



Sächsische Landesstiftung
Natur und Umwelt

Akademie

Tagungsbeiträge

Grundwassermonitoring und -probennahme 2018



**27. bis 29.09.2018 im Schloss Hartenfels in Torgau und
am Versuchsgut Köllitsch**

Schwerpunkte:

- Funktionsprüfung von Grundwassermessstellen
- Grundwasserprobennahme in Kombination mit Altersbestimmung
- Grundwasserdynamik
- Mikrobiologie und Grundwasserbiologie
- Abgrenzung von diffusen Belastungen



ARBEITSKREIS
Grundwasser-
beobachtung

Grundwassermonitoring und –probennahme 2018 – Programm

Donnerstag, 27.09.2018

- 09:30 Begrüßung und organisatorische Einführung**
Arbeitskreis Grundwasserbeobachtung
- 09:45 Grußworte**
- 10:15 20 Jahre Arbeitskreis Grundwasserbeobachtung**
Ralf Trabitzsch (UFZ Leipzig) S. 3
- [Block 1: Funktionsprüfung von Messstellen und Probennahme](#)
Moderation: Angela Hermsdorf (Landesamt für Umwelt Brandenburg)
- 10:40 Leitfaden zur "Anwendung von Qualitätsanforderungen an Grundwasserstands- und -gütemessstellen (WRRL)" in Nordrhein-Westfalen**
Stephan Hannappel (HYDOR Consult GmbH) / Sabine Bergmann (LANUV NRW) S. 6
- 11:10 *Kaffeepause*
- 11:40 Funktionsprüfung - Vorgehensweise in Bayern**
Jörg Neumann (LfU Bayern) S.14
- 12:05 Merkblatt Funktionsprüfung an Grundwassermessstellen**
Peter Börke (LfULG Sachsen) S.18
- 12:30 Mikrobiologische Grundwasseruntersuchungen im Feld**
Thomas Grischek, Gerit Orzechowski (HTW Dresden) S.21
- 13:00 *Mittagspause*
- [Block 2: Mikrobiologie und Grundwasserbiologie](#)
Moderation: Eike Barthel (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt)
- 14:00 Grundwassermikrobiologie, Wieso, Weshalb, Warum**
Marion Martienssen (BTU Cottbus) S.27
- 14:25 Mikrobiologischer Abbau von organischen Schadstoffen im Grundwasser: Möglichkeiten und Grenzen**
Carsten Vogt (UFZ Leipzig) S.33
- 14:50 Molekularbiologische Verfahren zur Ermittlung der Nitrifikation / Denitrifikation im Grundwasser**
Anna-Lena Schneider (TZW Karlsruhe) S.38
- 15:15 *Kaffeepause mit Posterpräsentationen*
- 15:45 Der B-A-E Index - Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser**
Christian Griebler (Helmholtz-Zentrum München) S.45
- 16:15 Bewertung der Grundwasserfauna unter Berücksichtigung von Landnutzung und Nitrat**
Hans Jürgen Hahn (IGÖ Landau) S.49

ca. 17:00 Ende des 1. Veranstaltungstages

Rahmenprogramm:

- 18:00 Stadtführung
19:30 Abendveranstaltung

Freitag, 28.09.2018

Block 3: Diffuse Belastungen

Moderation: Jörg Neumann (Bayerisches Landesamt für Umwelt)

- 09:00 Einträge von Bioziden in das Grundwasser**
Christiane Meier (UBA) S.54
- 09:25 Ermittlung der Fließ- und Verweilzeiten im Grundwasser - Arbeitshilfe zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie**
Carsten Hansen (CONSULAQUA Hamburg) S.59
- 09:50 Abgrenzung nitratbelasteter Gebiete im Grundwasser gemäß § 13 DüV**
Antje Oelze et al. (LfU Brandenburg) S.65
- 10:15 *Posterpräsentationen mit Kaffeepause*
- 11:00 Ergebnisse der gekoppelten N-Transportmodellierung in der ungesättigten und gesättigten Zone am Beispiel des WSG Diehsa (LK Görlitz)**
Dieter Wenske (IHU Nordhausen) / Heiko Ihling (LfULG Dresden) S.71
- 11:25 Konzept und Ergebnisse des Bodenmonitorings in Sachsen**
Natalja Barth (LfULG Freiberg) S.83
- 11:50 Zusammenfassung**
Peter Börke (LfULG Dresden)
- 12:00 *Mittagspause*
- 13:15 Abfahrt mit Bussen zum Praktikum

Block 4: Praktikum im Lehr- und Versuchsgut Köllitsch

Einführung: Vorstellung des Lehr- und Versuchsgutes Köllitsch (Herr Kunze, LfULG Sachsen)

14:00 bis 18:00 Uhr (*Rückfahrt per Bustransfer oder individuell*)

Praktikumsstationen:

1. N-min Probenahme
2. Bodendauerbeobachtungsfläche Köllitsch Nr. 17
3. Grundwasserprobenahme in Kombination mit T-He-Altersbestimmung
4. Geophysikalische Messverfahren (SAL/TEMP, Kamerabefahrung)
5. Agrarmeteorologische Messstation

Samstag, 29.09.2018

Block 5: Exkursion: Führungen in der Teichwirtschaft Wermsdorf sowie im Schloss Hubertusburg (Wermsdorf)

08:30 Bustransfer ab Torgau

ca.15:00 Rückkehr nach Torgau

zusätzliche Informationen

Übersicht zu Posterbeiträgen S.87



Bearbeiter: Ralf Trabitzsch
E-Mail: ralf.trabitzsch@ufz.de
Tel.:
Redaktionsschluss: 30.08.2018

20 Jahre Arbeitskreis Grundwasserbeobachtung

Ende September 2018 findet erneut der Lehrgang „Grundwassermonitoring und -probennahme“ statt. Es ist der 10. Lehrgang seiner Art seit dem Jahre 2000, damals noch unter der Bezeichnung „Repräsentative Grundwasserprobennahme“. Zu jener Zeit war nicht abzusehen, dass sich dieser zu einer dauerhaften und in ganz Deutschland sichtbaren Veranstaltung entwickeln wird. Zu diesem Lehrgang in Torgau werden wieder mindestens 150 Teilnehmer, Vortragende, Mentoren und Aussteller erwartet.

Was bringt die Probennehmer, Behördenvertreter, Ingenieurbüros, Bohrunternehmen, Wissenschaftler und Studenten alle zwei Jahre dazu, an dieser Veranstaltung teilzunehmen? Was macht die ungebrochene Anziehungskraft dieser Weiterbildung aus?

An zwei Tagen werden Fachvorträge u. a. zur Grundwasserprobennahme und zur Probennahmetechnik einschließlich Organisation der Abläufe, zum Grundwassermonitoring selbst, zu erwünschten und unerwünschten Grundwasserinhaltsstoffen, zu Funktionsprüfungen an Messstellen, zur Grundwasserbiologie, zu diffusen Belastungen und vieles mehr thematisiert. Am Nachmittag des zweiten Tages finden dann diese Vorträge in einem stationsbetriebenen Praktikum ihre Ergänzung. Abgerundet wird die Veranstaltung durch ein Rahmenprogramm mit einer Poster- und Technikausstellung, einer Führung durch die Stadt des jeweiligen Gastgebers, einer Abendveranstaltung und einer am Samstag die Lehrgangsinhalte ergänzenden Fachexkursion. Zum Abschluss erhält jeder Teilnehmer ein Zertifikat.

Verantwortlich für den Lehrgang, zeigt sich der heutige Arbeitskreis „Grundwasserbeobachtung“, der sich aus Vertretern der Länder Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Berlin und Bayern, wie folgt zusammensetzt:

- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie;
- Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ Leipzig-Halle;
- Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft;
- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt;
- Landesamt für Umwelt Brandenburg;
- Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt;
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin sowie
- Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Der Arbeitskreis geht nun bereits seinem 20-jährigen Jubiläum entgegen und ist aus der Überzeugung entstanden, Regelwerke und Vorschriften zur Grundwasserprobennahme länderübergreifend zusammen zu fassen, übersichtlich anzuordnen und zu harmonisieren. Ein Satz, welcher bei der Eröffnung des ersten Lehrganges im Jahr 2000 in Bitterfeld fiel, prägt den Arbeitskreis bis heute:

“Bei der Grundwasserprobennahme entstehen die Fehler vor dem Komma und im Lauf werden die Fehler nach dem Komma gemacht“.

Hier wurde bereits angedeutet, dass für die Planung und Durchführung einer Grundwasserprobennahme zahlreiche und zudem länderspezifische Regelwerke und Vorschriften existieren, die zwangsläufig einen nicht unbeträchtlichen Handlungsspielraum zulassen. Aus diesem Grund wurde der in 1999 offiziell gegründete Arbeitskreis, bestehend damals aus dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt und dem UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, aktiv. So wurde ein erstes gemeinsames Merkblatt erarbeitet, welches die verschiedenen Regelwerke, Vorschriften und Verordnungen auflistet und die Inhalte, inklusive vorhandener Unterschiede bei der Grundwasserprobennahme darstellt und erläutert. Mittels dieser Zusammenstellung konnten konkrete Handlungsabläufe nach aktuellen Standards ergänzt sowie übersichtlich dargestellt werden, um die Ermessensspielräume für die Grundwasserprobennahmer einzugrenzen. Dieses und weitere erarbeitete Merkblätter bilden dann eine Grundlage für die inhaltliche Ausrichtung unserer Weiterbildungen.

Bisher wurden folgende Merkblätter durch den Arbeitskreis erarbeitet:

- „Grundwasserprobennahme“ (2003)
- „Rückbau von Grundwassermessstellen“ (2009)
- „Bau von Grundwassermessstellen“ (2012)
- „Funktionsprüfung an Grundwassermessstellen“ (2018)

Die Merkblätter werden in den beteiligten Ländern zur Anwendung empfohlen und angewendet.

Das nunmehr 20-jährige Bestehen des Arbeitskreises ist zum einen der Bereitschaft und des Engagements jedes einzelnen Mitglieds und der mehr als guten und lobenswerten Zusammenarbeit mit der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt (LANU) zu verdanken, welche von Beginn an die Vorbereitung und Durchführung der Lehrgangsrreihe dankenswerterweise organisatorisch und finanziell unterstützt und fördert. Dafür an dieser Stelle herzlichen Dank an die LANU.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



Bearbeiter: Dr. Stephan Hannappel (HYDOR Consult GmbH)
Dr. Sabine Bergmann (LANUV NRW)

E-Mail: hannappel@hydor.de

Tel.: 030 – 4372 6732

Redaktionsschluss: 02.07.2018

Leitfaden zur Anwendung von Qualitätsanforderungen an Grundwasserstands- und -gütemessstellen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Nordrhein-Westfalen

QS-Leitfaden WRRL NRW

1 Veranlassung und Zielsetzung

Das WRRL-Grundwassermessnetz ist für die repräsentative Beurteilung des mengenmäßigen und chemischen Zustands der Grundwasserkörper grundlegend, z. B. basieren die Beurteilung der Zielerreichung und die Ableitung von Maßnahmen für den Bewirtschaftungsplan auf den Daten der Messnetze. Daher müssen das überblicksweite und das operative Messnetz und die einzelnen Messungen den allgemein anerkannten Regeln der Technik sowie den Anforderungen der Grundwasserverordnung (GrwV 2010, zuletzt geändert 2017) und der jeweiligen Monitoringleitfäden der Länder zur Überwachung des Grundwassers (in Nordrhein-Westfalen: MUNLV 2008, LANUV 2018 in prep.) entsprechen. Diese Aufgabe ist gesetzlich geregelt und von allen EU-Mitgliedstaaten zu erfüllen.

In Nordrhein-Westfalen umfasst das WRRL-Messnetz (Chemie und Menge) derzeit etwa 2.650 Messstellen. Insgesamt 1.370 Messstellen dienen der Überwachung des mengenmäßigen Grundwasserzustands. Durch 1.560 Messstellen wird der chemische Zustand regelmäßig kontrolliert. 970 Messstellen des Grundwassergüte- und Grundwasserstandsmessnetzes sind landeseigene Messstellen, für deren Instandhaltung und Funktionstüchtigkeit das LANUV verantwortlich ist. Für weitere 480 nicht-landeseigene Messstellen führt das LANUV die Überwachung durch. Bei den Messstellen Dritter obliegt es i. d. R. der jeweiligen Bezirksregierung, die Eignung der Messstellen für das Messnetz zu prüfen und den Messstellenzustand entsprechend zu dokumentieren.

Die Messnetze zur Überwachung des mengenmäßigen und chemischen Zustands beruhen auf einer im Zeitraum 2005-2009 von den damaligen Staatlichen Umweltämtern (StUä) getroffenen Auswahl. Grundlage für diese Auswahl bildete und bildet ein weitaus größerer Bestand von Messstellen, die für unterschiedliche Fragestellungen errichtet und betrieben wurden und werden. Für die Konfiguration der heutigen (Stand 2017) WRRL-Grundwassermessstellennetze wurden bis 2016 keine neuen Messstellen eingerichtet, sondern es wurde ausschließlich auf den vorhandenen Bestand an verfügbaren Messstellen zurückgegriffen. Das Messnetz ist somit als „historisch gewachsen“ und hinsichtlich Messstellenart, Messstellenausbau und Alter der Messstellen als heterogen zu bezeichnen.

Ziel des Projektes (HYDOR 2018) war es einerseits, auf Basis von bereits vorhandenen Messstellendokumenten und Beschaffenheitsdaten sowie vorliegenden und nachrecherchierten Stammdaten und anhand einer Pilotierung, die eine Eignungsprüfung an ausgewählten Messstellen umfasste, den baulichen und funktionstechnischen Ist-Zustand des gesamten WRRL-Gütemessnetzes

zu analysieren und in Form sog. „Messstellenpässe“ zu dokumentieren. Andererseits war auch die Entwicklung eines Handlungskonzeptes zur Qualitätssicherung (QS-Handlungskonzept) des zukünftigen Messnetzbetriebes ein zentraler Projektbestandteil. Die Qualitätsanforderung an Grundwasserstands- und Grundwassergütemessstellen sollten in einem „Leitfaden zur dauerhaften Organisation und Qualitätssicherung der WRRL-Messnetze inkl. des QS-Handlungskonzeptes“ dokumentiert werden.

Darüber hinaus war gefordert, eine quantitative und qualitative Bedarfsabschätzung bezogen auf erforderliche qualitätssichernde Maßnahmen zu geben. Eine weitere Zielstellung war, ein DV-Konzept zu entwerfen, um den Messstellenzustand inklusive eventuell notwendiger und durchgeführter Maßnahmen optimal zu dokumentieren.

Für zukünftig notwendige Arbeiten zur Einhaltung der Qualitätsstandards des Leitfadens sind an den übrigen Messstellen des Messnetzes weitere technische Arbeiten notwendig. Hierzu wurden vier unterschiedliche Musterleistungsbeschreibungen und -verzeichnisse erarbeitet, die für entsprechende Ausschreibungen verwendet werden können.

Die Struktur des Berichtes orientiert sich maßgeblich an den im Projektverlauf bearbeiteten „Arbeitspaketen“ (AP):

- AP 1: Ist-Analyse des bestehenden WRRL-Grundwassergütemessnetzes,
- AP 2: Durchführung der Pilotierung 2016 und Ergebnisse,
- AP 3: Leitfaden zur dauerhaften Organisation und Qualitätssicherung der WRRL-Messnetze (inkl. QS-Handlungskonzept),
- AP 4: Datenmanagement und DV-Konzept sowie
- AP 5: Bedarfsanalyse für das gesamte Messnetz als Ergebnis der Ist-Analyse und Pilotierung.

2 Bestandsaufnahme (Ist-Analyse)

Die Ist-Analyse basiert auf zwei wesentlichen Säulen: der Analyse der allgemeinen Stammdaten zu den Messstellen des Grundwassergütemessnetzes und der Analyse der Funktionstüchtigkeit zum Zeitpunkt des Projektbeginnes im März 2016, letztere also vor allem bezogen auf Auffälligkeiten während der Probennahmen in den Jahren davor. Auf Grundlage dieser Analysen wurden Kriterien herausgearbeitet, die zur Erprobung des (vorläufigen) QS-Handlungskonzeptes, d. h. zur Selektion von Messstellen für die Pilotierung, genutzt wurden.

Das Messnetz wurde einer umfassenden Stammdatenanalyse hinsichtlich der qualitätsrelevanten und der in der Landesgrundwasserdatenbank NRW (HygrisC) vorhandenen Daten (u. a. zu Ausbau, Verfilterung und Abdichtung) unterzogen. Das durchschnittliche Alter der Messstellen liegt bei 37 Jahren. Etwa 75 % der Messstellen sind im Lockergestein verfiltert: 40 % der Messstellen sind in einem Sediment ausgebaut, das einen k_f -Wert von 2×10^{-4} m/s (mittelsandiger Feinsand) oder geringer aufweist. Davon wiederum sind 40 % (160 Messstellen) in Sedimenten mit einem k_f -Wert $< 5 \times 10^{-5}$ m/s ausgebaut, so dass häufige Auffälligkeiten bei der Probennahme auch auf die geringe Durchlässigkeit der zu untersuchenden Aquifere zurückzuführen sein können.

Bei 98 % der Messstellen lagen Schichtenverzeichnisse vor. Aussagekräftige Ausbaupläne bzw. Angaben zu dem Rohrausbau, -material und zur Hinterfüllung (Filterkies, Tonsperre, oberirdische Abdichtung) lagen bei 44 % der Messstellen vor. Bei 55 % waren diese Angaben nicht vollständig. Bei einer geringen Anzahl (4 %) lagen keine dieser Angaben vor. Der Mittelwert der Einbaulängen beträgt 27 m. Der Median von 17 m zeigt an, dass die Mehrheit der Messstellen relativ flach ausgebaut ist. Allerdings sind auch Messstellen (u. a. Brunnen) im WRRL-Gütemessnetz mit einer Tiefe von mehr als 60 m vertreten.

Als Grundlage für die Pilotmaßnahmen und zur Erprobung des QS-Handlungskonzeptes im Rahmen der Ist-Analyse weiter aufgearbeitet, wurden Listen mit verschiedenen Fallgruppen, die vorher vom LANUV gesammelt und zu Projektbeginn übergeben worden waren (Stand Februar 2016). Diese Listen beschrieben messstellenkonkrete Auffälligkeiten oder Besonderheiten und ermöglichten eine Einstufung nach Auswahlgründen, anhand derer für die Pilotauswahl Selektionskriterien gebildet wurden, und zwar: (1) Bauart der Messstelle, (2) Ausbaudurchmesser, (3) Filterstrecke, (4) Wassersäule für Probennahmen, (5) Probleme bei der Probennahme im Jahr 2015, (6) organoleptische Auffälligkeiten von 2010 bis 2016, (7) nicht erfolgreiche Auffülltests 2014/2015, (8) trockenengefallene Messstellen von 2010 bis 2016, (9 + 10) sog. „provisorische Messstellen“,

(11) deutliche Absenkung des Grundwasserspiegels bei der Probennahme unter Filteroberkante („Filterbelüftung bei der Probennahme“) sowie (12) Filterbelüftung bereits bei Ruhewasserspiegel.

Der Befund „organoleptische Auffälligkeiten“ war von diesen Fallgruppen mit Abstand am häufigsten. Dementsprechend lag der Fokus der Pilotmaßnahmen (vgl. Verteilung der Auswahlgründe) auf der näheren Analyse und ggf. Beseitigung von Auffälligkeiten, die bei der Probennahme zutage treten. Die Ergebnisse der erarbeiteten Handlungsschritte finden sich im QS-Leitfaden und können somit im Routinebetrieb künftig Anwendung finden.

3 Pilothafte Untersuchung von Grundwassermessstellen vor Ort

Ziel der Pilotierung war, den Entwurf des QS-Handlungskonzeptes vor Ort zu erproben, die datenbasierte Ist-Analyse um konkrete Informationen aus aktuellen Messstellenbefahrungen und Funktionsprüfungen zu ergänzen und somit an einem Teilkollektiv konkrete Informationen für die Bedarfsanalyse und für das resultierende Handlungskonzept zu gewinnen. Letzteres wurde an diesem Kollektiv konkret angewendet, um daraus messstellenscharfe Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Die Befahrung lässt sich grob durch die Maßnahmenkategorien „Visuelle Bewertung vor Ort“ und „Lagekontrolle“ beschreiben. Durch die Befahrung sollten Auffälligkeiten am Bau und im Umfeld dokumentiert, erste Hinweise einer möglichen Funktionsbeeinträchtigung der Messstelle ermittelt und ein Datenabgleich zwischen Ist-Zustand und der Dokumentation in HygrisC vorgenommen werden. Die Funktionsprüfung bestand zunächst in einem Leistungs- / Demonstrativpumpversuch mit z. T. mehrfach gestufter Förderrate zur Optimierung der Probennahmebedingungen und zur Verbesserung der hydraulischen Ergiebigkeit der Messstelle und danach in einem Routinepumpversuch unter Einhaltung des hydraulischen und des hydrochemischen Kriteriums sowie der Konstanz der organoleptischen Parameter.

Insgesamt wurden von September bis November 2016 303 Messstellen angefahren. An 99 Messstellen davon wurde eine Befahrung durchgeführt, an weiteren 197 zusätzlich eine Funktionsprüfung. Die vorgefundenen Einschränkungen hinsichtlich der Beprobbarkeit der einzelnen Messstellen konnten teilweise direkt vor Ort behoben werden, wie z. B. die Wiederherstellung der Zuwegung der Messstelle durch Freischneiden oder die Sicherung der Messstelle durch Instandsetzen des Messstellenabschlusses. Ebenso gehörte die Wiederherstellung der freien Durchgängigkeit durch das Bergen von Fremdkörpern dazu. Bei den Demonstrativpumpversuchen waren in 85 % der Fälle die durchgeführten Maßnahmen zumindest teilweise erfolgreich, nur bei 30 Messstellen (15 %) konnte keine Verbesserung der Bewertungskriterien erreicht werden oder kam es zu einer Verschlechterung. Erfolge konnten primär bei einer Verringerung der Auflandungen und der Sedimentführungen erreicht werden. Bei den organoleptischen Parametern dagegen kam es nicht immer zu einer signifikanten Verbesserung, vor allem dann, wenn die Ursachen vermutlich geogener Art waren, z. B. bei Messstellen mit sehr feinkörnigen Sedimenten im Münsterland mit geringer Ergiebigkeit.

Besonderer Wert wurde darauf gelegt, dass die vor Ort gewonnenen Ergebnisse der Funktions- und Eignungsprüfungen und deren Dokumentation in der Landesgrundwasserdatenbank gespeichert und fortgeschrieben werden können. Für jede bearbeitete Messstelle wurde ein „Messstellenpass“ erstellt. Mit der parallelen Entwicklung und sukzessiven Implementierung des sog. „kleinen DV-Konzepts“ konnte im Vergleich zu den bisherigen Bestandsunterlagen bereits messstellenkonkret eine deutliche Verbesserung der Dokumentation zu Ausbau, Zustand, einzelfallbezogenen Probennahmehinweisen und der ggf. gutachterlich empfohlenen QS-Maßnahmen an der jeweiligen (Pilot-)Messstelle erzielt werden. Darauf aufbauend wurden Empfehlungen zur Abarbeitung und ggf. Priorisierung der anstehenden QS-Maßnahmen an den einzelnen Messstellen und zu den zugrunde liegenden Auswahlgründen gegeben.

Die im Rahmen der Befahrung und der Funktionsprüfung erhobenen Daten geben einen Überblick über den Ist-Zustand der 303 Messstellen. Die Ergebnisse des Demonstrativ- und des Routinepumpversuches geben essentielle Informationen für die Einschätzung der Funktionstüchtigkeit einer Messstelle.

Leitfaden und QS-Handlungskonzept zur dauerhaften Organisation und Qualitätssicherung

Parallel zu der Pilotierung wurde ein Leitfaden entwickelt, um für den zukünftigen Regelbetrieb des quantitativen und qualitativen Messnetzes landesweite Qualitätsstandards in Nordrhein-Westfalen einzuführen. Dieser Leitfaden ist als Anhang I dem Abschlussbericht beigelegt und soll einer Veröffentlichung zugeführt werden. Die Ergebnisse der Ist-Analyse hinsichtlich des baulichen und funktionstechnischen Zustandes des bestehenden WRRL-Grundwassergütemessnetzes sowie die aus der Pilotierung gewonnenen Erkenntnisse und die Berücksichtigung einschlägiger Fachliteratur bilden die Grundlage für das Konzept über zukünftige Qualitätssicherungsmaßnahmen.

Das Kernstück des QS-Leitfadens bilden verschiedene, eine Messstelle zur Eignung für die WRRL-Messnetze qualifizierende, Prüfkriterien (QS-Kriterien). Diese 39 QS-Kriterien wurden thematisch in drei Teile untergliedert:

- Anforderungen an Lage und technische Bauausführung der Messstelle (I)
- Anforderungen an die Erst- und Bestandsdokumentation (II)
- Anforderungen an den Regelbetrieb (III).

Die QS-Kriterien werden im Leitfaden detailliert erläutert und begründet sowie in den fachlichen Kontext eingebettet. Mithilfe von Entscheidungsbäumen (sog. Fließschemata), die dem Leitfaden beigelegt sind, können für eine Messstelle alle Kriterien leicht handhabbar geprüft werden. Bei Notwendigkeit wurden die Kriterien weiter differenziert, um unterschiedliche Handlungsoptionen aufzeigen zu können. Dieses QS-Handlungskonzept wurde für die Pilotauswahl in der Praxis erprobt. Auch die Bedarfsabschätzung resultiert aus der Anwendung des QS-Handlungskonzeptes und quantifiziert den finanziellen und personellen Aufwand für die Umsetzung des Konzeptes bezogen auf das WRRL-Grundwassergütemessnetz.

Neben dem QS-Handlungskonzept werden im Leitfaden die organisatorischen Abläufe bzw. Verantwortungsbereiche der WRRL-Messnetze in Nordrhein-Westfalen beschrieben. Zudem gibt der Leitfaden richtungsweisende Angaben zu dem Turnus, der Art und dem Inhalt von anlass- und planmäßigen Kontrollmaßnahmen. In diesem Zusammenhang werden auch aus der routinemäßigen Messnetzbetreuung und Probennahme des LANUV resultierende Synergieeffekte erläutert. Darüber hinaus wurden für relevante Maßnahmenkategorien, die sowohl anlassbezogene Maßnahmen, wie auch Routinemaßnahmen zusammenfassen können, entsprechende Musterleistungsbeschreibungen und -verzeichnisse erstellt.

Zu regulären qualitätssichernden Maßnahmen zählt u. a. auch die Prüfung des Messnetzes auf Vollständigkeit und Repräsentativität. Solche Aspekte waren jedoch nicht Bestandteil des QS-Leitfadens, da sie bereits durch den Monitoringleitfaden Grundwasser (MUNLV 2008) näher beschrieben werden.

DV-Konzept

Für eine zukünftige Dokumentation der im QS-Leitfaden beschriebenen Kontrollmaßnahmen und Organisationsabläufe war ein Grobrollkonzept zur Verbesserung von bestehenden Datenverarbeitungsverfahren und Prozessen der Verwaltung der Grundwassermessstellendaten zu entwickeln. Das sogenannte DV-Konzept unterbreitet unter Berücksichtigung aktueller IT-Komponenten (v. a. HygrisC) und organisatorischer Rahmenbedingungen einen technischen, organisatorischen und inhaltlichen Vorschlag für eine Optimierung und Erweiterung der Dokumentation u. a. verschiedener Maßnahmen und des Messstellenzustandes. Ziel des Konzeptes ist es, die Qualitätskontrolle der Messstellen praktikabel und möglichst effizient zu gestalten und zu unterstützen. Alle erforderlichen Informationen, deren Erhebung verhältnismäßig und gewinnbringend ist, werden in der Landesgrundwasserdatenbank HygrisC erfasst.

Im Zentrum der Konzeption steht die messstellenkonkrete Dokumentation insbesondere folgender Inhalte:

- Stammdaten
- Probennahmen und Messungen
- Eignungsprüfung inkl. technischer Zustand, Funktionstüchtigkeit bzw. Beprobbarkeit und Handlungsbedarf
- festgestellte Auffälligkeiten und Ableitung von Maßnahmen
- Maßnahmen und Maßnahmenergebnisse
- fachliche Eignung als WRRL-Messstelle (Güte/ Stand)
- Aufnahme in oder Aussonderung aus dem jeweiligen WRRL-Messnetz (Güte/ Stand)

Die Datenerhebung und das Datenmanagement selbst sind von unterschiedlichen Akteuren abhängig. Von Bedeutung sind v. a. Elemente, die zum Thema Eignungsprüfung und der dafür erforderlichen Dokumentationen gehören. In diesem Zusammenhang wurden z. B. bestehende Elemente „Messstellenstatus/Monitoringstatus“ und „WRRL_Eignung“ inhaltlich erweitert. Zudem wird für das Objekt „Maßnahme“ bzw. „Maßnahmentyp“ ein Implementierungsvorschlag unterbreitet, der Datenbankaspekte, Logik, neue Bedienelemente und Auswertungen umfasst. Dafür wurde auch ein Maßnahmenkatalog erarbeitet, der auf die Inhalte des QS-Leitfadens abgestimmt ist. Teile des vorliegenden DV-Konzeptes wurden bereits für die Dokumentation der Geländearbeiten und des aus der Anwendung des QS-Handlungskonzeptes resultierenden Handlungsbedarfs für jede „Pilotmessstelle“ praktisch umgesetzt.

Bedarfsanalyse für das WRRL-Grundwassergütemessnetz

Die Bedarfsanalyse beinhaltet die quantitative Abschätzung des finanziellen und personellen Aufwandes für den zukünftigen qualitätsgesicherten Betrieb des WRRL-Grundwassergütemessnetzes. Die Bedarfsanalyse gliedert sich erstens nach der Abschätzung des Aufwandes zur Ertüchtigung des gesamten Messnetzes innerhalb der nächsten vier Jahre und zweitens nach der Abschätzung des Aufwandes für die Qualitätssicherung im zukünftigen Regelbetrieb. Sie basiert auf den Ergebnissen bzw. auch Erkenntnissen der Ist-Analyse und der Pilotierung 2016 sowie Erfahrungswerten des LANUV und ist auf die im Leitfaden dokumentierten Qualitätsanforderungen abgestimmt.

Für die aggregierende Darstellung des Handlungsbedarfs, der sich für 289 Pilotmessstellen (zwei Messstellen waren zum Zeitpunkt der Analyse zwischenzeitlich aus dem Messnetz ausgesondert, bei 12 Quellen/ Sickerstollen ist kein weiterer Handlungsbedarf erforderlich) ergibt, wurden die durchzuführenden Einzelmaßnahmen acht verschiedenen Maßnahmenkategorien zugeordnet. Diese acht Kategorien können für Planungszwecke inhaltlich und fachlich durch unterschiedliche Komplexität und Kompetenzbereiche voneinander abgegrenzt werden. In der nachfolgenden Abbildung sind die Kategorien in einer bestimmten Reihenfolge abgebildet und miteinander verknüpft.

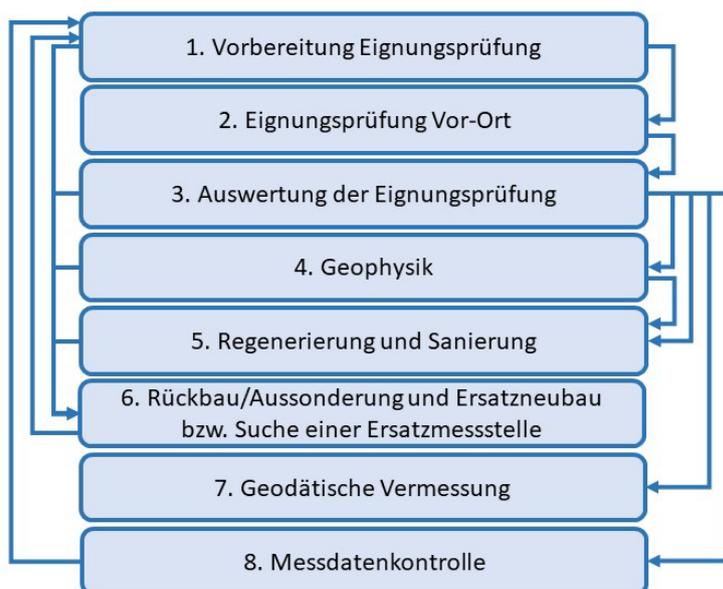


Abbildung 1: Zusammenfassung der Einzelmaßnahmen zu den acht Maßnahmenkategorien

Priorität bei dem weiteren Vorgehen haben Messstellen, die aufgrund irreparabler Schäden aus dem WRRL-Güte-Messnetz ausgesondert und ggf. ersetzt werden sollen. Parallel sollen die Einzelfallprüfungen bearbeitet und Messstellen näher analysiert werden, bei denen ein Verdacht auf einen hydraulischen Kurzschluss (i. d. R. Messstellenbündel) oder auf eine hydrochemische Beeinflussung besteht. Auch das Anbringen einer

Kennung ist von Bedeutung, um einer Verwechslung vorzubeugen. Eine geophysikalische Untersuchung sollte bei allen Messstellen eingeleitet werden, bei denen das Vorhandensein einer oberirdischen Abdichtung nicht bekannt ist oder trotz Durchteufung separierter Schichten keine Ausbaukontrollmessung dokumentiert wurde. Auch das gesonderte Vorgehen beim Pumpversuch bei Messstellen mit geringer Ergiebigkeit sollte zeitnah erfolgen, um weitere, beispielweise regenerierende Maßnahmen einleiten zu können. Von Wichtigkeit sind insbesondere die Messstellen, bei denen eine Kamerabefahrung und mechanische Reinigung bzw. hydromechanische Regenerierung empfohlen wird. Dies betrifft einen sehr hohen Prozentsatz der Pilotmessstellen. Auch Entsandungsverfahren und Fangarbeiten sowie die Reparatur der Messstellenabschlüsse sollten - sofern empfohlen - vor der nächsten Probennahme verrichtet werden. Nachgestellt bearbeitet werden können einfache Instandhaltungsmaßnahmen, wie das Anbringen eines Schutzdreieckes oder einer Sichtstange. Gleiches gilt für alle Maßnahmen, die im Zusammenhang mit der geodätischen Vermessung stehen. Die Messdatenkontrolle sollte generell parallelisiert laufen.

Ein wichtiger Punkt für den künftigen Regelbetrieb ist die planmäßige Ausführung der Funktions- und Eignungsprüfung an allen WRRL-Messstellen (sog. „Messstellen-TÜV“). Diese ist in verschiedene Prüfverfahren gegliedert, die wiederum in unterschiedlichem Turnus erfolgen sollten. Eine Befahrung (v. a. visuelle Bewertung Vor-Ort) sowie ein Pumptest sollten z. B. alle fünf Jahre durchgeführt werden. Eine Kamerabefahrung erscheint planmäßig – d. h. ohne konkreten Anlass – einmal in einem Zeitraum von zehn Jahren zweckmäßig. Auch eine geodätische Höhenmessung sollte innerhalb von zehn Jahren erfolgen, in Bergsenkungsgebieten sowie anlassbezogen entsprechend häufiger.

Des Weiteren ist eine Regelmäßigkeit der Regenerierungs- und Wartungsarbeiten für den langfristigen Erhalt einer Messstelle von Bedeutung und auch wirtschaftlich zweckmäßig, da zu spät durchgeführte Maßnahmen oft nicht mehr erfolgreich oder nicht mehr kosteneffizient durchführbar sind. Wichtig bei allen diesen Maßnahmen ist auch, dass auf eine lückenlose Dokumentation in der Grundwasserdatenbank und eine fachgerechte Auswertung und Protokollierung – zukünftig unter Anwendung des QS-Leitfadens und DV-Konzepts – geachtet wird.

Fazit

Da Messstellen des WRRL-Gütemessnetzes bei den jährlichen Beprobungen in den letzten Jahren z. T. Auffälligkeiten gezeigt hatten, die auf bautechnische Mängel oder Verschleiß hinwiesen, wurde auf Grundlage bereits vorliegender Auswertungen und Daten des LANUV zunächst eine „Ist-Analyse“ vorgenommen. Ziel war es, zunächst messstellenkonkrete Maßnahmenempfehlungen abzuleiten, diese in der Praxis zu erproben und daraus Messstellentypen und Handlungsbedarfe zu kategorisieren und das resultierende Konzept auf das gesamte Messnetz zu übertragen. Im Fokus der vor-Ort-Maßnahmen standen Mängel, die durch einfache Wartungsarbeiten behoben werden könnten, also z. B. die Entfernung organoleptischer Auffälligkeiten durch Regenerierungen.

Für die Durchführung der Messstellenprüfungen, einfachen Regenerierung und Sanierung sowie routinemäßigen Dokumentation wurden anlassbezogen 300 Messstellen ausgewählt, die zwar nicht repräsentativ für das gesamte Messnetz waren, jedoch charakteristische Mängel aufwiesen, deren Analyse und Beseitigung angestrebt wurde. Eingesetzt wurden vor allem hydraulische Maßnahmen (Pumptests), die zu einem besonders aussagekräftigen Ergebnis führen. In ausgewählten Fällen wurden diese durch Kamerabefahrungen ergänzt. Die Ergebnisse der Arbeiten wurden in Messstellenpässen abgelegt, deren wesentliche Basis die aus der landesweiten Datenbank (HygrisC) ausgelesenen Werte waren und die darüber hinaus um aktuelle Informationen (z. B. Fotos, visuelle Bewertung des Umfeldes) ergänzt wurden. Erfolge konnten primär bei einer Verringerung der Auflandungen und der Sedimentführungen erreicht werden. Ein Teil der Messstellen sollte weitergehenden Sanierungen oder Prüfungen unterzogen oder ausgesondert werden.

Basierend auf den Erfahrungen und Ergebnissen der „Pilotierung“ wurde ein umfassendes QS-Handlungskonzept mit 39 Kriterien in drei Gruppen (bautechnische Anforderungen, Dokumentation und Betrieb der Messstelle) abgeleitet, deren zukünftige Umsetzung der Qualitätssicherung im Messnetzbetrieb dient und das grundsätzlich auch für Messstellen des WRRL-Wasserstandsmessnetzes gilt. Die Kriterien münden jeweils in einer Handlungsempfehlung bzw. Einzelmaßnahme für die Messstelle. Die Einzelmaßnahmen wurden acht verschiedenen Kategorien - von der initialen Eignungsprüfung bis zur abschließenden Messdatenkontrolle -

zugeordnet. Die Kriterien gelten auch für Bestandsmessstellen Dritter, die aktuell oder zukünftig in das Messnetz integriert werden sollen.

Durchgehend geachtet wurde darauf, dass alle neu vor Ort erhobenen Daten HygrisC-konform wieder in die Datenbank integriert werden können. Dafür wurde ein DV-Konzept entwickelt, das auf bestehenden Strukturen aufbaut und die neu zu erwartenden Daten infolge der Anwendung der QS-Handlungskriterien integrierbar hält. Zudem wurden Musterdokumente für die Ausschreibung ingenieurtechnischer und baulicher Arbeiten zur Umsetzung der Empfehlungen ausgearbeitet und eine Bedarfsanalyse hinsichtlich der Kosten zur Umsetzung des Konzeptes erarbeitet.

Die Bedarfsanalyse basiert mit Kenntnisstand des Jahres 2016/2017 auf einer umfassenden Ist-Analyse des WRRL-Gütemessnetzes, des Handlungsbedarfs an den einzelnen Messstellen und aktuellen Kostenerhebungen zu den einschlägig relevanten Maßnahmen, ergänzt durch Erfahrungswerte des LANUV hinsichtlich der Häufigkeit der im Regelbetrieb anfallenden und in Zuständigkeit des LANUV zu behebenden Mängel. Für den zukünftigen Betrieb des WRRL-Grundwassermessnetzes wird zur Verbesserung der Effizienz und Lebensdauer der einzelnen Messstellen die Anwendung des QS-Leitfadens empfohlen.

Literatur

HYDOR (2018): Ist-Analyse, Ermittlung und Beseitigung von Defiziten und Einführung einer Qualitätskontrolle der WRRL-Grundwassermessnetze Nordrhein-Westfalens.- Bericht der HYDOR Consult GmbH an das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Berlin (unveröff.).

LANUV (2018, in prep.): Leitfaden Monitoring Grundwasser.- Weitere Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Vom Monitoring über Maßnahmenprogramme zum Bewirtschaftungsplan (unveröff.).

MUNLV (2008): Leitfaden Monitoring Grundwasser.- Weitere Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Vom Monitoring über Maßnahmenprogramme zum Bewirtschaftungsplan, Stand: 15.05.2008, Düsseldorf (online veröffentlicht).

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



Bearbeiter: Dr. Jörg Neumann
E-Mail: joerg.neumann@lfu.bayern.de
Tel.: 09281 1800-4831; Fax: 09281 1800-4999
Redaktionsschluss: 16.07.2018

Funktionsprüfung – Vorgehensweise in Bayern

Einleitung

Als wichtige Aufgabe der staatlichen Gewässerkunde in Bayern werden landesweite Grundwassermessnetze quantitativ (Grundwasserstand, Quellschüttung, Temperatur) und qualitativ (Grundwasserbeschaffenheit) betrieben. Die regelmäßigen, d. h. nach einem festen Turnus und langfristig durchgeführten Messungen dienen der Gewinnung gewässerkundlicher Grundlagen, der Information der Öffentlichkeit und nicht zuletzt der landesweiten Grundwasserüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie bzw. gemäß weiterer nationaler und internationaler Berichtspflichten. Der Qualitätssicherung (QS) der verwendeten Messstellen und der erhobenen Daten kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

Grundwassermonitoring in Bayern

Das quantitative Monitoring in Bayern basiert im sogenannten Grundnetz derzeit auf etwa 620 Grundwassermessstellen, die seit den 1990er Jahren sukzessive neu errichtet wurden. Ergänzt werden diese speziell in gering ergebnisreichen Grundwasserleitern durch ca. 120 Quellen (Grundnetz), die für eine kontinuierliche Schüttungsmessung messtechnisch ausgestattet worden sind. Darüber hinaus werden weitere 1.200 Messstellen in Verdichtungsnetzen und staatlichen Sondernetzen geführt, so dass sich für den Landesgrundwasserdienst ein Bestand von insgesamt knapp 2.000 quantitativ genutzten Messstellen in Bayern ergibt.

Zur landesweiten Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Bayern dienen etwa 620 Messstellen. Anders als beim quantitativen Grundwassermonitoring (s. o.) handelt es sich dabei jedoch nur in wenigen Fällen um neu gebohrte Grundwassermessstellen. Mehrheitlich (etwa 2/3 aller Messstellen) werden bestehende Anlagen der öffentlichen Wasserversorgung (Brunnen, Quellen) zur Probenahme genutzt. Das verbleibende Drittel umfasst gewässerkundliche Messstellen unterschiedlicher Art (Grundwassermessstellen, Quellen), von denen wiederum knapp die Hälfte zugleich Bestandteil des quantitativen Messnetzes ist (s. o.). Das qualitative Grundwassermessnetz wurde ab 2006 für die Wasserrahmenrichtlinie grundlegend neu geordnet und in den letzten Jahren im Detail nochmals angepasst.

Maßnahmen der Qualitätssicherung

Die wasserwirtschaftliche Qualitätssicherung betrifft im Rahmen des Grundwassermonitorings unterschiedliche Teilbereiche und umfasst folgende Einzelaspekte, die sich z. T. unmittelbar gegenseitig beeinflussen:

- Zustand der Messstellen
- Qualität der Stammdaten
- Qualität der Messdaten
- Funktionsfähigkeit der Messtechnik / Messgeräte
- Qualifikation des Personals

Im weiteren Verlauf wird speziell auf den baulichen Zustand der Messstellen näher eingegangen. Qualitätssicherung wird dabei als Querschnittsaufgabe betrachtet, die zunächst einmal unabhängig vom jeweiligen Messzweck (quantitativ, qualitativ) ist. Priorisiert wird jedoch hinsichtlich der Bedeutung der Messstellen bzw. der Zugehörigkeit zu verschiedenen Teilmessnetzen (siehe Tabelle 1). Grundsätzlich zu differenzieren ist zwischen „eigenen“ Messstellen der Wasserwirtschaft und sonstigen Probenahmestellen (v. a. Brunnen und Quellen der öffentlichen Wasserversorgung). Während die zur Probenahme genutzten Objekte der Wasserversorgung auch QS-seitig in der Verantwortung des jeweiligen Betreibers liegen, hat der Freistaat Bayern die selbst betriebenen Messstellen eigenverantwortlich zu unterhalten.

Der Messstellenbestand der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung umfasst ein Anlagevermögen von mehreren Mio. Euro. Wie jedes Bauwerk unterliegen auch Grundwassermessstellen (und ausgebaute Quellen) einer baulichen Alterung. Qualitätssichernde Maßnahmen an den Messstellen wirken präventiv und haben daher vor allem einen bestandserhaltenden Charakter. Darüber hinaus soll unter Berücksichtigung von Belangen der Arbeitssicherheit (v. a. an Quellen, bzw. bei Messstellen mit Schachteinstieg) die Durchführbarkeit einer repräsentativen Probenahme langfristig gewährleistet werden. Bedeutendster Schritt der gewässerkundlichen Qualitätssicherung und Grundlage für eventuelle weiterführende Maßnahmen sind regelmäßige Funktionskontrollen an den Messstellen.

Funktionsprüfungen

Das Vorgehen bei Funktionsprüfungen ist in Bayern durch das Handbuch Technische Gewässeraufsicht geregelt. Neben regelmäßigen Überwachungen können anlassbezogen, d. h. im Verdachtsfall oder bei offensichtlichen Mängeln, auch außerhalb des vorgegebenen Turnus Funktionsprüfungen erforderlich werden. Die Untersuchungen an den Messstellen werden im Regelfall durch die Wasserwirtschaftsämter (WWA) durchgeführt. Funktionsprüfungen sind auch bei der Übernahme von Grundwassermessstellen bzw. Quellmessstellen in die staatlichen Messnetze durchzuführen.

Für Grundwassermessstellen gelten folgende Vorgaben (Tabelle 1):

Art der Überwachungen	Grundnetz	Verdichtungsnetz	Sondernetz
• Allgemeine Ortseinsicht	alle 5 Jahre	alle 10 Jahre	Bei Bedarf
• Funktionskontrolle mit Auffülltest	alle 5 Jahre	alle 10 Jahre	Bei Bedarf
• Kamerabefahrung	alle 10 Jahre	bei Verdacht auf Beschädigungen	bei Verdacht auf Beschädigungen
• Überprüfung der Messpunkthöhe	alle 10 Jahre	bei Setzungen od. Messstellenumbau	bei Setzungen od. Messstellenumbau
• Geophysikalische Messungen	bei Beschädigungen	bei Beschädigungen	bei Beschädigungen
• Pumptest	Bei Bedarf	Bei Bedarf	Bei Bedarf
• Kontrollmessung an aufgelassenen Messstellen	halbjährlich	halbjährlich	halbjährlich

Für Quellmessstellen gelten folgende Vorgaben (Tabelle 2):

Art der Überwachungen	Grundnetz	Verdichtungsnetz	Sondernetz
<ul style="list-style-type: none"> Allgemeine Ortseinsicht 	alle 5 Jahre	alle 10 Jahre	Bei Bedarf
<ul style="list-style-type: none"> Kamerabefahrung der Quellstränge 	alle 10 Jahre	bei Verdacht auf Beschädigungen	bei Verdacht auf Beschädigungen
<ul style="list-style-type: none"> Überprüfung der Messpunkthöhe 	Bei Neubau oder Übernahme	Bei Neubau oder Übernahme	Bei Neubau oder Übernahme
<ul style="list-style-type: none"> Kontrollmessung an aufgelassenen Messstellen 	halbjährlich	halbjährlich	halbjährlich

Mögliche Konsequenzen aus den Funktionsprüfungen

Sofern durch die Funktionsprüfungen Mängel festgestellt werden, bzw. falls die Funktionsfähigkeit der Messstelle nicht mehr gewährleistet ist, besteht ein weitergehender Handlungsbedarf. Dasselbe gilt für den Fall, das sich kein eindeutiges Schadensbild ergibt oder eine Messstelle nur noch eingeschränkt funktionsfähig ist. Wichtigste Entscheidungsgrundlage sind dabei zunächst einmal die Ergebnisse der Kamerabefahrungen, mit denen der tatsächliche Zustand in der Messstelle dokumentiert ist. Darauf aufbauend können ggf. weitergehende Untersuchungen zur Schadensdiagnose (z. B. Geophysik) erforderlich sein, bevor schließlich über geeignete Maßnahmen entschieden werden kann. Grundsätzliches Ziel ist es, möglichst frühzeitig durch geeignete Maßnahmen eine Behebung des Mangels zu erreichen und die allgemeine Funktionsfähigkeit der Messstelle wieder herzustellen. Standardmaßnahmen sind die Reinigung (Rohrinnenwand) und/ oder Regenerierung der Messstelle. Bei baulichen Defiziten können je nach Schwere des Mangels unterschiedliche Sanierungsmaßnahmen bis hin zu einem Ersatzneubau erforderlich werden. Im letztgenannten Fall ist im Sinne des vorsorgenden Grundwasserschutzes ein ordnungsgemäßer Rückbau der nicht mehr geeigneten Messstelle erforderlich.

In Bayern wurden seit dem Jahr 2010 knapp eintausend Kamerabefahrungen zur turnusmäßigen Zustandserfassung an den Messstellen der Landesmessnetze durchgeführt. In mehr als der Hälfte aller Fälle wurde mit den Ergebnissen ein weitergehender Handlungsbedarf aufgezeigt. Den Großteil der erforderlichen Maßnahmen machen dabei Reinigungen und Regenerierungen aus. Bauliche Maßnahmen unterschiedlichster Art (Sanierung, Ersatzneubau/ Rückbau, Sonstige) waren in etwa 10 % aller Fälle erforderlich. Die vorliegenden Ergebnisse der Kamerabefahrungen haben deutlich gezeigt, dass das Auftreten bzw. die Häufigkeit von Schäden in vielen Fällen in einem direkten Zusammenhang mit dem Baujahr bzw. Alter der Messstelle zu sehen ist. Regelmäßige Funktionsprüfungen (und die daraus abgeleiteten Maßnahmen) stellen bei einem stetig alternden Bauwerksbestand ein ganz wesentliches Element der Qualitätssicherung dar und sind Grundlage für ein langfristig ausgerichtetes Grundwassermonitoring.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



ARBEITSKREIS
**Grundwasser-
beobachtung**

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Freistaat
SACHSEN

Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe

Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Internet: www.lfulg.sachsen.de

Bearbeiter: Peter Börke
E-Mail: peter.boerke@smul.sachsen.de
Tel.: 0351 8928-4300; Fax: 0351 8928-4099
Redaktionsschluss: 16.07.2018

Merkblatt Funktionsprüfung an Grundwassermessstellen

Peter Börke, Eike Barthel, Angela Hermsdorf, Heiko Ihling, Annette Kolberg, Ronald Krieg, Jörg Kunze, Jörg Neumann, Falk Nüßler, Holger Rauch†, Jörg Steinborn, Antje Richter und Ralf Trabitczsch

Mit der weiteren Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und der novellierten Düngeverordnung gelangt die Qualität der zur Bewertung des Gewässerzustandes erhobenen Daten und der zugrunde liegende Messnetze immer mehr in den Fokus der öffentlichen Wahrnehmung. Der Arbeitskreis Grundwasserbeobachtung hat sich von Anfang an zum Ziel gesetzt, die Qualität des staatlichen Messbetriebs mit einem Handbuch Grundwasserbeobachtung in Form einer fortgeschriebenen Merkblattsammlung zu sichern. Diese Sammlung wird auch weiteren Messnetzbetreibern empfohlen.

In Bezug auf das vorhandene DVGW-Regelwerk W 129 (A) „Eignungsprüfung von Grundwassermessstellen“ enthält das vorliegende Merkblatt: „Funktionsprüfung an Grundwassermessstellen“ einen erweiterten Ansatz. Da es insbesondere der Unterstützung und Sicherstellung des Betriebs von Grundwassermessstellen der staatlichen Grundwasserbeobachtung dient, wurde bei der Entwicklung darauf geachtet, dass die notwendigen Funktionsprüfungen entweder

- a) als einfache Funktionsprüfung in den regulären Betrieb von Stands- und Beschaffenheitsmessstellen integriert werden können oder
- b) als komplexes Untersuchungsprogramm in Form von gesonderten Leistungen an qualifizierte Fachfirmen vergeben werden.

Ferner wurde die Möglichkeit eröffnet, einen turnus- oder anlassbezogenen Prüfungsrhythmus zu verfolgen. Dies hat den Vorteil, dass die Messbetriebe je nach Größe und Arbeitsweise der Messnetze die jeweils geeignete Art des Prüfungsrhythmus wählen können. Das Merkblatt enthält dafür jeweilige Entscheidungsabläufe. Empfehlungen zur Erstuntersuchung und Erstbewertung von Grundwassermessstellen dienen der Entscheidung, ob Messstellen, die durch einen Drittbetreiber übernommen werden sollen oder von diesem zur Überlassung angeboten werden, funktionsfähig und geeignet sind.

Zur neu geschaffenen Möglichkeit der anlassbezogenen Arbeitsweise gehören Feld- und Auswerteindikatoren. Diese wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit (Hamann, 2016) und einer Masterarbeit (Jäkel, 2017) entwickelt. Mithilfe von Abweichungsschwellenwerten können signifikante Abweichungen von Leitparametern in Bezug auf das Beschaffenheitskriterium der Probenahme abgeschätzt und für weitere Entscheidungen herangezogen werden. Die im Merkblatt genannten

Abweichungsschwellenwerte sind erste Anhaltspunkte und werden in der Praxis weiter geprüft und fortentwickelt.

Für die einfache und die komplexe Funktionsprüfung sind je ein Regelprogramm mit empfohlenen und optionalen Verfahren entwickelt worden. Das Merkblatt enthält außerdem Empfehlungen zur Dokumentation und Qualitätssicherung sowie ein Muster eines Vor-Ort-Protokolls für die einfache Funktionsprüfung.

Als Anhang wurde eine Beschreibung der empfohlenen und optionalen Verfahren zur Feststellung der Funktionsfähigkeit von Grundwassermessstellen aufgenommen. Inhalt und Zweck der Verfahren werden kurz erläutert. Dabei wird unterschieden in

- optisch-mechanische Untersuchungsverfahren,
- geophysikalische Bohrlochmessungen und
- hydraulische Funktionstests.

Das Merkblatt ist aus Sicht des Arbeitskreises als fachliche Grundlage zur Erarbeitung länderspezifischer Betriebsanweisungen geeignet.

Literaturverzeichnis

DVGW W 129 (A) (2012): Eignungsprüfung von Grundwassermessstellen

Hamann, F. (2016): Robuste Indikatoren zur Festlegung der Notwendigkeit und des Umfangs von Funktionsfähigkeitsprüfungen an Grundwassermessstellen, Bachelorarbeit, TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Grundwasserwirtschaft, 2016.

Jäkel, L. (2017): Ableitung von Indikatoren und Arbeitsroutinen zur Identifikation der Notwendigkeit und des Umfangs von Funktionsfähigkeitsprüfungen an Grundwassermessstellen, Masterarbeit, TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Grundwasserwirtschaft, 2016.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



HTW Dresden, Lehrgebiet Wasserwesen

Friedrich-List-Platz 1, 01069 Dresden

Internet: www.htw-dresden.de

Bearbeiter: Gerit Orzechowski, Thomas Grischek
E-Mail: gerit.orzechowski@htw-dresden.de, thomas.grischek@htw-dresden.de
Tel.: 0351 462-2088; 0351 462-3350
Redaktionsschluss: 21.08.2018

Mikrobiologische Grundwasseruntersuchungen im Feld

Einleitung

Für die Entscheidung, ob ein Grundwasser ohne weitergehende Aufbereitung als Trinkwasser genutzt werden kann, ist eine mikrobiologische Analyse notwendig. Dazu wird mindestens geprüft, ob das Wasser Indikator-Mikroorganismen enthält. In den Trinkwasserverordnungen der meisten Länder wird für die Indikatoren Coliforme und *E.coli* ein Wert von 0 in 100 mL Wasserprobe gefordert. Dies bedeutet nicht, dass das Wasser völlig frei von Mikroorganismen ist. Allerdings ist eine schnelle Entscheidung nicht möglich, da die konventionellen Methoden auf der Nutzung des *Koch'schen* Plattierungsverfahrens bzw. des Wachstums lebender Mikroorganismen in einer bestimmten Zeit beruhen. Eine Aussage ist frühestens nach 18 Stunden möglich, was auch in Deutschland zu Verzögerungen bzgl. der Freigabe von desinfizierten Brunnen und Rohrleitungsabschnitten sowie Problemen bei Falsch-Positiv-Befunden im Trinkwassernetz führt.

In Projekten des Lehrgebiets Wasserwesen der HTW Dresden geht es neben der Technik der Wassergewinnung und -bewirtschaftung zunehmend auch um Risikobewertungen und die Auswahl erforderlicher weitergehender Aufbereitungsverfahren zur Bereitstellung von unbedenklichem Trink- und Bewässerungswasser. Mit den mikrobiologischen Standardmethoden wird nur ein Teil der Mikroorganismen erfasst. Gleichzeitig können der Zeitpunkt der Probennahme und somit die Auswahl der Wasserproben für die Analytik im Labor entscheidend sein für die Bewertung. Andererseits gibt es bei Arbeiten in Entwicklungs- und Schwellenländern oft kein Labor in der Nähe, so dass eine Analyse der Wasserproben innerhalb von 24 h im Labor nicht möglich ist. Deshalb testet die HTW Dresden neue Nachweismethoden, um eine richtige Auswahl der Proben für die Laboranalytik oder vor Ort Aussagen zur Bewertung des Wassers treffen zu können. Die Tests umfassen die Durchflusssytometrie, ATP-Messungen, die Bestimmung von Pflanzenviren und den Einsatz von Colilert und Letz-Tests.

Gesetzlich anerkannte Analysenmethoden zur mikrobiologischen Bewertung von Trinkwasser sind die Kontrolle auf *E.coli* als Indikator für mögliche fäkale Verunreinigungen und die Bestimmung der KBE Werte (Koloniebildende Einheiten) bzw. AMK Werte (Aerobe Mesophile Keime). Die Zahl der AMK wird oft fälschlicherweise als Gesamtkeimzahl bezeichnet. In beiden Fällen kommt die Kultivierung auf festem Nährmedium (Nähragar) zum Einsatz, bei der die in der Wasserprobe enthaltenen vermehrungsfähigen Mikroorganismen zur Koloniebildung angeregt werden. Nach der Inkubation, welche sich über einen Zeitraum von bis zu drei Tagen erstrecken kann, erfolgt eine manuelle Auszählung durch das Laborpersonal. Ermittelt werden anschließend die KBE bzw. AMK Werte = Kolonien, die auf einer Agar-Platte gewachsen sind. Nachteile dieser Methode sind die lange Inkubationsdauer und, dass nicht alle in der Probe enthaltenen lebensfähigen Mikroorganismen wachsen. Somit werden viele Mikroorganismen gar nicht erfasst und die „wahre Zahl“ an

Mikroorganismen ist um ein Vielfaches höher. Der Vergleich des Plattierungsverfahrens mit der Durchflusszytometrie hat gezeigt, dass beim Plattierungsverfahren nur 0,01 – 1 % der tatsächlich lebensfähigen Mikroorganismen im Wasser erfasst werden. Somit bietet die Durchflusszytometrie ein um zwei Logstufen genaueres Verfahren als das herkömmliche Plattierungs-Verfahren [1].

Durchflusszytometrie

Die Durchflusszytometrie (FCM – Flow Cytometry) dient der mikrobiologischen Bewertung von Wasserproben jeglicher Art. Bei der durchflusszytometrischen Analyse wird die Anzahl an Mikroorganismen in einer Wasserprobe ermittelt und in counts/mL angegeben. Das Verfahren ermöglicht die Ermittlung der Gesamtzellzahl (TZZ - Total Zellzahl) und eine Unterscheidung in lebende und tote Mikroorganismen. Es gibt verschiedene Geräte auf dem Markt für den Einsatz im Labor und inzwischen auch mobil für den Feldeinsatz und ein online-Monitoring. Das FCM Bacto Sense der Firma Sigrist eignet sich für beides. Der Vorteil der online-Messung besteht darin, dass die Werte nahezu in „Echtzeit“ gemessen werden. Das Verfahren ist wenig stör anfällig. Die Analysezeit der online-Messung liegt bei 30 min je Probe. Laborgeräte benötigen mitunter etwas mehr Zeit, da die Probe ggf. vorher verdünnt werden muss, anschließend folgen Inkubation, Messung und Auswertung. Die Zeit für die Messung im Labor verringert sich, wenn mehrere Proben bearbeitet werden.

Wird ein Labor-FCM, z. B. Accuri C6, genutzt, wird die zu analysierende Probe mit einem DNA Farbstoff, z. B. SYBR green (Ermittlung TZZ), oder zusätzlich mit Propidiumiodid (für lebend/ tot Diskriminierung) versetzt. Anschließend erfolgt eine Inkubation im Wasserbad bei 37°C für 13 min. Während der Inkubation lagert sich der Farbstoff irreversibel zwischen den Basen des DNA-Doppelstranges ein (Interkalation). Die Fluoreszenzfarbstoffe SYBR green und Propidiumiodid weisen unterschiedliche Membrangängigkeiten auf. SYBR green ist ein membrangängiger Farbstoff, der die Zellwand aller Zellen durchdringt und sofort zwischen den Basen der DNA interkaliert. Propidiumiodid hingegen kann nur defekte Zellwände passieren und dringt demzufolge nur dann in Zellen ein, wenn deren Zellwand bereits geschädigt ist. So wird über die Kombination beider Farbstoffe eine lebend/ tot Diskriminierung durchgeführt. Nach Beendigung der Messung mit dem Laborgerät erfolgt die Auswertung der Daten mit einem Excel-Programm.

Bei der Nutzung des online-FCM BactoSense der Firma Sigrist entfallen die manuellen Schritte Anfärben, Inkubation und Auswertung für den Anwender. Das Gerät führt diese Schritte selbstständig aus und verwahrt die Probe in einem Abfallbehälter im Gerät. Auf diese Weise können bis zu 1000 Proben analysiert werden. Da keine Chemikalien freigesetzt werden, ist ein Einsatz des Gerätes auch im Wasserwerk und Bereichen der Lebensmittelindustrie möglich. Das BactoSense bietet zudem den Vorteil, dass es sowohl für Einzelmessungen als auch für den online-Betrieb geeignet ist [2].

Abb. 1 zeigt den Vorgang der FCM-Analyse im Detail. Die zu analysierende Probe wird über eine „Saugnadel“ in das Gerät gebracht. Anschließend wird diese mittels einer Lösung, die den Transport der Probe gewährleistet, hydrodynamisch fokussiert. So ist es möglich, dass die Zellen einzeln über eine Durchflussküvette den Strahlengang passieren. Der in den Zellen enthaltene Farbstoff wird durch einen Laserstrahl angeregt. Das emittierte Licht gelangt über Teilerspiegel zum jeweiligen Photomultiplier, wird dort verstärkt und über einen Signalwandler als Punkt im DotPlot-Diagramm ausgegeben. Gemessen wird das Fluoreszenzsignal für SYBR green und Propidiumiodid. Weiterhin werden der FSC (forward scatter) und der SSC (side scatter) erfasst und in einem separaten Diagramm dargestellt. Über den Kanal des FSC kann auch eine Abschätzung der Größe von Mikroorganismen erfolgen [3]. Jedes Signal ergibt einen Punkt im DotPlot-Diagramm (Abb. 2) und repräsentiert eine detektierte Zelle. Das Histogramm (Abb. 3) zeigt die Intensität der jeweiligen Fluoreszenzsignale.

Das DotPlot Diagramm in Abb. 2 zeigt eine typische Verteilung der Mikroorganismen für eine lebend/ tot Diskriminierung. Die Abgrenzung der verschiedenen Mikroorganismen erfolgt durch so genannte „Gates“. Die Punkte innerhalb eines Gates werden dann als counts/mL ausgegeben. Im Histogramm (Abb. 3) ist rot der Anteil toter und grün der Anteil lebender Mikroorganismen dargestellt. Eine Überlagerung entsteht durch den gewählten Fluoreszenzkanal FL1-A, das Signal für Propidiumiodid wird im Fluoreszenzkanal FL3-A erfasst [4]. Abb. 4 links zeigt die Untersuchungsergebnisse einer mit SYBR green gefärbten Wasserprobe zur Ermittlung der Totalzellzahl. Es erfolgt eine klare Abgrenzung der Mikroorganismen vom Hintergrund. Bei der ausschließlichen Verwendung von SYBR green als Farbstoff kann eine Diskriminierung nach HNA (high nucleic acid) und LNA (low nucleic acid) durchgeführt werden. Somit ist eine Unterscheidung in Mikroorganismen mit hohem und niedrigem DNA-Gehalt möglich. Außerdem ist es möglich, verschiedene Kolonien voneinander zu

unterscheiden und eine Art „Fingerabdruck“ der Wasserprobe zu erstellen. In der Abb. 4 rechts ist die gleiche Probe mit SYBR green und Propidiumiodid gefärbt, hier ist eine lebend/ tot Diskriminierung möglich. Die Nutzung beider Farbstoffe hat den Vorteil, dass eine klare Aussage zur Lebensfähigkeit der im Wasser enthaltenen Mikroorganismen getroffen werden kann. Diese Methode wird am häufigsten angewendet, die Kosten liegen in ähnlicher Größenordnung wie die der reinen SYBR green Analyse. Die Kosten für eine online-Messung im Feld betragen etwa 7,00 € (Verbrauchsmaterial ohne Geräteabschreibung, Wartung und Personal).

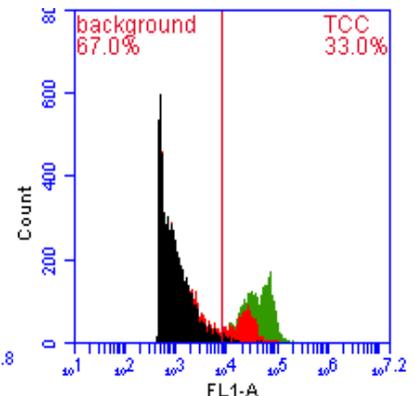
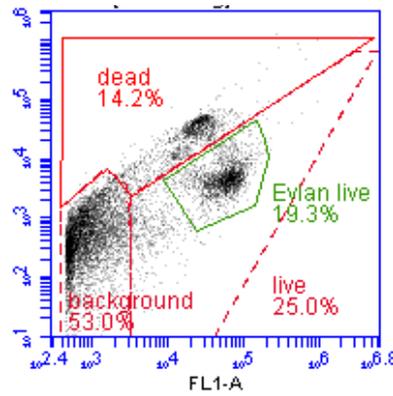
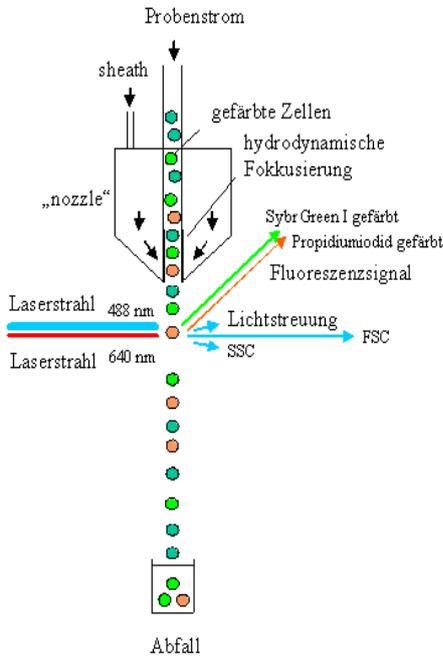


Abb. 1: Analysenschema eines FCM [4]

Abb. 2: DotPlot-Diagramm [4]

Abb. 3: Histogramm [4]

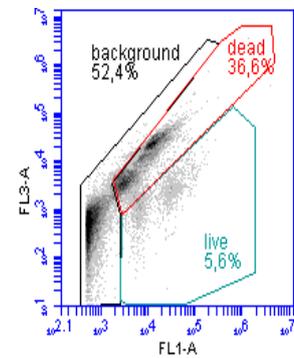
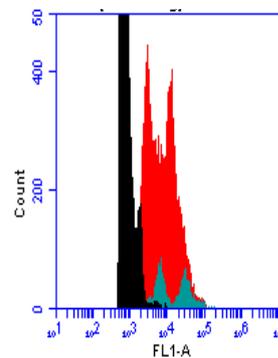
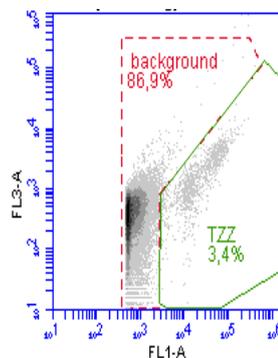
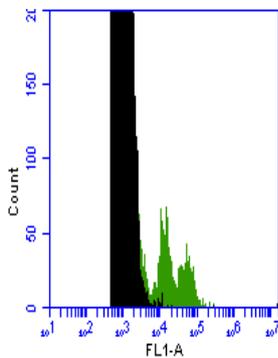


Abb. 4: Wasserprobe, links - Analyse mit SYBR green; rechts – lebend/tot Diskriminierung [4]

ATP Messung

Die ATP Messung dient der schnellen mikrobiologischen Bewertung von Wasserproben, sowohl im Feld als auch im Labor. ATP ist die Energiewährung aller Lebewesen und gebunden in lebenden Zellen enthalten. Mit Beginn der Auflösung der Zelle (Zelllyse) wird das in den Zellen gebundene ATP freigesetzt und an die Umgebung abgegeben. Das ATP-Messverfahren beruht auf einer enzymatischen Reaktion, bei der Luciferin zu Oxyluciferin unter Freisetzung von Lichtquanten reagiert. Die freigesetzten Lichtquanten werden über Photomultiplier detektiert und in ein elektrisches Signal umgewandelt, der Messwert wird in RLU (Relativ Light Units) ausgegeben. Die Firma 3M bietet ein Handmessgerät Clean-Trace NGi Luminometer inklusive Docking Station und die Testkits AQT 200 und AQT 100 zur Bestimmung des gesamten bzw. des freien ATP-Gehalts an (Abb. 5) an. Zuerst wird ein ATP-Teststäbchen aus seinem Tube entnommen. Der Probenkamm am unteren Ende wird in die zu analysierende Probe getaucht und leicht bewegt, bis sich die Kammzwischenräume mit dem Wasser gefüllt haben. Anschließend wird das Teststäbchen zurück in sein Tube gesteckt. Durch

Drücken auf die Oberseite des Stäbchens wird der Kamm im unteren Teil des Tubes die Folie nahe des Tube-Bodens durchstoßen. So werden Probe und Reagenz zusammengeführt. Jetzt wird 25 Sekunden lang leicht geschüttelt, um Probe und Reagenz zu vermischen. Nach Ablauf der Zeit wird das Test-Tube in die Klappe an der Oberseite des Luminometers eingeführt und die Messung mit dem entsprechenden Programm gestartet. Nach einer kurzen Messdauer gibt das Gerät den ermittelten ATP-Gehalt in RLU an. Die Ermittlung des gesamten und freien ATP ist im Feld möglich, kostet etwa 3,50 € pro Parameter und Probe, das Ergebnis liegt innerhalb weniger Minuten vor.

Die erhaltenen Werte werden mit vorher zu ermittelnden „Norm-Werten“ verglichen. Bei erhöhtem RLU-Wert liegt eine mikrobiologische Veränderung vor. Somit ist es möglich, vor Ort eine Aussage zu einer Veränderung zu treffen und ggf. weitere mikrobiologische Analysen zu veranlassen. Durch die Bestimmung des gesamten und freien ATP ist eine Abschätzung des Vorhandenseins lebender und toter Mikroorganismen möglich. Die Methode eignet sich zur mikrobiologischen Bewertung von Brunnen, Rohrnetzen, Prozesswasserspeichern und Wasseraufbereitungsverfahren. Sie dient einer ersten schnellen Bewertung und ist je nach Analyseziel ein relativ kostengünstiger Schnelltest.

Allerdings gibt es Grenzen hinsichtlich der Anwendung für Grundwasseruntersuchungen. Die als analytische Grundlage dienende enzymatische Reaktion ist störanfällig. An der HTW Dresden wurden Versuche zur Ermittlung des Einflusses der Konzentrationen ausgewählter Ionen durchgeführt [5]. Chlorid und Phosphat zeigten in den untersuchten Konzentrationsbereichen keinen Einfluss. Grundwassertypische Fe(II)- und Mn-Konzentrationen wirken störend, so dass die ATP Messung nicht sicher eingesetzt werden kann (Abb. 6). Die HTW Dresden ist mit dem Hersteller 3M in Kontakt und strebt weitere Versuche zur Optimierung des Verfahrens an. Lösungsansätze werden in künftigen Bachelor- und Masterarbeiten getestet, mit dem Ziel der sicheren Anwendung dieser Methode auch im Grundwasserbereich.



Abb. 5: Gerät der Fa. 3M

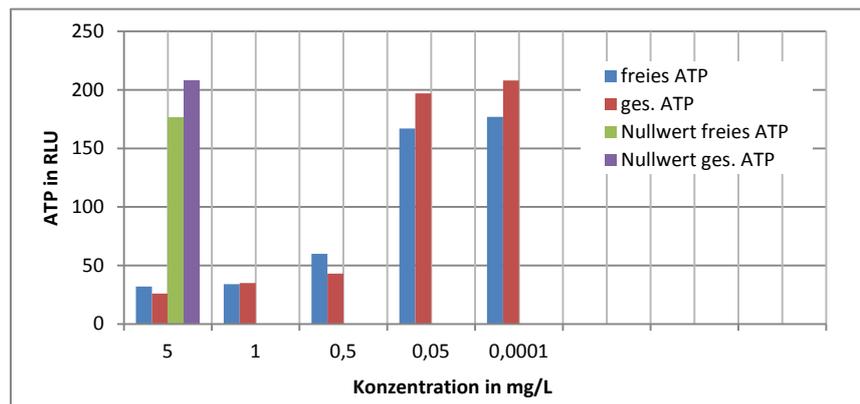


Abb. 6: Einfluss der Fe(III)-Konzentration auf die ATP-Messung [5]

Bestimmung von Pflanzenviren

Der Nachweis von Viren im Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser ist sehr aufwändig und teuer. Die Anzahl bestimmter Viren im Oberflächenwasser ist im Vergleich zu Bakterien relativ gering, allerdings ist die infektiöse Wirkung deutlich höher. Bei einer sehr geringen Anzahl im Rohwasser kann die Leistungsfähigkeit einer Uferfiltration und anderer Aufbereitungsschritte hinsichtlich einer Entfernung von Viren nicht sicher bewertet werden. Deshalb werden Indikatorparameter bzw. Surrogate mit ähnlichen Eigenschaften wie humanpathogene Viren für die Untersuchung bzw. Bewertung verwendet. Interessant ist in diesem Zusammenhang der weltweite Nachweis von Viren, die Pflanzenkrankheiten verursachen und teilweise in wesentlich höherer Zahl in Gewässern vorkommen als humanpathogene Viren, jedoch keine Wirkung auf den Menschen haben. Dazu zählt der Pepper Mild Mottle Virus (PMMoV), welcher Paprikapflanzen angreift, welche nach der Erkrankung überwiegend zu Soßen verarbeitet werden und so weltweit über Salsa oder Tomaten-Paprika-Soßen, trockenen Paprikagewürzen, Pizza u. a. verbreitet werden, relativ stabil sind, den Verdauungstrakt teilweise unbeschadet passieren und über Abwässer ins Oberflächenwasser gelangen [6]. Da der PMMoV in kommunalen Abwässern und im Oberflächenwasser in Deutschland nachweisbar ist, kann die Wirkung von Wasseraufbereitungsschritten mit dem Nachweis des PMMoV überprüft werden. Somit kann auch eine höhere Sicherheit bzgl. der Entfernung humanpathogener Viren mit ähnlichen Eigenschaften erreicht werden.

In Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Mikrobiologie des Trink- und Badebeckenwassers, Umweltbundesamt, Bad Elster, führt die HTW Dresden Untersuchungen von Abwässern, Elbewasser und Elbe-Uferfiltrat durch. Im Umweltbundesamt laufen Arbeiten zur Optimierung der Methodik. Zurzeit müssen 20 L pro Probe bei belastetem Wasser und 40 L pro Probe bei unbelastetem Wasser eingesetzt werden. Die Analyse erfolgt nach Anreicherung der Proben mittels qPCR. Aufgrund der hohen Kosten von >100 € pro Probe und des hohen Zeitaufwandes, wird diese keine Standardmethode der Trinkwasserüberwachung werden. Derartige Analysen dienen eher der Bewertung von Aufbereitungsschritten im Rahmen einer Risikoabschätzung, können aber auch für den Nachweis häuslicher Abwassereinträge in das Grundwasser genutzt werden. Es konnte bereits eine sehr gute Entfernungsleistung der Uferfiltration an der Elbe nachgewiesen werden.

Nachweis von Coliformen und *E.coli* vor Ort

Bei Einsätzen in abgelegenen Regionen oder weitab eines zuverlässigen Labors hat sich die Nutzung der Colilert-Tests der Firma IDEXX [7] und der Letz-Tests [8] als praktikabel erwiesen. Beim Colilert-Test werden die Wasserproben mit einem lange haltbaren Pulver versetzt (Nährlösung), in standardisierte Quanti-Trays abgefüllt und inkubiert. Die Kosten für Verbrauchsmaterialien liegen bei etwa 8 € pro Probe. Beim Letz-Test werden die Proben filtriert und die Filter in Petrischalen auf vorher mit Wasser benetzte Nährböden aufgebracht und inkubiert. Hier liegen die Kosten für Verbrauchsmaterialien bei <4 €, der Zeitaufwand ist etwas größer.

Für beide Tests muss über wenigstens 18 h eine Inkubation bei $35\pm 0,5^\circ\text{C}$ gesichert werden. Der Transport eines Brutschranks ins Feld ist nicht praktikabel. Deshalb wurde von Studenten der HTW Dresden eine Bauanleitung für einen vor Ort herstellbaren Inkubator erstellt. Die Temperaturstabilität wurde mittels Temperaturdatenloggern nachgewiesen. Die Kosten für den Inkubator-Eigenbau liegen bei etwa 100 €. Zwei Varianten des Inkubators wurden erfolgreich in Kenia und im Senegal eingesetzt. Statt des von IDEXX angebotenen Quanti-Tray Sealer zum Einschweißen der Proben wurde ein kleines Reisebügeleisen verwendet.

Zurzeit wird ein neues Produkt der Letz GmbH getestet, für das kein Strom benötigt wird. Die Petri-Schalen bzw. die Colilert-Trays werden in einer isolierten Tasche zwischen Platten geschoben, welche nach vorheriger Erwärmung im Wasserbad oder in der Sonne auf $>35^\circ\text{C}$ die Inkubationstemperatur von $35\pm 1^\circ\text{C}$ innerhalb der erforderlichen Zeit halten.



Abb. 7: Inkubator-Tasche, Letz-Test (Foto. Grischek)

Quellen

- [1] BAG (2012) Durchflusszytometrische Analysen von Wasserproben. Schweizerisches Bundesamt für Gesundheit, Ausgabe 1, 31.10.2012.
- [2] Sigrist Process-Photometer. <http://www.photometer.com/de/home/>.
- [3] Hammes, F., Steinberg, M. (2012) Durchflusszytometrie in der Trinkwasseranalytik. BioSpektrum 18(3), 300-302. <http://doi.org/10.1007/s12268-012-0182-z>.
- [4] Orzechowski, G.H. (2017) Mikrobiologische Analysen mittels Accuri C6 FCM, Bericht TU Dresden
- [5] Brüll, T. (2017) Untersuchung zur mikrobiellen Belastung von Uferfiltrat. BSc Arbeit, Lehrgebiet Wasserwesen und Bereich Chemieingenieurwesen, HTW Dresden.
- [6] Rosario, K., Symonds, E.M., Sinigalliano, C., Stewart J., Breitbart M. (2009) Pepper Mild Mottle Virus as an indicator of fecal pollution. Applied and environmental microbiology 75(22), 7261-7267.
- [7] www.idexx.de/water/products/colilert.html.
- [8] www.letz-test.com.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Bearbeiter: Prof. Marion Martienssen
E-Mail: marion.martienssen@b-tu.de
Tel.: 0355 694304; Fax: 0355 494325
Redaktionsschluss:

Grundwassermikrobiologie, Wieso, Weshalb, Warum

Einführung:

Neben mechanischen Techniken wie dem Abpumpen von Öl oder der Bodenluftabsaugung und verschiedenen chemisch/physikalischen Techniken (in situ Oxidation und Reduktion mit Hilfssubstraten, Einsatz von zero Eisen) spielen mikrobiologische Sanierungsverfahren für viele Schadstoffe eine wichtige Rolle.

Für biologisch abbaubare Stoffe zeichnen sich mikrobiologische Verfahren vor allem dadurch aus, dass die Verbindungen weitgehend rückstandsfrei beseitigt werden können. Auch sind die Aufwendungen für Technik und Hilfssubstrate häufig deutlich geringer, als bei chemisch/physikalischen Verfahren. Die Palette der bekannten biologischen Technologien reicht von MNA- (Monitored Natural Attenuation) Verfahren, die ohne Zusatz von Hilfsstoffen auskommen, über ENA (Enhanced Natural Attenuation) bis hin zu aktiven Sanierungsverfahren. Während MNA- und ENA-Maßnahmen grundsätzlich den Grundwasserleiter als Reaktionsraum nutzen, können aktive Sanierungen sowohl im Grundwasserleiter selbst (in situ) als auch oberirdisch (on site) z. B. in Bioreaktoren erfolgen. Während in Bioreaktoren die mikrobiellen Konsortien gezielt eingesetzt und gesteuert werden können, ist dies bei in situ Maßnahmen in der Regel nicht der Fall. In den meisten Fällen wird bei in situ Maßnahmen auf die standorteigenen so genannten autochthonen Mikroorganismen zurückgegriffen. Nur in Ausnahmefällen ist der Zusatz von ortsfremden Bakterien erforderlich. Das Wissen über Vorhandensein, Leistungspotential und Verteilung der standorteigenen mikrobiellen Flora ist deshalb von herausragender Bedeutung für den Sanierungserfolg.

Warum Grundwassermikrobiologie:

Das Wissen über das Vorhandensein und die potentiellen Leistungen geeigneter Mikroorganismen ist essentiell für mikrobiologische Verfahren bei der Sanierung von Boden und Grundwasser. Darüber hinaus können Mikroorganismen aber auch nichtbiologische Sanierungsverfahren erheblich beeinflussen. Beispielsweise verfügen zahlreiche Bakterien über eine sehr aktive Katalase, ein Enzym welches Wasserstoffperoxid effektiv in Sauerstoff und Wasser spaltet. Dieser Prozess kann für die Bereitstellung von Sauerstoff für mikrobielle Prozesse genutzt werden. Er stört aber in erheblichem Maße, wenn das Wasserstoffperoxid für chemische Oxidationsprozesse verwendet werden soll. In ähnlicher Form stellt die Sulfatreduktion bisweilen eine unerwünschte Nebenreaktion dar, wenn für die vorgesehenen Sanierungsmaßnahmen organische Hilfssubstrate verwendet werden. Sulfat ist im Grundwasser meist in hoher Konzentration vorhanden und dient als effektiver Elektronenakzeptor für den Abbau organischer Verbindungen. Organische Dispergatoren bei Mobilisierungsverfahren können

so effektiv verstoffwechselt werden, anstatt wie vorgesehen Schadstoffe zu mobilisieren und diese für mechanische Sanierungsverfahren verfügbar zu machen. Die Sulfatreduktion stellt aber auch bei einigen mikrobiellen Verfahren eine unerwünschte Nebenreaktion dar. Viele anaerobe Verfahren, beispielsweise in der CKW-Sanierung, verwenden leicht biologisch abbaubare Hilfssubstrate. Durch Sulfatreduktion kann ein erheblicher Teil des Hilfssubstrates abgebaut werden ohne am Abbau der CKW teilzunehmen. Dies führt zu einem Mehrbedarf an organischen Hilfssubstraten und damit zu erheblichen Mehrkosten. Hinzu kommt, dass gebildete Metallsulfide zu Verblockungen führen können und sinkende pH-Werte andere Sanierungsreaktionen u.U. erheblich beeinträchtigen und verlangsamen.

In den meisten Fällen dient das Wissen über autochthone Bakterien und ihre Leistungen der Auslegung von biologischen Sanierungsverfahren. Dazu ist zunächst zu prüfen, ob die benötigten Spezialisten grundsätzlich vorhanden sind. Dies erfolgt üblicherweise mit molekularbiologischen Methoden, wie der Real Time oder qPCR. Das Vorhandensein bestimmter Organismen gibt jedoch noch keine Aussage darüber, ob diese Bakterien zum aktuellen Zeitpunkt auch am Leben und aktiv sind. Viele Bakterien gehen unter ungünstigen Umweltbedingungen in einen Ruhezustand oder in den so genannten VBNC- (viable but nonculturable) Zustand über. Einige Bakterien bilden auch Sporen als Überdauerungsstadien aus und können so lange Zeiträume relativ unbeschadet überstehen. Sporen und ruhende Zellen zeigen praktisch keine Stoffwechselaktivität. Zellen im VBNC-State zeigen eine messbare Aktivität, lassen sich aber nicht vermehren. Sporen, ruhende Zellen und solche im VBNC-Zustand können unter geeigneten Bedingungen Wachstum und Vermehrung wieder aufnehmen. Leider ist nicht immer bekannt, welche Bedingungen dafür erforderlich sind. Deshalb helfen neben molekularbiologischen, mikroskopischen und kultivierungsabhängigen Methoden häufig nur aufwendige Laboruntersuchungen (Batch-Tests, Mikrokosmen), um die richtigen Randbedingungen für eine erfolgreiche Sanierung von Grundwasserschäden zu ermitteln. Dazu gehören neben der Quantifizierung von geeigneten Bakterien und ihrer Aktivität auch das Angebot an Makronährstoffen (meist N, P) und notwendigen Spurenelementen (z. B. benötigen viele Anaerobier ein ausreichendes Ni-Angebot).

Welche Methoden gibt es und was sagen sie aus:

Für den Nachweis und die Bestimmung von Bakterien stehen grundsätzlich zwei unterschiedliche methodische Ansätze zur Verfügung, kultivierungsbasierte und nicht kultivierungsbasierte. Kultivierungsbasierte Methoden sind seit vielen Jahrzehnten weit verbreitet und bewährt. Sie sind jedoch zeit- und materialintensiv und werden deshalb zunehmend durch kultivierungsfreie mikroskopische und molekularbiologische Methoden ersetzt.

Zu den bekanntesten kultivierungsfreien Techniken gehört die qPCR oder auch real time PCR. Dabei wird mit Hilfe eines spezifischen DNA-Fragmentes, dem Primer, ein Segment aus der „Target“-DNA des Zielorganismus vervielfältigt. Als Target kommen sowohl art- oder gattungsspezifische DNA-Abschnitte in Betracht als auch solche Gene, die für bestimmte StoffwechsellLeistungen kodieren. Damit können PCR-abhängige Techniken das Potential für bestimmte StoffwechsellLeistungen quantifizieren, auch über Art- und Gattungsgrenzen hinweg. Die Zahl der Vervielfältigungszyklen die benötigt wird bis eine bestimmte Menge an DNA synthetisiert wurde, gibt Auskunft über die Menge der eingesetzten DNA und damit über die Zahl der vorhandenen Genkopien. Diese kann unter sehr günstigen Bedingungen der Zahl der vorhandenen aktiven Bakterien einer bestimmten Species oder Gattung entsprechen. Häufig variiert jedoch die Anzahl der Genkopien je Zelle. In diesen Fällen kann aus der mittels qPCR ermittelten Zahl der Genkopien nur eine statistische Abschätzung der Zahl der Bakterien erreicht werden, was aber für die Sanierungspraxis üblicherweise völlig ausreicht.

Während mit Hilfe der qPCR einzelne Bakterienspezies oder Gattungen quantifiziert werden, eignet sich die konventionelle oder Block-PCR vor allem für die Identifikation von Spezialisten oder auch für die Untersuchung der Zusammensetzung von mikrobiellen Populationen. Dabei kommen entweder spezifische Primer oder so genannte universelle Primer zum Einsatz. Für die Sanierungspraxis wird diese Technik eher selten eingesetzt.

Eine kritische Stufe sowohl bei der qPCR als auch bei der konventionellen oder Block-PCR ist die Extraktion der DNA aus den Bakterienzellen. Die Extraktionseffizienz bzw. der Anteil der tatsächlich

extrahierten DNA kann je nach Species und vor allem matrixabhängig stark variieren. Auch die Qualität der erhaltenen DNA kann sehr starken Schwankungen unterliegen. Bei starker Beschädigung des DNA-Materials kann die nachfolgende Polymerasekettenreaktion u. U. vollständig verhindert werden. Es entstehen falsch negative Ergebnisse. Verschiedene Extraktionsmethoden und ihre Effizienz sind z. B. in [2] zusammengestellt. In der Praxis werden handelsübliche Extraktionskits meist recht unkritisch eingesetzt. Die tatsächliche Effizienz der Extraktion sollte in jedem Fall mit Hilfe von Standardorganismen matrixabhängig geprüft werden.

Allen bisher beschriebenen PCR-abhängigen Methoden ist eines gemeinsam. Sie geben nur Auskunft über die Anwesenheit eines spezifischen Abschnittes auf der DNA. Die qPCR, wie auch die konventionelle Block-PCR, können ohne weitere Hilfsmittel nicht unterscheiden, ob die festgestellten und quantifizierten Genkopien zu einer lebenden und aktiven Zelle gehören, zu einer ruhenden, einer bereits toten Zelle oder gar nur DNA repräsentieren, die als extrazelluläre DNA z. B. an Sedimenten gebunden vorliegt.

Um dieses erhebliche Defizit zu beheben, wurden verschiedene Methoden entwickelt, um zumindest lebende intakte Bakterien von bereits toten, sowie von nicht zellulärer DNA zu differenzieren. So kann beispielsweise mit Hilfe von Ethidiumbromid-monoazid (EMA) oder Propidiummonoazid (PMA) extrazelluläre DNA oder auch DNA geschädigter Zellen vernetzt werden. Die so veränderte DNA wird dann bei der Polymerasekettenreaktion nicht mehr vervielfältigt. Mit Hilfe dieses z. B. PMA-PCR-Technik genannten Verfahrens lässt sich zumindest der Anteil der tatsächlich intakten Bakterienzellen abschätzen, auch wenn die Resultate in verschiedenen Laboren und mit verschiedenen Species recht unterschiedlich ausfallen (Abb.1). Aussagen darüber, ob die mittels EMA- oder PMA-PCR festgestellten „lebenden Bakterien“ aktiv sind oder sich im Ruhe- bzw. VBNC-Stadium befinden, lassen sich jedoch auch mit Hilfe von EMA oder PMA nicht gewinnen [4].

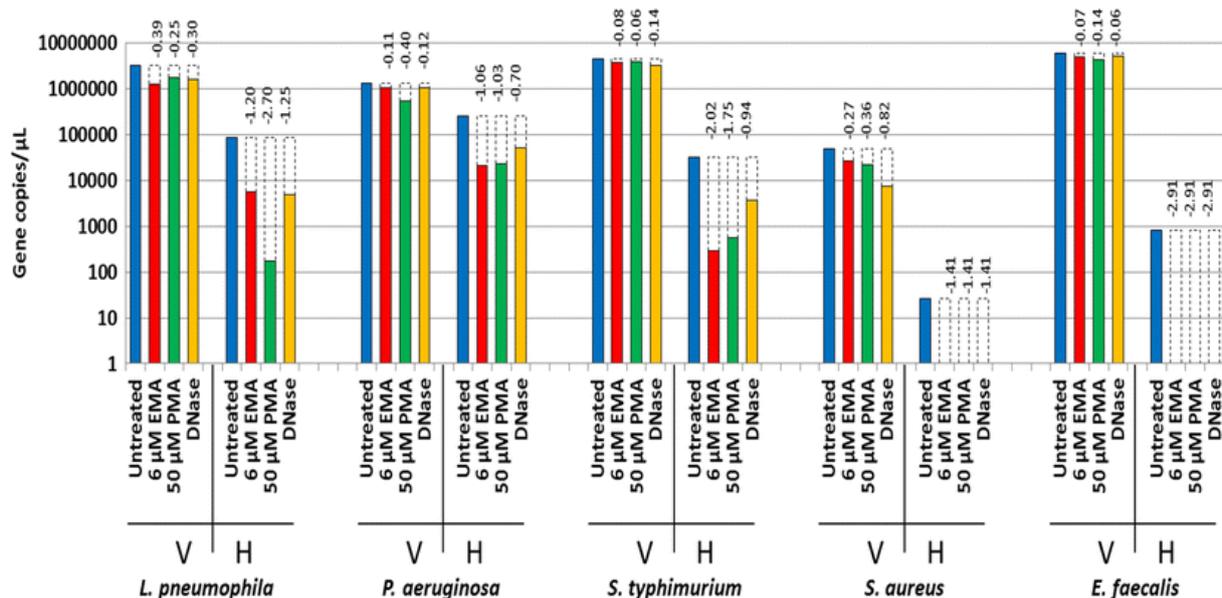


Abb. 1 Einfluss der Vorbehandlung mit EMA, PMA oder DNase zur Unterscheidung von lebenden und toten Bakterien verschiedener Species – aus [5]

Eine zusätzliche Hilfe oder auch eine Alternative können hier fluoreszenzmikroskopische Techniken sein. Schon durch einfache Färbetechniken wie der Live/Dead Färbung mit Hilfe von Propidiumjodid und Syto 9 lassen sich gute Aussagen über die Vitalität der vorhandenen Bakterien gewinnen. Eine kräftige Grünfärbung weist auf eine große Anzahl von Ribosomen und somit auf eine hohe Stoffwechselaktivität hin, während eine schwache graugrüne oder gar rote Fluoreszenz auf wenig aktive, geschädigte oder tote (kräftig rot fluoreszierende) Bakterien hinweist. Die Live/Dead Färbung gibt meist einen guten Gesamtüberblick über die Zahl der vorhandenen Bakterien und ihren

Gesamtzustand. Einzelne Gruppen von Spezialisten können mit dieser Technik jedoch nicht identifiziert werden.

Diese Möglichkeit eröffnet u. a. die so genannte Fish-Technik (in situ Fluoreszenz Hybridisierung). Ähnlich wie bei den PCR-abhängigen Methoden wird auch für die Fish-Technik eine spezifische kurze DNA-Sequenz (hier Sonde genannt) benötigt, die mit einem Fluoreszenzfarbstoff gekoppelt wird. Als Template dient in diesem Fall nicht die genomische DNA sondern die in den Ribosomen vorkommende ribosomale RNA. Die ribosomale RNA verfügt über Bereiche, die für bestimmte Gruppen von Mikroorganismen oder gar für bestimmte Arten spezifisch sind. An diese Bereiche kann die komplementäre Sonde binden. Dadurch wird die entsprechende Zelle markiert und somit im Fluoreszenzmikroskop selektiv sichtbar. Ein wesentlicher Vorteil dieser Methoden besteht darin, dass im Gegensatz zu den PCR-abhängigen Techniken bevorzugt ribosomenreiche, also vermutlich eher aktive Bakterien sichtbar werden. Belastbare Aussagen über die Aktivität der Bakterien sind jedoch nicht möglich, weil zahlreiche weitere Einflussfaktoren (Zugänglichkeit der Target-RNA, Zellpermeabilität der Sonde etc.) die Stärke des Fluoreszenzsignals beeinflussen. Weniger stark fluoreszierende Bakterien können zusätzlich durch Verstärkung des Fluoreszenzsignals z. B. mittels Card-Fish ebenfalls sichtbar gemacht werden. Ein weiterer wesentlicher Vorteil der Fish-Technik gegenüber den PCR-abhängigen Methoden besteht darin, dass die Verteilung einzelner Gruppen in ihrer Matrix und die Anordnung verschiedener Species zueinander dargestellt werden können. Deutliche Defizite hat diese Technik in anorganikreichen Sedimenten, in denen die einzelnen Bakterien adsorbiert vorliegen und im Fluoreszenzmikroskop nur schwer zu erkennen sind. Auch sind geringe Anteile von weniger als 1 % kaum mehr zu identifizieren. Im Gegensatz zu den PCR-abhängigen Methoden ist die Fish-Technik auf den Nachweis von Arten oder Gruppen beschränkt. Der direkte Nachweis von funktionellen Genen ist nicht möglich. Auf das Vorhandensein von bestimmten Stoffwechselleistungen kann jedoch geschlossen werden, wenn diese an bestimmte Gruppen von Bakterien gekoppelt sind (z. B. Nitrifikanten, Anammox, Dehalococcoides etc.).

Eine wichtige Fragestellung in der praktischen in situ Sanierung ist die Frage nach dem Anteil der tatsächlich stoffwechselaktiven Zellen. Diese Frage lässt sich streng genommen nur mit aufwändigen kultivierungsbasierten Methoden wie der MPN-Technik oder dem Plate counting (Plattengusstechnik) beantworten. Diese Methoden sind jedoch einerseits zeit- und materialaufwändig, andererseits sind auch diese Methoden u. U. fehlerbehaftet. Für einzelne Abbauelemente stehen bisher noch keine geeigneten kultivierungsbasierten Methoden zur Verfügung. Zahlreiche Studien haben auch gezeigt, dass meist weniger als 1 % der mittels molekularbiologischer Methoden nachweisbaren Bakterien tatsächlich auch kultivierbar sind. Dies liegt zum einen daran, dass für eine ganze Reihe von Bakterienarten bisher tatsächlich keine geeigneten Medien für die Kultivierung verfügbar sind. Einige Arten vermehren sich nur in entsprechenden Konsortien. Unter natürlichen Bedingungen mit meist begrenzten natürlichen Ressourcen liegt ein großer Teil der Bakterien aber tatsächlich auch zeitweilig oder über längere Zeiträume in Ruhestadien oder im VBNC-Stadium vor. Ein Beispiel für die Veränderung von Gesamt-DNA-Kopienzahl (qPCR), Lebendzellzahl (Live/Dead-Technik) und Anzahl kultivierbarer Zellen in Abhängigkeit vom Substratangebot zeigt Abb. 2.

Daraus wird deutlich, dass auch unter optimalen Bedingungen die Zahl der vorhandenen Genkopien meist deutlich höher ist, als die Zahl der tatsächlich vorhandenen bzw. im Mikroskop zählbaren oder kultivierbaren Bakterien. Zusätzlich wird sichtbar, dass z. B. bei Substratmangel der Anteil kultivierbarer, also sich aktiv vermehrender Zellen erheblich sinkt (zu Details vergl. auch [1]). Ein erheblicher Teil der Bakterien geht offensichtlich entweder in den Ruhezustand oder den VBNC-Zustand über. Eine Unterscheidung zwischen aktiven (kultivierbaren) und ruhenden Bakterien bzw. Bakterien im VBNC-Zustand wurde in jüngster Zeit mit Hilfe der Differenz zwischen Kultivierung und PMA-PCR versucht [4]. Die Ergebnisse sind jedoch bisher uneinheitlich.

Die sichersten Aussagen über Abbauleistungen autochthoner Bakterienpopulationen werden noch immer durch Untersuchungen mit Batchkulturen oder Mikrokosmen aus standorteigenem Material gewonnen. Diese Techniken haben zusätzlich den Vorteil, dass auch Nährstoffmangel oder andere limitierende Faktoren mit untersucht werden können. Ein Vergleich mit Ergebnissen aus z. B. qPCR-Analysen lässt zusätzlich Rückschlüsse auf das Vorhandensein möglicher Hemmstoffe oder toxischer Einflüsse zu. Solche Untersuchungen sind jedoch material- und zeitaufwändig.

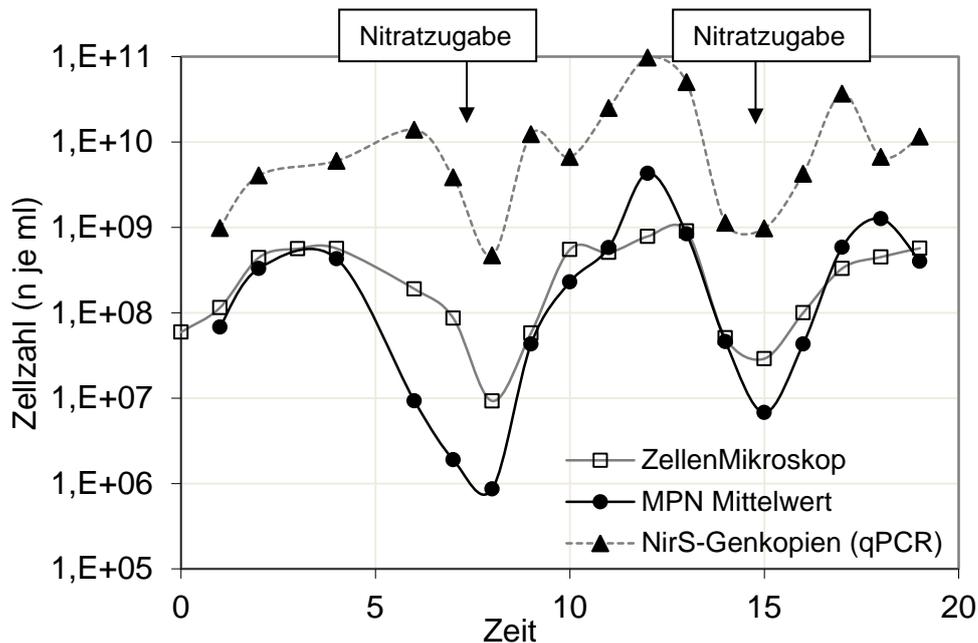


Abb. 2 Einfluss der Nitratversorgung auf das Verhältnis von Genkopienzahl (NiR S Gen bestimmt mittels qPCR), Anzahl lebender Zellen (Fluoreszenzmikroskopie Live/Dead) und Anzahl kultivierbarer Zellen (als CFU mit MPN-Methode).

Literatur:

1. Böllmann, J., Rathsack, K., Martienssen, M. (2016) The precision of bacterial quantification techniques on different kinds of environmental samples and the effect of ultrasonic treatment. *Journal of Microbiological Methods* 126, 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2016.05.006>
2. Kuhn, R., Böllmann, J., Krahl, K., Mbir Bryant, I., Martienssen, M. (2017) Comparison of ten different DNA extraction procedures with respect to their suitability for environmental samples. *Journal of Microbiological Methods*. *Journal of Microbiological Methods* 143 (2017) 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2017.10.007>
3. Kuhn, R., Böllmann, J., Krahl, K., Mbir Bryant, I., Martienssen, M. (2018) Data on DNA gel sample load, gel electrophoresis, PCR and cost analysis. *Data in Brief* 16:732–751 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.11.082>
4. Pacholewicz, E., Swart, A., Lipman, L.J.A., Wagenaar, J.A., Havelaar, A.H., Duim, B. (2013) Propidium monoazide does not fully inhibit the detection of dead *Campylobacter* on broiler chicken carcasses by qPCR. *J. Microbiol. Meth.* 95 (1) 32-38. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2013.06.003>
5. Reyneke, B., Ndlovu, T., Khan, S., Khan, W (2017) Comparison of EMA-, PMA- and DNase qPCR for the determination of microbial cell viability. *Appl Microbiol Biotechnol* (2017) 101: 7371. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8471-6>

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Bearbeiter: Dr. Carsten Vogt
E-Mail: carsten.vogt@ufz.de
Tel.: +49 341 235 1357; Fax: +49 341 235 450822
Redaktionsschluss: 03.08.2018

Mikrobiologischer Abbau von organischen Schadstoffen im Grundwasser: Möglichkeiten und Grenzen

Organische Schadstoffe im Grundwasser: Vorkommen

Verunreinigungen von Böden und Grundwässern durch organische Verbindungen sind ein weltweites Problem, insbesondere in urbanen und industrialisierten Gebieten (Schwarzenbach et al. 2006). In Deutschland sind knapp 20.000 kontaminierte Flächen bekannt, von denen mehr als die Hälfte saniert oder überwacht werden; die Anzahl der altlastenverdächtigen Flächen ist allerdings bedeutend (um mehr als eine Größenordnung) höher (LABO 2017). Häufig identifizierte organische Schadstoffe in Grundwasserleitern sind chlorierte kurzkettige Aliphaten, chlorierte Aromaten, Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX) sowie Phenole. Im Gegensatz zu diesen Schadstoffen, die zumeist punktuell und hochkonzentriert Grundwasserleiter kontaminieren, werden zahlreiche organische Schadstoffe großflächig in relativ niedrigen Konzentrationen in Grundwasserleiter eingetragen; zu diesen Verbindungen, die auch als Mikroschadstoffe oder *emerging contaminants* bezeichnet werden, gehören z. B. Pestizide oder Pharmazeutika (Schwarzenbach et al. 2006). Einige Pestizide gehören zur Gruppe der schwerabbaubaren Organika (*persistent organic pollutants*, POPs), die toxisch und global verbreitet sind und sich aufgrund ihrer Hydrophobizität in tierischen und menschlichen Geweben anreichern. Die gefährlichsten POPs sind in der Stockholm-Konvention gelistet, Produktion und Anwendung sind in den meisten Ländern verboten oder streng reglementiert (Stockholm Convention 2013). Im Gegensatz zu den POPs sind viele Pharmazeutika gut wasserlöslich; sie gelangen in die Umwelt, da sie in Kläranlagen nicht oder nicht vollständig abgebaut werden (Schwarzenbach et al. 2006).

Mikrobiologischer Abbau von organischen Schadstoffen: Möglichkeiten

Mikrobiologischer Abbau („Biodegradation“) kann als „biologisch katalysierte Verringerung der Komplexität von Chemikalien“ definiert werden (Alexander 1994). Wenn aus einer organischen Verbindung im Zuge des Abbaus anorganischer Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P), Schwefel (S) oder andere Elemente freigesetzt werden, wird die Verbindung mineralisiert und verliert dabei in der Regel ihre toxischen Eigenschaften. Im Gegensatz dazu spricht man von einer

Transformation, wenn Organika nur chemisch verändert und die entstehenden Produkte nicht weiter metabolisiert werden. Für die meisten natürlich vorkommenden organischen Verbindungen haben Mikroorganismen im Zuge der Evolution vollständige enzymatische Abbauewege entwickelt, diese Verbindungen können mineralisiert bzw. detoxifiziert werden. Zu dieser Gruppe gehören auch chlorierte kurzkettige Aliphaten, chlorierte Aromaten, BTEX-Verbindungen und Phenole. In Gegenwart von Sauerstoff (aerobe Bedingungen) werden Kohlenwasserstoffe durch sauerstoffabhängige Mono- oder Dioxygenasen aktiviert (Leahy et al. 2003, Fuchs et al. 2011), im Falle von Aromaten katalysieren weitere sauerstoffabhängige Dioxygenasen die nachfolgende Spaltung des aromatischen Rings (Vaillancourt et al. 2006). Viele Kohlenwasserstoffe werden auch in Abwesenheit von Sauerstoff (anoxische Bedingungen) mineralisiert, die Abbauraten sind allerdings erheblich kleiner als die unter aeroben Bedingungen (Zengler et al. 1999; Jones et al. 2008). Vier anaerobe Aktivierungsmechanismen für Kohlenwasserstoffe wurden bisher beschrieben: Carboxylierung (Davidova et al. 2007, Mouttaki et al. 2012, Boll and Fuchs 2005), Hydroxylierung (Kniemeyer and Heider 2001; Johnson et al. 2001), Fumarat-Addition (Leuthner et al. 1998, Heider 2007) sowie Methyl-Coenzym M-Reduktase-abhängige Reaktionen (Laso-Perez et al., 2016; Thauer and Shima 2008). Aromatische Verbindungen werden generell zu Benzoyl-Coenzym A transformiert, der aromatische Ring wird anschließend reduktiv aufgelöst durch Benzoyl-CoA-Reduktasen (Phillip and Schink 2011, Fuchs et al. 2011).

Chlorierte kurzkettige Aliphate sowie chlorierte Aromaten sind ebenfalls unter aeroben oder anaeroben Bedingungen abbaubar. Als Daumenregel gilt, dass weniger chlorierte Verbindungen besser unter aeroben und stärker chlorierte Verbindungen besser unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden (Smidt and de Vos 2004, Maphosa et al. 2012). Unter aeroben Bedingungen katalysieren Mono- oder Dioxygenasen eine oxidative Dechlorierung, weitere beschriebene Reaktionen sind Chlorelimination und Chlorsubstitution (Fetzner 1998). Unter anoxischen Bedingungen fungieren zahlreiche chlorierte Verbindungen als Elektronenakzeptoren einer reduktiven Dechlorierung (Smidt and de Vos 2004).

Mikrobiologischer Abbau von organischen Schadstoffen: Grenzen

Der Abbau von Organika in der Umwelt kann dadurch limitiert sein, dass kein vollständiger Abbaueweg in der Natur existiert. Viele Pestizide oder Pharmazeutika sind synthetische, anthropogene Verbindungen und enthalten ‚unnatürliche‘ (xenobiotische) funktionelle Gruppen oder Strukturen, die mit den in der Natur vorhandenen Enzymen nicht oder nur partiell transformiert werden können. Bei partieller Transformation können Metabolite entstehen, die toxischer oder weniger toxisch als die Ausgangsverbindungen sind. Die Abbauewege vieler Mikroschadstoffe sind momentan wenig verstanden (Fenner et al. 2013).

Neben dieser generellen Unfähigkeit von Mikroorganismen, einen organischen Schadstoff abzubauen bzw. mineralisieren zu können, kann auch der Abbau von potentiell abbaubaren Verbindungen in der Umwelt eingeschränkt sein. Die Verfügbarkeit des Schadstoffes spielt eine große Rolle. Hydrophobe Substanzen, wie z. B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), sind sehr schlecht wasserlöslich und sorbieren stark an Sedimentpartikeln. Die Verfügbarkeit von Sauerstoff ist ebenfalls ein wichtiges Regulativ: Aufgrund der raschen Zehrung des schlecht wasserlöslichen molekularen Sauerstoffs sind hochkontaminierte Grundwasserleiter größtenteils anoxisch, so dass die Anwesenheit alternativer Elektronenakzeptoren wie Nitrat, dreiwertiges Eisen, Sulfat oder Carbonat eine entscheidende Rolle für den oxidativen Schadstoffabbau spielt. Für die Reduktion von chlororganischen Verbindungen sind geeignete Elektronendonoren (z. B. Wasserstoff) und damit verbunden ein anoxisches Milieu essentiell; diese Faktoren sind am kontaminierten Standort nicht immer gegeben. Hohe Schadstoffkonzentrationen oder Mischungen verschiedener Schadstoffe („Schadstoffcocktail“) können toxische Effekte verursachen und somit den Abbau hemmen. Im Gegensatz dazu werden niedrig konzentrierte Verbindungen nicht mehr abgebaut, wenn die Konzentration eine bestimmte Schwelle unterschreitet (Alexander 1994). Abbauraten erhöhen sich mit der Temperatur (Arrhenius-Gleichung). Da viele im Grundwasser vorkommende Schadstoffabbauer mesophil sind, d. h. ein Temperaturoptimum aufweisen, welches weit oberhalb mitteleuropäischer Durchschnittsgrundwassertemperaturen liegt (ca. 10°C), ist zu erwarten, dass erhöhte Temperaturen im Grundwasser die Abbauraten beträchtlich steigern können. Insbesondere bei hohen Schadstoffkonzentrationen ist es möglich, dass der produktive (an Wachstum gekoppelte)

Schadstoffabbau aufgrund nicht ausreichend vorhandener essentieller Nähr- (z. B. N, P, Fe) oder Spurenelemente (z. B. Ni, Zn) gehemmt wird. Auch alkalische oder saure Milieubedingungen können den Abbau einschränken, da viele Schadstoffabbauer an die im Grundwasser vorherrschenden neutralen Bedingungen angepasst sind.

Konsequenzen für den überwachten natürlichen Abbau

Da die meisten punktuell eingetragenen organischen Schadstoffe prinzipiell mineralisierbar sind, wird mehr und mehr der überwachte natürliche Abbau (*Monitored Natural Attenuation*, MNA) als Sanierungsoption in Betracht gezogen (Declercq et al. 2012). Aufgrund der zahlreichen biogeochemischen Parameter, die den potentiellen *in situ*-Abbau von organischen Schadstoffen beeinflussen können, sollte MNA spezifisch für jeden Standort konzipiert werden. Der Erfolg einer MNA-Maßnahme hängt entscheidend von den verwendeten Methoden zur Verifizierung und Quantifizierung der *in situ*-Abbauprozesse ab. Wenn MNA zeigt, dass die natürlichen Abbauprozesse langsamer werden oder sehr langsam bzw. gar nicht vorhanden sind, sind Maßnahmen zur Stimulierung des natürlichen Abbaus (*Enhanced Monitored Attenuation*, ENA) eine Option. ENA setzt eine genaue Kenntnis des Standortes und der möglichen Ursachen des limitierten natürlichen Abbaus voraus.

Literatur

- Boll M, Fuchs G (2005) Unusual reactions involved in anaerobic metabolism of phenolic compounds. *Biol Chem* 386: 989-997
- Davidova IA, Gieg LM, Duncan KE, Suflita JM (2007) Anaerobic phenanthrene mineralization by a carboxylating sulfate-reducing bacterial enrichment. *ISME J* 1: 436-442
- Declercq I, Cappuyns V, Duclos Y (2012) Monitored natural attenuation (MNA) of contaminated soils: state of the art in Europe--a critical evaluation. *Sci Total Environ* 426: 393-405
- Fenner K, Canonica S, Wackett LP, Elsner M (2013) Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science* 341: 752-758
- Fetzner S (1998) Bacterial dehalogenation. *Appl Microbiol Biotechnol* 50: 633-657.
- Fuchs G, Boll M, Heider J (2011) Microbial degradation of aromatic compounds - from one strategy to four. *Nat Rev Microbiol* 9: 803-816
- Heider J (2007) Adding handles to unhandy substrates: anaerobic hydrocarbon activation mechanisms. *Curr Opin Chem Biol* 1: 188-194
- Johnson HA, Pelletier DA, Spormann AM (2001) Isolation and characterization of anaerobic ethylbenzene dehydrogenase, a novel Mo-Fe-S enzyme. *J Bacteriol* 183: 4536-4542
- Jones DM, Head IM, Gray ND, Adams JJ, Rowan AK, Aitken CM, Bennett B, Huang H, Brown A, Bowler BF, Oldenburg T, Erdmann M, Larter SR (2008) Crude-oil biodegradation via methanogenesis in subsurface petroleum reservoirs. *Nature* 451: 176-180
- Kniemeyer O, Heider J (2001) Ethylbenzene dehydrogenase, a novel hydrocarbon-oxidizing molybdenum/iron-sulfur/heme enzyme. *J Biol Chem* 276: 21381-21386
- LABO – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Ständiger Ausschuss Altlasten (2017) Bericht des ALA über „Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik“. <https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html>. (09.08.2017)

- Laso-Perez R, Wegener G, Knittel K, Widdel F, Harding KJ, Krukenberg V, Meier DV, Richter M, Tegetmeyer HE, Riedel D, Richnow HH, Adrian L, Reemtsma T, Lechtenfeld OJ, Musat F (2016) Thermophilic archaea activate butane via alkyl-coenzyme M formation. *Nature* 539:396-401
- Leahy JG, Batchelor PJ, Morcomb SM (2003) Evolution of the soluble diiron monooxygenases. *FEMS Microbiol Rev* 27: 449-479
- Leuthner B, Leutwein C, Schulz H, Hörth P, Haehnel W, Schiltz E, Schaegger H, Heider J (1998) Biochemical and genetic characterization of benzylsuccinate synthase from *Thauera aromatica*: a new glycyl radical enzyme catalysing the first step in anaerobic toluene metabolism. *Mol Microbiol* 28: 615-628
- Maphosa F, Lieten SH, Dinkla I, Stams AJ, Smidt H, Fennell DE (2012) Ecogenomics of microbial communities in bioremediation of chlorinated contaminated sites. *Front Microbiol* 3: 351 (doi: 10.3389/fmicb.2012.00351)
- Mouttaki H, Johannes J, Meckenstock RU (2012) Identification of naphthalene carboxylase as a prototype for the anaerobic activation of non-substituted aromatic hydrocarbons. *Environ Microbiol* 14: 2770-2774
- Philipp B, Schink B (2012) Different strategies in anaerobic biodegradation of aromatic compounds: nitrate reducers versus strict anaerobes. *Environ Microbiol Rep* 4: 469-478
- Schwarzenbach RP, Escher BI, Fenner K, Hofstetter TB, Johnson CA, von Gunten U, Wehrli B (2006) The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313: 1072-1077
- Smidt H, de Vos WM (2004) Anaerobic microbial dehalogenation. *Annu Rev Microbiol* 58: 43-73.
- Stockholm Convention (2013) The 12 Initial POPs, <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx> (14.06.2013); The New POPs, <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (14.06.2013)
- Thauer RK, Shima S (2008) Methane as fuel for anaerobic microorganisms. In: Wiegel J, Maier RJ, Adams MWW (eds) *Incredible Anaerobes: From Physiology to Genomics to Fuels*. *Annals of the New York Academy of Sciences*, Vol 1125. Blackwell Publishing, Oxford, pp 158-170
- Vaillancourt FH, Bolin JT, Eltis LD (2006) The ins and outs of ring-cleaving dioxygenases. *Crit Rev Biochem Mol Biol* 41: 241-67
- Zengler K, Richnow HH, Rossello-Mora R, Michaelis W, Widdel F (1999) Methane formation from long-chain alkanes by anaerobic microorganisms. *Nature* 401: 266-269

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Bearbeiter: Schäfer, C.; Schneider, A.-L.; Tiehm, A.
E-Mail: charlotte.schaefer@tzw.de ; andreas.tiehm@tzw.de
Tel.: 0721 9678-1913 (Schäfer) bzw. -137 (Tiehm)
Redaktionsschluss: 02.07.2018

Molekularbiologische Verfahren zur Ermittlung der Nitrifikation/Denitrifikation im Grundwasser

Natürlich vorkommende reaktive Stickstoffkomponenten (N_r) entstehen hauptsächlich aus dem Prozess der natürlichen Stickstofffixierung. Seit der Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens im Jahr 1909, mit dem Ammoniak aus atmosphärischem Stickstoff synthetisiert werden kann, haben die Menschen der Umwelt jedoch zusätzlich große Mengen reaktiver Stickstoffkomponenten zugeführt. Zu diesen reaktiven Stickstoffkomponenten gehören unter anderem Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-), welche über die Landwirtschaft, menschliche sowie tierische Abwässer und über die Industrie in die Umwelt eingebracht werden.

Obwohl die Nutzung von Stickstoffkomponenten in landwirtschaftlichen Düngern große Vorteile für die Ernährung der stetig wachsenden Weltbevölkerung mit sich bringt, nehmen auch die Nachteile durch die steigende, unbeabsichtigte Einbringung dieser reaktiven Stickstoffkomponenten in die Umwelt zu. Dazu gehören neben der Bildung von Algenblüten auch die Gefährdung der Grund- und Oberflächenwasserqualität und somit der Trinkwasserqualität.

Durch diese unbeabsichtigte Einbringung von Nitrat in die Grundwasserleiter wurde in Deutschland bereits vielerorts der Nitratgrenzwert von 50 mg/L (TrinkwV 2001) überschritten. Laut dem Nitratbericht von 2016 wurde im Zeitraum von 2012 bis 2014 eine Überschreitung an 28 % der untersuchten Grundwassermessstellen des neuen EU-Nitratmessnetzes (697 Messstellen) nachgewiesen (Nitratbericht 2016).

Aufgrund der Verstöße gegen die Nitrat-Richtlinie (Richtlinie 91/676/EWG) sowie die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) hat die EU-Kommission Deutschland im November 2016 verklagt und am 21.06.2018 wurde Deutschland vom Europäischen Gerichtshof in Luxemburg aufgrund von unzureichenden Maßnahmen zur Verringerung der Nitratkonzentration in Gewässern verurteilt.

Hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser stellen gesundheitliche Risiken dar: Durch die Umwandlung von Nitrat zu Nitrit kann es im Körper - vor allem bei Neugeborenen - zu Durchblutungsstörungen (Methämoglobinämie) kommen. Durch Reaktionen mit der Magensäure können krebserregende Nitrosamine entstehen. Zudem gibt es epidemiologische Studien, die eine Verbindung zu Problemen bei der Fortpflanzung hergestellt haben. (World Health Organization 2011; Manassaram et al. 2006)

Für die Wasserversorgungsunternehmen besteht Handlungsbedarf: Einerseits können sie Aufbereitungsverfahren einsetzen oder Ausweichmaßnahmen treffen, um trotz belasteter Grundwässer den in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert einzuhalten. So haben zahlreiche Wasserversorgungsunternehmen bereits tiefere Grundwasserleiter erschlossen oder bestimmte Trinkwassergewinnungsanlagen ganz aus der Förderung genommen. Andererseits können sie präventive Maßnahmen treffen, um den Einsatz von Düngemitteln und somit auch den Stickstoffeintrag nachhaltig zu reduzieren. Durch eine Minimierung der Stickstoffeinträge wird zusätzlich auch das endliche Nitrat-Umwandlungs- und Abbau-Vermögen geschont (Umweltbundesamt (UBA) 43/2017).

Ohne dieses in der Bodenzone sowie in den Aquiferen vorhandene, natürliche Nitratbaupotential wären die Nitratkonzentrationen vielerorts noch um ein Vielfaches höher.

Werden dem Boden Stickstoffverbindungen in Form von anorganischem oder organischem Dünger zugeführt (Abbildung 1), werden im Durchschnitt nur 50 % von den Pflanzen in ihre Biomasse eingebaut (Bergmann et al. 2015). Unter aeroben Bedingungen werden diese Stickstoffverbindungen zunächst mineralisiert. Das freigesetzte Ammonium wird anschließend von Bakterien weiter zu Nitrat oxidiert. Dies geschieht über den Prozess der Nitrifikation, bei dem es sich um die zweistufige Reaktion von Ammonium über Hydroxylamin zu Nitrit und weiter zu Nitrat handelt.

Mikrobiologischer Nitratabbau (Denitrifikation) trägt dann zur Verringerung der Umweltbelastung bei, indem das Nitrat (NO_3^-) über Nitrit (NO_2^-) zu den gasförmigen Komponenten Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffmonoxid (N_2O) und Stickstoffgas (N_2) reduziert wird und somit dem Stickstoffkreislauf in der Atmosphäre zurückgeführt wird. Dabei können zwei Stoffwechselarten unterschieden werden: Die chemoorganotrophe (heterotrophe) und die chemolithotrophe (autotrophe) Denitrifikation. Bei der heterotrophen Denitrifikation wird Nitrat durch organischen Kohlenstoff (Elektronendonatoren) reduziert. Bei der autotrophen Denitrifikation werden feststoffgebundene oder im Grundwasser gelöste anorganische Verbindungen als Elektronendonatoren genutzt. Insbesondere feststoffgebundene Eisendisulfide wie Pyrit bilden dabei das Nitrat-Abbauvermögen anaerober Grundwasserleiter.

Voraussetzung für denitrifizierende Prozesse sind anaerobe Verhältnisse und geeignete Reduktionsmittel (Elektronendonatoren), die als Substrat für Wachstum und Energiestoffwechsel der beteiligten Bakterien dienen. Dabei wird das Denitrifikations-Potential in Böden und Grundwasser von vielen Faktoren (z. B. Elektronendonatoren, pH-Wert, Temperatur, Redoxbedingungen) beeinflusst und ist somit endlich.

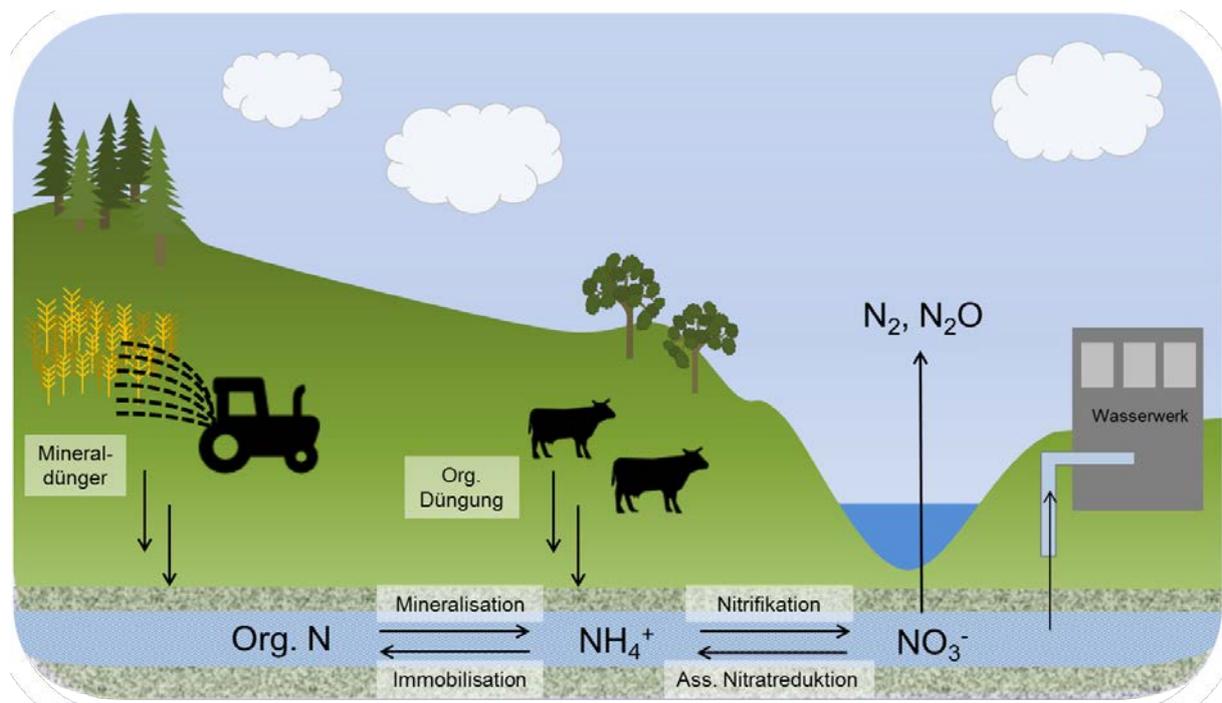


Abbildung 1: Hauptursache für die Nitratbelastung des Grundwassers ist die überschüssige, landwirtschaftliche Einbringung von Düngemitteln.

Aufgrund dieser aktuellen Thematik befasst sich das Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe mit der Etablierung molekularbiologischer Verfahren, um die Nitrifikation sowie Denitrifikation im Grundwasser zu erfassen und somit die natürliche Abbauleistung von Stickstoffkomponenten zu bewerten.

Dabei ist es möglich, die ablaufenden Prozesse auf der Ebene der DNA oder der mRNA zu analysieren (Abbildung 2). Während die Analyse der DNA dem Nachweis von Bakterien und Genen dient, bietet der molekularbiologische Nachweis der mRNA zusätzlich die Möglichkeit, aktive Prozesse nachzuweisen. Grund dafür ist, dass DNA nur bei aktiven Bakterien in mRNA transkribiert wird und zur Expression von Enzymen führt. Somit kann mit der DNA-Analyse das grundsätzlich vorhandene Potential, ob ein Prozess ablaufen kann, analysiert werden – wohingegen mit der mRNA-Analytik tatsächlich ablaufende Prozesse analysiert werden können.

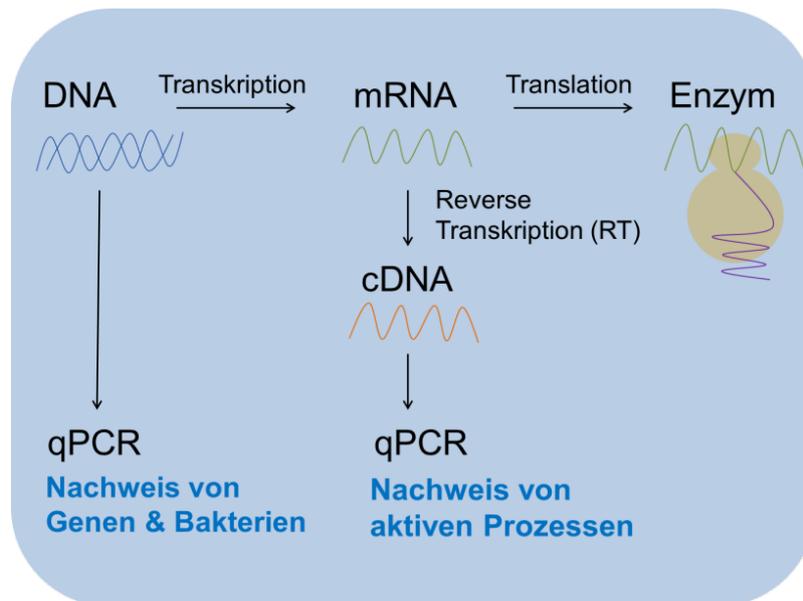


Abbildung 2: Die qPCR-Analyse der DNA dient dem Nachweis von Genen und Bakterien, wohingegen die qPCR-Analyse der mRNA via cDNA aktive Prozesse nachweist.

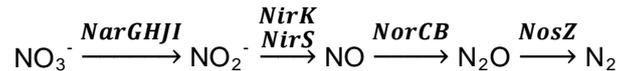
Die Analyse der DNA sowie mRNA geschieht mit Hilfe der Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction, PCR), durch die *in vitro* spezifische Nukleotidregionen in den zu analysierenden Umweltproben vervielfältigt und damit nachgewiesen werden können. Die PCR läuft dabei in Zyklen ab, in denen die Anzahl der DNA-Kopien in jeder Runde verdoppelt wird. Für eine erfolgreiche Amplifikation der DNA benötigt man zwei Oligonukleotidprimer, thermostabile DNA-Polymerase, die zu untersuchende DNA (template), Puffer sowie Nucleotide. In jedem PCR-Zyklus werden dann die Schritte Denaturierung (Trennung der beiden Stränge der template-DNA durch Erhitzen), Annealing (Anlagerung der Oligonukleotidprimer an die komplementären Sequenzen) und Elongation (Verlängerung der Primer durch das Enzym DNA-Polymerase, bis wieder eine doppelsträngige DNA vorliegt) durchlaufen. Insgesamt können diese Schritte über 30-40 Zyklen wiederholt werden und somit eine exponentielle Zunahme der template-DNA erreicht werden.

Um nicht nur eine qualitative, sondern auch eine quantitative Analyse der template-DNA zu ermöglichen, wurde die Methode der real-time quantitative PCR (RTQ-PCR) entwickelt. Diese Methode basiert auf dem konventionellen Prinzip der PCR, wird jedoch durch den Einsatz eines Fluoreszenzfarbstoffes (z. B. SYBR® Green I) ergänzt, der sich in die DNA einlagert bzw. an die doppelsträngige DNA bindet. Eine Quantifizierung ist dabei durch die proportionale Zunahme der emittierten Fluoreszenz mit der Menge der PCR-Produkte möglich. Durch Interpolation können die unbekanntes Proben mit Standards (Proben mit bekannter DNA-Menge) verglichen und so eine Aussage (Genkopien/Volumen) über die absolute Quantität erzielt werden.

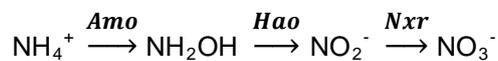
Vorteil der RTQ-PCR im Vergleich zu konventionellen Kulturverfahren ist der geringere Zeitbedarf, da die Reaktion nur wenige Stunden dauert und somit die Ergebnisse sehr viel früher bereitstehen. Zusätzlich können größere Probenmengen analysiert werden, da weniger Material als bei Kulturverfahren erforderlich ist. Ebenso können die extrahierten Proben (template-DNA) ohne großen Aufwand stabil gelagert werden, wodurch spätere Analysen beispielsweise im Rahmen einer Beweissicherung oder zur Erweiterung des Messumfanges ermöglicht werden können.

Um die funktionellen Gene analysieren zu können, die für bestimmte Enzyme codieren, wurden zunächst entsprechende Primersysteme sowie Standards am TZW etabliert.

Der Prozess der Denitrifikation wird beispielsweise von den vier Enzymen Nitratreduktase (NarGHJI), Nitritreduktase (NirK, NirS), Stickstoffmonoxidreduktase (NorCB) sowie Distickstoffmonoxidreduktase (NosZ) katalysiert, die von den entsprechenden funktionellen Genen codiert werden.



Bei der Nitrifikation wird zunächst Ammonium zu Hydroxylamin mittels der Membran-gebundenen Ammoniummonooxygenase (Amo) oxidiert. In nachfolgender Reaktion oxidiert die periplasmatische Hydroxylaminoxidoreduktase (Hao) das Hydroxylamin zu Nitrit. Zuletzt wird das Nitrit von der Nitritoxidoreduktase (Nxr) zu Nitrat oxidiert.



Am TZW vorhandene Primersysteme erfassen aktuell für die Denitrifikation spezifische Nukleotidregionen der Nitratreduktase (NarG), der Nitritreduktase (NirK und NirS) sowie der Distickstoffmonoxidreduktase (NosZ). Für die Nitrifikation werden Nukleotidregionen der Ammoniummonooxygenase (AmoA) und der Nitritoxidoreduktase (Nxr) erfasst.

Um die entwickelten molekularbiologischen Nachweismethoden zu testen, wurden zunächst Abbauprobeversuche mit einer denitrifizierenden *Pseudomonas veronii* Reinkultur durchgeführt. Dabei wurde die molekularbiologische Analytik von chemisch-analytischen Messungen begleitet, um den Verlauf der Denitrifikation nachverfolgen zu können. Dadurch lässt sich nicht nur der Abbauprozess nachweisen ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$), sondern auch die Zunahme der funktionellen Gene und deren Aktivitätsmaxima mittels quantitativer Polymerase Kettenreaktion (RTQ-PCR) bestimmen (Abbildung 3).

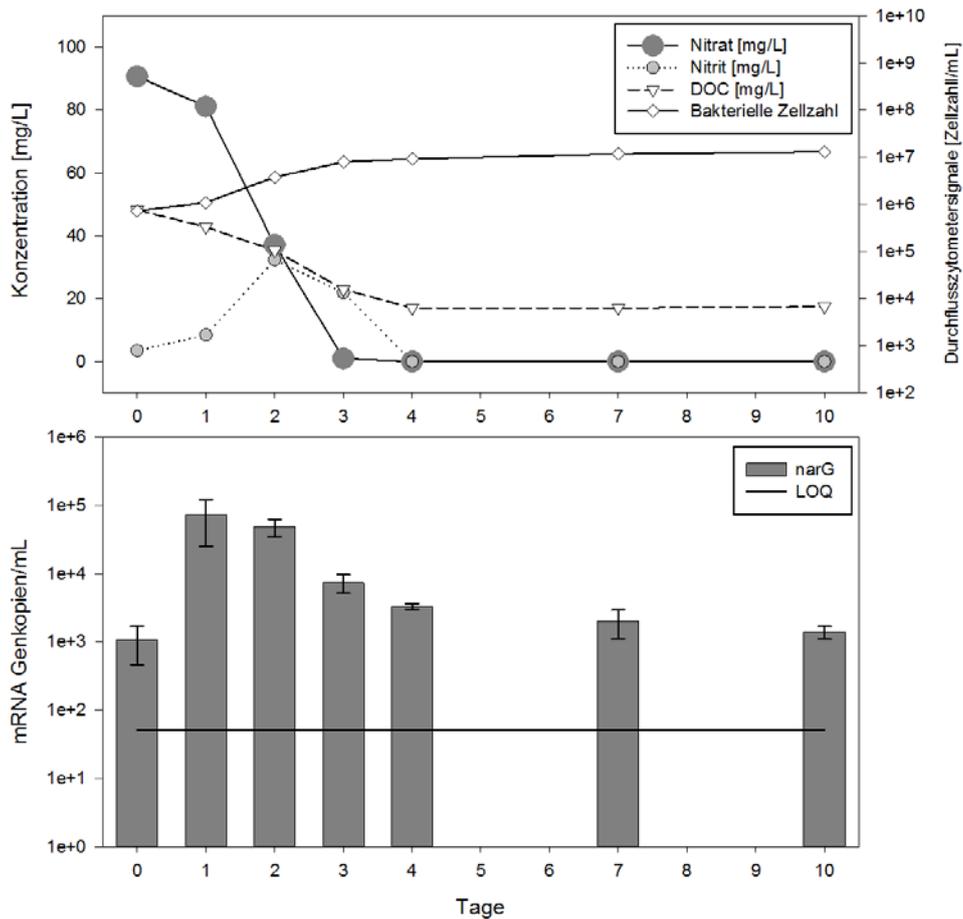


Abbildung 3: Analytische sowie molekularbiologische Ergebnisse des Versuchs mit einer denitrifizierenden *Pseudomonas veronii* Reinkultur. Im Verlauf der Denitrifikation ist eine Abnahme der Nitrat-Konzentration zu verzeichnen, während die Nitrit-Konzentration zwischenzeitlich zunimmt. Dies wird von einem Maximum des Transkriptionslevels der Nitratreduktase (*narG*) begleitet. (LOQ = limit of quantification)

Untersuchungen mit Grundwasserproben von Standorten innerhalb Deutschlands zeigen, dass vielerorts die gDNA und somit das Denitrifikationspotential vorhanden ist. Abbildung 4 zeigt dazu beispielhaft die Ergebnisse der gDNA-Analytik der Distickstoffmonoxidreduktase (*nosZ*) am Standort Würzburg. Dabei wurden im Februar und März 2017 Proben im Main und an verschiedenen Grundwasserentnahmestellen (GW) genommen. Dabei zeigt sich, dass auch im Grundwasser der letzte Schritt der Denitrifikation und somit das Potential für die Reduktion vom Distickstoffmonoxid (N₂O) zum Stickstoffgas (N₂) nachgewiesen werden kann.

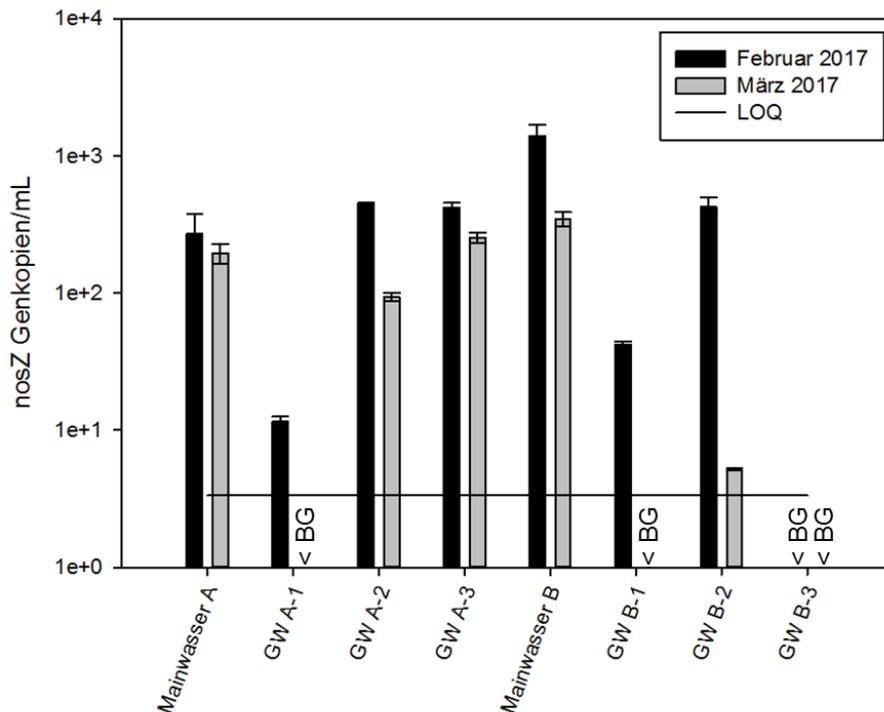


Abbildung 4: Ergebnisse der gDNA-Analytik am Standort Würzburg. Die Grundwasserproben wurden molekularbiologisch auf deren Potential hin untersucht, Distickstoffmonoxid (N_2O) zu Stickstoffgas (N_2) zu reduzieren – der letzte Schritt der Denitrifikation. (< BG: unterhalb der Bestimmungsgrenze; LOQ: Limit of quantification)

Diese etablierten Methoden sollen dazu dienen, aktive Stickstoffumsetzungsprozesse im Feld nachzuweisen und damit die natürliche Abbauleistung von Stickstoffkomponenten erfassen zu können. Somit kann ein weitergehendes Prozessverständnis und perspektivisch die Steuerung und gezielte Stimulation des Abbaus ermöglicht werden.

Danksagung

Die AutorInnen danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung (FKZ033W037B). Wir danken den KollegInnen im Verbundvorhaben GroundCare für die gute Zusammenarbeit (<https://bmbf.nawam-rewam.de/projekt/groundcare/>).

Literaturverzeichnis

- Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (2001).
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2017): Nitratbericht 2016.
- World Health Organization (2011): Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva: World Health Organization.
- Manassaram, Deana M.; Backer, Lorraine C.; Moll, Deborah M. (2006): A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and developmental outcomes. In: Environmental health perspectives 114 (3), S. 320–327.
- Umweltbundesamt (UBA) (43/2017): Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung.
- Bergmann, Axel; Cremer, Nils; Hannappel, Stephan; Isermann, Klaus; Kunkel, Ralf; Leson, Martin et al. (2015): Stickstoffumsatz im Grundwasser. [Stand:] März 2015. Hennef: DWA, Dt. Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V (DWA-Themen, T 2015,2).

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



Helmholtz Zentrum München – Institut für Grundwasserökologie

Ingolstädter Landstrasse 1, 85764 Neuherberg

Internet: <https://www.helmholtz-muenchen.de/igoe/index.html>

Bearbeiter: Christian Griebler
E-Mail: griebler@helmholtz-muenchen.de
Tel.: 089 3187 2564

Der B-A-E Index – Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser

Christian Griebler, Katrin Hug, Lucas Fillinger, Astrid Meyer und Maria Avramov

Einleitung

Spätestens seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) ist die Erfassung des ökologischen Zustandes der meisten Oberflächengewässer in der EU obligatorisch. Auch für grundwasser-abhängige Ökosysteme (z. B. Feuchtgebiete) sind bindende ökologische Vorgaben in Vorbereitung (EC, 2012; EC, 2015). Für Grundwasserökosysteme selbst, gibt es bisher keine gesetzlich festgelegten Vorgaben zur Berücksichtigung ökologischer Kriterien (HAHN et al., 2018). Auch international gibt es dafür bislang nur wenige Beispiele. Ein viel zitiertes Beispiel ist die Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSCHV, 1998). Für die Biozönosen in unterirdischen Gewässern wird darin festgehalten, dass diese naturnah und standortgerecht sowie typisch für nicht oder nur schwach belastete Gewässer sein sollen (GSCHV, 1998). Ähnliche Vorgaben finden sich in der wasser-bezogenen Gesetzgebung mancher Staaten Australiens (z. B. die ‚New South Wales State Groundwater Dependent Ecosystems Policy‘ [NSW-SGDEP, 2002], die ‚Guideline of the Western Australian Environmental Protection Authority‘ [EPA, 2003], und die modernen ‚Water Sharing Plans‘), die das gemeinsame Ziel haben, den Wasserbedarf für die Gesellschaft, Ökonomie und Umwelt gleichermaßen in einem integrativen Ansatz zu regeln. Im Zuge der Ausformulierung der Europäischen Grundwasserrichtlinie (EG-GWRL, 2006), einer Tochterrichtlinie der EG-WRRL, gab es im Vorfeld intensive Bemühungen und Forderungen von Seiten der Wissenschaft und NGOs, ökologische Kriterien auch für Grundwässer festzulegen (DANIELOPOL et al., 2004; KEPPNER, 2005; DANIELOPOL et al., 2006; 2007). Im Jahr 2006 veröffentlicht, hält die EG-GWRL in ihrem einleitenden Abschnitt fest, dass Grundwasser nicht nur Ressource sondern auch Lebensraum ist, Schutzmaßnahmen wichtig sind und weitere Forschung notwendig ist, um geeignete Kriterien für die Gewährleistung einer besseren Grundwasserqualität zu entwickeln. Demzufolge ist die Entwicklung geeigneter Bewertungs- und Überwachungskonzepte der im Moment wichtigste Schritt für die zukünftige Berücksichtigung ökologischer Aspekte in der Bewirtschaftung und Schutz unserer Grundwasserressourcen.

Es finden sich in der Literatur bereits viele Beispiele, die den möglichen Einsatz von Mikroorganismen (BRIELMANN et al., 2009; PRONK et al., 2009; STEUBE et al., 2009; STEIN et al., 2012; GRIEBLER et al., 2010) oder verschiedener Grundwasser-Metazoen (Fauna) (MALARD et al., 1996; MÖSSLACHER, 1998; DUMAS et al., 2001; HAHN, 2006; SCHMIDT et al., 2007; BERKHOFF et al., 2009; BORK et al., 2009; STEIN et al., 2012) als sensitive Zeiger (Bioindikatoren) für anthropogene

Störungen und Belastungen in Grundwasserökosystemen nahelegen. Erste Vorschläge für ein integratives Grundwasserbewertungskonzept - unter Verwendung von mikrobiellen und faunistischen Kriterien - kommen aus Australien (KORBEL & HOSE, 2011; 2017) und Deutschland (GRIEBLER et al., 2014). Das vom Deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) in der Fördermaßnahme ‚Regionales Wassermanagement‘ (ReWaM) geförderte Projektkonsortium ‚GroundCare‘ hat sich den zukünftigen Einsatz ökologischer Bewertungs- und Überwachungskriterien im Grundwasser zum Ziel gesetzt und entwickelt dafür eine flexibel einsetzbare Tool-Box. Ein wichtiges ‚Tool‘ ist der hier vorgestellte B-A-E Index (GRIEBLER et al. 2018).

Grundwässer und Aquifere sind immer von Mikroorganismen besiedelt (GRIEBLER & LUEDERS, 2009). Diese ubiquitäre Präsenz macht sie zu idealen Kandidaten für eine ökologische Bewertung und auch für ein langfristiges Monitoring. Da es wegen der immensen Diversität in den mikrobiellen Gemeinschaften und der enormen funktionellen Redundanz, trotz moderner molekularer Methoden, schwierig ist, einzelne Mikroorganismen bzw. phylogenetische Gruppen als Indikatoren anzuwenden, schlagen wir vor, sich auf integrierende mikrobielle Messgrößen zu konzentrieren. Im Folgenden stellen wir dazu das sogenannte B-A-E Konzept vor. Die Buchstaben B-A-E stehen für Biomasse, Aktivität und Energie, drei Schlüsselgrößen in jedem Ökosystem. Hinter dem Begriff Biomasse steht die Gesamtzahl an prokaryotischen Zellen (Bakterien und Archeen). Die Konzentration an zellinternem Adenosintriphosphat (ATP) in einer Wasserprobe steht für die mikrobielle Aktivität und als für Mikroorganismen unmittelbar verfügbare Energie bestimmen wir die Konzentration des assimilierbaren organischen Kohlenstoffs (AOC). Mit Hilfe der B-A-E Parameter, die standardisiert, einfach und kostengünstig zu messen sind, können Grundwässer mikrobiologisch-ökologisch charakterisiert und Grundwasserleitern bzw. einzelnen Grundwasserkörpern ein mikrobiologischer Fingerabdruck zugeordnet werden. Im Folgenden zeigen wir an verschiedenen Beispielen, dass bei einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität - beispielsweise bei einer organischen Belastung - rasch eine Veränderung des ursprünglichen mikrobiologischen Fingerabdrucks eintritt. Auf diese Weise können unbelastete und naturnahe Grundwässer schnell und zuverlässig von belasteten Grundwässern oder auch von Oberflächenwässern abgegrenzt werden. Eine breite Anwendbarkeit dieses mikrobiologisch orientierten Bewertungs- und Monitoringkonzepts für weitere Belastungsszenarien werden eingehend diskutiert.

Literatur

- BERKHOF, S.E., J. BORK & H. J. HAHN (2009): Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage, – Grundwasser 14, 3-20.
- BORK, J., S. E. BERKHOF, S. BORK & H. J. HAHN (2009): Using subsurface metazoanfauna to indicate groundwater – surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea. – Hydrogeology Journal 17, 61-75.
- BRIELMANN, H., C. GRIEBLER, S. I. SCHMIDT, R. MICHEL & T. LUEDERS (2009): Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. – FEMS Microbiology Ecology 68, 273-286.
- DANIELOPOL, D.L., J. GIBERT, C. GRIEBLER, A. GUNATILAKA, H.J. HAHN, G. MESSANA, J. NOTENBOOM & B. SKET (2004): Incorporating ecological perspectives in European groundwater management policy. – Environmental Conservation 31, 1-5.
- DANIELOPOL, D.L., J. GIBERT & C. GRIEBLER (2006): Efforts of the European Commission to improve communication between environmental scientists and policy-makers. – Environmental Science and Pollution Research 13, 138-139.
- DANIELOPOL, D.L., C. GRIEBLER, A. GUNATILAKA, H.J. HAHN, J. GIBERT, G. MERMILLOD-BLONDIN, G. MESSANA, J. NOTENBOOM & B. SKET (2007): Incorporation of groundwater ecology in environmental policy, in: P. Quevauviller [Hrsg.]: Groundwater Science & Policy, The Royal Society of Chemistry – RSC Publishing, London, S. 671-689
- DUMAS, P., C. BOU & J. GIBERT (2001): Groundwater Macrocrustaceans as Natural Indicators of the Ariège Alluvial Aquifer. – International Review of Hydrobiology 86 (6), 619-633.
- EPA (2003): Guidance for the assessment of environmental factors: consideration of subterranean fauna in groundwater and caves during environmental impact assessment in Western Australia. Environmental Protection Authority, Perth, Australia.

- EC (2012): Technical Report on Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems. Technical Report No. 6, ISBN 978-92-79-21692-3, European Communities, Luxembourg.
- EC (2015): Technical Report on Groundwater Associated Aquatic Ecosystems. Technical Report No. 9, ISBN 978-92-79-53895-7, European Communities, Luxembourg.
- EG-GWRL (Europäische Grundwasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2006 / 118 / EG des Europäischen Parlaments und des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 372 (19) vom 27.12.2006
- EG-WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L327(1) vom 22.12.2000
- GRIEBLER, C. & T. LUEDERS (2009): Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. – *Freshwater Biology* 54, 649-677.
- GRIEBLER, C., H. STEIN, C. KELLERMANN, S. BERKHOFF, H. BRIELMANN, S.I. SCHMIDT, D. SELESI, C. STEUBE, A. FUCHS & H.J. HAHN (2010): Ecological assessment of groundwater ecosystems – Vision or illusion? – *Ecological Engineering* 36 (9), 1174-1190.
- GRIEBLER, C., H.J. HAHN, H. STEIN, C. KELLERMANN, A. FUCHS, C. STEUBE, S. BERKHOFF & H. BRIELMANN (2014): Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme. UFOPLAN, FKZ 3708 23 200, 153 S., ISSN: 1862-4804
- GSchV (1998): Gewässerschutzverordnung (Swiss Water Ordinance) 814.201. Der Schweizer Bundesrat, Bern, Switzerland.
- HAHN, H. J.(2006): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. – *Limnologica* 36 (2), 119-137.HAMMES, F., M. BERNEY, Y. WANG, M. VITAL, O. KÖSTER, T. EGLI (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research*, 42(1), 269-277.
- HAHN, H.J., C. SCHWEER & C. GRIEBLER (2018): Grundwasserökosysteme im Recht? - 10 Jahre Europäische Grundwasserrichtlinie. Eine kritische Betrachtung zur rechtlichen Stellung der Grundwasserökosysteme in Deutschland und in der EU. – *Grundwasser*, in revision.
- KEPPNER, L. (2005): Der Lebensraum Grundwasser braucht eine Lobby. – *GWF Wasser Abwasser* 146, 527.
- KORBEL, K. L. & G.C. HOSE (2011): A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. – *Hydrobiologia* 661,329-49.
- KORBEL, K. L. & G.C. HOSE (2017): The weighted groundwater health index: Improving the monitoring and management of groundwater resources. – *Ecological Indicators* 75, 164-191
- MALARD, F., S. PLENET & J. GIBERT (1996): The use of invertebrates in ground water monitoring: A rising research field. – *Ground Water Monitoring and Remediation* 16, 103-113.
- MÖSSLACHER, F. (1998): Subsurface dwelling Crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations, and sediment structure in an alluvial aquifer. – *International Review of Hydrobiology* 83, 349-364.
- NSW-SGDEP (2002): The NSW State Groundwater Dependent Ecosystems Policy: A component policy of the NSW State Groundwater Policy Framework Document. Department of Land and Water Conservation, NSW Government, ISBN 0 7347 5225 3, 40 S.
- PRONK, M., N. GOLDSCHIEDER & J. ZOPFI (2009): Microbial communities in karst groundwater and their potential use for biomonitoring. – *Hydrogeology Journal* 17, 37-48.
- SCHMIDT, S.I., H. J. HAHN, T. HATTON & W. F. HUMPHREYS (2007): Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? – *Hydrobiologia* 583, 1-19.
- STEIN, H., C. GRIEBLER, S.E. BERKHOFF, D. MATZKE, A. FUCHS & H.J. HAHN (2012): Stygoregions – a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems. – *Scientific Reports* 2, 673, DOI: 10.1038/srep00673.
- STEUBE, C., S. RICHTER & C. GRIEBLER (2009): First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems. – *Hydrogeology Journal* 17, 23-35.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Bearbeiter: PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Dr. Dirk Matzke, Dr. Andreas Fuchs, Dr. Heide Stein

E-Mail: hjhahn@groundwaterecology.de

Tel.: 0631 280-31590; Fax: 0631 280-31591

Redaktionsschluss: 01.08.2018

Bewertung der Grundwasserfauna unter Berücksichtigung von Landnutzung und Nitrat

Einleitung

Die Art und die Intensität der Landnutzung bestimmen in hohem Maße die Beschaffenheit und die Menge des Grundwassers. Einer der Schlüsselparameter ist Nitrat, das vor allem über landwirtschaftliche Nutzung ins Grundwasser gelangt. Nach den Vorgaben der WRRL/Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) beträgt die Qualitätsnorm für das Grundwasser in Bezug auf den Nitratgehalt 50 Milligramm pro Liter (mg/l). Neben dem Nitrat gelangen in der Regel noch weitere unerwünschte Stoffe aus der Landwirtschaft ins Grundwasser, vor allem abbaubares organisches Material (AOC) und Pflanzenschutzmittel (PSM), aber auch Tierarzneimittel (TAM). Nitrat ist demnach nicht nur eine kritische Substanz für die Trinkwasserqualität, sondern auch ein Indikator für die Intensität der Landnutzung insgesamt.

Grundwasserökosysteme hängen sehr stark von den Einträgen von der Erdoberfläche ab: Insbesondere Sauerstoff, der partikuläre (POC) und bioverfügbare organische Kohlenstoff (AOC) bilden die Lebensgrundlage der Mikroorganismen und wirbellosen Tiere (Invertebraten) (**Abb. 1**). Je besser die Nahrungs- und Sauerstoffversorgung, desto dichter die Besiedlung und umso höher der Anteil oberflächenwasserbewohnender Tiere. Umgekehrt ist gut abgeschirmtes Grundwasser nahrungsarm und nur von wenigen Spezialisten, echten Grundwassertieren, besiedelt. Ebenfalls von der Erdoberfläche eingetragen werden Sauerstoff, aber auch Schadstoffe wie Nitrat und PSM. Auch eng mit landwirtschaftlicher Nutzung verknüpft sind Tierarzneimittel. Der Leitfaden für Tierarzneimittel der Europäischen Arzneimittel-Agentur (2018) geht davon aus, dass Grundwasserinvertebraten um den Faktor 10 empfindlicher sind als oberflächenbewohnende Arten. Diese hohe Sensitivität gegenüber Oberflächeneinflüssen macht Grundwasserorganismen zu idealen Indikatoren: Grundwasserorganismen, speziell Grundwassertiere, eignen sich deshalb zur Bewertung der Landnutzungsintensität und sind damit komplementäre Indikatoren zum Nitrat.

Grundlage jeder Bewertung sind Referenzen charakteristischer Zustände. Dabei geht es um die Fragen was ist typisch bzw. was natürlich? Um die bisher kaum bekannte Grundwasserfauna Sachsen-Anhalts zu erfassen, wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt in den Jahren 2008 und 2009 landesweite Untersuchungen zur Grundwasserfauna an insgesamt 78 Messstellen durchgeführt. Dabei wurde eine Reihe von Messstellen identifiziert, die artenreich und grundwassertypisch besiedelt sind und die gleichzeitig auch bestimmte Naturräume, hydrologische Bezugseinheiten oder Georegs (Kombination aus Aquifertyp und naturräumlicher Haupteinheit) repräsentieren. Insgesamt 10 dieser Messstellen wurden

im Jahr 2010 in ein grundwasserfaunistisches Referenzmonitoring überführt und seitdem jährlich beprobt.

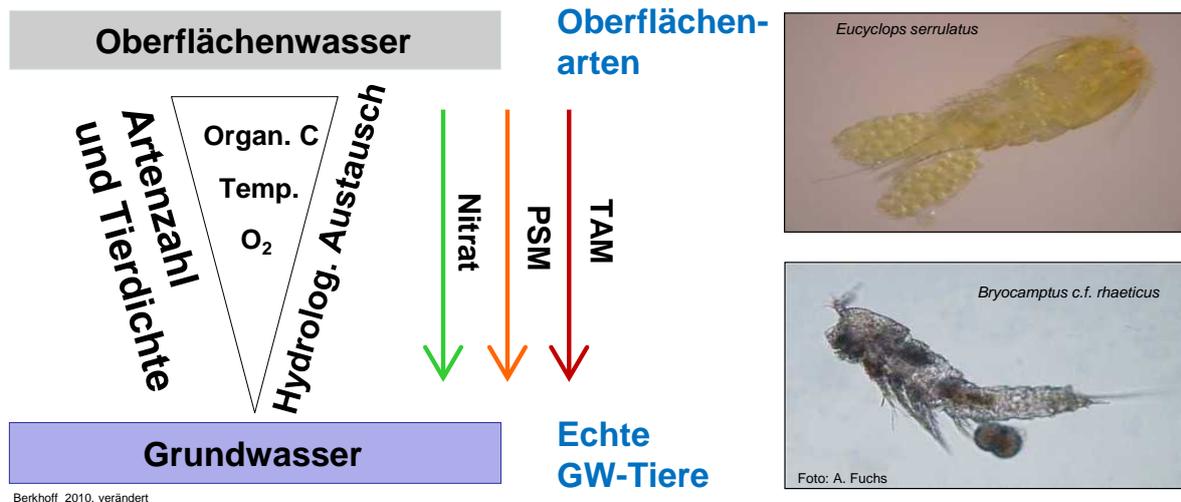


Abbildung 1: Grundwasser und seine Lebensgemeinschaften werden sehr stark durch Oberflächeneinträge geprägt. Gut abgeschirmtes Grundwasser ist nahrungsarm und nur von wenigen Spezialisten, echten Grundwassertieren, besiedelt. oberflächenwasserbeeinflusstes Grundwasser weist dagegen eine reiche, durch Oberflächenformen geprägte Invertebratenfauna auf. Je intensiver die Landnutzung, insbesondere durch Landwirtschaft, desto stärker sind unerwünschte Einträge, wie Nitrat, Pflanzenschutzmittel (PSM) und Tierarzneimittel (TAM). Auf all das reagiert die Fauna im Grundwasser. Damit sind die Invertebraten Indikatoren für die Intensität der Landnutzung und die Stärke des Oberflächenwassereintrages.

Seit 2017 erfährt die grundwasserfaunistische Erfassung in Sachsen-Anhalt eine erweiterte Zielstellung. Neben dem Referenzmonitoring, d. h. der Erforschung, Beschreibung und Überwachung der Grundwasserlebensgemeinschaften Sachsens-Anhalts, sollen dem langfristigen Ansatz folgend, die bisher erhobenen grundwasserfaunistischen Daten noch stärker in einen anwendungsorientierten Bezug gesetzt werden. Hierzu wurde im vergangenen Jahr mit der Ausrichtung bzw. Entwicklung eines längerfristigen Biomonitorings zur Überwachung der Entwicklung diffuser Nitratbelastungen im Grundwasser begonnen.

Erste Ergebnisse werden mit diesem Beitrag vorgestellt.

Ergebnisse

Im Laufe der vergangenen zehn Jahre hat sich unser Bild von der sachsen-anhaltinischen Grundwasserfauna gefestigt.

Demnach ist der Quartäre Nordraum deutlich weniger reich und dicht besiedelt wie die Mittelgebirge, und die Tierwelt der Lockergesteinsleiter unterscheidet sich deutlich von derjenigen der Kluft- und Karstleiter. Während im Lockergestein Ringelwürmer und sedimentbewohnende Raupenhüpfertiere dominieren, sind in der Kluft Flohkrebse und Hüpfertiere die vorherrschende Tiergruppe. Insgesamt lässt sich feststellen, dass der Anteil der Crustacea (Krebstiere) an der Gesamtabundanz sehr hoch war: Wie auch aus anderen Untersuchungen bekannt, lag der Anteil der Krebstiere meist erheblich über 50 %.

Deutlich wurde auch der Nutzen von Langzeitdaten, die auch zeitlich begrenzte Umweltveränderungen erkennen lassen: So zeigte das plötzliche Verschwinden sämtlicher echter Grundwasserarten an der Messstelle Gnölbzig eine massive Versalzung infolge eines Stolleneinbruchs an. Erst nach mehreren Jahren wurden vereinzelt wieder Grundwassertiere festgestellt.

Die Auswertung von Referenz- und Nitratmonitoring ergab für beide Untersuchungen vergleichbare Befunde. Trotz der noch recht geringen Anzahl der Standorte zeigte sich hinsichtlich Landnutzung und Nitrat ein deutlicher Zusammenhang mit der Fauna. Am besten besiedelt waren die Proben aus Wald, während sich in Proben aus Siedlungsbereichen nur eine sehr reduzierte Fauna fand (**Abb. 2**).

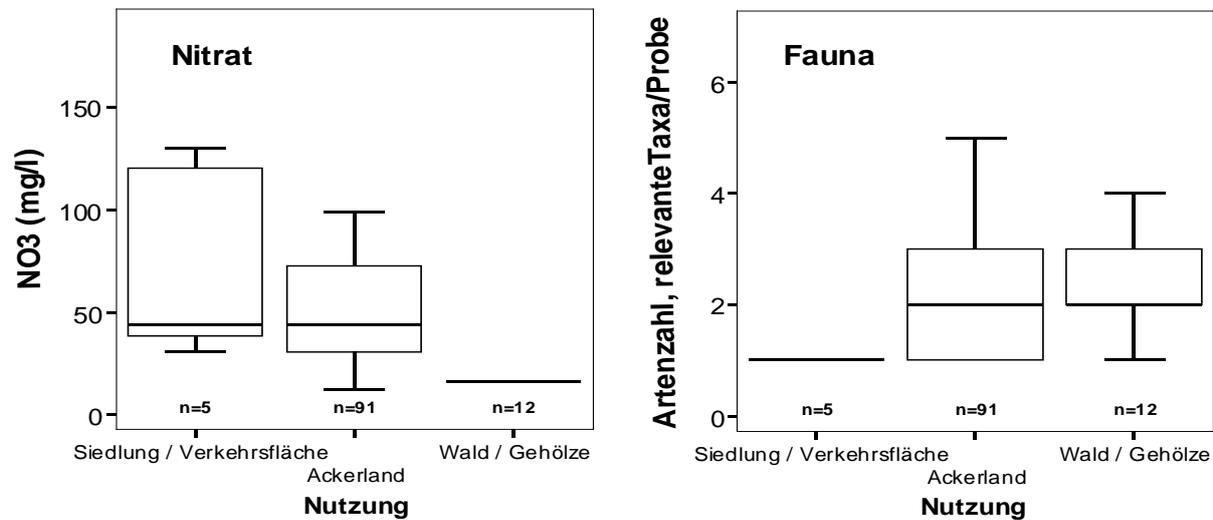


Abbildung 2: In Siedlungsbereichen und im Ackerland war die Nitratbelastung am höchsten, im Wald am niedrigsten (links). Umgekehrt verhielt es sich mit der Artenvielfalt, die im Wald am höchsten und in Siedlungsbieten am niedrigsten war (rechts). Grundwasser im Ackerland hat vergleichbare Artenzahlen wie im Wald, jedoch eine gänzlich andere Fauna.

Die multivariaten Auswertungen (PERMANOVA, DISTLM) weisen darauf hin, dass die Fauna durch die Hydrogeologie, die Zugehörigkeit zu einem bestimmten Grundwasserkörper und durch die Landnutzung geprägt ist. Von allen untersuchten Wasserparametern bestand der stärkste Zusammenhang zwischen Nitrat und Fauna, das zusammen mit dem ebenfalls hoch signifikanten DOC die Effekte der Landnutzung widerspiegelt, während der Zusammenhang mit dem pH-Wert für die hydrogeologische Bezugseinheit bzw. den Grundwasserkörper steht.

Die CAPS, eine nicht-parametrische Diskriminanzanalyse, berechnet anhand der Faunadaten die Zuordnung zur jeweiligen Landnutzung für mehr als 80 % der Proben (Wald: 91,2 %, landwirtschaftl. Flächen: 80,2 %) korrekt und weist gleichzeitig bestimmte Arten und höhere Taxa als typisch für die jeweilige Art der Landnutzung aus. Die Fauna der Waldstandorte war durch echte Grundwasserarten geprägt, während dagegen in den landwirtschaftlich genutzten Bereiche sogenannte Ubiquisten – relativ anspruchslose Allerweltsarten - vorherrschten.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen der vergangenen zehn Jahre im Referenzmonitoring lassen eine typische Grundwasserfauna für verschiedene hydrogeologische Einheiten Sachsen-Anhalts erkennen, wobei sich hinsichtlich der Fauna insbesondere Locker- und Festgesteinsleiter deutlich voneinander unterscheiden. Deutlich wurde auch, dass langfristig erhobene Umweltdaten „einen Wert an sich“ darstellen.

Die Auswertung sowohl der Daten des Referenzmonitorings wie auch des Nitratbiomonitorings lässt einen Zusammenhang zwischen der Fauna im Grundwasser und der Landnutzung bzw. Nitrat und DOC vermuten. Die statistische Zuordnung der Einzelproben anhand der Fauna zu landwirtschaftlichen Nutzflächen war in 80 % der Fälle zutreffend.

Zur weiteren Überprüfung dieser Befunde bedarf es allerdings noch einer größeren Anzahl repräsentativer Daten und Standorte.

Danksagung

Dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt danken wir für die angenehme und konstruktive Zusammenarbeit.

Literatur

EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Official J. European Comm. Brüssel, Belgien. L327(1)

Europäische Arzneimittel-Agentur (2018): Guideline on assessing the toxicological risk to human health and groundwater communities from veterinary pharmaceuticals in groundwater. EMA/CVMP/ERA/103555/2015, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use (CVMP) London.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Bearbeiter: Christiane Meier
E-Mail: christiane.meier@uba.de
Tel.: 0345 2103-3059; Fax: 0345 2104-3059
Redaktionsschluss: 12.06.2018

Einträge von Bioziden in das Grundwasser

„Biozide sind Substanzen oder Produkte, die Schädlinge oder Lästlinge zerstören, abschrecken, unschädlich machen, ihre Wirkung verhindern oder sie auf eine andere Art und Weise bekämpfen sollen.“ (Biozid-Verordnung (EU) Nr. 528/2012). So werden Biozide z. B. in Schutzmitteln für Baumaterialien, in Antifoulingfarben für Schiffe, zur Beschichtung von Textilien, als Desinfektionsmittel im Krankenhaus oder auch zur Bekämpfung von Ratten eingesetzt. Unbestritten ist, dass die Verwendungen der Biozide voraussehbar zu Einträgen in die Umwelt führen (UBA 2017).

Anfang 2017 waren allein in Deutschland über 43.000 Biozidprodukte registriert. Je nach Produktart sind die Biozidanwendungen höchst verschieden. Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Anwendungsmustern erreichen Biozide die Umweltmedien auf sehr verschiedenen Eintragspfaden (Abbildung 1). Dadurch sind alle Umweltkompartimente, wie Oberflächengewässer, Sedimente, Meerestgewässer, Böden, Grundwasser, Atmosphäre und auch Organismen letztendlich von Biozideinträgen betroffen. Da Biozidwirkstoffe je nach ihren Eigenschaften Abbauprozessen unterliegen, ist zudem immer zu berücksichtigen, dass auch relevante Transformationsprodukte in die Umwelt eingetragen werden oder dort entstehen.

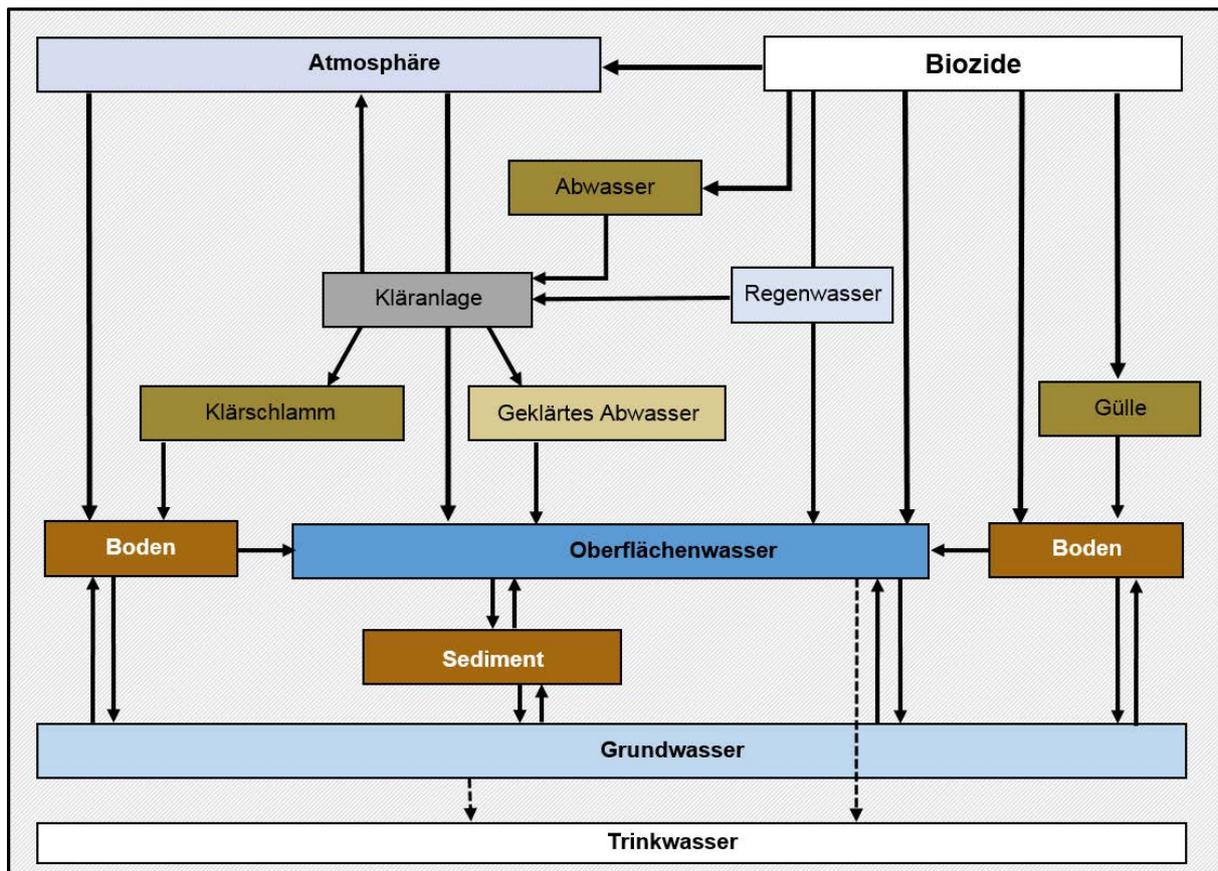


Abbildung 5 Relevante Eintragspfade von Bioziden in die Umwelt

Auf den Eintrag von Bioziden in ein Umweltkompartiment folgt immer eine Verlagerung der Stoffe in andere Umweltmedien. Das Ausmaß der Verlagerung ist dabei abhängig von den jeweiligen Stoffeigenschaften. Werden Biozide über unterschiedliche Wege in Böden eingetragen, können diese bei Regenereignissen in tiefere Bodenschichten bis hin zum Grundwasser verlagert werden. So ist beispielsweise ein Eintrag von Bioziden über die Gülle in den landwirtschaftlich genutzten Boden möglich. Nach bisheriger Kenntnis ist ein Eintrag sowohl für Desinfektionsmittel, die für die Hygiene im Veterinärbereich eingesetzt werden, als auch für Schädlingsbekämpfungsmittel, die in Tierställen verwendet werden, zu erwarten. Nach den Expositionsschätzungen, die im Rahmen der Entscheidung über die Genehmigung von Wirkstoffen durchgeführt werden, wird dies z. B. für Produkte mit Imidacloprid (Insektizid) und Cyanamid (Desinfektionsmittel) der Fall sein. Nach dem Aufbringen der Gülle können die betroffenen Biozide bzw. relevanten Transformationsprodukte bei Regenereignissen in tiefere Bodenschichten bis hin zum Grundwasser transportiert werden und möglicherweise ein Problem für die Trinkwassergewinnung darstellen. Dass dieser Eintragspfad zu besorgniserregenden Belastungen des Grundwassers führen kann, zeigen Untersuchungen aus dem Bereich der Tierarzneimittel, die genau wie Biozide über die Gülle in den Boden gelangen. So wurde die Verlagerung von Sulfamethoxazol aus einem sandigen Boden, der regelmäßig mit Gülle gedüngt wurde, in das oberflächennahe Grundwasser beobachtet (Balzer et al. 2016). Die Konzentrationen der Veterinär-Antibiotika lagen dabei über dem Schwellenwert für Grundwasser von 0,1 Mikrogramm pro Liter ($\mu\text{g/L}$)¹.

Ein Großteil der Biozide wird im urbanen Bereich eingesetzt. Zum einen gelangen die Biozide dort direkt in den Boden, z. B. Materialschutzmittel durch Tropfverluste während der Aufbringung von Putz, Farben, Lacken usw. oder auch Rodentizide (z. B. Wühlmausköder) oder Insektizide (z. B. Mittel gegen Ameisen), die teilweise direkt oder in Köderboxen ausgebracht werden. Gelangen diese Mittel

¹ Schwellenwert für Pflanzenschutzmittel und Biozide; derzeit noch kein rechtsverbindlicher Vorsorgengrenzwert für Arzneimittel etabliert.

in den Boden, können sie von dort aus über Auswaschprozesse in tiefere Bodenschichten und bis hin zum Grundwasser verlagert werden.

Ein weiterer wichtiger Prozess für Einträge von Bioziden in die Umwelt im urbanen Bereich ist das Auswaschen diverser Schutzmittel mit dem Regenwasser. Dabei kann es sich um Biozide handeln, die z. B. auf Holz, das der Bewitterung ausgesetzt ist, aufgebracht oder Putzen bzw. Farben zugegeben werden, um Fassaden vor Algen- und Pilzbefall zu schützen oder um Biozide, die Dachabdeckungen haltbarer für den Außenbereich machen sollen. Liegt ein Trennkanalisationssystem vor, werden diese Schutzmittel entweder direkt in die Oberflächengewässer eingeleitet oder sie werden ortsnah versickert. Der Anteil des Trennsystems an der öffentlichen Kanalisation beträgt in Deutschland rund 45% (Brombach 2013), wobei es räumlich differenziert sehr große Unterschiede zwischen den jeweiligen Anteilen des Misch- und Trennsystems gibt, so dass in ganzen Regionen, vor allem im Norddeutschen Tiefland, das Trennsystem deutlich überwiegt. Zudem werden immer mehr Biozide gerade an wärmegeämmten Kompaktfassaden und Fassaden sanierter Gebäude eingesetzt, obwohl deren Einsatz laut einer im Jahr 2016 veröffentlichten Studie des Umweltbundesamtes (Krueger et al. 2016) nicht zu einer erhöhten Zufriedenheit der Nutzer führt. Die betreffenden bioziden Wirkstoffe sind teilweise als persistent und toxisch bekannt und oft altbekannte Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe. Einige sind nach Pflanzenschutzrecht nicht mehr zugelassen, wie z. B. Terbutryn.

Mit der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes in Deutschland soll in dichtbesiedelten Gebieten auf eine verstärkte Versickerung von Regenwasser mit dezentralen oder semi-zentralen Regenwasserversickerungsmaßnahmen hingewirkt werden (Wasserhaushaltsgesetz (WHG)). Mit Hilfe solcher Maßnahmen soll eine angemessene Grundwasserneubildung gewährleistet werden. Die Barrierewirkung dieser Regenwasserversickerungsmaßnahmen ist allerdings nicht immer ausreichend, um den Eintrag von Schadstoffen ins Grundwasser zu verhindern.

Welche Relevanz diesem Eintragspfad zukommt, zeigt sich besonders deutlich in den beiden BMBF-Forschungsprojekten „KURAS² (Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme)“ und „MUTReWa³ (Maßnahmen für einen nachhaltigen Umgang mit Pestiziden und deren Transformationsprodukten im Regionalen Wassermanagement)“.

Im Verbundforschungsvorhaben „KURAS“, bei dem das Umweltbundesamt als Partner fungierte, wurden Lysimeterstudien mit Dachablaufwasser, das für die Regenwasserversickerung vorgesehen ist, durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass z. B. der als Pflanzenschutzmittel zugelassene Wirkstoff Mecoprop, der von Bitumendachbahnen ausgewaschen wird, auch nach der Passage durch eine Bodensäule noch im Wasser nachgewiesen werden kann.

Im Forschungsprojekt „MUTReWa“ wurde im Umfeld einer Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage die Gefährdung des Grundwassers unter anderem durch biozide Wirkstoffe untersucht. Ausgewählt wurden die Substanzen Diuron, Terbutryn und Octylisothiazolinon (OIT), die vor allem in Fassaden und Schutzanstrichen verwendet werden. Der Grundwassereintrag von Biozid-Wirkstoffen und deren Transformationsprodukten aus dem Stadtabfluss war zweifelsfrei nachweisbar. Dabei ergaben Beprobungen von Sickerwasser an verschiedenen Versickerungsmulden Biozidkonzentrationen von im Durchschnitt 0,2 Nanogramm pro Liter (ng/l) für Terbutryn und 1,2 ng/l für Diuron (Lange et al. 2017). Der gesamte Eintragspfad von der Hauswand über das Mulden-Rigolensystem bis hin zum Grundwasser konnte lückenlos nachgewiesen werden.

Ein weiterer bedeutender Eintragspfad von Bioziden in die Umwelt ist der Weg über die Mischkanalisation in die Kläranlage und von dort ins Oberflächengewässer beziehungsweise über den Klärschlamm auf den Boden. Durch den Abbau in der Kläranlage und durch Sorption an den Klärschlamm werden die Biozide und relevante Transformationsprodukte entfernt. Wird der Klärschlamm im Faulturn behandelt, unterliegen die sorbierten Stoffe im abgezogenen Schlamm dem anaeroben Bioabbau. Für einige Substanzen kann dies zu einer deutlichen Abnahme der Menge im Schlamm führen, wie es zum Beispiel für Permethrin gezeigt wurde (Kupper et al. 2006). Werden die sorbierten Biozid-Wirkstoffe allerdings nicht anaerob abgebaut oder erfolgt die Ausbringung von Flüssigklärschlamm (ohne Faulturn-Behandlung), werden die Biozide zusammen mit dem Klärschlamm in den Boden der landwirtschaftlich genutzten Flächen eingebracht.

² <http://www.kuras-projekt.de>

³ <http://www.mutrewa.de>

Die Bedeutung dieses Eintragspfads zeigten Untersuchungsergebnisse, die im Rahmen des Projektes des Umweltbundesamtes „Umweltmessprogramm für Biozide“ (Rüdel et al. 2017) erhoben wurden. Dabei wurden Bodenproben von zwei langjährig mit Klärschlamm behandelten Flächen in Niedersachsen beprobt und hinsichtlich der Stoffe Triclosan und Methyltriclosan analysiert. Es waren auch noch etwa 19 Monate nach der letzten Ausbringung von Klärschlamm Rückstände von bis zu 0,5 µg/kg Trockengewicht (TG) Triclosan und ca. 1-2 µg/kg TG Methyltriclosan in Bodenproben nachzuweisen. Dies bestätigt die Annahme, dass sich die persistenten Substanzen in den Böden anreichern. Nach dem Aufbringen des Klärschlammes kann bei Regenereignissen ein Transport der betroffenen Biozide bzw. relevanten Transformationsprodukte in tiefere Bodenschichten bis hin zum Grundwasser nicht ausgeschlossen werden.

Letztendlich können weiterhin auch alle Stoffe, die in das Oberflächengewässer eingebracht werden, abhängig von den Stoffeigenschaften, weiter in das Uferfiltrat befördert werden und dort möglicherweise ein Problem für die Trinkwassergewinnung darstellen. Auch dieser Pfad sollte grundsätzlich für Biozide und relevante Transformationsprodukte im Blick behalten werden.

Resümee

Viele Studien zeigen, dass es Einträge von Bioziden in die Umwelt gibt und die Biozide teilweise in besorgniserregenden Konzentrationen gefunden werden. Für diverse Eintragspfade ist eine Verlagerung von Biozidwirkstoffen oder deren Transformationsprodukte in das Grundwasser möglich. Jedoch sind Studien, die das Vorkommen von Bioziden im Grundwasser und deren Eintragspfade abbilden, rar. Sowohl nach Eintragspfaden differenzierte Forschungsprojekte als auch eine systematische Erhebung und Auswertung von Messdaten für Biozide im Grundwasser würden es erlauben, zu beurteilen, wie groß das Problem der Belastung der Umwelt und speziell des Grundwassers mit Bioziden tatsächlich ist und welche Maßnahmen ggf. ergriffen werden sollten, um den Eintrag von Bioziden zu reduzieren.

Literaturverzeichnis

Balzer, F., Zühlke, S., & Hannappel, S. (5 2016). Antibiotics in groundwater under locations with high livestock density in Germany. *Water Science and Technology: Water supply*.

Biozid-Verordnung (EU) Nr. 528/2012. Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten.

Brombach, H. (2013): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland, *Korrespondenz Abwasser* 2013, 60 (12), 1044–1053.

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., Kreißig, J., Kotz, C. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. UBA Texte 19-05, Umweltbundesamt, Dessau.

Krueger, N., Schwerd, R., Hofbauer, W. (2016): Verbesserung der Umwelteigenschaften von Wärmedämmverbundsystemen (WDVS) – Evaluierung der Einsatzmöglichkeiten biozidfreier Komponenten und Beschichtungen. UBA Texte 17/2016, Umweltbundesamt, Dessau.

Rüdel, H., Fliedner, A., Schwarzbauer, J., & Wluka, A.-K. (2017). Development of cornerstones for a monitoring. Dessau-Roßlau: UBA Texte 24/2017, Umweltbundesamt, Dessau.

UBA (2017): Sind Biozideinträge in die Umwelt von besorgnis-erregendem Ausmaß? Empfehlungen des Umweltbundesamtes für eine Vorgehensweise zur Untersuchung der Umweltbelastung durch Biozide. Dessau-Roßlau: UBA Texte 15/2017, Umweltbundesamt, Dessau.

Wasserhaushaltsgesetz (WHG): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 31. Juli 2009, BGBl. I S. 2585, zuletzt geändert am 4. August 2016, BGBl. I S. 1972.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

**Abteilung Wasserressourcenmanagement**

Ausschläger Elbdeich 2
20539 Hamburg
Internet: www.consulaqua.de

Dr. Carsten Hansen

**Institute of Bio- and Geosciences (IBG) Institute Institute 3: Agrosphere**

52425 Jülich
Internet: www.fz-juelich.de

Prof. Dr. Frank Wendland
Dr. Ralf Kunkel

**ZENTRUM WASSER****Bereich Wasserressourcenmanagement**

Justus-von-Liebig-Str. 10
D-64584 Biebesheim
Internet: www.iww-online.de

Dr. Christine Kübeck

Korrespondierender

Autor: Dr. Carsten Hansen
E-Mail: carsten.hansen@consulaqua.de
Tel.: 040 7888-89-530
Redaktionsschluss: 10.08.2018

Ermittlung der Fließ- und Verweilzeiten im Grundwasser

Arbeitshilfe zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen werden seit Jahrzehnten Stickstoffdünger zur Ertragssteigerung ausgebracht, die in vielen Regionen zu einer hohen Nitratbelastung des Grundwassers geführt haben. So finden sich in einigen Regionen im oberflächennahen Grundwasser teils flächendeckend hohe Nitratkonzentrationen von deutlich über 50 mg/l.

Zu hohe Nitratreinträge sind die Hauptursache, dass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser den Grenzwert von 50 mg/l überschreiten, so dass der gute chemische Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) und der EU-Grundwasserrichtlinie (EU-GWRL, 2006) nicht erreicht wird. Entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL (2000) und EU-GWRL (2006) wurden für die betreffenden Grundwasserkörper Maßnahmenprogramme zur Minderung der Stickstoff-Einträge ins Grundwasser entwickelt und umgesetzt. Trotzdem wurde der gute chemische Zustand des Grundwassers im Bezugsjahr 2015 für 267 von insgesamt 990 GWK aufgrund der Nitratbelastung verfehlt.

Eine Ursache für einen – trotz zielführender und effizient umgesetzter Grundwasserschutzmaßnahmen – ausbleibenden Rückgang der Nitratkonzentrationen in den Messstellen der Überwachungsmessnetze können lange Verweil- und Fließzeiten sein. Lange Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und lange Fließzeiten des Grundwassers im Aquifer können dazu führen, dass sich Änderungen in der Eintragungssituation erst mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung an der Messstelle bemerkbar machen.

Trotz der großen Bedeutung der Verweil- und Fließzeitermittlung für die Erstellung von Zielerreichungsprognosen gemäß EU-WRRL (2000) fehlte es bislang an einer in sich konsistenten Methodik / Vorgehensweise für die verschiedenen Anwendungsfelder des behördlichen Vollzugs.

In einem von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms Wasser-Boden-Abfall geförderten Vorhabens wurde eine Arbeitshilfe zur Ermittlung von Fließ- und Verweilzeiten erarbeitet. Entscheidend für die Eignung eines Verfahrens ist dessen allgemeine Anwendbarkeit, so dass die Kenngrößen zu den Verweil- und Fließzeiten mit vergleichsweise geringem Aufwand abgeleitet werden können. Vor diesem Hintergrund lag der Schwerpunkt des Projektes auf der Etablierung leicht anwendbarer, pragmatischer Verfahren, für die hinsichtlich der Eingangsdaten durchweg auf verfügbare Daten auf Landesebene bzw. behelfsweise auf robuste Annahmen und Abschätzungen zurückgegriffen werden kann.

Raumbezug

Für die GWK im schlechten Zustand stellt sich die Frage nach den Verweil- und Fließzeiten häufig in Zusammenhang mit Zielerreichungsprognosen, d. h. der Abschätzung der Reaktionszeit, innerhalb derer sich der Einfluss von Grundwasserschutzmaßnahmen auf abnehmende Nitratkonzentrationen bemerkbar macht. In diesem Zusammenhang kommt der Fragestellung und dem Raumbezug, auf den sich die Verweil- und Fließzeiten beziehen, eine große Bedeutung zu. So kann einerseits die Verweil- und Fließzeit in Bezug auf punktuelle Bezugsorte, wie z. B. Grundwassermessstellen, in einem GWK im Vordergrund stehen. Andererseits kann auch die flächenhafte Verweil- und Fließzeit des Grundwassers bis zum Vorflutereintritt betrachtet werden. In der Praxis wird die Verweil- und Fließzeitenermittlung für beide Fragestellungen häufig parallel vorgenommen, wobei, bedingt durch den unterschiedlichen Betrachtungsmaßstab bzw. Raumbezug, verschiedene Ansätze zur Anwendung kommen:

- **Punktbezogene Ansätze** für die Abschätzung der Verweil- und Fließzeit für Grundwasserbeobachtungsmessstellen und Monitoringmessnetze, Entnahmebrunnen und Quellen sowie
- **Flächenhafte Ansätze** für die Abschätzung der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und Fließzeiten des Grundwassers bis zum Vorflutereintritt.

Im Unterschied zu Grundwassermessstellen sind Angaben zu Verweil- und Fließzeiten für Brunnen und Quellen nur im weiteren Sinn als punktbezogen anzusehen, da diese immer ein Einzugsgebiet aufweisen und innerhalb des Einzugsgebietes unterschiedliche Verweilzeiten und – je nach Entfernung zum Brunnen – auch unterschiedliche Fließzeiten auftreten.

Verweilzeiten

Generell erfolgt die Ermittlung von Verweilzeiten für die ungesättigte Zone, d. h. für den gesamten nicht vollständig mit Wasser gefüllten Bereich von der Bodenoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche, unterhalb der die gesättigte Zone beginnt.

Zur Ableitung der Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten (ungesättigte Zone) wurden, bedingt durch die unterschiedliche Qualität der verfügbaren Datengrundlagen, drei verschiedene Berechnungsansätze als relevant identifiziert. Diese können sowohl für punkt- als auch für flächenbezogene Fragestellungen verwendet werden.

- Für die Verweilzeitenermittlung im durchwurzelten Bodenbereich wird das Verfahren nach DIN 19732 zur Anwendung empfohlen. Die Verweilzeit in der Bodenzone wird aus dem Wasserspeichervermögen des Bodens – quantifiziert durch die nutzbare Feldkapazität (nFK) – und der Sickerwasserrate abgeleitet.
- Für die Verweilzeitenermittlung in den Grundwasserdeckschichten von Lockergesteinsregionen wird ebenfalls das Verfahren nach DIN 19732 zur Anwendung empfohlen. Anstelle der nFK sollte hier aber die Feldkapazität (FK) verwendet werden. Die Berechnung der Verweilzeiten erfolgt summarisch für alle lithologisch unterscheidbaren Schichten.
- Für die Verweilzeitenermittlung in den Grundwasserdeckschichten von Festgesteinsregionen ist dagegen in der Regel nur das Schätzverfahren nach Hölting et al. (1995) anwendbar. Dieses Verfahren dient der Ableitung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung anhand eines Punktwertes, der sich aus Gesteinsart, Schichtmächtigkeit, tektonischer Struktur und Sickerwasserhöhe errechnet. Der Punktwert kann dann einem Anhaltswert für die Verweilzeit in den Deckschichten zugeordnet werden.

Für die Ermittlung der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone sind entsprechend des lithologischen Untergrundaufbaus verschiedene Standortsituationen zu unterscheiden, je nachdem ob die Grundwasserdeckschichten unterhalb des Bodens aus Lockergesteinen, aus Festgesteinen oder aus Locker- und Festgesteinen aufgebaut sind. Vor allem in Festgesteinsregionen ist die Ermittlung der Verweilzeiten für die Grundwasserdeckschichten mit größeren Unsicherheiten behaftet. Während für die flächenhafte Anwendung der Verfahren auf GWK-Ebene in der Regel Daten aus überregionalen Kartenwerken zur Verfügung stehen, sollten für punktbezogene Anwendungen – sofern vorhanden – Daten aus lokalen Datenerhebungen bzw. Lokalstudien übernommen werden.

Bestimmung von Fließzeiten

Unter natürlichen Abstromverhältnissen strömt das neugebildete Grundwasser flächenhaft in Richtung auf die Vorfluter ab. Grundwassermessstellen erfassen – je nach Filtertiefe – einzelne Bahnlinien des Grundwasserabstroms. Mit zunehmender Filtertiefe werden üblicherweise ältere Grundwässer mit entsprechend längeren Fließzeiten erfasst, deren Neubildungsgebiet weiter von der Messstelle entfernt liegt. Bedingt durch die unterschiedlichen Fragestellungen im behördlichen Vollzug bzw. die hierdurch bedingten unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäbe und Raumbezüge wurden im Rahmen des Projektes zwei verschiedene Typen von Ansätzen für die Ermittlung von Fließzeiten im Grundwasserleiter als relevant identifiziert.

- Das im Rahmen dieses Projektes entwickelte Teufe-Neubildungsverfahren als punktbezogener Ansatz für eine einfache Abschätzung der Fließzeiten des Grundwassers für Grundwasserbeobachtungsmessstellen und Monitoringmessnetze, Entnahmebrunnen und Quellen. Die Fließzeit bezieht sich immer auf die Zeit, die das Grundwasser vom Ort der Neubildung bis zum Erreichen dieses Bezugspunktes benötigt.
- Das WEKU-Verfahren⁴ als flächenhafter Ansatz für die Abschätzung der Fließzeiten des Grundwassers bis zum Vorflutereintritt, bzw. der Reaktionszeit eines gesamten GWK basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen.

Beide Verfahren erlauben eine einfache und praxisorientierte Ermittlung punktbezogener bzw. flächenbezogener Fließzeiten. Sie stellen aber zwangsläufig auch einen Kompromiss bezüglich der erreichbaren Genauigkeit, der Aussagekraft bzw. der damit verbundenen Unsicherheiten dar. Letztlich sind beide Verfahren als Schätzverfahren einzustufen, die aber eine schnelle und nachvollziehbare Einordnung der Fließzeiten ermöglichen. Anders als Altersdatierungen oder Strömungsmodellierungen sind hierfür keine erweiterten Kenntnisse und kein gesonderter Aufwand (Expertenwissen, Modellierkenntnisse, Aufwand für Probenahme und Spezialanalytik) erforderlich.

Das im Rahmen des Projektes entwickelte Teufe-Neubildungsverfahren erlaubt eine einfache und praxisorientierte Abschätzung punktbezogener Fließzeiten für einfache hydrogeologische Situationen. Es stellt aber zwangsläufig auch einen Kompromiss bezüglich der erreichbaren Genauigkeit, der Aussagekraft bzw. der damit verbundenen Unsicherheiten dar. Das Teufe-Neubildungsverfahren basiert auf Kombination eines einfachen Wasserbilanzansatzes mit der Beschreibung der Grundwasserströmung nach Darcy (Abb. 1). Die Wasserbilanz bezieht sich auf einen Stromstreifen mit einer spezifischen Fläche im Anstrom einer Grundwassermessstelle. Für eine vereinfachte Berechnung wird dessen Breite standardmäßig auf einen Meter festgelegt. Das im Anstrom (Abb. 1: Fläche A_2) neugebildete Grundwasser durchströmt auf Höhe der Messstelle eine definierte Fläche (A_1) mit einer bestimmten Filtergeschwindigkeit. Flächen und Geschwindigkeiten stehen entsprechend Gleichung 1 im Verhältnis zueinander.

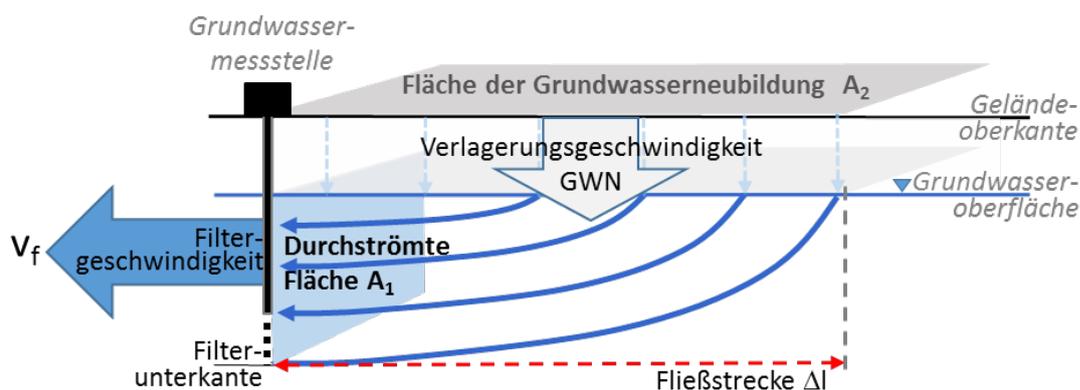


Abb. 1: Schematische Darstellung der zugrundeliegenden Abhängigkeiten des Teufen-Neubildungsverfahrens

⁴ Kunkel, R. & F. Wendland (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Environmental Geology, 30 (1-2), 1-9.

Die Bilanzfläche A_1 ergibt sich aus der grundwassererfüllten Mächtigkeit oberhalb eines Bezugsniveaus (z. B. die Filtertiefe der Messstelle) sowie der Breite des Stromstreifens. Die Filtergeschwindigkeit durch diese Fläche ergibt sich über den Darcy-Ansatz aus dem hydraulischen Gradient und den k_f -Wert des Grundwasserleiters im Bereich der Messstelle. Damit kann der Volumenstrom durch die Bilanzfläche A_1 berechnet werden. Unter stationären Bedingungen sind die Volumenströme durch die Bilanzflächen A_1 und A_2 gleich. Über die mittlere Grundwasserneubildung kann somit die Größe bzw. bei vorgegebener Breite die Länge des Anstrombereichs der Messstelle berechnet werden. Über diesen Ansatz kann jeder Filtertiefe eine entsprechende Fließstrecke und damit die Entfernung bis zum Ort der Neubildung des in dieser Tiefe angetroffenen Grundwassers zugewiesen werden (Gl. 1). Die Fließzeit ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen Fließstrecke und Fließgeschwindigkeit des Grundwassers. Hierbei ist zu beachten, dass die Abstandsgeschwindigkeit und nicht die Filtergeschwindigkeit in die Berechnung eingeht (Gl. 2). Durch Einsetzen der Gl. 1 in Gl. 2 ergibt sich eine vereinfachte Berechnung der Fließzeit des Grundwassers in einer bestimmten Tiefe, die nur aus dem Verhältnis zwischen effektiver Porosität und mittlerer Grundwasserneubildung im Anstrombereich beruht.

$$\frac{A_1}{A_2} = \frac{GWN_{Mittel}}{v_f} = \frac{(F - GWO) \cdot b}{\Delta l \cdot b} \Rightarrow \Delta l = \frac{(F - GWO) \cdot v_f}{GWN_{Mittel}} \quad \text{Gl. 1}$$

$$\Delta t = \frac{\Delta l \cdot n}{v_f} = \frac{(F - GWO) \cdot v_f \cdot n_{eff}}{v_f \cdot GWN_{Mittel}} = (F - GWO) \frac{n_{eff}}{GWN_{Mittel}} \quad \text{Gl. 2}$$

Mit:	A_1 :	durchströmte Querschnittsfläche im Grundwasserleiter [m ²]
	A_2 :	Fläche der Grundwasserneubildung im Zustrom [m ²]
	GWN_{Mittel} :	mittlere Grundwasserneubildung auf der Fläche A_2 [m ³ /m ² ·s]
	v_f :	Filtergeschwindigkeit [m/s]
	F :	Filtertiefe [m NHN oder m u GOK]
	GWO :	Lage der Grundwasseroberfläche [m NHN oder m u GOK]
	b :	Breite des Stromstreifens, standardmäßig 1 m [m]
	Δl :	Fließstrecke [m]
	Δt :	Fließzeit [s]
	n_{eff} :	speichernutzbares / durchflusswirksames Porenvolumen [-]

Das Teufe-Neubildungsverfahren ist für die Ermittlung der Fließzeiten von Grundwassermessstellen mit einer Filterstellung im obersten Grundwasserleiter anwendbar. Es handelt sich um ein einfaches, abschätzendes Verfahren, dessen Anwendbarkeit und Genauigkeit wie bei allen Verfahren von der Güte der Eingangswerte und von der hydrogeologischen Situation abhängt. Die Anwendung des Verfahrens sollte auf weitgehend homogen aufgebaute, hydraulisch unbeeinflusste Porengrundwasserleiter mit freier Grundwasseroberfläche und ohne hydraulisch trennende Schichten sowie ausreichend hohen Grundwasserneubildungsraten (mindestens 25 mm/a bei Festgesteinen und 50 mm/a bei Lockergesteinen) beschränkt bleiben. Ein komplexerer Aufbau des Grundwasserleiters erfordert entweder eine vertikal differenzierte Grundwasserströmungsmodellierung oder eine Altersbestimmung, um die Fließzeiten zu bestimmen.

Exemplarische Anwendung

Die Anwendbarkeit der oben aufgeführten flächenhaften und punktbezogenen Verfahren wurde von den Projektpartnern für drei exemplarische Grundwasserkörper in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt überprüft. Bei der Auswahl der GWK wurde darauf geachtet, dass verschiedene, für Deutschland repräsentative Grundwasserleitertypen (Poren- und Kluftgrundwasserleiter) sowie verschiedene hydrologische und bodenkundliche Standortbedingungen abgedeckt sind. Über die Anwendung der oben aufgeführten Verfahren in den drei Test-GWKs hinaus, wurden die Verfahren zur Verweilzeitenermittlung sowie das Teufe-Neubildungsverfahren auch von Mitgliedern der LAWA-Kleingruppe „Verweilzeiten“ zur Anwendung gebracht.

Reaktionszeiten von Messnetzen und Repräsentativität

In Kombination mit der Ermittlung der Verweilzeiten kann mit dem punktbezogenen Teufe-Neubildungsverfahren die Reaktionszeit von Grundwasserbeobachtungsmessstellen als Teil des Monitoringmessnetzes begründet abgeschätzt werden.

Im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL (2000) dienen Grundwassermessstellen vor allem dazu, die Wirksamkeit von Maßnahmenprogrammen, z. B. zur Reduktion des Nitratreintrags ins Grundwasser, zu überprüfen. In der Praxis werden Grundwassermessstellen in einem GWK dort installiert, wo im Hinblick auf die hydrogeologische Standortsituation sowie die festgestellten Belastungen eine große Repräsentativität vorliegt. Abnehmende Konzentrationen (Trends) an repräsentativen Grundwassermessstellen können nach entsprechender Verweil- und Fließzeit eine erfolgreiche und zielführende Umsetzung von Maßnahmenprogrammen an der betreffenden Grundwassermessstelle belegen.

Die Repräsentativität einer Grundwassermessstelle ist aber weder ein Beleg für die konsistente und flächendeckende Umsetzung von Maßnahmen im gesamten GWK, noch ist aus der Reaktionszeit der Messstelle ein Rückschluss auf die Reaktionszeit des GWK möglich. In diesem Zusammenhang besteht die Gefahr, dass kleinräumig und ausschließlich im Zustrom einer Messstelle umgesetzte Grundwasserschutzmaßnahmen in Kombination mit den Verweil- und Fließzeitenergebnissen unzulässigerweise für Zielerreichungsprognosen für einen GWK verwendet werden. Gleiches gilt für die durch Aggregation der Ergebnisse abgeleiteten Reaktionszeit des Messnetzes. Auch die Reaktionszeit des Messnetzes ist keineswegs einer repräsentativen Fließzeit in einem Grundwasserkörper gleichzusetzen. Die Anwendung des punktbezogenen Verfahrens für diesen Zweck ist nicht zulässig.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



Landesamt für Umwelt

Abteilung Wasserwirtschaft 1 (Genehmigungen/Grundlagen)

Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam OT Groß Glienicke

Internet: www.lfu.brandenburg.de

Bearbeiter: Antje Oelze (BB), Heiko Ihling (SN), Dr. Simone Simon-O'Malley (BY)

E-Mail: antje.oelze@lfu.brandenburg.de

Tel.: 033201/44433

Redaktionsschluss: 20.07.2018

Abgrenzung nitratbelasteter Gebiete im Grundwasser gemäß § 13 DüV

Einführung

Gemäß § 13 Abs. 2 Satz 1 Ziffer 1 in Verbindung mit Satz 3 der Düngeverordnung (DüV) sind die Bundesländer verpflichtet, in den dort genannten, den Parameter Nitrat betreffenden Gebieten von der DüV abweichende Vorschriften zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen zu erlassen.

In § 13 Abs. 2 DüV werden die Voraussetzungen für die Ausweisung von gefährdeten Gebieten wie folgt definiert:

„Den Landesregierungen wird die Befugnis übertragen, zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat oder Phosphat durch Rechtsverordnung auf Grund des § 3 Absatz 4 Satz 1 in Verbindung mit Satz 2 Nummer 3 und mit Absatz 5 des Düngegesetzes abweichende Vorschriften zu erlassen für:

- 1) Gebiete von Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand nach § 7 der Grundwasserverordnung vom 8. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die durch Artikel 3 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist, auf Grund einer Überschreitung des in Anlage 2 der Grundwasserverordnung enthaltenen Schwellenwerts für Nitrat, Gebiete von Grundwasserkörpern mit steigendem Trend von Nitrat nach § 10 der Grundwasserverordnung und einer Nitratkonzentration von mindestens drei Vierteln des in Anlage 2 der Grundwasserverordnung enthaltenen Schwellenwerts für Nitrat oder Teilgebiete mit Überschreitung von 50 Milligramm Nitrat je Liter in Grundwasserkörpern im guten chemischen Zustand nach § 7 Absatz 4 der Grundwasserverordnung....“.

Die drei Bundesländer Sachsen, Bayern und Brandenburg gingen wie folgt bei der Erarbeitung einer Fachkulissee Grundwasser für Nitrat und der Abgrenzung nitratgefährdeter Gebiete gemäß § 13 DüV vom 15.02.2017 vor:

Sachsen

Gemäß **Erläss des SMUL vom 21.08.2017** wurde das LfULG gebeten, darauf aufbauend, die fachliche Gebietskulissee (Fachkulissee) unter Beachtung nachstehender Vorgaben zu erarbeiten:

- Als Fachkulisse sollen diejenigen Flächen ermittelt und zusammengefasst werden, die sich aus einer Regionalisierung von Nitrat-Messwerten im Grundwasser als Flächen mit Überschreitung des Schwellenwertes von 50 mg/l Nitrat ergeben.
- Dabei sollen Flächen mit Nitrat-Schwellenwertüberschreitung sowohl in Grundwasserkörpern (GWK), die im derzeit verbindlichen Bewirtschaftungsplan nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den schlechten chemischen Zustand eingestuft wurden, berücksichtigt werden als auch in GWK, die in den guten chemischen Zustand eingestuft sind.
- Die Fachkulisse soll möglichst zusammenhängende Gebiete umfassen, kleinteilige Einzelflächen sollen weitgehend vermieden werden.
- Es wird davon ausgegangen, dass die Fachkulisse keine Bereiche mit steigendem Trend von Nitrat und Nitratkonzentrationen > 37,5 mg/l enthalten wird, da GWK mit steigendem Nitratrend für Sachsen nicht ausgewiesen wurden und nach derzeitigem Kenntnisstand weder damals noch aktuell entsprechende Teilflächen identifiziert werden konnten.
- Die Fachkulisse sollte nach Möglichkeit auf der Grundlage einer aktuellen Regionalisierungsrechnung unter Verwendung möglichst vieler aktueller und zuverlässiger Grundwassermessdaten festgelegt werden, um veraltete Datengrundlagen zu vermeiden. Ist dieses nicht leistbar, müssten die vorliegenden Regionalisierungsergebnisse (Bearbeitungsstand: 2014, Datenstand: Ende 2013) verwendet werden.
- Das Regionalisierungsergebnis ist vom Bereich Wasser in Zusammenarbeit mit dem Bereich Landwirtschaft fachlich zu plausibilisieren, u. a. um Recheneffekte zu eliminieren. Dazu sind alle relevanten, im Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) vorliegenden Informationen heranzuziehen.

Die **fachliche Grundlage für die Erarbeitung der Fachkulisse Grundwasser für Nitrat** bildet die Recherche der Nitratanalysen der letzten drei Jahre (2015 bis 2017) folgender Quellen:

- Nitratanalysen, die im Rahmen der staatlichen Messnetze für die WRRL gewonnen wurden (Grundwassermessstellen (GWM) der überblicksweisen Überwachung, der operativen Überwachung der diffusen Belastung, des SchAVO-Messnetzes sowie der operativen Überwachung der Belastung aus den Bergbaugebieten),
- Rohwasseranalysen von allen wesentlichen Wasserversorgern (insgesamt 18 Trinkwasserzweckverbände),
- zusätzliche Nitratmessungen an vorhandenen, nicht im Landesmessnetz befindlichen 23 GWM durch die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) in Bereichen mit ungenügender Messstellendichte im Januar 2018,
- Berücksichtigung der Nitratdaten der Neubaumaßnahmen von GWM für die Messnetze gemäß WRRL (Erstbeprobungen),
- Nitratuntersuchungen im Grundwasser im Rahmen des FuE-Vorhabens „Umsetzung landwirtschaftlicher Maßnahmen zur N- und PSM-Eintragsminderung im prioritären Gebiet Delitzsch-Eilenburg“ (GWK VM 1-1),
- Nitratmessung anderer Bundesländer aus deren staatlichen Messnetzen und
- Nitratanalysen des forstlichen Umweltmonitorings des Staatsbetriebes Sachsenforst (SBS).

Ergebnis der erarbeiteten Fachkulisse Grundwasser für Nitrat im Freistaat Sachsen

Die Gesamtgröße nitratgefährdeter Gebiete im Grundwasser gemäß § 13 Absatz 2 DüV beträgt auf Grundlage der dafür neu durchgeführten Regionalisierung 2.210,65 km². Das entspricht einem prozentualen Anteil an der Landesfläche von Sachsen von 12,0 %.

Im Vergleich dazu betrug die Gesamtfläche der 17 Grundwasserkörper (GWK), die auf Grund von Nitrat im schlechten chemischen Zustand eingestuft sind, 5.273,61 km² (28,6 % der Landesfläche). In 16 GWK, die nach aktueller Regionalisierung im guten Zustand wären, wurden im Rahmen der binnendifferenzierten Fachkulisse 10 Schwerpunktbereiche von Nitratbelastungen im Grundwasser mit einer Flächengröße von 545,43 km² ermittelt.

Insgesamt wurden zur Regionalisierung der Nitrat-Messwerte 1.689 Messstellen der staatlichen Messnetze sowie Rohwasseranalysen der Wasserversorger aus dem Zeitraum 01/2016 bis 12/2017 als Stützstellen verwendet. Nur vereinzelt lagen Analysendaten bis 2015 vor, die ebenfalls für die Regionalisierung verwendet wurden. Zusätzlich wurden 46 Messstellen, bei denen keine aktuellen

Nitratanalysendaten zur Verfügung standen, zur Plausibilisierung der Modellrechnung herangezogen. Es handelt sich um Messwerte aus dem Jahr 2013.

Die binnendifferenzierte Fachkulisse führt zu wesentlich kleineren nitratbelasteten Flächen als die Fläche der GWK im schlechten chemischen Zustand gemäß der letzten WRRL-Bewertung von Juni 2014 sowie der aktuellen Zustandsabschätzung gemäß Grundwasserverordnung (GrwV).

Mit der Identifikation dieser Bereiche können nunmehr die Anstrengungen zur Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers und zum Erreichen des guten Zustandes der GWK noch stärker fokussiert werden, was auch im Sinne der WRRL ist, Maßnahmen in den nitratbelasteten Grundwasserkörper wirksam anzusetzen sowie Maßnahmen an den nitratbelasteten Flächen der im guten Zustand befindlichen GWK zu ergreifen, die dem Schutz der Gewässer- oder Landökosysteme bzw. der GW-Nutzungen dienen.

Die Regionalisierung basiert auf Messwerten (Landesmessnetz durch Daten Dritter verdichtet) und stellt ein Modell zur Übertragung dieser Punktdaten auf die Fläche dar. Weder das Messnetz noch die Regionalisierung haben die Aufgabe oder ermöglichen es, punktuell einzelne Flächenbewirtschafteter als Verursacher der Nitratbelastung an einzelnen Stellen im Grundwasser zu identifizieren, sondern sie dienen der Erfassung diffuser Belastungen insgesamt und der Identifizierung von Schwerpunktbereichen der Nitratbelastung.

Im Zuge der Aktualisierung des Bewirtschaftungsplanes für den dritten Bewirtschaftungszyklus ab 2020/21 wird die Regionalisierung mit den dann aktuellen Daten aus dem zweiten Bewirtschaftungszyklus wiederholt und der Zustand der Grundwasserkörper neu bewertet. Mit der dafür im Rahmen der Ermittlung der Fachkulisse durchgeführten Regionalisierung zeigt sich, dass die Flächenabgrenzung der nitratgefährdeten Gebiete gemäß § 13 DüV relativ unabhängig von der Änderung der Kulisse der GWK im schlechten chemischen Zustand hinsichtlich des Parameters Nitrat gemäß WRRL ist. Dies ist besonders unter dem Aspekt der GrwV und der vorgesehenen Gültigkeit der Fachkulisse bis 2027 bedeutsam.

Bayern

Mit der neuen Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 wird nach § 13 Abs. 2 Satz 1 Nr. 1 den Ländern die Befugnis übertragen, Gebiete abzugrenzen, in denen bestimmte Nitratbelastungen vorliegen. Diese bundesrechtlichen Vorgaben sollen in Bayern über eine „Verordnung über besondere Anforderungen an die Düngung (Ausführungsverordnung Düngeverordnung – AVDüV)“ umgesetzt werden. Die Verbändeanhörung zum Entwurf dieser Verordnung hat im Zeitraum Ende Mai bis Ende Juni 2018 stattgefunden. Die Verordnung regelt die besonderen Anforderungen, die in der dazu festzulegenden und im Entwurf vorliegenden Gebietskulisse nach § 13 Abs. 2 umzusetzen sind sowie auch die nach § 13 Abs. 5 Nr. 1 und 2 genannten Erleichterungen.

Die fachliche Grundlage für die Gebietskulisse mit vorliegenden Nitratbelastungen bildet die Einstufung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper nach § 7 Grundwasserverordnung (GrwV) für Nitrat. Diese basiert im Wesentlichen auf den Ergebnissen des zum Zwecke der Überwachung der Grundwasserkörper (GWK) eingerichteten WRRL-Messnetzes „Grundwasserbeschaffenheit“ nach den Anforderungen der EG-Grundwasserrichtlinie (RL 2006/118/EG) und § 9 der GrwV.

Für die Einstufung des chemischen Zustands für Nitrat wurde ein mehrstufiges, mit bis zu vier Schritten durchzuführendes Verfahren gewählt. Dabei fließen in die Zustandseinstufung die Messdaten der staatlichen Überwachung des WRRL-Messnetzes (Überblicks- und operatives Messnetz) sowie unterstützend Rohwasseranalysen der Wasserversorger und Messdaten weiterer Vorhaben wie z. B. der „Hydrogeologischen Landesaufnahme“ ein. Aus dem WRRL-Messnetz wurde jeweils der Nitratmittelwert aus dem Jahr 2013 (bzw. 2012 oder 2014) herangezogen, für die weiteren Nitratdaten wurden die Mittelwerte des aktuellsten Jahres aus dem Zeitraum 2009 bis 2013 verwendet.

Die einzelnen Schritte des mehrstufigen Beurteilungsverfahrens zur Zustandseinstufung der GWK sind wie folgt:

- (1) Überschreitung des Schwellenwertes an einer oder mehreren Messstellen des WRRL-Messnetzes im GWK
- (2) Überschreitung des Schwellenwertes im Rohwasser an mindestens einer Wassergewinnungsanlage (WGA) mit einer Entnahmemenge > 100 m³/d im GWK

Liegt eine Überschreitung eines Schwellenwertes am WRRL-Messnetz vor sowie an mindestens einer WGA im entsprechenden GWK, so wird der GWK bereits nach Schritt (2) in den chemisch schlechten Zustand eingestuft. Ist dies nicht der Fall, erfolgt die Prüfung der weiteren Schritte (3) und gegebenenfalls Schritt (4).

- (3) Ausgehend von einer Überschreitung gemäß Schritt 1: Prüfung, ob der von der Schwellenwertüberschreitung betroffene Flächenanteil größer gleich 20 % der jeweiligen Gesamtfläche des GWK bzw. der GWK-Gruppe beträgt (* mind. sechs Messstellen im GWK/bzw. GWK-Gruppe erforderlich)
- (4) Bei weniger als sechs Messstellen des WRRL-Messnetzes: Regionalisierung der o. g. Nitratanalysen des Rohwassers und weiteren vorliegenden Nitratdaten mittels geostatistischem Interpolationsverfahren.

Liegt der nach Schritt (3) oder (4) ermittelte Flächenanteil im GWK mit einer Nitratkonzentration oberhalb des Schwellenwertes größer gleich 20 %, erfolgt die Einstufung in „chemisch schlechter Zustand“.

In Bayern wurden nach diesem Verfahren 48 von 256 GWK in den chemisch schlechten Zustand für Nitrat eingestuft. Das entspricht einem prozentualen Anteil an der Landesfläche Bayerns von rund 23 % (rd. 16.450 km²). Diese bilden die Grundlage für die Gebietskulisse „nitratgefährdete Gebiete“ nach DüV §13 (2). Die Übertragung der GWK-bezogenen Kulisse auf landwirtschaftliche Flächen erfolgt gemarkungsscharf. Dabei werden die Gemarkungen, die mit einem Flächenanteil von mehr als 50 % in einem GWK im „schlechten Zustand“ liegen, der Gebietskulisse „nitratgefährdete Gebiete“ zugeordnet. Der Flächenanteil der sich daraus ergebenden Kulisse beträgt 21,9 % der Landesfläche Bayerns (rd. 15.440 km²). Bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche Bayerns befinden sich damit rd. 10.400 km² in der Gebietskulisse. Dies entspricht einem prozentualen Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche von rd. 28,8 %, in dem entsprechende Maßnahmen von den Betrieben durchzuführen sind.

Brandenburg

Aufgrund der hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnisse in Brandenburg spielen erhöhte Nitratkonzentrationen eine geringere Rolle als in anderen Bundesländern. An 7 % der Messstellen in Brandenburg überschreiten die Nitratkonzentrationen den Schwellenwert von 50 mg/l. Die Grundwasseroberfläche liegt auf 31 % der Landesfläche, vor allem in den Niederungen, bei weniger als 2 m unter Gelände und auf weiteren 19 % der Landesfläche zwischen 2 und 5 m unter Gelände. Die Böden in diesen Regionen weisen ein starkes Sorptionsvermögen auf, da sie hohe organische oder tonige Anteile besitzen. Im Grundwasserleiter überwiegen in diesen Gebieten reduzierende, sauerstoffarme bis sauerstofffreie Milieubedingungen. Das eingetragene Nitrat wird durch Denitrifikationsprozesse umgewandelt.

Bevor eine Abgrenzung nitratbelasteter Gebiete im Grundwasser gemäß § 13 DüV für Brandenburg erfolgt, soll in einem vorgeschalteten Projekt an 11 ausgewählten Messstellen mit stark erhöhten Nitratkonzentrationen und langen Messreihen von fast 20 Jahren das nähere Umfeld untersucht werden. Im Anstrombereich dieser 11 Messstellen dominiert die Ackernutzung.

Das Projekt hat das Ziel, die Frage zu klären, ob und in welcher Art und Weise die derzeitige Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen im Umfeld dieser Grundwassermessstellen eine mögliche Ursache für die Schwellenwertüberschreitungen darstellt. Dafür sollen die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten für die relevanten Schläge, die Einfluss auf die belasteten

Grundwassermessstellen nehmen können, flächenscharf erfasst und die Nährstoffvergleiche dieser Schläge für das Erfassungsjahr und 6 Jahre rückwirkend berechnet werden.

Ein weiteres Ziel des Projektes ist die Erfassung des Düngemanagements dieser Betriebe. Hierzu gehört z. B. der bisherige Umgang mit der Düngedarfsermittlung, die Frage welche Planungs- und Bilanzierungsprogramme genutzt werden und inwieweit die Vorgaben des Ministeriums für ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) und des Landesamtes für ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung (LELF) eingehalten werden. Zusätzlich werden andere mögliche Belastungsursachen erfasst und bewertet. Das Projekt läuft bis zum Frühjahr 2019.

Parallel dazu werden die Analysendaten für die Regionalisierung der Nitratkonzentrationen als fachliche Grundlage zur Bewertung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper auf einen aktuellen Stand gebracht. Dazu wurden und werden verschiedene Sonderuntersuchungsprogramme beauftragt. Somit werden hauptsächlich die Nitratkonzentrationen für den Zeitraum 2017 bis 2018 ausgewertet. In Gebieten mit einer geringen Messstellendichte werden zusätzlich ältere Analysendaten als sogenannte Stützmesstellen genutzt.

Die Regionalisierung der Nitratanalysen erfolgt mit Hilfe einer geostatistischen Interpolation. So können Grundwassergebiete mit einer Überschreitung des Schwellenwertes von 50 mg/l Nitrat ermittelt werden. Dafür werden folgende Datengrundlagen genutzt:

- Nitratanalysen, die für die Umsetzung der Monitoringvorgaben der WRRL erhoben werden (Grundwassermessstellen der überblicksweisen und operativen Überwachung),
- Nitratanalysen aus der Überwachung der Belastung von Bergbaugebieten,
- Rohwasseranalysen von allen aktiven Wasserwerken (insgesamt 430 Wasserwerke, die in 90 Wasserversorgungsunternehmen organisiert sind),
- Nitratuntersuchungen des Grundwassers im Rahmen von Sonderuntersuchungsprogrammen,
- zusätzliche Nitratmessungen an vorhandenen, nicht im Landesmessnetz befindlichen Messstellen.

Die Ergebnisse des oben genannten Projektes und der aktualisierten Regionalisierung der Nitratkonzentrationen bestimmen dann die Vorgehensweise für die Abgrenzung nitratbelasteter Gebiete im Grundwasser gemäß § 13 DüV in Brandenburg.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:



Am Sportplatz 1, 99734 Nordhausen
Internet: www.ihu-gmbh.com

Bearbeiter: Ulrike Haferkorn, Heiko Ihling, Beate Klöcking, Gerd Knab, Bernd Pfützner, Frank Reinicke, Andreas Rost, Dieter Wenske
E-Mail: dwenske@ihu-gmbh.com
Tel.: 03631 890614; Fax: 03631 890629
Redaktionsschluss: 30.06.2018

Ergebnisse der gekoppelten N–Transportmodellierung in der ungesättigten und gesättigten Zone am Beispiel des WSG Diehsa

Zusammenfassung

Der Modellverbund ReArMo dient zur Simulation der Wasserbewegung und der Stickstoffausbreitung in der ungesättigten und gesättigten Zone. Er besteht aus den Komponenten REPRO, ArcEGMO-PSCN, MODFLOW und MT3D-FL und wurde in den zwei Sächsischen WSG Jahnaue 2 und Diehsa erfolgreich getestet. Der Modellaufbau des WSG Diehsa und die Modellanpassung erfolgte für den Zeitraum 2000-2015. In Zusammenarbeit mit Landwirten und Wasserversorgern wurden unterschiedliche Bewirtschaftungsszenarien entwickelt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Dabei wurde auch die mögliche Klimaentwicklung in der nahen Zukunft durch Nutzung des WETTREG-2010-Klimaszenarios berücksichtigt.

1. Einleitung

Im Ergebnis der Bewertung des Zustandes der Grundwasserkörper (GWK) in Deutschland nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mussten vielerorts GWK wegen hoher Nitratbelastung in den schlechten chemischen Zustand eingestuft werden. Der Europäische Gerichtshof hat Deutschland wegen Verletzung von EU-Recht verurteilt, weil die Regierung über Jahre zu wenig gegen Nitrate im Grundwasser unternommen hat. Die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffbelastungen erfordert das Verständnis der Eintragungspfade und der Stickstoffausbreitung in der ungesättigten und gesättigten Zone. Dazu wurde vom Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) ein Konzept für die gekoppelte Stofftransportmodellierung im Boden und im Grundwasser besonders belasteter Gebiete erstellt (Pfützner et al., 2011). Kern war die Entwicklung des Modellverbundes ReArMo zur modelltechnischen Erfassung der Prozesse im Sicker- und Grundwasser mit dem Ziel einer Abschätzung künftiger Entwicklungen von Grundwasser nach Menge und Beschaffenheit unter geänderten Randbedingungen (Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung) in Trinkwassereinzugsgebieten.

2. Der Modellverbund ReArMo

2.1. Struktur

Der Modellverbund ReArMo besteht aus den Komponenten

- REPRO für die Auswertung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten auf Betriebsebene und Bilanzierung der Stickstoffsalden auf Teilschlagebene,
- ArcEGMO-PSCN für die deterministische Simulation der Sickerwasserbildung und des daran geknüpften Stoffaustrags aus der Bodenzone sowie der Abflusskonzentration in den Fließgewässern in Wechselbeziehung mit dem Grundwasser,
- MODFLOW/MT3D-FL für die Abbildung der zeitlichen Entwicklung und räumlichen Verteilung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser.

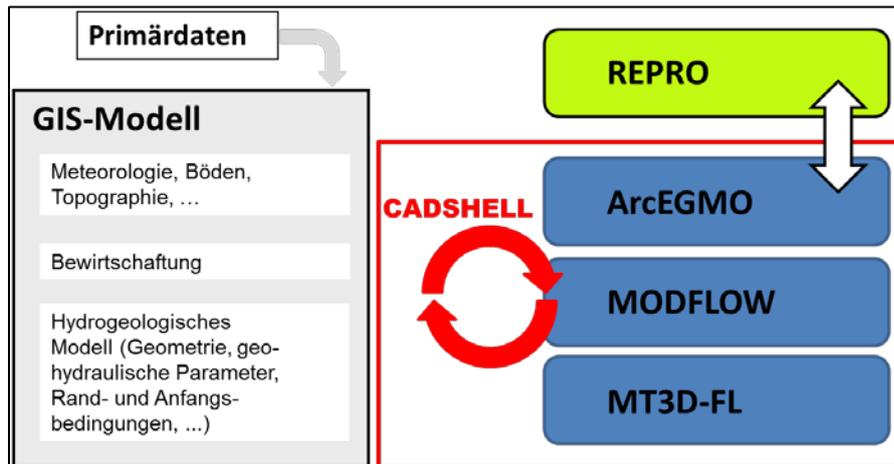


Abb. 1: Schema des Modellverbunds ReArMo

➤ REPRO

Das Modell REPRO (Hülsbergen, 2003) ist ein Instrument zur Abbildung eines landwirtschaftlichen Betriebes als Gesamtsystem und zur Bewertung der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion in Bezug auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft. Im Mittelpunkt steht die detaillierte Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse auf verschiedenen Ebenen. Die benötigten Produktionsdaten ergeben sich aus den konkreten Betriebsdaten der zu betrachtenden Bereiche des Pflanzenbaus, der Tierhaltung und der Lagerwirtschaft und umfassen alle zeitlich konkret definierten Bewirtschaftungsmaßnahmen incl. der Abbildung der Mengen (Düngung, Energie, Pflanzenschutz und Ertrag).

➤ ArcEGMO-PSCN

Mit dem GIS-gestützten ökohydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN (Pfützner, 2002, Becker et al. 2002, Klöcking, 2009) können räumlich und zeitlich hoch aufgelöst alle wesentlichen Komponenten des Gebietswasser- und C/N-Haushaltes von den Wechselbeziehungen zwischen Atmosphäre-Vegetation-Boden bis hin zu den ober- und unterirdischen Abflusskonzentrationsprozessen bei Berücksichtigung von anthropogenen Steuerungen und natürlichen Störungen beschrieben werden. Innerhalb des Modellverbundes ReArMo übernimmt ArcEGMO-PSCN die Simulation der Wasser-, Wärme-, Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im System Pflanze-Boden in täglicher Auflösung. Die Ergebnisse dieser Modellberechnungen sind Sickerwasserraten und Stoffkonzentrationen (Nitrat und Ammonium), die in Tagesschrittweiten an die Programme MODFLOW und MT3D-FL übergeben werden.

➤ MODFLOW/MT3D-FL

Die Modellierung der Grundwasserströmung wird mit dem Programmsystem MODFLOW (MC DONALD & HARBAUGH 1988) durchgeführt. Dieses leistungsfähige modular aufgebaute Programmsystem zur Simulation der 3D-Grundwasserströmung, basiert auf der Finite-Differenzen-Methode zur räumlichen Diskretisierung und Lösung der systembeschreibenden Differentialgleichung. In das Programmsystem sind eine Vielzahl von Randbedingungen implementiert, die u. a. eine vertiefende Darstellung und Einbeziehung von Oberflächengewässern ermöglicht.

Für die Realisierung der Stofftransportberechnungen zur Ermittlung der räumlich-zeitlichen Verbreitung der Schadstoffkonzentration im Grundwasser kommt das Programmsystem MT3D-FL zum Einsatz. Es beruht auf dem Verfahren der charakteristischen Bahnen kombiniert mit einem Front-Limitation-Algorithmus (BOY, & HAEFNER, 1998, 2005). Das Programm MT3D setzt auf die Berechnungsergebnisse von MODFLOW auf, d. h., es nutzt die von MODFLOW berechneten Grundwasservolumenströme als Grundlage der Simulation des Stofftransports.

2.2 Kopplung

Im Rahmen der Modellkopplung dient REPRO primär der Bereitstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten an das Modell ArcEGMO-PSCN (offline-Kopplung) sowie zur Prüfung der simulierten Stickstoff- und Humusbilanzen.

Die Kopplung der anderen Modelle (ArcEGMO, MODFLOW und MT3D-FL), die sich auf die Sickerwasser- und Grundwasserströmung bzw. den Stofftransport beziehen, erfolgt online. Durch die IHU-GmbH wurde bereits eine direkte Kopplung von MODFLOW mit MT3D-FL (ROST, 2015) erstellt, womit nach jedem Zeitschritt der MODFLOW-Strömungsberechnung die Simulation des Stofftransportes für diesen Zeitschritt mit MT3D-FL erfolgt. Durch eine Erweiterung dieser Modellkopplung wurde das Modell ArcEGMO-PSCN in diese Struktur einbezogen. Zur Realisierung der Modellkopplung zwischen ArcEGMO-PSCN und MODFLOW/MT3D-FL waren umfangreiche Änderungen in allen Teilprogrammen notwendig. Insbesondere wurde ein internes Datenmanagement konzipiert und eine Programmsteuerung entwickelt, die einen effektiven Datenaustausch und eine schnelle Berechnung ermöglichen. Der grafische Prä- und Postprozessor CADSHELL (ROST et al. 2015) integriert die Steuerung der Programmsysteme, kontrolliert gleichzeitig die gekoppelte Abarbeitung von ArcEGMO mit MODFLOW/MT3D-FL und realisiert umfangreiche Auswertungen der Ergebnisse.

Zur online-Kopplung war es notwendig, eine Modellrandbedingung (Transitschichten) in die Programme MODFLOW und MT3D-FL einzuführen, die im gekoppelten Modellsystem die ungesättigten Bodenschichten von ArcEGMO-PSCN mit dem obersten Grundwasserleiter verbindet. In den Transitschichten findet eine ungesättigte vertikale Wasser- und daran gebunden Stoffbewegung statt. Die Transitschichten im Grundwasserströmungsmodell bewirken, dass die täglichen Sickerraten von ArcEGMO durch die Transformation stark geglättet und zeitlich verzögert als Neubildungsdaten im Strömungsmodell ankommen. Um den Prozess der Stickstoffspeicherung in der Transferzone im Programmsystem MODFLOW/MT3D-FL angenähert zu beschreiben, wurde den Transitschichten ein Stickstoffspeicher zugeordnet. In Abhängigkeit vom Durchfluss durch die Transitschichten werden somit die Sickerwässer aufkonzentriert.

2.3. Modellanwendungen

Zwischen 2011 und 2017 wurde dieser Modellverbund in zwei Sächsischen Trinkwasserschutzgebieten (WSG), Jahnaue 2 und Diehsa getestet. In beiden WSG erfolgt aufgrund der kritischen Nitratkonzentrationen an den Brunnenstandorten ein intensives Monitoring durch das LfULG (u. a. Dilbat, et al. 2011, Dilbat & Ihling, 2014).

Nach dem Aufbau der einzelnen Modelle erfolgte eine umfangreiche Kalibrierung und Validierung des Modellsystems. Unterschiedliche Bewirtschaftungsszenarien wurden in Zusammenarbeit mit den Landwirten und Wasserversorgern für die beiden Pilotstudiengebiete entwickelt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Dabei wurde auch die mögliche Klimaentwicklung in der nahen Zukunft (2021-2050) durch Nutzung des WETTREG-2010-Klimaszenarios berücksichtigt.

Ein weiteres Ziel ist die Erstellung eines gekoppelten Modells für das WSG „Quellfassung Schleinitz“. Dieses Projekt dient der Verifizierung der Modellgrundlagen und stellt eine weitere Möglichkeit zum umfangreichen Test des gekoppelten Programmsystems dar. Schwerpunkte sind dabei die Prognosevarianten und die Speicherfunktion in der Transitschicht.

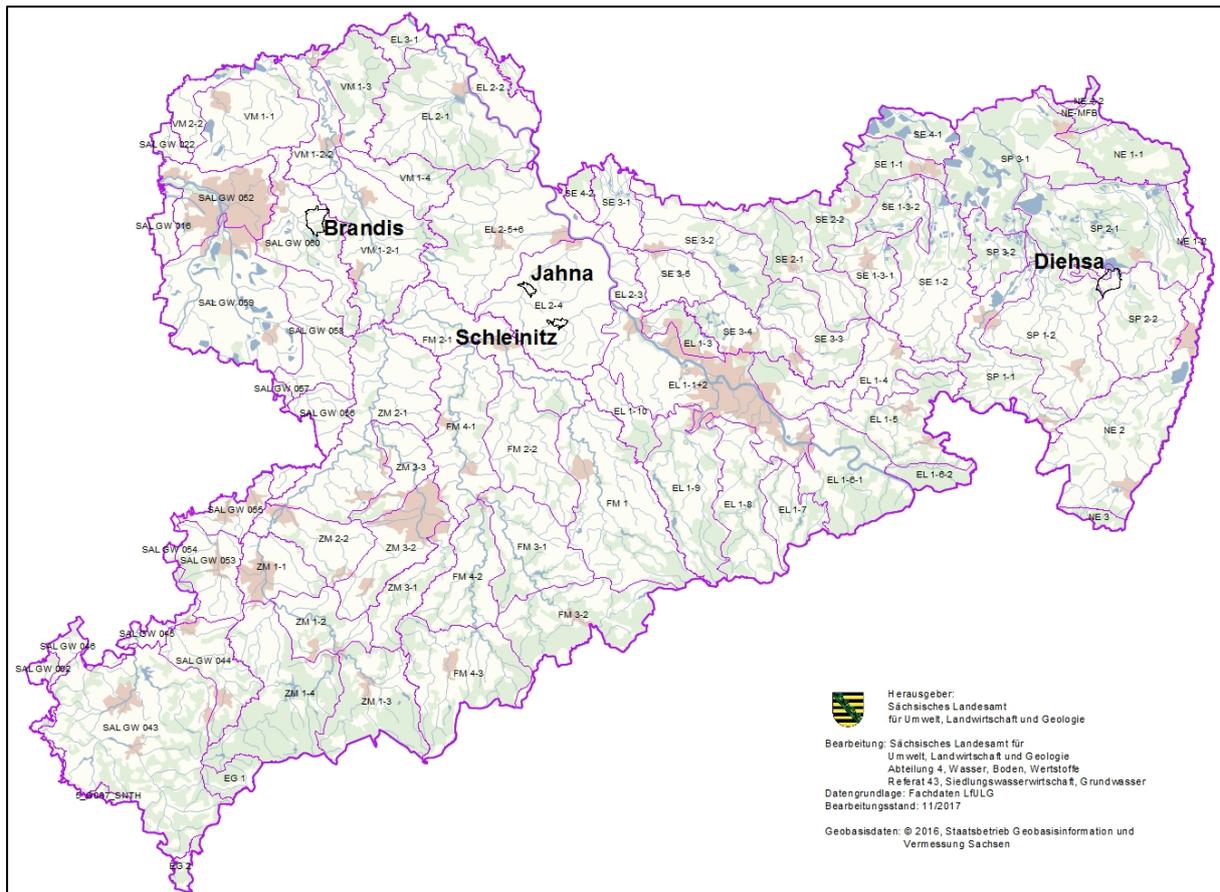


Abb. 2: Freistaat Sachsen mit Grundwasserkörpern und Pilotanwendungen von ReArMo

3. Beispiel Wasserschutzgebiet Diehsa

3.1. Naturräumliche und hydrogeologische Verhältnisse

Das WSG Diehsa liegt im Osten Sachsens in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Regionalgeologisch gehört das Gebiet zum Lausitzer Granodiorit-Massiv an der Grenze zum Görlitzer Schiefergebirge (Ihling et al., 2009). Trockenheitsanfällige, wenig fruchtbare Sandflächen aber auch vernässte und vermoorte Mulden sind bestimmende Naturmerkmale. Die Forstwirtschaft stellt mit 68 % die Hauptlandnutzungsform im Einzugsgebiet dar (Kiefernreinbestände, Kiefern-Eichenmischbestände), gefolgt von den landwirtschaftlichen Flächen (28 %), Feuchtwiesen (3 %) und Siedlungsflächen (1 %).

Geomorphologisch wird das Einzugsgebiet im Nordwesten durch den Höhenzug der Grundgebirgsauftragung Hohe-Dubrau sowie Kollmer-Dubrau (Grauwacke der proterozoischen Wüsteberg-Folge), östlich durch den Biotitgranit der Königshainer Berge und südlich durch die oberflächennah anstehende Grauwackehochlage des Eichberges begrenzt. Zwischen den Grundgebirgsauftragungen erstreckt sich eine präpleistozän angelegte Schmelzwasserrinne. Hydrogeologisch relevant sind im Einzugsgebiet bzw. WSG Diehsa in erster Linie die quartären Lockergesteine, welche von gering durchlässigen tertiären Lockergesteinen und Festgesteinen unterlagert werden. Eine detaillierte Beschreibung der geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten im WSG Diehsa wird durch Dilbat & Ihling (2014) gegeben. Die NO_3 -Konzentrationen liegen vor allem im obersten Grundwasserleiter im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Flächen und im Brunnen 1 teilweise über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

3.2 Modellaufbau

Das 3,53 km² große Modellgebiet wurde in 200x200 Modellelemente auf 6 Schichten unterteilt. Die horizontale Elementabmessung beträgt einheitlich 15.8x9.3 m. Das Modellgebiet schließt das gesamte Einzugsgebiet des im Gebiet liegenden Flussabschnittes des Diehsaer Wassers ein.

Das GIS-Datenmodell ReArMo – WSG Diehsa enthält alle Eingangsdaten für die Modellierung in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Das sind im Einzelnen:

Standortdaten,

- Topographie (Basis: Digitales Höhenmodell 2 m),
- Bodeneigenschaften (Bodenkarte des Freistaates Sachsen 1 : 25 000),
- Landnutzung (BTLNK: Biotoptypen- und Landnutzungskartierung 1 : 50 000, Teilschlaggliederung),
- Witterungsdaten und atmosphärische N-Einträge (Deposition);

Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlich genutzten Flächen,

- Fruchtfolge mit Saat- und Ernteterminen,
- N-Düngung (Art, Termin und N-Menge),
- Verbleib der Erntereste;

Bestandescharakteristik der forstlich genutzten Flächen,

Fließgewässer mit ihren oberirdischen Einzugsgebieten,

Hydrogeologie (Grundwasserströmung und Stofftransport)

- Geometrie der Schichten (Oberkanten, Unterkanten, Mächtigkeiten),
- geohydraulische Parameter (Durchlässigkeitsbeiwerte, Porositäten, Speicherkoeffizienten),
- hydraulische Randbedingungen (Fließgewässer, Brunnen),
- Anfangsbedingungen (Startwerte der Grundwasserstände),
- Parameter Stofftransport (Dispersivitäten, Porositäten, Retardationsfaktoren),
- Randbedingungen Stofftransport (Konzentrationen Fließgewässer, Brunnen),
- Anfangsbedingungen Stofftransport (Startwerte der Konzentrationen).

Alle Modellparameter wurden diskretisiert und den jeweiligen Modellelementen zugewiesen.

3.3 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung basiert auf dem Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände des Strömungsmodells und der Nitrat-Konzentrationen des Stofftransportmodells. Für die 24 Messstellen der Grundwasserstände konnte ein relativer Modellfehler von 3,1 % erreicht werden, womit der angestrebte Zielwert des Modellfehlers von 5 % deutlich unterschritten wird.

Die gemessenen Nitrat-Konzentrationen konnten allein aus den von ArcEGMO bestimmten und an MT3D-FL übergebenen Stoffströme nicht nachvollzogen werden, d. h. die Messdaten wurden durch die Modellwerte unterschätzt. Nach den Erkundungsdaten wurden in den tieferen Bodenschichten teilweise sehr hohe Nitratgehalte festgestellt. Daraus wurde abgeleitet, dass in den tieferen Bodenschichten Stickstoffverbindungen eingelagert sind, die für die Sickerwässer als Stoffquelle fungieren. Die von ArcEGMO-PSCN berechneten Neubildungsraten betragen im Mittel 3.01 l/(s km²).

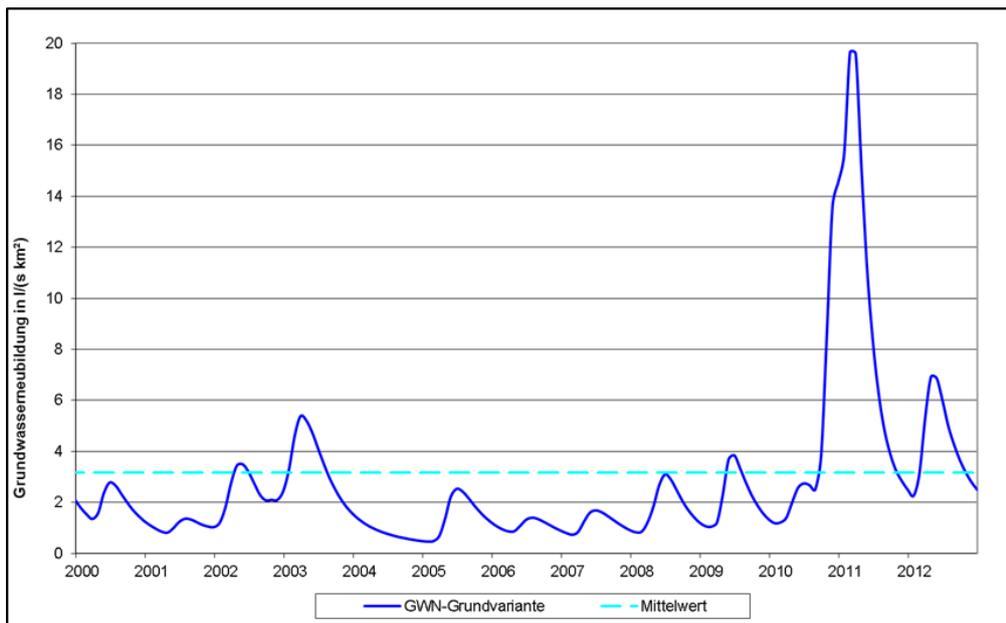


Abb. 3: Mittlere Grundwasserneubildungsraten für das Gesamtgebiet

Die Ganglinie der Grundwasserneubildungsraten verdeutlicht die gigantische Neubildung der Jahre 2010/2011 (Abb. 3). Dieser Peak sollte bei einem gleichbleibenden Stickstoffeintrag zu einem deutlichen Abfall der Konzentrationen führen. Da im Gegenteil die Messdaten einen Anstieg der Konzentrationen zeigen, muss man von einer Konzentrationserhöhung in der ungesättigten Zone ausgehen. Den Transitschichten wurde deshalb ein Stickstoffspeicher zugeordnet, der in Abhängigkeit vom Durchfluss die Sickerwässer aufkonzentriert. Im Ergebnis ergibt sich eine Mischkonzentration in der Transitschicht aus dem Zufluss und dem Masseneintrag aus dem Speicher, womit den gemessenen hohen Stoffkonzentrationen in den unteren Bodenschichten modellseitig Rechnung getragen wird.

Die Abb. 4 verdeutlicht die gelungene Anpassung der Nitrat-Konzentrationen an den Förderbrunnen. Tendenziell entsprechen die auf Basis der gekoppelten Modellierung berechneten Nitrat-Konzentrationen in ihrer Gesamtheit den beobachteten Werten.

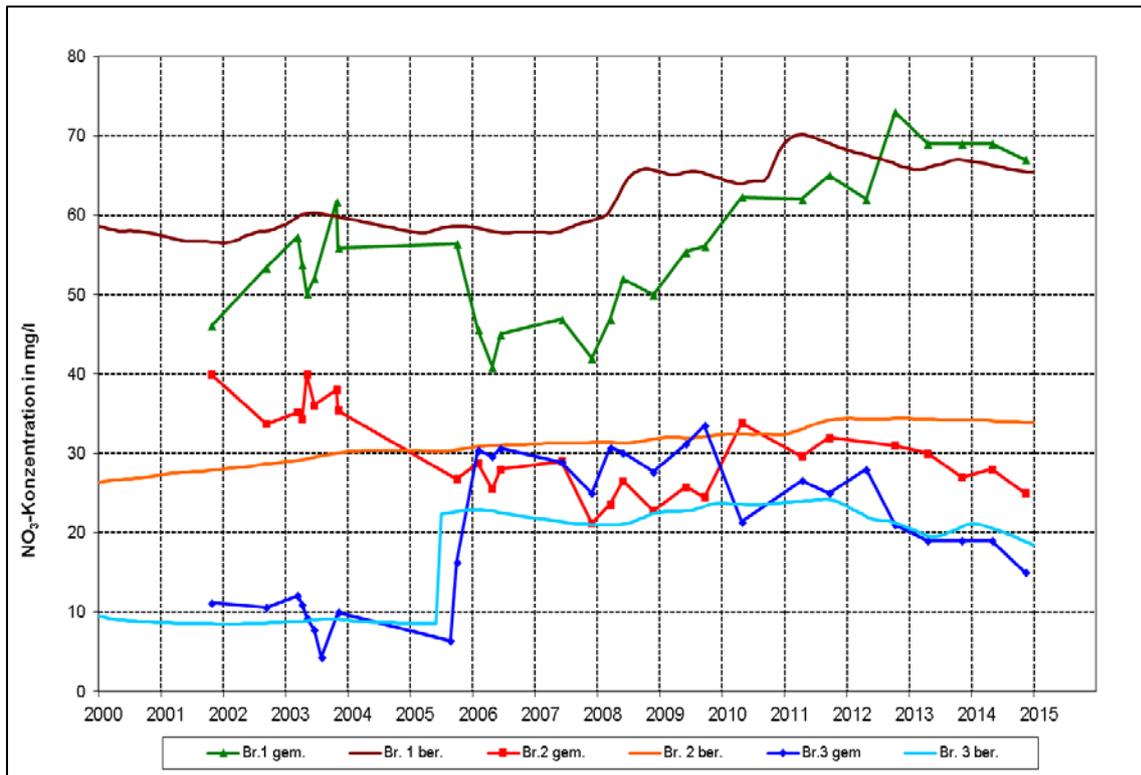


Abb. 4: Ganglinien der Nitrat-Konzentrationen an den Förderbrunnen

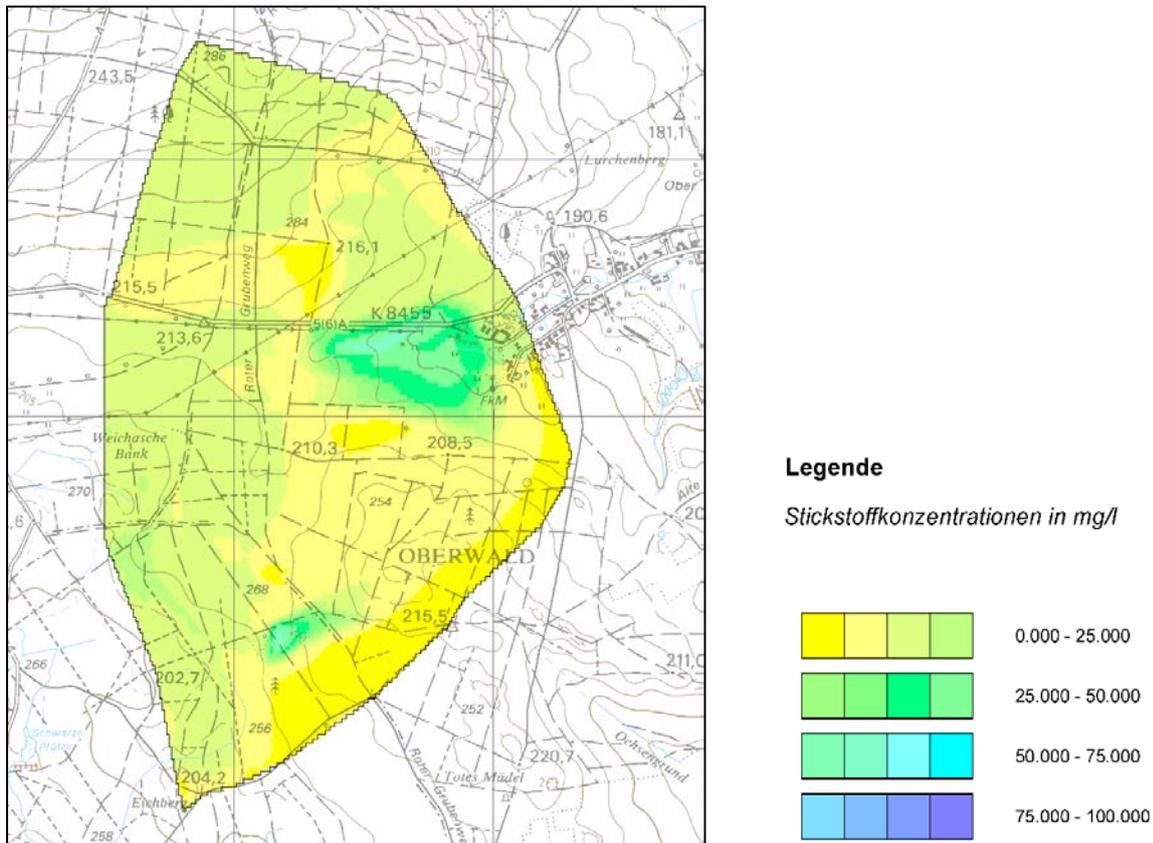


Abb. 5: Nitrat-Konzentrationsverteilung im liegenden GW-Leiter - Ausgangszustand

Die berechneten räumlichen Konzentrationsverteilungen für die Modellschicht 4 in Abb. 5 zeigt deutlich, dass die Nitratkonzentration in den Bereichen südlich der Fassungsstandorte, die mit Wald bedeckt sind, deutlich geringer ausfallen, als im Grundwasser unter den Ackerflächen. Im Süden des Untersuchungsgebietes heben sich die erhöhten Konzentrationen, die durch die hohen Stickstoffeinträge auf der Äsungfläche verursacht werden, deutlich hervor. Durch die Verdünnung im Abstrombereich ist das beeinflusste Gebiet allerdings eng begrenzt und reicht damit nicht bis zu den Fassungsstandorten.

3.4. Modellergebnisse und Prognosen

3.4.1. Bewirtschaftungsvarianten

Die Strömungs- und Stofftransportmodellierung liefert die räumlich-zeitlichen Veränderungen der Nitrat-Konzentrationen in den Grundwasserleitern. Damit ist es möglich, verschiedene Standortbedingungen, wie veränderte Landbewirtschaftungen oder Klimaveränderungen, mit dem gekoppelten Modellsystem zu simulieren und zu bewerten.

Die Erarbeitung praxisorientierter, optimaler Bewirtschaftungsszenarien erfolgte auf der Basis des umfangreichen Datenpools der Dauertestflächen (DTF) des Sächsischen LfULG (Reinicke & Wurbs 2012). Im Ergebnis standen für konventionelle Anbausysteme jeweils eine viehlose und eine viehhaltende Fruchtfolge zur Verfügung. Für den ökologischen Landbau wurde nur eine viehhaltende Fruchtfolge abgeleitet. Der Berechnungszeitraum wurde analog zur Grundvariante gewählt, um die Ergebnisse vergleichen zu können. Es wurden folgende Varianten über einen Zeitraum von 1994 bis Ende 2014 untersucht:

- Grundvariante: basierend auf der gegenwärtigen Bewirtschaftung,
- FF1: Prognosevariante einer konventionellen optimierten Landbewirtschaftung mit viehloser Fruchtfolge (Variante FF1),
- FF2: Prognosevariante einer konventionellen optimierten Landbewirtschaftung mit viehhaltender Fruchtfolge (Variante FF2),

- Ökologisch: Prognosevariante für den ökologischen Landbau mit nur einer viehhaltenden Fruchtfolge (Variante „Ökologisch“).

Das Ergebnis der Modellrechnungen aus ArcEGMO-PSCN zeigen mit Ausnahme des viehlosen Szenarios FF1 eine deutliche Reduzierung der Stickstoff-Austräge aus dem oberen Bodenbereich (Abb. 6).

Im Grundwasserbereich bewirken diese Bewirtschaftungsvarianten erst zeitverzögert eine Veränderung gegenüber der Grundvariante. Die Prognosevariante FF1 mit einer konventionellen optimierten Landwirtschaft (viehlosen Fruchtfolge) liefert Nitratkonzentrationen, die nur geringfügig niedriger gegenüber der Grundvariante ausfallen. Die zweite Variante FF2 mit viehhaltender Fruchtfolge senkt die Nitratbelastung deutlich ab. Für die letzte Variante mit ökologischem Landbau würden die Konzentrationen von Nitrat noch weiter zurückgehen. Für die Nitratgehalte in den Förderbrunnen sind die Stoffeinträge in den Grundwasserleiter entscheidend, womit neben der Stofffracht auch der Volumenstrom (Grundwasserneubildungsrate) wirksam wird.

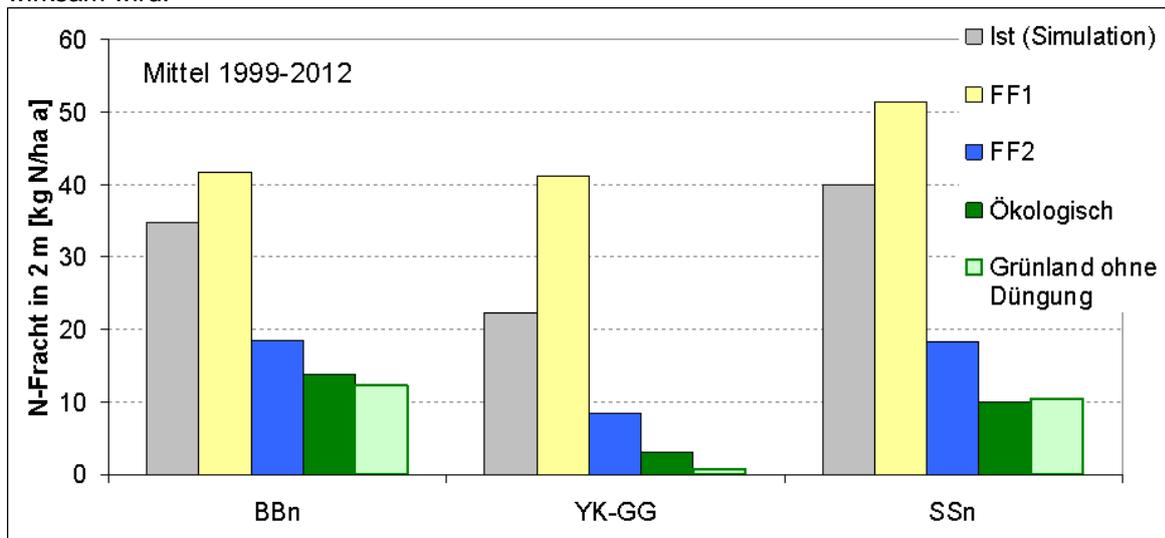


Abb. 6: Simulierte N-Frachten differenziert nach den dominierenden Böden (BBn: Braunerde, YK-GG: Kolluvisol-Gley, SSn: Pseudogley)

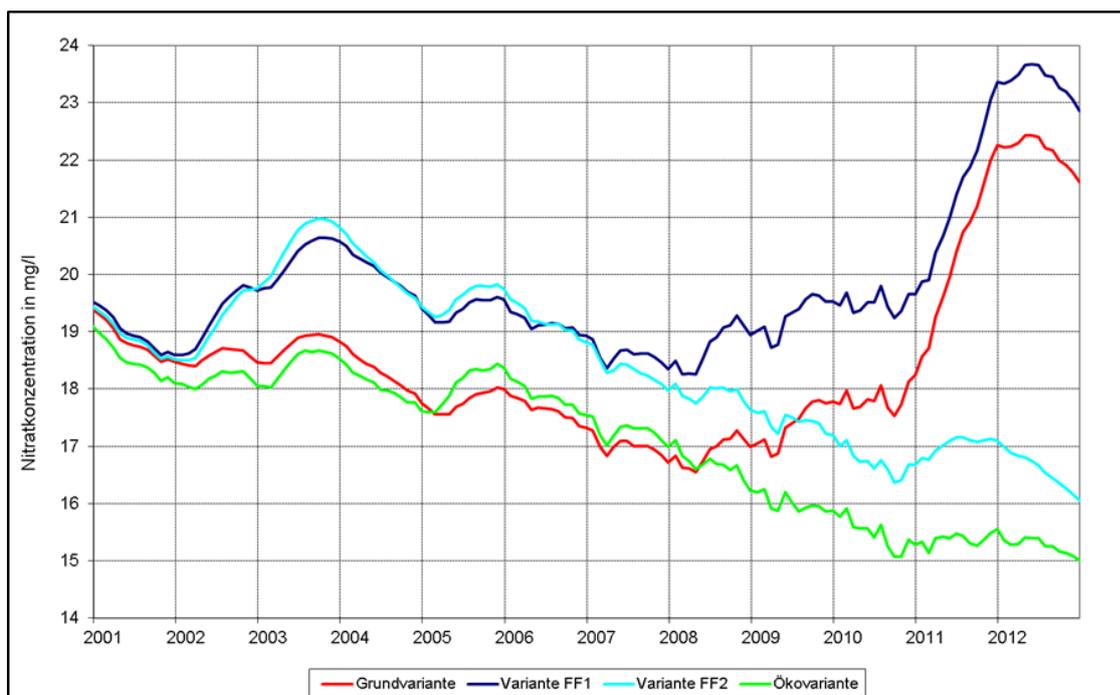


Abb. 7: Ganglinien der berechneten Nitrat-Konzentrationen am Standort Brunnen 2

Die hohen Niederschläge 2002, 2007 und 2010 bewirken unterschiedliche Anstiege in den Nitrat-Konzentrationen (Abb. 7). Die Varianten FF1 und FF2 zeigen nach 2002 erhöhte Werte, die eine Folge der hohen Neubildungsraten verbunden mit einer Nitrat-Auswaschung sind. In der Grund- und Ökovariante sind die Grundwasserneubildungsraten geringer und somit fällt der Anstieg der Nitrat-Konzentrationen geringer aus. Nach 2007 findet zu den Varianten FF2 und Ökologisch nur ein schwacher Anstieg der Nitrat-Konzentrationen statt, da die Nitrat-Anreicherungen im Boden für diese Varianten nicht so hoch sind, dass eine verstärkte Auswaschung einsetzen konnte. Die extremen Neubildungsraten 2010 zeigen deshalb auch nur für die Grundvariante und die Variante FF1 sehr starke Anstiege der Nitrat-Konzentrationen an.

Einen Vergleich anhand der Nitrat-Konzentrationsverteilungen zwischen dem Ist-Zustand und einem Szenarium mit ökologischem Landbau zeigt Abb. 8. Erwartungsgemäß entwickeln sich die Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser nur sehr langsam, zeigen aber den fallenden Trend im Bereich der Ackerflächen an.

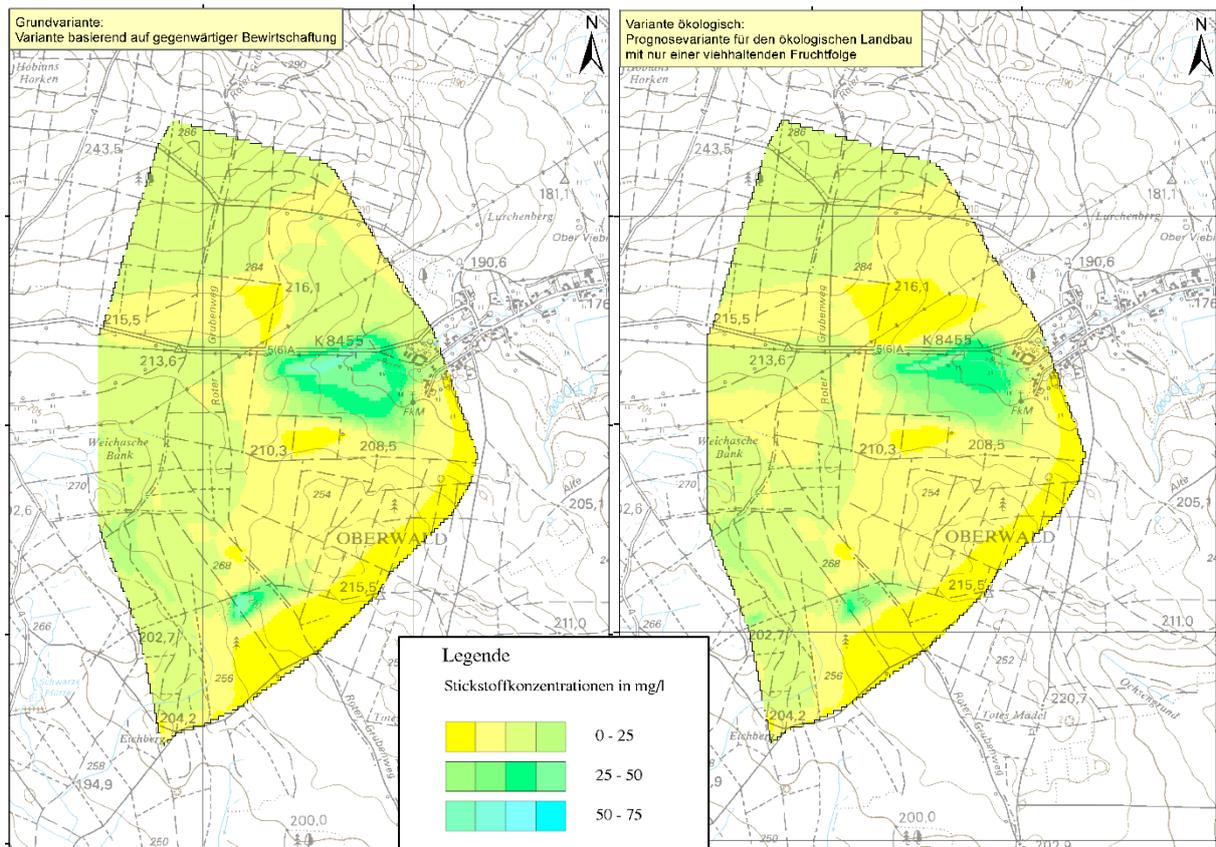


Abb. 8: Variantenvergleich auf Basis der NO_3 -Konzentrationsverteilungen

3.4.2. Klimaszenarien

Die von der Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH entwickelte Wetterlagen-basierte Regionalisierungsmethode WETTREG-2010 liefert für Deutschland stationsgebundene, transiente Zeitreihen für den Zeitraum 1951 bis 2100 in je zehn Realisierungen in täglicher Auflösung.

Die Simulationsergebnisse belegen den großen Einfluss der synthetischen Wetterdaten auf die Nitrat-Konzentrationsverhältnisse im Grundwasser. Da die berechneten Grundwasserneubildungsraten des Istzustandes deutlich über den auf Basis der WETTREG-Daten berechneten Werten liegen, überlagert dieser Effekt die Einflüsse der verschiedenen Bewirtschaftungsszenarios. Die Abbildung 9 verdeutlicht die starke Streuung der simulierten Nitrat-Konzentrationsentwicklung im Grundwasserleiter im Bereich der Wasserfassungen aus den 10 synthetischen Klimareihen. Die Prognoserechnungen verdeutlichen, dass mit dem Klimawandel eine Verschärfung des Nitratproblems eintreten könnte.

Dabei wurde nicht berücksichtigt, dass mit einem drastischen Rückgang der Grundwasserneubildung die Wasserwerksförderung nicht in vollem Umfang weiterbetrieben werden kann und auch die Bewirtschaftung der Ackerflächen umgestellt werden muss.

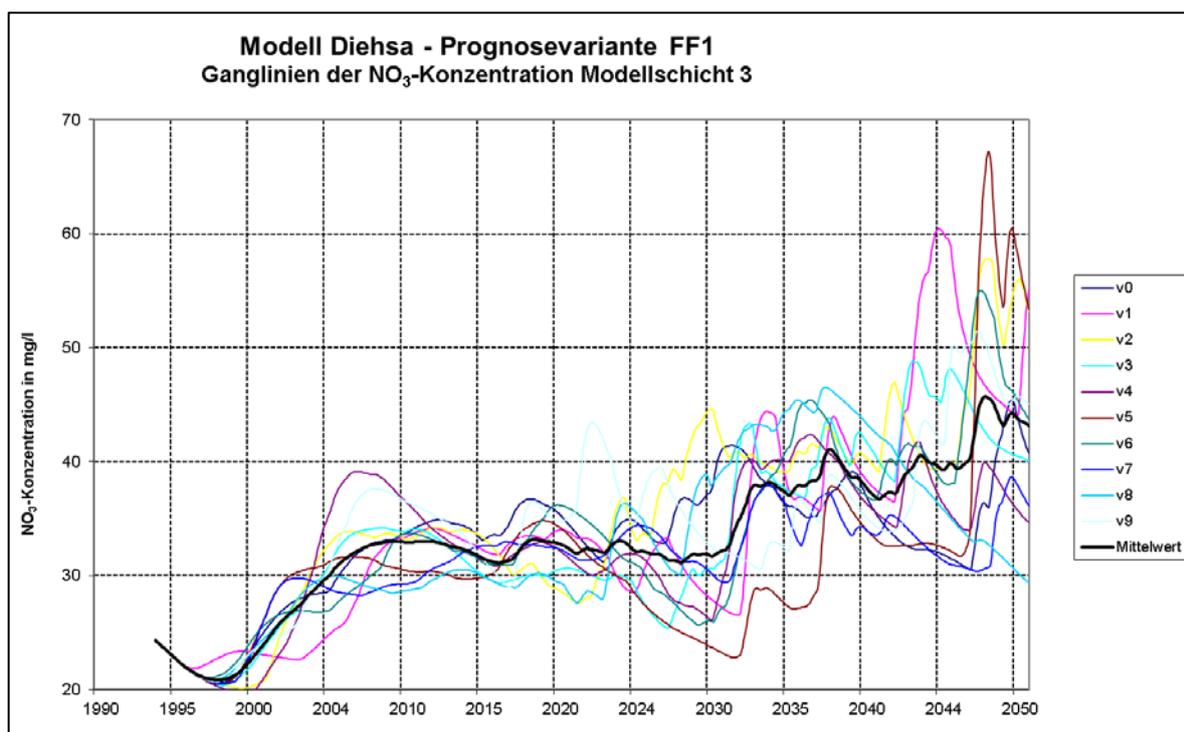


Abb. 9: Varianten der Konzentrationsentwicklung nach der Klimaprognose

5. Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse der Bearbeitung zeigten, dass mit der gekoppelten Modellierung eine detaillierte modelltechnische Abbildung der komplexen Prozesse der Stickstoffbilanz und des Nitrattransports mit der Sicker- und Grundwasserströmung möglich ist. Die Qualität der Abbildung der realen Vorgänge durch die eingesetzten Modelltools hängt naturgemäß stark von der Qualität der zur Verfügung stehenden Daten ab. Hier werden in der Zukunft die Bemühungen noch weiter intensiviert, um noch bestehende Kenntnislücken zu schließen. Auf Grundlage der Ergebnisse der gekoppelten Modellsimulationen können Empfehlungen zur umweltgerechten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung abgeleitet werden. Geplant sind für die WSG Diehsa und Jahnaue 2 weitere Prognoserechnungen mit Bewirtschaftungsänderungen auf den Ackerschlägen oder Teilflächen. Ein weiteres Ziel ist die Erstellung eines gekoppelten Modells für das WSG „Quellfassung Schleinitz“. Dieses Projekt dient der Verifizierung der Modellgrundlagen und stellt eine weitere Möglichkeit zum umfangreichen Test des gekoppelten Programmsystems dar. Schwerpunkte sind dabei die Prognosevarianten und die Speicherfunktion in der Transitschicht.

Danksagung

Das Projekt ReArMo wird vom Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie finanziert. Besonders soll auch den Landwirtschaftsbetrieben in den untersuchten Gebieten und den zuständigen Wasserversorgern (OEWA Döbeln und Trinkwasserzweckverband „Neiße-Schöps“) für die Bereitstellung der benötigten Daten und ihre konstruktive Mitarbeit bei der Projektbearbeitung gedankt werden.

Literatur

- BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W., PFÜTZNER, B., 2002. The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watershed Hydrology (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- BOY, S., HAEFNER, F., 1998. Dokumentation zum Teilprogramm MT3DFL des Strömungs- und Stofftransport-Simulationsmodells MODFLOW, MT3D - Lösung des Transportproblems durch FRONT-LIMITATION. - Unveröff. Bericht, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg. 1998.
- DILBAT, M., KNÖLLER, K., IHLING, H., 2011. Hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Jahnaue 2. „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 45/2011, 38-51.
- DILBAT, M., IHLING, H., 2014. Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa im Landkreis Görlitz, „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014, 5-17.
- HÜLSBERGEN, K.J., 2003. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitation. shaker Verlag, Aachen.
- IHLING, H.; KNÖLLER, K., DILBAT, M., 1999. Hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa / Niederschlesischer Oberlausitzkreis. Grundwasser – Altlasten – aktuell. LfULG. 1-16.
- KLÖCKING, B. (Hrsg.), 2009. Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, 53 S., [online verfügbar: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>].
- KLÖCKING, B., HAFERKORN, U., REINICKE, F., IHLING, H., 2013. Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit - Modellierung und Lysimeterbeobachtungen, 15. Gumpensteiner Lysimetertagung, ISBN-13: 978-3-902559-90-6.
- LfUG, 2001. Bodenmonitoring in Sachsen, Materialien zum Bodenschutz 2001, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, S. 58-72.
- MCDONALD, M. G., HARBAUGH, A. W., 1988. MODFLOW - A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. - U.S. Geological Survey.
- PFÜTZNER, B. (Hrsg.), 2002. Dokumentation ArcEGMO. Online 2002. ISBN 3-00-011190-5.
- PFÜTZNER, B., KLÖCKING, B., KNAB, G., WENSKE, D., ROST, A., WAGNER, B., STEININGER, M., IHLING, H., KUHN, K., 2011. Konzept zur Erstellung eines gekoppelten Stofftransportmodells als Prognoseinstrumentarium für die Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser, Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011 (<http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/52971.pdf>).
- REINICKE, F., WURBS, D., 2012. Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen, Schriftenreihe des LfULG (Hrsg), Heft 40/2012.
- ROST, A., WENSKE, D., 2015. CADSHELL - Ein grafischer Post- und Präprozessor für MODFLOW und MT3D-FL- Programmbeschreibung: IHU-GmbH Nordhausen
- ZHENG, C., 1993. A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems. - S.S.Papadopoulos & Associates Inc., Maryland.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe

Halsbrücker Straße 31a, 09599 Freiberg

Internet: www.boden.sachsen.de

Bearbeiter: Natalja Barth
E-Mail: Natalja.Barth@smul.sachsen.de
Tel.: 03731 294-2801; Fax: 03731 294-115
Redaktionsschluss: 27.06.2018

Konzept und Ergebnisse des Bodenmonitorings in Sachsen

BDF-Stickstoffmonitoring

Zusammenfassung: Mit dem Verfahren des Bodenmonitorings und den damit verbundenen langfristigen repräsentativen Zeitmessreihen, können verschiedene Komponenten der Stoffkreisläufe gut beschrieben und ein Prozessverständnis aufgebaut werden. Dafür stehen die in Sachsen eingerichteten repräsentativen Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) zur Verfügung. Der Stickstoffkreislauf der BDF wurde exemplarisch ausgewertet und dargestellt.

In den Jahren 2002 bis 2013 stehen den 64 % der BDF mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen 36 % der BDF mit negativen Stickstoff-Bilanzen nach Düngeverordnung gegenüber.

Für Sandböden kann bereits ein geringer positiver Stickstoff-Saldo auf Grund des niedrigen Rückhaltevermögens des Bodens ein Gefährdungsrisiko für die Verlagerung des Nitrats mit dem Sickerwasser darstellen.

Bei Lössböden kann aus einem jährlichen geringen positiven Saldo ein Stickstoff-Depot (Gefährdungspotenzial) entstehen, welches einerseits für verfügbare Stickstoffvorräte für die Pflanzen sorgt, andererseits aber (falls es nicht genutzt wird) als Stickstoff-Quelle für das Sickerwasser dienen kann. Da die Sickerwasserraten in den Lössböden niedrig sind, wird sich die Nitrat-Verlagerungsfront normalerweise langsam in die unteren Bodenhorizonte bewegen.

Bei extremen Ereignissen, wie z. B. sehr starken und länger anhaltenden Niederschlägen oder aber intensiver Schneeschmelze und daraus resultierender massiver Sickerwasserbewegung, steigt die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser sprunghaft an und es kann zu einer raschen Nitrat-Verlagerung kommen. Falls in Folge des Klimawandels die Anzahl der extremen Ereignisse steigt, steigt damit das Risiko einer raschen Nitrat-Verlagerung.

1 Einleitung

Die landwirtschaftliche Nutzung der Böden muss wirtschaftlich und ökologisch verträglich erfolgen. Dem Pflanzennährstoff Stickstoff kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Aus umfassenden und mehrjährigen acker- und pflanzenbaulichen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen liegen zahlreiche und tiefgreifende Ergebnisse zu Stickstoff-Düngung, -Aufnahme, -Bilanz

und -Dynamik unter sächsischen Bedingungen vor. Aus diesen Ergebnissen kann eine ressortübergreifende und standortbezogene Auswertung fundierte Erkenntnisse über entsprechende Veränderungen, zum Status und zu der Dynamik des Pflanzennährstoffs Stickstoff liefern.

2 Zielstellung, Untersuchungsumfang und –methodik des BDF-Programms

Die Einrichtung der BDF verfolgte das Ziel, an ausgewählten Standorten über einen langen Zeitraum kontinuierlich grundlegende Daten zu wesentlichen Bodenparametern zu gewinnen (BARTH et al., 2000). Entsprechend den zu berücksichtigenden Standortkriterien wurden für Sachsen (Abb. 1) 50 BDF Typ I (pedoregionale Repräsentanz, ohne dauerhaft installierte Messgeräte) und 5 BDF Typ II (Sonderstandorte mit dauerhaft installierten Messgeräten) eingerichtet. Die jetzt vorliegenden langjährigen Messreihen sind Grundlage für die in diesem Beitrag dargestellten Stickstoffbilanzen an den Standorten der BDF. Diese Bilanzen machen längerfristige Entwicklungstrends sichtbar, welche wichtige Hinweise zur Bewirtschaftung und u. U. auch zu den Auswirkungen des Klimawandels geben können.

Im Rahmen des Bodenmonitoringprogramms werden auf allen 55 BDF kontinuierlich Daten u. a. zum Stickstoffhaushalt gewonnen:

- Erfassung der Bewirtschaftungsdaten zur Bestimmung des Eintrags durch Dünger und Entzug durch Erntegut,
- Messung der Gehalte im Boden.

Auf den fünf BDF II werden zusätzlich die bodenphysikalischen Parameter Bodenfeuchte und Bodentemperatur in unterschiedlichen Tiefen sowie die klimatischen Kenngrößen Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Globalstrahlung und Niederschlagsmenge als hochaufgelöste Zeitmessreihen kontinuierlich erfasst. Weiterhin erfolgt die regelmäßige Erfassung der Parameter Menge und Inhaltsstoffe des Sickerwassers (gefasst in Saugkerzen), Deposition und Pflanzeninhaltsstoffe im Erntegut.

Eine zusammenfassende Darstellung zur Lage und instrumentellen Ausstattung sowie Angaben zur Methodik im Hinblick auf Datenerfassung, Probenahme und analytische Untersuchungen sind unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11656.htm> und <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11655.htm> veröffentlicht.

3 Stickstoff-Bilanz und Stickstoff-Auswaschung durch Sickerwasser

Die Stickstoff-Bilanzen (einfache Flächenbilanz, nach DüV) bzw. -Salden wurden auf der Basis der Stickstoff-Einträge (Summe der mineralischen und organischen Düngung) und der Stickstoff-Entzüge (Abfuhr über pflanzliche Ernteprodukte) für die Jahre 2002 bis 2013 ermittelt (BARTH et al., 2014). Bei der organischen Düngung wurden die Ausbringungsverluste abgezogen. Zu den Zufuhren über die organischen Düngemittel zählen auch die Stickstoff-Einträge infolge der Beweidung. Im Ergebnis konnten deutliche Unterschiede der kumulativen und durchschnittlichen jährlichen Stickstoff-Salden für den Zeitraum 2002–2013 auf den BDF ausgemacht werden, wobei die positiven Salden überwiegen.

Die Bodensubstrate des Standortes beeinflussen das Auswaschungsverhalten des Nitrats erheblich: Düngergaben auf leichten Sandböden schlagen sofort auf die Nitratgehalte des Sickerwassers durch, während tiefgründige Lössböden (hier gibt es so gut wie kein Sickerwasser, dementsprechend kann Nitrat nur selten ausgewaschen werden) oder auch stark schluffig-tonige Böden das Nitrat ganz offensichtlich akkumulieren können.

Die Gefahr erhöhter Nitratgehalte im Sickerwasser besteht z. B. in folgenden konkreten Situationen:

- in Lössgebieten nach lang anhaltenden und starken Niederschlägen,
- in Gebieten mit sandigen Substraten nach Düngergaben auch nach moderaten Niederschlägen,
- im Gebieten des Berg- und Hügellands nach starken Niederschlägen bzw. intensiver Schneeschmelze.

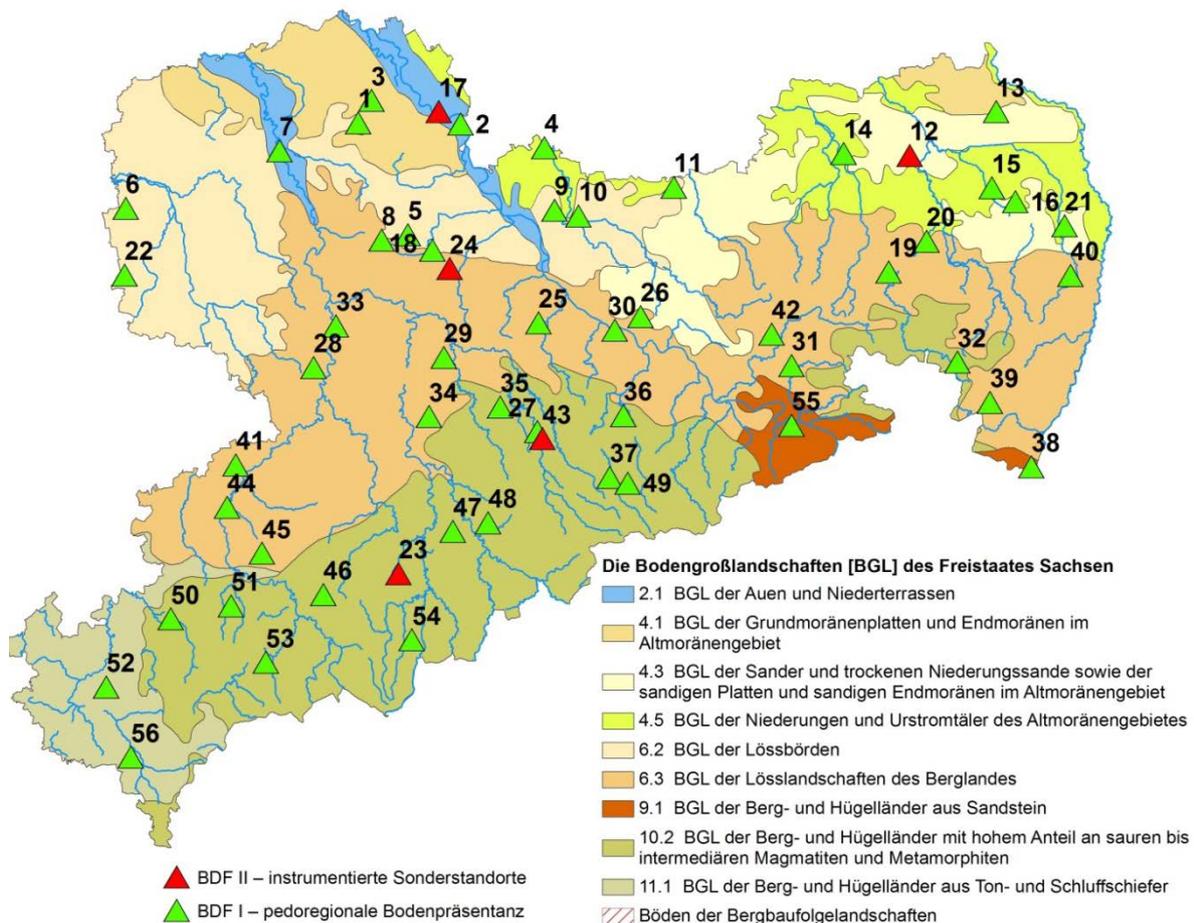


Abbildung 1: Standorte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen

4 Schlussfolgerung

Das Rückhaltevermögen des Bodens kann in Abhängigkeit von seinem Substrat im unterschiedlichen Maß einerseits als Zeitverzug für die Nitrat-Verlagerung wirken, andererseits auch zum Um- und Abbau von Stickstoff-Verbindungen im Boden führen. Die Ermittlung einer optimalen, auf die ganz konkreten Standortverhältnisse (Böden, Grundwasserregime, Klima, Fruchtart) angepassten, Düngung erfordert die Kenntnis der entsprechenden Parameter in hoher räumlicher (bzgl. der Bodenparameter) und zeitlicher Auflösung (bzgl. des Bedarfs der verschiedenen Fruchtarten). Es wird deutlich, dass mit sich ändernden Rahmen- und Randbedingungen weiterführende Untersuchungen notwendig sind.

5 Literatur

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K. H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B., J. UTERMANN (2000): Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, Band 3, Kenn-Nr.: 9152.

BARTH, N., BEUGE, A., KARDEL, K., C. LAUSCH (2014): Zur zeitlichen Entwicklung ausgewählter Parameter des Stickstoffs auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen. – In: Grundwasser-Altlasten-Boden Aktuell, LfULG-Schriftenreihe, Heft 38/2014.

BARTH, N., TANNERT, R., KURZER, H.-J., KOLBE, H., ANDREAE, H., JACOB, F., HAFERKORN, U., RUST, M., M. GRUNERT (2017): Stickstoffmonitoring sächsischer Böden.- Internet unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/2751>.

Notizen zum vorangestellten Beitrag:

Grundwassermonitoring und –probennahme 2018 – Posterbeiträge

(Stand: 14.09.2018)

- 1 **Sachsenweite Grundwasserstichtagsmessung zur Ermittlung der Grundwasserdynamik und Anwendung der Ergebnisse im Umwelt- und Datenportal iDA**
Düskau, T., Börke, P. (LfULG)
- 2 **Resibil Wasserressourcenbilanzierung und -resilienzbewertung im Ostteil des sächsisch-tschechischen Grenzraumes**
Mihm, F. (LfULG)
- 3 **Sensitivität des Wasserhaushaltes sächsischer Pegeleinzugsgebiete im rezenten Klimawandel**
Mellentin, U., Schwarze, R., Wagner, M.
- 4 **Vergleich der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen und der Bewertung der Nitratauswaschung im Grundwasser in den ausgewählten Einzugsgebieten**
Qureshi, M. M., Ihling, H., Matschullat, J.
- 5 **Informationen, Daten & Bewertungen zu Wasser & Boden**
Benning, R. (LfULG)
- 6 **Laboratory and numerical investigations of biodegradation potential during combined treated wastewater and rainwater infiltration to minimize pollution risk**
Fichtner, T., Händel, F., Engelmann, C., Pinzinger, R., Gräber, P.-W., Blankenburg, R., Kuke, C., Liedl, R., Märtner, B., Mansel, H.
- 7 **GRACE - Groundwater Absence in Cretaceous Sandstone Aquifers**
Kalinova, M., Kuhn, K., Böhm, A. K.
- 8 **Nitrat im Trinkwasser - hydrogeologische Untersuchungen im Wasserschutzgebiet Jahnaue 2**
Dilbat, M., Ihling, H., Knöller, K.
- 9 **Lysimeteruntersuchungen zum Stickstoffaustrag landwirtschaftlich genutzter Böden im Vergleich zur Schwarzbrache (2007 – 2017)**
Winkler, A.
- 10 **Temperaturmessungen zur Lokalisierung eisenreicher Grundwasserzuflüsse**
Musche, F., Paufler, S., Grischek, T. (HTW Dresden)
- 11 **Temperaturmessung im Uferfiltrat der Elbe in Dresden-Tolkewitz**
Bartak, R., Grischek, T. (HTW Dresden)
- 12 **Thema offen**
Krieg, R. (UFZ)
- 13 **Labor für Wasser und Umwelt GmbH - kompetenter Partner für Grundwassermonitoring und Umweltanalytik**
Labor für Wasser und Umwelt GmbH

Grundwassermonitoring und –probennahme 2018 – Aussteller

(Stand: 14.09.2018)

- 1 **OTT Hydromet**
- 2 **UGT GmbH**
- 3 **BWK Sachsen**