

dynaklim-Publikation



Gefördert durch:



MODELLIERUNG UND PROGNOSE DER DURCH DEN KLIMAWANDEL VERURSACHTEN ÄNDERUNGEN DER WASSERQUANTITÄT UND -QUALITÄT

Christine Kübeck¹, Axel Bergmann¹, Angela Herzberg²

¹IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung
gemeinnützige GmbH

²RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH

dynaklim-Publikation Nr. 45



Abstract

Am Beispiel des Wassergewinnungsgebiets Üfter Mark werden die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in der Projektregion „Emscher-Lippe“ untersucht. Langfristige Trends in der Quantität und Qualität von Wasserressourcen werden modellbasiert erfasst und hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials bewertet. Hierbei zeigt sich v.a. ein in der Zukunft steigender Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Nutzflächen als wesentlicher Schlüsselfaktor. Das für die Beregnung genutzte Grundwasser stellt neben der Düngung und der atmosphärischen Deposition eine zusätzliche Eintragsquelle u.a. für Nitrat, Sulfat und Chlorid dar. Insbesondere die Nutzung oberflächennaher Grundwässer für die Beregnung führt somit zu einem schrittweisen Anstieg der Stoffbelastung im Grund- und Rohwasser. So kann für landwirtschaftlich relevante Parameter wie Nitrat diese zusätzliche Belastungsquelle reduziert werden, wenn die mit dem Beregnungswasser ausgebrachten N-Frachten bei der N-Düngung berücksichtigt werden.

Anhand von Prognoseszenarien wird für die Förderbrunnen differenziert untersucht, welchen Effekt ein infolge des Klimawandels veränderter Stofffluss auf die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit hat. So zeigt sich v.a. in den westlich gelegenen Förderbrunnen eine hohe Sensibilität gegenüber Veränderungen im Stoffaustrag aus der Bodenzone. Eine Beeinflussung der Rohwasserqualität in den östlichen Förderbrunnen ist dahingegen stark zeitlich verzögert.

Schlagworte

Rohwasserbeschaffenheit, reaktive Stofftransportmodellierung, Prognoseszenarien

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	3
1.1.	Modellkonzeption	3
2.	Wassergewinnung Holsterhausen/Üfter Mark	4
3.	Geosystemerkundung: Wassergewinnungsgebiet Üfter Mark.....	5
3.1.	Naturräumliche Übersicht.....	5
3.2.	Flächennutzung und Bodentypen	5
3.3.	Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Situation	7
3.4.	Ableitung der Stoffeinträge aus der Düngung.....	8
3.5.	Hydrogeochemische Situation - Grundwasserbeschaffenheit.....	9
4.	Rohwasserbeschaffenheit – zeitliche Entwicklung	12
5.	Grundwasserströmungsmodellierung.....	14
6.	Klimaszenarien	16
7.	Reaktive Stofftransportmodellierung.....	17
7.1.	Modellvorstellung und Eingangsdaten.....	17
7.2.	Modellergebnisse	20
7.2.1.	Retrospektiver Modellteil.....	20
7.2.2.	Berechnung von Prognoseszenarien	22
8.	Zusammenfassung und Diskussion.....	27
9.	Literaturverzeichnis.....	30

1. Einleitung

Im Vordergrund des Forschungsvorhabens steht die modellbasierte Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in der Projektregion „Emscher-Lippe“. Insbesondere eine an den Klimawandel angepasste landwirtschaftliche Flächennutzung kann sich nachteilig auf wasserwirtschaftlich genutzte Ressourcen auswirken. So wird im Folgenden ein Prognosemodell zur Erfassung langfristiger Trends in der Quantität und Qualität von Grund- und Oberflächenwässern entwickelt und am Beispiel des von der Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (kurz RWW) betriebenen Wassergewinnungsgebiets (WGG) Üfter Mark vorgestellt. Damit wird ein quantitatives Planungs- und Entscheidungswerkzeug für die angepasste wirtschaftliche Nutzung von Grundwasserressourcen und zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit mit Trinkwasser geschaffen. Die durch die Modellierung gewonnenen Erkenntnisse werden auf die Gesamtregion „Mittlere Lippe“ übertragen und dienen damit als Basis für ein nachhaltig ausgerichtetes Ressourcenmanagement.

1.1. Modellkonzeption

Das Modellkonzept basiert auf einem reaktiven Stofftransportmodell, welches geohydraulische Aspekte mit einer hydrogeochemischen Modellierung der Stoffumsetzung kombiniert. Das reaktive Stofftransportmodell berücksichtigt den landnutzungsabhängigen Stoffeintrag über das Sickerwasser sowie den Eintrag von Stoffen mit dem infiltrierenden Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter. Die im Grundwasserleiter und an den Phasengrenzen (Gas-, Fluid- und Feststoffphase) ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse werden mit Hilfe eines Speziierungsprogramms (PhreeqC, USGS Parkhurst & Appelo 1999) modelliert. In Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen im dreidimensionalen Grundwasserleiter kann somit die Ausbreitung wasserwirtschaftlich relevanter Stoffe wie Nitrat, Sulfat und Hydrogenkarbonat, aber auch von Schwermetallen wie Eisen und Mangan berechnet werden. Informationen zur Grundwasserströmung wie Fließzeit, Fließstrecke und Durchfluss werden aus einer separat durchgeführten geohydraulischen Modellierung ausgelesen und in das reaktive Stofftransportmodell übernommen. Mit diesem Zweischritt-Verfahren wird eine hohe Transparenz der modellierten hydrogeologischen und hydrogeochemischen Prozesse erreicht.

Die prinzipielle Vorgehensweise zum Aufbau des reaktiven Stofftransportmodells ist in der Abbildung 1 dargestellt. Dazu wird zunächst der Ist-Zustand des Grundwasserkörpers hinsichtlich der geologischen, hydraulischen und hydrogeochemischen Situation sowie der Stoffeintragsbedingungen in Abhängigkeit von der Landnutzung und dem Bodentyp analysiert. Basierend auf den Daten zur Geosystemerkundung wird anschließend eine Modellvorstellung zu den im Grundwasserleiter ablaufenden hydrogeochemischen Prozessen entwickelt und in ein reaktives Stofftransportmodell überführt.

Das Stofftransportmodell wird in zwei Modellphasen untergliedert. Die retrospektive Modellphase dient zur Identifizierung und Quantifizierung aller im Grundwasserleiter und Brunnen ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse (Modellentwicklung). Die Prozesse werden anhand der Daten zur Grund- und Rohwasserbeschaffenheitsentwicklung kalibriert. Im Rahmen des darauf aufbauenden prognostischen Modellteils bietet das reaktive Stofftransportmodell eine Plattform zur integrierten Berechnung langfristiger Trends in der Wasserqualität. Hierbei werden anhand ausgewählter Szenarien die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grund- und Rohwasserbeschaffenheit für die nahe Zukunft (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) berechnet und hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials bewertet. Klimabedingte Änderungen der Grundwasserquantität werden aus dem Strömungsmodell übernommen.

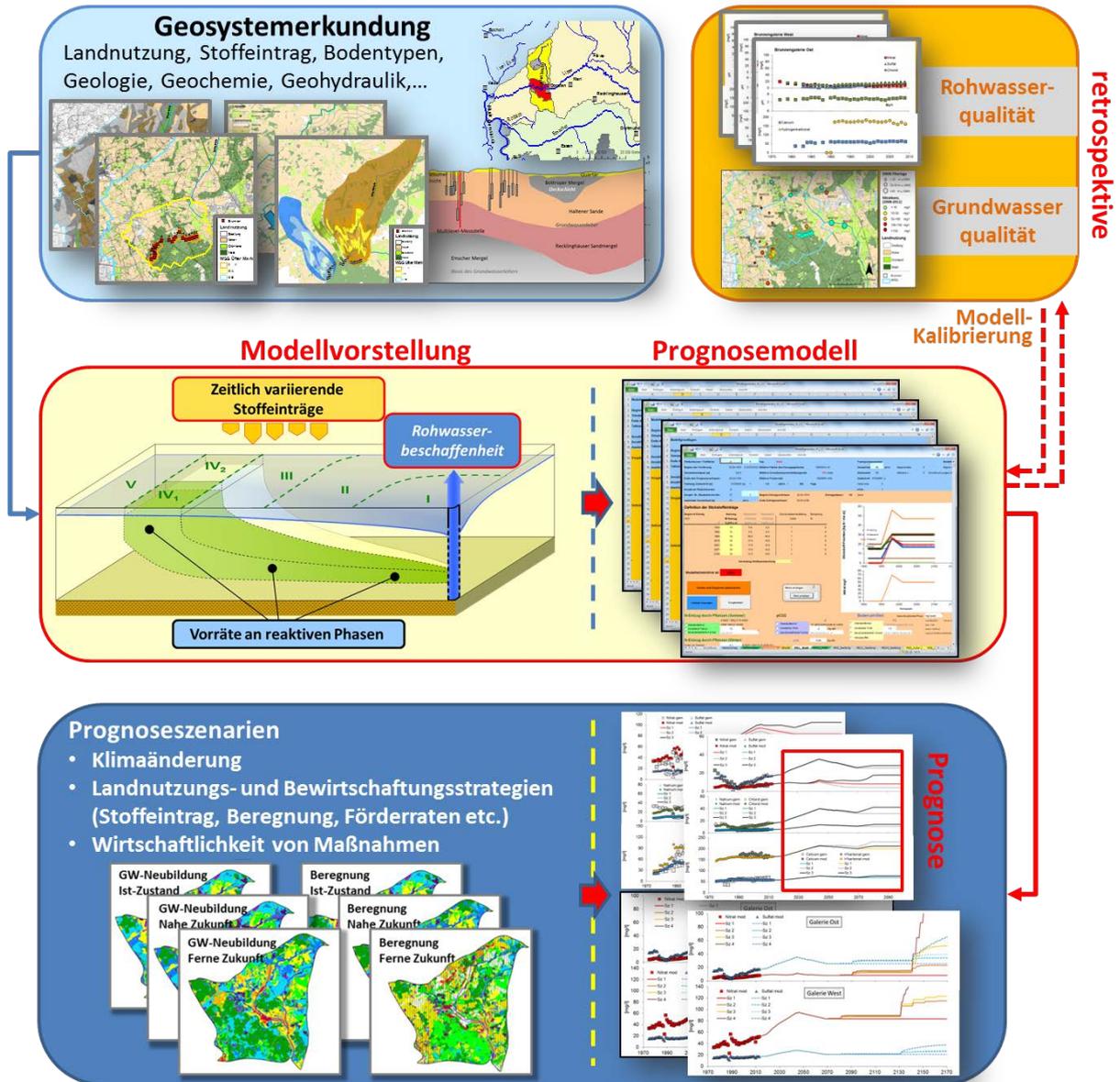


Abbildung 1: Vorgehensweise bei der Entwicklung und Anwendung des Prognosemodells.

2. Wassergewinnung Holsterhausen/Üfter Mark

Die Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (RWW) betreibt im Raum Dorsten-Raesfeld, nördlich von Bottrop (Nordrhein-Westfalen) das Wasserwerk Holsterhausen/Üfter Mark. Dem Wasserwerk sind zwei Galerien mit derzeit 64 Brunnen angegliedert, über die ca. 29 Mio. m³/a für die Trinkwasserversorgung des nordwestlichen Münsterlandes bereitgestellt werden. Zur Zeit der Inbetriebnahme im Jahr 1927 gehörte zunächst nur die Brunnengalerie Holsterhausen mit 47 Brunnen entlang der Lippe dem Wasserwerk an. Aufgrund des seit 1960 in der Region steigenden Wasserbedarfs wurden im Jahr 1974, ca. 8 km nördlich der Lippe, weitere Brunnen errichtet und als Brunnengalerie Üfter Mark angeschlossen (Abbildung 2). Die Wassergewinnung erfolgt über Tiefbrunnen, welche den Hauptgrundwasserleiter in den Haltener Sande erschließen. Welche Auswirkungen der Klimawandel auf die landwirtschaftliche Flächennutzung (siehe auch Fohrmann 2013) und in der Folge auf die Rohwasserbeschaffenheit haben kann, soll im Folgenden am Beispiel der Brunnengalerie Üfter Mark untersucht werden.

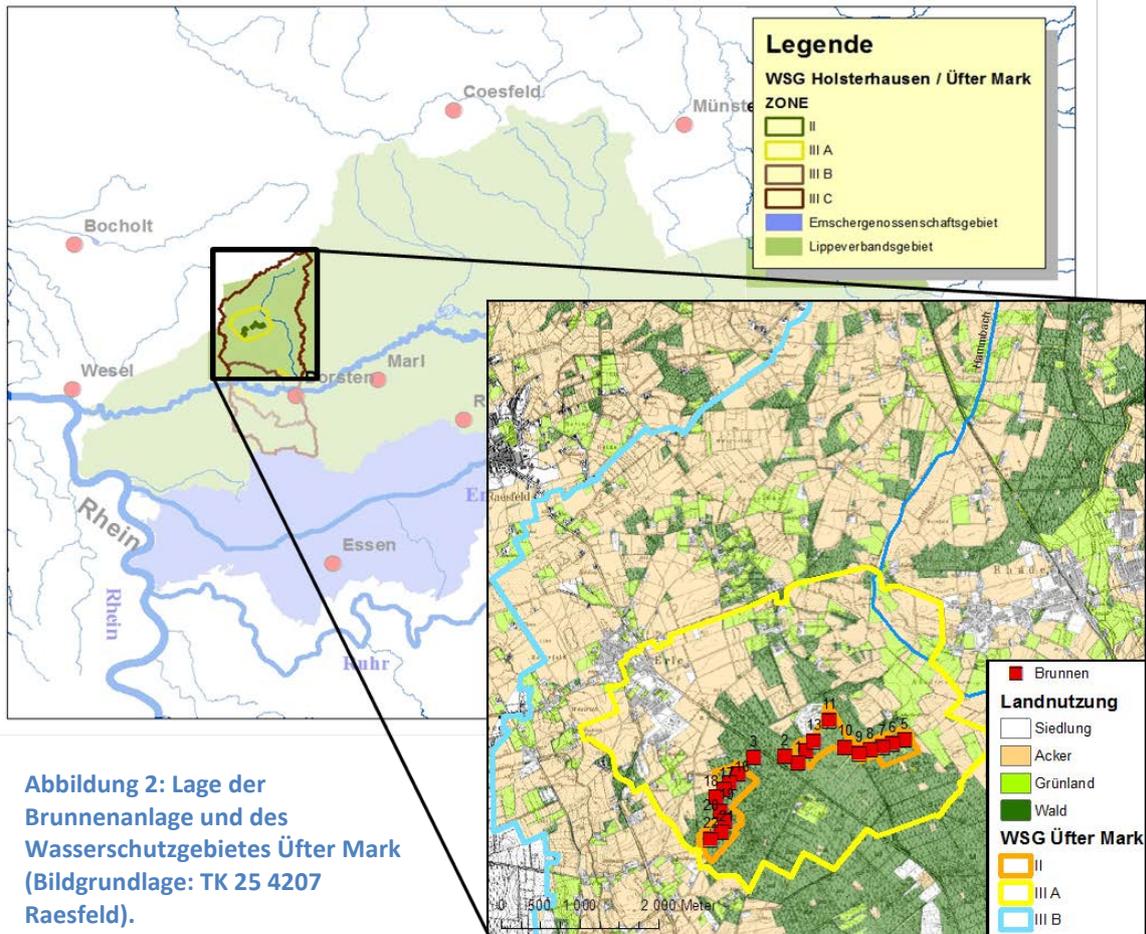


Abbildung 2: Lage der Brunnenanlage und des Wasserschutzgebietes Üfter Mark (Bildgrundlage: TK 25 4207 Raesfeld).

3. Geosystemerkundung: Wassergewinnungsgebiet Üfter Mark

3.1. Naturräumliche Übersicht

Die Trinkwassergewinnungsanlage Üfter Mark befindet sich am Nordrand des gleichnamigen Waldgebiets im Naturpark Hohe Mark, der den Übergang zwischen den Naturräumen der Niederrheinischen Sandplatten zum westlichen Münsterland markiert. Das Relief im Untersuchungsgebiet ist leicht wellig bis überwiegend flach (zwischen ca. 50 bis 60 m ü. NN). Die Hauptgewässersysteme Rhader, Mühlenbach, Hammbach und Schafsbach sind entsprechend der Morphologie nach Süden auf die Lippe ausgerichtet, wobei der Hammbach in einem Bogen durch das Untersuchungsgebiet strömt (Abbildung 2). Die klimatischen Verhältnisse in der Region sind durch atlantische Einflüsse geprägt, mit meist milden und schneearmen Wintern sowie mäßig warmen Sommern.

3.2. Flächennutzung und Bodentypen

Die Förderanlagen befinden sich am Rand eines Waldgebiets. Das sich nördlich davon erstreckende Wasserschutzgebiet ist überwiegend landwirtschaftlich geprägt und zeichnet sich mit den Ortschaften Raesfeld und Erle durch eine eher lockere Bebauungsstruktur aus (Abbildung 3). Die Auswertung der ATKIS-DLM Flächennutzungsdaten (Amtliches Topografisch-Kartografisches Informationssystem) im Untersuchungsgebiet zeigt seit 1955 keine wesentlichen Änderungen der Landnutzungsverteilung zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und Siedlung oder Wald. Grünland wurde insbesondere zwischen 1965 und 1985 umgebrochen, wobei der Anteil der

umgebrochenen Fläche unter 10% der Gesamtfläche liegt. Auch im Zeitraum zwischen 1995 und 2010 wurden von dem noch vorhandenen Grünlandanteil etwa 5% umgebrochen (Abbildung 4).

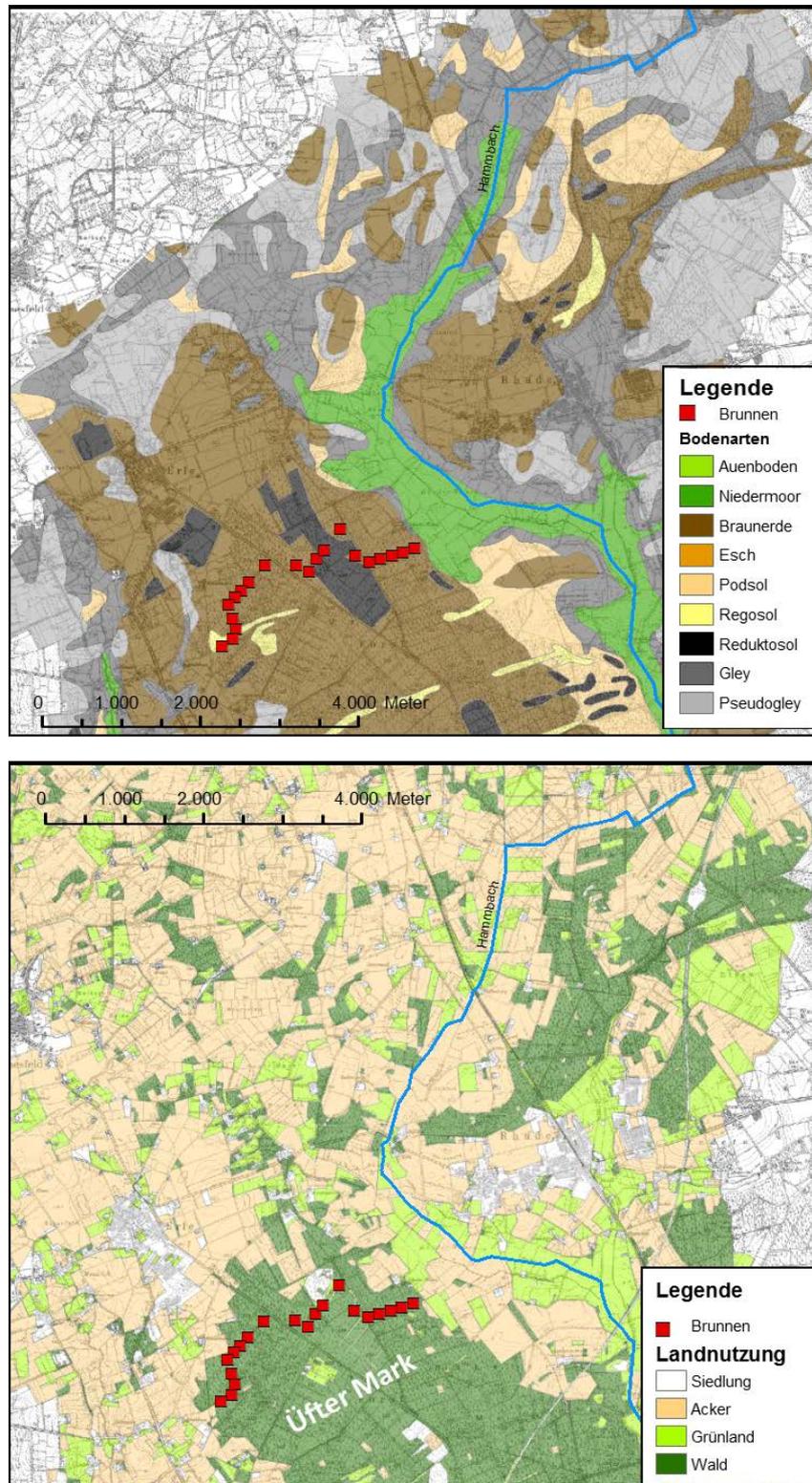


Abbildung 3: Oben: Bodentypen im Untersuchungsgebiet; Unten: Landnutzungsverteilung (TK 25 4207 Raesfeld; Datengrundlage: ATKIS-DLM Daten).

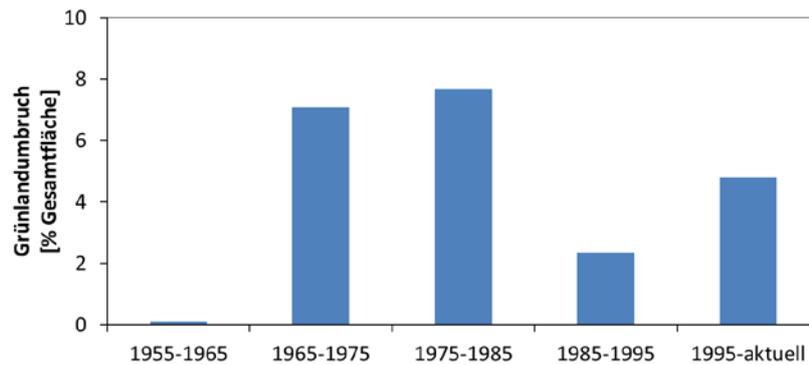


Abbildung 4: Grünlandumbruch im WGG Üfter Mark.

Die Verteilung der Bodentypen ist in der Abbildung 3 dargestellt. Im Untersuchungsgebiet kommen brunnennah v.a. Braunerden, aber auch sauerstoffarme Reduktosol vor. Weiter nördlich haben sich überwiegend grund- und stauwasserbeeinflusste Böden (Gley und Pseudogley) gebildet. Im Zuge der Nutzbarmachung wurden diese Böden jedoch überwiegend entwässert, so dass derzeit eine Differenzierung zwischen grundwasserbeeinflussten und -unbeeinflussten Böden in diesem Bereich nur bedingt möglich ist. Durch Drechsler Ingenieurdienst (2009) wurde für Gleyböden und Braunerden ein sehr hohes Verlagerungspotenzial ermittelt. Als Grund hierfür wird das sandige Bodensubstrat angegeben, welches eine gute Leitfähigkeit aufweist. Die Niederungen des Hammerbachs werden durch Auenböden geprägt, wobei sich die Bewertung des Verlagerungspotenzials jedoch insbesondere für die Gleyböden ändern kann, sofern der Oberboden wieder unter Grundwassereinfluss gerät.

3.3. Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Situation

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Übergangsbereich zwischen zwei geologischen Großeinheiten, in dem die Gesteine des Münsterländer Kreidebeckens nach Westen unter die Ablagerungen der Niederrheinischen Bucht abtauchen. Eine detaillierte Beschreibung der regionalen geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten wird im Kontext der wasserwirtschaftlichen Situation durch Losen und Konrads (1998) und Herzberg (2007) vorgestellt und soll im Folgenden kurz zusammengefasst werden.

Die Brunnengalerie Üfter Mark besteht aus insgesamt 20 Brunnen, die bis in eine Tiefe von maximal 100 m u. GOK verfiltert sind. Die Brunnen sind überwiegend im Hauptgrundwasserleiter der sandig bis kiesig ausgeprägten Haltener Sande verfiltert. Lediglich die Brunnen 10 und 11 verfügen über eine tiefere Filterstrecke, über die das Grundwasser in den darunter folgenden Recklinghäuser Schichten erschlossen wird (Abbildung 5). Die Grundwasserdurchlässigkeit in den Recklinghäuser Schichten ist im Vergleich zu den Haltener Sanden aufgrund der überwiegend feinkörnigeren Ausprägung (schluffig bis mergelige Sande) geringer.

Die grundwasserleitenden Sedimente der Recklinghäuser Schichten folgen bereichsweise direkt auf dem Emscher Mergel (sandiger Tonmergel), der durch seine Undurchlässigkeit den Grundwasserleiter vor dem Aufstieg von Tiefenwässern aus dem paläozoischen Grundgebirge schützt. Eine Ausnahme bilden hierbei Störungszonen, an denen hochmineralisierte Grundwässer aufsteigen und sich mit dem oberflächennahen Grundwasser mischen können. Im Osten des Wassergewinnungsgebiets werden die Haltener Sande durch die undurchlässigen (tonige) Schichten des Bottroper Mergels überlagert (Hilden 1975, Herzberg 2007; Abbildung 5), was lokal zu gespannten Verhältnissen führen kann.

Die Grundwasserströmung im Hauptgrundwasserleiter (Haltener Sande und Recklinghäuser Sandmergel) ist im Allgemeinen nach Süden auf die Lippe zu gerichtet. Im Bereich der Förderanlagen

kommt es jedoch aufgrund der Grundwasserentnahme lokal zu einer Abweichung von der Hauptströmungsrichtung.

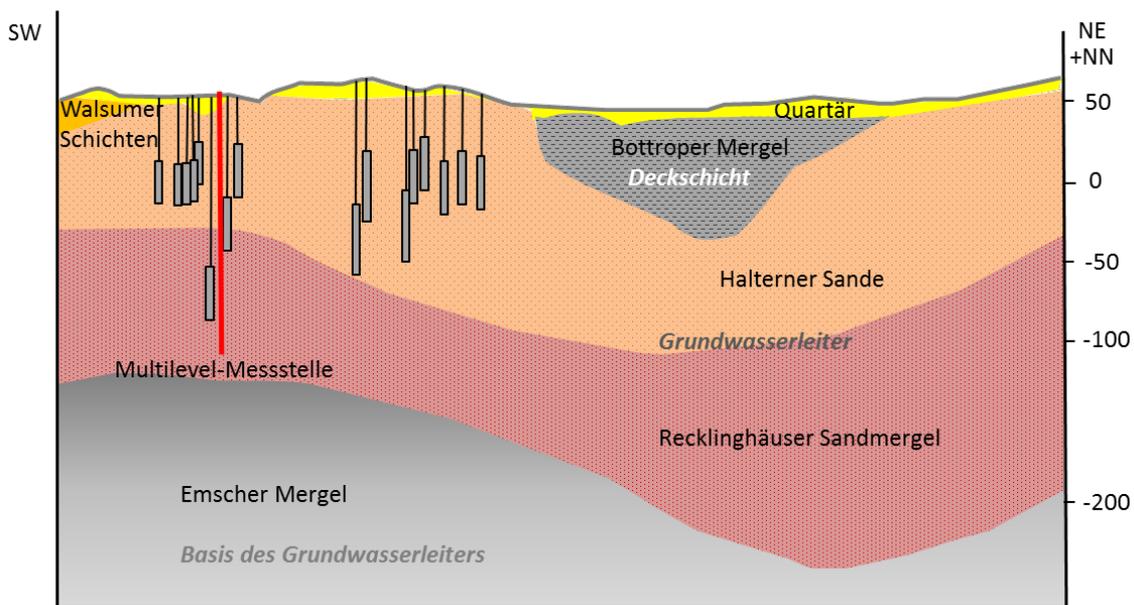


Abbildung 5: Schematischer SW-NE Profilschnitt durch das Wassergewinnungsgebiet Üfter Mark ohne Bruchtektonik dargestellt (Darstellungsgrundlage: Losen und Konrads 1998). Lage der Förderbrunnen ist auf das SW-NE Profil projiziert.

3.4. Ableitung der Stoffeinträge aus der Düngung

Der Eintrag von Stoffen in das Grundwasser ist ein wichtiger Faktor bei der Beurteilung der Grundwasserqualität und der Abschätzung des Grundwassergefährdungspotenzials hinsichtlich der Flächennutzung. Für die Ableitung der Stoffeinträge unter landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser werden Informationen zur oberflächennahen Grundwasserbeschaffenheit ausgewertet. Hierbei wird stark vereinfachend davon ausgegangen, dass das Grundwasser nahe der Grundwasseroberfläche (bis ca. 10 m unter der Grundwasseroberfläche [m u. GW]) dem unveränderten Sickerwasser aus der Bodenzone entspricht und damit den Stoffeintrag aus der Bodenzone widerspiegelt.

Dazu wurde die Grundwasserbeschaffenheit aus acht flach verfilterten Grundwassermessstellen (GWM (N00-)518, 624, 625, 626, 802, 840, 841 und 918) im Abstrom von Ackerflächen ausgewertet. Die Lage der GWM ist in der Abbildung 7 dargestellt. Neben Nitrat werden wasserwirtschaftlich relevante Stoffe wie Sulfat, Chlorid, Calcium und Hydrogencarbonat über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragen. In der Abbildung 6 sind in Einzeldiagrammen die Messwerte der Leitparameter gegeneinander geplottet (Nitrat/Sulfat; Nitrat/Chlorid und Hydrogencarbonat/pH). Die Stoffkonzentrationen in [mg/l] im Grundwasser unter Ackerflächen zeigen eine ausgeprägte Korrelation zwischen Nitrat und Chlorid von 1 : 0,44. Der pH-Wert liegt zwischen 4 und 7, wobei der $K_{s4,3}$ mit dem pH-Wert ansteigt. Unterschiede zwischen der Grundwasserchemie im Abstrom von Gleyböden¹ und Braunerden¹ bestehen lediglich in der Sulfatkonzentration. So zeigt sich im Grundwasser unter Gleyböden¹ mit 1 : 0,08 [mg/l] ein deutlich niedrigeres Verhältnis zwischen Nitrat und Sulfat als unter Braunerden¹ mit 1 : 0,4 [mg/l]. Daten zu dem Stoffeintrag unter Dauergrünland, Wald- und Siedlungsflächen liegen für die Untersuchung nicht vor.

¹ sowie deren Subtypen

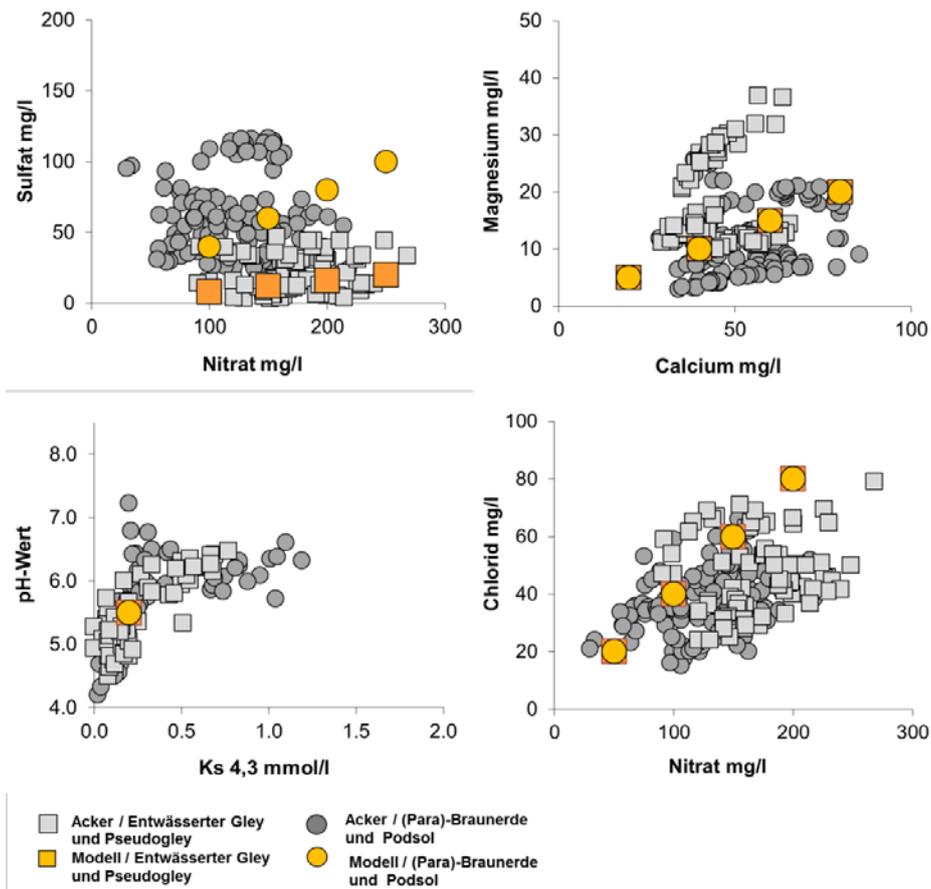


Abbildung 6: Teildiagramme zur Ableitung der Modelleingangsgrößen zur Berechnung der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers.

3.5. Hydrogeochemische Situation - Grundwasserbeschaffenheit

Die Grundwasserqualität im WGG Üfter Mark wird durch eine Vielzahl an GWM regelmäßig überwacht. So zeigt sich insbesondere in den flach verfilterten GWM ein anthropogen beeinflusstes Grundwasser mit Nitratkonzentrationen von bis zu 200 mg/l (Abbildung 7). Die Grundwasserbeschaffenheit im tieferen Bereich des Grundwasserleiters ist dahingegen stark differenziert. Während im tiefen Grundwasser die Nitratkonzentrationen noch unter 10 mg/l liegen, werden im Bereich darüber (oberhalb von 40 m u. GOK²) lokal bereits Konzentrationen von bis zu 125 mg/l beobachtet (Abbildung 7). So zeigt beispielsweise die in ca. 20 m u. GOK verfilterte GWM (N00-)509 ein reduziertes Grundwasser, während wenige Meter weiter südöstlich und ca. 15 m tiefer in der GWM 517 bereits Nitratkonzentrationen von bis zu 130 mg/l gemessen wurden.

Die nitratbelasteten Grundwässer weisen relativ hohe Chlorid- und Sulfatkonzentrationen von bis zu 65 bzw. 106 mg/l auf, unterscheiden sich jedoch im pH-Wert und der Hydrogenkarbonatkonzentration ($K_{S\ 4,3}$ -Wert) stark voneinander. Vor allem im oberflächennahen Grundwasser werden relativ niedrige pH-Werte von 4,7 bis 6,2 und $K_{S\ 4,3}$ -Werte zwischen 0,1 und 0,8 mmol/l gemessen. Dahingegen zeigt das tiefe Grundwasser ab ca. 20 m u. GOK höhere pH- und $K_{S\ 4,3}$ -Werte von > 7 bzw. bis zu 5 mmol/l. In den nitratfreien Grundwässern in den tieferen Schichten des Grundwasserleiters sind die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen mit ca. 10 mg/l bzw. 23 mg/l deutlich niedriger als im

² Bei einem mittleren Flurabstand von 8 m (Strömungsmodellierung; Barein et al. (2013)) entspricht 40 m u. GOK ca. 32 m unter der Grundwasseroberfläche [u. GWO].

oberflächennahen Bereich. Bei einem pH-Wert von ca. 7,5 weisen diese Grundwässer hohe $K_{S,4,3}$ -Werte von bis zu 4 mmol/l auf.

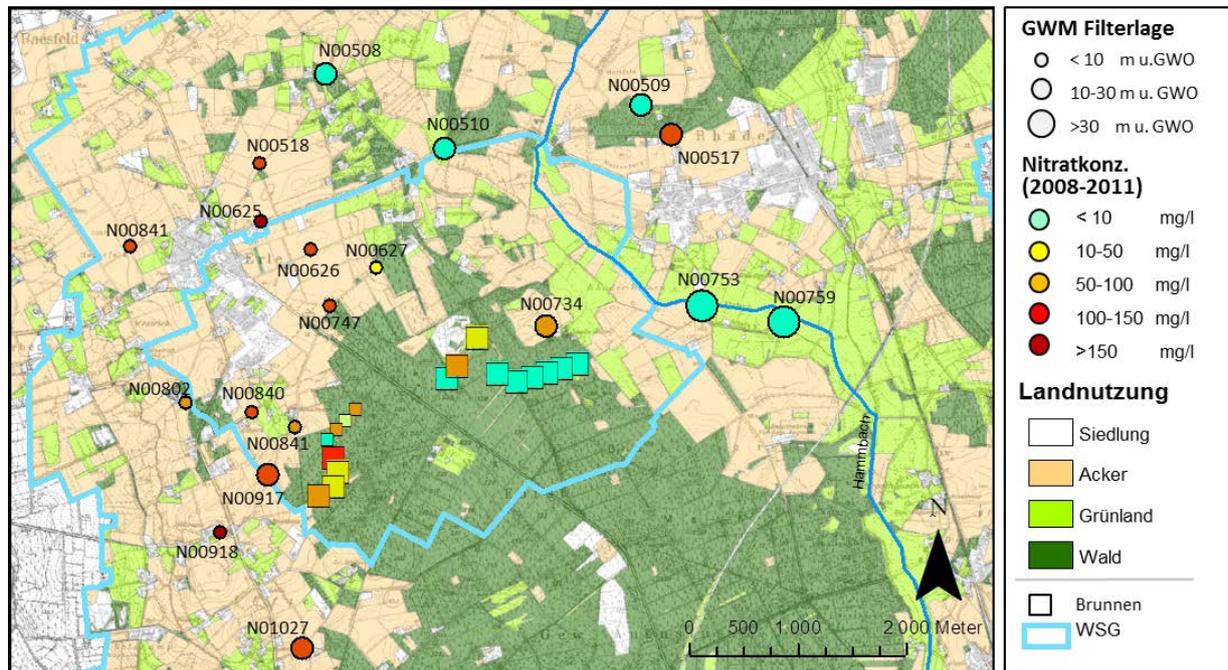


Abbildung 7: Lage der Grundwassermessstellen (GWM) mit Filterlage unter der Grundwasseroberfläche (GWO) und die gemessene Nitratkonzentration in den GWM sowie den Förderbrunnen (kleine Symbole: derzeit inaktive Brunnen; mittlerer Flurabstand: ca. 8 m).

Tiefenspezifische Grundwasserbeschaffenheit

Zur Erfassung der tiefenspezifischen Grundwasserbeschaffenheit wurde 1996 eine 189 m tiefe Bohrung abgeteuft und als Multilevel-Messstelle mit sechs Filterlagen ausgebaut (Lage s. Abbildung 5). Messwerte zur Grundwasserqualität liegen aus den Jahren 1997, 2011 und 2013 vor. In der Abbildung 8 sind die Nitrat-, Chlorid- und Gesamt- CO_2 -Konzentrationen über die Tiefe aufgetragen. In einer Tiefe von 151 bis 155 m u. GOK kommt es zum Aufstieg von salinaren Tiefenwässern (nitratfrei), welche Chloridkonzentrationen von über 200 mg/l aufweisen. Dagegen zeigt das Grundwasser zwischen 103 und 119 m u. GOK eine sehr geringe Chloridkonzentration zwischen 6 und 10 mg/l. Die Beschaffenheit dieses Grundwassers ist vergleichbar mit dem weiter nördlich und in einer Tiefe zwischen 72 und 80 m u. GOK (GWM (N00-)753 und 759) beprobtem Grundwasser.

In der Multilevel-Messstelle treten bereits in einer Tiefe von 65 bis 81 m u. GOK nitratbelastete Grundwässer auf. Der $K_{S,4,3}$ -Wert im nitratbelasteten Grundwasser liegt zwischen 1 und 3,4 mmol/l und steigt über die Tiefe auf bis zu 7 mmol/l an. Parallel dazu steigt auch der pH-Wert von 7,5 auf ca. 8.

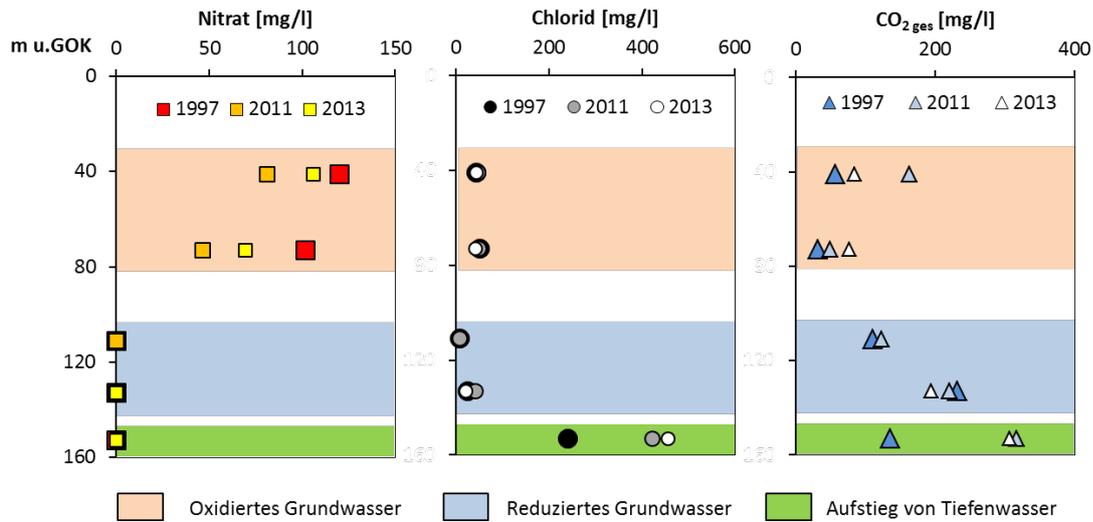


Abbildung 8: Tiefenspezifische Grundwasserbeschaffenheit in der Multilevel-Messstelle.

Geochemische Zusammensetzung des Grundwasserleiters - Nitratabbau Potenzial

Die geochemische Zusammensetzung des Grundwasserleiters wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens anhand einer Erkundungsbohrung mit abschnittsweiser Kerngewinnung analysiert. Die dabei gewonnenen Daten bilden die tiefenspezifische Verteilung der reaktiven Phasen im Sediment des Hauptgrundwasserleiters wieder, können jedoch keine Informationen über die flächenhafte Verbreitung dieser liefern. Aufgrund der hohen Kosten waren im Rahmen des Projektes keine weiteren Kernbohrungen vorgesehen. Vielmehr soll anhand der Roh- und Grundwasserbeschaffenheit (v.a. Multilevel-Messstelle) indirekt untersucht werden, ob die in der Forschungsbohrung vorgefundenen geochemischen Verhältnisse flächenhaft auf das Wassergewinnungsgebiet übertragen werden können.

Der Bohransatzpunkt befindet sich in der Schutzzone II in unmittelbarer Nähe zu den Förderbrunnen. Das gewonnene Kernmaterial wurde auf das Vorkommen von Pyrit-Schwefel, organisch gebundenen Kohlenstoff und Karbonat-Kohlenstoff untersucht. Das Ergebnis der Sedimentanalyse ist in der Abbildung 9 über die Tiefe aufgetragen. Hierbei zeigt sich eine deutliche Dreiteilung des Grundwasserleiters.

Karbonat-Kohlenstoff liegt im Grundwasserleiter mit sehr unterschiedlichen Beimengungen, jedoch nicht oberhalb von 25 m u.GOK vor. Dies deckt sich mit den im oberflächennahen Grundwasser beobachteten niedrigen pH- und $K_{s,4,3^-}$ -Werten. In den tieferen Sedimentschichten wird der pH-Wert durch die Lösung von Calcit auf 7,8 gepuffert.

Die Feststoffuntersuchungen haben gezeigt, dass Sulfid-Schwefel rezent lediglich im tiefen Grundwasserleiter ab einer Tiefe von ca. 90 m u. GOK vorkommt. Aufgrund der überwiegend tonig-schluffigen Ausbildung dieser Sedimente ist der Phasenvorrat an Pyrit für die Nitratreduktion jedoch nur schlecht verfügbar. Dahingegen konnte organisch gebundener Kohlenstoff in relevanten Mengen (> 0,2 Gew. %) ab ca. 65 m u. GOK nachgewiesen werden. Die Verbreitung reduktiver Kapazität (Pyrit und organischer Kohlenstoff) im Grundwasserleiter deckt sich mit dem in der Multilevel-Messstelle beobachteten nitratfreien Grundwasser ab einer Tiefe von ca. 90 m u. GOK. Die weiter östlich gelegenen GWM (N00)753 und 759 zeigen bereits ab einer Tiefe von 72 m u. GOK reduzierte Verhältnisse im Grundwasser. Es ist daher davon auszugehen, dass im Bereich der Förderbrunnen, bedingt durch die Grundwasserentnahme, die Nitratfront bereits in größere Tiefen vorgedrungen ist.

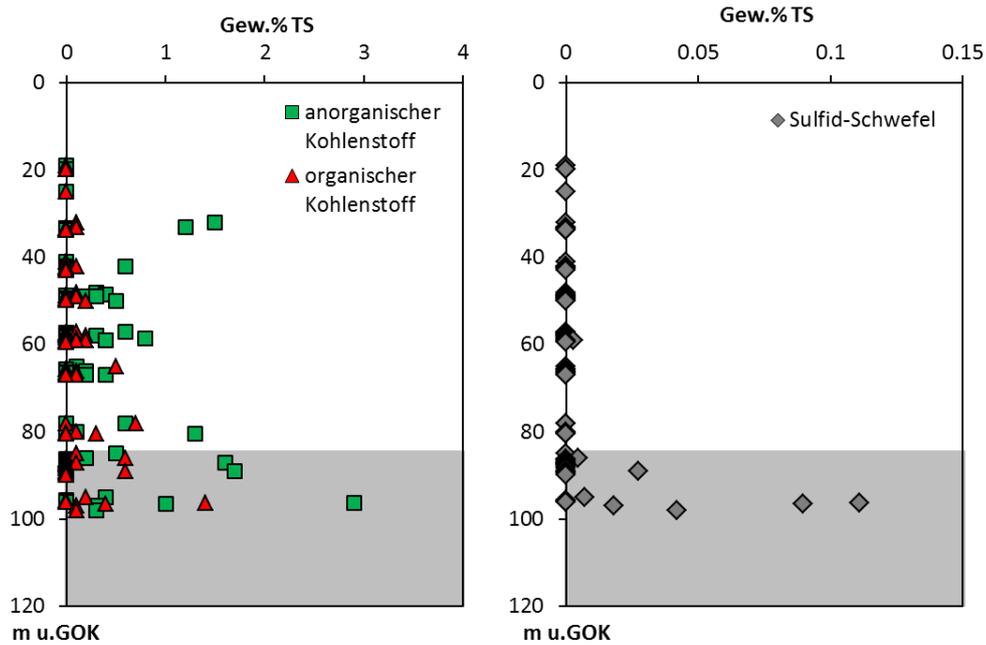


Abbildung 9: Tiefenprofil der Feststoffgehalte an anorganisch und organisch gebundenem Kohlenstoff sowie Sulfid-Schwefel.

4. Rohwasserbeschaffenheit – zeitliche Entwicklung

Das im Hauptgrundwasserleiter der Haltener Sande geförderte Rohwasser zeichnet sich durch eine meist geringe Mineralisation aus. Die Rohwasserbeschaffenheit unterscheidet sich jedoch zwischen den östlich gelegenen Brunnen 5, 6, 7, 8 und 9 (Galerie Ost) und den westlich davon angeordneten Brunnen 12, 13, 15, 19, 20, 21 und 22 (Galerie West) sowie den Brunnen 10 und 11, welche in den Recklinghäuser Schichten verfiltert sind. Die zeitliche Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in den Brunnen der Galerie Ost und West ist in der Abbildung 10 bzw. Abbildung 11 dargestellt.

Die Nitratkonzentrationen im Rohwasser der Galerie Ost liegen unter 20 mg/l, zeigen jedoch seit 1990 eine leicht steigende Tendenz. Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen sind mit kleiner 18 bzw. 25 mg/l ebenfalls relativ gering und folgen der zeitlichen Entwicklung der Nitratkonzentration. Eine Ausnahme bildet der Brunnen 5, in dem die Sulfatkonzentrationen bis 2010 auf 46 mg/l angestiegen sind. Die Hydrogenkarbonatkonzentrationen in den Brunnen liegen durchschnittlich bei 180 mg/l.

Das Rohwasser der Galerie West weist im Vergleich zur Galerie Ost deutlich geringere Hydrogenkarbonatkonzentrationen von im Mittel 100 mg/l auf. Die Nitratkonzentrationen zeigen wie in der Galerie Ost seit den 1990er Jahren einen deutlich steigenden Trend, liegen jedoch im Mittel höher. So zeigen die Brunnen 15 und 19 die höchsten Nitratkonzentrationen, während in den Brunnen 20 und 21 die niedrigsten Nitratkonzentrationen gemessen wurden (Abbildung 12). Im Mittel liegen die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bei 30 bzw. 20 mg/l, wobei die höchsten Werte in den Brunnen 15 und 19 beobachtet werden. Die mittlere chemische Zusammensetzung des Rohwassers in der Brunnengalerie West wird durch die Brunnen 12, 13 und 22 repräsentiert.

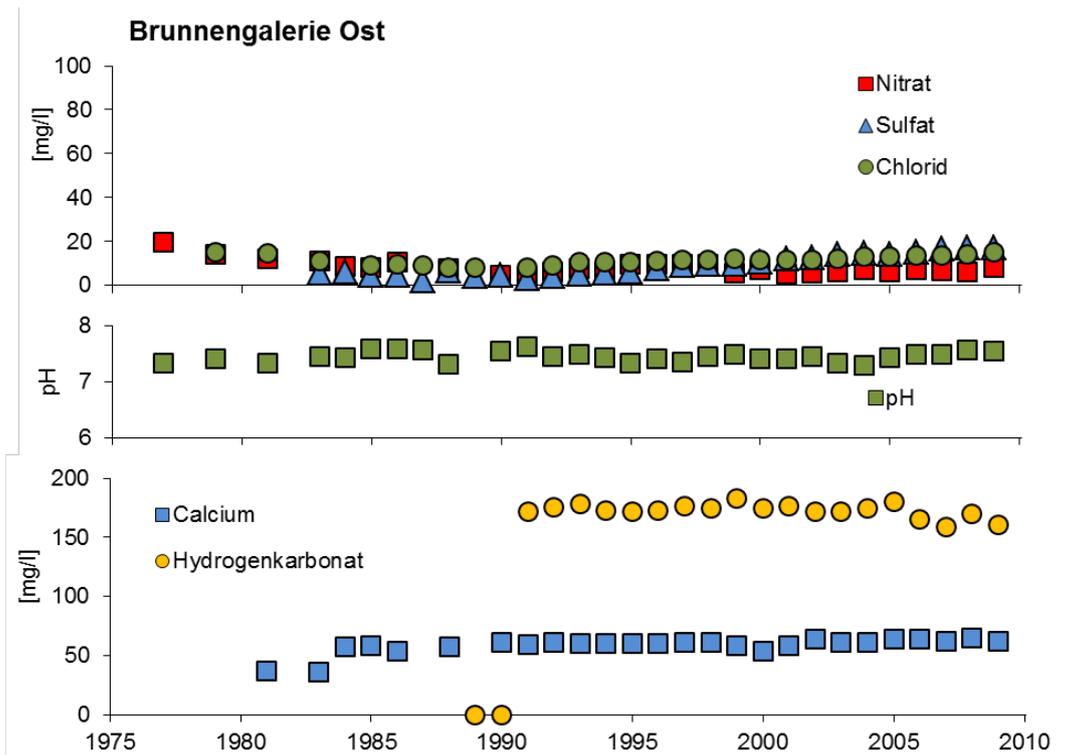


Abbildung 10: Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie Ost – WGG Üfter Mark.

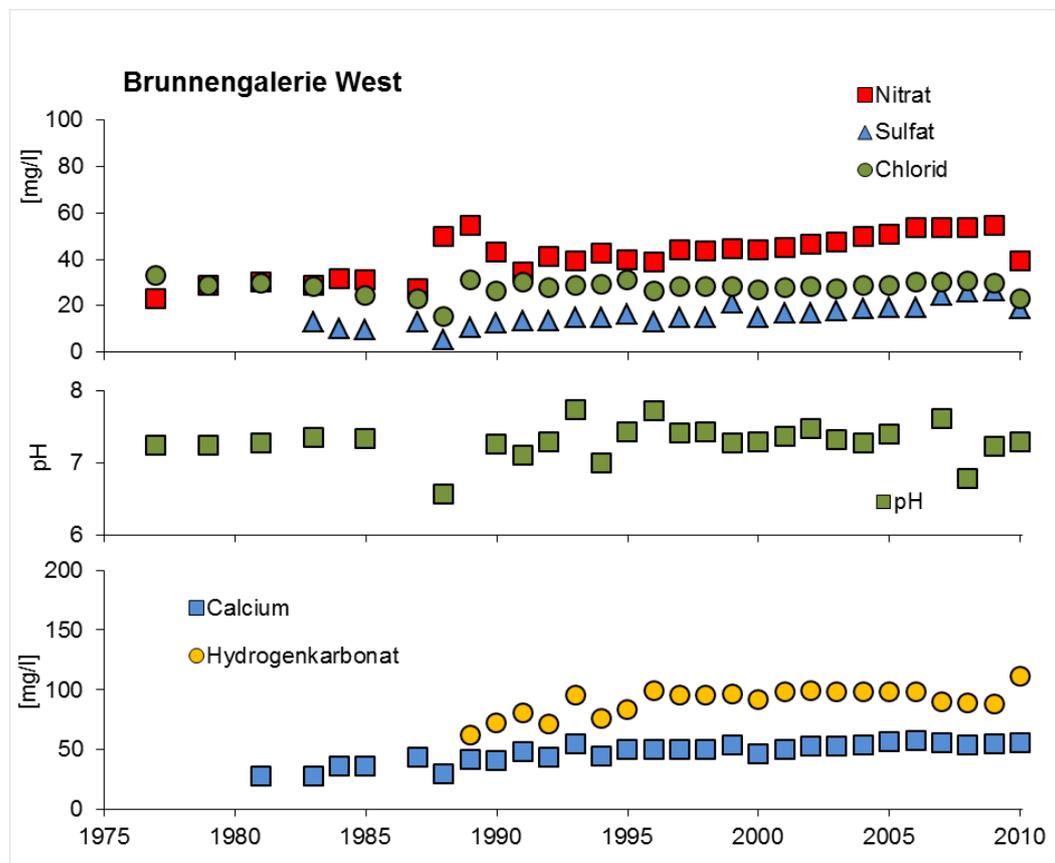


Abbildung 11: Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie West – WGG Üfter Mark.

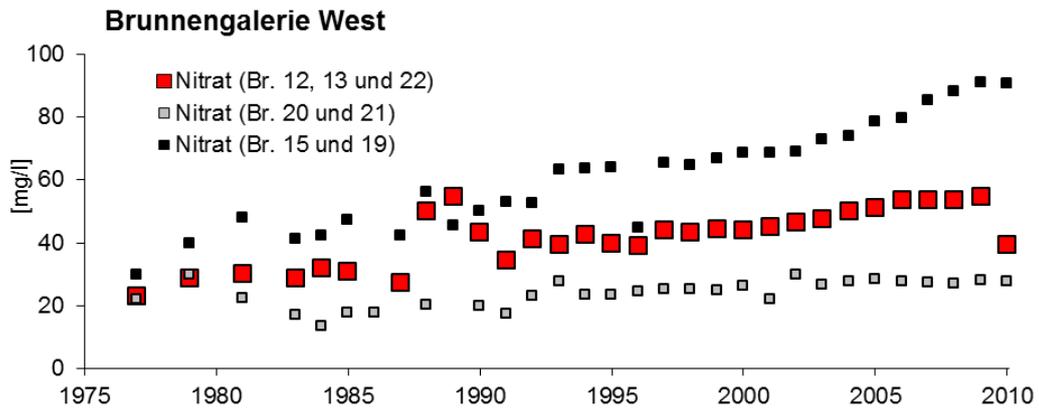


Abbildung 12: Gemessene Spannweite der Nitratkonzentrationen in den Einzelbrunnen der Galerie West.

5. Grundwasserströmungsmodellierung

In Zusammenarbeit mit der Emscher Wassertechnik GmbH / Lippe Wassertechnik GmbH (EWLW, Essen) wurde für das Untersuchungsgebiet ein stationäres Grundwasserströmungsmodell aufgebaut. Das 3D Strömungsmodell, die Parametrisierung und die Modellergebnisse werden durch Barein et al. (2013) detailliert vorgestellt. Die für die reaktive Stofftransportmodellierung relevanten Parameter werden im Folgenden zusammengefasst.

Bei einer derzeitigen Gesamtförderung von 7,6 Mio. m³/a umfasst das Grundwassereinzugsgebiet ca. 38,14 km². Die Einzugsgebiete der Brunnengalerien wurden in jeweils acht Teilbereiche untergliedert, welche sich durch eine spezifische mittlere Fließzeit auszeichnen (Abbildung 13). Die Fließzeit beschreibt die Zeit, die das Wasser auf der Passage durch den Grundwasserleiter von der Versickerung bis zum Förderbrunnen benötigt. In jeder Fließzeitzone werden Teilflächen gleicher Flächennutzung und gleichen Bodentyps zusammengefasst. Für jede Teilfläche innerhalb der Fließzeitzone wird in Abhängigkeit vom Bodentyp, dem Flurabstand und der Landnutzung die Grundwasserneubildung berechnet. Aus der Grundwasserneubildung und der Größe der Teilfläche kann nun der Mischungsanteil des unter jeder Fließzeitzone (FZZ) neugebildeten Grundwassers im Brunnen ermittelt werden. In der Tabelle 1 sind die Mischungsanteile für die FZZ und die landnutzungsspezifische Unterteilung aufgelistet. Hierbei zeigen sich aufgrund der spezifischen geologischen Verhältnisse Unterschiede zwischen den Brunnengalerien. Während der berechnete Zustrom von Grundwasser im direkten Umfeld der Brunnengalerie West (Fließzeit kleiner 20 Jahre) mit bis zu 20 % sehr hoch ist, beträgt dieser in der Galerie Ost lediglich 2,4 %. Grund hierfür ist die „Überdeckung“ des Hauptgrundwasserleiters im Osten durch den Bottroper Mergel. Im Profilschnitt der Abbildung 14 wird exemplarisch an den Brunnen 21 (Galerie West) und 9 (Galerie Ost) dieser Effekt dargestellt.

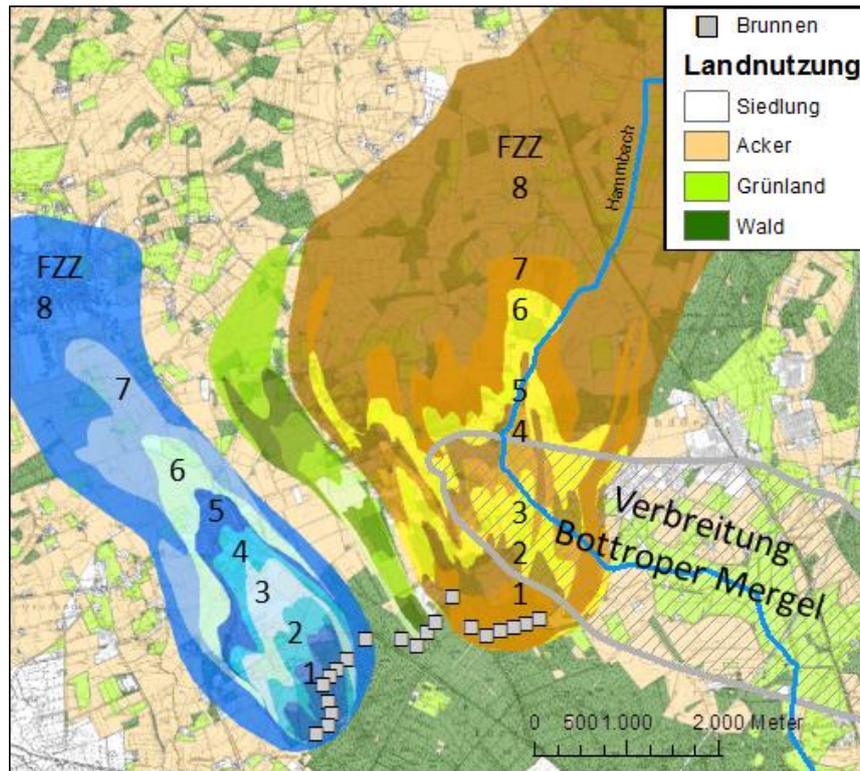


Abbildung 13: Modellerte Lage der Einzugsgebiete der Brunnengalerien Üfter Mark (Wasserschutzgebiet Üfter Mark; TK 25 4207 Raesfeld).

Tabelle 1: Fließzeitbereich, Flächen- und Mischungsanteile im Rohwasser des neugebildeten Grundwassers in den Fließzeitzonen FZZ des Einzugsgebiets (Ergebnis Strömungs- und Transportmodellierung; Barein et al. (in Vorbereitung))

FZZ	Fließzeitbereich [a]	Fläche [km²]	Mischungsanteil [%]	Landnutzung [%]	
				Acker/Grünland Wald	Siedlung
1W	0-2	0,58	3,8		100
2W	2-5	0,48	4,1	100	
3W	5-10	0,67	4,0	100	
4W	10-15	0,48	2,4		100
5W	15-20	0,51	4,8	49	51
6W	20-30	0,92	8,2	100	
7W	30-50	1,57	16,9	100	
8W	>50	4,85	54,9	60	33
Brunnengalerie West					
1E	0-2	0,80	2,4		100
2E-5E	2-30	0	0		
6E	20-30	1,97	4,1	100	
7E	30-50	2,76	7,5	100	
8E	>50	18,17	86,0	88,7	2,9
Brunnengalerie Ost					

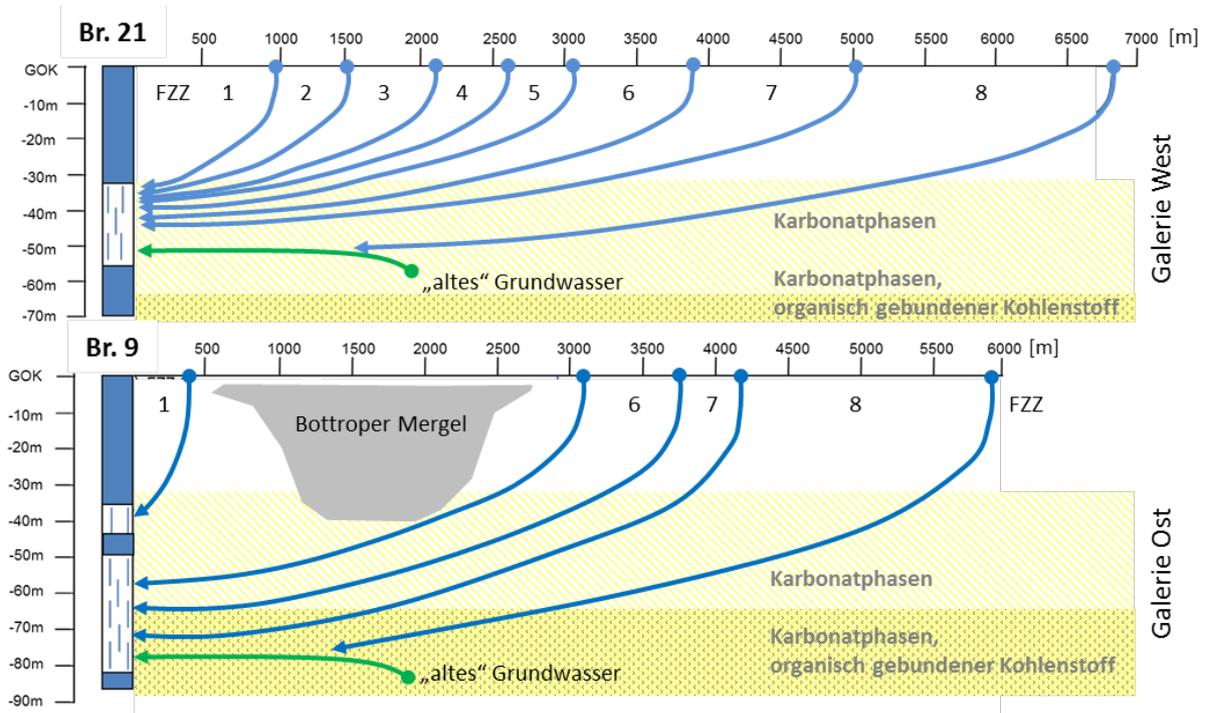


Abbildung 14: Modellierte Anströmungsverhältnisse in den Brunnengalerien Ost und West zum Ist-Zeitpunkt (verändert nach Barein et al. (2013)).

6. Klimaszenarien

Zur Prognose von Wasserhaushaltsänderungen unter den Bedingungen des Klimawandels wurden die Klimaprojektionen (COSMO CLM 2, MKULNV 2011a) in dem Zeitraum 1960 bis 2100 ausgewertet. Detaillierte Informationen zu den genutzten Klimaszenarien sind der *Dynaklim*-Publikation Barein et al. (in Vorbereitung) zu entnehmen. Aus den Daten zum Niederschlag, der Temperatur und der relativen Luftfeuchte sowie Sonnenscheindauer wurde die Grundwasserneubildung berechnet.

Daten zum Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Flächen wurden aus Simulationen u.a. mit dem Programm CANDY abgeleitet (siehe hierzu auch Barein et al. (2013) und Fohrmann (2013)) und fließen in die Strömungsmodellierung ein. In der Zukunft zu erwartende Änderungen des angebauten Kulturartenspektrums wurden zunächst nicht berücksichtigt. Durch den Anstieg der Temperatur und damit der potenziellen Verdunstung sowie der Verringerung der Niederschläge im Sommerhalbjahr in der nahen und fernen Zukunft steigt der Beregnungsbedarf auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. So wird in der Strömungsmodellierung gezeigt, dass insbesondere ein Anstieg der Beregnung landwirtschaftlicher Flächen sich maßgeblich auf die zur Verfügung stehende Grundwassermenge auswirkt. Dahingegen hat eine Verlängerung der Vegetationsperiode nur einen geringen Einfluss auf den Wasserhaushalt.

7. Reaktive Stofftransportmodellierung

Basierend auf den Informationen der Geosystemerkundung wird im Folgenden eine hydrogeochemische Modellvorstellung zu den im Grundwasserleiter ablaufenden Prozessen erarbeitet und in ein reaktives Stofftransportmodell überführt. Die zugrunde liegenden hydraulischen und hydrogeochemischen Prozesse sowie der Aufbau des reaktiven Stofftransportmodells und die in der Modellierung variierten Parameter werden im folgenden Abschnitt erläutert.

7.1. Modellvorstellung und Eingangsdaten

Das im WGG Üfter Mark geförderte Rohwasser ist eine Mischung aus Grundwässern, die sich hinsichtlich ihrer Herkunft, den auf der Fließstrecke ablaufenden Prozessen und den Fließzeiten durch den Grundwasserleiter voneinander unterscheiden. So setzt sich das Rohwasser anteilig aus „jungem“, anthropogen beeinflussten Grundwässern und einem „altem“, anthropogen unbeeinflusstem Grundwasser aus den tieferen Schichten des Grundwasserleiters zusammen. Ein Zustrom von salinarem Tiefenwasser, wie es in einer Tiefe unterhalb 150 m u. GOK beobachtet wurde (Kap. 3.5), wird aufgrund der geringen Chloridkonzentrationen im Rohwasser innerhalb des Untersuchungszeitraums ausgeschlossen. Die mittlere Beschaffenheit des „alten“ Grundwassers wurde aus Daten zur Grundwasserbeschaffenheit in der Multilevel-Messstelle abgeleitet (T 11° C; pH-Wert 7.8; Na 4.7 mg/l; K 0.9 mg/l; Ca 40 mg/l; Mg 5.3 mg/l; Cl 7 mg/l; Sulfat 2-5 mg/l; CO_{2ges} 130-180 mg/l; Fe(II) 0.34 mg/l).

Mischungsverhältnis zwischen „jungem“ und „altem“ Grundwasser

Der anteilige Zustrom an „altem“, anthropogen unbeeinflusstem Grundwasser in den Förderbrunnen wird anhand der im Rohwasser gemessenen Chloridkonzentration abgeleitet. Die Chloridkonzentration stellt dabei einen idealen Tracer dar, der sich in seiner Konzentration zwischen „altem“ und „jungem“ Grundwasser erheblich unterscheidet. Während die Chloridkonzentration im „alten“ Grundwasser mit ca. 7 mg/l sehr gering ist, fallen die „jüngeren“ und überwiegend landwirtschaftlich beeinflussten Grundwässer durch höhere Chloridkonzentration auf³. In der Abbildung 15 sind für die Brunnengalerien Ost und West die Chloridkonzentrationen im Rohwasser und die daraus abgeleiteten Mischungsanteile an „altem“ Grundwasser dargestellt. Diese Ableitung stellt eine erste Schätzung dar, da eine zeitliche Änderung der Chloridkonzentration in Abhängigkeit von der Düngeintensität insbesondere unter landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht berücksichtigt wird.

³ Stark vereinfachend wird davon ausgegangen, dass die höchste im Rohwasser gemessene Chloridkonzentration der im „jungem“ Grundwasser entspricht. So zeigt sich aufgrund der langen Fließwege in der Galerie Ost ein Wert von ca. 16 mg/l. Dahingegen ist in der Galerie West die Chloridkonzentration mit 35 mg/l doppelt so hoch.

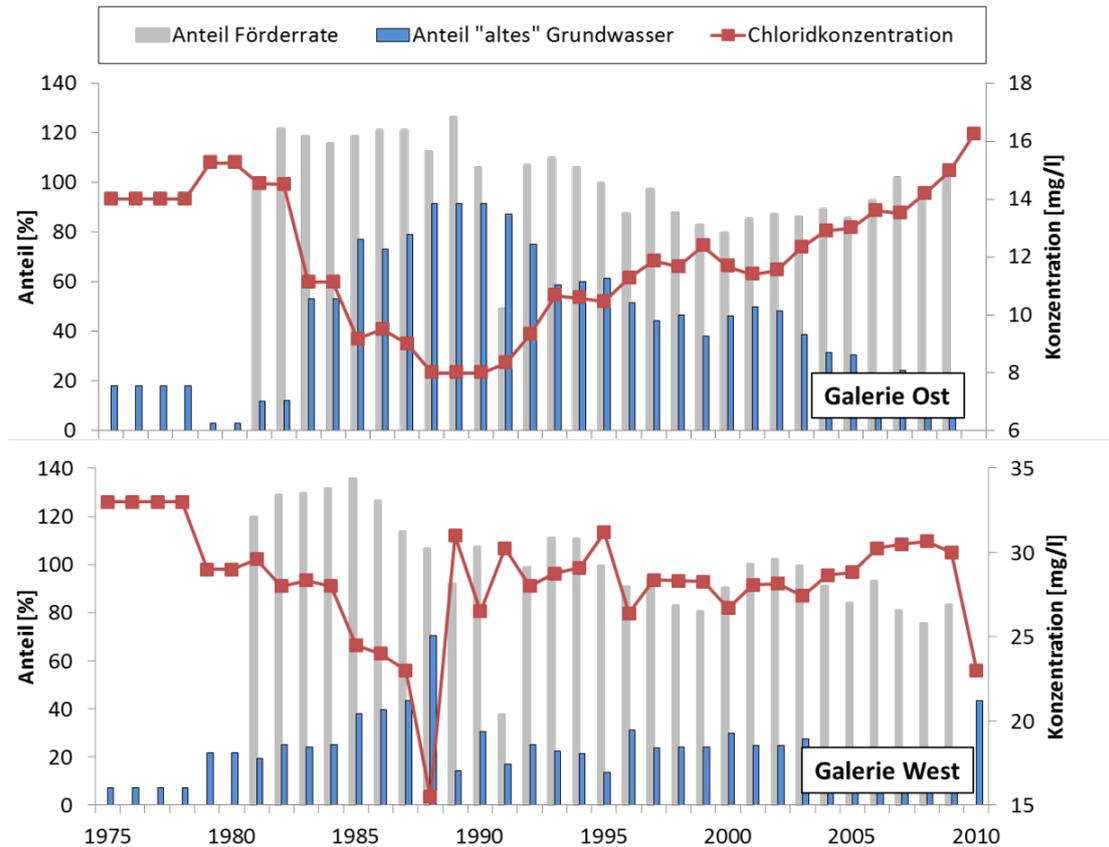


Abbildung 15: Berechnete Entwicklung der Mischungsanteile von „altem“ Grundwasser und Chloridkonzentrationen im Rohwasser der Brunnengalerien Ost und West. Der Anteil der Förderrate bezieht sich auf die mittlere Förderung in den Brunnen der jeweiligen Galerie.

Geohydraulischer Modellteil

In dem reaktiven Stofftransportmodell werden die mittleren geohydraulischen Verhältnisse mit Hilfe von stationären Stromröhren („stream tube model“; Böttcher et al. 1989) abgebildet. Die Abstraktion der Grundwasserströmung durch Stromröhren dient als räumliches Konstrukt zur Berechnung des Stofftransports, der hydrogeochemischen Prozesse in der ungesättigten und gesättigten Zone sowie der Änderung des Phasenvorrats entlang der Fließstrecke durch den dreidimensionalen Grundwasserleiter (Kübeck et al. 2009). Hierbei repräsentiert jede Modellstromröhre eine Teilfläche innerhalb des Einzugsgebietes, mit einer spezifischen Neubildungsrate und Stoffeinträgen, die in Abhängigkeit von der Landnutzung und dem Bodentyp variieren. Alle einer FZZ zugeordneten Modellstromröhren weisen eine durch die Strömungsmodellierung definierte Fließzeit und Fließstrecke durch den Grundwasserleiter auf (Tabelle 1). Dabei ist in einem geochemisch und hydraulisch inhomogen aufgebauten Grundwasserleiter insbesondere die Verlagerung des strömenden Grundwassers in die Tiefe von großer Bedeutung. Für die Modellierung wird die Lage der Stromröhren innerhalb des geschichteten Grundwasserleiters aus dem Strömungsmodell (Profilschnitte; Abbildung 14) abgeleitet.

Das Grundwasser fließt in den Stromröhren auf den Förderbrunnen zu und mischt sich entsprechend der in Tabelle 1 aufgelisteten Verhältnisse. Die Mischungsanteile der einzelnen Stromröhren wurden stark vereinfachend für mittlere Strömungsverhältnisse berechnet. Die zeitliche Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit weist jedoch auf instationäre Strömungsbedingungen zu Beginn der Förderung hin. So lagen die Nitratkonzentrationen in der Brunnengalerie Ost in den 70er Jahren auf einem Maximum und fielen bis Anfang der 1990er auf ein Minimum. Parallel dazu zeigten die

Chlorid- und Sulfatkonzentrationen relativ hohe Werte (bzw. niedrige Werte im Jahr 1990). Grund hierfür ist sehr wahrscheinlich ein, bezogen auf die derzeitigen Verhältnisse reduzierter Zustrom an Grundwasser aus den brunnenfernen FZZ (FZZ 8 und 7) sowie „altem“ Grundwasser.

Analog dazu wird die beobachtete Spannbreite insbesondere der Nitratkonzentration im Rohwasser der Einzelbrunnen (Abbildung 12) in der Brunnengalerie West auf Unterschiede im Zustrom von „altem“ Grundwasser sowie Grundwasser aus den FZZ 7 und 8 zurückgeführt. Ein Abbau von Nitrat durch organisch gebundenen Kohlenstoff wird für die Galerie West als vernachlässigbar gering eingeschätzt, da die Hydrogenkarbonatkonzentration im Rohwasser der Einzelbrunnen lediglich geringfügig variiert. So zeigt sich in den Brunnen 20 und 21 mit einer Filterstrecke zwischen 33 und 57 m u. GOK ein hoher Anteil an „altem“ Grundwasser von bis zu 87 % (1988), während in den Brunnen 15 und 19, welche in einer Tiefe zwischen 24 und 57 m u. GOK verfiltert sind, dieser Anteil vernachlässigbar gering ist.

Hydrogeochemischer Modellteil

Innerhalb des WGG Üfter Mark bildet sich Grundwasser überwiegend unter landwirtschaftlich genutzter Fläche neu. Bei diesem Prozess werden überschüssige Nährstoffe aus der Düngung und der atmosphärischen Deposition gelöst und mit dem Sickerwasser in die ungesättigte Zone abtransportiert. Der Stoffeintrag über die atmosphärische Deposition wurde standortspezifisch aus EMEP-Daten (European Monitoring and Evaluation Programme 2013) abgeleitet.

Informationen zum Stoffeintrag durch die Düngung in der Zeit liegen für die Studie nicht vor. Für die Ableitung der Modelleingangsgrößen wird der bundesweite Flächenbilanzüberschuss für Stickstoff als Richtwert genutzt. So nahm der Bilanzüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen seit den 60er Jahren zu und erreichte bis Ende der 1980er Jahre ein Maximum (Köster et al. 1988, Haas et al. 2005, UBA 2012). In der Modellierung wird dementsprechend bis Ende der 60er Jahre von einer geringen Nitratkonzentration (durchschnittlich 60 mg/l) im Sickerwasser ausgegangen. In dem gewählten Eintragszenario wird ein Eintragsmaximum in den 1980er Jahren mit durchschnittlich 130 mg/l Nitrat im Sickerwasser vorgegeben. Bis 2010 wird ein Rückgang der Nitratkonzentration auf ca. 105 mg/l angenommen. Dies entspricht der mittleren Nitratkonzentration, welche im Rahmen einer großflächigen Sickerwasserbeprobung im Schutzgebiet durch Drechsler Ingenieurdienst für das Jahr 2009 ermittelt wurde.

Modellierungen der Bodenzone mit dem Programm Candy (Fohrmann 2013) für das berechnete Einzugsgebiet weisen dahingegen auf derzeit deutlich geringere Eintragsfrachten von ca. 75 mg/l hin. Die sich daraus ergebende Spannbreite des Nitratreintrags aus der Bodenzone aber auch ein Anstieg des Nitrataustrags durch Grünlandumbruch wird für den retrospektiven Modellteil durch die Variation des Nitratreintrags um 40 mg/l simuliert (Szenario min: -40 mg/l; Szenario max: +40 mg/l).

Mit dem Nitrat werden über die Düngung Stoffe wie Sulfat, Chlorid und Calcium in das Grundwasser eingetragen. Die Modelleingangsgrößen zur Berechnung der Sickerwasserbeschaffenheit sind in Abhängigkeit von der Landnutzung und dem Bodentyp in der Abbildung 6 dargestellt. Daten zum Grundwasser unter Grünland, Wald und Siedlungsflächen liegen für die Untersuchung nicht vor, wurden jedoch aus Werten vergleichbarer Standorte abgeleitet⁴. In der ungesättigten Zone steht das Sickerwasser im Gleichgewicht mit der Bodenluft (Sauerstoff und Kohlendioxid). Der pH-Wert wird durch die Aufbringung karbonathaltiger Düngemittel gepuffert.

⁴ Siedlung: Nitratreintrag: 25 mg/l; Stoffverhältnisse: N/S 1 : 0,08; N/Cl 1 : 2,6; pH 6,5; pCO₂ 0,01 (Kohlendioxidpartialdruck)
Wald: Nitratreintrag: 16 mg/l; Stoffeintrag: N/S 1 : 0,08; N/Cl 1 : 0,9; pH 6,5; pCO₂ 0,01
Dauergrünland: Nitratreintrag 60 mg/l; Stoffeintrag: N/S 1 : 0,08; N/Cl 1 : 1; pH 6,5; pCO₂ 0,016

Geochemische Zonierung des Grundwasserleiters – Phasenvorräte und kinetische Aspekte

Aus tiefenspezifischen Informationen zur geochemischen Zusammensetzung des Grundwasserleiters sowie der Grundwasserbeschaffenheit (Kapitel 3.5) wird die Verteilung der reaktiven Feststoffphasen innerhalb der Modellstromröhren definiert. Die oberflächennahen Sedimente bis in eine Tiefe von ca. 30 m u. GOK enthalten keine reaktiven Feststoffphasen (Zone 1) (Abbildung 14). Auf der Fließstrecke durch den Grundwasserleiter durchströmt das Grundwasser ab einer Tiefe unterhalb 30 m u. GOK Sedimente, welche bis zu 1,5 Gew. % Karbonatphasen enthalten (Zone 2). Erst ab einer Tiefe von ca. 65 m u. GOK liegt im Grundwasserleiter zudem bis zu 0,7 Gew. % organisch gebundener Kohlenstoff vor (Zone 3; Tabelle 2). Tiefere Schichten beinhalten auch Pyrit, werden jedoch von dem auf die Förderbrunnen zuströmendem Grundwasser nicht durchflossen.

Die Reaktion des organisch gebundenen Kohlenstoffs ist kinetisch kontrolliert und wird im Modell mit Hilfe einer Michaelis-Menten-Kinetik (Kübeck et al. 2010) abgebildet. Eingangsgrößen zur Parametrisierung der Reaktionskinetik wurden aus Literaturwerten abgeleitet⁵.

Tabelle 2: Verteilung des Phasenvorrats an Magnesiumcalcit CC und organisch gebundenem Kohlenstoff OC in den Zellen der Stromröhren der Brunnengalerien (Fließzeitzone FZZ)

FZZ	Mischungs- anteil [%]	Zone 2			Zone 3		
		Fließzeit [a]	CC [Gew. %]	OC [Gew. %]	Fließzeit [a]	CC [Gew. %]	OC [Gew. %]
Galerie West							
1W-5W	20,0	--	--	--	--	--	--
6W	8,2	2	0,6	--	--	--	--
7W	16,9	17	0,6	--	--	--	--
8W	54,9	37	0,6	--	--	--	--
Galerie Ost							
1E	2,4	--	--	--	--	--	--
2E-5E	0,0	--	--	--	--	--	--
6E	4,1	2	0,6	--	--	--	--
7E	7,5	17	0,6	--	15	0,6	0,3
8E	86,0	37	0,6	--	30	0,6	0,3

7.2. Modellergebnisse

7.2.1. Retrospektiver Modellteil

Mit Hilfe des reaktiven Stofftransportmodells werden zunächst im retrospektiven Modellteil die Stoffflüsse entlang der Fließstrecke durch den Grundwasserleiter sowie die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in den Brunnengalerien West und Ost für den Zeitraum zwischen 1975 und 2010 modelliert. Eine Modellkalibrierung erfolgt durch den Abgleich zwischen der gemessenen und berechneten Rohwasserbeschaffenheit (in der Abbildung 16 bzw. Abbildung 17 sind ausgewählte Parameter dargestellt).

So zeigte sich in einem ersten Modelllauf für die Galerie West eine Überschätzung der Sulfatkonzentration durch das Modell (Abbildung 16). In diesem Zusammenhang wurde der Sulfateintrag unter Ackerflächen mit Braunerden auf das Niveau von Gleyböden herabgesetzt. Durch diese Anpassung konnte in der Brunnengalerie West eine gute Übereinstimmung der modellierten

⁵ $K_S = 1 \cdot 10^{-4} \text{ mol/l}$; $\mu_{\max}(\text{O}_2) = 1,5 \cdot 10^{-9} \text{ mol/(l s)}$; $\mu_{\max}(\text{NO}_3^-) = 2 \cdot 10^{-12} \text{ mol/(l s)}$; $\mu_{\max}(\text{SO}_4^{-2}) = 1 \cdot 10^{-14} \text{ mol/(l s)}$

Sulfatkonzentrationen mit den gemessenen Werten erzielt werden (Abbildung 16: Modell Sulfat korr).

Wie in der Abbildung 16 und Abbildung 17 ersichtlich kann mit dem kalibrierten Modell kann die zeitliche Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit für alle Parameter gut wiedergegeben werden, wobei die Messwerte überwiegend durch einen niedrigeren Stoffeintrag besser abgebildet werden (Szenario min). So wird insbesondere ab dem Jahr 2000 eine gute Übereinstimmung mit dem um 40 mg/l niedrigeren Stoffeintrag im Szenario min erzielt. Lediglich im Rohwasser der Brunnengalerie Ost kommt es Anfang der 70er Jahre zu einer deutlichen Unterschätzung der Nitratkonzentrationen durch das Modell was auf einen höheren Mischungsanteil an Grundwasser aus den brunnennahen FZZ hindeutet. Für die folgenden Modellsimulationen soll daher von einem Stoffeintrag entsprechend dem Szenario min ausgegangen werden.

Variation der Nitratkonzentrationen – Galerie West

Entsprechend der Modellvorstellung werden Abweichungen in der Rohwasserbeschaffenheit zwischen den Einzelbrunnen der Brunnengalerie West durch die Anpassung des Zustroms an „altem“ Grundwasser sowie Grundwasser aus der FZZ 7 und 8 berechnet. Die Modellergebnisse sind in der Abbildung 18 für die Nitratkonzentration dargestellt. Aufgrund der relativ flachen Verfilterung der Brunnen 15 und 19 strömt ein höherer Anteil eines jungen, nitratbelasteten und CO₂-armen Grundwassers aus einer Tiefe kleiner 30 m u. GOK zu, was zu vergleichsweise höheren Nitratkonzentrationen aber niedrigeren Hydrogenkarbonatkonzentrationen im Rohwasser führt. Die Sulfat- und Chloridkonzentrationen sind durch den größeren Anteil an „jungem“ Grundwasser erhöht und können durch das Modell gut wiedergegeben werden (nicht dargestellt). Analog dazu konnte für die Brunnen 20 und 21 eine gute Anpassung u.a. der Nitratkonzentrationen durch die Erhöhung des Anteils an „altem“ Grundwasser erzeugt werden.

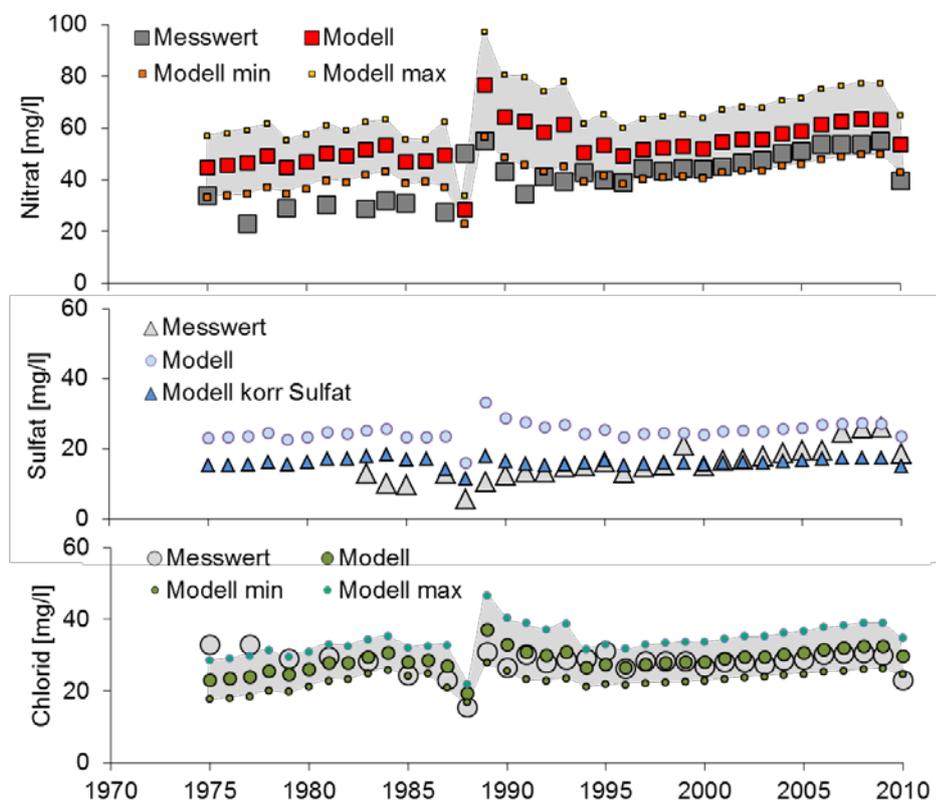


Abbildung 16: Gemessene und modellierte Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie West.

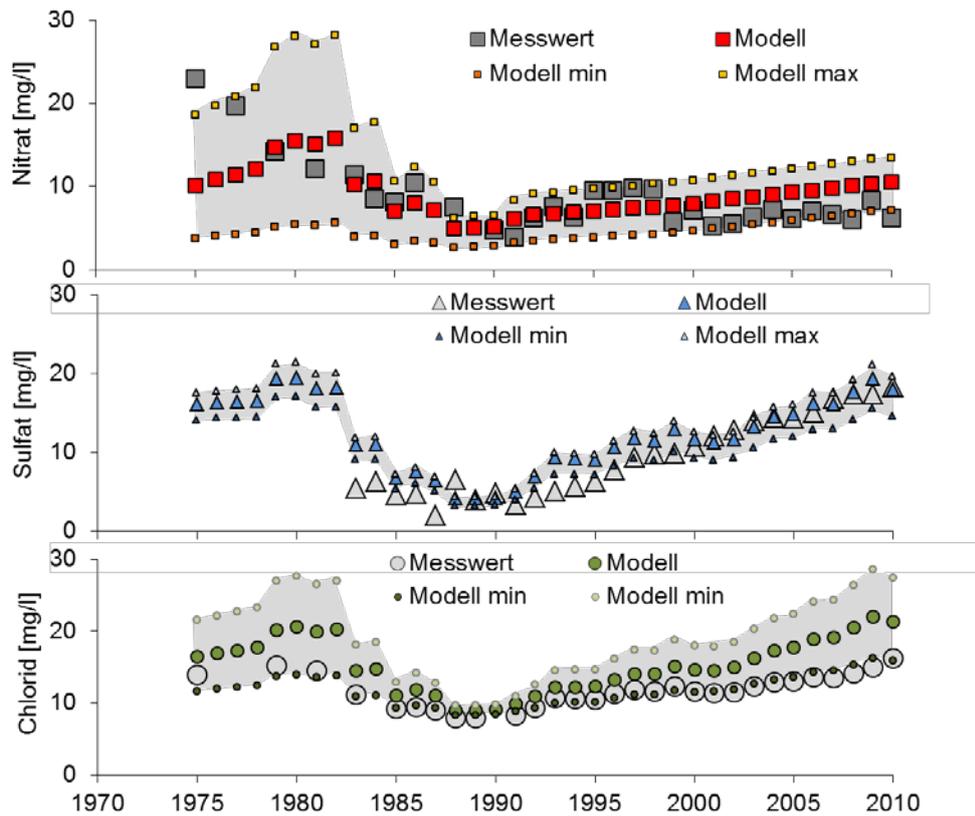


Abbildung 17: Gemessene und modellierte Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie Ost.

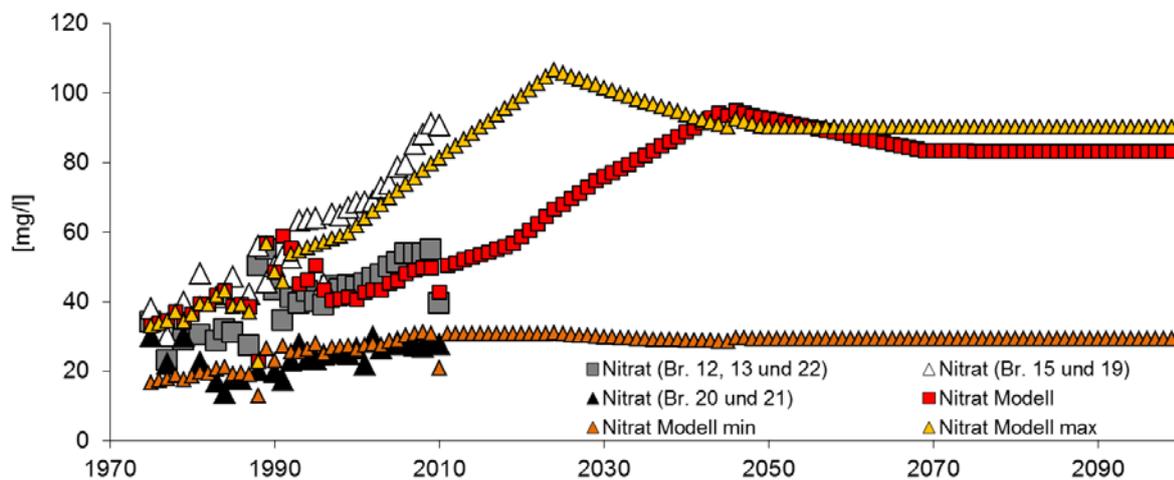


Abbildung 18: Gemessene und modellierte Nitratkonzentrationen in den Einzelbrunnen der Galerie West.

7.2.2. Berechnung von Prognoseszenarien

Anhand des reaktiven Stofftransportmodells konnte die gemessene Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in den Brunnen der Galerie Ost und West gut nachvollzogen werden. Niveaus und Trends der Konzentrationsentwicklungen stimmen retrospektiv gut überein. Damit kann das Modell zur Prognose der Rohwasserbeschaffenheitsentwicklung in der nahen und fernen Zukunft herangezogen werden.

Unter den vorgegebenen Modellbedingungen sinkt der Mischungsanteil an „altem“ Grundwasser in den Brunnengalerien bis 2012 unter 20 %. Im prognostischen Modellteil wird von einem schrittweise

bis 2021 auf 0 % abnehmenden Mischungsanteil ausgegangen. Die zukünftige Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit wird im Zeitraum zwischen 2012 und 2100 zunächst für gleichbleibende Systembedingungen (Stoffeintrag, Beregnung und Förderrate) berechnet (Szenario 1). Die Modellergebnisse stellen somit ein Referenzereignis dar, welche in der Abbildung 19 und Abbildung 20 für die Brunnengalerien West bzw. Ost aufgezeigt sind.

Bei einem ab 2012 gleichbleibenden Stoffeintrag zeigt sich in beiden Brunnengalerien Mitte der 2040er Jahre ein Maximum der Nitrat-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen. Grund hierfür ist die in den 1980er Jahren stark angestiegene Ausbringung von Düngemitteln, welche zu einem hohen Stoffeintrag in das Grundwasser geführt hat. Nach einer mittleren Fließzeit von ca. 60 Jahren bricht das sich in den 1980er Jahren in der FZZ 8 neugebildete, nitratbelastete Grundwasser in den Förderbrunnen durch. Für die Modellierung wurde zunächst von einem vergleichsweise niedrigen Nitratreintrag unter Ackerflächen in den 1980er Jahren von maximal 100 mg/l ausgegangen (Szenario min). Höhere Einträge können zu einem entsprechend stärker ausgebildeten Nitratmaximum im Rohwasser führen.

Bei einem reduzierten Anteil an „altem“ Grundwasser im Rohwasser, wie es in den Brunnen 15 und 19 beobachtet wird (Abbildung 18), wird ein Maximum der Nitratkonzentration im Rohwasser mit dem Durchbruch des Grundwassers aus der FZZ 7 bereits nach 39 Jahren erreicht, wobei die Stoffkonzentrationen relativ höher liegen. Dahingegen bleibt die Nitratkonzentration bei einem hohen Zufluss an „altem“ Grundwasser in den Brunnen 20 und 21 über die Zeit konstant bei ca. 30 mg/l.

Anstieg der Bodentemperatur und Extremwetterereignisse

Die Folgen eines Temperaturanstiegs in der Bodenzone auf die mikrobiologischen und pedogenetischen Prozesse sind aktuell noch nicht abschätzbar. Veränderungen u. a. des Humusgehalts in den Böden, dem Nitratabbau sowie der Bodengaszusammensetzung sind jedoch zu erwarten. So wird der mikrobielle Abbau organischer Bodensubstanz von den Bodeneigenschaften wie Temperatur und Feuchtigkeit maßgeblich beeinflusst (Blume et al. 2010). Inwiefern eine Erhöhung der Bodentemperatur die Zusammensetzung der Bodensubstanz beeinflusst, wurde in Experimenten untersucht. So zeigt sich bei der Auswertung von Bodenproben aus England und Wales im Zeitraum zwischen 1978 und 2003 eine Abnahme des Humusgehalts um durchschnittlich 6 %/a (Bellamy et al. 2005). Dahingegen vermuten Knorr et al. (2005) eine Reaktion auf Temperaturveränderungen erst nach Jahrzehnten oder Jahrhunderten. Eine Erklärung hierfür liefert das 2-Pool-Modell, in dem die organische Bodensubstanz überwiegend in einer schwer zersetzbaren Bindungsform vorliegt. Der Umsatz gut abbaubarer organischer Substanz kann bei einer Bodenerwärmung einen kurzfristigen Anstieg der CO₂-Produktion verursachen, wobei verstärkt organisch gebundener Stickstoff mineralisiert wird.

Darüber hinaus wirkt sich der Klimawandel auf die Sickerwassermengen und die Auswaschung von Stoffen aus der Bodenzone aus. Höhere Bodentemperaturen führen zu einer intensiveren Mineralisierung der Bodensubstanz. Nährstoffe und Mineralien werden dabei in eine leicht lösliche Form überführt, was zu einem Anstieg der Austragsraten führen kann. Modellergebnisse von Fohrmann (2013) zum N-Haushalt in der Projektregion deuten darauf hin, dass insbesondere im Betrachtungszeitraum „Ferne Zukunft“ (2071 - 2100) auf humusreichen Böden (ca. 3 % und größer) ein erhöhter N-Austrag als Folge gesteigerter Mineralisation aus dem organischen N-Pool stattfinden wird. Aber auch Wetterextreme bergen eine erhöhte Gefahr des Austrags von Nährstoffen aus der Bodenzone. Werden die Erträge aufgrund von Wetterextremen nicht erzielt, verbleibt Stickstoff in Form von leicht löslichem Nitrat im Boden, was zu einem erhöhten Auswaschungspotenzial führt (MKULNV 2011b).

Anhand von Prognoseszenarien soll nun untersucht werden, wie sich die Rohwasserbeschaffenheit in der nahen und fernen Zukunft bei einem Anstieg des Umsatzes an organischer Substanz sowie einem

erhöhten Auswaschungspotenzials von Nährstoffen entwickelt. Dazu wird im Szenario 2 von einem ab 2012 bis 2021 um 30 % höheren Nitratabbau in der Bodenzone ausgegangen, wobei der Kohlendioxidpartialdruck von 0,015 auf 0,03 atm ansteigt. Im Szenario 3 wird dahingegen ein bis 2021 um 30 % steigender Nährstoffaustrag aus der Bodenzone berechnet (gleichbleibende Bodengaszusammensetzung).

Die Modellergebnisse sind für die Galerien West und Ost in der Abbildung 19 bzw. Abbildung 20 dargestellt. Aufgrund der langen Fließzeiten in der Galerie Ost zeigt sich im Vergleich zu Szenario 1 eine Änderung der Nitratkonzentrationen in den Szenarien 2 und 3 erst ab 2040, während in der Galerie West bereits nach 2 Jahren eine Änderung der Rohwasserbeschaffenheit zu erkennen ist.

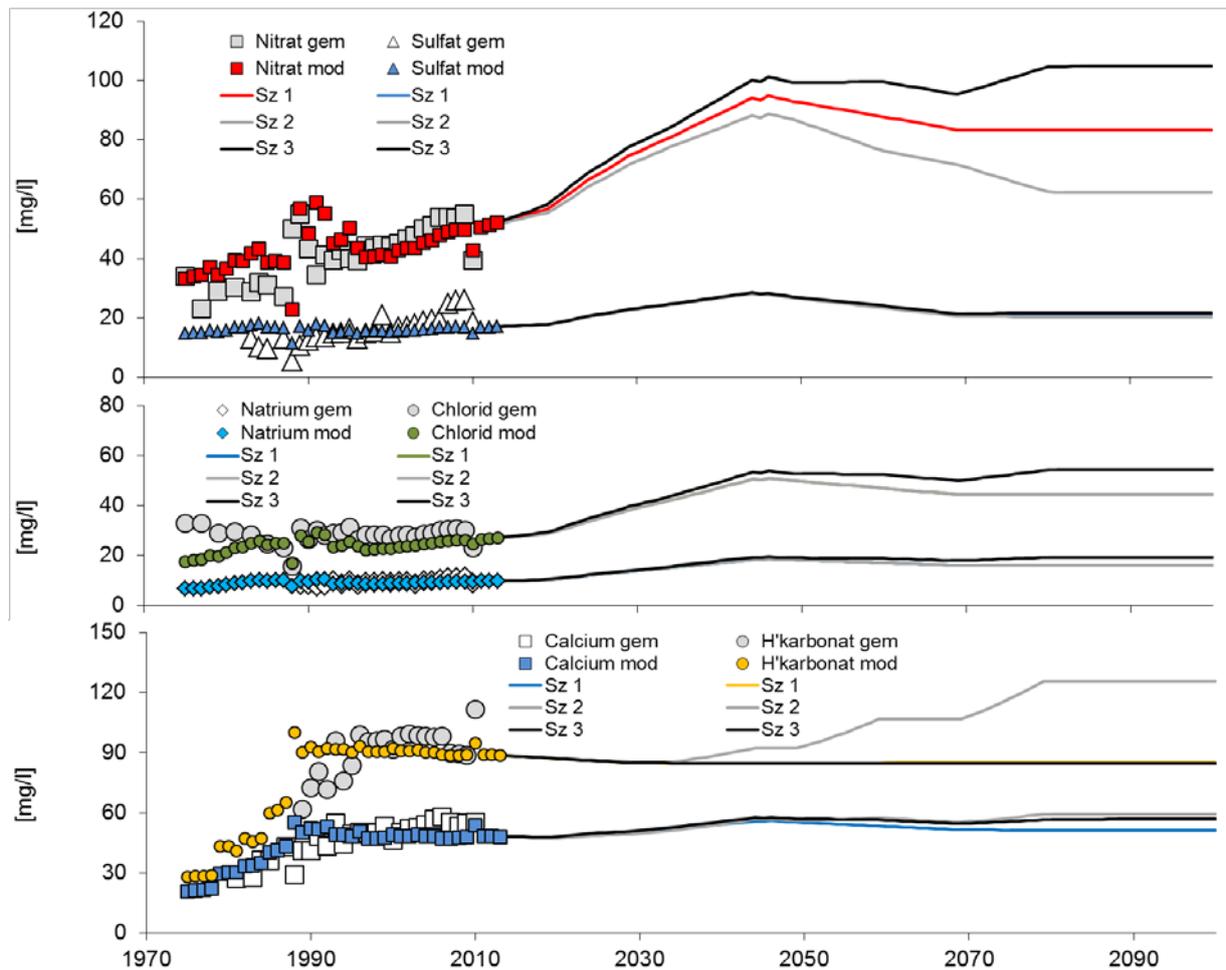


Abbildung 19: Modellierte Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie West für ausgewählte Parameter im Vergleich zu den Messwerten.

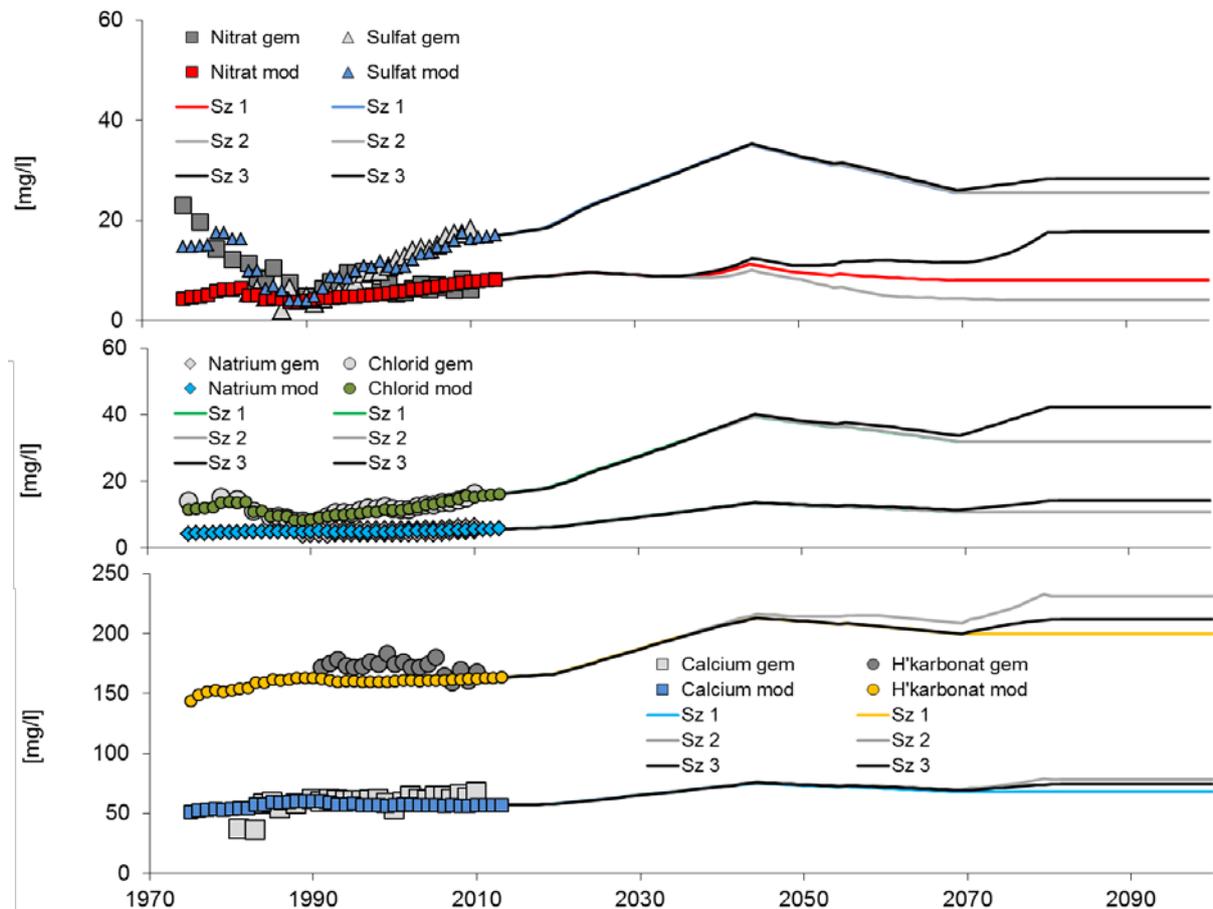


Abbildung 20: Modellierte Rohwasserbeschaffenheit in der Brunnengalerie Ost für ausgewählte Parameter im Vergleich zu den Messwerten.

So sinkt bis 2100 im Vergleich zu Szenario 1 die Nitratkonzentration im Rohwasser der Galerien West und Ost im Szenario 2 um 20 mg/l bzw. 4 mg/l. Eine Änderung der Hydrogenkarbonatkonzentration sowie des pH-Werts ist v. a. in der Galerie West zu beobachten. In der Galerie Ost kommt es aufgrund des relativ niedrigeren Nitratedeintrags in das Grundwasser zu einer entsprechend geringeren Umsatzrate von organisch gebundenem Kohlenstoff im tieferen Grundwasserleiter, was zu einer im Vergleich zur Galerie West geringeren Erhöhung der Hydrogenkarbonatkonzentration führt.

Analog dazu zeigt sich im Szenario 3 eine Erhöhung der Nitratkonzentration im Rohwasser der Galerien, wobei parallel dazu die Sulfat-, Chlorid- und Natriumkonzentrationen ansteigen, wobei die Sulfatkonzentrationen in der Galerie West aufgrund des geringen Stoffeintrags wenig variiert. Das Prognoseszenario 3 zeigt in der Galerie Ost ab 2070 eine Erhöhung der Nitratkonzentration auf 18 mg/l, welche auf den Verbrauch reduktiver Kapazität in den Stromröhren der FZZ 6 und 7 zurückgeführt wird.

Erhöhter Beregnungsbedarf

Klimaszenarien weisen für die Region auf einen in der Zukunft erhöhten Bedarf an Beregnung landwirtschaftlich genutzter Flächen hin. So wird, basierend auf den in dieser Studie genutzten Klimaprojektionen, ein Anstieg der Beregnung in der nahen und fernen Zukunft von 12 auf 30 bzw. 117 mm/a prognostiziert (Strömungsmodell, Barein et al. (2013)). Im Folgenden soll nun untersucht werden, welchen Einfluss die Zunahme der beregneten Flächenanteile auf die Rohwasserbeschaffenheit hat.

Im WGG Üfter Mark wird für die Beregnung der Ackerflächen überwiegend Grundwasser genutzt. Informationen zu den landwirtschaftlich genutzten Brunnenanlagen standen für die Untersuchung nicht zur Verfügung. Vereinfachend wird zunächst von flach verfilterten Brunnen nahe der zu beregnenden Flächen ausgegangen. In einem ersten Modelllauf wird von einer Beregnung auf den grundwasserunbeeinflussten Böden ausgegangen (überwiegend Braunerden). In den Szenarien 2, 3 und 4 wurde der Prozentanteil der beregneten Flächen schrittweise von 33 % auf 66 % und 100 % erhöht. Die Modellergebnisse sind in der Abbildung 21 mit dem Prognoseszenario 1 (seit 2012 unveränderte Systembedingungen) verglichen. Hierbei zeigt sich v.a. in der Galerie West ein Anstieg der Nitratkonzentration nach 2130. Aufgrund der geringen Flächenanteile an Braunerden im Einzugsgebiet der Brunnengalerie Ost ist die Beeinflussung der Rohwasserbeschaffenheit gering.

Unter Einbeziehung der grundwasserbeeinflussten Böden (überwiegend Gleye und deren Subtypen) ergibt sich folgende in der Abbildung 22 dargestellte Situation, wobei der Anteil der beregneten Flächen analog zu den zuvor beschriebenen Prognoseszenarien schrittweise erhöht wird. Insbesondere bei einer flächenhaften Beregnung in Szenario 4 zeigt sich nach 2140 ein starker Anstieg der Nitratkonzentration auf bis zu 200 mg/l.

Grund für den Anstieg v.a. der Nitratkonzentrationen im Rohwasser ist die Nutzung landwirtschaftlich beeinflusster Grundwässer für die Beregnung. Das Beregnungswasser stellt somit eine zusätzliche Eintragsquelle v.a. für Nitrat, Sulfat und Chlorid dar. Eine Erhöhung des Stoffeintrags wirkt sich wiederum auf die Beschaffenheit des sich unter den Ackerflächen neubildenden Grundwassers aus. Im Rahmen dieser Kreislaufführung kommt es durch die Beregnung zu einer schrittweise ansteigenden Stoffbelastung im Grundwasser sowie zeitlich versetzt im Rohwasser. Am Beispiel der Galerie Ost wird in der Abbildung 23 die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit bei einer Beregnung von 67 % der Flächen gezeigt. Hierbei wird die Entnahmetiefe des für die Beregnung genutzten Grundwassers variiert. So zeigt sich im Vergleich zu der oberflächennahen Entnahme bei einer Nutzung von Grundwasser aus den tieferen Schichten eine um 30 mg/l niedrigere Nitratbelastung im Rohwasser.

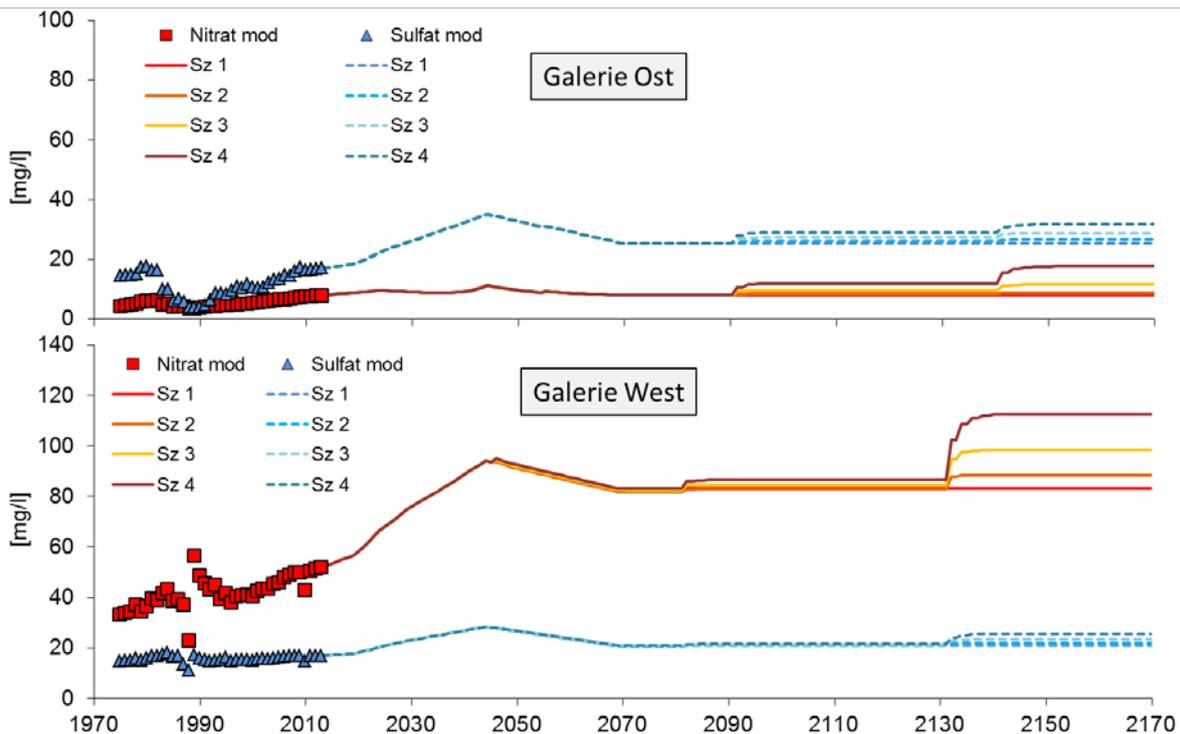


Abbildung 21: Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit infolge einer Beregnung auf Flächen mit Braunerde (Beregnung: Szenario 1: ohne; Szenario 2: auf 33 % der Flächen, Szenario 3: auf 67 % der Flächen, Szenario 4: auf 100 % der Flächen).

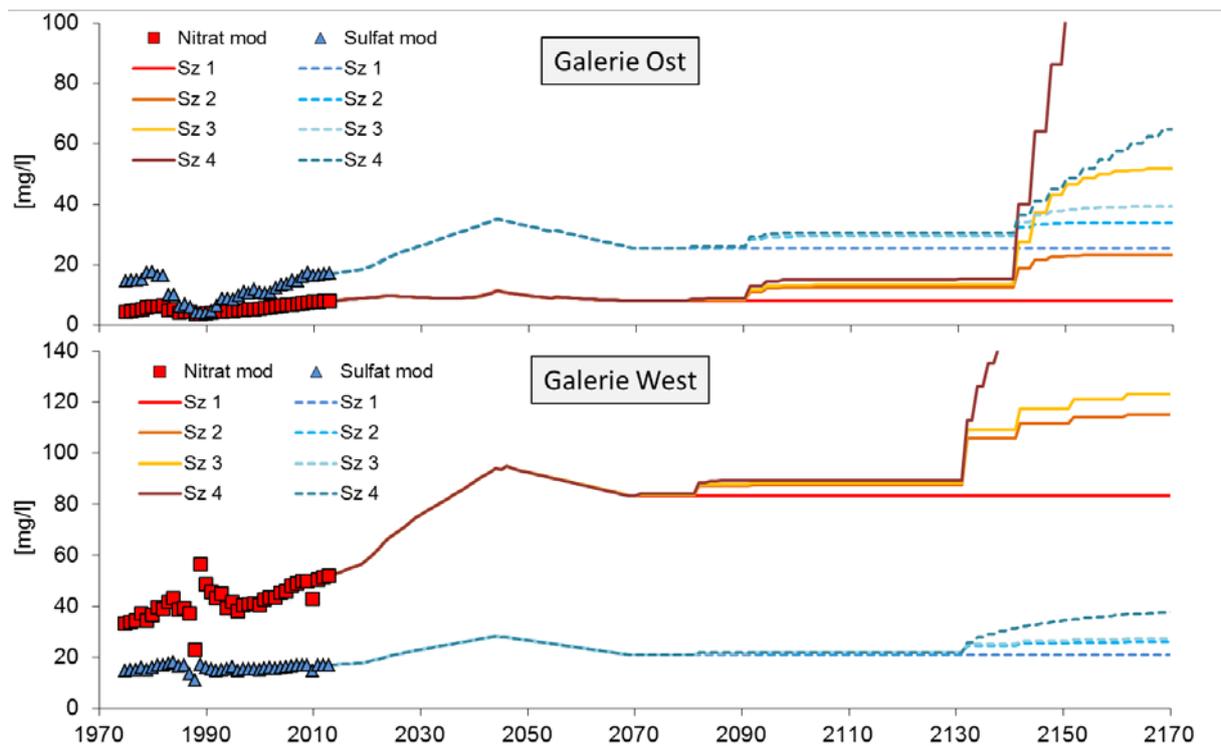


Abbildung 22: Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit infolge einer Beregnung auf landwirtschaftlichen Flächen (Beregnung: Szenario 1: ohne; Szenario 2: auf 33 % der Flächen, Szenario 3: auf 67 % der Flächen, Szenario 4: auf 100 % der Flächen).

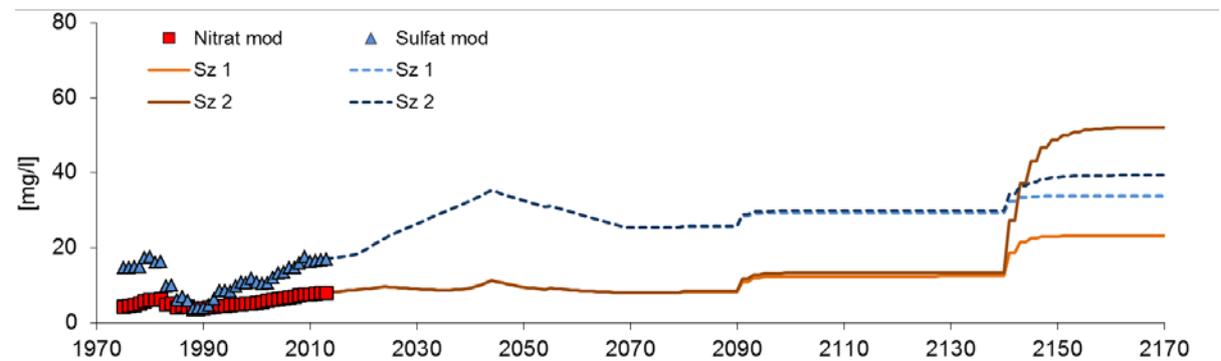


Abbildung 23: Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit in der Galerie Ost bei einer Beregnung von 67 % der landwirtschaftlichen Flächen. Für die Beregnung wird Grundwasser aus Szenario 1) den tieferen Schichten des Grundwasserleiters und Szenario 2) oberflächennah entnommen.

8. Zusammenfassung und Diskussion

Am Beispiel des WGG Üfter Mark wurde eine Methodik vorgestellt, die es ermöglicht, die Auswirkungen des Klimawandels auf wasserwirtschaftlich genutzte Ressourcen zu analysieren. Mittels Prognoseszenarien werden langfristige Trends in der Quantität und Qualität von Wasserressourcen erfasst und dienen damit als Planungs- und Entscheidungswerkzeug zur Erarbeitung nachhaltiger Bewirtschaftungskonzepte. Die Güte des Prognosemodells sowie der Informationsgehalt der Modellergebnisse hängen jedoch maßgeblich von der für das

Wassergewinnungsgebiet zur Verfügung stehenden Datenbasis ab. So wurden beispielsweise Informationen zum Stoffeintrag über die Düngung aus der bundesweiten Entwicklung des Stickstoff-Überschusses abgeleitet. Standortspezifische Abweichungen insbesondere durch eine angepasste Landwirtschaft oder Grünlandumbruch wurden im Modell anhand von Eintragszenarien erfasst.

Mit dem zugrundeliegenden reaktiven Stofftransportmodell werden alle relevanten hydrogeochemischen und hydraulischen Prozesse im Grundwasserleiter qualitativ und quantitativ erfasst. So weisen beispielsweise die Einzelbrunnen der Brunnengalerie West in Abhängigkeit von der Lage der Filterstrecke eine starke Differenzierung der Rohwasserbeschaffenheit insbesondere für den Parameter Nitrat auf. In den ab einer Tiefe von 24 m u. GOK verfilterten Förderbrunnen (15 und 19) ist der sich zumischende Anteil an „jungem“, anthropogen belastetem Grundwasser relativ hoch. Die Nitratbelastung dieser Rohwässer liegt derzeit deutlich über den durch die Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Wert von 50 mg/l. Dahingegen zeigen die ab einer Tiefe von 33 m u. GOK verfilterten Brunnen 20 und 21 Nitratkonzentrationen kleiner 30 mg/l, was auf einen höheren Anteil an „altem“, anthropogen unbeeinflusstem Grundwasser zurückgeführt wird.

Anhand von Prognoseszenarien konnte für das WGG Üfter Mark gezeigt werden, dass es aufgrund der überwiegend langen Fließzeiten zu einer Beeinflussung der Rohwasserbeschaffenheit in der nahen Zukunft durch die erhöhte Düngemittelausbringung in den 1980er Jahren kommen wird. Dabei wird v.a. der Anstieg der Nitratkonzentration im Rohwasser bis 2045 durch das standortspezifische Nitrat auswaschungspotenzial auf den brunnenfernen Flächen bestimmt. Zur Abschätzung langfristiger Trends wurden Eintragszenarien genutzt. Bei einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von ca. 100 mg/l Mitte der 1980er Jahre wird ein durchschnittlicher Anstieg der Nitratkonzentration von 93 mg/l in der Galerie West erwartet. Höhere Einträge können zu einem entsprechend stärker ausgebildeten Nitratmaximum im Rohwasser führen.

Für die Galerie Ost wird unter den vorgegebenen Systembedingungen ein Nitratmaximum von 35 mg/l (2045) prognostiziert. Grund für den vergleichsweise niedrigen Wert ist der Abbau von Nitrat durch die oxidative Umsetzung von organisch gebundenem Kohlenstoff in den tieferen Schichten des Grundwasserleiters. Die Stoffgehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff sowie Karbonat-Kohlenstoff wurden anhand von Analysen der im Rahmen einer Forschungsbohrung gewonnenen Sedimente sowie Daten zur Grundwasserchemie abgeleitet.

Auswirkungen auf die Rohwasserbeschaffenheit aufgrund klimabedingter Änderungen des Wasserhaushalts werden überwiegend für die ferne Zukunft prognostiziert. Im WGG Üfter Mark zeigt sich eine Beeinflussung der Grund- und Rohwasserqualität v.a. durch den ansteigenden Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Nutzflächen. Insbesondere die Nutzung oberflächennaher Grundwässer für die Beregnung stellt neben der Düngung und der atmosphärischen Deposition eine zusätzliche Eintragsquelle v.a. für Nitrat dar, welche in der Stickstoffbilanzierung berücksichtigt werden muss. Darüber hinaus zeigt sich durch die Beregnung ein Anstieg wasserwirtschaftlich relevanter Parameter wie Sulfat, Chlorid, Calcium und Hydrogenkarbonat.

Die Modellergebnisse zeigen, dass durch die Nutzung von Grundwasser aus den tieferen Sedimentschichten zwar eine kurzfristige Senkung v.a. der Nitratkonzentrationen im Rohwasser erzielt werden kann. Langfristig ist jedoch mit einem Anstieg der Stoffkonzentrationen zu rechnen, da es mit der flächenhaften Entnahme von Grundwasser aus den tieferen Sedimentschichten zu einer Verlagerung von „jungem“, nitratbelastetem Grundwasser aus den darüber liegenden Schichten kommen wird.

Bedingt durch einen Anstieg der Bodentemperatur sowie der Zunahme von Wetterextrema wird für die Zukunft von einem veränderten Stofffluss aus der Bodenzone ausgegangen. So zeigt sich v.a. in den westlich gelegenen Förderbrunnen eine hohe Sensibilität gegenüber klimatischen Änderungen. Eine Beeinflussung der Rohwasserqualität in den östlichen Förderbrunnen ist dahingegen stark zeitlich verzögert. Grund hierfür ist die „Überdeckung“ des Grundwasserleiters durch den Bottroper

Mergel im Nahfeld der Brunnengalerie. Das sich in den Förderbrunnen mischende Grundwasser weist somit überwiegend lange Fließzeiten (> 40 Jahre) auf.

Ausgehend von den für das WGG Üfter Mark gewonnenen Erkenntnissen wird für die überwiegend landwirtschaftlich genutzte Region „Mittlere Lippe“ von einer Beeinflussung der Grundwasserqualität v. a. infolge des zukünftig steigenden Beregnungsbedarfs ausgegangen. In welchem Ausmaß und wann sich klimatisch bedingte Änderungen auf die geförderte Rohwasserqualität einzelner Gewinnungsanlagen auswirkt, hängt jedoch von der Brunnenanlage (Filterstrecke etc.) sowie den hydrogeologischen und geochemischen Verhältnissen im Einzugsgebiet (Verbreitung von Nichtleitern sowie Gehalte an reaktiven Phasen im Sediment) ab. Entsprechend der standortspezifischen Systembedingungen ist für die Berechnung langfristiger Trends eine Anpassung des Prognosemodells erforderlich.

9. Literaturverzeichnis

- Barein, A., Werner, F., Meßer, J., Fohrmann, F. (2013): Prognose der Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser mit Hilfe eines Grundwasserströmungsmodells am Beispiel der Wassergewinnung Üfter Mark. – *dynaklim*-Publikation Nr. 42. www.dynaklim.de.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D. (2005): Carbon loss from all soils across England and Wales 1978-2003.- *Nature* 437, 245-248.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Thiele-Bruhn, S., Welp, G. (2010): Scheffer/Schachtschabel. - Lehrbuch der Bodenkunde. (16. Aufl.) Spektrum, Heidelberg.
- Böttcher, J., Strebelt, O., Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers. – In: BGR [Hrsg.]: Geologisches Jahrbuch 51, Reihe C, Hannover.
- Drechsler Ingenieurdienst (2009): Forschungsprojekt Heiden – Grundwasserschutz-bezogene Standortaufnahme mit Erkundung der Nitratkonzentration in der Sickerwasser-Zone und Ermittlung der „standortbezogenen Grundwasserschutz-Priorität“. – unveröffentlichtes Gutachten, Göttingen.
- EMEP (2013): The European Monitoring and Evaluation Programme. - <http://www.emep.int>
- Fohrmann, R. (2013): Modellierung des Stickstoff- und Kohlenstoffkreislaufs unter landwirtschaftlichen Nutzflächen im Zeichen des Klimawandels – Verwendung eines DV-gestützten Simulationsmodells zur Unterstützung klimaangepasster Flächennutzungsverfahren. – *dynaklim*-Publikation Nr. 44. www.dynaklim.de.
- Haas, G., Bach, M., Zerger, C. (2005): Landwirtschaftsbürtige Stickstoff- und Phosphor-Bilanzsalden.- *LÖBF Mitteilungen* 2, 45-49.
- Herzberg, A. (2007): Holsterhausen/Üfter Mark – 185 km² Wasserschutzgebiet zur wasserwirtschaftlichen Nutzung der Haltener Sande im südwestlichen Münsterland. *Bochumer geowissenschaftliche Arbeiten* 11, 37-48.
- Hilden, H.D. (1975): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen. Erl. 1:100 000 C 4306 Recklinghausen. – Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- Knorr, W., Prentice, I.C., House, J.I., Holland, E.A. (2005): Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming.- *Nature* 433, 298-301.
- Köster, W., Severin, K., Möhring, D., Ziebell, H.-D. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 – 1986.– Landwirtschaftskammer Hannover – landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln.
- Kübeck, C., van Berk, W., Bergmann, A. (2009): Modelling raw water quality: development of a drinking water management tool. – *Water Science and Technology* 59.1, 117-124.
- Kübeck, C., Hansen, C., König, C., van Berk, W., Zervas, A., Bergmann, A. (2010): Ableitung der Reaktivität von organisch gebundenem Kohlenstoff – Hydrogeochemische Modellierung kinetisch angetriebener Reaktionssysteme. – *Grundwasser* 15, 103-112.
- Losen, H., Konrads, B. (1998): Wasserwirtschaftliche und ökologische Aspekte bei der Nutzung flurnaher Grundwasservorkommen für die Trinkwassergewinnung in den Haltener Sanden, dargestellt am Beispiel der Brunnengalerie Üfter Mark der RWW. – unveröffentlichtes Gutachten, Köln.

MKULNV (2011a): Klimawandel und Landwirtschaft – Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Entwicklung der Pflanzenproduktion in Nordrhein-Westfalen. – Düsseldorf.

MKULNV (2011b): Klimawandel und Boden – Auswirkung der globalen Erwärmung auf den Boden als Pflanzenstandort. – Düsseldorf.

Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) – a computer program for specification, batch reaction, one dimensional transport and inverse geochemical calculation. – U.S. Geological Survey Water-Resource Investigations Report 99-4259.

UBA (2012): Stickstoffüberschuss. - <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de>

Ansprechpartner

Jens Hasse
hasse@fiw.rwth-aachen.de

Michaela Stecking
stecking@fiw.rwth-aachen.de

Projektbüro *dynaklim*

Mozartstraße 4
45128 Essen

Tel.: +49 (0)201 104-33 39

www.dynaklim.de