



Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber

Abschlussbericht Projektphase I (2014 – 2018)



wasser





**Landwirtschaft und Grundwasserschutz
in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen
und Rottenburg a.d. Laaber**

Abschlussbericht Projektphase I (2014 – 2018)

Impressum

Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg a.d. Laaber
Abschlussbericht Projektphase I (2014–2018)

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Bearbeitung und Text:

LfU, Referat 93, Michael Wrobel, Jan Peters
LfU, Referat 91, Hubert Weidner, Sybille Wendel

Redaktion:

LfU, Referat 93, Dr. Peter Fritsch

Bildnachweis:

LfU

Quellennachweis der Geobasisdaten in den Abbildungen:

Topographische Karte 1:100.000 © Bayerische Vermessungsverwaltung 2018

Stand:

Februar 2019 (Datenstand Juni 2018)

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars gebeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	7
2	Projektbeschreibung	8
2.1	Projektbeteiligte und Projektlaufzeiten	8
2.2	Projektziele	8
2.3	Projektorganisation	9
3	Untersuchungsgebiet	10
3.1	Geographischer Überblick	10
3.2	Geologischer/Hydrogeologischer Überblick	11
3.3	Böden	13
3.4	Niederschläge und Sickerwasserraten	14
3.5	Öffentliche Wasserversorgung	17
3.6	Landwirtschaftliche Nutzung	18
4	Durchgeführte Arbeiten	19
4.1	Kartierung von Quellen, Drainagen und Privatbrunnen	19
4.2	Einzugsgebietsermittlung von Grundwasseraufschlüssen in oberflächennahen Grundwasserstockwerken	20
4.3	Errichtung von Grundwassermessstellen	20
4.4	Grundwassermonitoring	22
4.5	Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodellierung	23
4.6	Isotopenhydrologische Untersuchungen (Nitratherkunft, Nitratabbauprozesse und Grundwasseralter)	25
4.7	Thermo-Flowmetermessungen und tiefenzionierte Grundwasserprobenahmen	26
4.8	Stickstoff-Deposition	26
4.9	Rammkernsondierungen	28
4.10	Veranstaltungen	29
5	Ergebnisse und Interpretation	30
5.1	Grundwassermonitoring	30
5.1.1	Oberflächennahes Grundwasser	31
5.1.2	Tiefengrundwasser	36
5.2	Modellierung der Grundwasserströmung und des Nitrattransportes	40

5.2.1	Simulation bis 2010	40
5.2.2	Simulation bis 2100	41
5.3	Nitratherkunft	42
5.4	Nitrat-Abbauprozesse	44
5.4.1	Auswertung von Isotopenanalysen	44
5.4.2	Auswertung von Rohwasseranalysen	46
5.5	Grundwasseraltersbestimmungen	49
5.5.1	Modellierung anhand der stabilen Wasser-Isotope	49
5.5.2	Modellierung mit der $^3\text{H}/^3\text{He}$ - und der ^{14}C -Methode	49
5.6	Thermo-Flowmetermessungen und tiefenzonierte Grundwasserprobenahmen	49
5.7	Stickstoff-Deposition	50
5.7.1	Ammoniak-Deposition	50
5.7.2	Gesamtdeposition	52
5.8	Bodenheterogenitäten	53
6	Bewertungsmatrix	55
7	Schlussfolgerungen	58
8	Ausblick	59
8.1	Grund- und Sickerwassermonitoring	59
8.2	Fortführung des „Runden Tisches“	59
9	Literaturverzeichnis	60
	Abbildungsverzeichnis	61
	Tabellenverzeichnis	64
	Abkürzungsverzeichnis	64
	Anhang 1: Hydrogeologische Profilschnitte	65
	Anhang 2: Thermo-Flowmeter-Protokolle	67

Kurzfassung

Steigende Nitratgehalte in Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung und vermehrte Beschwerden der Bevölkerung veranlassten Anfang 2014 auf Initiative des ehemaligen Bürgermeisters der Gemeinde Hohenthann das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz gemeinsam mit dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten das Forschungsprojekt „Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rotenburg an der Laaber“ ins Leben zu rufen. Ziel des Gesamtprojekts war die koordinierte Erarbeitung von Handlungsempfehlungen und die erste Umsetzung bzw. Etablierung von grundwasserschonen landwirtschaftlichen Maßnahmen, um in der Region dauerhaft zu Nitratgehalten im Grundwasser von unter 50 mg/l zu gelangen.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) sowie der Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der Technischen Universität München (TUM) und die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) übernahmen die Durchführung. Die agrarwissenschaftlichen Projektpartner TUM und LfL haben Stickstoffkreisläufe und -flüsse innerhalb von landwirtschaftlichen Betrieben mit verschiedenen Methoden analysiert. Daraus wurden neue Erkenntnisse zu Ausmaß und Ursachen der Stickstoffüberschüsse aus landwirtschaftlichen Betrieben in der Region gewonnen. Weiterhin wurden intensive Geländeuntersuchungen, unter anderem zu sensorgesteuerter Düngung und zur Stickstoffversorgung der Böden durchgeführt.

Der Beitrag des Teilprojektes des LfU lag im Wesentlichen darin, zu einem vertieften Verständnis der hydrogeologischen Verhältnisse im Hinblick auf die Stickstofftransportprozesse im Untergrund zu gelangen. Zusätzlich wurde über ein intensives Monitoringprogramm untersucht, wie die derzeitige Belastungssituation der oberflächennahen Grundwasservorkommen aufgrund der aktuellen Landbewirtschaftung einzuordnen ist. Im Rahmen dieses Monitorings wurden 2014 bis 2018 mehr als 900 Grundwasserprobenahmen an über 100 Probenahmestellen durchgeführt. Bei Betrachtung der Standorte mit überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten ergibt sich in 55 % der Fälle eine Grenzwert-/Schwellenwertüberschreitung bei Nitrat (>50 mg/l). Die höchsten gemessenen Nitratwerte lagen um 100 mg/l. Damit sind in weiten Gebieten die Nitratausträge auch bei der aktuellen Landbewirtschaftung noch zu hoch. Bemerkenswert ist die hohe laterale und auch vertikale Variabilität der Nitratwerte. Hierfür dürften maßgeblich die große Heterogenität der Bodenverhältnisse und die unterschiedliche Verteilung der bindigen Zwischenschichten im Untergrund verantwortlich sein. Dagegen weisen die zeitlichen Verläufe der Nitratwerte an den einzelnen Messstellen in der Regel keine großen Schwankungen auf.

Anhand von isotopehydrologischen Untersuchungen ließ sich kein flächenhafter relevanter Nitratabbau im Untergrund nachweisen. Weiterhin konnte Gülle als maßgebliche Nitratquelle im oberflächennahen Grundwasser identifiziert werden.

Die mittlere Verweilzeit der Wässer in den oberflächennahen Grundwasserstockwerken liegt in der Regel bei mehreren Jahren, im von der öffentlichen Wasserversorgung genutzten Hauptgrundwasserstockwerk bei vielen Jahrzehnten bis Jahrhunderten. Erst nach dieser Zeit kann die Wirksamkeit von landwirtschaftlichen Maßnahmen im jeweiligen Grundwasserstockwerk beobachtet werden. Die modellierten mittleren Verweilzeiten im Projektgebiet legten nahe, dass es durch langjährige Tiefengrundwasserentnahmen teilweise zu einer Verjüngung des geförderten Wassers gekommen ist, was auch mit einer Erhöhung der Nitratwerte einhergeht.

Kamerabefahrungen und Zuflussbestimmungen (Thermo-Flowmetermessungen) an Brunnen und Grundwassermessstellen zeigten zum Teil bauliche Defizite auf. Zum einen wurden in der Vergangenheit viele Brunnen und Grundwassermessstellen mit einer weitgehend durchgehenden Verfilterung

ausgebaut, was unter den vorherrschenden hydraulischen Verhältnissen zu nach unten gerichteten Vertikalströmungen innerhalb der Bauwerke führt (hydraulischer Kurzschluss). An mehreren Standorten wurden Verockerungen von Filterstrecken beobachtet, was zu einem verminderten Grundwasserzustrom aus den ursprünglich erschlossenen Horizonten führt. Beide Phänomene dürften mitverantwortlich für teilweise beobachtete verhältnismäßig hohe Nitratwerte in Grundwassermessstellen im Tiefengrundwasser sein.

Um die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in die Böden zu quantifizieren, wurden vom LfU Messungen der atmosphärischen Stickstoffdeposition durchgeführt. Diese belegen, dass in der Projektregion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ein Stickstoffeintrag von etwa 23 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr erfolgt. Dabei zeigte sich der starke Einfluss der Ammoniakverluste bei der Wirtschaftsdüngerausbringung. Es wird empfohlen, den gemessenen atmosphärischen Stickstoffeintrag zukünftig in Bilanzierungsrechnungen bzw. Düngbedarfsermittlung anzurechnen, um damit alle relevanten Stickstoffflüsse miteinzubeziehen und so einen Beitrag zur Minderung der Nitratauswaschung zu leisten.

Um Schläge zu identifizieren, die eine besondere Aufmerksamkeit bezüglich ihrer Bewirtschaftung verlangen, wurde eine Risikokarte erstellt, die für jeden Schlag aufzeigt wie groß der Unterschied zwischen geringster und höchster Ackerzahl (=Ackerzahlspannweite) innerhalb des Schlages ist. Bei großer Bodenheterogenität wird empfohlen, eine teilschlagspezifische Düngung zu verfolgen. Die Berücksichtigung von Ertragspotenzialkarten kann dabei zukünftig ein vielversprechender Weg zur Minderung der Nitratausträge sein. Diese Ertragspotenzialkarten müssen realistische, an unterschiedliche Ertragszonen angepasste Zielerträge berücksichtigen.

Die Ergebnisse der großräumigen Grundwassermodellierung und die derzeitige hydrogeologische Modellvorstellung legen nahe, dass bei weiterer Reduzierung der Nitratüberschüsse aus der Landwirtschaft damit gerechnet werden kann, dass die Nitratwerte im Hauptgrundwasserstockwerk in Zukunft in der Regel nicht deutlich über 50 mg/l steigen werden. Der gegenwärtig zu beobachtende Anstieg der Nitratwerte in einzelnen Messstellen im Hauptgrundwasserstockwerk dürfte zusätzlich durch Verockerungsprozesse an tiefliegenden Filterbereichen und damit die Beschränkung auf Zuflussanteile aus weniger tief gelegenen Grundwasserleiterhorizonten verstärkt werden.

Die durchgeführten Untersuchungen haben zu einem besseren Verständnis der komplexen Prozesse im Stickstoff-Kreislauf in der Region geführt und stellen die Basis für die erarbeiteten zielgerichteten Maßnahmenempfehlungen für eine grundwasserschonende Landbewirtschaftung dar. Insbesondere ein verstärkter Ökologischer Landbau könnte ein effektives Instrument zur Reduzierung übermäßiger Nitratreinträge in das Grundwasser darstellen.

Der Abschlussbericht des LfU sowie die Berichte der agrarwissenschaftlichen Projektpartner vom Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der Technischen Universität München (TUM) und der Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), die gemeinsam entwickelte Bewertung der Maßnahmenmatrix sowie die Grundwasseranalysen stehen unter www.lfu.bayern.de/wasser > Grundwasser - Gefährdung und Schutz > Grundwasserschutz und Landwirtschaft > Projekte Hohenthann zur Verfügung.

Darüberhinaus konnte durch die breit angelegten interdisziplinären Aktivitäten eine verbesserte Diskussionsbasis geschaffen werden. Insbesondere die durchgeführten Veranstaltungen vor Ort haben zu einem besseren Problemverständnis und zur Versachlichung der Diskussion zwischen den verschiedenen Interessenvertretern beigetragen. Gerade der implementierte „Runde Tisch“ soll daher auch zukünftig regelmäßig weitergeführt werden.

Das LfU wird die Entwicklungen in der Region mit einem Grund- und Sickerwassermonitoring weiterhin begleiten.

1 Einführung

Die Gemeinde Hohenthann, der Markt Pfeffenhausen und die Stadt Rottenburg a.d. Laaber liegen im nördlichen Landkreis Landshut am östlichen Rand der Hallertau. Alle drei Kommunen sind durch intensive Landwirtschaft gekennzeichnet. Vor allem in der Gemeinde Hohenthann hat sich in den letzten 35 Jahren eine Verschiebung der Tierhaltung von Rindern zu Schweinen, im speziellen zur Schweinemast, ergeben. Zudem hat sich seit den 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts bis heute die Anzahl der Betriebe von ca. 230 auf gegenwärtig ca. 80 sehr stark verringert. Knapp dreiviertel der Betriebe haben zwar die Schweineproduktion aufgegeben, aber die Anzahl der Schweine hat sich trotzdem mehr als vervierfacht. Nach dem Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT) gab es im Jahr 2017 ca. 78.000 Schweine. Die Gemeinde Hohenthann weist damit die höchste Schweinemastdichte in Bayern auf. In den beiden Kommunen Markt Pfeffenhausen und Stadt Rottenburg a.d. Laaber gibt es nicht nur Betriebe, die Schweine halten wie in Hohenthann, sondern auch Milchviehbetriebe und Marktfruchtbetriebe. Gleichzeitig betreibt der Zweckverband zur Wasserversorgung Rottenburger Gruppe im Projektgebiet zehn Brunnen für die öffentliche Trinkwasserversorgung. Neben den oben genannten Kommunen werden noch weitere 13 Kommunen von diesem Zweckverband mit Trinkwasser versorgt. Das gesamte Verbandsgebiet umfasst eine Fläche von über 500 km², mit rund 36.000 Einwohnern. Die in den letzten Jahren zu beobachtenden steigenden Nitratwerte (z.B. Brunnen Hohenthann I: 2005: 19,1 mg/l und 2017: bis zu 45,3 mg/l) haben nicht nur dem Wasserversorger zunehmend Sorgen bereitet, auch Bürger und Politiker wurden aktiv. Insgesamt mussten seit der Jahrtausendwende bei Ergoldsbach und Pfeffenhausen bereits 4 Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung wegen zu hoher Nitrat- und Pflanzenschutzmittelbelastungen vom Netz genommen werden.

Im Jahr 2010 erhielt die Gemeindeverwaltung zunehmend Beschwerden der Bevölkerung über Geruchsbelästigungen, Belastungen durch die vermehrte Nutzung übergroßer landwirtschaftlicher Fahrzeuge im Straßenverkehr und die steigenden Nitratbelastungen im Grund- bzw. Trinkwasser. Mitte 2011 wurde vom damaligen Bürgermeister der Gemeinde Hohenthann das Projekt „Landwirtschaft – Trinkwasserschutz – Wohnen“ ins Leben gerufen und war bis 2013 fortan Gegenstand zahlreicher Informationsveranstaltungen, Gespräche und Aktivitäten vor Ort. Im Jahr 2012 gründeten engagierte Bürgerinnen und Bürger die „Interessensgemeinschaft Gesundes Trinkwasser“. Zur gleichen Zeit wurde von der Gemeinde Hohenthann ein Ingenieurbüro mit einschlägigen Erfahrungen im Bereich Wasserschutz und Kooperationen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und landwirtschaftlichen Betrieben beauftragt, Lösungsmöglichkeiten aufzuzeigen. Zeitgleich wurde die Projektgruppe „Landwirtschaft und Trinkwasserschutz“, die aus mehreren aktiven Landwirten bestand, gegründet. Im Jahr 2013 gründete die Stadt Rottenburg a.d. Laaber und der Zweckverband zur Wasserversorgung Rottenburger Gruppe die „Arbeitsgemeinschaft Trinkwasserschutz Rottenburg“, deren Ziel es ist, den Pflanzenschutzmitteleinsatz mittels mechanischer Unkrautbekämpfung (Hackstriege) zu reduzieren. Ende 2013 konnte der damalige Bürgermeister der Gemeinde Hohenthann beim Staatsminister für Umwelt und Verbraucherschutz erreichen, dass das Forschungsprojekt „Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg a.d. Laaber“ im März 2014 in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gestartet werden konnte.

2 Projektbeschreibung

2.1 Projektbeteiligte und Projektlaufzeiten

Das Projekt wurde gemeinsam vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU), der Technische Universität München (TUM) und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) durchgeführt. Im LfU waren das Referat „Grundwasserschutz“ sowie das Referat „Grundwasserbeschaffenheit und Technologie Transfer Wasser“ für die Bearbeitung zuständig. Bei einigen Arbeiten war auch das Wasserwirtschaftsamt Landshut wesentlich beteiligt (z. B. Errichtung der Grundwassermessstellen).

Für die LfL war das Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz für die Projektarbeiten verantwortlich.

Von der TUM war der Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme beteiligt. Zusätzlich wurde vom LfU der Lehrstuhl für Hydrogeologie mit hydrogeologischen Detailuntersuchungen beauftragt.

Die Finanzierung des Teilprojektes des LfU erfolgte durch das bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV). Die Untersuchungen und Arbeiten in den Teilprojekten der LfL und der TUM – Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme wurden vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) finanziert. Aufgrund der unterschiedlichen Finanzierungspläne ergaben sich unterschiedliche Laufzeiten der einzelnen Teilprojekte. Diese sahen wie folgt aus:

LfU: 01.04.2014–30.06.2018

LfL: 01.04.2014–30.06.2017

TUM: 01.04.2014–30.06.2017

2.2 Projektziele

Ziel des Gesamtprojekts war es, die Ursachen für die Grundwasserbelastungen aus wasserwirtschaftlicher und landwirtschaftlicher Sicht darzustellen und Handlungsempfehlungen zur Vermeidung der hohen Stickstoffausträge im Projektgebiet zu erarbeiten.

Der Beitrag des LfU-Teilprojektes lag im Wesentlichen darin, zu einem vertieften Verständnis der hydrogeologischen Verhältnisse im Hinblick auf die Stickstofftransportprozesse im Untergrund zu gelangen sowie die derzeitige Belastungssituation der oberflächennahen Grundwasservorkommen aufgrund der aktuellen Landbewirtschaftung darzustellen.

Die LfL führte im Wesentlichen einzelbetriebliche Beratungen zur grundwasserschonenden Landbewirtschaftung durch und erstellte für 55 Betriebe Nährstoffbilanzen („Hof-Tor-Bilanzen“ und „Feld-Stall-Bilanzen“). Weiterhin wurden umfangreiche N_{min} - und Gülleuntersuchungen und Güllelagerraumberechnungen durchgeführt sowie Demonstrationsflächen zum Zwischenfruchtanbau angelegt (LfL, 2018).

Das Institut für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der TUM arbeitete an der Minderung von Nitratausträgen durch optimiertes Stickstoffmanagement. Dabei modellierte das Institut für zehn Betriebe detaillierte Stickstoffkreisläufe und führte umfangreiche Feldversuche zur teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung mithilfe von Sensoren durch („Precision Farming“) (TUM, 2017).

Für alle drei Teilprojekte wurden eigene Schlussberichte erstellt, die über die Projekthomepage unter www.lfu.bayern.de/wasser > Grundwasser - Gefährdung und Schutz > Grundwasserschutz und Landwirtschaft > Projekte Hohenthann abgerufen werden können.

Hier stehen zudem die Grundwasseranalysen als EXCEL-Datei zur Verfügung.

2.3 Projektorganisation

Das StMUV hat das LfU mit der Koordination des Forschungsprojektes beauftragt. Die Projektkoordination umfasste neben der Terminkoordination die Durchführung und Leitung der Besprechungen und Veranstaltungen sowie deren Dokumentation.

Die Projektbeteiligten (LfU, LfL und TUM) haben zusammen mit dem StMUV und dem StMELF für das Projekt eine interne Organisationsstruktur erarbeitet. Neben einer Lenkungsgruppe (Finanzierung, Termine, Öffentlichkeitsarbeit) gab es eine Steuerungsgruppe mit dem ZV Rottenburger Gruppe und ausgewählten Landwirten sowie einen Runden Tisch mit Vertretern von Behörden und Interessenverbänden (Abb. 1).

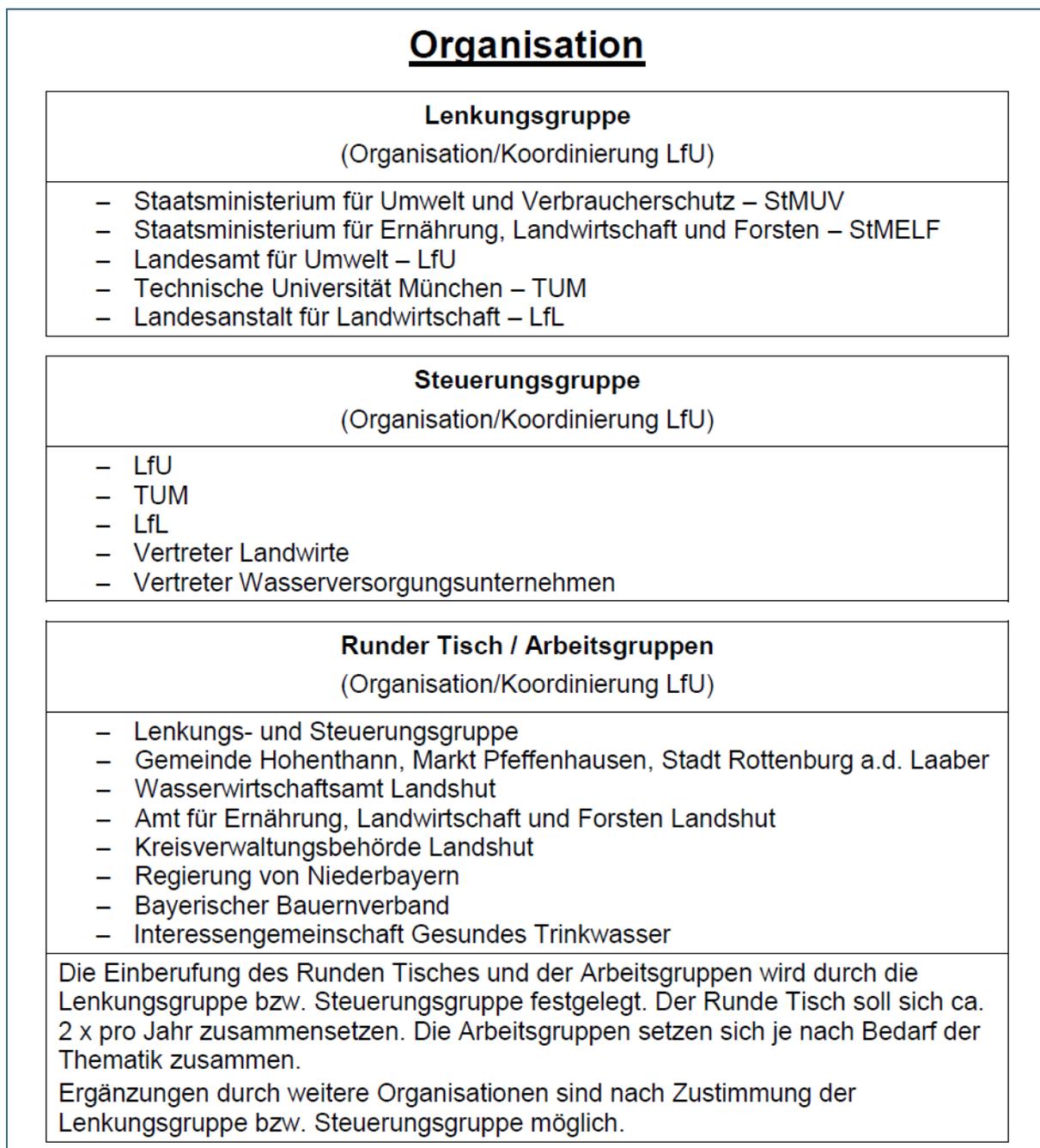


Abb. 1: Organigramm des Forschungsprojekts

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Geographischer Überblick

Das Untersuchungsgebiet liegt nördlich von Landshut im Regierungsbezirk Niederbayern innerhalb des Tertiären Hügellandes und umfasst eine Fläche von 234 km² (Abb. 2). Die Gemeinde Hohen-thann, der Markt Pfeffenhausen und die Stadt Rottenburg an der Laaber bilden das Kerngebiet des Projektes. Dort leben insgesamt 17.235 Einwohner (Bayerisches Landesamt für Statistik, 2017) die Einwohnerdichte liegt bei ca. 70 Einwohnern pro km². Darüber hinaus liegen größere Teile der Märkte Ergoldsbach und Ergolding und der Gemeinde Weihmichl sowie randlich kleinere Bereiche der Gemeinden Neufahrn in Niederbayern und Furth sowie der Märkte Essenbach und Altdorf im Projektgebiet.



Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes

3.2 Geologischer/Hydrogeologischer Überblick

Geologisch betrachtet liegt das Untersuchungsgebiet im Ablagerungsraum der tertiären Sedimente der Vorlandmolasse (Abb. 3). Tertiäre Schotter und Sande bilden mit mäßigen bis mittleren Porendurchlässigkeiten die wesentlichen Grundwasserleiter. In die Schotter und Sande schalten sich feinsandige, tonig bis schluffige Schichten ein, die eine ausgeprägte Stockwerksgliederung mit einer Vielzahl schwebender Grundwasserstockwerke oberhalb des tertiären Hauptgrundwasserstockwerkes bedingen (Abb. 4). Das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk wird hydrostratigraphisch im Wesentlichen von der Nördlichen Vollschotterabfolge aufgebaut, den liegenden Bereich bilden die Fluviatilen Süßwasserschichten, darunter folgen die Limnischen Süßwasserschichten. 90% der k_f -Werte der Nördlichen Vollschotter Abfolge liegen in einem Bereich von $9 \cdot 10^{-6}$ bis $3 \cdot 10^{-4}$ m/s, der Median liegt bei $6 \cdot 10^{-5}$ m/s. Die hydraulischen Durchlässigkeiten der fluviatilen Süßwasserschichten liegen generell etwas niedriger und die der limnischen Süßwasserschichten noch etwas darunter. An der Oberfläche streichen neben den Sedimenten der Nördlichen Vollschotterabfolge auch noch die stratigraphisch jüngere Hangendserie und die Mischserie aus. In den Flusstälern finden sich quartäre Sedimente, die sich aus Sanden und Kiesen mit lokalen Einschaltungen von Feinsedimenten und humosen Lagen zusammensetzen. Deren Ergiebigkeit ist, auch aufgrund der geringen Mächtigkeit, als gering einzustufen (Kainzmaier et al., 2007).

Die schwebenden Grundwasserstockwerke entwässern über zahlreiche Quellen, deren Einzugsgebiete häufig lediglich wenige Hektar umfassen, in kleinere Gräben und Bäche. Bezogen auf das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk liegt das Projektgebiet großräumig betrachtet im Bereich der Grundwasserscheide zwischen Donau und Isar, wobei das Laabertal bereits eine gewisse Vorflutwirkung entfaltet. Die Grundwasserfließrichtung im Hauptgrundwasserstockwerk erfolgt dadurch im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes von Südwest nach Nordost, im südlichen Teil in östliche bis südöstliche Richtungen. Daraus ergibt sich auch die Ausrichtung der Einzugsgebiete der Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung, die die Grundlage für die ausgewiesenen Wasserschutzgebiete und die im Regionalplan festgelegten Vorrang- und Vorbehaltsgebieten für Wasserversorgung bilden (s. Abb. 8).

Bei dem Grundwasser im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk handelt es sich um Tiefengrundwasser, das aufgrund der langen Umsatzzeiträume nur langsam am Wasserkreislauf teilnimmt. Dort sind in der Regel im unbeanspruchten Zustand mittlere Verweilzeiten des Grundwassers von vielen Jahrzehnten bis zu mehreren Jahrhunderten zu beobachten. Demgegenüber stehen die schwebenden, oberflächennahen Grundwasserstockwerke. Dort vergehen zwischen Infiltration des Niederschlagswassers in den Boden und dem Eintritt in die einzelnen Grundwasserstockwerke lediglich Zeitspannen von Monaten bis wenigen Jahren.

Entsprechend dieser hydrogeologischen Stockwerksgliederung spiegeln die verschiedenen Grundwasserstockwerke ganz unterschiedliche Belastungssituationen wider. Daher ist bei der Bewertung von Grundwasseranalysen stets auch die Stockwerksgliederung zu berücksichtigen. Weiterhin ist zu beachten, dass durch die Förderung von Tiefengrundwasser aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk in der Regel die natürliche Grundwasseraltersstruktur verändert wird, da abhängig von der Entnahmemenge und -rate ein verstärkter Zustrom von jüngerem Wasser induziert wird (siehe Kap. 5.5).

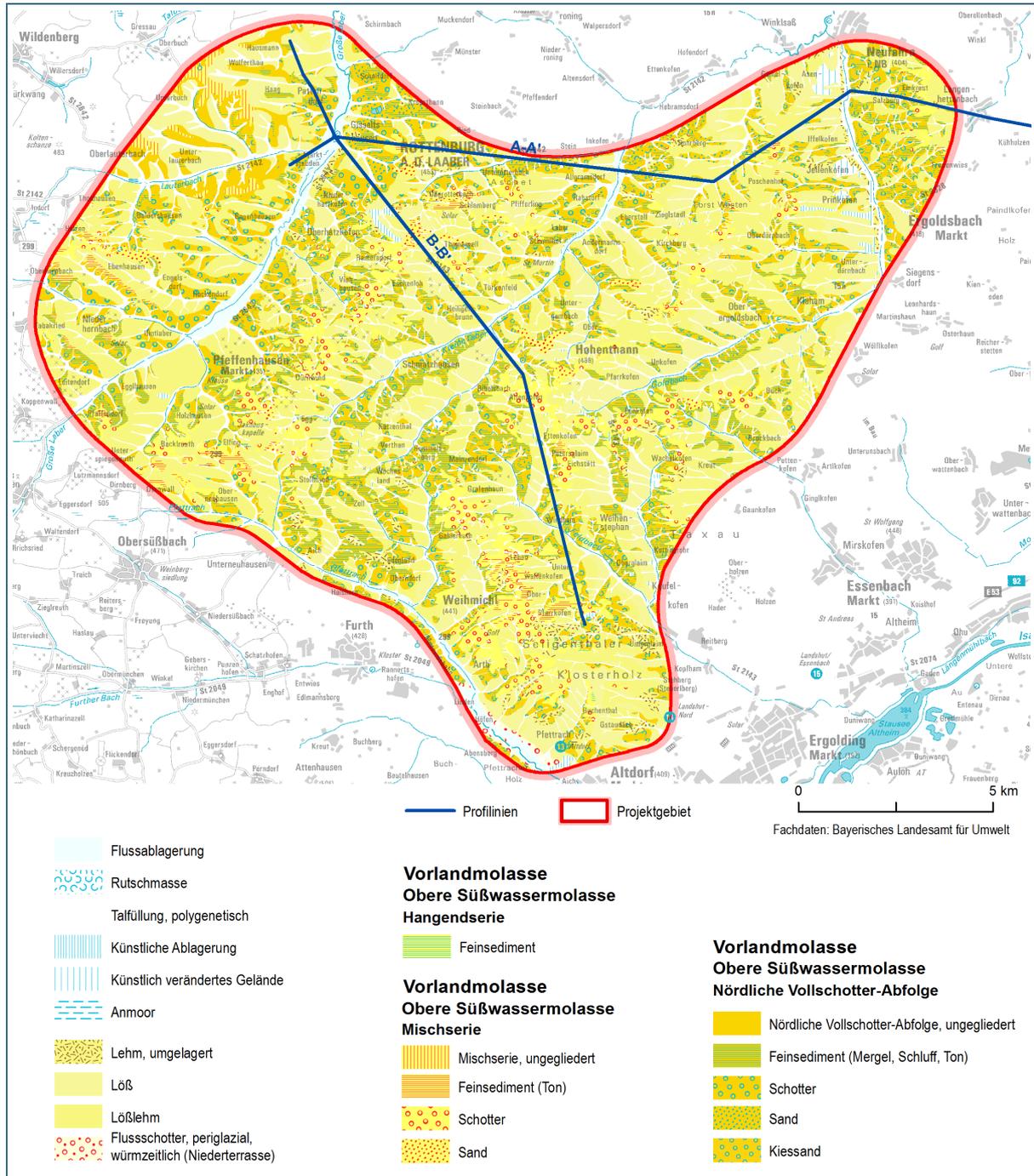


Abb. 3: Geologische Karte des Projektgebiets (Profilschnitte A-A' und B-B' siehe Anhang 1) (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018)

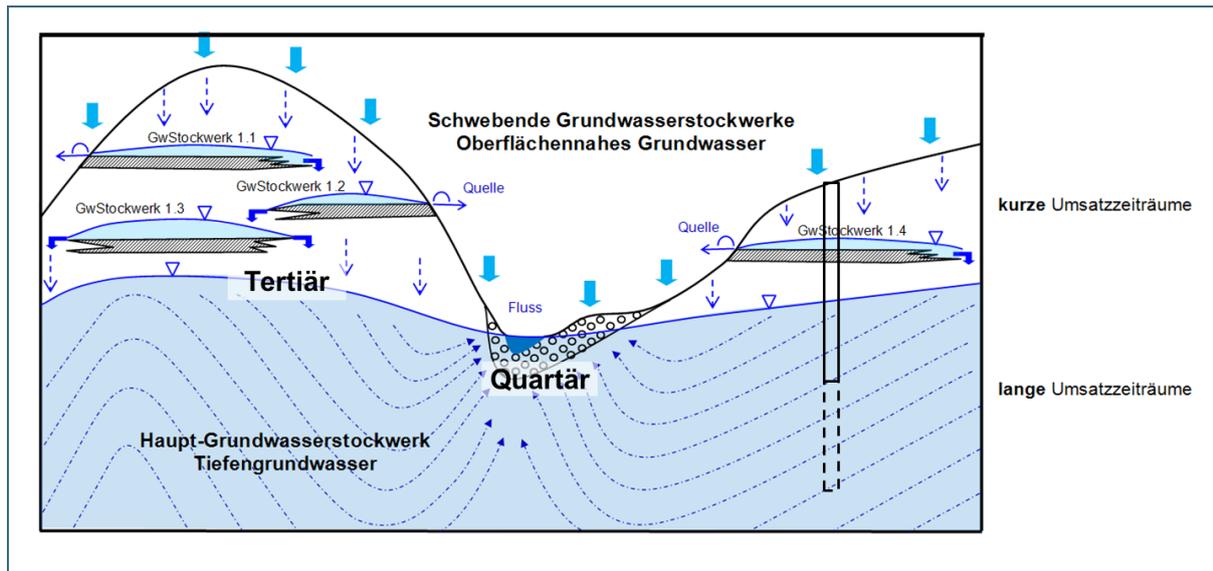


Abb. 4: Hydrogeologische Modellvorstellung im Tertiärhügelland

3.3 Böden

Die Bodenbildung im Projektgebiet fand auf den für das Tertiär-Hügelland typischen Substraten statt. Dazu zählen vor allem Molassesande und mächtige Lössdecken. Charakteristisch für das Tertiär-Hügelland ist der kleinräumige Wechsel des Ausgangssubstrats, was zu einer großen Heterogenität der Böden und einem sehr kleinräumigen Wechsel der Bodentypen führt. Besonders in den Hangbereichen wurde das Material im Quartär erneut umgelagert. Durch die Landwirtschaft nahm auch der Mensch Einfluss auf die Umlagerung der Substrate (Erosion).

Auf den Lössablagerungen entwickelten sich vorrangig Braunerden und Parabraunerden, an Hängen oft mit kolluvialen Einfluss. Auf den Molassesanden entwickelten sich ebenfalls Braunerden, doch unterscheiden sie sich maßgeblich von den Braunerden auf Löss. Die Böden aus Löss sind schwerer, weisen also kleinere Korngrößen auf. Dies hat eine viel bessere Wasserversorgung zur Folge und auch die Nährstoffversorgung ist vorteilhafter als auf den sandigen Böden.

In den Talbereichen sind pseudovergleyte oder vergleyte Kolluvien anzutreffen, wobei letztere häufig diffuse Grundwasseraustritte markieren. Die Kolluvien und Lössböden sind sehr anfällig für Erosion, was aufgrund der Topographie im Untersuchungsgebiet eine große Rolle spielt.

Aufgrund des kleinräumigen Wechsels der Ausgangssubstrate sind die Versickerungsraten kleinräumig sehr unterschiedlich. Auf den leichteren Böden, die sich aus den Molasse-Sanden entwickelt haben, versickert wesentlich mehr Wasser als auf den schweren Löss- und Tonstandorten. Dagegen bilden sich auf den schweren Standorten im Sommer Trockenrisse, durch die das Wasser bei Starkniederschlägen präferentiell versickern und große Mengen Nitrat in kurzer Zeit nach unten verlagern kann. Dies führt zu einem sehr heterogenen Nitrat-Eintragsmuster in das Grundwasser.

Die Bodenkarte in Abb. 5 gibt einen Eindruck der Verbreitung der verschiedenen Bodentypen im Projektgebiet.

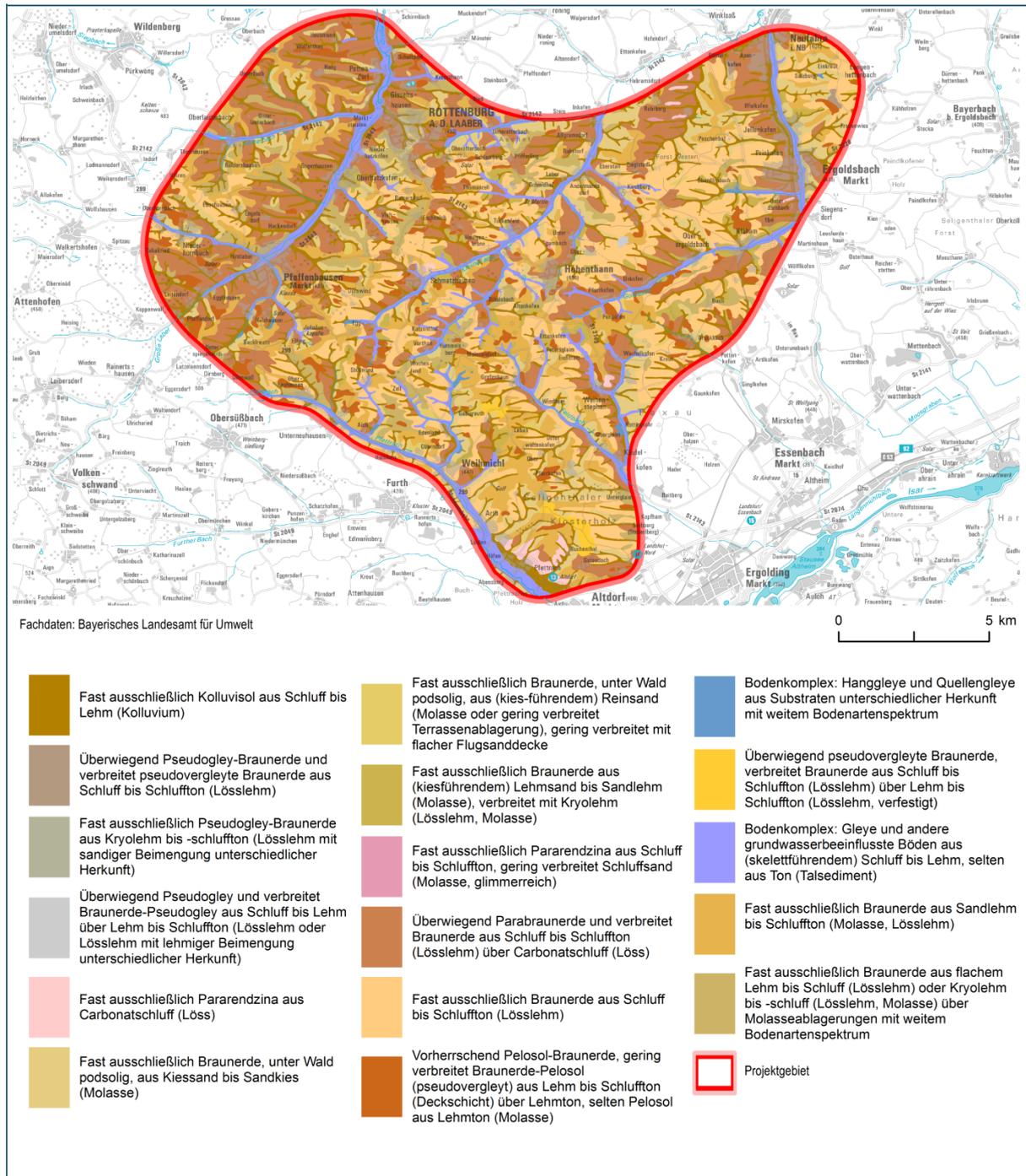


Abb. 5: Bodenkarte des Projektgebietes (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2017)

3.4 Niederschläge und Sickerwasserraten

Bei mittleren Jahresniederschlägen von 760 mm liegt die mittlere Grundwasserneubildung für das erste Grundwasserstockwerk (in der Regel die schwebenden Grundwasserstockwerke) im Projektgebiet bei 140 mm (KLIWA, 2017). In Abb. 6 sind die Niederschlagsdaten für die Gemeinde Hohenhann dargestellt. Diese Niederschlagsdaten basieren auf dem, in täglicher Auflösung verfügbaren, regionalisierten Niederschlagsrasterdatensatz (REGNIE) des Deutschen Wetterdienstes. Die Jahre 2014 und 2015 waren mit Jahresniederschlägen von 672 mm bzw. 573 mm als trockene Jahre einzuordnen. Folglich kam es in den Jahren 2014 und 2015 mit 90 bzw. 113 mm zu vergleichsweise nur sehr geringen

ger Sickerwasserbildung (Abb. 7). Das Jahr 2016 war im Raum Hohenthann mit Jahresniederschlägen von 785 mm und einer Sickerwasserrate von 180 mm ein durchschnittliches Jahr, wie es in etwa dem 60-jährigen Mittel entspricht.

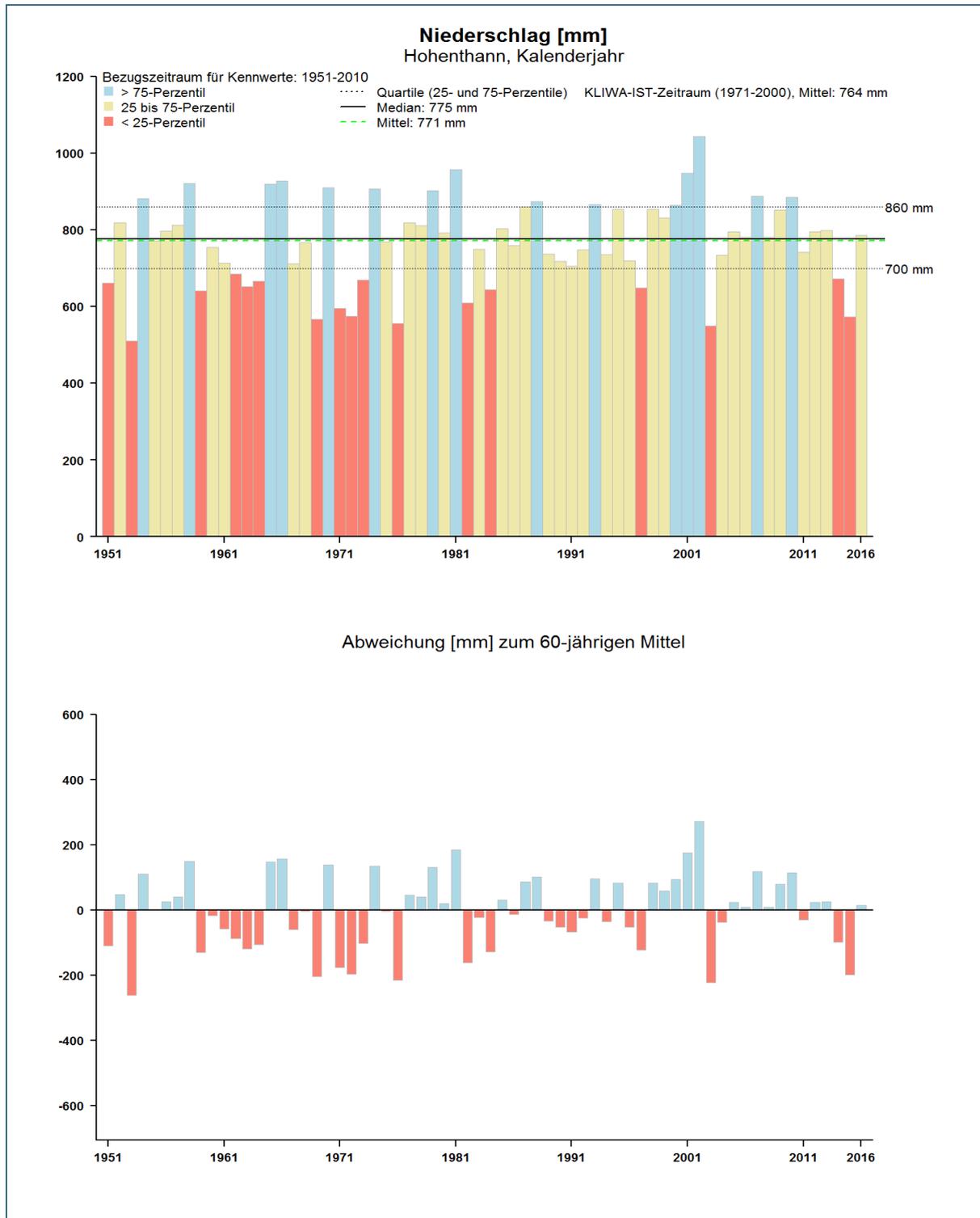


Abb. 6: Niederschlagsdaten für die Gemeinde Hohenthann von 1951 bis 2016

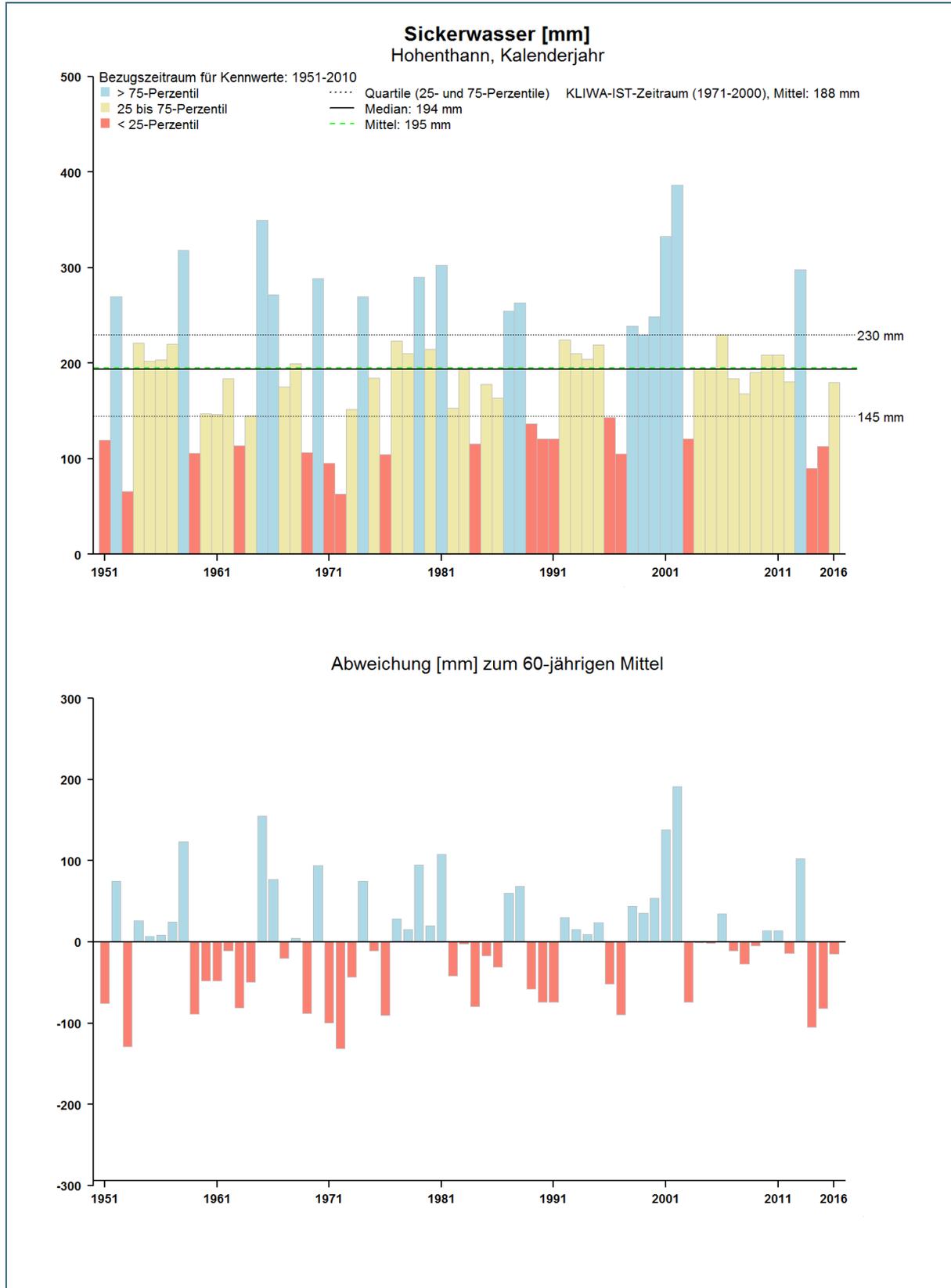


Abb. 7: Sickerwasserraten in der Gemeinde Hohenthann von 1951 bis 2016, Berechnung aus Bodenwasserhaushaltsmodellierung (KLIWA, 2017)

3.5 Öffentliche Wasserversorgung

Die öffentliche Wasserversorgung im Projektgebiet erfolgt aus Tiefbrunnen, die das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk erschließen (Teufen zwischen 47 und 215 Meter). Insgesamt gibt es im Projektgebiet acht Gewinnungsgebiete, für die Trinkwasserschutzgebiete festgesetzt sind (Abb. 8). Mit zwei Ausnahmen (Zweckverband Isar-Gruppe 1 und Zweckverband Neufahrn-Oberlindhart) werden diese vom Zweckverband Rottenburger Gruppe betrieben werden (Regierung von Niederbayern, 2014).

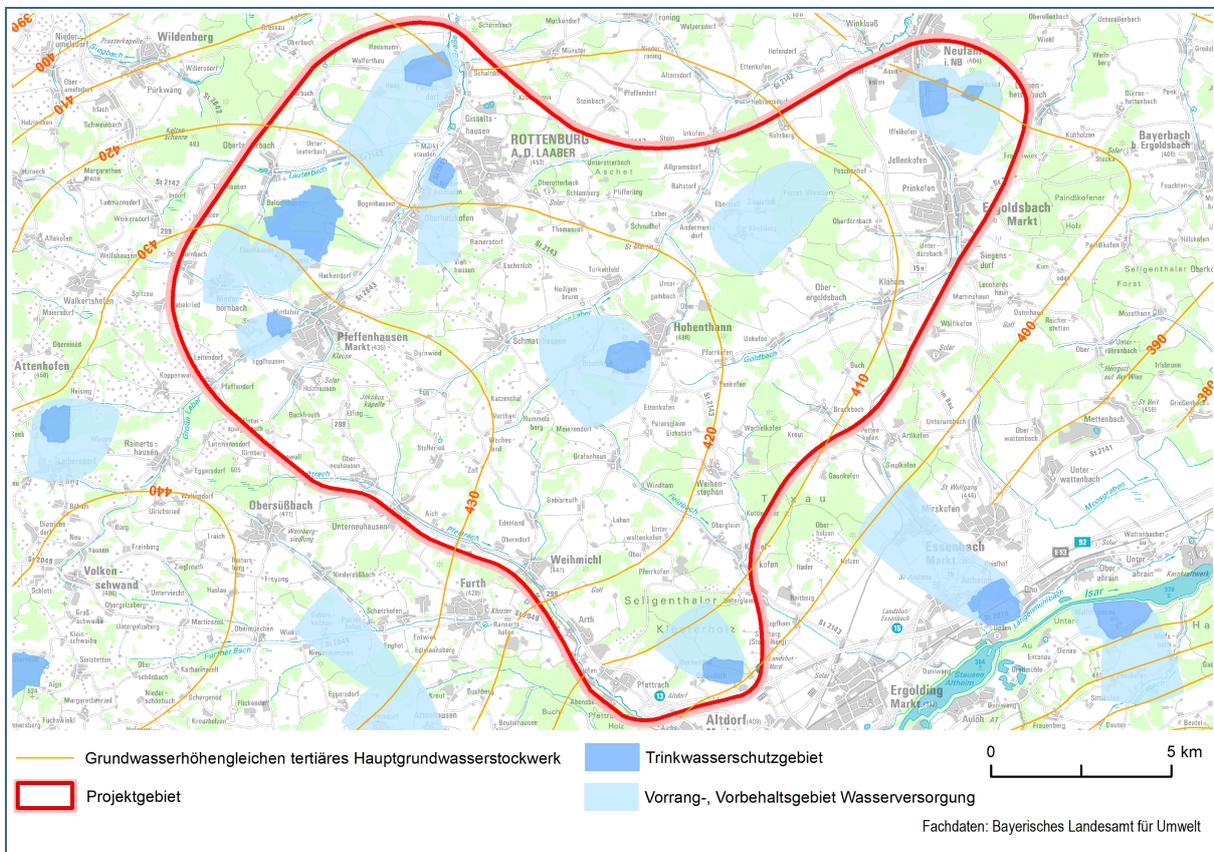


Abb. 8: Karte der Trinkwassergewinnungsgebiete (Trinkwasserschutzgebiete sowie Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die öffentliche Wasserversorgung) im Projektgebiet

Die schwebenden Grundwasserstockwerke werden seit geraumer Zeit nicht mehr für Trinkwasserzwecke genutzt, vereinzelt jedoch für Brauchwasserzwecke. In Abb. 9 ist die Entwicklung der Nitratgehalte in den Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger Gruppe von 1967 bis 2018 dargestellt. Insgesamt zeigt sich ein ansteigender Trend, wobei es entnahmebedingt auch zu größeren kurzfristigen Schwankungen kommen kann. Als Konsequenz aus dem Anstieg der Nitratkonzentrationen im geförderten Wasser aus den Brunnen in Hohenthann sowie aus versorgungstechnischen Gründen wurde im Jahr 2015 ein neuer Brunnen ans Netz angeschlossen. Die Entwicklung der Nitratgehalte an diesem neuen, von den Brunnen in Hohenthann ca. 5,5 km entfernten, Brunnenstandort (Brunnen Burghart) sind in Abb. 10 dargestellt. Innerhalb relativ kurzer Zeit (2014 bis 2018) sind dort die Nitratwerte von 8 mg/l auf ca. 16 mg/l angestiegen.

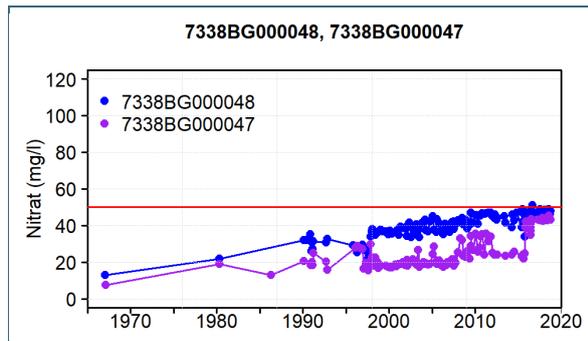


Abb. 9: Entwicklung der Nitratgehalte an den Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger Gruppe von 1967 bis 2018

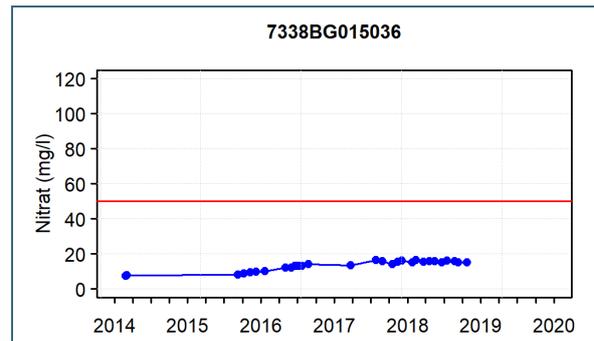


Abb. 10: Entwicklung der Nitratgehalte am Brunnen I Burghart des ZV Rottenburger Gruppe von 2014 bis 2018

3.6 Landwirtschaftliche Nutzung

Das Projektgebiet ist stark landwirtschaftlich geprägt. 61 % der Fläche entfallen auf Ackerland, 5 % auf Grünland und 2 % auf Hopfenanbau (ATKIS 2014). Weitere Landnutzungen mit einem Anteil >1 % sind Siedlungsflächen (4 %) und Waldflächen (28 %). Die häufigste Fruchtfolge in der Region besteht aus den drei Gliedern Wintergerste, Winterweizen und Körnermais. Der Mais wird in der Region zur Verfütterung in der Schweinemasthaltung oder als Substrat in der Biogaserzeugung verwendet. Neben mehreren gewerblichen Betrieben im Projektgebiet gibt es einige Landwirtschaftsbetriebe mit einem Tierbesatz von über 2,0 Großvieheinheiten (GV) pro Hektar, was eine intensive Landbewirtschaftung charakterisiert. Aus den insgesamt großen Schweinebeständen in den drei Gemeinden ergibt sich ein hoher kontinuierlicher Gülleanfall und somit eine Überversorgung mit organischen Düngemitteln in der Region. Zur Frage nach der genauen Anzahl an Schweinen und des damit verbundenen Gülleanfalls in den Gemeinden konnte im Laufe des Projektes keine hinreichend genaue Antwort gefunden werden, da es hierzu verschiedene Datenbanken bzw. Statistiken gibt, die jeweils einen unterschiedlichen Betrachtungsfokus haben (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Zahl an Schweinemastplätzen in den drei Gemeinden nach verschiedenen Quellen bzw. Datenbanken

Quelle		Pfeffenhausen	Rottenburg a.d. L.
HIT-Datenbank (Stichtag: 01.01.2016)	77.000	30.000	45.000
INVEKOS (Stichtag 15.05.2016)	45.000	27.600	38.400
Bayer. Landesamt für Statistik (Stichtag 01.03.2016)	73.305	30.125	46.058

In der HIT-Datenbank müssen alle Tierhalter die Anzahl aller zugehenden und abgegebenen Tiere eintragen. Zum Stichtag 1. Januar eines jeden Jahres werden die Zahlen nach Tierarten auf Gemeinde- oder Landkreisebene ermittelt und ausgewertet. Die INVEKOS-Datenbank enthält nur alle landwirtschaftlichen Tiere, die im Mehrfachantrag bis zum 15. Mai eines jeden Jahres gemeldet werden, aber nicht die gewerblich gehaltenen Tiere. Mit dem Mehrfachantrag beantragen landwirtschaftliche Betriebe Fördermaßnahmen und Ausgleichszahlungen.

Mit der Mehrfachantragstellung wird die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik für flächen- und tierbezogene Fördermaßnahmen in Bayern umgesetzt.

Das Bayerische Landesamt für Statistik erhebt alle drei bis vier Jahre die Anzahl der jeweiligen Tierarten auf Gemeindeebene. Stichtag ist jeweils der 1. März eines jeden Jahres.

4 Durchgeführte Arbeiten

4.1 Kartierung von Quellen, Drainagen und Privatbrunnen

Die dem LfU zu Projektbeginn (2014) vorliegende Datengrundlage von Grundwasseraufschlüssen spiegelte den Stand der Hydrogeologischen Landesaufnahme im Maßstab 1:50.000 aus den Jahren 2003/2004 wider. Für eine detaillierte Betrachtung des Projektgebietes war diese Datengrundlage in Bezug auf die schwebenden Grundwasservorkommen (Drainagen, Quellen und Privatbrunnen, vgl. z.B. Abb. 11 und Abb. 12) nicht ausreichend. Die Verdichtung der Datengrundlage wurde an ein externes Büro vergeben. Der Auftrag umfasste im Wesentlichen die Erfassung von Quellaustritten und Drainagen im Gelände sowie die Recherche von Privatbrunnen. Die Drainagepläne der Projektregion wurden durch das Wasserwirtschaftsamt Landshut zur Verfügung gestellt. Direkt im Anschluss an die Kartier- und Recherchearbeiten begann eine umfassende Probenahmekampagne durch das LfU (Abschnitt 4.4). Im Gegensatz zu den Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung repräsentieren die oberflächennahen Grundwasseraustritte sehr junges Grundwasser. Dies bedeutet, dass zwischen dem Niederschlag der zur Sickerwasserbildung führt und der Beprobung des austretenden Wassers lediglich kurze Zeitspannen von Monaten bis wenigen Jahren vergangen sind. Ziel war es, anhand der Messungen der Nitratgehalte in den Quellen und Drainagen, einen Überblick über die aktuelle Nitrat-Austragsituation aus den Böden bzw. die aktuelle Nitrat-Eintragsituation in das oberflächennahe Grundwasser zu erhalten.



Abb. 11: Quellaustritt in der Nähe von Mainzendorf



Abb. 12: Drainage mit hoher Schüttung in der Nähe von Pfeffenhausen

4.2 Einzugsgebietsermittlung von Grundwasseraufschlüssen in oberflächennahen Grundwasserstockwerken

Die Einzugsgebiete der Grundwasseraufschlüsse im oberflächennahen Grundwasser wurden eingegrenzt und hinsichtlich der jeweils vorherrschenden Landnutzung charakterisiert. Dies erfolgte durch Geländebegehungen in Kombination mit GIS-Auswertungen unter zur Hilfenahme eines hochauflösten Geländemodells. Eine Plausibilisierung der Einzugsgebietsgröße wurde über eine Wasserbilanzierung unter Einbeziehung der durchschnittlichen Schüttung an der jeweiligen Messstelle und den regionalen Sickerwasserraten durchgeführt. Die Einzugsgebiete wurden in drei verschiedene Klassen eingeteilt:

- 1) landwirtschaftliche Nutzung (beinhaltet Acker- und Grünland sowie Hopfenanbau)
- 2) gemischte Nutzung (beinhaltet landwirtschaftliche Nutzung, kleinere Waldgebiete und Siedlungen)
- 3) große Waldgebiete (z. B. Ergoldsbacher Forst, Forst Westen, Seligenthaler Klosterholz, Taxauer Forst)

4.3 Errichtung von Grundwassermessstellen

Um die schwebenden Grundwasserstockwerke in ihrer Gesamtmächtigkeit integrativ beproben zu können, wurden im Herbst 2015 in Zusammenarbeit mit dem Wasserwirtschaftsamt (WWA) Landshut vier neue Grundwassermessstellen mit Endteufen zwischen 11 und 23 Metern errichtet (Abb. 13). Diese Messstellen stellen gemeinsam mit den beprobten Privatbrunnen ein Bindeglied zwischen Quellen/Drainagen (mit kürzeren Umsatzzeiträumen) sowie den tieferen Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung (mit sehr langen Umsatzzeiträumen) dar. Zusätzlich wurde in Zusammenarbeit mit dem WWA Landshut im Winter 2015/2016 eine Doppelmessstelle (Endteufen 108 bzw. 58 Meter) abgeteuft, um zum einen mittels hydraulischer Tests die Wirksamkeit der Trennschichten innerhalb des tertiären Hauptgrundwasserstockwerks zu untersuchen und zum anderen um horizontierte Grundwasserproben aus dem Hauptgrundwasserstockwerk entnehmen zu können (Abb. 14).

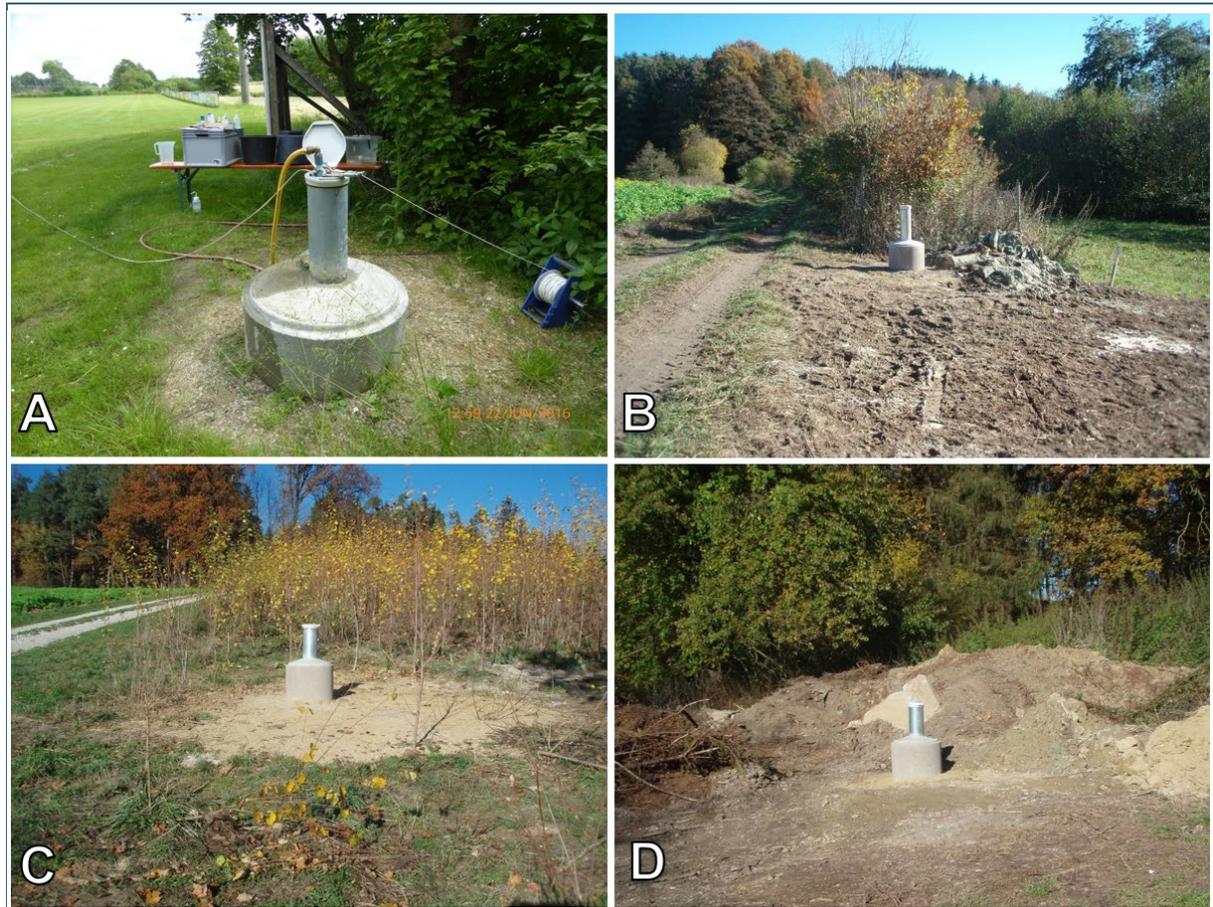


Abb. 13: Grundwassermessstellen:
Schmatzhausen während einer Probenahme (A), Mainzendorf (B), Schlarnberg (C) und Unkofen (D)



Abb. 14: Mehrfachmessstelle Egg

4.4 Grundwassermonitoring

Insgesamt erfolgten im Rahmen des Projektes mehr als 900 Grundwasserprobenahmen an über 100 Probenahmestellen (Drainagen, Quellen, Grundwassermessstellen und Brunnen) in verschiedenen Grundwasserstockwerken (oberflächennahes Grundwasser, Tiefgrundwasser). Bei allen Wasserproben wurden vor Ort die physikochemischen Basisparameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotenzial gemessen und anschließend im LfU die Hauptanionen und -kationen, Spurenmetalle und der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) analysiert. 15 Objekte wurden seit April 2015 monatlich beprobt, so dass ab diesem Zeitpunkt hochaufgelöste hydrochemische Zeitreihen für das Projektgebiet vorliegen. Zusätzlich wurden seit Januar 2016 die vier neu errichteten, flachen Grundwassermessstellen monatlich beprobt. Neben diesen 19 Objekten umfassenden Intensivmessnetz (Abb. 15) wurden in unregelmäßigen Abständen zudem weitere Grundwasseraufschlüsse beprobt, um die hydrogeochemische Datengrundlage für das oberflächennahe Grundwasser in der Fläche weiter zu verbessern. Eine Übersicht der Häufigkeit, mit der die Objekte beprobt wurden, und deren Verteilung über das Projektgebiet kann Abb. 16 entnommen werden.

Das Monitoring des Tiefgrundwassers erfolgte hauptsächlich an den Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung durch die jeweiligen Wasserversorgungsunternehmen, die dort regelmäßige Beprobungen durchführen.

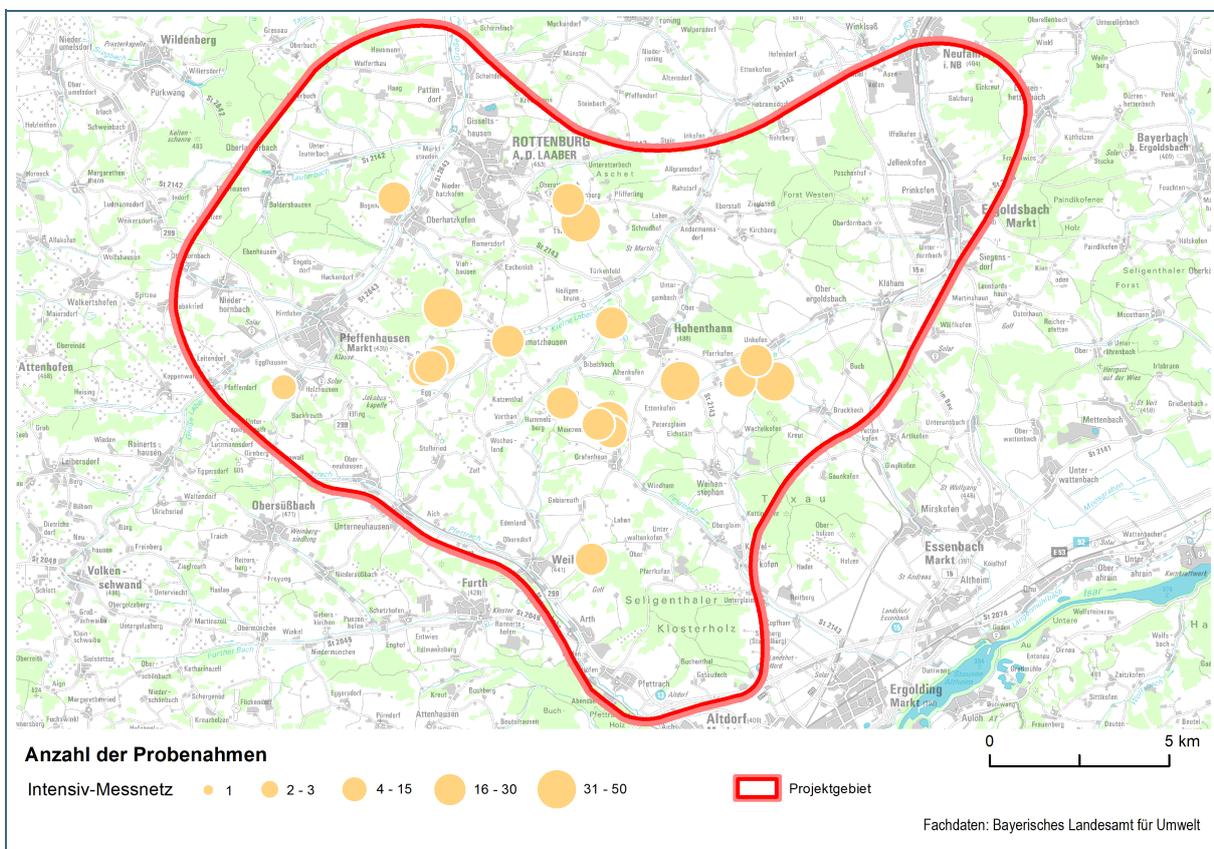


Abb. 15: Kartenübersicht aller Probenahmestellen im LfU-Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser

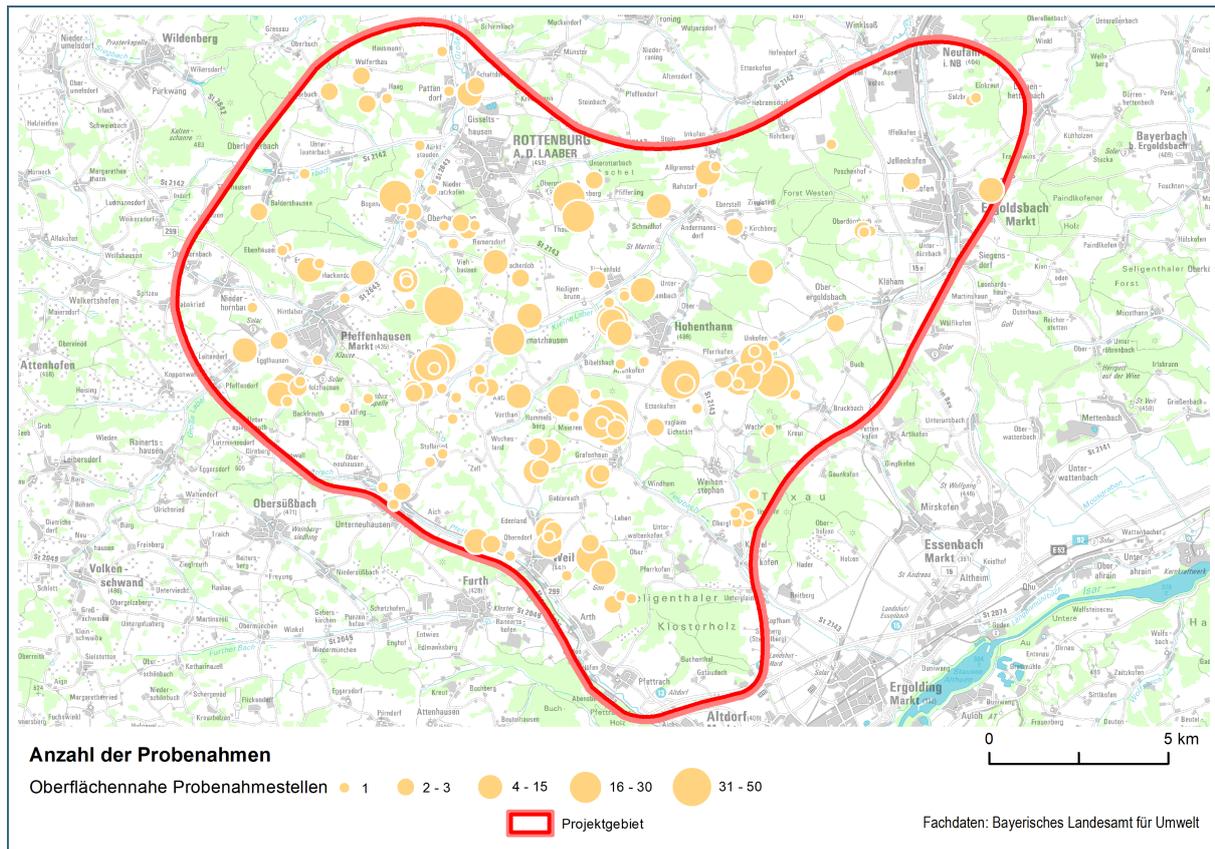


Abb. 16: Kartenübersicht aller Messungen im oberflächennahen Grundwasser 2014–2018

4.5 Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodellierung

Das Projektgebiet befindet sich innerhalb des Pilotgebietes „Tertiärhügelland“ des LfU-Projektes „Modellierung diffuser Nährstoffeinträge und -ströme in das Grundwasser in Bayern“ in dem in ausgewiesenen WRRL-Maßnahmengemeinden mithilfe von numerischen Grundwassermodellen die Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen quantifiziert werden soll. Ziel des Nitrattransportmodells für das Tertiärhügelland war die Nachbildung der bisherigen Nitratentwicklung (Simulation bis 2010) im tertiären sowie im quartären Hauptgrundwasserstockwerk, um somit die Basis für weitergehende Prognosen (Simulation bis 2100) mithilfe des Modells zu schaffen (Abb. 17).

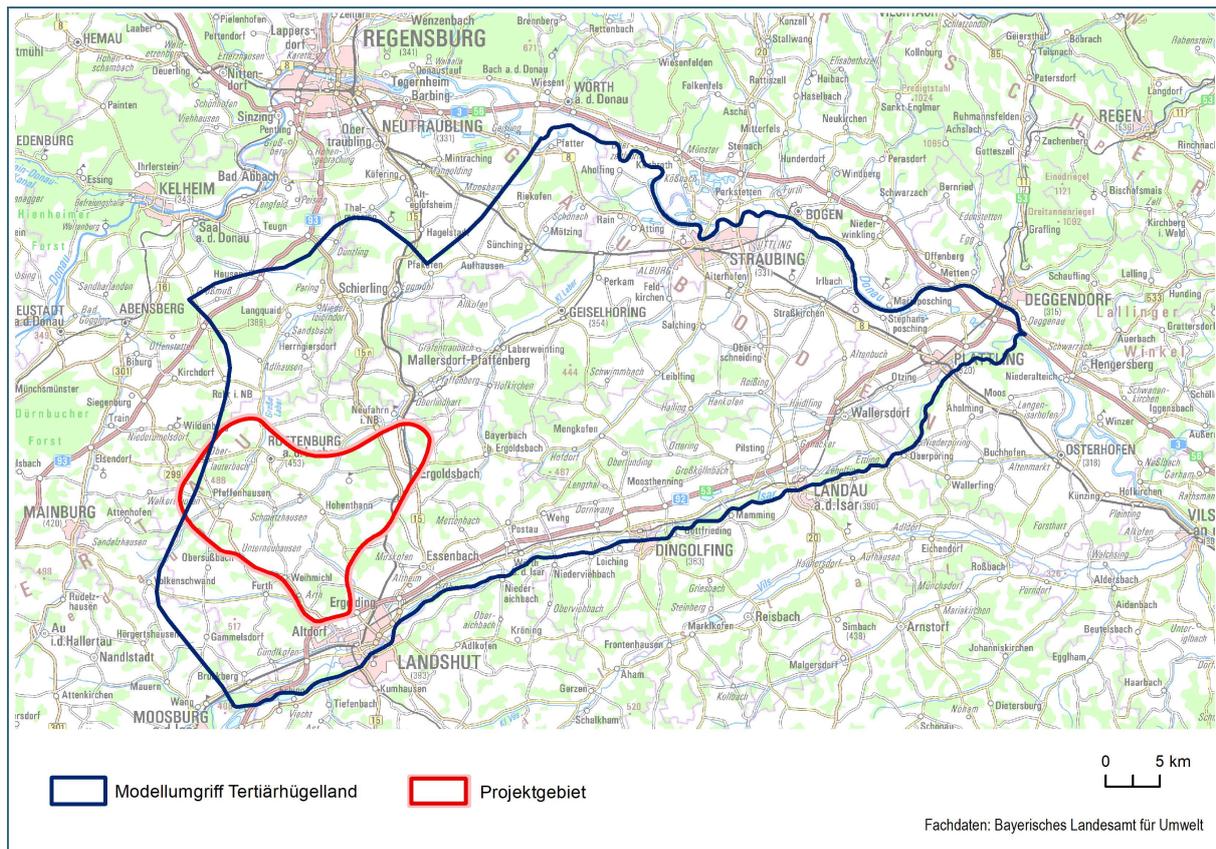


Abb. 17: Modellumgriff Tertiärhügelland

Zur Simulation der Grundwasserströmung und des Nitrattransports wurden die relevanten hydrogeologischen Einheiten im Pilotgebiet in insgesamt 12 Modellschichten nach lateraler Verbreitung in der entsprechenden Höhe aufgeteilt. Um die stauenden Schichten innerhalb der nördlichen Vollschotter-Abfolge zu modellieren, wurden alle vorhandenen Informationen (Bohrbeschriebe, Quellaustritte, geologische Karten) in dem hydrogeologischen Modell verwendet. Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch, dass aufgrund der hohen Heterogenität des geologischen Untergrundes (fluviatiles Ablagerungsmilieu) und der verhältnismäßig geringen Aufschlussdichte eine exakte Abbildung des Untergrundaufbaus nicht möglich war. Vielmehr handelt es sich um ein stark vereinfachtes Untergrundmodell. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass es sich um ein numerisches Großraummodell (Programmsystem MODFLOW/MT3DMS) in einem verhältnismäßig kleinen Maßstab handelt. Damit ist das Modell nicht geeignet detaillierte Aussagen für einzelne Standorte zu liefern, es bildet jedoch den prinzipiellen Nitrattransport im Untergrund ab und ist damit eine wertvolle Hilfe für das hydrogeologische Prozessverständnis (Lang et al., 2016).

Der Input für die Simulation des Nitrattransports wurde mit dem LfU-Nitrateintragsmodell (NEMo) generiert. Bis einschließlich 2010 wird hierbei der Nitrateintrag an der Grundwasseroberfläche auf Basis einer bayernweiten Stickstoff-Bilanzierung der LfL (Bilanzzeitraum 1993 bis 2010) berechnet. Ab dem Jahr 2011 wird ein angenommener Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft von $60 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ zugrunde gelegt. Der angenommene Stickstoffüberschuss von $60 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ geht zurück auf den damaligen Grenzwert aus der Düngeverordnung und die Untersuchungen der LfL in Hohenthann (LfL, 2018). Damit setzt sich von 2011 bis 2100 der Nitrateintrag an der Grundwasseroberfläche aufgrund der langen Verweilzeiten in der ungesättigten Zone aus dem angenommenen Stickstoffüberschuss und den berechneten Stickstoffüberschüssen bis 2010 zusammen.

4.6 Isotopenhydrologische Untersuchungen (Nitratherkunft, Nitratabbauprozesse und Grundwasseralter)

Im Rahmen des LfU-Teilprojektes wurde der Lehrstuhl für Hydrogeologie der TUM vom LfU mit der Durchführung der Studie „Altersstruktur des Grundwassers und Untersuchungen zur Herkunft und dem mikrobiellen Abbau des Nitrats in einem heterogenen Grundwasserleiterkomplex Niederbayerns“ beauftragt. Dabei wurden hydrochemische und isotopechemische Untersuchungen an Grundwasserproben aus 46 Drainagen, Quellen, Grundwassermessstellen und Brunnen durchgeführt (Wild et al., 2018).

Für die Klärung der Nitratherkunft in den unterschiedlichen Grundwasserstockwerken wurden Sauerstoff- und Stickstoffisotopenuntersuchungen ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{15}\text{N}$) am gelösten Nitrat für alle 46 oben genannten Probenahmestellen durchgeführt. Die Beprobung für das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk (22 Probenahmestellen) erfolgte einmalig. 15 Drainagen und Quellen sowie 5 Privatbrunnen in den schwebenden Grundwasserstockwerken wurden mindestens einmal beprobt. Grundlage für diese Untersuchungen war im Wesentlichen das LfU-Intensivmessnetz. Die 4 Grundwassermessstellen des LfU-Intensivmessnetzes wurden über ein Jahr hinweg i.d.R. quartalsweise beprobt. Die Analytik erfolgte am Lehrstuhl für Hydrogeologie der TUM. Über die Isotopenverhältnisse kann mittels Literaturdaten auf die Nitratherkunft geschlossen werden (Kendall & McDonnell, 1998).

Die Abklärung eines ggf. vorhandenen Nitratabbaus ist essenzielle Grundvoraussetzung um Nitratwerte in Grundwasserproben bewerten zu können. Findet ein Nitratabbau in größerem Umfang statt, wird durch die reine Betrachtung der Nitratwerte im Grundwasser die tatsächliche Belastung durch Stickstoffeinträge unterschätzt. Zudem ist das Nitratabbauvermögen in der Regel nicht unendlich vorhanden. Ist dieses aufgebraucht, kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Nitratwerte im Grundwasser (DWA, 2015).

Ein Nitratabbau erfordert eine geringe Sauerstoffkonzentration im Grundwasser und eine Substanz, die von Bakterien als Reaktionspartner (Elektronen-Donor) genutzt werden kann. Heterotrophe Bakterien nutzen hierfür organische Kohlenstoffverbindungen (chemo-organotrophe Denitrifikation). Autotrophe Bakterien verwenden vor allem Eisensulfide wie Pyrit (chemo-lithotrophe Denitrifikation) (DVWK, 2013).

Um mögliche vorhandene Nitratabbauprozesse im Grundwasserleiter im Projektgebiet zu identifizieren, wurden die Gehalte an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und die Sulfatkonzentrationen an allen 46 beprobten Objekten gemessen. Zusätzlich wurden die oben genannten Isotopenmessungen ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des im Wasser gelösten Nitrats) für die Auswertung herangezogen. Die DOC- und Sulfat-Analytik erfolgte am LfU im Rahmen des allgemeinen Grundwassermonitorings im Projekt (siehe Kap. 4.4).

Für die Bestimmung der Altersstruktur (mittlere Verweilzeiten) der verschiedenen Grundwässer wurden an ausgewählten Wasserproben die stabilen Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$) untersucht und die $^3\text{H}/^3\text{He}$ - und die ^{14}C -Methode zur Altersdatierung eingesetzt. Zeitreihenuntersuchungen von stabilen Wasserisotopen können zur Bestimmung der mittleren Verweilzeit junger Grundwässer (Wochen bis wenige Jahre) verwendet werden. Die $^3\text{H}/^3\text{He}$ -Methode eignet sich ebenfalls zur Charakterisierung junger Grundwässer (mittlere Verweilzeiten bis mehrere Jahrzehnte) und wird häufig zur Datierung oberflächennaher Grundwässer angewendet, die ^{14}C -Methode findet bei älteren Grundwässern Anwendung (bis zu Jahrtausenden). Anhand der gemessenen Isotopenwerte können mithilfe von Lumped-Parameter-Modellen die mittleren Verweilzeiten der Wasserproben modelliert werden (Maloszewski & Zuber, 1996). Diese geben grob Auskunft über die Zeit, die zwischen Versickerung des Niederschlagswassers und der Probenahme im Mittel vergangen ist (Clark, 2015; Kazemi et al.,

2006). Auf Grundlage der mittleren Verweilzeiten kann abgeschätzt werden, wann sich Änderungen im Nitratreintrag aufgrund von Änderungen der Landbewirtschaftung im Grundwasser widerspiegeln sollten.

Die $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Untersuchungen erfolgten im Wesentlichen an den Probenahmestellen des LfU-Intensivmessnetzes. Hierzu wurden insgesamt 8 Quellen und Drainagen, 4 Grundwassermessstellen und 5 flache Privatbrunnen i.d.R. monatlich beprobt. Die stabilen Wasserisotope wurden am Lehrstuhl für Hydrogeologie der TUM analysiert.

Die $^3\text{H}/^3\text{He}$ -Analytik erfolgte an insgesamt 39 Brunnen und Grundwassermessstellen, wobei neun aus schwebenden Grundwasserstockwerken und die restlichen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk stammten. Die Objekte aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk waren in der Nördlichen Vollsotterabfolge und/oder auch in den Fluvialen Süßwasserschichten verfiltert. Bei einem Brunnen reichte die Erschließung bis in die Limnischen Süßwasserschichten. Die $^3\text{H}/^3\text{He}$ -Analytik erfolgte am Institut für Umweltphysik (Abt. Ozeanographie) der Universität Bremen (Süldenfuß & Massmann, 2004).

Bei 3 Brunnen, die besonders tief verfiltert sind und dementsprechend höhere Grundwasseralter erwarten ließen, wurde am Gliwice Absolute Dating Methods (GADAM) Zentrum der Silesian University of Technology, Gliwice, Polen eine ^{14}C -Analytik durchgeführt (Piotrowska, 2013).

Für die Modellierung wurde die Modellierungssoftware TracerLPM des U.S. Geological Survey verwendet (Jurgens et al., 2012).

4.7 Thermo-Flowmetermessungen und tiefenzionierte Grundwasserprobenahmen

Der überwiegende Teil der Brunnen und Grundwassermessstellen im Projektgebiet ist in mehreren Grundwasserhorizonten verfiltert. Die üblicherweise gewonnenen Grundwasserproben stellen daher Mischproben aus mehreren Horizonten mit Wässern unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Herkunftsgebiete dar. Um ein detailliertes Bild der hydrochemischen Zusammensetzung der Wässer aus verschiedenen Horizonten zu erhalten und beispielsweise ein mögliches Voranschreiten einer Nitratfront in tiefere Schichten zu untersuchen, wurden an 6 Stellen tiefenzionierte Probenahmen mittels Low-Flow-Technik (Förderraten der eingesetzten Pumpen zwischen 0,01 und 0,03 l/s) und an zwei Stellen tiefenzionierte Probenahmen mittels Einfach- bzw. Doppelpackerbeprobungen von einem qualifizierten Fachbüro durchgeführt (Karch & Weiß, 2016).

An insgesamt 8 Brunnen und Grundwassermessstellen wurden Thermo-Flowmetermessungen „in Ruhe“ zur Erkundung vertikaler Kurzschlussströmungen und unter „hydraulischer Anregung“ zur Bestimmung der Zustromhorizonte durchgeführt. Mithilfe dieser Methode können vertikale und horizontale Strömungsgeschwindigkeiten in sehr hoher Auflösung (wenige mm/s) ermittelt werden.

Außerdem wurden Kamerabefahrungen durchgeführt, die Hinweise darauf gaben in welchem Zustand sich die Bauwerke befinden und insbesondere, ob der Zustrom in einzelnen Filterabschnitten durch zugesetzte Filterschlitze (beispielsweise infolge von Verockerungen) beeinträchtigt wird.

4.8 Stickstoff-Deposition

Die atmosphärische Deposition von Stickstoffverbindungen ist eine wichtige Größe bei der Bilanzierung der Massenströme von Stickstoff in der Umwelt. Auf landwirtschaftlichen Flächen findet auch ein Eintrag von Stickstoff über den Luftpfad statt, der jedoch bei den gängigen Methoden zur Düngedarfsermittlung nicht in die Berechnungen miteinbezogen wird. Um Klarheit über den atmosphärischen

Stickstoffeintrag im Projektgebiet (insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen) zu erlangen, wurden an insgesamt zehn Standorten Depositionsmessungen durchgeführt (Abb. 18).

Die Deposition von Stickstoffverbindungen setzt sich aus drei Komponenten zusammen. Dies sind die nasse Deposition (= nasser Fluss gelöster Bestandteile mit dem Niederschlag), die feuchte Deposition (= gelöste Stickstoffverbindungen mit Nebel- und Wolkenröpfchen) sowie die trockene Deposition (= Aufnahme von nicht-sedimentierenden Partikeln und gasförmigen Stickstoffverbindungen durch die Vegetation).

Die Stickstoff-Deposition aus Ammonium und Nitrat im Niederschlag wurde mit elektrisch gekühlten sowie mit ungekühlten Bulk-Sammlern im Offenland untersucht. Damit können die nasse Deposition und der wasserlösliche Anteil der trocken deponierten Bestandteile der beiden Komponenten bestimmt werden. Die Konzentration von gasförmigem Ammoniak (NH_3) wurde an den Messorten mithilfe von Passivsammlern erhoben und durch Multiplikation mit der Depositionsgeschwindigkeit für Offenland von 1 cm/s als trockene Deposition abgeschätzt (mit der Konvention, dass das gemessene Ammoniak vollständig deponiert). Der Beitrag der übrigen Komponenten aus trockener und feuchter Deposition wird vernachlässigt.

Die Beprobungen der gekühlten Bulk-Sammler und der Passivsammler erfolgten alle vier Wochen, die der ungekühlten alle zwei Wochen. Abb. 19 zeigt die verschiedenen Messeinrichtungen an einem Standort im Projektgebiet. Die Sulfat-, Chlorid-, Nitrat-, Ammonium-, Nitrit-, o-Phosphat- und Gesamtstickstoffgehalte wurden im LfU-Labor analysiert.

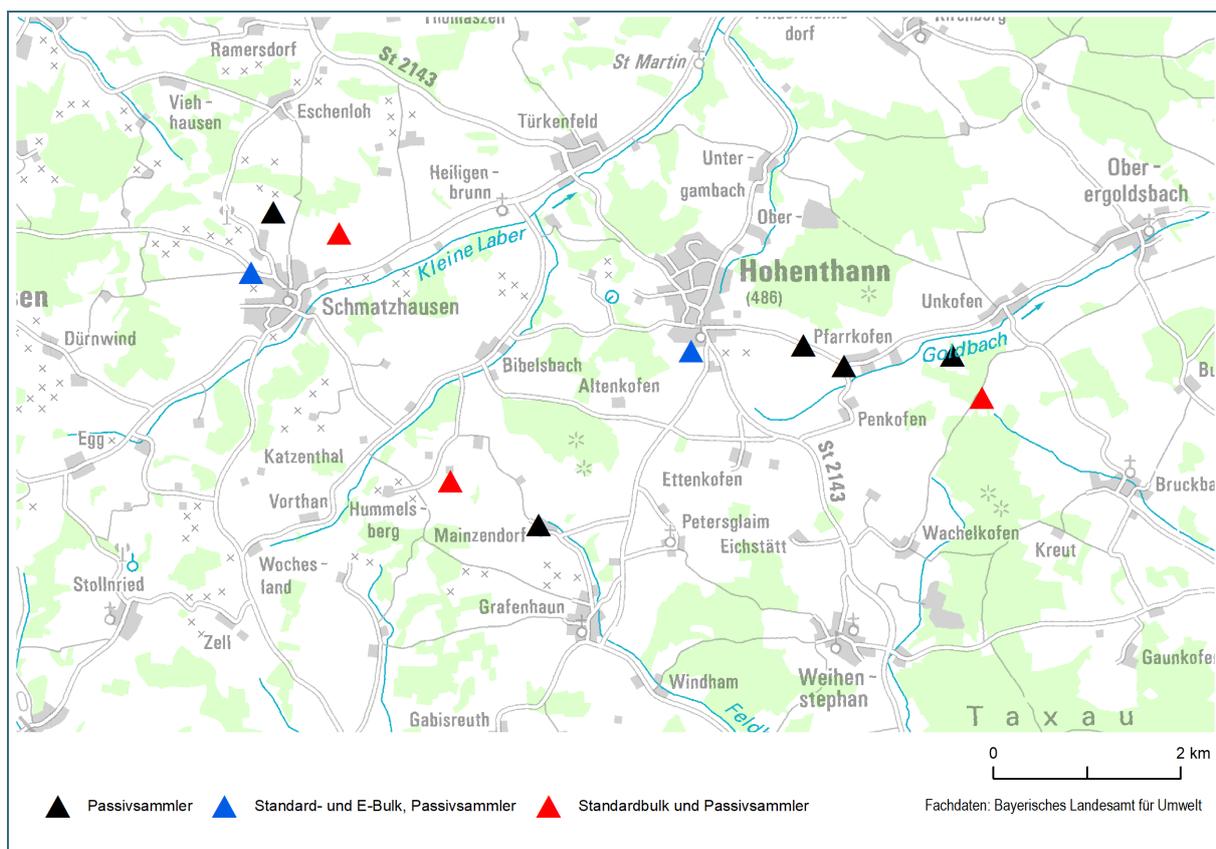


Abb. 18: Standorte des Depositionsmessnetzes (12/2015–10/2017)



Abb. 19: Messstandort in Hohenthann mit E-Bulk, Standardbulk und Passivsammler

4.9 Rammkernsondierungen

In den Jahren 2015 und 2016 wurden seitens des LfU für die TUM (Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme) 45 Rammkernsondierungen durchgeführt, um Probenmaterial für N_{\min} -Tiefenprofile zu gewinnen. Aus den N_{\min} -Tiefenprofilen können wichtige Erkenntnisse über die Tiefenverlagerung von Nitrat gewonnen werden. Die Darstellungen und Auswertungen zu den N_{\min} -Tiefenprofilen können dem Abschlussbericht der TUM entnommen werden (TUM, 2017).



Abb. 20: Rammkernsondierung bei Auhof

4.10 Veranstaltungen

Der Fachaustausch zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft sowie die Bürgerinformation waren wichtige Elemente des Forschungsprojektes. Der Austausch von Fachinformationen erfolgte auf verschiedenen Ebenen:

- Es gab zwischen den Projektbeteiligten intensive Arbeitstreffen, um Forschungsarbeiten und die Öffentlichkeitsarbeit abzustimmen.
- Die von der TUM und LfL erarbeiteten Stickstoffkreislauf- und Nährstoffbilanzrechnungen wurden in mehreren Besprechungen den mitwirkenden Landwirten detailliert erläutert und die einzelbetrieblichen Daten jedem Betrieb zur Verfügung gestellt.
- Es erfolgten Besprechungen mit der Regierung von Niederbayern, dem Landratsamt Landshut, dem Wasserwirtschaftsamt Landshut, dem Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Landshut, der Interessensgemeinschaft Gesundes Trinkwasser und dem ZV Rottenburger Gruppe, um fachlichen und inhaltlichen Fragestellungen des Projektes zu diskutieren.
- Einmal im Jahr wurde ein „Runder Tisch“ mit Vertretern von örtlich zuständigen Behörden (Wasserwirtschaftsamt, Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Regierung von Niederbayern), den Kommunen (Hohenthann, Pfeffenhausen, Rottenburg a.d. Laaber), den Verbänden (Bayerischer Bauernverband, Bund Naturschutz, Interessensgemeinschaft Gesundes Trinkwasser) und dem örtlichen Wasserversorger (ZV Rottenburger Gruppe) zur Information über den Stand der Arbeiten durchgeführt.
- Ein zentraler Bestandteil des Projekts war die umfassende Information der Bevölkerung und der Politik. Daher wurde von Projektbeginn bis Projektende jährlich unter entsprechender Medienbegleitung eine Bürgerinformationsveranstaltung in Hohenthann abgehalten. Bei den sehr gut besuchten Veranstaltungen wurden alle wichtigen Zwischen- und Endergebnisse sowie die weiteren geplanten Arbeiten vorgestellt. Die Bürger und Politiker hatten die Möglichkeit, Fragen zu stellen und Anregungen zum Projekt einzubringen.
- Mit der Landwirtschaftskammer Niedersachsen und dem Wasserverbandstag e.V. von Bremen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt fand ein zweimaliger Erfahrungsaustausch zur Nitrat- und Gülleproblematik statt. Dieser fand sowohl vor Ort in Hohenthann als auch in Oldenburg statt.
- Das LfU stellte gemeinsam mit der LfL dem Bayerischen Landwirtschaftlichen Wochenblatt und dem Landesarbeitskreis Düngung Bayern des Industrieverbandes Agrar das Forschungsprojekt vor. Neben der Vorstellung der wissenschaftlichen Untersuchungen, die im Projekt durchgeführt wurden, wurde auch die Aufbereitungsanlage für Pflanzenschutzmittel des Zweckverbandes Rottenburger Gruppe besichtigt.
- Im Landratsamt Landshut wurde vom LfU eine Informationsveranstaltung zu freiwilligen Kooperationen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und der Landwirtschaft durchgeführt. Die Wasserversorgungsunternehmen Aschaffener Versorgungs-GmbH und die Stadtwerke Straubing stellten ihre Erfahrungen zu Kooperationsmodellen mit der Landwirtschaft interessierten niederbayerischen Wasserversorgungsunternehmen vor.
- Dem für den Wahlkreis Niederbayern in den Bayerischen Landtag eingetretenen Abgeordneten Florian Hölzl sowie ausgewählten Vertretern der Gemeindevorstände Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg a.d. Laaber sowie des Kreistages wurde über die Entstehung des Projektes und die laufenden Forschungsaktivitäten von den beiden Ministerien und vom LfU berichtet.
- Es wurde die weitere Vorgehensweise im Projekt vor Ende der Forschungsarbeiten allen Gemeinden, Behörden und Verbänden/Interessensvertretern vorgestellt, um fachliche Inhalte zum LfU- Nachfolgeprojekt zu diskutieren.

5 Ergebnisse und Interpretation

5.1 Grundwassermonitoring

Die chemische Zusammensetzung der Grundwässer im Hauptgrundwasserstockwerk der Oberen Süßwassermolasse sowie der Grundwässer aus oberflächennahen, schwebenden Grundwasserstockwerken ist in Abb. 21 dargestellt. Die Proben aus dem Hauptgrundwasserstockwerk weisen im Gegensatz zu denen aus den schwebenden Grundwasserstockwerken eine deutlich geringere Streuung der einzelnen Parameter auf. Nach Furtak & Langguth (1965) fallen die Proben des Hauptgrundwasserstockwerkes in das Feld der „erdalkalisch, überwiegend hydrogencarbonatischen Grundwässer“. Die untersuchten Proben aus oberflächennahen Grundwasserstockwerken weisen sowohl bei Einzugsgebieten mit landwirtschaftlicher als auch bei gemischter Nutzung eine ähnliche, hohe Streuung auf. Im Vergleich zum Hauptgrundwasserstockwerk werden dort zum Teil deutlich höhere Chlorid- und Nitratkonzentrationen erreicht, aber auch im Hauptgrundwasserstockwerk sind Entwicklungen von geringen Nitratgehalten hin zu höheren erkennbar.

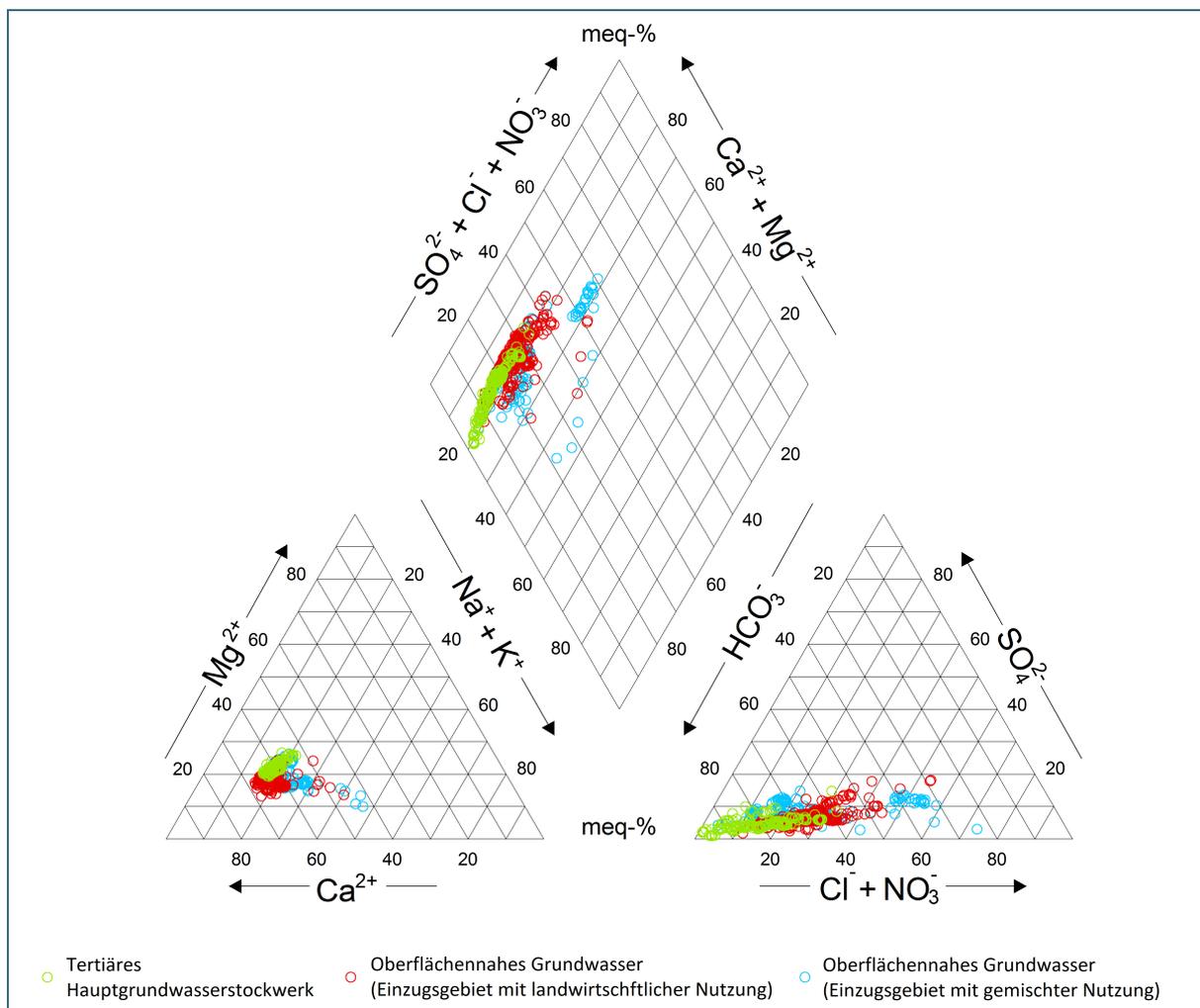


Abb. 21: Chemische Zusammensetzung der Grundwässer im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk sowie in den oberflächennahen, schwebenden Grundwasserstockwerken (untergliedert in Einzugsgebiete mit landwirtschaftlicher oder gemischter Nutzung)

5.1.1 Oberflächennahes Grundwasser

Abb. 22 A zeigt die Häufigkeitsverteilung der vorliegenden Nitratwerte im oberflächennahen Grundwasser bezogen auf den Gesamtdatensatz im Projektgebiet ab dem Jahr 2014. In die Auswertung ist der jeweils jüngste Messwert pro Objekt berücksichtigt. Die Werte liegen in einer Spanne zwischen 0,2 und 110 mg/l Nitrat. 41 % der Nitratmesswerte liegen über 50 mg/l, extrem hohe Werte (über 80 mg/l) treten nur vereinzelt auf. Bei landwirtschaftlichen Einzugsgebieten liegen 55 % der Messwerte über 50 mg/l Nitrat (Abb. 22 B), der arithmetische Mittelwert beträgt hier 52 mg/l. In den drei großen zusammenhängenden Waldgebieten (Ergoldsbacher Forst, Forst Westen, Seligenthaler Klosterholz sowie Taxau) wurden insgesamt 7 Quellen beprobt. Die durchschnittlichen Nitratgehalte an diesen Quellen liegen bei 12 mg/l (Abb. 22 C), was grob als natürliche Hintergrundbelastung angesehen werden kann. Einzugsgebiete mit gemischter Landnutzung enthalten neben landwirtschaftlichen Nutzflächen zumeist auch in größerem Umfang Waldinseln und/oder Siedlungsflächen. Bei diesen Objekten liegen 32 % der Messwerte über 50 mg/l Nitrat (Abb. 22 D), der arithmetische Mittelwert beträgt hier 42 mg/l.

Damit sind die Nitratreinträge auch bei der aktuellen Landwirtschaft in weiten Gebieten noch zu hoch (> 50 mg/l).

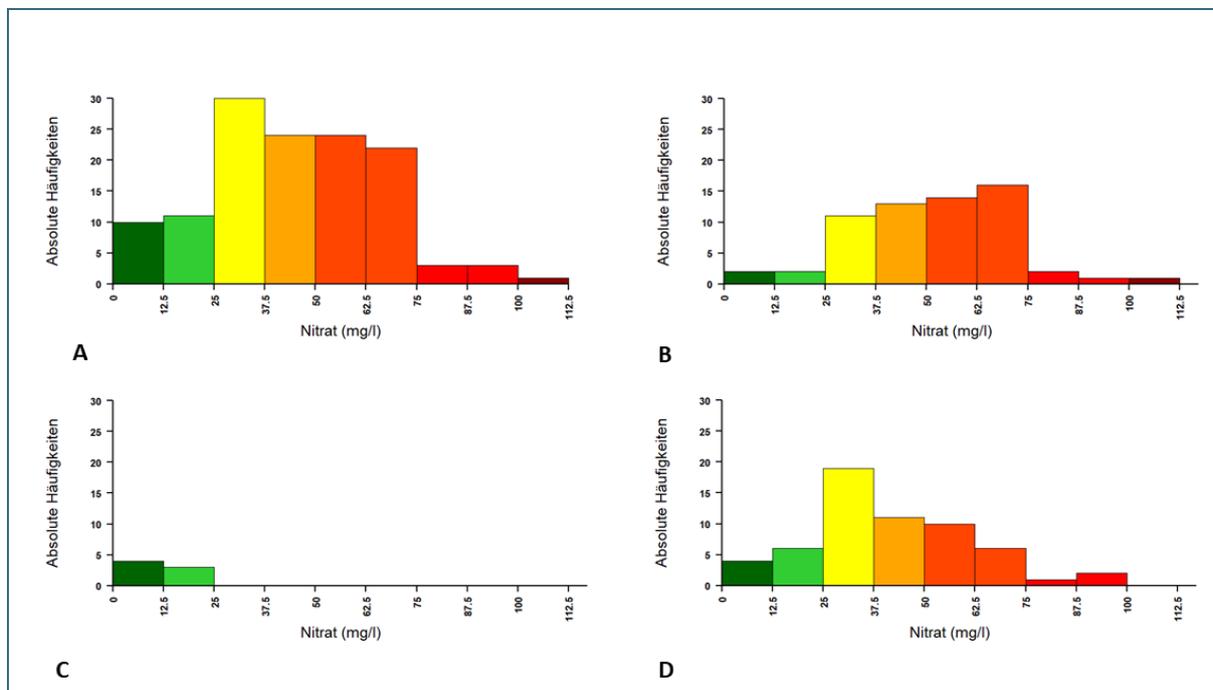


Abb. 22: Häufigkeitsverteilung der jeweils jüngsten Messwerte an den untersuchten oberflächennahen Grundwasserproben ab 2014:

A: Gesamtdatensatz (n = 128); B: Einzugsgebiete mit landwirtschaftlicher Nutzung (n = 62); C: Einzugsgebiete mit forstwirtschaftlicher Nutzung (n = 7); D: Einzugsgebiete mit gemischter Nutzung (n = 59)

Im Projektgebiet wurden 14 oberflächennahe Objekte beprobt, die eine Nitratkonzentration von unter 20 mg/l aufweisen. Sechs dieser Probenahmestellen haben, wie oben erwähnt, ihr Einzugsgebiet in den großen, zusammenhängenden Waldgebieten des Projektgebietes. Bei fünf der beprobten Stellen gibt es Hinweise auf Nitratabbauprozesse (unter anderem starke Sauerstoffzehrung und hohe Ammoniumgehalte) (siehe Kap. 5.4).

Räumliche Verteilung der Messwerte

Einen Eindruck der räumlichen Verteilung der Nitratbelastung über das Projektgebiet vermittelt Abb. 23 mit einer Darstellung der jeweils jüngsten Messwerte an allen beprobten Objekten im oberflächennahen Grundwasser. Es wird deutlich, dass hohe und niedrige Nitratwerte stellenweise sehr nah nebeneinanderliegen können. Eine Regionalisierung der Nitratwerte konnte aufgrund der starken räumlichen Schwankung trotz eines vergleichsweise dichten Beprobungsnetzes daher nicht vorgenommen werden. Die Gründe hierfür dürften vor allem in der starken Bodenheterogenität liegen. In Gebieten mit verbreitet ertragschwachen Böden kann es leicht zu einer Nitratauswaschung kommen, da dort die Pflanzen den Düngerstickstoff nicht ausreichend gut verwerten können. Im Gegensatz dazu kann bei gleicher Düngergabe auf ertragsstarken Böden der Stickstoff viel besser in die Pflanze übergehen und somit nicht so leicht ausgewaschen werden. Gegebenenfalls können auch lokale Nitratabbauprozesse in staunassen Bereichen zu kleinräumig wechselnden Nitratgehalten im oberflächennahen Grundwasser führen. Grundsätzlich kommen auch kleinräumige Unterschiede in der Düngung als Grund für das beobachtete Phänomen in Frage, was jedoch als eher unwahrscheinlich anzusehen ist.

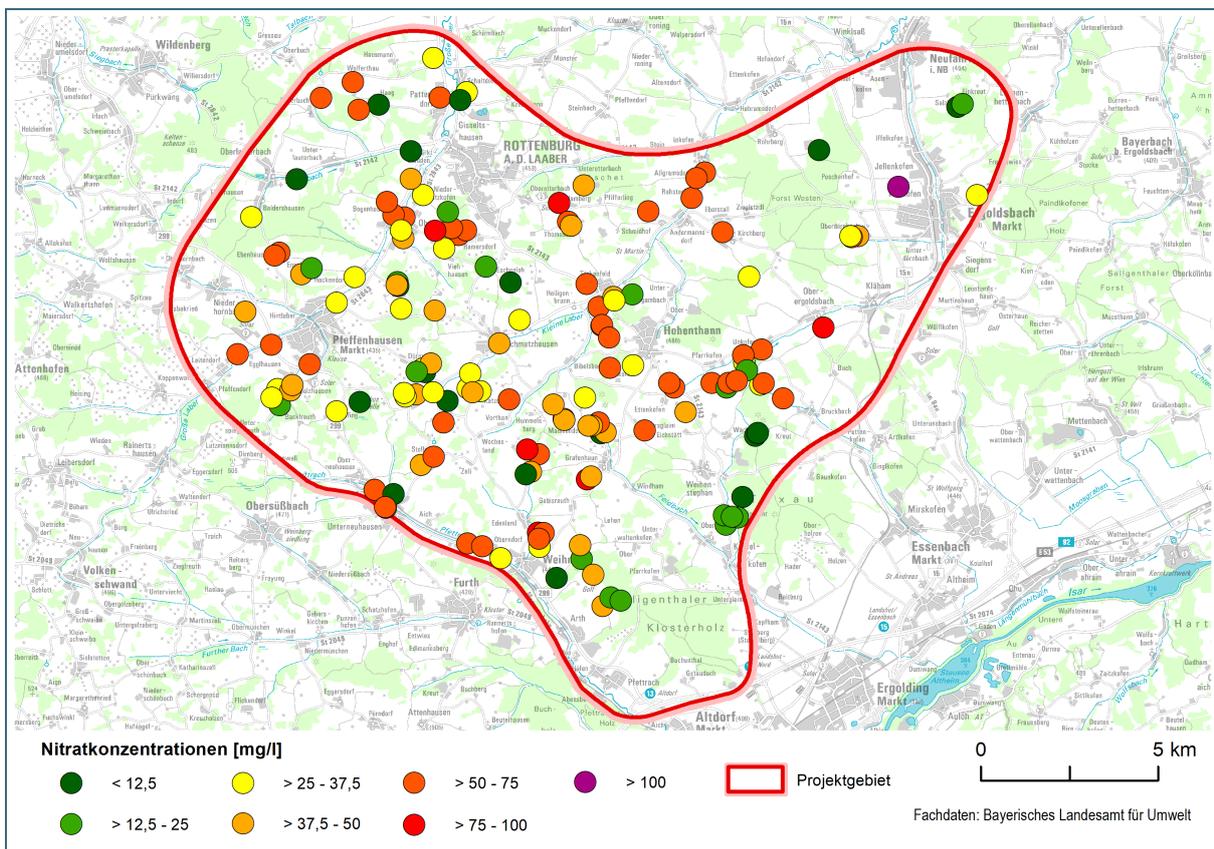


Abb. 23: Räumliche Verteilung der ab 2014 untersuchten Grundwasseraufschlüsse aus den oberflächennahen tertiären Grundwasserstockwerken mit jeweils jüngstem Nitratmesswert

Zeitliche Entwicklung der Messwerte

Die Nitratganglinien der Messstellen im LfU-Intensivmessnetz sind in den Abb. 24 bis Abb. 27 dargestellt. Die hohe zeitliche Auflösung der Beprobungen (in der Regel monatlich) erlaubt es, mögliche jahreszeitliche Schwankungen an den Messstellen zu identifizieren.

Insgesamt verlaufen die Ganglinien für die meisten oberflächennahen Grundwasseraustritte recht konstant und es sind in der Regel keine „Nitratsprünge“ nach einzelnen Düngeperioden oder andere saisonale Witterungseinflüsse zu erkennen, wobei die Ganglinien der Quellen (Abb. 24) erwartungsgemäß homogener verlaufen als die der Drainagen (Abb. 25).

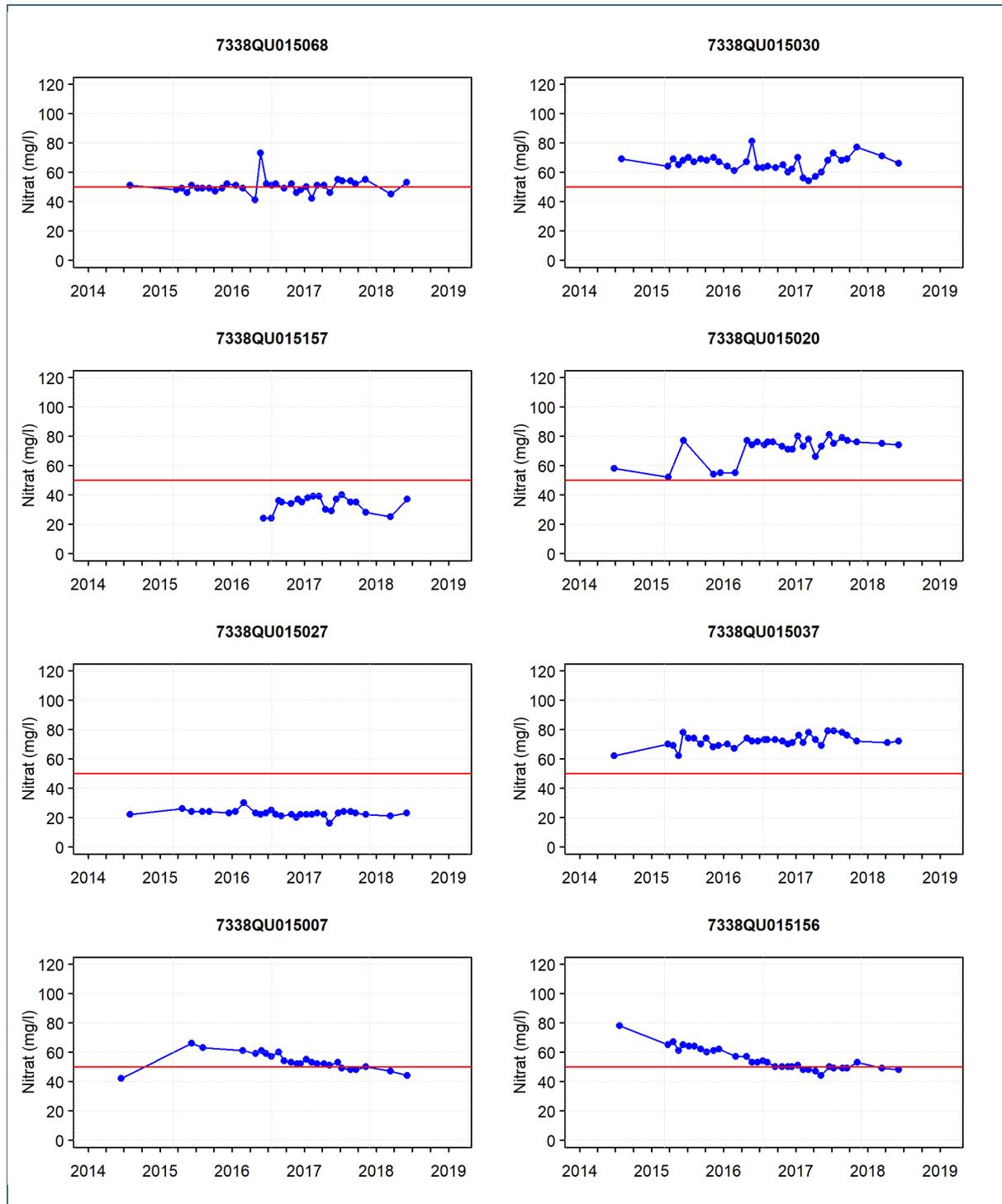


Abb. 24: Nitratganglinien der 8 Quellen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser

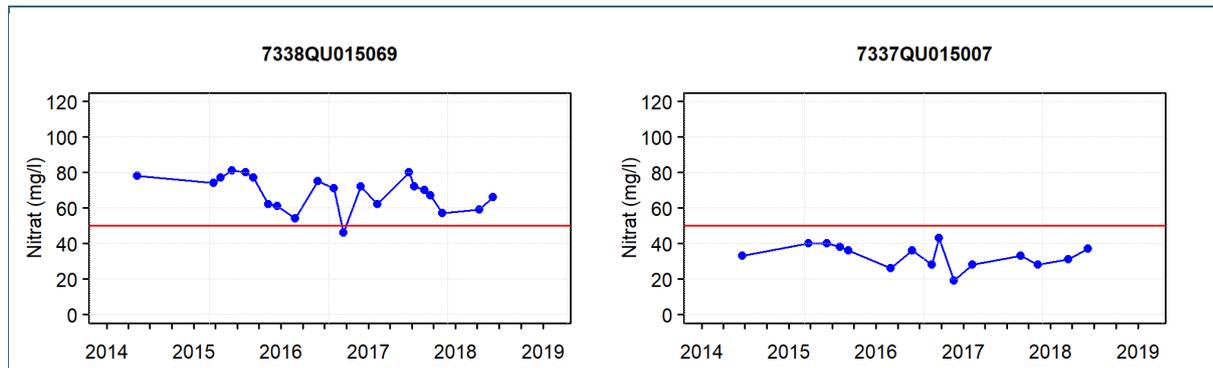


Abb. 25: Nitratganglinien der 2 Drainagen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser

Nur an vereinzelt Messstellen deutet sich eine kurzzeitige, „schnelle“ Reaktion nach den extremen Regenereignissen im Mai 2016 an. Deutlich steigende bzw. fallende Trends sind in der Regel nicht zu beobachten. Ausnahmen stellen jedoch die „Quelle im Müllerholz“ (Objekt-ID: 7338QU015007) und die „Quelle Burghart“ (Objekt-ID: 7338QU015156) dar (Abb. 24 unten), bei denen ein deutlich abnehmender Trend zu beobachten ist. Bei der Quelle Burghart wurde ab 2015 im Einzugsgebiet extensiv zu bewirtschaftendes ungarisches Riesenweizengras (*Szarvasigras*) angebaut, was die Ursache für die fallenden Nitratwerte sein dürfte.

Die überwiegende Konstanz der Nitratwerte im oberflächennahen Grundwasser kann verschiedene Ursachen haben. Zum einen kommt es durch Dispersion und präferentielle Fließwege bei der Passage des versickernden Wassers durch die ungesättigte Zone zu einer Durchmischung, so dass sich einzelne (Dünge-)Ereignisse nicht mehr hervorheben. Dies wird auch durch die vergleichsweise hohe mittlere Grundwasserverweilzeit dieser Grundwässer bestätigt (vgl. Kapitel 5.5), was auf die im Projektgebiet weit verbreiteten relativ „schweren“ Böden (mit hohen Lehmantilen und infolgedessen hohem Wasserhaltevermögen) zurückzuführen sein dürfte. Außerdem wurde infolge der langjährigen hohen Versorgung mit Wirtschaftsdüngern in den Böden ein großer organischer Stickstoff-Pool aufgebaut. Aus diesem Pool kann Nitrat relativ kontinuierlich ausgewaschen werden. Dass im Projektgebiet durchaus erhebliche Mengen an Stickstoff aus dem organischen Stickstoff-Pool freigesetzt werden können, zeigte sich bei Düngeversuchen der TUM, bei denen auf Nullparzellen (also Flächen ohne jegliche Düngegabe zur angebauten Kultur) noch sehr hohe Erträge erzielt werden konnten.

Abb. 26 zeigt die Nitratganglinien der 5 flachen Privatbrunnen aus dem Intensivmessnetz. Generell sind auch hier vergleichsweise hohe Nitratwerte meist um 50 mg/l festzustellen. Die Schwankung der Nitratwerte ist noch geringer als bei den Quellen, was auf tendenziell etwas höhere Grundwasseralter zurückzuführen sein dürfte. Auch hier sind keine deutlich fallenden bzw. steigenden Nitratrends festzustellen.

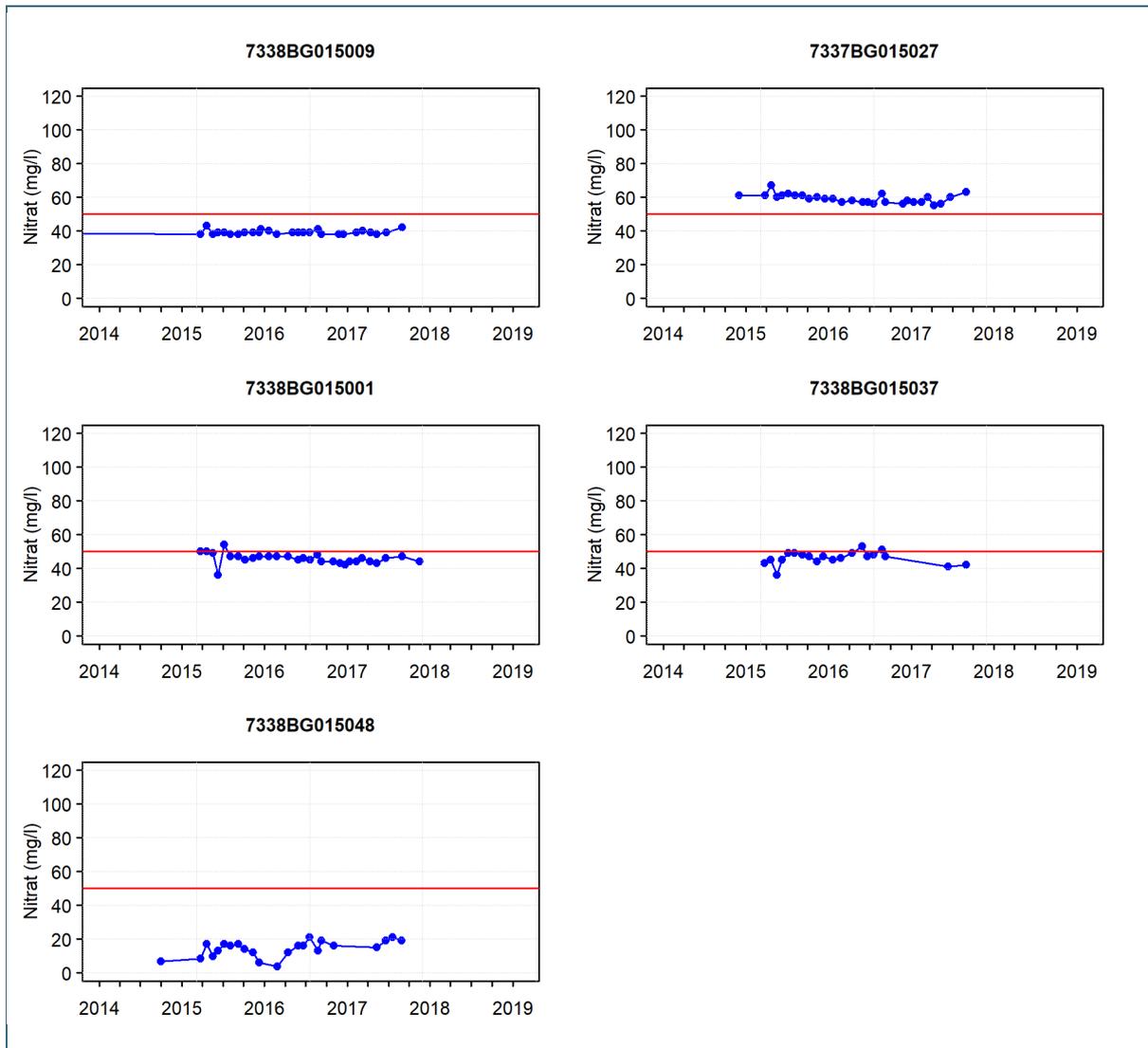


Abb. 26: Nitratganglinien der 5 flachen Privatbrunnen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser

Da die vier neu errichteten Grundwassermessstellen (Abb. 27) vergleichbare Grundwasservorkommen erschließen wie die Privatbrunnen, zeigen sie in Bezug auf die Nitratwerte auch ein vergleichbares Verhalten.

Die geringen Schwankungen in den gemessenen Zeitreihen sind Beleg dafür, dass auch Einzelmessungen von anderen Quellen und Drainagen sowie flachen Brunnen und Grundwassermessstellen aus den schwebenden Grundwasserstockwerken jeweils als repräsentativ gelten können.

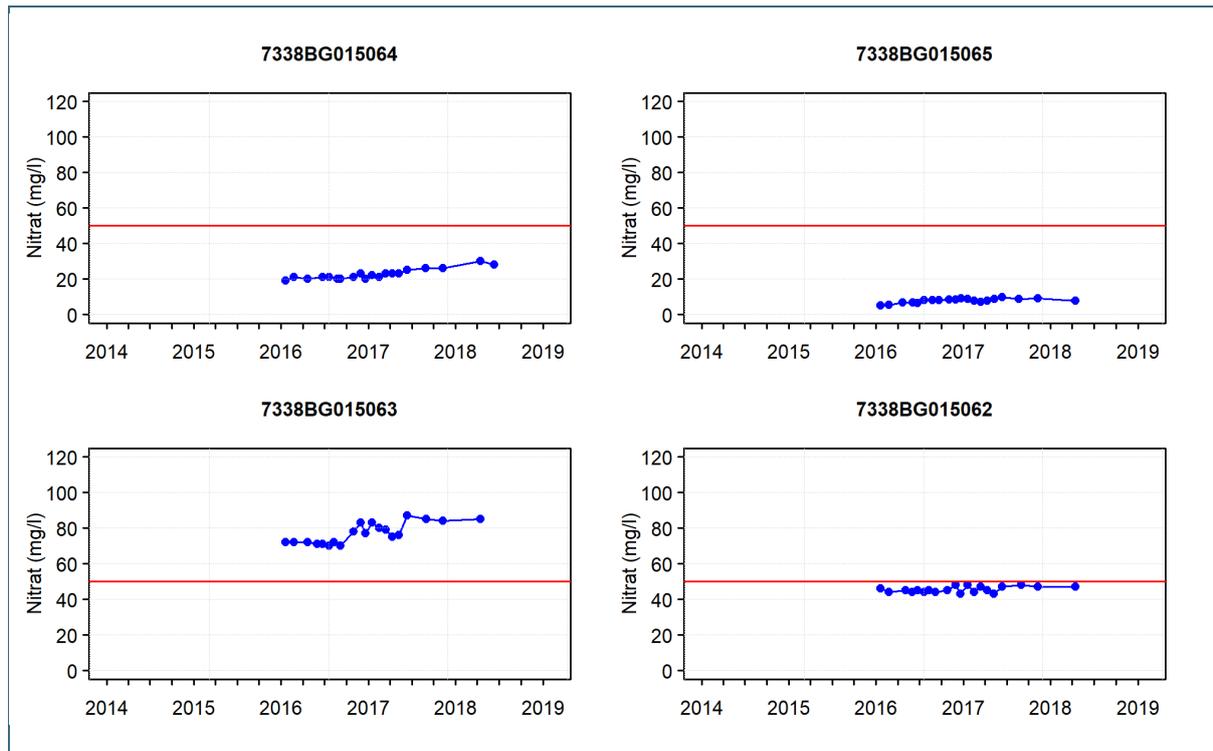


Abb. 27: Nitratganglinien der 4 neu errichteten flachen Grundwassermessstellen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser

5.1.2 Tiefengrundwasser

Abb. 28 zeigt die Grundwasseraufschlüsse aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk (Tiefengrundwasser) im Untersuchungsgebiet. Auch hier ist die Verteilung der Nitratwerte vergleichsweise heterogen. Dies zeigt sich auch bei den Brunnen des ZV Rottenburger Gruppe und der Schlossbrauerei in Hohenthann (vgl. auch Abb. 33). Die Nitratwerte im Tiefengrundwasser des Projektgebietes reichen von 1 bis 63 mg/l, der Median liegt bei 25 mg/l. 6 Aufschlüsse weisen Nitratwerte über 50 mg/l auf. Damit liegen die Nitratwerte erwartungsgemäß deutlich unter denen der oberflächennahen Grundwasserstockwerke. Die höchsten Nitratwerte im Tiefengrundwasser finden sich nordwestlich und östlich von Pfeffenhausen. Auffallend ist, dass Grundwasseraufschlüsse, die die fluviatilen und limnischen Süßwasserschichten zumindest miterschließen, tendenziell geringere Nitratgehalte aufweisen. Dies ist zum einen auf die generell größere Tiefenlage dieser hydrogeologischen Einheiten zurückzuführen, aber auch auf die damit verbundene bessere Geschützttheit durch, statistisch gesehen, mehr überlagernde bindige Zwischenschichten in der Nördlichen Vollschorterabfolge. Generell ist bei der Interpretation der Nitratwerte von Aufschlüssen aus dem Tiefengrundwasser jedoch immer zu berücksichtigen, dass der Ausbau und – bei Brunnen – auch die Betriebsweise (zeitliche Gestaltung der Entnahmemenge und -rate) einen Einfluss auf die gemessenen Nitratwerte haben (siehe unten und auch Kap. 5.6).

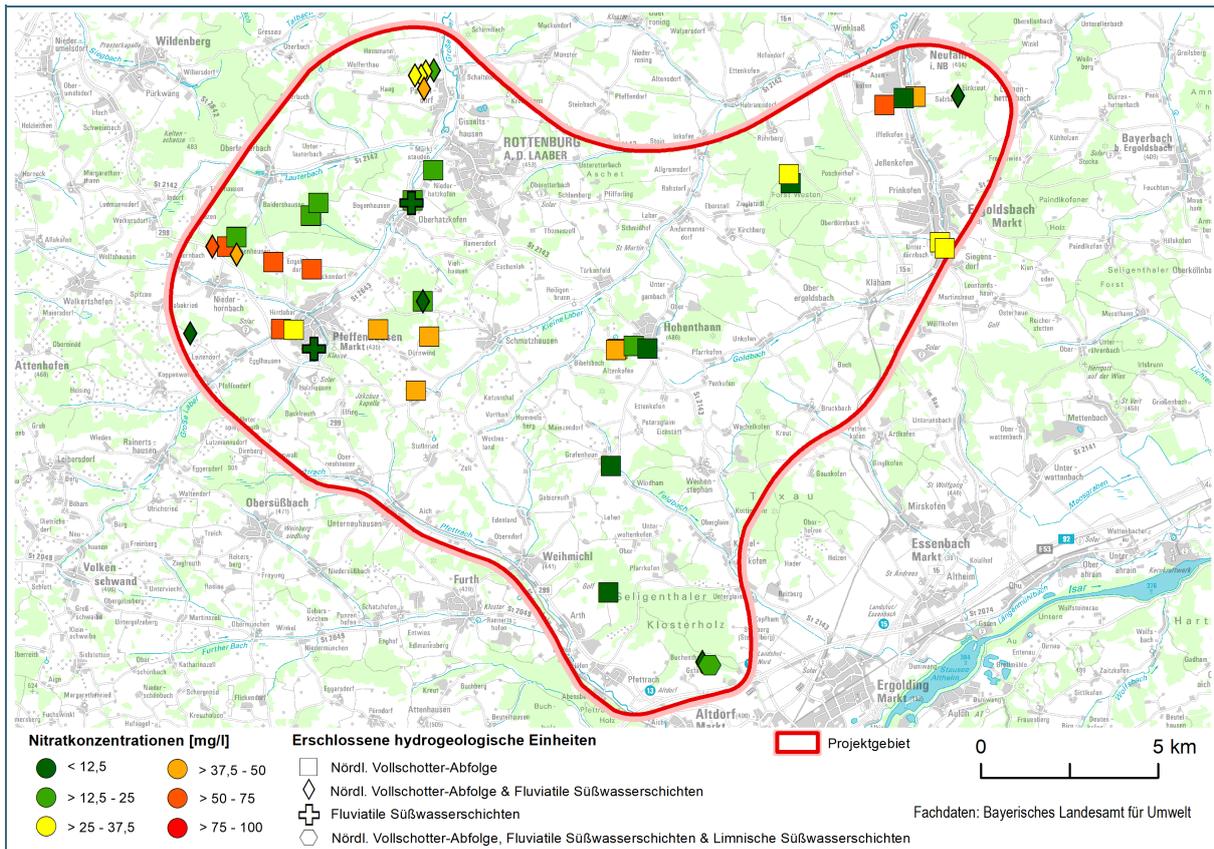


Abb. 28: Räumliche Verteilung der Grundwasseraufschlüsse aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk mit jeweils jüngstem Nitratmesswert

Ergänzend zu Abb. 9 (Brunnen I und II Hohenthann) und Abb. 10 (Brunnen I Burghart) zeigen die Abb. 29 bis Abb. 32 die Nitratganglinien der anderen Brunnen und Grundwassermessstellen im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk im Untersuchungsgebiet. Aufgrund der meist längeren Zeitreihen können teilweise bestimmte Trends beobachtet werden. Die stärksten steigenden Nitratrends zeigen sich bei den Brunnen Hohenthann I und II, den Brunnen im Gewinnungsgebiet Pattendorf des ZV Rottenburger Gruppe (BIS Objekt IDs: 7238BG000122 bis 7238BG000126) sowie bei Brunnen 1 des ZV Neufahrn-Oberlindhart (BIS Objekt ID: 7239BG000086) und dem stillgelegten Brunnen 2 in Pfeffenhausen (BIS Objekt ID: 7337BG000071). Bei letztgenanntem Objekt dürfte der sprunghafte Anstieg der Nitratwerte ab 2011 auf Veränderungen bei der Probenahme zurückzuführen sein (Stilllegung des Brunnens). Die anderen Ganglinien zeigen zum Teil nur schwach steigende bzw. keine Trends. Diese Zeitreihenverteilungen mit stark (eher selten) bis schwach steigenden Nitratrends sowie weitgehend unveränderten Nitratwerten sind typisch für das Tiefengrundwasser im gesamten niederbayerischen Molassebecken.

Auffällig sind die generell niedrigeren und stabileren Nitratwerte der gewerblichen Brunnen (Abb. 30) im Vergleich zu den Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung (Abb. 29). Hier könnten die geringeren Entnahmen an den gewerblichen Brunnen eine Ursache darstellen. Die Ergebnisse aus dem numerischen Grundwassermodell legen jedoch nahe, dass ein wesentlicher Grund die unterschiedliche Verteilung der bindigen Zwischenschichten sein dürfte.

Wie stark die Unterschiede auch auf kleinstem Raum sein können, zeigt der Vergleich der Nitratganglinien der Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger Gruppe (Abb. 9) und den beiden Brunnen der Schlossbrauerei Hohenthann (Abb. 30; Objekt-IDs: 7338BG000050 und 7338BG000051).

Sie liegen lediglich in einer horizontalen Entfernung von 500 bis 800 Metern auseinander, besitzen einen vergleichbaren Brunnenausbau, aber deutlich unterschiedliche Nitratwerte.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Entwicklung der Nitratzeitreihen im Tiefengrundwasser im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk das Resultat aus einem komplexen Zusammenspiel verschiedenster Faktoren ist. Zu den Einflussfaktoren zählen neben dem technischen Ausbau (einschließlich Brunnenalterungseffekte), die Potenzialverteilung der einzelnen Grundwasserhorizonte (Vertikalströmungen), die Entnahmebedingungen, die Landnutzung der Einzugsgebiete und die Verteilung und Verbreitung bindiger Zwischenschichten.

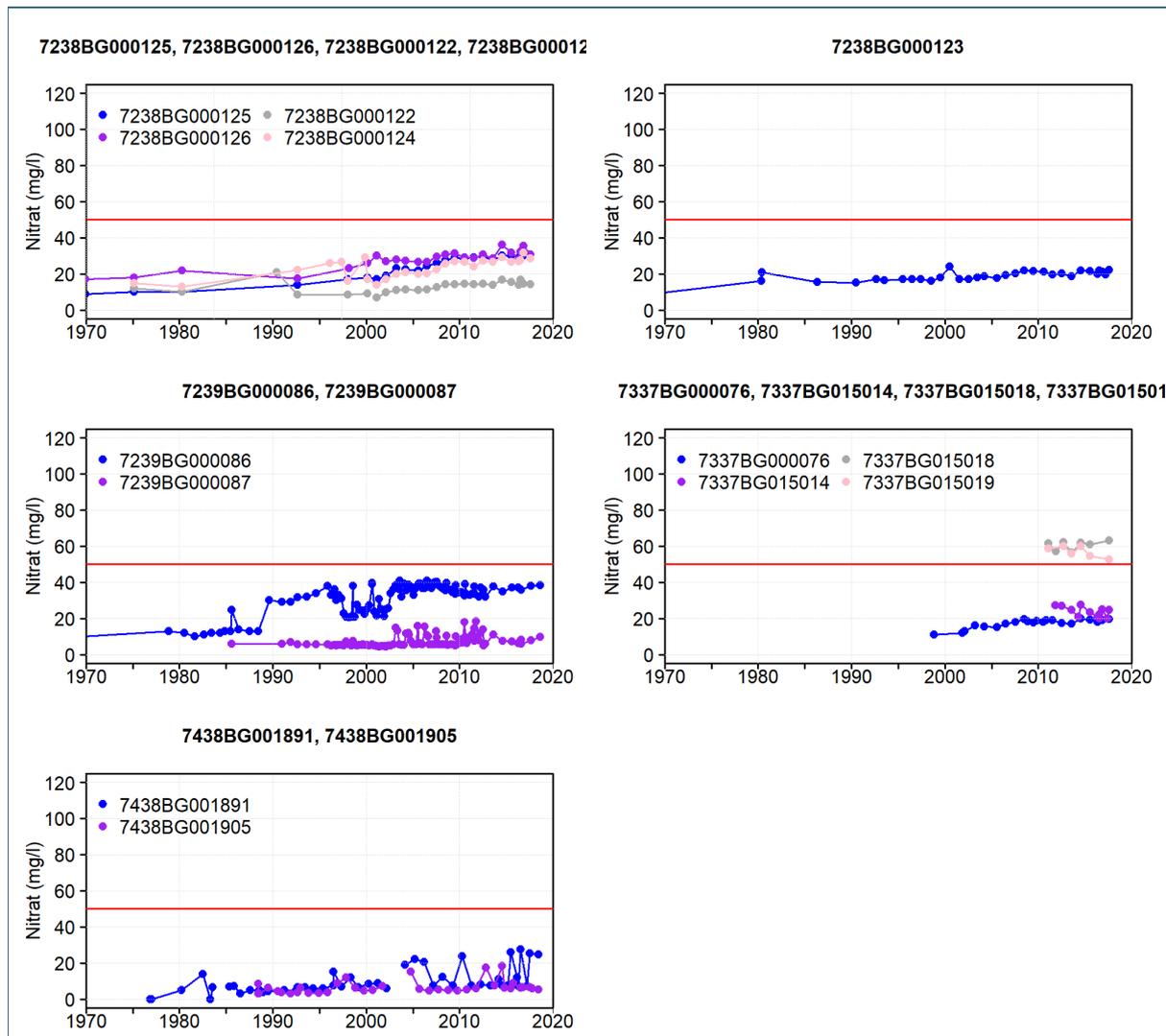


Abb. 29: Nitratganglinien der Brunnen und Vorfeldmessstellen der öffentlichen Wasserversorgung aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk

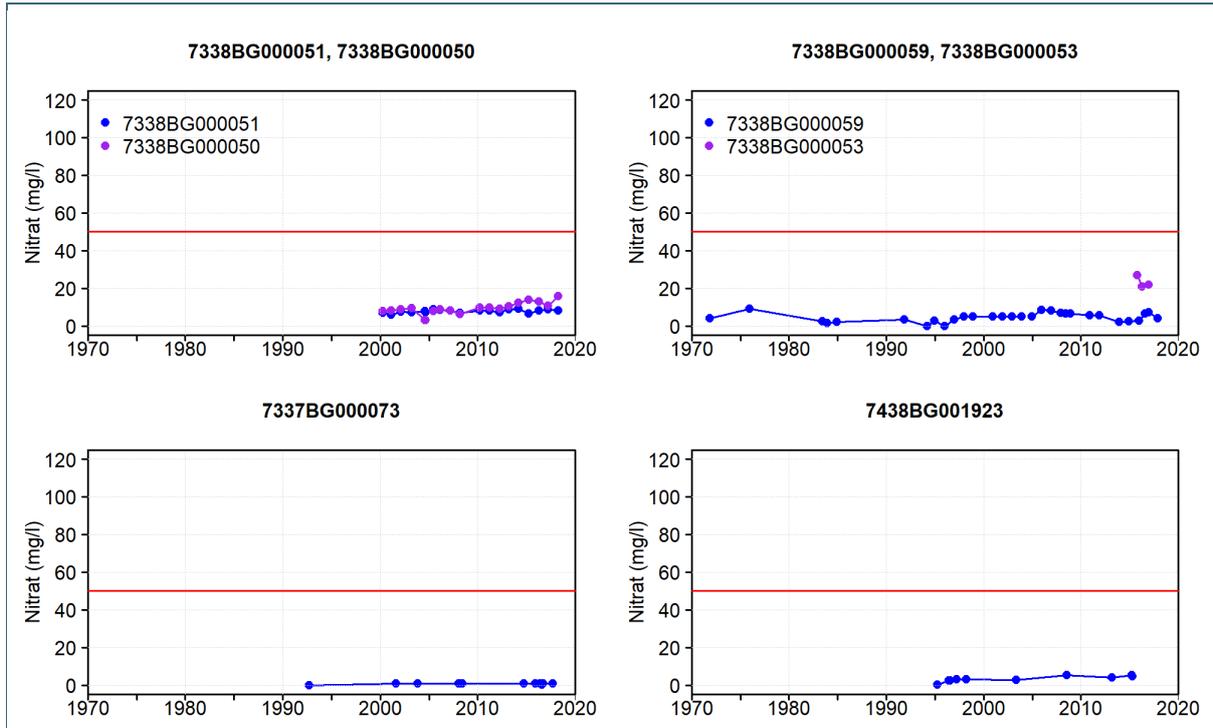


Abb. 30: Nitratganglinien der gewerblich genutzten Brunnen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk

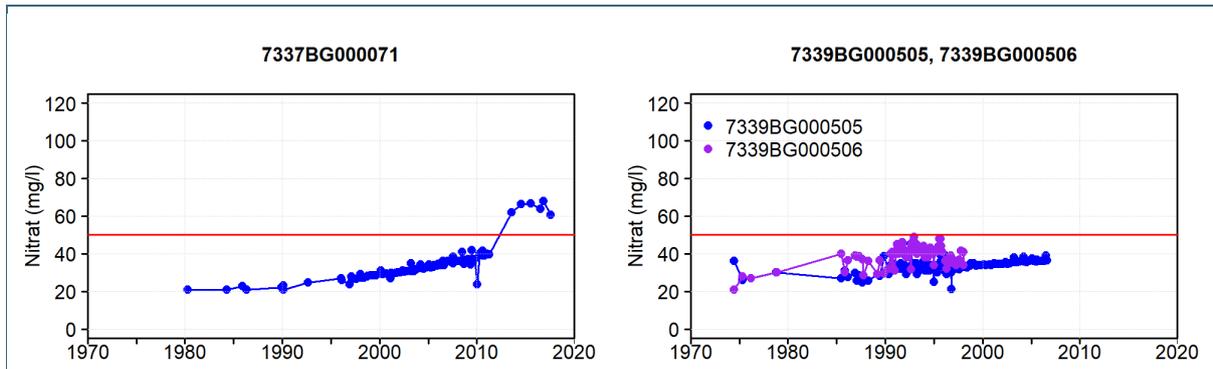


Abb. 31: Nitratganglinien der stillgelegten Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk

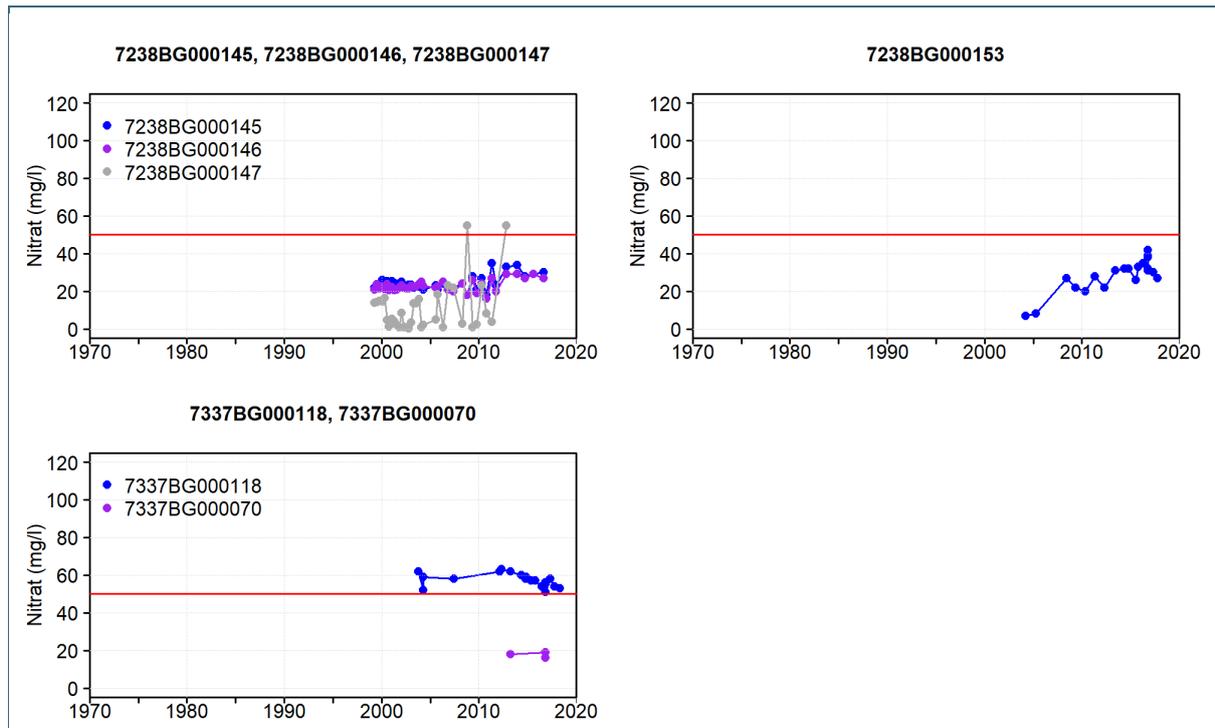


Abb. 32: Nitratganglinien der Grundwassermessstellen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk

5.2 Modellierung der Grundwasserströmung und des Nitrattransportes

Mithilfe des vorhandenen Grundwasserströmungsmodells und Nitrattransportmodells können für die im Tiefengrundwasser verfilterten Brunnen und Grundwassermessstellen im Projektgebiet Nitratganglinien berechnet und mit den gemessenen Nitratwerten verglichen werden. In Abb. 33 sind beispielhaft für die Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger Gruppe und die Brunnen 1 und 2 der Schlossbrauerei Hohenthann die berechneten Ganglinien der Nitratkonzentration sowie die dort gemessenen Nitratmesswerte dargestellt. Die berechneten Ganglinien der Nitratkonzentration wurden für jede der Modellschichten gewichtet, in denen der jeweilige Brunnen oder die Grundwassermessstelle verfiltert ist.

Bei der Strömungsmodellierung wurden die durchgeführten Flowmetermessungen an Brunnen Hohenthann I berücksichtigt und entsprechende Zustromanteile auf Brunnen Hohenthann II und die Brunnen der Schlossbrauerei übertragen. Die Flowmetermessungen in Brunnen Hohenthann I ergaben, dass ein Großteil des entnommenen Wassers aus der obersten Filterstrecke bzw. aus den oberen Modellschichten zuströmt. Ob diese Verhältnisse auf die Brunnen der Schlossbrauerei übertragbar sind, ist hierbei nicht sicher. Besonders bei Brunnen 1 der Schlossbrauerei, der zwar mit vier Filterstrecken ähnlich wie die Brunnen des ZV Rottenburger Gruppe ausgebaut ist, sind höhere Zuflussanteile aus tieferen Schichten denkbar. Um diesen Verdacht zu bestätigen wären entweder Flowmetermessungen auch für diesen Brunnen oder isopenhydrologische Untersuchungen sinnvoll.

5.2.1 Simulation bis 2010

Für die Brunnen Hohenthann I des ZV Rottenburger Gruppe und Brunnen 2 der Schlossbrauerei werden die gemessenen Nitratkonzentrationen vergleichsweise gut nachgebildet. Bei beiden Brunnen sind die Zustromanteile bekannt. Für Brunnen Hohenthann I geht dies aus den Flowmetermessungen hervor und Brunnen 2 der Schlossbrauerei ist mit nur einer Filterstrecke in genau einer Modellschicht verfiltert. Bei Brunnen Hohenthann II des ZV Rottenburger Gruppe werden die modellierten Nitratwer-

te dagegen deutlich unterschätzt, bei Brunnen 1 der Schlossbrauerei etwas überschätzt. Die zeitliche Entwicklung der gemessenen Nitratkonzentrationen wird vom Modell grundsätzlich abgebildet.

Insgesamt ist zu beobachten, dass bezogen auf den Gesamtmodellraum die Messwerte tendenziell höher liegen als die berechneten Werte. Dies legt nahe, dass insgesamt mehr Nitrat in den Grundwasserleiter eingetragen wird, d.h. die Stickstoffüberschüsse im modellierten Zeitraum (1950 bis 2010) höher sind, als bisher angenommen (Lang et al., 2016).

Neben den Unschärfen bei der Modellierung des geologischen Untergrundes und bei den Nitrat-Eingangsdaten (Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft) spielen die unterschiedlichen Zuflussmengen aus den einzelnen Modellschichten eine entscheidende Rolle, die nur für Brunnen I Hohenthann bekannt sind und auf die anderen Objekte übertragen wurden (Brunnen II Hohenthann, Brunnen 1 der Schlossbrauerei). Zusätzlich kann es, bei unterschiedlichen Förderleistungen der Brunnen, auch zu entnahmebedingten Schwankungen der Nitratkonzentration kommen. Dies kann damit erklärt werden, dass sich mit der jeweiligen Brunnenbetriebweise (also mit unterschiedlichen Förderraten) auch die Größe der Einzugsgebiete, aus denen das geförderte Wasser der verschiedenen Grundwasserhorizonte stammt, verschiebt. Bei der üblichen Mischprobenahme kann der jeweilige Anteil am geförderten Wasser aus unterschiedlichen verfilterten Grundwasserhorizonten nicht bestimmt werden, über die der Zustrom des Grundwassers in einen Brunnen erfolgt.

Abschließend sollte hervorgehoben werden, dass es aufgrund der sehr großräumigen Betrachtung des Nitrattransportes nicht das Ziel der Modellierung war, die Entwicklung der Nitratkonzentration in jedem Brunnen exakt nachzubilden. Vielmehr sollte die großräumige Entwicklung der Nitratbelastung im Tertiärhügelland abgebildet werden.

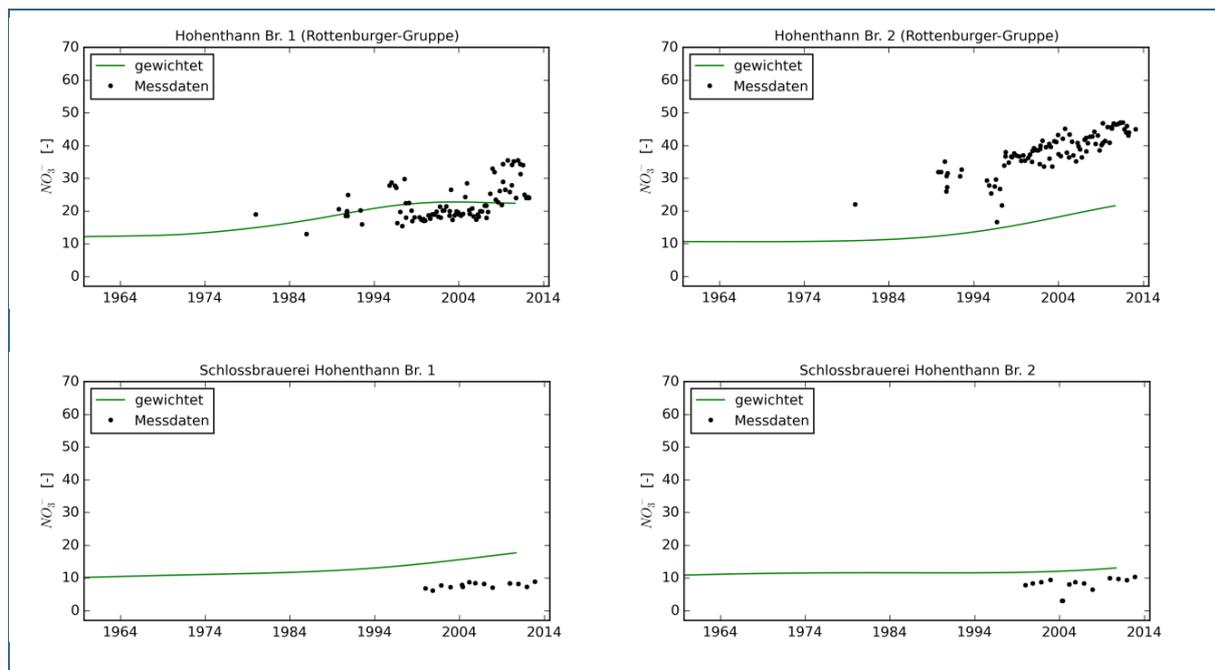


Abb. 33: Modellierte Nitratganglinien und gemessene Nitratwerte für den Brunnen Hohenthann I und II und den Brunnen 1 und 2 der Schlossbrauerei Hohenthann

5.2.2 Simulation bis 2100

Die Ergebnisse der Szenariosimulation zur Abschätzung der Nitratentwicklung im Tiefengrundwasser in den nächsten Jahrzehnten zeigt Abb. 34. Es ist zu erkennen, dass bei den Brunnen mit einem größeren Zustromanteil aus höheren Modellschichten (Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger

Gruppe, Schlossbrauerei Brunnen 1) die simulierten Nitratkonzentrationen nach einem Anstieg in den 1990er und 2000er Jahren auf einem Niveau zwischen 20 und 30 mg/l stagnieren.

Wirksam sind hier die Zuströme aus den tiefer gelegenen Modellschichten, die das Nitratsignal aus den 1980er Jahren später an den Brunnen abgeben, als die Zuströme aus den höher gelegenen Modellschichten. Dem gegenüber macht sich am Brunnen 2 Schlossbrauerei, mit nur einer tiefer gelegenen Filterstrecke, das Nitratsignal aus den 1980er Jahren erst gegen Ende des Simulationszeitraums bemerkbar.

Wie bei den Erläuterungen zur Transportmodellierung dargestellt, bildet die Modellkette den Nitrattransport im Untergrund prinzipiell ab und hilft dabei, Transportprozesse im Bereich des Tertiärhügellandes besser zu verstehen. Dies gilt auch für die durchgeführte Szenariosimulation, die keine Prognose ist, sondern nur Tendenzen für die Zukunft aufzeigen kann.

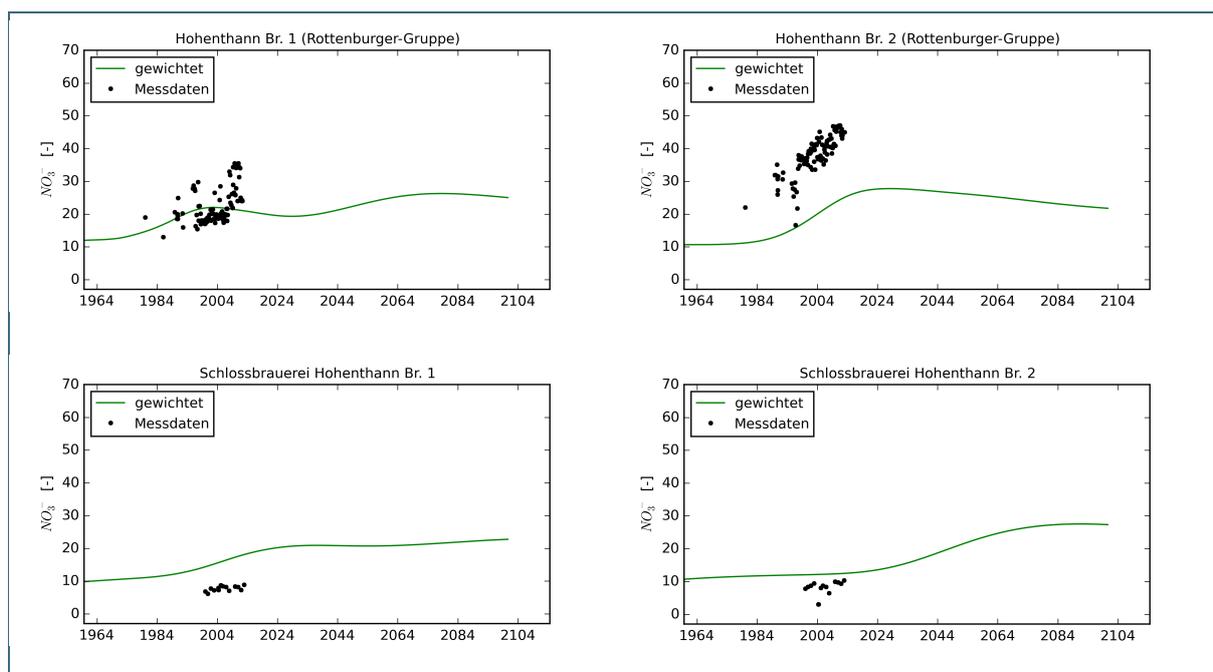


Abb. 34: Simulierte Nitratkonzentrationen und gemessene Nitratwerte (Szenario bis 2100: 60 kg Stickstoff-Überschuss pro Hektar und Jahr)

5.3 Nitratherkunft

Die untersuchten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im gelösten Nitrat variieren zwischen $-4,98$ und $+19,74$ ‰ mit einem Median für alle untersuchten Proben von $+8,07$ ‰. Der Median der schwebenden Grundwasserstockwerke ($+8,5$ ‰) und des tertiären Hauptgrundwasserstockwerks ($+6,8$ ‰) sind relativ ähnlich. Der niedrigste Median für $\delta^{15}\text{N}$ mit $+2,14$ ‰ ist in den limnischen Süßwasserschichten zu finden. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte am gelösten Nitrat reichen von $-0,53$ bis $+8,36$ ‰ mit einem Median für alle untersuchten Proben von $+2,79$ ‰. Die Medianwerte liegen für das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk bei $+2,04$ ‰ und für die schwebenden Grundwasserstockwerke bei $+2,96$ ‰. Die Isotopensignaturen zeigen für keine der beiden Grundwasserstockwerke eine deutliche isotopenchemische Anreicherung. Eine Ausnahme bilden die Grundwassermessstellen Mainzendorf und Unkofen. Diese weisen mit $\delta^{15}\text{N}$ -Werten von $+13,1$ ‰ ($\delta^{18}\text{O}_{\text{Nitrat}} = +5,2$ ‰) bzw. $+19,7$ ‰ ($\delta^{18}\text{O}_{\text{Nitrat}} = +7,5$ ‰) eine Anreicherung von schweren Isotopen auf (siehe auch Kap. 5.4.1).

Anhand von Literaturwerten können die Isotopensignaturen einer bestimmten Herkunft (beispielsweise aus Gülle oder Mineraldünger) zugeordnet werden (Abb. 35). Bei Werten von +8 bis +16 ‰ $\delta^{15}\text{N}$ kann eine Herkunft des Nitrats aus Gülle angenommen werden. In fast allen Grundwasserproben reichen die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Nitrat von +4 bis +14 ‰, während die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte stetig unter +5 ‰ liegen.

Vor allem in den schwebenden Grundwasserstockwerken (Quellen und flache Grundwassermessstellen) zeigen die Isotopenzusammensetzungen, dass das Nitrat hauptsächlich aus Gülle stammt ($\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Nitrat von +8 bis +14 ‰). Auch im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk liegen bei einigen Grundwasserproben die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in diesem Wertebereich und weisen auf eine Nitratherkunft aus Gülle hin. Bei einigen anderen im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk verfilterten Brunnen liegen die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im gelösten Nitrat bei +4 bis +7 ‰, was auf eine Nitratherkunft aus der Nitrifikation aus Bodenstickstoff und Zumischung von Nitrat aus Mineraldünger hindeutet. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im gelösten Nitrat weisen bei einigen Proben mit Werten von -0,5 ‰ bis +7,5 ‰ und einem Median von +2,3 ‰ Werte über den regional zu erwartenden Wert von +1,7 ‰ auf, was auch auf einen Eintrag aus Mineraldünger hinweist. Durch mikrobielle Nitrifikation gebildetes Nitrat enthält zwei Sauerstoffatome aus dem Wasser und ein Sauerstoffatom aus atmosphärischem Sauerstoff (Kendall & McDonnell, 1998; Mayer et al., 2001). Daraus kann für die im Untersuchungsgebiet vorliegenden $\delta^{18}\text{O}$ -Werte für das neu gebildete Nitrat ein $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von etwa +1,7 ‰ (graue Linie in Abb. 35) berechnet werden. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Nitrats wird jedoch nicht nur durch die Nitrifikation, sondern auch durch Nitrateinträge aus Mineraldünger und mit dem Niederschlag beeinflusst, was die Abweichung von diesem Wert erklärt. Außerdem werden beim Abbau organischer Verbindungen (Ammonifikation) präferentiell die leichteren Stickstoff-Atome umgesetzt, die dann vermehrt für die Reaktion zu Nitrat zur Verfügung stehen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Zusammensetzung der Stickstoff- und Sauerstoffisotope des Nitrats im Grundwasser überwiegend auf eine Herkunft des Nitrats aus Gülle, und daneben auch aus der Nitrifikation von Ammonium und Bodenstickstoff hinweist.

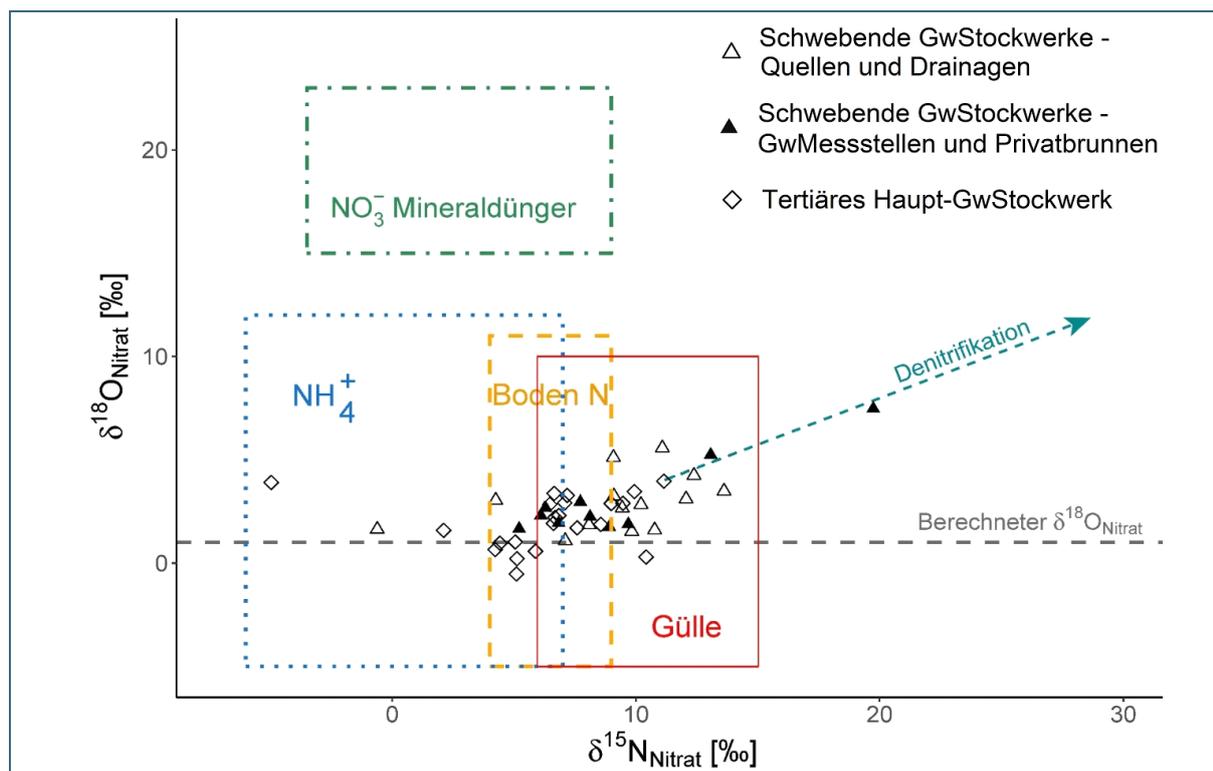


Abb. 35: Dualer Isotopenplot von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im gelösten Nitrat zur Bestimmung der Nitratherkunft nach Kendall und McDonnell (1998) mit Darstellung der Denitrifikationsgeraden (verändert nach Wild et al., 2018)

5.4 Nitrat-Abbauprozesse

5.4.1 Auswertung von Isotopenanalysen

Hinweise auf Nitrat-Abbauprozesse (Denitrifikation) gibt unter anderem das Verhältnis der Stickstoff- und Sauerstoffisotope des gelösten Nitrats, da beim mikrobiellen Nitrat-Abbau bevorzugt die leichteren Isotope verstoffwechselt werden und die schweren Isotope im Restnitrat verbleiben. Der duale Isotopenplot für die $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des im Wasser gelösten Nitrats (Abb. 35) zeigt, dass der überwiegende Teil der gemessenen Proben einen $\delta^{15}\text{N}$ -Wert zwischen +4 und +10 ‰ aufweist. Die Grundwassermessstellen Mainzendorf und Unkofen weisen, wie in Kap. 5.3 erwähnt, eine isotopenchemische Anreicherung für beide Isotope des Nitrats auf und kommen auf der sog. Denitrifikationsgeraden zu liegen, was dort einen vorhandenen Nitrat-Abbau nahelegt.

Eine weitere Bedingung für einen Nitrat-Abbau sind geringe Sauerstoffgehalte im Grundwasser. Abb. 36 zeigt hierzu das Verhältnis der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im gelösten Nitrat zu der Sauerstoffkonzentration. Zusätzlich ist der Schwellenwert nach Tesoriero & Puckett (2011) dargestellt, unter dem denitrifizierende Prozesse im Grundwasserleiter ablaufen können (blaue Linie). Dies trifft lediglich für 5 der untersuchten Proben zu. Weitere 7 untersuchte Proben weisen mit Sauerstoffkonzentrationen < 5 mg/l (156,3 $\mu\text{mol/l}$) leicht reduzierende Verhältnisse auf.

Die Kombination der Sauerstoffgehalte und der Isotopenwerte zeigt lediglich für die 2 Grundwassermessstellen Mainzendorf und Unkofen klare Hinweise auf Denitrifikationsprozesse. Die Hohenthanner Brunnen der Schlossbrauerei und des ZV Rottenburger Gruppe weisen bei reduzierenden bzw. leicht reduzierenden Bedingungen leicht erhöhte $\delta^{15}\text{N}$ -Werte auf (> 10 ‰), was ein Indiz für eine geringe Denitrifikation sein könnte. Allerdings zeigen die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Nitrats der beiden Brunnen keine entsprechenden Anreicherungen. Einschränkend sei jedoch darauf hingewiesen, dass es nach Wunderlich et al. (2012) möglich ist, dass, trotz stattfindender Denitrifikation durch Austauschprozesse und zellinterne Reoxidation des Nitrits, die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte nicht in gleichem Maße ansteigen wie $\delta^{15}\text{N}$ -Werte. Bei allen anderen Brunnen und Grundwassermessstellen mit reduzierenden Grundwasserverhältnissen zeigt sich aus den Isotopendaten kein Hinweis auf Denitrifikationsprozesse.

Denitrifizierende Mikroorganismen benötigen neben Nitrat als Elektronen-Akzeptor auch einen Elektronen-Donor, der aus einer anorganischen (autotroph) oder einer organischen Quelle (heterotroph) stammen kann.

In Kohlenstoff-limitierten Systemen können vor allem Eisensulfide wie Pyrit von autotrophen Mikroorganismen zur Energiegewinnung oxidiert werden, wodurch die Sulfat-Konzentrationen im Grundwasserleiter steigen (siehe auch Kap. 5.4.2), was jedoch im Untersuchungsgebiet nicht zu beobachten ist. Dies lässt den Schluss zu, dass Pyrit nicht in ausreichender Menge (bzw. Kristallinität) in den tertiären Sedimenten zur Verfügung steht und damit keine autotrophe Denitrifikation stattfindet.

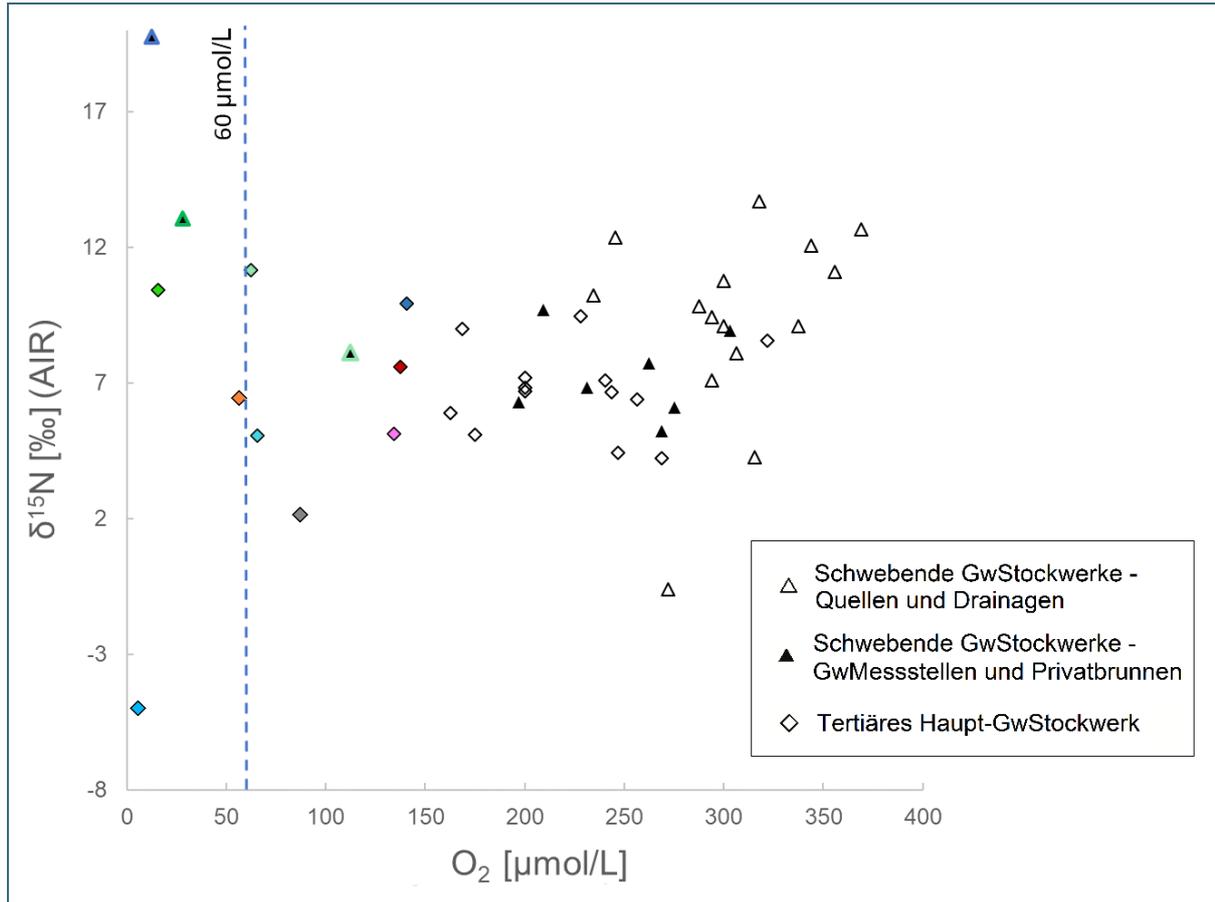


Abb. 36: Darstellung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im gelösten Nitrat in Abhängigkeit der Sauerstoffgehalte. Die Sauerstoffkonzentration von $60 \mu\text{mol/L}$ für potentielle Denitrifikation nach Tesoriero & Puckett (2011) ist als blaue Linie markiert, Proben mit reduzierende Verhältnissen ($\text{O}_2 < 156,3 \mu\text{mol/l}$) sind farblich gekennzeichnet. (verändert nach Wild et al., 2018)

Bei der heterotrophen Denitrifikation können gelöste organische Kohlenstoff-Verbindungen (DOC) als Reaktionspartner genutzt werden. Abb. 37 zeigt die DOC-Konzentrationen in den unterschiedlichen Grundwasserstockwerken. Die Drainagewässer aus den schwebenden Grundwasserstockwerken weisen die höchsten Konzentrationen an DOC und Sauerstoff auf. Die Sauerstoffkonzentrationen aller weiteren Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet zeigen ebenfalls meist oxische Redoxbedingungen, wobei aber ein Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen mit der Brunnenbautiefe zu beobachten ist. Die DOC-Konzentrationen liegen in den Drainagewässern der schwebenden Grundwasserstockwerke bei einem Median von ca. $80 \mu\text{mol/l}$, bei den Grundwassermessstellen in den schwebenden Grundwasserstockwerken (Teufe bis 20 Meter unter Gelände) betragen diese nur noch ca. $11 \mu\text{mol/l}$. Im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk bewegen sich die DOC-Konzentrationen häufig unterhalb der Nachweisgrenze von $16,7 \mu\text{mol/l}$ ($0,5 \text{ mg/L}$) (Abb. 37). Unter der Annahme, dass $1 \mu\text{mol DOC}$ $1 \mu\text{mol Sauerstoff}$ reduzieren kann, ist davon auszugehen, dass nur ein Drittel des im Grund- und Sickerwasser gelösten Sauerstoffs mit dem DOC reagiert. Daraus ergibt sich, dass der im Sickerwasser vorhandene DOC den limitierenden Faktor für den mikrobiellen Nitratabbau in diesem Grundwassersystem darstellt, da er entweder nicht in ausreichender Konzentration im Tiefengrundwasser ankommt oder mikrobiell nicht verfügbar ist.

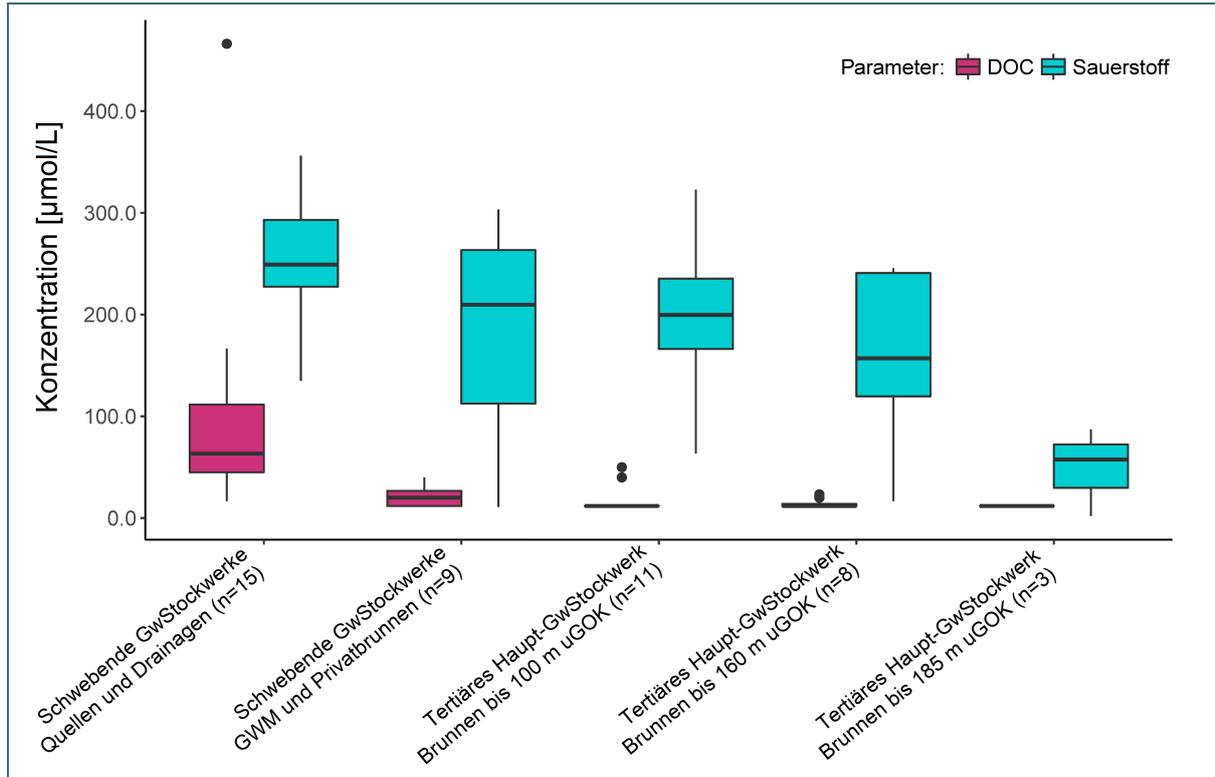


Abb. 37: Darstellung der DOC- und Sauerstoffkonzentrationen aller beprobten Messstellen in einem Boxplot in den verschiedenen Grundwasserstockwerken (verändert nach Wild et al., 2018)

5.4.2 Auswertung von Rohwasseranalysen

Für die verschiedenen Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung im Projektgebiet liegen langjährige Zeitreihen der Nitrat-, Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen vor. Dies ermöglicht die Identifikation bzw. Eingrenzung von Nitratabbauprozessen mittels dieser Zeitreihen, welche teils bis Anfang der 1960er Jahre zurückreichen.

Da beim chemo-organotrophen Abbau Hydrogenkarbonat und beim chemo-lithotropen Abbau Sulfat freigesetzt wird, lässt sich in solchen langen Zeitreihen anhand eines Anstieges der Hydrogenkarbonat- bzw. Sulfatkonzentration bei gleichbleibenden Nitratgehalten bewerten, ob ein Nitratabbaupotenzial vorliegt (DVWK, 2013). Kommt es zu einer Aufzehrung dieses Abbaupotenzials steigen die Hydrogenkarbonat- bzw. Sulfatkonzentrationen nicht weiter an und es kommt zum Durchbruch hoher Nitratkonzentrationen. Liegt kein Denitrifikationspotenzial vor, bleibt die Hydrogenkarbonatkonzentration in der Regel konstant und es kommt zu relativ parallelen Anstiegen der Nitrat-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen. Mit diesen Anstiegen zeigt sich dann der zunehmende anthropogene Einfluss der ehemals unbelasteten Schichten im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk.

Die Zeitreihen der Rohwasseranalysen verschiedener Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung sind in den Abb. 38 bis Abb. 42 dargestellt. Bei keinem der analysierten Brunnen gibt es einen Hinweis auf chemo-organotrophe Denitrifikation, da die Hydrogenkarbonat-Konzentrationen über die Zeit relativ konstant bleiben. Ebenso bietet sich kein Hinweis auf chemo-lithotrophe Denitrifikation, da es in der Regel zu parallelen Verläufen bzw. Anstiegen der Nitrat-, Sulfat- und Chlorid-Konzentrationen kommt. Lediglich der Brunnen I in Baldershausen zeigte zwischen 1998 und 2007 eine Aufweitung des Sulfat-Chlorid-Verhältnisses (Abb. 42).

Insgesamt zeigt sich anhand der Zeitreihen der Rohwasseranalysen, dass im Projektgebiet vorwiegend das Szenario „kein Denitrifikationspotential“ und damit kein Durchbruch eines plötzlich erhöhten Nitratsintrages zutrifft. Ebenso deuten die Kurvenverläufe an, dass es an einigen Standorten zu einem Abflachen des beobachteten Nitratanstiegs gekommen ist.

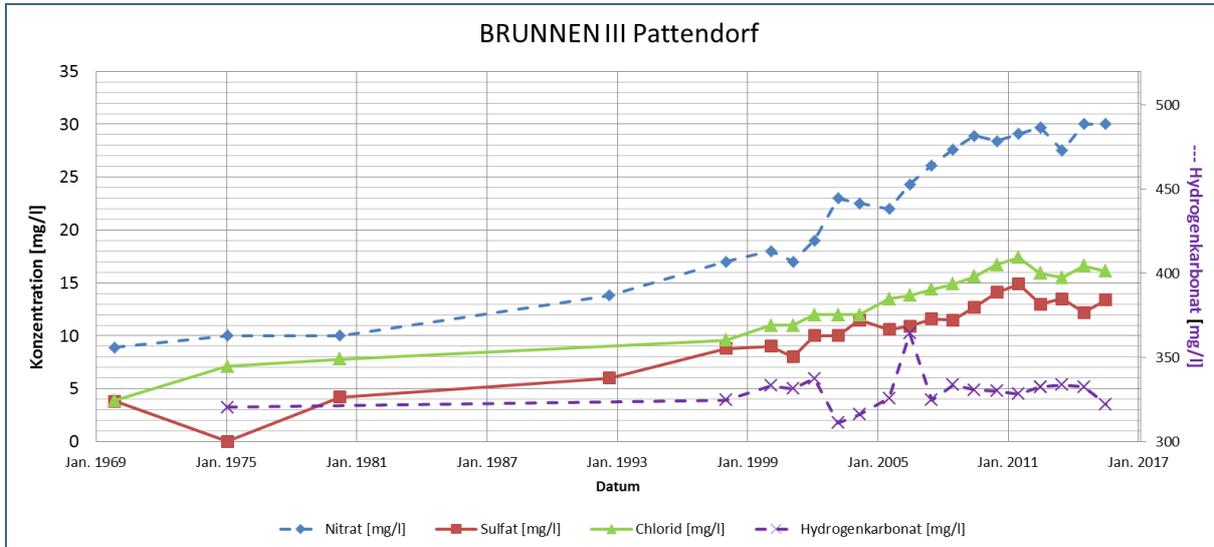


Abb. 38: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen III in Pattendorf zwischen 1969 und 2016

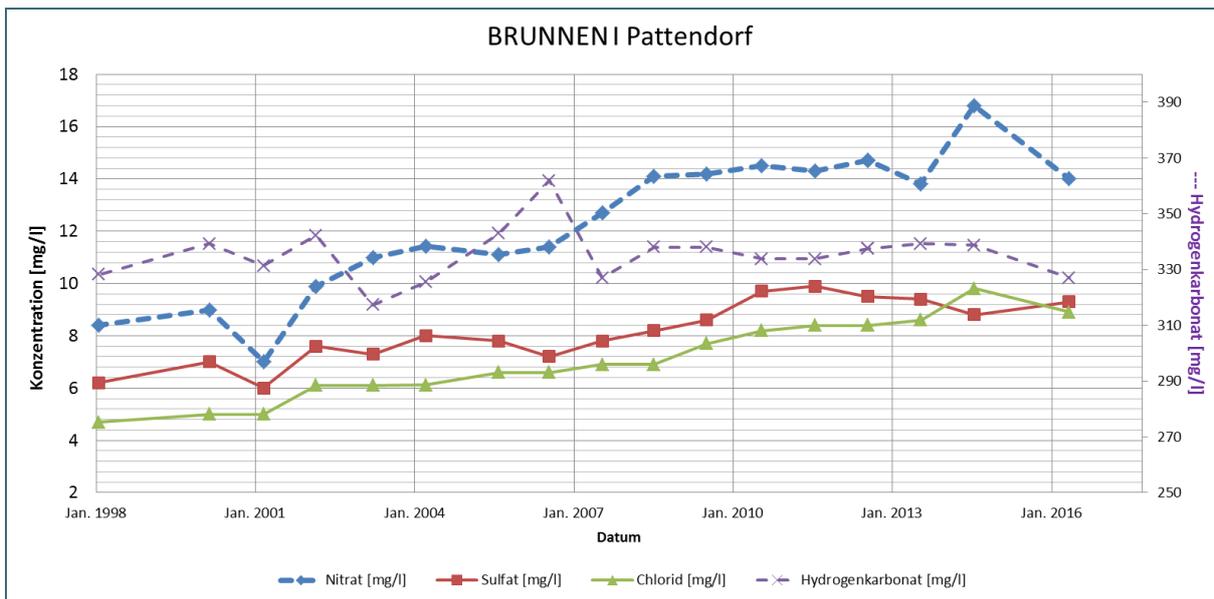


Abb. 39: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Pattendorf zwischen 1998 und 2016

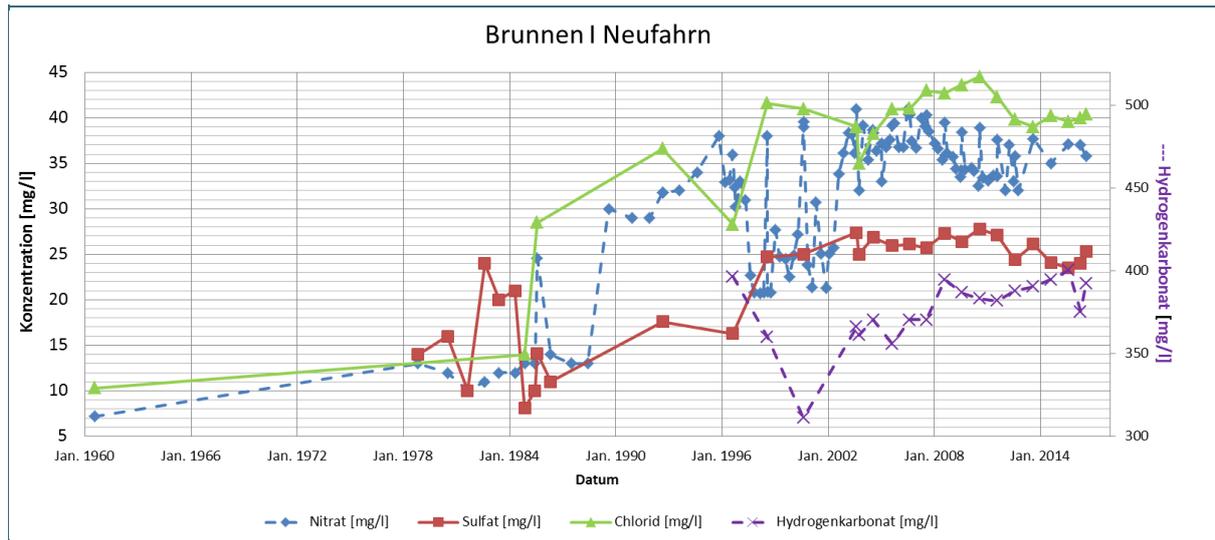


Abb. 40: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Neufahrn zwischen 1960 und 2014

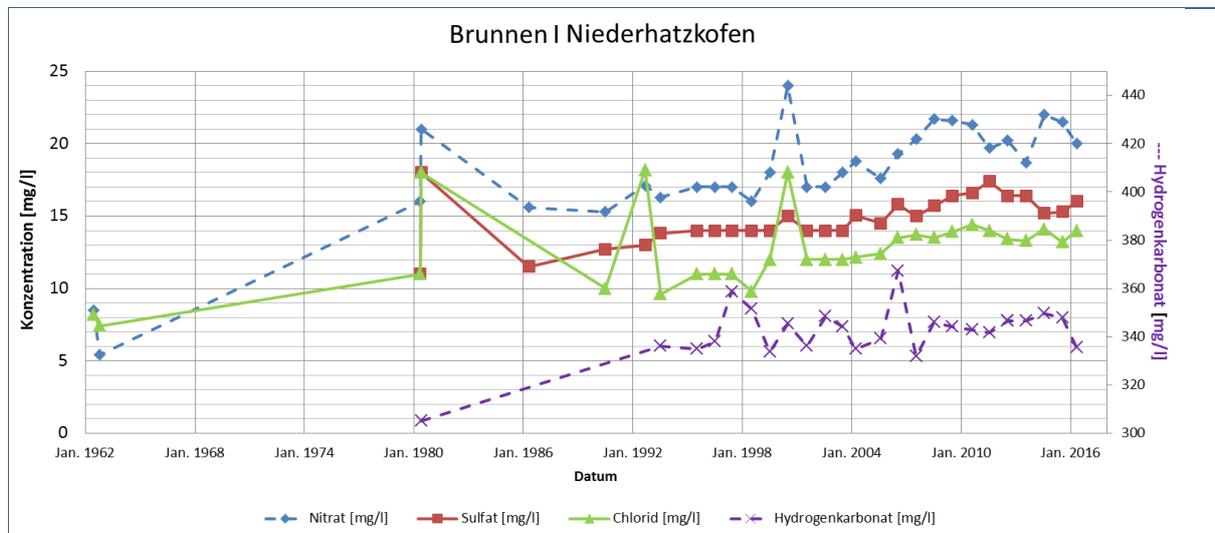


Abb. 41: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat in Niederhatzkofen zwischen 1962 und 2016

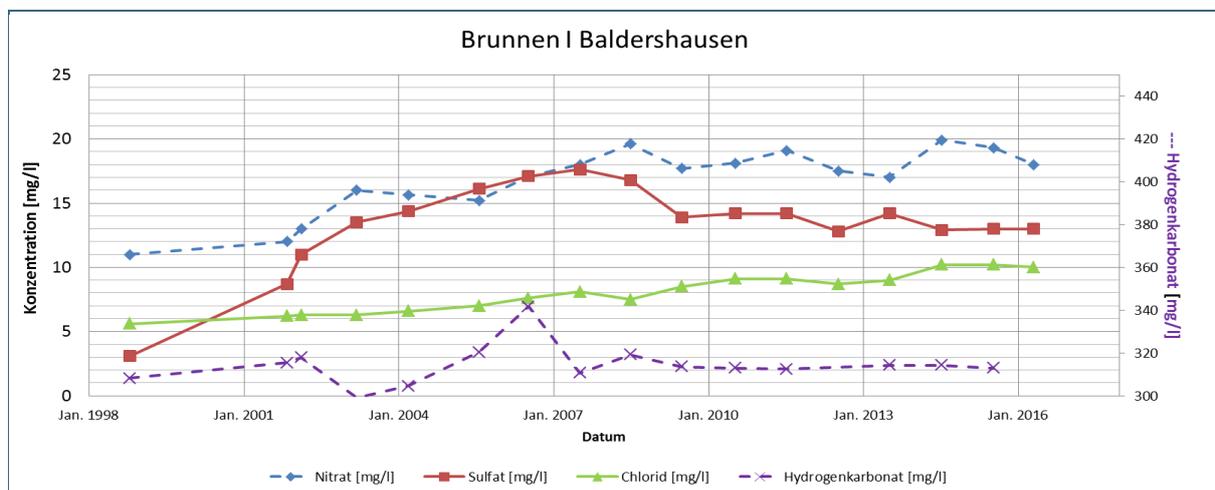


Abb. 42: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Baldershausen zwischen 1998 und 2016

5.5 Grundwasseraltersbestimmungen

5.5.1 Modellierung anhand der stabilen Wasser-Isotope

Die Messwerte der stabilen Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werte) an Quellen und Drainagen sowie flachen Grundwassermessstellen und Privatbrunnen, die die schwebenden Grundwasserstockwerke erschließen, zeigen im Jahresverlauf überwiegend geringe Amplituden. Im Niederschlag werden jedoch erwartungsgemäß deutliche Jahresgänge der Isotopenwerte beobachtet (leichte Isotopenwerte im Winterniederschlag, schwere Isotopenwerte im Sommerniederschlag). Die Schwankung der $\delta^2\text{H}$ -Werte werden nach Maloszewski & Zuber (1996) und Stichler & Herrmann (1983) bei mittleren Verweilzeiten von über 4 bis 5 Jahren durch Dispersionsprozesse in der Bodenzone und im Grundwasserleiter für gewöhnlich komplett geglättet. Dementsprechend ergeben die Modellrechnungen unter Zuhilfenahme eines Dispersionsmodells (Dispersionskoeffizienten $P_D = 0,1$) für die meisten untersuchten Objekte aus dem LfU-Intensivmessnetz mittlere Verweilzeiten von über 3,5 Jahren, 3 Objekte besitzen mittlere Verweilzeiten von unter 3,5 Jahren. Lediglich eine untersuchte Drainage besitzt eine deutlich geringere mittlere Verweilzeit im Bereich von Monaten.

5.5.2 Modellierung mit der $^3\text{H}/^3\text{He}$ - und der ^{14}C -Methode

Die Modellierung mit einem Dispersionsmodell ergibt für die untersuchten Grundwassermessstellen und Brunnen in den schwebenden Grundwasserstockwerken bei Ausbautiefen von 5 bis 40 Meter unter Gelände mittlere Verweilzeiten bis 20 Jahren, der Median liegt bei ca. 10 Jahren. Für das tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk ergeben sich mittlere Verweilzeiten bis ca. 120 Jahren mit einem Median von ca. 20 Jahren. Bei Brunnen, die ausschließlich in den Fluviatilen Süßwasserschichten bzw. bis in die Limnischen Süßwasserschichten verfiltert sind, ergeben sich Modellalter von über 1.000 Jahren. Für die Modellierung im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk wurden neben reinen Dispersionsmodellen teilweise auch Binary-Mixing-Modelle angewendet.

Bei der Interpretation der $^3\text{H}/^3\text{He}$ -Werte ist insbesondere für Brunnen und Grundwassermessstellen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk zu berücksichtigen, dass die Modellierung der mittleren Verweilzeiten mittels vereinfachter Lumped-Parameter-Modelle die komplexen Strömungsverhältnisse in dem extrem inhomogenen Grundwasserleiter oftmals nicht ausreichend genau abbilden können.

Damit spiegeln die berechneten mittleren Verweilzeiten auch nur eine vereinfachte Modellvorstellung wider. Grundsätzlich scheinen jedoch die modellierten mittleren Verweilzeiten eine gewisse Verjüngung der Grundwässer anzudeuten. Zwar gibt es im Projekt kaum Messwerte die die ursprüngliche Alterszusammensetzung zeigen. Aber im Vergleich zu anderen vergleichbaren Grundwasseraufschlüssen aus der Oberen Süßwassermolasse, bei denen nach deren Errichtung entsprechende Untersuchungen im hydraulisch weitgehend unbeeinflussten Zustand erfolgten, fallen die aktuell bestimmten mittleren Verweilzeiten tendenziell geringer aus. Gründe hierfür dürften bei Brunnen der verstärkte Zufluss von jüngerem Grundwasser im Laufe des Betriebs sein. Bei Grundwassermessstellen mit langen bzw. mehrfachen Filterstrecken kann eine nach unten gerichtete Vertikalströmung, die über die Jahre hinweg jüngerer Grundwasser in tieferliegende Schichten transportiert hat, als Ursache vermutet werden (siehe hierzu auch das folgende Kap.5.6).

5.6 Thermo-Flowmetermessungen und tiefenzonierte Grundwasserprobenahmen

Die Ergebnisse der durchgeführten Thermo-Flowmetermessungen können in Tiefenplots dargestellt werden (Anhang 2: Thermo-Flowmeter-Protokolle). Nach Auswertung der Thermo-Flowmetermessungen kann festgehalten werden, dass in fast allen untersuchten Brunnen bzw. Grundwassermess-

stellen eine nach unten gerichtete Vertikalströmung vorliegt. Damit repräsentieren Grundwasserproben bei Grundwassermessstellen und Brunnen, die über weite Bereiche bzw. durchgehend verfiltert sind, auch bei tiefenzonierten Probenahmen, nicht zwingend die eigentliche Wasserbeschaffenheit des Grundwassers im Bereich der jeweiligen Filterstrecke. Vielmehr handelt es sich in diesen Fällen um Grundwasser, das aus weiter obenliegenden Bereichen durch den Brunnen oder die Grundwassermessstelle direkt nach unten geströmt ist. Hohe Nitratgehalte in einer größeren Tiefe zeigen damit nicht zwingend, dass der gesamte Grundwasserleiter in dieser Tiefenlage entsprechend belastet ist. Auch können Verockerungsprozesse von einzelnen Filterbereichen zu Fehlinterpretationen von integralen Wasseranalysen (Probengewinnung über alle Filterbereiche) führen. Steigende Nitratgehalte in einer längeren Zeitreihe können z.B. darauf zurückzuführen sein, dass Bereiche mit älterem, unbelastetem Wasser aufgrund der verockerten Filterschlitzte hydraulisch nicht mehr angeschlossen sind. Damit ergeben sich durch diesen Verlust mit der Zeit zwangsläufig höhere Nitratwerte, obwohl sich ggf. an der eigentlichen Belastungssituation nichts geändert hat.

Eine detaillierte Kenntnis über den Messstellen- bzw. Brunnenausbau und die entsprechenden Strömungsverhältnisse ist damit zwingend Voraussetzung für eine korrekte Interpretation von Grundwasserproben aus Brunnen und Grundwassermessstellen mit langen Filterbereichen in heterogen aufgebauten Grundwasserleitern.

5.7 Stickstoff-Deposition

5.7.1 Ammoniak-Deposition

Die im Projektgebiet gemessenen durchschnittlichen Ammoniakkonzentrationen sind in Tab. 2 für den ersten (12/2015–11/2016) und zweiten (12/2016–11/2017) Messzeitraum gegenübergestellt. An den einzelnen Standorten ergaben sich zumeist ähnliche Werte in den beiden Jahren. Insgesamt betrug die mittlere Ammoniakkonzentration aller Standorte im ersten Messzeitraum 2015/16 ca. $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und im zweiten Messzeitraum 2016/17 ca. $5,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Daraus berechnet sich eine trockene Deposition im Jahresmittel von 14,9 bzw. 15,2 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr ($\text{kg N}/\text{ha}/\text{a}$) für das erste bzw. zweite Jahr.

Um dies in Relation zu setzen, können die Messergebnisse aus bayernweiten Untersuchungen des LfU an 88 Standorten im Zeitraum 2006 bis 2015 herangezogen werden (Tab. 3). Es kann festgehalten werden, dass im Projektgebiet Ammoniak-Immissionen vorherrschen, die deutlich über den Durchschnittswerten für ländliche ($2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oder feldnahe Standorte ($4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) liegen (Einteilung der Gebietsprägungen nach Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2014).

Die Jahresverläufe der Ammoniakkonzentrationen sind in Abb. 43 dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Messwerte im Diagramm am Datum der erfolgten Probenahme aufgetragen werden. Der jeweilige Messwert gibt dabei die Ammoniakkonzentration wieder, die in der Zeitspanne von der letzten bis zur aktuellen Probenahme gesammelt wurde. Im Frühjahr 2016 sowie im Frühjahr 2017 ist jeweils ein Anstieg der Ammoniakgehalte zu erkennen. Dieser Anstieg kann größtenteils auf die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern zurückgeführt werden. In Zeiten ohne Verbringung von Wirtschaftsdüngern, beispielsweise in den Wintermonaten 2016 und 2017, wurden im Vergleich zum Frühjahr deutlich niedrigere Ammoniak-Immissionen gemessen (Abb. 44). Mit $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (über alle Stationen gemittelt) wurde im Zeitraum Mitte November bis Mitte Dezember 2015 die geringste Belastung gemessen. Im Vergleich dazu wurden mit $15,9$ bzw. $13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im März/April der Jahre 2015 und 2016 die etwa sechsfachen Ammoniakkonzentrationen gemessen.

Tab. 2: Durchschnittliche Ammoniakkonzentrationen an den 10 Messstandorten des Depositionsmessnetzes im Projektgebiet

Standort	12/2015–11/2016	11/2016–10/2017
	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
AX_5	4,7	4,8
AX_6	3,3	5,2
AX_a	5,0	4,4
HT_11	6,2	5,7
HT_2	9,4	8,8
HT_a	5,8	6,4
MZ_a	6,8	7,1
MZ_c	5,2	5,5
UK_5	5,4	4,5
UK_9	5,5	6,2

Tab. 3: Jahresmittelwerte der Ammoniakkonzentration an verschiedenen geprägten Messorten bei bayernweiten Untersuchungen von 2006 bis 2015 (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2014)

Zuordnung der Standorte nach Gebietsprägung	Ammoniak-Konzentration Spanne der Jahresmittelwerte		Mittelwert über alle Standorte im Messzeitraum 2006–2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
	Minimum [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Maximum [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
stallnah	3,5	18,1	8,0 (N=17)
feldnah	2,0	9,6	4,5 (N=29)
ländlich	1,0	3,3	2,1 (N=43)
naturnah	0,5	2,9	1,4 (N=42)
verkehrsnah	3,6	10,9	7,0 (N=19)
Innenstadt	1,5	4,9	3,7 (N=17)
Stadt- bzw. Ortsrand	2,0	4,6	3,1 (N=14)

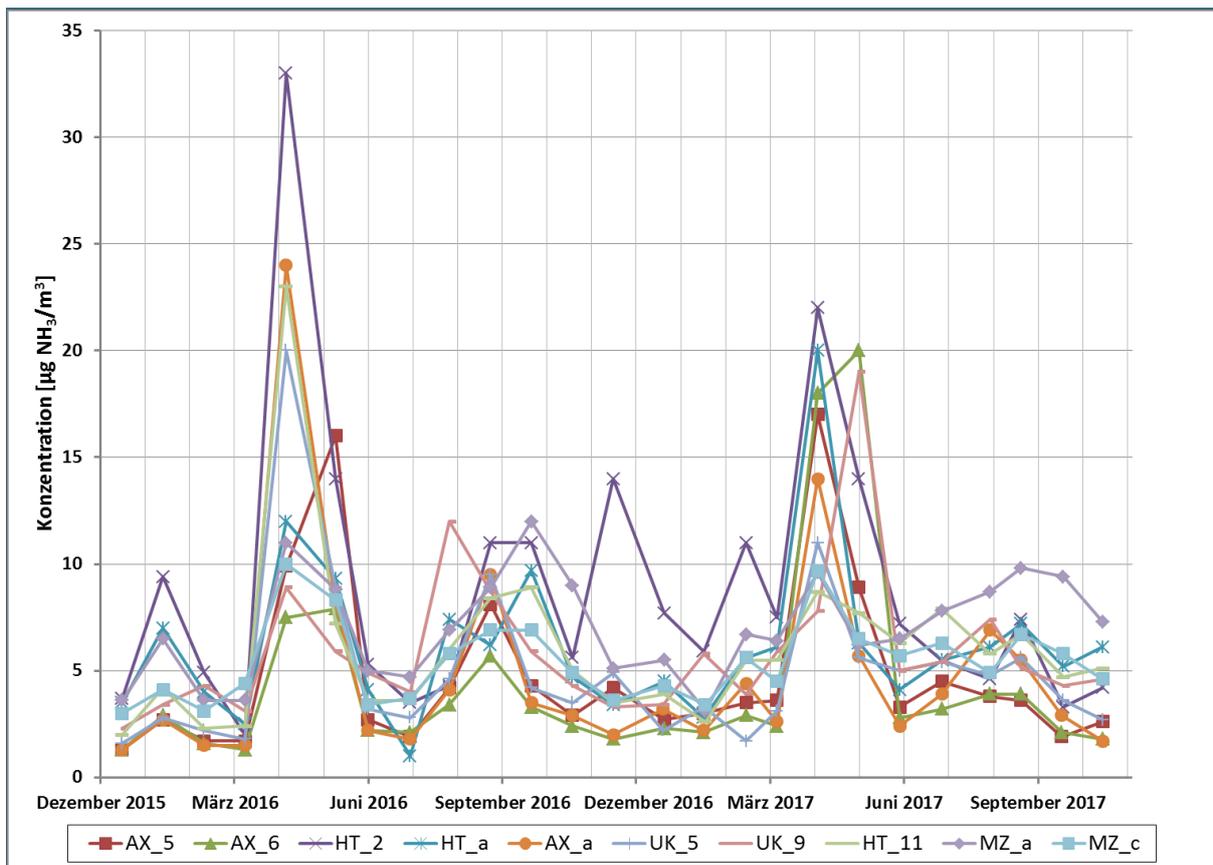


Abb. 43: Jahresverläufe der Ammoniakkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] an den einzelnen Depositionsmessstellen

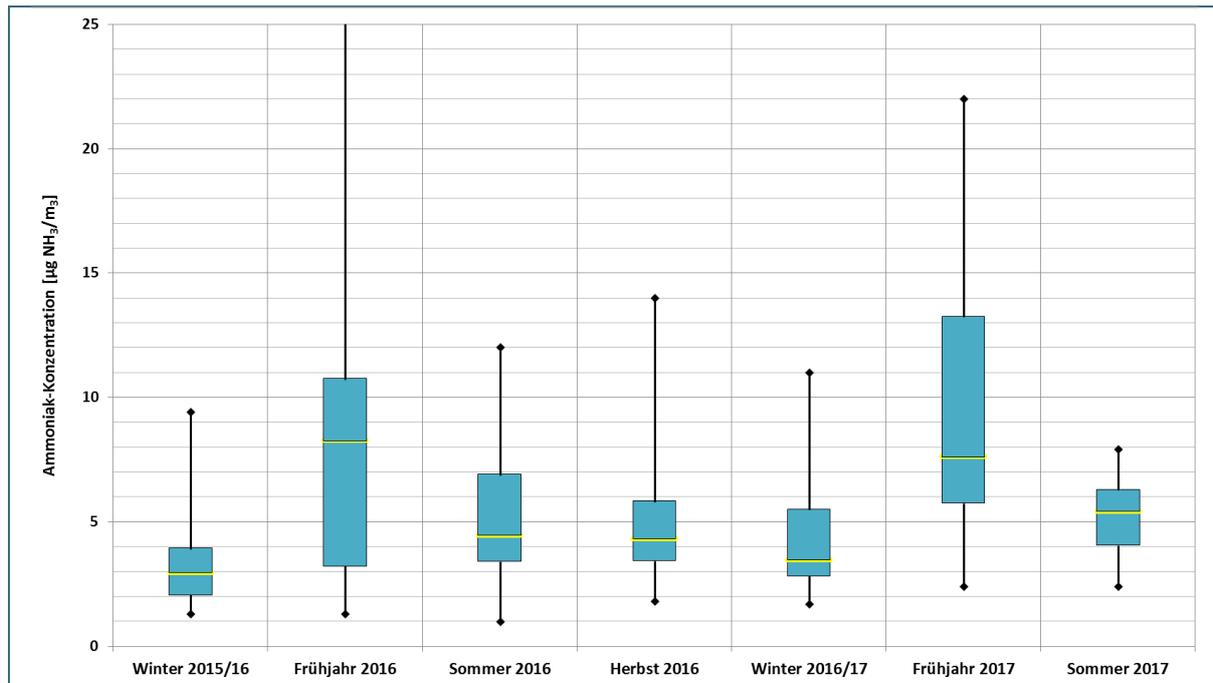


Abb. 44: Boxplot der Ammoniakkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zu verschiedenen Jahreszeiten

5.7.2 Gesamtdeposition

Die Ergebnisse der gemessenen Stickstoffeinträge mit den Anteilen an nasser und trockener Deposition sowie die daraus berechnete Gesamtdeposition sind in Abb. 45 dargestellt. Über die nasse Deposition wurden an den Messstandorten zwischen 7,7 und 11,7 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr eingetragen. Die Berechnung der trockenen Deposition aus den gemessenen Ammoniakkonzentrationen ergibt einen weiteren Beitrag von 12,1 bis 16,0 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr. Aus der Addition der beiden Anteile ergibt sich die Gesamtdeposition die im Mittel für den ersten Messzeitraum (11/2015 bis 10/2016) an den Messstandorten 23,7 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr betrug und für den zweiten Messzeitraum (11/2016 bis 10/2017) 22,5 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr. Im ersten Jahr mussten die Ergebnisse des Standortes AX_6 verworfen werden, da andere Einträge (unter anderem Vogelkot) ins Sammelgefäß gelangt sind und folglich zu wenige Messdaten an diesem Standort ausgewertet werden konnten. An den vier Standorten mit zwei Messreihen wurden zwischen den beiden Jahren keine sehr großen Unterschiede festgestellt (Abweichung max. 10 %).

Daten zur Stickstoff-Deposition in Deutschland werden auch in regelmäßigen Abständen durch das Umweltbundesamt (UBA) veröffentlicht (UBA-Karte: <http://gis.uba.de/website/depo1/>). Mit dem aktuellsten Modell (PINETI – Bezugsjahr 2009) wurde eine mittlere Deposition für das Projektgebiet von 17,3 kg/(ha*a) ermittelt und mit dem MAPESI-Modell (Bezugsjahr 2007) wurde eine mittlere Stickstoff-Deposition von 26,1 kg/ha/a berechnet. Diese Modellberechnungen werden jedoch mit einer Unsicherheit von 30 bis 50 % angegeben und können kleinräumige Phänomene, wie z. B. starke Unterschiede des Höhenprofils, den Nahbereich von Emissionsquellen sowie die Auswirkungen regelmäßiger und intensiver Wirtschaftsdüngerausbringung nicht ausreichend genau abbilden.

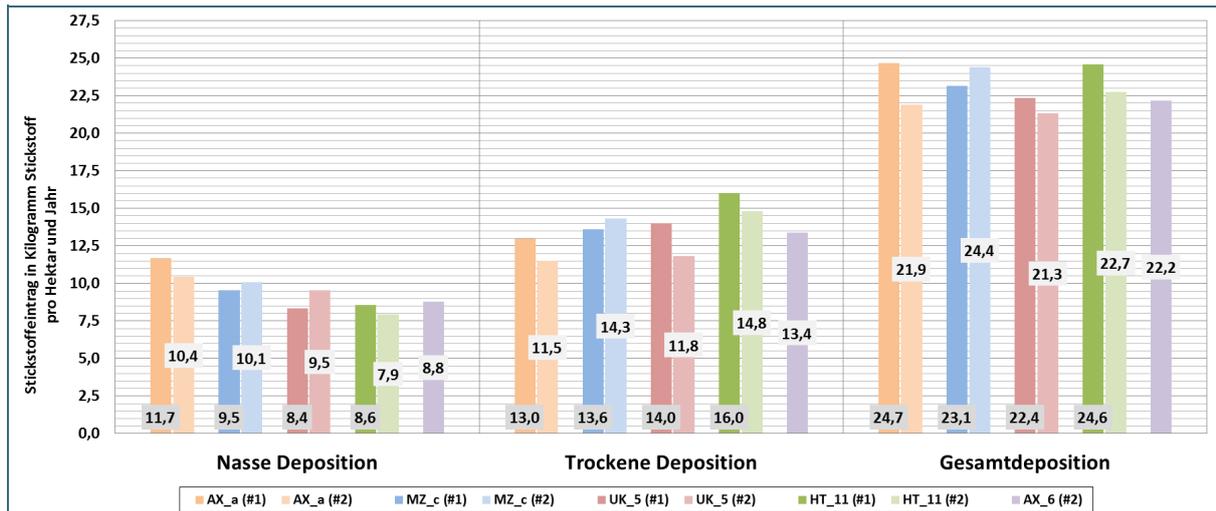


Abb. 45: Stickstoffeintrag über nasse und trockene Deposition sowie die daraus berechnete Gesamtdeposition für die Zeiträume 11/2015 bis 10/2016 (#1) bzw. 11/2016 bis 10/2017 (#2) für die fünf Depositionsmessstellen im Projektgebiet

5.8 Bodenheterogenitäten

Die starke Heterogenität der Böden im Projektgebiet Hohenthann (bzw. allgemein im Tertiärhügelland) wurde von den Projektbeteiligten (TUM, LfL und LfU) im Laufe ihrer verschiedenen Untersuchungen vielfach hervorgehoben. Bisher kam es allerdings zu keiner zusammenfassenden Darstellung und Einordnung der Bodenheterogenität im Projektgebiet. Ferner wurde festgestellt, dass viele Landwirte im Projektgebiet auf ihren Schlägen einheitlich düngen und in der Regel keine Einteilung in Ertragszonen, die den unterschiedlichen Bodeneigenschaften (bzw. Standortbedingungen) innerhalb eines Schläges Rechnung tragen würde, vorgenommen wird.

So orientiert sich die Höhe der Düngegaben zumeist an den besten Teilflächen eines Schläges oder am erwarteten Ertragsdurchschnitt eines Schläges. Erfolgen solche einheitlichen Düngegaben, so wird auf den Teilflächen, die beständig einen im Vergleich geringeren Ertrag vorzuweisen haben, eine größere Menge an auswaschungsgefährdetem Stickstoff im Boden zurückbleiben.

Um Schläge zu identifizieren, die eine besondere Aufmerksamkeit bezüglich ihrer Bewirtschaftung verlangen, wurde eine Risikokarte (Abb. 46) erstellt, die für jeden Schlag aufzeigt, wie groß der Unterschied zwischen geringster und höchster Ackerzahl (=Ackerzahlspannweite) innerhalb des Schläges ist. Es erfolgt eine Einteilung in drei Klassen, die eine Einordnung in eher homogene Schläge mit Ackerzahlspannweiten von 0 bis 10, in mäßig heterogene Schläge mit Ackerzahlspannweiten von 11 bis 25 und in sehr heterogene Schläge mit Ackerzahlspannweite größer 25 erlaubt.

Diese Risikokarte stellt eine erste Annäherung dar, denn die Detailkenntnis und das Expertenwissen der Landwirte vor Ort sind gleichrangig zu berücksichtigen. Auch ein Schlag mit relativ gleichmäßigen Bodenzahlen kann in der Beobachtung des bewirtschaftenden Landwirtes in den letzten Jahren starke Ertragsunterschiede gezeigt haben. Ziel soll sein, in solchen Fällen eine teilschlagspezifische Düngung vorzunehmen. Letztendlich kann nur an konkreten Beispielen geklärt werden, in welchen Abstufungen Schläge in unterschiedliche Ertragszonen eingeteilt werden könnten. Zukünftig liegt daher eine wichtige Aufgabe in der Erstellung von Ertragspotenzialkarten, damit realistische, an unterschiedliche Bodeneigenschaften angepasste, Zielerträge angestrebt und in der Düngplanung berücksichtigt werden.

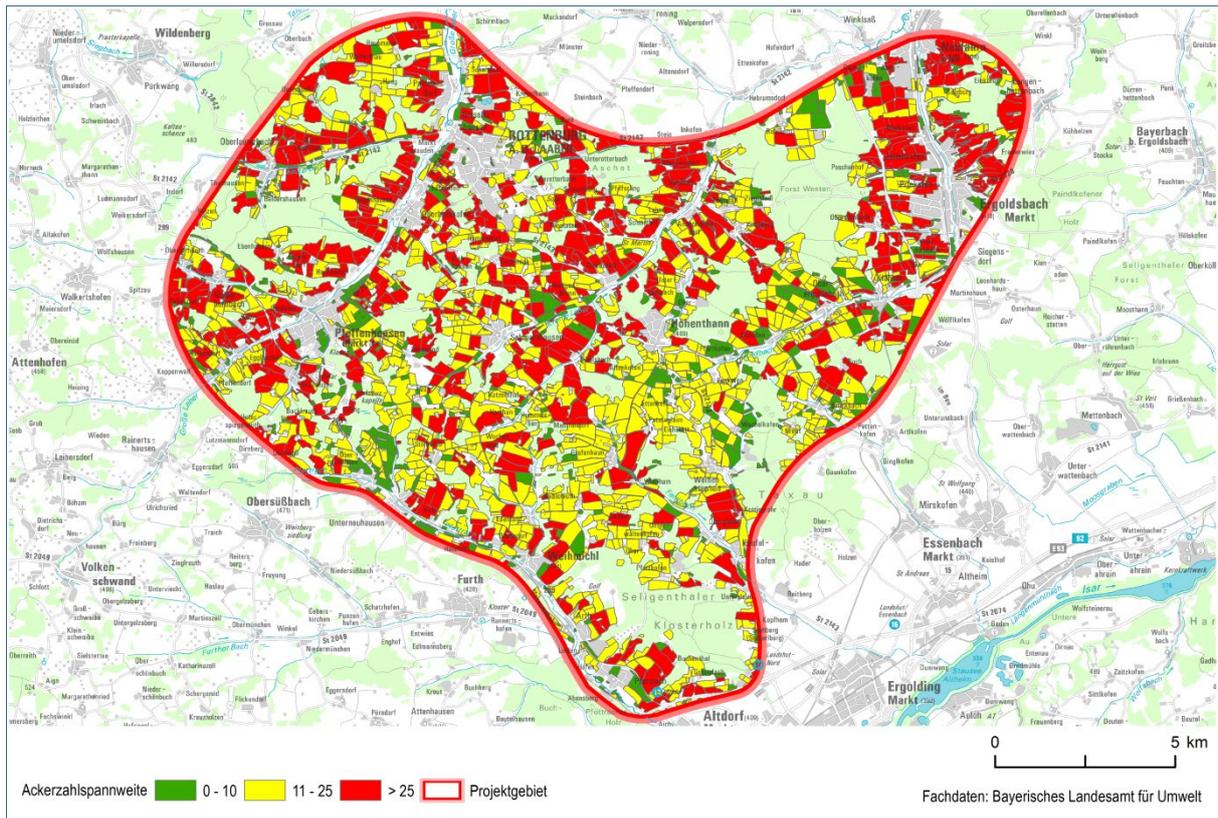


Abb. 46: Risikokarte der Bodenheterogenität nach Ackerzahlspannweiten

6 Bewertungsmatrix

Die Maßnahmenmatrix wurde gemeinsam vom LfU, der LfL und der TUM erarbeitet. Sie stellt die Maßnahmen zusammen, die im Projektgebiet von Seiten der Landwirtschaft ergriffen werden können, um die Stickstoffeinträge in das Grundwasser zu reduzieren und bewertet deren Umsetzbarkeit, Effizienz und Kosten. Die Maßnahmen sind in insgesamt sieben Hauptmaßnahmen untergliedert. Diese beziehen sich auf die Tierhaltung und Fütterung, die Gülledüngung, die Mineraldüngung, die N-Überschüsse (Salden) und die N_{\min} -Vorräte der Böden, die Fruchtfolgegestaltung, die Beratung und die Kontrolle.

Die Matrix ist wie folgt zu lesen:

Beispiel Gülleabgabe:

- Umsetzbarkeit (++++ \triangleq leicht umsetzbar, weil Gülle relativ leicht an andere Betriebe abgegeben werden kann),
- Effizienz (++++ \triangleq sehr effizient, da keine Überdüngung der Flächen erfolgt),
- Kosten (++) \triangleq verursacht wenig Kosten, da die Transportkosten nicht sehr hoch sind)

Beispiel Verringerung des Maisanteils in der Fruchtfolge:

- Umsetzbarkeit (+ \triangleq schwer umsetzbar, weil derzeit keine konkurrenzfähigen Alternativkulturen zur Verfügung stehen),
- Effizienz (++) \triangleq bedingt effizient, da auch der Anbau von Alternativkulturen, z.B. Getreide eine hohe Gefahr von Nitratausträgen bewirken kann),
- Kosten (++++ \triangleq verursacht sehr hohe Kosten, da Körnermais durch andere Energieträger substituiert werden müsste).

Um möglichst große Wirkungen im Hinblick auf den Grundwasserschutz durch die vorgeschlagenen Maßnahmen erzielen zu können, muss man sich auf die Maßnahmen konzentrieren, die den meisten Nutzen bei gleichzeitig guter Umsetzbarkeit erbringen. Allerdings gehören ebenso auch langfristige Maßnahmen wie Schulung der Landwirte bzw. Änderungen im Lehrplan der Landwirtschaftsschulen dazu, um die Betriebsleiter bzw. zukünftigen Betriebsleiter für die Thematik zu sensibilisieren.

Tab. 4: Maßnahmen zur Minderung der Nitratauswaschung und deren Bewertung durch LfU, LfL und TUM

Bereich	Maßnahme	Umsetzbarkeit	Effizienz	Kosten
1 Tierhaltung und Fütterung	1.1 Optimierung der Fütterung	+++	+++	++
	1.2 Ausbau der Güllelagerkapazität	+++	+++	+++
	1.3 Begrenzung des Viehbesatzes	+	++++	++++
	1.4 Gülleabgabe	++++	++++	++
2 Gülledüngung	2.1 Gülleanalysen	++	+++	+
	2.2 Verlustarme Ausbringtechnik	++++	+++	++
	2.3 Keine Gülledüngung im Herbst zu Getreide	++++	++++	+
	2.4 Keine zeitgleiche Applikation von Gülle- und Mineral-N im Frühjahr	++++	++	0
3 Mineraldüngung	3.1 Sorgfältige Düngeplanung	+++	++	+
	3.2 Ertragsangepasste Düngung			
	3.2.1 <i>Schlagspezifisch</i>	+++	++	+
	3.2.2 <i>Teilschlagspezifisch</i>	++	+++	++
	3.3 Anwendung von Düngesystemen (DSN, BEFU)	+++	++	++
	3.4 Stickstoffsensoren			
	3.4.1 <i>Sensorgestützte Düngung (TUM)</i>	+	++++	+++
	3.4.2 <i>Sensorgestützte Düngung (übrige)</i>	+	++	+++
3.5 Keine Unterfußdüngung bei Mais	++++	+	0	
4 N-Salden	4.1 N-Salden auf Schlagebene	++++	++++	++
	4.2 N-Salden auf Betriebsebene (Hoftor)	++++	+++	+
5 N _{min} -Vorräte und N _{min} -Proben	5.1 im Herbst	++	++	+++
	5.2 im Frühjahr	+++	++	+++
	5.3 nach der Ernte	++	0	+++
6 Fruchtfolgegestaltung	6.1 Verringerung des Maisanteils	+	++	++++
	6.2 Verringerung des Rapsanteils	+	+	++++
	6.3 Zwischenfruchtanbau	++++	++	+
7 Beratung	7.1 Intensive einzelbetriebliche Beratung	++	+++	++++
	7.2 Fütterungsberatung	+++	++	++
	7.3 Schulung der Landwirte	++	++	++
8 Kontrolle	8.1 Einhaltung der Düngeverordnung	++	+++	+++
	8.2 Einhaltung der Wirtschaftsdünger- verbringungsverordnung	++	+++	+++

Neben den in der Bewertungsmatrix aufgeführten Maßnahmen wäre insbesondere ein verstärkter Ökologischer Landbau geeignet, um zur Verringerung des Nitratreintrags in das oberflächennahe Grundwasser und schließlich ins tertiäre Hauptgrundwasserstockwerk beizutragen.

Viele dieser genannten Maßnahmen hin zu einer grundwasserschonenden Bewirtschaftung finden sich im Leitbild des Ökologischen Landbaus wieder. Kern des Ökolandbaus ist ein geschlossener betrieblicher Nährstoffkreislauf. Es werden überwiegend organische Düngemittel aus dem eigenen Betrieb bzw. Leguminosen zur Stickstoffanreicherung im Boden eingesetzt. Die Ausbringung von minera-

lischen Düngern ist grundsätzlich nicht gestattet. Da die Tierhaltung flächengebunden ist, können kaum Überschüsse organischen Düngers anfallen. Damit ist auch die Gefahr einer überschüssigen Ausbringung von Düngern auf den landwirtschaftlichen Flächen geringer. Des Weiteren fallen auf Grund der Vorgaben für die Tierhaltung im Ökologischen Landbau überwiegend Festmist / Mistkompost und wenig Gülle an. Die Ausbringung von Festmist statt Gülle bringt den Vorteil, dass der Dünger weniger schnell ausgewaschen werden kann und mehr organische Substanz in den Boden eingebracht wird. Dies fördert den Aufbau von Humus, welcher die Bodenfruchtbarkeit aufrechterhält bzw. erhöht und damit auch wichtige Bodenfunktionen verbessert. Humus erhöht unter anderem die Wasserhaltekapazität, bindet Nährstoffe, mindert das Risiko einer Bodenverdichtung und Bodenerosion und fördert das Bodenleben. Diese auszugsweise aufgezählten Effekte reduzieren die Auswaschungsgefahr von Nährstoffen und wirken sich damit positiv auf das Pflanzenwachstum und das Grundwasser aus. Durch das grundsätzliche Verbot der Ausbringung von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, besteht auf ökologischer bewirtschafteter Fläche keine Gefahr einer schädlichen Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser. Zudem können durch den grundsätzlichen Verzicht auf Antibiotika diese auch nicht über den organischen Dünger in das Grundwasser gelangen. Ein weiterer positiver Effekt im Ökologischen Landbau hat die vielfältige Fruchtfolgegestaltung und der Anbau von Zwischenfrüchten, welche im Herbst Stickstoff binden und damit die Auswaschung als Nitrat schützen. Der Stickstoff steht dadurch im Frühjahr für die nachfolgende Kultur zur Verfügung stehen.

7 Schlussfolgerungen

Aus den vorgestellten Untersuchungsergebnissen lassen sich folgende Kernpunkte ableiten:

- Die Nitratreinträge ins oberflächennahe Grundwasser sind in weiten Gebieten auch bei der aktuellen Landwirtschaft noch zu hoch. Somit handelt es sich bei erhöhten Nitratwerten in den Tiefbrunnen der Wasserversorger nicht nur um eine „Altlast“ vergangener Jahre. Es besteht nach wie vor Handlungsbedarf zur Reduktion der Nitratreinträge in das Grundwasser. Gleichzeitig liegen viele Möglichkeiten vor, die ergriffen werden können um eine Verbesserung herbeizuführen. Eine Maßnahmenmatrix liegt vor, die umzusetzen ist.
- Nitratabbau spielt über die Fläche des Projektgebietes betrachtet nur eine untergeordnete Rolle. Dieser findet in der Bodenzone statt und nur in wenigen Ausnahmefällen auch im wassererfüllten Teil der Grundwasserleiter. Damit muss zwar einerseits nicht befürchtet werden, dass es in Zukunft nach Aufzehren eines Nitratabbaupotenzials zu einem verstärkten Nitratdurchbruch im Grundwasser kommt. Andererseits steht damit aber auch fest, dass das gesamte Nitrat, welches die Bodenzone verlässt, letztlich im Grundwasserleiter ankommen wird.
- Das Grundwasseralter (mittlere Verweilzeit) im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk liegt bei vielen Jahrzehnten bis Jahrhunderten. In den oberflächennahen Grundwasserstockwerken liegt die mittlere Verweilzeit im Bereich von mehreren Jahren. Damit ist selbst in den oberflächennahen Grundwasserstockwerken die Wirksamkeit von ergriffenen landwirtschaftlichen Maßnahmen nicht sofort messbar. Die Modellierung der mittleren Verweilzeit im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk legt nahe, dass es im Projektgebiet bei den untersuchten Grundwasseraufschlüssen zu einer gewissen Verjüngung des geförderten Tiefengrundwassers gekommen ist.
- Zur Interpretation von Tiefengrundwasseranalysen ist ein vertieftes hydrogeologisches Prozessverständnis notwendig und setzt in der Regel auch entsprechende geophysikalische Untersuchungen der jeweiligen Brunnen und Grundwassermessstellen voraus.
- Die Stickstoff-Deposition spielt eine nicht unerhebliche Rolle. Deshalb sollte künftig der atmosphärische Stickstoffeintrag in Bilanzierungsrechnungen bzw. in der Düngebedarfsermittlung angerechnet werden, um damit mineralischen und organischen Stickstoffdünger einzusparen.
- Die Messungen der trockenen Deposition im Projektgebiet zeigen den starken Einfluss der Ammoniakverluste zu den Hauptzeiten der Wirtschaftsdüngerausbringung. Der Einsatz verlustarmer Ausbringungstechnik muss daher in Zukunft ein wichtiger Baustein zur Erhöhung der Stickstoff-Effizienz sein, um die Stickstoff-Deposition deutlich zu minimieren.
- Aufgrund der starken Bodenheterogenität im Projektgebiet wird die Durchführung einer teil-schlagspezifischen Düngung empfohlen. Diese sollte sich an realistischen Zielerträgen für verschiedene Ertragszonen orientieren.
- Aufgrund der Modellergebnisse ist unter der Voraussetzung, dass die Nitratüberschüsse deutlich unter 50 kg Stickstoff je Hektar und Jahr gesenkt werden, damit zu rechnen, dass die Nitratwerte im Tiefengrundwasser in Zukunft nicht über 50 mg/l steigen. Der beobachtete Anstieg der Nitratwerte an einzelnen Brunnen und Grundwassermessstellen könnte zum Teil auch auf die Verockerung von tiefliegenden Filterbereichen zurückgeführt werden, da dann die Zuflussanteile aus weniger tief gelegenen, nitratreichen Grundwasserschichten verstärkt werden.

8 Ausblick

8.1 Grund- und Sickerwassermonitoring

Mit der ersten Phase (Phase I) des Projektes „Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg a.d. Laaber“ wurde ein vertiefter Einblick in die landwirtschaftlichen Praktiken (siehe TUM- und LfL-Bericht) sowie die hydrogeologischen Verhältnisse in der genannten Region gewonnen. Dies mündete in einen von den Projektbeteiligten ausgearbeiteten Maßnahmenkatalog, dessen Umsetzung die erforderliche Verminderung der Nitratausträge unter landwirtschaftlich genutzten Böden ins Grundwasser erreichen soll. Um zu klären, wie die darauf aufbauenden einzelbetrieblichen Beratungen in Zukunft greifen werden und um den Umsetzungsprozess zu begleiten, ist eine Phase II des Vorhabens geplant. Sie zielt darauf ab, die Wirkung von Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündeln, die der Minderung der Nitratauswaschung auf landwirtschaftlichen Flächen dienen, zu bewerten. Es soll beantwortet werden, ob die landwirtschaftlich ergriffenen Maßnahmen ausreichen, um die Wasserressourcen flächendeckend zu schützen und bereits belastete Grundwasservorräte künftig sowohl im Hinblick auf den allgemeinen Grundwasserschutz wieder in einen guten Zustand zu überführen als auch für den Zweck der Trinkwassergewinnung wieder ohne Aufbereitung oder Mischung nutzbar zu machen.

Die Projektphase II wird sich auf ein gezieltes Monitoring im oberflächennahen Grundwasser und im Sickerwasser konzentrieren und ist für einen Zeitraum von fünf Jahren angelegt (2018 bis 2022).

8.2 Fortführung des „Runden Tisches“

Im Laufe des letzten Runden Tisches am 02.02.2017 in Hohenthann wurde deutlich, dass auch über das Projektende hinaus ein Interesse unter den Teilnehmern besteht, sich durch regelmäßige Treffen auszutauschen. Diese Treffen dienen dazu, die aktuellen Entwicklungen zu beobachten, die Umsetzung verschiedener Maßnahmen zu begleiten sowie diese aus Sicht der verschiedenen Teilnehmer zu bewerten. Zu den Teilnehmern des Runden Tisches gehörten in der Vergangenheit Behördenvertreter (WWA Landshut, AELF Landshut, LfU, LfL, LRA Landshut, Regierung von Niederbayern) sowie Vertreter des BUND Naturschutz, der Interessengemeinschaft Gesundes Trinkwasser, des BBV, der örtlichen Landwirte und des ZV Rottenburger Gruppe sowie die Bürgermeisterinnen und Bürgermeister von Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber.

Aus der positiven Erfahrung im Pilotprojekt erscheint es sinnvoll, mit der Fortführung des Runden Tisches ein Gremium zu schaffen, das langfristig die Umsetzung der Maßnahmen sowie den Erfahrungs- und Informationsaustausch zum Thema Landwirtschaft und Grundwasserschutz unter den verschiedenen Interessengruppen bzw. Interessierten in der Region sicherstellt. Dort sollen auch die Ergebnisse des Grund- und Sickerwassermonitorings regelmäßig vorgestellt werden. Dies bietet die Möglichkeit die gewonnenen Erkenntnisse in den Kontext der Erfahrungen der Beteiligten vor Ort zu stellen und sowohl positive als auch negative Entwicklungen offen diskutieren zu können.

Einzelne Landwirte sollten die Gelegenheit haben, wechselnd am Runden Tisch teilzunehmen. Die Rolle des LfU ist dabei als unterstützend anzusehen, jedoch muss die Organisation durch örtliche Institutionen erfolgen.

Außerdem sollte in der Phase II weiterhin eine jährlich stattfindende, offene Informationsveranstaltung für die Bürger der Region abgehalten werden. Dort können seitens des LfU die aktuellen Ergebnisse des Grund- und Sickerwassermonitorings vorgestellt werden.

9 Literaturverzeichnis

- Bayerisches Landesamt für Statistik, 2017. *www.statistikdaten.bayern.de*.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2017. *Übersichtsbodenkarte im Maßstab 1:25.000 von Bayern*. Augsburg, Stand: 2017
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7237 Siegenburg*. Augsburg, Stand: 07/2018.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7238 Rottenburg a. d. Laaber*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7239 Mallersdorf*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7337 Pfeffenhausen*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7338 Hohenthann*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7339 Ergoldsbach*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018. *Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 7438 Landshut West*. Augsburg, Stand: 07/2018
- Clark, I., 2015. *Groundwater Geochemistry and Isotopes*. London/New York: CRC Press.
- DVWK, 2013. *Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern*, Bonn: s.n.
- DWA, 2015. *Stickstoffumsatz im Grundwasser*, Hennef: s.n.
- Jurgens, B. C., Böhlke, J. K. & Eberts, S. M., 2012. TracerLPM (Version 1): An Excel workbook for interpreting groundwater age distributions from environmental tracer data. *Tech. Rep. Version 1*.
- Kainzmaier, B., Thom, P., Wrobel, M. & Pukowietz, C., 2007. *Geowissenschaftliche Landesaufnahme in der Planungsregion 13 Landshut: Erläuterungen zur Hydrogeologischen Karte*. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Karch, G. & Weiß, H., 2016. *Bericht über die Durchführung und Auswertung von Thermo-Flowmetermessungen und tiefenzonierten Grundwasserprobenahmen in Grundwassermessstellen und Brunnen im Raum Rottenburg a.d.Laaber*, Tübingen: (unveröffentlicht).
- Kazemi, G. A., Lehr, J. H. & Perrochet, P., 2006. *Groundwater Age*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Kendall, C. & McDonnell, J., 1998. *Isotope tracers in catchment hydrology*, Amsterdam: Elsevier Ltd..
- KLIWA, 2017. *Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen (1951-2015)*, s.l.: Arbeitskreis KLIWA, KLIWA-Berichte, 21.

- Lang, U., Justiz, J. & Eckert, D., 2016. *Pilotgebiet Tertiärhügelland - Nitrattransportmodell*, s.l.: unveröffentlichter Abschlussbericht.
- LfL, 2018. *Grundwasserschonende Landbewirtschaftung in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber*, s.l.: s.n.
- Maloszewski, P. & Zuber, A., 1996. Lumped parameter models for the interpretation of environmental tracer data. No. *IAEA-TECDOC--910*.
- Mayer, B. et al., 2001. The oxygen isotope composition of nitrate generated by nitrification in acid forest floors. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(16), pp. 2743-2756.
- Piotrowska, N., 2013. Status report of AMS sample preparation laboratory at GADAM Centre, Gliwice, Poland. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, pp. 176-181.
- Regierung von Niederbayern, 2014. *Wasserversorgungsbilanz Niederbayern - Istanalyse + Entwicklungsprognose 2025*, Landshut: s.n.
- Stichler, W. & Herrmann, A., 1983. Application of environmental isotope techniques in a water balance study of small basins. *New Approaches in Water Balance Computations 18(148)*, pp. 93-112.
- Sültenfuß, J. & Massmann, G., 2004. Datierung mit der ³He-Tritium-Methode am Beispiel der Uferfiltration im Oderbruch. *Grundwasser*, 9(4).
- Tesoriero, A. J. & Puckett, L. J., 2011. O₂ reduction and denitrification rates in shallow aquifers. *Water Resources Research*, 47(12), pp. 1-17.
- TUM, 2017. *Minderung von Nitratuträgern in Trinkwassereinzugsgebieten durch optimiertes Stickstoffmanagement*, Weihenstephan: s.n.
- Wild, L. M., Mayer, B. & Einsiedl, F., 2018. Decadal delays in groundwater recovery from nitrate contamination caused by low O₂ reduction rates (in press). *Water Resources Research*.
- Wunderlich, A., Meckenstock, R. & Einsiedl, F., 2012. Effect of different carbon substrates on nitrate stable isotope fractionation during microbial denitrification. *Environmental Science & Technology*, 46(9), pp. 4861-4868.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Organigramm des Forschungsprojekts	9
Abb. 2:	Lage des Untersuchungsgebietes	10
Abb. 3:	Geologische Karte des Projektgebiets (Profilschnitte A-A' und B-B' siehe Anhang 1) (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018)	12
Abb. 4:	Hydrogeologische Modellvorstellung im Tertiärhügelland	13
Abb. 5:	Bodenkarte des Projektgebietes (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2017)	14
Abb. 6:	Niederschlagsdaten für die Gemeinde Hohenthann von 1951 bis 2016	15
Abb. 7:	Sickerwasserraten in der Gemeinde Hohenthann von 1951 bis 2016, Berechnung aus Bodenwasserhaushaltsmodellierung (KLIWA, 2017)	16

Abb. 8:	Karte der Trinkwassergewinnungsgebiete (Trinkwasserschutzgebiete sowie Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die öffentliche Wasserversorgung) im Projektgebiet	17
Abb. 9:	Entwicklung der Nitratgehalte an den Brunnen Hohenthann I und II des ZV Rottenburger Gruppe von 1967 bis 2018	18
Abb. 10:	Entwicklung der Nitratgehalte am Brunnen I Burghart des ZV Rottenburger Gruppe von 2014 bis 2018	18
Abb. 11:	Quellaustritt in der Nähe von Mainzendorf	19
Abb. 12:	Drainage mit hoher Schüttung in der Nähe von Pfeffenhausen	20
Abb. 13:	Grundwassermessstellen: Schmatzhausen während einer Probenahme (A), Mainzendorf (B), Schlarnberg (C) und Unkofen (D)	21
Abb. 14:	Mehrfachmessstelle Egg	21
Abb. 15:	Kartenübersicht aller Probenahmestellen im LfU-Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser	22
Abb. 16:	Kartenübersicht aller Messungen im oberflächennahen Grundwasser 2014–2018	23
Abb. 17:	Modellumgriff Tertiärhügelland	24
Abb. 18:	Standorte des Depositionsmessnetzes (12/2015–10/2017)	27
Abb. 19:	Messstandort in Hohenthann mit E-Bulk, Standardbulk und Passivsammler	28
Abb. 20:	Rammkernsondierung bei Auhof	28
Abb. 21:	Chemische Zusammensetzung der Grundwässer im tertiären Hauptgrundwasserstockwerk sowie in den oberflächennahen, schwebenden Grundwasserstockwerken (untergliedert in Einzugsgebiete mit landwirtschaftlicher oder gemischter Nutzung)	30
Abb. 22:	Häufigkeitsverteilung der jeweils jüngsten Messwerte an den untersuchten oberflächennahen Grundwasserproben ab 2014: A: Gesamtdatensatz (n = 128); B: Einzugsgebiete mit landwirtschaftlicher Nutzung (n = 62); C: Einzugsgebiete mit forstwirtschaftlicher Nutzung (n = 7); D: Einzugsgebiete mit gemischter Nutzung (n = 59)	31
Abb. 23:	Räumliche Verteilung der ab 2014 untersuchten Grundwasseraufschlüsse aus den oberflächennahen tertiären Grundwasserstockwerken mit jeweils jüngstem Nitratmesswert	32
Abb. 24:	Nitratganglinien der 8 Quellen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser	33
Abb. 25:	Nitratganglinien der 2 Drainagen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser	34
Abb. 26:	Nitratganglinien der 5 flachen Privatbrunnen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser	35
Abb. 27:	Nitratganglinien der 4 neu errichteten flachen Grundwassermessstellen aus dem Intensivmessnetz oberflächennahes Grundwasser	36
Abb. 28:	Räumliche Verteilung der Grundwasseraufschlüsse aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk mit jeweils jüngstem Nitratmesswert	37
Abb. 29:	Nitratganglinien der Brunnen und Vorfeldmessstellen der öffentlichen Wasserversorgung aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk	38

Abb. 30:	Nitratganglinien der gewerblich genutzten Brunnen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk	39
Abb. 31:	Nitratganglinien der stillgelegten Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk	39
Abb. 32:	Nitratganglinien der Grundwassermessstellen aus dem tertiären Hauptgrundwasserstockwerk	40
Abb. 33:	Modellierte Nitratganglinien und gemessene Nitratwerte für den Brunnen Hohenthann I und II und den Brunnen 1 und 2 der Schlossbrauerei Hohenthann	41
Abb. 34:	Simulierte Nitratkonzentrationen und gemessene Nitratwerte (Szenario bis 2100: 60 kg Stickstoff-Überschuss pro Hektar und Jahr)	42
Abb. 35:	Dualer Isotopenplot von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im gelösten Nitrat zur Bestimmung der Nitratherkunft nach Kendall und McDonnell (1998) mit Darstellung der Denitrifikationsgeraden (verändert nach Wild et al., 2018)	43
Abb. 36:	Darstellung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im gelösten Nitrat in Abhängigkeit der Sauerstoffgehalte. Die Sauerstoffkonzentration von 60 $\mu\text{mol/L}$ für potentielle Denitrifikation nach Tesoriero & Puckett (2011) ist als blaue Linie markiert, Proben mit reduzierende Verhältnissen ($\text{O}_2 < 156,3 \mu\text{mol/l}$) sind farblich gekennzeichnet. (verändert nach Wild et al., 2018)	45
Abb. 37:	Darstellung der DOC- und Sauerstoffkonzentrationen aller beprobten Messstellen in einem Boxplot in den verschiedenen Grundwasserstockwerken (verändert nach Wild et al., 2018)	46
Abb. 38:	Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen III in Pattendorf zwischen 1969 und 2016	47
Abb. 39:	Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Pattendorf zwischen 1998 und 2016	47
Abb. 40:	Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Neufahrn zwischen 1960 und 2014	48
Abb. 41:	Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat in Niederhatzkofen zwischen 1962 und 2016	48
Abb. 42:	Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat im Brunnen I in Baldershausen zwischen 1998 und 2016	48
Abb. 43:	Jahresverläufe der Ammoniakkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] an den einzelnen Depositionsmessstellen	51
Abb. 44:	Boxplot der Ammoniakkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zu verschiedenen Jahreszeiten	52
Abb. 45:	Stickstoffeintrag über nasse und trockene Deposition sowie die daraus berechnete Gesamtdosition für die Zeiträume 11/2015 bis 10/2016 (#1) bzw. 11/2016 bis 10/2017 (#2) für die fünf Depositionsmessstellen im Projektgebiet	53
Abb. 46:	Risikokarte der Bodenheterogenität nach Ackerzahlspannweiten	54

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Zahl an Schweinemastplätzen in den drei Gemeinden nach verschiedenen Quellen bzw. Datenbanken	18
Tab. 2:	Durchschnittliche Ammoniakkonzentrationen an den 10 Messstandorten des Depositionsmessnetzes im Projektgebiet	51
Tab. 3:	Jahresmittelwerte der Ammoniakkonzentration an verschiedenen geprägten Messorten bei bayernweiten Untersuchungen von 2006 bis 2015 (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2014)	51
Tab. 4:	Maßnahmen zur Minderung der Nitratauswaschung und deren Bewertung durch LfU, LfL und TUM	56

Abkürzungsverzeichnis

AELF	Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BBV	Bayerischer Bauernverband
BIS Objekt ID	Objektkennzahl aus dem Bayerischen Bodeninformationssystem
BLW	Bayerisches Landwirtschaftliche Wochenblatt
GIS	Geographisches Informationssystem
HIT	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere
LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LRA	Landratsamt
RvNb	Regierung von Niederbayern
REPRO	Umwelt- und Betriebsmanagementsystem REPRO
StMELF	Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
StMUV	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz
TUM	Technische Universität München
WWA	Wasserwirtschaftsamt
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZV	Zweckverband zur Wasserversorgung

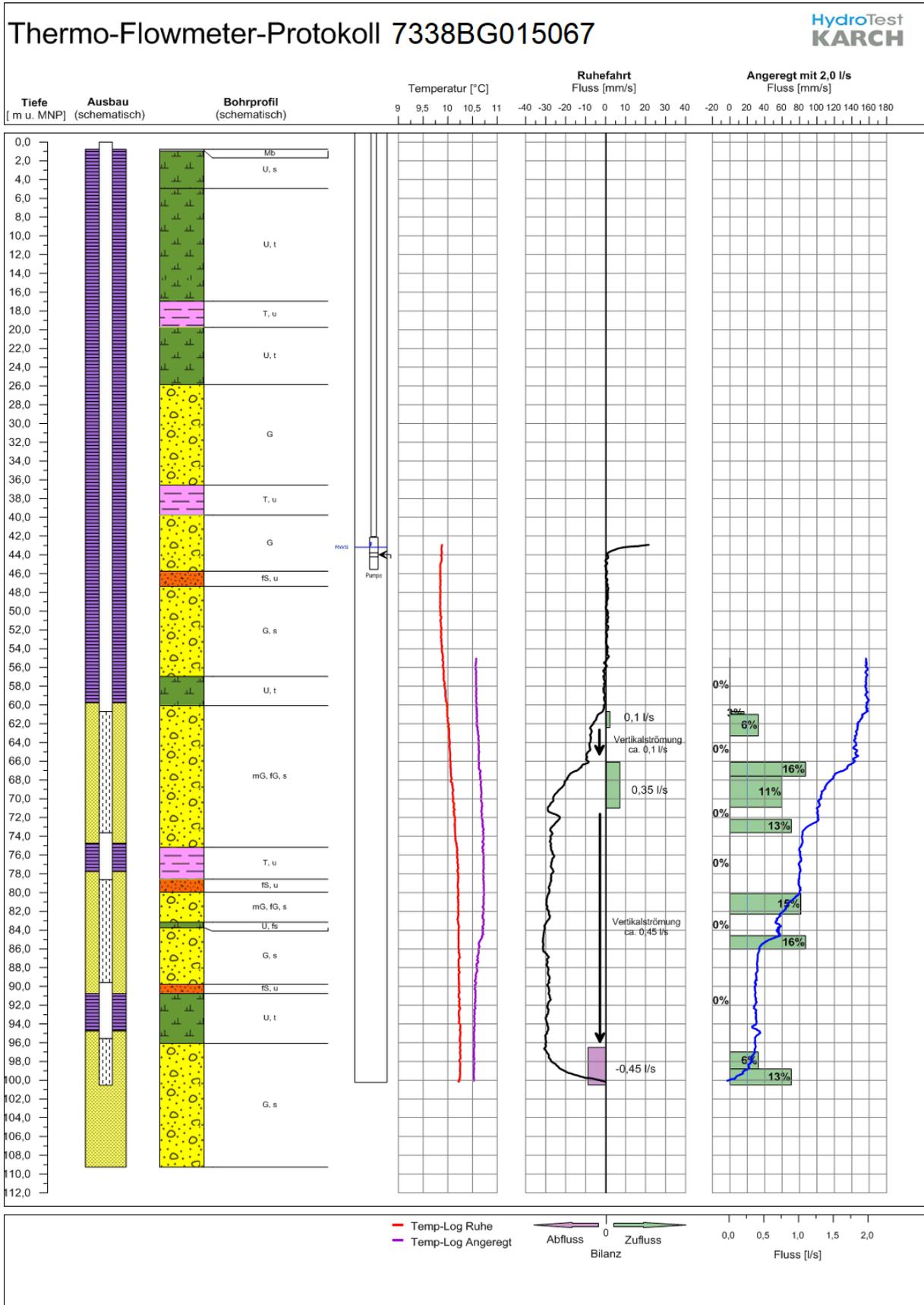
Anhang 1: Hydrogeologische Profilschnitte

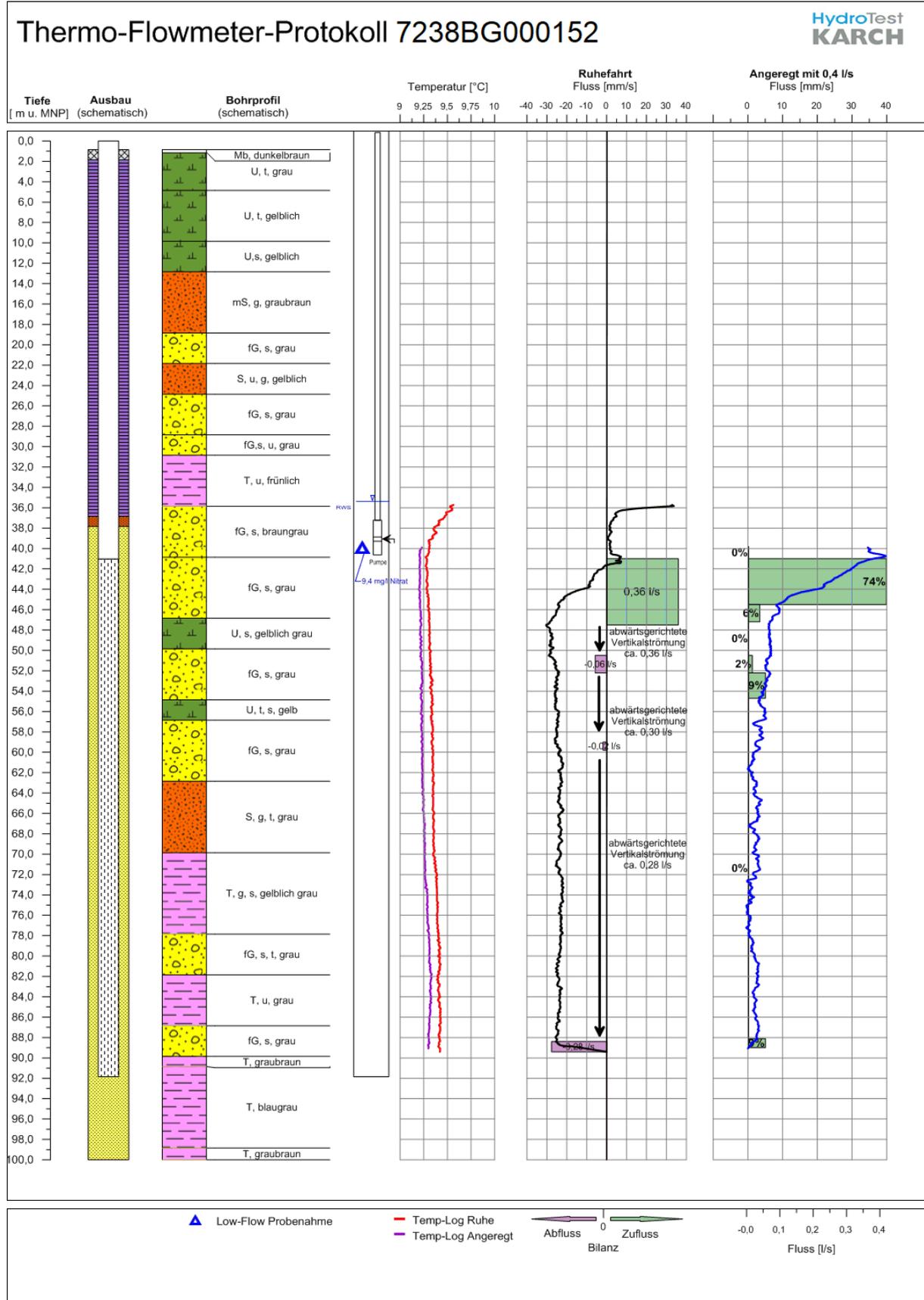
Hydrogeologische Einheiten		Grundwasserkörper	
qSG_S	Quartäre Flussschotter und -sande mit höherem Feinkornanteil		Grundwasserleiter mit überwiegend sehr hoher bis mittlerer Durchlässigkeit
qG_S	Quartäre Flussschotter und -sande		Grundwasserleiter mit überwiegend mäßiger bis geringer Durchlässigkeit
OSMj	Jüngere Obere Süßwassermolasse (Hangend-, Misch- und Moldanubische Serie)		Bedingt Grundwasser führend; Überwiegend Geringleiter mit bereichsweise erhöhter Durchlässigkeit
miNV	Nördliche Vollschotter-Abfolge		Grundwasserfreier Bereich oder Bereiche mit kleinräumigen, lokal begrenzten Grundwasservorkommen oder Geringleiter ohne nennenswerte Durchlässigkeit
miSF	Fluviatile Süßwasserschichten inkl. Hoisberger Abfolge		
OBSM	Obere Brackwasser-/Ältere Obere Süßwassermolasse (Obere Brackwassermolasse + Limnische Untere Serie/Limnische Süßwasserschichten)		
miG	Grimmfinger Schichten		Grundwasseroberfläche
miGB	Glaukonitsande und Blättermergel		Grundwasserdruckfläche (großräumig gespanntes Grundwasser)
miN	Neuhofener Schichten		Hangende, lokal begrenzte Grundwasser-Stockwerke, ermittelt aus Quellen und Schachtbrunnen
UMM	Untere Meeressmolasse		
w	Malm		
gg	Kristallines Grundgebirge		

Lithologie		Allgemein	
	Kies mit Sand		Quelle
	Kies mit Sand, tonig-schluffig		Bohrung
	Sand mit Kies, mit Ton- und Schluffeinschlaltungen		Bohrung, projiziert
	Sand, tonig-schluffig		Bohrung, gekürzt
	Ton, Schluff, sandig		
	Ton und Schluff mit Sandlinsen		
	Ton und Schluff mit wenig Sandlinsen		
	Kalkstein und Dolomitstein, verkarstet		
	Kristallin, allgemein		

Legende für Hydrogeologische Profilschnitte

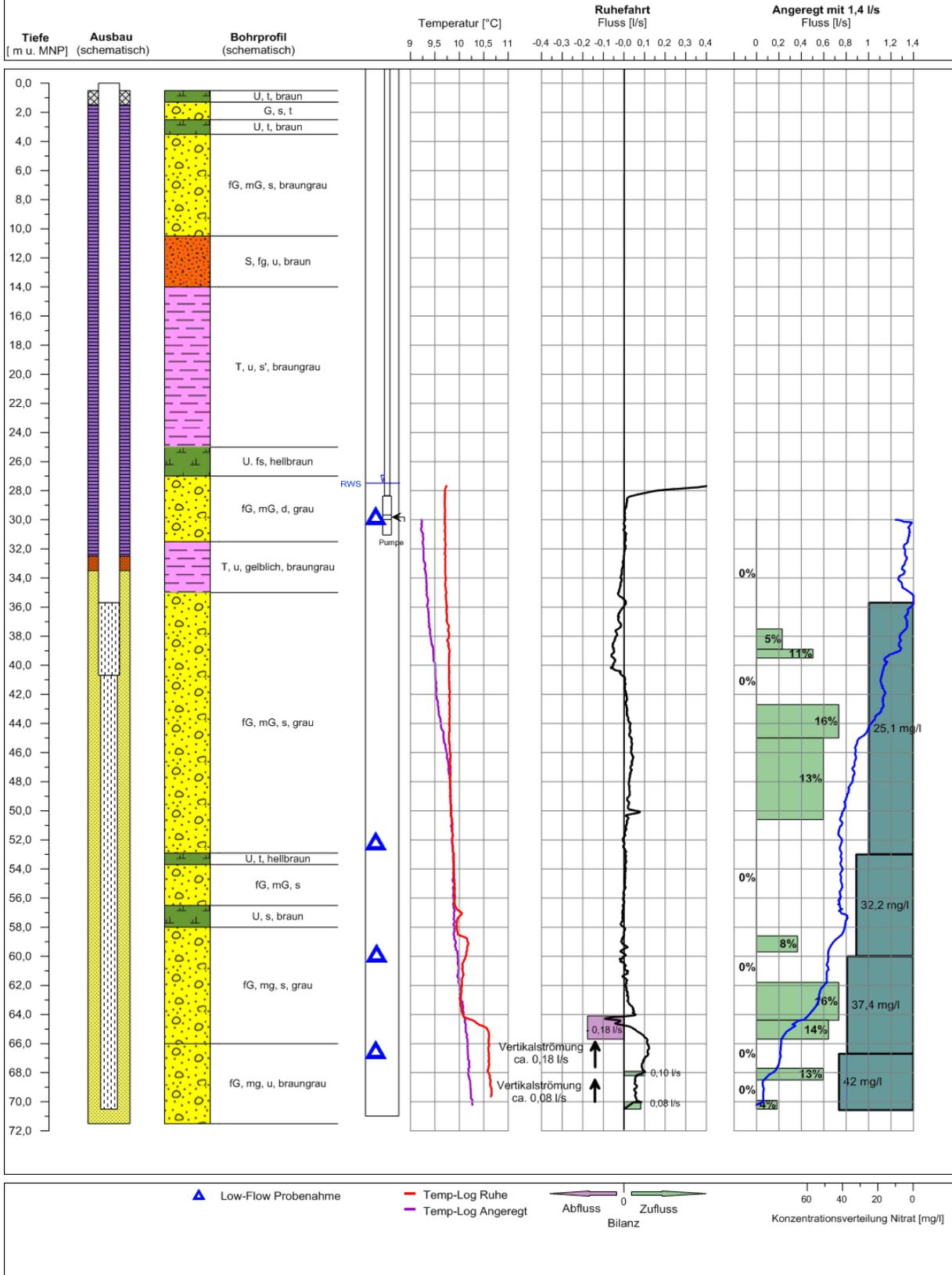
Anhang 2: Thermo-Flowmeter-Protokolle

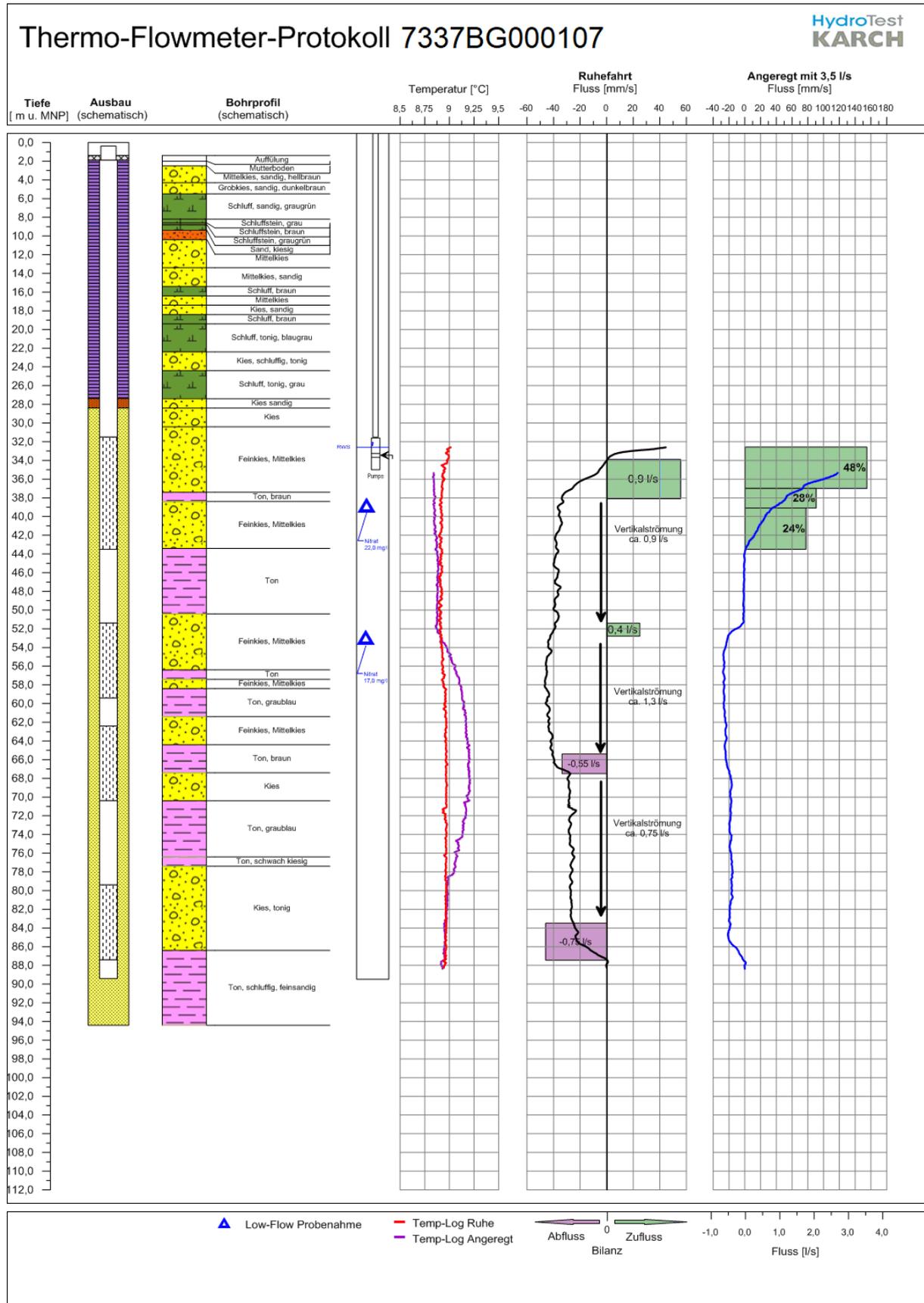




Thermo-Flowmeter-Protokoll 7238BG000153

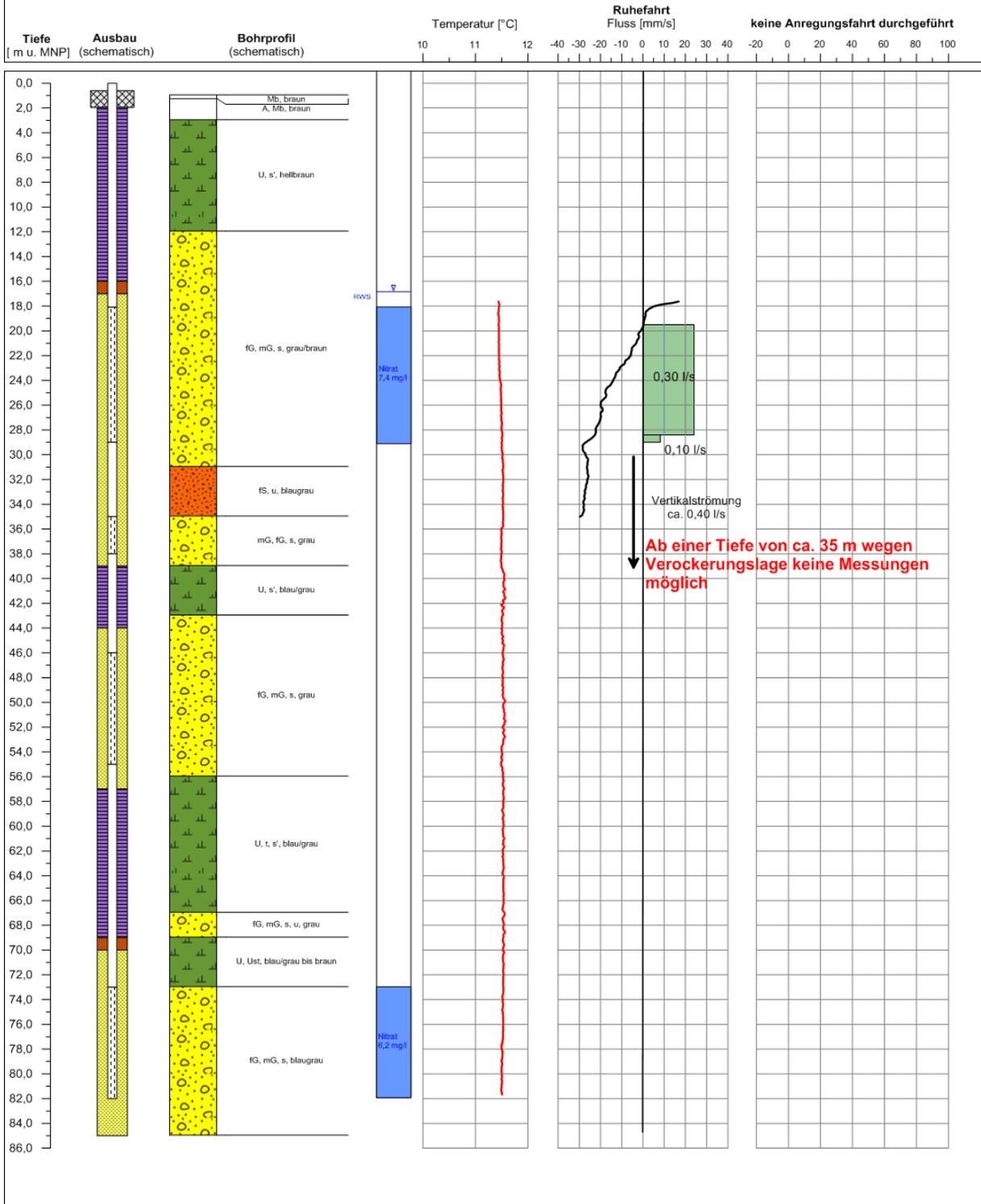
HydroTest
KARCH





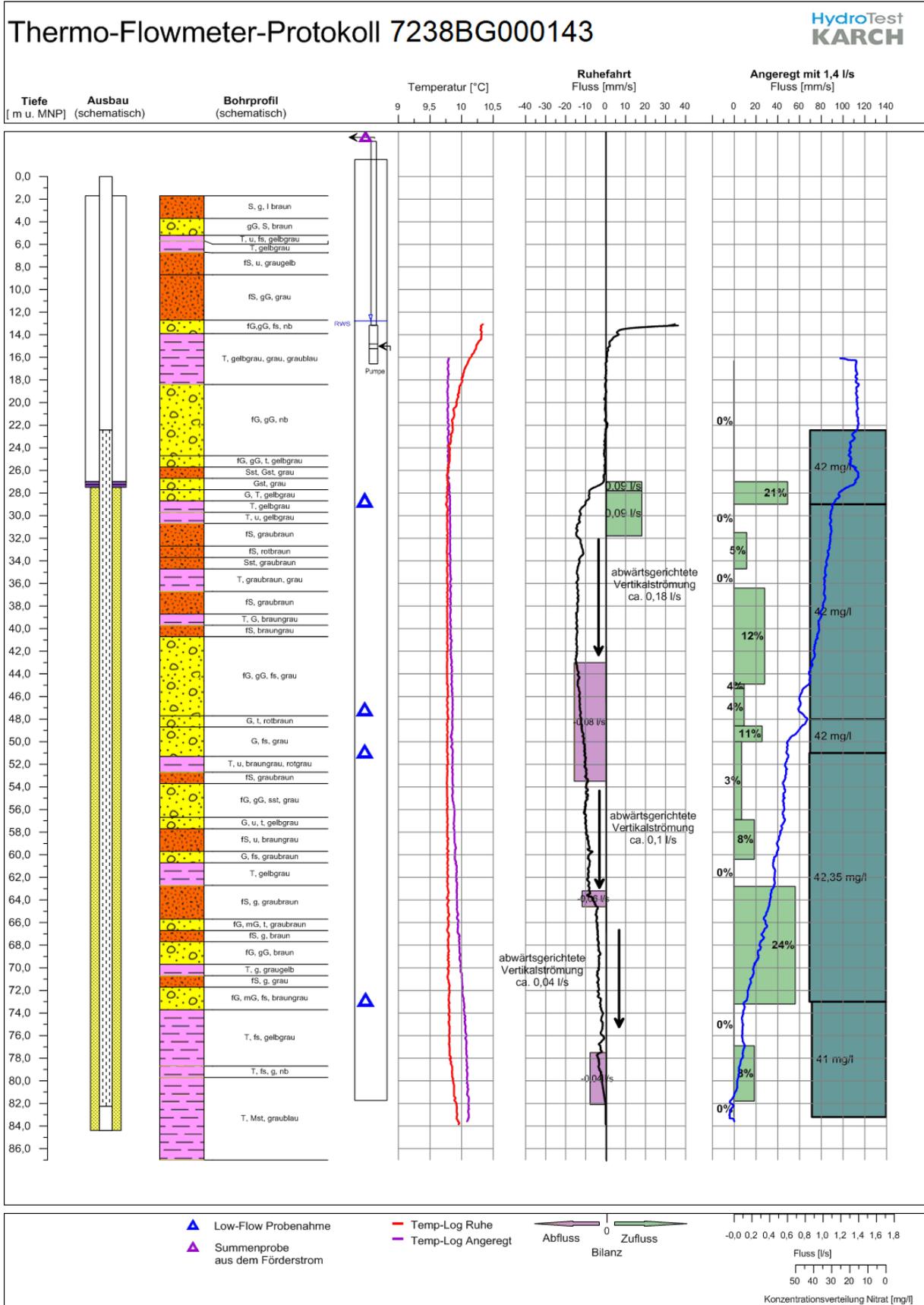
Thermo-Flowmeter-Protokoll 7338BG015013

HydroTest
KARCH



— Temp-Log Ruhe ← Abfluss 0 → Zufluss

— Temp-Log Angeregt Bilanz



Thermo-Flowmeter-Protokoll 7337BG000118

HydroTest
KARCH

