



**SACHSEN-ANHALT**

Landesanstalt für  
Landwirtschaft und  
Gartenbau

## **Pilothafte Ausgrenzung der § 13 Gebiete nach Düngeverordnung im GWK SAL GW 014**



**Schriftenreihe der LLG, Heft 2/2019**

---

# Pilothafte Ausgrenzung der § 13-Gebiete nach Düngeverordnung im Grundwasserkörper „SAL GW 014“

**Auftraggeber:** Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau  
Dezernat 25  
Strenzfelder Allee 22  
06406 Bernburg

**Auftragnehmer:** HYDOR Consult GmbH  
Am Borsigturm 40  
13507 Berlin

**in Kooperation mit:**



Ingenieurbüro Dr. R. Michel  
BODEN u. BODENWASSER  
Waldmeisterstrasse 24  
18546 Sassnitz

**Bearbeitung:** M. Sc. Claudia Köpp  
Dr. Stephan Hannappel  
Dr. Rickmann Michel

**Inhaltsverzeichnis**

Abbildungsverzeichnis ..... 3

Tabellenverzeichnis ..... 5

1. Veranlassung und Zielstellung ..... 6

2. Datengrundlagen ..... 8

2.1 Übersicht zu den flächenbezogenen Daten ..... 8

2.1.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts ..... 8

2.1.2 Grundwasserkörper ..... 8

2.1.3 Grundwassergleichenplan ..... 10

2.1.4 Einzugsgebiete der Quellen ..... 10

2.1.5 Gewässer erster Ordnung ..... 10

2.1.6 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO ..... 11

2.1.7 Hydrogeologische Übersichtskarte (HÜK 200) ..... 11

2.1.8 Flächenhafte Stickstoffein- und -austräge ..... 12

2.1.9 Bohrdaten des LAGB ..... 14

2.1.10 Topographische Karten ..... 15

2.2 Übersicht zu den messstellenbezogenen Daten ..... 15

2.2.1 Stammdaten der Messstellen ..... 15

2.2.2 Beschaffenheitsdaten der Messstellen ..... 16

3. Auswahl der Messstellen ..... 17

3.1 Ganglinienanalyse ..... 17

3.2 Vorstellung der ausgewählten Messstellen ..... 19

4. Zustromgebiete ..... 23

4.1 Allgemeine Bestimmungen zu den Zustromgebieten ..... 23

4.2 Methodik zur Ausweisung der Zustromgebiete ..... 24

4.2.1 Berechnung der Fließgeschwindigkeit ..... 24

4.2.2 Hydrodynamische Ausweisung auf Basis der Strömungspotentiale ..... 26

4.2.3 Ausweisung der Überströmung ..... 27

4.3 Standörtliche Beschreibung der Zustromgebiete ..... 30

5. Nitratabbauvermögen in der ungesättigten Zone ..... 35

5.1 Vorbemerkungen ..... 35

5.2 Modellierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone ..... 37

5.3 Berechnung des Nitrataustrags aus der Bodenzone als Input in die Aerationzone ..... 38

5.3.1 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz ..... 38

5.3.2 Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben ..... 39

5.3.3 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere ..... 40

5.4 Wasser- und Nitrateintrag in die Aerationzone als obere Randbedingung sowie Parametrisierung dieser Zone ..... 41

5.4.1	Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz .....	41
5.4.2	Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben.....	43
5.4.3	Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere.....	44
5.5	Berechnung der Nitratverlagerung mit dem Sickerwasser in die Grundwasserzone .....	46
5.5.1	Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz .....	46
5.5.2	Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben.....	50
5.5.3	Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere.....	54
5.6	Aggregierte Bewertung des Verlagerungs- und Abbauverhaltens für Nitrat.....	58
6.	Flächenhafte Stickstoffeinträge in den Zustromgebieten im GWK SAL 014 .....	59
6.1	Allgemeine Übersicht .....	59
6.2	Auswertung der Datenerhebung zu den Stickstoffbilanzen.....	61
6.3	Vergleich mit vorhandenen Flächendaten zur Stickstoffbilanz .....	65
6.3.1	Tolerierbare Stickstoffüberschüsse.....	65
6.3.2	Modellierte Stickstoffüberschüsse des FZ Jülich.....	69
6.3.3	Vergleich der recherchierten landwirtschaftlichen Daten mit den Modelldaten .....	70
6.4	Umrechnung der eingetragenen Frachten in Konzentrationen.....	71
6.5	Berücksichtigung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone .....	74
6.5.1	Ableitung zustrombezogener Daten zur Verbreitung bindiger Schichten.....	74
6.5.2	Charakterisierung des Nitratabbaus im Grundwasser .....	77
6.5.3	Korrektur der prognostizierten Konzentrationen durch den Nitratabbau .....	81
7.	Resumé .....	83
8.	Literaturverzeichnis.....	85

**Verzeichnis des Anhangs:**

Anhang 1: Flächenhaft ausgewiesene Zustromgebiete zu den 15 untersuchten Messstellen auf Basis aller verfügbaren Daten und Informationen sowie die Generallegende zur HÜK200

Anhang 2: Flächenhafte Ausweisung der Stickstoffbilanz zu sieben Messstellen

Anhang 3: Tiefenprofile von 13 Standorten als Grundlage für die Modellierung des Nitratabbaus

**Beilage:** CD mit digitalen Dokumenten (GIS-Daten, Bericht im PDF-Format inkl. Anhänge)

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1:	Verbreitung der Hydrogeologischen Bezugseinheiten im Grundwasserkörper SAL GW 014 .....	9
Abb. 2:	Flächenabdeckung der Nährstoffvergleiche im SAL GW 014.....	14
Abb. 3:	Überblick zu Anzahl und Art der Messstellen in den verschiedenen Messnetzen .....	15
Abb. 4:	Übersicht zu den übergebenen Analysen pro Messstelle.....	16
Abb. 5:	Anzahl der Messstellen pro Nitratkonzentrationsklasse .....	16
Abb. 6:	Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Hornburg 1/94 .....	17
Abb. 7:	Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Schiepzig.....	18
Abb. 8:	Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Oechlitz NB2016 .....	18
Abb. 9:	Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Klopstockquelle .....	19
Abb. 10:	Mittlere Nitratkonzentrationen aller Messstellen im GWK SAL GW 014.....	20



Abb. 11: Auswertung der jeweiligen Nitratkonzentration an den Messstellen in Abhängigkeit der Filterlage unterhalb der Grundwasseroberfläche .....	22
Abb. 12: Exemplarische Darstellung des Grundwasserzustroms auf eine Messstelle (HYDOR, 2018a) .....	27
Abb. 13: Ausweisung der vertikalen Überströmung unter Berücksichtigung gespannter Grundwasserverhältnisse am Beispiel der Messstelle Schafstädt 01/08 .....	28
Abb. 14: Anteil der Messstellen mit Berücksichtigung der Überströmung anhand des Abstands der Filteroberkante zur Grundwasseroberfläche .....	28
Abb. 15: Darstellung der Abtragung des Abstandes der Überströmung auf das Zustromgebiet .....	29
Abb. 16: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Schafstädt .....	31
Abb. 17: Aufnahmen aus dem zentralen Zustromgebiet der Messstelle Bad Lauchstädt .....	31
Abb. 18: Hydrogeologischer Profilschnitt von Südwesten nach Nordosten durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zum Hottentottenborn .....	32
Abb. 19: Grundwassermessstelle Steuden mit Blick in Richtung des Zustroms .....	33
Abb. 20: Trockener Graben im Zustromgebiet der (Alt-)Messstelle Oechlitz .....	34
Abb. 21: Standorttypen der Tiefenprofile in der Lössregion Sachsen-Anhalts in Abhängigkeit vom Substrattyp des Bodenaufbaus (aus: Steininger 2018) .....	36
Abb. 22: Vertikal bis zur Grundwasseroberfläche erweiterte Tiefenprofile der Substrattypen ST 2 und ST 3 .....	36
Abb. 23: Schematische Betrachtung des Untergrundes in Bezug zur Modellierung (Beispiel) .....	38
Abb. 24: TOC- und DOC- Gehalte von Proben aus der Aerationzone an den Standort Barnstädt und Cattau .....	43
Abb. 25: Verlauf von Sickerwasserfronten in der Berechnungsvariante VarSI3, Standort Lettewitz .....	46
Abb. 26: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in der Variante VarSI3 in Lettewitz .....	47
Abb. 27: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in der Variante VarSt3 in Lettewitz .....	47
Abb. 28: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung in Lettewitz (Variante VarSI3 bzgl. Bodenart, VarDOC3 bzgl. DOC-Gehalt) .....	48
Abb. 29: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für unterschiedliche Varianten in Lettewitz .....	48
Abb. 30: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Lettewitz, Beispiel VarSI3, VarDOC1 .....	50
Abb. 31: Verlauf von Sickerwasserfronten am Standort Groß Alsleben .....	51
Abb. 32: Sättigungsgrad des Bodens am Standort Groß Alsleben in räumlicher und zeitlicher Dynamik .....	51
Abb. 33: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung, Groß Alsleben (Variante VarSI3 und VarSt3 bzgl. Bodenart, VarDOC1 bzgl. DOC-Gehalt) .....	52
Abb. 34: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für unterschiedliche Berechnungsfälle, Standort Groß Alsleben .....	53
Abb. 35: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Groß Alsleben, Beispiel VarSt3, VarDOC1 .....	54
Abb. 36: Verlauf von Sickerwasserfronten am Standort Biere .....	55
Abb. 37: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in Biere .....	55
Abb. 38: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung in Biere (Variante VarDOC4 bzgl. DOC-Gehalt) .....	56
Abb. 39: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für verschiedene Berechnungsfälle in Biere .....	56
Abb. 40: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Biere, Beispiel VarDOC3 .....	57
Abb. 41: Übersicht zur Lage der 15 Messstellen und ihrer Zustromgebiete .....	59
Abb. 42: Flächenhafte Verteilung der Nitratkonzentrationen im GWK SAL GW 014 .....	60
Abb. 43: Anteilige Zuordnung der Schläge zu den Stickstoffbilanzen .....	61
Abb. 44: Überblick zu den Flächenanteilen in den Zustromgebieten mit übermittelten Stickstoffbilanzen .....	62
Abb. 45: Verteilung der Stickstoffbilanzen in den verschiedenen Jahren .....	62
Abb. 46: Verteilung der Stickstoffbilanzdaten auf den einzelnen Schlägen über die verschiedenen Jahre pro Zustromgebiet .....	63

Abb. 47: Darstellung der flächengewichteten mittleren Stickstoffbilanz in den sieben Zustromgebieten übereinen Zeitraum von fünf Jahren .....63

Abb. 48: Mittlerer N-Saldo (2013-2015) auf Schlagebene .....64

Abb. 49: Übersichtskarte zum tolerierbaren Stickstoffüberschuss zum Erreichen von 75 mg/l Nitrat im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Zone .....66

Abb. 50: Übersichtskarte zur atmosphärischen Deposition .....67

Abb. 51: Übersichtskarte zur Differenz aus dem tolerierbaren Stickstoffüberschuss und der atmosphärischen Deposition (Kuhr et al, 2014) im GWK SAL GW 014 .....68

Abb. 52: Darstellung des Stickstoffüberschusses aus der Düngung nach Kuhr et al. (2014) als dreijähriges Mittel für 2007-2009 und Lage der Zustromgebiete .....69

Abb. 53: Auswertung der betrieblichen Nährstoffvergleiche .....70

Abb. 54: flächengewichteter Mittelwert der landwirtschaftlichen N-Salden für die Periode 2013-2015 .....73

Abb. 55: flächengewichteter Mittelwert der N-Salden inkl. Deposition für die Periode 2013-2015 .....73

Abb. 56: flächengewichteter Mittelwert der verlagerbaren Nitrat-N-Menge für die Periode 2013-2015 .....73

Abb. 57: flächengewichteter Mittelwert potentieller Nitrat-Konzentration im Sickerwasser 2013-2015.....73

Abb. 58: flächengewichteter Mittelwert der potentiellen N-Fracht für die Periode 2013-2015 .....73

Abb. 59: Ausschnitt aus der Geologischen Karte 1 : 25 000, Blatt Mücheln (Geiseltal) des LAGB (2004) .....74

Abb. 60: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Bad Lauchstädt .....75

Abb. 61: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Lodersleben .....75

Abb. 62: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Zschwitz.....76

Abb. 63: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Baumersroda .....76

Abb. 64: Ganglinien der Messstelle Bad Lauchstädt .....78

Abb. 65: Ganglinien der Messstelle Baumersroda .....78

Abb. 66: Ganglinien der Messstelle Oechlitz 0021 .....79

Abb. 67: Ganglinien der Messstelle Zschwitz.....80

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Stammdaten der für die Bearbeitung ausgewählten 15 Grundwassermessstellen.....21

Tabelle 2: Filterlage und Nitratkonzentrationen der für die Bearbeitung ausgewählten 15 Messstellen .....22

Tabelle 3: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Lettewitz .....39

Tabelle 4: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Groß Alsleben.....40

Tabelle 5: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Biere .....40

Tabelle 6: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Lettewitz .....42

Tabelle 7: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Groß Alsleben.....44

Tabelle 8: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Biere.....45

Tabelle 9: N- Eintrag in die sowie N-Austrag aus der Aerationzone und Denitrifikation in Lettewitz.....49

Tabelle 10: N- Eintrag in die sowie N-Austrag aus der Aerationzone und Denitrifikation in Groß Alsleben ..53

Tabelle 11: N- Eintrag in die sowie N-Austrag aus der Aerationzone und Denitrifikation am Standort Biere57

Tabelle 13: Klassifizierung des Nitratbaupotenzials anhand von hydrochemischen Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff .....80

Tabelle 14: Zusammenfassende Übersicht zum Nitratabbau an den sieben Messstellen .....81

Tabelle 15: Kennwerte des Nitratreintrags und der Immission im Grundwasser pro Zustromgebiet .....81

Veranlassung und Zielsetzung

## 1. Veranlassung und Zielstellung

Im Ergebnis der aktuellen Zustandsbewertung des Grundwassers (Nährstoffkonzept ST 2015-2021, 2013) befinden sich 24 GWK Sachsen-Anhalts aufgrund einer Überschreitung der Qualitätsnorm von 50 mg Nitrat je Liter in einem schlechten Zustand. Für eine Einstufung in den schlechten Zustand muss ein GWK nicht flächendeckend einen schlechten chemischen Zustand aufweisen.

Mit § 13 der Düngeverordnung (DüV, 2017) wird den Bundesländern die Befugnis übertragen, in belasteten Gebieten über die bundesweit einheitlichen Vorgaben der DüV hinausgehende zusätzliche Anforderungen mittels Rechtsverordnung festzulegen. Dies gilt für Grundwasserkörper oder Bereiche von GWK in denen entweder mehr als 37,5 mg/l Nitrat mit steigender Tendenz oder mehr als 50 mg/l Nitrat festgestellt worden sind. Gebiete, die dem Bereich (Teilgebiet) eines Grundwasserkörpers entsprechen, in dem weder mehr als 37,5 Milligramm Nitrat je Liter und eine ansteigende Tendenz des Nitratgehalts noch mehr als 50 Milligramm Nitrat je Liter festgestellt worden sind, können von den abweichenden Vorschriften ausgenommen werden.

Als zusätzliche Anforderungen sind mindestens drei Maßnahmen laut DüV (2017) auszuwählen. Diese dürfen die Fruchtbarkeit des Bodens, die Gesundheit von Menschen und Tieren sowie den Naturhaushalt, insbesondere die Gewässerqualität, nicht gefährden und anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften nicht entgegenstehen.

In Vorbereitung der landesweiten Ausgrenzung von Gebieten, die durch §13 DÜV (2017) betroffen sind, ist es Ziel dieser Arbeiten, pilothaft eine Methode der flächenhaften Festlegung von Maßnahmengebieten im GWK SAL GW 014 unter Berücksichtigung aller vorliegenden Informationen zu erarbeiten und anzuwenden. Dabei sollten neben der messstellenbezogenen Betrachtung auch die Ergebnisse aus dem aktuell laufenden Projekt im Auftrag des LHW „Erarbeitung eines Regionalisierungsverfahrens zur Bewertung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern nach EG- WRRL und zur Ermittlung der flächenhaften Ausdehnung von Grundwasserbelastungen“ (HYDOR 2018a) geprüft und ggf. einbezogen werden.

Der GWK SAL GW 014 wurde nach aktueller Zustandsbewertung (Stand 2013) in einen schlechten chemischen Zustand eingestuft. Die Zustandsbestimmung erfolgte anhand der Kriterien

1. mehrere MST (mind. 2) > 50mg/l bzw. >1,5 MST>50 mg/l je 100 km<sup>2</sup>  
→ Betrachtung ganzer Grundwasserkörper (keine Teilkörper)
2. Mittelwert der Konzentrationen aller MST in einem Teilraum > 50mg/l  
(bei mind. 5 MST pro Teilraum)
3. Mittelwert der potenziellen NO<sub>3</sub>-Konz. im Sickerwasser des Teilraumes > 60 mg/l + 1 MST  
> Schwellenwert

Insgesamt werden 905 km<sup>2</sup> der Fläche (73 %) landwirtschaftlich bewirtschaftet mit 859,4 km<sup>2</sup> Ackerland- und 34,2 km<sup>2</sup> Grünlandnutzung. Der GWK wurde bereits im Rahmen bisheriger Untersuchungen der LLG (Nmin-Monitoring, Tiefenprofile, Nitratabbauversuche im Labor u.a.) intensiv betrachtet.

Eine weitere Studie (HYDOR, 2017a) ermittelte für Messstellen im gesamten Bundesland die flächenscharfen geohydraulischen Zustromgebiete. Dazu wurden die Stamm- und Beschaffensdaten mit den bodenkundlich- hydrogeologischen Datengrundlagen verknüpft. Unter Einbeziehung weiterer Daten wurde das - potentiell umfangreiche - Nitratabbauvermögen in der gesättigten Zone (HYDOR 2018b) abgeleitet. Mit insgesamt 12 Modellbetrieben ist das Gebiet zudem Bestandteil des derzeit laufenden bundesweiten Demonstrationsvorhabens „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“. Daraus ergibt sich eine umfangreiche Datengrundlage, die gute Voraussetzungen für die pilothafte Bearbeitung und Ausweisung der §13 Gebiete in diesem GWK bietet.

In einem ersten Schritt sollten die Zustromgebiete für Messstellen mit Nitratkonzentrationen über 50 mg/l bzw. für Messstellen mit einem steigenden Trend bei Nitratwerten über 37,5 mg/l ausgewiesen werden. Für diese Gebiete wurden vom Auftraggeber konkrete Angaben zu den Stickstoff-Bilanzen zur Verfügung gestellt, um die flächenhaften Stickstoff-Einträge zu quantifizieren.

Im nächsten Schritt sollte deshalb aus der Zusammenstellung aller vorhandenen Daten das Nitratabbauvermögen in der gesättigten (Kolbe et al. 2018) und der ungesättigten (Köhler et al. 2006) Zone beurteilt und eine Typisierung des Nitratabbaus als Grundlage für eine landesweite Betrachtung vorgenommen werden.

Im Ergebnis war eine Empfehlung zur weiteren Methodik der landesweiten Ausweisung der §13 Gebiete für ST auf der Grundlage der sich als belastbar erwiesenen Daten unter hydrogeologischen Aspekten (Locker- / Festgesteinsgebiete) zu erarbeiten.

Die Arbeiten wurden auf Grundlage der Leistungsbeschreibung des AG vom 26.02. 2018 sowie des Angebotes der HYDOR Consult vom 02.03.2018 dazu durchgeführt. In die Arbeiten einbezogen wurde Dr. Rickmann Michel vom Ingenieurbüro Boden und Bodenwasser zur Beurteilung des Nitratabbauvermögens in der ungesättigten Zone (s. Kap. 6) analog zu den Arbeiten von Dr. Michel in HYDOR (2017b).

## **2. Datengrundlagen**

### **2.1 Übersicht zu den flächenbezogenen Daten**

#### **2.1.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts**

Die Hydrogeologische Übersichtskarte von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:400000 (HÜK400) bildet die Grundlage für die hydrogeologischen Bezugseinheiten. Unter Zuhilfenahme hydrogeochemischer Beschaffenheitsmuster wurden die Bezugseinheiten räumlich und inhaltlich abgegrenzt und für das Land Sachsen-Anhalt mit 13 relevanten Repräsentanzflächen ausgewiesen (Fritz + Frölich, 2013). Auf dieser Basis und unter Zusammenfassung der Daten erstellte das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) eine Übersichtskarte zu den hydrogeologischen Bezugseinheiten des Landes.

Die Beschaffenheit des Grundwassers wird maßgeblich von der Petrographie und den hydrodynamischen Verhältnissen der durchströmten Gesteinseinheiten bestimmt. Das Gebiet Sachsen-Anhalts ist gekennzeichnet durch eine Vielzahl heterogener geologischer bzw. hydrogeologischer Strukturen (LHW, 2012). Es umfasst sämtliche stratigraphischen Einheiten vom Präkambrium bis zum Holozän. Die Grundwasservorkommen sind insbesondere an die im Norden und Osten des Landes auftretenden Lockergesteine gebunden. Im Süden dominieren dagegen Festgesteine, mit Sand- und Kalksteinen als wasserwirtschaftlich bedeutsamen Grundwasserleitern. Zur Ausweisung potenzieller Belastungsschwerpunkte ist einerseits das natürliche Schutzpotenzial der Grundwasserüberdeckung zu erfassen, andererseits potenzielle Quellen einer möglichen Beeinflussung zu bewerten.

Die vom LAGB erstellte Karte wurde vom Auftraggeber als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N übermittelt. In Abb. 1 ist daraus ausschnittsweise der Grundwasserkörper (GWK) SAL GW 014 mit den Güte- und Standsmessstellen des Landesmessnetzes des LHW dargestellt. Aus dem Gütemessnetz ergeben sich diejenigen Messstellen, die im Weiteren untersucht werden (siehe Kapitel 3). Insgesamt ist der GWK sehr heterogen aufgebaut und beinhaltet fast alle relevanten hydrogeologischen Bezugseinheiten des Landes Sachsen-Anhalt. Mit Buntsandstein und Muschelkalk dominieren Festgesteine, in den Talfüllungen treten aber auch tertiäre und quartäre Lockersedimente auf.

#### **2.1.2 Grundwasserkörper**

Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (2000) wurden Grundwasserkörper (GWK) abgegrenzt, die hinsichtlich ihres mengenmäßigen und chemischen Zustandes bewertet werden. Ein Grundwasserkörper ist nach § 3 WHG (2009) definiert als ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter. Der Zustand des GWK SAL GW 014 wurde, bezogen auf den Parameter Nitrat, als „chemisch schlecht“ eingestuft.

Die digitale Übermittlung der für das Land Sachsen-Anhalt relevanten Grundwasserkörper erfolgte als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N.



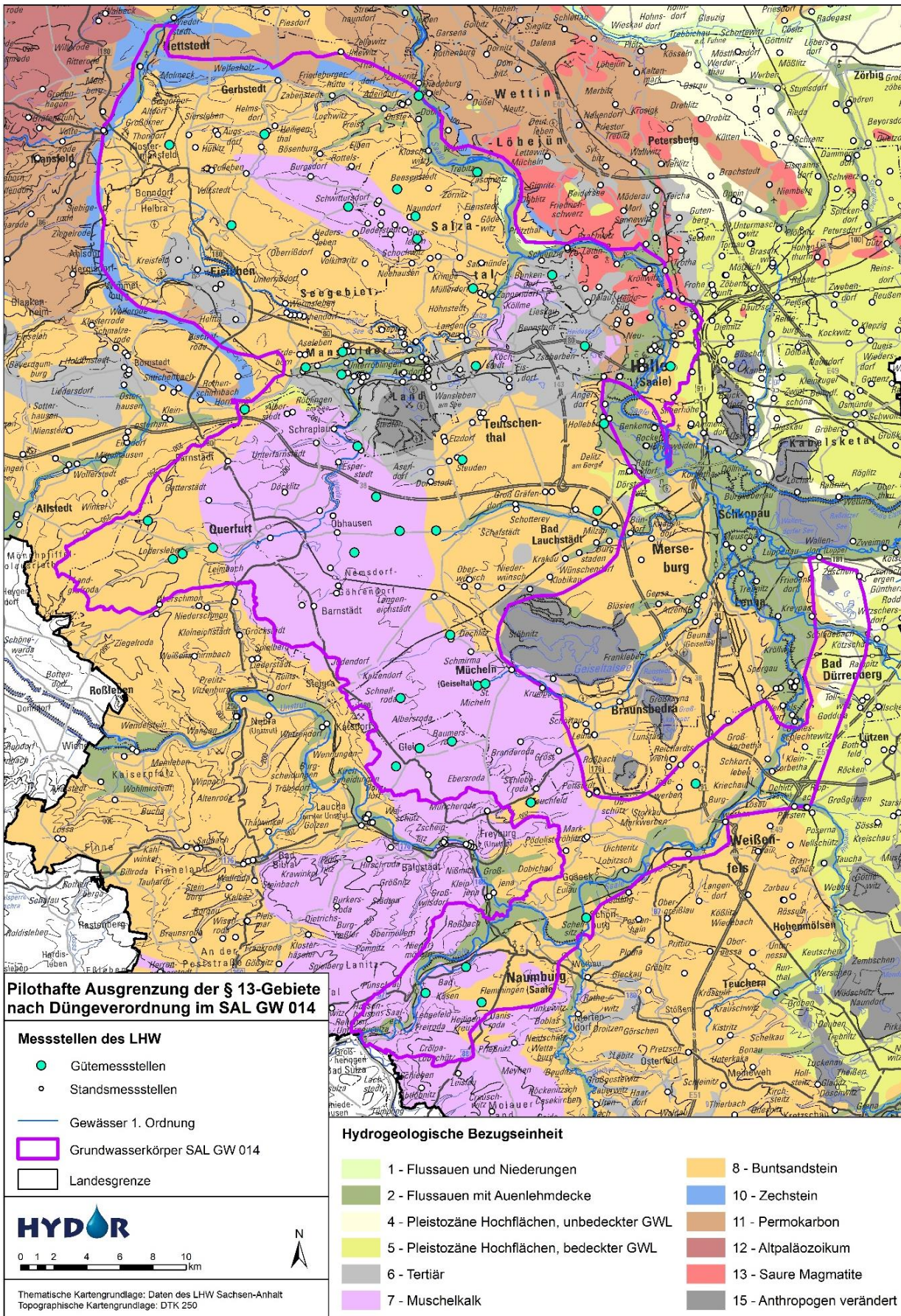


Abb. 1: Verbreitung der Hydrogeologischen Bezugsseinheiten im Grundwasserkörper SAL GW 014 und der Grundwassermessstellen des LHW



### **2.1.3 Grundwassergleichenplan**

Mit Hilfe der Auswertung des Grundwasserstandes aus den Standsmessstellen lassen sich die Fließverhältnisse des Grundwassers abbilden. Aus dem Grundwassergleichenplan können die Anstromrichtung auf eine Messstelle und das Gefälle, welches die Fließgeschwindigkeit mit beeinflusst, bestimmt werden. Diese können saisonal und witterungsbedingt, insbesondere bei geringen Potentialunterschieden der Grundwasseroberfläche, variieren. Für die Erstellung des Gleichenplans wurden langjährige Mittelwerte der Grundwasserstände verwendet.

Die Daten lagen zum einen als Raster im Bezugssystem DHDN 3° Gauss-Krüger Zone 4 und zum anderen als Linienshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor (FUGRO 2016).

Für die Berechnung und Visualisierung von Stromlinien und Isochronen zur Beschreibung der Grundwasserdynamik in Anwendungsprogrammen wurde der Rasterdatensatz verwendet.

### **2.1.4 Einzugsgebiete der Quellen**

Bei der Aufstellung der Überwachungsprogramme Gemäß EG-WRRL wurde im Bereich des Harzes und des Harzvorlandes eine Verdichtung des Messnetzes durch die Einbeziehung von Quellen vorgenommen. Eine Abgrenzung der unterirdischen Zustromgebiete zu den Quellen erfolgte durch die beiden Firmen FUGRO Consult GmbH und G.U.T über einen Zeitraum von insgesamt sechs Jahren im Auftrag des LHW (Berichte dazu unveröff.).

Neben der Abgrenzung des oberirdischen Einzugsgebiets auf Basis der DTK 10 und des digitalen Geländemodells DGM10 wurden die Verbreitung geologischer und hydrogeologischer Einheiten und die generelle Entlastungssituation des Grundwassers bewertet. Weiter wurden Kluftrmessungen und Quellschüttungsmessungen durchgeführt und Angaben zur Grundwasserneubildung aus dem Grundwasserkataster zur Ableitung der Größe des unterirdischen Einzugsgebietes herangezogen.

Bis auf wenige Ausnahmen sind die ausgewiesenen unterirdischen Zustromgebiete zum Teil um ein Vielfaches größer als die oberirdischen Zustromgebiete. Auch die Zustromrichtung kann variieren. Für die Bearbeitung im GWK SAL GW 014 wurde auf die unterirdischen Zustromgebiete zurückgegriffen. Die Daten wurden als Polygonshapes im Bezugssystem UTM Zone 32 N übermittelt und für die weitere Bearbeitung in Abstimmung mit dem Auftraggeber unverändert übernommen.

### **2.1.5 Gewässer erster Ordnung**

Als Gewässer erster Ordnung werden oberirdische Gewässer mit erheblicher wasserwirtschaftlicher Bedeutung bezeichnet. Die Einteilung der Gewässer im Sinne des WHG (2009) erfolgt nach der jeweiligen Landesgesetzgebung. Die Daten wurden als Linienshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N übergeben und dienen insbesondere der besseren Orientierung in den Kartendarstellungen.

### 2.1.6 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO

ArcEGMO ist ein öko-hydrologisches Modellierungssystem mit dem alle maßgeblichen Prozesse des Gebietswasserhaushaltes und des Abflussregimes, räumlich und zeitlich hoch aufgelöst, simuliert werden können. Für die Ermittlung der Wasserhaushaltsgrößen in Sachsen-Anhalt erfolgte 2013 eine umfangreiche Aktualisierung der Datengrundlagen (Boden, Landnutzung, DGM, Gewässernetz, meteorologische Daten etc.) und des bereits zugrunde liegenden GIS-Datenbestandes (BAH, 2015). Da die Landesgrenze nicht identisch zu den natürlichen Einzugsgebieten verläuft, wurde eine größere Fläche als die des Landes Sachsen-Anhalt modelliert.

Die Niederschlagsverteilung zeigt hohe Niederschläge im Harz mit  $> 1000$  mm/a und in dessen Regenschatten ein Trockengebiet mit Niederschlägen zwischen 450 und 550 mm/a. In den Festgesteinsbereichen des Harzes tritt wegen der gut durchlässigen Waldböden auf gering durchlässigen Schichten überwiegend ein hypodermischer Abfluss auf, während Oberflächen- und Drainageabfluss sehr gering sind. In den anderen Regionen ist der Abfluss deutlich geringer und die Verdunstung überwiegt. Ein Drainageabfluss tritt hauptsächlich in den Tieflandgebieten Altmark und Drömling sowie im Elbtal auf. Bei der Modellierung wurde für den hypodermischen Abfluss angenommen, dass dieser auch den Vorfluter erreicht. Da aber nicht bekannt ist ob sich die lokalen Stauer bis zum Vorfluter fortsetzen, kann der hypodermische Abfluss auch wieder aus dem Boden austreten (Quellen) oder versickern und die lokale Grundwasserneubildung erhöhen.

Die vom BAH (2015) erhobenen Daten lagen als Polygondaten im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor. In der Attributtabelle sind neben Grundwasserneubildung, Verdunstung und Niederschlag auch alle Abflussgrößen des ober- und unterirdischen Abflusses angegeben. Die Grundwasserneubildung ist die Differenz aus dem gesamten unterirdischen Abfluss abzüglich des hypodermischen und des Drainabflusses. In den gedränten Niederungsregionen und der Magdeburger Börde treten deutlich geringe Neubildungsraten von unter 25 mm/a bis hin zu Entlastungsgebieten auf ( $< 0$  mm/a). Diese sind durch geringe Flurabstände und hohe Verdunstungsraten mit Entwässerung in die Vorflut gekennzeichnet. Die höchsten Neubildungsraten finden sich im Harz und in geringerem Ausmaß in der Altmark. Bei der Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone hat die Neubildungsrate als Divisor großen Einfluss auf die Länge der Verweildauer.

### 2.1.7 Hydrogeologische Übersichtskarte (HÜK 200)

Das digitale Kartenwerk Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1:200000 (HÜK200) beschreibt die hydrogeologischen Eigenschaften der oberen, Großräumig zusammenhängenden Grundwasserleiter in Deutschland und ist von den Staatlich Geologischen Diensten (SGD) unter Leitung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe erarbeitet worden. Thematisch werden die Grundwasserleiter durch fünf verschiedene Attribute, wie die Gesteinsart, die Verfestigung, die Hohlraumart, den geochemischen Gesteinstyp und die Durchlässigkeit charak-

terisiert. Projektrelevant sind die allgemeine hydrogeologische Einordnung der kleinräumigen Einheiten und die jeweilige stratigrafische Information. Die für dieses Projekt verwendeten Polygondaten mit dem Stand von Juni 2011, liegen im Bezugssystem DHDN 3° Gauss-Krüger Zone 4 vor.

### 2.1.8 Flächenhafte Stickstoffein- und -austräge

Für Sachsen-Anhalt liegt eine räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser unter Anwendung des Modellverbunds GROWA- DENUZ-WEKU (Kuhr et al. 2014) vor. Der mittlere Stickstoffsaldo für die weitere Modellierung mittels GROWA-DENUZ-WEKU wurde im Auftrag der Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt für die Periode 2007-2009 als Flächenbilanz für die Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald ermittelt.

Die Stickstoffbilanzen, getrennt nach Acker- und Grünland, wurden für die Ebene landwirtschaftliche Vergleichsgebiete (LVG) berechnet. In die Bilanzierung ging die Stickstoffzufuhr über Saatgut, Wirtschafts- und Mineraldünger, Klärschlamm sowie die symbiotische Stickstofffixierung, aber auch der Entzug über den Ertrag je nach Frucht ein. In Kuhr et al. (2014) sind die verschiedenen Formeln und getroffenen Annahmen ausführlich dargestellt. Die landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete (LVG) wurden als homogene Bilanzierungsräume auf der Grundlage bodenkundlicher Standorteigenschaften, naturräumlicher Gegebenheiten und des Klimas sowie räumlich durch den Verlauf von Gemarzungsgrenzen ausgegrenzt. Dadurch wird bei der Ausweisung der insgesamt 33 LVGs unterstellt, dass diese hinsichtlich ihrer Anbaustruktur, Bodenbearbeitung, Düngung und Erträge einheitlich sind (Kuhr et al. 2014). Dies ist aber auch der Grund dafür, dass für großmaßstäbige Relevanzprüfungen für Zustromgebiete diese Salden nur bedingt geeignet sind und eher einer grundsätzlichen Einordnung dienen.

Eine weitere Eintragsquelle stellt die atmosphärische Deposition dar. In den mittleren N-Saldo ging die mittlere atmosphärische Deposition für die Periode 1999-2007 ein und beträgt etwa 17 kg N/(ha\*a) für Acker- und Grünland im Untersuchungsgebiet (Gauger et al. 2008, Kuhr et al. 2014).

Aktuell ist jedoch davon auszugehen, dass sich dieser Wert für die Periode 2013-2015 auf ca. 11 kg im Offenland verringert hat (Schaap et al. (2018). PINETI-3<sup>1</sup>).

Für die Zustromgebiete der MST mit Nitrat-Konzentrationen von > 50 mg/l sowie Nitrat-Konzentrationen von > 37,5 mg/l im Grundwasser und steigendem Trend im Grundwasser (im Mittel der Jahre 2012-2017) wurden durch den Auftraggeber N-Bilanzen der Jahre 2013-2017 auf Schlägebene zur Verfügung gestellt, die für die Quantifizierung der flächenhaften N-Einträge zu berücksichtigen sind. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde das Mittel der Periode 2013-2015 herangezogen.

Die Berechnung der N-Salden erfolgte auf der Grundlage einer Datenerhebung aller für die Ermittlung der N-Salden erforderlichen Bewirtschaftungsdaten

- angebaute Kulturen,
- N-Düngung (Art, Menge),
- Erträge
- Verbleib der Nebenprodukte.

Die Bilanzgrößen und deren Saldierung sind in folgender Übersicht dargestellt.

Bilanzgröße	Schlag-Bilanz
Mineraldünger	+
Wirtschaftsdünger	+
sonstige Organische Dünger	+
Symbiontische N-Fixierung	+
Abfuhr Haupt-und Nebenprodukte	-
Bilanzsaldo	Σ
atmosphärische N-Deposition (PINETI-3)	+

Das sind die Eingangsgrößen für die Berechnung der potentiellen Sickerwasserkonzentrationen.

Für die Flächen, für die keine Schlagbilanzen aufgrund nicht bereit gestellter Daten berechnet werden konnten, wurden die Ergebnisse der betrieblichen Nährstoffvergleiche (Betriebsebene) herangezogen.

Zufuhr auf die Gesamtfläche (kg)	Abfuhr von der Gesamtfläche (kg)
Zufuhr aus mineralischen Düngemitteln	<b>Ernteprodukte</b>
Zufuhr aus eigenen Wirtschaftsdüngern	<b>Nebenprodukte</b>
Zufuhr aus sonstigen org. Düngern	
Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate...	
Stickstoffzufuhr durch Leguminosenanbau	
Summe der Zufuhr	<b>Summe der Abfuhr</b>
Differenz zwischen Zufuhr und Abfuhr	
LF ohne Brache (ha)	
Differenz (kg/ha)	

Diese wurden von insgesamt 52 Betrieben abgefordert. Der Rücklauf ist folgender Abb. 2 zu entnehmen.

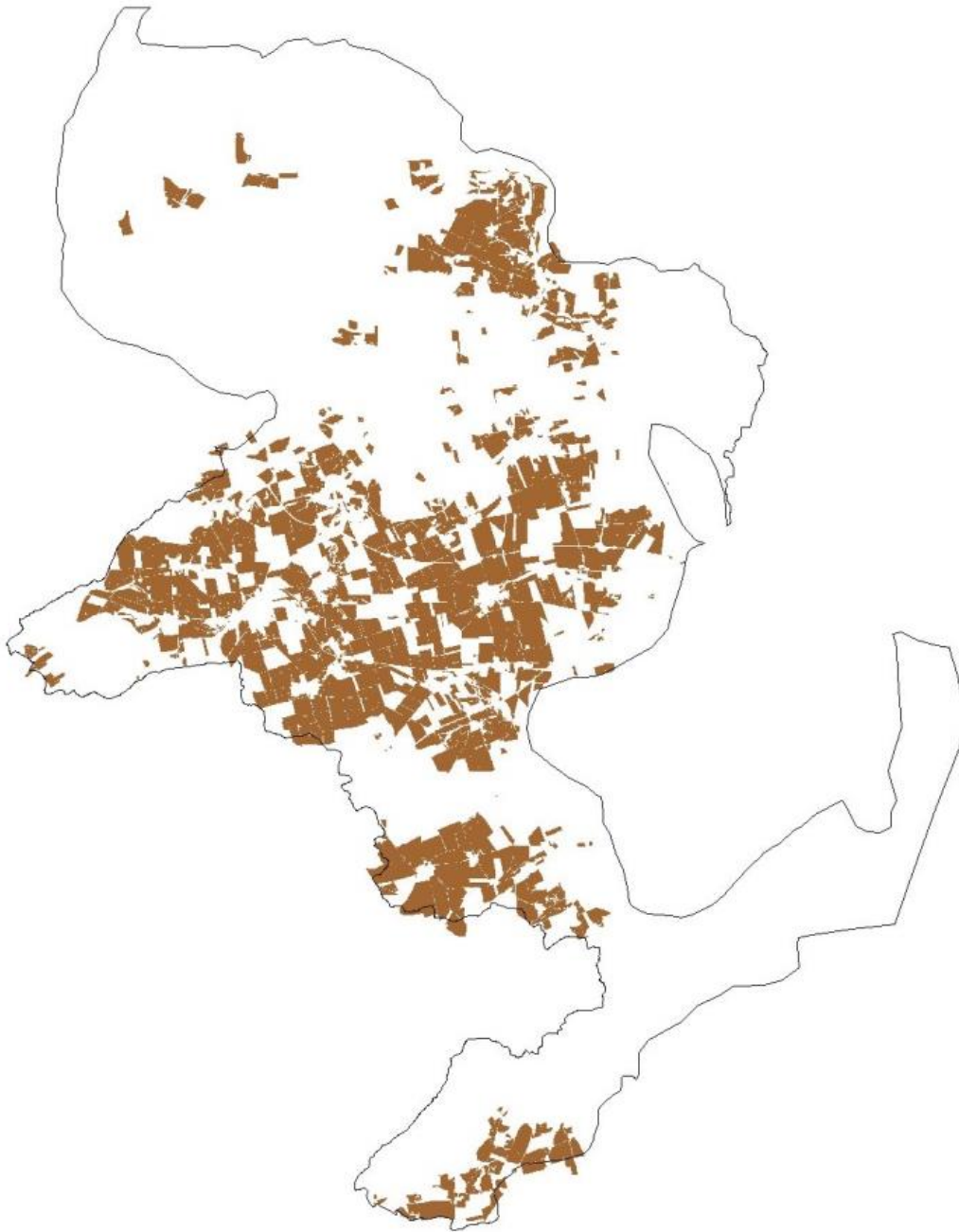


Abb. 2: Flächenabdeckung der Nährstoffvergleiche im SAL GW 014.

### 2.1.9 Bohrdaten des LAGB

Aus der Landesbohrdatenbank Sachsen-Anhalt des LAGB wurden im weiteren Umkreis der Messstellen relevante Bohrdaten und Schichtenverzeichnisse abgegriffen. Damit sollten die vorhandenen Informationen aus den Schichtenverzeichnissen der Messstellen und der HÜK 200 ergänzt und vervollständigt werden. Zudem konnte die flächenhafte Verbreitung der stratigraphischen Einheiten und mögliche Wechsel dargestellt werden, aus denen sich wiederum die Fließzeiten im Grundwasser ergeben. Die Daten mit Stand Mai 2016 lagen im Bezugssystem DHDN / Gauss-Krüger RD 83, LS110 vor.

### 2.1.10 Topographische Karten

Die benötigten Kartenblätter der DTK50 und der DTK25 wurden vom Auftraggeber im tif-Format im Bezugssystem UTM Zone 32 N zur Verfügung gestellt. Neben der Erstellung von Lageplänen diente die DTK25 zusätzlich zur Abgrenzung von Zustromgebieten anhand der Höhenlinien an Messstellen, für die ein Grundwassergleichenplan nicht verfügbar war (siehe Kapitel 4.1).

## 2.2 Übersicht zu den messstellenbezogenen Daten

### 2.2.1 Stammdaten der Messstellen

Im GWK SAL 014 befinden sich insgesamt 45 Messstellen aus dem Landesmessnetz sowie des Milieu- und Ermittlungsmessnetzes. Die 35 Messstellen des Landesmessnetzes unterteilen sich in die überblicksweise Überwachung (sechs Messstellen), welche der geogen-ubiquitären Beschreibung des Grundwassers dient und das operative Messnetz (29 Messstellen), mit dessen Hilfe diffuse Belastungen untersucht werden. Das Landesmessnetz weist einen regelmäßigen Messturnus von 1- bis 2-mal pro Jahr auf. Die sieben Messstellen des Ermittlungsmessnetzes, welches die Aufklärung von Belastungen in auffälligen Regionen unterstützt, werden dagegen variabel sowohl in der Auswahl der Messstellen als auch in den untersuchten Parametern beprobt. Zudem ist die Dauer der Untersuchungen begrenzt und wird ereignisbezogen in Abhängigkeit von Belastungen und auffälligen Ergebnissen festgelegt. Nur drei Messstellen gehören dem Milieumessnetz an, das zur Abgrenzung der oxidierenden und reduzierenden Verhältnisse im Grundwasser in die Untersuchungen einbezogen wird. Dieses Messnetz befindet sich derzeit im Aufbau.

Überwiegend sind die Messstellen als Grundwassermessstellen ausgebaut, zu denen auch Schichtenverzeichnisse und Ausbaudaten vorliegen. Bei acht Messstellen aus dem Landesmessnetz handelt es sich um Quellen. Abb. 3 gibt dazu einen kurzen Überblick. Die 45 Messstellen bilden alle in diesem GWK vorkommenden hydrogeologischen Bezugseinheiten des Mesozoikums und des Känozoikums ab.

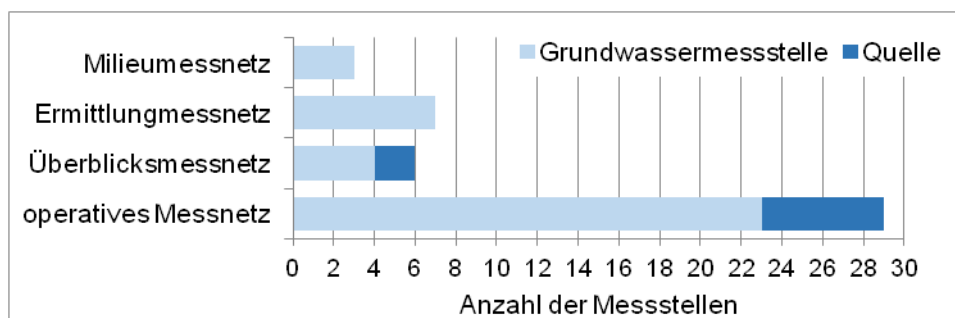


Abb. 3: Überblick zu Anzahl und Art der Messstellen in den verschiedenen Messnetzen im GWK SAL GW 014

Aus den 45 Messstellen werden die Messstellen mit einer Nitratkonzentration über 50 mg/l und Messstellen mit einer Konzentration über 37,5 mg/l bei ansteigenden Nitratwerten für die weitere Untersuchung herausgefiltert. In den folgenden Kapiteln wird die Auswahl im Einzelnen erläutert.



### 2.2.2 Beschaffenheitsdaten der Messstellen

Neben den Stammdaten wurden auch die Beschaffenheitsdaten der Messstellen für die Jahre 2012 bis 2017 übergeben. Anhand der Nitratkonzentrationen sollte die Auswahl der Messstellen für die weitere Bearbeitung erfolgen. Messstellen mit mittleren Nitratwerten über 50 mg/l blieben im Datensatz, Messstellen mit Konzentrationen unter 37,5 mg/l wurden nicht weiter betrachtet. Lagen die Konzentrationen zwischen 37,5 und 50 mg/l wurde anhand einer Ganglinienanalyse der zeitliche Trend bewertet. Dies entspricht den Vorgaben der EG- WRRL (2000), die besagt, dass bei einem steigenden Trend entsprechende Maßnahmen eingeleitet werden müssen, um eine Trendumkehr zu bewirken. Insgesamt lagen für die 45 Messstellen sehr heterogene Datensätze vor (Abb. 4). Die meisten Messstellen (76 %) wiesen mindestens fünf oder mehr Analysensätze auf. Bei 24 % der Messstellen lagen allerdings nur maximal drei Analysensätze vor. Hier ist eine Ungenauigkeit bei der hydrochemischen und zeitlichen Bewertung hinzunehmen.

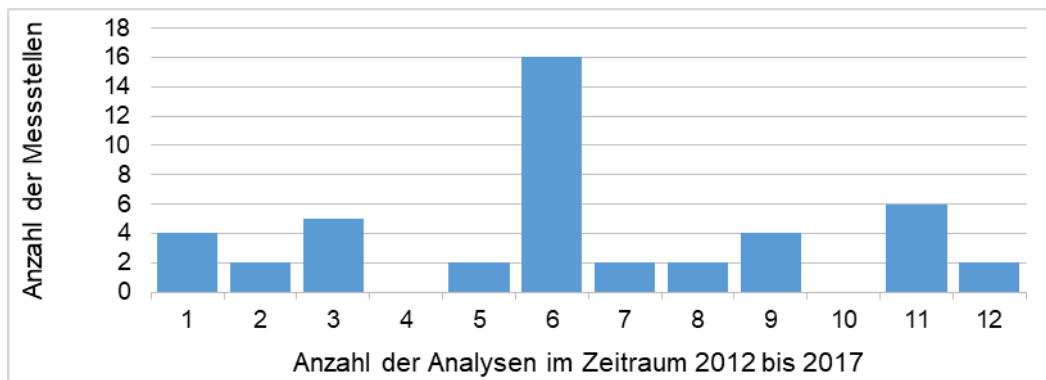


Abb. 4: Übersicht zu den übergebenen Analysen pro Messstelle

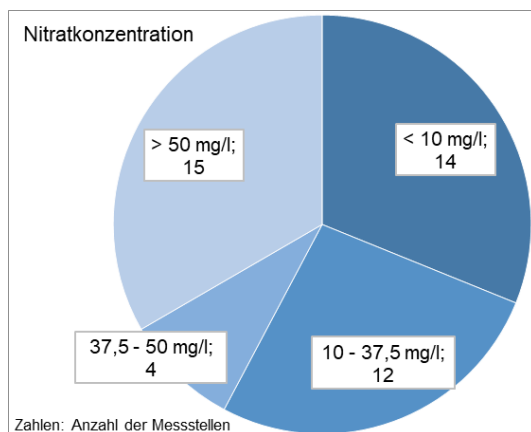


Abb. 5: Anzahl der Messstellen pro Nitratkonzentrationsklasse

Abb. 5 stellt die Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen der Messstellen dar. Über die Hälfte der Messstellen (58 %) weisen Konzentrationen < 37,5 mg/l auf, zu meist (31 %) liegen die Werte sogar unter 10 mg/l. Ein Drittel der Messstellen liegt mit > 50 mg/l oberhalb des in der GrwV (2010) geforderten Schwellenwertes und bleibt damit in der weiteren Bearbeitung. Die vier Messstellen mit Konzentrationen zwischen 37,5 und 50 mg/l wurden einer Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends unterzogen. In Kapitel 3 wird die Ganglinienanalyse und die sich daraus ergebende Anzahl der weiter zu

untersuchenden Messstellen beschrieben.

### 3. Auswahl der Messstellen

#### 3.1 Ganglinienanalyse

Neben den Messstellen mit Nitratkonzentrationen > 50 mg/l waren für die weitere Bearbeitung Messstellen mit einem steigenden zeitlichen Trend bei Werten > 37,5 mg/l auszuwählen. Davon waren drei Grundwassermessstellen Hornburg 1/94, Schiepzig und Oechlitz NB2016 sowie die Klopstockquelle betroffen. Grundlage der Ganglinienanalyse ist die Betrachtung hydrochemischer Daten als Zeitreihe. Da einzelne Parameter, darunter auch Nitrat, stark schwankend auftreten können, muss für die Bewertung ein Minimum von fünf Datensätzen vorliegen, um einen Trend ableiten zu können. Aus diesem Grund wurden zusätzlich Analysedaten vor 2012 berücksichtigt.

Die folgenden Abbildungen zeigen neben Nitrat zusätzliche Parameter, die das Grundwassermilieu beschreiben und Aufschluss über eventuell auftretende Denitrifikationsprozesse geben können. Eine detaillierte Beschreibung zu den verschiedenen Denitrifikationsprozessen findet sich in HYDOR (2017a). Auf der primären Ordinatenachse sind die Parameter Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat, Chlorid und Redoxpotential aufgetragen, auf der Sekundärachse, wegen der unterschiedlichen Größenordnung der Werte, Sauerstoff und Eisen. Abb. 6 zeigt für den Zeitraum von 1994 bis 2017 bei der Messstelle Hornburg 1/94 zwar schwankende Nitratkonzentrationen, die den Schwellenwert von 50 mg/l zum Teil überschreiten, insgesamt ist aber kein steigender Trend erkennbar.

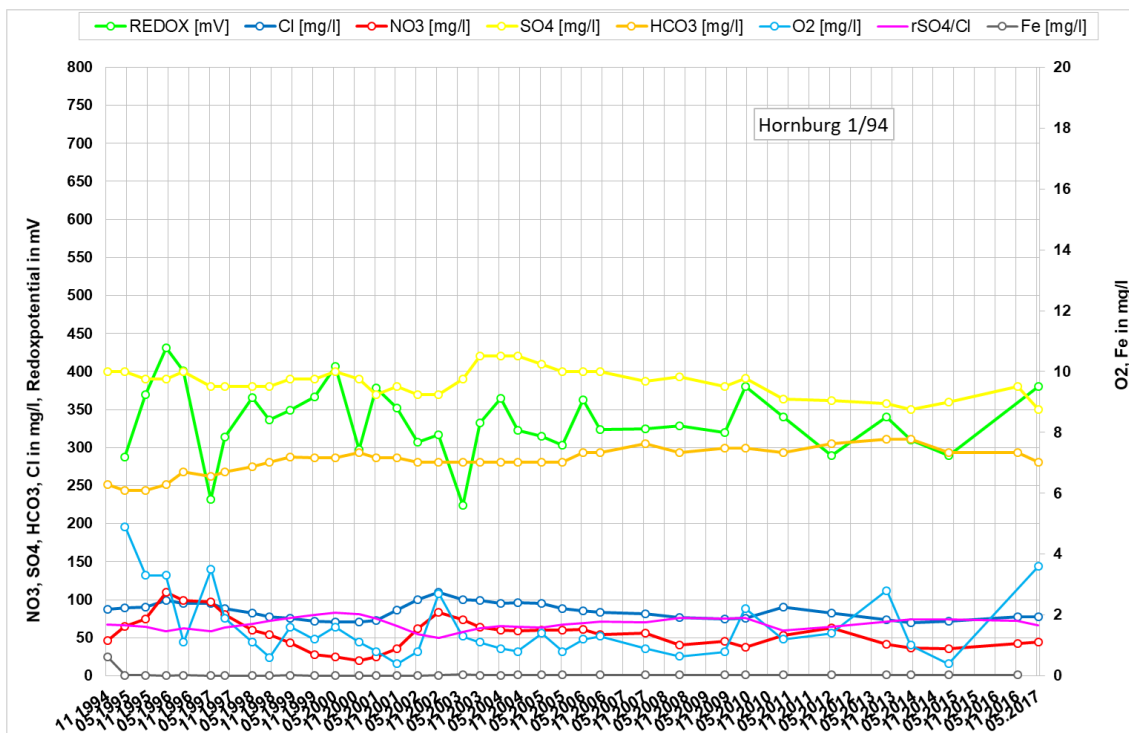


Abb. 6: Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Hornburg 1/94

Die redoxsensitiven Parameter Sauerstoff und Redoxpotential zeigen ein überwiegend anaerobes Grundwassermilieu. Der leichte Anstieg des Hydrogencarbonats unter Berücksichtigung des molaren Verhältnisses der Sulfat- zu den Chloridionen deutet auf einen phasenweise stattfindenden chemo-organotrophen Nitratabbau hin. Insgesamt ist kein steigender Trend erkennbar. Abb. 7 stellt

die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers an der Messstelle Schiepzig vor. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde die Skaleneinteilung für die vier Messstellen identisch gehandhabt. Aus diesem Grund sind die sehr hohen Chloridwerte der Messstelle nicht mehr mit abgebildet. Die Nitratganglinie zeigt über den zeitlichen Verlauf eine seit 2014 bestehende geringfügige Abnahme der Konzentrationen.

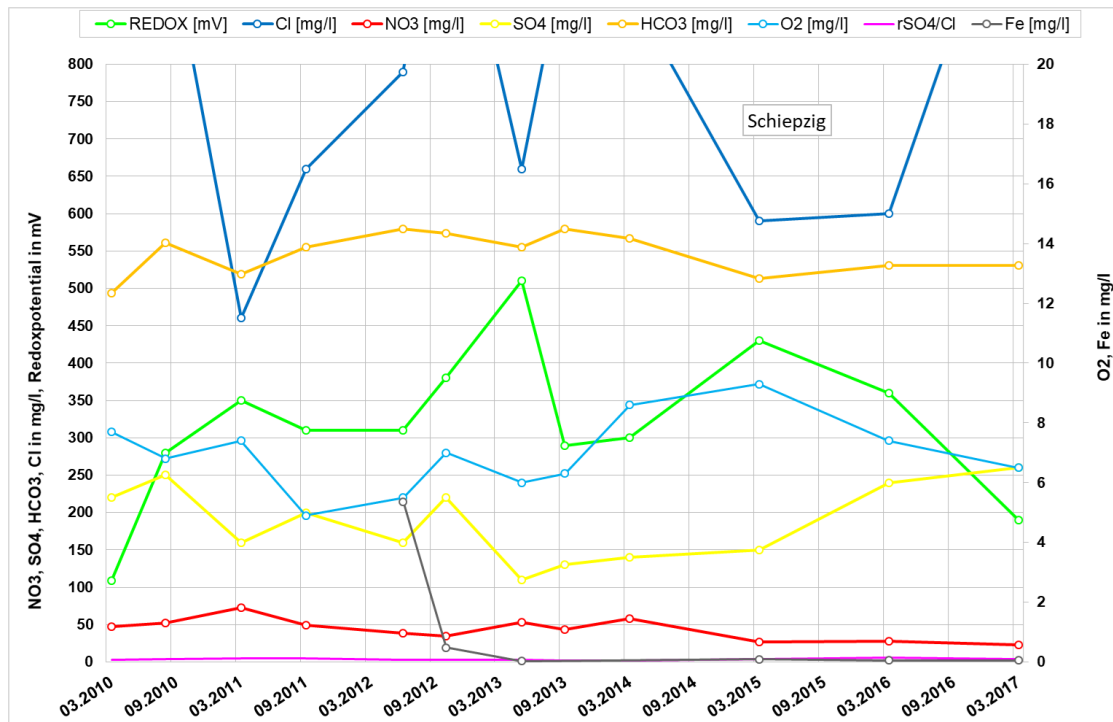


Abb. 7: Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Schiepzig

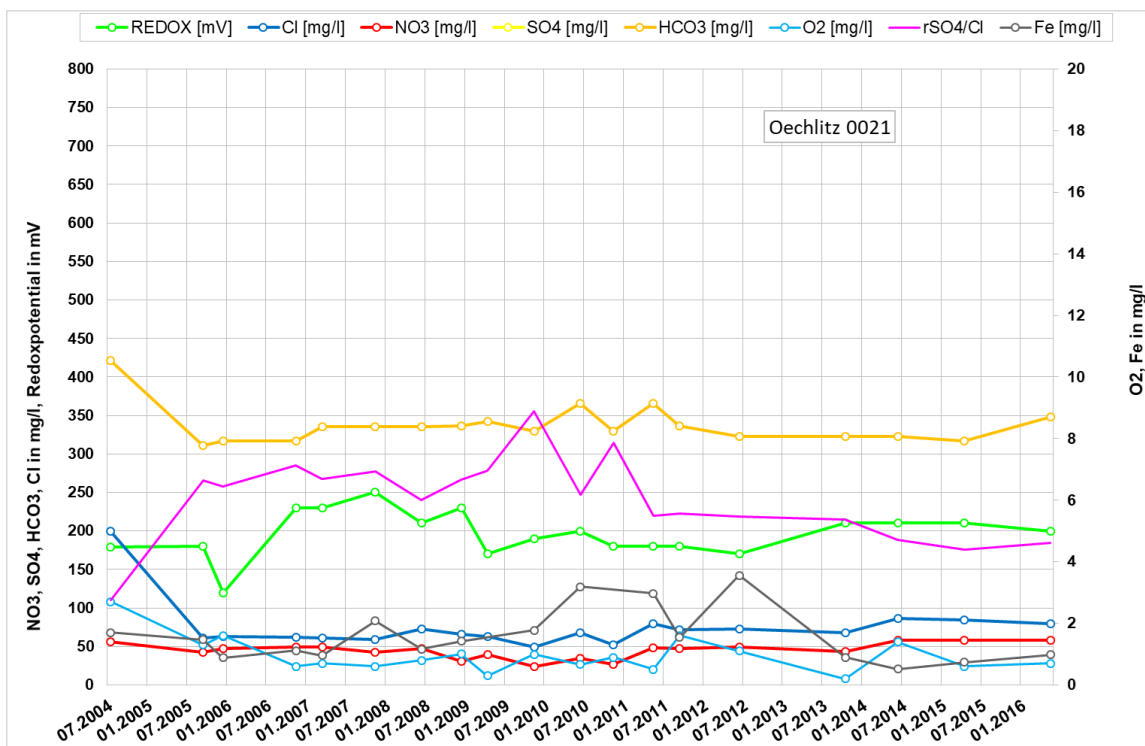


Abb. 8: Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Messstelle Oechlitz NB2016; da es sich um einen Neubau handelt, wurden die Daten der Altmessstelle Oechlitz 0021 herangezogen

Die Messstelle Oechlitz NB2016 wurde 2016 neu erbaut und weist bisher nur einen Datensatz auf. Aus diesem Grund wurde die Vorgängermessstelle Oechlitz 0021 (Abb. 8), für die eine langjährige Datenreihe vorliegt, in die Bewertung einbezogen. Beide Messstellen sind mit einer Filterlage von 2 - 4 bzw. 4 - 6  $\mu\text{GOK}$  oberflächennah ausgebaut und befinden sich in einer Entfernung von etwa 40 Metern zueinander. Für die Messstelle Oechlitz 0021 ist trotz des anoxischen Grundwassermilieu kein Nitratbaupotenzial erkennbar. Die Nitratkonzentrationen sind dabei aber stabil, so dass für die Messstelle Oechlitz NB2016, mit einer etwas tieferen Filterlage, ein ähnlicher Verlauf geschlossen wird. Überdies befindet sich Oechlitz 0021 mit einer mittleren Nitratkonzentration von 53 mg/l bereits in der weiteren Bewertung.

An der Klopstockquelle (Abb. 9) zeigt sich ein seit Jahren stabiler Nitratverlauf mit Konzentrationen knapp unterhalb des Schwellenwertes von 50 mg/l.

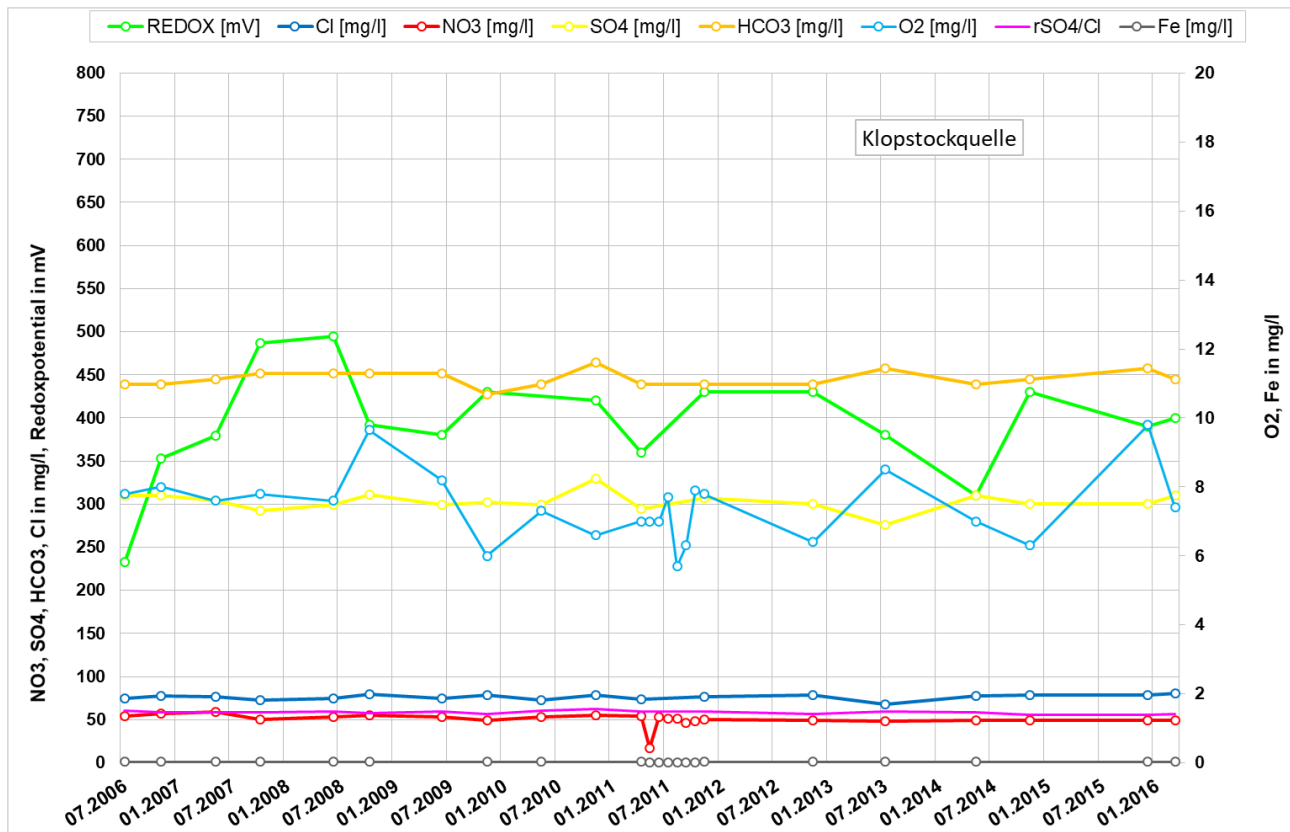


Abb. 9: Ganglinienanalyse zur Bewertung des zeitlichen Trends an der Klopstockquelle

Insgesamt ergab sich für die vier Messstellen mit Nitratkonzentrationen über 37,5 mg/l kein steigender Trend. Diese Messstellen wurden in der weiteren Bearbeitung somit nicht berücksichtigt.

### 3.2 Vorstellung der ausgewählten Messstellen

Insgesamt wurden 14 Grundwassermessstellen und eine Quelle mit mittleren Nitratkonzentrationen oberhalb des Schwellenwertes in die weitere Bearbeitung aufgenommen. Abb. 10 stellt die Nitratkonzentrationen der Gütemessstellen lagebezogen und mit Ausweisung der Flächennutzung vor. Die überwiegend landwirtschaftliche Nutzung ist gut erkennbar. Die 15 ausgewählten sowie die vier auf einen steigenden Nitratrend untersuchten Messstellen sind beschriftet.



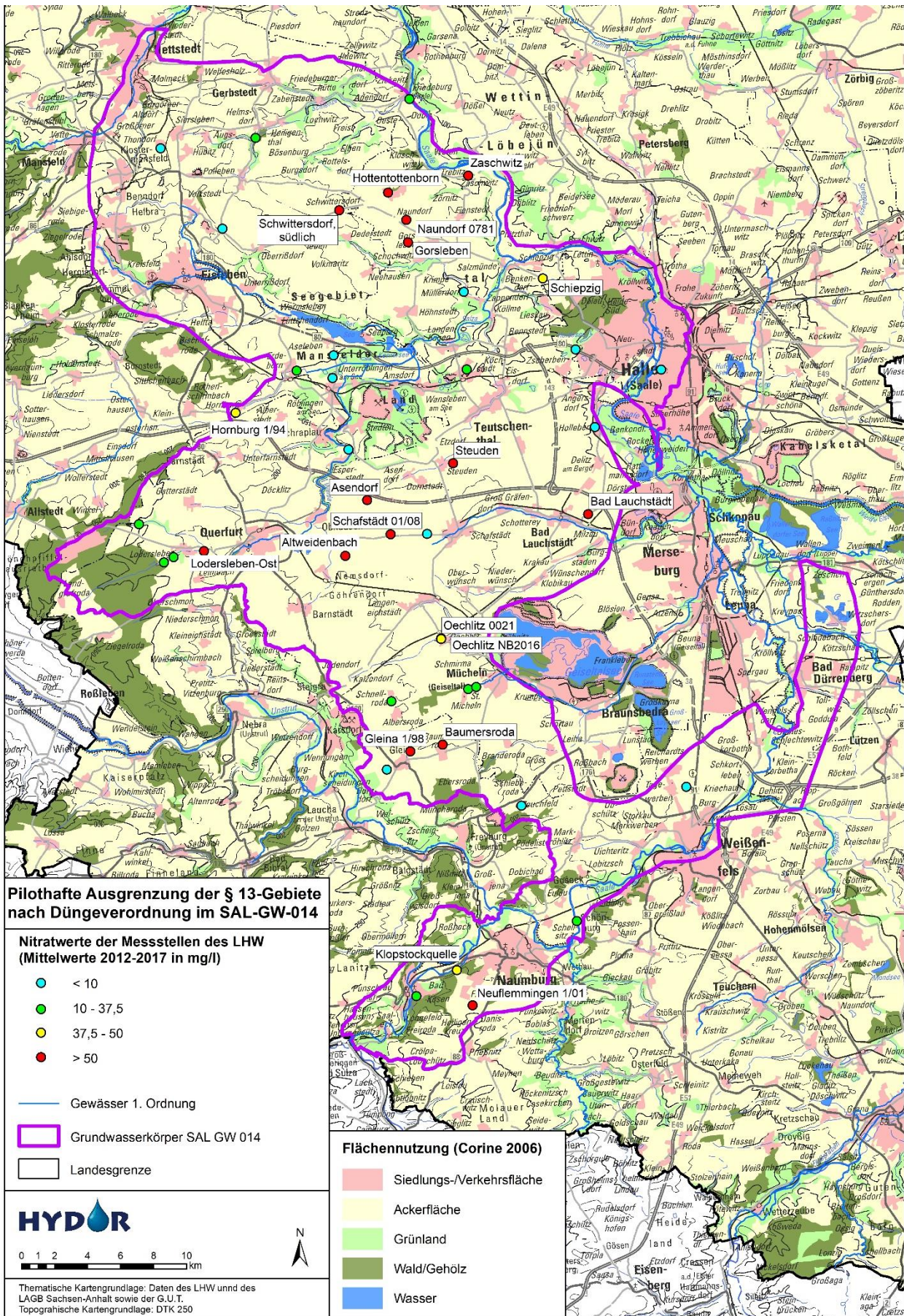


Abb. 10: Mittlere Nitratkonzentrationen aller Messstellen im GWK SAL GW 014 (untersuchte Messstellen beschriftet)



Tabelle 1 gibt eine kurze Übersicht zu den ausgewählten Messstellen mit Angabe zur Hydrogeologischen Bezugseinheit.

Tabelle 1: Stammdaten der für die Bearbeitung ausgewählten 15 Grundwassermessstellen

Name	MKZ	Art der Messstelle	Messnetz	Hydrogeologische Bezugseinheit	Petrographie Filter
Baumersroda	47361198	GWM	O	Muschelkalk	Kalkstein
Gorsleben	44362869	GWM	E	Muschelkalk	Kalkstein
Hottentottenborn	4436Q028	Quelle	O	Tertiär	
Naundorf 0781	44360781	GWM	E	Buntsandstein	Sandstein
Altweidenbach	46361313	GWM	E	Muschelkalk	Kalkstein
Zaschwitz	44360065	GWM	O	Flussauen mit Auenlehmdedecke	Grobsand
Gleina 1/98	47362198	GWM	M	Muschelkalk	Kalkstein
Bad Lauchstädt	46370910	GWM	O	Buntsandstein	Sandstein
Lodersleben-Ost	46352013	GWM	E	Flussauen mit Auenlehmdedecke	Mittelkies
Neuflemmingen 1/01	48361301	GWM	O	Muschelkalk	Mergelstein
Schwittersdorf, südlich	44361869	GWM	E	Muschelkalk	Kalkstein
Oechlitz 0021	46360021	GWM	O	Flussauen und Niederungen	Schluff, kiesig
Steuden	45360007	GWM	O	Buntsandstein	Schluffstein
Schafstädt 01/08	46360108	GWM	O	Muschelkalk	Kalkstein
Asendorf	45361413	GWM	E	Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL	Mittelsand

Die Messstellen stammen zum grössten Teil aus dem operativen Messnetz, gefolgt vom Ermittlungsmessnetz. Dem Milieumessnetz entstammt eine Messstelle, das Überblicksmessnetz ist nicht vertreten. Insgesamt sind zehn Messstellen im Festgestein ausgebaut. In der Spalte „Petrographie Filter“ wird das anstehende Gebirge im Bereich der Filterstrecke genauer spezifiziert. Tabelle 2 gibt Auskunft über die Lage des Filters, den Abstand zwischen der Filteroberkante (FOK) und dem mittleren Grundwasserstand sowie den mittleren Nitratkonzentrationen und der Anzahl der Analysendaten aus denen sich der Mittelwert zusammensetzt. Die Mittelwerte wurden aus den Daten der Jahre 2012 bis 2017 berechnet.

Sechs der Messstellen (40 %) weisen Nitratkonzentrationen zwischen 50 und 75 mg/l auf, weitere fünf (33 %) zeigen Werte zwischen 75 und 100 mg/l. Bei vier Messstellen (27 %), darunter die Quelle liegen die mittleren Nitratkonzentrationen über 100 mg/l. Für sieben Messstellen beträgt die Anzahl der zugrunde liegenden Analysedaten weniger als fünf Einzelmessungen. Bei den Grundwassermessstellen Asendorf und Schwittersdorf mit knapp über 50 mg/l könnte sich daraus im langjährigen Mittel eine Konzentration unterhalb des Schwellenwertes ergeben.



Tabelle 2: Filterlage und Nitratkonzentrationen der für die Bearbeitung ausgewählten 15 Messstellen

Name	MKZ	FOK muGOK	FUK muGOK	Grundwasserober- fläche über FOK	Nitrat in mg/l	Anzahl Analysen
Baumersroda	47361198	39	54	-3.34	136	11
Gorsleben	44362869	17,3	19,3	3.9	127	3
Hottentottenborn	4436Q028				112	11
Naundorf 0781	44360781	20,3	24,3	5.8	107	3
Altweidenbach	46361313	33	36	6.62	99	1
Zaschwitz	44360065	7	11	1.63	93	12
Gleina 1/98	47362198	39	54	-0.98	91	2
Bad Lauchstädt	46370910	9,2	13,2	0.12	82	12
Lodersleben-Ost	46352013	3,5	5,5	0.24	75	3
Neuflemmingen 1/01	48361301	63	67	24.8	56	6
Schwittersdorf, südlich	44361869	22	24	8.77	55	2
Oechlitz 0021	46360021	2,3	4,3	-1.02	53	5
Studen	45360007	24	29	14.14	52	7
Schafstädt 01/08	46360108	35	39	5	51	9
Asendorf	45361413	10	12	0	51	1

Die Lage der Filter variiert stark von oberflächennah überwiegend in den Lockergesteinseinheiten bis tief in den Festgesteinseinheiten. Weiter ist der Abstand zwischen der Grundwasseroberfläche und der Filteroberkante angegeben, die für einen möglichen Nitratabbau in der gesättigten Zone relevant ist, in Meter unter Geländeoberkante (muGOK) angegeben. Diese Entfernung entspricht bei gespannten Grundwasserleitern nicht der gemessenen Grundwasserdruckfläche. Die Grundwasseroberfläche wurde in diesen Fällen anhand des Schichtenverzeichnisses an der Unterkante der letzten bindigen Schicht oberhalb des Filters ausgelesen. Negative Werte wie in Baumersroda, Gleina 1/98 und Oechlitz 0021 zeigen eine Filterbelüftung an.

Abb. 11 stellt dem Abstand zwischen Grundwasseroberfläche und Filteroberkante die Nitratkonzentration gegenüber. Bei einer Filterbelüftung oder einer nur geringen Entfernung zeigen sich hohe Nitratwerte. Je größer der Abstand wird, desto eher konnte in der gesättigten Zone Denitrifikation stattfinden.

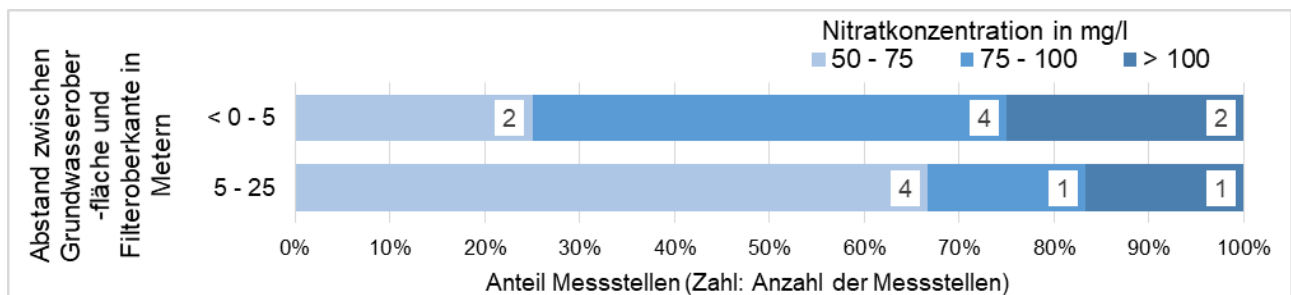


Abb. 11: Auswertung der jeweiligen Nitratkonzentration an den Messstellen in Abhängigkeit der Filterlage unterhalb der Grundwasseroberfläche

## 4. Zustromgebiete

### 4.1 Allgemeine Bestimmungen zu den Zustromgebieten

Für Grundwasserleiter mit ausreichend homogener Durchlässigkeit und nahezu gleicher Mächtigkeit ergibt sich die Fließrichtung des Grundwassers als Senkrechte zu den Grundwasserhöhengleichen. Diese werden durch Interpolation auf die Fläche bzw. den Raum aus punktuell gewonnenen Informationen über Grundwasserstände oder Druckspiegelhöhen übertragen. Hierbei ist zu beachten, dass damit grundsätzlich nur horizontale Fließkomponenten berücksichtigt werden können. Vertikale Fließkomponenten des Grundwassers sind durch die Grundwasserneubildung und das dreidimensionale Geschwindigkeitsfeld bestimmt.

Im Grundwasser dominieren allerdings die horizontalen Fließkomponenten gegenüber den vertikalen. Die Fließbewegungen sind keine Geraden, sondern Kurven, deren Nachbildung numerische Grundwasserströmungsmodelle erfordert. Zudem ist die Fließrichtung in räumlicher und zeitlicher Hinsicht nicht konstant, trotzdem der Gleichenplan langjährigen Mittelwerten entstammt. Somit unterliegen die ausgewiesenen Zustromgebiete räumlichen und zeitlichen Unsicherheiten, die mit wachsender Entfernung von den Messstellen zunehmen.

Für die möglichst ortskonkrete, lokale und hydrodynamisch begründete Ausweisung der Zustromgebiete zu den Grundwassermessstellen wurde Folgendes vereinbart:

- die Stromlinien werden mit Hilfe des numerischen Modellierungsprogramms GCI-STROMER von der Messstelle zurück zur Quelle erstellt;
- der Öffnungswinkel und die Breite der Zustromgebiete um die erstellte Stromlinie herum wird manuell angepasst, um aus dem Gleichenplan resultierende Unsicherheiten zu berücksichtigen;
- für die Ermittlung der Grundwasserfließgeschwindigkeit werden die aus den Bohrprofilen abgeleiteten Daten zur Durchlässigkeit und zur Porosität verwendet;
- für die flächenhafte Verbreitung der Durchlässigkeit der gesättigten Zone wurden die kf-Werte und Porositäten aus den Bohrdaten des LAGB berücksichtigt, dies kann zu einer Anpassung der Grundwasserfließgeschwindigkeit führen;
- die gesamten Reichweiten der Zustromgebiete beinhalten nur die Fließzeit im Grundwasser;
- zum Teil wurde an Hanglagen mit einer deutlich reduzierten Fließgeschwindigkeit das Zustromgebiet abgeschnitten, da sich dort die Fließzeit des Grundwassers deutlich erhöht und aufgrund der neunjährigen Aufbewahrungspflicht der Landwirte (DüV 2017) das Ausweisen eines größeren Untersuchungsgebietes nicht zielführend ist;
- die Sickerwasserverweilzeit in der ungesättigten Zone wurde nicht berücksichtigt, da die hohen Nitratkonzentrationen nicht auf eine Denitrifikation hinweisen;

- an Messstellen, deren Filterstrecke geohydraulisch nicht mit dem Hauptgrundwasserleiter verbunden ist, erfolgt die Ausweisung des Zustromgebiets anhand der DTK25, da davon auszugehen ist, dass oberflächennahe lokale Grundwasserleiter der Geländeoberfläche folgen;
- die Überströmung der Messstelle, insbesondere bei einem tiefen Filterausbau, durch oberflächennahes Grundwasser im Nahbereich der Messstelle wird berücksichtigt, dazu wird der Abstand zwischen Filteroberkante und Grundwasseroberfläche unter Berücksichtigung gespannter Verhältnisse berechnet;
- für die Ausweisung der Überströmung wird der mittlere Wasserstand im Zeitraum 2012 bis 2017 genutzt, ein Abstand von weniger als zwei Metern wird als vernachlässigbar angesehen;

Die ausgewiesenen Zustromgebiete berücksichtigen das dynamische Fließverhalten des Grundwassers. Die berechneten Gesamtfliesszeiten sind aufgrund der geohydraulischen Grundlagendaten unterschiedlich groß und berücksichtigen die Durchströmung von Schichten mit unterschiedlicher Durchlässigkeit. Abhängig vom Ausbau der Messstelle im Grundwasserleiter variiert der Abstand zur Grundwasseroberfläche. Daraus kann sich im Nahbereich der Messstelle eine Überströmung der Filterstrecke durch das Grundwasser ergeben. In Kapitel 4.2.3 wird die Bestimmung der Überströmung und die Übertragung des vertikalen Abstands in die Horizontale detailliert beschrieben.

## 4.2 Methodik zur Ausweisung der Zustromgebiete

### 4.2.1 Berechnung der Fließgeschwindigkeit

Während die Sickerwasserbewegung überwiegend vertikal verläuft, ist die Strömung im Grundwasserleiter eher horizontal ausgerichtet. In der gesättigten Zone wurde die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers nach dem Darcy'schen Gesetz ermittelt, also:

$$v_a = k_f \cdot i / n_e$$

mit:	$v_a$	Abstandsgeschwindigkeit (m/s)
	$k_f$	Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
	$i$	hydraulisches Gefälle (m/m)
	$n_e$	effektive Porosität (%)

Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Daten lagen zu den Messstellen nicht unmittelbar vor, konnten jedoch anhand der geologischen Schichtenverzeichnisse und des landesweiten Grundwassergleichenplanes ermittelt werden.

Der Durchlässigkeitsbeiwert oder  $k_f$ -Wert ist neben der effektiven Porosität eine wesentliche Größe zur Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit. Er kennzeichnet die Durchlässigkeit und Permeabilität von Böden und ist abhängig von der Bodenart und der Lagerungsdichte. Die Ermittlung der  $k_f$ -Werte im Lockergestein erfolgte anhand der Schichtansprache im Bereich der Filterstrecke, die Zuordnung nach der HK 50 DDR (Voigt 1987). Im Allgemeinen gelten für Sande  $k_f$ -Werte von  $10^{-3}$  bis  $10^{-4}$  m/s, wobei jedoch insbesondere der Feinkornanteil entscheidend ist für die genaue Höhe der Durchlässigkeit. Im Festgestein erfolgte eine orientierende Zuordnung von  $k_f$ -Werten über die Einteilung der Petrographie in Klassen nach der Hydrostratigrafischen Gliederung Niedersachsens

(Reutter, 2011). Diese basiert auf einer abgestimmten hydrostratigrafischen Gliederung für das nord- und mitteldeutsche känozoische Lockergesteinsgebiet zwischen den Staatlichen Geologischen Diensten der Länder Berlin, Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Schleswig-Holstein und Thüringens, die in der HÜK200, Anwendung findet. Die Zuordnung zu den verschiedenen Klassen ist mit der Entstehung in unterschiedlichen erdgeschichtlichen Perioden gleichsetzen. Insgesamt sind zwölf Durchlässigkeitsklassen vergeben, denen ein  $k_f$ -Wert als Wertespanne zugeordnet ist. Aus dieser Spannweite wurde der Mittelwert für die weiteren Berechnungen gebildet.

Da Wassertransport nur stattfinden kann wenn die Poren des Porenraumes miteinander verbunden sind, können Haftwasser und nicht durchströmbare Porenräume des Gesteins nicht in die Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit einfließen. Die effektive Porosität beschreibt das Gesteinsvolumen, das für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht und berücksichtigt nur das durchflusswirksame Porenvolumen. Die Ermittlung der effektiven Porosität in den Lockergesteinen erfolgte anhand des  $k_f$ -Werts nach der Formel von Kunkel & Wendland (1999). Anders als im Lockergestein setzt sich die Porosität von Festgesteinen aus der Matrixporosität der Poren und der Kluftporosität zusammen. Der Anteil von Kluftporosität und Matrixporosität an der effektiven Porosität kann dabei deutlich variieren (Appel & Habler, 2002). Die Bestimmung der effektiven Porosität des Festgesteins erfolgte nach Gabriel et al. (1989). Dazu wird das Festgestein in zehn Lithofazies-einheiten eingeteilt, denen ein durchströmbarer Hohlraumanteil zugeordnet ist. Die Gliederung der Einheiten richtet sich nach der regionalen Verbreitung und Vergesellschaftung sowie den hydrogeologischen Besonderheiten der Gesteine und ihrer Eignung zur Grundwassergewinnung. Die Angaben zur effektiven Porosität sind in Gabriel et al. (1989) zumeist um das Dreifache höher als in LAWA (2016) beschrieben. In LAWA (2016) werden die Porositäten der Festgesteine nach ihrer Lithostratigraphie unterschieden. In Hölting & Coldewey (2009) erwähnte Literaturangaben beschreiben Porenanteile von 2 – 15 % im Mittleren und Unteren Buntsandstein in Hessen und liegen damit in vergleichbarer Größenordnung zu Gabriel et. al (1989).

Entlang des Zustromgebietes wurden die Schichtenverzeichnisse aus der Bohrdatenbank des LAGB ausgewertet. Damit konnte zum einen die Schichtansprache im Bereich der Messstelle verfeinert, aber vor allem die flächenhafte Verbreitung der Schichten bewertet werden. Ergaben sich daraus und aus den Angaben der HÜK 200 die Durchströmung von Gesteinsformationen mit unterschiedlicher Durchlässigkeit wurde ab diesem Punkt die Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit mit den neuen Daten vorgenommen.

Das hydraulische Gefälle als Quotient der lateralen Distanz zur vertikalen Differenz der Grundwasser Oberfläche kann dem Grundwassergleichenplan entnommen werden. Bei diesen Daten war zu berücksichtigen, dass die Grundwassergleichen für den wasserwirtschaftlich genutzten Hauptgrundwasserleiter repräsentativ sind und somit für in anderen Grundwasserstockwerken verfilterten Messstellen nicht verwendet werden können. Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers wird vor allem

durch die Durchlässigkeit des Gesteins bestimmt, aber bei einem starken Gefälle ist auch in Ton-schiefer eine hohe Geschwindigkeit möglich. Sowohl die Fließgeschwindigkeit als auch die Fließ-richtung wurde mit dem Programm GCI-STROMER modelliert.

#### **4.2.2 Hydrodynamische Ausweisung auf Basis der Strömungspotentiale**

Für die Ausweisung der Zustromgebiete wurde ein angepasstes Verfahren vorgeschlagen. Damit soll das tatsächliche dynamische Fließgeschehen anstelle der bisher erstellten statischen Dreiecke (HYDOR, 2017a) abgebildet werden.

Mit dem Programm GCI-STROMER (GCI, 2008) lassen sich Stromlinien und Isochronen zur zwei-dimensionalen Beschreibung der Grundwasserdynamik berechnen und visualisieren. Grundlage bildet die flächenhafte Verteilung von Grundwasserständen in Form eines Rasterdatensatzes aus dem die Abstandsgeschwindigkeiten in ihren x- und y-Komponenten für jeden beliebigen Punkt des Strömungsfeldes berechnet werden. Zusätzlich ist auch das Hinzufügen von  $k_r$ -Werten möglich, sofern ein adäquates Rechteckgitter vorliegt. Die Berechnung der Bahnlinien erfolgt als numerisches Lösungsverfahren nach dem Runge-Kutta-Verfahren Ordnung 4 basierend auf einem vorab berechneten Geschwindigkeitsfeld. Für frei definierbare Zeitpunkte lässt sich die Lage von Isochronenmarken durch Summation der Fließzeiten entlang der Bahnlinien und abschließender linearer Interpolation der genauen Lagepunkte ermitteln. Bei dem Verfahren mit GCI-STROMER handelt es sich um ein stationäres Grundwasserströmungsfeld in dem der Stofftransport ohne Berücksichtigung der Dispersion berechnet wird. Der Strömungstransport mittels Konvektion und die Verzögerung durch Retardation können dagegen berücksichtigt werden.

Für die Berechnung der Fließrichtung und der Fließzeit des Grundwassers werden die Rasterdaten des Grundwassergleichenplans als GRD-Datei in das Programm eingeladen. Diese kann ebenso wie die der räumlichen Orientierung dienende WMF-Datei mit dem Programm Surfer (2010) erstellt werden. Da das Zustromgebiet zu den Messstellen gesucht ist, werden die Stromlinien rückwärts bis zur Grundwasserscheide (Ausgangspunkt) berechnet unter Angabe des  $k_r$ -Werts und der effektiven Porosität. Das Gefälle wird der GRD-Datei entnommen. Ergibt sich ein Wechsel in der Petrographie der durchströmten Schichten von der Quelle bis zur Messstelle, wurde ab diesem Punkt mit geänderten  $k_r$ - und Porositätswerten gerechnet. Die entstandenen Stromlinien und Isochronen können als shape-file exportiert werden und nach Zuweisung des Bezugssystems (analog der GRD-Datei) in einem Geoinformationssystem visualisiert werden.

Mit Hilfe des Programms GCI-STROMER wird unabhängig von der Dauer der Sickerwasserverweilzeit, vor allem in Entlastungsgebieten ohne bzw. mit einer nur geringen Grundwasserneubildung und der Fließdauer des Grundwassers das gesamte Zustromgebiet zu einer Messstelle dargestellt. Die Angabe einer zeitlichen Begrenzung ist bei dieser Berechnung nicht notwendig, aber möglich.



### 4.2.3 Ausweisung der Überströmung

Die Ausweisung des Zustromgebietes der Messstellen erfolgte auf Basis der mit GCI-Stromer erstellten Stromlinien. Die Stromlinien berechnen sich aus den Grundwasserhöhen und weisen von der Grundwassermessstelle zurück zur Grundwasserscheide, also dem Ausgangspunkt des Grundwasserfließens. Abhängig vom Ausbau der Filterstrecke ist das Grundwasser durch unterschiedliche Landnutzungen beeinflusst. Je tiefer die Filteroberkante, desto weiter entfernt befindet sich der Ursprung des Wassers, welches die Messstelle durchströmt. Abb. 12 stellt dies exemplarisch vor. Insbesondere bei tiefer ausgebauten Grundwassermessstellen ist oftmals ein deutlicher Abstand zwischen Filteroberkante und Grundwasseroberfläche anzutreffen, so dass im Nahbereich der Messstelle das Grundwasser die Filterstrecke überströmt.

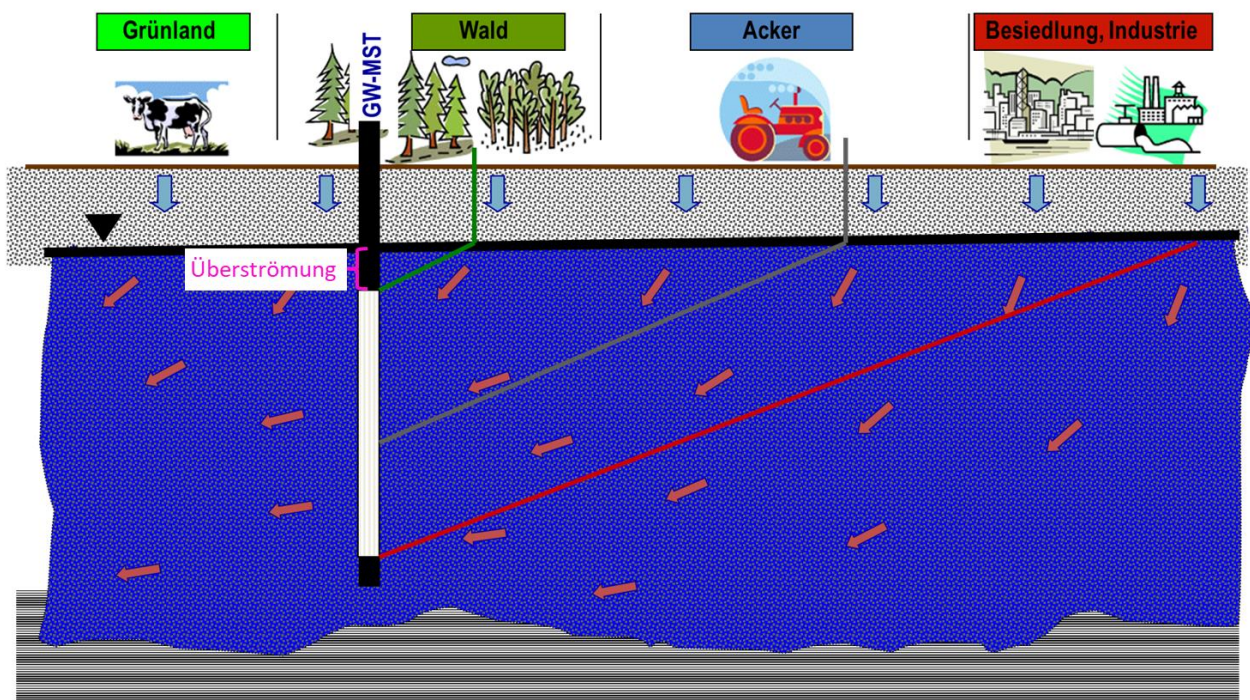


Abb. 12: Exemplarische Darstellung des Grundwasserzustroms auf eine Messstelle (HYDOR, 2018a)

Für die Ausweisung der vertikalen Überströmung wird der Abstand zwischen Filter und Grundwasseroberfläche ermittelt. Dazu wurde in ungespannten Grundwasserleitern der mittlere Wasserstand der Jahre 2012 bis 2017 herangezogen. In gespannten Grundwasserleitern wurde die Grundwasseroberfläche anhand der bindigen Deckschicht, wie in Abb. 13 zu sehen, bestimmt. Die sich aus den mittleren Wasserständen ergebende Grundwasserdruckfläche befindet sich 28 Meter unter der Geländeoberkante (muGOK). Die gering wasserdurchlässige Deckschicht aus Kalkmergelstein zeigt die Grundwasseroberfläche bei 30 muGOK an. Die Filteroberkante liegt bei 35 muGOK, so dass in diesem Fall eine vertikale Überströmung der Filterstrecke von fünf Metern vorliegt.

Unter der Berücksichtigung, dass die Wasserstände saisonal variieren, wurde eine Überströmung der Filterstrecke von weniger als einem Meter als nicht wesentlich erachtet. Damit ergibt sich für sieben der 15 ausgewählten Messstellen (47 %), darunter eine Quelle, ein Zustromgebiet bereits ab



dem Punkt der Messstelle. Dies ist in Abb. 14 dargestellt. An den übrigen acht Grundwassermessstellen (53 %) beträgt der Abstand zwischen Filteroberkante und Grundwasseroberfläche im Mittel knapp 9 m und weist damit eine deutliche Überströmung auf. Dies gilt auch für die Messstelle Schwitersdorf, südlich, welche sich in einer Toplage befindet (Anhang 1). In Kapitel 4.3 werden die einzelnen Standorte beschrieben.

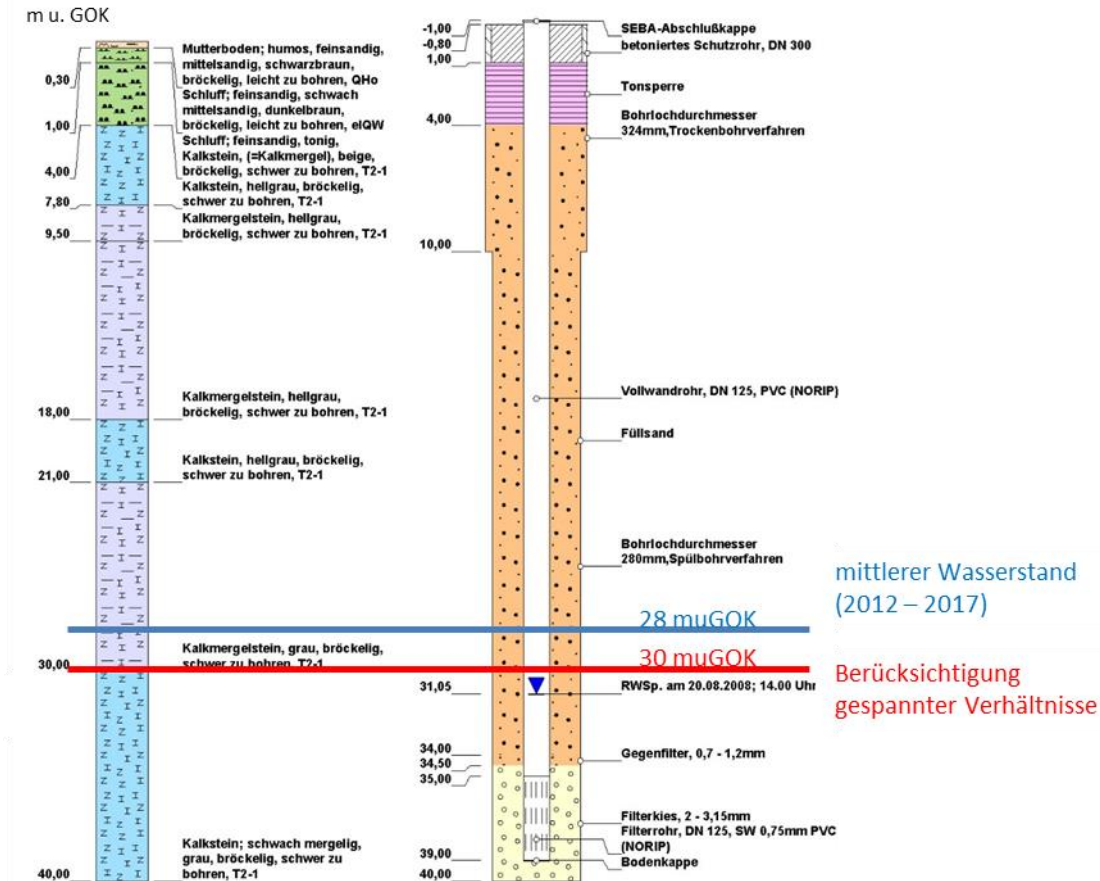


Abb. 13: Ausweisung der vertikalen Überströmung unter Berücksichtigung gespannter Grundwasserverhältnisse am Beispiel der Messstelle Schafstädt 01/08

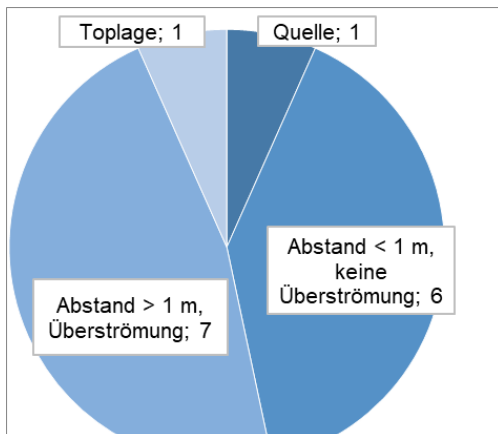


Abb. 14: Anteil der Messstellen mit Berücksichtigung der Überströmung anhand des Abstands der Filteroberkante zur Grundwasseroberfläche

Um den vertikal bestimmten Abstand der Überströmung in die Fläche zu übertragen, wurden die Grundwassergleichen genutzt. Über die Höhe der Grundwassergleichen ist, neben dem damit abgebildeten vertikalen Abstand, über das Gefälle auch eine horizontale Entfernung angegeben. Der Fließweg des Grundwassers verläuft entlang des Gefälles senkrecht zu den Grundwassergleichen. Aus diesem Grund können die vertikalen Abstände auf die horizontalen Entfernungen der Gleichen übertragen werden. Das Zustromgebiet befindet sich in Richtung des höheren Potentials der Grundwassergleichen. Zur besseren Übersicht ist dies in Abb. 15 exemplarisch dargestellt. In diesem Beispiel beträgt

der Abstand zwischen Filteroberkante und Grundwasseroberfläche, also die Überströmung der Messstelle, fünf Meter. Gleichzeitig zeigt das Gefälle an, wie groß die Entfernung ist, um von einem höheren Potential der Grundwassergleichen zu einem niedrigeren zu gelangen. Die fünf Meter des vertikalen Abstands werden auf die Höhen der Grundwassergleichen übertragen. Das bedeutet, dass diese 5 m auf die Grundwasserhöhe an der Messstelle von 95 mNN aufgerechnet werden. Das Zustromgebiet beginnt somit an der Potentiallinie von 100 mNN.

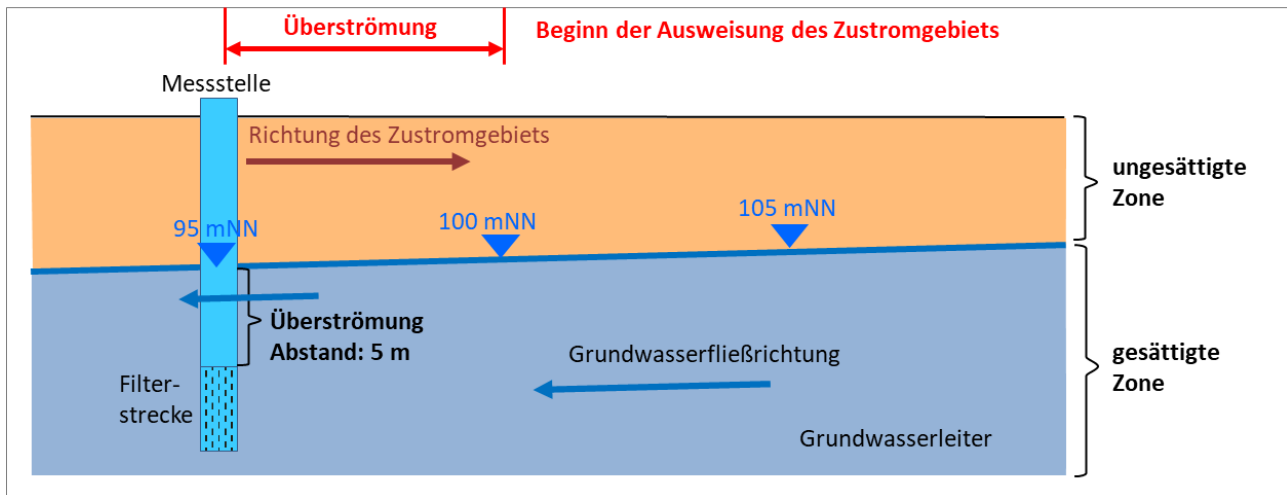


Abb. 15: Exemplarische Darstellung der Abtragung des vertikalen Abstandes der Überströmung auf das Zustromgebiet (detaillierte Beschreibung im Text)

Im Folgenden werden die einzelnen Standorte ausführlich beschrieben. Die Kartendarstellung findet sich in Anhang 1.

Die Auswahl der Messstellen im GWK SAL GW 014 erfolgte nach den Nitratkonzentrationen. Für 14 Messstellen wurden Zustromgebiete ausgewiesen, für die Quelle lag bereits ein Zustromgebiet vor. Die Erstellung der Grundwasserstromlinie erfolgte mit dem Modellierungsprogramm GCI-STROMER, ebenso die Berechnung der Fließzeiten. Das Programm GCI-STROMER berücksichtigt dabei das Gefälle sowie den  $k_f$ -Wert und die Porosität, die je nach durchströmter Schicht variieren und dementsprechend Auswirkung auf die Fließzeit haben. Die Stromlinie wurde von der Messstelle zurück zur Grundwasserscheide (Ausgangspunkt) berechnet. Ergeben sich auf diesem Weg Änderungen in der Durchlässigkeit der durchflossenen Schichten, so werden ab diesem Punkt sowohl der  $k_f$ -Wert als auch die Porosität an die geänderten Standortfaktoren angepasst. Dazu erfolgte neben der Auswertung der Bohrdaten des LAGB auch die Berücksichtigung der Angaben in der HÜK200. Um die Überströmung der Messstellen zu berücksichtigen, wurde der Abstand der Grundwasseroberfläche zur Filteroberkante berechnet und diese Differenz an den Grundwasserhöhenlinien abgetragen.

Ist eine geohydraulische Trennung der Filterstrecke der Messstelle zum Hauptgrundwasserleiter gegeben, ist eine Aussage zur Fließrichtung des Grundwassers ebenso wenig möglich wie eine Berechnung der Fließgeschwindigkeit. Für die betroffene Grundwassermessstelle Oechlitz 0021 wurde eine Ausweisung des Zustromgebiets anhand der DTK25 vorgenommen. Es ist davon auszugehen, dass die oberflächennahen lokalen Grundwasserleiter der Geländeoberfläche folgen.

In Anhang 1 finden sich die Kartendarstellungen. Auf der Grundwasserstromlinie sind verschiedene Fließzeiten abgebildet, die eine ungefähre Abschätzung abgeben, in wie vielen Jahren die Messstelle erreicht ist.

### 4.3 Standörtliche Beschreibung der Zustromgebiete

Nachfolgend werden zu den für die Bearbeitung ausgewählten Messstellen skizzenhaft die hydrogeologischen Lagerungsverhältnisse dargestellt:

#### Gleina 1/98 und Baumersroda:

- Beide Messstellen wurden im Kalkstein ausgebaut. Die Grundwasseroberfläche liegt jeweils unter der Filteroberkante, so dass keine Überströmung der Messstellen stattfindet.
- Die Bohrdaten des LAGB und die HÜK200 zeigen Unteren Muschelkalk (mu) an, so dass keine Änderung der Schichtdurchlässigkeit stattfindet.

#### Asendorf:

- Die Messstelle wurde in einer Sandlinse ausgebaut, sowohl im Hangenden als auch im Liegenden befindet sich Geschiebelehm bzw. -mergel. Der Grundwasserleiter ist gespannt, es findet keine Überströmung statt.
- Eine Durchströmung des Mittleren Muschelkalks (mm) wie in der HÜK200 gezeigt, ist nicht durch Bohrdaten des LAGB gedeckt. Die Berechnung der Fließzeit anhand der Änderung der Schichtdurchlässigkeit erfolgte daher nur aus Quartär (direkt an der Messstelle) und Unterer Muschelkalk (mu).
- Das Zustromgebiet wurde nicht ganz bis zum Ende der Stromlinie gezeichnet. Nach 120 Jahren wurde eine Toplage erreicht, die die weitere Fließgeschwindigkeit deutlich verlangsamt und somit sinnvollerweise zu einem Abschneiden des Zustromgebietes führt.

#### Schafstädt 01/08 und Altweidenbach:

- Beide Messstellen wurden im Kalkstein ausgebaut (s. Abb. 16). Die Überströmung der Filterstrecke von 5 m (Schafstädt 01/08) bzw. 7 m (Altweidenbach) wurde berücksichtigt.
- Eine Durchströmung des Mittleren Muschelkalks (mm) wie in der HÜK200 gezeigt, ist nicht durch Bohrdaten des LAGB gedeckt. Die Berechnung der Fließzeit erfolgte ohne eine Änderung der Schichtdurchlässigkeit.
- Ebenso wie in Asendorf, wurde das Zustromgebiet nicht bis zum Ende der Stromlinie gezeichnet, sondern nach 110 (Schafstädt 01/08) bzw. 30 Jahren (Altweidenbach) abgeschnitten, da wegen der Toplage die weitere Fließgeschwindigkeit verlangsamt wird.

#### Bad Lauchstädt:

- Die Messstelle wurde im Sandstein ausgebaut. Eine Überströmung ist nicht gegeben, die Grundwasseroberfläche entspricht etwa der Filteroberkante.
- Der Zustrom zur Messstelle erfolgt über den Oberen Buntsandstein (so) zum Mittleren Buntsandstein (sm), wie sowohl die HÜK200 als auch die LAGB-Bohrdaten anzeigen. Aufgrund der Großen Länge der Stromlinie wurde das Zustromgebiet nicht bis zu deren Ende gezeichnet, sondern nach etwa 10 km und 260 Jahren abgeschnitten. Das Gebiet ist ganz überwiegend landwirtschaftlich genutzt (s. Abb. 17). Im unmittelbaren Zustrom zur Messstelle befindet sich eine langjährig betriebene „Güllelastfläche“, deren Bedeutung



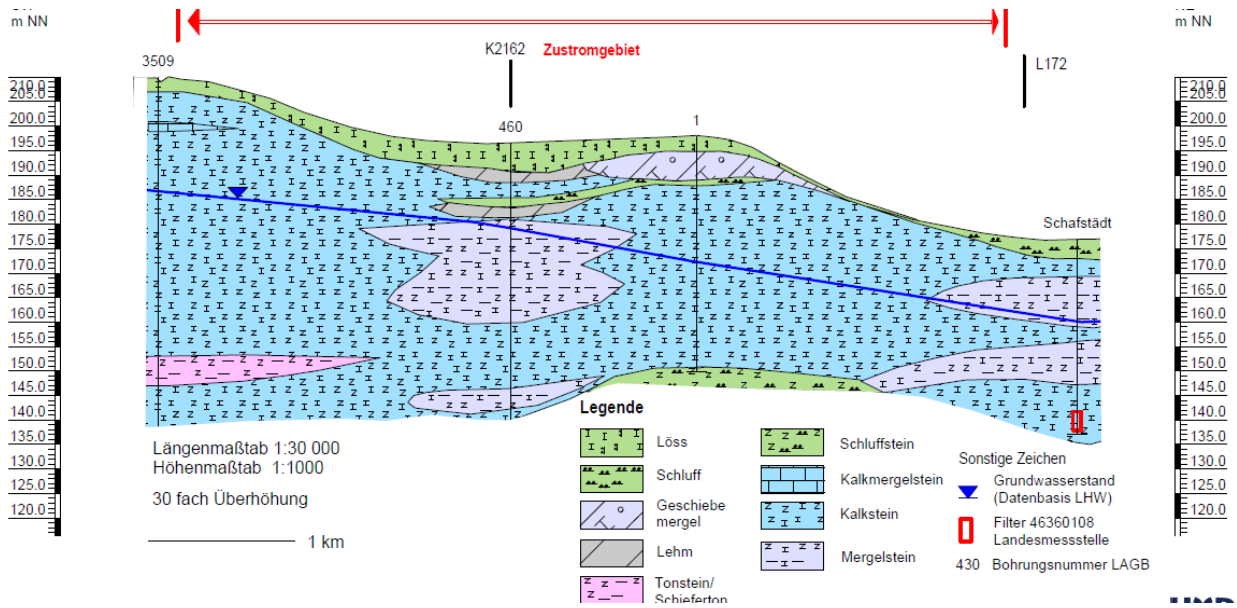


Abb. 16: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Schafstätt



Abb. 17: Aufnahmen aus dem zentralen Zustromgebiet der Messstelle Bad Lauchstädt (oben: Blick nach Osten, unten: Blick nach Süden; eigene Aufnahme vom 31.05.2018)

im Rahmen der hier vorgenommenen Untersuchungen aufgrund des Fehlens belastbarer Daten jedoch nicht geklärt werden konnte.

Hottentottenborn:

- Die Erstellung des Zustromgebietes erfolgte durch G.U.T. (2014) und wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber übernommen. Die Quelle stellt die lokale Entwässerung tertiärer Schichten dar, die den Buntsandstein und im weiteren Zustrom den Muschelkalk überlagern. Dies zeigen LAGB-Bohrungen innerhalb (134) und Außerhalb des Zustromgebietes (85, 409 & 517). Abb. 18 dokumentiert das durch einen mit den Bohrungsdaten erstellten Profilschnitt durch das Zustromgebiet.

Lodersleben-Ost:

- Die Messstelle ist im Quartär ausgebaut und entwässert den Mittleren Buntsandstein (sm). Eine Überströmung ist nicht gegeben, die Grundwasseroberfläche entspricht etwa der Filteroberkante.
- Die Durchströmung des Oberen Buntsandsteins (so) wurde wegen des Ausstreichens dieser Schicht nicht berücksichtigt. Somit erfolgte die Berechnung der Fließzeit nur aus dem Mittleren Buntsandstein (sm).

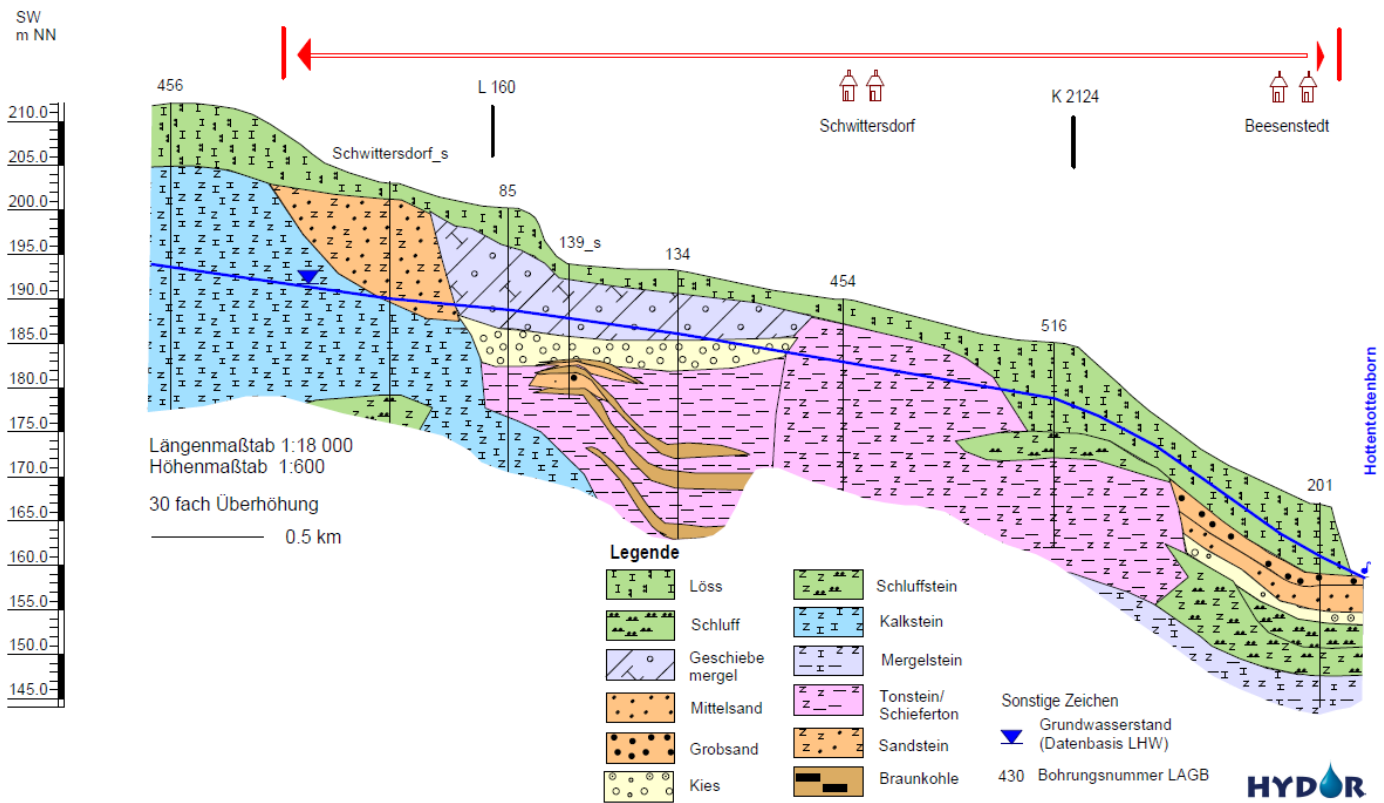


Abb. 18: Hydrogeologischer Profilschnitt von Südwesten (links) nach Nordosten (rechts) durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zum Hottentottenborn

Naundorf 0781:

- Die Messstelle ist im Sandstein ausgebaut. Die Überströmung von sechs Metern wurde berücksichtigt. Das Zustromgebiet überschneidet sich mit dem von Gorsleben.
- Eine Durchströmung des Unteren Muschelkalk (mu) und Oberen Buntsandstein (so) wie in der HÜK200 gezeigt, ist durch die Bohrdaten des LAGB nicht gedeckt. Die Berechnung der Fließzeit erfolgte daher aus dem Mittleren Buntsandstein (sm).



Gorsleben:

- Die Messstelle ist im Kalkstein ausgebaut und eine Überströmung von 4 m berücksichtigt.
- Der Zustrom zur Messstelle erfolgt über den Mittleren Buntsandstein (sm) zum Unterer Muschelkalk (mu), eine Durchströmung des Oberen Buntsandstein (so) ist durch die Bohrdaten des LAGB nicht gedeckt.

Neuflemmingen 1/01:

- Die Messstelle ist im Mergelstein ausgebaut. Die Berücksichtigung der Überströmung von 25 m führt zur Ausweisung eines Zustromgebietes außerhalb des Grundwasserkörpers SAL GW 014.
- Aufgrund des Ausbaus der Messstelle in eher wasserundurchlässigen Schichten des Mittleren Muschelkalks (mm) mit dementsprechend langsamen Fließgeschwindigkeiten, beträgt die Fließzeit von der Messstelle zur Grenze des SAL GW 014 bereits 200 Jahre. Das Zustromgebiet wurde nicht bis zum Ende der Stromlinie gezeichnet, sondern nach 3000 Jahren abgeschnitten, da wegen der Toplage die weitere Fließgeschwindigkeit nochmals verlangsamt wird.

Schwittersdorf, südlich:

- Die Messstelle ist im Kalkstein ausgebaut. Die Überströmung der Messstelle von 9 m kann wegen der Toplage aber nicht sicher ausgewiesen werden. Auch die Fließgeschwindigkeit ist aus diesem Grund deutlich langsam.
- Die Bohrdaten des LAGB und die HÜK200 zeigen Unteren Muschelkalk (mu) an, so dass keine Änderung der Schichtdurchlässigkeit stattfindet.

Steden:

- Der Ausbau der Messstelle erfolgte im Schluffstein des Mittleren Buntsandstein (sm). Die Überströmung von 14 m wurde bei der Ausweisung des Zustromgebietes berücksichtigt.
- Der Zustrom zur Messstelle erfolgt aus dem Unteren Muschelkalk (mu) wie in der HÜK200 angezeigt und durch LAGB-Bohrdaten bestätigt.



Abb. 19: Grundwassermessstelle Steden mit Blick in Richtung des Zustroms (eigene Aufnahme vom 31.05.2018)

Zaschwitz:

- Die Messstelle liegt in einer quartären Flussaue und hat auch ihren Filterausbau in quartären Schichten. Die Überströmung von knapp zwei Metern wurde berücksichtigt.
- Die Aue entwässert sicher den Buntsandstein der Hochfläche, auf den sich das Zustromgebiet erstreckt. Innerhalb des Zustromgebietes findet ein stratigraphischer Wechsel zwischen Kies und Buntsandstein statt. Die LAGB-Bohrungen 430 und 518 befinden sich innerhalb des Zustromgebietes und zeigen Buntsandstein an.
- Die mit Hilfe von GCI-Stromer erstellte Stromlinie erreicht nicht den Topbereich, sondern endet am Hang. Die Ausweisung des Zustromgebietes erfolgte daher nur bis zu dem Punkt, wo zum einen die Verringerung des Gefälles zu einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit und damit einer Erhöhung der Fließzeit führt und zum anderen eine Dopplung des Zustromgebietes mit der Messstelle Naundorf 0781 besteht.

Oechlitz 0021:

- Die Messstelle wurde nicht im Hauptgrundwasserleiter ausgebaut, sondern in den darüber liegenden quartären und zudem schluffigen Ablagerungen.
- Eine Berechnung der Fließrichtung und –dauer anhand der Grundwassergleichen mit GCI-Stromer ist damit nicht möglich.
- Das Zustromgebiet wurde behelfsweise in den Oechlitzer Grund gelegt und aufgrund des sehr oberflächennahen Filterausbaus an den Verlauf des oberirdischen Gewässers angepasst. Es enthält Unsicherheiten aufgrund der nicht sicheren Wasserführung des Gewässers im saisonalen Verlauf. Es gibt keine LAGB-Bohrungen, welche innerhalb oder nahe des Zustromgebietes liegen, weshalb die Datenlage unzureichend ist. Am nächsten sind die Bohrungen 206 und 3143, die sich in etwa 1,5 km Entfernung vom Zustromgebiet befinden. Die Schichtenverzeichnisse der Bohrungen zeigen überwiegend Schichten aus Ton.



Abb. 20: Trockener Graben (links) im Zustromgebiet der (Alt-)Messstelle Oechlitz (rechts) (eigene Aufnahmen vom 31.05.2018)

## 5. Nitratabbauvermögen in der ungesättigten Zone

### 5.1 Vorbemerkungen

Im Rahmen der landesweiten Nährstoffmodellierung des FZ Jülich wurden für den Nitratabbau in der ungesättigten Zone nur die oberen zwei Meter (Bodenzone) berücksichtigt. Im Ergebnis der Untersuchungen von HYDOR (2017b) zur Modellierung der Sickerwassermengen und Nitratverlagerung an je zwei Bodenwassermessplätzen und Tiefenprofilen sowie Beurteilung des Austrags- und Abbauverhaltens für Nitrat inkl. einer Modellvalidierung als Basis für eine modellhafte Gefährdungsabschätzung ist jedoch bekannt, dass auch in der ungesättigten Bodenzone unterhalb des Bodens bis zur Grundwasseroberfläche ein starker Nitratabbau auftreten kann.

Verantwortlich dafür ist vor allem der lithologische Aufbau und die Mächtigkeit der Versickerungszone, da insbesondere bei feinkörnigen Sedimenten mit resultierend sehr langen Verweilzeiten des Sickerwassers der mikrobielle Abbau zu teilweise erheblichen Abbauraten führen kann – das Vorhandensein von entsprechendem Reaktionsmaterial – also von organischem Kohlenstoff bei der heterotrophen Denitrifikation - natürlich vorausgesetzt. Bei der Modellierung der vorwiegend bindigen Substrate an den vier Standorten (Kaltenmark, Bernburg, Cattau und Barnstädt) in HYDOR (2017b) ergaben sich Abbauraten in der ungesättigten Zone bis zum Grundwasser von bis zu 100 % (vollständiger Nitratabbau) oder nahe bei 100 %.

Um diese Erkenntnisse auf die hier bearbeiteten Standorte im GWK SAL GW 014 übertragen zu können, wurden mit der gleichen Methode wie in HYDOR (2017b) für drei weitere Standorte von Tiefenprofilen in Sachsen-Anhalt entsprechende Modellrechnungen durch Dr. Michel durchgeführt, die Ergebnisse werden in Kap. 5.2 vorgestellt.

Die resultierenden Ergebnisse werden dann in Kap. 6.6 dafür verwendet, die aus den recherchierten Daten der Landwirte berechneten Stickstoffüberschüsse hinsichtlich der möglichen Abbauraten in der ungesättigten Zone zu reduzieren, um sie somit mit den im Grundwasser gemessenen Konzentrationen der Messstellen des LHW vergleichen zu können.

Seitens des AG wurden zunächst lagebezogene Informationen und erläuternde Daten zu 13 Tiefenprofile übergeben. Anhang 3 enthält die mit online verfügbaren<sup>1</sup> Bohrungsdaten des LAGB in der Umgebung erstellten und bis zur Grundwasseroberfläche erweiterten Tiefenprofile dazu. In den Profilen sind auch jeweils die aus dem landesweiten Grundwassergleichenplan abgeleiteten Grundwasserstände eingetragen (s. Abb. 22).

Drei der 13 Standorte (Lettewitz, Großalsleben und Biere) wurden anschliessend für die Modellierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone ausgewählt. Die Selektion der Standorte geschah primär anhand des lithologischen Aufbaus der Versickerungszone unterhalb des Bodens: komplementär zu den vier Standorten in HYDOR (2017b) wurden hier vorwiegend sandige Profile ausgewählt, um auch zu diesen Substraten erste Aussagen zum Nitratabbau treffen zu können. Bei zwei

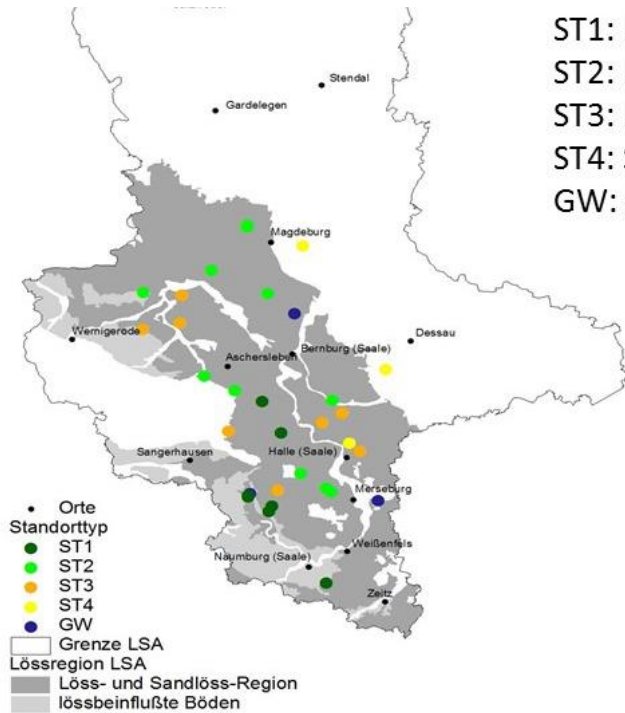
---

<sup>1</sup> <https://lagb.sachsen-anhalt.de/service/geofachinformation/landesbohrdatenbank/>



der Profile handelt sich nach der Syntax von Steininger (2018, s. Abb. 21) um den Standorttyp (ST) 3 mit einer Lössmächtigkeit von weniger als 10 Dezimeter, einer (Biere) gehört zum ST 2.

Ergänzend dazu sollten zukünftig weitere Standorte dieser Analyse unterzogen werden, um profunde und gesicherte Aussagen zu den wesentlichen Randbedingungen des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone treffen zu können.



- ST1: Löss >> 45 dm – 7 TP
- ST2: Löss > 10-30 dm – 13 TP
- ST3: Löss < 10 dm – 9 TP
- ST4: Sandlöss – 3 TP
- GW: grundwasserbeeinflusst – 3 TP

Abb. 21: Standorttypen der Tiefenprofile in der Lössregion Sachsen-Anhalts in Abhängigkeit vom Substrattyp des Bodenaufbaus (aus: Steininger 2018)

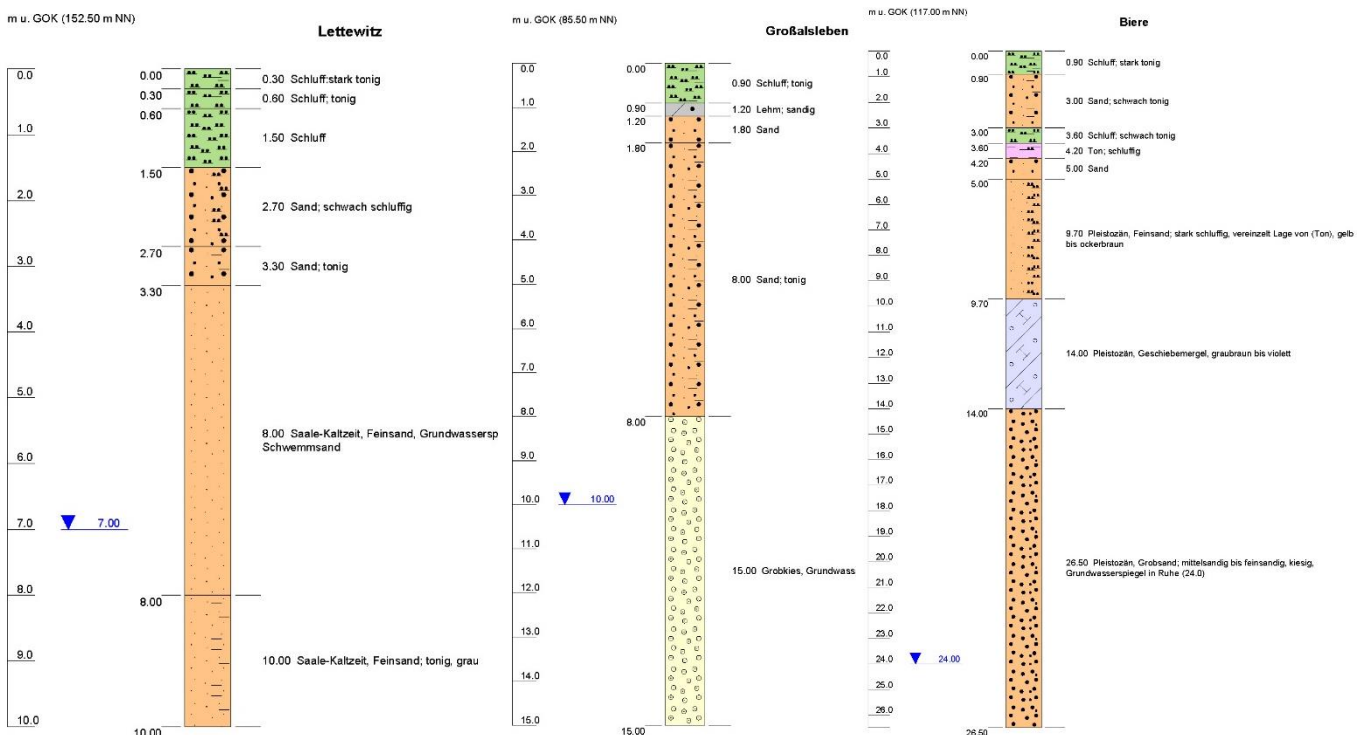


Abb. 22: Vertikal bis zur Grundwasseroberfläche erweiterte Tiefenprofile der Substrattypen ST 2 und ST 3



## 5.2 Modellierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone

Zu den drei Standorten der BDF (Bodendauerbeobachtungsfläche) Lettewitz, der DTF (Düngetestfläche) Groß Alsleben und der BDF Biere wurden als Voraussetzung zur Modellierung der Nitratdynamik in der Aerationzone durch den Auftraggeber insbesondere übergeben:

- Bodenart- und Horizontschichtung, bodenhydrologische Kennwerte FK, PWP, nFK, Lagerungsdichtestufe, TOC der Schichten 0 bis 33 dm (Lettewitz) bzw. bis 18 dm (Groß Alsleben), bis 51 dm (Biere)
- Tiefe der Untergrenze des Wurzelraumes („Grenze Ausschöpfung“ AG)
- monatliche Sickerwassermenge im Bereich AG (Nov. 1996 bis Nov. 2015)
- Fruchtfolge und jährliches N- Saldo der Jahre 2005 bis 2015.

Die Nitratdynamik in der Aerationzone, insbesondere die dort u.U. erfolgende Denitrifikation, ist ein Prozess, über den sowohl grundsätzlich als auch in Bezug auf konkrete Standorte nach wie vor deutliche Unsicherheit besteht. Unter Aerationzone wird im Folgenden der Bereich unterhalb der eigentlichen Bodenzone, also des durchwurzelten Bereiches, bis zur Grundwasseroberfläche verstanden. In den nachstehend vorgestellten Ergebnissen wird innerhalb der Aerationzone nur der Lockergesteinsbereich betrachtet, in dem sich die Sickerwasserbewegung in einem porösen Medium vollzieht. Der (ggfs. vorhandene) Festgesteinsbereich der Aerationzone wird nicht betrachtet, wobei derartige Festgesteinsbereiche an den drei betrachteten Standorten Lettewitz, Groß Alsleben und Biere nicht auftraten. Zur Nitratdynamik der zuvor beschriebenen Zone des Untergrundes sollen im folgenden Text Ergebnisse der drei Untersuchungsstandorte eingehender vorgestellt und sowohl unter standortbezogenen als auch grundsätzlichen Aspekten diskutiert werden.

Die eigentliche (durchwurzelte) Bodenzone wird in den nachstehend beschriebenen Modellierungen auch betrachtet, jedoch nur mit dem Ziel, hinsichtlich des Eintrags von Wasser und Nitrat in die Aerationzone die erforderlichen Randbedingungen zur Verfügung zu stellen. Neue oder verbesserte Erkenntnisse zur Nitratdynamik in der Bodenzone sind nicht das Ziel der Modellierung. Abb. 23 beschreibt die Ausführungen zuvor noch einmal anschaulich. Ziel der Berechnungen für die Bodenzone ist die Ermittlung des zeitlichen Verlaufs des Sickerwasseraustrags aus der Bodenzone als Einflussfaktor für die Berechnung der N- Austräge aus der Bodenzone und als Inputgröße für weitere Modellierungen der Sickerwasser- und Nitratbewegung in der Aerationzone.

Die Berechnungen zur Bodenfeuchtedynamik waren im Auftrag des Auftraggebers durch Dr. Steininger durchgeführt worden. Die im Ergebnis vorliegenden monatlichen Sickerwassermengen im Bereich AG (Tiefe der Untergrenze des Wurzelraumes = „Grenze Ausschöpfung“ AG) von Nov. 1996 bis Nov. 2015 waren als Wasser- Input in die Aerationzone die Grundlage der Berechnung der Wasser- und Nitratdynamik in dieser Zone (s. o.g. Beschreibung des Modellierungsansatzes). Die vorgenannte standortbezogene „Grenze Ausschöpfung“ (AG) war somit gleichzeitig die obere Grenze der Aerationzone an den drei Standorten.

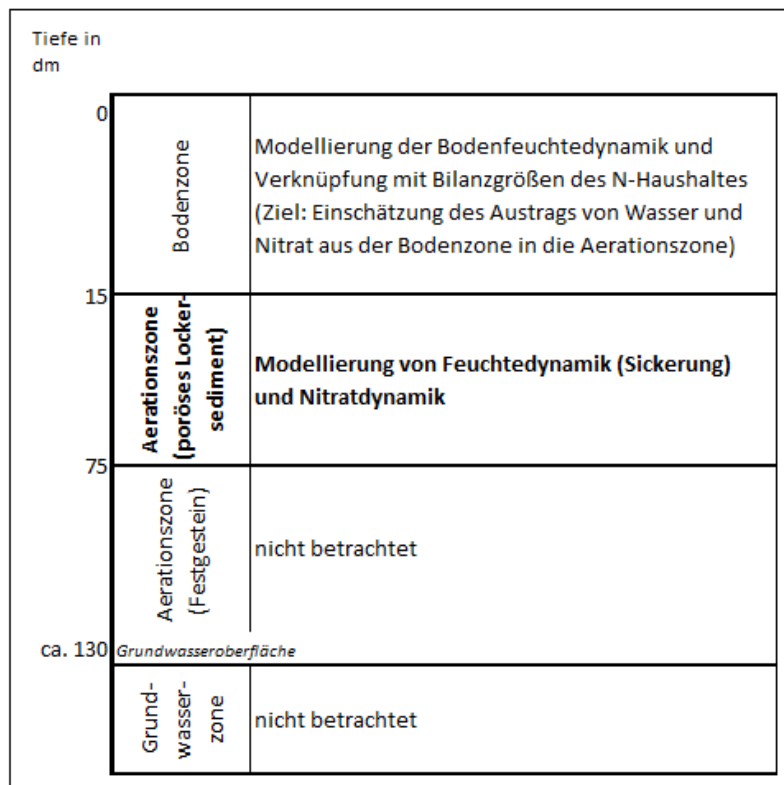


Abb. 23: Schematische Betrachtung des Untergrundes in Bezug zur Modellierung (Beispiel)

### 5.3 Berechnung des Nitrat austrags aus der Bodenzone als Input in die Aerationszone

Für die Modellierung der Nitratdynamik in der Aerationszone wird als Eingangsgröße der Nitrat austrag aus der Bodenzone in zeitlicher Unterteilung benötigt. Im Rahmen des Projektes waren N-Salden der Jahre 2005 bis 2014 verfügbar, welche als Grundlage einer näherungsweisen Berechnung der Stickstoff- (im Folgenden: N)- Austräge aus der Bodenzone dienten.

Zur Berechnung von Denitrifikation in der Bodenzone und N-Austrag aus der Bodenzone wurde ein Ansatz verfolgt, der von den jährlichen N-Salden im Kontext zu jährlichen Sickerraten ausgeht. Für die Separierung von denitrifizierter N-Menge und N-Austrag bot sich in abgewandelter Form der DENUZ-Ansatz an (Wendland et al. (2015); Kuhr et al. (2014)). Da die DENUZ-Methode von mittleren jährlichen Sickerraten und N-Salden ausgeht, war eine Anpassung erforderlich, um den Ansatz auf eine Abfolge von Jahren mit dem Ziel der Ermittlung von Jahreswerten anwenden zu können. Die dabei angewandte Vorgehensweise zur näherungsweisen Berechnung des im Jahr aus dem Boden verlagerten Stickstoff auf der Grundlage einer Anpassung der DENUZ-Methode ist durch HYDOR (2017b) erläutert, worauf hier verwiesen wird.

#### 5.3.1 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz

In Anwendung des zuvor genannten Berechnungsansatzes in Zusammenhang mit den gegebenen Bedingungen (jährliche Sickerraten und N-Salden) ergeben sich folgende in Tabelle 3 ausgewiesenen Resultate hinsichtlich Denitrifikation und jährlicher N- Verlagerung.

Die in der letzten Spalte der Tabelle ausgewiesene Sickerwasserkonzentration errechnet sich aus der Sickerrate und der ausgetragenen N-Menge. Für die weitere Modellierung in der Aerationzone, in welche monatliche Zusickerungsraten aus der Bodenzone eingehen, wird unterstellt, dass diese monatlichen Sickerwassermengen die für das Jahr berechnete einheitliche Nitratkonzentration aufweisen. Für eine zeitliche Untersetzung der Nitratkonzentration innerhalb des Jahres gibt es keine reproduzierbaren Anhaltspunkte. Andererseits wird durch das beschriebene Verfahren, wonach neben den N-Salden des Jahres sowohl Überhänge aus Vorjahren als auch die u.U. begrenzte Verlagerung wegen geringer Zusickerung berücksichtigt werden, gewährleistet, dass der Bezug des berechneten jährlichen N-Austrags auf die jährliche Sickerrate gerechtfertigt ist.

Tabelle 3: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Lettewitz

	Abfluss_aus_Boden (Sickerwassermenge)	Frucht	N_Saldo Jahr (gegeben kg N / (ha*a))	D_max (DENUZ)	k (Michaelis-Menten)	nFK_bis15dm [mm]	Verweilzeit (theoretisch) [Jahre]*	verbleibendes N im Boden aus Vorjahr [kg N / (ha*a)]	N-Menge im Boden (aus Vorjahr verbleiben plus N_Saldo_Jahr)	nach Kinetik berechnete Denitrif. [kg N / (ha*a)]**	verlagerbares N [kg N / (ha*a)]	verlagerter Anteil des Sickerwassers [%]entsprechend theoret. Verweilzeit	aus Boden verlagertes N [kg N / (ha*a)]	verbleibend im Boden [kg N / (ha*a)]	Sickerwasserkonzentration Nitrat [mg/l]
2005	<b>0</b>	Wi-Weizen	<b>73</b>	30	14.7	333	x	Annahme: 0	73	<b>25</b>	48	0	<b>0</b>	48	<b>0</b>
2006	<b>0</b>	Wi-Weizen	<b>56</b>	30	14.7	333	x	48	105	<b>26</b>	78	0	<b>0</b>	78	<b>0</b>
2007	<b>1</b>	Wi-Raps	<b>35</b>	30	14.7	333	475.7	78	113	<b>27</b>	87	0	<b>0</b>	87	<b>115</b>
2008	<b>49</b>	Wi-Weizen	<b>-46</b>	30	14.7	333	6.9	87	41	<b>22</b>	19	15	<b>3</b>	16	<b>25</b>
2009	<b>21</b>	Wi-Weizen	<b>-28</b>	30	14.7	333	16.1	16	-12	<b>0</b>	0.0	6	<b>0.0</b>	-11.7	<b>0</b>
2010	<b>302</b>	Zu-Rüben	<b>-38</b>	30	14.7	333	1.1	-12	-49	<b>0</b>	0	91	<b>0</b>	-49	<b>0</b>
2011	<b>107</b>	Wi-Weizen	<b>293</b>	30	14.7	333	3.1	-49	244	<b>28</b>	216	32	<b>70</b>	146	<b>287</b>
2012	<b>0</b>	Wi-Weizen	<b>37</b>	30	14.7	333	x	146	183	<b>28</b>	156	0	<b>0</b>	156	<b>0</b>
2013	<b>191</b>	Wi-Raps	<b>81</b>	30	14.7	333	1.7	156	236	<b>28</b>	208	57	<b>119</b>	89	<b>277</b>
2014	<b>0</b>	Wi-Weizen	<b>-4</b>	30	14.7	333	x	89	85	<b>26</b>	59	0	<b>0</b>	59	<b>0</b>
2015	<b>15</b>	Zuckerrübe	<b>15</b>	30	14.7	333	21.6	59	<b>74</b>	<b>25</b>	49	5	<b>2.3</b>		<b>66</b>

\* Verweilzeit= nFK/Abfluß ('theoretisch', da unterstellend, daß der Abfluß des Jahres auch für Folgejahre zutrifft  
 x= bei fehlendem Sickerwasserabfluß nicht betrachtet und kein N-Verlagerung in diesem Jahr)

\*\* ggfs. auf N-Menge im Boden und ggfs. wegen Verweilzeit<1 Jahr reduzierte Denitrif.

Für den Zeitraum 2000 bis 2004 liegen ebenfalls monatliche und jährliche Sickerwassermengen vor (in der Reihenfolge der Jahre: 23, 0, 120, 38, 0 mm). Die mittlere jährliche Sickerwassermenge (2000 bis 2015) beträgt 54 mm, das mittlere jährliche N-Saldo (2005 bis 2015) 43,3 kg N/(ha\*a), die aus dem Boden verlagerte N- Menge im Mittel 17,6 kg N/(ha\*a). Zu Unsicherheiten in der Berechnung von Denitrifikation und N- Austrag aus der Bodenzone wurden im HYDOR 2017b) umfassende Aussagen gemacht, die auch für den Standort Lettewitz und ebenso für die im Folgenden betrachteten Standorte Groß Alsleben und Biere gelten.

### 5.3.2 Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben

Es ergeben sich aus den jährlichen Sickerraten und N-Salden die folgenden Resultate hinsichtlich Denitrifikation und jährlicher N- Verlagerung am Standort Groß Alsleben (s. Tabelle 4). Die für den Standort Lettewitz erläuterten Hinweise gelten hier sinnGemäß ebenso.

Die für den Zeitraum 2000 bis 2004 vorliegenden jährlichen Sickerwassermengen (in der Reihenfolge der Jahre) sind : 0, 0, 46, 60, 23 mm. Die mittlere jährliche Sickerwassermenge (2000

bis 2015) beträgt 47 mm, das mittlere jährliche jährliche N-Saldo (2005 bis 2015) 37 kg N/(ha\*a), die aus dem Boden verlagerte N- Menge im Mittel 13 kg N/(ha\*a).

Tabelle 4: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Groß Alsleben

	Abfluss_aus_Boden (Sickerwassermenge)	Frucht	N_Saldo Jahr (gegeben kg N / (ha*a))	D_max (DENUZ)	k (Michaelis-Menten)	nFK_bis15dm [mm]	Verweilzeit (theoretisch) [Jahre]*	verbleibendes N im Boden aus Vorjahr [kg N / (ha*a)]	N-Menge im Boden (aus Vorjahr verbleiben plus N_Saldo_Jahr)	nach Kinetik berechnete Denitrif. [kg N / (ha*a)]**	verlagerbares N [kg N / (ha*a)]	verlagerter Anteil des Sickerwassers [%] entsprechend theoret. Verweilzeit	aus Boden verlagertes N [kg N / (ha*a)]	verbleibend im Boden [kg N / (ha*a)]	Sickerwasserkonzentration Nitrat [mg/l]
2005	<b>33</b>	Wi.-Weizen	<b>32</b>	30	14.7	312	9.4	Annahme: 0	32	<b>21</b>	11	11	<b>1</b>	10	<b>16</b>
2006	<b>48</b>	Wi.-Gerste	<b>-29</b>	30	14.7	312	6.5	10	-19	<b>0</b>	0	15	<b>0</b>	-19	<b>0</b>
2007	<b>87</b>	Zuckerrübe	<b>130</b>	30	14.7	312	3.6	-19	111	<b>26</b>	85	28	<b>24</b>	61	<b>120</b>
2008	<b>98</b>	Wi.-Weizen	<b>3</b>	30	14.7	312	3.2	61	64	<b>24</b>	40	31	<b>12</b>	27	<b>57</b>
2009	<b>50</b>	Wi.-Weizen	<b>44</b>	30	14.7	312	6.2	27	71	<b>25</b>	46.5	16	<b>7.5</b>	39.1	<b>66</b>
2010	<b>203</b>	Wi.-Gerste	<b>46</b>	30	14.7	312	1.5	39	85	<b>26</b>	59	65	<b>38</b>	21	<b>84</b>
2011	<b>54</b>	Zuckerrübe	<b>115</b>	30	14.7	312	5.8	21	136	<b>27</b>	109	17	<b>19</b>	90	<b>154</b>
2012	<b>15</b>	Wi.-Weizen	<b>17</b>	30	14.7	312	20.4	90	107	<b>26</b>	80	5	<b>4</b>	76	<b>114</b>
2013	<b>83</b>	Wi.-Weizen	<b>85</b>	30	14.7	312	3.8	76	161	<b>27</b>	134	27	<b>35</b>	98	<b>190</b>
2014	<b>0</b>	Wi.-Gerste	<b>-49</b>	30	14.7	312	x	98	49	<b>23</b>	26	0	<b>0</b>	26	<b>0</b>
2015	<b>0</b>	Zuckerrübe	<b>15</b>	30	14.7	312	x	26	<b>41</b>	<b>22</b>	19	0	<b>0.0</b>		<b>0</b>

\* Verweilzeit= nFK/Abfluß ('theoretisch', da unterstellend, daß der Abfluß des Jahres auch für Folgejahre zutrifft  
 x= bei fehlendem Sickerwasserabfluß nicht betrachtet und kein N-Verlagerung in diesem Jahr)  
 \*\* ggfs. auf N-Menge im Boden und ggfs. wegen Verweilzeit<1 Jahr reduzierte Denitrif.

### 5.3.3 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere

Aus den jährlichen Sickerraten und N-Salden wurde die folgenden Resultate hinsichtlich Denitrifikation und jährlicher N- Verlagerung am Standort Biere errechnet (s. Tabelle 5). Auch hier gelten die für den Standort Lettewitz erfolgten Hinweise.

Tabelle 5: Abfluss aus der Bodenzone (Sickerwassermenge), Denitrifikation und N-Austrag sowie Sickerwasserkonzentration für Einzeljahre am Standort Biere

	Abfluss_aus_Boden (Sickerwassermenge)	Frucht	N_Saldo Jahr (gegeben kg N / (ha*a))	D_max (DENUZ)	k (Michaelis-Menten)	nFK_bis15dm [mm]	Verweilzeit (theoretisch) [Jahre]*	verbleibendes N im Boden aus Vorjahr [kg N / (ha*a)]	N-Menge im Boden (aus Vorjahr verbleiben plus N_Saldo_Jahr)	nach Kinetik berechnete Denitrif. [kg N / (ha*a)]**	verlagerbares N [kg N / (ha*a)]	verlagerter Anteil des Sickerwassers [%] entsprechend theoret. Verweilzeit	aus Boden verlagertes N [kg N / (ha*a)]	verbleibend im Boden [kg N / (ha*a)]	Sickerwasserkonzentration Nitrat [mg/l]
2005	<b>4</b>	Kartoffeln	<b>-66</b>	30	14.7	285	79.2	Annahme: 0	-66	<b>0</b>	0	1	<b>0</b>	-66	<b>0</b>
2006	<b>71</b>	Wi.-Weizen	<b>78</b>	30	14.7	285	4.0	-66	12	<b>12</b>	0	25	<b>0</b>	0	<b>0</b>
2007	<b>43</b>	Wi.-Raps	<b>128</b>	30	14.7	285	6.6	0	128	<b>27</b>	101	15	<b>15</b>	86	<b>157</b>
2008	<b>119</b>	Wi.-Weizen	<b>31</b>	30	14.7	285	2.4	86	117	<b>27</b>	90	42	<b>38</b>	53	<b>140</b>
2009	<b>13</b>	Wi.-Weizen	<b>28</b>	30	14.7	285	22.3	53	80	<b>25</b>	54.8	4	<b>2.5</b>	52.4	<b>85</b>
2010	<b>184</b>	Kartoffeln	<b>-44</b>	30	14.7	285	1.5	52	9	<b>9</b>	0	65	<b>0</b>	0	<b>0</b>
2011	<b>76</b>	Wi.-Weizen	<b>-29</b>	30	14.7	285	3.8	0	-29	<b>0</b>	0	27	<b>0</b>	0	<b>0</b>
2012	<b>1</b>	Wi.-Raps	<b>110</b>	30	14.7	285	203.6	0	110	<b>26</b>	83	0	<b>0</b>	83	<b>130</b>
2013	<b>85</b>	Wi.-Weizen	<b>-15</b>	30	14.7	285	3.3	83	68	<b>25</b>	44	30	<b>13</b>	31	<b>68</b>
2014	<b>26</b>	Wi.-Weizen	<b>20</b>	30	14.7	285	10.9	31	51	<b>23</b>	27	9	<b>3</b>	25	<b>43</b>
2015	<b>0</b>	Kartoffeln	<b>15</b>	30	14.7	285	x	25	<b>40</b>	<b>22</b>	18	0	<b>0.0</b>		<b>0</b>

\* Verweilzeit= nFK/Abfluß ('theoretisch', da unterstellend, daß der Abfluß des Jahres auch für Folgejahre zutrifft  
 x= bei fehlendem Sickerwasserabfluß nicht betrachtet und kein N-Verlagerung in diesem Jahr)  
 \*\* ggfs. auf N-Menge im Boden und ggfs. wegen Verweilzeit<1 Jahr reduzierte Denitrif.



Für den Zeitraum 2000 bis 2004 betragen die jährlichen Sickerwassermengen (in der Reihenfolge der Jahre): 21, 103, 172, 52, 0 mm. Die mittlere jährliche Sickerwassermenge (2000 bis 2015) beträgt 60 mm, das mittlere jährliche jährliche N-Saldo (2005 bis 2015) 23 kg N/(ha\*a), die aus dem Boden verlagerte N- Menge im Mittel 6 kg N/(ha\*a).

#### **5.4 Wasser- und Nitrateintrag in die Aerationzone als obere Randbedingung sowie Parametrisierung dieser Zone**

Die Berechnungen zur Feuchte- und der Nitratdynamik in der Aerationzone erfolgten mit dem Modell SIFRONT; s. hierzu HYDOR (2017b). Die Methodik der Berechnung der Sickerwasser- und Nitratverlagerung und des Nitratabbaus sowie die erforderlichen Eingangsparameter werden im Folgenden anhand des Standortes Lettewitz eingehender vorgestellt, gelten in den grundsätzlichen Aspekten für alle Standorte und werden für diese Standorte in separaten Kapiteln jeweils spezifiziert.

##### **5.4.1 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz**

###### ***Obere Randbedingungen***

Als obere Randbedingungen für die Aerationzone werden die in den vorstehenden Kapiteln ausgewiesenen monatlichen Mengen des Austrags von Wasser und Nitrat aus der Bodenzone verwendet (bzgl. Lettewitz s. Tabelle 3).

Für die Jahre 1999 bis 2004 liegen Daten zum N-Haushalt der Bodenzone zwar nicht vor, die monatlichen Sickerwassermengen sind jedoch verfügbar. Dieser Zeitraum wird als Vorlaufzeitraum auch für die Aerationzone modelliert mit dem Ziel, am Beginn des eigentlichen Modellierungszeitraumes (2005) eine realistische Feuchteverteilung in der Aerationzone als Startsituation zu etablieren.

Der eigentliche Modellierungszeitraum mit Eingangsgrößen bzgl. Wasser- und Stoffeintrag reicht von 2005 bis 2015.

Anschliessend wird über das Jahr 2015 solange mit einer mittleren monatlichen Sickerrate, jedoch ohne weiteren N-Eintrag weitergerechnet, bis das im Zeitraum von 2005 bis 2015 eingetragene Nitrat die Aerationzone (nahezu) vollständig passiert hat. Diese zeitliche Fortsetzung der Modellierung ist erforderlich, um den Prozess der Nitratverlagerung und das Verhältnis von Denitrifikation und N-Austrag bei der Sickerwasserpassage vollständig beurteilen zu können.

###### ***Aufbau der Aerationzone und Ableitung der Parameter für den Wassertransport***

Die Modellierung des Wasser- und Nitrattransportes für den Standort Lettewitz umfasst den Bereich ab 13 dm Tiefe („Grenze Ausschöpfung“ AG nach Steininger als Untergrenze Bodenzone) bis 70 dm Tiefe (Grundwasserspiegel). Dieser Bereich hat somit eine Gesamtmächtigkeit von 57 dm.

Grundlage der Einschätzung der für Wasserspeicherung und -transport erforderlichen Parameter ist das hydrogeologische Profil. Dieses korrespondiert bis zur Tiefe der Bohrung an der BDF Lettewitz (33 dm) mit dem für diesen Standort aufgenommenen Bohrprofil.

Das Profil weist im Bereich der Aerationzone überwiegend sandige Substrate aus. Neben einer Schluffschicht von 13 bis 15 dm existiert im Bereich 27 bis 33 dm eine weitere bindigere Schicht aus tonigem Sand. Je nach Ausprägung können die hier zu erwartenden Tongehalte nach KA5 von 17% und darüber dem Substrat bodenhydrologische Eigenschaften aufprägen, die ihn in die Nähe des sandigen Lehms rücken. Es erscheint jedoch auch möglich, dass die Schicht bodenhydrologisch eher die Eigenschaften eines Lehmsandes hat. Diese Frage ist jedoch gerade vor dem Hintergrund der Denitrifikationsbedingungen im Boden (Wechselwirkung Sättigungsgrad - Luftgehalt - Denitrifikation) von deutlicher Relevanz. Aus diesem Grund wird für diese Schicht in zwei Varianten gerechnet – einmal als mittel toniger Sand (St3), dann als mittel lehmiger Sand (Sl3). Die für den Standort Lettewitz verwendeten physikalischen Bodenparameter der SSV-Funktion (GENUCHTEN) und der ku-Funktion (MUALEM) zeigt Tabelle 6.

Tabelle 6: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Lettewitz

Schicht	Tiefe dm unter GOK	Variante	Bodenart	Sättigungswassergehalt WS [-]	gesätt. Leitfähigkeit KS [cm/s]	Genuchten-Parameter alpha n		Restwassergehalt TR [-]	Parameter Mualem l
1	13 bis 15		Uu	0.421	6.00E-05	0.00341	1.3448	0	12
2	bis 27		Su2	0.382	6.00E-04	0.06787	1.4370	0.05077	-0.5
3	bis 33	VarSl3	Sl3	0.364	3.00E-04	0.04760	1.2204	0	-1
		VarSt3	St3	0.368	3.00E-04	0.10804	1.1391	0.030253	-6
4	bis 70		fs	0.34	1.50E-03	0.04470	1.9900	0.012	0.4

### **Parameter und Berechnungsansatz zur Modellierung der Denitrifikation**

Die Datenlage hinsichtlich der für die Berechnung der Denitrifikation erforderlichen Parameter ist am Standort Lettewitz eingeschränkt. Angaben zum gelösten organischen Kohlenstoff DOC liegen nicht vor. Zum Gehalt an organischem Kohlenstoff des Bodenmaterials Corg liegen für die Aerationzone Daten bis 33 dm Tiefe vor. Die Gehalte Corg schwanken zwischen überwiegend 0,1 und 0,4 %, in einigen Tiefenbereichen war Corg = 0%.

In HYDOR (2017b) wurde im Ergebnis der dort beschriebenen Modellierungsergebnisse festgestellt und begründet, dass Corg ein sehr unsicherer Parameter hinsichtlich der Modellierung des Nitratabbaus ist. Dies gilt bereits für die durchwurzelte Bodenzone, in wesentlich stärkerem Mass aber für die Aerationzone. Die Denitrifikation in der Aerationzone wird sehr wahrscheinlich stark überschätzt, wenn Corg als Parameter verwendet wird.

Es wurde deshalb geschätzt, in welchem Bereich der DOC- Gehalt entsprechend den vorliegenden Corg = TOC- Gehalten zu erwarten wären. Grundlage für diese Schätzung sind die Messergebnisse an den Standorten Cattau und Barnstädt (Hannappel und Michel, 2018), wo sowohl TOC als DOC gemessen wurde (s. Abb. 24).

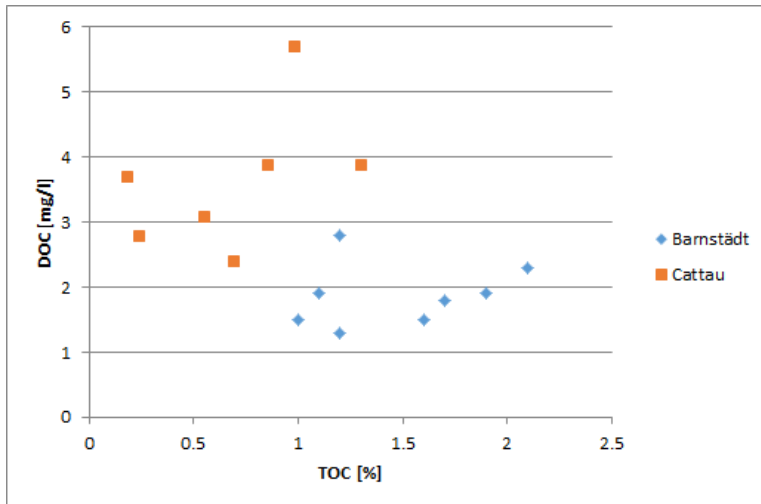


Abb. 24: TOC- und DOC- Gehalte von Proben aus der Aerationzone an den Standort Barnstädt und Cattau

Bei jedem der beiden Standorte für sich ist ein schwacher Zusammenhang TOC – DOC erkennbar, insgesamt (bei den Standorten gemeinsam) ist festzustellen, dass sich DOC nicht korrelativ aus TOC ableiten lässt. Es erscheint jedoch berechtigt, anzunehmen, dass bei den am Standort Lettewitz vorliegenden TOC- Gehalten die DOC- Gehalte etwa zwischen 1,5 und 3,0 mg/l liegen könnten. Es wurde daraufhin mit mehreren Varianten des DOC gerechnet, wobei im Weiteren folgende Varianten behandelt werden sollen:

- VarDOC1: die Werte liegen in allen Schichten an der oberen Grenze der Spanne (also DOC = 3,0 mg/l)
- VarDOC3: die Werte liegen in allen Schichten an der unteren Grenze der Spanne (also DOC = 1,5 mg/l).

Die beiden vorgenannten Varianten greifen also näherungsweise eine Spanne ab, in denen der DOC- Wert liegen könnte.

Der pH- Wert wird mit  $7 < \text{pH} < 8$  angenommen, was angesichts der Horizontansprache (eIC- Horizonte) der am Standort der BDF Lettewitz erfolgten Bohrung wahrscheinlich ist, ohne dass pH selbst gemessen wurde. Die bestehenden Unsicherheiten erscheinen für pH geringer als bei Corg und in ihren Auswirkungen auf die Modellergebnisse deutlich unproblematischer.

#### 5.4.2 Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben

##### **Obere Randbedingungen**

Die oben ausgewiesenen monatlichen Mengen des Austrags von Wasser und Nitrat aus der Bodenzone für Groß Alsleben sind wiederum die oberen Randbedingungen – der Eintrag von Wasser und Nitrat– in die Aerationzone. Die Modellierung erfolgt grundsätzlich in der gleichen Weise wie beim Standort Lettewitz.

##### **Aufbau der Aerationzone und Ableitung der Parameter für den Wassertransport**

Die Modellierung des Wasser- und Nitrattransportes für den Standort Groß Alsleben umfasst den Bereich ab 18 dm Tiefe („Grenze Ausschöpfung“ AG nach Steininger als Untergrenze Bodenzone) bis 100 dm Tiefe (Grundwasserspiegel). Dieser Bereich hat somit eine Gesamtmächtigkeit von 82 dm. Das geologische Profil, welches bis zur Tiefe der Bohrung an der DTF Groß Alsleben (18 dm) mit dem für diesen Standort aufgenommenen Bohrprofil übereinstimmt, ist Grundlage der Einschätzung der für Wasserspeicherung und -transport erforderlichen Parameter.

Das Profil weist im Bereich der Aerationzone von 18 bis 80 dm tonigem Sand aus, darunter Grobkies. Je nach Ausprägung des tonigen Sandes können bodenhydrologischen Eigenschaften unterschiedlich sein. Hierauf wurde schon bzgl. des Standortes Lettewitz hingewiesen. Analog zum Standort Lettewitz wird auch am Standort Groß Alsleben die betreffende Schicht in zwei Varianten mit Parametern belegt – einmal als mittel toniger Sand (St3), dann als mittel lehmiger Sand (Sl3). Die für den Standort Groß Alsleben verwendeten physikalischen Bodenparameter der SSV-Funktion (GENUCHTEN) und der ku- Funktion (MUALEM) zeigt Tabelle 7.

Tabelle 7: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Groß Alsleben

Schicht	Tiefe dm unter GOK	Variante	Bodenart	Sättigungswassergehalt WS [-]	gesätt. Leitfähigkeit KS [cm/s]	Genuchten-Parameter alpha	Parameter n	Restwassergehalt TR [-]	Parameter Mualem l
1	18 bis 80	1	Sl3	0.363891	3.00E-04	0.04760	1.2204	0	-1
		2	St3	0.368492	3.00E-04	0.10804	1.1391	0.030253	-6
2	100		gG	0.360	5.00E-03	0.04300	3.5360	0.023	0.05

### **Parameter zur Modellierung der Denitrifikation**

Für den Bereich der Aerationzone (von 18 bis 100 dm Tiefe) liegen für den Standort Groß Alsleben keine Angaben hinsichtlich organischer Substanz (weder TOC noch DOC) vor, da die Bohrung am Standort nur bis 18 dm ausgelegt war.

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zur Nitratdynamik zwischen den Standorten zu ermöglichen, werden die Berechnungen zur Nitratdynamik für den Standort Groß Alsleben mit den gleichen Parametern hinsichtlich der organischen Substanz durchgeführt wie am Standort Lettewitz, also

- VarDOC1: die Werte betragen in allen Schichten DOC = 3,0 mg/l
- VarDOC3: die Werte betragen in allen Schichten DOC = 1,5 mg/l.

Zur Festlegung dieser Werte s. 5.4.1. Der pH- Wert wird auch hier mit  $7 < \text{pH} < 8$  angenommen, was angesichts der Horizontansprache (eIC- Horizonte) wie bereits am Standort Lettewitz auch am Standort Groß Alsleben plausibel ist, ohne dass pH selbst gemessen wurde.

### **5.4.3 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere**

#### **Obere Randbedingungen**

Die monatlichen Mengen des Austrags von Wasser und Nitrat aus der Bodenzone für den Standort Biere sind auch hier die oberen Randbedingungen (Eintrag Wasser und Nitrat) für die Aerationzone.

#### **Aufbau der Aerationzone und Ableitung der Parameter für den Wassertransport**

Die Modellierung des Wasser- und Nitrattransportes für den Standort Biere bezieht sich auf den Tiefenbereich ab 15 dm Tiefe („Grenze Ausschöpfung“ AG nach Steininger als Untergrenze Bodenzone) bis 240 dm Tiefe (Grundwasserspiegel) und hat damit eine Gesamtmächtigkeit von 225 dm.



Der Einschätzung der für Wasserspeicherung und -transport erforderlichen Parameter lag das geologische Profil zugrunde, welches bis zur Tiefe der Bohrung an der BDF Biere (50 dm) auch das für diesen Standort aufgenommene Bohrprofil mit beinhaltet. Das Profil weist im Bereich der Aerationzone überwiegend sandige Substrate aus. Neben einer Schicht aus tonigem Schluff in 30 bis 36 dm Tiefe und einer schluffigen Tonschicht von 36 bis 42 dm befindet sich im Bereich 99 bis 138 dm eine relativ mächtige Geschiebemergelschicht (s. Tabelle 8). Wenn also die Aerationzone am Standort Biere auch vorwiegend sandig ist, so ist dennoch davon auszugehen, dass die bindigen Schichten angesichts ihrer nicht geringen Mächtigkeit in den Berechnungen einen deutlichen Einfluss auf die Nitratdynamik haben werden. Die für den Standort Biere verwendeten physikalischen Bodenparameter der SSV-Funktion (GENUCHTEN) und der ku- Funktion (MUALEM) zeigt Tabelle 8.

Tabelle 8: Parameter SSV- und Ku- Funktionen der Aerationzone, Standort Biere

Schicht	Tiefe dm unter GOK	Variante	Bodenart	Sättigungswassergehalt WS [-]	gesätt. Leitfähigkeit KS [cm/s]	Genuchten- Parameter alpha n		Restwassergehalt TR [-]	Parameter Mualem l
1	13 bis 30	1	St2	0.381248	2.00E-03	0.12137	1.2253	0	-1
2	bis 36		Ut2	0.40781	1.10E-04	0.00759	1.2535	0	3
3	bis 42		Tu3	0.446182	4.00E-05	0.00752	1.0928	0	8
4	bis 51		Ss	0.34	1.50E-03	0.04470	1.9900	0.012	0.4
5	bis 99		Su4	0.399	2.00E-03	0.06423	1.2754	0	-1.5
6	bis 138		Ls3	0.329	1.50E-04	0.04940	1.1700	0	-4
7	bis 240		gSmsfs	0.373	2.00E-03	0.03629	3.0269	0.03038	-0.5

### **Parameter zur Modellierung der Denitrifikation**

Für den bei der Profilaufnahme der BDF Biere erbohrten Bereich bis 50 dm Tiefe weist die Analyse im Bereich der Aerationzone (also von 15 bis 50 dm) keine organische Substanz (Corg) aus. Für den Tiefenbereich darunter, insbesondere auch für die Geschiebemergel-Schicht, wo evtl. gewisse Gehalte organischer Substanz erwartbar sind, liegen keine Analysen vor. DOC- Gehalte wurden nicht analysiert. Für den Fall, dass das Profil frei von organischer Substanz ist, werden auch die Berechnungen zur Nitratdynamik ergeben, dass in dieser Zone kein Nitrat abgebaut wird. Von Bedeutung ist allerdings zu untersuchen, in welchem Mass Nitratabbau stattfinden kann, wenn in den Schichten Gehalte an organischer Substanz vorliegen. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zur Nitratdynamik zwischen den Standorten zu ermöglichen, werden die Berechnungen zur Nitratdynamik für den Standort Biere hinsichtlich der organischen Substanz angelehnt an die Standorte Lettewitz und Groß Alsleben durchgeführt. Es wird jedoch eine Variante mit sehr geringem DOC eingeführt, die den realen Verhältnisse am Standort Biere möglicherweise näher kommt. Folgende Varianten werden untersucht:

- VarDOC3: die Werte betragen in allen Schichten DOC = 1,5 mg/l
- VarDOC4: die Werte betragen in allen Schichten DOC = 0,75 mg/l.

Der pH- Wert wird auch hier mit  $7 < \text{pH} < 8$  angenommen, was angesichts der Horizontansprache (eIC- Horizonte) auch am Standort Biere ohne Messung des pH plausibel ist.

## 5.5 Berechnung der Nitratverlagerung mit dem Sickerwasser in die Grundwasserzone

### 5.5.1 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Lettewitz

Die Modellrechnungen hinsichtlich der Feuchtdynamik und der Nitratdynamik erfolgten hinsichtlich der hydrologischen Bodenparametern in zwei Varianten (VarSI3, VarSt3), welche sich in Schicht 3 (s. Tabelle 6) unterscheiden. Auch hinsichtlich des DOC- Gehaltes in der Aerationzone als entscheidenden Denitrifikationsparameter wurde in zwei Varianten (VarDOC1; VarDOC3) gerechnet.

#### **Ergebnisse der Modellierung der Feuchtdynamik der Aerationzone**

In HYDOR (2017b) wurde dargelegt, dass der Prozess der Bewegung des Sickerwassers und die Zustände des Sickerwassers in der Aerationzone von hoher Bedeutung für mögliche Denitrifikationsprozesse in diesem Bereich des Untergrundes sind (näheres s. ebenda).

a) Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers in der Aerationzone:

Für die Passage der 57 dm mächtigen Aerationzone benötigt das Sickerwasser am Standort Lettewitz ca. 6 Jahre (s. Abb. 25), das Wasser bewegt sich in dem sandigen Substrat also relativ zügig. Die Varianten VarSI3 und VarSt3 unterscheiden sich in dieser Hinsicht nur sehr geringfügig. Deutlich wird auch, dass die Wasserbewegung in Zeiträumen mit sehr hohen Sickerwasserraten (die Jahre 2010, 2011, 2013) sehr beschleunigt abläuft. Somit kann die Passagedauer deutlich variieren.

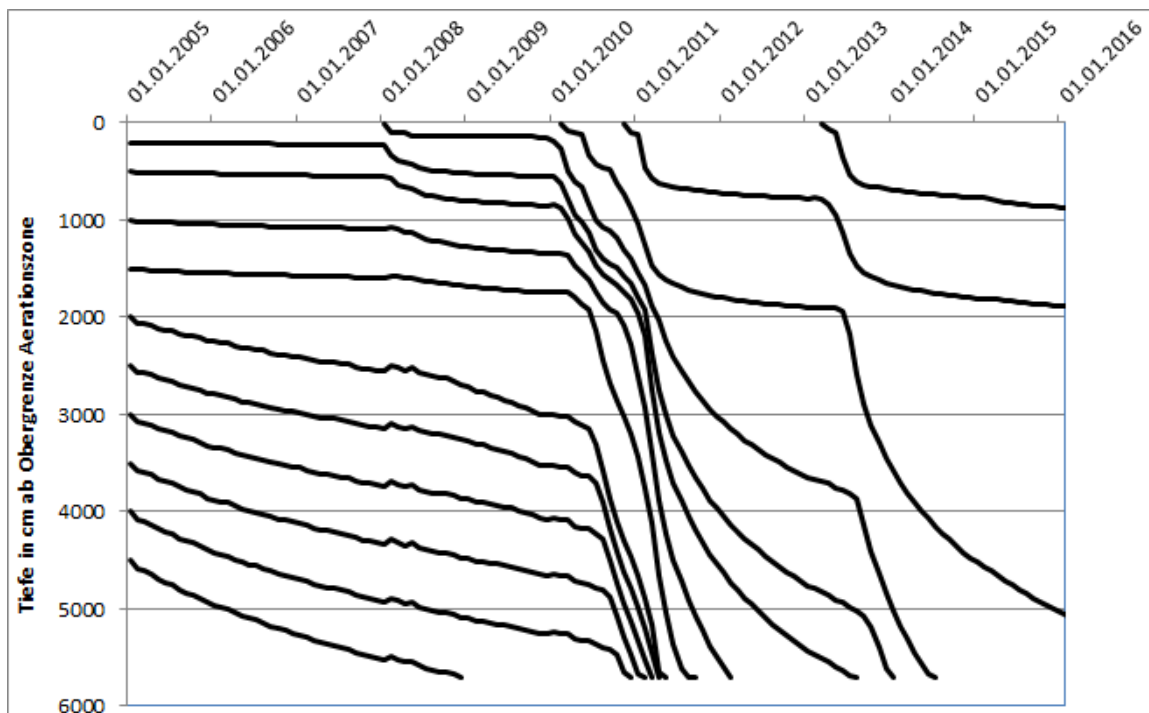


Abb. 25: Verlauf von Sickerwasserfronten in der Berechnungsvariante VarSI3, Standort Lettewitz

b) Bodenfeuchtezustände im Modellierungszeitraum in der Aerationzone:

In Abb. 26 sind die modellierten Wassergehalte in ihrem tiefen- und zeitlichen Verlauf für Variante VarSI3 in Relation zum Sättigungswassergehalt gesetzt. Diese Relation stellt somit den Sättigungsgrad des Bodens dar.

In einigen Tiefenbereichen (sandige Schichten) wird erwartungsgemäß zeitlich durchgehend nur eine geringe Sättigung berechnet (unter 50%). Im Tiefenbereich 13 bis 15 dm (Schluffschicht) liegt die Sättigung im Mittel jedoch bei 88%, steigt aber auch bis auf 98%. In der Schicht 27 bis 33 dm beträgt der mittlere Sättigungsgrad in der Variante VarSI3 64% und steigt in Zeiträumen intensiver Zusickerung bis auf 85%. Dies zeigt, dass im gesamten Berechnungszeitraum zwar keine volle Sättigung des Porenraumes berechnet wird, jedoch durchaus Bodenfeuchten nahe der Sättigung.

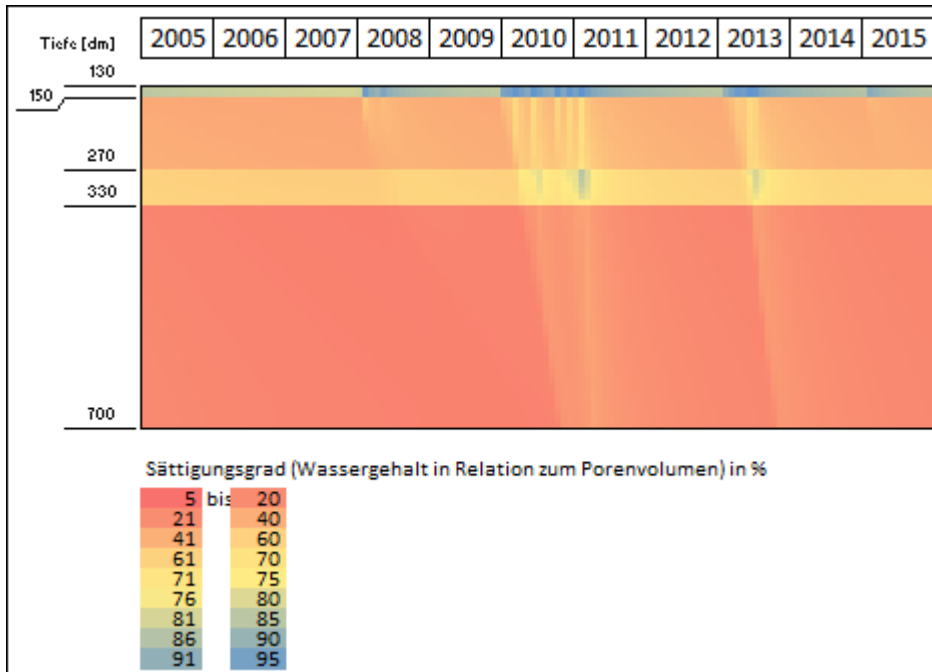


Abb. 26: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in der Variante VarSI3 in Lettewitz in seiner räumlichen und zeitlichen Dynamik

In der Variante VarSt3 (Abb. 27) liegt der mittlere Sättigungsgrad in 27 bis 33 dm bei 71%, in Zeiträumen starker Zusickerung bis auf 93% ansteigend. Hier werden also höhere Sättigungs-

grade als in der vorigen VarSI3 erreicht, womit höhere Denitrifikationsraten zu erwarten sind.

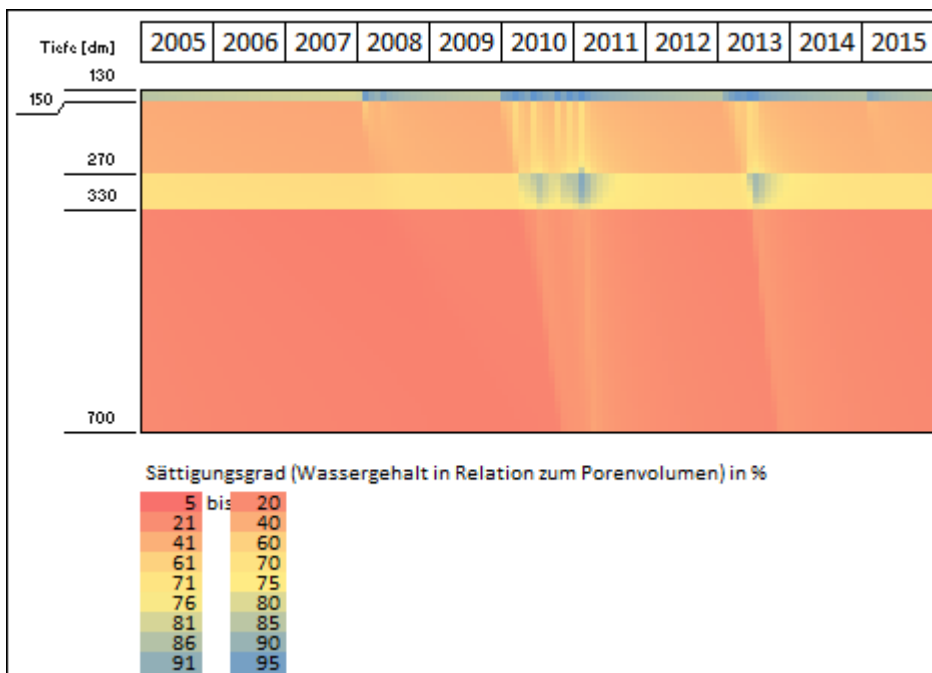


Abb. 27: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in der Variante VarSt3 in Lettewitz in seiner räumlichen und zeitlichen Dynamik

### Ergebnisse der Modellierung der Nitratdynamik in der Aerationzone

Den räumlichen und zeitlichen Verlauf des Nitrattransportes zeigt Abb. 28. Deutlich werden bei den Varianten (bzgl. der hydrologischen Bodeneigenschaften und der organischen Substanz) nur relativ geringe Unterschiede im Verlauf der Nitratkonzentration in verschiedenen Tiefen (Abb. 29).

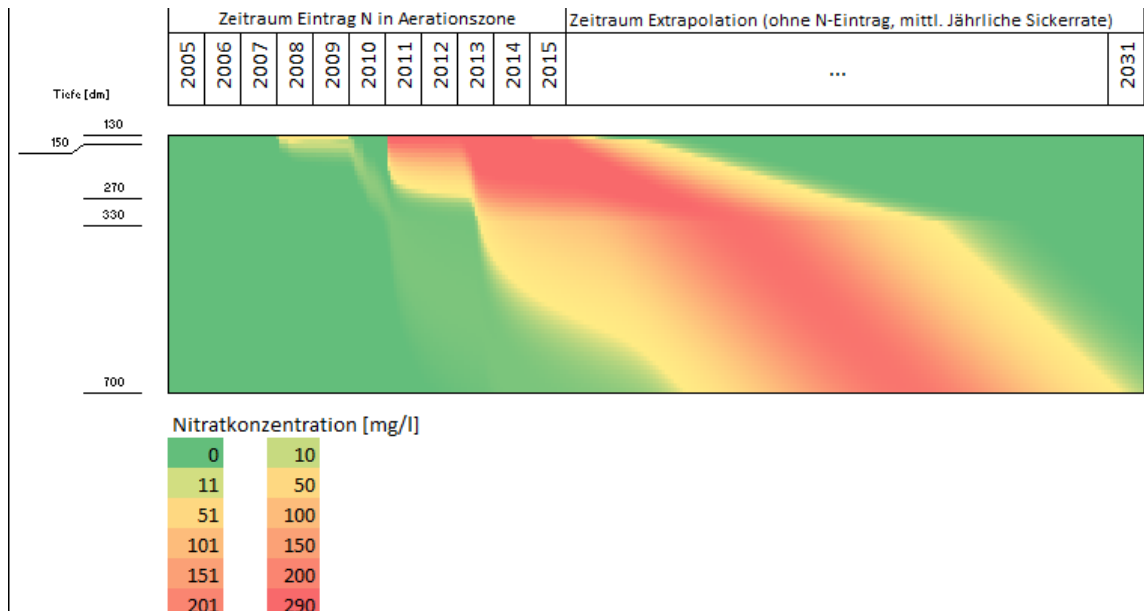


Abb. 28: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung in Lettewitz (Variante VarSl3 bzgl. Bodenart, VarDOC3 bzgl. DOC-Gehalt)

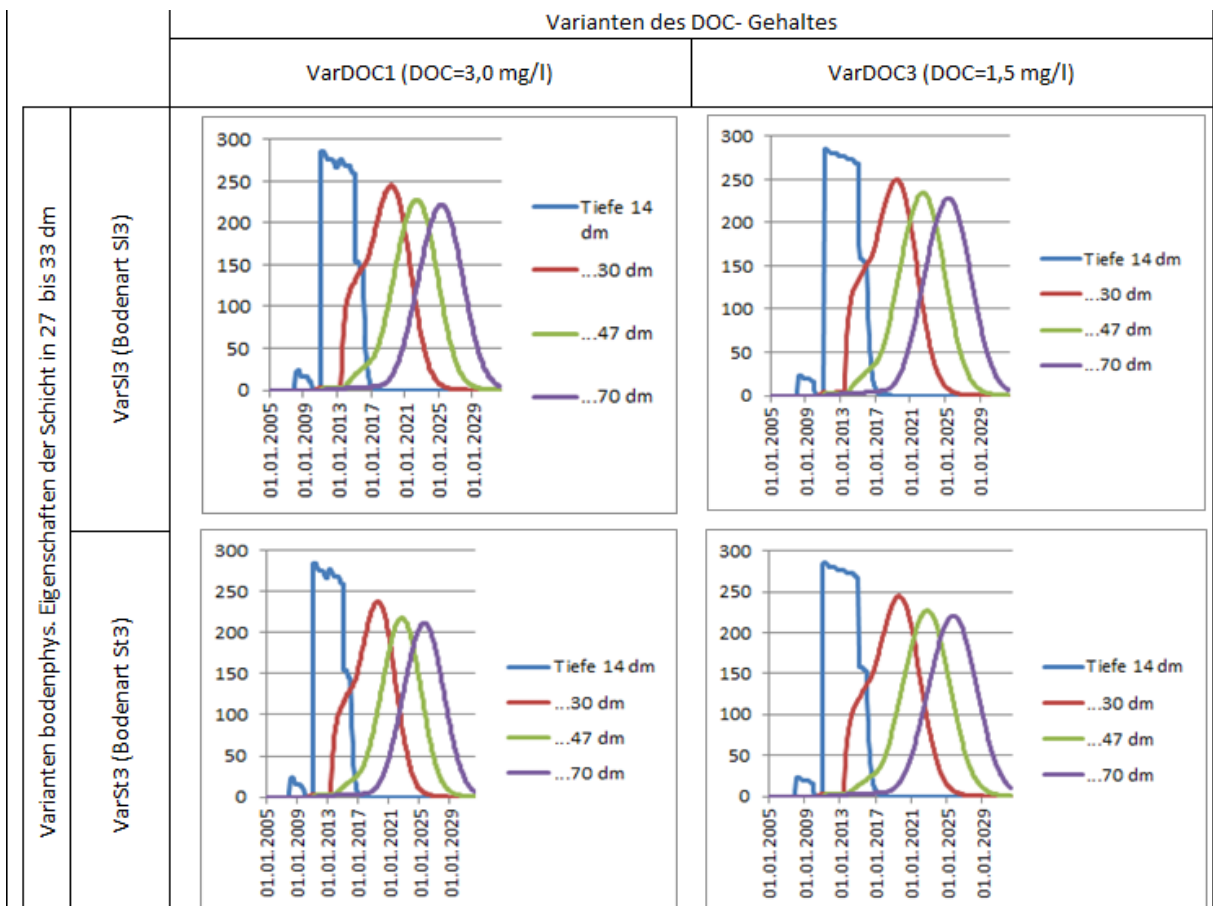


Abb. 29: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für unterschiedliche Varianten in Lettewitz



Auch Tabelle 9 belegt, dass das Verhältnis von N-Austrag aus der Aerationszone und Denitrifikation in Beziehung zum N-Eintrag sich in den vier Berechnungsfällen in Lettewitz zwar unterscheidet, dass jedoch in allen Fällen der N-Austrag sehr hoch ist in Relation zum Nitratabbau. Entsprechend unterscheidet sich der Verlauf der Nitratkonzentration in den vier Varianten kaum und die Nitratkonzentration des Sickerwassers ist während der Passage der Aerationszone zwar deutlich erkennbar, aber nicht stark gesunken (s. Abb. 29). Das bedeutet, dass das Sickerwasser an der unteren Grenze der Aerationszone (Übergang zum Grundwasser) eine hohe Nitrat- Konzentration aufweist.

Tabelle 9: N- Eintrag in die sowie N-Austrag aus der Aerationszone und Denitrifikation in Lettewitz für unterschiedliche Berechnungsfälle in [mg N/m<sup>2</sup>] sowie in [% (bezogen auf den N-Eintrag)]<sup>2</sup>

		Varianten bodenphys. Eigenschaften der Schicht in 27 bis 33 dm				
		VarSl3 (Bodenart Sl3)		VarSt3 (Bodenart St3)		
		Varianten des DOC- Gehaltes				
		VarDOC1 (DOC=3,0 mg/l)	VarDOC3 (DOC=1,5 mg/l)	VarDOC1 (DOC=3,0 mg/l)	VarDOC3 (DOC=1,5 mg/l)	
N- Eintrag	mgN/m <sup>2</sup>	19480				
N- Austrag	mgN/m <sup>2</sup>	17573	18447	16885	18057	
	% d.E.*	90.2	94.7	86.7	92.7	
Denirifika- tion Schicht	1	% d.E.*	4.9	2.6	4.9	2.6
	2		0.3	0.2	0.4	0.2
	3		4.3	2.2	7.6	3.9
	4		0.0	0.0	0.0	0.0
	zus.		9.5	4.9	12.9	6.7

\* % des N-Eintrags

Anmerkung: die Differenz der Summe 'N-Austrag + Denitr.' zu 100 ist die Menge N, welche die Aerationszone noch nicht passiert hat

Bereits Tabelle 9 belegt, dass die Denitrifikation fast allein in den bindigeren Schichten 1 und 3 stattfindet, während sie in den sandigen Schichten ohne oder mit nur geringem Schluff- und Tongehalt vernachlässigbar gering ist. Dies wird auch in Abb. 30 deutlich, welche den zeitlichen und tiefenmäßigen Verlauf der Denitrifikation beispielhaft ausweist. Diese bindigen Schichten weisen aber eine zu geringe Mächtigkeit auf, um einen stärkeren Nitratabbau zu bewirken. Der wesentliche Faktor, der in den bindigen Schichten im Unterschied zu den nichtbindigen Schichten eine gewisse Denitrifikation ermöglicht, sind die erhöhten Wassersättigungsgrade, die weiter oben anhand Abb. 27 besprochen wurden.

Eine weitere Diskussion hinsichtlich der Unsicherheiten der Berechnungsergebnisse und der getroffenen Annahmen erfolgt abschließend im Gesamtzusammenhang aller Standorte.

<sup>2</sup> für die Ermittlung der in Tabelle 9 dargestellten Zahlen war es notwendig, die Modellierungen über den eigentlichen Betrachtungszeitraum, also über 2015 hinaus, fortzusetzen (mit mittleren Sickerraten für künftige Zeiträume), um im Ergebnis zu einer Situation zu kommen, in welcher der eingetragene Stickstoff die Aerationszone nahezu vollständig wieder verlassen hat, entweder als N-Austrag oder infolge Denitrifikation

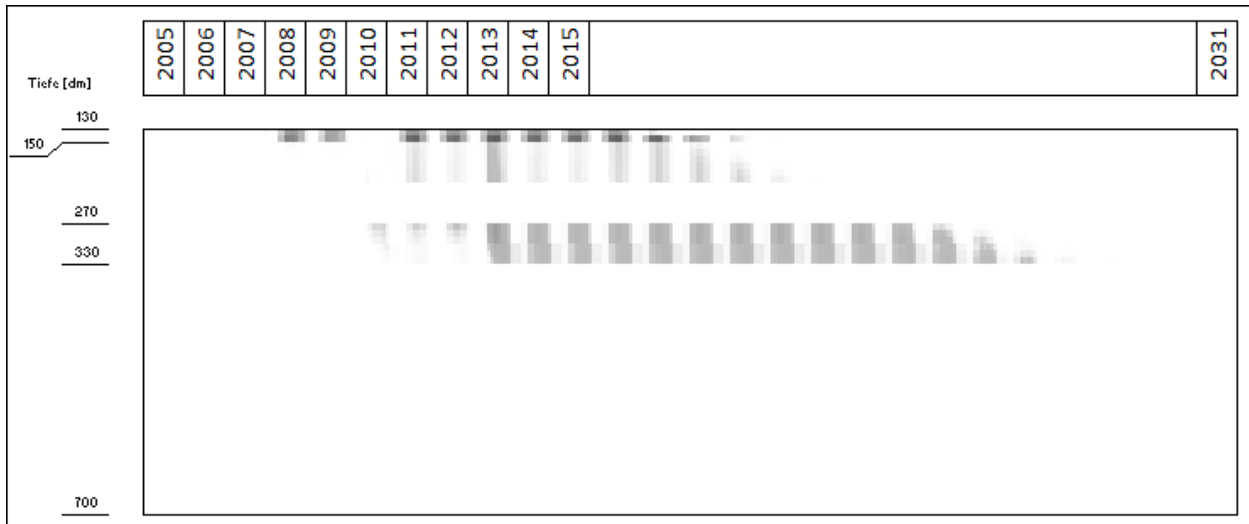


Abb. 30: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Lettewitz, Beispiel VarSI3, VarDOC1 (die Intensität der Grautöne bezeichnet relativ die Denitrifikationsintensität; die zeitliche Entwicklung ist in der horizontalen Richtung (2005 – 2031), die tiefenmäßigen Unterschiede sind in vertikaler Richtung (13 – 70 dm unter GOK) dargestellt)

### 5.5.2 Dauertestfläche (DTF) Groß Alsleben

Die Modellierungen hinsichtlich der Feuchtedynamik und der Nitratdynamik erfolgte hinsichtlich der hydrologischen Bodenparameter wiederum in zwei Varianten (VarSI3, VarSt3), welche sich in Schicht 1 unterscheiden. Auch hinsichtlich des DOC- Gehaltes in der Aerationzone als entscheidenden Denitrifikationsparameter wurde in zwei Varianten (VarDOC1; VarDOC3) gerechnet.

#### ***Ergebnisse der Modellierung der Feuchtedynamik der Aerationzone***

a) Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers in der Aerationzone:

Die Bewegung des Sickerwassers in der Aerationzone verläuft am Standort Groß Alsleben relativ langsam. Abb. 31 zeigt, dass für die Passage des Sickerwassers durch die 8,2 Meter mächtige Aerationzone die Zeit von etwa 27 Jahre (Variante VarSI3) bzw. 29 Jahre (Variante VarSt3) benötigt wird. Die recht langsame Sickerwasserbewegung erklärt sich aus der geringen Sickerrate von im Mittel 47 mm/Jahr in Zusammenhang mit der größeren Mächtigkeit der Aerationzone (verglichen mit Lettewitz), vor allem aber mit der größeren Mächtigkeit eines bindigeren Substrates (62 dm, betreffend die Schicht 1 von 18 bis 80 dm unter Gelände bzw. 0 bis 62 dm unter Obergrenze Aerationzone). Die längere Aufenthaltsdauer bedeutet gleichzeitig einen längeren Zeitraum, der für Denitrifikationsprozesse in der Aerationzone verfügbar ist.

b) Bodenfeuchtezustände im Modellierungszeitraum in der Aerationzone:

Die Wassersättigung in der tieferen, kiesigen Schicht der Aerationzone in Groß Alsleben erreicht nur Maximalwerte von knapp 12%, somit ist hier keine Nitratabbau zu erwarten, worauf im nächsten Kapitel Bezug genommen wird. Die obere Schicht aus tonigem Sand ist deutlich feuchter (s. Abb. 32) und hat im Mittel eine Wassersättigung von 67% (VarSI3) bzw. 75% (VarSt3), in Zeiträumen starker Wasserversickerung werden Werte bis von 84% (VarSI3) bzw. 91% (VarSt3) erreicht. Hier liegen also Bodenfeuchtebedingungen vor, die einen Nitratabbau begünstigen.

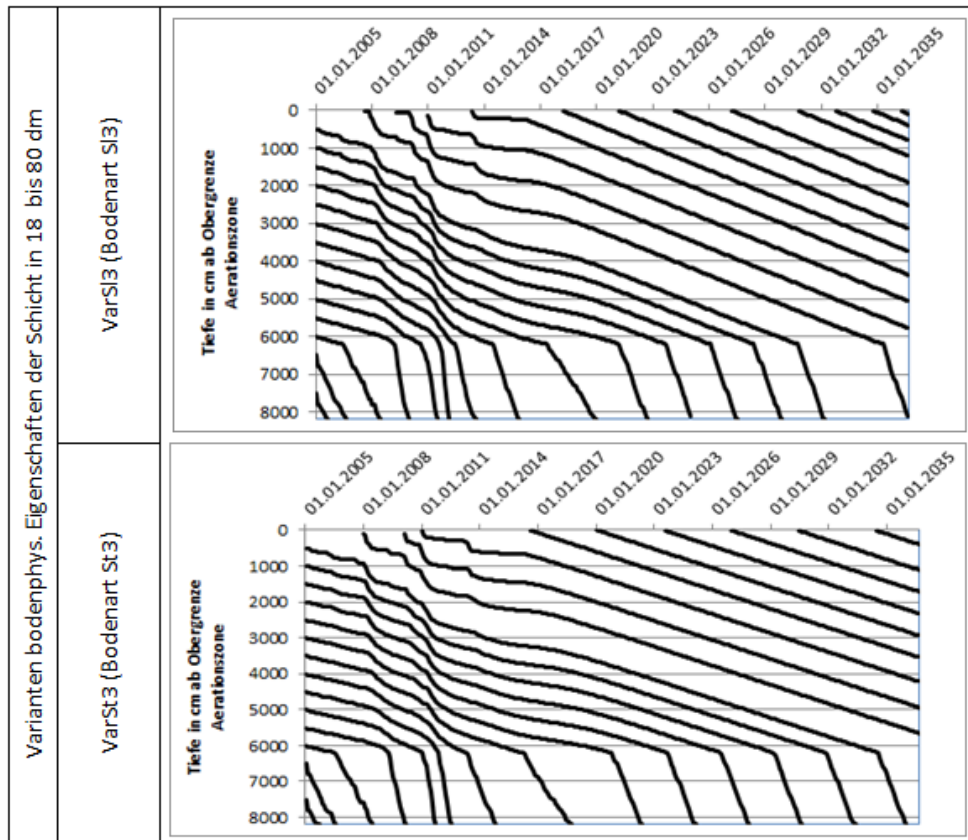


Abb. 31: Verlauf von Sickerwasserfronten am Standort Groß Alsleben

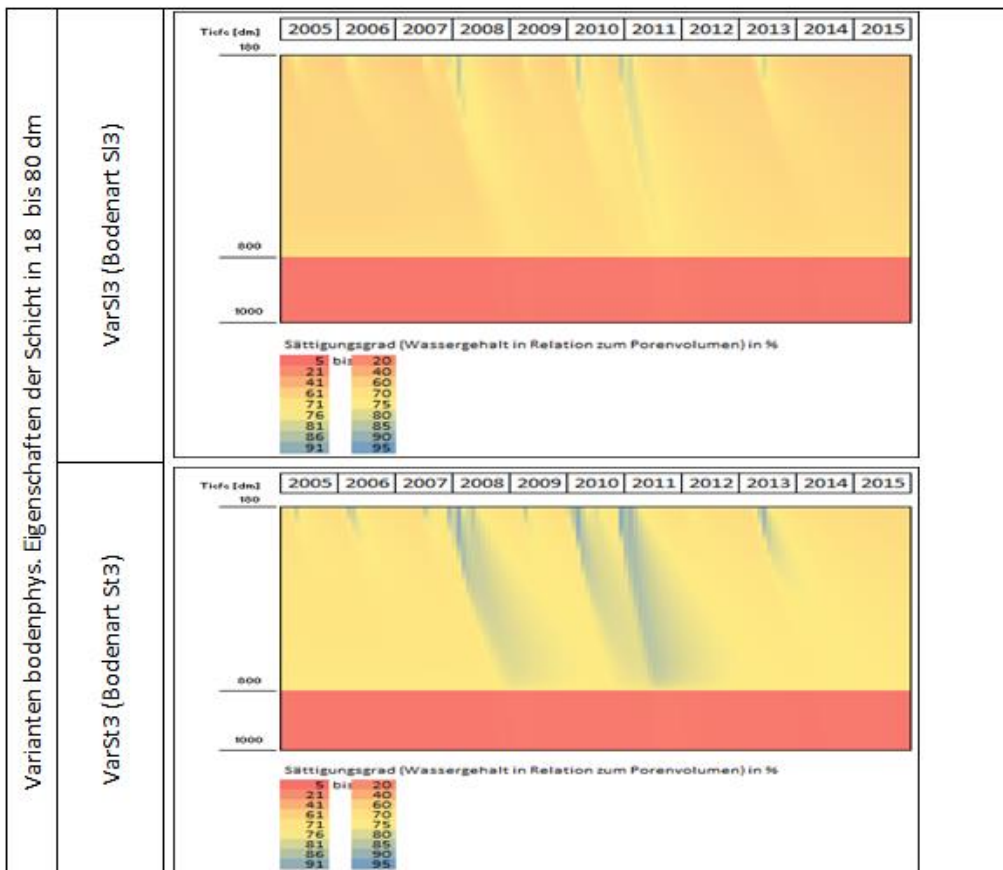


Abb. 32: Sättigungsgrad des Bodens am Standort Groß Alsleben in räumlicher und zeitlicher Dynamik

**Ergebnisse der Modellierung der Nitratdynamik in der Aerationzone**

Den räumlichen und zeitlichen Verlauf des Nitrattransportes und die Entwicklung der Konzentration veranschaulicht Abb. 33 für zwei der vier Modellierungsvarianten.

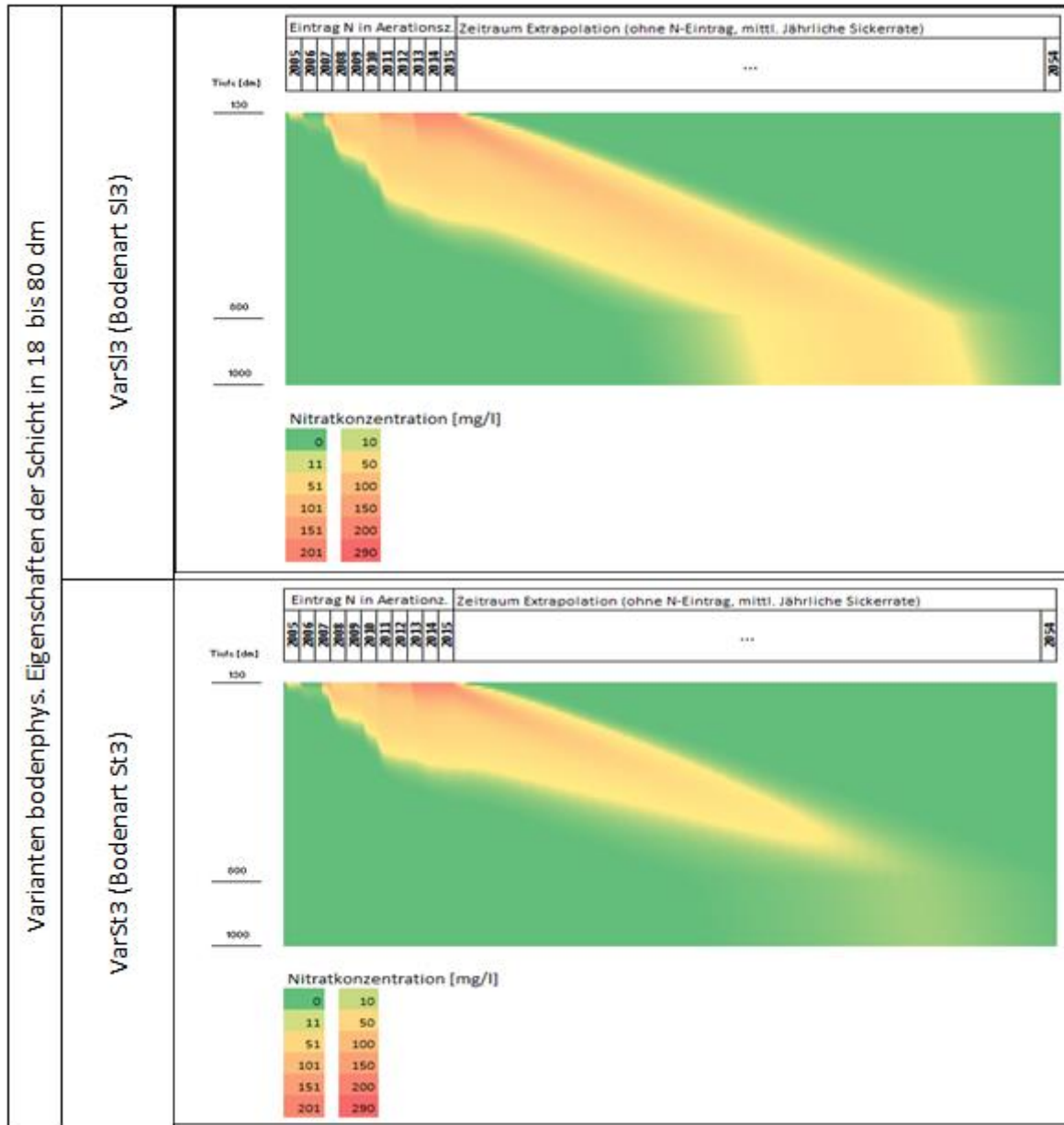


Abb. 33: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung, Groß Alsleben (Variante VarSI3 und VarSt3 bzgl. Bodenart, VarDOC1 bzgl. DOC-Gehalt).

Abb. 34 zeigt den Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für die berechneten vier Varianten.

Die untersuchten Varianten unterscheiden sich gravierend hinsichtlich der Veränderung der Nitratkonzentration während der Sickerwasserpassage (s. Abb. 33 und Abb. 34). Bei gleicher Bodenart bewirkt unterschiedlicher Gehalt an organischer Substanz (DOC) deutlich unterschiedlichen Nitratabbau. Noch gravierender ist der Einfluss der Bodenart in der Schicht 1 (18 bis 80 dm) – bei der Bodenart St3 sinken die Nitratgehalte während der Versickerung deutlich stärker als bei SI3.



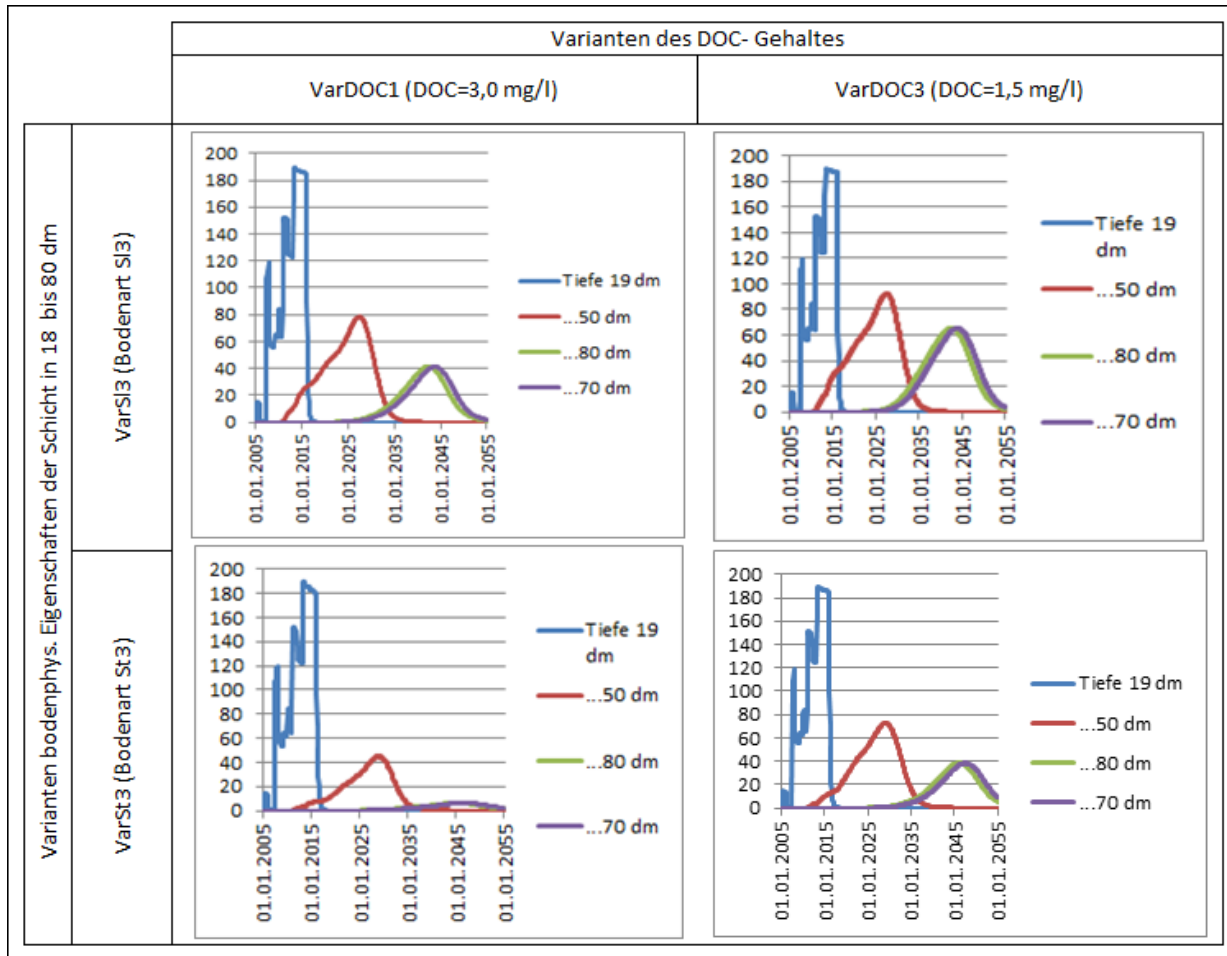


Abb. 34: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für unterschiedliche Berechnungsfälle, Standort Groß Aisleben

Tabelle 10 zeigt das Verhältnis von N-Austrag aus der Aerationszone und Denitrifikation in Beziehung zum N-Eintrag in den vier Berechnungsfällen am Standort Groß Aisleben.

Tabelle 10: N- Eintrag in die sowie N-Austrag aus der Aerationszone und Denitrifikation in Groß Aisleben für unterschiedliche Berechnungsfälle in [mg N/m<sup>2</sup>] sowie in [% (bezogen auf den N-Eintrag)]

		Varianten bodenphys. Eigenschaften der Schicht in 18 bis 80 dm			
		VarSl3 (Bodenart Sl3)		VarSt3 (Bodenart St3)	
		Varianten des DOC- Gehaltes			
		VarDOC1 (DOC=3,0 mg/l)	VarDOC3 (DOC=1,5 mg/l)	VarDOC1 (DOC=3,0 mg/l)	VarDOC3 (DOC=1,5 mg/l)
N- Eintrag	mgN/m <sup>2</sup>	14149			
N- Austrag	mgN/m <sup>2</sup>	5306	9245	995	18057
	% d.E.*	37.5	65.3	7.0	35.2
Denirifika- tion Schicht	1 % d.E.*	62.2	34.1	92.3	62.8
	2	0.0	0.0	0.0	0.0
	zus.	62.2	34.1	92.3	62.8

\* % des N-Eintrags

Anmerkung: die Differenz der Summe 'N-Austrag + Denitr.' zu 100 ist die Menge N, welche die Aerationszone noch nicht passiert hat

Unter den Bedingungen des höheren DOC- Gehaltes und der Bodenart St3 in Schicht 1 wird 92% des Nitrates denitrifiziert, bei geringerem DOC in Kombination mit der Bodenart SI3 sind es nur 34%. In der unteren, kiesigen Schicht wird kein Nitrat abgebaut.

Nach Tabelle 10 findet die Denitrifikation ausschließlich in der bindigeren Schicht 1 statt, was auch in Abb. 35 deutlich wird, welche den zeitlichen und tiefenmäßigen Verlauf der Denitrifikation beispielhaft ausweist. Grund sind die relativ hohen Wassersättigungsgrade in dieser Schicht. Die bodenphysikalischen Eigenschaften dieser Schicht entsprechen in den beiden Varianten VarSI3 und VarSt3 denen der Schicht 3 des Profil Lettewitz. Jedoch hat diese relativ bindige Schicht am Standort Groß Alsleben eine wesentlich stärkere Mächtigkeit als in Lettewitz (62 dm vs. 6 dm). Hierdurch wird ein entsprechend höherer Nitratabbau in der Aerationzone Groß Alsleben bewirkt.

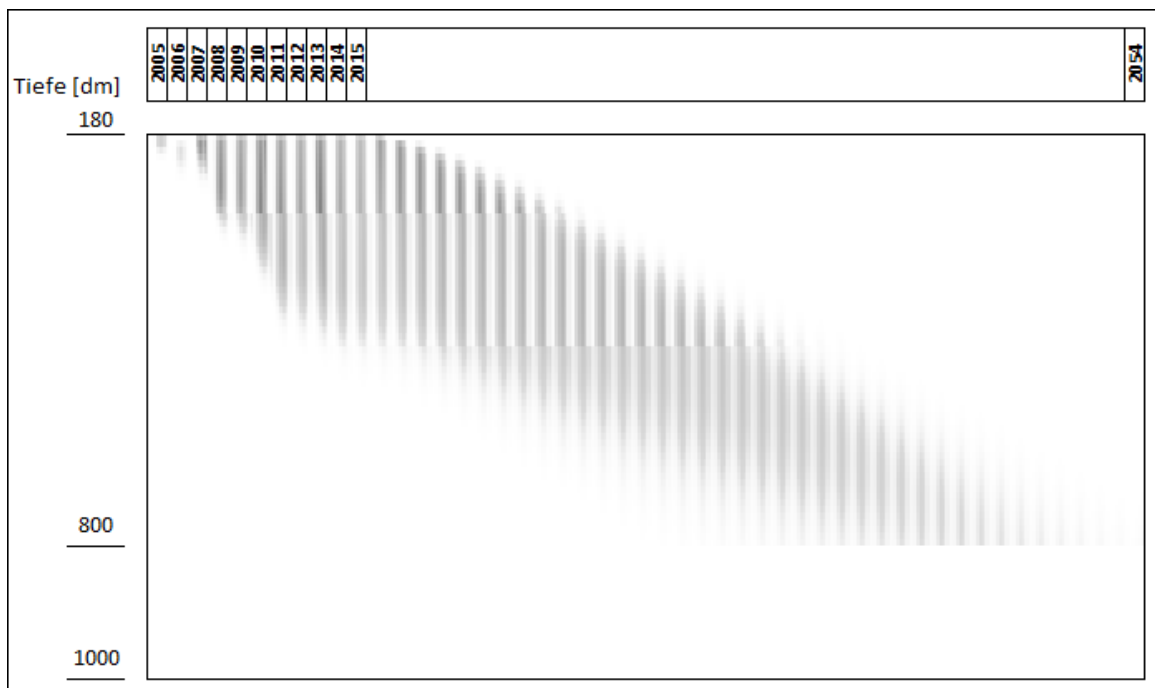


Abb. 35: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Groß Alsleben, Beispiel VarSt3, VarDOC1 (die Intensität der Grautöne bezeichnet relativ die Denitrifikationsintensität; die zeitliche Entwicklung ist in der horizontalen Richtung (2005 – 2054), die tiefenmäßigen Unterschiede sind in vertikaler Richtung (18 – 100 dm unter GOK) dargestellt)

### 5.5.3 Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) Biere

Die Modellierung der Feuchte- und Nitratdynamik erfolgten hinsichtlich des DOC- Gehaltes in der Aerationzone als bedeutender Denitrifikationsparameter in zwei Varianten (VarDOC3, VarCOC4).

#### ***Ergebnisse der Modellierung der Feuchtedynamik der Aerationzone***

a) Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers in der Aerationzone:

Für die Passage der 225 dm mächtigen Aerationzone benötigt das Sickerwasser am Standort Biere ca. 57 Jahre (s. Abb. 36), die Aufenthaltszeit des Sickerwassers in dieser Zone ist also sehr lang. Dies wird durch die hohe Mächtigkeit der Aerationzone bedingt, im mittleren Tiefenbereich verstärkt durch die Geschiebemergelschicht bei einem ansonsten überwiegend sandigen Profil.

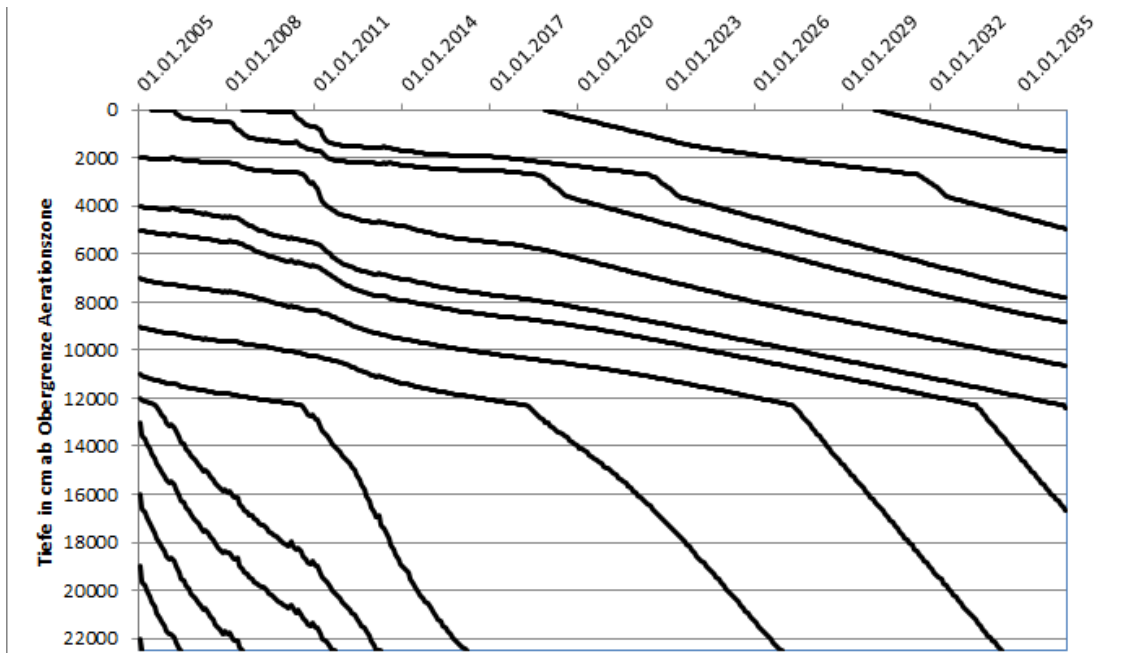


Abb. 36: Verlauf von Sickerwasserfronten am Standort Biere

b) Bodenfeuchtezustände im Modellierungszeitraum in der Aerationzone:

Den tiefen- und zeitlichen Verlauf der Wassersättigung in Biere zeigt Abb. 37. In den Schichten 2, 3 und 6 sind die mittleren Sättigungsgrade 85%, 95% und 74%, in Zeiten starker Sickerung werden 97%, 99% und 81% erreicht. In diesen Schichten dürften die Voraussetzungen für Denitrifikationsprozesse gegeben sein. Die anderen Schichten sind deutlich sandiger, die Sättigungsgrade deutlich geringer und die Bedingungen für Denitrifikation nicht oder deutlich eingeschränkt gegeben.

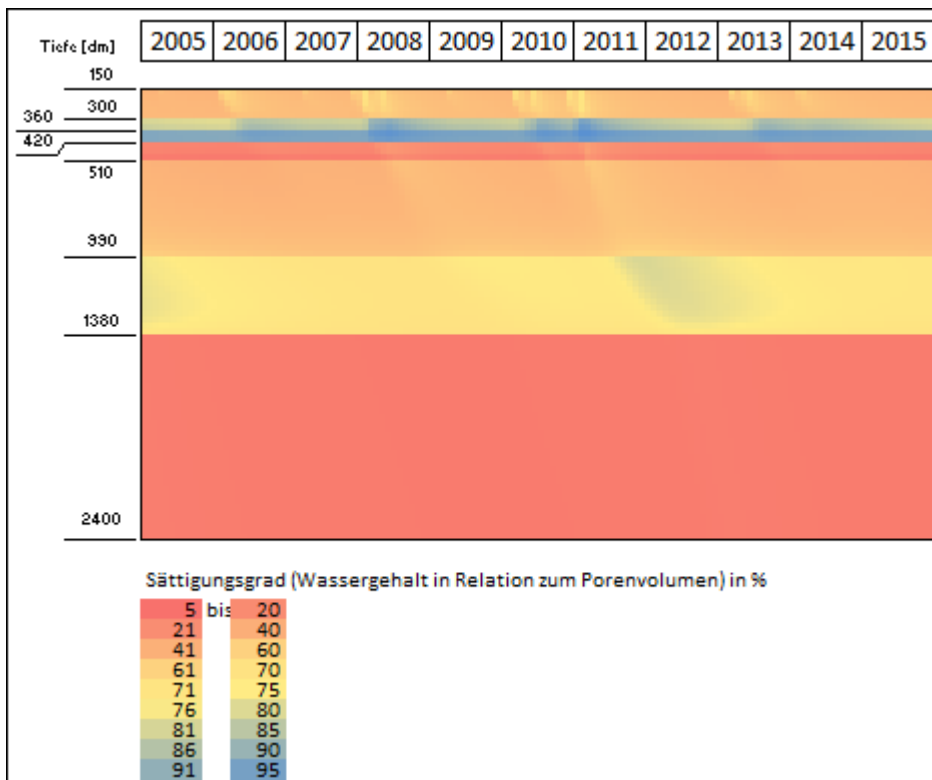


Abb. 37: Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser in Biere in seiner räumlichen und zeitlichen Dynamik

### Ergebnisse der Modellierung der Nitratdynamik in der Aerationszone

Den räumlichen und zeitlichen Verlauf des Nitrattransportes und die Entwicklung der Konzentration veranschaulicht beispielhaft Abb. 38.

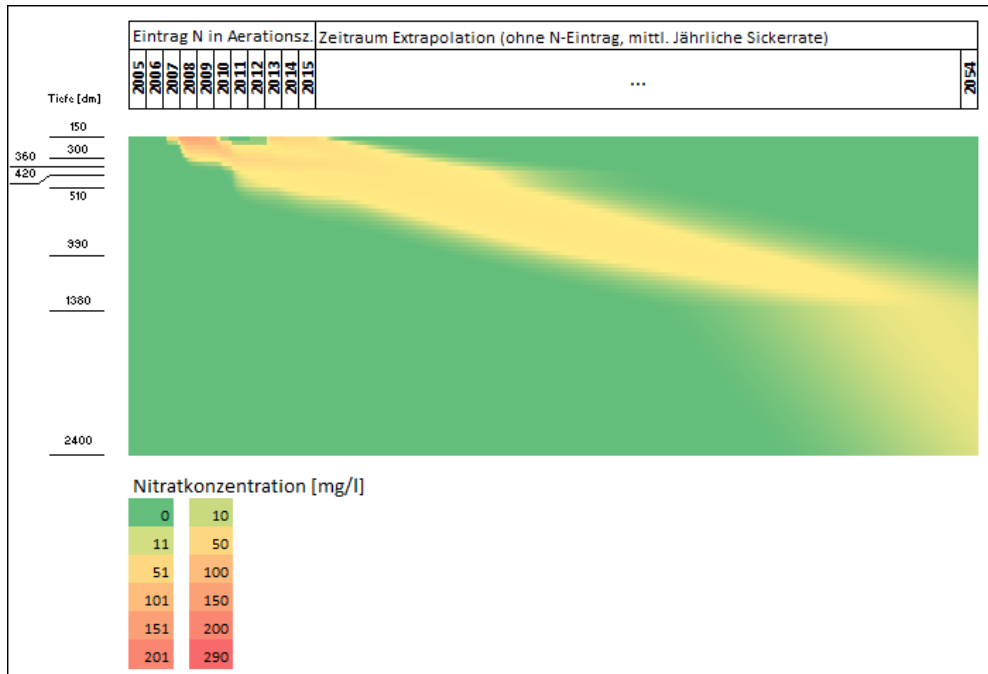


Abb. 38: Verlauf der Nitratkonzentration als räumliche und zeitliche Entwicklung in Biere (Variante VarDOC4 bzgl. DOC-Gehalt).

Bei beiden Varianten (bzgl. Gehalt an organischer Substanz) zeigt sich, dass sich die Nitratkonzentration in unterschiedlichen Tiefen mit der Tiefe deutlich verringert; in der Variante VarDOC3 wegen des höheren DOC- Gehaltes notwendig stärker als in der anderen Variante (s. Abb. 39).

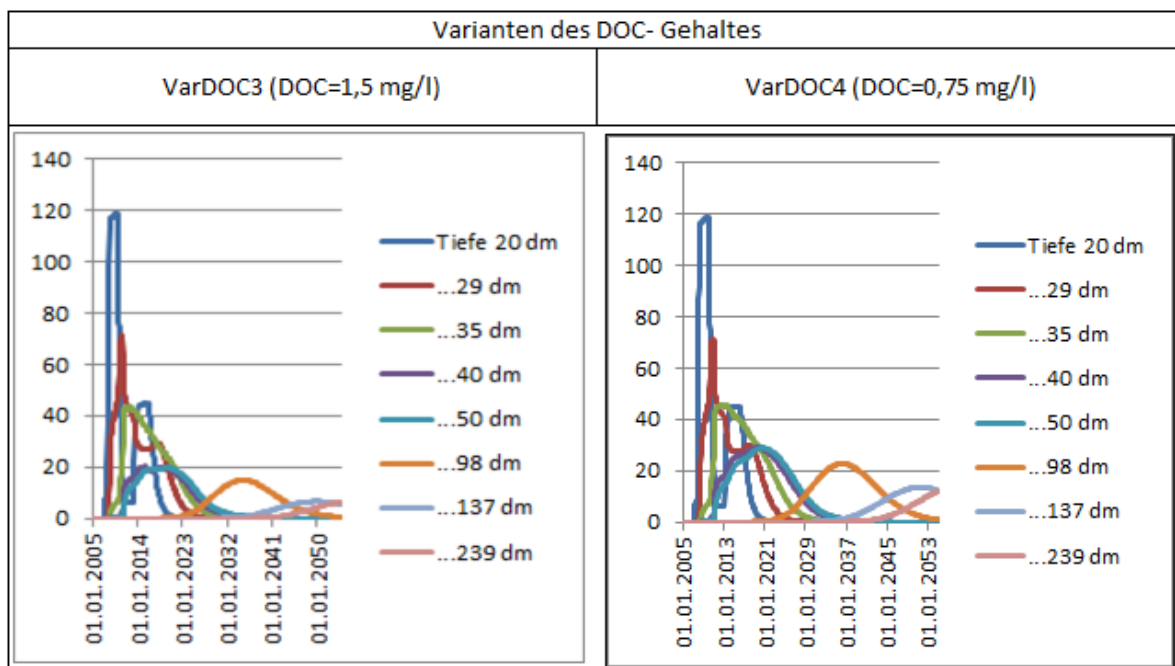


Abb. 39: Verlauf der Nitratkonzentration in ausgewählten Tiefen für verschiedene Berechnungsfälle in Biere



In Tabelle 11 ist ausgewiesen, dass in den Varianten VarDOC3 und VarDOC4 75 bzw. 50 % des Nitrates abgebaut werden, der Nitrataustrag aus der Aerationzone in das Grundwasser also deutlich gegenüber dem Eintrag verringert ist. Dieser Nitratabbau wird fast gänzlich in den bindigen Schichten 2, 3 und 6 bewirkt, die anderen Schichten haben keinen oder einen sehr geringen Anteil an Denitrifikationsprozessen - dies zeigt auch Abb. 40. Bemerkenswert ist, dass der nur 12 dm mächtige Bereich der Schichten 2 und 3 aus tonigem Schluff und schluffigem Ton besonders hohen Anteil an der Denitrifikation in der Aerationzone hat – dies ist wiederum auf die o.g. hohen Sättigungsgrade zurückzuführen. Der Nitratabbau in der relativ mächtigeren Schicht 6 (Mächtigkeit 39 dm) ist demgegenüber geringer. Gründe dafür sind die etwas geringeren Sättigungsgrade und (vor allem), dass die Nitratgehalte durch den Nitratabbau in den oberen Schichten bereits deutlich vermindert waren, was den Nitratabbau in der Schicht 6 selbst reduzierte. Dies ist auch der Grund dafür, dass sich in Schicht 6 die Varianten VarDOC3 und VarDOC4 hinsichtlich des Nitratabbaus fast nicht mehr unterscheiden – ein verringerter DOC- Gehalt limitierte im Bereich niedriger Nitratkonzentrationen (s. Abb. 39 die Konzentration in 98 bzw. 137 dm) die Denitrifikation nicht mehr.

		VarDOC3 (DOC=1,5 mg/l)	VarDOC4 (DOC=0,75 mg/l)
N- Eintrag	mgN/m <sup>2</sup>	7126	
N- Austrag	mgN/m <sup>2</sup>	1813	3551
	% d.E.*	25.4	50.0
Denirifika- tion Schicht	1	% d.E.*	2.8
	2		21.4
	3		29.7
	4		0.0
	5		2.7
	6		18.0
	7		0.0
	zus.		74.6

Tabelle 11: N- Eintrag in die so wie N-Austrag aus der Aerationzone und Denitrifikation am Standort Biere für unterschiedliche Berechnungsfälle in [mg N/m<sup>2</sup>] sowie in [% (bezogen auf den N-Eintrag)]

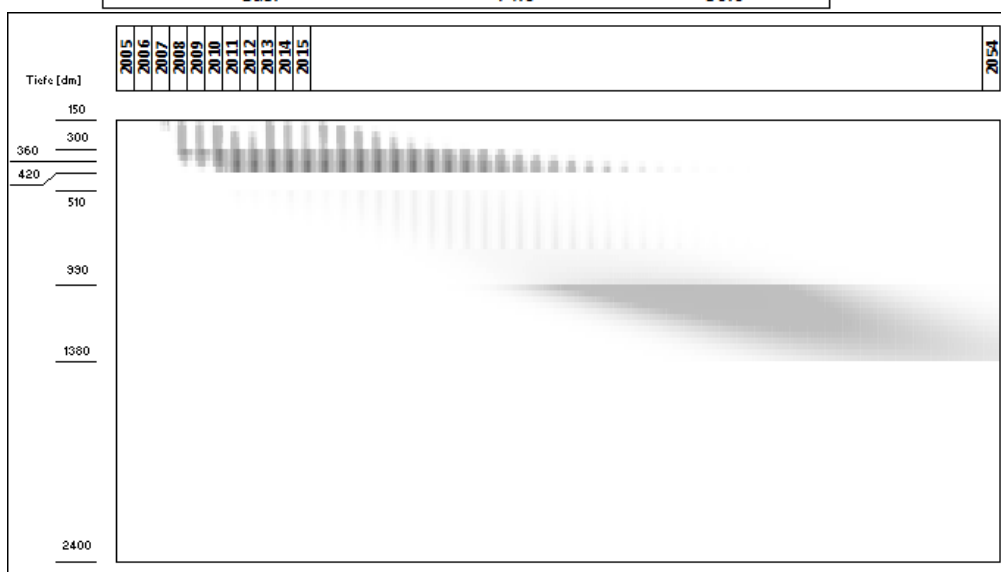


Abb. 40: Zeitlicher und tiefenbezogener Verlauf der Denitrifikation am Standort Biere, Beispiel VarDOC3 (die Intensität der Grautöne bezeichnet relativ die Denitrifikationsintensität; die zeitliche Entwicklung ist in der horizontalen Richtung (2005 – 2054), die tiefenmäßigen Unterschiede sind in vertikaler Richtung (15 – 240 dm unter GOK) dargestellt)

## 5.6 Aggregierte Bewertung des Verlagerungs- und Abbauverhaltens für Nitrat

Die heterotrophe Denitrifikation in der Aerationzone vorwiegend sandiger Profile nahm in den Modellrechnungen in der Reihenfolge der Standorte

- Lettewitz (je nach Varianten des Profils bzgl. seiner Eigenschaften betrug der Nitratabbau 4,9 bis 12,9 % des N- Eintrags)
- Groß Alsleben (Nitratabbau 34,1 bis 92,3 % des N- Eintrags)
- Biere (Nitratabbau 50,0 bis 74,6 % des N- Eintrags).

zu. In dieser Reihenfolge war auch die Mächtigkeit der Aerationzone angestiegen. Es ist aber weniger die Gesamtmächtigkeit dieser Zone, welche die Höhe der Denitrifikation bestimmt, als vielmehr der Anteil von Schichten unterschiedlicher Bodenart. In Bereichen aus Grobbodenmaterial bis zu reinen Sanden fand in den Berechnungen keine Denitrifikation statt.

Auch Substrate mit nur schwachem Tongehalt oder geringem Schluffgehalt scheinen nur einen geringen Beitrag zum Nitratabbau zu bringen. Bei Substraten mit mittlerem Tongehalt, tendenziell auch bei solchem mit hohem Schluffgehalt steigt die Möglichkeit, dass Nitratabbau in erheblichem Ausmaß stattfindet. Da auch andere Faktoren von Einfluss sind (Sickerwasserdynamik, verfügbare organische Substanz) und nur einige Substrate in die Berechnungen einbezogen wurden, sind die Ergebnisse der Berechnungen allerdings nicht hinreichend, um Substrat- bezogen genauere Grenzen benennen zu können und dies für alle Fälle zu quantifizieren. Dies gilt besonders im Übergangsbereich von nichtbindigen zu bindigen Substraten. Wie stark der Nitratabbau quantitativ ist, hängt neben der Bodenart vor allem von der Mächtigkeit der Schicht und dem Gehalt verfügbarer organischer Substanz ab. Schichten mit sehr hohem Tongehalt begünstigen auch schon bei relativ geringer Mächtigkeit Denitrifikationsprozesse. Neben der langen Aufenthaltszeit in bindigen Bereichen ist es vor allem der hohe Wassersättigungsgrad, der Denitrifikationsprozesse ermöglicht.

In welchem Ausmaß der Nitratabbau, wenn substratbezogen die Voraussetzungen gegeben sind, erfolgt, ist bzgl. der heterotrophen Denitrifikation vom Gehalt verfügbarer organischer Substanz abhängig. Für den oberen Bereich der Aerationzone lagen für die drei untersuchten Standorte Analysen zum Gesamtgehalt organischer Substanz (TOC) vor. Wie jedoch bereits bei den zurückliegenden Untersuchungen (Hannappel u. Michel, 2018) ausgeführt, erscheint der TOC überhaupt, in der Aerationzone aber ganz besonders, wenig aussagekräftig als Parameter zur Quantifizierung von Parametern für die Berechnung des Nitratabbaus in dieser Zone. Es wurde deshalb eine Spanne des DOC (in Lettewitz und Groß Alsleben: 1,5 – 3,0 mg/l, in Biere: 0,75 – 1,5 mg/l) den Berechnungen zugrunde gelegt, wie sie aus den Erfahrungen der vorigen Phase (ebenda) plausibel erscheint. In diesem Sinne fußen die Parameter bzgl. verfügbarer organischer Substanz in den Berechnungen kaum noch auf am Standort gemessenen Eigenschaften, sondern umfassen in dieser Hinsicht szenarisch ein bestimmtes Spektrum. Geht man davon aus, dass bei DOC=0 keine (heterotrophe) Denitrifikation stattfindet, so lässt sich aus den Berechnungsergebnissen, die auf der o.g. Spanne bzgl. des DOC- Parameters basieren, abschätzen, wie sich die Denitrifikation verändert, wenn DOC in der genannten Spanne variiert oder auch z. T. außerhalb der Spanne liegt.



## 6. Flächenhafte Stickstoffeinträge in den Zustromgebieten im GWK SAL 014

### 6.1 Allgemeine Übersicht

Für die Schläge im Zustromgebiet der Messstellen wurden vom Auftraggeber die Bewirtschaftungsdaten von den Landwirten recherchiert und auf der Grundlage von Schlagbilanzen der Stickstoffsaldo berechnet (siehe auch 2.1.9). Abb. 41 gibt dazu eine Übersicht zu den Zustromgebieten.

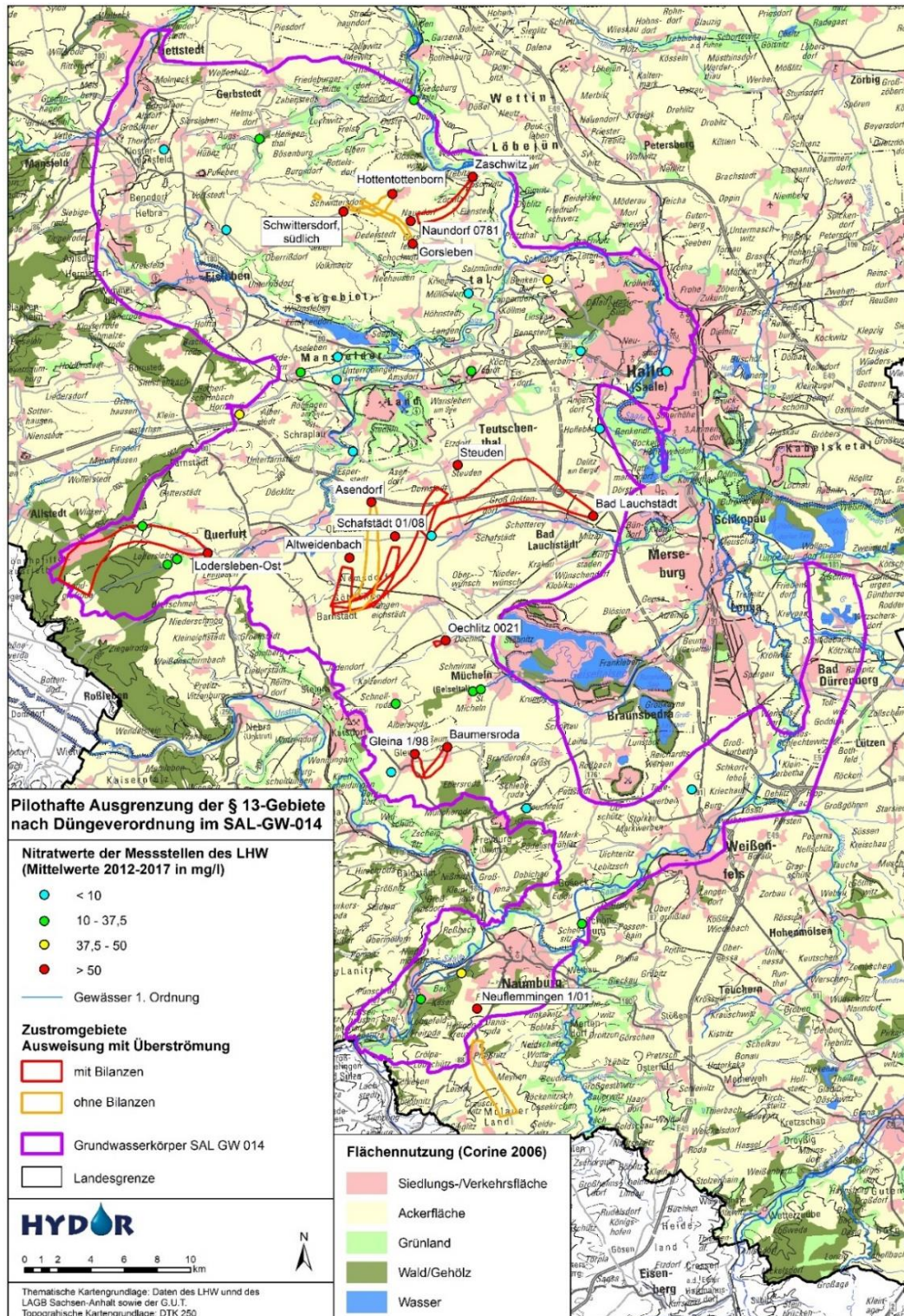


Abb. 41: Übersicht zur Lage der 15 Messstellen und ihrer Zustromgebiete



Für sieben der fünfzehn Standorte konnten vom Auftraggeber die Daten zur Berechnung der Stickstoffbilanz, allerdings nicht immer vollständig für alle Schläge innerhalb des Zustromgebiets, ermittelt werden. Bis auf die Messstelle „Lodersleben-Ost“ weisen alle Zustromgebiete eine ausschließliche oder überwiegend landwirtschaftliche Bewirtschaftung auf. In Anhang 2 findet sich dazu jeweils eine Kartendarstellung.

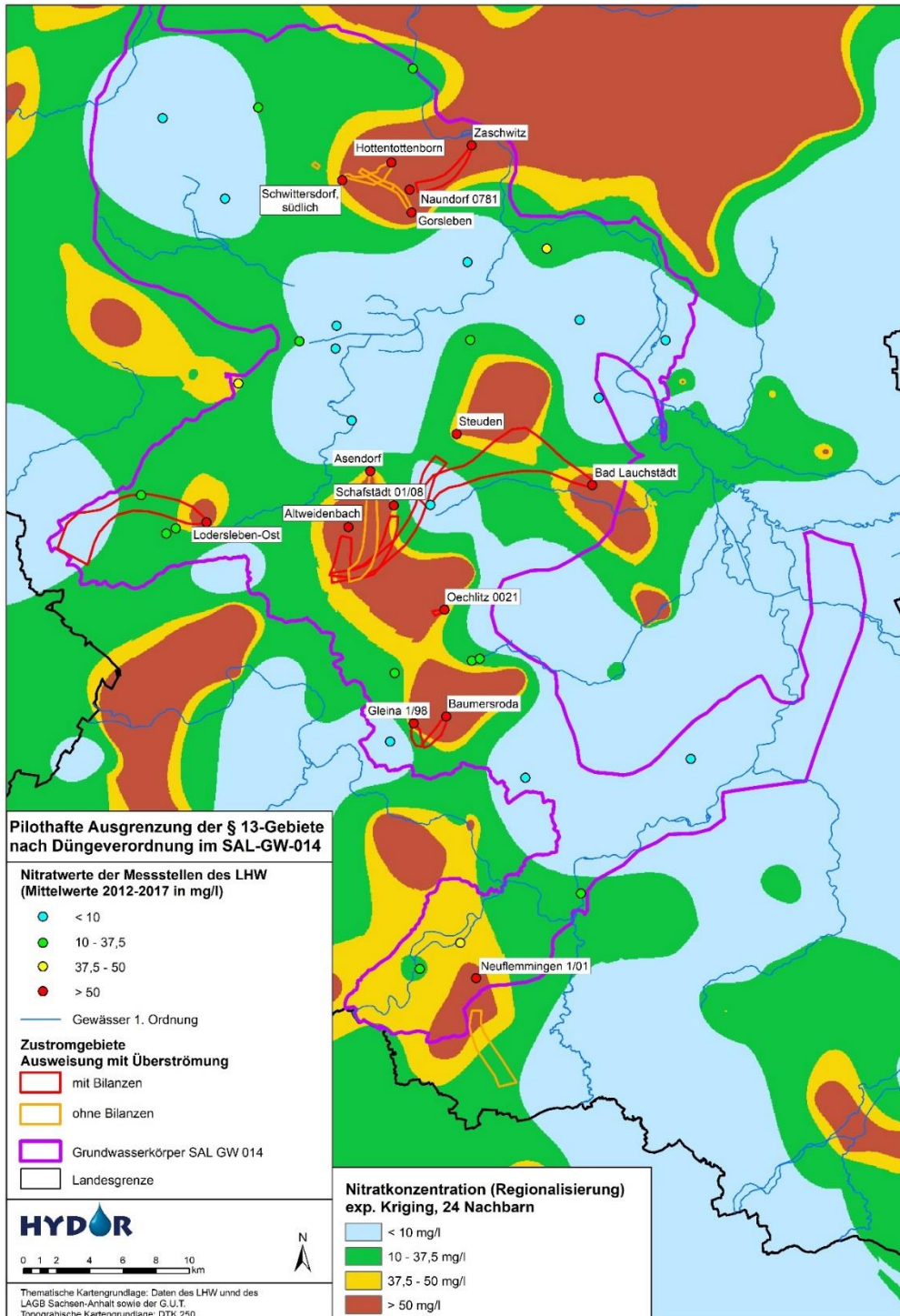


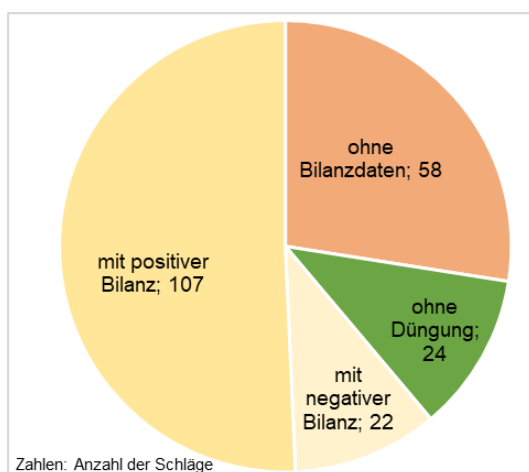
Abb. 42: Flächenhafte Verteilung der Nitratkonzentrationen im GWK SAL GW 014 (aus HYDOR, 2018a)



Die Methodik der Regionalisierung ist in HYDOR (2018a) beschrieben. Mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens wurden die belasteten Flächen mit einer Überschreitung des Schwellenwerts von 50 mg/l (GrwV, 2010) ausgewiesen. Die Zustromgebiete der 15 Messstellen, die auch für die Regionalisierung genutzt wurden, liegen zu einem Großteil innerhalb dieser ausgewiesenen belasteten Flächen. Zum Teil, wie an den Messstellen Steuden und Bad Lauchstädt zu sehen, ist kein räumlicher Zusammenhang zu erkennen. In Lodersleben-Ost, Neuflemmingen und Schwittersdorf südlich, Gleina und Baumersroda ist insbesondere der Nahbereich um die Messstelle von hohen Nitratkonzentrationen betroffen. Einschränkend ist hinzuzufügen, dass die Messstellenbelegung innerhalb der Grundwasserkörper zumeist für eine Regionalisierung nicht ausreichend ist. Die Empfehlung der LAWA (2008) sieht eine Messstelle pro 10 - 15 km<sup>2</sup> Fläche vor, im SAL GW 014 steht eine Messstelle jedoch nur pro 25 km<sup>2</sup> Fläche zur Verfügung.

## 6.2 Auswertung der Datenerhebung zu den Stickstoffbilanzen

In den Zustromgebieten zu den sieben Messstellen befinden sich insgesamt 211 Schläge. Für einen Großteil der Schläge konnten vom Auftraggeber die jährlichen Bilanzdaten seit 2013 bzw. 2014, für Altweidenbach z.T. seit 2011, von den Landwirten ermittelt werden. In standen nur langjährige betriebliche Nährstoffvergleiche zur Verfügung. Für 27 %



der Schläge (Abb. 43) liegen keine Stickstoffbilanzen vor. Weitere 24, zumeist als Weide und Streuobstwiese genutzte Schläge (11 %) werden nicht gedüngt. Von den übrigen 129 Schlägen weisen 10 % im langjährigen Mittel eine negative Stickstoffbilanz auf. Insgesamt 107 Schläge (51 %) zeigen eine positive Bilanz.

Neben den landwirtschaftlich genutzten Flächen können sich im Zustromgebiet auch anderweitig genutzte Flächen wie Wald, Straßen oder Siedlungsgebiete befinden.

Abb. 43: Anteilige Zuordnung der Schläge zu den Stickstoffbilanzen

Abb. 44 zeigt für jedes der sieben Zustromgebiete die Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche und

ordnet diesen jeweils die Übermittlung von Stickstoffbilanzdaten zu. In Lodersleben-Ost beträgt der Wald- und untergeordnet der Siedlungsanteil bereits die Hälfte der Fläche des Zustromgebiets. In Oechlitz mit dem kleinsten Zustromgebiet von nur knapp 13 Hektar trägt die Ausrichtung entlang des Baches zu dem hohen Anteil nicht landwirtschaftlich genutzter Fläche bei. Die Karten in Anhang 1 zeigen die Flächennutzung in den Zustromgebieten. Anhang 2 enthält die mittlere Stickstoffbilanz der einzelnen Schläge (ohne Deposition von 11kg N/ha\*a). Die Bilanzdaten wurden vom Auftraggeber in Form einer Exceltabelle übergeben. Diese beinhaltet neben der Schlagzuordnung das Stickstoffsaldo pro Jahr. Die Ermittlung des Saldos erfolgte anhand der zugeführten Stickstoffmenge aus Mineraldüngern und organischen Düngern, der symbiontischen N-Fixierung sowie der jeweils angebauten Kultur, ihres Ertrages und dem daraus berechneten Stickstoffentzug der abgefahrenen Haupt- und Nebenprodukte

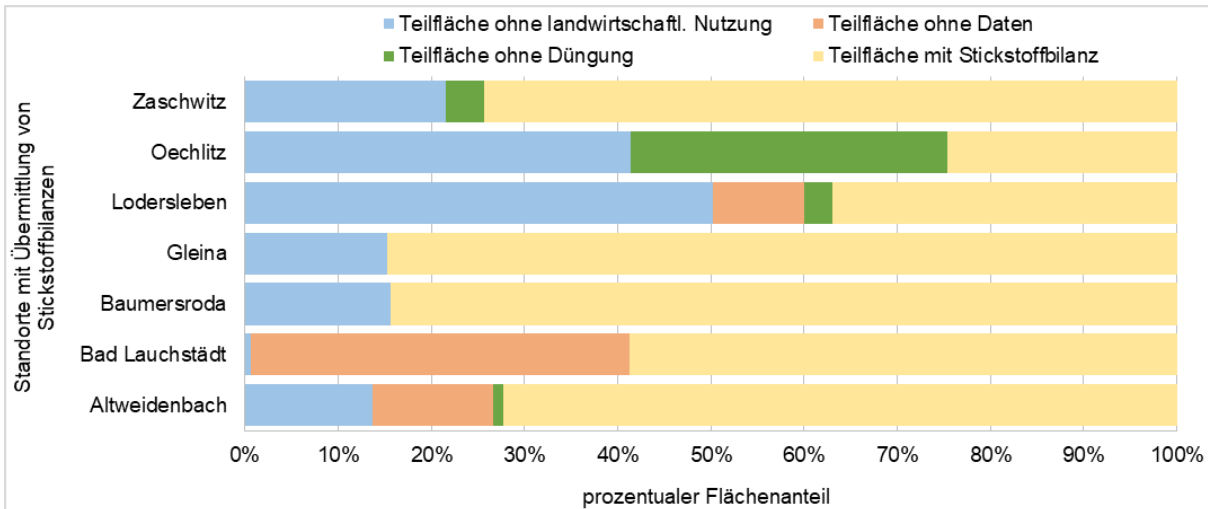


Abb. 44: Überblick zu den Flächenanteilen in den Zustromgebieten mit übermittelten Stickstoffbilanzen

Die übergebenen Stickstoffbilanzdaten auf den verschiedenen Schlägen sind sehr variabel. Abb. 45 stellt für die Jahre 2013 bis 2017 die Stickstoffverteilung in jeweils einem Boxplot dar. Innerhalb der Box befinden sich die mittleren 50 % der Werte, in die wiederum der Median eingezeichnet ist. Der Mittelwert ist durch ein „x“ gekennzeichnet. Die Boxlänge charakterisiert die Variabilität des Parameters. Außerhalb der Box spannen sich die Whiskers vom Minimum zum Maximum der Datenreihe, sofern diese das 1,5 fache der Box nicht überschreiten. Alle Datenpunkte Außerhalb der Whiskers sind als potentielle Ausreißer definiert. Der Stickstoffüberschuss ist 2013 am größten, während im darauffolgenden Jahr niedrigere Überschüsse zu verzeichnen ist. 2017 hingegen zeigen sich wiederum oft hohe Stickstoffüberschüsse. In 2015 und 2016 ist die Variabilität der Bilanzen am stärksten, 2017 am geringsten ausgeprägt, wie an der Länge der Box zu erkennen ist.

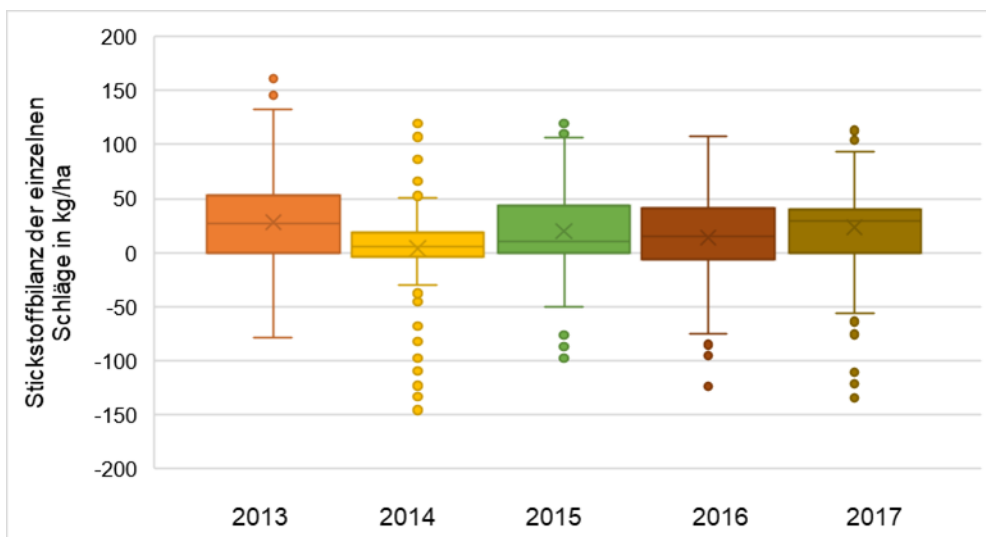


Abb. 45: Verteilung der Stickstoffbilanzen in den verschiedenen Jahren

Werden die Stickstoffbilanzen der verschiedenen Jahre für die einzelnen Schläge pro Zustromgebiet betrachtet, ergibt sich die in Abb. 46 gezeigte Verteilung. In die Darstellung wurden nur diejenigen Schläge einbezogen, für die Stickstoffdaten vorlagen und die somit in die Berechnung einbezogen werden konnten. Dazu zählen auch Schläge, die nicht gedüngt werden. Das Zustromgebiet zur

Messstelle Zschwitz ist nicht dargestellt, da hier keine Schlagdaten, sondern nur gemittelte Betriebsdaten vorliegen. Insgesamt sind die Spannweite und Höhe der Stickstoffbilanzen in den einzelnen Gebieten sehr unterschiedlich. In Oechlitz ist die Variabilität am geringsten, was der geringen Anzahl von Schlägen im Zustromgebiet geschuldet ist. Dazu kommt, dass zwei der Flächen Wiese bzw. Brache sind und nicht gedüngt werden. Hier wie auch in den Zustromgebieten von Altweidenbach, Baumersroda und Gleina liegen die mittleren Stickstoffbilanzen mit  $< 0$  kg N/ha im negativen Bereich. In den Zustromgebieten von Bad Lauchstädt und Lodersleben-Ost mit überwiegend positiven Bilanzen, ist die Variabilität der Daten trotz der hohen Anzahl bewertbarer Schläge geringer ausgeprägt als in Baumersroda mit der größten Spannweite.

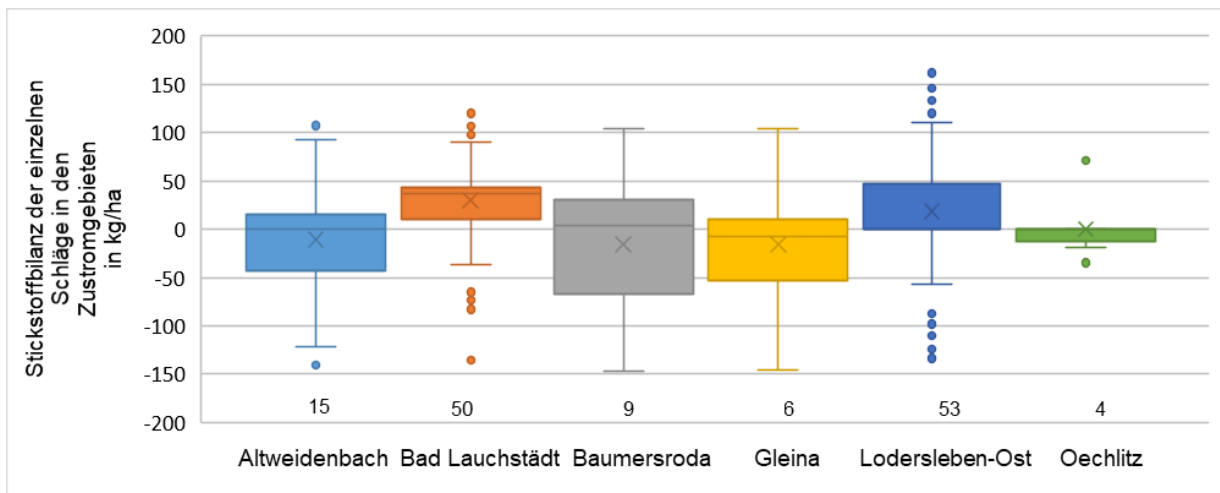


Abb. 46: Verteilung der Stickstoffbilanzdaten auf den einzelnen Schlägen über die verschiedenen Jahre pro Zustromgebiet (Zahl: Anzahl der Schläge mit Bilanzdaten)

Um die mittleren Stickstoffbilanzen eines Zustromgebiets zu bestimmen, wurden die Schläge nach ihrem Anteil an der Gesamtheit des Gebiets in die Berechnung einbezogen. Abb. 47 zeigt die flächengewichtete Stickstoffbilanz in den Zustromgebieten für die Jahre 2013 bis 2017.

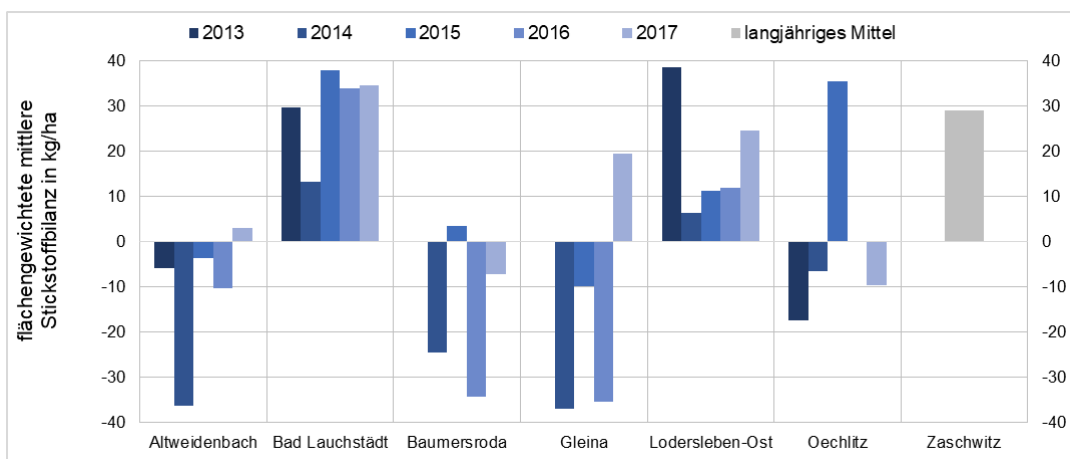


Abb. 47: Darstellung der flächengewichteten mittleren Stickstoffbilanz in den sieben Zustromgebieten über einen Zeitraum von fünf Jahren

Die starken witterungs- und kulturartenüberprägten Jahresschwankungen werden üblicherweise durch die Bildung eines mehrjährigen Mittelwertes berücksichtigt, um insgesamt eine Aussage zum N-Eintragsniveau treffen zu können.

Abb. 48 zeigt das dreijährige Mittel 2013-2014 der Schlagbilanzen für die Zustromgebiete.

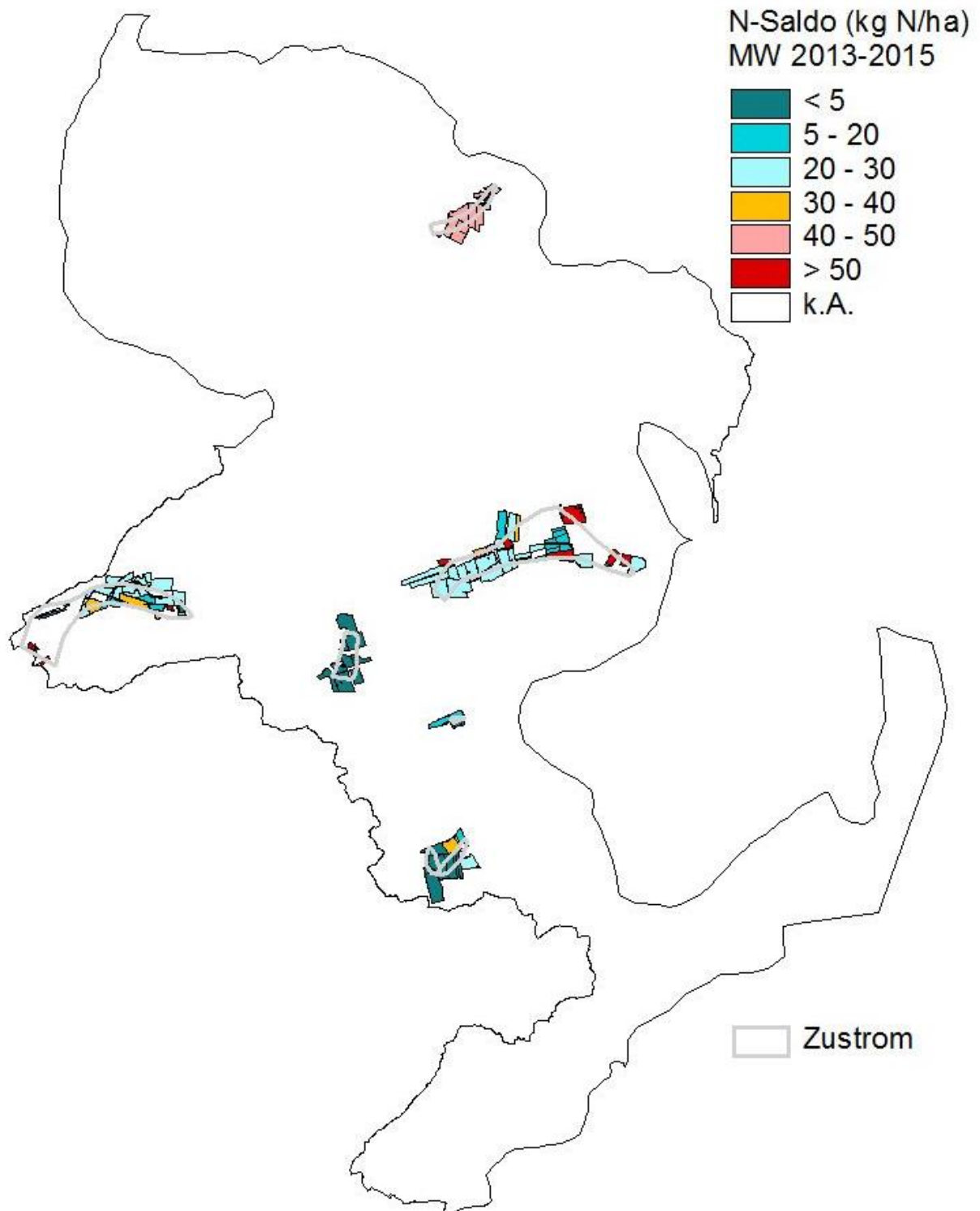


Abb. 48: Mittlerer N-Saldo (2013-2015) auf Schlagebene



## 6.3 Vergleich mit vorhandenen Flächendaten zur Stickstoffbilanz

### 6.3.1 Tolerierbare Stickstoffüberschüsse

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie gibt einen Grenzwert der Nitratkonzentration von 50 mg/l im Grundwasser vor. Zur Einhaltung dieses Grenzwerts ist es für die Landwirtschaft notwendig, die Bewirtschaftungssalden und damit vor allem die Düngung an diesem Wert auszurichten. Vor diesem Hintergrund erfolgte im Auftrag des LLG Sachsen-Anhalt eine Berechnung des tolerierbaren Bewirtschaftungssaldos für die Landwirtschaftliche Nutzfläche um im Sickerwasser eine Nitratkonzentration von 50 bzw. 60 mg/l zu erreichen).

Die Modellgrundlage bildete der DVWK-Ansatz zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone. Aufgrund der nicht umfassend wissenschaftlich geklärten Stickstoffabbauraten im Locker- und Festgestein unterhalb der Wurzelzone bis zum Erreichen der Grundwasseroberfläche, betrachtete Steininger (2015) für die Ausweisung des tolerierbaren Stickstoffsaldos für die landwirtschaftliche Flächennutzung nur das Erreichen des Grenzwertes im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone. Die Grundlagen und verwendeten Gleichungen sind in Steininger (2015) ausführlich beschrieben. In die Formel gehen neben der Stickstoffbilanz unter Abzug der Ammoniak-Verluste entsprechend der DüV (2017) auch die Sickerwassermenge und die Austauschhäufigkeit des Wassers ein. Zudem wird die Denitrifikation berücksichtigt, die aus statistischen Ansätzen abgeleitet wird. Den tolerierbaren Stickstoffsaldo berechnet Steininger (2015) als Summe aus verlagerbarer Stickstoffmenge und Denitrifikation. Im Ergebnis wird für den Großteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen-Anhalt ein mit 20 bis 60 kg N/ha vergleichsweise geringer anzustrebender Stickstoffsaldo ausgewiesen. Dies liegt zum einen begründet in dem geringen Denitrifikationsvermögen vieler Böden insbesondere in der Altmark und dem Schwarzerdegebiet, zum anderen an den Klimaverhältnissen mit niedrigen Sickerwasserraten.

Im Jahr 2019 wurde auf dieser Grundlage die Karte der tolerierbaren Stickstoffsalden in Anlehnung an den in Niedersachsen angewendeten Schwellenwert von 75 mg/l Nitrat im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelteten Zone neu berechnet. Abb. 49 zeigt die tolerierbaren Stickstoffüberschüsse im GWK SAL GW 014. Demnach können überwiegend zwischen 50 bis 75 kg N/ha eingetragen werden. Im Zustromgebiet zur Messstelle Lodersleben-Ost zeigt sich mit 30-40 kg/ha im Bereich der Waldfläche ein signifikant geringerer tolerierbarer Stickstoffüberschuss als auf den Ackerflächen. Als zusätzliche Quelle ist neben der landwirtschaftlichen Aufbringung auch die atmosphärische Deposition von Stickstoff zu berücksichtigen. In Abb. 50 sind die von Kuhr et al (2014) ermittelten Daten zur atmosphärischen Deposition dargestellt. Diese beträgt für die Referenzperiode 1999 bis 2007 im Schnitt 10 bis 20 kg Stickstoff pro Hektar, wobei sich dieser Wert von im Mittel 17 kg auf etwa 11 kg im Bezugszeitraum 2013 bis 2015 (UBA<sup>3</sup>) verringert hat. An den beiden gelb dargestellten Flä-

<sup>3</sup> <https://gis.uba.de/website/depo1/> (Zugriff am 14.03.2019)

chen, zum einem im Osten nahe Halle und zum anderem im Westen im Zustromgebiet zur Messstelle Lodersleben-Ost, zeigt sich in den Waldgebieten mit bis zu 40 kg N/ha eine deutlich höhere atmosphärische Deposition als im übrigen Gebiet des Grundwasserkörpers.

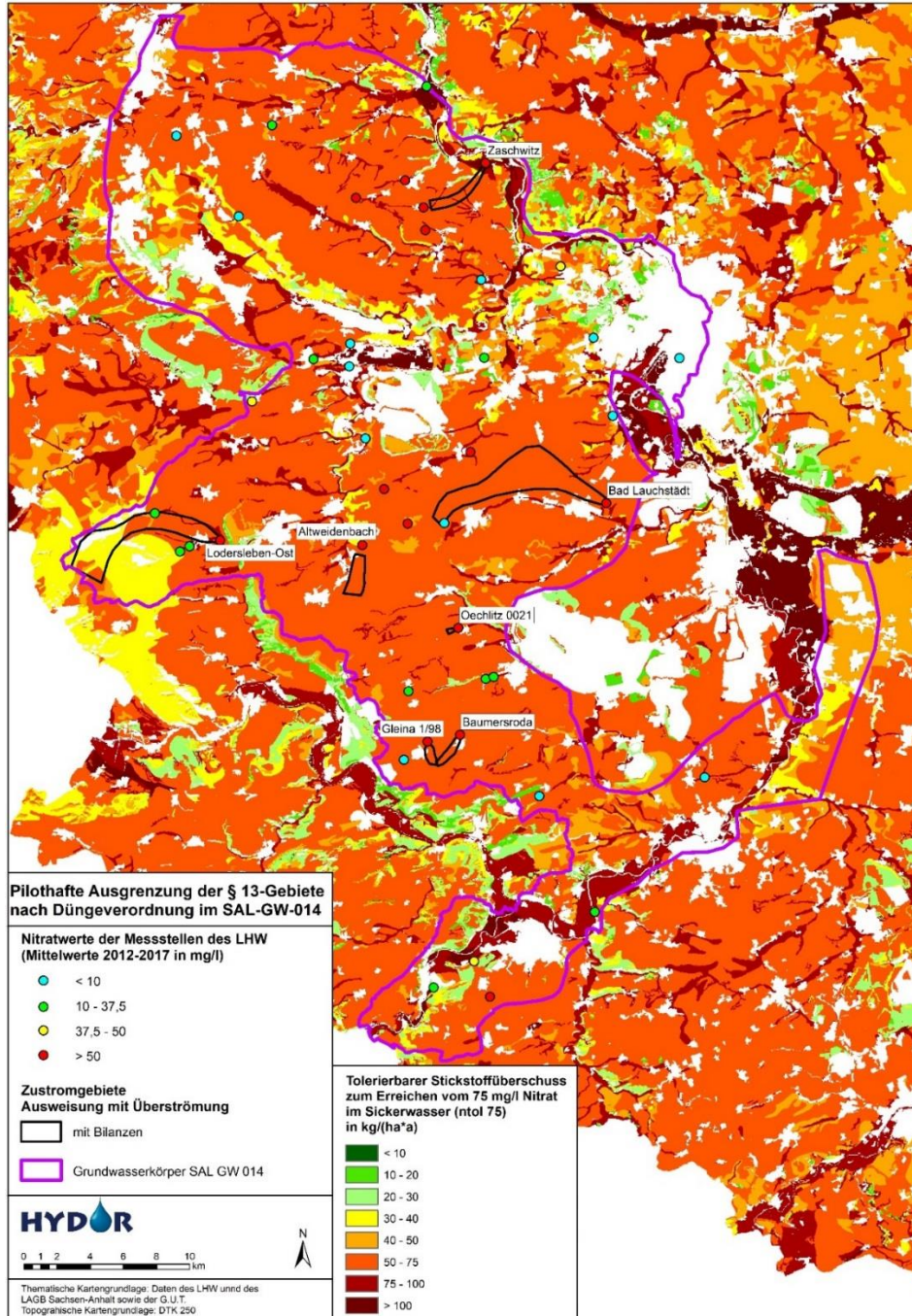


Abb. 49: Übersichtskarte zum tolerierbaren Stickstoffüberschuss zum Erreichen von 75 mg/l Nitrat im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Zone

Aus der Differenz des tolerierbaren Stickstoffsaldos zur atmosphärischen Deposition ergibt sich der Stickstoffanteil, der aus der landwirtschaftlichen Nutzung eingetragen werden kann, ohne zu einer Überschreitung der Nitratkonzentration von 75 mg/l im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Zone zu führen. Dazu wurde eine geographische Analyse der beiden als ESRI-grid vorliegenden Datensätze mit dem Geoverarbeitungswerkzeug „Map algebra“ ausgeführt.



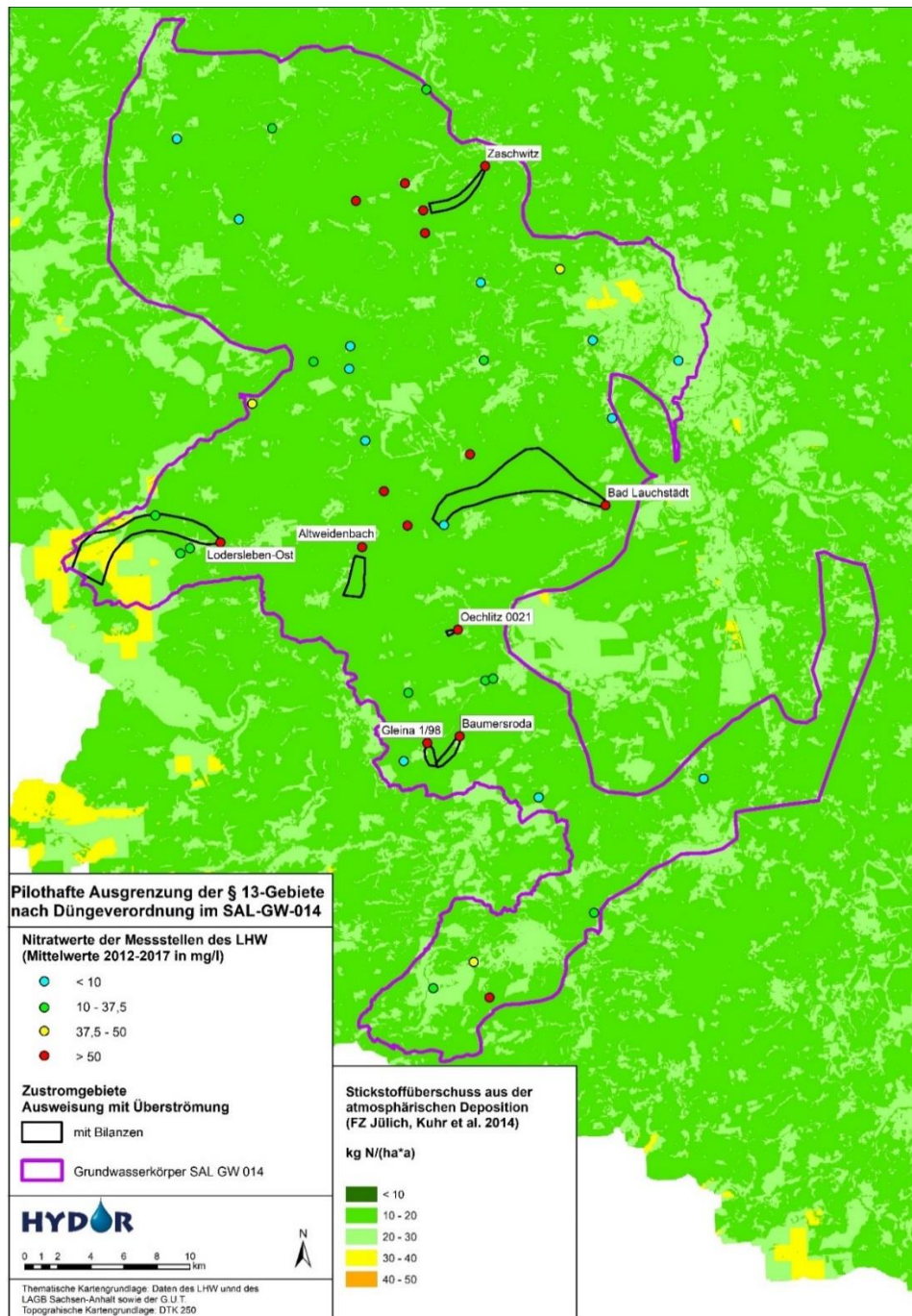


Abb. 50: Übersichtskarte zur atmosphärischen Deposition (Referenzperiode 1999-2007, Kuhr et al, 2014)

Zusätzlich wurden die Waldflächen aus der Berechnung entfernt. Abb. 51 stellt das Ergebnis der Differenz aus tolerierbaren Stickstoffsaldo und atmosphärischer Deposition dar. Die ermittelte Stickstoffmenge entspricht damit derjenigen Menge, die zusätzlich landwirtschaftlich aufgetragen werden kann, ohne den Schwellenwert von 75 mg/l Nitrat im Sickerwasser zu überschreiten. Die in Abb. 49 gezeigten tolerierbaren Stickstoffsalden verringern sich damit zum Teil erheblich. In den nur vereinzelt auftretenden rot dargestellten Gebieten liegen die tolerierbaren Einträge bei < 0 kg/ha, das heißt, dass bereits über die atmosphärische Deposition der Schwellenwert im Sickerwasser erreicht wird. Da neuere Daten als Kuhr et al. (2014) zur atmosphärischen Deposition nicht als Rasterdatensatz vorliegen, konnte der Rückgang der Stickstoffeinträge über diesen Eintragsweg nicht berücksichtigt

werden. Lediglich in den Zustromgebieten Altweidenbach und Bad Lauchstädt zeigen sich weiterhin tolerierbare Stickstoffeinträge von 50-75 kg/ha. An den anderen Standorten nimmt diese Menge bereits ab auf 25-50 kg/ha ab, wobei innerhalb des Zustromgebiets große Varianzen (siehe Zschwitz) möglich sind. In Lodersleben-Ost ist angrenzend zur Waldfläche ein Stickstoffsaldo von weniger als 25 kg/ha angegeben.

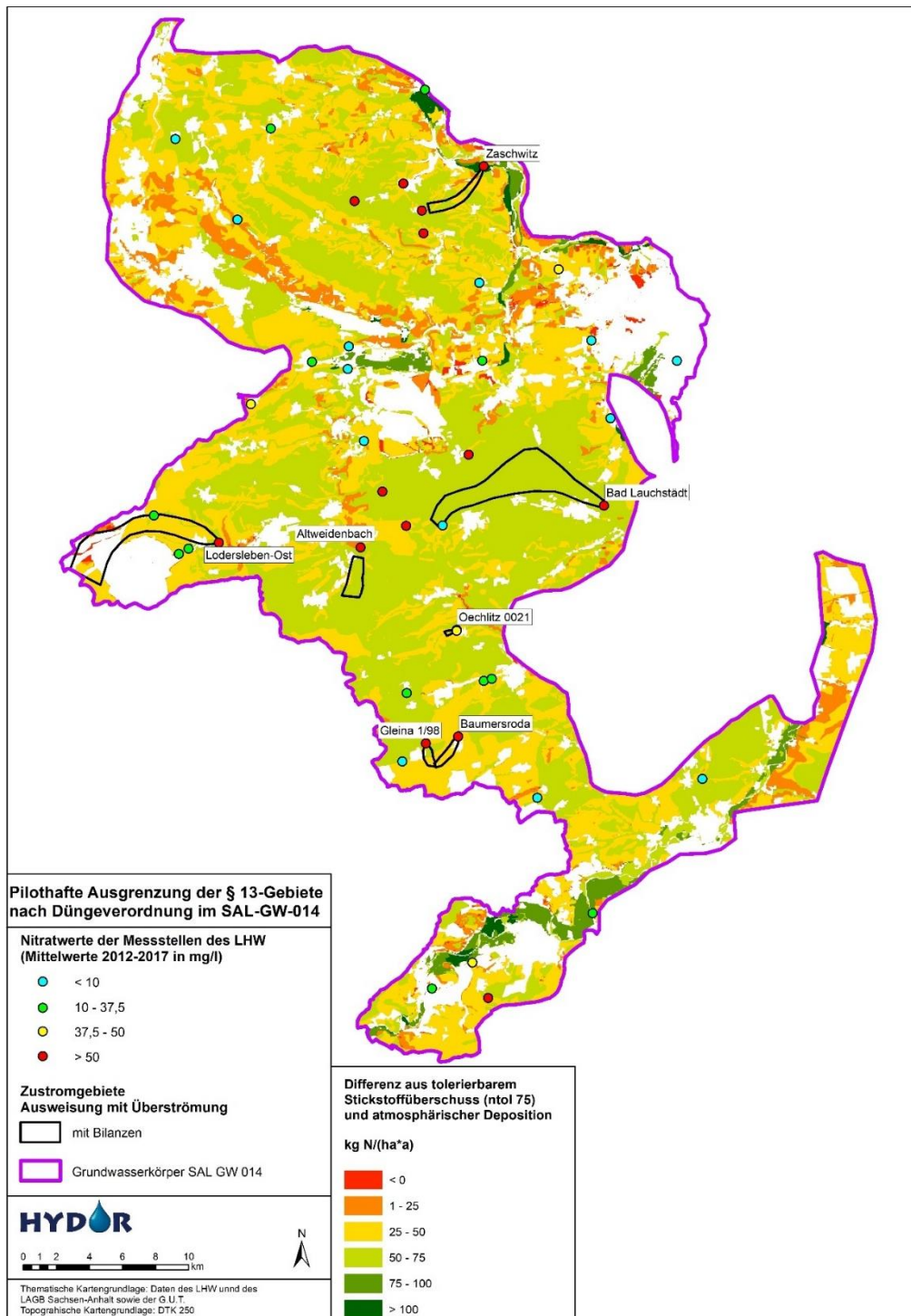


Abb. 51: Übersichtskarte zur Differenz aus dem tolerierbaren Stickstoffüberschuss und der atmosphärischen Deposition (Kuhr et al, 2014) im GWK SAL GW 014



### 6.3.2 Modellierter Stickstoffüberschüsse des FZ Jülich

Das FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) hat die flächenhaften Stickstoffeinträge in den Boden für Sachsen-Anhalt mit Hilfe des STOFFBILANZ-Modells abgebildet. In Kapitel 2.1.8 findet sich dazu eine Erläuterung. Abb. 52 zeigt die von Kuhr et al. (2014) modellierten Stickstoffüberschüsse:

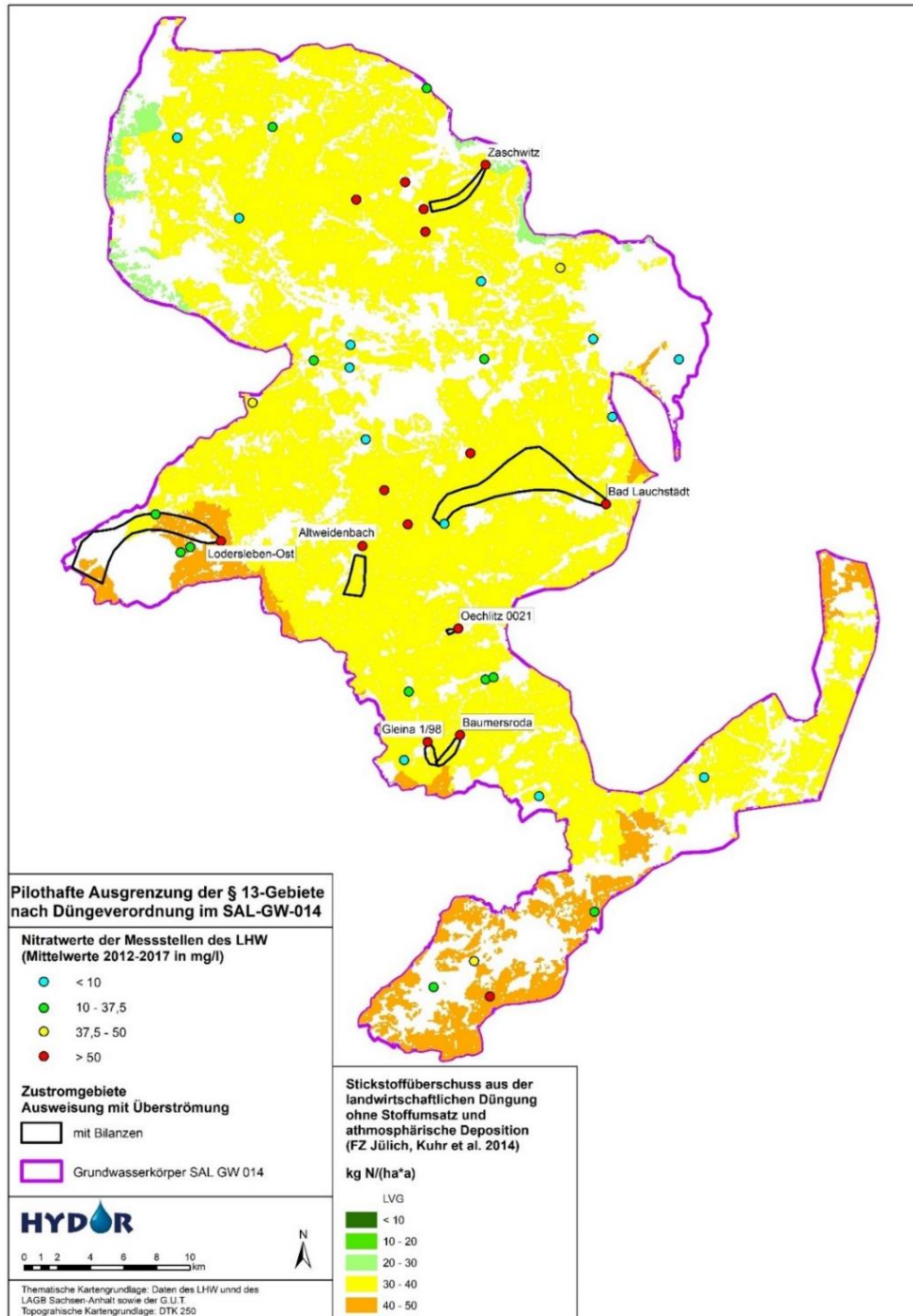


Abb. 52: Darstellung des Stickstoffüberschusses aus der Düngung nach Kuhr et al. (2014) als dreijähriges Mittel für 2007-2009 und Lage der Zustromgebiete

Dabei wurde der Stickstoffüberschuss aus der Zufuhr über die symbiontische Stickstofffixierung sowie über Saatgut, organische und mineralische Dünger und Klärschlamm berücksichtigt und dem

Stickstoffentzug des Erntegutes gegenübergestellt. Der Stoffumsatz im Boden mit Abbau- und Immobilisierungsprozessen ist nicht einberechnet. Die von Kuhr et al. (2014) modellierten Daten beziehen sich auf den Zeitraum 2007 bis 2009. Insgesamt zeigt sich mit 30-40 kg N/ha ein Stickstoffüberschuss, am Standort Lodersleben-Ost werden Überschüsse von 40-50 kg N/ha erreicht.

### 6.3.3 Vergleich der recherchierten landwirtschaftlichen Daten mit den Modelldaten

Ebenso wie für die von den Landwirten ermittelten Stickstoffüberschüssen, wurden die von Kuhr et al. (2014) modellierten Ergebnisse flächengewichtet berechnet. Dabei entsprechen die Überschüsse jeweils dem Stickstoffeintrag aus der Düngung in den Boden. Hier ist zu berücksichtigen, dass die Daten zu jeweils unterschiedlichen Zeitpunkten erhoben wurden. Die Modellierung des FZ Jülich (2014) beruht auf einer Datengrundlage von 2007 bis 2009, neuere Modelle sind derzeit nicht verfügbar und eine Abfrage der landwirtschaftlichen Stickstoffdaten ist für diesen Zeitraum nicht möglich. Die Abfrage der Bilanzen von den Landwirten erfolgte für den Zeitraum 2011 bzw. 2013 bis 2015. Zwischen den beiden verglichenen Zeiträumen ist eine zum Teil deutliche Diskrepanz der Stickstoffüberschüsse zu erkennen. Während die Einträge in den Boden beim FZ Jülich zumeist über 20 kg N/ha liegen, zeigen die tatsächlichen Schlagbilanzen mit zum Teil negativen Salden wesentlich geringere Stickstoffeinträge im Vergleich zu den Modelldaten.

Dies ist auf die unterschiedliche Bilanzierungsebene Schlag – Vergleichsgebiet und die damit verbundenen unterschiedlichen Quellen der Bilanzgrößen zurückzuführen. Im betrieblichen Mittel nähern sich die Größenordnungen wieder an. Abb. 53 zeigt zum Vergleich die Auswertung der betrieblichen Nährstoffvergleiche.

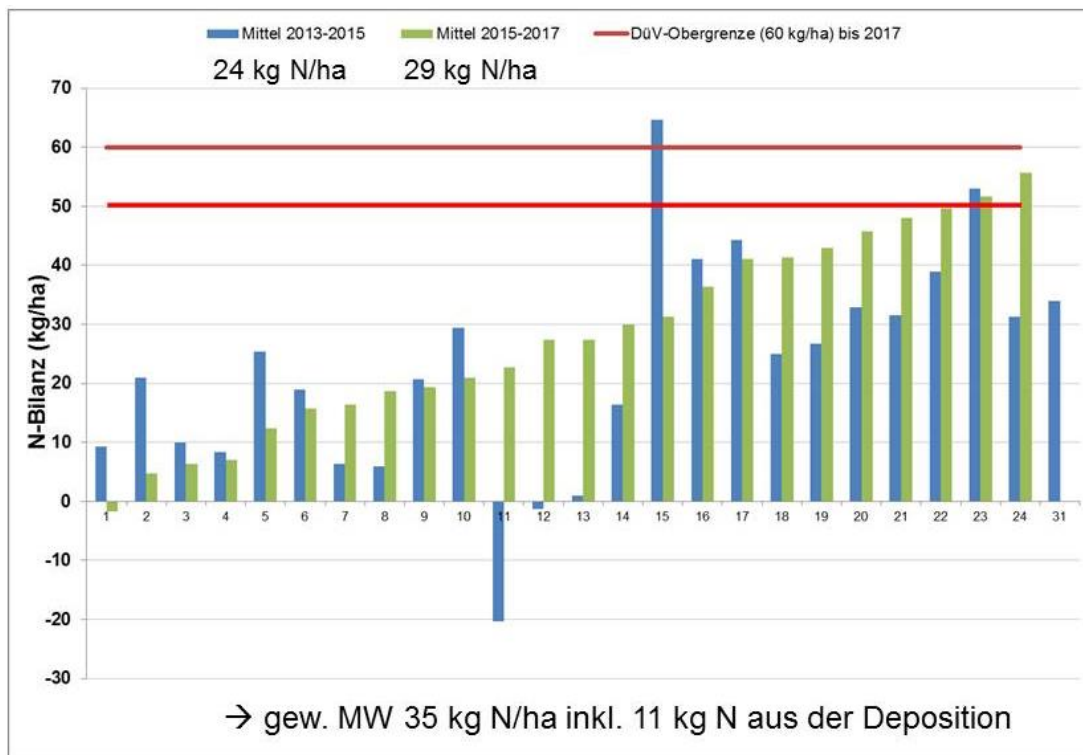


Abb. 53: Auswertung der betrieblichen Nährstoffvergleiche

## 6.4 Umrechnung der eingetragenen Frachten in Konzentrationen

Die landwirtschaftlich eingetragenen Stickstofffrachten in den Zustromgebieten wurden flächengewichtet ermittelt. Die Modellgrundlage bildete der Ansatz zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone (DVWK, 1996; Frede & Dabbert, 1998, NLFb, 2005, Kuhr et al., 2014). Die Methode berücksichtigt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und die Denitrifikation. Die Umrechnung der ermittelten Stickstoffsalden ergeben im Ergebnis die mittlere potentielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wie folgt:

$$C_{NO_3} = [(N_{Bil} - N_{Den}) * AF / SW] * 4,43 * 100$$

$C_{NO_3}$	mittlere potentielle Nitratkonzentration des Sickerwassers (mg/l)	
$N_{Bil}$	Stickstoffbilanzüberschuss (kg N/ha*a)	
$N_{Den}$	Denitrifikation (kg N/ha*a)	
SW	Sickerwasser (mm/a)	
AF	Austauschfaktor (Relativzahl)	
4,43	Umrechnungsfaktor N zu $NO_3$	
100	Umrechnungsfaktor	
Bestimmung	Austauschfaktor:	für $AH \geq 100\% \rightarrow AF = 1$ für $AH < 100\% \rightarrow AF = AH/100$

$$AH = (SW / FK_{we}) * 100$$

AH	Austauschhäufigkeit des Bodenwassers je Jahr (%)	
SW	Sickerwasser (mm/a)	
$FK_{we}$	Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (mm)	

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers beschreibt, wie oft das Bodenwasser und damit die gelösten Stoffe in einer Bodenschicht mit dem jährlichen Sickerwasserfluss ausgewechselt werden. Sie ist abhängig von der Wasserspeicherkapazität des Bodens. Dies bedeutet, dass bei hohen Austauschraten das Risiko des Austrages von leicht löslichen Stoffen wie Nitrat erhöht ist. Geringe Austauschraten verlängern die Reaktionszeit für die Denitrifikation.

Die Denitrifikationsleistung (NLFb, 2005) wird unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten Kinetik vergleichbar zum DENUZ-Ansatz wie folgt berechnet (Kuhr et al., 2014).

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0$$

mit:

$N(t)$ : Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t

t: Verweilzeit = 1

$D_{max}$ : maximale Denitrifikationsrate

k: Michaelis-Konstante

Das Ausmaß des Nitratabbaus wird jedoch nicht durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (da  $t=1$ ), sondern durch den Austauschfaktor bestimmt (Steinger, 2018, unv.). Beide Berechnungsansätze führen zum gleichen Ergebnis.

Ergibt die Differenz aus  $N_{\text{Bil}}$  und Denitrifikation einen negativen Wert, wird dieser „verlagerbare“ Stickstoff ( $N_{\text{verlagerbar}}$ ) für die weiteren Berechnungsschritte auf Null gesetzt.  $N_{\text{verlagerbar}}$  entspricht im Modellansatz des FZ Jülich der „Auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge“.

Eine Übersicht zur Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands konnte auf der Umweltportalseite Niedersachsens<sup>4</sup> als Web Map Service (WMS) ausgewertet werden. Tabelle 12 dokumentiert die für das Zustromgebiet der einzelnen Standorte flächenrepräsentativ ermittelten Austauschhäufigkeiten. Die Werte schwanken zwischen 27 % und 2 % und sind damit typisch für Trockengebiete. Die Wasserspeicherfähigkeit (Feldkapazität) wird direkt aus der BUEK1000N abgeleitet. Die Sickerwasserrate aus dem Boden ergibt sich aus der Differenz von Niederschlag minus Verdunstung und Oberflächenabfluss und wurde mit dem neuen TUB-BGR-Verfahren (Wessolek et al., 2004) landnutzungsabhängig (Acker, Grünland, Wald) berechnet. Zusätzlich enthält die Tabelle (in der dritten Spalte) Angaben zur Austauschhäufigkeit, die von Steininger (2015) von INL (unveröff.) aktuell im Rahmen des „Pilotprojektes“ im GWK SAL 014 ermittelt und projektbezogen vom AG übergeben wurden. Datengrundlage sind die VBK 1:50.000 sowie die Sickerwassermenge nach Pfützner (2015). Mit diesen – z. T. deutlich differierenden - Daten wurden anschließend die weiteren Berechnungen (s. Tabelle 14 in Kap. 6.5.3) durchgeführt.

Tabelle 12: Verfügbare Daten zur Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in den Zustromgebieten

Name	MKZ	Austauschhäufigkeit BK1000	AH (Steininger 2015)
Altweidenbach	46361313	3,8 %	18 %
Bad Lauchstädt	46370910	1,9 %	12 %
Baumersroda	47361198	10,1 %	28 %
Gleina 1/98	47362198	10,2 %	28 %
Lodersleben-Ost	46352013	26,9 %	31 %
Oechlitz 0021	46360021	1,5 %	23 %
Zaschwitz	44360065	4,4 %	11 %

Bei dieser Methode handelt es sich um ein einfaches Schätzverfahren für die langjährige mittlere Nitrat-Konzentration im Sickerwasser an der Untergrenze des Wurzelraumes. Es ist zu beachten, dass dieses Schätzverfahren auf vereinfachten Annahmen beruht und darauf abzielt, lediglich die generelle, mittlere Belastungssituation des Grundwasserkörpers bzw. des Zustromgebietes zu beschreiben. Die an konkreten Standorten im Grundwasserkörper tatsächlich gemessenen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser können deshalb erheblich von diesen Schätzwerten abweichen (NLfB, 2005). Das Ergebnis der Berechnung unter Berücksichtigung der Austauschhäufigkeit und Denitrifikation zeigen Abbildungen 54-58. Bis auf Zaschwitz übersteigt die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser in keinem der Zustromgebiete die 50 mg/l. Die flächengewichteten potentiellen N-Frachten lagen im Mittel von 2013 bis 2015 bei maximal 6,3 kg N/ha (Lodersleben) (Abb. 59).

<sup>4</sup> <https://numis.niedersachsen.de/trefferanzeige.jsessionid=343DD44FA42BD9AC60A679C739260432?docuuid=0395a0b2-13d0-4207-a28c-6d8bdcc57b90&plugid=/ingrid-group:iplug-csw-dsc-bgr-admin> (Zugriff am 14.03.2019)



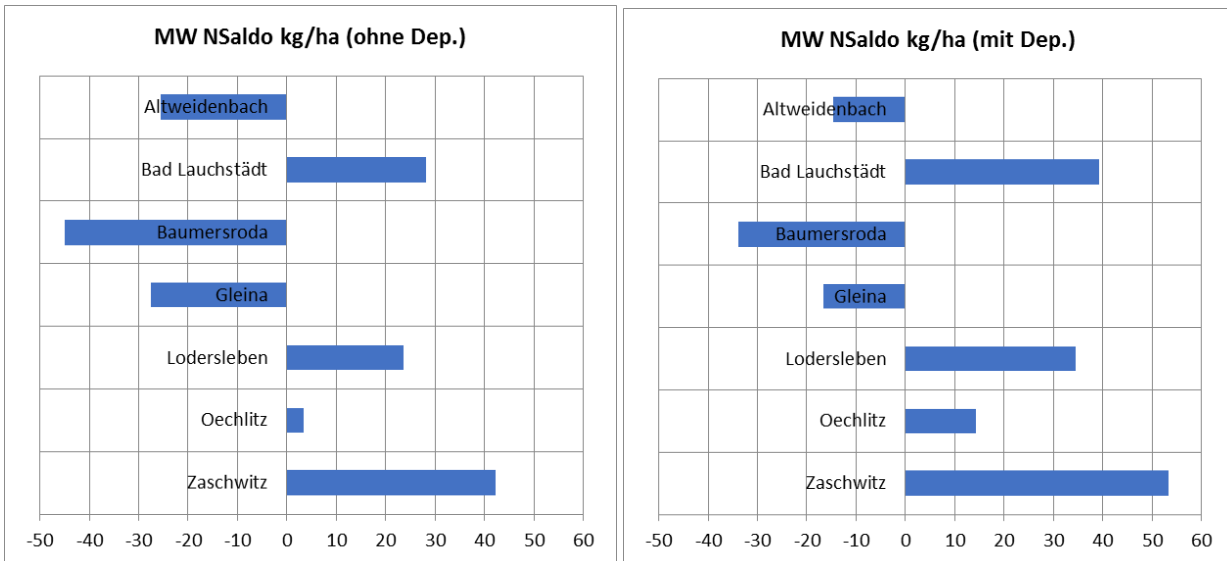


Abb. 54: flächengewichteter Mittelwert der landwirtschaftlichen N-Salden für die Periode 2013-2015 (links)  
 Abb. 55: flächengewichteter Mittelwert der N-Salden inkl. Deposition für die Periode 2013-2015 (rechts)

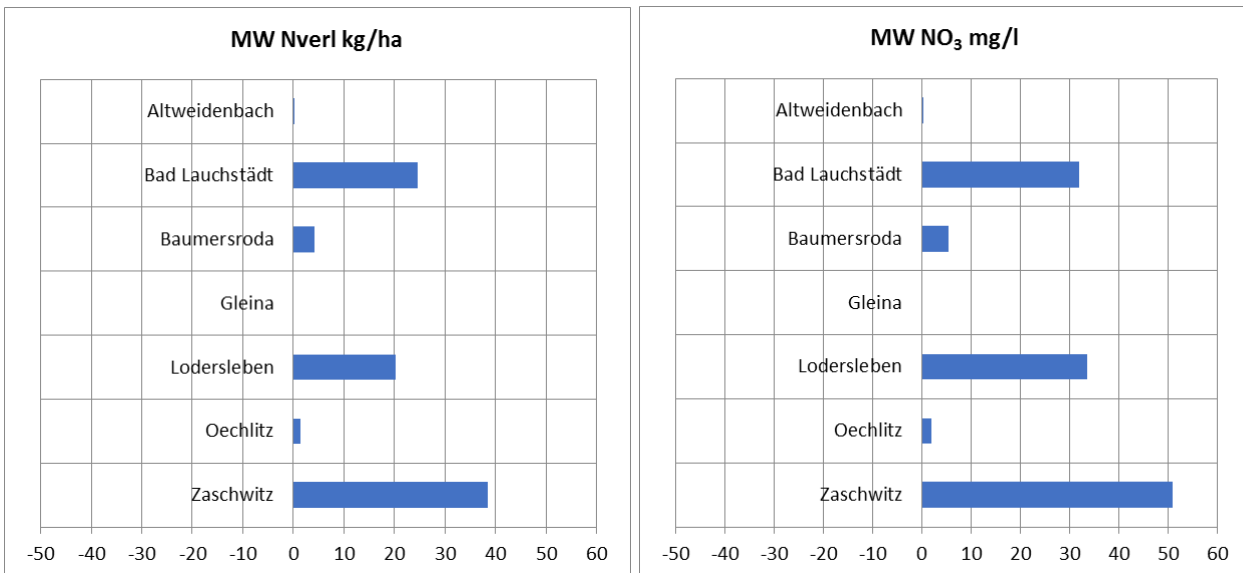


Abb. 56: flächengewichteter Mittelwert der verlagerbaren Nitrat-N-Menge für die Periode 2013-2015 (links)  
 Abb. 57: flächengewichteter Mittelwert potentieller Nitrat-Konzentration im Sickerwasser 2013-2015 (rechts)

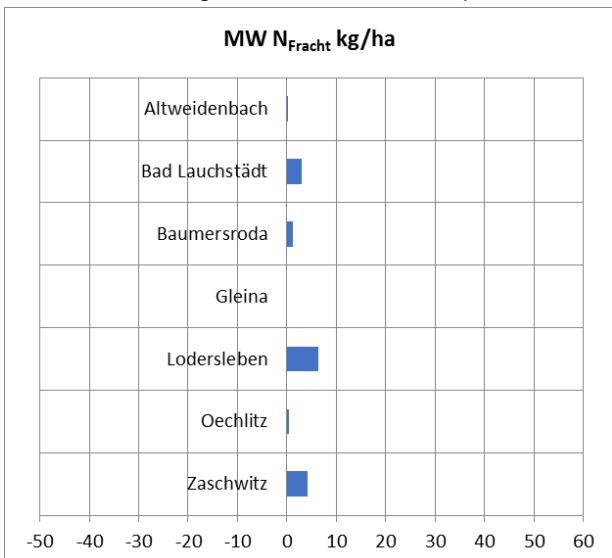


Abb. 58: flächengewichteter Mittelwert der potentiellen N-Fracht für die Periode 2013-2015

## 6.5 Berücksichtigung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone

### 6.5.1 Ableitung zustrombezogener Daten zur Verbreitung bindiger Schichten

Bei den in Kap. 6.4 potentiell berechneten Konzentrationen handelt es sich um Werte, die ohne einen Nitratabbau in der ungesättigten Zone im Grundwasser eingetragen würden. Da die Standorte im SAL GW 014 jedoch stark lössgeprägt sind, wurde zunächst versucht, eine flächenhafte Übersicht zur Lössverbreitung in den Zustromgebieten zu recherchieren. Dazu wurden vorhandene und aktuelle Daten des LAGB verwendet.

Zunächst wurden Flächendaten und -informationen gesichtet und ausgewertet. Abb. 59 zeigt dazu einen Ausschnitt aus der Grundkarte der GK 25 aus dem Bereich westlich von Schafstätt. Die Zustromgebiete der Messstellen Bad Lauchstädt, Steuden, Schafstätt und Asendorf liegen in diesem Bereich. Erkennbar ist die Flächendominanz des (hellgelb dargestellten) Lösses mit Mächtigkeiten von mehr als zwei Metern. Die Erläuterungen zum Blatt Mücheln führen dazu aus: „Auf den Hochflächen und flachen Hängen ist der Löss bzw. Schwemmlöss zumeist zwei bis vier Meter, lokal bis zu sieben Meter (maximal 7,4 erbohrte Meter südlich von Niederwünsch) mächtig“. Im westlichen Ausschnitt sind jedoch auch größere Teilbereiche (violett) erkennbar, in denen die Mächtigkeiten deutlich weniger als 2 Meter betragen. Hier stehen die Festgesteine des unterlagernden Muschelkalkes direkt oder unter geringmächtiger Lockergesteinsüberdeckung an der Erdoberfläche an. Das sind jedoch Ausnahmen, die flächenhaft nur sehr untergeordnet in der Lössregion des SAL GW 014 auftreten. Bestätigt wird das auch die (ältere) Karte der „Bodenschätzung“, die seitens der LLG digital übergeben und diesbezüglich gesichtet werden konnte.

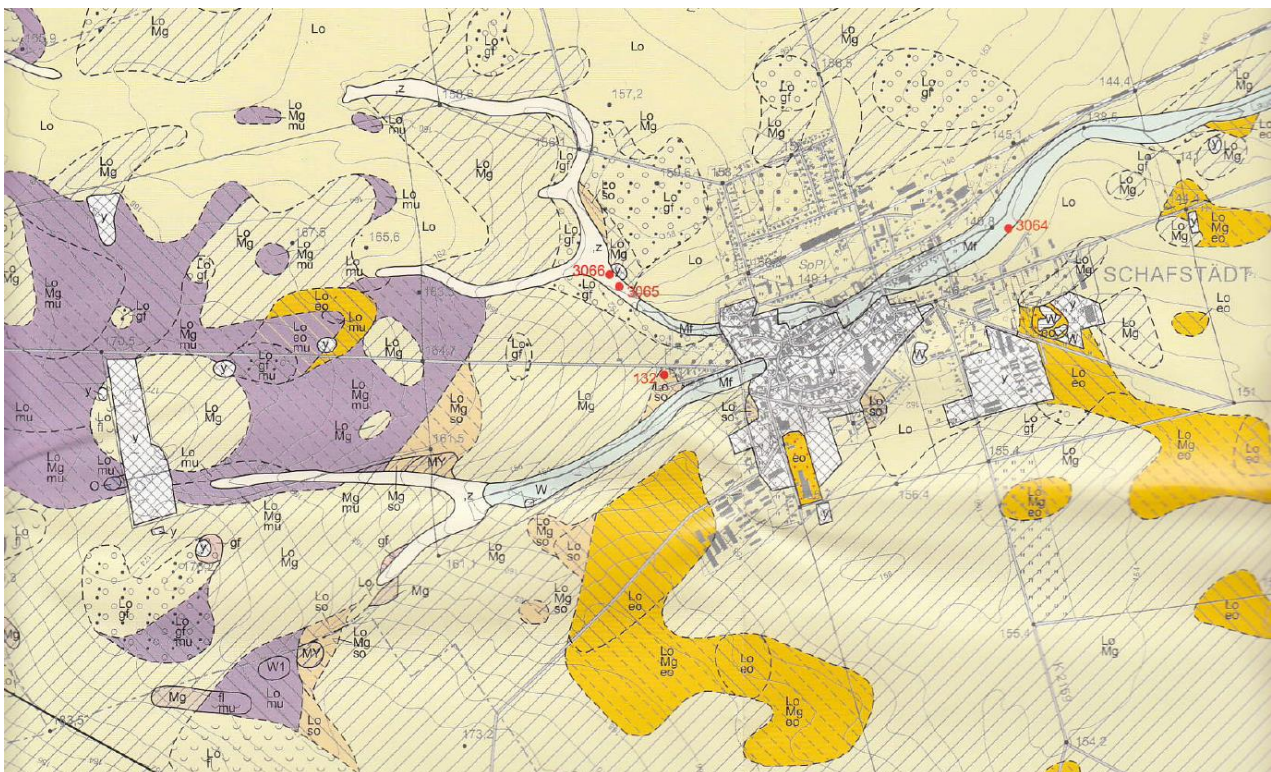


Abb. 59: Ausschnitt aus der Geologischen Karte (GK) 1 : 25 000, Blatt Mücheln (Geiseltal) des LAGB (2004)

In einem zweiten Arbeitsschritt wurden für die ausgewiesenen Zustromgebiete die online verfügbaren Bohrungsdaten des LAGB gesichtet und mit Ihnen für fünf Gebiete hydrogeologische Profilschnitte erstellt (s. Abb. 60 bis Abb. 16).

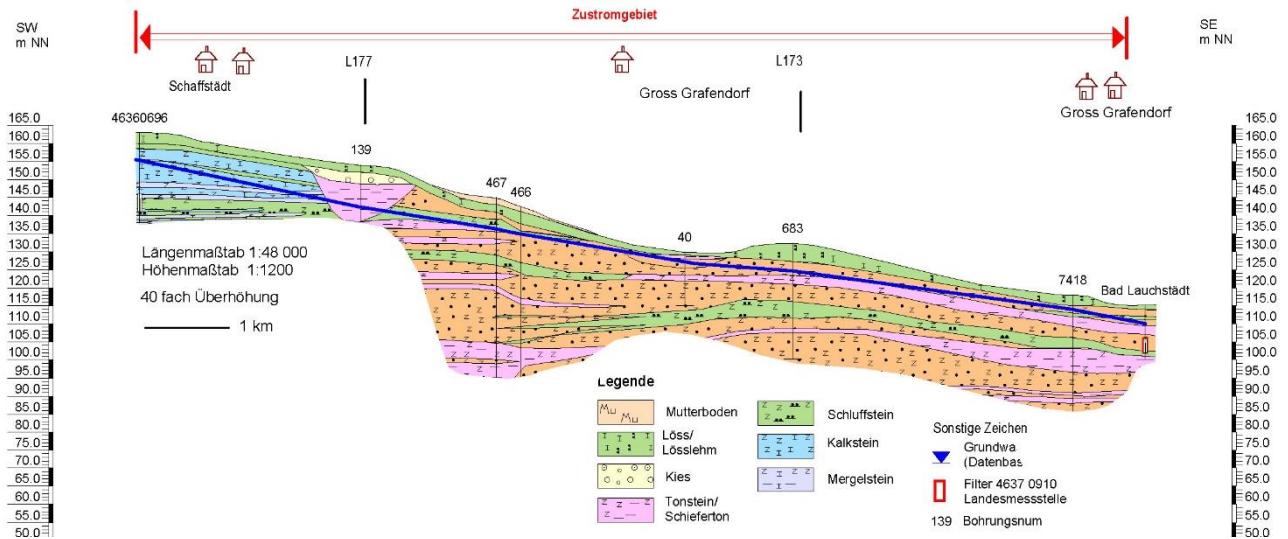


Abb. 60: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Bad Lauchstädt

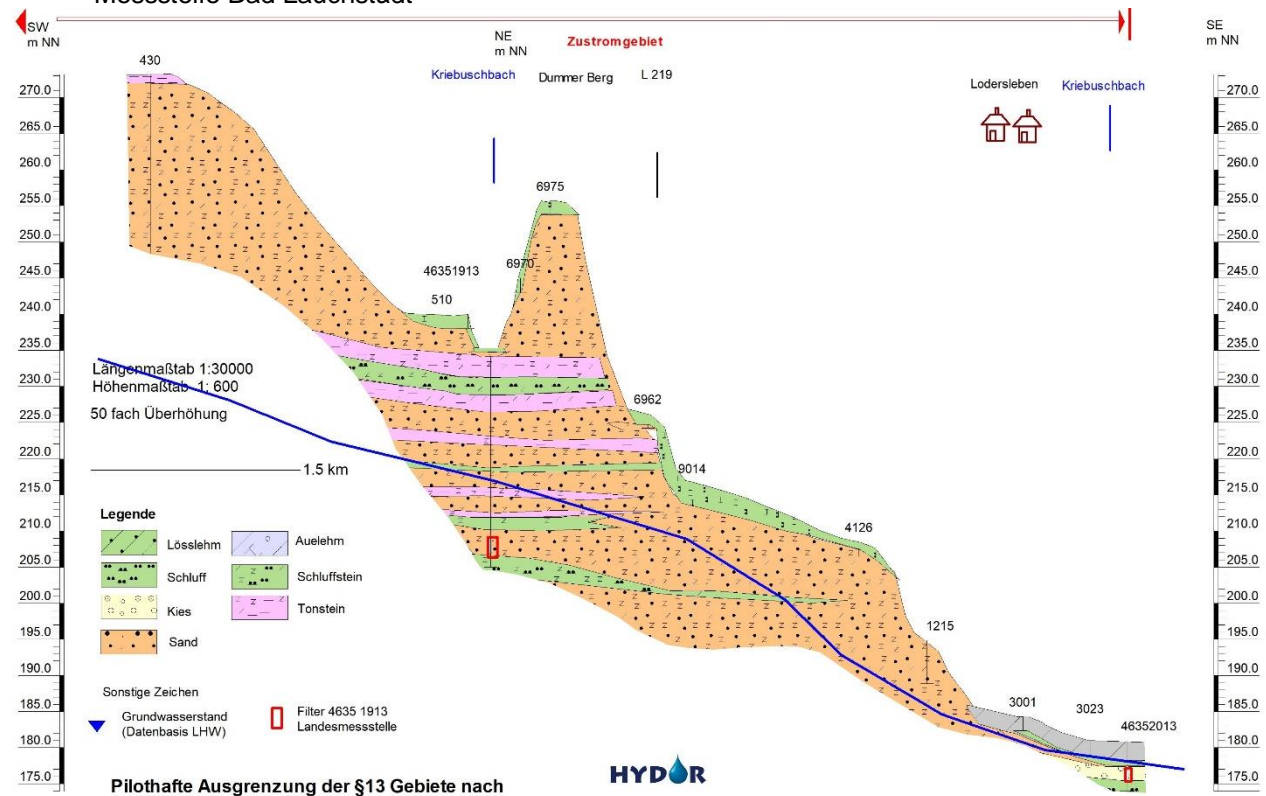


Abb. 61: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Lodersleben

Diese Darstellungen ermöglichen jeweils eine Abschätzung des Anteils bindiger Bodenbestandteile im Zustromgebiet, so dass darauf – sowie auf den Ergebnissen von HYDOR (2017b) sowie den Ergebnissen der aktuellen Modellierungen an den drei Tiefenprofilen mit geringeren Lössanteilen - basierend der Nitratabbau in der ungesättigten Zone abgeschätzt und die zu erwartenden Konzentrationen im Grundwasser besser prognostiziert werden können.



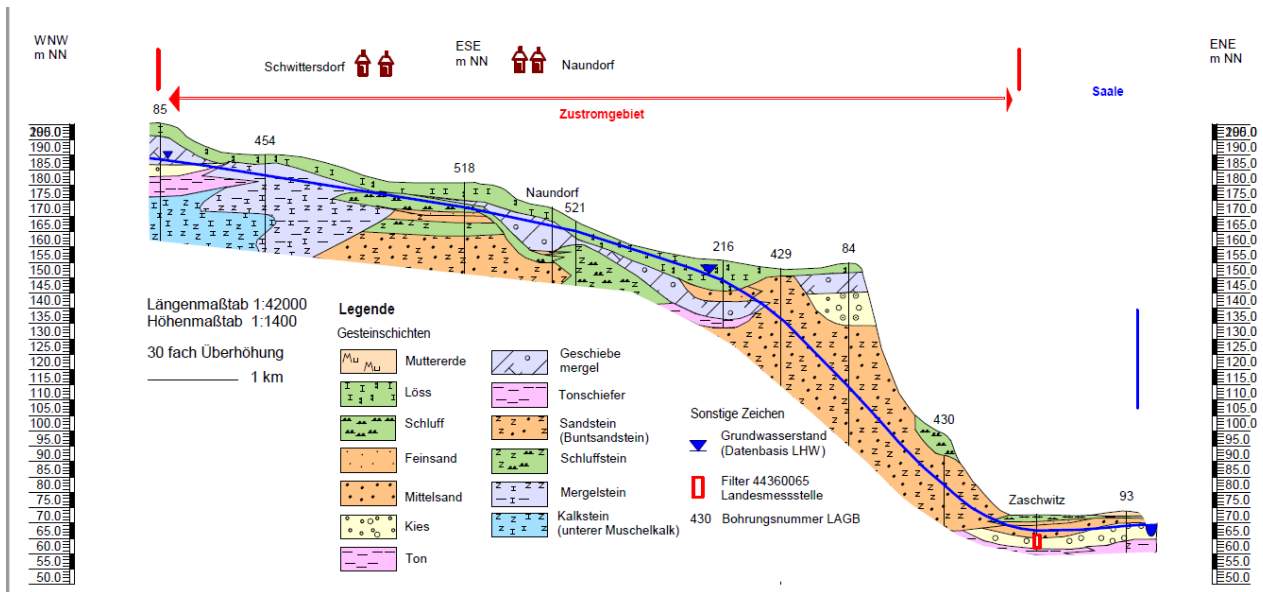


Abb. 62: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Zschwitz

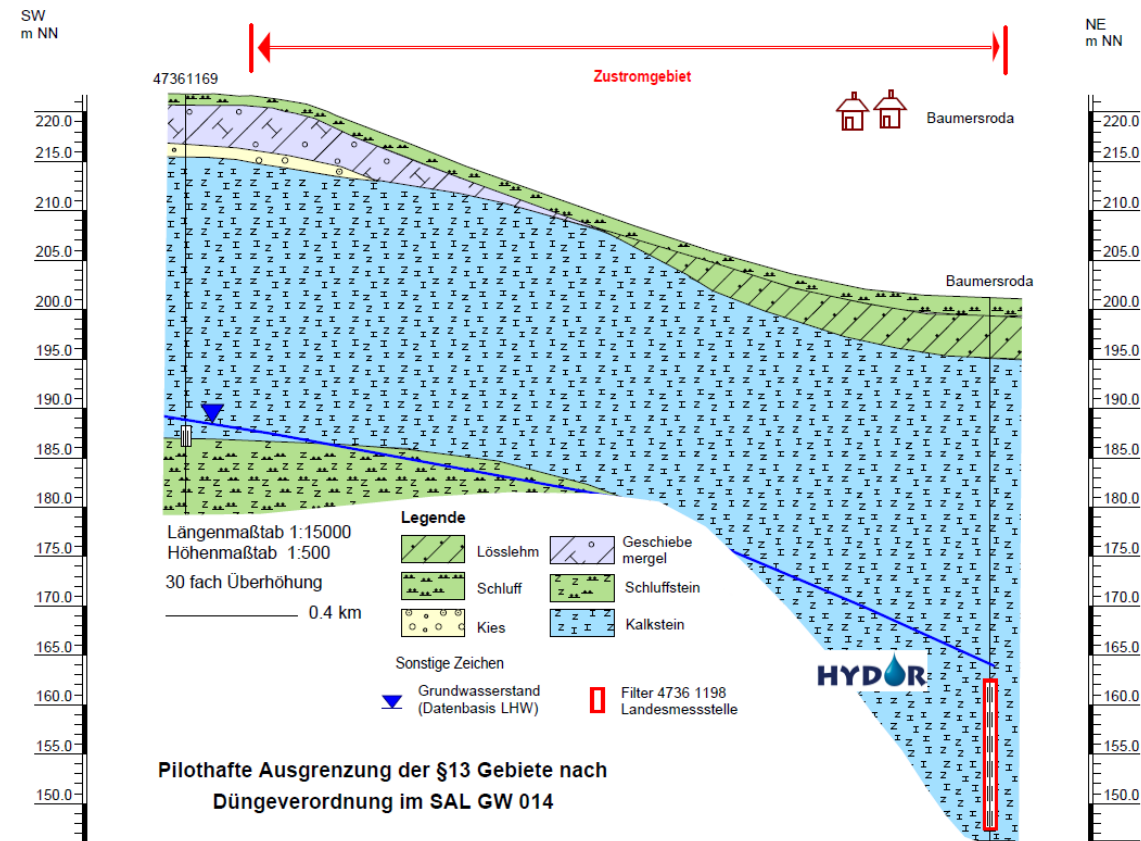


Abb. 63: Hydrogeologischer Profilschnitt durch das unterirdische Zustromgebiet des Grundwassers zur Messstelle Baumersroda

Im Zustromgebiet zur Messstelle Bad Lauchstädt (s. Abb. 60) ist eine nahezu durchgehende Verbreitung des bindigen Lösses in der ungesättigten Zone bis zur Grundwasseroberfläche erkennbar. In Lodersleben dagegen stehen Sandsteine des Buntsandsteins im unmittelbaren Zustrom zur Messstelle direkt an der Erdoberfläche an, so dass hier ein möglicher Stoffeintrag nicht durch eine hohe mikrobielle Abbauleistung in der ungesättigten Zone abgepuffert wäre.



In Zschwitz sind die Lagerungsverhältnisse vor allem im messstellennahen Zustromgebiet am ansteigenden Hang aufgrund einer geringen Bohrdichte durch eine gewisse Unsicherheit geprägt. Die „Karte der Bodenschätzung“ dokumentiert hier jedoch eine durchgehende Lössverbreitung.

In Schafstädt und Baumersroda stehen oberflächennah Kalksteine des Muschelkalks an, die flächenhaft von bindigen Verwitterungsprodukten bzw. Löss überlagert werden.

### 6.5.2 Charakterisierung des Nitratabbaus im Grundwasser

Der Nachweis des Nitratabbaus im Grundwasserleiter ist gleichzeitig auch der Nachweis eines abnehmenden Nitratabbaupotenzials durch Verbrauch der benötigten fossilen Grundwasserinhaltsstoffe organischer Kohlenstoff und Pyrit. Über einen Vergleich der zeitlichen Entwicklungen der Parameter Sauerstoff, Redoxpotential, Eisen, Nitrat, Hydrogencarbonat, Sulfat und Chlorid kann der jeweilige Abbauprozess bestimmt werden. Voraussetzung für Denitrifikation ist ein reduzierendes Milieu im Grundwasser, wie es geringe Redoxpotentiale und Sauerstoffgehalte anzeigen. Durch einen Anstieg der Parameter Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3$ ) bzw. Sulfat im Zusammenspiel mit Chlorid kann auf Nitratabbau geschlossen werden. Zeigt sich eine abnehmende Nitratkonzentration bei gleichzeitiger Konstanz von Chlorid, elektrischer Leitfähigkeit und Sulfat handelt es sich um chemoorganotrophe Denitrifikation mit einem Anstieg des Hydrogencarbonatgehalts. Bei der chemo-lithotropen Denitrifikation zeigen sich ansteigende Sulfatkonzentrationen bei gleichzeitig abnehmenden Nitratwerten und konstanten Chloridkonzentrationen. Da sowohl Sulfat als auch Chlorid über Düngemittel eingetragen werden können, fungiert bei einem Sulfatanstieg durch die Oxidation von Pyrit bei einer chemo-lithotropen Denitrifikation Chlorid als konservativer Tracer. Eine einheitliche Gesamtmineralisation verweist darauf, dass keine Alters- oder Verdünnungseffekte vorliegen. In HYDOR (2017a) findet sich eine ausführliche Beschreibung.

In den folgenden Abbildungen werden die Konzentrationsverläufe von Nitrat sowie weiteren Parametern, welche Rückschlüsse auf eine möglicherweise stattfindende Denitrifikation ermöglichen, dargestellt. Um die Aussagekraft zum Denitrifikationspotenzial zu erhöhen, wurden alle zum Teil seit 2004 vorliegenden Analysen mit einbezogen. Für die Messstellen Altweidenbach, Gleina 1/98 und Lodersleben-Ost wurde auf eine Darstellung verzichtet, da für weniger als fünf Analysen keine eindeutige Aussage getroffen werden kann. Auf der primären Ordinatenachse sind die Parameter Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat, Chlorid und Redoxpotential aufgetragen, auf der Sekundärachse, wegen der unterschiedlichen Größenordnung der Werte, Sauerstoff und Eisen. Abb. 64 stellt die Ganglinien der Messstelle Bad Lauchstädt vor. Die Nitratkonzentrationen zeigen einen konstanten Verlauf von etwa 85 mg/l. Das Redoxpotential und der Sauerstoffgehalt weisen auf ein oxisches Milieu hin. Zudem sind auch die den Nitratabbau anzeigenden Parameter Hydrogencarbonat und Sulfat (letzteres zugunsten einer konsistenten und übersichtlichen Achsenaufteilung nicht dargestellt) konstant, so dass hier von einem fehlenden Abbaupotenzial auszugehen ist.

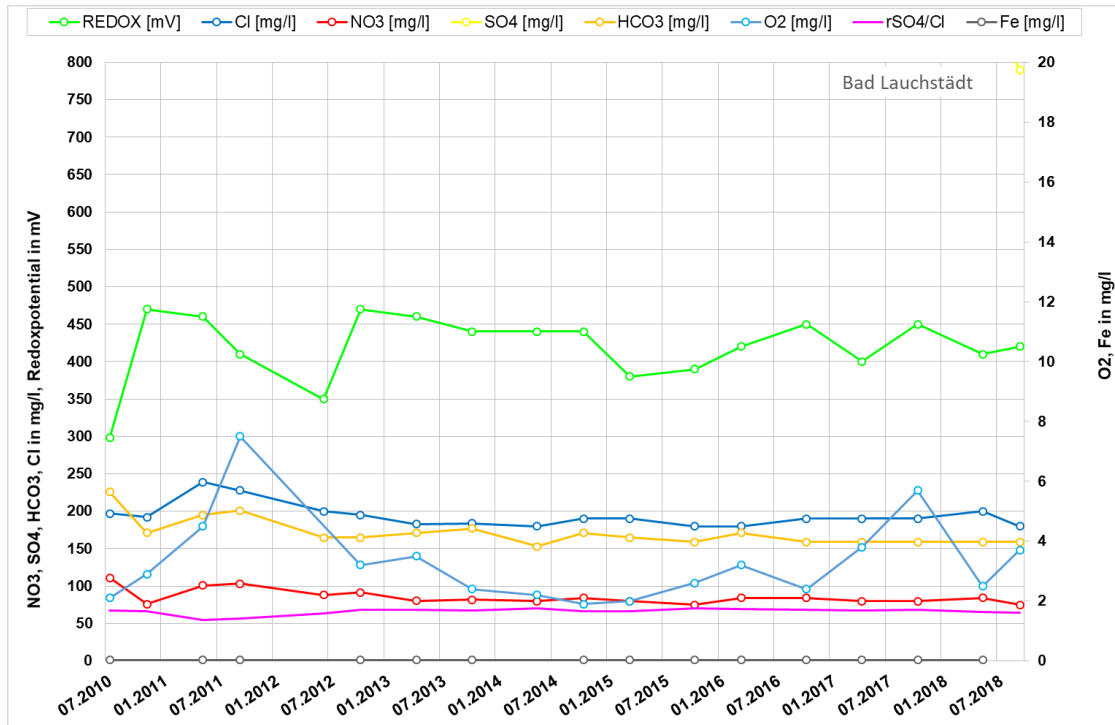


Abb. 64: Ganglinien der Messstelle Bad Lauchstädt

In Messstelle Baumersroda (Abb. 65) zeigen sich mit über den gesamten Zeitraum gemittelten Nitratkonzentrationen von 133 mg/l deutlich hohe Werte. Nach einem Maximum von 180 mg/l im Jahr 2011 zeigt sich eine schwache Abnahme der Konzentration.

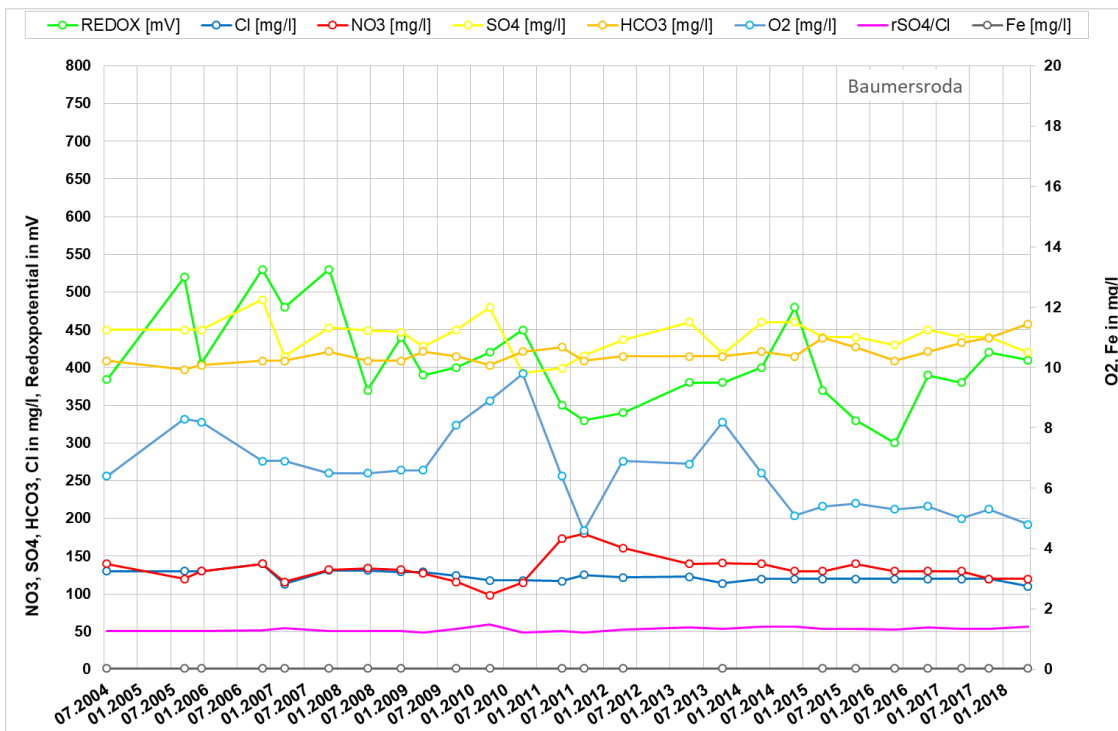


Abb. 65: Ganglinien der Messstelle Baumersroda

Der gleichzeitige Anstieg von  $\text{HCO}_3$  kann auf eine chemo-organotrophe Denitrifikation hinweisen, allerdings zeigt das Redoxpotential nach einer kurzen anaeroben Phase wieder ein oxisches Milieu an. Die weiteren redoxsensitiven Parameter Sauerstoff und Eisen zeigen keine Schwankung. Aus diesem Grund ist auch hier von einem nicht vorhandenen Denitrifikationspotenzial auszugehen.

Abb. 66 zeigt einen konstanten Verlauf der Nitratwerte von 45 mg/l an der Messstelle Oechlitz, trotz eines reduzierenden Milieus (niedriges Redoxpotential und Sauerstoffgehalt, hohe Eisenwerte). Die Sulfatkonzentrationen sinken von 1500 mg/l auf 1000 mg/l, was auf eine Erschöpfung des chemo-lithotrophen Abbaupotenzials hindeuten kann und auch Hydrogencarbonat weist keinen Anstieg auf. Insgesamt ist an dieser Messstelle kein Nitratbaupotenzial zu erkennen.

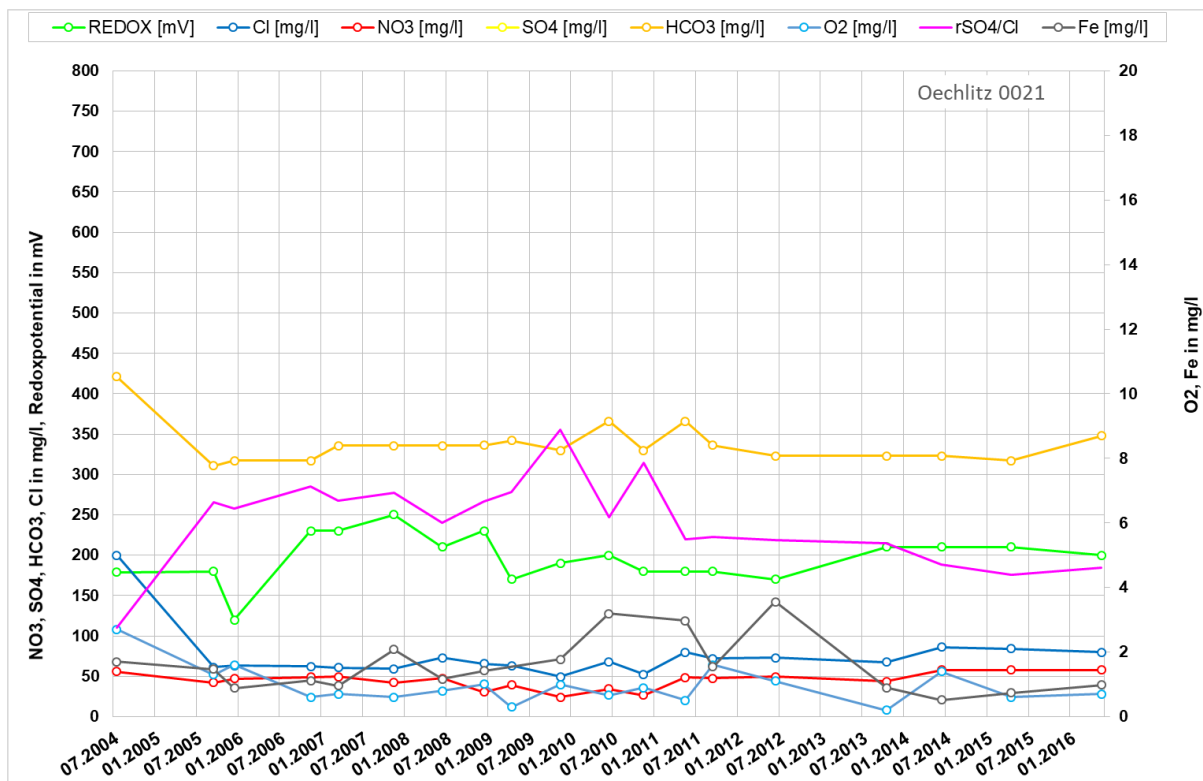


Abb. 66: Ganglinien der Messstelle Oechlitz 0021

Anders verhält es sich an der Messstelle Zschwitz (Abb. 67). Hier stellt sich seit 2012 mit maximalen Nitratwerten von über 150 mg/l ein abnehmender Konzentrationsverlauf dar. Gleichzeitig nimmt das Redoxpotential ab und die Sulfatkonzentrationen steigen an. Da das Verhältnis von Sulfat zu Chlorid ( $r\text{SO}_4/\text{Cl}$ ) konstant bleibt, infolge eines chemo-lithotrophen Nitratbauprozesses aber ebenso ansteigen müsste, kann die Abnahme der Nitratkonzentrationen auch chemo-organotroph bedingt sein. Aus der Analyse der Ganglinien ergibt sich ein Nitratbaupotenzial, eine eindeutige Zuordnung zur Art der Denitrifikation ist aber nicht auszumachen.

Neben der Analyse der Ganglinien können auch die hydrochemischen Parameter Sauerstoff und Redoxpotential einen Hinweis auf ein Nitratbaupotenzial liefern. Tabelle 12 stellt die Konzentrationsbereiche beider Parameter vor, in denen Nitratbaupotenzial mit hoher hydrochemischer Wahrscheinlichkeit stattfindet (DWA 2015, HYDOR 2017a, Hannappel et al. 2018).

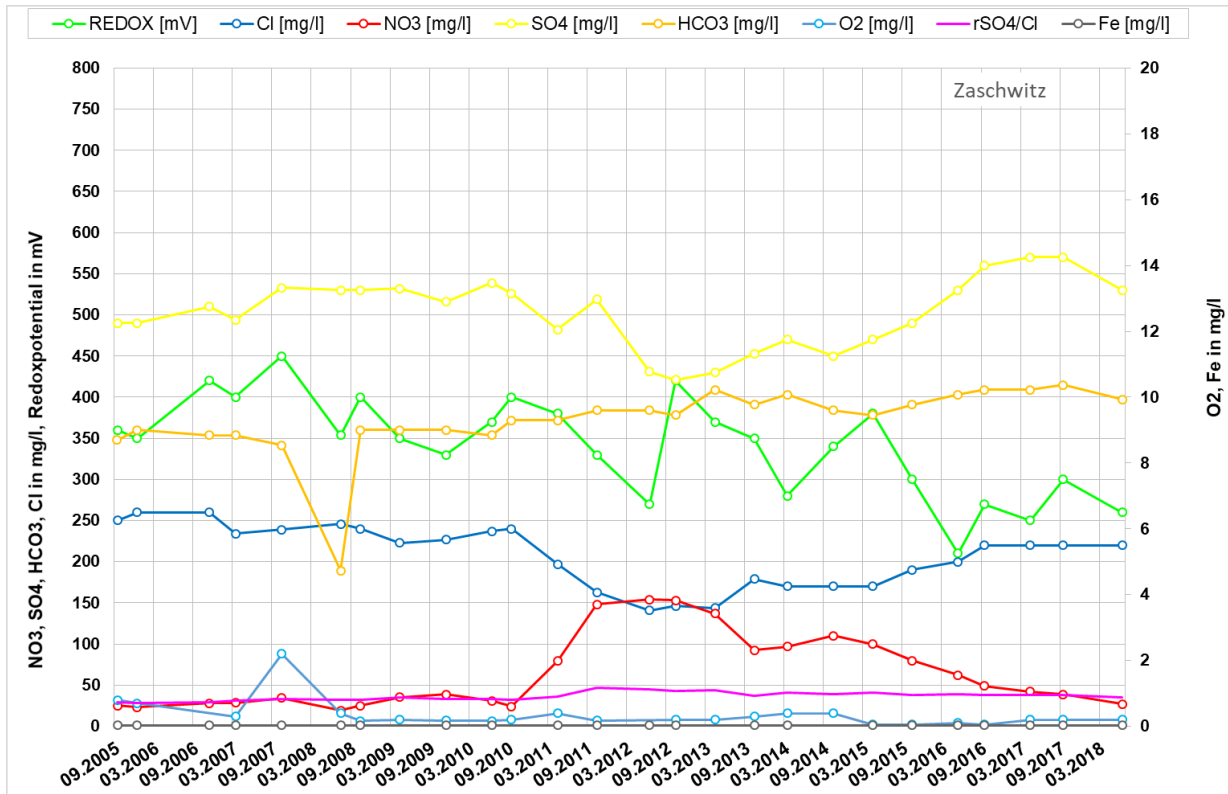


Abb. 67: Ganglinien der Messstelle Zaschwitz

Tabelle 12: Klassifizierung des Nitratabbaupotenzials anhand von hydrochemischen Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff

Parameter Redoxpotential	Parameter Sauerstoff	Denitrifikationspotenzial
> 250 mV	> 2 mg/L	kein Nitratabbau
> 200 mV	< 2 mg/L	Nitratabbau
< 200 mV	< 2 mg/L	starker Nitratabbau

Für die sieben Messstellen wurden alle vorliegenden Analysensätze im Zeitraum 2004 bis 2018 mit in die Bewertung einbezogen und der Mittelwert berechnet. Der Berechnung der Messstellen Altweidenbach; Gleina 1/98 und Lodersleben-Ost lagen jeweils nur zwei bis vier Analysen zugrunde.

Tabelle 13 zeigt zusammenfassend die Ergebnisse der Ganglinienanalyse und der hydrochemischen Analyse. Zusätzlich ist für die beiden Messstellen Oechlitz 0021 und Zaschwitz das Ergebnis aus den N<sub>2</sub>/Ar-Untersuchungen an ausgewählten Grundwassermessstellen in Sachsen-Anhalt (HYDOR, 2018b) aufgeführt.

In Oechlitz 0021 war kein Excess-N<sub>2</sub>, welcher die Differenz aus der aktuellen Nitratkonzentration zur initialen Eintragskonzentration in das Grundwasser bildet, festzustellen. Daraus ergibt sich, dass in der gesättigten Zone kein Nitratabbau stattgefunden hat. Für Zaschwitz dagegen liegt der Excess-N<sub>2</sub> bei 44 mg/l und belegt damit das Vorhandensein eines Abbaupotenzials im Grundwasser. Bei vier Messstellen ist ein Nitratabbaupotenzial im Grundwasser vorhanden (grün in Tabelle 12), bei zwei (lila markiert) fehlt es und in Oechlitz (gelb markiert) besteht eine unklare Situation.



Tabelle 13: Zusammenfassende Übersicht zum Nitratabbau an den sieben Messstellen (farbig markiert ist die aggregierte Ableitung; Erläuterungen s. Text)

Messstellenname	MKZ	Messnetz	Bestimmung des Nitratabbaupotenzials anhand		
			Ganglinienanalyse (> 5 Analysensätze)	hydrochemische Analyse (s. Tab. 13)	N <sub>2</sub> /Ar-Untersuchung
Altweidenbach	341845	E	-	Nitratabbau	unbekannt
Bad Lauchstädt	341705	O	fehlendes Potenzial	kein Nitratabbau	unbekannt
Baumersroda	341013	O	fehlendes Potenzial	kein Nitratabbau	unbekannt
Gleina 1/98	342080	M	-	Nitratabbau	unbekannt
Lodersleben-Ost	341880	E	-	Nitratabbau	unbekannt
Oechlitz 0021	341015	O	fehlendes Potenzial	starker Nitratabbau	kein Abbau
Zaschwitz	341070	O	Nitratabbau	Nitratabbau	Nitratabbau

### 6.5.3 Korrektur der prognostizierten Konzentrationen durch den Nitratabbau

Tabelle 14 dokumentiert im Ergebnis der zustromgebietsbezogenen Analyse flächenrepräsentativ ermittelte Daten zum Vorhandensein von Löss als bindige und damit den Nitratabbau fördernde Deckschichten im Vergleich mit den Emissions- (mit Berücksichtigung der Austauschhäufigkeit) und den Immissionsdaten im Grundwasser:

Tabelle 14: Kennwerte des Nitratreintrags (Emission) und der Immission im Grundwasser pro Zustromgebiet

Zustromgebiet	Löss im Zustrom	NO <sub>3</sub> im Sickerwasser mit AH	Ø NO <sub>3</sub> GW 2012 - 2017
Altweidenbach	flächenhaft	0,4 mg/L	99 mg/L
Bad Lauchstädt	flächenhaft	32 mg/L	82 mg/L
Baumersroda	flächenhaft	5,4 mg/L	136 mg/L
Gleina 1/98	lückenhaft	0 mg/L	91 mg/L
Lodersleben-Ost	lückenhaft	33,5 mg/L	75 mg/L
Oechlitz 0021	lückenhaft	2,0 mg/L	53 mg/L
Zaschwitz	flächenhaft	50,9 mg/L	93 mg/L

Es wird deutlich, dass bei allen Zustromgebieten keine direkte Übereinstimmung zwischen den auf der Grundlage des verlagerbaren N berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen zu den langjährig im Grundwasser ermittelten Messwerten besteht.

In allen Fällen lagen die berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen deutlich unter den gemessenen Werten. Diese Diskrepanz wird noch dadurch verschärft, dass aufgrund der überwiegend mächtig ausgebildeten bindigen Deckschichten von vier Metern und mehr sowie den daraus resultierenden, langen Verweilzeiten des Sickerwassers in mehreren Zustromgebieten von einem signifikanten Nitratabbau in der ungesättigten Zone auszugehen ist (HYDOR, 2017b).

Als Ursachen für die fehlende Übereinstimmung zwischen berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen und gemessenen Werten können folgende vermutet werden:

- Bei der Berechnung der potentiellen Nitratkonzentrationen handelt es sich um ein einfaches Schätzverfahren für die langjährige mittlere Nitrat-Konzentration im Sickerwasser an der Untergrenze des Wurzelraumes. Dieses Verfahren beruht auf vereinfachten Annahmen und beschreibt die generelle, mittlere Belastungssituation des Grundwasserkörpers bzw. des Zustromgebietes. Die an konkreten Standorten innerhalb der Grundwasserkörper tatsächlich gemessenen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser können deshalb erheblich von diesen Schätzwerten abweichen (NLfB, 2005).
- Bei der Berechnung der potentiellen Nitratkonzentrationen wurde die Austauschhäufigkeit berücksichtigt. Neben dem Matrixfluss im Boden kann es allerdings auch zu einer Nitratverlagerung durch schnellere Fließwege (präferentielle Flüsse) kommen. Es ist jedoch nicht davon auszugehen, dass dies flächendeckend in den Zustromgebieten auftritt.
- Festzustellen ist, dass die in den betrachteten Zustromgebieten im Zeitraum von 2013-2017 ermittelten flächenhaften N-Einträge (N-Salden) nicht die hohen gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser erklären.

Es ist daher zu vermuten, dass die in der Vergangenheit (vor 1990) langjährig zumeist höheren eingesetzten N-Düngermengen (Wendland et al. 1993) zu einem immer noch im Untergrund vorhandenen hohen Stickstoff-Pool geführt haben und/oder aufgrund der z.T. langen Verweilzeiten erst jetzt an den Messstellen zum Wirken kommen.

## 7. Resumé

In Vorbereitung der Ausgrenzung der §13-Gebieten wurde anhand von Daten aus dem SAL GW 014 geprüft, inwiefern eine Methode zur Festlegung von Maßnahmengebieten empfohlen werden kann. Im Vergleich mit den (nach HYDOR 2018a geostatistisch) berechneten Nitrat-Belastungsgebieten zeigten sich große räumliche Unterschiede zu den kleineren Zustromgebieten der Messstellen des LHW im SAL GW 014, die u.a. mithilfe von Daten zur Grundwasserdynamik flächenscharf ausgewiesen wurden und denen eine höhere Aussagesicherheit zugesprochen werden kann.

In Abb. 42 ist vergleichend dazu die - nach HYDOR (2018a) - berechnete Verteilung der Nitratwerte im GWK SAL GW 014 zusammen mit den ausgewiesenen Zustromgebieten dargestellt.

Die Methodik der Regionalisierung ist in HYDOR (2018a) beschrieben. Mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens wurden die belasteten Flächen mit einer Überschreitung des Schwellenwerts von 50 mg/l (GrwV, 2010) ausgewiesen. Die Zustromgebiete der 15 Messstellen, die auch für die Regionalisierung genutzt wurden, liegen zu einem Großteil innerhalb dieser ausgewiesenen belasteten Flächen. Zum Teil, wie an den Messstellen Steuden und Bad Lauchstädt zu sehen, ist kein räumlicher Zusammenhang zu erkennen. In Lodersleben-Ost, Neuflemmingen und Schwittersdorf südlich, Gleina und Baumersroda ist insbesondere der Nahbereich um die Messstelle von hohen Nitratkonzentrationen betroffen. Einschränkend ist hinzuzufügen, dass die Messstellenbelegung innerhalb der Grundwasserkörper zumeist für eine Regionalisierung nicht ausreichend ist. Die Empfehlung der LAWA (2008) sieht eine Messstelle pro 10 - 15 km<sup>2</sup> Fläche vor, im SAL GW 014 steht eine Messstelle jedoch nur pro 25 km<sup>2</sup> Fläche zur Verfügung.

Zu sieben der neun ausgewiesenen Zustromgebiete im SAL GW 014 wurden schlagbezogene Daten bei den landwirtschaftlichen Betrieben zum Stickstoffeintrag in den Zustromgebieten recherchiert und damit eine Berechnung der zu erwartenden Nitratkonzentrationen vorgenommen.

Wichtig dafür war vor allem eine belastbare Hypothese zum heterotrophen Nitratabbau in der ungesättigten Zone. Zur Ableitung dieser konnten drei weitere – im Vergleich zu HYDOR (2017b) – Tiefenprofile ausgewertet werden. Dabei zeigte sich sehr deutlich die Bedeutung von Daten zum Vorhandensein von organischem Kohlenstoff im Untergrund. Für quantitative standortbezogene Aussagen und auch für weitere Untersuchungen ist es in jedem Fall erforderlich, den DOC-Gehalt des zu bewertenden Standortes zu untersuchen oder anderweitig sicher genug einschätzen zu können. Es ist zudem festzustellen, dass die experimentellen Grundlagen zur Einschätzung des Nitratabbaus in der Aerationzone und auch für eine valide Modellierung dieses Prozesses eine noch zu schmale Basis haben. Die experimentellen Untersuchungen BGD (2017) erbrachten für die vorausgehende Phase des Vorhabens erste und grundlegende Ergebnisse, sollten jedoch unbedingt fortgesetzt werden. Sie sind auch für die Validierung der Modellergebnisse und die Kalibrierung der relevanten Modellparameter von hoher Bedeutung. Neben der Untersuchung bindiger Substrate in BGD (2017) wären auch gerade für den Übergangsbereich von bindigen zu nichtbindigen Substraten experimentelle Untersuchungen erforderlich, wobei empfohlen wird, soweit möglich, mit real zu erwartenden

Wassersättigungsgraden der Aerationzone und einem realen Spektrum verfügbarer organischer Substanz zu arbeiten.

Als ein relativ unklarer Bereich bzgl. der Nitratdynamik erscheint der unmittelbare Übergangsbereich der Aerationzone zur Grundwasserzone. In diesem Bereich erscheinen wegen des sich ausprägenden Kapillarsaumes (somit höhere Wassersättigung) erhöhte Denitrifikationsraten möglich – auch bei nicht bindigen Substraten. Allerdings ist wegen der in diesem Bereich stattfindenden Feuchtedynamik (Schwankung Grundwasserspiegel, wechselseitige Wasser- und Stoffbewegungen zwischen Kapillar- und Grundwasser) eine Prozesscharakteristik schwierig. Diese Zone wurde deshalb hinsichtlich Nitratdynamik nicht spezifisch betrachtet, sondern als Teil der Aerationzone mit freier Versickerung betrachtet. Für die autotrophe Denitrifikation ist ein Modellansatz noch nicht verfügbar, wäre aber für die Bewertung entsprechender Standorte erforderlich (s. auch HYDOR 2017b).

An den sieben untersuchten Standorten konnte mit den in den Zustromgebieten recherchierten landwirtschaftlichen Daten und den getroffenen Hypothesen zum Nitratabbau die an den Messstellen langjährig gemessenen Konzentrationen von Nitrat nur bedingt nachvollzogen werden.

Die landesweite Ausgrenzung der Zustromgebiete erscheint dennoch fachlich geboten, um dort zielgerichtet und ohne ein Übermaß effektive Maßnahmen zum Grundwasserschutz anordnen zu können.



## 8. Literaturverzeichnis

- Appel, D. & W. Habler (2002): Quantifizierung der Wasserdurchlässigkeit von Gesteinen als Voraussetzung für die Entwicklung von Kriterien zur Grundwasserbewegung Phase 2: Auswertung der Datensätze für die Kriterienentwicklung.- Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte, Hannover.
- BAH - Büro für Angewandte Hydrologie (2015): Ermittlung hydrologischer Bemessungs-/Bewirtschaftungsgrundlagen für das Land Sachsen-Anhalt auf der Basis des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO. Hrsg: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Nr. 1 / 2015
- BGD (2017): Quantifizierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone im Labormaßstab zur besseren Beschreibung der Grundwasserdeckschichten im Schwarzerdegebiet.- Abschlussbericht der BGD ECOSAX für die Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (LLFG), Sachsen-Anhalt, 27.11.2017, Dresden (unveröff.).
- DIN 19732 (1997): Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotenzials von nichtsorbierbaren Stoffen.- Normenausschuss Wasserwesen im Dt. Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin.
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, Bgbl. Teil I, Nr. 32 vom 1.6.2017.
- DVWK (1996): Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. DVWK-Schriften 111, Bonn
- DWA-A 912 (2016): Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung - Entwurf (September 2016).- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA, Hennef
- DWA (2015): Stickstoffumsatz im Grundwasser. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA-Themenband T2-2015, Hennef.
- EG-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, Amtsblatt Nr. L 327; S. 1 – 73
- Frede, H.G. & Dabbert, S. (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- ecomed Verlagsgesellschaft, Landberg.
- Fritz+Fröhlich (2013): Erweiterung und Aktualisierung der Datenbasis KONTA LSA durch Auswertung und Übernahme der Ergebnisse von neu beprobten Quellen und GÜSA-Messstellen einschliesslich Bewertung der regionalen Grundwasserbeschaffenheit zum Stand 2012 - Abschlussbericht zum Projekt
- FUGRO (2016): Aktualisierung des landesweiten Grundwasserkatasters.- Bericht der FUGRO Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, Berlin (unveröff.).
- Gabriel, B., Ziegler, G., Schultze, M., Kunzmann, R., Bufe, J., Fischer, H., Pohl, A., Schwarze, R. & N. Bühnemann (1989): Das Grundwasser – Einfluss der Landwirtschaftlichen Produktion.-Hrsg.: WWD Saale-Werra, Forschungsbereich Erfurt
- GCI (2008): GCI Stromer - Berechnen und Darstellen von Strom-, bzw. Bahnlinien, Isochronen und Geschwindigkeitsvektoren.- Version 1.5, Königs Wusterhausen.
- G.U.T (2014): Ermittlung von Einzugsgebieten für zum Monitoring genutzte Quellen. Bericht der G.U.T. (Gesellschaft für Umweltsanierungstechnologien mbH) an den LHW Sachsen-Anhalt, Merseburg (unveröff.).
- GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers, Bundesgesetzblatt Nr. 56 vom 15.11.2010, Teil 1, S. 1513 – 1529; zuletzt geändert 2017, Bundesgesetzblatt Nr. 24 vom 09.05.2017, Teil 1, S. 1044 – 1047.
- Hannappel, S., Köpp, C. & T. Bach (2018): Charakterisierung des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter in Sachsen-Anhalt.- Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, Springer Verlag, Heidelberg, <https://doi.org/10.1007/s00767-018-0402-7>.
- Hölting, B. & W. G. Coldewey (2009): Hydrogeologie.- 7. Auflage, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.
- HYDOR (2017a): Charakterisierung der Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens (17/S/0048//HAL).- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Berlin

- HYDOR (2017b): Modellierung der Sickerwassermengen und Nitratverlagerung an je zwei Bodenwassermessplätzen und Tiefenprofilen sowie Beurteilung des Austrags- und Abbauverhaltens für Nitrat, Modellvalidierung als Basis für eine modellhafte Gefährdungsabschätzung.- Bericht der HYDOR Consult GmbH für die Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (LLFG), Berlin (unveröff.).
- HYDOR (2018a): Erarbeitung eines Regionalisierungsverfahrens zur Bewertung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern nach EG-WRRL und zur Ermittlung der flächenhaften Ausdehnung von Grundwasserbelastungen (17/N/0949/MD).- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, Berlin.
- HYDOR (2018b): N2/Ar - Untersuchungen an ausgewählten Grundwassermessstellen in Sachsen-Anhalt.- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Berlin.
- Kolbe, T. Jean-Raynald de Dreuzy, Benjamin W. Abbott, Luc Aquilina, Tristan Babey, Christopher T. Greene, Jan H. Fleckenstein, Thierry Labasque, Annet M. Laverman, Jean Marçais, Stefan Peiffer, Zahra Thomas & G. Pinay (2018): Stratification of reactivity determines nitrate removal in groundwater.- [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1816892116](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1816892116), PNAS Latest Articles, pp. 1 of 6.
- Kuhr, P. Kunkel, R., Tetzlaff, B. & F. Wendland (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- FZ Jülich, Endbericht vom 25.04.2014, Jülich.
- Kunkel, R. & F. Wendland (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet.- Hrsg.: Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt, Band 19, ISBN 3-89336-249-5.
- LAGB (2004): Geologische Karte von Sachsen-Anhalt 1 : 25 000, Blatt 4636 Mücheln (Geiseltal).- Hrsg.: Landesamt für Geologie und Bergwesen, Halle.
- LAWA (2008): Fachliche Umsetzung der Richtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (2006/118/EG). LAWA-Ausschuss „Grundwasser und Wasserversorgung“ (LAWA-AG)
- Hansen et al (2018): Ermittlung von Verweil- und Fließzeiten.- Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Ermittlung von Verweilzeiten und Denitrifikation in der ungesättigten und gesättigten Zone, Consulaqua Hamburg.
- Köhler, K., Duynisveld, W.H. & J. Böttcher (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils.- J. Plant Nutr. Soil Sci. 2006, 169, 185–195 DOI: 10.1002/jpln.200521765
- LHW (2012): Bericht zur Beschaffenheit des Grundwassers in Sachsen-Anhalt 2001-2010; S. 1–161- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt. Magdeburg
- Martijn Schaap, Carlijn Hendriks, Richard Kranenburg, Jeroen Kuenen, Arjo Segers (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland, UBA-TEXTE 79/2018
- Pfützner, B. (2015): Ermittlung hydrologischer Bemessungs- und Bewirtschaftungsgrundlagen für das Land Sachsen-Anhalt auf der Basis des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO. – Abschlussbericht des F. und E-Vorhabens, Berichte des LHW Nr. 1/2015.
- Nährstoffkonzept ST 2015- 2021 (2013): Fortschreibung des Konzeptes zum Umgang mit Nährstoffeinträgen in die Gewässer Sachsen-Anhalts (Nährstoffkonzept 2015 - 2021).- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Magdeburg
- NLFB, NLÖ und Bezirksregierung Hannover (2005): EG-WRRL Bericht Grundwasser Niedersachsen – Methodenbeschreibung.
- Reutter, E. (2011): Hydrostratigrafische Gliederung Niedersachsens.- Herausgeber: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Geofakten 21, Hannover.
- Steininger (2015): Anpassung der anzustrebenden N-Salden zum Erreichen von 50 bzw. 60 mg Nitrat/l im Sickerwasser auf Basis der aktuellen Sickerwassermengen.- Dr. Michael Steininger, Öffentlich bestellter landwirtschaftlicher Sachverständiger für Wasserwirtschaft und Melioration, Bericht im Auftrag der LLG, Halle (unveröff.).
- Steininger, M. (2018): Nitrat-Tiefenverlagerung im Löss-Gebiet Sachsen-Anhalts.- Fachgespräch „Nährstoffe“ der LLG Sachsen-Anhalt, Bernburg 05.04.2018 (unveröff.)
- Surfer (2010): Surfer Version 9, Surface Mapping System, Aug. 2010.- Golden Software Inc., Colorado

- UBA (2011): CORINE Land Cover - Aktualisierung 2006 für Deutschland.- Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 3707 12 200 und 3708 12 200, Hrsg.: UBA-FB 001413, Texte 13/2011, Dessau.
- Voigt (1987): Nutzerrichtlinie Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR 1 : 50 000.- Hrsg.: Zentrales Geologisches Institut, Berlin (unveröff.).
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M. & R. Schmidt (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen, Springer-Verlag, Heidelberg.
- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2771) geändert worden ist.
- Wessolek, G. et al. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, ATV-DVWK, Heft 05.04, Bd. 1: Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, 135-145.

## Impressum:

Schriftenreihe der LLG, Heft 2/2019

Herausgeber: Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt  
Strenzfelder Allee 22  
06406 Bernburg  
Telefon: 03471/334 0  
Fax: 03471/334 105  
E-Mail: [Poststelle@llg.mule.sachsen-anhalt.de](mailto:Poststelle@llg.mule.sachsen-anhalt.de)  
web-Seite: <http://www.llg.sachsen-anhalt.de>

Redaktion: Dr. Matthias Schrödter  
Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt  
Strenzfelder Allee 22  
06406 Bernburg

Abbildung Titelseite: HYDOR

ISSN: 2511-5855

September 2019

Diese Veröffentlichung ist urheberrechtlich geschützt. Nachdruck, Vervielfältigung und Nutzung, auch auszugsweise, ist nur unter Quellenangabe gestattet.

Die Veröffentlichung kann im Internet unter [www.llg.sachsen-anhalt.de](http://www.llg.sachsen-anhalt.de) heruntergeladen werden.



