canter, 1996).
- die Stabilität des Prozesses ist hoch (eine konstante Wasserqualität kann erzielt werden)
- es ist keine Vorbehandlung (außer der Konditionierung des Rohwassers) erforderlich.
- der Prozess wurde in großen technischen Anlagen geprüft.

Die biologische Denitrifikation hat die folgenden Nachteile:

- der Prozess ist nicht geeignet für Grundwasser, das hohe Nitrat- und Sulfatkonzentrationen oder eine hohe Gesamthärte enthält.
- ein hoher pH-Wert (infolge des Einsatzes von Wasserstoffgas in autotropher Denitrifikation) verursacht eine Verringerung der Oberflächenaktivität des Biomasseträgers infolge der Ausfällung von CaCO_3 und CaSO_4 .
- gefährliche Keime und C-Quellen können in das aufbereitete Wasser gelangen. Eine gute Überwachung und Sicherheitsmaßnahmen (besonders beim Einsatz des Wasserstoffs als Elektronendonator) sind erforderlich
- die Temperatur beeinflusst die Bakterienaktivität und infolge dessen den Prozess (Grundwasserbeschaffenheiten wie Temperatur bleiben aber in der Regel konstant)
- die Denitrifikationsraten des biologischen Prozesses sind allgemein klein, deshalb wird ein relativ großer Bioreaktor benötigt. Die Anlaufzeit des Prozesses (bis ein stationären Betriebszustand erreicht wird) ist lang (i.a. mehrere Wochen).

2.10 In-situ-Denitrifikation

In-situ-Denitrifikation ist ein neues Verfahren zur Nitratreduktion im Grundwasserleiter. Die chemische Reduktion, biologische Denitrifikation und die physikalische Adsorption können angewendet werden. Bei der physikalischen Adsorption wird Nitrat durch verschiedene Stoffe (z.B. selektiver Ionenaustauscher ...) adsorbiert. Trotzdem sind die eingesetzten Materialien aufgrund ihrer hohen Kosten und des Vorhandenseins von Verunreinigungen im Grundwasser nicht geeignet für in-situ-Nitratreduktion (Rocca et al., 2007). Die chemische Reduktion (häufig mit Aluminium, Wasserstoff und Eisen) ist auch nicht ökonomisch. Wesentliche Gründe dafür sind Ammoniakbildung d.h. Nachbehandlung ist erforderlich. Bei der biologischen Denitrifikation (in-situ) werden häufig Äthanol, Essigsäure und Sucrose als Substrate für Bakterien im Grundwasserleiter injiziert. Der biologische Abbau der

Verunreinigungen soll aber schneller als ihre Migration im Grundwasserleiter sein. Powell et al. (1998) untersuchten eine durchlässige reaktive Barriere (PRB) zur Behandlung des Grundwasserleiters. PRB wird im Fall eines un tiefen Strömungssystems eingesetzt, dass sie in einem dichten Bett gebaut wird. Die Nitratreduktion kann durch die Adsorption, chemische Reaktionen und biologische Denitrifikation in der Wand (PRB) durch verschiedene Materialien erzielt werden. Eine PRB wurde im großen Maßstab (die Länge ist 35 m, die Tiefe ist 1,5 m und die Breite ist 1,5 m) von Schipper et al. (2000) installiert. Die Barriere wurde mit 50 m^3 Sägemehl erfüllt. Die spezifische Abbauleistung betrug bis zu $0,055 \text{ g NO}_3^- / (\text{m}^3 \cdot \text{h})$. Der Einsatz von Wasserstoffgas durch Hohlenfasermembranen im Grundwasser ist möglich (Haugen et al., 2002). Nach Tredoux et al. (2004) sind die Vorteile der in-situ-Denitrifikation im Vergleich zur Außenbehandlung:

- Niedrige Kosten (Investitionskosten, Energie-, Reparatur- und Betriebskosten),
- Einfache Einrichtungen, Vorbehandlung ist nicht erforderlich
- Entfernung von anderen chemischen Elementen ist möglich,
- Natürliche Filtration, weniger Nachbehandlung erforderlich und
- der Betrieb ist für lange Zeit (5 bis 30 Jahren) meist möglich.

Nachteile sind:

- Verringerung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters durch die Bildung des Biofilms während der biologischen Denitrifikation, die Gasbildung (N_2 und CO_2) und die Ausfällung von Mineralien (z.B. Mangan- und Eisenoxid) und
- die schwierige Überwachung des Prozesses.

Mit den physikochemischen Verfahren (Umkehrosmose, Ionenaustausch und Elektrodialyse) wird das Nitratproblem nicht gelöst aber verschoben, da das Nitratkonzentrat meist auch behandelt werden muss. Es wurden daher von verschiedenen Autoren kombinierte Verfahren zum Nitratabbau in unschädliche Produkte wie Stickstoffgas durchgeführt.

Durch das kombinierte Verfahren (Ionenaustausch/biologische Denitrifikation) konnten 95% der Abwassermengen im Vergleich zur konventionellen Ionenaustauschregeneration reduziert werden (Hoek et al., 1987). Weitere Untersuchungen zu diesem Verfahren haben Clifford et al. (1993) anhand SB-Reaktors (sequencing batch reactor) im Labormaßstab zur Nitratreduktion aus dem Abwasser des Ionenaustauschers durchgeführt. Beim Einsatz vom Methanol wurde mehr als 95% des Nitrats denitrifiziert (innerhalb 8 h, Massenverhältnis Methanol zu $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ 2,6:1, Salzkonzentration 0,5 mol/L, pH-Wert von 8,5 bis 9). Ein Problem ist bei diesem kombinierten Verfahren die zunehmende Sulfatkonzentration in Abwasserkreislauf, deshalb haben Bae et al. (2002) Untersuchungen mit einem Laborreaktor zur Sulfatreduktion mit Aktivkohle durchgeführt. In dem Denitrifikationsreaktor wurden

96% des im Abwasser vorliegenden Nitrates entfernt. Der Sulfatabbau betrug etwa 62% im Sulfatreduktionsreaktor. Die Menge der Regenerierlösung wurde durch Sulfatreduktion reduziert. Die Wirksamkeit der Regeneration in den Ionenaustauschreaktoren wurde durch die Adsorption der unerwünschten Stoffe im Aktivkohlereaktor verbessert.

Die Kombination der biologischen und elektrochemischen Verfahren zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung wurde von verschiedenen Autoren im Labor untersucht (Sakakibara et al., 1993; Feleke et al., 1998; Szekeres et al., 2001 und Prosnansky et al., 2002). Jelínek et al. (2005) haben Nitrat durch Anionenaustausch und elektrochemische Zellen entfernt. In der ersten Stufe wird Nitrat durch einen Anionenaustauscher entfernt, in zweiter Stufe (elektrochemische Zelle) wird im Abwasser vorhanden Nitrat reduziert. Bouzek et al. (2006) berichteten dass die spezifischen Betriebskosten (Pumpkosten, Elektroenergiekosten und Kosten der Chemikalien) bei der Nitratelimination etwa 3 €/m³ betragen.

2.11 Vergleich der Verfahren

Die in der Tabelle 2-9 angegebenen vier Verfahren zur Nitratelimination aus Trinkwasser sind in technischen Anlagen geprüft worden. Diese Tabelle zeigt auch die allgemeinen Betriebsbedingungen der Verfahren sowie einige ihrer Vor- und Nachteile. Der Einsatz von UO, NF und ED/EDR für die Nitratelimination aus dem Grundwasser wird in der Regel für die Wässer eingesetzt, die neben hohen Nitratgehalten auch andere Kontaminanten wie z.B. hoch gelöste Feststoffe enthalten. Die Membranen- und vor allem Ionenaustauschverfahren produzieren sehr salzige Abwässer, die entweder behandelt oder an einem sicheren Ort beseitigt werden müssen. Aus diesem Grund spielen die lokalen Verhältnisse eine wichtige Rolle. Die Beseitigung des Abwassers der biologischen Denitrifikation, das hauptsächlich Feststoffe (Biomasse) enthält, ist dagegen leichter. Durch IA kann eine effektivere Behandlung des Grundwassers (TDS-Gehalt < 500 mg/L, Sulfatgehalt < 300 mg/L) bezüglich des Nitrats durchgeführt werden als diese durch UO und ED erreichbar ist (Kapoor et al., 1997). Bei Vorhandensein großer Mengen gelöster organischer Stoffe kann die Aktivität des Ionenaustauschers verringert werden, da die Bakterien im Austauschfilter zunehmen und somit Foulingprozesse beginnen. Bei einer hohen Cl-Konzentration im Rohwasser kann durch den IA-Prozess (Cl-Form) der Chloridgrenzwert im Produktwasser überschritten werden. Shammass et al. (2010) berichteten, dass die EDR-Anlage bei Vorhandensein einer Trübung von bis zu 2 NTU betrieben werden kann.

Bei UO-Anlage soll die Trübung im Rohwasser weniger als 1 NTU. Andererseits zeigt der TDS-Gehalt im Zulaufwasser keinen großen Einfluss auf die biologische Denitrifikation. Bei den Membranverfahren sind generell eine Remineralisation sowie eine PH-Einstellung des Produktwassers erforderlich. Um einen stationärer Betrieb zu erreichen sind bei den biologischen Verfahren einige Wochen, bei anderen Verfahren nur wenige Minuten erforderlich. Trotzdem können die Nitrate durch eine geeignete Rohwasserkonditionierung im Fall der biologischen Prozesse komplett reduziert werden. Im Gegensatz dazu ist der NO_3^- -Eliminationsgrad bei Nanofiltration im allgemein gering. Der Einfluss der Milieubedingungen wie niedrige Temperaturen und gelöster Sauerstoff auf den biologischen Prozess ist viel größer als auf die anderen. Deshalb ist in diesen Fall eine intensivere Überwachung erforderlich.

Tab. 2-9: Allgemeiner Vergleich der Hauptverfahren zur Nitratelimination

Verfahren	ED/DER	UO	IA	NF	BioDen
NO_3^-- Elimination (%)	50 - 85	95 - 98	50 - 99	25 - 60	70 - 100
Vorbereitung	teilweise (Filtration)	ja	teilweise(Filtration)	ja	Zugabe Substrat, pH-Einstellung
Nachbereitung	pH-Einstellung, Remineralisation	pH-Einstellung, Remineralisation	pH-Einstellung, Desinfektion	pH-Einstellung, Remineralisation	intensiv
Anlaufzeit	Minuten	Minuten	Minuten	Minuten	einige Wochen
Temperatur- bereich	nicht wichtig	großer Wasserausbeute bei hoher Temperatur	nicht wichtig	großer Wasserausbeute bei hoher Temperatur	empfindlich gegenüber Temperatur
Einsatzbereich	Brack- und Grundwasser, Industrie	Meerwasser, industrielle Abwasser, Grundwasser	Abwasser, Grund- und Oberflächenwasser	Brack- und Grundwasser, Industrie	Abwasser, Grund- und Oberflächenwasser
Operation, Automatisierung	stabil, automatisiert	stabil, automatisiert	stabil, automatisiert	stabil, Automatisiert	stabil mit Überwachung, automatisiert

Die im Labor geprüften Verfahren zur Nitratelimination sind in der Tabelle 2-10 zusammengestellt. Nach dieser Tabelle zeigen die EC-Verfahren die schnellsten Abbauraten und eine fast komplette Nitratreduktion. Sie können deshalb z.B. zur Reduktion des Nitrates im Abwasser dem IA-Reaktor nachgeschaltet werden. In diesem Fall machen aber die hohen Betriebskosten (etwa 3 €/m³ einschließlich der Pumpenergie für Ionenaustauscher nach

Bouzek et al., 2006) dieses Verfahren unökonomisch. Zu den EC-Verfahren fehlen darüber hinaus ausreichende Untersuchungen.

Die chemische Reduktion des Nitrats hängt hauptsächlich von pH-Wert ab. Beim Einsatz von Aluminium konnte Nitrat nur im Bereich des pH-Wertes von 9 - 10,5 reduziert werden. Die Bildung von NH_3 und NO_2^- und die Einstellung des pH-Wertes des Grundwassers bei der chemischen Reaktion stellen allgemeine Probleme dar. Optimale Temperaturen (z.B. 20-25 °C beim Einsatz von Aluminium) sind auch ein Problem hinsichtlich der normalen Temperatur des Grundwassers. Die katalytischen Verfahren zur Nitratreduktion wurden meist in den Pilotmaßstäben mit Batch-Betrieb untersucht. Die Ausfällung von CaCO_3 auf der Katalysatoroberfläche bei Erhöhung des pH-Wertes und der Bildung von NH_4^+ als Endprodukt macht die direkte Nitratreduktion des Grundwassers unökonomisch. Obwohl jede Anlage unter eigenen Bedingungen (NO_3^- -Zulauf- und Ablaufkonzentration und Leistung) betrieben wird, sind die Investitions- und Betriebskosten wichtige Kriterien zur Bestimmung günstiger Verfahren zur Nitratelimination.

Tab. 2-10: Vergleich der im Labor geprüften Verfahren zur Nitratelimination

Parameter	Chemische Verfahren (C-Verfahren)	Katalytische Verfahren (K-Verfahren)	Elektrochemische Verfahren (EC-Verfahren)
$\lambda_{(\text{NO}_3)}$ (%)	< 75	≤ 100	< 98
Abbaurrate (mg $\text{NO}_3^-/\text{L}\cdot\text{h}$)	< 450	< 273	< 2000
Endprodukte	NO_2^- , NH_3	NH_4^+	NO_2^- , NH_3 , NH_4^+ N_2H_4 , NH_2OH
Günstiger Einsatzbereich	Grundwasser, Oberflächenwasser	Grundwasser, Abwasser	Abwasser, Grundwasser
Anlaufzeit	Minuten	Minuten	Minuten
Günstige pH-werte	9-10,5 bei Al 8,1 bei Fe^{+2} 4 bei Fe	5-8	saure und basische Bedingungen

Die in der Literatur berichteten Kostenwerte sind in der Tabelle 2-11 zusammengestellt. Die Angaben dieser Tabelle zeigen, dass das biologische Verfahren die günstigste Auswahl in

Bezug auf die Betriebs- und Gesamtkosten sein kann. Die Kosten der Abwasserbeseitigung sind generell aufwändig bei den UO- und IA- Verfahren. Andererseits sind generell die Betriebskosten bei den Membranenverfahren hoch.

Tab. 2-11: Kostenvergleich der Verfahren UO, IA, ED, NF und der biologischen Verfahren

Verfahrenstyp	Kapitalkosten (€/m ³ Produktwasser)	Betriebskosten (€/m ³ Produktwasser)	Abwasser- beseitigung	Gesamtkosten (€/m ³ Produktwasser)
UO ¹	0,08 - 0,15	0,19 – 0,5	0,07 – 0,45	0,27 – 1,1
UO ⁴		3,883 €/kg NO ₃ (ohne Abwasser)		
UO ⁵		0,154		
IA ¹	0,04 – 0,2	0,08 – 0,11	0,007 – 0,05	0,12 - 0,37
IA ²		0,096		
IA ³		0,084		
IA ⁴		0,97 €/kg NO ₃ ⁻		
IA ⁵		0,0515		
IA ^{8-I}	0,074 – 0,242	0,12 – 0,931		0,194 – 1,17
IA ^{8-II}	0,056 – 0,188	0,092 – 0,25		0,148 – 0,438
BioDen ¹	0,07 – 0,15	0,08 – 0,14	0,002 – 0,003	0,15 – 0,29
BioDen ³		0,091		
BioDen ⁴		0,864 €/kg NO ₃ (mit Abwasser)		
BioDen ⁹	0,166	0,06		0,226
BioDen ¹⁰	0,078	0,0915		0,17
ED ⁵		0,154		
ED ⁶		0,0591		
ED ¹⁰		0,134		
NF ⁷		0,13		

1: Murphy und Shilling, 2002

2: Andrews und Harward, 1994

3: Richard, 1989

4: Dahab, 1987

5: Clifford et al. (1987).

6: Menkouchi et al., 2006 [das Kosten enthält Abwasserbehandlung aber ohne Pumpkosten]

7: Van der Bruggen, B. et al., 2001

8^I: Minnesota Department of Agriculture (Q < 79 m³/h)

8^{II}: Minnesota Department of Agriculture (Q = 79 – 790 m³/h)

9: Silverstein, 2010: Q < 79 m³/h.

10: Seidel, 2011: Wirbelbettreaktor

3 Konkretisierung der Aufgabenstellung

Im gesamten Untersuchungsgebiet Ghouta weisen die Grund- und Oberflächenwässer und auch die Böden hohe Nitratgehalte auf. Die späte Erstellung von wirksamen Umweltgesetzen hat die Situation in Syriengenerell und auch in Ghouta verschlechtert. Das erste syrische Umweltgesetz (Nr. 50) wurde in 2002 erstellt. Manche der exekutiven Anweisungen, die z.B. die Anforderungen beim Einsatz von gereinigtem Abwasser für Bewässerungszwecke beschreibt, ist erst 2003 verbindlich. Das Gesetz Nr. 31, das die Wasserschutzgebiete in Syrien festlegt, wurde im Jahr 2005 verabschiedet. Der Fassungsbereich (Zone I) gemäß diesem Gesetz muss mindestens sechs Meter betragen. Dieser Wert ist viel zu gering, besonders im Fall der stark verunreinigten Gebiete wie Ghouta. Die anderen Zonen werden durch fachliche Ausschüsse aus verschiedenen Ministerien nach den lokalen Bedingungen, bestimmt. Genaue Untersuchungen und folglich die Bestimmung der Schutzzonen wurden vor dem Jahr 2002 nur für die wichtigen Trinkwasserressourcen wie die Quelle in Ain Figh durchgeföhrt.

Trotz dieser o.g. Gesetze hat die Verunreinigung der Grundwässer in Ghouta allmählich zugenommen, da die dazu gehörenden Vorschriften allgemein nicht eingehalten werden. Bisher werden die Abwässer in Ghouta generell nicht behandelt. In manchen kleinen Städten und Dörfern wird das Abwasser am Hauptabwasserkanal Damaskus-Adraa angeschlossen. Ghouta gilt auch als landwirtschaftliche Hauptressource für Damaskus und Umgebung. Ungereinigte Abwässer werden aber von vielen Bauern für Bewässerungszwecke angewendet. Es kam zu einigen Todesfällen von Bauern in den letzten drei Jahren durch die Zerstörung von Abwasserkanälen für Bewässerungszwecke. Die Ursache dafür liegt in der Knappheit an Bewässerungswasser, vor allem in den Sommern trockener Jahre.

Das kann andererseits auf den Mangel an Umweltbewusstsein der Bauern in Hinblick auf den Einsatz überschüssiger Dünger und Abwasser in der Landwirtschaft und die eventuellen negativen Einflüsse auf Trinkwasserressourcen und Gesundheit zurückgeföhrt werden.

Ungeordnete industrielle Anlagen sind auch in Ghouta vorhanden. Die Abwässer dieser Anlage werden generell nicht behandelt und ohne Berücksichtigung der syrischen Richtlinien in die öffentliche Kanalisation und Gewässer eingeleitet. In den Jahren 2008 und 2009 wurden viele unvorschriftsmäßige Anlagen geschlossen, um die Nitratbelastung des Grund- und Oberflächenwassers zu vermindern. Viele Gerbereibetriebe wurden von Ghouta in die industrielle Stadt Adraa verschoben, weil sie den Boden und das Grundwasser verschmutzt

haben. Trotzdem wurden nach Angaben des Staatsministeriums für Umweltangelegenheiten (MSEA) im Jahr 2011 in etwa 70% der industriellen Anlagen im Großraum Damaskus, einschließlich Ghouta die syrischen Umweltgesetze nicht berücksichtigt. Für Umweltschutz und Beobachtung der Wasserqualitäten in Syrien sind verschiedene Ministerien (Ministerien für Bewässerung, Umwelt, Industrie, Landwirtschaft und Bau) zuständig. Eine ausreichende Zusammenarbeit fehlt und führt so zu Schwierigkeiten im Hinblick auf die Einhaltung der aktuellen Umweltgesetze.

Die Knappheit an Trinkwasser in Ghouta kann zum Teil auf die hohen Nitrat- und Salzgehalte zurückgeführt werden. Trinkwasserknappheit ist auch in naher Zukunft zu erwarten. Eine kurzfristige Lösung durch die Elimination von Nitrat oder andere Kontaminanten aus Grundwasser in technischen Wasserwerken ist deshalb erforderlich.

Trinkwasseraufbereitungsanlagen zur Nitratelimination wurden bisher in Syrien nicht realisiert. Nur in Ghouta (Shabaa, Otaya und Hammoria) werden drei Umkehrosmose-Anlagen Ende 2011 installiert. Angaben über diese Anlagen und die Qualität des dort anstehenden Brunnenwassers standen dem Bearbeiter aber nicht zur Verfügung. Die syrischen Erfahrungen in diesem Bereich sind deshalb sehr gering. Aufgrund der schlechten Situation in Ghouta, hinsichtlich der zunehmenden Grundwasserverschmutzung liegt die Hauptfrage derzeit nicht in der Notwendigkeit des Aufbaus der technischen Aufbereitungsanlagen zur Nitratelimination, sondern in der Auswahl einer geeigneten und kosteneffektiven Methode. Die finanzielle Unterstützung der malaysischen Regierung durch Bereitstellung des Kredites hat die zuständige syrische Behörde befähigt, Anlagen zur Aufbereitung der Brunnenwässer im Großraum Damaskus in Zukunft aufzubauen.

Diese Arbeit hat daher das Ziel, die aktuelle Situation in Ghouta zu untersuchen. Ferner sollen die Vor- und Nachteile der anwendbaren Verfahren bei der Grundwasseraufbereitung unter Berücksichtigung der syrischen Gesetze und lokalen Verhältnissen in Ghouta zusammenzustellen.

Für den zukünftigen Bau der großtechnischen Anlagen, in Ghouta und ähnlichen Gebieten in Syrien sollen grundlegende Informationen (z.B. nötige Anlagevolumen und Betriebskosten) zusammengestellt werden. Die Entwicklung einer günstigen Methode zur Wasseraufbereitung unter den spezifischen Bedingungen soll auch mit Hilfe von Laboruntersuchungen vorangetrieben werden.

4 Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes Damaskus-Ghouta

4.1 Topographie

Das Untersuchungsgebiet (Ghouta) umfasst die Hauptstadt Damaskus im Süden und Osten. Es ist ein flacher Teil aus dem Damaskus-Becken. Es befindet sich zwischen Adraa im Norden und dem Berg Alklb im Süden sowie zwischen dem Ateibeh-See im Osten und Damaskus im Westen (Abbildung 4-1). Der Fluss Barada fließt durch Ghouta vom Westen zum Osten und mündet in den Ateibeh-See. Das Wasser gelangt in den Ateibeh-See nur während regenreicher Jahre. Die Höhen der Ghouta Ebene variieren zwischen 600 m ü. NN bei dem Ateibeh-See und 670 m ü. NN bei Ain Tarma im Westen. Die Stadt Harasta (Nordwest Ghouta) liegt auf einer Höhe von circa 700 m ü. NN. Die Abbildung 4-2 zeigt die topographische Karte des Gebietes Ghouta, im dreidimensionalen System.

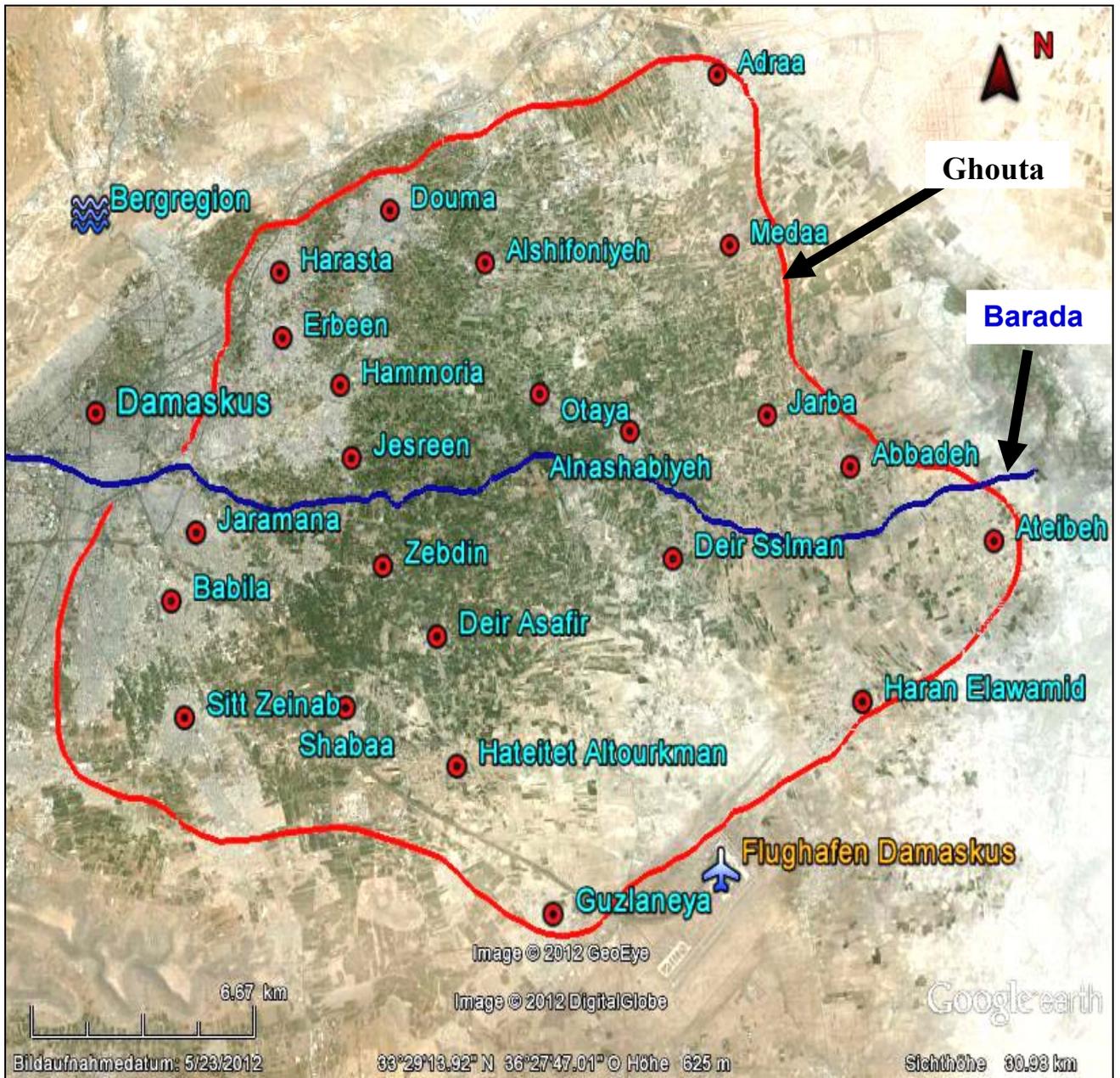


Abb. 4-1: Lage des Untersuchungsgebietes

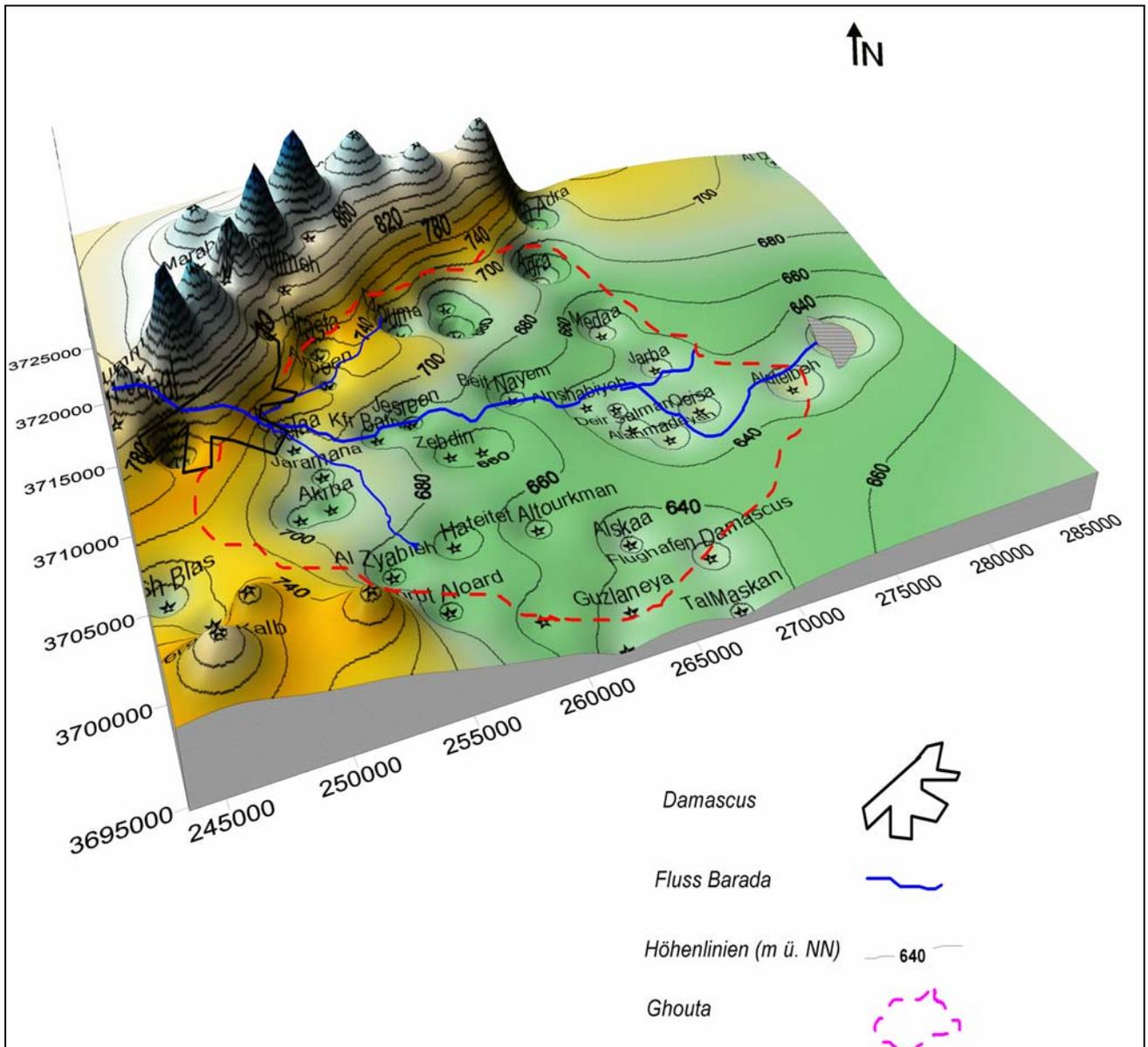


Abb. 4-2: Topographische 3D-Karte des Gebietes Ghouta und seiner Umgebung

4.2 Klima

Ghouta ist ein Mittelmeergebiet, trocken und heiß im Sommer, regnerisch und kalt im Winter. Die Niederschläge erfolgen normalerweise zwischen November und April und nehmen von Westen nach Osten ab. Sie betragen circa 90 mm/a im Dorf Ateibeh, 138,3 mm/a am Flughafen Damaskus und 201.9 mm/a bei Maza (Südwest Damaskus). Nach den Daten von MAAR wurde die Niederschlagsverteilung in Abbildung 4-3 dargestellt. Im östlichen und südöstlichen Teil sind die Niederschläge am niedrigsten (< 160 mm/a).

Jährliche Änderungen der Niederschläge in Khrabo (Mitte des Untersuchungsgebietes), Douma und Damaskus wurden in den Abbildungen 4-4 und 4-5 dargestellt. Diese Abbildungen zeigen große Schwankungen der durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge nach dem Jahr 1982. Die jährliche mittlere Temperatur im Damaskus-Becken (die Höhe ≤ 1000 m) beträgt 16 bis 17 °C.

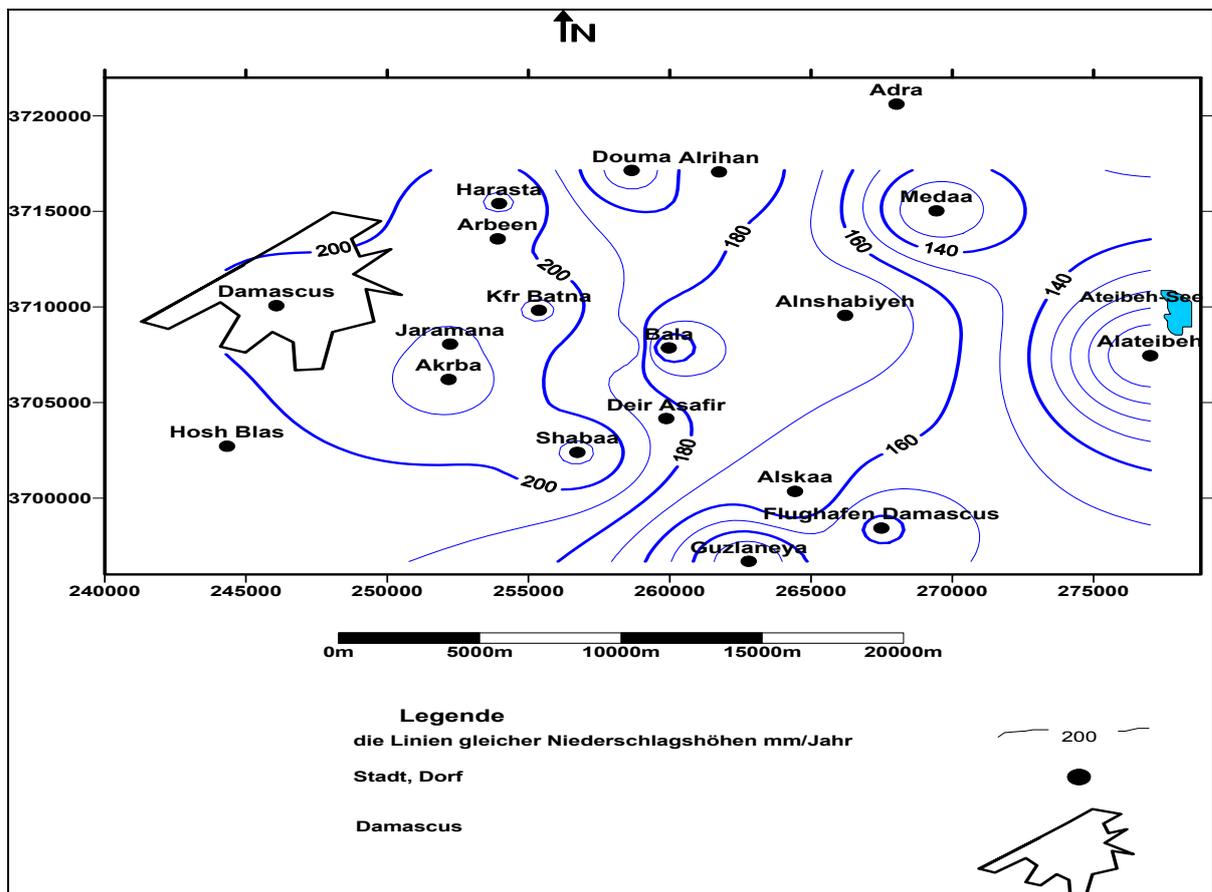


Abb. 4-3: Isohyeten in Ghouta im Jahr 2004

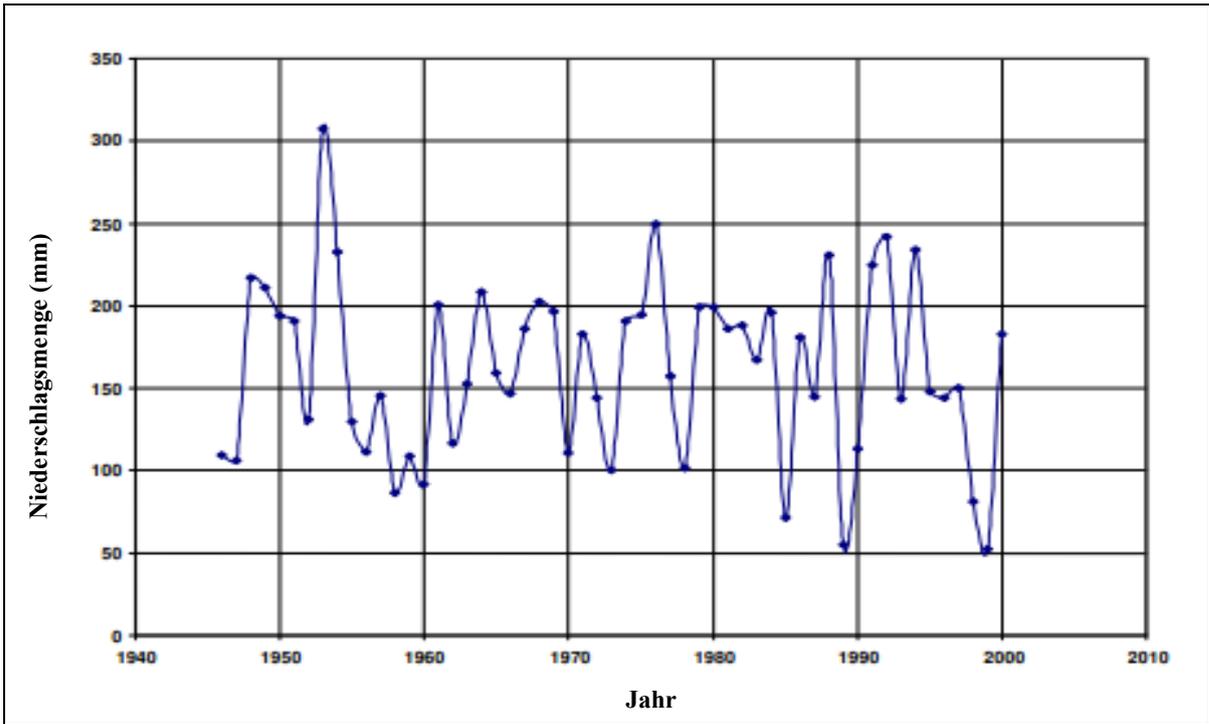


Abb. 4-4: Niederschläge in Khrabo (Mitte des Untersuchungsgebietes) zwischen den Jahren 1947 und 2000 (Hobler et al., 2002)

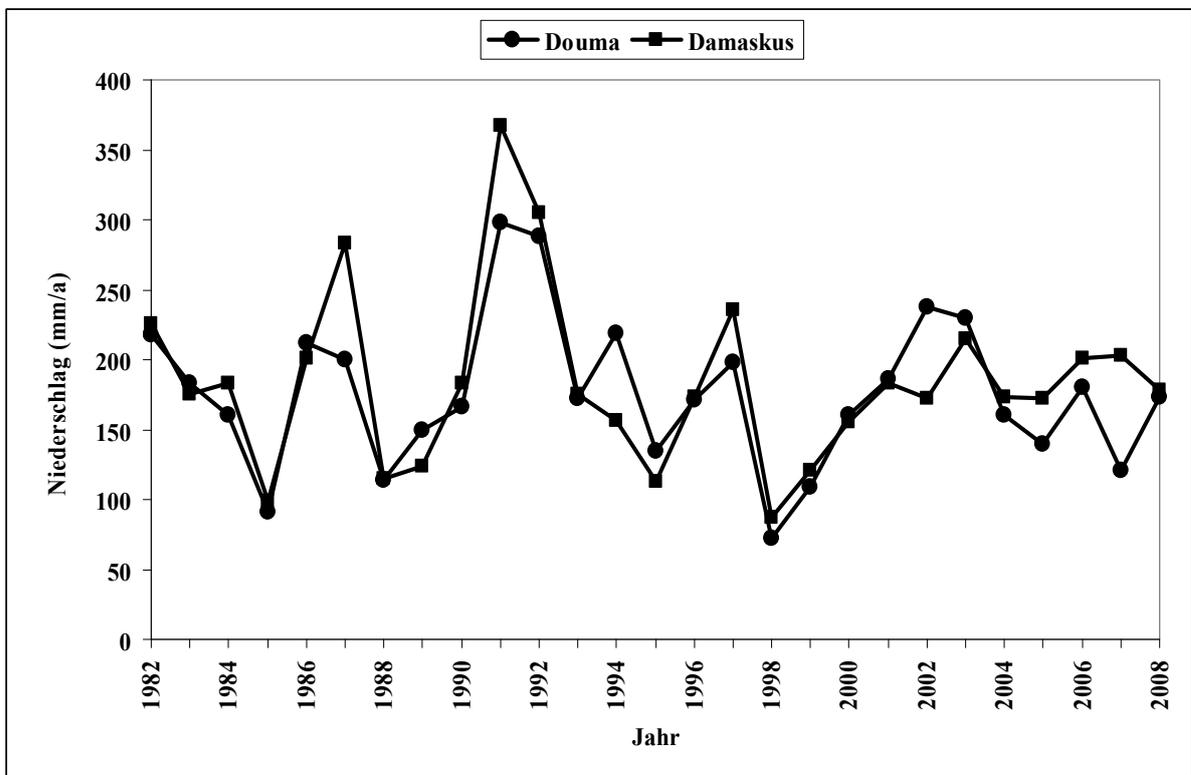


Abb. 4-5: Änderungen der Niederschläge in Damaskus und Douma zwischen 1982 und 2008

4.3 Bevölkerung

Die Zunahme der Einwohnerzahl in Ghouta und Damaskus und die Migrationen aus Damaskus in die Umgebung haben eine wichtige Rolle in Bezug auf die Grundwasserverunreinigungen mit Nitrat in Ghouta gespielt. Nach dem syrischen Zentralbüro für Statistik (CBS) betrug die Einwohnerzahl im Untersuchungsgebiet 1.158.465 Bewohner im Jahr 2004. Die Abbildung 4-6 zeigt die Einwohnerzahl in den Ortsteilen des Untersuchungsgebietes. Die größte Einwohnerzahl findet man generell in der Nähe von Damaskus wie z.B. Babila Jaramana (siehe Tabellen A-1 und A-2 im Anhang). Nach 1970 ist eine höhere Wachstumsrate der Bevölkerung im Großraum Damaskus einschließlich Ghouta als in Damaskus selbst zu verzeichnen (Abbildung 4-7). Die Erhöhung der Wohnungskosten, der Mietpreise in Damaskus und die zunehmende Verunreinigungen (z.B. Luftverunreinigung in Damaskus) sind die Hauptursachen dafür. Nach dem Jahr 2002 sind auch viele irakische Flüchtlinge nach Damaskus und Ghouta gekommen. Die anthropogenen Prozesse z.B. Industrie, Urbanisierungen in Ghouta wurden deshalb intensiv in letzten drei Dekaden

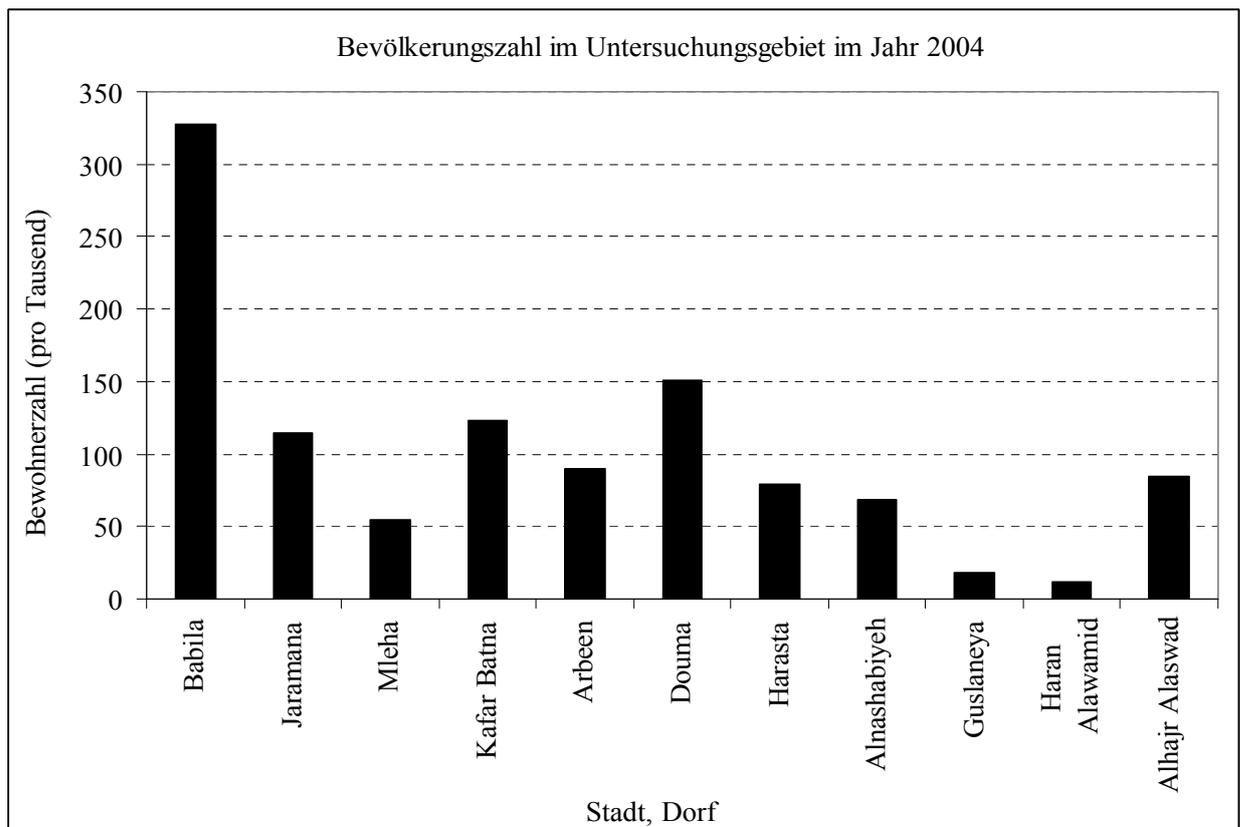


Abb. 4-6: Bevölkerungszahlen in den Ortsteilen des Untersuchungsgebietes im Jahr 2004 (CBS, 2004)

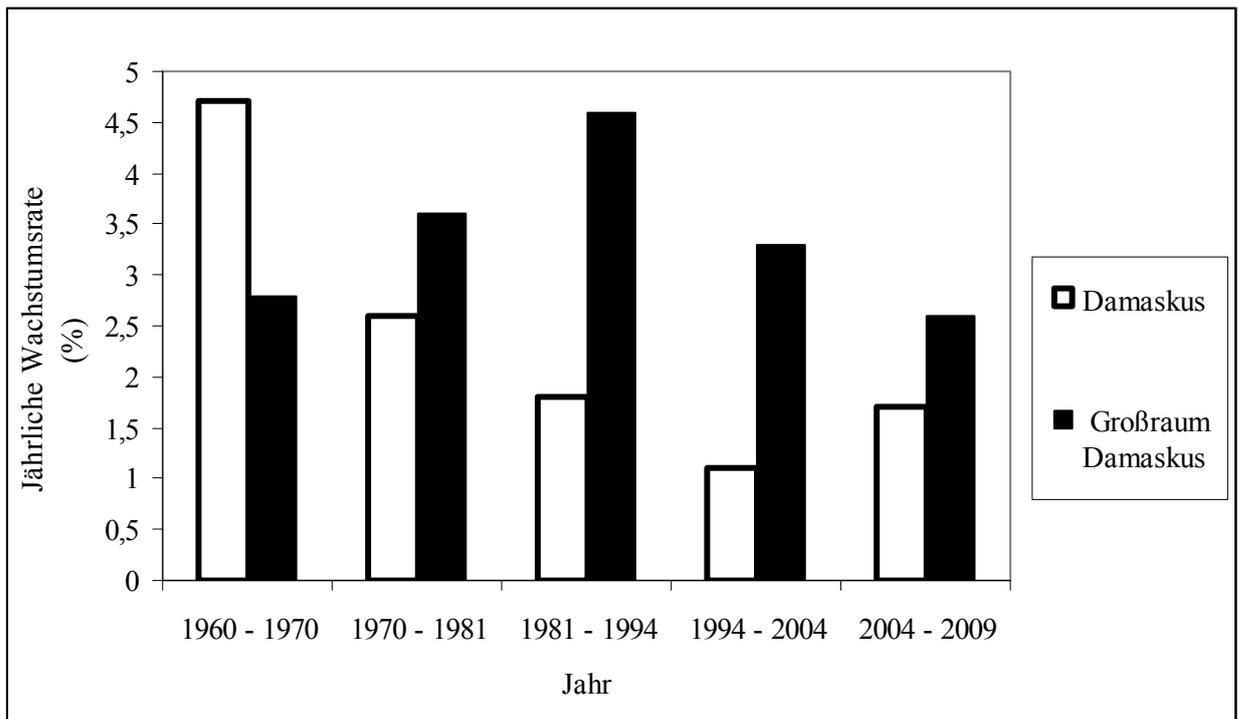


Abb. 4-7: Wachstumsraten der Bevölkerung in Damaskus sowie im Großraum Damaskus zwischen 1960 und 2009 (CBS, 2009).

betrieben. Die Abbildung 4-8 zeigt die Erweiterung der Stadt Damaskus gegen Ghouta zwischen den Jahren 1943 und 2005. Der Rückgang der fruchtbaren landwirtschaftlichen Flächen in Ghouta ist ersichtlich in verschiedenen Orten, besonders in der Nähe der Stadt Damaskus. Die Urbanisation in Ghouta fand hauptsächlich in Nordost und Südwest Ghouta zwischen den Jahren 1990 und 2005 statt. Der Prozess der Urbanisierung in Ghouta ist im Allgemeinen nicht geregelt.

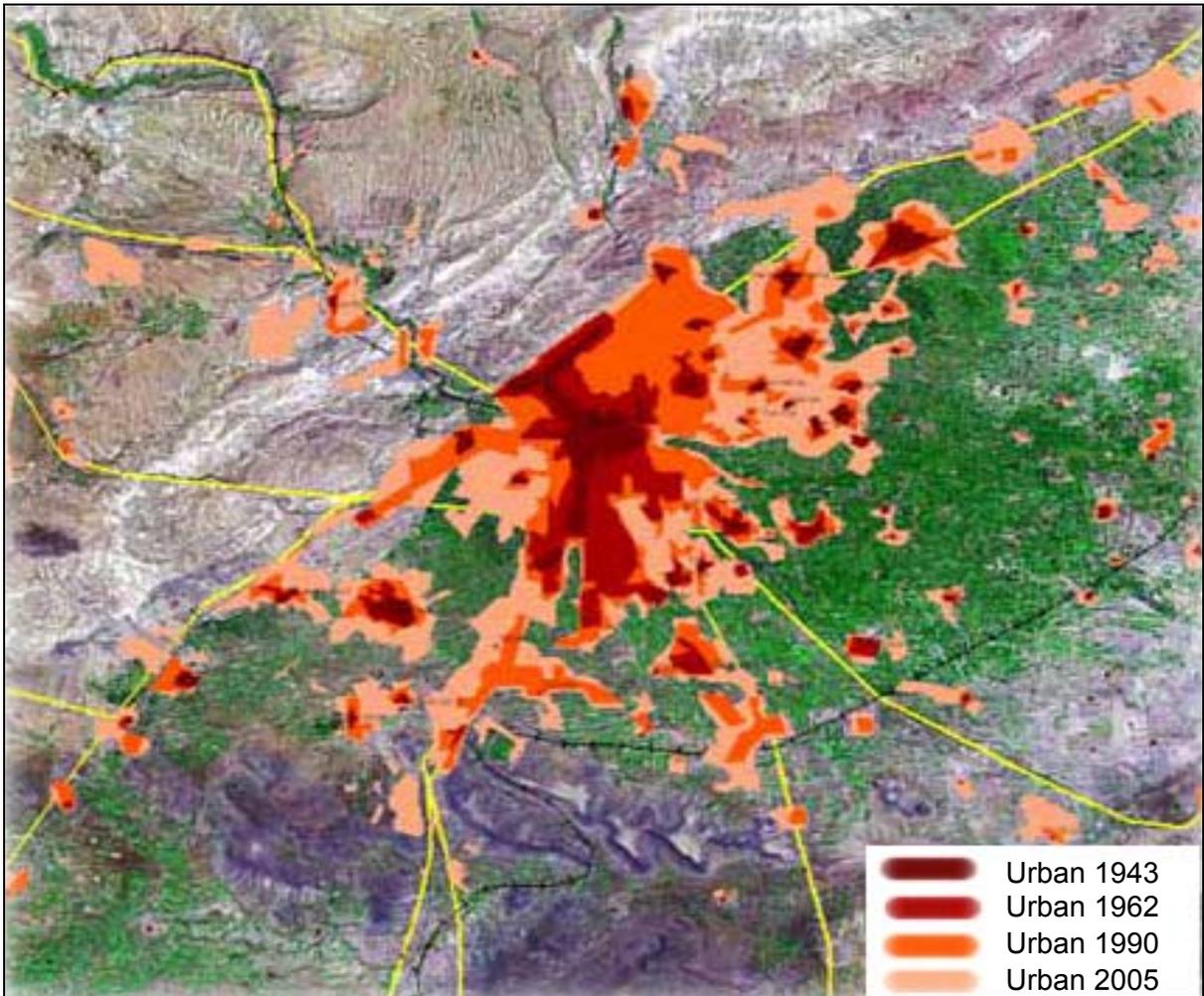


Abb. 4-8: Erweiterung der Stadt Damaskus und Verringerung der landwirtschaftlichen Flächen in Ghouta zwischen den Jahren 1940 und 2005 (geändert nach Balanche, 2006)

4.4 Geologie

Der Damaskus Bruch hat die Damaskus Ebene (inkl. Ghouta) von den westlichen und nordwestlichen Bergen (Anti-Lebanon und Qasion) getrennt. Die Gräben und Horste wurden in Richtung SW-NO gebildet (Abbildung 4-9). Die geologischen Schichtungen des Damaskus Beckens wurden in der Tabelle 4-1 zusammengestellt. Die Brüche in der Damaskus Ebene

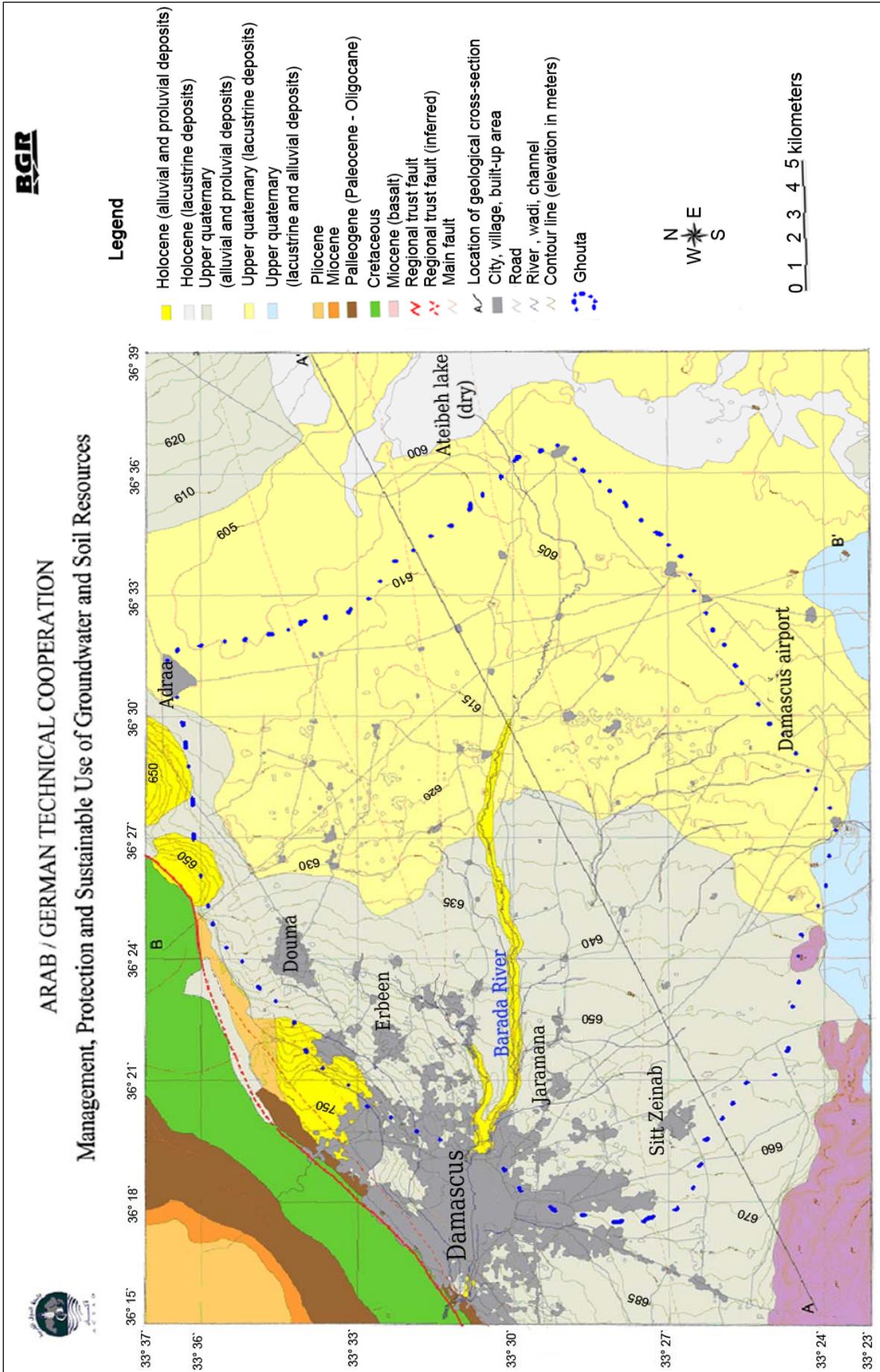


Abb. 4-9: Geologische Karte von Ghouta und Umgebung (geändert nach Hobler et al., 2002)

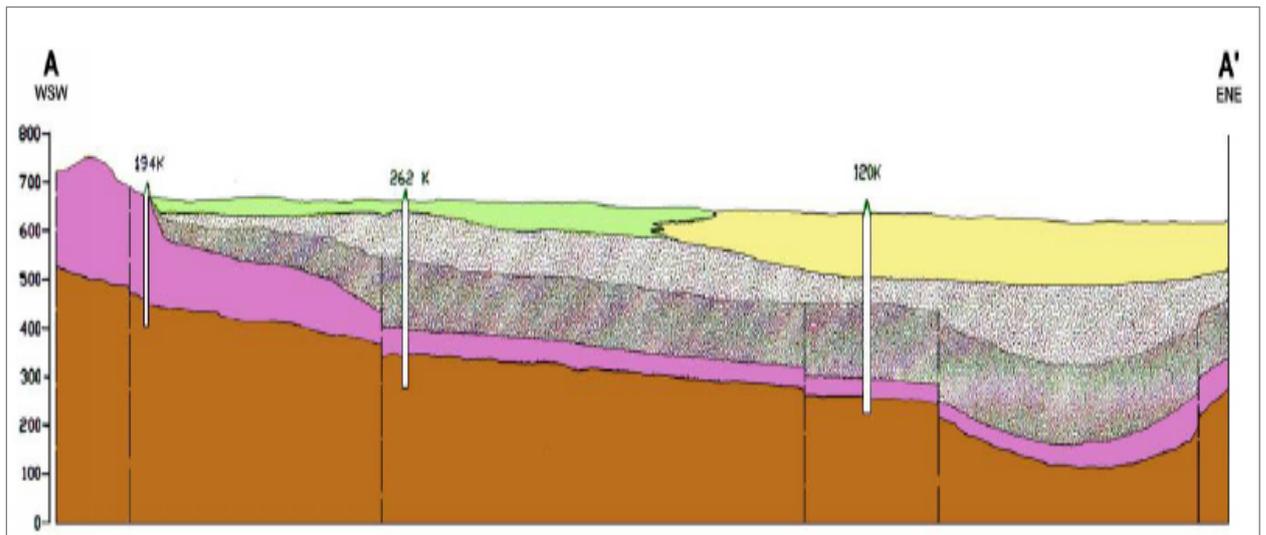


Abb. 4-10: geologischer Schnitt A-A' (SW-NE) in Ghouta (Hobler et al., 2002)

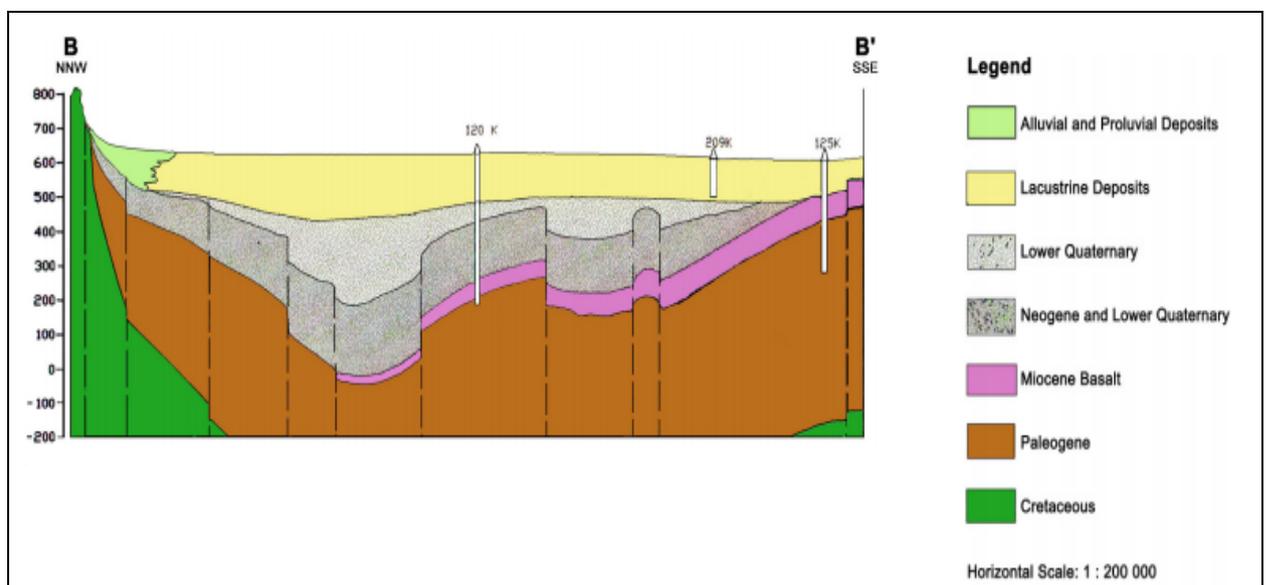


Abb. 4-11: geologischer Schnitt B-B' (NW-SE) in Ghouta (Hobler et al., 2002)

und Ghouta wurden durch dicke quartäre Sedimente übergedeckt (siehe geologische Schnitte A-A' und B-B' in den Abbildungen 4-10 und 4-11). Der Schnitt A-A' zeigt, dass die Dicke der quartären Sedimente von Südwesten nach Nordosten zunimmt. Sie ist aber am größten in der Ghouta-Mitte. Allgemein verbreitet sind die quartären lakustrischen Ablagerungen im Ostteil von Ghouta und die quartären alluvialen und proluvialen Sedimente im Westteil des Untersuchungsgebietes. Die paläogenen und neogenen Schichten ragen in der Umgebung von Ghouta (Westen und Nordwesten) bis an die Oberfläche.

Tab. 4-1: Geologische Schichtungen im Damaskus Becken

Geologische Schichtungen			Region	Lithologie	
Quartär	Holozän		Damaskus- Ebene	fluviale und lakustrische Sedimentationen (Kieselstein, Kies, Sand, Ton, und Lehm)	
	Pleistozän				
Tertiär	Neogen	Pliozän	Nord und Nordwest Damaskus (Bergregion), Südwest Ghouta	Konglomerat, Ton, Sand, kalk	
		Miozän			
	Paläogen	Oligozän	Nord und Nordwest Damaskus (Bergregion)	Karbonat mit kleinen Schichten aus Ton, Hornstein, Basalt, Quarzsandstein	
		Eozän			
Paläozän					
Mesozoikum	Kreide	Oberkreide	Maastrichtium	Nordwest von Ghouta	Kalk, Dolomit, Mergel, Hornstein, Sandstein, Ton und Basalt
			Campanium		
			Santonium		
			Coniacium		
			Turonium		
			Cenomanium		
		Unterkreide	Albium		
			Aptium		
	Jura	Oberjura	Anti-Lebanon Berge	Kalk, Dolomit, Dolomitkalk, Konglomerat, und Hornstein	
		Mitteljura			
Unterjura					

4.5 Hydrogeologie

Im Damaskus Becken und Ghouta finden wir verschiedene Grundwasserleiter. Die Hauptgrundwasserleiter in dieser Region sind:

- alluvial oberquartäre Grundwasserleiter

Die Ablagerungen bestehen hauptsächlich aus Kieselstein, Kies, Sand, sandigem Ton, Schluff, Lehm und Kalkstein. Sie sind vor allem im Westen von Ghouta verbreitet. Die

Mächtigkeit der Sedimente beträgt bis zu 90 m (Kattan, 2006). Sie nimmt aber in Richtung Südwesten ab (Abbildung 4-10). Der obere Teil (15-20 m) besteht größtenteils aus Lehm und Ton. Diese Grundwasserleiter gelten als die wichtigsten Ressourcen für die Bewohner in Ghouta, sodass über 15.000 Brunnen in diese Schicht gebohrt wurden (Hobler et al., 2002). Der Grundwasservorrat wurde deshalb intensiv verbraucht (zum Trinken und für die Bewässerung). Die hydraulische Durchlässigkeit dieser Schicht hängt vom Ton- und Schluffgehalt ab und beträgt von 3,7 bis zu 142 m/d. Die Abbildung 4-12 zeigt die Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit des Grundwasserleiters in Damaskus und im Westen Ghoutas. Neben dem Fluss Barada, wo die Schichten mehr Sand und Kies enthalten, ist die

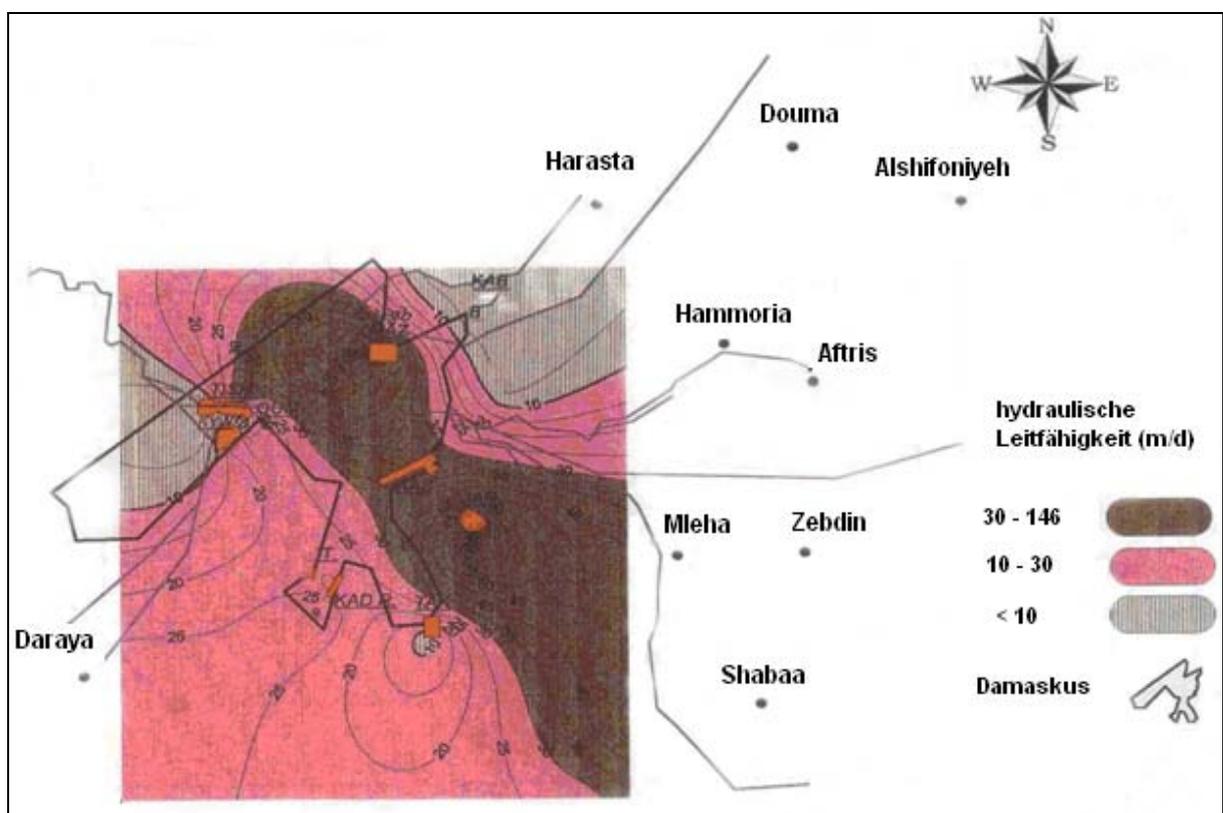


Abb. 4-12: Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit des Grundwasserleiters im Westen Ghoutas (geändert nach Alammareen, 2001)

hydraulische Durchlässigkeit gut. Sie nimmt aber in Richtung Nord und Südwesten Ghoutas ab.

- lakustrische oberquartäre Grundwasserleiter

Die Ablagerungen dieser Aquifer befinden sich im östlichen Teil von Ghouta. Ihre Dicke beträgt bis zu 200 m (Hobler et al., 2002). Sie bestehen aus Ton, Lehm und geringem Sandgehalt (im Südosten Ghoutas). In den westlichen und nördlichen Teilen bestehen sie

hauptsächlich aus Kalkstein, Mergel und Ton. Die Schichtdicke wird größer im Westen des Sees Ateibeh (Abbildung 4-11) und kleiner in Süd-Nord-Richtung. Die Durchlässigkeiten bewegen sich in einem Bereich von 2 m/d bis 88 m/d und die Transmissivität liegt in einem Bereich von 39 bis 1485 m²/d (Kattan, 2006). Im Vergleich zum alluvialen oberquartären Aquifer hat der lakustrische Aquifer schlechtere hydraulische Eigenschaften.

- vulkanische neogene Aquifer

Diese Aquifer bestehen aus Basaltschichten, in denen Schichten aus Ton und Sand abgelagert wurden. Aus diesem Grund ist die vertikale Durchlässigkeit in diesen Schichten gering. Die Transmissivität liegt im Bereich von 30 bis 60 m²/d (Kattan, 2006). Deshalb ist sie gering im Vergleich zu den letzten zwei. Die Basaltschichten befinden sich im südlichen und östlichen Teil von Ghouta. Diese Grundwasserleiter sind aber in Ghouta von quartären Sedimenten bedeckt (Abbildung 4-10 und 4-11). Nur im Süden bei Alaswad und den Alkalb Bergen (Abbildung 4-13) sind die Basaltschichten in Tage getreten. Der Salzgehalt (TDS) im Grundwasser ist weniger als 1 g/L, ist aber größer als 2 g/L in der Nähe von dem See Ateibeh.

- Jura, Kreide und Paläogene Grundwasserleiter

Sie sind Kalkschichten mit Konglomeraten und befinden sich in Bergregionen. Die hydraulische Durchlässigkeit des Jura-Grundwasserleiters beträgt 2 bis zu 99.3 m/d.

4.6 Boden

Der Boden in Ghouta ist ein tiefer, schwerer und kalkhaltiger Auenboden (FAO, 1997). Er hat geringe bis mäßige Durchlässigkeitswerte und ein mittleres Wasserspeichervermögen. Möller et al. (2005) haben 51 Bodenproben (Probtiefe sind 0 bis 25 cm) in Ghouta analysiert. Nach dieser Studie hat der Boden eine mäßige Alkalinität und einen hohen Kalkgehalt (bis zu 76%). Der relativ hohe Gehalt des organischen Materials variiert zwischen 2% und 4,5%. Eine mittlere bis hohe elektrische Leitfähigkeit (1µs.cm⁻¹ bis 164.9 µs.cm⁻¹) wurde festgestellt. Der Tongehalt war 22% bis 58%. Hohe Werte der Kationenaustauschkapazität von 25 – 40 meq.100 g⁻¹ wurden gemessen. Der Boden des Gebietes Ghouta gehört deshalb zu den produktiven Böden in Syrien. Im östlichen Teil von Ghouta befinden sich graue und braune kalkhaltige und salzige Grundwasserböden. Gipsböden sind im Nordosten von Ghouta verbreitet. Möller et al. (2005) beobachteten, dass die Konzentrationen von Blei, Kupfer und Zink in Damaskus und Ghouta hoch sind.

Zusätzlich zeigten die industriellen Regionen (Gerberei) eine hohe Konzentration von Chrom im Boden.

4.7 Landwirtschaft und Abwasser

Vom landwirtschaftlichen Gesichtspunkt spielt die Region Ghouta eine wichtige Rolle für die Bevölkerungen in Ghouta und für die Stadt Damaskus. Die landwirtschaftlichen Hauptprodukte sind Gemüse (Gurken, Tomaten, Bohnen, Spinat, Auberginen und Erbsen), Obst (Pflirsiche, Aprikosen, Kirschen, Trauben und Pflaumen), Getreide (Weizen, Gerste, Mais) und Nüsse.

Die Quelle des Bewässerungswassers in Ghouta ist der Fluss Barada und seine Nebenarme, Grundwasserbrunnen und behandelte Abwässer der Kläranlage Adraa. Die Abbildung 4-13 zeigt, dass die intensive landwirtschaftliche Bodennutzung hauptsächlich im Westen von Ghouta stattfindet. Die Gebietsfläche, die sich zwischen Arbeen und Beit Sawa im Norden, Schloss AL Umawyeen im Süden, Ain Tarma im Westen und Almuhammdieh (im Osten von Balla) im Osten erstreckt, beträgt etwa 10.281 ha (MAAR, 2004). Die kultivierbare Fläche ist 6393 ha groß (3865 ha sind mit Bäumen kultiviert).

Die durch Grundwasserbrunnen bewässerte Fläche ist 4734 ha groß, während die durch den Fluss Barada und seine Nebenarme (Toura, Malak, Mlehani und Akrabani) bewässerte Fläche 1452 ha beträgt. Im Gegensatz dazu ist die landwirtschaftliche Bodennutzung im Osten Ghouta reduziert. Als Ursache dafür ist der intensive Verbrauch des Barada-Flusswassers im Westen zu sehen. Zusätzlich spielt die Lage der Kanäle für das behandelte Abwasser von der Kläranlage Adraa eine Hauptrolle. Eine Fläche von ca. 18.000 ha innerhalb Ghouta wird von diesem gereinigten Abwasser (ca. 445000 m³/d im Jahr 2011) bewässert (die Kläranlage Adraa ist seit 1998 im Betrieb). Auf dieser Fläche befinden sich etwa 250 Betriebe und 170 Gerbereien (Ismael et al., 2004). Der Ostteil des Untersuchungsgebietes wie z.B. Ateibeh und Abadeh wird aber von der Adraa-Kläranlage nicht bewässert (Abbildung 4-14).

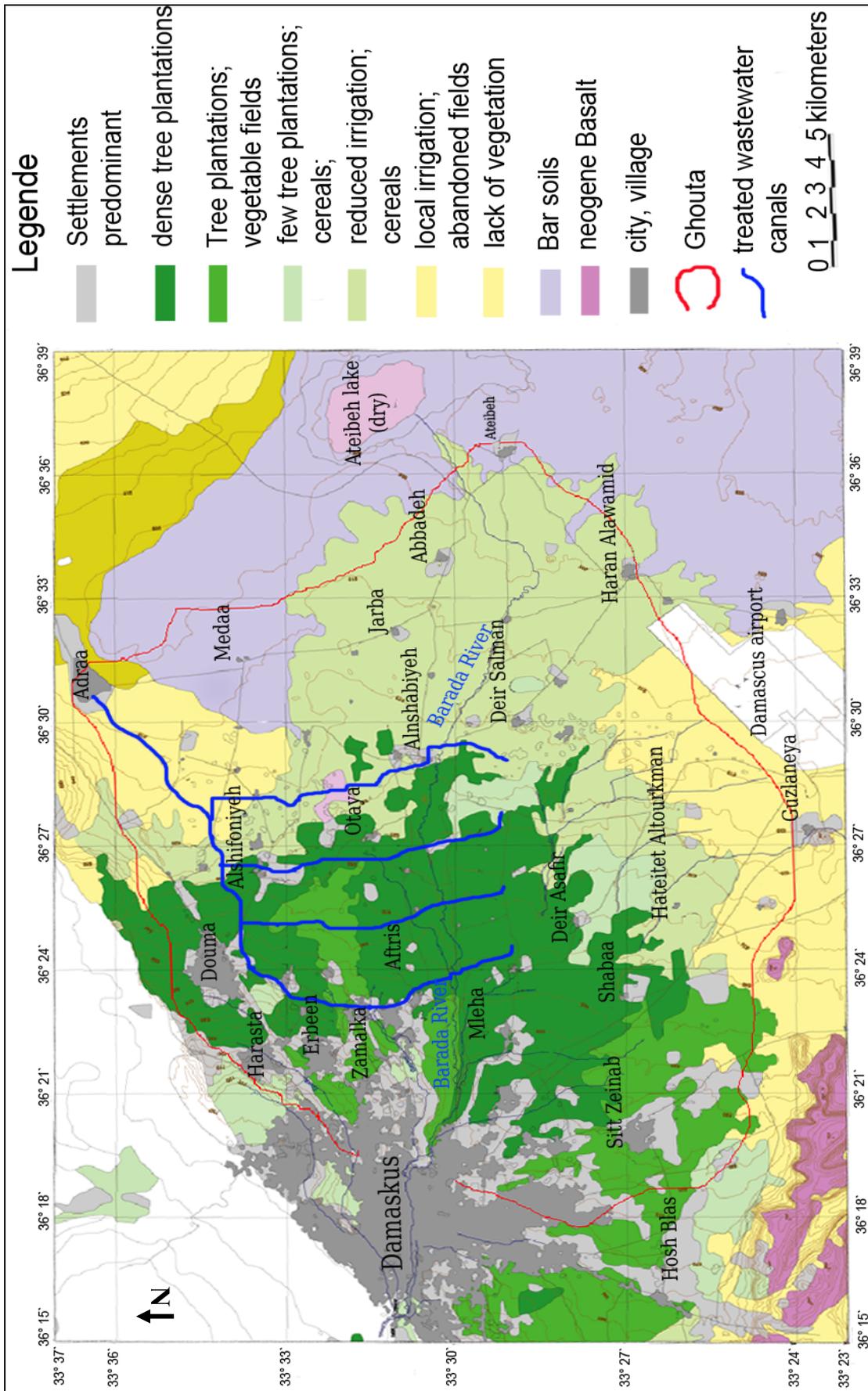


Abb. 4-13: Bodennutzung in Ghouta (geändert nach Hobler et al., 2002)

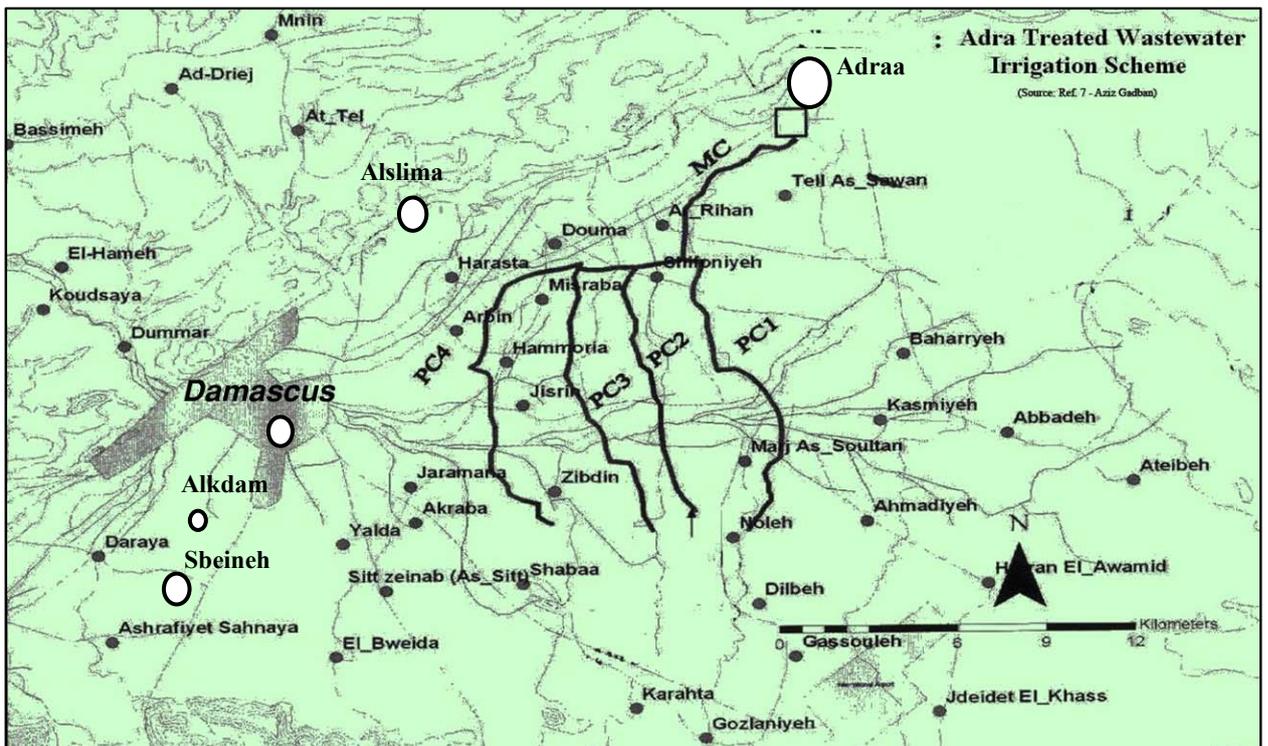


Abb. 4-14: Bewässerungsschema in Ghouta (Nutzung der aufbereiteten Abwässer aus der Adraa-Anlage) (JICA, 2005). ○ : Industriestandorte

Ca. 80% der Einwohner der Damaskus-Umgebung (inkl. Ghouta) sind an die Kanalisation angeschlossen. Die Verhältnisse der bestehenden Abwasserkanäle in Ghouta sind in der Tabelle 4-2 zusammengefasst. In den östlichen und südöstlichen Dörfern sind die Kanäle relativ klein. Die Abwässer der Gemeinden in Ghouta werden generell nicht behandelt. Außerdem werden die Abwässer und Schmutzstoffe in die Bewässerungskanäle der Adraa-Kläranlage sowie in den Fluss Barada und seine Nebenarme eingeleitet. Das Schmutzwasser wird auch zur Bewässerung eingesetzt. Nur etwa 30% der Städte und Dörfer in Ghouta, die entlang des Abwasserkanal Damaskus-Adraa liegen, sind an diesen Kanal angeschlossen. Die industriellen Hauptzonen (vor allem Alslima) tragen ferner zur Verschmutzung des Oberflächen- und Grundwasser in Ghouta bei. Die Abbildung 4-14 zeigt die Lage dieser Zonen. Die kleine industrielle Zone in Damaskus liegt in der Nähe des Hauptverlaufs des Flusses Barada. Die industriellen Anlagen in Damaskus teilen sich wie folgt auf (nach MSEA, 2011):

- Chemische Industrie: (2259 Anlagen)
- Technische Industrie: (6152 Anlagen)
- Textilindustrie: (5071 Anlagen)
- Lebensmittelindustrie: (518 Anlagen).

Die Abwässer dieser Anlagen sind in der Regel unbehandelt. Sie enthalten organische und anorganische Schadstoffe und werden hauptsächlich in den Fluss Barada und seine Nebenarme eingeleitet.

Tab. 4-2: Anschlußgrad der Bevölkerung in Ghouta an Abwasserkanäle (JICA, 2007)

Gebiet	Anzahl der zugehörigen Gebiete	Anschlußgrad an das Kanalisationsnetz im Stadtzentrum (%)
Babila	11	90
Kafar Batna	2	40
Jaramana	6	70
Arbeen	23	100
Mleha	7	98
Douma-Zentrum	12	95
Harasta	3	100
Alnashabiyeh	2	80
Haran Elawamid	1	45
Alguzlaneya	18	55

Die Anlage Adraa enthält keine Denitrifikation, so dass der Stickstoff und andere Schadstoffe nicht ausreichend eliminiert werden (siehe Tabelle A-3 in Anhang). Nach der syrischen Norm wird die Qualität des für die Bewässerung eingesetzten Abwassers somit in verschiedenen Teilen in Ghouta nicht erfüllt. In der Damaskus-Umgebung, einschließlich Ghouta, gibt es etwa 16.500 industrielle Anlagen. Bei nur etwa 30% dieser Anlagen werden die Abwässer behandelt bzw. werden die syrischen Richtlinien bei der Abwasserentsorgung berücksichtigt (MSEA, 2011). Im Jahr 2012 wird der Aufbau eines neuen Wasserversorgungsnetzes, Renovierung des aktuellen Abwassernetzes und Konstruktion einer Kläranlage in Sitt Zeinab, Ylda, Akraba und Babila mit Hilfe der Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) durchgeführt. Der Aufbau der Kläranlagen in Mrj Alsultan, Jarba, und Deir Asafir ist geplant.

4.8 Grundwassersituation in Ghouta

4.8.1 Grundwasserspiegel

Grundwasserneubildung erfolgt in Ghouta durch die Versickerung der Niederschläge, Oberflächenwasser (Fluss Barada und seine Nebenarme) und Bewässerungswasser inkl. gereinigten Abwassers. Die Niederschläge in den Bergregionen (West- und Nordwesten) gelten aber als Hauptressourcen für die tiefen Grundwasserleiter in Ghouta. Bewässerungsart und Zunahme der industriellen Betriebe und Bevölkerungszahlen haben auch Einfluss auf den Grundwasserspiegel in Ghouta. Wegen der abnehmenden Niederschläge in den letzten Jahren im Damaskus-Becken waren die Grundwasserspiegel abgesunken. Die Abbildung 4-15 stellt die Verringerung der Grundwasserspeicherung im Damaskus-Becken dar (WRIC, 2005).

Das Defizit an Grundwasservorräten betrug etwa 760 Mio m³ im Jahr 2000 und 500 Mio m³ im Jahr 2003. Die Extraktion von Grundwasser, die Bohrung neuer und tiefer Brunnen in einigen Orten und der Einsatz des Abwassers zur Bewässerung in anderen Orten in Ghouta haben stark zugenommen.

Trinkwasserressourcen der Stadt Damaskus sind hauptsächlich die Quellen Figh und Barada, die aus der Bergregion stammen, und Grundwasserbrunnen in Damaskus und Damaskus-Umgebung. Die Abbildung 4-16 illustriert die auffällige Durchflussänderung des Flusses Barada und der Quellen Figh und Barada zwischen dem Jahr 1998 und 2009. Allgemein haben die Quellschüttungen Figh und Barada nach dem Jahr 2003 abgenommen. Es ist auch ersichtlich, dass der Durchfluss des Flusses Barada von den Quellschüttungen Figh und Barada abhängt.

Die Abbildung 4-17 zeigt das Niveau der Grundwasserspiegel über dem Meeresspiegel im Jahr 1962 im Damaskus-Becken (Wolfart, 1962). Es variiert im Untersuchungsgebiet zwischen 600 m ü. NN im Osten und ca. 680 m ü. N.N im Westen. Gemäß dieser Abbildung fließt Grundwasser in der Stadt Damaskus in Richtung Südosten. In der Mitte Ghoutas entspricht die Grundwasserfließrichtung der Fließrichtung des Flusses Barada.

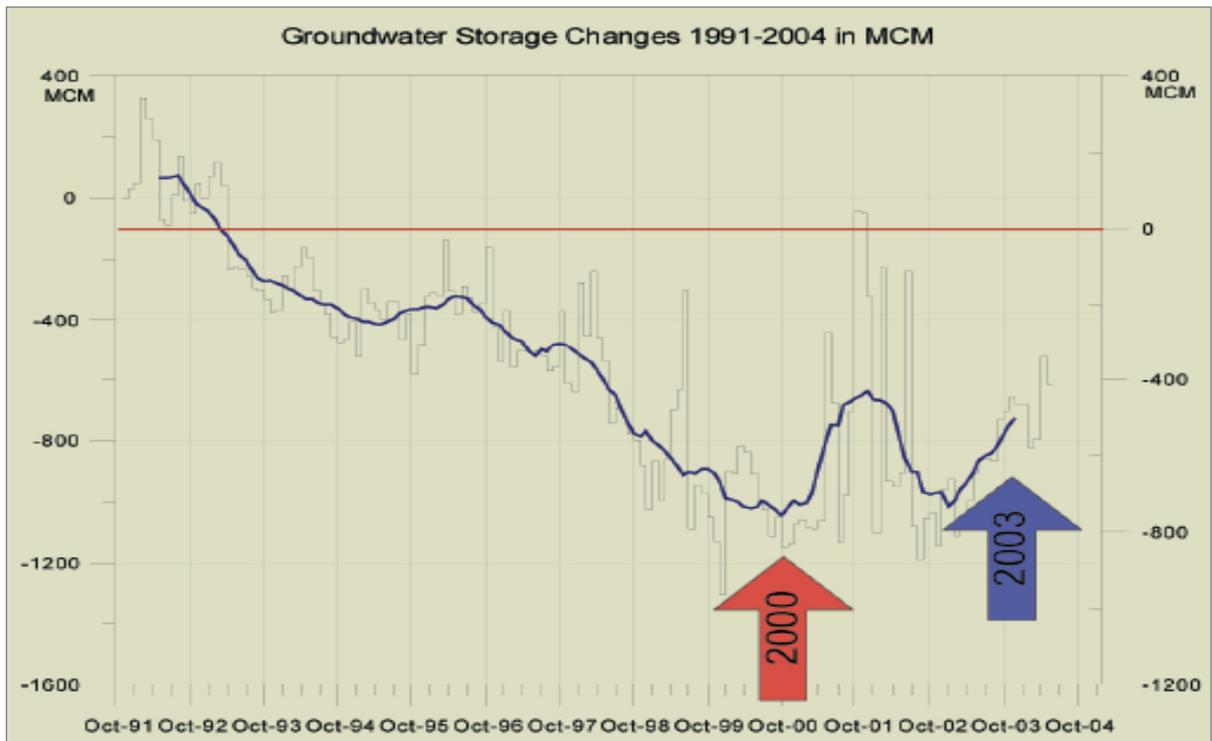


Abb. 4-15: Änderungen der Grundwasservorräte im Damaskus-Becken zwischen 1991 und 2004 (WRIC, 2005)

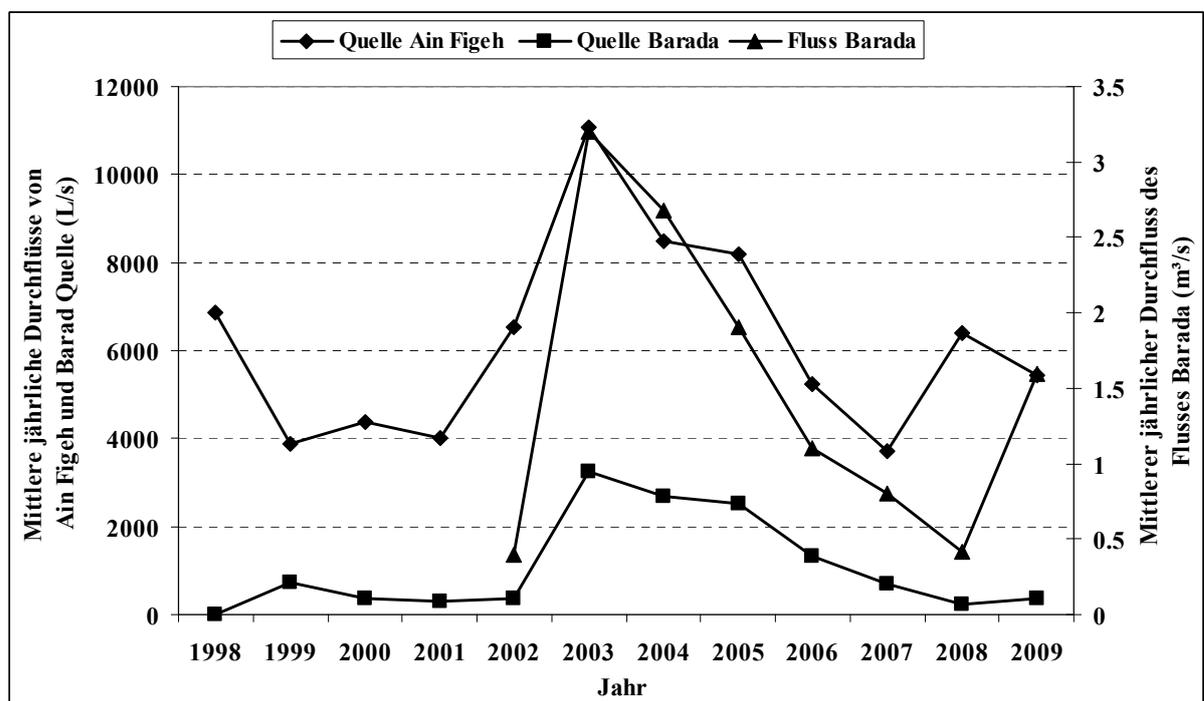


Abb. 4-16: Durchflussänderungen des Flusses Barada und Änderungen der Ergiebigkeit der Quellen von Figh und Barada

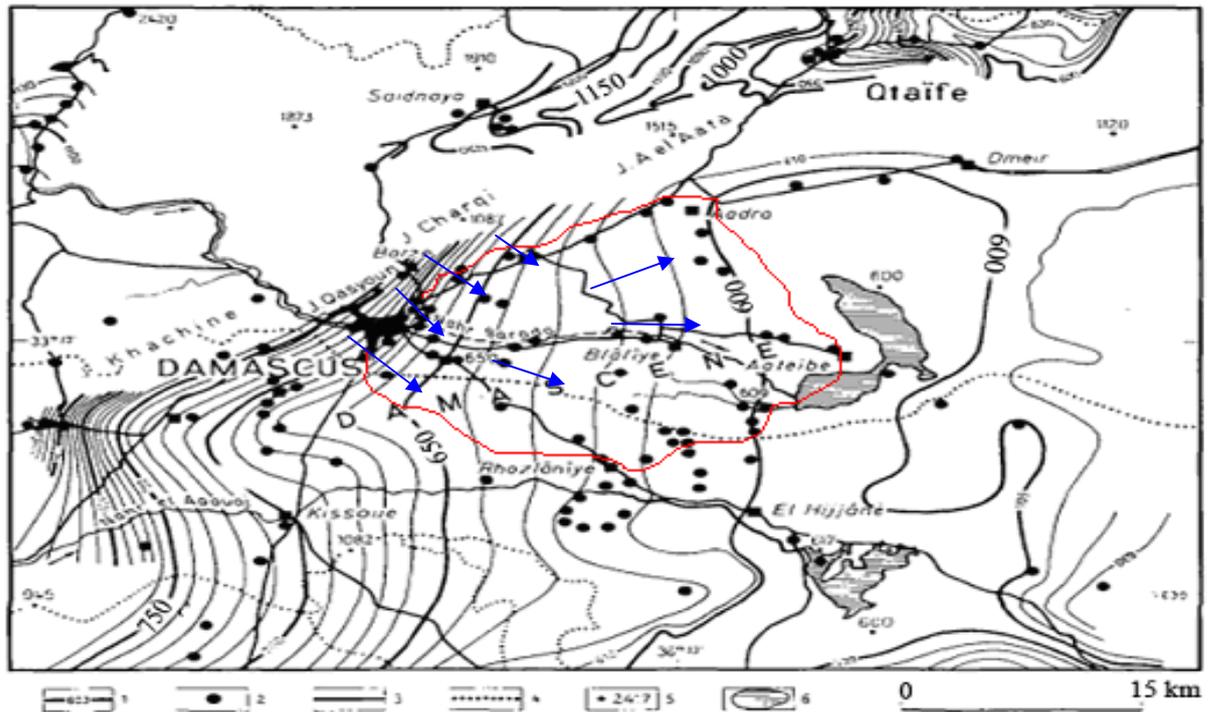


Abb. 4-17: Grundwasserhöhenplan im Damaskus-Becken (geändert nach Wolfart, 1962)
 1. Grundwasserhöhenlinien (Meter über dem Meer) – 2. Messungspunkt – 3. Straße – 4. Wasserscheide – 5. Höhe (Meter über dem Meer) – 6. See, —> Grundwasserfließrichtung, Ghouta

Die Neigung des Grundwasserspiegels ist im westlichen Teil von Ghouta und Damaskus, entsprechend der Geländeneigung steiler im Vergleich zum östlichen Teil. Die Verschmutzung des oberen Teils des Flusses Barada und des Grundwassers in Damaskus beeinflusst deshalb in der Folge die Qualität des Grundwassers in Ghouta (besonders im Südosten Damaskus). Der Grundwasserhöhenplan im Jahr 1997 zeigt die Absenkung des Grundwasserspiegels im gesamten Untersuchungsgebiet im Vergleich zu 1962 (Abbildung 4-18). Abbildung 4-19 illustriert den Anstieg des Grundwasserspiegels im Jahr 2004 in dem gesamten Untersuchungsgebiet. Gründe dafür sind der Einsatz des behandelten Abwassers der Kläranlage Adraa zur Bewässerung und die Niederschlagszunahme im Jahr 2003 (wie bereits erwähnt). Der Flurabstand des Grundwassers in Alrihan sank von 25 m im Jahr 2000 auf 5 m im Jahr 2006 (siehe Abb. A-1 und A-2 in Anhang). In Zebdin betrug die Absenkung 9 m im gleichen Zeitraum. Demgegenüber wurde eine Zunahme des Grundwasserflurabstands in Südwesten Ghouta sowie in Harasta festgestellt.

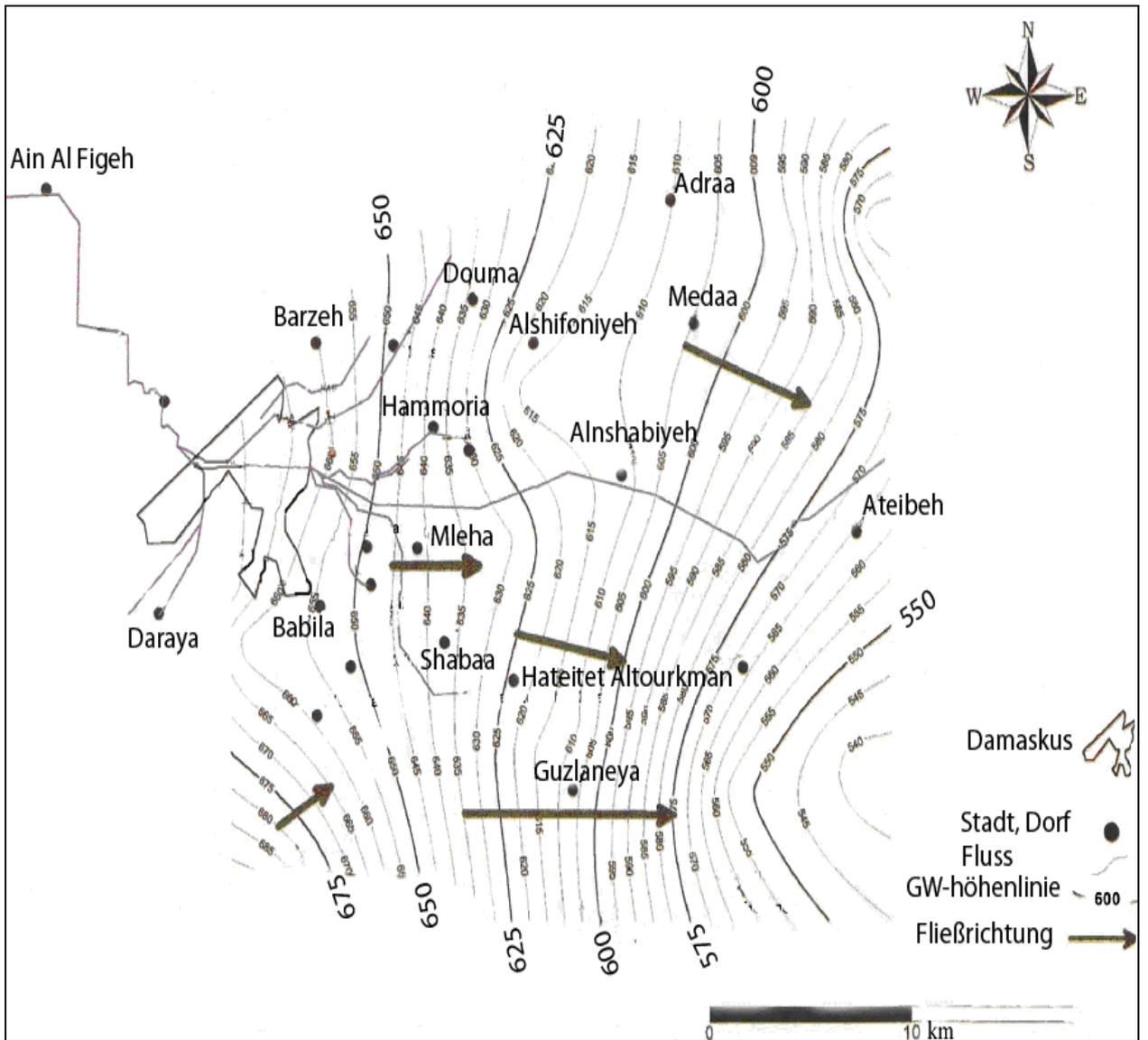


Abb. 4-18: Grundwasserhöhenplan in Ghouta im September 1997 (geändert nach Alammareen, 2001)

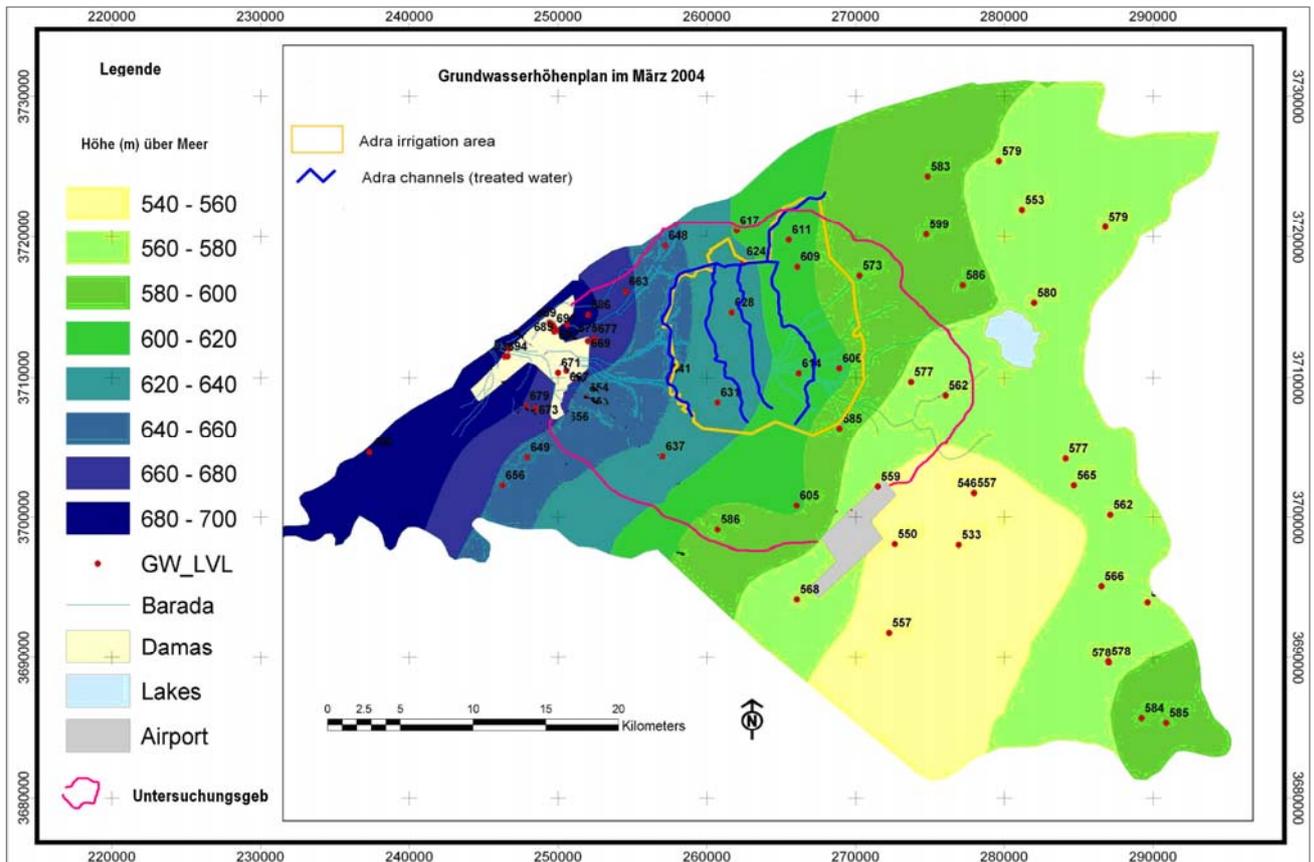


Abb. 4-19: Grundwasserhöhenplan in Ghouta im März 2004 (geändert nach ACSAD, 2007 und IWW, 2007)

4.8.2 Vulnerabilität des Grundwassers und Wasserschutzgebiete

Die Empfindlichkeit der Grundwasserleiter gegenüber Schadstoffen (z.B. Nitrat) hängt von verschiedenen Faktoren ab. Zu diesen Faktoren gehören Grundwasserflurabstände, Bodeneigenschaften, Grundwasserleitertypen und seine hydraulische Durchlässigkeit. Die erste Karte, die die Vulnerabilität der Grundwasserleiter in Ghouta beschreibt, wurde von Hobler et al. (2002) entworfen (siehe Abb. S8 im Anhang). Diese Karte bezieht sich auf die ungesättigte Zone im Jahr 2000 (Dicke und Durchlässigkeit) trotz der unzureichenden Daten in manchen Orten wie z.B. östlicher Teil. Der Grundwasserflurabstand im Jahr 2006 ist fast im gesamten Untersuchungsgebiet angestiegen (siehe Abb. A-1 und A-2 in Anhang) d.h. die Gefahr der Grundwasserverschmutzung wurde überall größer. Die Ergiebigkeit des Brunnens und Grundwasserleiters kann mit Hilfe der spezifischen Kapazität des Brunnens (unter Annahme einer linearen Korrelation zwischen dem Brunnendurchsatz und der Grundwasserabsenkung in dem Brunnen) geschätzt werden (Darko und Krásný, 2007; Raghunath, 1982). Die spezifische Kapazität hängt vom Speicherkoeffizienten des Grundwasserleiters, der Pumprate, Pumpzeit, Reichweite der Grundwasserabsenkung und des

Filterrohrs ab. Die Abbildung 4-20 zeigt mittlere spezifische Brunnenkapazitäten in Ghouta im Jahr 2006. Aus dieser Abbildung ist ersichtlich, dass die größten spezifischen Kapazitäten zwischen Harasta Alkantra und Kasmiyeh, entlang des Flusses Barada, sind. Die geringsten spezifischen Kapazitäten befinden sich im Nord- und Südwesten von Ghouta. Die spezifische Brunnenkapazität zwischen 0,43 und 4,3 m²/d wird nach Chin (2006) als sehr niedrig, zwischen 4,3 und 43,2 m²/d als niedrig, zwischen 43,2 und 432 m²/d als mäßig eingestuft. Nach Angaben der Tabelle A-4 (siehe Anhang) haben 5,6% der Brunnen in Ghouta eine sehr niedrige Ergiebigkeit, 63,6% eine niedrige Ergiebigkeit, 30,6% eine mäßige Ergiebigkeit. Die Tiefe der Brunnen und ihre spezifische Kapazitäten im Jahr 2006 wurden in Abbildung 4-21 dargestellt. Die tiefen Grundwasserleiter (170 - 312 m) in Südwesten (Sitt Zeinab und Alhjr Alaswad) und die flacheren Grundwasserleiter (70 - 100 m) in Nordwesten (Harasta, Zamlaka, Erbeen, Sakba, Hammoria), Alrihan und in Otaya weisen niedrige spezifische Kapazitäten auf. Andererseits weisen die tiefen Grundwasserleiter (175 – 300 m) in Kasmiyeh, Alnshabiyeh, Hazrma und Mrj Alsultan und die flacheren Grundwasserleiter in Alnshabiyeh, Hazrma, Harasta Alkantra, und Hosh Alsalhiyeh gute spezifische Kapazitäten auf.

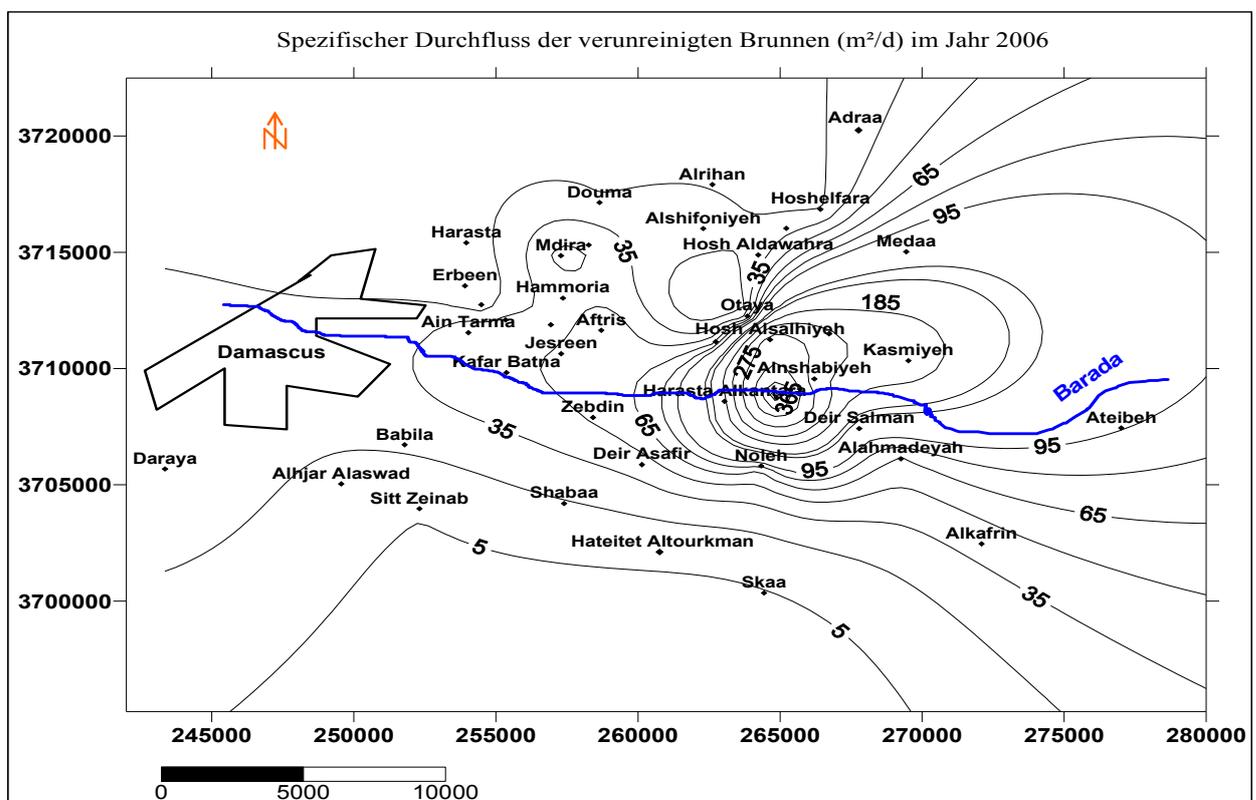


Abb. 4-20: Mittlere spezifische Brunnenkapazitäten im Jahr 2006 (Bezugsdaten aus Tabelle A-4)

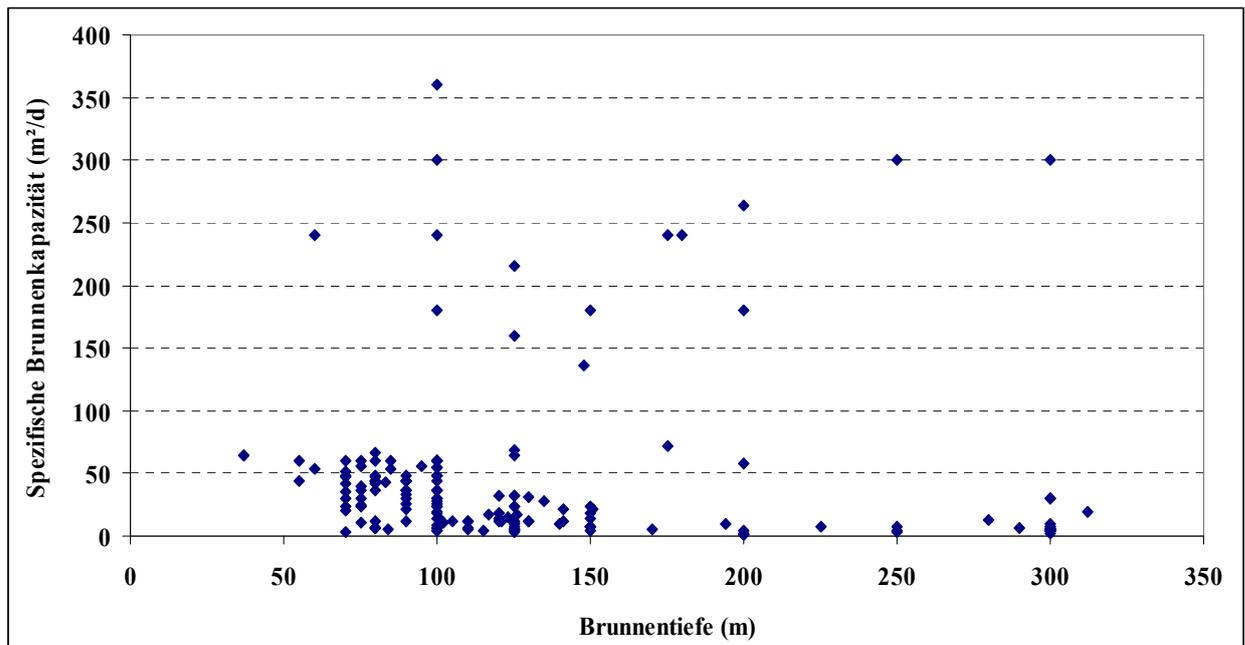


Abb. 4-21: Brunntiefe und spezifische Brunnenkapazitäten im Jahr 2006 in Ghouta

In Syrien wurde die Schutzzone I (Fassungsbereich) nach dem Gesetz Nr. 31 (2005) auf mindestens sechs Meter festgelegt. In dieser Zone sind alle Handlungen ausschließlich der der Trinkwassergewinnung dienende Tätigkeiten, verboten. Die Zonengrenze wird durch das zuständige Ministerium bestimmt. Dafür muss ein Beschluss vom Minister gefasst werden.

4.8.3 Qualität des Grundwassers in Ghouta

4.8.3.1 Nitrate und Härte

Ausreichende reguläre Analysen der Brunnenwässer fehlen generell in Ghouta. Zudem gehören die gemessenen Daten für die langjährigen Analysen nicht zu gleichen Brunnen. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass es einen Unterschied zwischen den Analyseergebnissen der Behörde für Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Damaskus (DAWSSA) und den Analyseergebnissen der Behörde für Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Großraum Damaskus gibt. Die gemessenen Werte durch die Labore des DAWSSA sind generell geringer. Zahlreichen Analysen der Brunnenwasser in Großraum Damaskus einschließlich Ghouta wurden im Jahr 2006 durchgeführt, um genaue Angaben über die Verunreinigung des Grundwassers durch Nitrat und Härte geben zu können. Die maximalen zulässigen Grenzwerte für Nitrat und Gesamthärte (GH) im Trinkwasser nach syrischen Richtlinien sind 50 mg/L bzw. 700 mg CaCO₃/L (Tabelle 4-3).

Tab. 4-3: Zulässige Grenzwerte der Hauptparameter in Trinkwasser nach syrischen und deutschen Richtlinien

Parameter	Einheit	Syrien	Deutschland (TrinkwV, 2001)
Chlorid	mg/L	250	250
Sulfat	mg/L	250	240
Nitrat	mg/L	50	50
Nitrit	mg/L	0,2	0,5 ¹
Fluorid	mg/L	1,5	1,5
Phosphat (PO₄³⁻)	mg/L	0,5	6,7
Ammonium	mg/L	0,5	0,5
Eisen	mg/L	0,3	0,2
Natrium	mg/L	200	200
pH		6,5 – 9	6,5 – 9,5
TDS	mg/L	1000	-
Leitfähigkeit (20 C°)	µS/cm	1500	2500
Trübung	NTU	5 ²	1
Gesamthärte	mg CaCO ₃ /L	700	-

Landwirtschaftliche Aktivitäten und tierische Abfälle gelten aber als Hauptursachen für Nitratakkumulation im Grundwasser in Ghouta (Ibrahim, 2007). Die durchschnittliche Nitratkonzentration im Niederschlagswasser betrug 7 mg/L in der Niederschlagsmeßstation Damaskus zwischen dem Jahr 1989 und 1993 (Kattan, 2006). Andere Hauptquellen des Nitrats im Grundwasser sind die ungereinigten Abwässer sowie die Bewässerungswässer, die aus der Kläranlage Adraa stammen. Die Abbildung 4-22 erklärt die Nitratverteilung in Ghouta und Damaskus im Jahr 1986. In der Regel waren die Nitratgehalte fast in der ganzen Region unter dem Grenzwert. Die Nitratverteilung in dem flachen Grundwasserleiter (Tiefe < 110 m) im Jahr 1998 wurde in Abbildung 4-23 dargestellt (Kattan, 2006). Diese Abbildung demonstriert, dass die Nitratgehalte in ganz Ghouta mit Ausnahme des östlichen Teils den Grenzwert überschritten. Am größten waren sie im Süd- und Südwesten von Ghouta.

¹ Der Nitritgehalt muss weniger als 0,1 mg/l am Wasserwerksausgang sein.

² Die Trübung muss kleiner als 1 bei der Chlorierung sein.

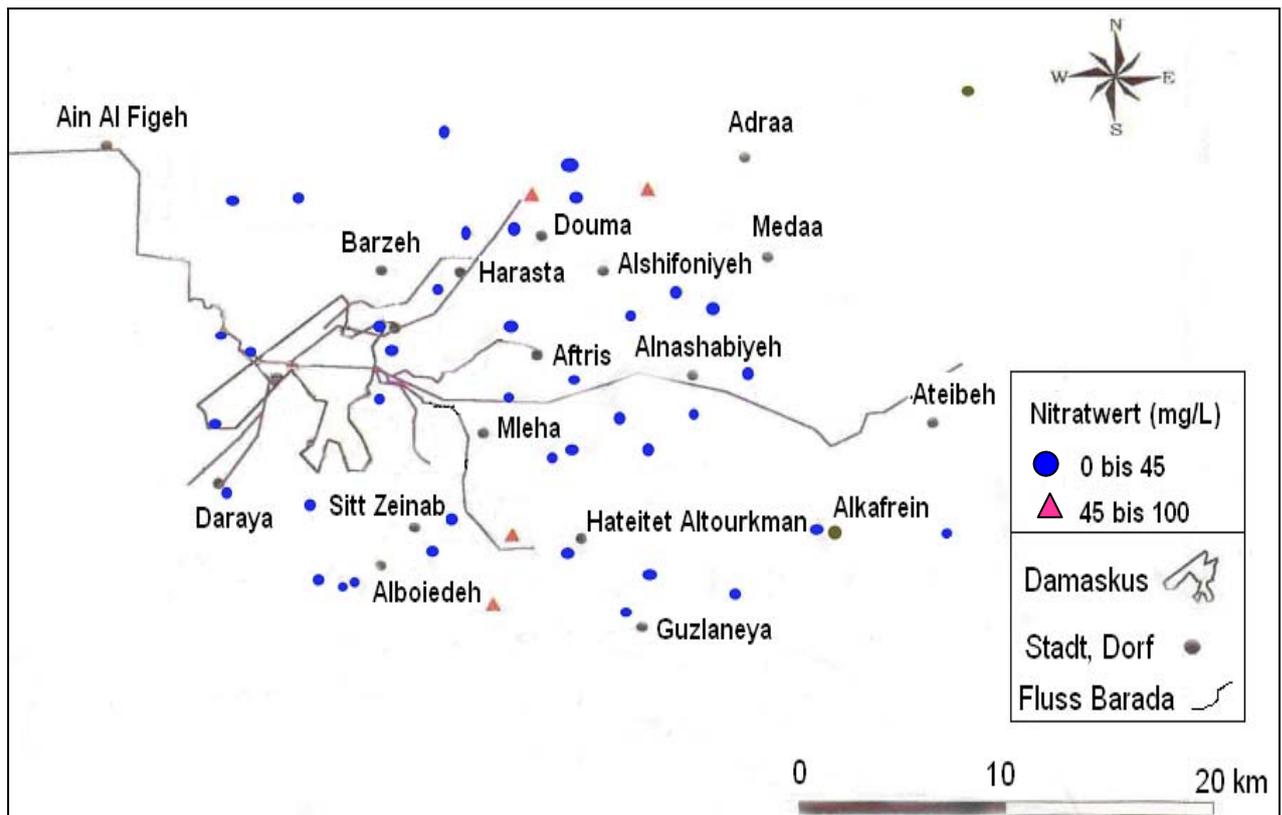


Abb. 4-22: Nitratwerte im Grundwasser der Region Ghouta im Jahr 1986 (geändert nach Alammareen, 2001)

Nach den Daten des Ministeriums für Wohnungsbau und Bauwirtschaft (MOHC, 2006) im Jahr 2006 haben die Brunnenwässer (276 Brunnen) in Ghouta eine zu hohe Nitrat- oder/und Härtekonzentration (Tabelle A-4 und A-5 in Anhang). Nach den Angaben der Tabelle A-4 wurde die Nitratwerte im Grundwasser der Region Ghouta in der Abbildung 4-24 dargestellt. Diese Abbildung veranschaulicht die deutliche Zunahme der Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet, besonders im Norden, wo die Hauptkanäle des gereinigten Abwassers der Kläranlage Adraa liegen. Generell liegen die mit Nitrat verunreinigten Grundwässer in tiefen von 37 bis 300 m.

Die verunreinigten flachen Grundwasserbrunnen (< 100 m) befinden sich in der Mitte Ghouta und im Norden. In der südöstlichen und südlichen Richtung nehmen die Tiefen der verunreinigten Brunnen zu. Die Brunnen, deren Tiefen weniger als 95 m sind, machen ca. 28% der verunreinigten Brunnen aus.

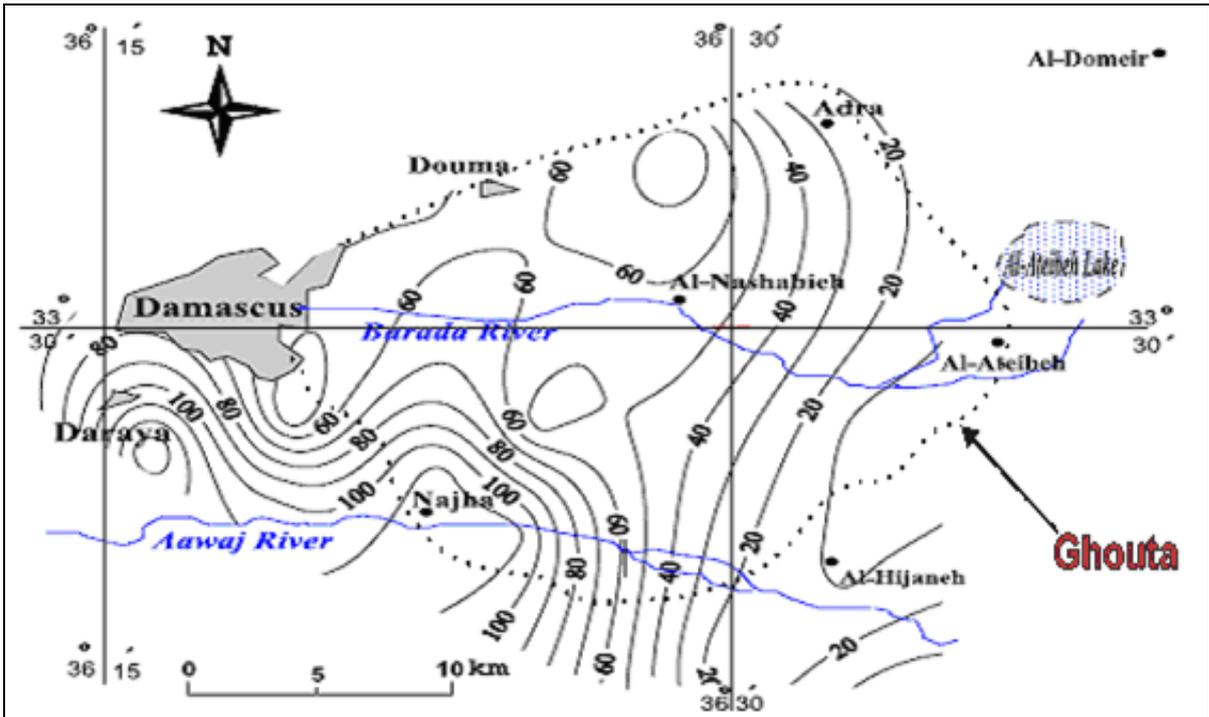


Abb. 4-23 : Nitratwerte im Grundwasser der Region Ghouta im Jahr 1998 (Kattan, 2006). Die Tiefen der untersuchten Brunnen liegen im Bereich von 20 m bis 110 m).

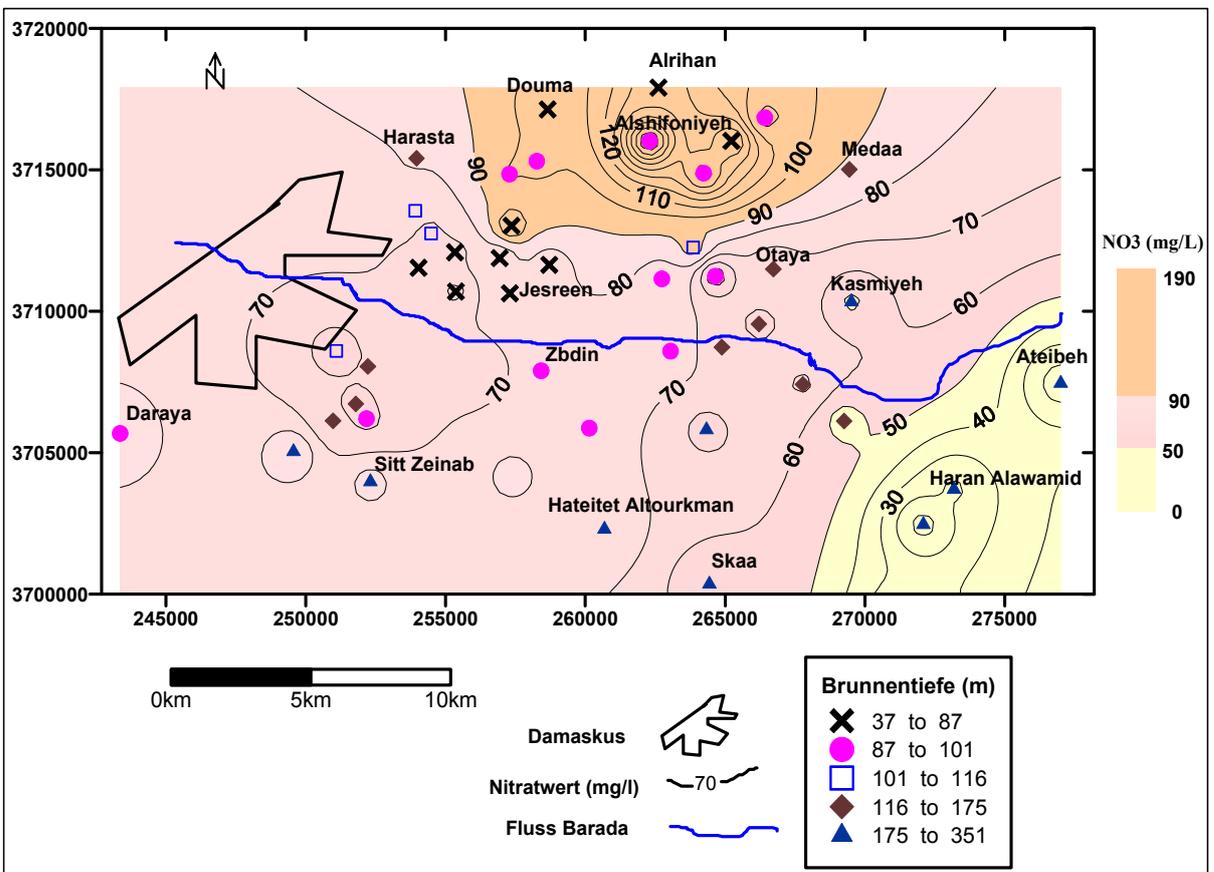


Abb. 4-24: Mittlere Nitratkonzentrationen und mittlere Brunnentiefen in in der Region Ghouta im Jahr 2006

Etwa 64,14% der verunreinigten Brunnen liegen im Westen Ghoutas (zwischen Harasta und Douma im Norden und Sitt Zeinab im Süden), wo intensive landwirtschaftliche Aktivitäten und große Einwohnerzahl vorliegen. Die Tabelle 4-4 zeigt den Prozentsatz der nitratbelasteten Brunnen in Abhängigkeit von der Tiefe in Ghouta im Jahr 2006. Die höchsten Nitratkonzentrationen treten in den flachen Grundwasserleitern auf. Etwa 38,6% und 33% der genannten Brunnen sind trotzdem im Tiefenbereich von 95 bis 125 m bzw. von 126 bis 312 m. Im zweiten Tiefenbereich sind die Nitratgehalte (50 – 35 mg/L) relativ niedriger als im ersten. Die Brunnenwässer, die Nitrat zwischen 50 und 100 mg/L enthalten, bilden 81% der gesamten verunreinigten Brunnen. Die Brunnenwässer, die Nitrat zwischen 50 und 128 mg/L enthalten, bilden 94,4% der gesamten verunreinigten Brunnen (Tabelle 4-5).

Tab. 4-4: Anzahl der nitratbelasteten Brunnen in Abhängigkeit von ihrer Tiefe

Brunnentiefe (m)	Brunnenanzahl (%)	Nitratkonzentration (mg/L)
37 - 60	4,2	59 - 98
70	5,7	54 - 162,5
75 - 80	10	50,4 - 151,5
83 - 90	7,3	53,6 - 113,3
95 - 100	16,7	50 - 221
101 - 110	5,2	51,4 - 130,8
115 - 125	16,7	52,8 - 101,8
126 - 150	11,5	50,7 - 120
151 - 200	6,3	50 - 119
225 - 312	15,2	51,2 - 135,5

Die Abbildung 4-25 zeigt den Zusammenhang zwischen der Nitrat- und Härtekonzentrationen und den Brunnentiefen im Jahr 2006 (Daten aus Tabelle A-5 des Anhangs). Aus dieser Abbildung geht hervor, dass es keine lineare Korrelation zwischen der Tiefe des Grundwasserleiters, der Nitratkonzentration und der Härte gibt. Trotz dieser Ergebnisse ist es deutlich, dass die höchsten Nitratgehalte generell in den flachen Grundwasserleitern (Tiefe ist 70 bis 100 m) vorliegen. Diese Grundwasserleiter befinden sich im Norden zwischen Douma, Hammoria, Otaja, Alshifoniyeh und Harasta.

Tab. 4-5: Anzahl der verunreinigten Brunnen in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Jahr 2006

Nitratkonzentration (mg/L)	Brunnenanzahl (%)
50 - 60	19,7
60 - 70	22
70 - 80	17,2
80 - 90	13,7
90 - 100	7,7
100 - 110	6,4
110 - 128	6,4
128 - 221	5,1
<hr/>	
50 - 80	58,9
50 - 90	73
50 - 100	81
50 - 110	87,6
50 - 128	94,4

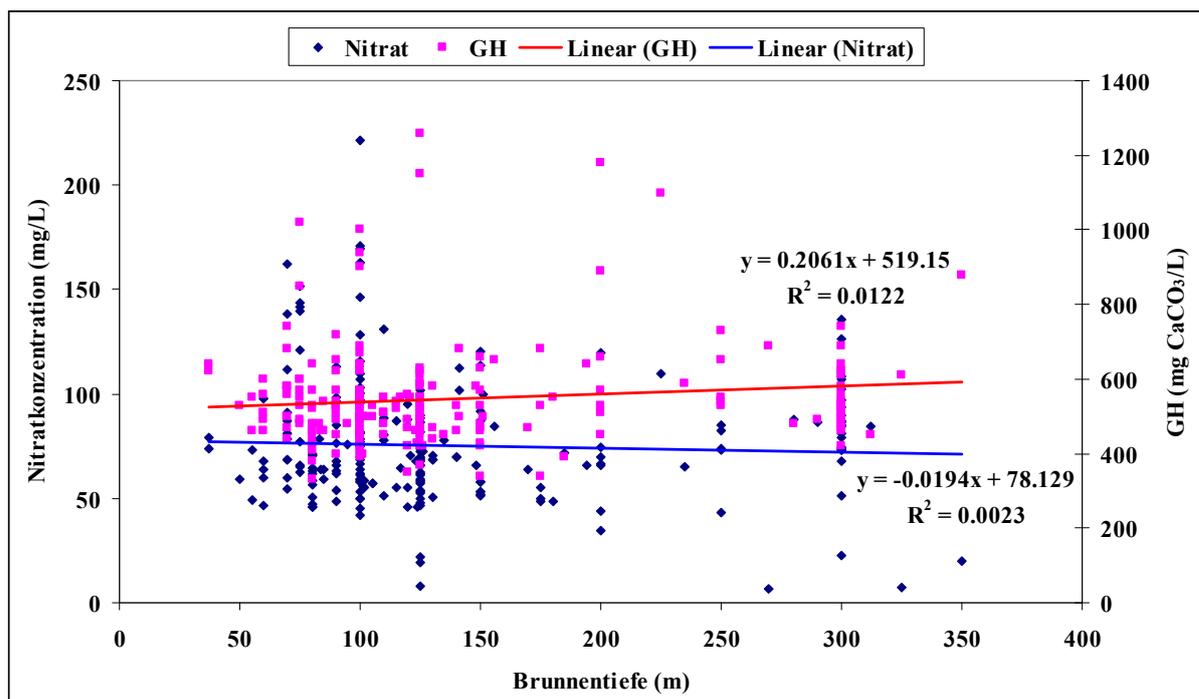


Abb. 4-25: Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von den Brunntiefen in Ghouta

Die tiefen Grundwasserleiter in Südwesten (Sitt Zeinab und Alhjr Alaswad) weisen auch hohe Nitratgehalte auf. Das kann auf die Verschmutzung dieser Grundwasserleiter außerhalb von Ghouta vor allem in Damaskus und Nord-Damaskus zurückgeführt werden. In dieser Region ragen die genannten Grundwasserleiter bis an die Bodenoberfläche. Die Abbildung 4-26 zeigt, dass die Tiefen der verunreinigten Brunnen in manchen Orten wie z.B. Otaya und Erbeen

kleiner als 150 m waren. Der Einfluss der Brunntentiefe auf den Nitratgehalt war auch nur in Otaba deutlich im Vergleich zu andere Orte (Alhjar Alaswad, Alnashabiya, Kafar Batna, Erbeen und Sitt Zeinab).

Andererseits zeigen die Analyseergebnisse des Grundwassers im Jahr 2006, dass die hohe Gesamthärte (GH) auch fast im ganzen Untersuchungsgebiet verbreitet ist (Abbildung 4-27). Die hohen Werte der Härte befinden sich im Allgemeinen im Nordosten und im Osten von Ghouta. Das Grundwasser in Hoshelfara, Hosh Aldawahra, Medaa und Ateibeh weist die höchste Konzentration der Gesamthärte auf. Die Tabelle A-4 und A-5 im Anhang enthalten keine Angaben über die andere Kontaminanten wie z.B. Chlorid und gesamte gelöste Feststoffe (TDS).

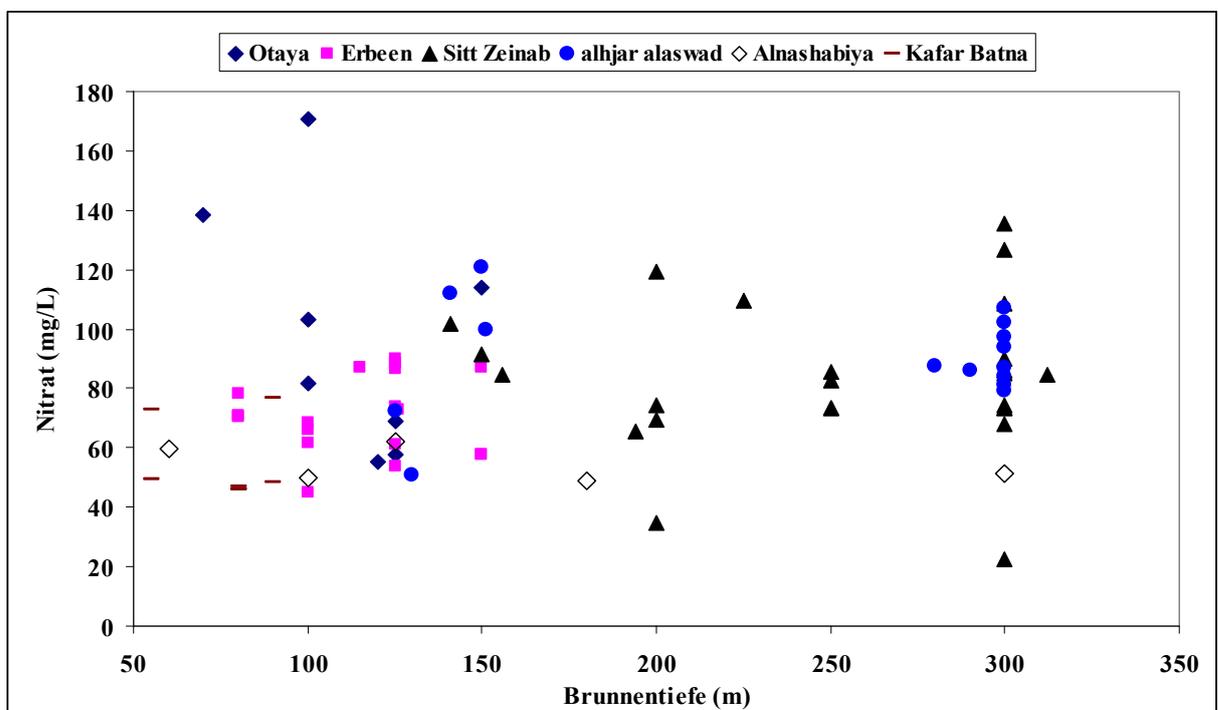


Abb. 4-26: Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von Brunntiefen an verschiedenen Orten in Ghouta

Die Abbildung 4-24 zeigt die Nitratkonzentration im Jahr 2006 und die Abbildung 4-28 zeigt die Nitratkonzentration zwei Jahren später. Wie erwartet hat Nitratkonzentration in diesem Zeitraum zugenommen, vor allem in Westen von Ghouta. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass die Unvereinbarkeit einiger Angaben zwischen beiden Abbildungen auf die unterschiedlichen Brunntiefen und Probenanzahl zurückgeführt werden kann.

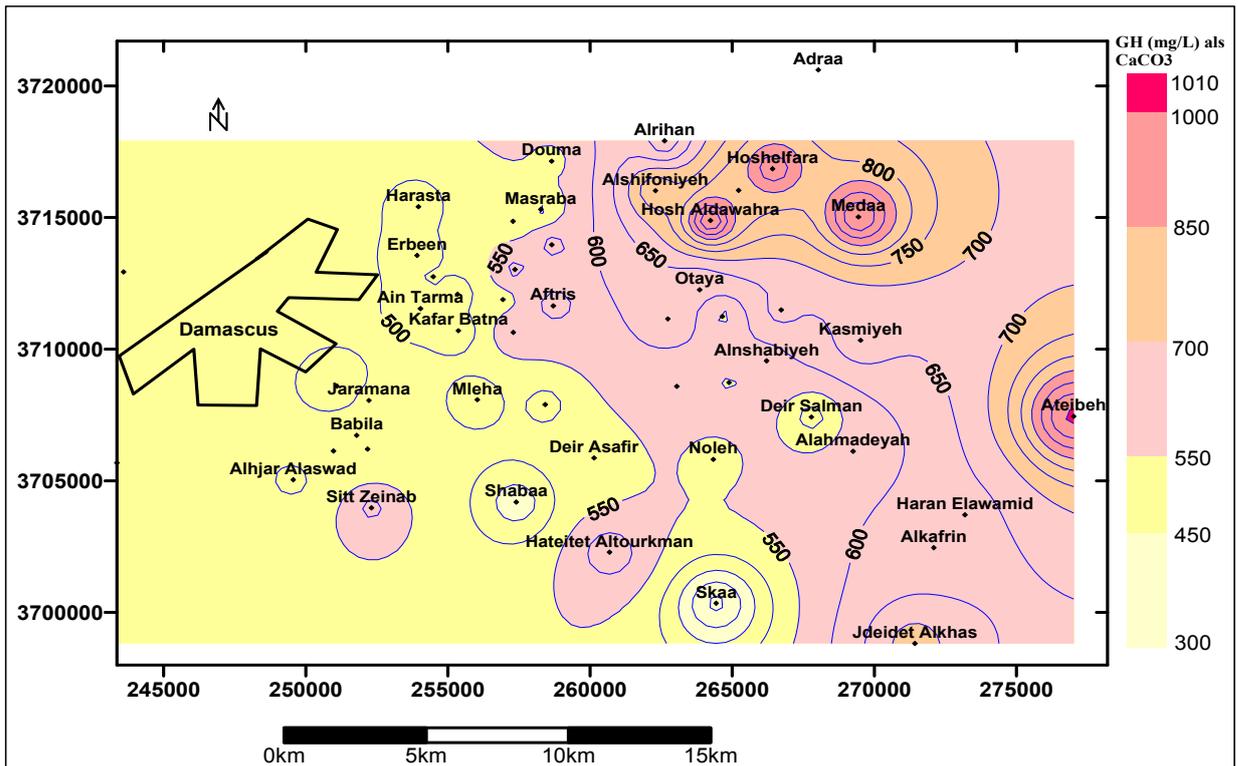


Abb. 4-27: Mittlere Härte des Grundwassers in Ghouta im Jahr 2006

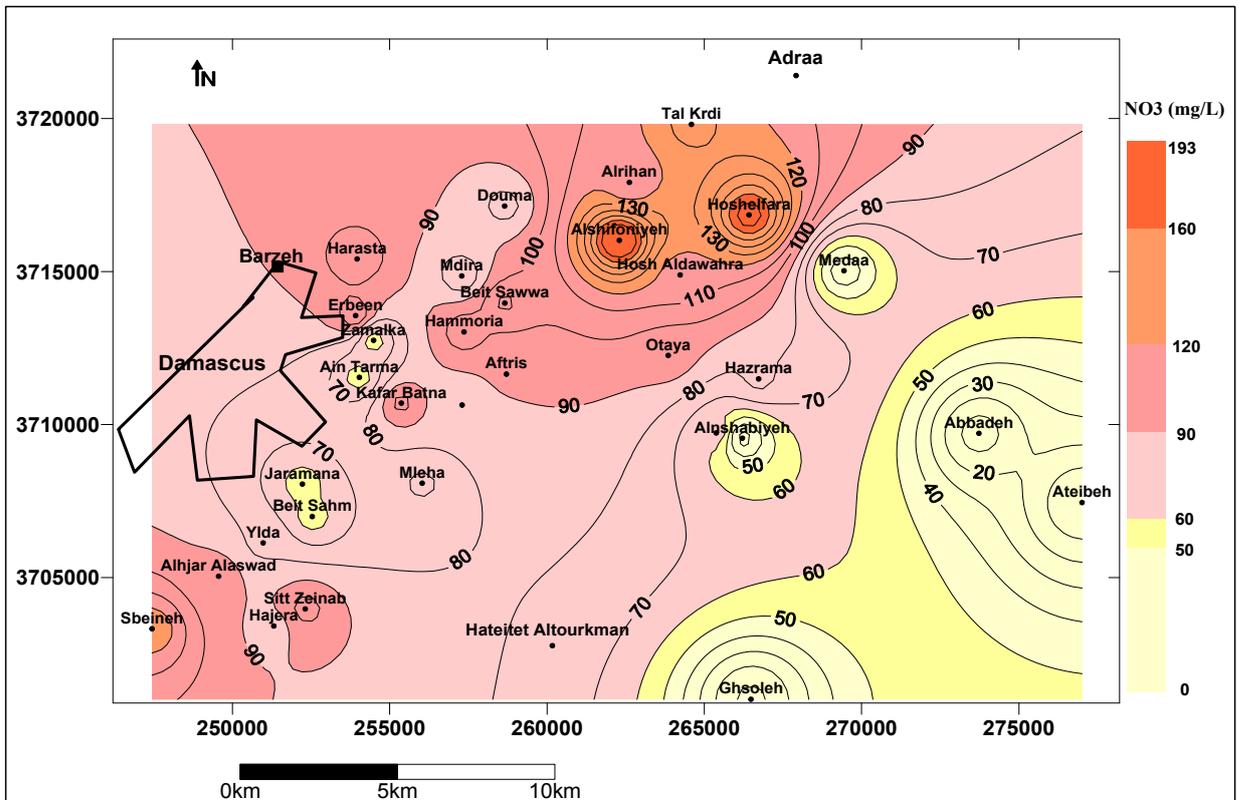


Abb. 4-28: Mittlere Nitratkonzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008 (Bezugsdaten aus Tabelle A-7)

4.8.3.2 Chlorid, Sulfat, Natrium und Salzgehalt

Mit Ausnahme der Stadt Ateibeh, deren Brunnenwässer einen hohen Salzgehalt enthalten, lag die Natriumkonzentration in Ghouta unter dem zulässigen Wert (Tabelle A-7 in Anhang). Andererseits zeigen die Abbildungen 4-29 und 4-30, dass die Konzentration des Chlorid-Ions und der gelösten Feststoffe (TDS) in Ateibeh, Hoshelfara, Tal Kurdi und Sbeineh die zulässigen Werte überschritten haben. Grundwässer in Ateibeh und Tal Kurdi weisen auch hohe Sulfatgehalte auf. Der Großteil der hohen gelösten Feststoffe im Grundwasser des Ghouta-Ostteils wie Ateibeh und Medaa ist auf natürliche Quellen (der Boden gehört zu den Gips- und Salzboden) zurückzuführen. Der hohe TDS-Gehalt in Hoshelfara und Tal Kurdi ist dagegen Folge von anthropogenen Aktivitäten.

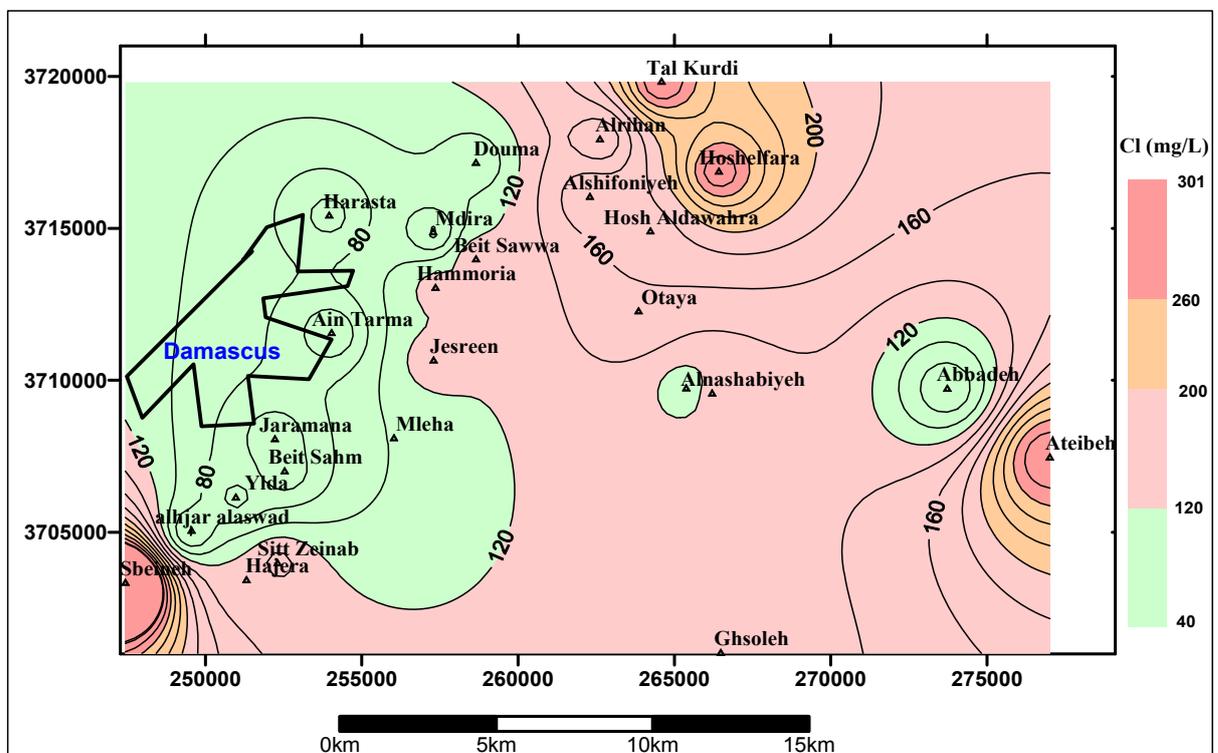


Abb. 4-29: Chloridkonzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008

Der Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und anderen wichtigen Ionenkonzentrationen im Jahr 2008 wurde in Abbildung 4-31 dargestellt. Diese Abbildung weist eine signifikante Korrelation zwischen TDS- und Chloridkonzentration sowie Nitrat auf. Der Grund dieser Korrelation zwischen Chlorid- und Nitratkonzentration ist, dass die anthropogenen Hauptquellen der beiden Ionen fast ähnlich sind. Die eventuellen Hauptquellen des Chlorids im Grundwasser sind Abläufe der Kläranlagen, tierische Abfälle, industrielle

Abwässer (Mashburn und Sughru, 2003). Hingegen wurde keine signifikanten Korrelationen zwischen Nitrat, Natrium und Sulfat festgestellt.

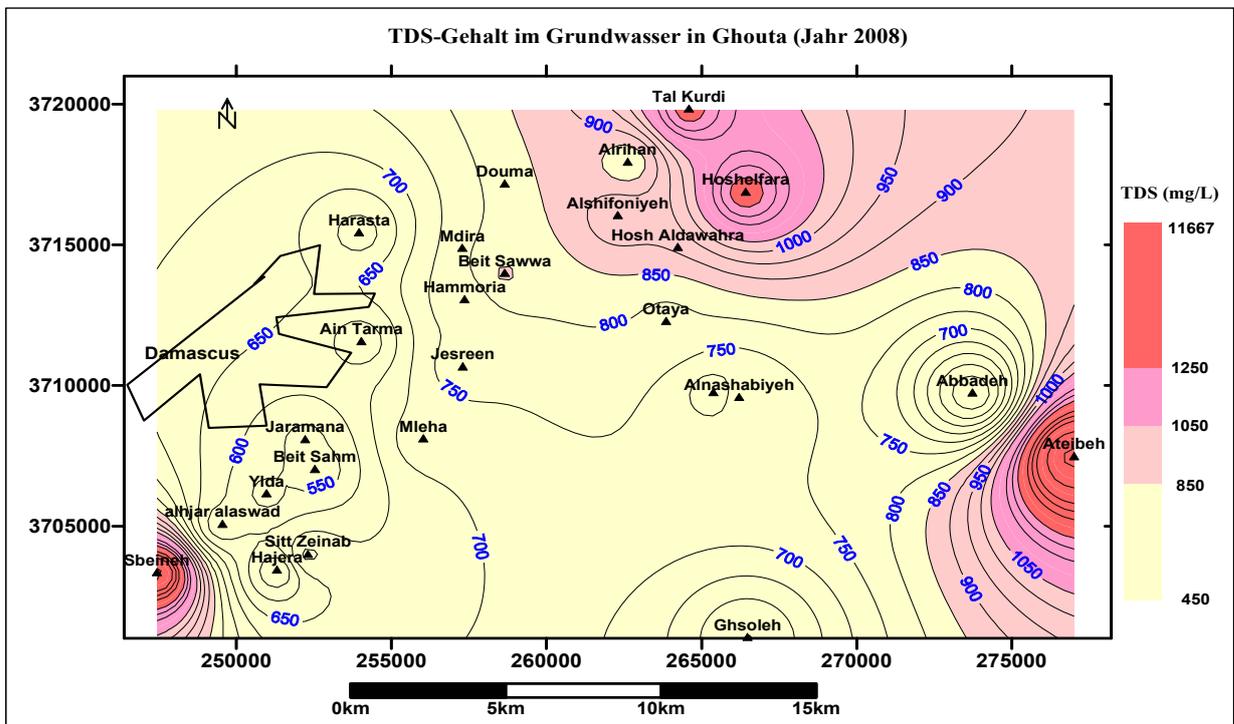


Abb. 4-30: Mittlere TDS-Konzentration im Grundwasser in der Region Ghouta im Jahr 2008

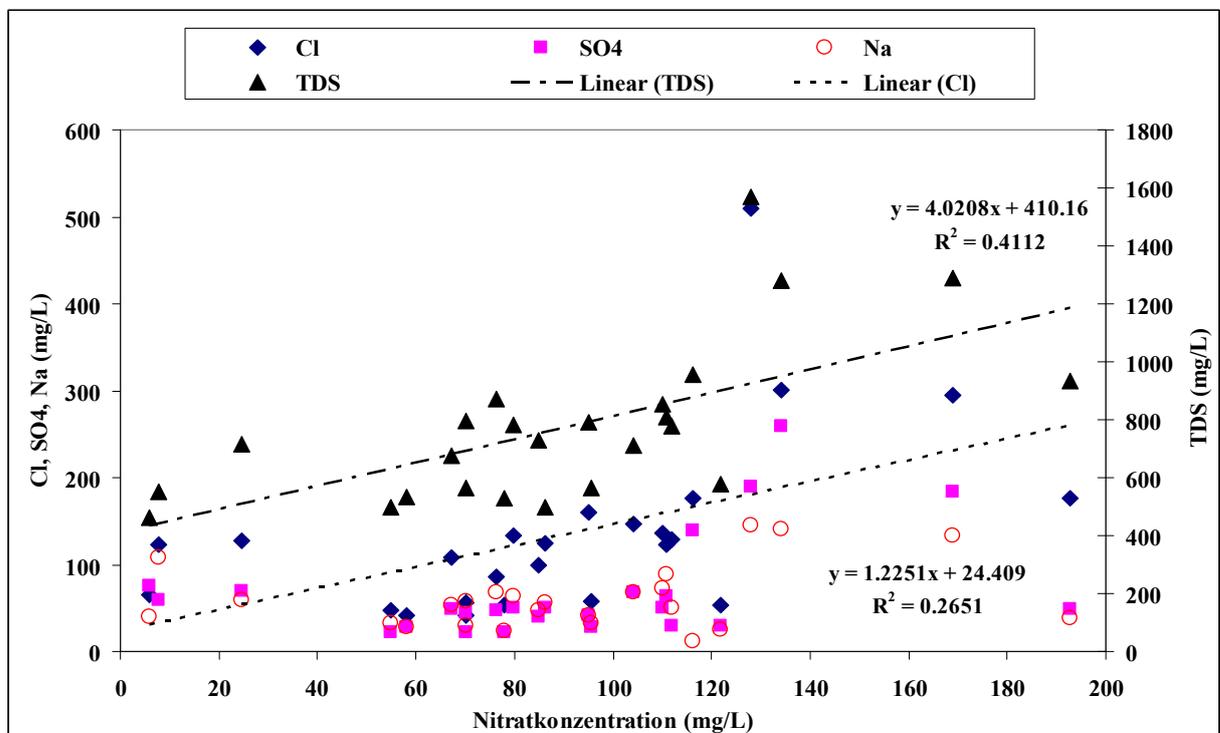


Abb. 4-31: Chlorid, Natrium, Sulfat und gesamte gelöste Stoffe in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Jahr 2008 in Ghouta (ausgenommen Medaa und Ateibeh)

4.8.3.3 Grundwassertyp

Zur Beschreibung der Grundwassertypen in Ghouta wurde das Gebiet in vier Zonen eingeteilt. Abbildung 4-32 und Tabelle 4-6 illustrieren die Lage der räumlichen Zonen I, II, III und IV und die entsprechende Grundwasserbeschaffenheit im Jahr 2008. In den Zonen I, II, III und IV verbreitete Grundwassertypen sind: Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat; Magnesium-Calcium-Hydrogencarbonat-Chlorid; Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Chlorid; Natrium-Calcium-Magnesium-Sulfat-Hydrogencarbonat. Der Grundwassertyp im gesamten Untersuchungsgebiet ist Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Chlorid.

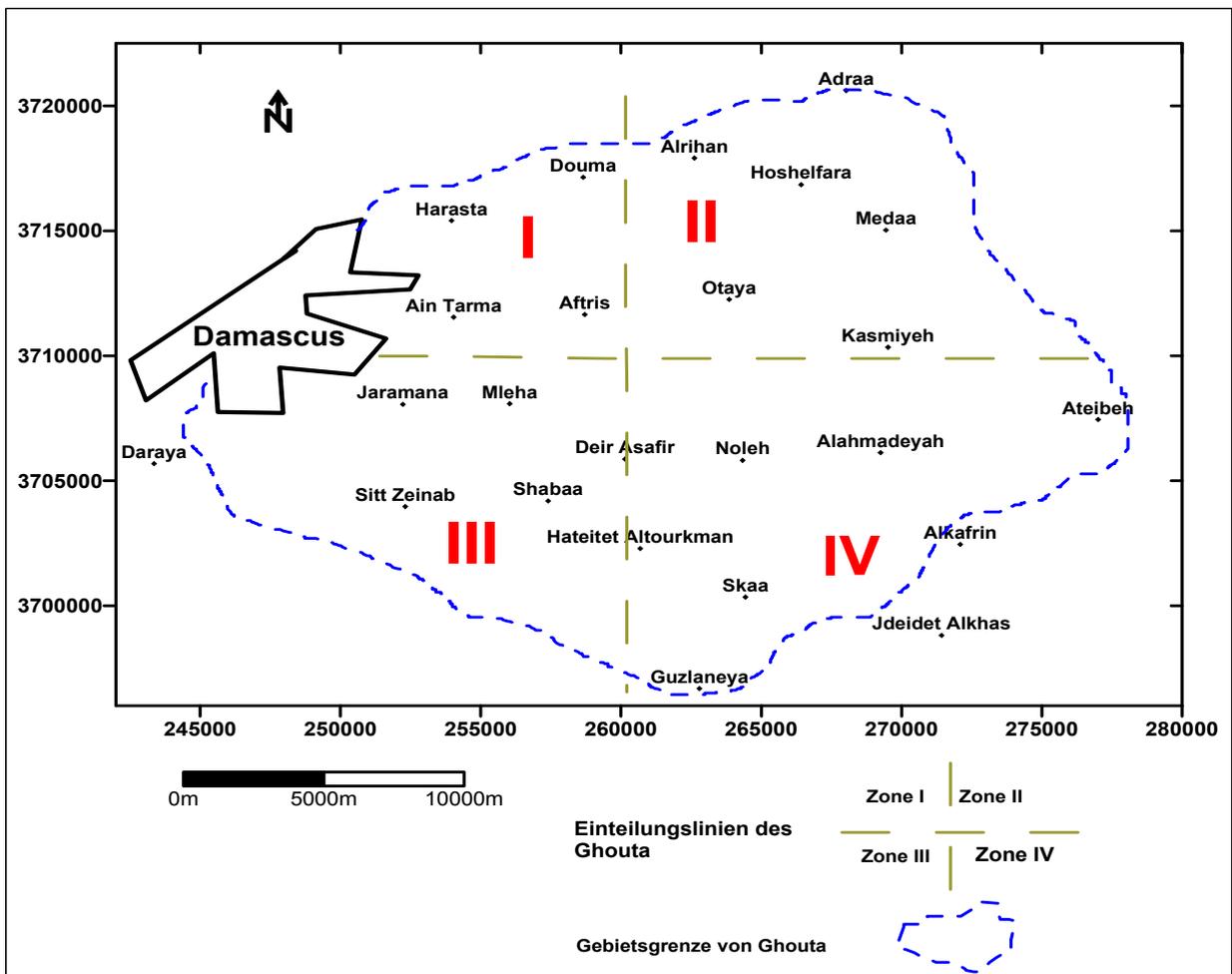


Abb. 4-32: Einteilung des Gebietes Ghouta in vier Zonen (I, II, III, IV)

Die mittleren Nitrat- und Chloridkonzentrationen sind am größten in der Zone II. Der durchschnittliche Nitratgehalt im Grundwasser der Zonen I, II, III und IV betrug 89,3; 106; 84,3 bzw. 20,5 mg/L. Die schlechteste Grundwasserqualität liegt nach den Angaben der Tabelle 4-6 in der Zone II vor.

Tab. 4-6: Grundwasserbeschaffenheit im Jahr 2008 in den Zonen I, II, III und IV

Parameter	Einheit	Zone I		Zone II		Zone III		Zone IV	
		MW	(%)	MW	(%)	MW	(%)	MW	(%)
Ca ²⁺	meq/L	6,46	56,6	6,58	40,3	7,42	56	5,67	33,9
Mg ²⁺	meq/L	3,86	33,7	7,09	43,4	3,36	25,4	4,82	28,8
Na ⁺	meq/L	1,10	9,6	2,65	16,3	2,47	18,6	6,22	37,2
		$\Sigma= 11,4$		$\Sigma= 16,3$		$\Sigma=13,25$		$\Sigma= 16,7$	
HCO ₃ ⁻	meq/L	8,16	65,2	7,72	46,1	7,17	53,1	5,55	31,9
SO ₄ ²⁻	meq/L	0,81	6,5	2,30	13,7	1,20	8,9	7,29	42
Cl ⁻	meq/L	2,11	16,8	5,02	29,9	3,77	27,9	4,20	24,2
NO ₃ ⁻	meq/L	1,44	11,5	1,71	10,2	1,36	10,1	0,33	1,9
		$\Sigma= 12,52$		$\Sigma= 16,75$		$\Sigma= 13,51$		$\Sigma= 17,36$	
Trübung	NTU	0,76		0,89		4,05		1,35	
Leitfähigkeit	µs/cm	1165,6		1497,75		1042,1		1396,25	
pH		7,25		7,30		7,19		7,28	
TDS	mg/L	400		784,5		731,19		838	
GH	mg/L als CaCO ₃	517		703,1		543,56		524,50	

Die deutliche Änderung von Grundwasserbeschaffenheiten erklärt die Auswirkung der anthropogenen Aktivitäten auf die Grundwasserqualität. Abbildung 4-33 beschreibt den allgemeinen Rückgang der Grundwasserqualität in der Zone II zwischen den Jahren 1999 und 2008. Der mittlere Nitratgehalt im Grundwasser hat sich zwischen 1999 und 2002 gemäß dieser Abbildung fast nicht geändert. Er hat demgegenüber zwischen 2002 und 2008 um das circa 5,7-fache zugenommen. Es ist auch ersichtlich, dass die Konzentration der anderen Ionen generell zugenommen hat. Das kann auf die anthropogenen Aktivitäten (Düngung und Bewässerung mit Abwasser besonders im Westen der Zone II) und die merkliche Steigerung des Grundwasserspiegels in dieser Zone zurückgeführt werden. Der lineare Zusammenhang zwischen den gelösten Feststoffen und der Zeit ist hoch signifikant bei einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,79$ und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $P < 0,01$. Nach dieser Korrelation beträgt die jährliche Zunahme ca. 60 mg/L. Die Berechnung des linearen Trends von Chlorid ergab eine Steigerung von ca. 15,4 mg/L pro Jahr.

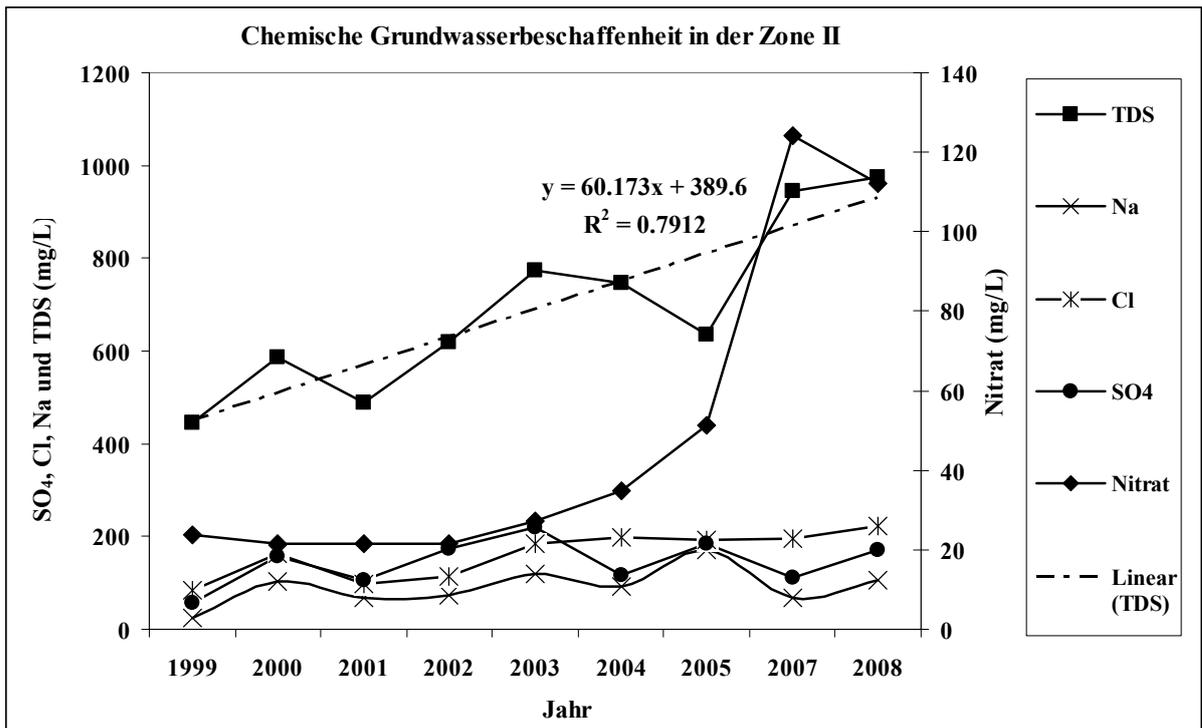


Abb. 4-33: Entwicklung der mittleren chemischen Grundwasserqualität in der Zone II zwischen 1999 und 2008 (Bezugsdaten aus Tabellen A-8...A-16 in Anhang)

Die Auswirkungen der Düngung und der Bewässerung mit Abwasser zwischen 1999 und 2005 auf die Grundwasserqualität in der Zone IV war relativ geringer als in der Zone II (Abbildung 4-34).

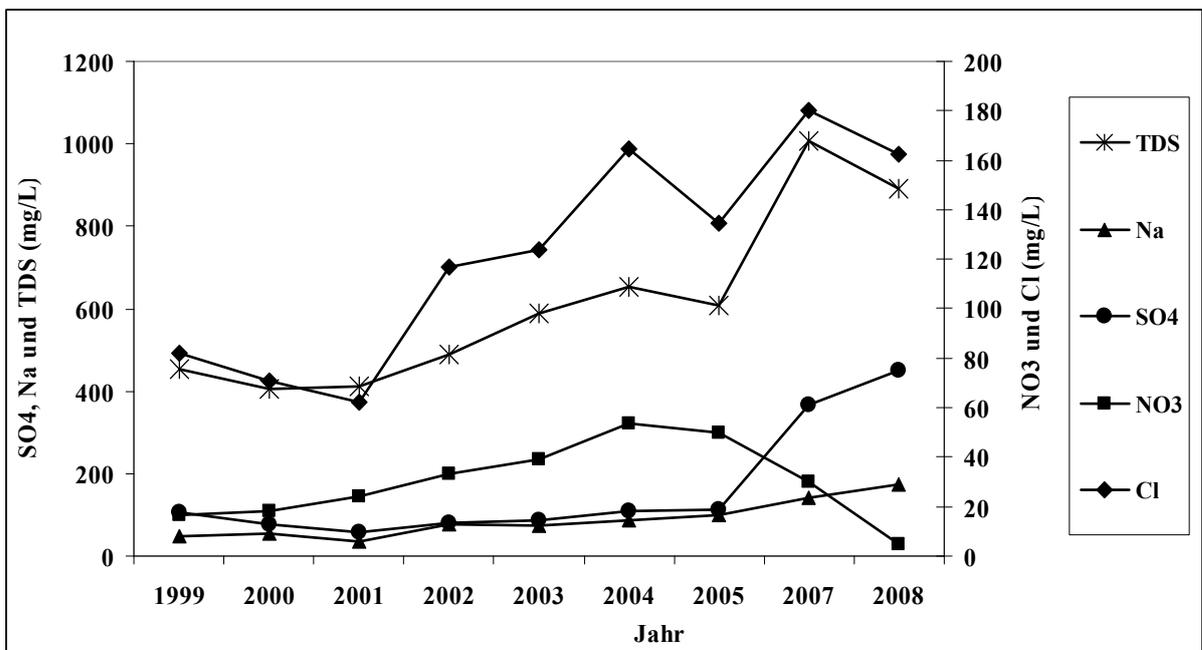


Abb. 4-34: Mittlere chemische Grundwasserqualität in der Zone IV zwischen 1999 und 2008 (Bezugsdaten aus den Tabellen A-8...A-16)

Der mittlere Nitratgehalt betrug 16 mg/L im Jahr 1999 und 49 mg/L im Jahr 2005. Die in Abbildung 4-34 dargestellte große Änderung der mittleren Ionenkonzentration in den Jahren 2007 und 2008 kann auf die in der Stadt Ateibeh genommen Probenwerte zurückgeführt werden, dessen Grundwasser niedrige Nitratkonzentration und hohe Gehalte an anderen Ionen wie z.B. Sulfat und Chlorid enthält. Abbildung 4-35 zeigt einen deutlichen Anstieg der Nitratgehalte im östlichen Teil von Ghouta (Zone II + IV) zwischen den Jahren 1999 und 2008. Die Grundwasserfließrichtung in Ghouta spielt eine Rolle hinsichtlich der Verunreinigung des Grundwassers in den östlichen Gebietsteilen (wie z.B. Deir Salman und Kasmiyeh), in dem wenige landwirtschaftliche Aktivitäten erfolgen.

Die lineare Korrelation zwischen der Konzentration von Nitrat, gesamten gelösten Feststoffen und der Zeit in dem gesamten Ostteil von Ghouta (Zonen I und II) ist hoch signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $P < 0,01$. Die berechnete jährliche Steigerungsraten von Nitrat und TDS betragen 5,75 mg/L bzw. 75,76 mg/L. Die erwartete Nitratkonzentration wird entsprechend dieser Trendberechnungen und auf Grund der in diesem Kapitel diskutierten unzureichenden Schutzmaßnahmen in Ghouta ca. 89 mg/L im Jahr 2013 betragen. Die Angaben der Abbildung 4-35 zeigen auch die Überschreitung des durchschnittlichen TDS-Gehaltes gegenüber dem zulässigen Grenzwert (1000 mg/L).

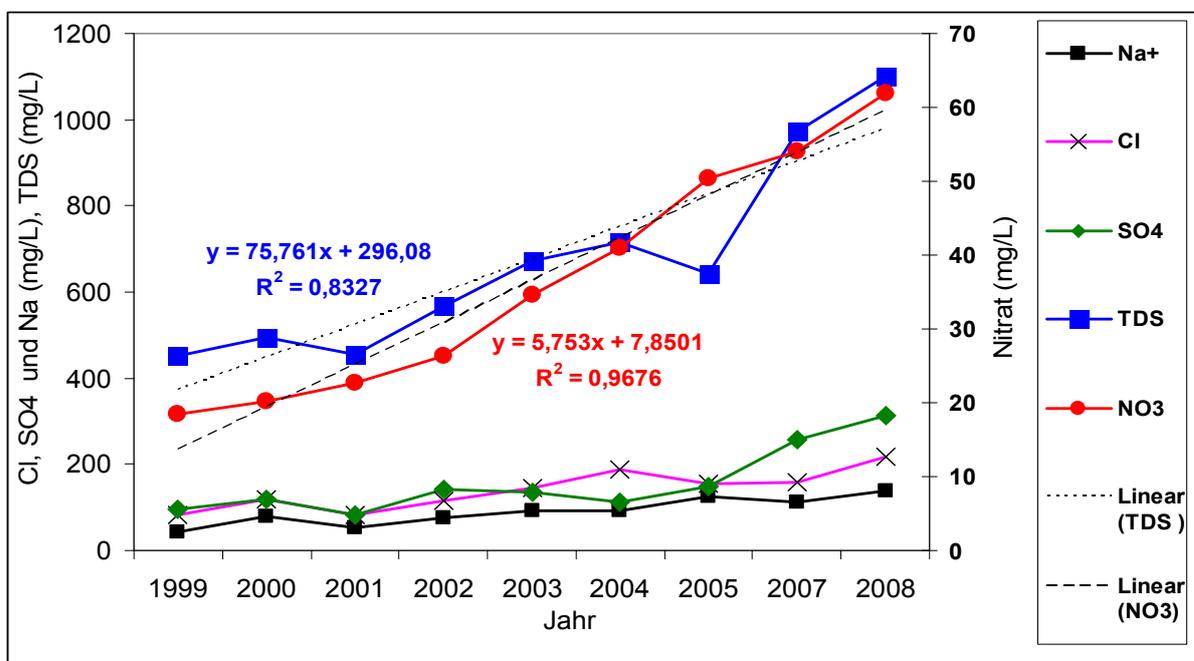


Abb. 4-35: Mittlere chemische Grundwasserqualität im Ostteil von Ghouta (Zonen II und IV) zwischen 1999 und 2008

Das zeigen vor allem die Analyseergebnisse des Grundwassers in Ateibeh, Medaa, Hoshelfara zurückzuführen.

Der allmähliche Anstieg des Verunreinigungsgrads des Grundwassers mit Nitrat in der Stadt Sitt Zeinab, die zur Zone III gehört, wird in Abbildung 4-36 deutlich. Die Konzentrationen von Sulfat, Chlorid und Natrium haben auch hier zwischen 2001 und 2007 zugenommen. Diese Stadt befindet sich in der intensiven landwirtschaftlichen Region, auch sie besitzt keine Kläranlage.

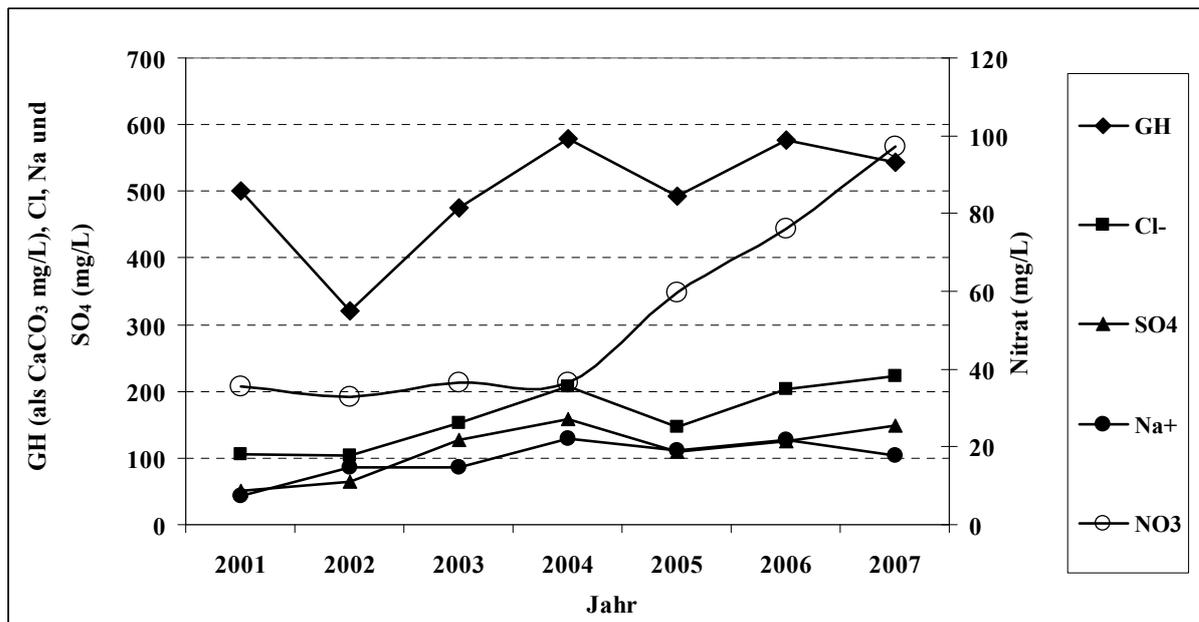


Abb. 4-36: Mittlere chemische Grundwasserqualität der zur Zone III gehörenden Stadt Sitt Zeinab zwischen 2001 und 2007 (Bezugsdaten aus Tabelle A-17)

4.9 Vorschläge zur Vermeidung weiterer Verschmutzung der Grundwasserressourcen

Da die geltenden Gesetze in Ghouta generell in letzten zwei Dekaden nicht eingehalten wurden, konnte die Zunahme der Nitratkonzentration im Grundwasser nicht verhindert werden. Zudem wurde das Umweltgesetz Nr. 50 spät erstellt. Fehlende Studien über die Auswirkungen der Landbewirtschaftung auf den Wasserhaushalt und die damit verbundenen Einflüsse auf die Bevölkerung und Landwirtschaft stellen ein großes Problem dar. Fachliche Ausschüsse aus den Ministerien für Landwirtschaft, Umwelt, Bewässerung und Wohnungsbau müssten alle relevanten Problemseiten bei der Erstellung der Gesetze berücksichtigen. Maßnahmen gegen eine weitere Zunahme der Nitratkonzentration im

Grundwasser in Ghouta sind kurzfristig erforderlich. Mit spürbaren Effekten ist jedoch eher mittel- und langfristig zu rechnen.

Landwirtschaft und Bevölkerung

Die Zahl der illegalen gebohrten Brunnen in der Damaskus-Umgebung einschließlich Ghouta betrug im Jahr 2001 ca. 38.000 (CBS, 2001). Viele dieser Brunnen berücksichtigen die gesetzlichen Bedingungen wie z.B. benötigte Schutzzone um den Brunnen nicht. Die Schließung der illegalen gebohrten Brunnen, die in intensiv kultivierten Flächen liegen, stellt aber ein anderes Problem dar, wenn keine alternativen Ressourcen für Trinkwasser und Bewässerung zur Verfügung stehen. Der Aufbau der erforderlichen Siedlungsentwässerungssysteme in Ghouta kann im gewissen Maße zur Lösung dieses Problems beitragen.

Die Bauern in Ghouta müssen darüber informiert werden, dass der Überschuss an stickstoffhaltigen Düngern besonders außerhalb der Vegetationsperioden, der Einsatz des Abwassers zur Bewässerung und die Oberflächenbewässerung, erheblich zur Gefährdung der Trinkwasserressourcen (Grundwasser) beitragen. Der Einsatz von Tropfbewässerungssystemen könnte dazu beitragen, dass der Grundwasserverbrauch und die ins Grundwasser gesickerte Nitratmenge durch Auswaschen verringert werden. Dafür kann die Erteilung landwirtschaftlicher Darlehen für die Bauern hilfreich sein.

Das Management der tierischen Abfälle ist wichtig für den Schutz von Oberflächen- und Grundwasser in Ghouta. Für diesen Zweck kann die Ausgabe eines Handbuchs, das den Bauern die Lagerung, Verarbeitung und Beseitigung der tierischen Abfälle erklärt, nützlich sein.

Illegale gebaute Häuser sind in ganz Syrien verbreitet. Dieses Problem hängt vor allem von der hohen Wachstumsrate der Bevölkerung ab. Daher kommt einer geordneten Siedlungsplanung in der Region Gouta eine besondere Bedeutung zu. Diese muß die siedlungswasserwirtschaftlichen Aspekte hinreichend berücksichtigen und den Flächenverbrauch reduzieren.

Brunnentiefe

Stärker mit Nitrat verunreinigte Grundwässer sind fast in ganz Ghouta verbreitet. Dennoch haben viele Orte in Ghouta tiefere Grundwasserleiter die heute noch geringere Nitratkonzentrationen aufweisen. Deshalb muß der Tiefe bei den Brunnenbohrungen oder der Tieferlegung bestehender Flachbrunnen besondere Bedeutung beigemessen werden. Die

maximale Tiefe der mit Nitrat verunreinigten Grundwasserleiter beträgt z.B. 90 m in Hammoria und Kafar Batna, 150 m in Otaba und 312 m in Sitt Zeinab.

Abwasser

Da eine große Menge an gereinigtem Abwasser der Kläranlage Adraa zur Bewässerung in Ghouta eingesetzt wird, wird die Durchführung einer tertiären Reinigung dringend benötigt. Das Kanalisationsnetz umfasst nur teilweise einige Städte und Dörfer. Deshalb müssen die Wohnorte vollständig an die bestehenden Netze angeschlossen werden. Das betrifft in erster Linie die Städte, die große Einwohnerzahlen wie z.B. Kafar Batna und Jaramana haben und im intensiven landwirtschaftlichen Gebiet liegen. Das Problem kann aber allein durch die Erstellung ausreichender Kanalisationsnetze nicht gelöst werden. Abwässer in Ghouta sollen entweder durch Aufbau neuer Kläranlagen gereinigt oder an den Hauptabwasserkanal Damaskus-Adraa angeschlossen werden. Die maximale Kapazität der Kläranlage Adraa beträgt 485.000 m³/d und die gereinigte Abwassermenge beträgt ca. 415.000 m³/d im Jahr 2008 und ca. 445.000 m³/d im Jahr 2011 (DAWSSA, 2011). Abwässer der Städte und Dörfer wie z.B. Beit Sawa, Kafar Batna, Hammoria, Jaramana und Alrihan, die in der Nähe des Hauptabwasserkanals Damaskus-Adraa liegen (siehe Abb. A-3 in Anhang), können deshalb an diesen Kanal angeschlossen werden. Das Anlegen neuer Bewässerungskanäle (mit Nutzung gereinigter Abwässer der Kläranlage Adraa) im Osten Ghoutas in Richtung Jarba, Abbadeh und Ateibeh ist vorteilhaft, da dadurch die Bodenerosion verringert und die landwirtschaftliche Aktivität unterstützt wird. Die Verunreinigung des Flusses Barada und seiner Nebenarme im oberen Teil (Damaskus und Berggebiete) genauso wie in Ghouta durch die ungereinigten industriellen und gewerblichen Abwässer muss künftig verhindert werden. Eine kontinuierliche Beobachtung der Qualität des gereinigten Abwassers am Ausgang der Kläranlage Adraa sowie regelmäßige Analysen der Brunnenwasser in Ghouta und Umgebung sind durchzuführen.

Grundwasserempfindlichkeit und Wasserschutzgebiete

Nach Abbildung A-4 im Anhang liegt die höchste Grundwasserempfindlichkeit gegenüber den Verschmutzungen im Jahr 2000 im Westen, in Ain Tarma, Jesreen und Beit Nayem. Im Jahr 2006 war die Risikostufe nach Abbildung A-2 höher (hauptsächlich im Osten von Douma, Aftris und Zebdin) als Folge des Anstiegs des Grundwasserspiegels. Die Brunnen, die zwischen Otaba, Beit Nayem, Kasmiyeh, Alahmadeyah, Noleh und Zebdin liegen, weisen gute spezifische Kapazitäten auf. Wegen der vorherrschenden Hauptgrundwasser-

strömungsrichtung kann es zu einem schnellen Nitrattransport in östliche und südöstliche Richtung kommen. Der Austausch des alten und defekten Abwassernetzes kann die Abwasserversickerung und infolge dessen die Nitratbelastung des Grundwassers vermindern. Die Neubildung der Grundwässer, die sich in den neogenen und paläogenen Schichten sammeln erfolgt verstärkt in den westlichen und nordwestlichen Berggebieten. Die Verunreinigung in diesem Gebiet muss künftig regelmäßig beobachtet werden. Die industrielle Zone Alslimah und das Gebiet Barzeh im Norden Damaskus stellen zum Beispiel eine wesentliche Gefahr dar (siehe Abbildung 4-14). Von großer Bedeutung ist auch die Festlegung von Wasserschutzgebieten aufgrund der neuen Gegebenheiten in Ghouta. Hier ist der Gesetzgeber gefordert neue Regeln für die verschiedenen Schutzzonen aufzustellen.

Obwohl jedes Einzugsgebiet durch spezielle Verhältnisse (wie z.B. Bodenart, Durchlässigkeit des Grundwasserleiters und Grundwasser-Überdeckung) charakterisiert wird, können z.B. die deutschen allgemeinen Regelungen für Trinkwasserschutzgebiete für Ghouta und Syrien hilfreich für die Festsetzung der Schutzzonen der Brunnen oder andere Trinkwasserressourcen sowie die zulässige und verbotene Tätigkeiten in jeder Schutzzone sein.

Nach den Richtlinien des DVGW (Arbeitsblatt W 101) des Jahres 1995 wurden folgende allgemeine Schutzzonen festgesetzt sowie verbotene Tätigkeiten und Vorgänge bestimmt:

Fassungsbereich (Zone I)

Die Zone I dient zum Schutz des Trinkwassergewinnungsbereiches und ihrer Umgebung vor allen Verunreinigungen und andere äußere Beeinflussungen. Abbildung 3 zeigt die allgemeine Unterteilung des Wasserschutzgebiets.

Im Allgemeinen erstreckt sich die Zone I von einem Brunnen allseitig mindestens 10 m. Bei den Quellfassungen soll sie mindestens 20 m und bei Karstgrundwasserleitern mindestens 30 m betragen. In dieser Zone sind nur die der Trinkwassergewinnung dienenden Tätigkeiten zulässig. Aufgrund dieser Angaben erscheint die nach syrischem Gesetz festgesetzte Zone I von mindestens 6 m zu klein zu sein. Für das Gebiet Ghouta trifft dies besonders zu, da dort Belastungen von Grund- und Oberflächenwässern verbreitet sind.

Engere Schutzzone (Zone II)

Die Zone II dient dem Schutz vor Beeinträchtigungen und Verunreinigungen durch pathogene Mikroorganismen wie z.B. Viren und Bakterien, die den Trinkwassergewinnungsbereich

gefährden können. Die Bemessung dieser Zone wird durch die 50-Tage-Linie durchgeführt. Die Fließzeit des Grundwassers von äußersten Punkt dieser Zone bis zum Brunnen soll somit mindestens 50 Tage betragen. Die allgemein verbotenen Einrichtungen, Tätigkeiten sowie Vorgänge in den Zonen II und III sind nach den DVGW-Richtlinien in der Tabelle 4-7 zusammengestellt.

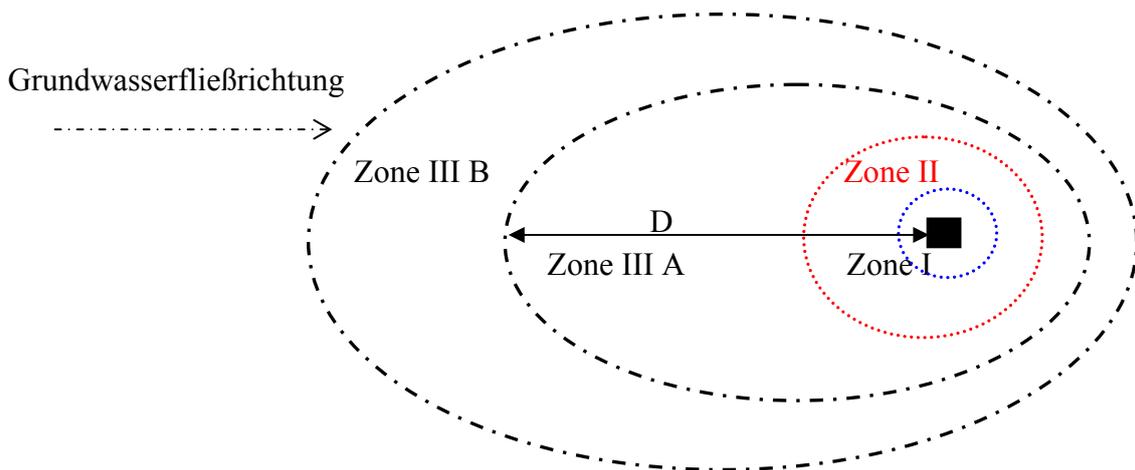


Abb. 4-37: Schematische Darstellung des Wasserschutzgebiets

Beim Porengrundwasserleiter soll sich die Zone II von mindestens 100 m um den Brunnen, in besonderen Fällen 50 m erstrecken. Diese Strecke kann bei besonderen geologischen Bedingungen wie z.B. bei sehr großen Grundwasserflurabständen verkleinert werden. Die Schutzzone II ist nicht nötig, wenn der genutzte Grundwasserleiter genügende Tiefe hat, und die darüber liegende Schichten sehr geringe Durchlässigkeit aufweisen. Beim Karstgrundwasserleiter umfasst die Schutzzone II generell das gesamte Einzugsgebiet. Die Zone II soll allerdings alle Flächen (wie z.B. abfallende Hänge, Erdfälle und Trockentäler) einschließen, von denen aus das Grundwasser gefährdet werden kann.

Schutzzone III

Die Zone III dient dem Schutz vor verschiedenen Beeinträchtigungen wie z.B. die schwer oder nicht abbaubaren chemischen und radioaktiven Verunreinigungen. Diese Zone kann in besonderen Fällen in zwei Teilzonen (III B und III A) untergliedert werden. Die in der Abbildung 3 dargestellte Strecke (D) soll etwa 2 km betragen wenn die Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers in Porengrundwasserleitern bis 42 cm/h beträgt. Diese Strecke sollte größer bei höheren Abstandsgeschwindigkeiten sein.

Eine Unterteilung der Zone III wird generell durchgeführt, wenn die Grundwasserüberdeckung groß und die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters schwach sind. Als Zone III B wird das Gebiet vorgesehen, in denen eine ungestörte Grundwasserüberdeckung aus mindestens 8 m tonig-schluffigen Schichten vorliegt.

Tab. 4-7: Restriktionen in den Wasserschutzzonen II und III nach den DVGW-Richtlinien (Arbeitsblatt W 101)

Zone II	Zone III
Alle Tätigkeiten und Vorgänge in der Zone III	Industrielle und gewerbliche Gebiete
Errichten von Verkehrsanlagen (ausgenommen Feldwege) und -Baustelleneinrichtungen	Lagerung von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen
Anwendung von Wirtschaftsdünger und Lagerung von Mineraldünger	Lagerung oder Anwendung von schwer abbaubare Stoffe
Transport von radioaktiven Stoffen und sonstigen gefährlichen Stoffen	Kanalisation
Lagerung von Diesel- und Heizöl	Abfallbehandlungsanlagen
Die mit Abwasser belasteten Oberflächengewässer	Anlagen zum Behandeln von Autowracks und Altreifen
Badebetrieb, Zeltlager, Campingplätze, Sportanlagen	Militärische Anlagen
	Waldrodung und Anwendung von Dünger außer der Anbauzeit
	Flugplätze
	Rohrleitungsanlagen, die gefährliche Stoffen befördern sollen
	Einleitung des Abwassers in den Untergrund ¹
	Güterumschlagplätze
	Anwendung von Fäkalschlamm und Klärschlamm für landwirtschaftliche Zwecke, Grünlandumbruch

¹ Die nicht schädlich verunreinigten Abwässer aus Kleinkläranlagen sind ausgenommen.

4.10 Theoretische Betrachtungen zur Elimination von Nitrat und/oder anderer Inhaltstoffe aus Brunnenwasser in Ghouta

Die lokalen Verhältnissen und geltenden Gesetze (vor allem die umweltverbundenen Gesetze) spielen eine große Rolle bei der Auswahl des geeigneten Verfahrens. Dazu sollen verschiedene Kriterien berücksichtigt werden. Zu diesen Kriterien zählen:

- Beschaffenheit und Verunreinigungsgrad des Grundwassers
- Wirkungsgrad des Verfahrens zur Nitratelimination oder/und andere vorhandenen Schadstoffe in Anlehnung an die Angaben der Literaturen
- Qualität des Produktwassers
- ökologische Aspekte wie z.B. die Entsorgungsmöglichkeiten der produzierten Abwässer
- Betriebs- und Investitionskosten, die von lokalen Verhältnissen und der Anlagenkapazität abhängen.

Der Wirkungsgrad des Verfahrens hängt generell von der Grundwasserbeschaffenheit, der Vorbehandlung und dem Anlagenentwurf ab. Beispielsweise spielen die Stufenanzahl der UO, NF, ED und Elektrodialyse mit Polumkehr (EDR), eine große Rolle. Die durchschnittlichen Eliminationsgrade der Nitrate und der gesamt gelösten Stoffe betragen 50% bei zweistufiger EDR- Anlage, 75% bei dreistufiger EDR- Anlage (Prato und Parent, 1993). Zwei Probleme in Ghouta müssen bei der Auswahl des Verfahrens berücksichtigt werden. Erstens ist die eingeschränkte Möglichkeit der Entsorgung von produzierten Abwässern in Anlehnung an strenge Richtlinien und der Verschmutzungsgrad des Oberflächen- und Grundwassers zu beachten. Das zweite Problem ist der Mangel an verfügbaren Trinkwasserressourcen. Hierbei ist die Verringerung der Menge des Eigenverbrauches an Wasser und die Reduzierung des Abwasseranfalles bei der Trinkwasseraufbereitung von großer Bedeutung.

Die Beseitigung der Abwässer, die aus Trinkwasseraufbereitungsanlagen produziert werden, kann mit verschiedenen herkömmlichen Methoden durchgeführt werden. Zu diesen Methoden zählen Verdunstungsbecken und die Einleitung des Abwassers in Kanalisation und Gewässer. Verdunstungsbecken brauchen eine große Geländefläche und werden nur bei niedrigen Anlagenkapazitäten und hoher Evaporationsraten angewendet. Die erforderliche Fläche für die Verdunstung des Konzentrats von ca. 5,2 m³/h in Aswan in Ägypten (durchschnittliche Evaporationsrate: 13,6 mm/d, durchschnittliche Niederschlagsrate: 2,5 mm/d,

Anlagekapazität: 20,8 m³/h,) betrug ca. 16.087 m² nach der Gleichung 4.10.1 (Svensson, 2005).

$$A = Q / (E - Ni) * 0,7 \quad (4.10.1)$$

A: Fläche (m²) Q: Konzentrat (m³/h) E: Evaporationsrate (mm/h)

Ni: Niederschlagsrate (mm/h)

Unter den Bedingungen die in der Mitte Ghoutas (durchschnittliche Evaporationsrate ist 4,38 mm/d, durchschnittliche Niederschlagsrate ist 0,548 mm/d) vorgefunden werden, ist für gleiche produzierte Konzentratmengen (5,2 m³/h) eine Fläche von 46587,9 m² erforderlich. Die Verdunstungsbecken sind deshalb im Fall Ghouta nicht ökonomisch. Die günstige Methode ist die Einleitung des Abwassers in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation. Eine Genehmigung ist aber erforderlich. Die Tabellen 4-8, 4-9 und 4-10 zeigen die zulässigen Grenzwerte einiger Parameter nach den syrischen Richtlinien für Bewässerungszwecke, Einleitung von industriellen Abwässern in Gewässer und Einleitung der industriellen Abwässer in die öffentliche Kanalisation. Diese Tabellen zeigen strenge Anforderungen an das Abwasser, das beseitigt werden soll, besonders im Hinblick auf die Konzentration von gesamt gelösten Stoffen (TDS).

Tab. 4-8: Zulässige Grenzwerte der gereinigten Abwässer gemäß der syrischen Norm Nr. 2752 aus dem Jahr 2008 für Bewässerungszwecke

Parameter	Einheit	gekochtes Gemüse, Sportstadion, Garten	Fruchtbäume, Rand der Straßen, Getreide, Grünland	Wald, Baumwolle
BSB5	mg/l	30	100	150
CSB	mg/l	75	200	300
DO	mg/l	> 4		
TDS	mg/l	1500	2000	-
pH		6 - 9	6 - 9	6 - 9
NO₃⁻	mg/L	60	70	80
NH₄	mg/L	20	30	-
SO₄²⁻	mg/L	500	600	600
HCO₃⁻	mg/L	-	520	-
Cl⁻	mg/L	500	500	500
Na⁺	mg/L	300	300	300
Ca²⁺	mg/L	270	270	270
Mg²⁺	mg/L	60	60	60
PO₄³⁻	mg/L	20	20	20
Fäkal-Coliform	MPN/100 ml	< 100	< 1000	-

Tab. 4-9: Zulässige Grenzwerte für die Einleitung industriellen Abwässer in die öffentliche Kanalisation gemäß der syrischen Norm Nr. 2580 aus dem Jahr 2002

Parameter	Grenzwert	Einheit
Temperatur	35	°C
PH	6.5 – 9.5	
TSS	500	mg/L
Sulfat	1000	mg/L
NH ₄ -N, NH ₃ -N	100	mg/L
PO ₄ ³⁻	20	mg/L
BSB5	800	mg/L
CSB	1600	mg/L
TDS	2000	mg/L
Cl ⁻	600	mg/L
F ⁻	8	mg/L
AOX	0,1	mg/L
Cu	1	mg/L

Tab. 4-10: Zulässige Grenzwerte für die Einleitung von industriellen Abwässern in Gewässer nach dem syrischen Umweltgesetz Nr. 50 aus dem Jahr 2002

Parameter	Einheit	Art der Empfänger			
		Meer	Gelände*	Fluss	Entwässerungskanal
pH		6 – 9	6 – 9	6 - 9	6 - 9
Temperatur (über der Empfängertemperatur)	°C	10	5	5	5
DO	mg/L	4	4	4	4
CSB	mg/L	200	30	150	100
TSS	mg/L	60	30	30	60
TDS	mg/L	-	800	1200	1000
PO ₄	mg/L	10	1	15	10
NH ₃ -N	mg/L	10	5	5	0,5
NO ₃ -N	mg/L	50	30	50	40
F	mg/L	1	1	1	1
Al	mg/L	3	1	1	1
Fe	mg/L	2	1	2	2
Gesamt Schwermetalle	mg/L	2	1	1	1
Gesamtcoliforme Bakterien pro 100 ml		5000	2500	100	5000

* Die empfindliche Fläche gegenüber die Wasserversickerung in Grundwasser

Da die Grundwässer in Ghouta generell hohe Gehalte an TDS aufweisen, wird die Beseitigung der Konzentrate aus UO- ED- und Ionenaustauschanlagen voraussichtlich schwierig. Nach den Angaben der Tabellen A-7 im Anhang, die die mittlere Grundwasserbeschaffenheit im Jahr 2008 beschreiben, haben die Brunnengrundwässer in östlichen Gebieten wie z.B. Ateibeh und Medaa einen niedrigen Nitratgehalt und hohe

Gehalte an Sulfat, Chlorid, Natrium und gesamt gelösten Stoffen. Für die Trinkwassergewinnung wäre eine Entsalzung dieser Brackwässer erforderlich. Dies könnte durch Umkehrosmose oder Elektrodialyse durchgeführt werden. Die Entsalzung eines Brackwassers, das gesamte gelöste Stoffe von weniger als 2 g/L beinhaltet, wird generell durch Elektrodialyse durchgeführt (Afonso et al., 2004).

Deshalb kann der Einsatz von Umkehrosmoseverfahren zur Wasserentsalzung in Medaa (TDS = 2290 mg/L) sinnvoll sein. Unter folgenden Annahmen wird das Konzentrat mit einem TDS-Gehalt von ca. 11.175 mg/L anfallen:

- Eliminationsgrad der gesamten gelösten Stoffe von 97%
- eine Ausbeute von 80%.

Die Entsorgung dieses hoch salzhaltigen Abwassers stellt nach syrischen Richtlinien (siehe Tabellen 4-8, 4-9 und 4-10) eine Problematik dar.

Die Grundwässer in Ateibeh und Sbeineh haben einen Gehalt an gelösten Feststoffen von 1667 mg/L bzw. 1570 mg/L. Dort kann die UO bzw. ED eingesetzt werden. Generell ist die UO besser geeignet im Fall von kleinen Anlagenkapazitäten ($< 40 \text{ m}^3/\text{h}$), kleinen Verblockungsindices und niedrigen Wasserausbeuten (Elyanowet al., 2005). Im östlichen Teil von Ghouta wie z.B. Ateibeh und Medaa erscheint die Einleitung des Abwassers in die Halbwüste günstig. Andererseits ist die Abwasserentsorgung im Inland Ghoutas gemäß den geltenden Gesetzen schwierig.

In der Tabelle 4-11 sind die chemischen Zusammensetzungen einiger Brunnengrundwässer im Jahr 2008 sowie die Fördermengen der Brunnen zusammengestellt. Die meisten Brunnen liegen im westlichen Teil von Ghouta, wo hohe Einwohnerzahlen registriert sind. Die theoretische Berechnung für die Nitratelimination bei der Planung von Wasserwerken wird in drei Gruppen, gemäß der Nitratkonzentration im Grundwasser, erfolgen. Diese Gruppen repräsentieren weitgehend die Grundwasserbeschaffenheiten in Ghouta und vor allem in der Mitte und im Westen Ghoutas, wo der größte Teil der Wassermenge verbraucht wird. Die Brunnenwässer in Jesreen, Alhjr Alaswad und Hammoria wurden als Beispiele für die Gruppen 1, 2 bzw. 3 ausgewählt (Tabelle 4-12). Die Grundwassergruppen 1, 2 und 3 weisen

Tab. 4-11: Charakterisierung einiger verunreinigten Grundwasserbrunnen im Jahr 2008

Brunnenname	Fördermenge	Trübung	Leitfähigkeit	TDS	GH	NH ₄	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
	m ³ /h	NTU	µs/cm	mg/L	CaCO ₃ mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Hajera1	12	11,5	1270	750	580	0	160	44	42
Hajera2	18	7	1250	740	580	0	160	44	44
Alrihan	34	0,5	1340	815	540	0	132	51	84
Sitt Zeinab, Brunnen 2	10	0,75	1235	720	560	0	148	46	44
Sitt Zeinab, Brunnen 9	29	0,5	1195	705	550	0	144	46	44
Alhjar alaswad, Brunnen20	39,7	0,75	930	605	460	0,04	124	37	37
Alhjar alaswad, Brunnen 8	50,5	0,75	885	520	410	0,04	108	34	27
Beit Sawwa	50	0,5	1350	855	620	0,077	164	51	72
Jesreen	70	1	1230	775	580	0,05	156	46	64
Ylda, brunnen 9	20	0,75	915	530	430	0	124	29	24
Hammoria	37,5	0,25	1120	788	640	0	152	63	40
Mleha, Brunnen 3	42	0,5	1100	730	570	0	148	49	48
Otaya, Brunnen 1	24	0,5	1110	790	640	0	156	61	41

Fortsetzung von Tab. 4-11

Brunnenname	K	Fe ³⁺	NO ₃ ⁻	HCO ₃	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	F ⁻	SiO ₂
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Hajera1	0,5	0,04	97	464	39	132	0,34	12,82
Hajera2	0,5	0,05	95	435	41	132	0,38	14,3
Alrihan	0,5	0,06	109	488	68	124	0,11	11,84
Sitt Zeinab, Brunnen 2	0,5	0,02	96	476	31	112	0,26	10,02
Sitt Zeinab, Brunnen 9	0,5	0,02	87	476	33	112	0,28	12,24
Alhjar alaswad, Brunnen 20	1	0,03	106	403	30	68	0,3	17,16
Alhjar alaswad, Brunnen 8	1	0,02	85	378	27	48	0,35	11,82
Beit Sawwa	1	0,02	110	537	50	136	0,32	10,86
Jesreen	1,5	0,02	80	488	50	132	0,3	10,2
Ylda, Brunnen 9	1	0,03	78	390	22	54	0,2	13,28
Hammoria	1,5	0	124	512	25	124	0,43	12,48
Mleha, Brunnen 3	1,5	0	85	512	40	100	0,34	12,42
Otaya	2	0	95	464	41	160	0,34	10,74

Nitratkonzentrationen von 80, 106, bzw. 124 mg/L auf. Eine Nitratkonzentration von 40 mg/L soll im Produktwasser in allen Fällen nicht überschritten werden. Die typischen Werte in der Tabelle 4-13 werden bei den zuvor genannten theoretischen Berechnungen berücksichtigt. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass in naher Zukunft die Zunahme der Ionenkonzentrationen, vor allem Nitrat, zu erwarten ist.

Tab. 4-12: Klassifizierung des Grundwassers in den Gruppen 1, 2 und 3 nach der Nitratkonzentration

Parameter	Einheit	Grundwasser- gruppe 1 Brunnenort: Jesreen	Grundwasser- gruppe 2 Brunnenort: Alhjr Alaswad (Brunnen Nr. 20)	Grundwasser- gruppe 3 Brunnenort: Hammaria
Fördermenge	m ³ /h	70	39,7	37,5
NO₃	mg/L	80	106	124
TDS	mg/L	775	605	788
GH	mg CaCO ₃ /L	580	460	640
SO₄	mg/L	50	30	25
Cl	mg/L	132	68	124
Na	mg/L	64	37	40
Trübung	NTU	1,5	0,75	0,25
HCO₃	mg/L	488	403	512

Wie zuvor erwähnt, können die Eliminierungsleistungen der Verfahren sowie die Abwassermengen nach den lokalen Bedingungen wie z.B. Grundwasserbeschaffenheit, Stufenzahl (bei UO, NF und ED) stark variieren. Hierbei sind typische Werte aus der Literatur in der Tabelle 4-13 zusammengestellt (Kenna et al., 2000; Mulder, 1996; Zhang et al. 2009; Shamma et al., 2010; Höll et al., 2000; Clifford et al., 1988; und Prato et al., 1993).

Tab. 4-13: Typische Eliminierungsgrade von Nitrat und gelösten Feststoffen bei verschiedenen Verfahren sowie dabei entstehende typische Abwassermengen

Methode	typischer Eliminationsgrad (%)		typische Abwassermenge (% des Rohwasserstroms)
	Nitrat	TDS	
Biodenitrifikation	100	-	5
UO	96	97	20 ¹
ED/EDR	75	80	7
IA (cl-Form)	90	-	7
CARIX	50	55	12
NF	50	85	15

¹ Für Brackwasser beträgt die Abwassermenge 20-50% (Shamma et al., 2010)

Nach diesen Angaben sind die biologischen Verfahren und Ionenaustausch-Verfahren vorteilhaft in Ghouta, in Bezug auf die geringen produzierten Abwassermengen. Es ist auch ersichtlich, dass der NO_3^- -Eliminationsgrad durch NF und CARIX-Verfahren gering im Vergleich zu andere Verfahren ist.

Behandlungsmöglichkeit des Brunnengrundwassers in Jesreen (Grundwassergruppe 1)

Die Konzentration des Nitrats und der gesamten gelösten Feststoffe (TDS) in diesen Grundwässern sind 80 mg/L bzw. 775 mg/L. Die gesamte Härte beträgt 580 mg CaCO_3/L . Sie ist relativ hoch, liegt aber unter dem maximalen zulässigen Grenzwert von 700 mg CaCO_3/L . Die Nitrate können durch alle Methoden unter den Zielwert (40 mg/L) gebracht werden (Tab. 4-14). Die Gesamtkosten des UO-Verfahrens sind - wie bereit in Kapitel 2 erwähnt - hoch. Deshalb wurde dieses Verfahren mit der Note – 2 eingestuft.

Wegen der relativ niedrigen Eliminationsleistung des Nitrats kann der Zielwert im aufbereiteten Wasser durch die Nanofiltration und das CARIX-Verfahren nur ohne Bypass-Volumenstrom erreicht werden. Das ist mit hohen Investitions- und Betriebskosten verbunden. Bei der Nanofiltration ist eine Remineralisation des Mischwassers erforderlich was die Kosten erhöht. Die Gesamtkosten für beiden Verfahren wurden deshalb mit der Note – 1 eingestuft. Die Tabelle 4-15 zeigt die Bedeutung der vergebenen Noten bei der Bewertung der Verfahren in Abhängigkeit von den Kriterien. Nanofiltration und CARIX-Verfahren werden generell zur Nitratelimination angewendet, wenn gleichzeitig eine Reduzierung der Härte oder anderer Kontaminanten nötig ist.

Die Bewertung der Verfahren zur Nitratelimination aus der Grundwassergruppe 1 ist nach verschiedenen Faktoren in der Tabelle 4-16 zusammengestellt. Die Gesamtkosten bei den IA(Cl-Form)- und biologischen Verfahren sind ziemlich ähnlich und geringer als bei anderen Verfahren. Aus diesem Grund wurden die Gesamtkosten mit der Note 0 für beide eingestuft.

Die NO_3^- -Eliminationsleistungen sind hoch (> 95%) bei UO- und biologischen Verfahren. Deshalb wurde die Note + 2 für beide gegeben. Für eine NO_3^- -Eliminatioleistung zwischen 75 und 95% wurden die Note + 1, für weniger als 75% die Note 0 gegeben.

Die Note + 2 bezüglich der hohen Qualität des Produktwassers wurde den UO- und ED-Verfahren gegeben. Da die Eliminationsleistung von Kontaminanten wie z.B. gelösten Festst-

Tab. 4-14: Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 1 (Q = 70 m³/h NO₃ = 80 mg/L, TDS = 775 mg/L, TDS (als Ionensumme) = 1016 mg/L, GH = 580 mg CaCO₃/L, SO₄ = 50 mg/L)

Verfahren	Bypass- Volumenstrom:		Parameter*	Aufbereitetes Wasser	Mischwasser	Abwasser/ Konzentrat
	- (m ³ /h)	- (%) in Bezug auf Rohwasser				
Bioden	- 34,6		Nitrat	ca. 0	39,5	ca. 0
	- 49,4		TDS	k	k	k
UO**	- 29,23		Nitrat	3,2	39,5	387,5
	- 41,7		TDS	23,25	378,5	3785
ED/EDR	- 21,65		Nitrat	20	39,5	ca. 878
	- 31		TDS	155	356,5	9025
IA*** (Cl-Form)			Nitrat	12	39,5	2062
	- 28,3		TDS als	975,5	992	ca. 17800
	- 40,4		<i>Ionensumme</i>			
NF			Chlorid	202	173,8	
	0		Nitrat	40	40	326
			TDS	116,3	116,3	4508
CARIX****			Nitrat	40	40	ca. 305
	0		GH mg CaCO ₃ /L	261	261	ca. 2658
			TDS	349	349	ca. 3580

* Komponenten-Einheit ist jeweils mg/L

** zusätzliche Chemikalien wie Antiscalant wurde nicht berücksichtigt

*** Abwassermenge = 7,5 Bettvolumen, Nutzbar Kapazität für Nitrat ist 0,25 eq/L Ionenaustauscherharz, erforderliche NaCl für Regeneration ist ca. 125 g/L Ionenaustauscherharz, die Zeit zwischen zwei Regenerationen ist 12 h (Ratnayaka et al. 2009), ohne HCO₃-Austausch, NO₃- und SO₄-Eliminationsleistung ist 85 %

**** die Zeit zwischen zwei Regenerationen ist 12 h, Abwassermenge ist 12% des Rohwasservolumenstroms, Eliminationsleistung der gesamt Härte und TDS ist 55%

k keine signifikante Änderung im Vergleich mit Rohwasser

-stoffen und Härtebildnern bei der NF und dem CARIX-Verfahren geringer ist, wurde die Qualität des Produktwassers dieser Verfahren mit der Note +1 bewertet. Das IA(Cl-Form)-Verfahren wurde wegen der relativ hohen Chloridkonzentration im Produktwasser mit der Note +1 eingestuft. Das biologische Verfahren ist auch mit der Note +1 eingestuft worden.

Tab. 4-15: Bedeutung der Bewertungsnoten in Abhängigkeit von verschiedenen Kriterien

Note	- 3	- 2	- 1	0	+ 1	+ 2
Gesamtkosten		hoch	mäßig	gering		
Eliminationsgrad				gering	mäßig	hoch
Qualität des Produktwassers					mäßig	hoch
Stabilität				gering	mäßig	hoch
Abwasserbeseitigung	sehr schwierig	schwierig	mäßig	leicht		
Abwassermenge		groß	mäßig	gering		

Den Abwassermengen von 15 bis 20% des Rohwasserstroms wurden die Note - 2, Mengen von 10 bis 14% die Note - 1, und Mengen von 4 bis 9% die Note 0 gegeben.

Die Einleitung des Konzentrats aus UO, ED und IA (Cl-Form) in die Kanalisationen, Flüsse oder in Bewässerungsanlagen ist nach syrischen Gesetzen verboten (siehe Tabellen 4-8, 4-9 und 4-10). Das Einleiten von Abwässern außerhalb Ghoutas (Halbwüste im Osten) ist keine ökonomische Lösung, da die Konzentrate in diesem Fall über eine Strecke von etwa 13 – 20 km geleitet werden müssen. Bei IA ist die sehr hohe Konzentration von TDS im Abwasser, auf den Einsatz einer Regenerationslösung (6 – 10% NaCl) zurückzuführen. Deshalb wurde die Note - 3 für IA(Cl-Form)-Verfahren gegeben. Für die hohen TDS- und NO₃-Gehalte von ca. 9025 mg/L bzw. 878 mg/L (Tab. 4-14) im Abwasser wurde die Note - 2 für die ED-Verfahren gegeben.

Das biologische Verfahren ist durch niedrige TDS- und Nitratgehalte im Abwasser gekennzeichnet. Dem biologischen Verfahren wurde demnach die Note 0 gegeben. Andererseits sind die NF- und CARIX-Verfahren mit der Note - 1 eingestuft. Die Stabilität des biologischen Verfahrens ist mäßig. Zusätzlich ist eine gute Beobachtung erforderlich. Die Deshalb wurde dem biologischen Verfahren bezüglich der Stabilität die Note 0 gegeben. Bei anderen Verfahren ist die Stabilität generell hoch.

Tab. 4-16: Bewertung der Verfahren zur Nitratelimination bei der Grundwassergruppe 1 nach verschiedene Faktoren

	UO	BioDen	ED/EDR	NF	IA (Cl-Form)	CARIX
Gesamtkosten	- 2	0	- 1	- 1	0	- 1
NO ₃ -eliminationsleistung	+ 2	+ 2	+ 1	0	+ 1	0
Qualität des Mischwassers	+ 2	+ 1	+ 2	+ 1	+ 1	+ 1
Abwassermenge	- 2	0	0	- 2	0	- 1
Abwasserbeseitigung	- 1	0	- 2	- 1	- 3	- 1
Stabilität des Verfahrens	+ 2	0	+ 2	+ 2	+ 2	+ 2
Gesamt Bewertung	+ 0,2	+ 0,5	+ 0,2	- 0,15	+ 0,05	- 0,05

Um die besondere Situation in Ghouta zu berücksichtigen, wurden bei der Berechnung der gesamten Bewertungen die Wichtigkeitsfaktoren wie folgt berücksichtigt:

- 20% für die Gesamtkosten, NO₃-Eliminationsleistung und Abwasserbeseitigung
- 15% für Qualität des Produktwassers und Stabilität des Prozesses
- 10% für Abwassermenge

Die in Tabelle 4-16 zusammengestellten Ergebnisse zeigen, dass das biologische Verfahren die besten Ergebnisse bei der Nitratelimination von Wässern aus der Grundwassergruppe 1 bringt. Trotzdem haben UO- und ED-Verfahren auch positive Ergebnisse aufgewiesen. Hingegen sind NF, IA(Cl-Form)- und CARIX-Verfahren weniger geeignet.

Bewertung der Behandlungsmöglichkeiten der Brunnengrundwässer in Alhjr Alaswad und Hammoria (Grundwassergruppe 2 und 3)

Nanofiltration und das CARIX-Verfahren sind nicht geeignet für diese Grundwassergruppe, da die Nitratgrenzwerte im aufbereiteten Wasser durch beide Verfahren, aufgrund ihrer relativ kleinen Eliminationsleistungen, nicht erreicht werden können. Die Tabelle 4-17 zeigt die Abnahme der gesamten gelösten Feststoffe sowie die Zunahme des Nitratgehaltes im Konzentrat bei UO, ED und IA im Vergleich zur Grundwassergruppe 1. Die Ursache dafür ist die hohe Nitratkonzentration und die niedrige Konzentration an TDS im Grundwasser der Gruppe 2. Auch die Entsorgung der Konzentrate ist schwierig. Die Nitratelimination aus dem

Grundwasser der Gruppe 3, die die höchste Konzentration von Nitrat und TDS aufweist, führt zur schlechten Beschaffenheiten der produzierten Abwässer d.h. es ergeben sich eingeschränkte Möglichkeiten der Abwasserentsorgung (siehe Tabelle 4-18).

Beim IA (Cl-Form) wurde der Grenzwert für die Chloridkonzentration im Mischwasser von 250 mg/L in allen Fällen nicht überschritten. Es ist aber darauf hinzuweisen, dass TDS- und Nitratgehalte im Abwasser der Elektrodialyse in allen Fällen höher als im Abwasser der Umkehrosmose sind. Der TDS-Gehalt bei der Elektrodialyse ist ca. 2,4-fach höher als bei der Umkehrosmose. Da die Nitratkonzentrationen bei den Grundwassergruppen 2 und 3 höher als bei der Grundwassergruppe 1 sind, müssen größere Wassermengen im Vergleich zur Grundwassergruppe 1 aufbereitet werden. Z.B. müssen beim ED-Verfahren für die Grundwassergruppe 3 etwa 91,5% des Rohwasserstroms, bei Grundwassergruppe 1 aber nur 69% aufbereitet werden, um eine Nitratkonzentration von 39,5 mg/L im Mischwasser zu erzielen. Die Chloridkonzentration im Produktwasser ist wegen seiner niedrigen Ausgangskonzentration bei Grundwassergruppe 2 und 3 kleiner als bei Grundwassergruppe 1. Bei den Grundwassergruppen 2 und 3 ist auch das biologische Verfahren das günstigste Verfahren.

Tab. 4-17: Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 2 (Q = 39,7 m³/h, NO₃ = 106 mg/L, TDS = 605 mg/L, TDS (als Ionensumme) = 806 mg/L)

Verfahren	Bypass-		Parameter*	aufbereitetes Wasser	Mischwasser	Abwasser/ Konzentrat
	Volumenstrom: - (m ³ /h) - (%) in Bezug auf Rohwasser					
BioDen	- 14,8		Nitrat	ca. 0 _k	39,5 _k	ca. 0 _k
	- 37,3		TDS			
UO**	- 11,89		Nitrat	4,24	39,7	513
	- 30		TDS	18,15	223	2953
ED/EDR	- 6,11		Nitrat	26,5	39,5	1162
	- 15,4		TDS	121	200	7039
IA*** (cl-Form)			Nitrat	10,6	39,4	ca. 2060
	- 10,5		TDS (als			
	- 26,4		Ionensumme)	ca. 760	ca. 772	ca. 16650
			Chlorid	ca. 138	ca. 120	

Tab. 4-18: Abschätzung von TDS- und Nitratkonzentrationen im Ablauf von verschiedenen Anlagenkonfigurationen bei Grundwässern der Gruppe 3 (Q = 37,5 m³/h, NO₃ = 124 mg/L, TDS = 788 mg/L, TDS (als Ionensumme) = 1040 mg/L, SO₄ = 25 mg/L)

Verfahren	Bypass- Volumenstrom:		Parameter*	aufbereitetes Wasser	Mischwasser	Abwasser/ Konzentrat
	- (m ³ /h)	- (%) in Bezug auf Rohwasser				
BioDen	- 11,95		Nitrat	ca. 0 _k	39,5 _k	ca. 0 _k
	- 31,8		TDS			
UO**	- 9,24		Nitrat	4,96	39,5	ca. 601
	- 24,6		TDS	23,6	245,5	ca. 3848
ED/EDR	- 3,2		Nitrat	31	39,5	ca. 1360
	- 8,5		TDS	157,6	215	ca. 9167
IA*** (cl-Form)	- 7,4		Nitrat	18,6	39,5	ca. 2063
	- 19,7		TDS (als Ionensumme)	ca. 989	ca. 1000	ca. 17550
			Chlorid	ca. 200	ca. 185	

* Komponenten-Einheit ist jeweils mg/l

** zusätzliche Chemikalien wie Antiscalant wurde nicht berücksichtigt

*** Abwassermenge = 7,5 Bettvolumen, Nutzbar Kapazität für Nitrat ist 0,25 eq/L Ionenaustauscherharz, erforderliche NaCl für Regeneration ist ca. 125 g/L Ionenaustauscherharz, die Zeit zwischen zwei Regenerationen ist 12 h (Ratnayaka et al. 2009), ohne HCO₃-Austausch, NO₃- und SO₄-Eliminationsleistung ist 85 %

**** die Zeit zwischen zwei Regenerationen ist 12 h, Abwassermenge ist 12 % des Rohwasservolumenstroms, Eliminationsleistung der gesamt Härte und TDS ist 55 %

k keine signifikante Änderung im Vergleich mit Rohwasser

5 Entwicklung einer in Syrien praktikablen Methode zu biologischen Elimination von Stickstoff

5.1 Ziele der Versuche

Durch praktische Versuche sollen die Einflüsse unterschiedlicher Bedingungen (Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N), Verhältnis von Phosphor zu Stickstoff (P/N), Kontaktzeit (t), gelöstem Sauerstoff (DO), und pH-Wert) auf den Denitrifikationsprozess untersucht werden. Da die Temperatur (T) ein wesentlicher Faktor für die enzymatische Aktivität und die Denitrifikation ist, wird der Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur im Zulauf und der Nitrat-Abbauleistung in einem Festbettreaktor ermittelt.

Nach Kattan (2006) variiert die Temperatur des Grundwassers in Ghouta zwischen 17 °C und 21 °C. Ibrahim und Ibtisam (2006) berichteten, dass die chemischen und biologischen Verunreinigungen des Grundwassers (12-14 °C) durch die menschlichen Aktivitäten in manchen Orten an der syrischen Küste zugenommen haben. Der syrische Grenzwert für den Nitratgehalt wurde auch in manchen Proben überschritten. Die Grundwässer haben üblicherweise eine Temperatur von 10-12 °C (Pedley et al. 2006). Aus diesen Gründen war der Denitrifikationsprozess bei Temperaturen im Bereich von 12 °C bis 20 °C zu untersuchen.

In der Literatur sind keine ausreichenden Informationen im Hinblick auf die Denitrifikation des Trinkwassers in kontinuierlichen Festbettreaktoren bei niedrigen Temperaturen (< 10 °C) bekannt. Deshalb soll auch die Wirksamkeit der Essigsäure als Elektronendonator und Aktivkohle als Trägermaterial für die biologische Denitrifikation in kontinuierlichem Betrieb bei 7 °C und 3 °C untersucht werden. Diese niedrigen Temperaturen wären vor allem bei der Denitrifikation des Oberflächenwassers von großer Bedeutung.

Die Versuche wurden in vier Schritten durchgeführt. Tabelle 5-1 zeigt die Ziele jedes Schrittes sowie die Versuchsbedingungen.

Tab. 5-1: Schritte bei der Versuchsdurchführung und die dabei vorhandenen Betriebsbedingungen

Schritt	Variierte Parameter	durchschnittliche Nitratkonzentration im Zulauf (mg/L)	Kontaktzeit (min)	Temperatur (°C)
Schritt 1	C/N	63	210	18 - 20
Schritt 2	P/N; pH-Wert	124	74; 164	20
Schritt 3	Kontaktzeit	124	46 – 147	20
Schritt 4	Temperatur	124	37 – 70	12
		124	37 - 123	7 und 3

5.2 Material und Methoden

Eine zylindrische PVC Säule (Länge = 150 cm, Ø = 14 cm) mit 12,3 L von körniger Aktivkohle wurde als Festbettreaktor verwendet. Die Höhe des GAC im Bioreaktor betrug 80 cm (Abbildung 5-1). Die Partikelgröße des GAC reichte von 1 bis 3 Millimeter; weniger als 5% der Gesamtpartikel waren unter 0,7 Millimeter und 10% der Gesamtpartikel waren größer als 3,15 Millimeter. Der Upflow-Reaktor wurde mit Leitungswasser vom Institut der Klimatechnik in Rostock gefüllt. Kaliumnitrat, Essigsäure, Natriumdihydrogenphosphat ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) und Eisensulfat-Heptahydrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) wurden dem Nährbehälter hinzugefügt, um die gewünschte Konzentration von Nitrat-Stickstoff, gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), Phosphor und Eisen im Zulaufwasser zu erreichen. Wasserproben wurden von den Punkten A, B, C, D, E und F, die in Abbildung 1 dargestellt sind, genommen. Der Reaktor wurde mit drei Schläuchen an eine Manometerharfe angeschlossen, um den Druckabfall und die Leistung des Denitrifikationsprozesses zu beobachten. Die Rückspülung im Gleichstrom wurde mit Luft und Wasser durchgeführt, um das Verstopfen des Biofilters zu verhindern.

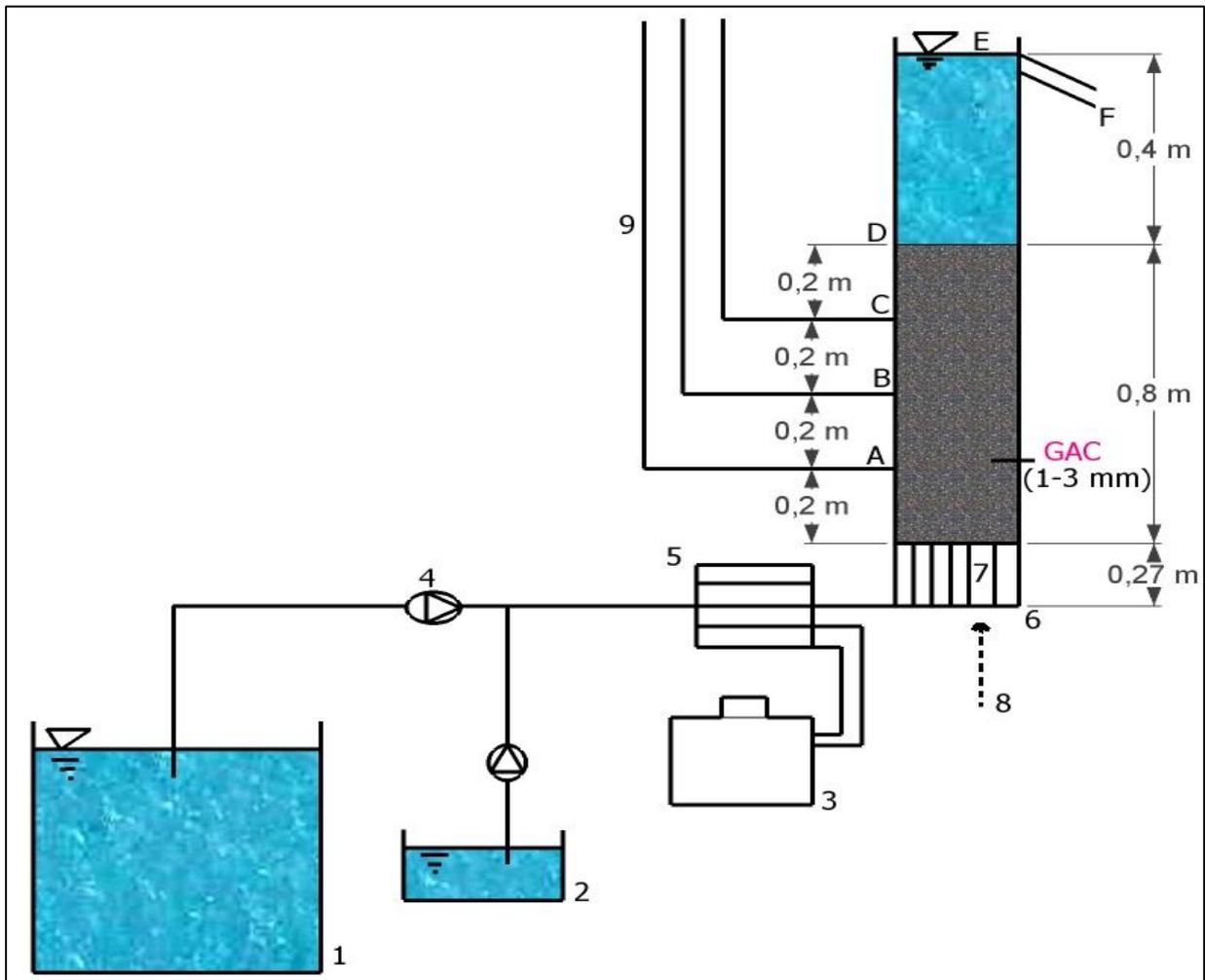


Abb. 5-1: Schematische Darstellung des experimentellen Aufbaus der Laboranlage zur Nitratelimination (1: Vorlagebehälter, 2: Nährstofftank, 3: Thermostat, 4: Schlauchpumpe, 5: Plattenwärmeaustauscher, 6: Denitrifikationsreactor, 7: Stüttschicht aus Kies, 8: Luftspülung, 9: Glasschläuche zur Messung des Druckabfalls; A, B, C, D, and E: Probennahmestellen)

5.3 Auswahl des Substrats und Trägermaterials

Bei der biologischen Denitrifikation spielen Elektronendonator und Trägermaterialien eine wesentliche Rolle zur Bestimmung der Wirksamkeit des gesamten Prozesses wie z.B. Abbauleistung des Nitrats, Qualität des denitrifizierten Wassers und Betriebskosten. Essigsäure ist nicht giftig für den Menschen und stellt eine geeignete Kohlenstoffquelle für die biologische Denitrifikation von Trinkwasser dar. Zusätzlich wird Essigsäure leicht durch zahlreiche Arten von Bakterien abgebaut (Cook et al. 1989). Mohseni-Bandpi und Elliott (1998) berichteten, dass Essigsäure das beste Substrat für die Nitratelimination aus dem Grundwasser (unter 20 °C) im Vergleich zu Methanol und Ethanol hinsichtlich der Nitratabbauleistung und der Nitritkonzentration im Ablaufwasser ist.

Körnige Aktivkohle (GAC) hat eine große Oberfläche für das Wachstum von Bakterien. Deshalb kann damit eine hohe spezifische Abbauleistung erzielt werden. Aktivkohle kann verschiedene unerwünschte Stoffe wie z.B. organische Chlorverbindungen und Pestizide aus dem Wasser entfernen. Der andere Vorteil der körnigen Aktivkohle liegt in der Adsorptions- und Desorptionsfähigkeit. Die GAC kann vorübergehend als Speicher der organischen Stoffe wie Essigsäure dienen. Diese Stoffe werden bei Defizit oder Zunahme der Nitratkonzentration im Zulaufwasser von Aktivkohle desorbiert (Sison et al. 1996). Das führt zu einer temporären Aufrechterhaltung der Nitratbauleistung.

5.4 Analytische Methoden bei der Untersuchung von Leitungswasser

Das Leitungswasser enthielt eine durchschnittliche Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 2 mg/L. Die PO₄-P und Fe-Konzentrationen waren unter 0,05 bzw. 0,02 mg/L. Der durchschnittliche pH-Wert des Leitungswassers war 7.57. Ein Plattenwärmeaustauscher (WilTec B3-12A-10-2.0) mit einer effektiven Fläche von 0,12 m² und einem Thermostat (JULABO MV) wurden verwendet, um die gewünschte Wassertemperatur am Eingang des Reaktors zu erhalten.

Die Wasserproben wurden durch einen 0,45 µm Membranenfilter gefiltert. Nitrat, Nitrit und Ammonium wurden unter Verwendung eines Spektrofotometers (Dr. Lange XION 500) gemessen. Der gelöste organische Kohlenstoff wurde als die Differenz zwischen dem Gesamtkohlenstoff (TC) und anorganischem Kohlenstoff (IC) unter Verwendung eines TOC-Analysators (Dimatec) gemessen. Ein Multimeter (WTW Multi 350i) wurde verwendet, um den pH-Wert, gelösten Sauerstoff und die Leitfähigkeit zu messen.

Alle Experimente wurden unter aeroben Bedingungen durchgeführt. Natriumsulfit wurde dem Leitungswasser hinzugefügt, um den gewünschten Sauerstoffgehalt im Zulaufwasser zu erreichen. Wenn nötig, wurde 1 Mol/L Natronlauge verwendet, um den pH-Wert des Wassers in den Reaktoreingang anzupassen. Der Reaktor wurde im Kreislaufsystem bei Raumtemperatur für 27 Tage betrieben bis ein stationärer Betrieb erreicht wurde. Ein N/Fe-Verhältnis von ca. 240 wurde in dem Substratbehälter für alle Versuche aufrechterhalten.

5.5 Versuchsergebnisse und Diskussion

5.5.1 Schritt 1: Einfluss des Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses (C/N)

Schritt 1 diente zur Bestimmung des optimalen C/N-Verhältnisses in Bezug auf den Eliminationsgrad des Nitrates und der Nitritkonzentration im Ablaufwasser bei einer Kontaktzeit von 210 min. Ein Phosphor-Stickstoff-Verhältnis von ca. 0,05 wurde im Zulaufwasser gehalten. Diese Experimente wurden bei einer Raumtemperatur (14,5 bis 19,8 ° C) durchgeführt. Abbildung 5-2 zeigt den Einfluss des C/N-Verhältnisses auf den Denitrifikationsprozess. Demnach wurden im Schritt 1 die Versuche in den drei Stufen, I, II und III mit einem durchschnittlichen C/N-Verhältnis von 1,77; 1,37 bzw. 1,53 durchgeführt.

Das C/N- Verhältnis während der ersten Stufe (8 Tage) wurde zwischen 1,7 und 1,85 variiert. Diese Verhältnisse führten zum kompletten Nitratabbau. Nitritakkumulation im Ablaufwasser am Ende dieser Stufe wurde nicht festgestellt. Aus diesem Grund wurde das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis in zweiter Stufe verringert.

Die C/N-Verhältnisse wurden zwischen 1,3 und 1,54 in der Stufe II (ab Tag 8 bis Tag 17) variiert. Die Nitritkonzentrationen im Ablauf haben deutlich in den ersten zwei Tagen zugenommen. Dann haben sie sich leicht bis zum 14. Tag, trotz des Temperaturabfalls zwischen Tag 12 und 15, geändert. Generell erfolgt die Nitritakkumulation wenn die Denitrifikation schneller als die Denitrifikation wird (Betlach et al., 1981). Verschiedene Faktoren können zur Akkumulation von Nitrit im Ablauf bei biologischer Denitrifikation führen. Zu diesen Faktoren zählen die Änderung des pH-Werts (Thomsen et al. 1994; Glass und Silverstein, 1998), die Konzentration und Art des Kohlenstoffes (Gómez et al. 2000), der gelöste Sauerstoff (Wu et al. 2008 und Gómez et al. 2002), die Konkurrenz zwischen der Nitrat- und Nitrit-Reduktase zur Elektronengewinnung (Dodd et al., 1975) und der Volumenstrom (Moreno et al., 2005). Der unzureichend zugegebene Kohlenstoff erscheint als die Ursache für den deutlichen Anstieg der in der Abbildung 5-2 dargestellten Nitritkonzentration im Ablauf da die anderen Parameter konstant geblieben sind.

Im Gegensatz dazu sind die Nitratkonzentrationen im Ablauf allmählich zwischen Tag 8 und 12 und deutlich zwischen Tag 12 und 14 erhöht. Nach der Abbildung 5-2 erscheinen die Nitrit-Reduktasen empfindlicher gegenüber der plötzlichen Senkung des C/N-Verhältnisses als die Nitrat-Reduktasen. Zusätzlich sind wahrscheinlich das niedrige C/N-Verhältnis von 1,28 an Tag 13 und die Abnahme der Temperatur von 17 ° C am Tag 12 sowie bis 15 ° C am

Tag 13 die Ursache für die hohe Nitratkonzentration am Tag 13. Da die Temperaturabnahme nicht groß ist, können die Denitrifikanten schneller an die neue Temperatur angepasst werden. Aufgrund dieser Tatsache und der Erhöhung der Temperatur am Ende dieses Schritts wurde der Rückgang der Nitratkonzentration im Ablaufwasser beobachtet. Trotzdem konnte eine vollständige Denitrifikation und ein akzeptables Niveau von Nitrit im Ablaufwasser in diesem Schritt nicht erreicht werden.

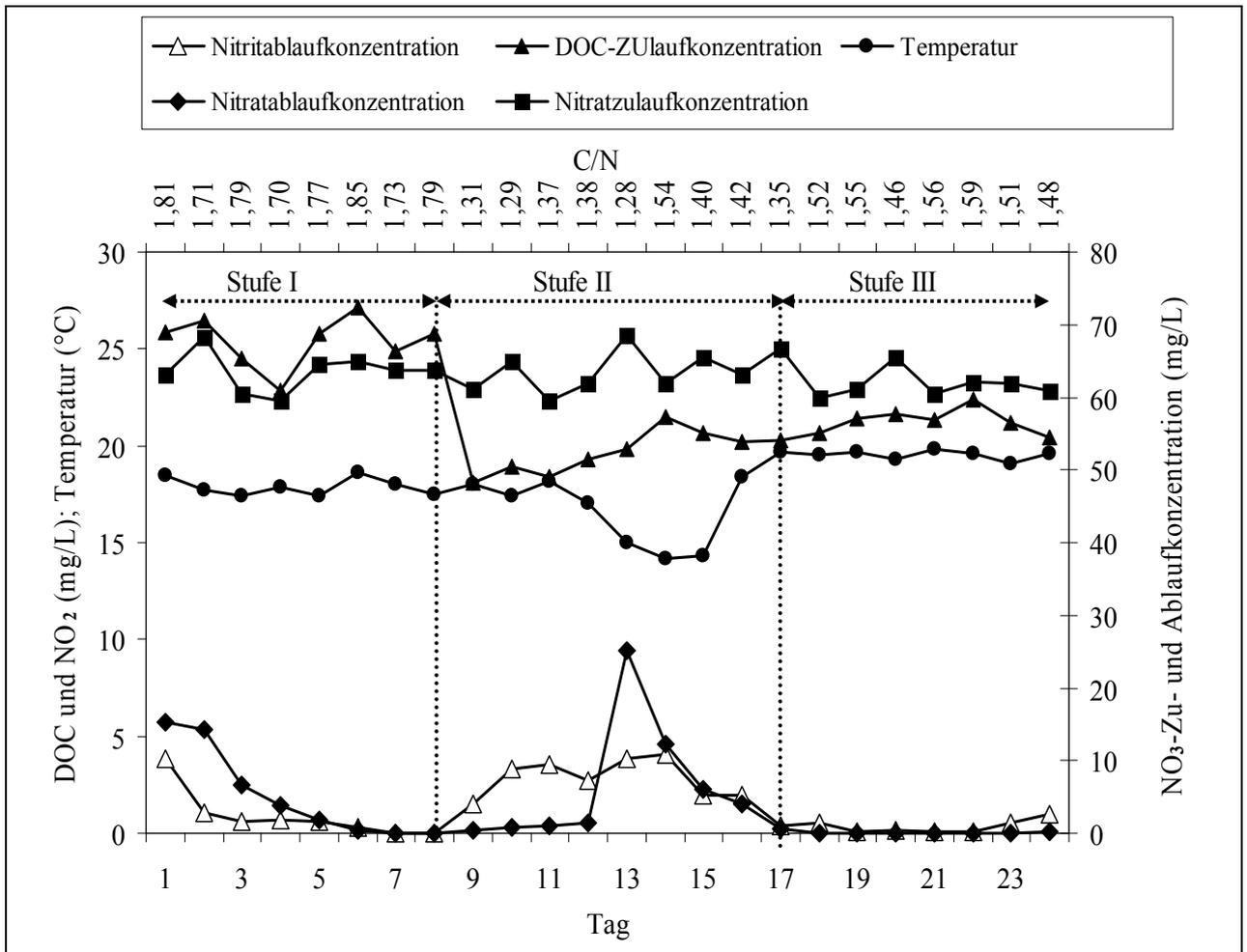


Abb. 5-2: Nitrat- und Nitritkonzentration im Ablauf der Laboranlage in Abhängigkeit vom C/N- Verhältnis bei 18 bis 20 °C

Die C/N Verhältnisse wurden deshalb während der Stufe III erhöht. Es wurde in dieser Stufe festgestellt, dass bei einem C/N-Verhältnis von 1,55 in Gegenwart von Sauerstoff (ca. 4,6 mg/L) ein völliger Nitratabbau mit niedriger Nitritkonzentration im Ablauf (ca. 0,1 mg/L) erreichbar ist. Ein C/N-Verhältnis von 1,5 war ausreichend für den vollständigen Abbau von Nitrat mit einer leicht erhöhten Nitritkonzentration (0.54 mg/L) im Ablaufwasser. Aus diesem Grund wurde ein Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N) von 1,55 als das optimale

Verhältnis für die folgenden Schritte gewählt. Dies Verhältnis ist etwas größer als das bei Dahab et al. (1988) gefundene Verhältnis, lag aber in dem Bereich, der häufig in der Literatur berichtet wird (Mateju et al. 1992, Mohseni-Bandpi et al., 1998).

Gelöster Sauerstoff und pH-Werte im Leitungs- Zulauf- und Ablaufwasser sowie gelöste organische Kohlenstoffe im Ablauf wurden in dem ersten Schritt in der Tabelle 5-2 zusammengestellt. Aus den in Tabelle 5-2 dargestellten Ergebnissen wird klar, dass der Rückgang der Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Reaktor nicht vom C/N-Verhältnis abhängt. Ein ähnliches Ergebnis wurde von Suraphong et al. (1988) mit Methanol beobachtet. Trotz der deutlichen Zunahme des pH-Werts im Reaktor wegen des Denitrifikationsprozesses betragen die durchschnittlichen Abnahmen der pH-Werte zwischen dem Leitungswasser und dem Ablaufwasser nur 6.5%, 5% und 6% für die Stufen I, II beziehungsweise III.

Tab. 5-2: Qualitätsparameter des verwendeten Leitungswassers sowie des Zulauf- und Ablaufwassers bei der Untersuchung der Beeinflussung der Nitratelimination durch das C/N-Verhältnis

Komponente	Stufe I (mittlere C/N = 1.77)			Stufe II (mittlere C/N = 1.37)			Stufe III (mittlere C/N = 1.53)		
	MW	Max.	Min.	MW	Max.	Min.	MW	Max.	Min.
DO im Leitungswasser (mg/L)	6.26	6.6	5.77	6	6.57	5.43	5.6	6	5.28
DO-Zulaufkonzentration (mg/L)	5	5.7	3.42	5.28	5.72	4.88	4.6	5	4.28
DO-Ablaufkonzentration (mg/L)	1.9	2.07	1.7	2	2.6	1.3	1.9	2.25	1.48
pH-Wert im Leitungswasser	7.86	7.94	7.5	7.79	8	7.67	7.77	7.95	7.6
Zulauf-pH-Wert	6.91	6.98	6.86	7	7.13	6.89	6.93	7.13	6.82
Ablauf-pH-Wert	7.34	7.5	7.24	7.4	7.61	7.18	7.3	7.48	7.21

5.5.2 Schritt 2: Einfluss von P/N-Verhältnis und pH-Werte

In diesem Schritt wurde der Einfluss des P/N-Verhältnisses auf die Denitrifikationsleistung für 35 Tage untersucht. Rogalla et al. (1990) zeigten, dass ein P/N-Verhältnis von 0,01 ausreichend für eine vollständige Denitrifikation ist. Deshalb wurde ein P/N-Verhältnis von etwa 0,02 und 0,01 zunächst bei einer Kontaktzeit von 164 min und einer durchschnittlichen Nitratkonzentration im Zulauf von 124 mg/L verwendet. Unter diesen Bedingungen wurde das Nitrat vollständig entfernt. Aus diesem Grund wurde das P/N-Verhältnis allmählich von 0,01 bis etwa 0,002 bei einer Kontaktzeit von 74 min verringert. Diese neuen P/N-Verhältnisse schienen auch keine Auswirkung auf den Denitrifikationsprozess zu haben. Daher wurde ein P/N-Verhältnis von etwa 0,002 für die nächsten Schritte gewählt. Dieses Verhältnis ist niedrig im Vergleich zu anderen Verhältnissen, über die in der Literatur berichtet wurden (Kim et al. 2002, Hiroaki et al. 1999 und Rogalla et al. 1990).

Der Reaktor wurde für einen Zeitraum von 14 Tagen bei einer Kontaktzeit von 184 min und Nitratkonzentration im Zulauf von 124 mg/l betrieben, um die Auswirkung des pH-Wertes im Zulaufwasser auf die Denitrifikationsleistung zu untersuchen. Die Ergebnisse zeigten, dass die Nitrat-Abbauleistung durch die allmähliche Zunahme des pH-Wertes von 6,1 bis 7 nicht beeinflusst wurde. Nitrit im Ablaufwasser war nicht nachzuweisen. Ähnliche positive Ergebnisse wurden von Merkel et al. (1993) beim Einsatz eines Fließbettreaktors zur biologischen Elimination des Nitrates aus Grundwasser berichtet. Sie beobachtet, dass die besten Ergebnisse in Bezug auf die Denitrifikationsrate und Nitrit-Konzentrationen im Ablaufwasser erzielt wurden, wenn der pH-Wert im Bereich zwischen 6,2 und 7,3 ist. Die Ergebnisse aus Schritt 2 zeigten auch, dass eine Konzentration an gelöstem Sauerstoff von bis zu 5 mg/L keinen Einfluss auf die Effizienz des Denitrifikationsprozesses hatte.

5.5.3 Schritt 3: Einfluss der Kontaktzeit

Eine große hydraulische Verweilzeit führt zu einem unökonomischen Betrieb, während eine kleine hydraulische Verweilzeit zu einer schwachen Nitrat-Abbauleistung und zu schlechter Qualität des denitrifizierten Wassers führen kann. Deshalb ist die Festlegung der optimalen hydraulischen Verweilzeit für die technischen Anlagen von großer Bedeutung. Viele Parameter wie Nitrat-zulaufkonzentration, Zielwert des Nitrats, der Qualität des aufbereiteten Wassers, Größe und Gewicht der Trägermaterialien und die Betttiefe sollen bei der Bestimmung der optimalen Kontaktzeit berücksichtigt werden.

Abbildung 5-3 zeigt die Wirkung der Kontaktzeit auf die DOC-Konzentration im Ablaufwasser und die Raumabbauleistung von Nitrat, wenn die Kontaktzeit allmählich von 147 bis 46 min verringert wurde. Trotz dieser Abnahme sind die Nitrat-Eliminationsgrade von 100% geblieben. Die Einstellung des pH-Wertes durch Zugabe von Natronlauge am Eingang des Reaktors war unter diesen Betriebsbedingungen nicht erforderlich. Aufgrund einer potenziellen Trendlinie mit einem hohen Korrelationskoeffizienten (r) von 0,99 kann die Beziehung zwischen Kontaktzeit und DOC-Konzentration im Ablaufwasser am besten beschrieben werden. Die Konzentration des DOC im Ablaufwasser hatte von 5,3 bis 11,3 mg/L zugenommen, wenn die Kontaktzeit von 154 bis 62 min verringert wurde.

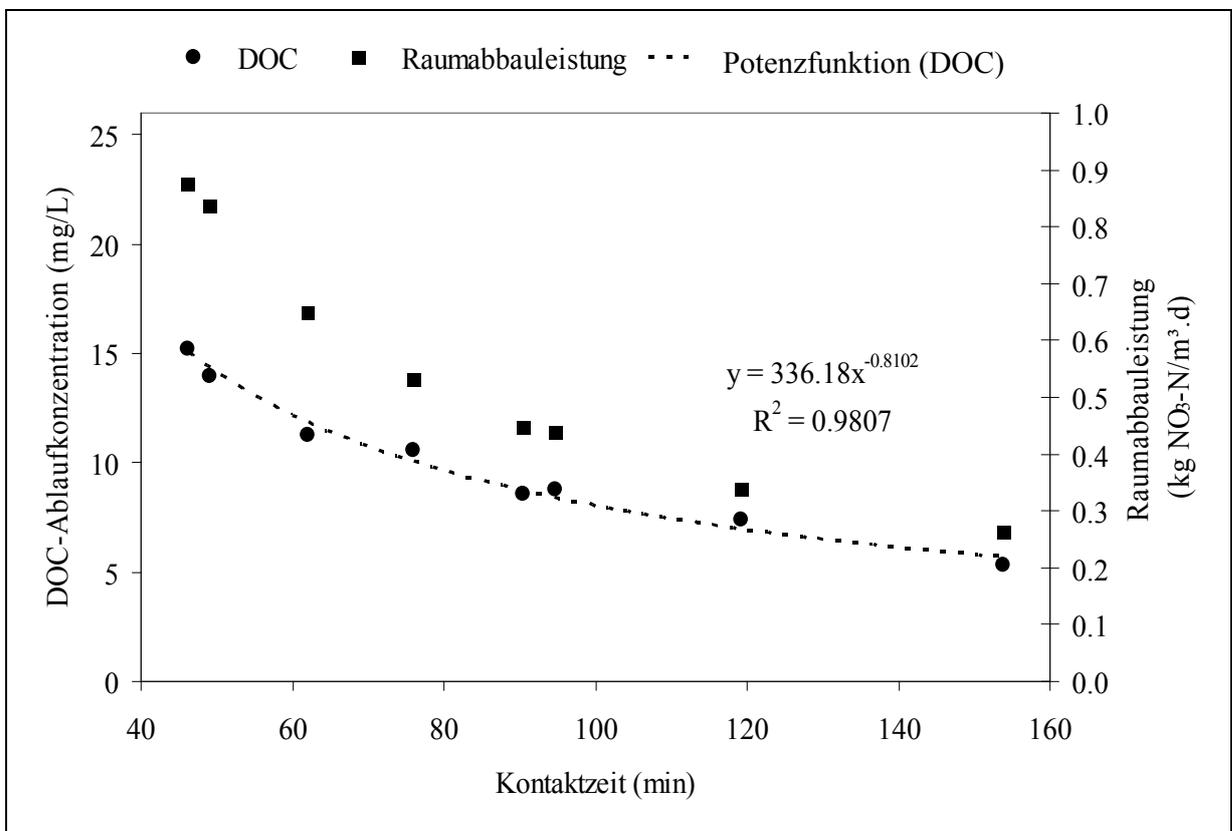


Abb. 5-3: DOC-Ablaufkonzentration und Nitratraumabbauleistung in Abhängigkeit von der Kontaktzeit. Durchschnittliche NO_3^- -Zulaufkonzentration: 124 mg/L, Nitrateliminationsgrad: 100%, durchschnittliche Zulauftemperatur: 20 °C, pH-Wert: 6,2

Dies entspricht einer Zunahme der Nitrat-Raumabbauleistung von 0,26 bis 0,65 kg NO_3^- -N/(m³·d). Die DOC-Konzentration im Ablaufwasser wurde auch deutlich für einen Rückgang der EBCT 62 bis 46 min erhöht. Moore und Schröder (1970) berichten, dass ein Rückgang der Zellkonzentration auftritt, wenn das Auswaschen von Biomasse größer als die Wachstumsrate wird. Sie fanden auch heraus, dass die Nutzung des gelösten organischen

Kohlenstoffs für Nitratelimination bei kürzerer Kontaktzeit geringer war, wenn das System Nitrat-begrenzt war. Dies war wahrscheinlich die Ursache für den Anstieg der DOC-Konzentration im Abwasser, vor allem beim Betrieb mit der Kontaktzeit unter 62 min. Die maximale NO_3^- -Raumabbauleistung, die in diesem Schritt erzielt wurde, war ca. $0,9 \text{ kg NO}_3^- \text{ N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (bei einer Kontaktzeit von 46 min und mit einer mittleren DOC-Ablaufkonzentration von etwa $15,2 \text{ mg/L}$). Wie in Abbildung 5-3 gezeigt ist, scheint die Kontaktzeit von 62 Minuten geeigneter bezüglich der DOC-Ablaufkonzentration und der Abbauleistung zu sein. Allerdings kann auf die Nachbehandlung des denitrifizierten Wassers nicht verzichtet werden, da eine DOC-Konzentrationen von mehr als 5 mg/L im Trinkwasser Geruch, Geschmack und Farbe beeinflusst und die Bildung von Trihalomethane (THM) während der Chlorierung (DAAF, 1996; OME, 2006) verursachen kann.

Die Ergebnisse aus diesem Schritt verdeutlichen, dass die maximale NO_3^- -Abbauleistung hauptsächlich durch den über den Reaktor beobachteten Druckabfall beschränkt ist. Wenn die Kontaktzeit unter 46 Minuten fiel, wurde der Druckverlust offensichtlich erhöht und Kanäle in der GAC gebildet (Daten nicht gezeigt). Das macht die Filterlaufzeit kürzer und erhöht den Verlust von feinen Partikeln aus dem Reaktor. Daher wurde zusätzlich Spülwasser benötigt, um die alte oder abgestorbene Biomasse zu entfernen. Die Filterlaufzeiten, die hauptsächlich von den Betriebsbedingungen und Intensität der Rückspülung abhängen, variierten zwischen 17 und 20 h.

Im nächsten Teil der Experimente wurde die Denitrifikationsleistung für eine durchschnittliche Nitratkonzentration im Zulauf von 148 mg/L und eine durchschnittliche Kontaktzeit von 46 min untersucht. Am Anfang wurde die Nitritakkumulation im Ablauf beobachtet. Diese kann auf die Abnahme des pH-Wertes im Zulaufwasser auf 5,9 zurückgeführt werden. Durch die Einstellung des pH-Wertes im Zulauf konnte eine vollständige Denitrifikation ohne Nitritakkumulation im Ablauf erzielt werden.

Die hauptsächlichliche Zunahme des pH-Wertes und die Senkung des gelösten Sauerstoffs (was auf die Denitrifikation hinweist) ist innerhalb der ersten 60 cm des GAC aufgetreten (Abbildung 5-4). Die niedrigste Konzentration von gelöstem Sauerstoff wurde in Abschnitt C gefunden. Der deutliche Anstieg des pH-Werts und der DO-Konzentration zwischen den Punkten E und F wird durch den Gasaustausch verursacht. Trotzdem gab es keinen merklichen Unterschied in den pH-Werten des Leitungswassers und des Ablaufwassers. Oliver et al. (2008) berichteten, dass eine Ausfällung von Kalziumkarbonat im Filter

(während der Nachbehandlung von denitrifizierten Wassers) bei hohen pH-Werten (> 8) auftritt. Da die gemessenen pH-Werte im schwach alkalischen Bereich (7,2 – 7,35) lagen, trat dieses Problem bei den vorliegenden Versuchen nicht auf.

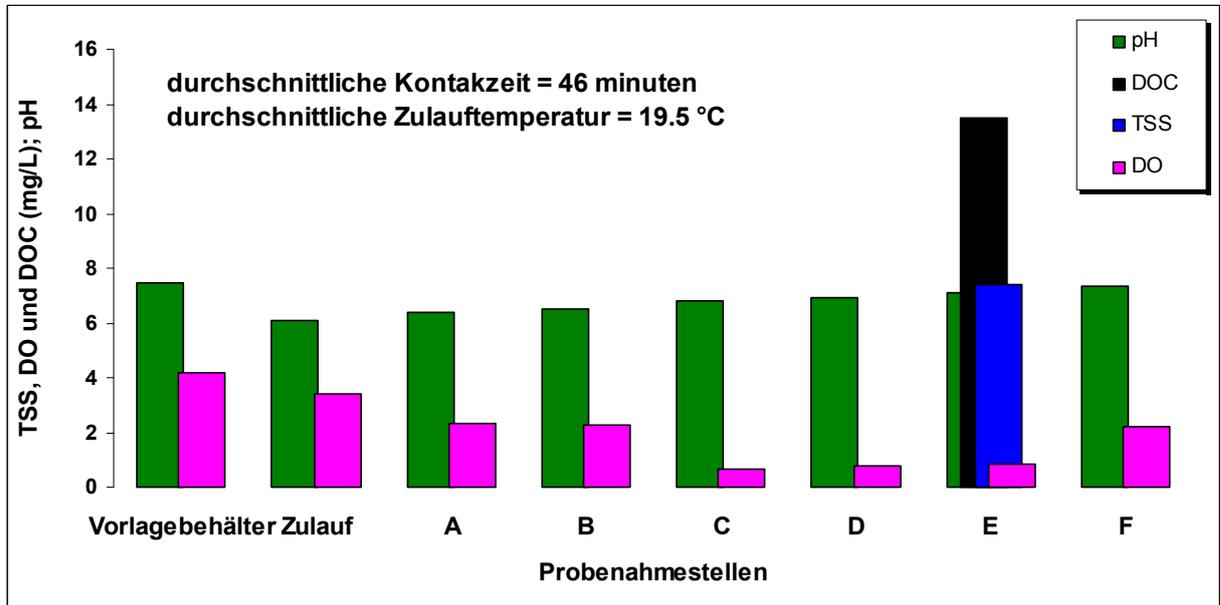


Abb. 5-4: Denitrifikation bei einer durchschnittlichen Nitratzulaufkonzentration von 148 mg/L, einer Zulauftemperatur 19,5 °C und einer Kontaktzeit von 46 min. Die Werte stellen den Durchschnitt von fünf Proben aus 5 Tagen dar.

Andererseits lagen die DOC-Ablaufkonzentrationen im Bereich zwischen 12,7 bis 15,5 mg/L bei einem durchschnittlichen Wert von 13,5 mg/L. Dies zeigt, dass die Erhöhung der Nitratkonzentration im Zulauf von 124 bis 148 mg/L keinen merklichen Einfluss auf die DOC-Konzentration im Ablauf hat. Unter den oben erwähnten Bedingungen konnte eine hohe Abbauleistung von etwa 1,1 kg NO₃⁻-N/(m³·d) erzielt werden.

Die Konzentration der suspendierten Feststoffe (TSS) im Ablaufwasser lag zwischen 6 mg/l und 9 mg/L mit einem durchschnittlichen Wert von 7,4 mg/L. Ähnliche Ergebnisse wurden bei einer Verweilzeit von 2 Stunden und einer Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 50 mg/L erhalten (Dahab und Sirigina; 1994). Jedoch führte die Verwendung eines GAC-Sandfilters als Nachbehandlungsstufe zu einer ausreichenden Verringerung der CSB- und TSS-Konzentrationen.

5.5.4 Schritt 4: Einfluss der Temperatur

5.5.4.1 Denitrifikation bei 12 °C

In diesem Schritt wurden die Denitrifikationsprozesse bei 12 °C und 20 °C untersucht. Abbildung 5-5 veranschaulicht die bei 12 °C erzielten Ergebnisse. Der Reaktor wurde zuerst mit einer Kontaktzeit von 70 min für 7 Tage betrieben. Die Kontaktzeit wurde danach stufenweise auf 37 min verringert. Die pH-Werte im Zulaufwasser lagen dabei zwischen 6,18 und 6,5.

Bei 12 °C wirkte sich der negative Einfluß der Sauerstoffkonzentration auf die Denitrifikation stärker bemerkbar als bei 20 °C. Der in den ersten 5 Tagen erzielte Nitrateliminationsgrad betrug bis zu 97,6% bei einer DO-Zulaufkonzentrationen von 5,6 bis 6,5 mg/L. Unter diesen Bedingungen lagen Nitritkonzentrationen im Ablaufwasser im Bereich von 0,95 - 3,65 mg/L. Hung et al. (2006) zeigten, dass die Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff (4 mg/L) keinen Einfluss auf die Effizienz des Denitrifikationsprozesses unter der Verwendung von Ethanol bei 25 °C hat. Jedoch hatten sie eine leichte Akkumulation von Nitrit im Ablaufwasser festgestellt. Gómez et al. (2002) zeigten, dass die Konzentration von Nitrit im Ablaufwasser etwa 1 mg/L beim Einsatz von Ethanol und Methanol als Kohlenstoffquellen lag wobei die Sauerstoffkonzentration ca. 4.4 mg/L betragen hat.

Trotz der deutlich niedrigeren Temperatur in diesem Schritt wurde eine vollständige Reduktion von Nitrat in Gegenwart von DO (bis 4 mg/L) ohne Akkumulation von Nitrit im Ablaufwasser erzielt. Dies kann vielleicht auf die Kohlenstoffquelle zurückgeführt werden. Deshalb wurde eine DO-Zulaufkonzentration zwischen 1,85 und 4 mg/L für die nächsten 8 Tage eingehalten. Unter diesen Betriebsbedingungen wurde eine maximale Raumabbauleistung von etwa 1,1 kg NO₃⁻-N/(m³·d) erreicht. Dieser Wert ist höher als derjenige bei 20 °C unter den gleichen Bedingungen, weil ein höherer Durchfluss bei 12 °C ohne Beeinträchtigung der Denitrifikation durch größere Druckverluste im Filter realisiert werden konnte. Dies ist vermutlich durch eine geringere Dichte der Biomasse bei 12 °C vor allem am unteren Teil des Reaktors zu erklären.

In der Literatur ist über verschiedene Denitrifikationsraten in Bezug auf die heterotrophen Prozesse berichtet worden. Frick et al. (1985) zeigten, dass die NO₃⁻-Raumabbauleistung unter Verwendung von Ethanol in einem Festbettreaktor bei einer Temperatur von 10-12 °C ca. 1 kg NO₃⁻-N/(m³·d) war. Andererseits wurde eine niedrigere

Raumabbauleistung von $0,7 \text{ kg NO}_3^- \text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ bei einer Temperatur von $10\text{-}11,5 \text{ }^\circ\text{C}$ festgestellt (Stöver et al., 1990). Aufgrund der obigen erwähnten Ergebnisse scheint die Verwendung des Festbett-Reaktors, der mit GAC gefüllt ist, eine geeignete Wahl für die Nitratelimination aus Grundwasser zu sein.

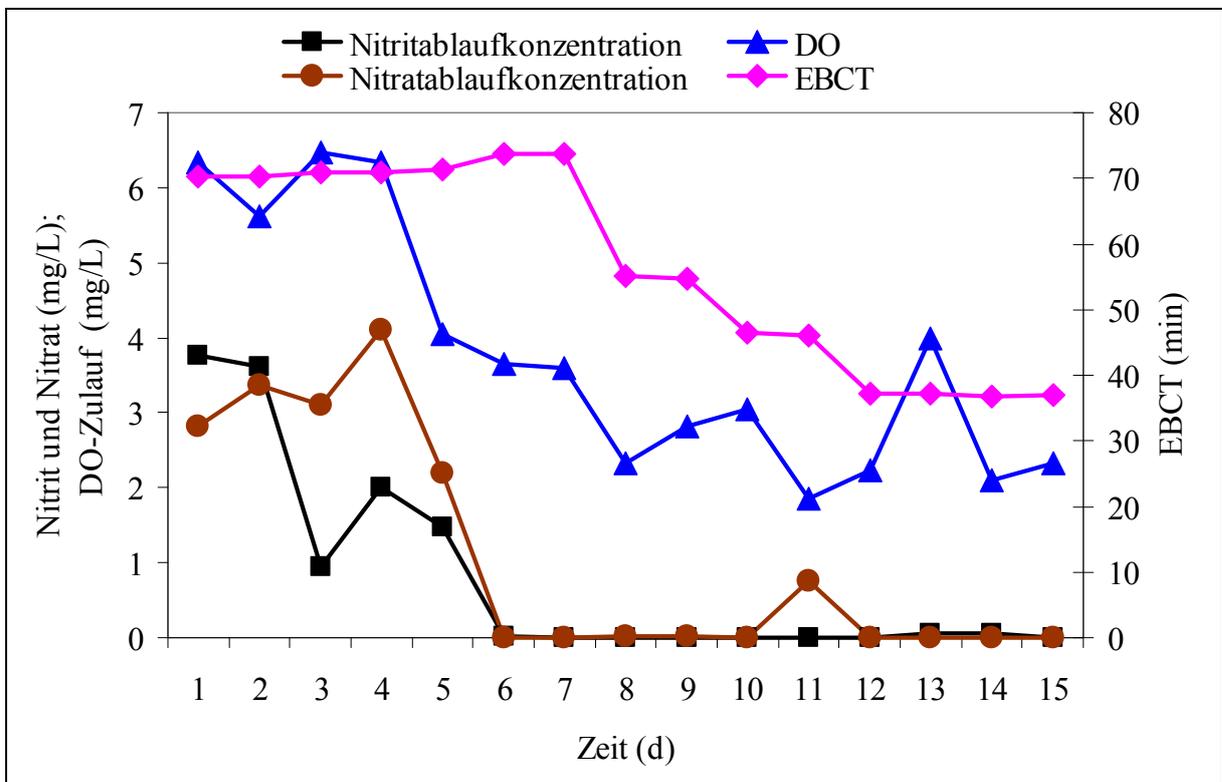


Abb. 5-5: Denitrifikationsprozess bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$, einer mittleren Nitratzulaufkonzentration von 124 mg/L und Kontaktzeiten von 37 bis 70 min

5.5.4.2 Denitrifikation bei $7 \text{ }^\circ\text{C}$ und $3 \text{ }^\circ\text{C}$

Der Einfluss der niedrigen Temperaturen (7 und $3 \text{ }^\circ\text{C}$) auf die Denitrifikationsrate und Qualität des behandelten Wassers ist in Tabelle 5-3 zusammengefasst. Die DO-Zulaufkonzentration wurde zwischen $1,9$ und $3,4 \text{ mg/L}$ eingehalten. Der pH-Wert im Zulaufwasser lag zwischen $6,23$ bis $6,33$.

Wenn die Kontaktzeit von 74 auf 53 min bei $7 \text{ }^\circ\text{C}$ verringert wurde, nahm der NO_3^- -Eliminationsgrad von 100 bis 82% ab. Dies entspricht einer Erhöhung der Raumabbauleistung von $0,53$ bis $0,62 \text{ kg NO}_3^- \text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Dieser Wert ist hoch, vor allem im Vergleich zu Raumabbauleistungen, die durch die autotrophe Denitrifikation in Festbettreaktoren erhalten wurden (Dries et al. 1988; Stackelberg, 1999). Andererseits nahmen die DOC und Nitrit-

Konzentrationen von 15,3 bis 22,5 mg/L bzw. von 0 bis 0,2 mg/L zu. Daher erscheint die biologische Behandlungsmethode mit der Hilfe von GAC und Essigsäure bei 7 °C geeigneter zu sein. Allerdings würden Nachbehandlungen wie Belüftung und Filtration notwendig sein, um die Qualität des denitrifizierten Wassers zu verbessern.

Xie et al. (2003) beobachteten, dass die Wirkung einer Temperatur unter 10 °C auf die Denitrifikationsprozess signifikant war. Ratnayaka et al. (2009) berichteten, dass die Verringerung der NO_3^- -Abbauleitung unter 8 °C signifikant war. Rúa et al. (2008) stellten fest, dass die Nitritkonzentration im Ablaufwasser von etwa 2 mg/L bei 10 und 20 °C bis 7 mg/L bei 5 °C zunahm, wenn Ethanol als Kohlenstoffquelle verwendet wurde. Unter den Betriebsbedingungen der Versuche dieser Arbeit trat eine Akkumulation von Nitrit im Ablaufwasser offensichtlich nur bei 3 °C auf. Die Verwendung von Essigsäure wirkte sich vielleicht bei diesen niedrigen Temperaturen positiv aus hinsichtlich von geringen Nitritgehalten im Ablaufwasser.

Bei 3 °C und einer Kontaktzeit von 74 min wurden ca. 28% der Nitrate eliminiert, was einer Raumabbauleistung von 0,15 kg NO_3^- -N/(m³·d) entspricht. Diese Abbauleistung ist generell sehr niedrig im Vergleich gegenüber denen, welche in Wirbelbettreaktoren realisiert werden. Liessens et al. (1993a) zeigten, dass die NO_3^- -Raumabbauleistung durch einen Wirbelbettreaktor 2 kg NO_3^- -N/(m³·d) bei 3,5 °C beträgt. Die biologische Denitrifikation von Oberflächenwasser, das einen Nitratstickstoffgehalt von 15 mg/L aufweist, wurde auch in einem Wirbelbettreaktor untersucht (Hall et al., 1984). Bis zu 14 mg NO_3^- -N/L bei einem Aufwärtsstrom von 22 m/h und einer Temperatur von 2 °C konnte reduziert werden, wenn Methanol als Kohlenstoffquelle verwendet wurde. Trotzdem wurde Methanol im Ablauf nicht nachgewiesen. Die Verwendung des Wirbelbettreaktor-Systems ist somit prädestiniert für eine Anwendung bei den erwähnten niedrigen Temperaturen.

Die Ergebnisse in der Tabelle 5-3 zeigen auch, dass der pH-Wert im Ablauf in dem Fall der bei 7 °C durchgeführten Versuchen im schwach basischen Bereich liegt. Allerdings ist das denitrifizierte Wasser wegen der geringeren NO_3^- -Raumabbauleistung sauer geworden, wenn die Temperatur von 7 bis 3 °C verringert wurde. In allen Fällen hat die Ammoniumablaufkonzentration den Grenzwert für Trinkwasser nicht überschritten. Für die bei 3 °C durchgeführten Versuchen war die Qualität des denitrifizierten Wassers schlecht, insbesondere im Hinblick auf die hohe DOC-Konzentration in dem Ablaufwasser. Aus diesem Grund ist die Durchführung weiterer Untersuchungen in Hinblick auf die Wirkung

einer Abnahme des C/N-Verhältnisses und eines Anstieges des P/N-Verhältnis bei dieser Temperatur zu empfehlen.

Tab. 5-3: Vergleich der Denitrifikationsleistung bei Temperaturen von 7 und 3 ° C.
 NO_3^- -Zulaufkonzentration: 124 mg/L. Die Daten repräsentieren die Mittelwerte von vier am punkt E entnommenen Proben nachdem der stationäre Betrieb erreicht wurde.

T (°C), t (min)	$\lambda_{(\text{NO}_3)}$ (%)	NO_2^- (mg/L)	T (°C)	Denitrifikations- rate (kg NO_3^- -N/m ³ ·d)	DOC (mg/L)	NH_4 (mg/L)	pH
T = 7, t = 74	100	0	10.8	0.53	15.3	0.08	7.2
T = 7, t = 53	82	0.2	9.05	0.62	22.5	0.06	7.15
T = 3, t = 74	28	1.37	7.68	0.15	39	0.19	6.83

Die Abnahme des Druckabfalls über den Filter bei niedrigen Temperaturen weist auf eine geringere Verstopfungsgefahr in diesem Temperaturbereich hin. Die Abnahme der Raumabbauleistung und die Zunahme von Nitrit- und DOC-Konzentrationen im Ablauf sind vermutlich auf das geringere Wachstum der Biofilme auf den Trägermaterialien zurückzuführen. Nachdem die Temperatur von 7 auf 3 °C verringert wurde, brauchten die Denitrifikanten bei einer Kontaktzeit von 74 min etwa 16 Tage, um den stationären Betrieb zu erreichen (Abbildung 5-6).

Eine deutliche Abnahme des Nitrat-Eliminationsgrades ist nach sechs Tagen aufgetreten. Dagegen war die größte Menge von Nitrit im Ablauf in ersten zwei Tagen beobachtet worden. In der Abbildung 5-6 ist auch ersichtlich, dass die Abnahme des NO_3^- -Eliminationsgrades die Nitritkonzentration im Ablauf nur unwesentlich beeinflusst.

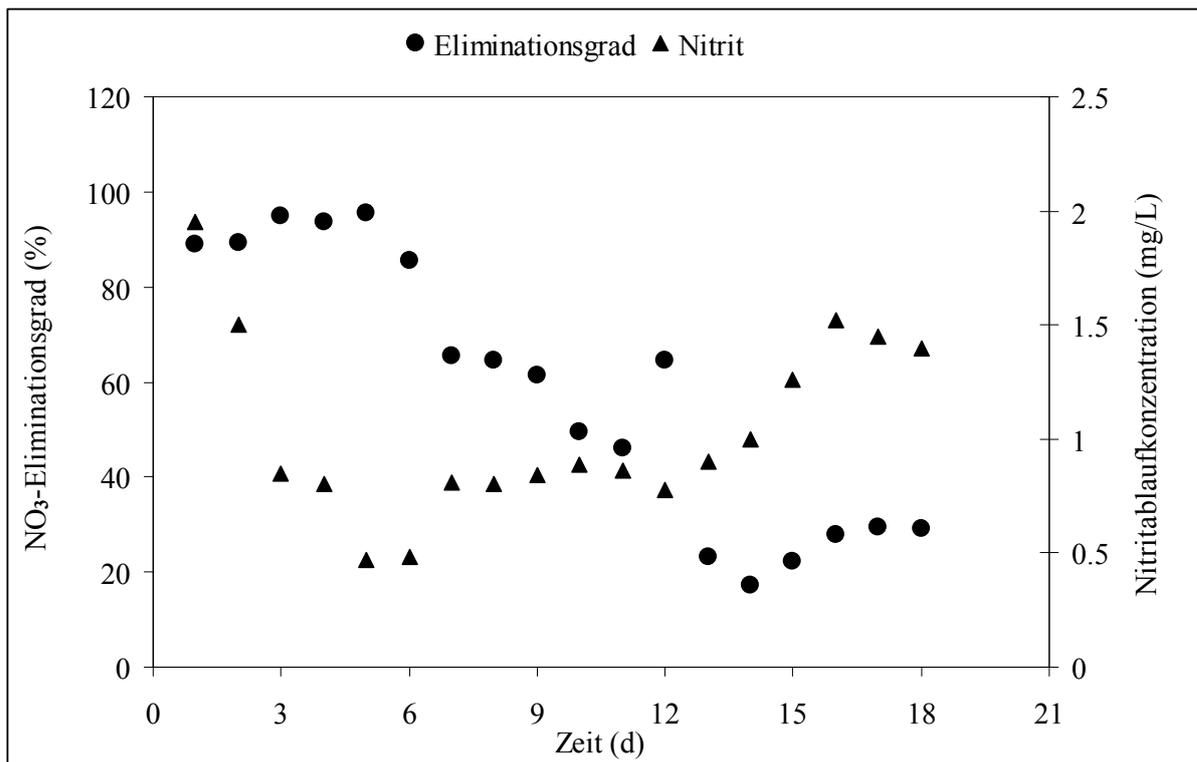


Abb. 5-6: Denitrifikation bei 3°C, 124 mg/L Nitratzulaufkonzentration und einer Kontaktzeit von 74 min

5.5.4.3 Zusammenhang zwischen Temperatur und maximaler Raumabbauleistung

Abbildung 5-7 zeigt die maximalen Raumabbauleistungen bei 20, 12, 7 und 3 ° C mit einer durchschnittlichen Zulaufnitratkonzentration von 124 mg/L. Diese Abbildung berücksichtigt auch die eingeschränkten Raumabbauleistungen wegen der hohen Druckabfälle besonders bei 20 °C. Die bei 12 °C erzielte Raumabbauleistung ist etwa 1,2-, 1,77- und 7,3-fach höher als bei 20, 7 und 3 °C. Der Effekt der Temperatur auf die Denitrifikationsraten unter Verwendung eines Batch-Reaktors wird generell durch die Arrhenius-Gleichung erklärt (Lewandoski, 1982; Dawson, 1972). Nach der Abbildung 5-7 änderte sich die Raumabbauleistung linear ($y = 0.11x - 0,15$, mit $r = 0,999$) im Temperaturbereich von 3-12 °C. Für den gesamten Temperaturbereich (3-20 °C) ist die Veränderung der Raumabbauleistung am besten durch eine Polynomregression zweiter Ordnung zu beschreiben ($r = 0,993$). Die Verwendung einer größeren Teilchengröße von GAC bei hohen Temperaturen wie 20 °C könnte in Bezug auf Raumabbauleistung nützlich sein.

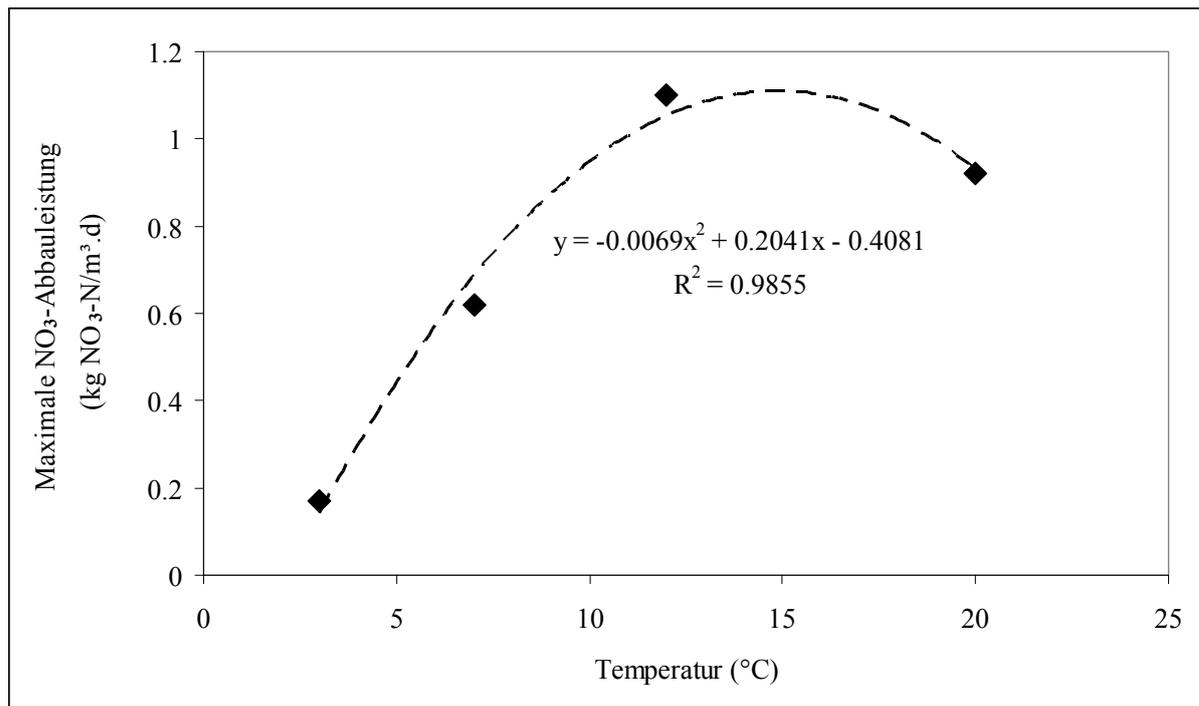


Abb. 5-7: Maximale NO₃-Raumabbauleistung in Abhängigkeit von der Temperatur

5.5.5 Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen kann folgendes abgeleitet werden:

- Der Einsatz von gekörnter Aktivkohle (1-3 mm) und Essigsäure für die biologischen Elimination von Nitrat aus dem Rohwasser im Festbettreaktor führte bei 20, 12 und 7 °C zu guten Ergebnissen im Hinblick auf Abbaueliminationsgrad und Qualität des Ablaufwassers. Trotzdem ist eine Nachbehandlung des denitrifizierten Wassers wegen der hohen DOC-Konzentration erforderlich.
- Der negative Einfluss des Druckverlustes im Reaktor auf die NO₃-Raumabbauleistung war am größten bei 20 °C. Aus diesem Grund kann wahrscheinlich durch den Einsatz größerer GAC- Partikel eine höhere Raumabbauleistung mit geringerer Gefahr zur Filterverstopfung erzielt werden.
- Für Grundwässer mit 12 °C erscheint GAC (1-3 mm) in Kombination mit Essigsäure geeigneter in Bezug auf die Raumabbauleitung und die Filterlaufzeit.
- Das optimale Kohlenstoff-Stickstoff- Verhältnis für die komplette Nitratelimination kann mit 1,55 angegeben werden.
- Der Einfluss von gelöstem Sauerstoff auf den Denitrifikationsprozess war bei 12 °C etwas stärker als bei 20 °C. Allerdings zeigte das Vorhandensein von DO (bis 4

mg/L) im Zulauf bei beiden Temperaturgraden keinen Einfluss auf die Denitrifikation.

- Ein sehr niedriges Phosphor-Stickstoff-Verhältnis von ca. 0.002 war ausreichend für vollständige Denitrifikation.
- Die bei 3 °C durchgeführte Denitrifikation führte zu einem niedrigen Nitrat-Eliminationsgrad und schlechter Qualität des aufbereiteten Wassers. Daher wäre die Verwendung eines Wirbelbettreaktors bei solchen niedrigen Temperaturen zu bevorzugen.
- Die Abhängigkeit der maximalen Raumabbauleistung von der Temperatur kann im Bereich von 3 bis 20 °C mit einem Polynom zweiter Ordnung beschrieben werden.

6 Kostenschätzung für die biologischen Nitratelimination aus dem Grundwasser in Ghouta/Syrien

Die in der Literatur verfügbaren Angaben über die Kosten der Verfahren sind lokal spezifisch. Zu den beeinflussenden Faktoren zählen der Wasservolumenstrom, die Rohwasserbeschaffenheiten (Nitratkonzentration), der Zielwert des Nitrats im Mischwasser, der pH-Wert, das Trägermaterial für die Bakterien und die Wassertemperatur. Nach den im Kapitel 2 erwähnten Kosten der biologischen Nitratelimination aus Rohwasser liegen die Betriebskosten zwischen 0,06 und 0,14 €/m³ verteilten Trinkwassers, die Gesamtkosten zwischen 0,15 und 0,3 €/m³ verteilten Trinkwassers.

Bei einem Volumenstrom von 6,25 m³/h und einer Nitratkonzentration im Brunnenwasser von 70,8 mg/L (Zielwert des Nitrates im Mischwasser < 35,4 mg/L) betragen die Investitions- und Betriebskosten ca. 0,04 €/m³ Produktwasser bzw. 0,11 €/m³ Produktwasser (Silverstein et al. 2002). Eberhardt (1990) hat die Gesamtkosten des DENIPOR-Verfahrens (Festbett-Reaktor, Ethanol ist Kohlenstoffquelle, Anlagenkapazität: 50 m³/h) für die Nitratelimination aus Grundwasser, das einen Nitratgehalt von 80 mg/L besitzt, auf 0,99 DM/m³ verteiltes Trinkwasser geschätzt. Er hat jedoch die Gesamtkosten des DENITROPUR-Verfahrens (Wasserstoff ist Elektronendonator, CO₂ und HCO₃ sind Kohlenstoffquellen, Anlagekapazität: 50 m³/h) nur auf 0,82 DM/m³ verteiltes Trinkwasser geschätzt. Zielwert des Nitratgehaltes im Trinkwassernetz war 25 mg/L. Dahab et al. 1991 haben die Gesamtkosten bei der biologischen Denitrifikation (Nitratgehalt im Zulauf lagen zwischen 45 und 90 mg/L) in Europa zwischen 0,106 und 0,23 €/m³ aufbereitetes Wasser geschätzt.

Da es keine technischen Anlagen zur biologischen Elimination von Nitrat oder ähnlichen Ionen aus dem Grundwasser in Syrien gibt, ist die Schätzung der Kapital- und Betriebskosten für dortige Verhältnisse schwierig. Wie bereits erwähnt, werden drei Umkehrosmose-Anlagen zur Nitratelimination aus dem Grundwasser in Ghouta am Ende des Jahres 2011 ausgeführt werden. Die damit verbundenen Kosten stehen derzeit aber nicht zur Verfügung. Allerdings sind folgende Punkte bei der Schätzung der Betriebskosten in Syrien zu berücksichtigen:

der Strompreis beträgt in Syrien 3,3 Cent/kWh,
der monatlicher Lohn für einen Arbeiter ist ca. 190 €,
der monatlicher Lohn für einen Ingenieur ist ca. 300 €,
der Zinssatz für Investitionen liegt derzeit bei 8,5%.

Tabelle 6-1 zeigt den Chemikalienbedarf und die dafür geschätzte Kosten für Syrien. Aus dieser Tabelle ist zu entnehmen, dass die Kosten von Essigsäure mehr als 99% der Gesamtkosten der Chemikalien ausmachen, welche für die Vorbehandlungs- und Denitrifikationsstufe benötigt werden.

Die Leistung der Anlage (m^3/h) für die biologische Denitrifikation spielt eine große Rolle in Bezug auf die spezifischen Kosten. Nach der Tabelle 6-2 liegen die spezifischen Gesamtkosten bei der großen Anlage ($360 \text{ m}^3/\text{h}$) nur etwa bei 64% der der kleinen Anlage ($70 \text{ m}^3/\text{h}$). Die Betriebskosten betragen $0,0667 \text{ €/m}^3$ bei der kleinen Anlage und $0,0465 \text{ €/m}^3$ bei der großen Anlage. Aus diesem Grund erscheint der Aufbau einer großen Anlage zur Aufbereitung der aus dem gleichen Gebiet stammenden Brunnengrundwässer günstiger. Die Kosten der Chemikalien und der Reparatur machen 70% der Betriebskosten aus. Es wurden Gesamtkosten von $0,217 \text{ €/m}^3$ für eine Anlage in Jesreen (Grundwassergruppe 1) geschätzt. Die hier angegebenen Kosten können allerdings nur als Richtwerte angesehen werden. Die Investitionskosten für Ghouta und Syrien können von hier angegebene Werte deutlich abweichen. Z.B. sind die Grundstücks-Preise in Ghouta und Syrien generell geringer als in Deutschland. Sie schwanken auch in Ghouta zwischen 3 €/m^2 im Ostenteil (Medaa) und 28 €/m^2 in Jesreen (Ghouta-Mitte).

Tab. 6-1: Chemikalienbedarf bei Aufbereitung von Grundwasser der Gruppe 1 in einer kleinen Anlage ($70 \text{ m}^3/\text{h}$) sowie in einer großen Anlage ($360 \text{ m}^3/\text{h}$).

Chemikalien	Bedarf ¹ (Tonnen/a)		Kosten ² (€/m ³ Produktwasser)	
	Leistung		Leistung	
	70 m ³ /h	360 m ³ /h	70 m ³ /h	360 m ³ /h
Essigsäure	21,7	111,6	0,0177	0,0177
Eisensulfat-Heptahydrat	0,115	0,5931	0,000045	0,000045
Natriumdihydrogenphosphat	0,05	0,255	0,00008	0,00008

¹ Konzentration des Nitrats im Zulauf und Mischwassers ist 80 bzw. 39,5 mg/L

² Preise für Essigsäure (99,5%), Eisensulfat-Heptahydrat, und Natriumdihydrogenphosphat wurde mit 500, 240, und 1020 €/Tonne geschätzt.

Tab. 6-2: Geschätzte Investitions- und Betriebskosten (€/m³ verteiltes Trinkwasser) für kleine und große Anlagen in Syrien

	Einheit	Leistung (m ³ /h)	
		70	360
Investitionskosten	(€)	708000	2290909
Abschreibung, 12 Jahre	(€/a)	92056	297870
Spezifische Kosten	(€/m ³)	0,150	0,094
Betriebskosten			
Energie ¹	(€/m ³)	0,0066	0,0066
Chemikalien ²	(€/m ³)	0,018	0,0178
Personalaufwand ³	(€/m ³)	0,0133	0,004
Reparatur ⁴	(€/m ³)	0,0288	0,0181
Gesamt Betriebskosten	(€/m ³)	0,0667	0,0465
Gesamtkosten	(€/m³)	0,217	0,1405

¹ Die Stromverbrauch von 0,2 kWh/m³ Produktwasser wurde aufgrund der Informationen der Literaturen vorausgesetzt

² Nur für Vorbehandlung- und Denitrifikationsstufe

³ 1 Ingenieur, 1 Techniker und 1 Laborant für die kleine Anlage (70 m³/h); 1 Ingenieur, 3 Mechaniker und 1 Laborant für die Anlage mit 360 m³/h.

⁴ 2,5% der Investitionskosten

7 Schlussfolgerungen für die Administration in Syrien

Aufgrund der in dieser Arbeit beschriebenen Situation im Gebiet Ghouta in Syrien muß auf die folgenden Punkte hingewiesen werden:

- Das Syrische Umweltschutzgesetz Nr. 50 (2002) ist nicht ausreichend, um die Grundwasserressourcen hinreichend zu schützen. Insbesondere im Vergleich zu deutschen Richtlinien zeigen sich erhebliche Defizite. Deshalb müssen Schutzzonen in Ghouta festgesetzt werden. Die damit verbundenen Nutzungseinschränkungen sind im wasserrechtlichen Vollzug durchzusetzen. Illegale Brunnen für die Trinkwasserversorgung und/oder Bewässerungszwecke müssen gegebenenfalls geschlossen werden. Gleichzeitig ist die Sicherung neuer sauberer Trinkwasserressourcen erforderlich.
- Es ist eine Zunahme des Verunreinigungsgrades von Grund- und Oberflächenwasser in den nächsten Jahren zu erwarten, da die Überwachung der Umsetzung von Gesetzen generell nicht ausreichend gegeben ist. Die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser sollte regelmäßig beobachtet und ausgewertet werden.
- Für die Aufbereitung von Brunnenwässern in der Region Ghouta ist die Einrichtung von Anlagen zur Elimination von Nitrat und/oder anderen Inhaltstoffen erforderlich. Gleichzeitig müssen effektive Maßnahmen in Bezug auf die landwirtschaftlichen Aktivitäten und die Anwendung von Abwasser zu Bewässerungszwecken als langfristige Lösung umgesetzt werden.
- Für die Einrichtungen dieser Anlagen ist eine ausreichende Finanzierung abzusichern.
- Zur Betreibung wasserwirtschaftlicher technischer Anlagen ist qualifiziertes Personal erforderlich. Dieses ist durch staatliche Vorgaben anforderungsgerecht zu schulen.

8 Zusammenfassung und Ausblick

In dieser Arbeit wurden die Probleme der hohen Nitratgehalte sowie der Gehalte anderer Inhaltstoffe im Grundwasser in Damaskus-Ghouta aufgrund von gesundheitlichen, ökologischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten beschrieben. Eingehend wurden geeignete Wasseraufbereitungsverfahren beschrieben und Erfordernisse gezeigt, wie unter den syrischen Verhältnissen die Situation verbessert werden kann.

Zunächst erfolgte eine Bewertung der Verfahren zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung. Diese Verfahren lassen sich in zwei Gruppen einteilen. Zur ersten Gruppe gehören die in technischen Maßstäben geprüften Verfahren (Umkehrosmose-, Elektrodialyse- und Ionenaustausch- und biologische Verfahren). Die Nanofiltration wird bei der Nitratelimination im Großmaßstab nur selten eingesetzt. Es erfolgte eine Zusammenstellung von Vor- und Nachteilen dieser Verfahren. Gleichzeitig wurden die Stabilität und die Eliminationsleistungen von Nitrat und anderen Stoffe bewertet. Zu der zweiten Gruppe, die die in Laboren geprüften Verfahren umfasst, zählen die elektrokatalytischen, chemischen, und katalytischen Verfahren.

Die in Frage kommenden Verfahren wurden zusammengestellt und nach verschiedenen Faktoren wie z.B. Betriebs- und Investitionskosten und Rohwasserbeschaffenheit bewertet. Die Kosten der Abwasserbeseitigung sind demnach am höchsten bei den UO-Verfahren und am niedrigsten bei den biologischen Verfahren. Die Betriebskosten sind ähnlich bei IA- und biologischer Verfahren. Die kleinsten Gesamtkosten konnten generell bei biologischen Verfahren festgestellt werden. Trotzdem muß das jeweils günstigste Verfahren unter Beachtung der lokalen Verhältnisse ermittelt werden.

In Kapitel 3 wurden verschiedene wasserwirtschaftliche Aspekte der Region Ghouta zusammengestellt. Zunächst war das Hauptproblem in Ghouta und auch in ganz Syrien das Fehlen einer hinreichenden Umweltschutzgesetzgebung. Nachdem diese Gesetze erstellt sind, ist ihre Umsetzung im wasserrechtlichen Vollzug eine große Herausforderung. Der Schutz der Grundwasservorkommen wird mittel- und langfristig zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität führen. Bis dahin besteht aber die Notwendigkeit des Aufbaus von Anlagen zur Nitratelimination aus Grundwasser.

Die Beschreibung der topographischen, klimatischen, geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse in Ghouta beinhaltet Kapitel 4. Die niedrigen Niederschläge und die hohe

Evaporationsrate vor allem im östlichen Teil (ca. 90 mm/a) tragen zur schlechten Situation in Ghouta bei, da der Wasserbedarf für verschiedene Zwecke in Industrie und Landwirtschaft immer mehr zugenommen hat. Die Erweiterung der legalen und illegalen Urbanisation in den letzten 20 Jahren sowie die hohe Wachstumsrate der Bevölkerung hat auch die Situation in Ghouta verschärft. Die Recherchen ergaben die folgenden Hauptursachen für die allmähliche Zunahme der Nitrat- und TDS-Gehalte im Grundwasser von Ghouta:

- Überschüssige Anwendung von organischem und anorganischem Dünger,
- Fehlen von Abwasserableitungs- und Kläranlagen für die Behandlung von Abwasser sowie Nutzung von behandeltem Abwasser der Kläranlage Adraa, die über keine Denitrifikationsstufe verfügt, zur Bewässerung.
- Ungeordnete Verteilung industrieller und gewerblicher Direkteinleiter, deren Abwässer häufig ohne Behandlung in den Fluss Barada und seine Nebenarme eingeleitet werden.

Durch die vorherrschende vom Westen nach Osten verlaufende Grundwasserströmung wird erwartet, daß die bisher unter dem Grenzwert liegenden Nitratkonzentrationen im Osten in den nächsten Jahren überschritten werden. Ab dem Jahr 2000 wurde eine Abnahme des Grundwasserflurabstandes in einigen Orten festgestellt. Als Ursache wird die Verwendung von behandeltem Abwasser der Kläranlage Adraa zur Bewässerung vermutet. Die Tiefe der Grundwasserleiter, die einen hohen Nitratgehalt aufweisen, variiert zwischen 37 m und 312 m. Die flachen Grundwasserleiter weisen generell die höchsten Nitratgehalte auf. Es war auch ersichtlich, dass die höchsten Nitrat- und Härtekonzentrationen hauptsächlich in der Nähe von Alshifoniyeh entstehen, wo der Hauptabwasserablaufkanal der Kläranlage Adraa verläuft.

Die Analyse der chemischen Beschaffenheiten im Jahr 2008 zeigte signifikante Zusammenhänge zwischen TDS- und Chloridkonzentrationen sowie den Nitratkonzentrationen. Im östlichen Teil (Zonen II und IV) wurde eine jährliche Steigerungsrate von Nitrat und TDS von 5,75 mg/L bzw. 75,76 mg/L ermittelt. Andererseits weisen generell die Grundwässer in Hoshelfara, Tal Kurdi, Ateibeh, Medaa und Sbeineh hohe TDS-Gehalte auf. Der Grundwassertyp in Ghouta ist geprägt durch Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Chlorid.

Die theoretischen Möglichkeiten zur Elimination von Nitrat und/oder anderer schädlicher Stoffe aus dem Grundwasser in Ghouta wurden untersucht. Die Wirksamkeit der Verfahren wurde anhand der Eliminationsleistung des Verfahren, der Betriebs- und Gesamtkosten, der

Möglichkeiten zur Abwasserbeseitigung bei Anwendung syrischer Gesetze, der Abwassermenge sowie der Stabilität der Verfahrens und der Qualität des Produktwassers geprüft.

Die theoretische Berechnung zur Nitratelimination wurde für drei Brunnen durchgeführt, deren Grundwässer weitgehend die Grundwasserbeschaffenheiten in Ghouta repräsentieren. Die Nitratgehalte in der ersten Grundwassergruppe 1 (Brunnenort ist Jesreen) betragen durchschnittlich 80 mg/L. Die zweite und dritte Grundwassergruppe wiesen Nitratkonzentrationen von durchschnittlich 106 und 124 mg/L auf. Für die Wasseraufbereitung wurde ein Zielwert des Nitratgehaltes im Mischwasser von 39,5 mg/L angestrebt um einen ausreichenden Abstand zum Grenzwert von 50 mg/L einhalten zu können. Bei Grundwassergruppe 1 haben die IA(Cl-Form),- UO- und ED-Verfahren sowie die biologische Aufbereitung positive Gesamtbewertungen erfahren. Unter Berücksichtigung der lokalen Verhältnisse in Ghouta und Syrien erfolgte die höchste Bewertung zugunsten des biologischen Verfahrens. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass unter diesen Verhältnissen die Einleitung des Abwassers bei allen Verfahren (ausgenommen des biologischen Verfahrens) in die Kanalisation und in die Gewässer wegen des hohen TDS und/oder Nitratgehalts verboten ist. Die biologischen Verfahren wurde auch als die günstigsten für die Grundwassergruppen 2 und 3 festgestellt.

Die biologische Denitrifikation im kontinuierlichen Festbettreaktor unter Verwendung von Essigsäure als Kohlenstoffquelle und gekörnter Aktivkohle (1-3 mm) als Trägermaterialien wurde im Labormaßstab durchgeführt. Die Wirksamkeit des Denitrifikationsprozess wurde bei hohen und niedrigen Temperaturen (20, 12, 7, und 3 °C) untersucht und bewertet. Zu diesem Zweck wurden auch die Konzentrationen von DOC, NO₂, NH₄, NO₃ und TSS im Ablaufwasser gemessen. Der Einflüsse von C/N-Verhältnis, P/N-Verhältnis, pH-Wert und die Kontaktzeit auf die Denitrifikationsprozess wurden in dieser Arbeit ermittelt. Die Durchführung der Experimente erfolgte in mehreren Schritten.

Im ersten Schritt wurde ein optimales C/N-Verhältnis von 1,55 bei einer Kontaktzeit von 210 min und einer Temperatur von 18-20 °C festgelegt. Ein niedriges P/N-Verhältnis von ca. 0,002 wurde für die vollständige Denitrifikation in einem zweiten Schritt bei einer Kontaktzeit von 74 min und einer Temperatur von 20 °C gefunden. Die Ergebnisse haben auch gezeigt, dass die Anhebung des pH-Werts im Zulaufwasser von 6,1 bis zu 7 keinen Einfluss auf den Denitrifikationsprozess hatte.

Im Schritt 3 (Temperatur des Zulaufwassers 20 °C) zeigte die Kontaktzeit einen wichtigen Einfluss auf Denitrifikation mit einer Nitratzulaufkonzentration von 124 mg/L. Eine maximale NO_3^- -Raumabbauleistung von etwa 0,9 kg NO_3^- -N/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$) wurde bei einer relativ kurzen Kontaktzeit von 46 min und mit einer mittleren DOC-Ablaufkonzentration von etwa 15,2 mg/L erzielt. Die Verringerung der Kontaktzeit und die Zunahme der NO_3^- -Raumabbauleistung war aber mit dem Anstieg der DOC-Konzentration im Ablauf verbunden. Dieser Anstieg war deutlicher bei einer Kontaktzeit von mehr als 62 min. Die Ergebnisse der Versuche zeigten, dass die Denitrifikation bei einer Nitratzulaufkonzentration von 124 bzw. 148 mg/L mit einer Kontaktzeit von 46 min keinen signifikanten Einfluss auf die DOC- und Nitritkonzentration im Ablaufwasser hat.

Im Schritt 4 wurde die Denitrifikation in Abhängigkeit von der Temperatur bei 12 °C, 7 °C, und 3 °C mit einer Nitratzulaufkonzentration von 124 mg/L untersucht. Die GAC und die Essigsäure haben sich am besten bei 12 °C im Hinblick auf die hohe erzielte NO_3^- -Raumabbauleistung bewährt. Der Grund dafür ist, dass eine kurze Kontaktzeit von 37 min ohne die Störung des Denitrifikationsprozesses durch den hohen Druckverlust über den Reaktor erreicht werden konnte. Die bei 12 °C maximale erzielte NO_3^- -Raumabbauleistung war etwa 1,1 kg NO_3^- -N/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$) bei einer Kontaktzeit von 37 min.

Obwohl die Eliminationsleistung von Nitrat bei 7 °C abnahm, konnte eine NO_3^- -Raumabbauleistung von 0,62 kg NO_3^- -N/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$) bei einer Kontaktzeit von 53 min erzielt werden. Trotzdem ist diese Abbauleistung relativ gut im Vergleich zu den in Literatur berichteten Werten. Die Nachbehandlung des denitrifizierten Wassers ist bei allen Temperaturen nötig vor allem wegen der hohen DOC-Konzentration im Ablauf.

Für eine Anlagekapazität von 70 m^3/h und unter der Berücksichtigung der syrischen Verhältnisse wurden Gesamtkosten von 0,217 €/ m^3 verteiltes Trinkwasser für die biologische Denitrifikation in Syrien abgeschätzt. Für eine Anlageleistung von 360 m^3/h wurden Gesamtkosten von 0,1405 €/ m^3 verteiltes Trinkwasser abgeschätzt.

Aufgrund der Ergebnisse der bei 3 °C durchgeführten Experimente ist der Einsatz des Festbettreaktors wegen der hohen DOC-Ablaufkonzentration und der niedrigen NO_3^- -Raumabbauleistung für die Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung nicht zu empfehlen. Hingegen erscheint der Einsatz des Wirbelbettreaktors effektiver bei solchen niedrigen Temperaturen zu sein. Die Verwendung einer größeren Teilchengröße von GAC

wird für die Nitratelimination aus dem Grundwasser in Ghouta (17 - 21 °C) empfohlen, da in diesem Fall große Druckverluste vermieden und infolge dessen eine höhere Raumabbauleistung erzielt werden kann.

9 Literaturverzeichnis

- Abke, W. (2001): Wasserversorgung Taschenbuch der Wasserwirtschaft. 8., völlig neubearbeitete Auflage. Berlin
- ACSAD, (2007): Arab Center for the Studies of Arid Zones and Dry Lands: Isopiezometric Maps of the Barada/Awaj-Basin.
- Afonsoa, M.D.; Jaberb, J.O.; Mohsen, M.S. (2004): Brackish groundwater treatment by reverse osmosis in Jordan, *Desalination* 164, 157-171
- Alammareen, A. M. (2001): Contamination of groundwater in Damaskus- plain. *Journal of Basic Science*, Vol. 28, Nr. 2. Damaskus.
- Andrews, D. A.; Harward, C.; (1994): Isleham ion-exchange nitrate removal plant. *J. Instr. of Water and Envir. Mgmt.* 8. 120-127.
- BAE, B. U.; Jung, Y. H.; Han, W. W.; Shin, H. S. (2002): Improved brine recycling during nitrate removal using ion exchange. *Water Research* volume 36. Pages 3330–3340
- Balanche, F. (2006): Damas la tentaculaire. *Villes et Territoires du Moyen-Orient*
- Betlach, M.R.; Tiedje, J.M. (1981): Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide, and nitrous oxide during bacterial denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 42(6), 1074-84
- Bosch, H.; Rosefield, A.; Huston, R.; Shipman, H.; Woodward, F. (1950): Methemoglobinemia and Minnesota well supplies. *Journal of the American Water Works Association* 42:161-70
- Bouzek, K.; Paidar, M.; Bergmann, H. (2006): Ein neues kombiniert-elektrochemisches Verfahren zur Entfernung von Nitraten aus Wässern. *Wasser. Abwasser*, volume 147. Nr. 4
- Boley, A.; Müller, W.R. (2005): Denitrification with polycaprolactone as solid substrate in a laboratory-scale recirculated aquaculture system. *Water Science & Technology*, Vol 52, No 10-11, pp. 495–502
- Böhler, E.; Haldenwang, L. (1990): Das NEBIO-Rohrreaktor-Verfahren zur Nitratelimination aus trinkwasser. *Wasserwirtschaft – Wassertechnik* 7. S. 162-165 und 8 , S. 204- 207
- Canter, L. W. (1996): Nitrats in groundwater, CRC Lewis publishers. ISBN 0-87371-5691.
- CBS, (2001): Syrisches Zentralbüro für Statistik
- CBS, (2004): Syrisches Zentralbüro für Statistik
- CBS, (2009): Syrisches Zentralbüro für Statistik
- Chin, D.A. (2006): Water-resources engineering. ISBN-10: 0131481924

- Clifford, D. A.; Weber, W. J. (1978): Nitrate Removal from water supplies by Ion Exchange. Environmental Protection Agency. Ohio.
- Clifford, D.; Lin, C.; Horng, L; Boegel, J. (1987): nitrate removal from drinking water in Glenale, Arizona. EPA/600/52-86/107, U.S. Envir. Protection Agency (EPA), Cincinnati.
- Clifford, D., Vijeswarapu, W., und Subramonian, S., (1988): Evaluating Various Adsorbents and Membranes for Removing Radium from Groundwater, Journal AWWA, 94
- Clifford, D.; Liu, X. (1993): biological denitrification of spent regenerant brine using a sequencing batch reactor. Water Res. Volume 27. Nr. 9, pp. 1477–1484.
- Cook, N.E.; Silverstein, J. (1989): biological denitrification of polluted groundwater, Completion Report No. 153, colorado state university,
- Copeland, J. (2002): Biological Denitrification Demonstration at Modesto, California: A Status Report, EPRI, Palo Alto, CA: CEC Report No. 090661.
- Dahab, M. F. (1987): Treatment alternatives for nitrate contaminated groundwater supplies. J. Envir. Sys. 17(1). 65-74.
- Dahab, M. F.; Lee, Y. W. (1988): Nitrate removal from water supplies using biological denitrification. J. Wat. Pollut. Control Federation 60, 1670–1674
- Dahab, M.F.; Guter, G.A.; Rogalla, F. (1991): Experience with nitrate treatment in the United States and Europe, Proceedings, Annual Conference, American Water Works Association, Philadelphia, PA, June 2327
- Dahab, M. F.; Sirigina, S. (1994): Nitrate removal from water supplies using biodenitrification and GAC-sand filter systems. Wat. Sci. Tech. 30(9), 133-139
- Darbi, A.; Viraraghavan, T.; Butler, R.; Corkal, D. (2003): column studies on nitrate removal from potablewater. Water, Air, and Soil Pollution, volume 150, pages 235–254. Netherlands: Kluwer Academic Publishers
- Darko, P.K.; Krásný, J. (2007): Regional transmissivity distribution and groundwater potential in hard rock of Ghana. Groundwater in Fractured Rocks: IAH Selected Paper Series, volume 9. pp. 109-119
- Dawsan, R. N.; Murphy, K. L. (1972): The temperature dependency of biological denitrification, Water Res. 6, 71–83.
- DAWSSA, (2011): Damaskus Water Supply & Sewerage Authority, Bericht
- Dodd, D.J.; Bone, D.H. (1975): Nitrate reduction by denitrifying bacteria in single and two stage continuous flow reactors. Wat. Res., 9, 323-8.
- Dries, D.; Liessens, J.; Verstrate, W.; Stevens, P.; de Vos, P.; Ley, J. (1988): Nitrate removal from drinking water by means of hydrogenotrophic denitrifiers in a polyurethane carrier reactor. Water Supply 6, 181-192

Dördelmann, O.; Panglisch, S. (2008): Demonstration of high-performance technologies, developed in Germany, for nitrate removal from drinking water in Iran: final report of the BMBF research project no. 02WT0393. <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb09/590090909.pdf>.

DVGW. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete: Schutzgebiete für Grundwasser. Arbeitsblatt W 101

DWAF, (1996): Department of Water Affairs and Forestry. South African Water Quality Guidelines (second edition). 1, Domestic Use

Eberhardt, H. (1990): vergleichende Untersuchung der vom BMFT geförderten Verfahren zur Nitratelimination aus Trinkwasser.

Elyanow, D.; Persechino, J. (2005): Advances in Nitrate Removal .GE Water & Process Technologies

Ergas, S. j.; Reuss, A. F. (2001): Hydrogenotrophic denitrification of drinking water using a hollow fibre membrane bioreactor. Journal of water supply, Research and technology-AQUA volume 50. IWA publishing

FAO-Unesco, H. (1997): Soil Map of the World, Revised legend, with corrections and updates. ISRIC, Wageningen, Netherlands.

Feast, N.A.; Hiscock K.M.; Dennis, P.F. and Andrews, J.N. (1998): Nitrogen isotope hydrochemistry and denitrification within the Chalk aquifer system of north Norfolk. Journal of Hydrology, Volume 211, Issues 1-4, Pages 233-252

Feleke, Z.; Araki, K.; Sakakibara, Y.; Watanabe, T.; Kuroda, M. (1998): Selective reduction of nitrate to nitrogen gas in a biofilm-electrode reactor. Water research, Volume 32, Number 9, pp. 2728-2734

Fonseca, A. D.; Crespo, J. G.; Almeida, J. S.; Reis, M. A. (2000): Drinking water denitrification using a novel ion-exchange membrane bioreactor. Environmental Science and Technology, volume 34, pp. 1557-1562

Frick, B. F.; Richard, Y. (1985): Ergebnisse und Erfahrungen mit der biologischen Denitrifikation in einem Wasserwerk. Vom Wasser, 64, 145–154.

Gasparovicova, D.; Hayek, K.; Halwax, E.; Anderson, J.; Vinek, H. (2005): Water Denitration over a Pd–Sn/Al₂O₃ Catalyst. Catalysis Letters, 105, 209-217

Glass C.; Silverstein J. (1998): Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation, Water Research, Vol. 32, Nr. 3, pp. 831-839

Gómez, M.A.; González-López, J.; Hontoria-García, E. (2000): Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter, J Hazard Mater., 80(1-3):69-80.

- Gómez, M. A.; Hontoria, E.; González-López. (2002): Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter. *Journal of Hazardous Materials*, 90, 267–278.
- Hall T.; Zabel T. (1984): Biological denitrification of potable water. Water Res. Centre, Medmenham.
- Haugen, K. S.; Semmens, M. J.; Novak, P. J. (2002): A novel in-situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. *Water Research*, volume 36, pp. 3497-3506
- Hecke, K. V.; Cleemput, O. V. and Baert, L.; (1990): Chemo-denitrification of Nitrate-Polluted Water. *Environmental Pollution*. Volume , 63. Issue 3. pp. 261 - 274.
- Hell, F.; Lahnsteiner, J.; Frischherz, H.; Novalic, S. (1995): removal of nitrate by electro dialysis, IWSA/AIDE workshop on membranes in drinking water production, Paris
- Hiraishi, A.; Khan, S.T. (2003): Application of polyhydroxyalkanoates for denitrification in water and wastewater treatment. *Appl Microbiol Biotechnol* 61:103–109
- Hiroaki, F.; Chiyoko, N.; Naoyuki, K. 1999 Nitrate removal from ground water by biological granular filter using sulfur denitrification-Effects of substrate concentrations on removal performance, *Journal of Japan Water Works Association*, 68(12), 12–21.
- Hobler, M.; Rajab, R. (2002): Groundwater vulnerability and hazards to groundwater in the Damaskus Ghouta plain in Syria. Volume 2.1, project: Management, protection and sustainable use of groundwater and soil resources
- Hoek, J. P. Van der; Klapwijk, A. (1987): nitrate removal from ground water. *water research* volume 21 No. 8, pages 989-997
- Höll, W.H. und Hagen, K.; (2000): partial demineralisation of drinking water using carbon dioxide-regenerated ion exchangers. *Innovations in conventional and advanced water treatment processes*, 17-1 – 17-8.
- Höll, W. H.; (2004): Ionenaustausch. Wasseraufbereitung –Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6. DVGW, Oldenbourg Industrieverlag München Wien
- Huang, Chin-pao; Wang, H. W.; Chiu, P. C. (1998): nitrate reduction by metallic iron. *Water research*, volume 32 No 8. pp. 2257 – 2264. Great Britain: Elsevier Science Ltd
- Hung, C.H.; Tsai, Y.K.; Liang, C. M.; Horng, S. J. (2006): Optimum operations for groundwater denitrification of drinking water using a heterotrophic biological denitrification process. *Water Science and Technology*, 6(2), 125–130.
- Ibrahim A.S.; Ibtisam K.M. (2006): The Sources of Groundwater Pollution in the Syrian Coast due to Human Activities and its Repercussion. 2nd International Conference on Water Resources and Arid Environments.
- Ibrahim, B. (2007): Nitrate accumulation in groundwater and water wells of Syria. Summer-School, Brunnenbau und ländliche Wasserversorgung

- Ismael, N.; Almhmad, I; Flouh, J. (2004): The Quality changes of Groundwater Occurrence After Using Treated Wastewater for Irrigation in the Eastern Gota. *Journal of Basic Science*, Vol. 20, Nr. 2. Damaskus
- IWW., (2007): Study on Denitrification in the Damaskus Rif Governorate. Stage One
- Jelínek L.; Parschová H.; Matejka Z.; Paidar M.; Bouzek K. (2005): A combination of ion exchange and electrochemical reduction for nitrate removal from drinking water. Part I: nitrate removal using a selective anion exchanger in the bicarbonate form with reuse of the regenerant solution. *Water Environment Research*, Volume 76, Number 7, pp. 2686-2690
- JICA, (2005): Study review of Damaskus basin water resources, Syrien.
- JICA, (2007): Untersuchung zur Entwicklung des Kanalisationssystems in Syrien.
- Johnson, C.J.; Bonrud, P. (1988): Methemoglobinemia: is it coming back to haunt us? *Health Environ Digest* 1(12):3–4.
- Kapoor, A.; Viraraghavan, T. (1997): Nitrate removal from drinking water-review. *journal of environmental engineering*, 123(4), 371–380
- Katsounaros, I.; Ipsakis, D.; Polatides, C.; Kyriacou, G. (2006): efficient electrochemical reduction of nitrate to nitrogen on tin cathode at very high cathodic potentials. *Electrochimica Acta*, Volume 52, PP. 1329 – 1338
- Kattan, Z. (2006): Characterization of surface water and Groundwater in the Damaskus Ghatta basin: hydrochemical and environmental isotopes approaches. *Environ. Geol.* 51: 173–201
- Kenna, E.N. und Zander, A.K. (2000): *Current Management of Membrane Plant Concentrate*, ISBN: 1-58321-046-6
- Kesseri, P.; Kiss, I.; Bihari, Z.; Polyák, B. (2002): Investigation of the denitrification activity of immobilized *Pseudomonas butanovora* cells in the presence of different organic substrates, *Water Res.*, 36(6), 1565–1571.
- Kesserú, P.; Kiss, I.; Bihari, Z.; Polyák, B. (2003). Biological denitrification in a continuous-flow pilot bioreactor containing immobilized *Pseudomonas butanovora* cells, *Bioresource Technology* 87, 75–80
- Kim, Y. S.; Nakano, K.; Lee, T. J.; Kanchanatawee, S.; Matsumura, M. (2002): On-site nitrate removal of groundwater by an immobilized psychrophilic denitrifier using soluble starch as a carbon source, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 93(3), 303–308
- Knobeloch, L.; Salna, B; Hogan, A.; Postle, J. (2000): Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environ Health Perspect.* 108(7): 675–678
- Koltuniewicz, A. B.; Drioli, E. (2008): *Membranes in clean technologies: Theory and practice: Band 1*, ISBN: 978-3-527-32007-3

- KOPP, W. (1987): Nitratelimination aus Grundwässern durch Membranverfahren bei gleichzeitiger, rückstandsarmer Entsorgung der anfallenden Konzentrate. Dissertation, RWTH Aachen.
- Kurt, M.; Dunn, I. J.; Bourne, J. R. (1987): biological denitrification of groundwater using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor. *Biotechnol. Bioeng.* Volume 29. Pages 493 – 501
- Lewandoswki, Z.; (1982): Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition. *Water Research*, 16(1), 19-22.
- Liessens, J.; Germonpre, R.; Beernaert, S.; Verstraete, W. (1993a): Removing Nitrate With a Methylophilic Fluidized Bed: Technology and Operating Performance. *Journal AWWA*, Vol. 85 Iss. 4, Pages 144-154
- Luk, G. K.; Au-Yeung, W. C. (2002): Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater. *Advances in Environmental Research*. Volume 6, Issue 4, Pages 441-453.
- Mackenzie, L. D. (2010): water and wastewater engineering, Design Principles and Practice, ISBN: 978-0-07-171385-6.
- MAAR, (2004): Ministry of Agriculture and Agrarian Reform, Syria
- Mahendra, J. (2007): Competition Science Vision. Botany. Nitrogen metabolism. Issue 114
- Mansell, B. O.; Schroeder, E. D. (1999): biological denitrification in a continuous flow membrane reactor. *Water Research* Volume 33, Issue 8, Pages 1845-1850
- Mashburn, S.L. and Sughru, M.P. (2003): Chloride in Ground Water and Surface Water in the Vicinity of Selected Surface-Water Sampling Sites of the Beneficial Use Monitoring Program of Oklahoma, Scientific Investigations Report 2004–5060.
- Mateju, V.; Cizinska, S.; Krejci, J.; Janoch, T. (1992): Biological water denitrification - a review. *Enzyme Microb. Technol.* 14, 170–182.
- Melin, T.; Rautenbach, R. (2007): Membranverfahren, Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. 3., aktualisierte und erweiterte Auflage. Berlin: Springer-Verlag.
- Merkel, W.; Böhler, E.; Frimmel, F.H. (1993): Zum Einflun von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert bei der heterotrophen Denitrifikation. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. vol. 21, Nr. 5, pp. 249-257
- Menkouchi, Sahli, M. A.; Tahaikt, M.; Achary, I.; Taky, M.; Elhanouni, F.; Hafsi, M.; Elmghari, M.; Elmidaoui, A. (2006): Technical optimization of nitrate removal for groundwater by ED using a pilot plant. *Desalination*. Vol. 189, No.1-3, 200-208, Elsevier.
- Minnesota Department of Agriculture (N.D.): Drinking Water Protection Series: Nitrate Contamination – What is the Cost? Accessed June 11, 2010 via

<http://www.mda.state.mn.us/protecting/waterprotection/~media/Files/protecting/waterprotection/dwps2.ashx>

MSEA, (2011): Staatsministeriums für Umweltangelegenheiten. Syrien

McCarty, P. L.; Beck, L.; Amant, P. St. (1969): Biological Denitrification of waste water by addition of organic materials. Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference, pp. 1271-1285. Purdue University

MOHC, (2006): Ministry of Housing and Construction, Bericht

Mohseni-Bandpi, A.; Elliott, D. J. (1998): Groundwater denitrification with alternative carbon sources. *Water Science and Technology*. 38(6), 237–243.

Moore, S. F.; Schroeder, E. D. (1970): An investigation of the effects of residence time on anaerobic bacterial denitrification. *Water Research* Vol. 4, 685-694.

Moreno, B.; Gómez, M.A.; González-López, J.; Hontoria, E. (2005): Inoculation of a submerged filter for biological denitrification of nitrate polluted groundwater: a comparative study, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 117, Issues 2-3, Pages 141-147

Möller, A.; Müller, H.W.; Abdullah, A.; Abdelgawad, G.; Utermann, J. (2005): Urban soil pollution in Damaskus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damaskus Ghouta. *Geoderma*, volume 124, issues 1–2, pages 63–71

Mulder, M. (1996): *Basic Principles of Membrane Technology*, 2nd Ed., Kluwer.

Murphy, A.P. (1991): chemical removal of nitrate from water. *Nature*, Vol 350, PP. 223- 225

Murphy, J.; Shilling, K. (2002): Biological Denitrification Demonstration at Modesto, California: A Status Report, EPRI, Palo Alto, CA: CEC Report No. 090661. URL: http://www.energy.ca.gov/reports/2004-04-02_500-02-019/500-02-019_A2.PDF

Nentwig, W.; Bacher, S.; Brandl, R. (2009): *Ökosysteme. Ökologie Kompakt*. 2. Auflage

Oliver, D.; Panglisch, S. (2008): Demonstration of high-performance technologies, developed in Germany, for nitrate removal from drinking water in Iran: final report of the BMBF research project no. 02WT0393.

OME. (2006): Ontario Ministry of the Environment. Technical Support Document for Ontario Drinking Water Standards, Objectives and Guidelines.

Pacini, N., Harper, D. M., Itekkot, V., Humborg, C., Rahm, L. (2008): Nutrient processes and consequences, *Ecohydrology: processes, models and case studies*

Pedley, S., Yates, M., Schijven, J.F., West, J. & Barrelet, M. (2006): Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. *Protecting groundwater for health*, UK.

- Polatides, C.; Kyriacou, G. (2005): Electrochemical reduction of nitrate ion on various cathodes – reaction kinetics on bronze cathode. In: *Journal of Applied Electrochemistry* 35: pages 421–427. Verlag Springer
- Powell, R. M.; Blowes, D. W.; Gillham, R. W.; Schultz, D.; Sivavec, T.; Puls, R. W.; Vogan, J. L.; Powell, P. D.; Landis, R. (1998): *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*. EPA/600/R-98/125
- Prato, T.; Parent, R.G. (1993): nitrate and nitrite removal from municipal drinking water supplies with electro dialysis reversal, *Proceedings, American Water Works Assoc. Membrane Conference*
- Prosnansky, M.; Sakakibara, Y.; Kuroda, M. (2002): High-rate denitrification and SS rejection by biofilm-electrode reactor (BER) combined with microfiltration. *Water Research* 36, PP. 4801–4810.
- Prüsse, U.; Kröger, M.; Vorlop, K.D. (1997): Katalytische Nitratelimination aus Wässern mit Ameisensäure als Reduktionsmittel. *Chemie Ingenieur Technik*, Volume 69, Issue 1-2, Pages 87 – 90
- Raghunath, H.M. (1982): *Groundwater*. New Delhi, Wiley Eastern Ltd.
- Ratnayaka, D. D.; Brandt, M. J.; Johnson, K. M. (2009): *TWORT'S Water Supply*. 6th Edition. ISBN: 978-0-7506-6843-9. Great Britain
- Rheinheimer, G.; Hegemann, W.; Raff, J.J. (1988): *Stickstoffkreislauf im Wasser*, Oldenbourg-Verlag.
- Richard, Y. R. (1989): Operating experiences of full scale biological and ion-exchange denitrification plants in France. *J. Inst. Water Envir. Mgmt.*, 3, 154-167
- Rocca, C. D.; Belgiorno, V.; Meric, S. (2007): Overview of in-situ applicable nitrate removal processes. *Desalination*, volume 204. pp. 46-62
- Roennefahrt, K. W. et al. (1992): Nitratelimination aus den Trinkwasser : Übersicht über Verfahrensvarianten mit mikrobieller Nitratreduktion .Band 399. Deutschland: expert-Verlag
- Rogalla, F.; Ravarini, P.; de Larminat, G.; Coutelle, J. (1990): Large-scale biological nitrate and ammonia removal. *J. Inst. Water Envir. Mgmt.*, 4, 319–329.
- Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): *Nitrat im Grundwasser. Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. Karlsruhe: DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH). ISBN: 3-922671-12-8.
- Rúa A.D.; González-López, J.; Gómez Nieto, M.A. (2008): Influence of Temperature on Inoculation and Startup of a Groundwater-Denitrifying Submerged Filter. 25(2), 265-274
- Sakakibara, Y.; Kuroda, M. (1993): Electric Prompting and Control of Denitrification. *Biotechnology and Bioengineering*. Volume 42, Issue 4, pages 535-537

- Schipper, L. A.; Vojvodic-Vukovic, M. (2000): Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. *Ecological Engineering*, Volume 14, Number 3, pp. 269-278
- Schoeman, J. J. and Steyn, A. (2003): Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa. *Desalination*, Volume 155. Number 1. pp. 15-26(12).
- Seidel, C.; Gorman, G.; Darby, J. L.; Jensen, V. B. (2011): An Assessment of the State of Nitrate Treatment Alternatives. FINAL REPORT. American Water Works Association. <http://www.awwa.org/files/Resources/TECProjects/TECNitrateReportFinalJan2012.pdf>
- Shammas, N.K. und Wang, L.K. (2010): Membrane Systems Planning and Design, Membrane and Desalination Technologies, Handbook of Environmental Engineering, Volume 13, 333-389 DOI: 10.1007/978-1-59745-278-6_8
- Silverstein, J.; Carlson, G.; und Copeland, J. (2002): biological denitrification of groundwater: demonstrations of a new process for cost-effective treatment of rural drinking water. <http://www.engg.ksu.edu/hsrc/ag/2002/proceed/d03.pdf>
- Silverstein, J. (2010): Presentation: Anaerobic biological treatment for removal of inorganic contaminants from drinking water. Workshop on Biological Drinking Water Treatment, IWA Leading Edge Technology Conference, June 1, 2010. Civil, Environmental, and Architectural Engineering, University of Colorado, Boulder.
- Sison, N.F.; Hanaki, K.; Matsuo, T. (1996): denitrification with external carbon source utilizing adsorption and desorption capability of activated carbon. *Wat. Res.* Vol. 30, NO. 1, pp. 217-227U
- Stackelberg, D. V. (1999): Biologische Festbettdenitrifikation von Grundwasser mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, ISBN-Nr.: 3-923518-09-8.
- Stadlbauer, E. A.; Sauerland, U. und Weber, B. (1997): Elektrokatalytische Nitratelimination – EKN-Verfahren. Abschlußbericht über ein Entwicklungsprojekt, Az: 07874.
- Stöver, T.; Roennefahrt, K.W.; (1990): biologische Denitrifikation in der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser*, 75. S. 287-305
- Suraphong, W.; Fujita, K. (1988): Biological denitrification in granular filter. Proceeding of second IAWPRC asian conference on water pollution control held in Bangkok, 563-569
- Svensson, M. (2005): Desalination and the Environment: Options and considerations for brine disposal in inland and coastal locations. ISSN 1652-3245. http://ex-epsilon.slu.se:8080/archive/00000805/01/exjobb_05_02.pdf
- Szekeres, S.; Kiss, I.; Bejerano, T. T.; Soares, M. I. I. (2001): Hydrogen-dependent denitrification in a two-reactor bio-electrochemical system. *Water Research* Volume 35, Issue 3, Pages 715-719

- Thomsen, J. K.; Geest, T.; Cox, R.P. (1994): Mass spectrometric studies of the effect of pH on the accumulation of intermediates in denitrification by *Paracoccus denitrificans*. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:536–541.
- Tredoux, G.; Israel, S.; Cave, LC. (2004): The feasibility of IN SITU groundwater remediation as robust low-cost water treatment. ISBN: 1-77005-152-X
- UHL, W.; Overath, H. (2004): biologische Verfahren der Trinkwasseraufbereitung. Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6 : DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). München: Oldenbourg Industrieverlag GmbH
- Van Der Bruggen, B.; Everaert, K.; Wilms, D. and Vandecasteele, C. (2001): Application of nanofiltration for removal of pesticides, nitrate and hardness from ground water: Rejection properties and economic evaluation. *J. Membr. Sci.* 193. pages 239–248
- Velizarov, S.; Rodrigues, C. M.; Reis, M. A. and Crespo, J. G. (2000): Mechanism of Charged Pollutants Removal in an Ion Exchange Membrane Bioreactor: Drinking Water Denitrification. *Biotechnology and Bioengineering*, Volume 71, Issue 4, pages 245-254
- Volokita, M.; Belkin, S.; Abeliovich, A.; Soares, M. I. (1996): Biological denitrification of drinking water using newspaper. *Water Research*, Volume 30, Issue 4, Pages 965-971
- Vorlop, K. D.; Tacke, T. (1989): Erste Schritte auf dem Weg zur edelmetallkatalysierten Nitrat- und Nitrit-Entfernung aus Trinkwasser. *Chemie Ingenieur Technik*, Volume 61, Issue 10, pp. 836-837
- Wawra, E.; Dolznig, H.; Müllner, E. (2003): *Chemie erleben*. ISBN: 3-8252-8250-3
- Wu, X.; Chen, L.; Peng, Y.; Wang, Y.; Wang, P. (2008): Experimental study of nitrite accumulation in predenitrification biological nitrogen removal process, *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China* Volume 2, Number 2, 236-240
- Wilhelm, S. (2008): *Wasseraufbereitung: Chemie und chemische verfahrenstechnik*, No. 7, springer- Verlag publishers, Berlin
- Witońska, I.; Karski, S., Gołuchowska, J. (2007): Hydrogenation of nitrate in water over bimetallic Pd-Ag/Al₂O₃ catalysts. *Reaction Kinetics and Catalysis Letters*, Vol. 90, No. 1, 107-115.
- WRIC, (2005): *Water Resources Information Center*. Damaskus
- Wolfart, W. (1962): *Hydrogeology of the Damaskus basin (southwest-Syria)*. Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover.
- Xie, S. G.; Zhang, X. J.; Wang, Z. S. (2003): Temperature effect on aerobic denitrification and nitrification, *Journal of Environmental Sciences China*, 15(5), 669–673.
- Zhang, T.C.; Surampalli, R.Y.; Lai, K.C.K.; Hu, Z.; Tyagi, R.D. und Lo, I.M.C. (2009): *Nanotechnologies for Water Environment Applications*, ASCE, ISBN: 978-0-7844-1030-1

10 Anhang

Tab. A-1: Bevölkerungsverteilung in Ghouta nach der Städte und Dörfe

Gegend	Stadt/Dorf	EZ	Gegend	Stadt/Dorf	EZ
Babila	Ylda	28384	Douma	Douma	110893
Babila	Babila	50880	Douma	Adraa	20559
Babila	Sitt Zeinab	136427	Douma	Medaa	3108
Babila	Sbeineh	62509	Douma	Alrihan	4099
Babila	Beit Sahm	15667	Douma	Alshifoniyeh	2953
Babila	Akraba	6799	Douma	Tal Alsuan	1266
Babila	Hajera	4584	Douma	Hosh Aldawahra	3415
Babila	Alboeideh	8832	Douma	Hoshelfara	2451
Babila	Naja	1050	Douma	Hosh Nasri	2459
Babila	Krbt Alward	7293	Douma	Stadt Albasl	10504
Babila	Albahdaliyeh	12330	Harasta	Harasta	68708
Babila	Almalaka	1515	Harasta	Masraba	5942
Babila	Hosh Sahba	5355	Harasta	Mdira	4308
Jaramana	Jaramana	114363	Alnshabiyeh	Alnshabiyeh	11053
Mleha	Mleha	23034	Alnshabiyeh	Ateibeh	10548
Mleha	Deir Asafir	6209	Alnshabiyeh	Abbadah	6385
Mleha	Zebdin	7003	Alnshabiyeh	Aldamn	3571
Mleha	Hateitet Altourkman	4800	Alnshabiyeh	Deir Salman	6227
Mleha	Shabaa	13446	Alnshabiyeh	Jarba	2172
Mleha	Alahdaf	572	Alnshabiyeh	Qisa	4151
Mleha	Hosh Alsultan	477	Alnshabiyeh	Blalyieh	2914
Mleha	Sahba	1111	Alnshabiyeh	Bahariyeh	2568
Kafar Batna	Sakba	25696	Alnshabiyeh	Kasmiyeh	3518
Kafar Batna	Ain Tarma	35722	Alnshabiyeh	Alahmadeyah	2352
Kafar Batna	Kafar Batna	22535	Haran Alawamid	Haran Alawamid	12117
Kafar Batna	Hamhoria	13760	Alhjar Alaswad	Alhjar Alaswad	84948
Kafar Batna	Jesreen	9442	Guzlaneya	Vorstadt Albasl	1729
Kafar Batna	Haza	9293	Guzlaneya	DIba	1002
Kafar Batna	Beit Sawwa	6249	Guzlaneya	Skaa	1520
Kafar Batna	Aftris	777	Guzlaneya	Guzlaneya	10473
Arbeen	Arbeen	44934	Guzlaneya	Karahta	1951
Arbeen	Zamalka	44661	Guzlaneya	Ghsoleh	3272
Alnshabiyeh	Otaya	3720	Alnshabiyeh	Wdian Alrabi	2072
Alnshabiyeh	Beit Nayem	2853	Alnshabiyeh	Almansora	1735
Alnshabiyeh	Zmaneh	1790	Alnshabiyeh	Alkamsieh	1024
Alnshabiyeh	Alsahliyah	907	Alnshabiyeh	Harasta Alkantra	2513
Alnshabiyeh	Mrj Alsultan	1860	Alnshabiyeh	Noleh	782
Alnshabiyeh	Bzeineh	2099			

Tab. A-2: Entwicklung der Bewohnerzahl in einigen Städtenn und Dörfern zwischen 1981 und 2004

Stadt oder Dorf	Bevölkerungszahl (per Tausend)		
	1981	1994	2004
Harasta	25.6	53.5	68.7
Arbeen	16.02	34.8	44.93
Zamalka	11.61	26.45	44.66
Ain Tarma	6.85	18.53	35.72
Haza	4.48	6.48	9.29
Kafar Batna	6.62	11.9	22.53
Jesreen	3.9	6.8	9.44
Sakba	10.86	17.83	25.69
Hammoria	6.49	10.52	13.76
Jaramana	19.98	68.32	114.36
Jlda	7.13	18.09	28.38
Babila	7.83	31.4	50.88
Beit sahm	4.98	10.95	15.66
Alhjar Alaswad	23.56	59.6	84.94

Tab. A-3: Qualität des Zu- und Ablaufwassers der Kläranlage Adraa im Jahr 2005 (JICA, 2004)

Monate	Zufluss m ³ /d	BOD5		COD		NO3-N		SO4		NH4-N		TSS	
		Zulauf	Ablauf										
Jan.	386,344	327	22	467	60	3,5	3,2	104	80	10,6	2,1	306	20
Feb.	394,404	267	11	468	49	5,2	5,9	79	57,9	22,9	20,3	228	12
Mär.	357,785	271	14	485	47	20,4	-	75,3	63,9	35,6	24,5	268	18
Apr.	377,718	286	12	488	43	0,37	-	50,8	60,9	32,6	22,3	264	11
Mai	392,83	248	11	459	49	1,03	0,3	52	66,8	22,7	25,7	268	17
Juni	350,17	320	17	407	57	2,9	1,9	75,7	63,3	29	26,5	268	17
Juli	385,729	293	13	485	43	1,2	1,9	46,3	63,5	29,6	24,4	207	22
Aug.	366,332	300	13	504	72	0,11	6,3	75,5	71	24,5	25,1	244	12
Sept.	354,424	293	13	520	61	1,4	0,15	50	59,2	35,1	27,5	244	12
Okt.	370,07	237	12	528	54	21,7	3,7	101	62,5	30,3	30,5	265	14
Nov.	371,327	266	11	545	64	16,4	7	86,7	72,4	37,4	14,9	265	14
Dez.	362,304	244	13	509	69	0,23	1,2	62,3	74,2	39,4	28,1	275	16
						25,3	11,2	78,6	65,3	36,2	26,5	275	16
						6,8	1,5	137	59,5	50	39,1	293	18
						8,2	1,9	122	65,2	37,8	30,4	293	18
						0,5	2,3	82	55,1	34,5	25,8	280	19
						11,2	3,2	69	47,3	33,7	30,1	280	19
						8,2	2,5	79	76	25,3	25,3	322	21
						9,6	3,1	121,9	73,8	40,7	26,1	322	21
						10,2	2,9	80	75	28,2	31,1		

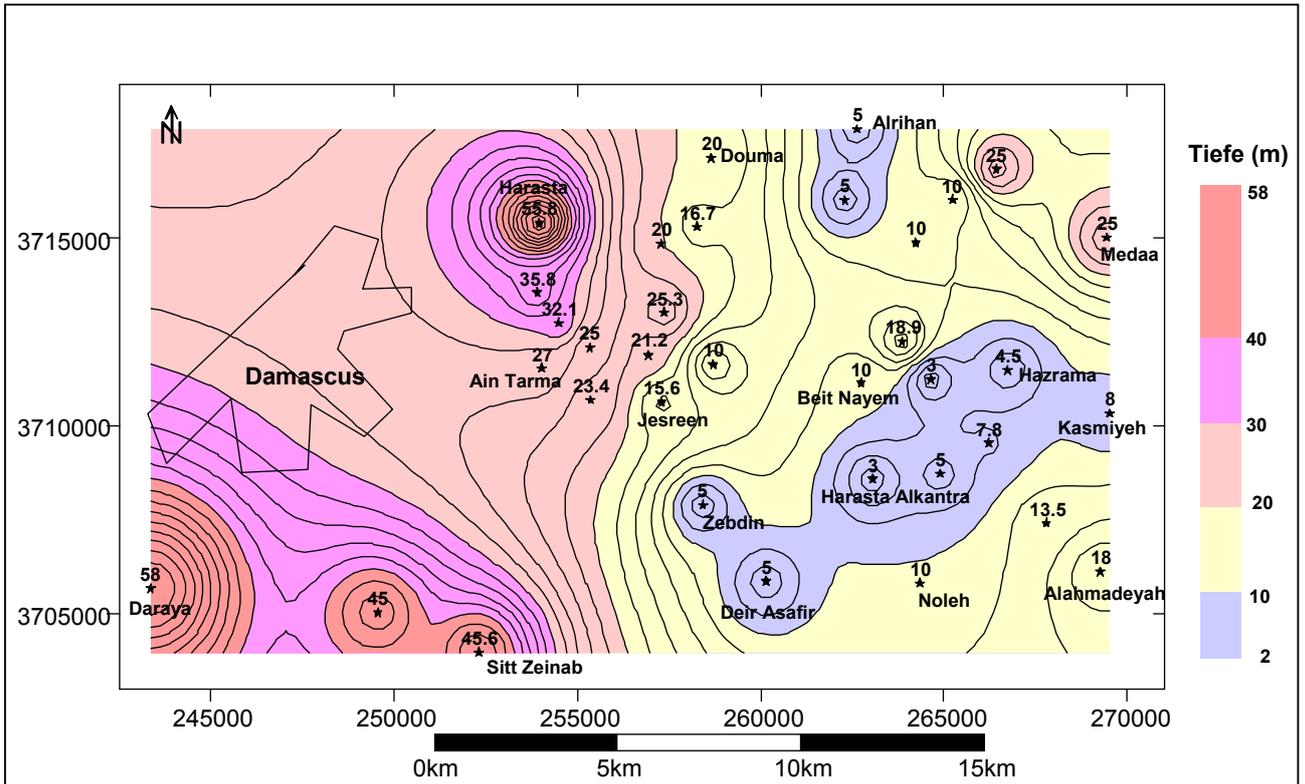


Abb. A-1: Mittlere Grundwasserflurabstände in der Region Ghouta im Jahr 2006

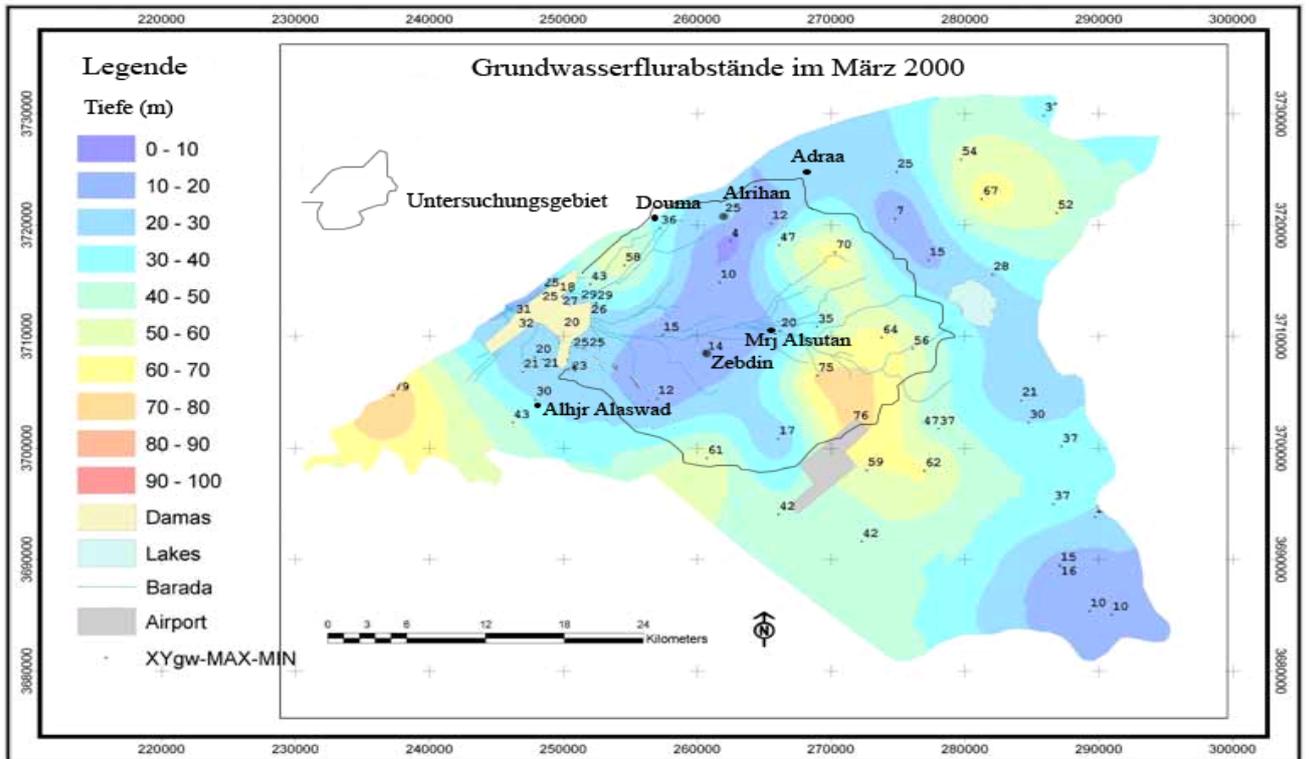


Abb. A-2: Grundwasserflurabstände im Jahr 2000 in Ghouta (geändert nach ACSAD, 2007 und IWW, 2007)

Tab. A-4: Nitrat- und Härtekonzentrationen der Brunnenwässer in Ghouta im Jahr 2006
(MOHC, 2006)

Stadt / Dorf	Durchsatz (m ³ /h)			Ruhewasserspiegel (meters unter der Geländeoberfläche)			spezifische Kapazität (m ² /d)		Brunnentiefe (m)		
	MW	Max.	Min.	MW	Max.	Min.	MW	MW	Max.	Min.	
Aftris	40	40	40	10			64	37			
Ain Tarma	39,38	45	35	27,25	29	27	50,9	81,25	100	70	
Akraba	26,25	30						98,75	150	60	
Alahmadayah	18,5	20	17	18	18	18	63,4	162,5	200	125	
Alhjar Alaswad	29,07	45	11	45	45	45	15	244,5	300	125	
Alkafrin	30	30	30					270			
Alkzaz	19,33	30	3					103	125	60	
Alnshabiyeh	23,6	30	18	7,8	10	5	259,2	153	300	60	
Alrihan	25	25	25	5				75			
Alshifoniyeh	27,5	30	25	5	5	5	33	100	100		
Ateibeh	40	40						350			
Babila	30	35	25					117,3	150	100	
Beit Nayem	25	25	25	10			60	100			
Beit Sawwa											
Daraya	14,4	16	13	58	65	50	33,7	95	135	70	
Deir Asafir	26,67	35	20	5	5	5	42,67	91,67	125	75	
Deir Salman	14	20	8	13,5	15	12	112	125	125	125	
Douma	9	10	8	20			21,6	85	100	70	
Erbeen	11,11	30	6	35,83	45	30	7,18	115,6	170	80	
Hammoria	34,17	50	25	25,33	26	25	41	78,33	90	70	
Haran Elawamid	35	35						325			
Harasta	12	15	7	55,83	65	40	12,39	117,3	140	100	
Harasta Alkantara	15	15		3	3	3	180	100	100	100	
Hateitet Altourkman	30	30						300			
Haza	35	45	25	25	25	25	38,4	81	90	70	
Hazrama	21	22	20	4,5	6	3	252	150	200	100	
Hosh Aldawahra	22,5	25		10	10		27	87,5	100		
Hosh Alsalhiyeh	30	30		3	3	3	360	100	100	100	
Hosh Nasri	25	25		10			30	75			
Hoshelfara	15	15		25			18	100			
Jaramana	28,13	35	20					122,2	235	50	
Jdeidet Alkhas											
Jesreen	43	50	40	15,6	18	15	53,6	73,4	100	37	
Kafar Batna	41,71	50	32	23,43	25	22	46,7	75,71	90	55	
Kasmiyeh	20	25	15	8	8	8	240	191,7	250	150	
Masraba	20	25	15	16,67	20	10	48	100	100	100	
Mdira	23,33	25	20	20	20	20	56	100	100	100	
Medaa				25	25	25		125	125	125	
Mleha											
Mrj Alsultan	23,5	30		5	5	5	540	174	200	148	
Noleh	15	15		10	10	10	72	175	175	175	
Otaya	15,63	30	5	18,89	20	15	24,88	111,3	150	70	
Sakba	37,5	50	25	21,25	23	18	37,8	86,25	100	70	
Shabaa											
Sitt Zeinab	17,48	30	5	45,6	75	30	5,78	251	312	141	
Skaa	25	25						175			
Ylda	26	30	25					117	150	70	
Zamalka	18,17	35	7	32,11	37	29	10,65	111,3	170	75	
Zebdin	32,5	35	30	5	5	5	52	97,5	100	95	

Fortsetzung von Tab. A-4

Stadt / Dorf	Nitrat (mg/L)			Gesamthärte (mg CaCO ₃ /L)			Brunnenanzahl
	MW	Max.	Min.	MW	Max.	Min.	
Aftris	73,6	73,6	73,6	620			1
Ain Tarma	64,65	81	50,4	465	540	410	8
Akraba	57,45	67,8	46,4	500	520	480	4
Alahmadeyah	46	48	44	555	580		2
Alhjar Alaswad	90,25	120,6	50,7	491,25	540	440	16
Alkafrin	6,7	6,9	6,5	636,67	690	580	3
Alkzaz	52,73	66	45,6	453,34	470	430	3
Alnshabiyeh	54,34	62	48,7	586	620	550	5
Alrihan	139,75		139,7	570			1
Alshifoniyeh	192,17	221,6	162,7	795	900		2
Ateibeh	15,85	20	11,7	1010	1150	880	3
Babila	56,4	58,2	53	536,67	570	500	3
Beit Nayem	75		75	640			1
Beit Sawwa	96,36	106,8	86,7	613,33	660	550	3
Daraya	66,86	84,2	49,9	517,5	740	410	8
Deir Asafir	70,67	77,25	65,2	506,67	530		3
Deir Salman	57,87	58,25	57,5	480	490		2
Douma	108,29	162,5	52,5	538,75	660	380	8
Erbeen	70,972	90	45,2	462,22	590	340	18
Hammoria	112,48	143,6	87	613,33	720	560	6
Haran Elawamid	18,92	32,5	5,8	644	740	570	5
Harasta	80,68	146,4	45,6	466,11	600	350	18
Harasta Alkantara	75,25		75,2	570			1
Hateitet							
Altourkman	76,87	80,25	73,5	630	690		2
Haza	66,83	78,25	54,5	466,67	480	450	3
Hazrama	62,25	66,25	58,2	665	670	660	2
Hosh Aldawahra	155,63	169,5	141	1010	2020		2
Hosh Alsalhiyeh	42,2	42,2	42,2	540	540	540	1
Hosh Nasri	151,5		151,5	850			1
Hoshelfara	96,75		96,75	940			1
Jaramana	59,88	71,6	50	508,24	630	390	17
Jdeidet Alkhas	12,52	25,4	8,2	722	1100	350	5
Jesreen	80,09	97,75	63	596	650	490	5
Kafar Batna	56,53	76,75	45,8	462,5	580	330	8
Kasmiyeh	48,4	53,2	43,2	680	730	630	3
Masraba	106,33	128	81,2	493,33	570		3
Mdira	101,08	106,8	96	520	620		3
Medaa	16,35	22,1	7,7	1000	1260	590	3
Mleha	60,6		60,6	460			1
Mrj Alsultan	65,5	65,5	65,5	545	580	510	2
Noleh	55,5	55,5	55,5	530	530		1
Otaya	94,48	170,6	55,1	604,45	680	550	9
Sakba	71,23	91	56,6	536,25	570	450	8
Shabaa	83,33	113,3	57,8	412	680		6
Sitt Zeinab	84	135	22	611,25	1180	400	40
Skaa	50		50	340			1
Yida	61,52	70	51,7	508	580	460	5
Zamalka	67,61	101,8	51	504,44	580	400	18
Zebdin	76,38	77,25	75,5	480	480		2

Tab. A-5: Allgemeine Charakterisierung der Brunnenwässer in Ghouta im Jahr 2006
(MOHC, 2006)

Stadt, Dorf	Durchsatz (m ³ /L)	Ruhewasserspiegel (Meter unter der Geländeoberfläche)	Abgesenkter Wasserspiegel (Meter unter der Geländeoberfläche)	Spezifische Kapazität (m/d)	Brunnentiefe (m)	NO ₃ (mg/L)	GH (mg/L als CaCO ₃)
alhjar alaswad	35	45	80	24,0	125	72,30	460
alhjar alaswad	35	45	180	6,2	290	86,30	490
alhjar alaswad						81,80	540
alhjar alaswad	30	45	120	9,6	300	87,00	470
alhjar alaswad	25	45	65	30,0	300	93,75	510
alhjar alaswad	30	45	100	13,1	280	87,50	480
alhjar alaswad	11	45	180	2,0	300	102,25	480
alhjar alaswad	30	45	180	5,3	300	107,25	460
alhjar alaswad	35	45	85	21,0	141	112,25	500
alhjar alaswad	35	45	85	21,0	151	100,00	500
alhjar alaswad	25	45	120	8,0	300	97,25	520
alhjar alaswad	25	45	65	30,0	300	79,40	490
alhjar alaswad	45	45	80	30,9	130	50,70	440
alhjar alaswad	20	45	80	13,7	150	120,60	460
alhjar alaswad	30	45	180	5,3	300	81,30	530
alhjar alaswad	25	45	180	4,4	300	84,20	530
Sitt Zeinab						107,75	570
Sitt Zeinab	20	75	100	19,2	312	84,75	450
Sitt Zeinab	5	35	193	0,8	200	34,50	890
Sitt Zeinab	5	45	145	1,2	200	119,50	1180
Sitt Zeinab	15	45	92	7,7	225	109,75	1100
Sitt Zeinab						69,80	410
Sitt Zeinab	20	70	160	5,3	300	86,25	580
Sitt Zeinab	20				156	84,50	650
Sitt Zeinab	20	35	85	9,6	194	65,50	640
Sitt Zeinab	30	45	206	4,5	250	73,25	650
Sitt Zeinab						84,00	550
Sitt Zeinab	15	50	180	2,8	250	82,75	550
Sitt Zeinab	20	35	120	5,6	300	135,50	540
Sitt Zeinab	13	50	125	4,2	300	85,25	610
Sitt Zeinab	8	50	140	2,1	200	69,50	450
Sitt Zeinab	25	35	160	4,8	300	73,30	560
Sitt Zeinab	19	40	105	7,0	300	73,30	530
Sitt Zeinab						49,75	400
Sitt Zeinab						122,50	510
Sitt Zeinab						99,00	1050
Sitt Zeinab						114,25	700
Sitt Zeinab						116,75	600
Sitt Zeinab	25	65	175	5,5	300	90,00	500
Sitt Zeinab	25	35	140	5,7	300	68,00	420
Sitt Zeinab	15	70	150	4,5	300	126,60	740
Sitt Zeinab	20	75	160	5,6	300	108,50	640
Sitt Zeinab						26,20	530
Sitt Zeinab	15	45	140	3,8	300	22,70	520
Sitt Zeinab	20	35	100	7,4	250	73,50	540
Sitt Zeinab	7	45	80	4,8	150	91,50	530
Sitt Zeinab						96,50	550
Sitt Zeinab	10	30	50	12,0	141	101,50	680
Sitt Zeinab						104,75	780
Sitt Zeinab	15				250	85,40	530
Sitt Zeinab						65,75	450
Sitt Zeinab						93,50	520
Sitt Zeinab						39,25	590
Sitt Zeinab						76,25	570
Sitt Zeinab	20	35	140	4,6	200	74,25	570
Sitt Zeinab	30	35	200	4,4	300	74,25	620

Fortsetzung von Tabelle A-5

Shabaa						76,6	58
Shabaa						57,8	490
Deir Asafir	25	5	20	40,0	75	65,25	530
Deir Asafir	35	5	20	56,0	75	77,25	480
Deir Asafir	20	5	20	32,0	125	69,5	510
Zebdin	35	5	20	56,0	95	75,5	480
Zebdin	30	5	20	48,0	100	77,25	480
Shabaa						113,25	680
Mleha						60,6	460
Shabaa						81,5	530
Shabaa						97,4	530
Shabaa						73,4	580
Beit Nayem	25	10	20	60,0	100	75	640
Hosh Nasri	25	10	30	30,0	75	151,5	850
Alshifoniyeh	25	5	25	30,0	100	221,6	690
Alshifoniyeh	30	5	25	36,0	100	162,75	900
Hoshelfara	15	25	45	18,0	100	96,75	940
Hosh							
Aldawahra	25	10	30	30,0	100	169,5	1000
Hosh							
Aldawahra	20	10	30	24,0	75	141,75	1020
Otaya	15	15	30	24,0	150	114	660
Otaya	15	15	30	24,0	100	103,2	620
Otaya	10	20	30	24,0	100	81,75	640
Otaya	30	20	40	36,0	100	170,6	560
Otaya	5	20	60	3,0	70	138,5	680
Otaya						60,6	550
Otaya	20	20	35	32,0	125	68,8	550
Otaya	10	20	30	24,0	125	57,8	620
Otaya	20	20	35	32,0	120	55,1	560
Douma						52,5	480
Douma	8	20	30	19,2	100	115,75	450
Douma	10	20	30	24,0	70	162,5	580
Alrihan	25	5	4	25,0	75	139,75	570
Mdira	25	20	30	60,0	100	100,5	490
Mdira	25	20	30	60,0	100	106,75	450
Masraba	15	10	20	36,0	100	109,75	520
Masraba	20	20	30	48,0	100	128	570
Mdira	20	20	30	48,0	100	96	620
Masraba	25	20	30	60,0	100	81,25	390
Douma						96,4	640
Douma						109,4	660
Douma						100	380
Douma						111	500
Douma						118,8	620
Zamalka	20	34	78	10,9	75	65,6	550
Zamalka	20	31	72	11,7	90	53,6	530
Zamalka	30	32	74	17,1	117	64,7	550
Zamalka	20	30	72	11,4	105	57,3	500
Zamalka	20	31	77	10,4	102	55,3	500
Zamalka	35	31	76	18,7	150	51	470
Zamalka	20	30	72	11,4	80	61,8	530
Zamalka	15	30	70	9,0	100	78,7	500

Fortsetzung von Tabelle A-5

Zamalka	10	34	80	5,2	125	101,8	540
Zamalka	10	35	70	6,9	80	85,9	520
Zamalka	7	29	78	3,4	125	82	500
Zamalka	10	29	73	5,5	84	63,7	460
Zamalka	20	31	73	11,4	125	67,6	470
Zamalka	25	34	76	14,3	101	56	400
Zamalka	25	37	76	15,4	123	67,5	460
Zamalka	20	30	70	12,0	121	70,75	550
Zamalka	12	35	60	11,5	130	70,2	580
Zamalka	8	35	70	5,5	170	63,6	470
Erbeen	8	30	70	4,8	100	66,2	510
Erbeen	6	34	70	4,0	100	45,2	460
Erbeen	12	40	80	7,2	150	57,8	420
Erbeen	10	35	70	6,9	100	61,8	420
Erbeen	8	34	70	5,3	125	61	370
Erbeen	8	38	70	6,0	80	70,4	460
Erbeen	15	35	80	8,0	150	87	430
Erbeen	8	35	70	5,5	125	86,5	530
Erbeen	6	40	70	4,8	115	87	520
Erbeen	12	40	80	7,2	125	73,7	550
Erbeen	10	45	70	9,6	125	90	590
Erbeen	20	30	74	10,9	125	53,7	470
Erbeen	8	38	70	6,0	100	68,5	550
Erbeen	15	30	75	8,0	150	57,8	340
Erbeen	8	35	65	6,4	80	71	380
Erbeen	30	32	74	17,1	126	72,7	420
Erbeen	6	40	70	4,8	125	88,7	420
Erbeen	10	34	70	6,7	80	78,5	480
Kafar Batna						65,5	580
Hammoria	40	25	45	48,0	70	112	580
Hammoria	30	26	46	36,0	75	120,8	600
Hammoria	30	25	45	36,0	90	113,25	620
Hammoria	25	26	46	30,0	70	87	560
Hammoria	50	25	45	60,0	75	143,6	600
Hammoria	30	25	45	36,0	90	98,2	720
Jesreen	40	15	35	48,0	90	96,5	650
Jesreen	45	15	35	54,0	60	97,75	560
Beit Sawwa						106,75	660
Beit Sawwa						86,75	550
Beit Sawwa						95,6	630
Jesreen	40	15	35	48,0	80	63	640
Jesreen	50	18	40	54,5	100	64	490
Aftris	40	10	25	64,0	37	73,6	620
Jesreen	40	15	30	64,0	37	79,2	640
Kafar Batna	50	25	45	60,0	55	73	550
Kafar Batna	32	25	55	25,6	90	76,75	490
Kafar Batna	40	23	45	43,6	55	49,4	460
Kafar Batna	40	23	45	43,6	80	46,2	430
Kafar Batna	40	23	45	43,6	80	47,2	330
Kafar Batna	40	23	45	43,6	90	48,4	400
Kafar Batna	50	22	40	66,7	80	45,8	460
Haza	25	25	45	30,0	90	67,75	450
Haza	45	25	50	43,2	83	78,25	480
Ain Tarma	45	27	45	60,0	80	58,8	410
Ain Tarma	35	27	50	36,5	80	50,4	410
Ain Tarma	35	27	45	46,7	80	64,5	430
Ain Tarma	40	27	45	53,3	85	59,25	460
Ain Tarma	35	29	48	44,2	100	61	470
Ain Tarma	45	27	45	60,0	85	63,5	540
Ain Tarma	45	27	45	60,0	70	78,75	500
Ain Tarma	35	27	45	46,7	70	81	500

Fortsetzung von Tabelle A-5

Sakba	50	18	40	54,5	100	70	550
Sakba	35	20	45	33,6	90	85	540
Sakba	40	21	44	41,7	80	76,25	570
Sakba	30	20	55	20,6	70	91	570
Haza	35	25	45	42,0	70	54,5	470
Sakba	25	22	50	21,4	90	61,6	510
Sakba	40	23	45	43,6	90	63,4	530
Sakba	40	23	45	43,6	90	66	570
Sakba	40	23	45	43,6	80	56,6	450
Alnashabiya	20	10	12	240,0	60	59,75	600
Alnashabiya	18	8	10	216,0	125	62	610
Alnashabiya	25	8	10	300,0	300	51,2	620
Hazrama	20	6	8	240,0	100	58,25	670
Hazrama	22	3	5	264,0	200	66,25	660
Alnashabiya	30	5	8	240,0	180	48,75	550
Alnashabiya	25	8	10	300,0	100	50	550
Kasmiyeh	25	8	10	300,0	250	43,2	730
Kasmiyeh	15	8	10	180,0	150	53,2	630
Kasmiyeh	20	8	10	240,0	175	48,8	680
Hosh Alsalhiyeh	30	3	5	360,0	100	42,2	540
Mrj Alsultan	30	5	9	180,0	200	65,5	510
Mrj Alsultan	17	5	8	136,0	148	65,5	580
Deir Salman	20	12	15	160,0	125	58,25	470
Deir Salman	8	15	18	64,0	125	57,5	490
Alahmadeyah	17	18	25	58,3	200	44	530
Alahmadeyah	20	18	25	68,6	125	48	580
Noleh	15	10	15	72,0	175	55,5	530
Harasta							
Alkantra	15	3	5	180,0	100	75,25	570
ylda	25				140	70	530
Ylda	25				70	68,8	580
Akraba	25				125	46,4	520
Babila	25				102	58,2	500
Akraba	30				60	63,8	490
Akraba	25				60	67,8	510
Akraba	25				150	51,8	480
Alkzaz	25				60	46,6	460
Alkzaz	3				125	66	470
Alkzaz	30				124	45,6	430
Ylda	25				150	51,7	470
Ylda	25				125	59,1	460
Ylda	30				100	58	500
Babila	35				150	53	570
Babila	30				100	58	540
Jaramana	30				105	57,4	530
Jaramana	30				125	69,4	500
Jaramana	30				115	55	540
Jaramana	35				110	51,4	510
Jaramana	30				235	65,3	590
Jaramana	20				125	65,6	550
Jaramana	20				130	68,6	470
Jaramana	25				100	53,3	450
Jaramana	35				125	52,8	450
Jaramana	30				100	58,9	530
Jaramana	30				125	49,9	430
Jaramana	25				75	62,8	490
Jaramana	30				125	62,8	630
Jaramana						61	530
Jaramana	20				50	59	530
Jaramana	30				125	53,2	520
Jaramana	30				185	71,6	390

Fortsetzung von Tabelle A-5

Harasta	7	60	90	5,6	110	77,9	510
Harasta	15	60	90	12,0	130	68,75	440
Harasta	15	60	85	14,4	120	87,75	420
Harasta	7	65	90	6,7	110	88,75	450
Harasta	8	60	80	9,6	140	69,8	460
Harasta	10	60	80	12,0	120	45,6	350
Harasta	15	55	80	14,4		49,3	410
Harasta	15	50	70	18,0	120	99	490
Harasta	15	55	80	14,4	100	146,4	440
Harasta	15	50	70	18,0	120	95,1	470
Harasta	10	40	60	12,0	110	130,8	480
Harasta						85,3	530
Harasta	12	55	80	11,5	110	80,3	550
Harasta						77,75	440
Harasta						62,75	480
Harasta						52,25	360
Harasta						82,5	510
Harasta						52,2	600
Daraya						60,5	500
Daraya	13	55	61	52,0	70	68,4	740
Daraya	15	60	73	27,7	100	49,9	410
Daraya	16	50	61	34,9	70	59,8	440
Daraya	13	65	77	26,0	100	59,5	550
Daraya	15	60	73	27,7	135	77,6	450
Daraya						75	550
Daraya						84,2	500
Haran Alawamid						22,6	570
Jdeidet Alkhas						25,4	980
Jdeidet Alkhas						8,2	1100
Alkafrin	30				270	6,5	690
Haran Alawamid	35				325	7,2	610
Ateibeh	40				350	20	880
Ateibeh							1000
Ateibeh						11,7	1150
Jdeidet Alkhas						9	790
Jdeidet Alkhas						9,7	350
Jdeidet Alkhas						10,3	390
Alkafrin						6,9	640
Alkafrin							580
Haran Alawamid						26,5	700
Haran Alawamid						32,5	740
Haran Alawamid						5,8	600
Hateitet						80,25	570
Altourkman							
Skaa	25				175	50	340
Hateitet							
Altourkman	30				300	73,5	690
Medaa		25			125	22,1	1260
Medaa		25			125	19,25	1150
Medaa		25			125	7,7	590

Tab. A-7: Mittlere chemische Analyse des Grundwassers in Ghouta im Jahr 2008 (nach DAWSSA)

Parameter	Einheit	alhjar Alaswad	Alnashabiyeh	Alrihan	Alshifoniyeh	Ateibeh	Beit Sawwa	Ain Tarma	Douma	Hammoria	Harasta	Sitt Zeinab	Khrabo	Medaa
Probenanzahl		2	1	2	2	1	1	1	1	3	1	3	1	1
Trübung	NTU	0,75	1	0,65	1,05	1,3	0,5	1		1,56	2,4	0,63	1,2	1
Leitfähigkeit	µs/cm	907,5	1191	1342	1520	2780	1350	942	1395	1305,00	996	1263,00	1123	3370
pH		7,2	7,11	7,37	7,26	7,32	7,2	7	7,13	7,11	7,34	7,05	7,15	7,7
TDS	mg/L	562,5	714	810,00	933,00	1667	855	565		778	580	712,50	674	2290
GH	mg CaCO3/L	435	532	550,00	730,50	1044	620	434	560	606	481	583,33	486	1150
NH₄⁺	mg/L	0,04	0,07	0,01	0,10	0,05	0,077	0,02	0	0,02	0,02	0,02	0,01	0
Ca²⁺	mg/L	116	133,67	71,99	182,67	217,62	164	109	136	152,13	123,26	150,67	130,66	172
Mg²⁺	mg/L	35,5	48,09	52,84	66,89	121,58	51	39	53,5	56,46	42,14	50,12	38,68	176
Na⁺	mg/L	32	59,63	88,79	38,63	372,32	72	30,2		50,40	24,98	68,36	53,11	380
K⁺	mg/L	1	2,79	0,98	0,90	7,71	1	1,6		2,34	0,85	0,50	1,48	1
Fe³⁺	mg/L	0,025		0,06	0,02		0,02		0,06	0,00		0,04		0,05
NO₃⁻	mg/L	95,5	24,71	110,80	192,69	0,55	110	70,1	76,2	111,92	121,72	104,20	67,2	34
HCO₃⁻	mg/L	390,5	524	518,50	427,00	207,4	537	549	536,8	552,80	427	455,60	427	525
SO₄²⁻	mg/L	28,5	70,04	64,35	48,55	1217,31	50	22,14	48	29,07	29,39	68,00	48,17	700
Cl⁻	mg/L	58	127,21	122,34	177,01	299,95	136	42,1	85,2	128,45	53,27	146,41	107,89	560
F⁻	mg/L	0,325	0,16	0,11	0,26	0,28	0,32	0,2		0,51	0,16	0,24	0,14	0,38
NO₂⁻	mg/L		0,05	0,02	0,03	0,02		0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03
PO₄³⁻	mg/L		0,27	0,32	0,28	0,27		0,28	0,14	0,51	0,19	0,39	0,19	
TOC	mg/L		0,66	0,79	0,48	0					0,76		0,53	
SiO₂	mg/L	14,49		11,84	13,22		10,86			12,48		11,13		11,35
CO₂	mg/L								17,6	26,4		17,60		

Fortsetzung von Tab. A-7

Parameter	Einheit	Hosh Aldawahra	Hoshelfara	Jaramana	Jesreen	Mdira	Mleha	Otaya	Abbadah	Ylda	Beit Sahm	Ghsoleh	Tal Kurdi	Hajera	Sbeineh
Probenanzahl		1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
Trübung	NTU		1,1	1,6	0,95		0,5	0,5	1,3	0,75	0,8	1,6	1,5	9,25	21
Leitfähigkeit	µs/cm	1645	2275	889	1270	1145	1100	1110	770	915	831	912	2130	1165,67	2330
pH		7,51	7,4	7,11	7,20	7,45	7,25	7,3	7,26	7,3	7,22	7,37	7,17	7,25	7,15
TDS	mg/L		1287	533	781,50		730	790	462	530	499	549	1280	496,67	1570
GH	mg CaCO3/L	810	961	419	569,00	490	570	640	333	430	383	235	1068	503,33	1050
NH₄⁺	mg/L	0,01	0,17	0,01	0,04	0,01	0	0	0,01	0	0,01	0,2	0,02	0,00	0,1
Ca²⁺	mg/L	148	147,03	120,12	150,95	116	148	156	60,99	124	101,77	44,75	154,81	134,67	316
Mg²⁺	mg/L	107	144,35	28,83	46,53	48,64	49	61	43,95	29	31,37	29,9	165,59	40,68	63
Na⁺	mg/L	12,42	133,58	28,79	64,15		48	41	39,26	24	33,2	107,56	141,44	56,65	145
K⁺	mg/L		5,79	6,56	1,67		1,5	2	1,71	1	1,31	3,14	3,89	0,50	1
Fe³⁺	mg/L	0,05	0,05		0,02	0,09	0	0		0,03				0,04	0,06
NO₃⁻	mg/L	116,2	169	58,16	79,88	70,2	85	95	5,8	78	55,01	7,73	134,23	86,33	128
HCO₃⁻	mg/L	427	506,3	488	524,50	439,2	512	464	402,6	390	415	317	500	401,33	427
SO₄²⁻	mg/L	140	183,14	28,65	49,65	45	40	41	76,07	22	22,73	58,56	259,43	50,00	190
Cl⁻	mg/L	176,08	295,01	42,19	133,05	56,8	100	160	65,51	54	46,67	122,38	300,88	124,71	510
F⁻	mg/L		1,37	0,09	0,24		0,34	0,34	0,28	0,2	0,12	0,23	1,8	0,29	0,2
NO₂⁻	mg/L	0,024	0,185	0,01	0,03	0,02			0,03		0,01	0,01	0,08	0,01	
PO₄³⁻	mg/L	0,12	0,425	0,26	0,15	0,17			0,26		0,27	0,22	0,28	0,13	
TOC	mg/L		1,24	0	0,36				0,37		0	0	0,9		
SiO₂	mg/L				10,2		12,42	10,74		13,28				13,56	12,4
CO₂	mg/L	13,2	8,8											8,8	

Tab. A-8: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 1999

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf			
		Mrj Alsultan	Alnashabiyeh	Abbadeh	Blalyieh
Trübung	NTU	2,23	10,68	3,20	10,80
Leitfähigkeit	µs/cm	1139,00	923,20	781,00	917,33
NO ₃ ⁻	mg/L	8,40	23,64	10,20	31,70
TDS	mg/L	552,00	444,80	371,00	442,33
pH		7,93	7,49	7,43	7,37
GH	mg/L	520,00	506,00	340,00	506,67
NH ₄ ⁺	mg/L	0,04	0,28	0,03	0,12
Na ⁺	mg/L	42,85	24,47	55,90	44,77
Ca ²⁺	mg/L	108,00	124,80	60,00	116,00
Mg ²⁺	mg/L	60,80	47,19	46,20	52,69
Fe ³⁺	mg/L	0,13	0,27	0,08	0,24
F ⁻	mg/L	0,19	0,16	0,86	0,25
Cl ⁻	mg/L	120,70	85,20	38,50	86,38
SO ₄ ²⁻	mg/L	63,00	56,20	190,00	68,67
HCO ₃ ⁻	mg/L	451,40	441,64	244,00	469,70
NO ₂ ⁻	mg/L	0,02	0,08	0,00	0,17
PO ₄ ³⁻	mg/L	0,49	0,33	0,05	0,16

Tab. A-9: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 2000

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf									
		Harasta Alkantra	Mrj Alsultan	Alnashabiyeh	Hazrama	Deir Slman	Bahariyeh	Jarba	Abbadeh	Hosh Alsalihiya	Zmaneh
Trübung	NTU	3,4	13,1	9,9	6,9	5,3	8,1	8,3	8,0	1,8	2,6
Leitfähigkeit	µs/cm	1163,0	673,0	854,7	924,0	664,7	813,0	2318,3	979,3	1023,0	720,0
NO ₃ ⁻	mg/L	32,9		25,6	25,6	16,9	3,6	20,0	5,9	32,6	18,1
TDS	mg/L	565,0	324,0	412,3	447,0	317,7	387,0	1185,5	477,3	497,0	344,0
pH		7,2	7,6	7,4	7,3	7,7	7,9	7,4	7,8	7,4	7,6
GH	mg CaCO ₃ /L	520	280	397	420	287	450	810	463	470	320
NH ₄ ⁺	mg/L	1,91	0,26	0,68	0,03	0,03	0,07	0,10	0,30	0,02	0,01
Na ⁺	mg/L	61		59		41	71	241	69	45	42
Ca ²⁺	mg/L	132	80	99	104	60	116	126	83	124	76
Mg ²⁺	mg/L	46	19	37	39	33	39	133	62	39	32
Fe ³⁺	mg/L	0,02		0,91	0,04	0,12	0,20	0,16	0,21	0,01	0,04
F ⁻	mg/L				0,14	0,26		0,01			
Cl ⁻	mg/L	107	57	78	78	54	99	472	78	92	57
SO ₄ ²⁻	mg/L	59		59		68	205	328	153	39	34
HCO ₃ ⁻	mg/L	512	317	407	439	285	305	342	297	451	342
NO ₂ ⁻	mg/L	0,01	0,01	0,15	0,01	0,02	0,00	0,01	0,07	0,01	0,02
PO ₄ ³⁻	mg/L		0,08	0,17	0,07	0,28	0,19	0,49	0,21		0,21

Tab. A-10: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 2001

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf												
		Harasta Alkantra	Mrj Al Sultan	Alnashabiyeh	Hazrama	Deir Slman	Bahariyeh	Jarba	Abbadah	Blalyieh	Medaa	Bzeineh	Noleh	Kasmiyeh
Trübung	(NTU)	8,51	3,47	5,51	49,12	18,43	5,82	5,36	9,25	2,47	4,11	104,00	9,70	0,50
Leitfähigkeit	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	671	770	950	966	998	810	934	875	1288	1818	663	751	716
NO ₃ ⁻	(mg/L)	13	22	24	27	17	10	17	10	46	44	18	29	18
TDS	(mg/L)	322	372	460	462	484	388	456	427	624	892	318	361	342
pH		7,76	7,70	7,51	7,50	7,71	7,84	7,89	7,64	7,31	7,49	7,95	7,60	7,79
GH	(mg CaCO ₃ /L)	370	397	420	453	410	400	357	405	530	720	290	330	330
NH ₄ ⁺	(mg/L)	0,72	0,06	0,05	0,19	0,10	0,14	0,02	0,17	0,01	0,02	0,31	0,05	0,00
Na ⁺	(mg/L)	41	12	43	44	47	43	63	61	48	180	40	22	32
Ca ²⁺	(mg/L)	76	91	98	117	64	82	59	77	122	140	80	84	104
Mg ²⁺	(mg/L)	44	41	39	36	32	47	51	51	55	90	22	29	17
Fe ³⁺	(mg/L)	0,03	0,08	0,11	0,04	0,05	0,15	0,18	0,31	0,10	0,09	0,06	0,10	
F ⁻	(mg/L)	0,50	0,06	0,39	0,14		0,77	0,60	0,58	0,28	0,47	0,31	0,20	0,60
Cl ⁻	(mg/L)	36	66	83	94	57	64	114	76	99	199	50	64	50
SO ₄ ²⁻	(mg/L)	115	43	59	37	84	107	68	148	64	225	21	22	99
HCO ₃ ⁻	(mg/L)	293	328	372	420	299	342	303	274	476	683	329	293	256
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,10	0,01	0,00
PO ₄ ³⁻	(mg/L)	0,28	0,20	0,26	0,17	0,43	0,32	0,18	0,37	0,14	0,50	0,20	0,50	0,10

Tab. A.11: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 2002

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf										
		Mrj Al Sultan	Alnashabiyeh	Hazrama	Deir Slman	Bahariyeh	Jarba	Abbadah	Blalyieh	Medaa	Khrabo	
Trübung	NTU	2,54	0,37	1,48	2,85	1,80	7,22	7,93	0,35	3,56	24,20	
Leitfähigkeit	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1009	946	984	989	981	2186	967	1100	1234	1142	
NO ₃ ⁻	(mg/L)	36	21	23	39	18	17	13	47	24	26	
TDS	(mg/L)	482	454	494	477	458	1157	468	535	597	554	
pH		7,46	7,40	7,56	7,73	7,91	7,55	8,14	7,44	7,69	7,48	
GH	(mg CaCO ₃ /L)	455	380	446	510	400	832		530	495	500	
NH ₄ ⁺	(mg/L)	0,01	0,45	0,04	0,05	0,06	0,61	0,05	0,02	0,06	0,05	
Na ⁺	(mg/L)	68	90	48	79	62	111		85	91	35	
Ca ²⁺	(mg/L)	110	86	118	108	80	143		128	105	128	
Mg ²⁺	(mg/L)	45	28	37	63	49	159		54	57	44	
Fe ³⁺	(mg/L)	0,07	0,01	0,07	0,04	0,12	0,08		0,01	0,22	0,09	
F ⁻	(mg/L)	0,38	1,82	0,47	0,27	0,79	0,44		0,37	0,42	0,24	
Cl ⁻	(mg/L)	117	78	97	121	114	137		114	146	107	
SO ₄ ²⁻	(mg/L)	39	43	38	123	152	629		79	130	52	
HCO ₃ ⁻	(mg/L)	451	427	432	451	244	326		537	385	427	
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,02	0,03	0,03	0,02	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	
PO ₄ ³⁻	(mg/L)	0,37	0,39	0,32	0,16	0,18	0,20		0,29	0,27	0,26	

Tab. A-12: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 2003

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf								
		Harasta Alkantra	Alnashabiyeh	Deir Slman	Jarba	Blalyieh	Medaa	Bzeineh	Zmaneh	Kasmiyeh
Trübung	(NTU)	2,85		3,15	15,75	0,64	16,59	35,30	1,80	2,58
Leitfähigkeit	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1339	1488	966	908	1232	2637	1280	1261	1257
NO ₃ ⁻	(mg/L)	47		28	17	46	30	43	31	35
TDS	(mg/L)	650	726	467	440	598	1322	623	612	611
pH		7,38	7,30	8,03	7,72	7,58	7,61	7,51	7,54	7,55
GH	mg CaCO ₃ /L	530	548	480	460	557	1000	550	550	550
NH ₄ ⁺	(mg/L)	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,04	0,09	0,01	0,03
Na ⁺	(mg/L)	0,01		38	65	95	182	29	146	108
Ca ²⁺	(mg/L)	0,01		92	89	136	176	128	136	132
Mg ²⁺	(mg/L)	0,01		61	47	53	75	56	51	54
Fe ³⁺	(mg/L)	0,01		0,03	0,05	0,01	0,05	0,07	0,14	0,05
F ⁻	(mg/L)	0,01		0,23	0,52	0,21	0,31	0,15	0,46	0,28
Cl ⁻	(mg/L)	0,01		71	97	151	305	99	163	149
SO ₄ ²⁻	(mg/L)	0,01		95	95	91	428	46	135	140
HCO ₃ ⁻	(mg/L)	0,01		415	378	508	549	476	573	480
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,01		0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02
PO ₄ ³⁻	(mg/L)	0,01		0,50	0,39	0,37	0,59	0,74	0,15	0,28

Tab. A-13: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II und IV) im Jahr 2004

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf					
		Mrj Alsultan	Alnashabiyeh	Hazrama	Deir Slman	Bahariyeh	Hosh Alsaliya
Trübung	(NTU)	0,55	0,95	0,78	12,14	1,47	1,28
Leitfähigkeit	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1438	1566	1828	1226	1671	1339
NO ₃ ⁻	(mg/L)	82	31	31	25	23	54
TDS	(mg/L)	707	766	900	602	819	504
pH		7,76	7,82	7,66	7,96	7,66	8,00
GH	mg CaCO ₃ /L	690	647	760	490	670	550
NH ₄ ⁺	(mg/L)	0,05	0,04	0,05	0,01	0,02	0,00
Na ⁺	(mg/L)	67	76	110	109	101	83
Ca ²⁺	(mg/L)	172	156	162	130	148	144
Mg ²⁺	(mg/L)	63	63	140	49	73	56
Fe ³⁺	(mg/L)	0,01	0,02	0,04	0,11	0,05	0,06
F ⁻	(mg/L)	0,09	0,17	0,14	0,38	0,26	0,04
Cl ⁻	(mg/L)	184	181	227	145	227	157
SO ₄ ²⁻	(mg/L)	80	149	128	136	98	90
HCO ₃	(mg/L)	525	464	500	356	549	500
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,01	0,05	0,02	0,09	0,10	0,02
PO ₄ ³⁻	(mg/L)	0,31	0,60	0,48	0,29	0,10	0,31

Tab. A-14: Grundwasserbeschaffenheiten im östlichen Teil von Ghouta (Zone II + IV) im Jahr 2005

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf								
		Harasta Alkantra	Mrj Alsultan	Alnashabiyeh	Hazrama	Deir Slman	Bahariyeh	Jarba	Abbadah	Blalyieh
Trübung	(NTU)	0,50	0,40	0,44	0,70	0,90		1,58	2,79	
Leitfähigkeit	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1404	1378	1538	1621	1524	2260	963	469	
NO ₃ ⁻	(mg/L)	72	67	63	38	62	47	57	20	28
TDS	(mg/L)	689	671	756	850	746		465	324	
pH				7,69	7,66	7,48		6,87	7,12	
GH	mg CaCO ₃ /L	500	510	585	645	625	723	625	477	595
NH ₄ ⁺	(mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,01	
Na ⁺	(mg/L)	124	113	189	154	108			59	
Ca ²⁺	(mg/L)	124	120	140	166	96			75	
Mg ²⁺	(mg/L)	46	51	29	110	95			70	
Fe ³⁺	(mg/L)	0,01	0,00	0,02	0,05	0,13			0,02	
F ⁻	(mg/L)	0,22	0,58	0,30	0,19	0,39			0,41	
Cl ⁻	(mg/L)	142	142	178	206	170			83	
SO ₄ ²⁻	(mg/L)	88	78	180	118	170	305	140	115	
HCO ₃ ⁻	(mg/L)	512	512	476	519	464			374	
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02			0,02	
PO ₄ ³⁻	(mg/L)	0,22	0,21	0,15	0,45	0,64			0,39	

Tab. A-15: Grundwasserbeschaffenheit in Ghouta (Zone II + IV) im Jahr 2007
(Probenanzahl = 18)

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf												
		Hoshelfara	Khrabo	Abadeh	Ateibeh	Alnashabiyeh	Gusoula	Jesreen	Alrihan	Karahta	Harasta	Tal Krdi	Alshifoniyeh	Hosh nasrie
Trübung	NTU	2,7	1,3	1,5	2,3	1,3	1,8	1,35	1,8	1,1	1,4	1,65	27,85	
Leitfähigkeit	$\mu\text{s}/\text{cm}$	2300	1140	869	2510	1278	1075	1527,5	1424,5	2250	1071	2250	1621	1160
TDS	mg/l	1385	684	524	1505	767	646	917,5	855	1352	644	1352	973	590
pH		7,66	7,09	7,62	7,51	6,99	7,77	6,95	7,075	7,32	7,23	7,19	7,035	7,33
GH	mg/l CaCo3	646	460	345	898	501	331	565,5	518	762	465	761,5	659,5	750
NH ₄ ⁺	mg/l	0,05	0	0	0,01	0	0	0,015	0,02	0	0	0,01	0,015	0,01
Na ⁺	mg/l	126,27	49,13	49,31	284,08	58,2	92,74	73,73	86,215	144,51	23,41	111,1	38,61	
Alkalinität	mg/l CaCO3	400	420	300	190	420	210	495	435	270	360	470	385	370
Ca ²⁺	mg/l	115,59	118,39	56,55	192,58	127,29	66	147	125	185	116	111	163	116
Mg ²⁺	mg/l	93,7	40,1	49,65	101,35	44,52	40	48	50	73	43	118	61	112
F ⁻	mg/l	0,88	0,69	1,39	0,6	0,2	1,16	0,28	0,305	0,79	0,14	0,75	0,375	0
Cl ⁻	mg/l	340,02	94,12	46,58	194,73	123,09	128	151	110	352	56	278	175	256
SO ₄ ²⁻	mg/l	157,47	45,84	139,05	886,57	61,16	124	53	65	315	30	275	42	125
NO ₃ ⁻	mg/l	203,48	42,1	3,91	1,2	19,12	11	80	102	104	121	165	204	133
NO ₂ ⁻	mg/l	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,04	0,02	
PO ₄ ³⁻	mg/l	0,42	0,34	0,6	0,5	0,59	0,54	0,47	0,40	0,43	0,37	0,44	0,52	0,23
TOC	mg/l	3,4	1,1	0,7	0,8	1,6	0,3	0,9	1,9	1,4	1,1	2,15	1,75	
TN	mg/l	47,2	9,5	0,8	0,3	4,4	2,4	18,3	23,85	23,5	27,5	37,55	46,65	

Tab. A-16: Grundwasserbeschaffenheit in Ghouta (Zone II + IV) im Jahr 2008

Parameter	Einheit	Stadt, Dorf							
		Medaa	Otaya	Hoshelfara	Hosh Aldawahra	Ateibeh	Abbadah	Alnashabiyeh	Khrabo
Trübung	NTU	1	0,5			1,3	1,3	1	1,2
Leitfähigkeit	µs/cm	3370	1110	2410	1645	2780	770	1191	1123
NO ₃	mg/L	34	95	151,7	116,2	0,55	5,8	24,71	67,2
TDS	mg/L	2290	790			1667	462	714	674
pH		7,7	7,3	7,7	7,51	7,32	7,26	7,11	7,15
GH	mg/L CaCO ₃	1150	640	950	810	1044	333	532	486
NH ₄ ⁺	mg/L	0	0	0	0,01	0,05	0,01	0,07	0,01
Na ⁺	mg/L	380	41		12,42	372,32	39,26	59,63	53,11
Ca ²⁺	mg/L	172	156	132	148	217,62	60,99	133,67	130,66
Mg ²⁺	mg/L	176	61	150,78	107	121,58	43,95	48,09	38,68
Fe ³⁺	mg/L	0,05	0	0,05	0,05				
F-	mg/L	0,38	0,34			0,28	0,28	0,16	0,14
Cl-	mg/L	560	160	252,1	176,08	299,95	65,51	127,21	107,89
SO ₄ ²⁻	mg/L	700	41	215	140	1217,31	76,07	70,04	48,17
HCO ₃ ⁻	mg/L	525	464	463,6	427	207,4	402,6	524	427
NO ₂ ⁻	mg/L			0,22	0,024	0,02	0,03	0,05	0,03
PO ₄ ³⁻	mg/L			0,31	0,12	0,27	0,26	0,27	0,19
TOC	mg/L					0	0,37	0,66	0,53
SiO ₂	mg/L	11,35	10,74						
CO ₂	mg/L			8,8	13,2				
K	mg/L	1	2			7,71	1,71	2,79	1,48

Tab. A-17: Grundwasserbeschaffenheit in der Stadt Sittzeinb (in Zone III) vom Jahr 2001 bis 2008

Parameter	Einheit	Jahr							
		2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Probenanzahl		2	24	14	30	18	39	13	4
Trübung	NTU	3,1	1,7	11,6	7,2	8,2	3,5	2,1	0,63
Leitfähigkeit	µs/cm	1076,5	895,2	1162,2	1188,8	1262,3	1338,4	1346,9	1191,50
TDS	mg/L	517,5	432,8	591,4	576,8	580,3	652,9	617,7	712,5
pH		7,5	7,7	7,8	7,7	7,5	7,1	7,2	7,02
GH	mg/L CaCO ₃	500	321,1	475,7	579,4	492,3	576,7	544	525,00
NH ₄ ⁺	mg/L	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0	0,01
Na ⁺	mg/L	42,7	85,8	85,7	128,9	111,9	127,2	103,4	72,3
Ca ²⁺	mg/L	134	77,5	133	160,5	125,5	154,4	128,3	134
Mg ²⁺	mg/L	42,1	24,3	36,2	44,1	38,8	46,4	77,6	46,11
F-	mg/L	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Cl-	mg/L	106,5	103,5	153,2	207,1	145,7	202,6	223	137,5
SO ₄ ²⁻	mg/L	51	65,1	127,8	158,3	110,4	124,6	149,3	68,5
NO ₃ ⁻	mg/L	35,5	32,8	36,5	36,5	59,5	76,1	97,3	94,9
NO ₂ ⁻	mg/L	0	0	0	0,2	0,1	0,1	0,2	0,02
PO ₄ ³⁻	mg/L	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	0,4	0,5	0,39
Fe ³⁺	mg/L	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1		0,04
HCO ₃ ⁻	mg/L	461,4	309,4	351,2	404,9	582	450,8	483,1	417,95

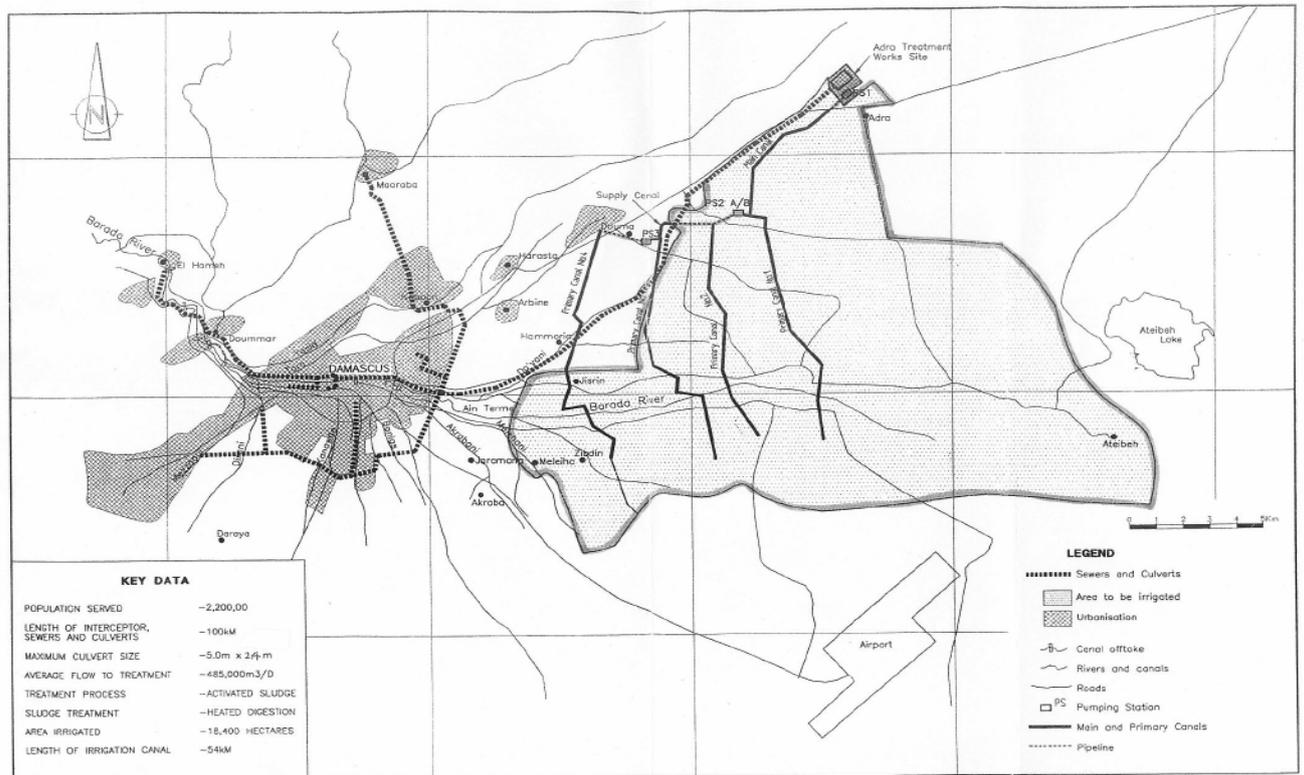


Abb. A-3: Abwasserkanal Damaskus-Adraa und Bewässerungskanäle in Ghouta

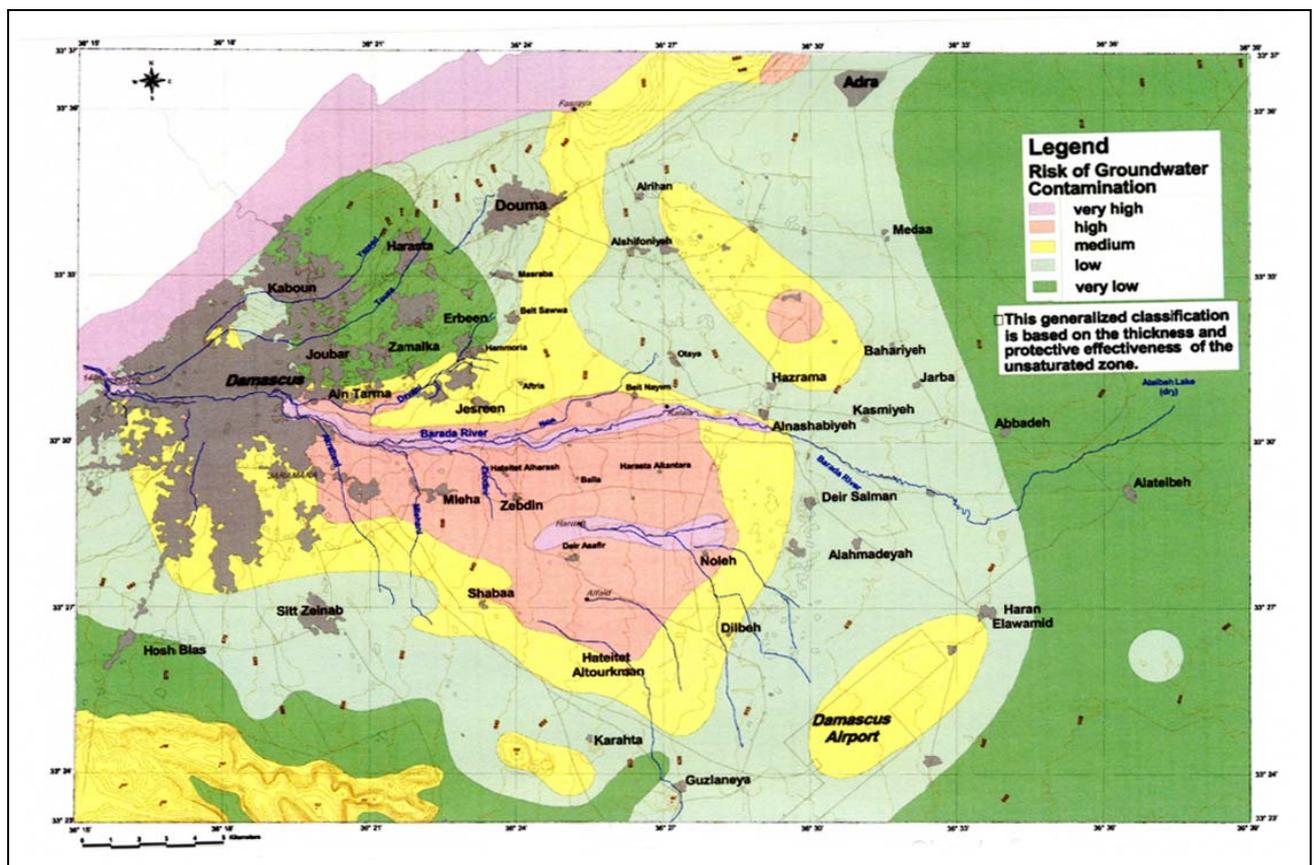


Abb. A-4: Vulnerabilität des Grundwassers in Ghouta (Hobler et al., 2002)