SACHSEN-ANHALT

Landesanstalt für
Landwirtschaft und
Gartenbau

Stickstoff- und Kohlenstoff-Monitoring im Grundwasserkörper SAL GW 014

Konzept zum Umgang mit Nährstoffeinträgen in die Gewässer Sachsen-Anhalts (Nährstoffkonzept 2015–2021)

Schriftenreihe der LLG, Heft 1/2022

Zusammenfassung

Das Land Sachsen-Anhalt begleitet die Bewirtschaftungsplanung seiner Gewässer in Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit einem Nährstoffkonzept. Nach Überprüfung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Gewässer in Vorbereitung des zweiten Bewirtschaftungszeitraums 2016 bis 2021 befanden sich 24 Grundwasserkörper aufgrund zu hoher Nitratgehalte in einem schlechten chemischen Zustand. Dabei ist der überwiegende Anteil der Stickstoffeinträge in die Gewässer (86 %) auf diffuse Quellen, insbesondere die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen. Mit dem Ziel, die Wirkungszusammenhänge zwischen der Bewirtschaftung und der Nitrataustragsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Flächen besser zu verstehen und geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Grundwasserqualität umzusetzen, wurde in vorliegendem Projekt ein intensives Bewirtschaftungs-, Stickstoff- und Humus-Monitoring in einem mit Nitrat belasteten Grundwasserkörper (GWK SAL GW 014, Modellregion Querfurter Platte) durchgeführt.

Bewertungsgrundlage waren ein Bodenmonitoring und die Erhebung von Bewirtschaftungsdaten in 12 Testbetrieben. Es wurden die N_{min}-Gehalte des Bodens (0-90 cm Tiefe) im Frühjahr, zur Nachernte und im Herbst sowie mineralisationsrelevante Bodeneigenschaften des Oberbodens, wie Gesamt- und organische Kohlenstoff(C)-Gehalte, leicht umsetzbare (heißwasserlösliche) C- und N-Gehalte und C/N-Verhältnisse, untersucht. Eine Ermittlung der N-Nachlieferung des Bodens innerhalb der Vegetationszeit erfolgte mit dem Bilanzansatz unter Berücksichtigung der Differenz zwischen Nährstoffentzug und Nährstoffzufuhr sowie der Änderung der N_{min}-Bodenvorräte von Frühjahr bis zur Ernte. Die N-Nachlieferung im Zeitraum von Nachernte bis Vegetationsende wurde mit Hilfe von N_{min}-Intensivmessungen beobachtet. Ergänzend zum Bodenmonitoring erfolgte für 9 Testbetriebe eine integrierende Bewertung der Stickstoff(N)- und Humusbilanzen mit dem Betriebsbilanzierungsprogramm REPRO für Ackerland im Zeitraum 2013 bis 2018.

Tiefenprofiluntersuchungen bis 5 m auf ausgewählten Bodendauerbeobachtungsflächen in der Modellregion dienten zudem dazu, die vertikale Nitratverlagerung und das Nitratabbauvermögen der Standorte zu beurteilen.

Der Untersuchungszeitraum war durch geringe Niederschläge und eine für die Region unterdurchschnittliche Wasserbilanz geprägt, die vor allem im extremen Trockenjahr 2018 bei Winterraps sowie bei den Sommerungen Silomais und Zuckerrüben zu Ertragseinbußen führten. Die niedrigsten N-Salden waren bei den Fruchtarten Zuckerrüben und Sommergerste und die höchsten bei Winterraps und Körnermais nachweisbar. Im Mittel aller Versuchsjahre (2013-2018) lagen die N-Salden (Differenz aus N-Zufuhr über Düngung + N-Fixierung und N-Entzug Pflanzen) bei 34 kg N/ha. Unter zusätzlicher Berücksichtigung von N-Zufuhren aus N-Deposi-

tion und N-Mineralisation mit dem erweiterten REPRO-Ansatz wurden im Mittel aller Versuchsjahre und Testbetriebe Brutto-N-Bilanzen von 60 kg N/ha mit einer Schwankungsbreite von 30 kg N/ha (2014) bis 66 kg N/ha (2018) erfasst. Unter Berücksichtigung der N-Ausbringungsverluste wurde eine mittlere Netto-N-Bilanz von 50 kg N/ha kalkuliert. Die Ergebnisse der Humusbilanzierung ergaben für den Großteil der berücksichtigten Testbetriebe eine niedrige Humusversorgung. Die C-Bilanzen lagen in einem Bereich von -256 bis -27 kg C/ha (Optimalbereich = -75 bis 100 kg C/ha). Neben der Zufuhr von Stroh wurden mit Gründünger sowie Gülle- und Gärresten im Hinblick auf die Humusreproduktionsleistung vorwiegend organische Dünger eingesetzt, die einen niedrigen Beitrag zum Humusaufbau leisten bzw. ein hohes Risiko von N-Verlusten bergen. Eine optimale Humusversorgung war nur bei 2 Testbetrieben feststellbar, die mit dem Einsatz von Stallmist eine gute Humuswirkung erzielten.

Die N_{min}-Gehalte im Boden zeigten eine sehr hohe Schwankungsbreite mit deutlichen Unterschieden zwischen den Einzeljahren, zwischen den Testbetrieben und den angebauten Kulturen. Die Frühjahrs- und Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) wiesen insgesamt ein hohes Niveau auf und lagen im Mittel aller Untersuchungsjahre mit 104 kg N/ha (Frühjahr) und 124 kg N/ha (Herbst) dennoch im standortspezifischen Toleranzbereich von 85 bis 140 kg N/ha. Die Nachernte-N_{min}-Gehalte waren mit 78 kg N/ha im Mittel deutlich niedriger und weisen auf eine gute Ausschöpfung des verfügbaren N durch die angebauten Kulturen hin. Von der Nachernte- bis zur Herbst-Beprobung war eine deutliche Zunahme der N_{min}-Gehalte zu beobachten, die auf Mineralisationsprozesse hindeutet und durch das Nacherntemanagement sowie die Witterungsverhältnisse beeinflusst wurde. Typisch für die Standortverhältnisse mit geringen Sickerwasserraten verblieb der in der durchwurzelbaren Bodenzone zu Vegetationsende enthaltene mineralische N über das Winterhalbjahr zu einem hohen Anteil in diesem Bereich und wurde nicht aus der Wurzelzone verlagert. Dieser Stickstoff kann im Folgejahr durch die Pflanze noch aufgenommen, aber auch immobilisiert bzw. denitrifiziert werden. Eine enge jährliche Beziehung zwischen N_{min}-Gehalt im Boden bzw. Bilanzüberschuss und dem N-Austrag war nicht nachweisbar. Dies ist bei der Effizienzbetrachtung von Maßnahmen zu beachten.

Die Humusgehalte des Oberbodens lagen im Mittel der Testbetriebe bei 2,6 M.-%. Die erfassten teilweise sehr engen C/N-Verhältnisse von < 10 sowie der hohe Anteil leicht umsetzbarer heißwasserlöslicher C- und N-Verbindungen weisen auf das Potential einer hohen N-Nachlieferung aus der Mineralisation hin, welches auch anhand der steigenden N_{min}-Gehalte des Oberbodens im Zeitraum Nachernte bis Vegetationsende bestätigt wird.

Neben den Witterungsbedingungen wurden insbesondere die vorherrschenden mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften des Oberbodens der Testbetriebe als Einflussfaktoren auf die hohen Herbst-N_{min}-Gehalte identifiziert. Diese Eigenschaften zeigten wiederum einen Zusammenhang zur Bewirtschaftung (Humussalden, N-Salden, organische N-Zufuhr).

Die im Rahmen des Projektes untersuchten Tiefenprofile waren durch geringe Sickerwasserraten und eine geringe Austauschhäufigkeit des Sickerwassers (4 bis 30 %) charakterisiert. Anhand der berechneten Verlagerungsgeschwindigkeiten von 2,2 cm/a bis 15,5 cm/a kann eine sehr lange Verweilzeit des Sickerwassers innerhalb der Tiefenprofile abgeleitet werden. Die nachgewiesene Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff bis in > 3 m Tiefe lässt das Potential eines Nitratabbaus durch heterotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zone vermuten.

Die ermittelten langen Verweilzeiten des Sickerwassers müssen bei der Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen der Düngeverordnung auf die Grundwasserqualität berücksichtigt werden. NO_3-Peaks im Unterboden resultieren aus einer über 25 Jahre zurückliegenden Bewirtschaftungshistorie. In Abhängigkeit von der Verfügbarkeit organischer Dünger gibt es Einsparpotentiale beim Mineraldüngereinsatz. Bei der Bemessung der Düngung sollte insbesondere das hohe standortspezifische Mineralisationspotential der Böden stärker berücksichtigt werden. Durch die Art und Weise der Bewirtschaftung ist darüber hinaus Einfluss auf die mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften zu nehmen (z.B. Art und Menge der zugeführten organischen Dünger, Strohmanagement, C/N-Verhältnisse, Bodenbearbeitung) und die Pufferfunktion des Bodens zu stärken und auszunutzen. Ein standortgerechter Humuserhalt ist zu sichern. Maßnahmen zur Verbesserung der Nährstoffausnutzung aus dem Bodenpool haben große Bedeutung. Witterungseinflüsse können den Erfolg der Maßnahmen schwer kalkulierbar machen. Das haben die extremen Trockenjahre 2016 und 2018 gezeigt. Deren Einflüsse sollen durch die Weiterführung des Monitorings untersucht werden. Bewirtschaftungsanpassungen werden sich erst sehr zeitverzögert und stark überprägt durch die Stoffumsatz-, Puffer- und Transfereigenschaften der Deckschichten im Grundwasser abbilden. Das ist beim weiteren Wirkungsmonitoring und einer Maßnahmenevaluierung zu beachten.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis I

Abbildungsverzeichnis II

Tabellenverzeichnis VIII

Abkürzungsverzeichnis X

1. Einleitung und Zielstellung 1

2. Material und Methoden 4

2.1 Untersuchungsgebiet 4

2.2 Testbetriebe 14

2.3 Stickstoff- und Humus-Bilanzen 16

2.3.1 Stickstoff-Schlagbilanzen 16

2.3.2 Stickstoff- und Humusbilanzen (REPRO) 17

2.4 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 22

2.5 Bodenuntersuchungen 24

2.6 Netto-Stickstoff-Mineralisation 28

2.7 Statistische Auswertung 30

3. Ergebnisse und Diskussion 31

3.1 Witterung im Untersuchungszeitraum 31

3.2 Stickstoff-Zufuhren, Erträge und einfache Stickstoff-Schlagbilanzen 35

3.3 Stickstoff- und Humusbilanzen (REPRO) 45

3.4 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 52

3.5 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen 56

3.5.1 Mineralische Stickstoff (N_{min})-Gehalte 56

3.5.2 Gesamt- und heißwasserlösliche Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte 78

3.5.3 Tiefenprofile 89

3.6 Ergebnisse der Korrelations- und Clusteranalyse 104

3.7 Netto-Stickstoff-Mineralisation 111

4. Schlussfolgerungen 118

5. Literaturverzeichnis 120

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Grundwasserkörpers SAL GW 014 in Sachsen-Anhalt. 4

Abbildung 2: Monatliche Niederschläge an der Wetterstation Querfurt-Lodersleben im langjährigen Mittel (1991-2020). 5

Abbildung 3: Monatliche Durchschnittstemperaturen an der Wetterstation Querfurt-Lodersleben im langjährigen Mittel (1991-2020). 6

Abbildung 4: Klimatische Wasserbilanz in Sachsen-Anhalt im langjährigen Mittel (1991-2020). 7

Abbildung 5: Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFK_{We}) in Sachsen-Anhalt. 8

Abbildung 6: Hydrologische Bezugseinheiten in der Modellregion SAL GW 014. 10

Abbildung 7: Bodensubstrate der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Modellregion SAL GW 014. 11

Abbildung 8: Bodenklassen in der Modellregion SAL GW 014.....12

Abbildung 9: Landnutzung in der Modellregion SAL GW 014. 13

Abbildung 10: Ausgewertete Testschläge in der Modellregion SAL GW 014. 18

Abbildung 11: Schematische Darstellung der in die Stickstoffbilanzierung eingehenden Bilanzglieder nach REPRO. 19

Abbildung 12: Schematische Darstellung der Bilanzglieder für die Humusbilanzierung nach REPRO. 20

Abbildung 13: Testschläge für Bodenuntersuchungen in der Modellregion SAL GW 014. 25

Abbildung 14: Lage der Tiefenprofile in der Modellregion SAL GW 014. 27

Abbildung 15: Statistische Auswertung mittels Box-Plot-Darstellung. 30

Abbildung 16: Niederschlag (N) im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) an der Station Querfurt-Lodersleben innerhalb der Sickerwasserperiode (Oktober bis März) (kumulierte Mengen).....32

Abbildung 17: Niederschlag (N) im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) an der Station Querfurt-Lodersleben innerhalb der Vegetationsperiode (April bis September) (kumulierte Mengen). 33

Abbildung 18: Temperatur im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) 1991-2020) sowie Bodentemperaturen in 5 und 20 cm Tiefe an der Station Querfurt-Lodersleben. 34

Abbildung 19: Erträge von Winterweizen (WW) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 36

Abbildung 20: Erträge von Wintergerste (WG) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 37

Abbildung 21: Erträge von Winterraps (WRa) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 37

Abbildung 22: Erträge von Silomais (S-Mais) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 38

Abbildung 23: Erträge von Zuckerrüben (ZR) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 38

Abbildung 24: Erträge von Sommergerste (SG) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 39

Abbildung 25: Erträge von Sommerweizen (SW) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 39

Abbildung 26: Stickstoff(N)-Bilanzen im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung.....42

Abbildung 27: 90 %-Perzentil der Stickstoff(N)-Bilanzen im Zeitraum 2013-2018. 42

Abbildung 28: Stickstoff(N)-Bilanzen der Testbetriebe (TB) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. 43

Abbildung 29: 90 %-Perzentil der Stickstoff(N)-Bilanzen der Testbetriebe. 44

Abbildung 30: Stickstoff(N)-Bilanzen der einzelnen Fruchtarten Winterweizen (WW) n=1592), Wintergerste (WG) (n=581), Winterraps (WRa) (n=725), Silomais (SM) (n=676), Körner-mais (KM) (n=106), Zuckerrübe (ZR) (n=244), Kartoffel (Ka) (n=26), Sommergerste (SG) (n=84), Sommerweizen (SW) (n=65), Ackerbohne (AB) (n=59), Erbse (Erb) (n=48), Luzerne (Luz) (n=76) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung.....44

Abbildung 31: Stickstoff(N)-Salden (brutto) im Vergleich der Einzeljahre (2013-2018).....47

Abbildung 32: Vergleich der mittleren Stickstoff(N)-Salden nach erweitertem REPRO-Ansatz (Netto) mit den einfachen N-Salden (aggregierte Schlagbilanz) der Testbetriebe (TB) für den Zeitraum 2013-2018. 48

Abbildung 33: Modellierte mittlere jährliche Sickerwasser(SW)-Mengen 1971-2000 (GROWA, Kuhr et al., 2014) der Testbetriebe (TB). 52

Abbildung 34: Berechnete potentielle Nitrat (NO_3)-Konzentration im Sickerwasser aller Testschläge. Box-Plot-Darstellung (n=765). 53

Abbildung 35: Berechnete potentielle Nitrat (NO_3)-Konzentration im Sickerwasser der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.....54

Abbildung 36: Niederschlagssummen (N) und Durchschnittstemperaturen (T) zwischen den N_{min}-Probenahmeterminen sowie Mittelwerte der Frühjahrs(FJ)-, Nachernte(NE)- und Herbst(H)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016-2019. 57

Abbildung 37: Frühjahrs (FJ)-Nmin-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung. 58

Abbildung 38: Mittlere prozentuale Verteilung der Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. 58

Abbildung 39: Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung. 59

Abbildung 40: Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37), Zuckerrüben (ZR) (n=25) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung. 60

Abbildung 41: Nachernte(NE)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung. 61

Abbildung 42: Mittlere prozentuale Verteilung der Nachernte-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. 62

Abbildung 43: Nachernte-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung. 62

Abbildung 44: Nachernte-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa) (n=31), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung....63

Abbildung 45: Herbst (H)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung. 66

Abbildung 46: Mittlere prozentuale Verteilung der Herbst-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. 67

Abbildung 47: Herbst-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung. 68

Abbildung 48: Herbst-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37), Zuckerrüben (ZR) (n=25) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung. 68

Abbildung 49: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2016 bis Frühjahr (FJ) 2017. 73

Abbildung 50: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2017 bis Frühjahr (FJ) 2018. 74

Abbildung 51: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2018 bis Frühjahr (FJ) 2019. 74

Abbildung 52: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) bis Frühjahr (FJ) bei frühen FJ-Probenahmeterminen. 75

Abbildung 53: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) bis Frühjahr (FJ) bei späten FJ-Probenahmeterminen. 76

Abbildung 54: Gesamtkohlenstoff(TC)-Gehalte der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 78

Abbildung 55: Organische Kohlenstoff(TOC)-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 79

Abbildung 56: Heißwasserlösliche Kohlenstoff(TOC_{hwl})-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 80

Abbildung 57: Gesamtstickstoff (TN)-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 81

Abbildung 58: Heißwasserlösliche Stickstoff(N_{hwl})-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 82

Abbildung 59: C/N-Verhältnisse im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 82

Abbildung 60: Zusammenhang zwischen organischen Kohlenstoff(TOC)-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauer-beobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST). 87

Abbildung 61: Zusammenhang zwischen heißwasserlöslichen organischen Kohlenstoff (TOC_{hwl})-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST). 88

Abbildung 62: Zusammenhang zwischen heißwasserlöslichen Stickstoff (N_{hwl})-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauer-beobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST). 88

Abbildung 63: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 35 (Barnstädt). .92

Abbildung 64: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 36 (Leimbach). .93

Abbildung 65: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 38 (Lodersleben). 94

Abbildung 66: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 706 (Dederstedt). 94

Abbildung 67: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 708 (Bad Lauchstädt). 95

Abbildung 68: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 710 (Milzau). 95

Abbildung 69: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 803 (Barnstädt). 96

Abbildung 70: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 35 (Barnstädt). 98

Abbildung 71: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 36 (Leimbach). 99

Abbildung 72: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 38 (Lodersleben). 99

Abbildung 73: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 706 (Dederstedt). 100

Abbildung 74: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 708 (Bad Lauchstädt). 100

Abbildung 75: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 710 (Milzau). 101

Abbildung 76: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 803 (Bad Lauchstädt). 101

Abbildung 77: Langjähriger (LJM: 1995-2019) Zusammenhang zwischen Stickstoff(N)-Salden und Herbst-N_{min}-Gehalten (0-90 cm) der Bodendauerbeobachtungsflächen Sachsen-Anhalts (n=30). 106

Abbildung 78: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode in den Untersuchungsjahren 2016-2018. Box-Plot-Darstellung. 111

Abbildung 79: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode (2016-2018) der Fruchtarten Winterweizen (WW, n=109), Wintergerste (WG, n=34), Winterraps (WRa, n=49), Silomais (SM, n=12), Zuckerrüben (ZR, n=25), Sommergetreide (SoGetr, n=8). Box-Plot-Darstellung.....113

Abbildung 80: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode (2016-2018) der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. 113

Abbildung 81: N_{min}-Gehalte im Oberboden im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2018) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8, 9 und 11. 114

Abbildung 82: N_{min}-Gehalte im Oberboden 2019 im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2019) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8 und 11.....115

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Hauptbodenklassen der Testbetriebe.....15

Tabelle 2: Bewirtschaftung der Testbetriebe.....15

Tabelle 3: Begründung der Zielwertbereiche N-Saldo nach Hülsbergen (2003).....20

Tabelle 4: Analyseparameter Boden.....26

Tabelle 5: Niederschlag (N), Temperatur (T) und Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Untersuchungszeitraum und im Vergleich zum Langjährigen Mittel (LJM) an der Station Querfurt-Lodersleben.....33

Tabelle 6: Stickstoff(N)-Zufuhren der Testbetriebe im Zeitraum 2013-2018.....35

Tabelle 7: Stickstoff(N)-Zufuhren der einzelnen Fruchtarten im Zeitraum 2013-2018. 36

Tabelle 8: Erträge, Stickstoff(N)-Zufuhren und N-Salden der einzelnen Fruchtarten im Vergleich der beiden Zeiträume 2013-2015 und 2016-2018.....40

Tabelle 9: Stickstoff(N)-Bilanzglieder (kg N/ha) nach REPRO der Testbetriebe für Ackerflächen (Mittelwerte der Jahre 2013-2018).....45

Tabelle 10: Humus-Bilanzglieder (kg C/ha) nach REPRO der Testbetriebe für Ackerflächen (Mittelwerte der Jahre 2013-2018). 49

Tabelle 11: Denitrifikation, Sickerwasser(SW)-Mengen, Austauschfaktor (AF), Nitrat (NO_3)-Konzentration SW und Stickstoff(N)-Austrag aus der Wurzelzone (flächengewichtete Mittel) der Testbetriebe (2013-2018).....53

Tabelle 12: Veränderungen der N_{min}-Gehalte (0-90 cm) in kg N/ha von der Nachernte- bis zur Herbstbeprobung in den Untersuchungsjahren 2016-2019. 64

Tabelle 13: Klimatische Verhältnisse im Zeitraum zwischen den N_{min}-Probenahmen.....64

Tabelle 14: Veränderungen der N_{min}-Gehalte (0-90 cm) in kg N/ha von der Nachernte- bis zur Herbstbeprobung der einzelnen Fruchtarten.....65

Tabelle 15: Mittlere Temperaturen im Oktober und Juli sowie Niederschlagsmengen im Zeitraum Juni bis Oktober und Oktober bis Probenahmetermin (PNT) in den Untersuchungsjahren 2016-2019.....71

Tabelle 16: Gegenüberstellung der mittleren Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) und der Humussalden nach REPRO der Testbetriebe.....79

Tabelle 17: Humusgehalte und heißwasserlösliche organische Kohlenstoffgehalte (TOC_{hwl}) im Oberboden der Testbetriebe und angegebene Humus-Sollwerte nach Körschens und Schulz, 1999.....84

Tabelle 18: Standortbeschreibung der Tiefenprofile. 90

Tabelle 19: Berechnete Verlagerungszeiten des Sickerwassers in den Tiefenprofilen.....90

Tabelle 20: Mittlere Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) und N-Salden im Zeitraum 2005 bis 2014 der Tiefenprofilstandorte sowie berechneter Nitrat-Stickstoff(N)-Austrag aus der Wurzelzone.....97

Tabelle 21: Spearman-Rho-Korrelationsfaktoren zwischen Bewirtschaftungsfaktoren und Bodeneigenschaften (Oberboden). 105

Tabelle 22: Herbst-N_{min}-Gehalte, mineralisationsrelevante Bodeneigenschaften (Oberboden) sowie Stickstoff(N)-Saldo und organische Düngung der Cluster 1 und 2.....110

Tabelle 23: Berechnete tägliche Mineralisationsraten anhand der N_{min}-Intensivmessungen im Oberboden im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2018 und 2019) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8, 9 und 11. 115

Abkürzungsverzeichnis

AVV GeA	Allgemeine Verwaltungsvorschrift Gebietsausweisung
BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
DOC	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DüV	Düngeverordnung
DTF	Dauertestflächen
DWD	Deutscher Wetterdienst
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FM	Frischmasse
GrwV	Grundwasserverordnung
GWK	Grundwasserkörper
HÄQ	Humusäquivalent
HE	Humuseinheiten
hwl	heißwasserlöslich
INL	Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH
JKI	Julius-Kühn-Institut
KWB	klimatische Wasserbilanz
LHW	Landesbetrieb für Hochwasserschutz Sachsen-Anhalt
LLG	Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt
LJM	langjähriges Mittel
M.	Masse
Max	Maximum
Min	Minimum
MISB	Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz

MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
n	Stichprobenumfang
nFK	nutzbare Feldkapazität
nFK_{we}	nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes
NMR_N	Netto-Stickstoff-Mineralisation
min	mineralisch
OBS	Organische Bodensubstanz
ROS	Reproduktionswirksame organische Substanz
TC	Total carbon (Gesamtkohlenstoff)
TM	Trockenmasse
TN	Total nitrogen (Gesamtstickstoff)
TLLLR	Thüringer Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum
TOC	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1. Einleitung und Zielstellung

Das Land Sachsen-Anhalt begleitet die Bewirtschaftungsplanung seiner Gewässer in Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit einem Nährstoffkonzept. Nach Überprüfung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Gewässer in Vorbereitung des zweiten Bewirtschaftungszeitraums 2016 bis 2021 befanden sich 24 Grundwasserkörper aufgrund zu hoher Nitratgehalte in einem schlechten chemischen Zustand. 86 Prozent der Stickstoff(N)-Einträge in die Gewässer sind auf diffuse Quellen zurückzuführen. Damit gehört die Reduzierung von Nährstoffeinträgen in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts zu einem wichtigen Handlungsfeld in der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) auf Landesebene. Der Entwicklung und Umsetzung von standortangepassten Konzepten zur Optimierung und Verbesserung der Wirkung vor allem von N-Minderungsmaßnahmen unter den Bedingungen Sachsen-Anhalts kommt deshalb eine besondere Bedeutung zu. Dabei handelt es sich um Maßnahmen der landwirtschaftlichen Praxis, die geeignet sind, den N-Eintrag in der Fläche zu reduzieren. Der Humuserhalt der Böden darf dabei nicht außer Acht gelassen werden.

Der Grundwasserkörper (GWK) SAL GW 014 wurde aufgrund der Überschreitung des Schwellenwertes für Nitrat von 50 mg/l nach Grundwasserverordnung (GrwV, 2017) in einen schlechten chemischen Zustand eingestuft. Mit einer Gesamtfläche von insgesamt 1.236 km² (entspricht etwa 6 % der Landesfläche Sachsen-Anhalts) ist der GWK SAL GW 014 einer der flächenmäßig größten GWK in Sachsen-Anhalt. Daher war der GWK bereits Gegenstand mehrerer Studien. So wurden z.B. in Vorbereitung der landesweiten Ausweisung von §13 Gebieten nach DüV durch die HYDOR Consult GmbH pilothaft Grundwasserzustromgebiete von nitratbelasteten Messstellen ausgewiesen (HYDOR, 2019). Zudem war der Teilbereich „Querfurter Platte“ des GWK SAL GW 014 eine von deutschlandweit insgesamt 5 Modellregionen im Rahmen des Demonstrationsvorhabens des Julius Kühn-Institutes (JKI) „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ (Mielenz et al., 2021). Aufgrund der bereits in der Vergangenheit sehr intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der hier vorkommenden fruchtbaren Lössböden, den damit verbundenen Umweltrisiken sowie der Sonderstellung des Gebietes als Trockengebiet beschäftigten sich schon in den 90-iger Jahren verschiedene Projekte umfassend mit der Querfurter Platte (Körschens und Mahn, 1995; Krönert et al., 1999; Klauer et al., 2000; Franko und Schenk, 2001; Seeger und Meißner, 2001). Demzufolge liegen bereits umfangreiche Informationen und Untersuchungsergebnisse aus dem Projektgebiet vor. Erweiternd kommt hinzu, dass die Region aufgrund der spezifischen Klimabedingungen zum mitteldeutschen Trockengebiet gehört, das heißt zu den trockensten und wärmsten Regionen Deutschlands (Döring, 2004) und bedarf daher im Hinblick auf die Bewertung der Nitrataustragsgefährdung einer besonderen und differenzierten Betrachtungsweise. Der Anwendungs-

bereich der für die Gewässerschutzberatung maßgeblichen Grundsätze und Bewertungsgrundlagen (DWA, 2013 und 2019) ist für die Standortverhältnisse aufgrund der sehr geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers nur stark eingeschränkt gegeben.

Bisherige Monitoringansätze ziehen für die Beurteilung der Nitrataustragsgefährdung landwirtschaftlicher Flächen in erster Linie die N-Überschüsse aus der Düngung, die Herbst-N_{min}-Gehalte sowie die Nitrat(NO_3)- (und Sulfat)-Gehalte in Tiefenprofilen heran (siehe Antony, 2020). So wurde für eine niederschlagsreiche Region in Nordwestdeutschland bei durchlässigen sandigen Böden ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen N-Düngung und NO_3-Auswaschung von Kühling et al. (2021) nachgewiesen. Eine erfolgreiche Absenkung der NO_3-Auswaschung um bis zu 29 % wurde durch eine reduzierte N-Düngung erreicht. Dabei wurde der größte Effekt auf die NO_3-Auswaschung durch eine Reduzierung der organischen N-Düngung festgestellt. Andererseits wiesen verschiedene Publikationen darauf hin (z.B. Rieß, 1993; Ketelsen, 2001; Beisecker und Piegholdt, 2019; Ohlert, 2021), dass es insbesondere auf weniger durchlässigen Böden in vielen Fällen nicht möglich ist, einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen der N-Düngung bzw. den N-Überschüssen aus der Düngung zur NO_3-Auswaschung herzustellen. Ebenso erscheint der Herbst-N_{min}-Gehalt auf Standorten mit sehr geringem Sickerwasseraufkommen von weniger als einmal in 4 Jahren kein geeigneter Indikator für die Abschätzung der NO_3-Auswaschung zu sein (DWA, 2013). Die Ursachen hierfür werden darin gesehen, dass die N-Austräge auf Böden mit geringer Sickerwasserrate oft sehr stark zeitlich verzögert erfolgen (Knoblauch et al., 2013), lange Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden den NO_3-Abbau begünstigen (HYDOR, 2017). Des Weiteren wird überschüssiger N aus der Düngung zeitweilig durch Einbau in den organischen N-Pool immobilisiert und kann in Abhängigkeit der Mineralisationsbedingungen (Bodeneigenschaften, Witterung) zeitlich verzögert wieder mobilisiert werden (Engels und Kuhlmann, 1993; Garz et al., 1995; Werisch und Burghardt, 2021). So zeigten Lysimeteruntersuchungen von Russow et al. (1995) sowie Werisch und Burghardt (2021), dass 98-99 % der NO_3-Auswaschung im Sickerwasser aus dem organischen N-Pool stammte. Um diese komplexen Zusammenhänge besser zu verstehen, sollte nicht nur der N-Eintrag über die Düngung sondern auch die Kohlenstoff(C)-Zufuhr berücksichtigt werden. Es ist bekannt, dass N-Haushalt und C-Haushalt der Böden sehr eng miteinander gekoppelt sind (Franko und Schenk, 2000). Dabei hat auch die Düngerform und Düngerart des zugeführten organischen Düngers (flüssig, fest, C/N-Verhältnis) entscheidenden Einfluss auf die mineralisationsprägenden Bodeneigenschaften Humusgehalte, C/N-Verhältnis, leicht umsetzbare C- und N-Verbindungen (Leithold et al., 1997; Körschens et al., 2004; Gross and Glaser, 2021).

Auf der Grundlage des bisherigen, dargelegten Kenntnisstandes wurden in vorliegendem Projekt neben den N-Bilanzüberschüssen und Herbst-N_{min}-Gehalten als Indikatoren für die NO_3-

Austragsgefährdung auch die Humusbilanzen der Betriebe sowie die mineralisationsbestimmenden Bodeneigenschaften zur Einschätzung der N-Nachlieferung aus dem organischen N-Pool berücksichtigt.

Ziel des vorliegenden Projektes war, die Wirkungszusammenhänge zwischen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der Nitrataustragsgefährdung der Standorte besser zu verstehen, geeignete Maßnahmen für eine Verbesserung der Grundwasserqualität umzusetzen sowie deren Wirksamkeiten abzuschätzen, sowie ein intensives Bewirtschaftungs-, N- und Humus-Monitoring in der Modellregion der Querfurter Platte durchzuführen. Das Projekt knüpft an die genannten Studien an und ist Bestandteil des Nährstoffkonzeptes 2015-2021 (=Konzept zum Umgang mit Nährstoffeinträgen in die Gewässer) Sachsen-Anhalt. Der Schwerpunkt liegt in der Umsetzung von standortangepassten Konzepten zur Optimierung der Düngung und N-Minderungsmaßnahmen, um damit diffuse N-Einträge in die Gewässer zu minimieren.

Im Einzelnen wurden im Rahmen des Projektes im Teilbereich Querfurter Platte folgende Arbeitsschwerpunkte bearbeitet:

i. Ermittlung der N- und Humus-Bilanzen der Testbetriebe und Abschätzung der potenziellen NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser

ii. Untersuchung der N_{min}-Gehalte im Boden (0-90 cm) auf ausgewählten Testschlägen der Testbetriebe

iii. Ermittlung der mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften im Oberboden (Gesamt- und organische C-Gehalte, leicht umsetzbare (heißwasserlösliche) C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse) ausgewählter Testschläge der Betriebe

iv. Statistische Analysen zur Identifizierung der Haupt-Einflussfaktoren auf die Herbst-N_{min}-Gehalte

v. Tiefenprofiluntersuchungen auf ausgewählten Bodendauerbeobachtungsflächen in der Modellregion zur Abschätzung der NO_3-Verlagerung und des NO_3-Abbauvermögens

vi. Abschätzung der N-Nachlieferung aus dem organischen N-Pool sowie

vii. Erarbeitung standortangepasster Konzepte (Bewirtschaftung, Düngung, etc.) auf der Grundlage des Monitorings zur Minimierung diffuser N-Einträge in die Gewässer.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, der GWK SAL GW 014 (Mansfeld-Querfurt-Naumburger Triasmulden und –platten, Landschaftseinheiten: östliches Harzvorland, Querfurter Platte), befindet sich im südlichen Teil Sachsen-Anhalts und weist eine Größe von insgesamt 1.236 km² auf (Abb. 1).

Abbildung 1: Lage des Grundwasserkörpers SAL GW 014 in Sachsen-Anhalt.

Klimatisch liegt die Region im Lee-Einfluss des Harzes und gehört aufgrund der spezifischen klimatischen Bedingungen zum mitteldeutschen Trockengebiet und damit zu den trockensten Regionen Deutschlands (Döring, 2004). Das Klima ist subkontinental bis kontinental und zählt zu den niederschlagsbenachteiligten Regionen Deutschlands (Endlicher und Hendl, 2003). Langjährig (1991-2020) werden für die Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Querfurt-Lodersleben jährliche Niederschlagsmengen von 532 mm angegeben. Charakteristisch für die Region ist das häufige Auftreten von konvektiven Starkniederschlägen in den Sommermonaten, die mit Erosionsereignissen verbunden sein können (Schröder, 1985). In den Sommermonaten sind auch die höchsten Niederschläge zu verzeichnen (Abb. 2). Die langjährige (1991-2020) Jahresdurchschnittstemperatur lag an der DWD-Station Querfurt-Lodersleben bei 9,3 °C (Abb. 3).

Das Untersuchungsgebiet ist durch eine zum Teil stark negative klimatische Wasserbilanz (KWB=Differenz aus Niederschlag und Gras-Referenzverdunstung) geprägt. Diese liegt im langjährigen Mittel (1991-2020) in weiten Teilen des GWK im Bereich von > -100 bis -50 und > -150 bis -100 mm und in einigen Teilen sogar bei > -200 bis -150 mm (Abb. 4).

Abbildung 2: Monatliche Niederschläge an der Wetterstation Querfurt-Lodersleben im langjährigen Mittel (1991-2020).
Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Abbildung 3: Monatliche Durchschnittstemperaturen an der Wetterstation Querfurt-Lodersleben im langjährigen Mittel (1991-2020).
Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFK_{We}), das heißt die im Wurzelraum gespeicherte pflanzenverfügbare Wassermenge, wird für den überwiegenden Teil des GWK mit > 200 bis 250 mm angegeben (Abb. 5). Für kleinere Bereiche des GWK wird eine nFK_{We} im Bereich von > 50 bis 100 mm und > 100 bis 150 mm ausgewiesen (Abb. 5).

Abbildung 4: Klimatische Wasserbilanz in Sachsen-Anhalt im langjährigen Mittel (1991-2020).
Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Abbildung 5: Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFK_{We}) in Sachsen-Anhalt.

Der GWK SAL GW 014 ist bodengeologisch sehr heterogen aufgebaut und weist einen hohen Festgesteinsanteil auf. Regionalgeologisch befindet er sich in der thüringischen Senke, einer Senkungsstruktur im Westteil der sächsisch-thüringischen Scholle (G.U.T., 2006).

Im GWK SAL GW 014 sind fast alle hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts vertreten (Abb. 6), wobei die Festgesteine Buntsandstein und Muschelkalk dominieren. In den Talfüllungen sind allerdings auch tertiäre und quartäre Lockersedimente vorhanden. Lokale saalekaltzeitliche Bildungen fungieren als oberer relevanter GW-Leiter. Eine flächendeckende Wasserführung ist in großen Teilen des GWK im Festgesteinsgrundwasserleiter zu erwarten (G.U.T., 2006).

Das Gebiet ist durch lange Fließzeiten des Sickerwassers bis zum Erreichen des Grundwasserleiters von meist mehr als 30 Jahren charakterisiert (G.U.T., 2006; HYDOR, 2019). Im Untersuchungsgebiet sind überwiegend sehr fruchtbare Lössböden verbreitet. Die häufigsten Bodensubstrate sind Löss, Löss über Lehm und Lehm (Abb. 7) mit den häufigsten Hauptbodenklassen Schwarzerden, Ah/C-Böden und Lessivés (Abb. 8).

Abbildung 6: Hydrologische Bezugseinheiten in der Modellregion SAL GW 014.

Abbildung 7: Bodensubstrate der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Modellregion SAL GW 014.

Abbildung 8: Bodenklassen in der Modellregion SAL GW 014.

Die landwirtschaftliche Nutzung ist mit einer Fläche von insgesamt 905 km² dominierend im GWK (= 73 % der Gesamtfläche des GWK) (Abb. 9).

Abbildung 9: Landnutzung in der Modellregion SAL GW 014.

Dabei werden 95 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Ackerland (859,4 km²) und 4 % als Grünland (34,2 km²) bewirtschaftet. Der Rest der landwirtschaftlichen Fläche (11,4 km²) wird für den Wein- und Obstanbau genutzt (CORINE-Land-Cover, 2018).

Der GWK SAL GW 014 wurde nach aktueller Grundwasserzustandsbewertung für den dritten Bewirtschaftungszeitraum der WRRL (Stand 2021) aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwertes für Nitrat (50 mg/l) in einen schlechten chemischen Zustand eingestuft (LHW, 2021).

2.2 Testbetriebe

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 12 Testbetriebe ausgewählt. Eine Übersicht zu den Standort- und Bewirtschaftungsdaten der Testbetriebe ist aus den Tabellen 1 und 2 ersichtlich. Charakteristisch für die ausgewählten Betriebe ist die Verbreitung überwiegend lössgeprägter fruchtbarer Böden mit den Hauptbodenklassen Schwarzerden, Lessivés (Parabraunerden und Fahlerden, deren Entstehung auf Tonverlagerung aus dem Ober- in den Unterboden beruht - Lessivierung) und Ah/C-Böden (z.B. Pararendzinen). Die mittleren Bodenzahlen liegen in einem Bereich von 65 bis 85 (Tab. 1).

Die Testbetriebe (TB) weisen Flächengrößen von 222 (TB 5) bis maximal 5.090 ha (TB 3) auf. Der Hauptteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Betriebe wird ackerbaulich genutzt mit nur einem geringen Anteil Grünland von maximal 3,2 % (TB 8). Die angebauten Hauptkulturen sind Winterweizen, Winterraps, Wintergerste, Mais, Sommerweizen (Durum), Sommergerste, Zuckerrüben, Kartoffeln, Luzerne, Ackerbohnen und Erbsen (Tab. 2). Die Hälfte der Betriebe (6 TB) sind viehhaltende Betriebe mit Rinder-, Schweine- bzw. Pferdehaltung.

Tabelle 1: Hauptbodenklassen der Testbetriebe.

Testbetriebe	Höhe über NHN (m)	Mittlere Bodenzahl	Hauptbodenklassen		
1	**210**	**75**	**Schwarzerden** 78%	**Ah/C-Böden** 18%	**Lessivés** 3%
2	**170**	**72**	**Lessivés** 80%	**Schwarzerden** 10%	**Ah/C-Böden** 10%
3	**200**	**85**	**Schwarzerden** 74%	**Ah/C-Böden** 24%	
4	**220**	**80**	**Lessivés** 40%	**Schwarzerden** 24%	**Ah/C-Böden** 22%
5	**140**	**82**	**Schwarzerden** 44%	**Ah/C-Böden** 32%	**Lessivés** 21%
6	**200**	**75**	**Schwarzerden** 51%	**Ah/C-Böden** 49%	
7	**200**	**84**	**Schwarzerden** 52%	**Lessivés** 27%	**Ah/C-Böden** 21%
8	**200**	**65**	**Schwarzerden** 53%	**Ah/C-Böden** 38%	**Auenböden** 4%
9	**100**	**72**	**Schwarzerden** 78%	**Lessivés** 16%	**Ah/C-Böden** 6%
10	**190**	**82**	**Schwarzerden** 100%	**Lessivés**	
11	**180**	**77**	**Schwarzerden** 81%	11%	**Ah/C-Böden** 7%
12	**150**	**80**	**Lessivés** 63%	**Schwarzerden** 25%	**Ah/C-Böden** 11%

Tabelle 2: Bewirtschaftung der Testbetriebe.

Test-Betriebe	Größe AL (ha)	GL (ha)	Hauptkulturen	Tierproduktion	REPRO
1	460	2	WW, WRa, WG, Durum	keine	x
2	2800	27	WW, WRa, Mais, WG, Luz, ZR	Rinder	x
3	5000	90	WW, Mais, WG, WRa, ZR	Rinder, Schweine	x
4	1165	2,5	WW, Durum, WG, ZR, Kart, Mais	Rinder	x
5	220	2	WW, Durum, WRa, WG, Mais, ZR	keine	x
6	2500	40	WW, WRa, Mais, WG, ZR, AB	Rinder, Schweine	x
7	740	0	WW, WRa, WG, ZR, Kart., Mais	keine	x
8	3000	100	WW, WRa, WG, Mais, ZR	Rinder, Pferde, Schweine	x
9	3900	30	WW, Mais, WG, WRa, ZR	keine	x
10	620	2	WW, WRa, WG, ZR, Erbs	keine	-
11	680	5	WW, WRa, WG, ZR	keine	-
12	2300	68	WW, WRa, WG, Mais, Triticale, ZR, Luz, AB	Rinder, Schweine	-

AL: Ackerland, GL: Grünland, WW: Winterweizen, WRa: Winterraps, WG: Wintergerste, ZR: Zuckerrüben, Kart.: Kartoffeln, AB: Ackerbohnen, Erbs: Erbsen, Luz: Luzerne, gelb markiert= Testbetriebe mit REPRO-Analyse

2.3 Stickstoff- und Humus-Bilanzen

Der flächenbezogene N-Saldo zählt neben den Herbst-N_{min}-Gehalten zu den wichtigsten Erfolgsindikatoren in der Gewässerschutzberatung (Beisecker und Peter, 2017). Als Bruttobilanz beschreibt er das Risiko umweltrelevanter N-Emissionen in verschiedenen Bereichen (Gewässer, Atmosphäre). Bei der N-Bilanzierung werden verschiedene Bilanzierungsformen je nach Flächenbezug und Bilanzgliedern unterschieden. Dabei stellen die Schlagbilanzen die kleinste Bezugsebene des flächenbezogenen N-Saldos dar. Grundlage der Bilanzierung ist hier der Vergleich von N-Zufuhr und N-Abfuhr auf die bzw. von der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Betriebes. Bei der aggregierten Schlagbilanz werden alle Schläge des Betriebes mit der jeweiligen Flächenangabe zu einer Betriebsbilanz (auch Flächenbilanz) zusammengefasst. Bei der Hoftorbilanz werden die Zufuhren und Abfuhren in den Gesamtbetrieb (ohne Flächenbezug) berücksichtigt. Im Vergleich zur Schlagbilanz werden zusätzlich Angaben über den Zukauf von Futtermitteln und von Vieh und den Verkauf von Produkten aus dem Stall einbezogen, um alle Zu- und Abfuhren in einen landwirtschaftlichen Betrieb zu erfassen (Baumgärtel et al., 2007; Kolbe und Köhler, 2008). Der direkte Flächenbezug geht aber verloren.

Bei einer Betrachtung der Grundwassergefährdung werden in der Brutto-Bilanzierung gasförmige Verluste abgezogen.

2.3.1 Stickstoff-Schlagbilanzen

In vorliegenden Untersuchungen wurden zunächst einfache Schlagbilanzen unter Einbeziehung der Bilanzglieder gemäß Anlage 5 (2) der DüV (2017) berechnet, um fruchtarten-, betriebs- und jahresspezifische Unterschiede statistisch auszuwerten.

Für die Berechnung der N-Bilanzen wurden die Bewirtschaftungsdaten (Ackerschlagdateien) rückwirkend für den Zeitraum von 2013 bis 2018 durch die Testbetriebe zur Verfügung gestellt. Für die Anbaujahre 2019 und 2020 lagen zum Zeitpunkt der Erhebung die Daten noch nicht vollständig vor und konnten daher noch nicht in die Ergebnisdarstellung einbezogen werden. Die Datenbereitstellung der Betriebe erfolgte dabei in Form von PDF- oder Excel-Dateien.

Im ersten Schritt wurden alle Daten für die weitere Verarbeitung in ein Excel-Format überführt. Für jeden Betrieb wurden für die Einzeljahre einfache Schlagbilanzen nach Gleichung 1 berechnet:

N-Bilanz (kg/ha) = N-Zufuhr (kg/ha) – N-Entzug (kg/ha) Gleichung 1

N-Zufuhr: N-Zufuhr über organischen und mineralischen Dünger, Kalkulation der N-Gehalte im organischen Dünger nach Richtwerten, N_2-Fixierung, Saatgut (LLG, 2019)

N-Entzug: N-Abfuhr über Ernteprodukt, Kalkulation der N-Gehalte im Ernteprodukt nach Richtwerten (LLG, 2019)

Die Schlagbilanzen wurden zudem auf Betriebsebene für die Testbetriebe (Betriebliche N-Bilanzen) und fruchtartenspezifisch für die angebauten Hauptkulturen aggregiert. Bei der N-Bilanzierung wurden nur die Ackerflächen berücksichtigt. Insgesamt wurde eine Fläche von ca. 20.800 ha in die Auswertung einbezogen (Abb. 10).

2.3.2 Stickstoff- und Humusbilanzen (REPRO)

Neben den einfachen N-Bilanzen wurden für ausgewählte Testbetriebe nach einem dynamischen Ansatz erweiterte Schlagbilanzen mit dem Betriebsbilanzierungsprogramm REPRO (Hülsbergen, 2003) kalkuliert, um das Bewirtschaftungssystem der Betriebe als Ganzes im Hinblick auf das Risiko einer Grundwasserbelastung einschätzen zu können. Im Unterschied zu den einfachen N-Bilanzen werden bei dem REPRO-Ansatz die N-Nachlieferung aus der Mineralisation, der N-Eintrag über die Deposition sowie Ausbringungsverluste zusätzlich berücksichtigt. Hierdurch kann der Bewirtschaftungseinfluss auf den Stoffumsatz besser abgebildet und damit gezielter mögliche Reduzierungsmaßnahmen abgeleitet werden.

Mit dem Programm REPRO (entwickelt von der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg) (Hülsbergen, 2003) wurden für 9 der 12 Modellbetriebe (TB 1 bis 9, Tab. 1 und 2) erweiterte N-Bilanzen für den Zeitraum 2013 bis 2018 nach einem dynamischen Ansatz berechnet. Eine detaillierte Beschreibung des REPRO-Programmes wird in Hülsbergen et al. (2000) und Hülsbergen (2003) gegeben. In die flächenbezogene N-Bilanzierung wurden die in Abbildung 11 dargestellten N-Flüsse und N-Pools einbezogen.

Abbildung 10: Ausgewertete Testschläge in der Modellregion SAL GW 014.

Abbildung 11: Schematische Darstellung der in die Stickstoffbilanzierung eingehenden Bilanzglieder nach REPRO.

Abweichend von vereinfachten N-Bilanzen, bei denen ein Fließgleichgewicht des Gesamtstickstoffs (TN) im Boden unterstellt wird (Δ TN=0), werden bei dem erweiterten REPRO-Ansatz die Änderungen im Boden-N-Vorrat (Nettomineralisation bzw. Immobilisation) mit einbezogen (vgl. Hülsbergen, 2003). Grundlage ist der berechnete Humussaldo aus dessen C-Dynamik auf den organisch gebundenen N (N_{org}) geschlossen wird. Unterstellt wird dabei ein C/N-Verhältnis von 11:1. Zudem wurden die N-Immissionen (N-Deposition) mit jährlich 11 kg N/ha berücksichtigt, da es sich um ertragswirksame und umweltrelevante N-Zufuhren handelt. N-Gehalte in organischen Düngern und Ernteprodukten wurden im REPRO nach integrierten und ökologischen Betriebssystemen differenziert. Die Ableitung der Änderungen im Boden-N-Vorrat erfolgte aus der Humusbilanz, da C- und N-Flüsse im Boden eng miteinander gekoppelt sind (Franko und Schenk, 2000). Hierbei ergaben sich negative Werte aus dem Humusabbau (Netto-Mineralisation = N-Freisetzung) und positive Werte aus der Bindung von N im Humus (Humifizierung = N-Immobilisierung). Das Gesamtverlustpotential wird mit der Brutto-N-Bilanz angegeben und lässt sich in folgendes Bewertungsschema einordnen (Tabelle 3). Der Optimalbereich ist nur eingeschränkt mit anderen Zielvorgaben aus der Literatur vergleichbar, da die unterstellten N-Bilanzmethoden vom REPRO-Ansatz abweichen.

Tabelle 3: Begründung der Zielwertbereiche N-Saldo nach Hülsbergen (2003).

Bereich	kg N ha^{-1}	Begründung
N-Mangel	-50 - 0	Abnahme Boden-N und Ertragspotential
Optimalbereich	0 - 50	unvermeidbare N-Verluste
N-Überschuss	50 - 125	erhöhte N-Verluste
	> 125	überhöhte N-Verluste
Ausschlusskriterium	> 150	nicht tolerierbare N-Verluste

Im Brutto-Saldo sind die gasförmigen Verluste (Ammoniak) enthalten. Diese werden in der Netto-N-Bilanz abgezogen, so dass mit der Netto-N-Bilanz der N-Überschuss ausgewiesen wird, der potentiell mit dem Sickerwasser verlagert werden kann.

Die Humusbilanzierung wurde ebenfalls mit REPRO für die Betriebe 1 bis 9 für den Zeitraum 2013 bis 2018 durchgeführt. In das Modell REPRO ist die dynamische Humuseinheiten-Methode nach Leithold et al. (1997) und Hülsbergen (2003) integriert (Abb. 12). Dabei enthält eine Humuseinheit (HE) 55 kg organisch gebundenen N und 580 kg organisch gebundenen C (Leithold et al., 1997).

Abbildung 12: Schematische Darstellung der Bilanzglieder für die Humusbilanzierung nach REPRO.

Die HE-Methode stellt neben der ROS-Bilanzmethode (ROS = reproduktionswirksame organische Substanz; 1 t ROS ≥ 1 t organischer Trockenmasse von Rottemist) (Asmus und Herrmann, 1977; Körschens et al., 2004) eine der gebräuchlichsten Humusbilanzierungsmethoden dar. Beide Einheiten, HE und ROS, lassen sich ineinander umrechnen (1 t ROS = 0,35 HE, 1 HE = 2,8 t ROS) (Leithold et al., 1997; Körschens et al., 2004). Die Methode der Humusbilanzierung beruht darauf, dass der durch humuszehrende Fruchtarten (z.B. Hackfrüchte, Silomais, Getreide) verursachte Humusverlust mit dem Humusgewinn durch humusmehrende Fruchtarten (z.B. Kleegras, Luzernegras) und organischen Dünger verrechnet wird. Die Einschätzung der Humusreproduktionsleistung organischer Dünger ergibt sich aus der Masse des zugeführten organischen Materials (t Frischmasse) und ihrer Humuswirkung. Dabei wird die Humuswirkung in Humusäquivalenten (HÄQ) pro 1 t Substrat (Ebertseder et al., 2014) bzw. in Form von Humifizierungskoeffizienten angegeben (Leithold et al., 1997). Sie ist abhängig von der Stoffgruppenzusammensetzung der organischen Dünger (Protein, Cellulose, Hemicellulose und Lignin) und der mikrobiellen Abbaustabilität dieser Stoffgruppen (Haider, 1993), welche Abbau und Humifizierung im Boden maßgeblich beeinflussen. Die Humusreproduktionsleistung organischer Dünger wird demnach beeinflusst durch die Tierart (Mist bzw. Gülle von Schwein, Rind, Geflügel, etc.), den Rottegrad des Festmistes (Frischmist, Rottemist, Mistkompost) und den Trockenmassegehalt (Ebertseder et al., 2014). Als ein wichtiger Indikator für die Qualität der organischen Dünger und für die N-Verfügbarkeit wird das C/N-Verhältnis genutzt. Es wird davon ausgegangen, dass je enger das C/N-Verhältnis ist, desto schneller der mikrobielle Abbau der zugeführten organischen Substanz erfolgt (Kolbe und Zimmer, 2015). In der Literatur wird folgende Rangfolge mit zunehmender Humusreproduktionsleistung organischer Dünger angegeben: Gründüngung < Stroh < Schweinegülle < Rindergülle < Frischmist < Gärprodukte < Rottemist < Kompost (Kolbe und Zimmer, 2015).

Bei dem im REPRO verwendeten dynamischen HE-Ansatz erfolgt die Berechnung des Humusbedarfs ertragsabhängig auf der Grundlage von N-Bilanzen, wobei die Netto-N-Mineralisation in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren, wie Ertrag, N-Gehalt, N-Entzug, N-Verwertung, Mineral-N-Dünger, kalkuliert wird. Hierdurch ist die Humusbilanz stärker an die Standortbedingungen, die mineralische Düngung und die Ertragshöhe angepasst. Das ist bei statischen Methoden, wie z.B. der VDLUFA-Methode (Ebertseder et al., 2014) nicht der Fall. Aufgrund einer mit der dynamischen Betrachtungsweise verbundenen kritischeren Bewertung der Humusreproduktion führt die im REPRO eingesetzte HE-Methode meistens zu niedrigeren Humussalden im Vergleich zu statischen Bilanzansätzen, wie der VDLUFA-Methode (Hülsbergen et al., 2022). Der Humusbedarf der Ackerfläche, als Kenngröße für die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz, resultiert aus dem Fruchtartenspektrum und dem Anbauverhältnis. Dabei wird der fruchtartenspezifische Koeffizient von der Niederschlagshöhe (langjährige Jahressumme) und Bodenart am Standort, der Ertragshöhe und der mineralischen N-Düngung bestimmt. Dem positiven Einfluss des Mineral-N auf die Humusgehalte wird durch angepasste

Bilanzkoeffizienten Rechnung getragen (höherer Bedarf im ökologischen Landbau bzw. in Mineral-N-extensiven Anbausystemen). Aus der Differenz von Humusbedarf und Humusersatzleistung (Humusmehrerleistung und Zufuhr organischer Dünger) errechnet sich der Humussaldo. Angestrebt wird langfristig ein Fließgleichgewicht zwischen humusaufbauenden und humusabbauenden Prozessen im Bereich des standort- und bewirtschaftungsspezifischen Optimalgehaltes an Humus des Bodens (Leithold et al., 1997). Das kann je nach Ausgangssituation und Vorbewirtschaftung des Standortes eine An- bzw. Abreicherung von Humus bedeuten. Für einen annähernd ausgeglichenen Humussaldo wird ein Zielbereich von -75 kg C/ha bis 100 kg C/ha angegeben (Körschens et al., 2004; Ebertseder et al., 2014).

2.4 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Die potenzielle NO_3-Konzentration im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelbaren Bodenzone ist ein Schätzwert, mit dem die aktuelle Bewirtschaftung im Hinblick auf die NO_3-Auswaschungsgefahr bewertet wird (Frede und Dabbert, 1999). Die Berechnung der NO_3-Konzentration im Sickerwasser erfolgte für die landwirtschaftliche Nutzfläche rasterzellenbasiert für eine Zellengröße von 40 x 40 m. Da die N-Abbauraten mit der Passage des Sickerwassers durch das Locker- und Festgestein bis zum Erreichen des Grundwasserleiters bis dato nicht umfassend wissenschaftlich geklärt werden konnten, wird für die Ausweisung des NO_3-Austrages bzw. des tolerierbaren N-Saldos für die landwirtschaftliche Flächennutzung lediglich der Sickerwasseraustrag aus der durchwurzelbaren Zone betrachtet. Die Berechnung erfolgte dabei nach Frede und Dabbert (1999) (Gleichung 2).

$$pot.NO_3 = [(N_{BIL} - NH_3 - N_D) * AF/SW] * 4{,}43 * 100 \qquad \text{Gleichung 2}$$

pot. NO_3:	potenzielle NO_3-Konzentration im Sickerwasser	(mg NO_3/l)
N_{BIL}:	N-Saldo Flächenbilanz (Bruttosaldo)	(kg N/ha)
NH_3:	Ammoniakverluste	(kg N/ha)
N_D:	Denitrifikation	(kg N/ha)
AF:	Austauschfaktor	(Relativzahl)
SW:	Sickerwasser	(mm)
4,43:	Umrechnungsfaktor N zu NO_3	
100:	Umrechnungsfaktor	

Für den Austauschfaktor (AF) gilt Folgendes:

AF=1 für AH ≥ 100 %; für AH < 100 % AF=AH/100

Dabei ist AH die Austauschhäufigkeit je Jahr in % und wurde gemäß Gleichung 3 nach DIN 19732 (2011) berechnet.

$$AH = \left(\frac{Qsw}{FKwe}\right) \times 100$$ Gleichung 3

Q_{SW}:	mittlere langjährige Sickerwasserrate	(mm/a)
FKwe:	Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	(mm)

Die langjährigen mittleren Sickerwassermengen (1971-2000) wurden der landesweiten Modellierung für Sachsen-Anhalt mittels Wasserhaushaltsmodell des Forschungszentrums Jülich (GROWA) (Kuhr et al., 2014) entnommen.

Die Denitrifikation (N_D) wurde unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 4 berechnet (vgl. LLG, 2021). Dabei wurde die maximale Denitrifikationsrate (D_{max}) regionalspezifisch aus Bodenkarten anhand von Bodentyp, Bodenart, Wasserspeichervermögen, Grund- und Stauwassereinfluss, Gehalt an organischer Substanz, geologischem Ausgangssubstrat und pH-Wert abgeleitet (u.a. Hirt, 2002; LBEG 2008).

$$N_D = D_{max} \frac{c\ (N)}{k + c\ (N)}$$ Gleichung 4

N_D:	langjährig mittlere jährliche Denitrifikation	[kg N/(ha*a)]
D_{max}:	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha*a)]
c (N):	Nitratkonzentration im Boden = ((50 * Q_{SW})/(443 * *AF*))/7,5	[mg NO_3/kg Boden]
k:	Michaelis-Konstante	[mg NO_3/kg Boden]

2.5 Bodenuntersuchungen

Für die Bodenuntersuchungen wurden 9 Testbetriebe (TB 1 bis 3, TB 6, TB 8 bis 12) von den insgesamt 12 TB ausgewählt. Auf den Betriebsflächen wurden je nach Betriebsgröße 12 bis 16 Testschläge für die Bodenprobenahme festgelegt (Abb. 13).

Auf den Testschlägen wurden im Zeitraum von 2016 bis 2019 dreimal jährlich (Frühjahr, Nachernte, Vegetationsende) in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe Bodenproben maschinell mit einem hydraulischen Schlaghammer (Multiprob 120-UP, Nietfeld GmbH) entnommen. Im Vergleich zu den N- und Humusbilanzen, welche aufgrund unvollständig vorliegender Bewirtschaftungsdaten nur bis zum Jahr 2018 ermittelt werden konnten, wurde für die Auswertung der N_{min}-Dynamik anhand der Bodenuntersuchungen somit zusätzlich noch das Jahr 2019 mit berücksichtigt. Für die Bodenuntersuchungen erfolgten 18 Einstiche pro Testschlag. Die Einzelproben wurden zu einer Mischprobe vereint und im Labor der LLG auf die N_{min}-Gehalte (NO_3-N und Ammonium-N) untersucht (Tab. 4). Zum Vegetationsende 2018 wurden zudem einmalig aus der oberen Bodenschicht (0-30 cm) als mineralisationsrelevante Schicht die Gesamtkohlenstoff(TC)- und Gesamtstickstoff(TN)-Gehalte, die organischen Kohlenstoffgehalte (TOC) sowie die Gehalte an heißwasserlöslichem organischem Kohlenstoff (TOC_{hwl}) und heißwasserlöslichem N (N_{hwl}) im Labor des Thüringer Landesamtes für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR) analysiert.

Abbildung 13: Testschläge für Bodenuntersuchungen in der Modellregion SAL GW 014.

Tabelle 4: Analyseparameter Boden.

Parameter	Methode	Literaturquelle
Nmin (Nitrat -+ Ammonium-N) (mg/100 g)	photometrisch	VDLUFA, 2002
Organischer Kohlenstoff (OC), Gesamtkohlenstoff (TC) (M-%)	trockene Verbrennung (Elementaranalyse)	DIN ISO 10694 (1996)
Heißwasserlöslicher organischer Kohlenstoff (TOC_{hwl}) (mg/kg)	Hochtemperaturverbrennung im Heißwasserextrakt	VDLUFA, 2004; DIN EN 1484
Gesamtstickstoff (TN) (M-%)	trockene Verbrennung (Elementaranalyse)	DIN ISO 10694 (1996)
Heißwasserlöslicher Stickstoff (N_{hwl}) (mg/kg)	Fluoreszenzmessung	VDLUFA, 2004

Mit den heißwasserextrahierbaren C- und N-Komponenten werden neben der mikrobiellen Biomasse einfache organische Verbindungen erfasst, die bei Heißwasserextraktion hydrolysieren und als leicht mikrobiell umsetzbar eingestuft werden. Diese werden als ein Kriterium für das N-Nachlieferungspotential der Böden herangezogen (Schulz, 1990; Körschens et al., 1990).

Tiefenprofile zur Bestimmung der NO_3-Verlagerung und der NO_3-Konzentrationen des Sickerwassers in der ungesättigten Zone unterhalb der durchwurzelten Bodenzone (=Aerationszone) sowie stofflicher Umsetzungsprozesse (NO_3-Abbau) wurden in der Modellregion im Zeitraum Oktober bis November 2015 auf 7 Flächen der Bodendauerbeobachtung Sachsen-Anhalts (3 BDF=Bodendauerbeobachtungsflächen, 4 DTF=Dauertestflächen) angelegt (Abb. 14). Die Beprobung erfolgte durch die JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH mittels Hand- und Rammkernsondierung bis zu einer Endteufe von maximal 5 m (bis zum Erreichen des Festgesteins bzw. Grundwassers). Aus dem Bohrkern der Rammkernsonde wurden die Bodenproben in Tiefenabschnitten von 30 cm schichtweise entnommen. Vor Ort wurde eine bodenkundliche Ansprache nach bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) durchgeführt. Die Ermittlung der Bodenfeuchtestufen wurde ebenfalls nach bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) vorgenommen und diente als Grundlage für die Berechnung der Bodenwassergehalte zum Zeitpunkt der Probenahme. Die Bodenproben wurden im Labor der Eurofins Umwelt Ost GmbH auf folgende bodenchemische Parameter untersucht: N_{min}, S_{min}, TN, TC und TOC.

Abbildung 14: Lage der Tiefenprofile in der Modellregion SAL GW 014.

Die Modellierung der Sickerwassermengen erfolgte mit Hilfe des Bodenwasserhaushaltmodells BOWAM (Dunger, 2002) durch das Mitteldeutsche Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz (MISB). Auf der Grundlage der bodenchemischen Untersuchungen und Bodenwasserhaushaltsmodellierung wurden Konzentrationen und Frachten der analysierten N-, S- und C-Parameter im Sickerwasser berechnet. Eine Kalkulation der Verweilzeit des Sickerwassers im berücksichtigten Bodenprofil erfolgte mittels Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeit nach van Genuchten (1980). Die Tiefenversickerung (v) in mm/a und Verlagerungstiefe (T in dm/a) des Sickerwassers wurde zudem nach Renger (2002) auf der Grundlage einer Regressionsgleichung für Ackerland (R= 0,84) nach den Gleichungen 5 und 6 berechnet.

$$v = 0{,}92\,(N_{wi}) + 0{,}61\,(N_{So}) - 153\,(\log Wpfl) - 0{,}12\,(E_{HAUDE}) + 109 \qquad \text{Gleichung 5}$$

N_{Wi}:	Winterniederschlag 1.10.-31.3. (langjähriges Mittel 1981-2010) in mm
N_{So}:	Sommerniederschlag 1.4.-30.9.(langjähriges Mittel 1981-2010) in mm
Wpfl:	pflanzenverfügbarer Bodenwasservorrat (nutzbare FK des effektiven Wurzelraumes + kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser an die Untergrenze des effektiven Wurzelraumes) in mm
E_{HAUDE}:	potentielle Evapotranspiration nach HAUDE in mm

T = Tiefenversickerung v (mm/a) / Wassergehalt bei Feldkapazität (mm/dm) Gleichung 6

Für die Interpretation der NO_3-Tiefenverlagerung wurden Bewirtschaftungsdaten (Fruchtfolge, N-Salden, etc.) und Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) aus dem routinemäßigen Untersuchungsprogramm des Bodendauerbeobachtungsmonitorings in Sachsen-Anhalt (ST) der LLG verwendet.

2.6 Netto-Stickstoff-Mineralisation

Für die Abschätzung der standortspezifischen N-Nachlieferung des Bodens in der Vegetationszeit können verschiedene Verfahren mit entsprechenden Vor- und Nachteilen eingesetzt werden: Labormethoden (Inkubationsversuche) (z.B. Schulz, 1997; Heumann et al., 2002; Kautz, 2004), Feldversuche (z.B. Engels und Kuhlmann, 1993), mathematische Ansätze (z.B. Simulationsmodell HERMES (Kersebaum, 1989) sowie Pedotransferfunktionen (Heumann et al., 2011; 2014). Einen Überblick geben Beisecker et al. (2015). In vorliegenden Untersuchungen wurde für die Abschätzung der N-Nachlieferung in der Vegetationszeit bis zur Ernte der Bilanzansatz nach Engels und Kuhlmann (1993) mittels Berechnung der sogenannten apparenten N-Nettomineralisation ($aNMR_N$, apparent=scheinbar) nach Gleichung 7 genutzt. Dieser Ansatz (auch Bilanzansatz genannt) beruht auf der Differenz zwischen Nährstoffentzug (N-

Aufnahme der Pflanzen) und Nährstoffzufuhr (N-Düngung) auf der Ackerfläche unter Berücksichtigung der Änderung der N_{min}-Bodenvorräte vom Frühjahr bis zur Ernte.

$$aNMR_N = (N\text{-}Entzug + Nachernte\text{-}N_{min}\text{-}Gehalt) - (N\text{-}Düngung + Frühjahrs\text{-}N_{min}\text{-}Gehalt)$$

Gleichung 7

Diese einfache Bilanzrechnung ist geeignet, die standortspezifische N-Nachlieferung und Nährstoffausnutzung innerhalb der Vegetationsperiode grob abzuschätzen, da umfangreiche Messungen von N-Umsetzungen bzw. der mikrobiellen Biomasse meist nicht vorliegen (Beisecker et al., 2015). In Anlehnung an Beisecker et al. (2015) wurde anstelle der N-Abfuhr mit dem Erntegut (vgl. Engels und Kuhlmann, 1993) der N-Entzug (Haupt- und Nebenprodukt) verwendet und hierdurch auch der N-Entzug der Nebenernteprodukte berücksichtigt.

Für die Abschätzung der potenziellen N-Nachlieferung aus Mineralisation nach der Ernte wurden Ergebnisse aus N_{min}-Intensivmessreihen genutzt. Diese wurden in 14-tägigen Abständen auf ausgewählten Testschlägen der TB 6; 7; 8; 9 und 11 in den Versuchsjahren 2018 und 2019 im Zeitraum nach der Ernte bis Vegetationsende durchgeführt. Dabei wurden nur die Zeiträume ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur) einbezogen, um den Einfluss der N-Aufnahme durch die Pflanzen auf die Änderungen der N_{min}-Gehalte auszuschließen. Tägliche Netto-N-Mineralisationsraten (NMR_N) wurden für die TB 6; 7; 8; 9 und 11 nach Gleichung 8 berechnet.

$$NMR_N = (N_{min}\ x - N_{min}\ 0) / Anzahl\ der\ Tage\ (x - 0)$$

Gleichung 8

NMR_N: tägliche Netto-N-Mineralisationsrate *(kg N/ha)*

N_{min} x: N_{min}-Gehalt in 0-30 cm an Termin x *(kg N/ha)*

N_{min} 0: N_{min}-Gehalt in 0-30 cm an Termin 0 *(kg N/ha)*

Termin x = jeweiliger Probenahmetermin innerhalb der Intensivmessreihe

Termin 0 = erster Probenahmetermin der Intensivmessreihe (nach Ernte)

Die so ermittelten täglichen Netto-N-Mineralisationsraten wurden für den gesamten Untersuchungszeitraum der Intensivmessreihe gemittelt. Es muss allerdings darauf hingewiesen wer-

den, dass es sich bei der Berechnung nur um eine grobe Abschätzung der Netto-N-Mineralisation handelt, da Prozesse der N-Immobilisierung, Denitrifikation und N-Verlagerung (Auswaschung) nicht berücksichtigt werden können.

2.7 Statistische Auswertung

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm SPSS, Version 26 durchgeführt. Die Analyse der erhobenen Datensätze erfolgte zunächst mittels deskriptiver Statistik durch Ermittlung verschiedener Kennwerte und Verteilungsparameter sowie graphischer Darstellung in Box-Plot-Diagrammen. Die Box-Plot-Darstellung beinhaltet folgende Streuungs- und Lagemaße: Median (50%-Quartil), 25%- und 75%-Quartil (=Median der unteren bzw. oberen Datenhälfte), Interquartilabstand (IQR) (=Abstand zwischen dem 25%- und 75%-Quartil), Ausreißer (Datenpunkte, die das 25%- bzw. 75%-Quartil um mehr als das 1,5 bis 3-fache des IQR überschreiten, Extremwerte (Datenpunkte, die das 25%- bzw. 75%-Quartil um mehr als das 3-fache des IQR überschreiten (Schäfer, 2010) (Abb. 15).

Abbildung 15: Statistische Auswertung mittels Box-Plot-Darstellung.

Die Daten wurden vor der weiteren Analyse auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilk- und Chi-Quadrat-Test geprüft. Die Prüfung auf Varianzhomogenität erfolgte mittels Levene-Test. Unterschiede der erhobenen Parameter zwischen den Testbetrieben, den Untersuchungsjahren und Fruchtarten wurden bei Normalverteilung der Daten mit Hilfe einer einfaktoriellen Varianzanalyse (oneway ANOVA, tukey-HSD) und bei nicht normalverteilten Daten unter Anwendung eines nicht-parametrischen Tests (Kruskal-Wallis-Test) geprüft. Dabei wurden signifikante Unterschiede zwischen den Testbetrieben, den Untersuchungsjahren und den Fruchtarten in den Abbildungen und Tabellen im Ergebnisteil anhand unterschiedlicher Buchstaben gekennzeichnet. Das heißt die Verwendung des gleichen Buchstabens zeigt an, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den getesteten Varianten nachweisbar waren.

Zur Ermittlung von Zusammenhängen zwischen den erhobenen Parametern wurden Korrelationskoeffizienten nach Pearson (bei Normalverteilung der Daten) beziehungsweise nach Spearman (nicht normalverteilte Daten) berechnet und eine Regressionsanalyse vorgenommen. Um eine Gruppierung der Testbetriebe nach definierten Parametern (Standort- und Bewirtschaftungsparameter) vorzunehmen, wurde eine hierarchische Clusteranalyse durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede der Betriebe im Hinblick auf Standorteigenschaften und Bewirtschaftung herauszufinden, die einen Einfluss auf die N-Auswaschungsgefährdung (Indikator= Herbst-N_{min}) der Standorte aufzeigen.

Für die Clusteranalyse wurde ein hierarchisch-agglomeratives Verfahren unter Verwendung der quadrierten euklidischen Distanz als Distanzmaß und Clustering-Algorithmus nach Linkage Methode (Linkage zwischen Gruppen) genutzt. In die Clusteranalyse wurden folgende Parameter einbezogen: Herbst-N_{min}-, TOC-, N_{hwl}-, TOC_{hwl}-Gehalte Boden, N-Bilanz, Anteil organische N-Düngung und organische N-Zufuhr.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Witterung im Untersuchungszeitraum

Die kumulierten Niederschläge innerhalb der Sickerwasserperiode (Oktober bis März) und der Vegetationsperiode (April bis September) im Untersuchungszeitraum (2013-2019) sind aus den Abbildungen 16 und 17 ersichtlich. Die jährlichen Niederschlagsmengen waren insbesondere in den Jahren 2018, 2019 und 2016 mit jeweils 323 mm, 416 und 441 mm deutlich unter dem langjährigen Mittel (LJM) von 532 mm (Tab. 5). Demgegenüber war das Jahr 2013 mit 585 mm Niederschlag verhältnismäßig niederschlagsreich. Die deutlichsten Abweichungen der Niederschlagsmengen zum LJM waren innerhalb der Vegetationsperiode vor allem in den Jahren 2018 (-182 mm), 2016 (-96 mm) und 2019 (-75 mm) feststellbar (Abb. 17). Ebenso

wurden innerhalb der Sickerwasserperiode in den Untersuchungsjahren überwiegend Niederschlagsmengen unter dem LJM registriert (Abb. 16).

Die Klimatische Wasserbilanz (KWB) wies in allen Jahren negative Werte auf (-19 mm bis -466 m). Eine sehr stark negative KWB war in den Jahren 2018 (-466 mm), 2019 (-323 mm) und 2016 (-223 mm) zu verzeichnen (Tab. 5). Ein deutliches Wasserdefizit wurde vor allem in der Vegetationsperiode der Jahre 2018, 2016 und 2019 registriert (Abb. 17). Die Jahresdurchschnittstemperaturen lagen in einem Bereich von 8,4 °C (2013) bis 10,4 °C (2018, 2019) und, mit Ausnahme von 2013, über dem LJM (9,3 °C) (Tab. 5). Auffallend waren deutlich höhere Temperaturen im Vergleich zum LJM insbesondere in den Monaten Dezember, Februar, März und Oktober (maximale Differenz zum LJM +5,5 °C im Dezember 2015) (Abb. 18).

Abbildung 16: Niederschlag (N) im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) an der Station Querfurt-Lodersleben innerhalb der Sickerwasserperiode (Oktober bis März) (kumulierte Mengen).
LJM: 1991-2020, KWB: Differenz Niederschlag und Potentielle Verdunstung über Gras nach Penman-Wendling, Daten des DWD

Anhand des Verlaufes der Bodentemperaturen in 5 und 20 cm Tiefe wird deutlich, dass die monatlichen Durchschnittstemperaturen in den Wintermonaten (Dezember bis Februar) meistens im positiven Bereich und überwiegend über 1°C lagen (Abb.18). Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum nur wenige Tage mit Bodenfrost (<0 °C) registriert: 2 Tage in

2012/2013, 0 Tage in 2013/2014, 15 Tage in 2014/2015, 13 Tage in 2015/2016, 43 Tage in 2016/2017, 26 Tage in 2017/2018 und 14 Tage in 2018/2019.

Abbildung 17: Niederschlag (N) im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) an der Station Querfurt-Lodersleben innerhalb der Vegetationsperiode (April bis September) (kumulierte Mengen). LJM: 1991-2020, KWB: Differenz Niederschlag und Potentielle Verdunstung über Gras nach Penman-Wendling, Daten des DWD

Tabelle 5: Niederschlag (N), Temperatur (T) und Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Untersuchungszeitraum und im Vergleich zum Langjährigen Mittel (LJM) an der Station Querfurt-Lodersleben.
LJM: 1991-2020, KWB: Differenz Niederschlag und Potentielle Verdunstung über Gras nach Penman-Wendling, Daten des DWD (Jahreswerte)

Jahr	N (mm)	Differenz N zum LJM (mm)	KWB (mm)	Differenz KWB zum LJM (mm)	T (°C)	Differenz T zum LJM (°C)
2013	585,0	52,7	-18,9	69,6	8,4	-0,9
2014	541,2	8,9	-91,2	-2,7	10,1	0,8
2015	478,5	-53,8	-213,2	-124,7	9,9	0,6
2016	441,2	-91,1	-222,7	-134,2	9,7	0,4
2017	488,5	-43,8	-161,8	-73,3	9,6	0,3
2018	322,8	-209,5	-465,5	-377,0	10,4	1,1
2019	416,4	-115,9	-322,7	-234,2	10,4	1,1

Abbildung 18: Temperatur im Versuchszeitraum und Abweichung zum Langjährigen Mittel (LJM) 1991-2020) sowie Bodentemperaturen in 5 und 20 cm Tiefe an der Station Querfurt-Lodersleben.
LJM: 1991-2020, Daten des DWD (Monatswerte)

Zwischenfazit

Der Untersuchungszeitraum, insbesondere der Zeitraum 2016 bis 2018, war überwiegend durch niedrige Niederschläge zum Teil deutlich unter dem langjährigen Mittel (1991-2020) und eine negative klimatische Wasserbilanz charakterisiert. Die Temperaturen lagen über dem langjährigen Mittel. In den Wintermonaten waren vergleichsweise milde Verhältnisse mit Bodentemperaturen (5 und 20 cm Tiefe) von meistens > 1°C mit wenigen Frosttagen zu verzeichnen.

3.2 Stickstoff-Zufuhren, Erträge und einfache Stickstoff-Schlagbilanzen

Die N-Zufuhren im Untersuchungszeitraum von 2013 bis 2018 sind aus Tabelle 6 ersichtlich und lagen im Mittel aller Betriebe zwischen 196 und 229 kg N/ha. Die N-Zufuhren unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Untersuchungsjahren 2013 bis 2017. Die Darstellung signifikanter Unterschiede wird in den folgenden Tabellen und Abbildungen mit Hilfe unterschiedlicher Buchstaben vorgenommen. Das bedeutet, dass in Tabelle 6 die Verwendung des gleichen Buchstabens (=a) in der Spalte tukey-HSD-Test p<0,05 für die Jahre 2013 bis 2017 darauf hinweist, dass keine statistisch gesicherten Unterschiede bestehen. Demgegenüber wurden in 2018 im Vergleich zu den anderen Jahren signifikant niedrigere N-Zufuhren erfasst (erkennbar an der Verwendung eines anderen Buchstabens =b in Tabelle 6). Das ist darauf zurückzuführen, dass die Betriebe aufgrund der ungünstigen Witterungsverhältnisse in 2016 und 2017 (niedrigere Erträge) in ihrer Düngeplanung für das Jahr 2018 entsprechend reagiert haben. Die fruchtartenspezifischen N-Zufuhren zeigten die niedrigsten N-Zufuhren bei den Kulturen Sommergerste und Kartoffeln und die höchsten N-Zufuhren bei Körnermais, Zuckerrüben und Luzerne (legume N-Fixierung) (Tab. 7). Tabelle 7 ist so zu interpretieren, dass zwischen allen Buchstabenkombinationen (Spalte Kruskal-Wallis-Test), in denen der Buchstabe a vorkommt, keine statistischen Unterschiede bestehen (d.h. Winterweizen unterscheidet sich nicht signifikant von Sommerweizen und Luzerne aber von den übrigen Fruchtarten).

Tabelle 6: Stickstoff(N)-Zufuhren der Testbetriebe im Zeitraum 2013-2018.
Unterschiedliche Buchstaben innerhalb der Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (tukey-HSD, p<0,05, n=599 bis 714)

Jahre	N-Zufuhr (kg N/ha)				tukey-HSD-Test	
	Median	Mittelwert	Min	Max	p<0,05	n
2013	225,4	228,6	26,4	465,5	a	599
2014	219,4	224,6	34,2	549,1	a	681
2015	213,4	216,2	18,9	517,1	a	689
2016	228,1	230,8	21,0	551,6	a	692
2017	228,8	232,9	11,7	532,3	a	704
2018	196,5	190,8	11,7	405,8	b	714

Tabelle 7: Stickstoff(N)-Zufuhren der einzelnen Fruchtarten im Zeitraum 2013-2018. Unterschiedliche Buchstaben innerhalb der Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=26 bis 1592)

Fruchtarten	N-Zufuhr (kg N/ha)				Kruskal-Wallis-Test	
	Median	Mittelwert	Min	Max	p<0,05	n
Winterweizen	217,8	220,2	28,4	373,7	a	1592
Wintergerste	201,3	206,5	29,3	477,8	ce	581
Winterraps	243,6	250,7	53,2	515,7	dfg	725
Silomais	187,1	196,0	11,7	551,6	e	676
Körnermais	286,6	299,6	60,6	549,1	f	106
Zuckerrüben	278,2	261,1	34,2	480,4	fg	244
Kartoffeln	102,5	102,5	39,5	158,1	bhe	26
Sommergerste	93,2	93,2	26,4	212,0	h	84
Sommerweizen	196,5	198,1	36,3	308,3	ace	65
Ackerbohnen	190,4	172,3	22,0	420,1	bce	59
Erbsen	178,3	171,1	18,9	363,9	bce	48
Luzerne	254,2	253,7	98,7	459,0	acg	76

Die Erträge der in der Modellregion angebauten Hauptkulturen im Zeitraum 2013 bis 2018 sind aus den Abbildungen 19 bis 25 ersichtlich.

Abbildung 19: Erträge von Winterweizen (WW) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=252; 292; 288; 310; 257 und 296 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 20: Erträge von Wintergerste (WG) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=84; 113; 113; 94; 97 und 86 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 21: Erträge von Winterraps (WRa) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=101; 133; 147; 137; 123 und 113 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 22: Erträge von Silomais (S-Mais) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=84; 106; 100; 109; 129 und 157 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 23: Erträge von Zuckerrüben (ZR) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=35; 38; 30; 32; 58 und 62 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 24: Erträge von Sommergerste (SG) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=21; 18; 19; 20; 14 und 14 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 25: Erträge von Sommerweizen (SW) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=8; 5; 11; 14; 19 und 12 jeweils für 2013 bis 2018)

Bei allen angebauten Hauptkulturen wurden im Anbaujahr 2018 aufgrund der extremen Trockenheit in 2018 im Zusammenhang mit den bereits trockeneren Vorjahren (vgl. Tab. 5, Abb. 16 und 17, Kap. 3.1) im Vergleich zu den anderen Jahren signifikant niedrigere Erträge ermittelt. Die höchsten Ertragseinbußen wurden bei den Sommerungen Silomais, Zuckerrüben und Sommerweizen sowie bei Winterraps erfasst. Demgegenüber war bei der Winter- und Sommergerste die Ertragsdifferenz zu den anderen Anbaujahren in 2018 vergleichsweise geringer. Die höchsten Erträge waren bei den meisten Hauptkulturen im Anbaujahr 2014 nachweisbar. Das ist vermutlich auf die günstigen Witterungsverhältnisse innerhalb der Vegetationsperiode dieses Jahres zurückzuführen (hohe Niederschläge v.a. im Mai und Juli, hohe Temperaturen, vgl. Abb. 17 und 18). Die Kulturen Silomais und Sommergerste wiesen die höchsten Erträge im Jahr 2017 bei vergleichsweise hohen Temperaturen im Frühjahr und Sommer auf (vgl. Abb. 18). Eine Gegenüberstellung der beiden 3-jährigen Zeiträume (2013-2015; 2016-2018), welche in ihren Witterungsverhältnissen deutlich differierten (vgl. Tab. 5), zeigt, dass die Erträge im trockeneren und durch eine stark negative KWB geprägten Zeitraum 2016-2018 bei den meisten Fruchtarten deutlich niedriger waren (Tab. 8). Ebenso waren die N-Salden aufgrund der ungünstigen Witterungsbedingungen bei vielen Hauptkulturen, insbesondere bei Silo- und Körnermais, Luzerne und Winterraps im Zeitraum 2016 bis 2018 vergleichsweise höher (Tab. 8).

Tabelle 8: Erträge, Stickstoff(N)-Zufuhren und N-Salden der einzelnen Fruchtarten im Vergleich der beiden Zeiträume 2013-2015 und 2016-2018.

Fruchtarten	Erträge	Erträge	N-Zufuhren	N-Zufuhren	N-Salden	N-Salden
	dt/ha		kg N/ha			
	2013-2015	2016-2018	2013-2015	2016-2018	2013-2015	2016-2018
Winterweizen	86,7	77,4	218,6	216,3	21,0	26,2
Wintergerste	81,4	81,7	203,9	198,5	43,6	38,7
Winterraps	43,5	35,5	262,0	242,4	61,7	87,1
Silomais	428,3	363,5	177,5	200,7	-4,2	51,4
Körnermais	118,7	84,2	251,1	275,4	22,8	82,8
Zuckerrüben	761,2	683,7	296,3	270,5	-30,0	-18,1
Kartoffeln	386,3	390,0	106,2	102,5	4,5	25,1
Sommergerste	58,2	60,2	95,7	90,8	-4,1	-13,1
Sommerweizen	62,0	54,5	188,5	196,5	65,2	57,2
Ackerbohnen	43,8	26,6	267,4	147,0	49,9	25,5
Erbsen	37,5	37,6	116,3	188,5	42,2	25,5
Luzerne	116,0	135,8	274,9	324,3	23,7	77,8

Im Vergleich der Einzeljahre wurden die niedrigsten mittleren N-Salden von 8 kg N/ha in 2014, verbunden mit hohen Erträgen, erfasst (Abb. 26). Die signifikant höchsten N-Bilanzen mit einem Medianwert von 61 kg N/ha waren 2018 aufgrund der witterungsbedingten geringen Erträge und N-Entzüge nachweisbar (Abb. 26). Diese enorme Schwankungsbreite der N-Salden zwischen den Einzeljahren verdeutlicht die Schwierigkeit, ausgeglichene N-Bilanzen zu erzielen, da die Einflussfaktoren, wie Witterung, Schädlingsbefall, N-Nachlieferung aus der Mineralisation, etc., schwer vorhersehbar sind. Dabei ist zu beachten, dass die Ausgeglichenheit einer Bilanz auf der Ebene der Fruchtfolge zu beurteilen ist (ALTERRA, 2011). Daher sollten für eine Beurteilung der Bewirtschaftungsweise im Hinblick auf den Grundwasserschutz vereinfacht Mittelwerte von mindestens 3 Jahren herangezogen werden (Beisecker und Peter, 2017).

Im langjährigen Mittel (2013-2018) lagen die N-Bilanzen bei 34 kg N/ha und damit unter dem von Peter et al. (2018) für den Gewässerschutz tolerierbaren Zielwert ≤ 40 kg N/ha. Das 90 %-Perzentil der N-Schlagbilanzen, welches in der Literatur häufig herangezogen wird, um die Schwelle zu den oberen Extremwerten (10 % der Werte) zu kennzeichnen, betrug langjährig (2013-2018) 116 kg N/ha und schwankte in den Einzeljahren zwischen 74 kg N/ha (2014) und 130 kg N/ha (2018) (Abb. 27). Die signifikant niedrigsten N-Salden wurden bei den Kulturarten Zuckerrüben (-14 kg N/ha) und Sommergerste (-7 kg N/ha) ermittelt. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch in anderen Untersuchungen dokumentiert (z.B. Finck, 2010 für das Untersuchungsgebiet des Oberrheingrabens) und auf die hohe N-Effizienz dieser Fruchtarten zurückgeführt. Es ist bekannt, dass Zuckerrüben aufgrund hoher N-Entzüge häufig günstige N-Bilanzen aufweisen, da sie bedingt durch ihre lange Standzeit auch noch bis in den Herbst hinein Biomasse bilden und N aufnehmen können (Schwappach, 2019). Die niedrigen Bilanzen bei der Sommergerste waren auch durch die im Vergleich zu den anderen Kulturen eingesetzten geringen N-Zufuhren bedingt (vgl. Tab. 7).

Abbildung 26: Stickstoff(N)-Bilanzen im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Erntejahren (Kruskal- Wallis-Test, p<0,05, n=633; 735; 765; 769; 789 und 714 jeweils für 2013 bis 2018)

Abbildung 27: 90 %-Perzentil der Stickstoff(N)-Bilanzen im Zeitraum 2013-2018.

Die höchsten mittleren (Median) N-Salden waren bei den Fruchtarten Winterraps (73 kg N/ha) und Körnermais (55 kg N/ha) nachweisbar. Hohe N-Salden bei Winterraps wurden ebenso in anderen Studien ermittelt (Herold et al., 2010; Beisecker et al., 2015; Peter et al., 2018) und dadurch begründet, dass Körnerraps einen relativ hohen N-Bedarf für den Aufbau der vegetativen Biomasse aufweist, dem vergleichsweise geringe N-Entzüge durch den Kornertrag gegenüber stehen. Zudem verbleiben die Erntereste auf dem Feld (Peter et al., 2018).

Wie aus Abbildung 28 ersichtlich, unterschieden sich die N-Salden signifikant zwischen den Testbestrieben mit Medianwerten von 1 kg N/ha (TB 7) bis 67 kg N/ha (TB 5).

Abbildung 28: Stickstoff(N)-Bilanzen der Testbetriebe (TB) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Testbetrieben (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=124 bis 1157)

Das 90 %-Perzentil der N-Schlagbilanzen schwankte bei den Testbetrieben in einem weiten Bereich von 74 kg N/ha (TB 11) bis 163 kg N/ha (TB 5) (Abb. 29).

Die fruchtartenspezifischen N-Salden lagen im Mittel des gesamten Untersuchungszeitraumes (2013-2018) zwischen -14 bis 73 kg N/ha und zeigten eine sehr hohe Schwankungsbreite (Abb. 30), die auch in anderen Studien bestätigt wird (z.B. Beisecker et al., 2015).

Abbildung 29: 90 %-Perzentil der Stickstoff(N)-Bilanzen der Testbetriebe.

Abbildung 30: Stickstoff(N)-Bilanzen der einzelnen Fruchtarten Winterweizen (WW) (n=1592), Wintergerste (WG) (n=581), Winterraps (WRa) (n=725), Silomais (SM) (n=676), Körnermais (KM) (n=106), Zuckerrübe (ZR) (n=244), Kartoffel (Ka) (n=26), Sommergerste (SG) (n=84), Sommerweizen (SW) (n=65), Ackerbohne (AB) (n=59), Erbse (Erb) (n=48), Luzerne (Luz) (n=76) im Zeitraum 2013-2018. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$)

Zwischenfazit

Die Erträge und N-Salden zeigten eine enorme Schwankungsbreite zwischen den Einzeljahren. Der trockenere und durch stark negative klimatische Wasserbilanzen charakterisierte Zeitraum 2016-2018 wies deutlich niedrigere Erträge und N-Salden im Vergleich zu 2013-2015 auf. Deutliche Ertragseinbußen waren vor allem im extremen Trockenjahr 2018 bei den Sommerungen Silomais und Zuckerrüben sowie bei Winterraps feststellbar. Die niedrigsten N-Salden waren bei den Fruchtarten Zuckerrüben und Sommergerste und die höchsten bei Winterraps und Körnermais nachweisbar. Im Mittel aller Versuchsjahre (2013-2018) lagen die N-Salden mit 34 kg N/ha unter dem für den Gewässerschutz tolerierbaren Zielwert ≤ 40 kg N/ha.

3.3 Stickstoff- und Humusbilanzen (REPRO)

Die Ergebnisse der N-Bilanzierung nach REPRO für die TB 1 bis 9 sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Stickstoff(N)-Bilanzglieder (kg N/ha) nach REPRO der Testbetriebe für Ackerflächen (Mittelwerte der Jahre 2013-2018).

	Testbetriebe (TB)								
	TB 1	**TB 2**	**TB 3**	**TB 4**	**TB 5**	**TB 6**	**TB 7**	**TB 8**	**TB 9**
N-Entzug (Gesamt)	215,1	188,1	189,0	179,9	186,6	187,0	213,4	188,1	178,6
Hauptprodukt	165,1	153,3	145,3	146,5	145,8	148,0	160,3	150,0	146,2
Nebenprodukt	50,0	34,8	43,7	33,4	40,8	39,1	53,1	38,1	32,4
N-Abfuhr (Ernteertrag)	162,7	153,5	149,6	142,0	137,6	142,8	157,2	144,3	140,1
N-Zufuhr	260,5	237,0	253,6	230,8	241,5	238,8	228,8	226,5	246,6
Immission	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0
Saatgut	2,6	2,3	2,2	3,0	2,0	2,4	2,7	2,4	1,8
Symbiontische N-Fix.	2,3	15,2	2,0	18,2	3,6	6,0	0,0	8,0	2,0
Mineraldünger	189,6	122,8	113,6	102,5	122,4	132,6	140,0	127,1	112,5
Organischer Dünger	55,0	85,6	124,9	96,1	102,5	86,8	75,1	78,0	119,4
Strohdüngung	*36,8*	*23,4*	*20,0*	*12,6*	*27,5*	*24,9*	*28,2*	*25,2*	*26,0*
Gründüngung	*15,6*	*11,1*	*19,4*	*25,3*	*21,5*	*19,3*	*28,1*	*18,5*	*12,5*
Stallmist	*1,9*	*0,0*	*31,9*	*8,5*	*0,0*	*11,8*	*0,0*	*10,5*	*0,0*
Gülle, Jauche	*0,0*	*42,3*	*48,1*	*49,6*	*41,4*	*28,6*	*18,4*	*23,7*	*9,4*
Sonst. Org. Dünger	*0,7*	*8,8*	*5,5*	*0,1*	*12,1*	*2,2*	*0,5*	*0,0*	*71,4*
∆ N Bodenvorrat	-9,3	-8,0	-6,5	-9,2	-9,3	-12,4	-24,3	-15,6	-2,5
N-Saldo (brutto)	**54,8**	**57,0**	**71,1**	**60,1**	**64,2**	**64,1**	**39,7**	**54,1**	**70,5**
NH_3-Verluste	10,4	7,4	16,9	8,3	8,1	8,5	8,1	11,7	10,5
N-Saldo (netto)	**44,4**	**49,6**	**54,2**	**51,8**	**56,1**	**55,6**	**31,6**	**42,4**	**60,0**

Die mit REPRO ermittelte N-Zufuhr der TB lag im Mittel des Untersuchungszeitraumes (2013-2018) zwischen 227 kg N/ha (TB 8) und 261 kg N/ha (TB1). Der N-Input über symbiontische N-Fixierung war nur bei den TB mit Anbau von Futterleguminosen relevant (TB 2 und 4) und

betrug maximal 18 kg N/ha (TB 4). Der aktive N-Einsatz der Betriebe erfolgte entsprechend der betriebsindividuellen Düngestrategie. Die mittleren N-Zufuhren über Mineraldünger lagen zwischen 103 (TB 4) und 190 kg N/ha (TB 1). Beim Einsatz organischer Dünger unterschieden sich die Betriebe zum Teil deutlich. Der Anteil der organischen Düngung war bei TB 3 mit 53 % am höchsten. Den niedrigsten Anteil zeigte TB 1 mit einer N-Zufuhr von 55 kg N/ha über organischen Dünger, entsprechend einem Anteil von 23 % an der gesamten N-Düngung. Die hauptsächlich von den TB eingesetzten organischen Dünger waren Gülle/Gärreste bzw. Jauche, die entweder direkt aus der betriebseigenen Rinder- und Schweinehaltung bzw. von Biogasanlagen stammten. Der Einsatz von Stallmist erfolgte nur bei TB 3 mit 32 kg N/ha in nennenswerten Größenordnungen und war sonst von untergeordneter Bedeutung. Weitere feste organische Dünger, wie Komposte, separierte Gärreste und Hühnertrockenkot wurden von den TB zugekauft. Insbesondere bei TB 9 hatte der Einsatz von Hühnertrockenkot (71,4 kg N/ha) einen nennenswerten Anteil an der N-Düngung (Tab. 9). Der N-Export von den Ackerflächen (N-Abfuhr Ernteertrag) wies ein annähernd einheitliches Niveau bei den TB auf und lag zwischen 138 bis 163 kg N/ha. Bei Betrieben, die anfallendes Stroh für die Tierhaltung bergen, war die N-Abfuhr über Nebenprodukte höher und damit auch die N-Rückführung auf die Flächen geringer. Die Gesamt-N-Entzüge der TB lagen in einem Bereich von 179 kg N/ha (TB 9) bis 215 kg N/ha (TB 1). Die kalkulierten Änderungen des Boden-N-Vorrates (ΔTN) waren bei allen TB negativ und schwankten in einem Bereich von -2,5 kg N/ha (TB 9) bis -24,3 kg N/ha (TB 7) (Tab. 9). Das bedeutet, dass aufgrund der Netto-N-Mineralisation mit einer Freisetzung von N zu rechnen ist, welche bei der REPRO-N-Bilanzierung berücksichtigt wird. Die aus der REPRO-Analyse resultierenden Brutto-N-Bilanzen der Betriebe waren in einem Bereich von minimal 40 kg N/ha (TB 7) bis maximal 71 kg N/ha (TB 3) (Tab. 9). Im Mittel aller berücksichtigten Betriebe wurde eine Brutto-N-Bilanz von 59,5 kg N/ha erfasst.

In der Literatur wird ein Zielwertbereich der Brutto-N-Bilanzen von 0-50 kg N/ha angegeben (Hülsbergen, 2003; Schmid und Hülsbergen, 2015). Dieser Optimalbereich wurde in der Annahme definiert, dass N-Verluste nie vollständig zu vermeiden sind (= unvermeidbare N-Verluste) aber bei N-Überschüssen bis zu 50 kg N/ha keine gravierenden ökologischen Schäden erwartet werden. In der REPRO-Bewertung wird davon ausgegangen, dass sowohl bei einem Über- als auch beim Unterschreiten des optimalen Wertebereiches eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung vorliegt. Bei langjährig negativen N-Salden ist von einer Abreicherung der Boden-N-Vorräte auszugehen, die letztlich zu einer Verminderung der Ertragsfähigkeit der Böden führen kann. Demgegenüber nimmt bei N-Salden über 50 kg N/ha die Gefahr der Verluste reaktiver N-Verbindungen zu (Schmid und Hülsbergen, 2010). Anhand vorliegender Untersuchungen kann eingeschätzt werden, dass die N-Bilanzen gemittelt über alle TB den angegebenen Optimalbereich nur knapp überschritten. Testbetrieb 7 wies einen optimalen N-Saldo von 40 kg N/ha auf. Hier wurden hohe N-Entzüge bei vergleichsweise geringem N-Input über organische und mineralische Düngung realisiert. Leicht erhöhte N-Überhänge wurden für die

TB 3 und 9 ausgewiesen. In diesen Betrieben wurden die bereits mit organischen Düngern ausgebrachten N-Mengen bei der Kalkulation der Mineraldüngung nicht ausreichend berücksichtigt bzw. der N-Bedarf zu hoch kalkuliert. In diesem Zusammenhang sollte allerdings auch auf die ungünstigen Witterungsbedingungen und die damit verbundenen geringeren Erträge in 2016-2018 verwiesen werden. Wie aus Abbildung 31 ersichtlich, zeigten die Brutto-N-Bilanzen deutliche Unterschiede zwischen den Einzeljahren. In guten Ertragsjahren, wie beispielsweise in 2014, war es möglich, sehr geringe N-Überschüsse von 30 kg N/ha zu realisieren. Demgegenüber wies das Trockenjahr 2018 mit zum Teil deutlichen Mindererträgen entsprechend höhere N-Überschüsse auf. Da eine Zunahme von Dürreereignissen prognostiziert wird, sollte daher noch stärker bei entsprechenden Anzeichen ein Augenmerk auf Ertragserwartung und Bedarf gelegt werden und gegebenenfalls Anpassungen vorgenommen werden.

Abbildung 31: Stickstoff(N)-Salden (brutto) im Vergleich der Einzeljahre (2013-2018).

Unter Berücksichtigung der gasförmigen Verluste (NH_3) ergeben sich für die TB Netto-N-Salden im Bereich von 32 kg N/ha (TB 7) bis 56 kg N/ha (TB 5) (Tab. 9) und im Mittel aller TB von 50 kg N/ha. Die NH_3-Verluste lagen zwischen 7 kg N/ha (TB 2) und 17 kg N/ha (TB 3) mit einem Mittelwert von 10 kg N/ha (Tab. 9). Die vergleichsweise hohen NH_3-Verluste von TB 3 sind auf den Einsatz von Schweinegülle und Harnstoff zurückzuführen.

Eine Gegenüberstellung der langjährigen (2013-2018) mittleren einfachen Schlagbilanzen (aggregierte Schlagbilanzen) mit den erweiterten Netto-REPRO-Bilanzen für die TB zeigt, dass der dynamische REPRO-Ansatz zu deutlich höheren N-Salden führt (Abb. 32). Aufgrund der

Berücksichtigung von N-Deposition (11 kg N/ha) und der Änderung im Boden-N-Vorrat (N-Mineralisation) kann das Risiko von sickerwassergebundenen N-Verlusten demzufolge besser abgebildet werden (vgl. Kap. 2.3). Die Differenzen zwischen beiden Bilanzierungsmethoden lagen in einem Bereich von 12 (TB 9) bis 43 kg N/ha (TB 7) (Abb. 32).

Abbildung 32: Vergleich der mittleren Stickstoff(N)-Salden nach erweitertem REPRO-Ansatz (Netto) mit den einfachen N-Salden (aggregierte Schlagbilanz) der Testbetriebe (TB) für den Zeitraum 2013-2018.

Die Ergebnisse der Humusbilanzierung für die berücksichtigten TB sind aus Tabelle 10 ersichtlich. Die kalkulierten langjährigen (2013-2018) mittleren Humussalden waren bei allen TB negativ und lagen in einem Bereich von -256 kg C/ha (TB 7) bis - 27 kg C/ha (TB 9). Demzufolge kann für die meisten TB mittelfristig eine langsame, aber stetige Abnahme der organischen Substanz im Boden prognostiziert werden. Die Ergebnisse älterer Untersuchungen von Franko und Schenk (2000) im Untersuchungsgebiet der Querfurter Platte, welche eine Tendenz der Überversorgung mit organischer Bodensubstanz dokumentierten, kann somit anhand vorliegender Studie nicht bestätigt werden. Auf Grundlage des Bewertungsschlüssels nach VDLUFA (Körschens et al., 2004; Ebertseder et al., 2014) ist für TB 7 mit der Bewertungsklasse A (<-200 kg Humus-C/ha * a) eine unzureichende Humusversorgung feststellbar, welche im Hinblick auf den Erhalt von Bodenfunktionen und Ertragsleistung als sehr ungünstig eingeschätzt wird.

Tabelle 10: Humus-Bilanzglieder (kg C/ha) nach REPRO der Testbetriebe für Ackerflächen (Mittelwerte der Jahre 2013-2018).

	Testbetriebe (TB)								
	TB 1	**TB 2**	**TB 3**	**TB 4**	**TB 5**	**TB 6**	**TB 7**	**TB 8**	**TB 9**
Humusbedarf	-622	-572	-624	-589	-661	-592	-736	-661	-623
Humusmehrerleistung	5	31	5	66	14	16	12	21	7
Zufuhr org. Dünger	518	457	550	426	548	446	468	476	589
Strohdüngung	*476*	*293*	*219*	*193*	*348*	*297*	*368*	*341*	*331*
Gründüngung	*32*	*26*	*46*	*61*	*53*	*45*	*67*	*40*	*31*
Stallmist	*9*	*0*	*172*	*46*	*0*	*64*	*0*	*57*	*0*
Gülle	*0*	*76*	*80*	*126*	*51*	*34*	*28*	*38*	*13*
Sonstige org. Dünger	*2*	*61*	*32*	*1*	*97*	*5*	*4*	*0*	*213*
Humusersatzleistung	524	487	555	492	562	461	480	497	596
Humussaldo	**-98**	**-85**	**-69**	**-97**	**-98**	**-130**	**-256**	**-164**	**-27**

Die Ursache für diesen stark negativen Humussaldo ist der hohe Anteil humuszehrender Hackfrüchte (Zuckerrüben, Kartoffeln, Mais) mit hohem Humusbedarf von etwa 30 % in der Fruchtfolge, der durch die aktuelle organische Düngung des Betriebes nicht ausgeglichen wird. Für 6 der berücksichtigten 9 Betriebe wurden Humussalden in der Bewertungsklasse B (-200 bis -76 kg Humus-C/ha * a), entsprechend einer niedrigen Humusversorgung, ermittelt. Gemäß VDLUFA (Körschens et al., 2004; Ebertseder et al., 2014) wird diese Humusversorgungsklasse als mittelfristig tolerierbar eingeschätzt. Die Betriebe in der Humusversorgungsklasse B decken einen hohen Anteil der organischen Düngung mit Stroh- und Gründüngung (60 – 98 %), das heißt durch Verbleib der Nebenprodukte auf der Fläche, ab (vgl. Tab. 9). Nach Angaben in der Literatur wird die Humusersatzleistung von Stroh- und Gründüngung mit Humifizierungskoeffizienten von jeweils 0,14 und 0,11 als gering eingestuft (Leithold et al., 1997). Im Vergleich zur Gründüngung weist Stroh aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses (80; Kolbe und Zimmer, 2015) und des vergleichsweise hohen Anteils schwer umsetzbarer Bestandteile (Lignin) eine höhere Abbaustabilität auf (Nawrath, 1998). Dennoch konnte trotz des relativ hohen C-Inputs bei Strohdüngung in Langzeit-Feldversuchen kein signifikanter Effekt auf die Humusgehalte der Böden nachgewiesen werden (Thomsen and Christensen, 2004; Zimmer et al., 2005; Soon and Lupwayi, 2012). Jedoch zeigten Untersuchungen von Zimmer et al. (2005), dass eine Strohdüngung in Verbindung mit einem höheren N-Düngungsniveau (Stroh + Gülledüngung) eine positive Humuswirkung bewirkte. Da das C/N-Verhältnis von Stroh (80) und Gründüngung (20) erheblich weiter ist als das von Ackerböden (C/N: 9-12; Kolbe und Zimmer, 2015) wird davon ausgegangen, dass der Beitrag zum Aufbau der organischen Bodensubstanz von Stroh- und Gründüngung N-limitiert ist (Brock et al., 2016). Eine Studie von Brock et al. (2016) weist darauf hin, dass die Humusreproduktionsleistung von Stroh und Gründüngung sehr variabel ist und sehr stark von der N-Verfügbarkeit abhängt. Daher sollte die bisherige Bewertung dieser Dünger in der Humusbilanzierung überprüft und präzisiert werden. Nach

bisherigem Bilanzierungsansatz wird davon ausgegangen, dass sich in Bezug auf die ausgebrachte Trockenmasse nur eine geringe Humuswirkung nach Stroh- und Gründüngung einstellt (Leithold et al., 1997; Kolbe und Zimmer, 2015). Eine geringe Wirkung der Strohdüngung auf den Humusgehalt wurde auch in Dauerfeldversuchen mit differenzierter mineralisch-organischer Düngung an den Standorten Methau und Spröda (Sachsen) nachgewiesen (Albert und Grunert, 2018). Nach den Ergebnissen des Humusbilanzierungsansatzes in vorliegender Studie reicht die Humusreproduktionsleistung von Stroh- und Gründüngung offensichtlich nicht aus, den Humusbedarf der TB abzudecken. Insbesondere bei TB 1 zeigte sich, dass ein alleiniger Ersatz durch den Verbleib der Nebenprodukte auf den Flächen nicht geeignet ist, den Humusbedarf zu kompensieren.

Mehrere TB, vor allem TB 4 und 2, setzen mit der Ausbringung von Gülle (bzw. Biogasgülle) auf eine entsprechende Humuswirkung. Die Humusreproduktionsleistung von Flüssigmisten mit geringem Trockenmassegehalt, wie Schweine- und Rindergülle, wird mit Humusäquivalenten (HÄQ) von jeweils 4 - 8 kg/t FM und 6 – 12 kg/t FM (Kolbe, 2010; Körschens et al., 2004; Ebertseder et al., 2014) als vergleichsweise gering eingeschätzt. Leithold et al. (1997) geben für Gülle einen Humifizierungskoeffizienten von 0,22 an. Charakteristisch für Gülle und insbesondere für Biogasgülle sind geringe C/N-Verhältnisse (Gülle: 8; Biogasgülle: 2-5) und ein hoher NH_4-Anteil am TN (40-70 %). Damit besitzen diese flüssigen organischen Dünger ein im Vergleich zu festen organischen Düngern höheres Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) von 35-45 % und damit eine schnellere N-Verfügbarkeit (Gutser et al., 2005). Hiermit ist jedoch auch ein höheres Risiko von N-Verlusten verbunden. Es ist aus der Literatur bekannt, dass der häufige Einsatz flüssiger organischer Dünger mit einem hohen mineralischen N-Gehalt (NH_4^+) und niedrigem C/N-Verhältnis, wie beispielsweise Schweinegülle, zu einer Abnahme der organischen Bodensubstanz (OBS) infolge des sogenannten Priming-Effekts führen kann (Plaza et al., 2004). In einer Metastudie von Gross und Glaser (2021) wiederum wurde dokumentiert, dass von insgesamt 16 berücksichtigten organischen Düngern Schweinegülle, gefolgt von Rindergülle und Hofdung, den größten Effekt auf eine Erhöhung der OBS hatten. Den geringsten Effekt auf die OBS zeigten vergleichbar zu anderen Studien (siehe oben) Gründünger und Stroh.

Eine optimale Humusversorgung mit Humussalden von -27 (TB 9) und -69 kg Humus-C/ha * a (TB 3) entsprechend der Humus-Bewertungsklasse C (-75 bis 100 kg Humus-C/ha * a) wiesen lediglich 2 der berücksichtigten 9 Testbetriebe auf (vgl. Tab. 9). Testbetrieb 3 deckt einen hohen Anteil von 31 % der gesamten organischen Düngung mit Stallmist ab. Für Stallmist wird eine relativ hohe Humusreproduktion je nach Trockenmassegehalt und Rottegrad mit HÄQ im Bereich von 28 – 40 kg/t FM (frischer Stallmist) bis 62-96 kg/t FM (kompostierter Stallmist) dokumentiert (Körschens et al., 2004; Ebertseder et al., 2014). Mit angegebenen Humifizierungskoeffizienten von 0,28 (Rottemist) bis 0,40 (Kompost) wird diesen festen organischen

Düngern eine sehr gute Humuswirkung zugesprochen (Leithold et al., 1997). TB 9 setzte mit Hühnertrockenkot ebenfalls einen relativ hohen Anteil fester organischer Dünger (55 % TM) mit guter Humuswirkung ein. Allerdings weist Hühnertrockenkot (HTK) einen hohen N-Gehalt (30 kg /t) bei entsprechend engem C/N-Verhältnis (5) auf und besitzt somit ein hohes MDÄ von 60-70 % und eine schnelle N-Verfügbarkeit (Gutser et al., 2005), die bei der Ausbringung zu hoher Mengen das Risiko von N-Verlusten birgt.

Eine relevante Humusmehrerleistung durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten (Luzerne, Hopfenklee, Gelbklee) war nur für den TB 4 feststellbar (vgl. Tab 10). Diese Fruchtarten wurden hauptsächlich als Futterpflanzen für die Tierhaltung angebaut. Zwischenfruchtanbau wurde in den TB infolge der geringen Niederschläge nur vereinzelt praktiziert. Dabei waren überwiegend Fruchtarten mit einer geringeren Humuswirkung, wie beispielsweise Senf, Ölrettich und Phacelia im Anbau.

Zwischenfazit

Mit dem erweiterten dynamischen REPRO-Ansatz werden bei der Abschätzung des potenziell mit dem Sickerwasser verlagerbaren N-Überschusses N-Deposition und N-Mineralisation einbezogen. Aufgrund der Berücksichtigung kann das Risiko einer Grundwasserbelastung besser abgebildet werden. Der REPRO-Ansatz führte im Vergleich zur einfachen schlagbezogenen N-Bilanzierung zu höheren N-Salden. Im Mittel aller Versuchsjahre und Testbetriebe wurden Brutto-N-Bilanzen von 60 kg N/ha berechnet, welche leicht über dem in der Literatur angegebenen Optimalbereich (0-50 kg N/ha) lagen. Das lässt sich in erster Linie durch die geringen Erträge in den Trockenjahren begründen. Für die Einzeljahre wurde in Abhängigkeit der Ertragsbedingungen eine Schwankungsbreite der Brutto-N-Bilanzen von 30 kg N/ha (2014) bis 66 kg N/ha (2018) erfasst. Die grundwasserschutzrelevante mittlere Netto-N-Bilanz betrug 50 kg N/ha. Die Ergebnisse der Humusbilanzierung ergaben für den Großteil der berücksichtigten Testbetriebe (6 von 9 Betrieben) eine niedrige Humusversorgung und lagen in einem Bereich von -256 bis -27 kg C/ha. Die Zufuhr organischer Substanz erfolgte überwiegend über Stroh- und Gründüngung sowie Gülle- und Gärrestausbringung. Im Hinblick auf die Humusreproduktionsleistung wurden damit vorwiegend organische Dünger eingesetzt, die einen niedrigen Beitrag zum Humusaufbau leisten bzw. ein hohes Risiko von N-Verlusten bergen. Eine optimale Humusversorgung war nur bei 2 Testbetrieben feststellbar, die mit dem Einsatz von Stallmist eine gute Humuswirkung erzielten.

3.4 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Ausgangspunkt für die Abschätzung der potenziellen NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser sind die Bilanzüberschüsse der Schläge im 6-jährigen Mittel. Die modellierten langjährig mittleren Sickerwassermengen (GROWA) für die Einzelschläge der TB sind aus Abbildung 33 ersichtlich. Die Medianwerte der Sickerwassermengen waren in einem Bereich von 37 mm (TB 5) bis 134 mm (TB 8) und wiesen eine sehr hohe Streuung auf. Die unter Berücksichtigung der Schlaggröße kalkulierten flächengewichteten Sickerwassermengen für die TB lagen im Mittel bei 73 mm (Tab. 11) und sind typisch für Lösssubstrate mit hohem Wasserspeichervermögen in niederschlagsbenachteiligten Regionen (HYDOR, 2019).

Abbildung 33: Modellierte mittlere jährliche Sickerwasser(SW)-Mengen 1971-2000 (GROWA, Kuhr et al., 2014) der Testbetriebe (TB).

Für die berücksichtigten Testschläge wurde eine mittlere Denitrifikationsrate von 15 kg N/ha*a berechnet (Tab. 11). Die berechneten potentiellen NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone aller berücksichtigten Testschläge (n=765) zeigten eine enorme Schwankungsbreite und lagen im Mittel (Median) bei 44,7 mg/l (Abb. 34). Insgesamt wies der Datensatz 38 Ausreißer und davon 6 Extremwerte auf. Unter Berücksichtigung aller Einzelwerte war bei 42 % der Schläge der Schwellenwert von 50 mg/l NO_3 überschritten und, unter Ausschluss der Ausreißerwerte, bei 37 % der Einzelschläge.

Für die Schläge der TB wurden mittlere (Median) potentielle NO_3-Konzentrationen des Sickerwassers von 18 mg/l (TB 7) bis 52 mg/l (TB 9) berechnet (Abb. 35). Maximal lagen die potentiellen NO_3-Konzentrationen bei 180 mg/l (TB 6) (ohne Ausreißer).

Tabelle 11: Denitrifikation, Sickerwasser(SW)-Mengen, Austauschfaktor (AF), Nitrat (NO_3)-Konzentration SW und Stickstoff(N)-Austrag aus der Wurzelzone (flächengewichtete Mittel) der Testbetriebe (2013-2018).

Testbetriebe (TB)	Denitrifikation kg N/ha*a	SW-Menge mm/a	AF	NO_3-Konzentration SW mg/l	Mittlere jährliche N-Fracht kg NO_3-N/ha*a
TB 1	15,0	93,1	0,3	39,3	8,3
TB 2	15,1	71,1	0,2	56,5	9,1
TB 3	15,1	72,7	0,2	55,4	9,1
TB 4	15,0	66,1	0,2	53,9	8,0
TB 5	15,1	37,3	0,1	52,6	4,4
TB 6	14,9	59,8	0,2	74,9	10,1
TB 7	14,3	77,1	0,3	27,7	4,8
TB 8	15,0	133,9	0,5	41,3	12,5
TB 9	14,8	49,2	0,2	66,1	7,3

Abbildung 34: Berechnete potentielle Nitrat (NO_3)-Konzentration im Sickerwasser aller Testschläge. Box-Plot-Darstellung (n=765).

Neben den N-Salden wird auch der Einfluss der Bodeneigenschaften insbesondere der Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FK_{we}), welche neben der Sickerwasserrate die Austauschhäufigkeit des Sickerwassers und NO_3-Abbauvermögen im Boden beeinflusst (vgl. Gl. 3), deutlich. So wurden für TB 6 aufgrund einer höheren Austauschhäufigkeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone trotz vergleichbarer Netto-N-Bilanzen und höherer Sickerwassermengen im Vergleich zu TB 5 höhere potenzielle NO_3-Konzentrationen berechnet (Tab. 11).

Abbildung 35: Berechnete potentielle Nitrat (NO_3)-Konzentration im Sickerwasser der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.

Der prägende Einfluss von FK_{we} und Sickerwasserrate auf die NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser wurde ebenfalls in der Literatur dargestellt (z.B. Beisecker und Piegholdt, 2019). Eine signifikante Korrelation zwischen Herbst-N_{min}-Gehalt und NO_3-Konzentration im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone, wie in anderen Studien dokumentiert (z.B. Bauer und Reinsdorf, 2016; Drechsler, 2018; Beisecker und Piegholdt, 2019), konnte anhand vorliegender Untersuchungen nicht bestätigt werden (r=0,17, n=87). In diesem Zusammenhang muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass es sich bei den berücksichtigten NO_3-Konzentrationen nur um Schätzwerte und nicht um tatsächlich gemessene Werte handelt. Sie dürfen auch nicht mit der NO_3-Konzentration des neugebildeten Grundwassers verwechselt werden (Frede und Dabbert, 1999). Die flächengewichteten Mittelwerte der NO_3-Konzentrationen schwankten bei

den TB zwischen 28 mg/l (TB 7) und 75 mg/l (TB 6) und lagen im Mittel aller TB bei 52 mg/l (Tab. 11). Bis auf 3 TB (TB 1; TB 7; TB 8) wiesen die TB damit potenzielle NO_3-Konzentrationen auf, die leicht über dem GW-Schwellenwert von 50 mg/l NO_3 lagen. Das verhältnismäßig hohe Niveau der potenziellen NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser ist auch durch die für den Standort typischen geringen Sickerwassermengen begründet. Auf der Grundlage verschiedener Lysimeterversuche wurde nachgewiesen, dass sich bei zunehmenden Sickerwassermengen aufgrund eines Verdünnungseffektes die NO_3-Konzentration im Sickerwasser verringerte (Albert, 2013; Lorenz et al., 2013). Allerdings zeigten Untersuchungen von Haferkorn (2013) an der Lysimeterstation in Brandis (Sachsen) demgegenüber höhere NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser bei ansteigenden Sickerwassermengen aufgrund einer verstärkten Auswaschung. Um für die Modellregion die Gefährdung einer potenziellen NO_3-Auswaschung in das Grundwasser abzuschätzen, wurden auf Grundlage der berechneten flächengewichteten NO_3-Konzentration und der Sickerwassermengen die N-Frachten, das heißt die N-Austräge aus der Wurzelzone, kalkuliert. Hierbei wurde ausschließlich Ackerland berücksichtigt. Die für das Untersuchungsgebiet ermittelten N-Austräge aus der Wurzelzone lagen in einem Bereich von 4 (TB 5) bis 13 kg NO_3-N/ha (TB 8) und im Mittel aller TB bei 8 kg NO_3-N/ha (Tab. 11). Für die Beurteilung des Risikos von NO_3-Einträgen in das Grundwasser ist allerdings auch zu beachten, dass im ungesättigten Bereich unterhalb der durchwurzelten Bodenzone bis zur Grundwasseroberfläche (= Bereich der Sickerzone) zum Teil ein nennenswerter Abbau von NO_3 stattfinden kann. Exemplarische Untersuchungen in Tiefenprofilen und Bodenwassermessplätzen an 4 Lössstandorten in Sachsen-Anhalt, darunter auch ein Standort in der Modellregion (Barnstädt), zeigten, dass die geringe Sickerwasserrate und das schluffige Bodensubstrat eine lange Verweilzeit des Sickerwassers bedingen. Demnach wurde für die Untersuchungsstandorte ein hohes Denitrifikationspotential ausgewiesen (HYDOR, 2017) (vgl. Kap. 3.5.3). Aus den Modellierungsergebnissen für den Standort Barnstädt resultierte ein vollständiger Abbau des aus der durchwurzelten Bodenzone verlagerten NO_3-N (HYDOR, 2017). Die begleitenden Laborversuche ergaben zudem, dass in den untersuchten Böden eine mikrobielle Gemeinschaft vorhanden ist, welche sowohl zur heterotrophen Denitrifikation (Verfügbarkeit von C-Verbindungen) als auch zur autotrophen Denitrifikation (Verfügbarkeit von Sulfiden) befähigt ist (Tauchnitz et al., 2017; vgl. Kap. 3.5.3).

Zwischenfazit

Die auf der Grundlage der REPRO-N-Bilanzen, der mittleren langjährigen Sickerwasserraten der Standorte und der Feldkapazität im durchwurzelbaren Raum modellierten potenziellen NO_3-Konzentrationen unterhalb der Wurzelzone zeigten eine enorme Schwankungsbreite und lagen im Mittel (flächengewichtet) aller Testbetriebe bei 52 mg/l. Die Einzelwerte zeigten bei 42 % der berücksichtigten Schläge eine Überschreitung des geltenden NO_3-Schwellenwertes für Grundwasser von 50 mg/l. Das ermittelte hohe Niveau der NO_3-Konzentrationen ist durch die standorttypischen geringen Sickerwassermengen (mittlere Sickerwasserrate von 73 mm/a) begründet. Der berechnete flächengewichtete N-Austrag aus der Wurzelzone lag zwischen 4 und 13 kg N/ha und im Mittel aller Testbetriebe bei 8 kg N/ha. Ein nennenswerter Abbau des aus der Wurzelzone ausgetragenen NO_3-N im Bereich der ungesättigten Zone bis zur Grundwasseroberfläche wird vermutet.

3.5 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

3.5.1 Mineralische Stickstoff (N_{min})-Gehalte

Eine Gegenüberstellung aller im Untersuchungszeitraum gemessenen mittleren N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe sowie der Niederschlags- und Temperaturverläufe zwischen den Probenahmezeiträumen zeigt Abbildung 36. Es ist zu erkennen, dass in allen 4 Untersuchungsjahren die Herbst- und Frühjahrs-N_{min}-Gehalte auf einem im Vergleich zum Nachernte-N_{min} deutlich höheren Niveau waren. Insbesondere im Zeitraum Nachernte 2018 bis Frühjahr 2019 waren aufgrund der geringen Niederschläge die höchsten Herbst- und Frühjahrs-N_{min}-Gehalte messbar.

Abbildung 36: Niederschlagssummen (N) und Durchschnittstemperaturen (T) zwischen den N_{min}-Probenahmeterminen sowie Mittelwerte der Frühjahrs(FJ)-, Nachernte(NE)- und Herbst(H)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016-2019.

Die Medianwerte der Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe lagen in den einzelnen Untersuchungsjahren im Bereich von 80 (2018) bis 133 kg N/ha (2019) und wiesen eine ausgeprägte Schwankungsbreite auf (Abb. 37). Dabei wurden signifikante Unterschiede zwischen den Einzeljahren mit niedrigeren Werten in 2016 und 2018 erfasst (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, $n=125$).

Die Verteilung des Frühjahrs-N_{min} in den drei beprobten Bodenschichten bis 90 cm Tiefe ist aus Abbildung 38 ersichtlich. Im Oberboden (0-30 cm) waren 27 % (2019) bis 36 % (2018) des Gesamt-N_{min} nachweisbar. Den höchsten N_{min}-Anteil wies der Unterboden, insbesondere die zweite Bodenschicht (30-60 cm), mit 33 % (2018) bis 47 % (2019), auf.

Abbildung 37: Frühjahrs (FJ)-Nmin-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=125)

Abbildung 38: Mittlere prozentuale Verteilung der Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019.

Die Frühjahrs-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) zeigten eine extreme Schwankungsbreite und signifikante Unterschiede zwischen den Testbetrieben (Abb. 39). Die Medianwerte lagen mit einem Bereich von 71 kg N/ha (TB 8) bis 154 kg N/ha (TB 12) auf einem hohen Niveau. Mit Medianwerten von 76 und 77 kg N/ha wiesen die Testschläge mit den Kulturen Winterraps und Wintergerste die signifikant niedrigsten Frühjahrs-N_{min}-Gehalte auf (Abb. 40).

Abbildung 39: Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal Wallis-Test, $p<0,05$, n=48 bis 64)

Abbildung 40: Frühjahrs-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37), Zuckerrüben (ZR) (n=25) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$)

Die Nachernte-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe unterschieden sich nicht signifikant zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren und waren mit Medianwerten von 73 kg N/ha (2016), 84 kg N/ha (2017), 79 kg N/ha (2018) und 78 kg N/ha (2019) im Vergleich zu den Frühjahrswerten (siehe Abb. 37) auf einem niedrigeren Niveau (Abb. 41).

Abbildung 41: Nachernte(NE)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=125)

Im Unterschied zum Frühjahrs-N_{min} wurde bei den Nachernte-N_{min}-Gehalten der größte Anteil von 55 % (2017) bis 76 % (2018) in der obersten Bodenschicht (0-30 cm) erfasst (Abb. 42). Dabei war im Untersuchungsjahr 2018 der N_{min}-Anteil im Oberboden im Vergleich zu den anderen Jahren am höchsten. Das ist vermutlich auf die Trockenheit in diesem Jahr und die damit im Zusammenhang stehenden geringen Erträge und N-Entzüge zurückzuführen, die zur Folge hatten, dass überschüssiger Dünger-N im Oberboden verblieb.

Die Nachernte-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Testbetrieben und lagen im Mittel in einem Bereich von 46 kg N/ha (TB 8) bis 148 kg N/ha (TB 12). (Abb. 43). Auffallend war die enorme Schwankungsbreite der N_{min}-Gehalte innerhalb der Testbetriebe mit Extremwerten bis über 300 kg N/ha. Diese hohe Streuung ist darauf zurückzuführen, dass in der Auswertung alle Untersuchungsjahre und alle Kulturarten zusammengefasst wurden.

Abbildung 42: Mittlere prozentuale Verteilung der Nachernte-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019.

Abbildung 43: Nachernte-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=48 bis 64)

Wie aus Abbildung 44 ersichtlich wird, unterschieden sich die Testflächen in Abhängigkeit der angebauten Kulturen signifikant voneinander. Die niedrigsten Nachernte-N_{min}-Gehalte wurden bei Wintergerste mit einem Medianwert von 45 kg N/ha ermittelt. Mais zeigte mit einem Median von 135 kg N/ha im Vergleich zu Wintergerste und Winterweizen höhere Nachernte-N_{min}-Gehalte.

Abbildung 44: Nachernte-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa) (n=31), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$)

Die Veränderungen der N_{min}-Gehalte (0-90 cm) seit der Ernte bis zum Vegetationsende (=Herbstbeprobung) in den Einzeljahren sind aus Tabelle 12 ersichtlich. Im Mittel der berücksichtigten Testschläge war in allen Versuchsjahren eine Zunahme der N_{min}-Gehalte von der Ernte bis zum Herbst im Bereich von 20 kg N/ha (2019) bis 48 kg N/ha (2016) zu verzeichnen. Dabei zeigten die Einzeljahre Unterschiede mit der niedrigsten Zunahme der N_{min}-Gehalte in 2019. Ebenso wurde in 2019 die höchste Abnahme der N_{min}-Gehalte nach der Ernte von maximal 103 kg N/ha (ohne Ausreißer) erfasst, korrespondierend zu den vergleichsweise hohen Niederschlagsmengen im Zeitraum Nachernte bis Herbst in diesem Jahr (Tab. 13, Abb. 36).

Veränderungen der N_{min}-Gehalte im Boden im Zeitraum zwischen Ernte und Herbst können auf verschiedene Prozesse, wie N-Mineralisation, N-Pflanzenentzug auf bewachsenen Flächen, N-Verlagerung bei hohen Niederschlägen, N-Immobilisierung (z.B. bei Strohdüngung) sowie Denitrifikationsprozesse zurückgeführt werden, die sich teilweise überlagern (Herold et al., 2010).

Tabelle 12: Veränderungen der N_{min}-Gehalte (0-90 cm) in kg N/ha von der Nachernte- bis zur Herbstbeprobung in den Untersuchungsjahren 2016-2019.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05)

Untersuchungs-jahre	Differenz Nachernte- bis Herbst-Nmin (0-90 cm)				Kruskal-Wallis
	Median	Minimum[1] (kg N/ha)	Maximum[1]	n	p<0,05
2016	47,5	-66,0	165,0	90	ac
2017	22,2	-74,3	139,9	109	ab
2018	47,0	-31,0	149,0	92	c
2019	20,0	-103,0	140,0	105	b

[1] ohne Ausreißer

Tabelle 13: Klimatische Verhältnisse im Zeitraum zwischen den N_{min}-Probenahmen.

Parameter	Jahre	Zeitraum zwischen Probenahmen		
		H[1] - FJ	FJ - NE	NE - H
Niederschlag (mm)	**2016**	104,5	205,4	143,6
	2017	32,7	258,6	143,8
	2018	112,4	124,7	80,9
	2019	100,4	186,4	165,4
Mittlere Lufttemperatur (°C)	**2016**	3,5	12,4	10,6
	2017	-0,3	13,0	12,9
	2018	2,8	11,3	14,4
	2019	2,5	12,1	14,2
Mittlere Bodentemperatur 5 cm (°C)	**2016**	3,0	15,0	11,0
	2017	-0,1	15,5	12,7
	2018	2,3	14,1	16,2
	2019	1,9	14,5	15,4
Mittlere Bodentemperatur 20 cm (°C)	**2016**	3,4	14,3	11,4
	2017	0,5	14,7	13,2
	2018	3,1	13,2	16,3
	2019	2,5	13,7	15,7

[1] Vorjahr, H: Herbst, FJ: Frühjahr, NE: Nachernte

Die höchsten Zunahmen der N_{min}-Gehalte seit der Ernte mit Maximalwerten von bis zu 165 kg N/ha (ohne Ausreißer) wurden im Versuchsjahr 2016 beobachtet und auf günstige Mineralisationsbedingungen zurückgeführt. In diesem Zusammenhang ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass neben der Witterung sehr vielfältige Faktoren Einfluss auf das Mineralisationsgeschehen haben. Hierbei ist vor allem das Nacherntemanagement (v.a. Verbleib der Ernterückstände, Bodenbearbeitung, etc.) entscheidend (Beisecker et al., 2018). Untersuchungen von Beisecker et al. (2015) belegen zudem, dass die Art und Menge der Erntereste Einfluss auf die N-Mineralisation haben, wobei die höchste N-Mineralisation nach der Vorfrucht Zuckerrüben ermittelt wurde.

In vorliegender Studie wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Fruchtarten im Hinblick auf die Veränderungen der N_{min}-Gehalte im Zeitraum zwischen Nachernte und Vegetationsende nachgewiesen (Tab. 14). Das ist aber vermutlich darauf zurückzuführen, dass fruchtartenspezifische Effekte bei der N-Nachlieferung aus Ernterückständen durch das Nacherntemanagement bzw. die Witterung überlagert wurden.

Tabelle 14: Veränderungen der N_{min}-Gehalte (0-90 cm) in kg N/ha von der Nachernte- bis zur Herbstbeprobung der einzelnen Fruchtarten.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05)

Fruchtarten	Differenz Nachernte- bis Herbst-Nmin (0-90 cm)				Kruskal-Wallis
	Median	Minimum[1] (kg N/ha)	Maximum[1]	n	p<0,05
Winterweizen	35,5	-84,0	149,0	168	a
Wintergerste	49,3	-59,3	210,0	60	a
Winterraps	33,0	-71,3	148,0	71	a
Silomais	17,5	-11,4	93,0	17	a
Sommergetreide	33,0	-57,0	89,0	17	a

[1] ohne Ausreißer

Die Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) wiesen mit Medianwerten von 127 kg N/ha (2016), 104 kg N/ha (2017), 157 kg N/ha (2018) und 106 kg N/ha (2019) insgesamt sehr hohe Werte auf (Abb. 45). Die höchsten Gehalte wurden im Herbst 2018 ermittelt. Der Anteil des N_{min} im Oberboden (0-30 cm) lag zwischen 33 % (2016) und 74 % (2018) und nahm somit im Vergleich zum Nachernte-N_{min} insbesondere in den Jahren 2016 und 2019 deutlich ab (Abb. 46). Entsprechend erhöhte sich der Anteil in der zweiten (max. 45 % in 2019) und dritten Schicht (max. 25 % in 2016). Eine geringe Verlagerung des N_{min} aus dem Oberboden wurde in 2018 beobachtet und

ist auf die geringen Niederschläge im Zeitraum der Nachernte- bis zur Herbstbeprobung zurückzuführen (vgl. Tab. 13, Abb. 36). Demgegenüber waren in 2016 und 2019 deutlich höhere Niederschläge in diesem Zeitraum zu verzeichnen.

Abbildung 45: Herbst (H)-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, $n=125$)

Abbildung 46: Mittlere prozentuale Verteilung der Herbst-N_{min}-Gehalte in den untersuchten Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2019.

Die Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) zeigten signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Testbetrieben und eine sehr hohe Streuung (Abb. 47). Die Medianwerte lagen in einem Bereich von 78 kg N/ha (TB 8) bis maximal 175 kg N/ha (TB 12).

Unterschiede der Herbst-N_{min}-Gehalte waren zudem zwischen den einzelnen Kulturen nachweisbar (Abb. 48). Für die Testflächen mit Mais wurden mit einem Median von 188 kg N/ha im Vergleich zu Winterweizen (104 kg N/ha), Wintergerste (82 kg N/ha) und Zuckerrüben (75 kg N/ha) signifikant höhere Herbst-N_{min}-Gehalte erfasst.

Insgesamt waren die Herbst-N_{min}-Gehalte der Testflächen auf einem sehr hohen Niveau. Vergleichbar hohe Werte wurden im mitteldeutschen Raum (Bad Lauchstädt, Etzdorf, Halle u.a.) ebenfalls auf Lössstandorten ermittelt (Moritz et al., 1995; Franko und Schenk, 2000; Seeger und Meißner, 2001). Mehrere Studien zeigten, dass Böden mit höheren Ton- und Schluffgehalten im Vergleich zu sandigen Böden höhere Herbst-N_{min}-Gehalte aufwiesen (z.B. Herold et al., 2010; Grunert, 2016). So gaben beispielsweise Herold et al. (2010) mittlere Gehalte (0-60 cm Tiefe) für Dauertestflächen in Thüringen für den Zeitraum 2005 bis 2008 von 53 kg N/ha für Sand und schwach lehmigen Sand, von 65 kg N/ha für stark lehmigen Sand, von 68 kg N/ha für Lehm bis Ton und von 78 kg N/ha für sandigen, schluffigen Lehm und Schwarzerden an.

Abbildung 47: Herbst-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe in den 9 Testbetrieben (TB) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=48 bis 64)

Abbildung 48: Herbst-N_{min}-Gehalte in 0-90 cm Tiefe der Testschläge mit den Kulturen Winterraps (WRa), Winterweizen (WW) (n=102), Wintergerste (WG) (n=37), Zuckerrüben (ZR) (n=25) und Mais (n=41) im Mittel aller Untersuchungsjahre (2016 bis 2019). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05)

Das N_{min}-Monitoring auf sächsischen Dauertestflächen zeigte ebenfalls im Mittel um etwa 20 kg N/ha geringere N_{min}-Gehalte bei sandigen Böden im Vergleich zu Lehmböden (Grunert, 2016). Andere Untersuchungen wiederum ergaben keinen Einfluss der Bodenart auf die Herbst-N_{min}-Menge (Schiermann, 2004; Bechtel, 2008). Ein positiver Zusammenhang zwischen Tongehalten und Gehalten an TC und TN im Boden und damit auch auf das Mineralisationspotential wurde bereits in mehreren Studien nachgewiesen (Körschens und Schulz, 1999; Kaiser and Guggenberger, 2000; Zinn et al., 2007). Es ist daher anzunehmen, dass die in den vorliegenden Untersuchungen ermittelten hohen Herbst-N_{min}-Gehalte auf die spezifischen Standorteigenschaften zurückzuführen sind. Typisch für die Region ist die Verbreitung sehr fruchtbarer Lössböden, die reich an organischer Substanz sind und damit ein hohes Mineralisationspotential vermuten lassen (Altermann und Kühn, 1995; Körschens et al., 1995; Moritz et al., 1995). Demgegenüber wurde auf der Grundlage von Inkubationsversuchen früherer Studien geschlussfolgert, dass sich Schwarzerden durch ein relativ geringes N-Nachlieferungsvermögen auszeichnen, da die organische Bodensubstanz in vorwiegend stabilen C-Verbindungen vorliegt (Hecht und Garz, 1980). Dennoch wiesen bereits ältere Untersuchungen im Testgebiet der Querfurter Platte (80-iger bis Ende 90-iger Jahre) auf ein hohes Niveau an mineralischem N der Böden hin (Franko und Schenk, 2000, 2001; Seeger und Meißner, 2001). Begründet wird dieses durch die intensive Bewirtschaftung sowie die hohe C-Versorgung der Standorte (hohe Verfügbarkeit leicht umsetzbaren C). Zudem wird aufgrund der Niederschlagsarmut des Gebietes (mitteldeutsches Trockengebiet) eine geringe N-Verlagerung und dadurch eine Akkumulation des Dünger-N im Boden über längere Zeit angenommen (Seeger und Meißner, 2001).

Der Herbst-N_{min}-Gehalt dient in der Gewässerschutzberatung als ein wichtiger Indikator zur Abschätzung des austragsgefährdeten mineralischen N aus der Wurzelzone, der innerhalb der winterlichen Sickerperiode in das Grundwasser verlagert werden kann (Beisecker et al., 2018; Antony, 2020). Während bei leichten Sandböden mit hohen Jahresniederschlägen eine teilweise enge Korrelation zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten und der NO_3-Auswaschung belegt werden kann (z.B. Sturm et al., 2004), zeigte sich bei tiefgründigeren Lössböden bzw. in Regionen mit niedrigen Niederschlägen kein Zusammenhang zwischen Herbst-N_{min} zum Nitrataustrag (Knoblauch, 2013).

Um den Nitrat-Schwellenwert von 50 mg/l im Grundwasser gemäß Grundwasserverordnung (GrwV) sicher zu erreichen, wird in der Literatur ein maximal tolerierbarer Herbst-N_{min}-Gehalt (0-90 cm) je nach Standort und Sickerwasserrate zwischen 10-40 kg N/ha vorgeschlagen (Beisecker, 2017; DWA, 2019). Diese Zielvorgaben wurden in den vorliegenden Untersuchungen deutlich überschritten. Verschiedene andere Studien ergaben ebenfalls Herbst-N_{min}-Gehalte, die zum Teil erheblich über der angegebenen Zielspanne lagen (Herold et al., 2010; Schiermann, 2004; Bechtel, 2008). Auf der Grundlage der ermittelten N-Salden (vgl. Kap. 3.2 und

3.3) besteht kein Hinweis darauf, dass überhöhte N-Überschüsse aus der Düngung die Ursache für das nachgewiesene hohe Herbst-N_{min}-Niveau im Untersuchungsgebiet darstellen. Nach DWA (2019) sind bei N-Bilanzüberschüssen zwischen 10 und 40 kg/ha*a im dreijährigen Mittel bei den meisten Standortverhältnissen die Voraussetzungen für eine Unterschreitung des Herbst-N_{min}-Zielwertes gegeben. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass Standorte mit einer sehr geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, wie für das Untersuchungsgebiet zutreffend, eine Ausnahme darstellen (DWA, 2013; 2019). So wird auch bei geringen N-Bilanzüberschüssen im Untersuchungsgebiet von langjährig (2013-2018) 34 kg N/ha und im dreijährigen Mittel (2016-2018) von 40 kg N/ha der Herbst-N_{min}-Zielwert von 40 kg N/ha nicht erreicht. Dieser Zielwert ist demzufolge aufgrund der geringen Austauschhäufigkeit des Sickerwassers nicht für die Gewässerschutzberatung in der Modellregion geeignet.

Unter Berücksichtigung der standortspezifischen Eigenschaften (umsetzbarer C in der Bodenkrume, Grundwasserneubildung, etc.) wurden für das Testgebiet der Querfurter Platte mit dem Simulationsmodell CANDY (CArbon and Nitrogen DYnamics; Franko et al., 1995) umweltverträgliche Grenzwerte für die N_{min}-Gehalte im Herbst (0-90 cm) abgeleitet (Franko et al., 1997). Für Lössböden mit < 500 mm Niederschlag lagen diese im Bereich von 85 bis 140 kg N/ha und bei 500 bis 550 mm Niederschlag zwischen 65 bis 100 kg N/ha.

In vorliegenden Untersuchungen wurden die standortspezifischen N_{min}-Grenzwerte aufgrund der zum Teil extrem trockenen Witterungsbedingungen in Einzeljahren leicht überschritten (v.a. im Versuchsjahr 2018). In die Modellierung der umweltverträglichen Grenzwerte geht die standortabhängige wirksame Mineralisierungszeit ein, welche auf Grundlage des Feinanteilgehaltes der Bodenkrume, des Jahresniederschlags und des Jahresmittels der Lufttemperatur nach Franko und Oelschlägel (1995) abgeschätzt wurde. Die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ) ist ein geeignetes Kriterium für die Umsatzaktivität verschiedener Standorte. Sie entspricht der Zeit in Tagen, die erforderlich ist, um bei optimalen Bedingungen im Labor bei einem gegebenen Standort die gleiche Umsatzleistung wie im Freiland zu erreichen (Kartschall, 1986). Für eine Löss-Schwarzerde in Bad Lauchstädt wurde eine WMZ von 27 Tagen angegeben (Franko und Oelschlägel, 1995).

Es ist bekannt, dass der Herbst-N_{min}-Gehalt neben den Standort- und Bodeneigenschaften von sehr vielfältigen Einflussfaktoren bestimmt wird. Hierzu zählen unter anderem: der Probenahmetermin, die Witterungsverhältnisse, das Düngemanagement, die Bodenbearbeitung, die Fruchtfolge und die Kulturart, etc. (Beisecker et al., 2018). Diese Vielzahl an Einflussgrößen kann auch als eine Begründung für die nachgewiesene hohe Streuung der Einzelwerte in vorliegenden Untersuchungen angesehen werden, welche auch in anderen Studien dokumentiert wurde (Giebel et al., 2006; Bechtel, 2008; Beisecker et al., 2018).

Verschiedene Untersuchungen zeigten, dass die Höhe der Herbst-N_{min}-Gehalte maßgeblich durch die herbstliche Witterung bestimmt wird, da diese entscheidenden Einfluss auf die mikrobielle Aktivität und damit die N-Mineralisation aus dem Bodenvorrat hat (Schweigert et al., 2004; Bechtel, 2008). Demzufolge ist der Termin der Probenahme von entscheidender Bedeutung für die Höhe des Herbst-N_{min}. Beisecker et al. (2018) geben als optimalen Probenahmetermin den Beginn der winterlichen Sickerwasserbildung an (Ende Oktober - Anfang Dezember), welcher allerdings im Vorfeld nur unsicher mit Hilfe von Simulationsmodellen abschätzbar ist. In dieser Studie lagen die mittleren Herbst-Probenahmetermine aufgrund differenzierter Fruchtarten und verfügbarer Probenahmekapazitäten in einer weiten Zeitspanne zwischen dem 17.10. bis zum 08.01. Das sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

In vorliegenden Untersuchungen waren deutliche Unterschiede der Herbst-N_{min}-Gehalte zwischen den Einzeljahren nachweisbar, die vermutlich auch auf die differenzierten jahresspezifischen Witterungsbedingungen zurückzuführen sind. Eine hohe Variabilität der N_{min}-Gehalte zwischen den Jahren wird ebenfalls in anderen Untersuchungen bestätigt (Beisecker et al., 2018). Schweigert et al. (2004) wiesen einen engen Zusammenhang zwischen dem herbstlichen Niederschlag (1. Oktober bis zum Probenahmetermin) und der Oktobertemperatur zum NO_3-Gehalt im Boden nach. In anderen Studien wurde eine Verringerung der herbstlichen N_{min}-Gehalte im Boden mit zunehmenden Niederschlägen von Juni bis Oktober und eine Abhängigkeit der Herbst-N_{min}-Gehalte von der mittleren Monatstemperatur im Juli, als Zeit der zunehmenden Mineralisation von Ernterückständen, beobachtet (Bechtel, 2008). Diese Zusammenhänge wurden auch in vorliegenden Untersuchungen bestätigt. Die höchsten N_{min}-Gehalte wurden im trockensten und wärmsten Jahr 2018 erfasst. Die Niederschlagsmengen im Zeitraum Juni bis Oktober zeigten einen negativen Zusammenhang zum Herbst-N_{min} ($r=-0,92$, $p<0,05$, $n=4$). Demgegenüber wurde ein positiver Zusammenhang zwischen Herbst-N_{min} zur mittleren Julitemperatur in den Einzeljahren festgestellt ($r=0,93$, $p<0,05$, $n=4$) (Tabelle 15).

Tabelle 15: Mittlere Temperaturen im Oktober und Juli sowie Niederschlagsmengen im Zeitraum Juni bis Oktober und Oktober bis Probenahmetermin (PNT) in den Untersuchungsjahren 2016-2019.

Jahre	Mittlere Temperatur Oktober °C	Mittlere Temperatur Juli °C	Niederschlag Juni - Oktober mm	Niederschlag Oktober- PNT mm
2016	8,6	19,1	225,8	104,0
2017	11,5	18,4	257,5	51,0
2018	10,3	21,0	101,4	21,2
2019	11,2	19,1	219,6	70,8

In vorliegenden Untersuchungen zeigten die Testflächen mit Mais (Silomais und Körnermais) im Vergleich zu den anderen Kulturen höhere Herbst-N_{min}-Gehalte. Ein höheres Herbst-N_{min}-Niveau nach Mais wurde auch in anderen Studien beobachtet (Ketelsen et al., 2003; Herold et al., 2010; Steinmann, 2012) und auf eine häufig nicht an den Bedarf angepasste zu hohe Düngung bzw. eine sehr effektive Nutzung von mineralisiertem N aus dem organischen N-Pool durch die Maispflanzen zurückgeführt (Lütke Entrup et al., 1995; Heumann et al., 2013) Fruchtartenspezifische Unterschiede des Herbst-N_{min} mit höheren Gehalten nach Mais, Winterraps, Winterweizen, Körnerleguminosen und Feldgemüse und niedrigeren Werten nach Zuckerrüben, Sommergetreide, Winterroggen und Ackerfutter wurden auch in der Literatur dokumentiert (Steinmann, 2012; Beisecker et al., 2018). Wiederum andere Untersuchungen belegten, dass witterungsbedingte Unterschiede des Herbst-N_{min} zwischen den Einzeljahren stärker sein können als die fruchtartenspezifischen Unterschiede (z.B. Bechtel, 2008).

Mit jährlichen Medianwerten von 80 bis 133 kg N/ha (0-90 cm) waren die Frühjahrs-N_{min}-Gehalte auf einem für Löss-Standorte standortspezifischen Niveau. In der Literatur werden für Lehmböden bzw. Schwarzerden in Thüringen mittlere N_{min}-Gehalte (0-60cm Tiefe) von 49 bis 76 kg N/ha angegeben (Herold et al., 2010). Die Frühjahrs-N_{min}-Werte stellen eine entscheidende Grundlage für die Ermittlung des Düngebedarfs dar. Dabei werden die Gehalte im Wesentlichen durch folgende Faktoren geprägt: N_{min}-Ausgangswerte im Herbst, Niederschlagsverhältnisse und Temperaturen im Zeitraum zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung sowie Pflanzenbestand (Brache, Zwischenfrüchte oder Winterungen). Herold et al. (2010) fanden zwischen Herbst und Frühjahrsbeprobung meist eine Abnahme der N_{min}-Gehalte aufgrund der Verlagerung mit dem Sickerwasser bzw. einer N-Aufnahme wachsender Pflanzen bei Tagestemperaturen > 5 °C. Die Autoren wiesen eine Korrelation zwischen den Niederschlägen zwischen Herbst und Frühjahr zur Abnahme der N_{min}-Gehalte mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,74 nach. Andere Untersuchungen zeigten demgegenüber eine Zunahme der N_{min}-Gehalte zwischen der Herbst- und Frühjahrsbeprobung, die durch Mineralisierungsprozesse begründet wurde und mengenmäßig Auswaschungs- und Abbauprozesse überlagerte (Bechtel, 2008). Die N-Mineralisation während der Winterperiode wird beispielsweise von Beisecker et al. (2015) in einer nennenswerten Größenordnung von 20 bis 25 kg/ha ausgewiesen.

In vorliegenden Untersuchungen wurde ein positiver Zusammenhang zwischen den jährlichen mittleren Herbst-N_{min}–Gehalten zum Frühjahrs-N_{min} mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,85 ($p<0,05$, $n=4$) beobachtet. Das heißt, die niedrigsten mittleren Werte wurden im Frühjahr 2018 (Median: 80 kg N/ha) und im Herbst 2017 (Median: 104 kg N/ha) ermittelt. Die höchsten Werte waren im Frühjahr 2019 und Herbst 2018 nachweisbar. Die Gegenüberstellung der N_{min}-Gehalte vom Herbst 2016 zum Frühjahr 2017 ergab bei 39 aller berücksichtigten Flächen ($n=119$) am häufigsten eine Abnahme des N_{min} im Bereich von > 0 bis 25 kg N/ha (Abb. 49). Insgesamt war bei 64 % aller Testflächen eine Abnahme der N_{min}-Gehalte über die Wintermonate und in

36 % der Fälle eine Zunahme vor allem im Bereich von > 0 bis 25 kg N/ha zu verzeichnen. Im Folgejahr (Herbst 2017 bis Frühjahr 2018) war am häufigsten eine Zunahme der N_{min}-Gehalte über die Wintermonate im Bereich von > 0 bis 25 kg N/ha zu beobachten. Das traf auf 25 der insgesamt 118 berücksichtigten Testflächen zu (Abb. 50). Im Vergleich zum Vorjahr war die Zunahme der N_{min}-Gehalte von der Herbst- zur Frühjahrsbeprobung mit 50 Testflächen häufiger. Die Veränderungen der N_{min}-Gehalte vom Herbst 2018 zum Frühjahr 2019 waren am häufigsten mit einer Abnahme verbunden (82 von 124 Testschlägen) (Abb. 51). Eine Zunahme der N_{min}-Gehalte vom Herbst bis zum Frühjahr wurde bei 42 Testschlägen beobachtet. Diese war am häufigsten im Bereich von > 0 bis 12,5 kg N/ha (=11 Fälle).

Abbildung 49: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2016 bis Frühjahr (FJ) 2017.

Abbildung 50: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2017 bis Frühjahr (FJ) 2018.

Abbildung 51: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) 2018 bis Frühjahr (FJ) 2019.

Im Unterschied zu den Untersuchungen von Bechtel (2008) konnte kein Zusammenhang zwischen den Niederschlägen im Zeitraum Herbst bis Frühjahr (vgl. Tab. 13) zur Abnahme der

N_{min}-Gehalte über die Wintermonate erfasst werden. In Tabelle 13 wurde für die Angabe der Zeiträume zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung ein mittlerer Probenahmetermin für alle Flächen genutzt. Die Probenahmetermine zeigten eine enorme Schwankungsbreite zwischen den Einzelflächen in Abhängigkeit der angebauten Kulturen, Befahrbarkeit der Flächen, Witterungsbedingungen, etc. Die Herbstbeprobung fand im Zeitfenster vom 17.10. bis 08.01. und die Frühjahrsbeprobung vom 22.1. bis 7.4. statt. Eine Berücksichtigung der differenzierten Probenahmetermine der Einzelschläge ergab ebenfalls keinen statistisch gesicherten Zusammenhang zwischen der Änderung der N_{min}-Gehalte vom Herbst zum Frühjahr zu den Niederschlagsmengen (Spearman-Rho-Koeffizient: 0,016, n=359). Es konnte allerdings beobachtet werden, dass insbesondere die späten Frühjahrstermine (Ende März, April) eher die Tendenz einer Zunahme der N_{min}-Gehalte vom Herbst zum Frühjahr zeigten. Wie aus den Abbildungen 51 und 52 ersichtlich, ist die Häufigkeit einer Zunahme der N_{min}-Gehalte über die Wintermonate bei späteren Probenahmeterminen im Frühjahr mit 64 % der Testflächen höher als bei frühen Probenahmeterminen (bis Mitte Februar). Ursache hierfür sind die zu dieser Zeit bei entsprechenden Bodentemperaturen (vgl. Abb. 18) bereits ablaufenden Mineralisierungsprozesse im Frühjahr, welche den Einfluss der Niederschlagsverhältnisse überdecken können.

Schließt man die späten Probenahmetermine im Frühjahr bei der Korrelationsanalyse aus, so ergibt sich ein sehr schwacher Zusammenhang zwischen Niederschlagsmengen zwischen Herbst und Frühjahr und der Änderung des N_{min}-Gehaltes (Spearman-Rho-Koeffizient: -0,118, $p<0,05$, n=298), begründet durch die geringe Sickerwasserverlagerung in den Untersuchungsjahren.

Abbildung 52: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) bis Frühjahr (FJ) bei frühen FJ-Probenahmeterminen.

Abbildung 53: Häufigkeiten von Zu- und Abnahmen der N_{min}-Gehalte vom Herbst (H) bis Frühjahr (FJ) bei späten FJ-Probenahmeterminen.

Vergleichbar zu anderen Untersuchungen konnten in vorliegender Studie fruchtartenspezifische Unterschiede der Frühjahrs-N_{min}-Gehalte beobachtet werden. Dabei wiesen die Testschläge mit Winterungen (mit Ausnahme des Winterweizens) im Vergleich zu den Sommerungen (Mais und Zuckerrüben) geringere N_{min}-Werte auf. Diese Unterschiede werden durch die erhöhte N-Aufnahme der begrünten Fläche im Vergleich zum unbewachsenen Boden (Winterbrache) bei Sommerungen begründet und auch in anderen Studien bestätigt (Herold et al., 2010; Beisecker et al., 2018).

Bei der N-Düngebedarfsermittlung sind die Frühjahrs-N_{min}-Gehalte zu berücksichtigen. Für eine Verbesserung der gewässerschonenden N-Düngebedarfsermittlung sollte allerdings auch die standort- und kulturspezifische N-Nachlieferung des Bodens in der Vegetationszeit möglichst genau abgeschätzt werden (Beisecker et al., 2015) (vgl. Kap. 3.7).

Zwischenfazit

Die N_{min}-Gehalte im Boden zeigten eine sehr hohe Schwankungsbreite mit deutlichen Unterschieden zwischen den Einzeljahren, den berücksichtigen Testbetrieben und den angebauten Kulturen. Die Frühjahrs- und Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) wiesen insgesamt ein hohes Niveau auf und lagen in den Einzeljahren in einem Bereich von 80 (2018) bis 133 kg N/ha (2019) (Mittel 104 kg N/ha, Frühjahr) und 104 (2017) bis 157 (2018) kg N/ha (Mittel 124 kg N/ha, Herbst). Die Nachernte-N_{min}-Gehalte waren deutlich niedriger mit Werten von 73 (2016) bis 84 (2017) kg N/ha (Mittel 78 kg N/ha). Hohe N_{min}-Gehalte waren insbesondere nach Mais (Frühjahr, Nachernte und Herbst) sowie Winterraps (Nachernte, Herbst) und niedrige Gehalte nach Wintergerste (Frühjahr, Nachernte, Herbst), Winterraps (Frühjahr) und Zuckerrüben (Herbst) nachweisbar. Von der Nachernte- bis zur Herbst-Beprobung war eine deutliche Zunahme der N_{min}-Gehalte zu beobachten, die auf Mineralisationsprozesse hinweist und entscheidend durch das Nacherntemanagement sowie die Witterungsverhältnisse (insbesondere Niederschlagsmengen Juni bis Oktober, mittlere Julitemperatur) beeinflusst war. Der üblicherweise für die Gewässerschutzberatung herangezogene Zielwert der Herbst-N_{min}-Gehalte von 40 kg N/ha wurde in vorliegender Studie trotz geringer N-Bilanzüberschüsse nicht erreicht und ist aufgrund der geringen Sickerwasserraten in der Modellregion auch nicht zielführend. Die erhöhten Herbst-N_{min}-Gehalte ordnen sich hingegen gut in die standortspezifisch abgeleiteten tolerierbaren Herbst-N_{min}-Wertespannen ein. Der N_{min}-Gehalt vor Winter erlaubt gemittelt über mehrere Jahre unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge und/oder der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers eine **qualitative** Bewertung der Bewirtschaftung und des NO_3-Verlagerungsrisikos.

Eine häufige Zunahme der N_{min}-Gehalte vom Herbst bis zum Frühjahr deutet auf eine N-Nachlieferung aus Mineralisation, auch während der Winterperiode, hin. Die Höhe der N_{min}-Gehalte im Frühjahr wurde entscheidend durch das Ausgangsniveau der Herbst-N_{min}-Gehalte geprägt (positive Korrelation, $r=0,85$, $p<0,05$). Im Vergleich zu den Sommerungen konnte bei den angebauten Winterkulturen (Ausnahme Winterweizen) eine Verringerung der N_{min}-Gehalte über die Wintermonate aufgrund der N-Aufnahme der Pflanzen festgestellt werden.

3.5.2 Gesamt- und heißwasserlösliche Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte

Die Gesamtkohlenstoff(TC)-Gehalte im Oberboden (0-30 cm) der berücksichtigten Testschläge wiesen Medianwerte zwischen 1,3 und 2,0 M.-% und organische Kohlenstoff(TOC)-Gehalte im Bereich von 1,3 bis 1,7 M.-% auf (Abb. 54 und 55).

Abbildung 54: Gesamtkohlenstoff(TC)-Gehalte der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal- Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis15)

Die mittleren TOC-Gehalte zeigten eine Schwankungsbreite von 1,28 M.-% bis 1,70 M.-% und wiesen signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen TB auf (Abb. 55). Die niedrigsten TOC-Gehalte wurden auf den Testschlägen von TB 8 und die höchsten auf den Schlägen des TB 12 ermittelt. Nach Umrechnung mit dem Faktor 1,72 (58 % C im Humus) erhält man mittlere Humusgehalte im Bereich von 2,2 M.-% bis 2,9 M.-%.

Auf den einzelnen Testschlägen wurden maximale TOC-Gehalte von 2,03 und maximale Humusgehalte von 3,5 M.-% (TB 10) ermittelt.

Die nachgewiesenen mittleren Humusgehalte der TB zeigen eine gute Übereinstimmung zu den kalkulierten Humus-Bilanzen nach REPRO (Tab. 16). So wurden bei TB 8 mit stark negativem Humussaldo (-164 kg C/ha) auch die geringsten Humusgehalte erfasst. Testbetrieb 9 mit einem optimalen Humussaldo (-27 kg C/ha) wies demgegenüber auch Humusgehalte im

oberen Bereich auf (Tab. 16). Eine direkte Gegenüberstellung ist leider nicht für alle TB möglich, da die Humusgehalte nicht für jeden TB ermittelt wurden.

Abbildung 55: Organische Kohlenstoff(TOC)-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis 15)

Tabelle 16: Gegenüberstellung der mittleren Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) und der Humussalden nach REPRO der Testbetriebe.

	Testbetriebe (TB)								
	TB 1	**TB 2**	**TB 3**	**TB 4**	**TB 5**	**TB 6**	**TB 7**	**TB 8**	**TB 9**
Humusgehalt (0-30 cm) (M.-%) (Medianwert der Testschläge)	2,5	2,6	2,7	k.A.	k.A.	2,6	k.A.	2,2	2,7
Humussaldo (kg C/ha) (Mittelwert der Testbetriebe)	-98	-85	-69	-97	-98	-130	-256	-164	-27

k.A.: keine Analyse

Die Medianwerte der heißwasserlöslichen Kohlenstoff(TOC_{hwl})-Gehalte lagen im Bereich von 50 (TB 8) bis 75 mg/100 g TM (TB 6) und unterschieden sich signifikant zwischen den TB (Abb. 56).

Abbildung 56: Heißwasserlösliche Kohlenstoff(TOC_{hwl})-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis 15)

Bei den TB 10 und 9 war eine im Vergleich zu den anderen TB höhere Schwankungsbreite der TOC_{hwl}-Gehalte mit Variationskoeffizienten von jeweils 0,17 und 0,13 nachweisbar. Maximalwerte von bis zu 105 mg/100 g TM wurden bei TB 10 erfasst. Demgegenüber war die Streuung der Messwerte bei den TB 1 und 6 verhältnismäßig gering (Variationskoeffizienten von 0,08 und 0,07). Der Anteil des TOC_{hwl} am TOC lag im Mittel zwischen 3,9 % (TB 8) und 5,0 % (TB 6) (Tabelle 17).

Die Gesamtstickstoff(TN)-Gehalte des Oberbodens wiesen Medianwerte von 0,12 bis 0,18 M.-% auf (Abb. 57). Die signifikant höchsten TN-Gehalte waren bei TB 12 und die niedrigsten bei TB 8 feststellbar.

Abbildung 57: Gesamtstickstoff (TN)-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis 15)

Die Bodenuntersuchungen ergaben mittlere heißwasserlösliche Stickstoff(N_{hwl})-Gehalte des Oberbodens (Medianwerte) der Testschläge zwischen 5,9 und 10,8 mg/100 g TM (Abb. 58). Auch hier wurden signifikante Unterschiede zwischen den Testbetrieben mit den höchsten Werten bei TB 6 und den niedrigsten bei TB 8 erfasst.

Die C/N-Verhältnisse der Oberbodenproben lagen im Mittel (Median) zwischen 9 und 11 und zeigten signifikante Unterschiede zwischen den TB (Abb. 59). Auffallend war die enorme Schwankungsbreite der C/N-Verhältnisse bei TB 9 mit einem Minimum von 4 und Maximum von 12.

Abbildung 58: Heißwasserlösliche Stickstoff(N_{hwl})-Gehalte im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis 15)

Abbildung 59: C/N-Verhältnisse im Oberboden der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den TB (Kruskal Wallis-Test, $p<0,05$, n=12 bis 15)

Die Spannbreite der in vorliegender Studie ermittelten TC-Gehalte lag in einem für landwirtschaftlich genutzte Lössböden im Halleschen Ackerland und der Querfurter Platte typischen Bereich. In der Literatur werden TC-Gehalte von 1,3 bis 2,1 % für Agrarökosysteme verschiedener Versuchsstandorte angegeben (Körschens und Mahn, 1995). Für eine Löss-Schwarzerde am Versuchsstandort Bad Lauchstädt (Querfurter Platte) wurden TOC-Gehalte im Oberboden von 2,03 % unter Grünland (15 Jahre ohne Düngung und Bodenbearbeitung) (Altermann et al., 2005) und unter langjähriger Ackerlandnutzung (statischer Düngungsversuch) je nach Düngungsmanagement im Bereich von 1,5 % (ohne Düngung) bis 2,3 % (30 t Stalldung + NPK-Düngung) dokumentiert (Klimanek, 2001). Damit sind die mittleren TOC-Gehalte der Untersuchungsflächen im Vergleich zur Literatur eher in den unteren Bereich einzuordnen. Die mittleren TN-Gehalte der Testschläge korrespondieren mit den in der Literatur für mitteldeutsche Lössböden angegebenen Werten von 0,1 bis 0,21 % (Körschens und Mahn, 1995; Klimanek, 2001; Altermann et al., 2005). Die ermittelten C/N-Verhältnisse der untersuchten Bodenproben sind im Vergleich zu vorherigen Studien zum Teil erheblich enger. Für die Lössböden der Standorte Bad Lauchstädt, Halle und Etzdorf wurden C/N-Verhältnisse zwischen 11,1 bis 13,0 dokumentiert (Körschens und Mahn, 1995). Eine Verengung der C/N-Verhältnisse in den letzten Jahren wurde auch im Rahmen der Bodendauerbeobachtung in anderen Bundesländern festgestellt (Wiesmeier und Burmeister, 2021). Dabei wird ein Zusammenhang zu den ebenfalls beobachteten C-Verlusten infolge des Klimawandels vermutet. Das C/N-Verhältnis des Bodens hat entscheidenden Einfluss auf die Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaft und damit die Mineralisierung und Stabilisierung der organischen Substanz. Je enger das C/N-Verhältnis ist, desto höher ist die Mineralisationsrate und damit die N-Freisetzung (Wardle, 1992). Bei einem C/N-Verhältnis <10 wird die Mineralisationsgeschwindigkeit als hoch und relativ stabil angesehen. Demgegenüber wird bei C/N-Verhältnissen von > 15 von einer verringerten Mineralisation ausgegangen (Van Dijk, 1968; Springob and Kirchmann, 2003). Die in vorliegender Studie ermittelten C/N-Verhältnisse von teilweise deutlich unter 10 lassen somit eine hohe N-Nachlieferung aus der Mineralisation der Böden vermuten. Optimale C/N-Verhältnisse für Ackerböden werden in der Literatur in einem Bereich von 10-12 angegeben (Gebauer et al., 2019). Bei diesen C/N-Verhältnissen wird davon ausgegangen, dass die N-Mineralisation 1 bis 3 % des Humus entspricht.

Es ist unumstritten, dass der Gehalt an organischer Bodensubstanz (Humus) im Wesentlichen das Bodenleben und die fruchtbarkeitsbestimmenden Eigenschaften der Böden prägt. Dazu zählen unter anderem die Nährstoffspeicherung, die Bodenstruktur und die Wasserspeicherkapazität (Watts and Dexter, 1997; Bot and Benites, 2005; Johnston et al., 2009). Andererseits besteht bei überhöhten Humusgehalten verstärkt das Risiko von Umweltbelastungen infolge höherer N-Freisetzungen und ungünstiger C-Bilanzen (Körschens und Schulz, 1999; Körschens et al., 2005; Körschens, 2010). Daher wurden in der Literatur mehrfach, neben

optimalen bzw. standorttypischen Humusgehalten, auch kritische Humusgehalte (Humusobergrenzen) diskutiert (z.B. Körschens und Schulz, 1999; Carter, 2002; Arshad and Martin, 2002; Huber et al., 2008; Hüttl et al., 2008; Wessolek et al., 2008; Drexler et al., 2020). In Abhängigkeit des Feinanteils geben Körschens und Schulz (1999) auf der Grundlage umfangreicher Auswertungen von Dauerfeldversuchen und begleitender Untersuchungen Sollwertbereiche (Unter- und Obergrenze) der Humusgehalte für D- und Lössstandorte an. Die in vorliegenden Untersuchungen berücksichtigten Testschläge wiesen Feinanteile im Bereich von 25 bis 28 % auf (Tab. 17). Demnach liegt die obere Grenze der Humusgehalte im Bearbeitungshorizont nach Körschens und Schulz (1999) zwischen 3,3 bis 3,5 % und die untere Grenze zwischen 2,5 bis 2,7 % (Tab. 17). Im Mittel lagen die Humusgehalte der Testschläge nahe der angegebenen Humus-Untergrenze bzw. teilweise sogar darunter (TB 8) (Tab. 16). Die maximalen Humusgehalte der Testschläge waren mit einer Ausnahme (TB 10) unter der von Körschens und Schulz (1999) vorgeschlagenen kritischen Obergrenze.

Tabelle 17: Humusgehalte und heißwasserlösliche organische Kohlenstoffgehalte (TOC_{hwl}) im Oberboden der Testbetriebe und angegebene Humus-Sollwerte nach Körschens und Schulz, 1999.

Test-	Feinanteil	Humusgehalt (M.-%)			Sollwerte Humus (M.-%)		TOC_{hwl}	Anteil TOC_{hwl} am OC
betriebe (TB)	(%)	Median	Min[1]	Max[1]	Untergrenze	Obergrenze	mg/100 g	%
TB 1	26	2,5	2,1	3,0	2,5	3,4	63,2	4,3
TB 2	25	2,6	2,1	2,9	2,5	3,3	68,5	4,8
TB 3	27	2,7	2,4	3,1	2,6	3,4	62,4	4,0
TB 6	25	2,6	2,3	2,9	2,5	3,3	75,0	4,9
TB 8	28	2,2	1,8	2,7	2,7	3,5	49,5	3,9
TB 9	25	2,7	1,9	3,0	2,5	3,3	71,2	4,7
TB 10	26	2,8	2,4	3,5	2,5	3,4	68,0	4,1
TB 11	26	2,8	2,4	3,2	2,5	3,4	74,7	4,6
TB 12	28	2,9	2,5	3,4	2,7	3,5	70,8	4,2

[1] ohne Ausreisser

Der Gehalt der Böden an organischer Bodensubstanz (OBS) wird von einer Vielzahl komplexer Einflussfaktoren, wie klimatischer, geologischer und bodenkundlicher Standortfaktoren sowie der früheren und aktuellen Bewirtschaftung bestimmt (Übersicht in Drexler et al., 2020). Dabei verlaufen Veränderungen der TOC-Gehalte im Boden sehr langsam und können bei Landnutzungsänderungen bis zum Erreichen eines neuen Fließgleichgewichts in Abhängigkeit vom Tongehalt 30 bis sogar mehr als 70 Jahre dauern. Jährliche Veränderungen der TOC-Gehalte machen auch bei extremer Änderung der Bewirtschaftung weniger als 0,01 % aus (Körschens, 2010). Die Zunahme der TOC-Gehalte durch eine optimierte organisch/mineralische Düngung im Vergleich zur ungedüngten Variante lag nach Auswertung von 9 Dauerdüngungsversuchen in Deutschland (Laufzeit der Versuche 20 bis 100 Jahre) zwischen 0,11 % (Spröda, 6 % Ton-

gehalt) und 0,51 % (Bad Lauchstädt, 21 % Tongehalt) (Körschens et al., 2005). Die Auswertung von 18 europäischen Dauerfeldversuchen mit einer Versuchsdauer von 16 bis maximal 108 Jahren ergab im Mittel eine Zunahme des TOC-Gehaltes bei optimaler mineralischer/organischer Düngung von 0,3 % (0,11-0,72 %) (Körschens et al., 2013). In aktuellen Studien wurde zudem beobachtet, dass sich C-Input und Akkumulation von C in der OBS nicht-linear zueinander verhalten. Nach Erreichen einer C-Sättigung der Böden bei steigenden C-Applikationsraten wurde eine abnehmende Retention von C in der OBS festgestellt (Tan et al., 2014). Die Autoren führen das auf eine limitierte Kapazität des Bodens, C langfristig durch den Einbau in die Bodenaggregate zu stabilisieren und damit vor mikrobiellem und chemischem Abbau zu schützen, zurück (Franko and Schulz, 2021). In aktuellen Studien von Clayton et al. (2021) wurde zudem dokumentiert, dass es scheinbar einen kritischen Schwellenwert für den Humusaufbau aus mikrobieller Biomasse gibt. Böden mit OC-Gehalten von < 1 % wiesen im Vergleich zu Böden mit > 1 % TOC höhere C-Verluste aufgrund einer erhöhten mikrobiellen Atmung und eine geringere mikrobielle N-Aufnahme und damit geringere Nährstoff-Effizienz auf (Clayton et al., 2021). In den vorliegenden Untersuchungen lagen die TOC-Gehalte im Mittel bei allen TB > 1 %.

Entscheidend für die Beurteilung umweltrelevanter Obergrenzen der OBS in Böden ist der Anteil der leicht umsetzbaren organischen Substanz. Für die Einschätzung der Gehalte an leicht mineralisierbarer OBS werden verschiedene Methoden diskutiert. In der aktuellen Literatur erfolgt eine Aufteilung der OBS auf Grundlage der Dichtefraktionierung in 3 unterschiedliche Pools mit unterschiedlichen Umsatzzeiten: 1. leichte Fraktion= labiler Pool, schnell umsetzbar, 2. mittel-schwere Fraktion=intermediärer Pool, mittlere Umsatzzeiten und 3. schwere Fraktion = passiver Pool, schwer umsetzbar (von Lützow et al., 2008). Dabei wird der labile Pool vor allem durch die Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Substanz, wie Ernte- und Wurzelreste sowie organische Dünger gebildet während Bewirtschaftung und Bodenbearbeitung den intermediären Pool beeinflussen. Der Dauerhumus im passiven Anteil ist nur sehr langfristig beeinflussbar und charakterisiert die langjährigen mittleren Standort- und Klimaverhältnisse (Körschens et al., 1997). In der Mineralisationsmodellierung wird vereinfachend zwischen einem labilen N-Pool (N_{fast}=Nährhumus) und einem stabilen N-Pool (N_{slow}= Dauerhumus) unterschieden (z.B. Kersebaum, 1989; Heumann, 2003; Heitkamp et al., 2007). Für die Ableitung von Optimalwerten der TOC-Gehalte differenzieren Körschens und Schulz (1999) die OBS in eine inerte und eine umsetzbare Fraktion. Während die inerte Fraktion im Wesentlichen durch die Standortbedingungen geprägt wird und an den Mineralisationsvorgängen weitestgehend unbeteiligt ist, wird die umsetzbare C-Fraktion überwiegend durch die Bewirtschaftung beeinflusst. Aus Dauerfeldversuchen wurde für den Standort Bad Lauchstädt aus der Differenz der TOC-Gehalte der organisch/mineralisch gedüngten Variante und der jeweiligen Kontrollvariante (ohne Düngung) ein Anteil von 75 % (1,61 % TOC) inerter TOC und 25 % (0,54 % TOC) umsetzbarer TOC am gesamten TOC (2,15 % TOC) abgeleitet (Körschens und

Schulz, 1999). Als eine geeignete Methode zur Bestimmung des umsetzbaren C- und N-Gehaltes wird die Fraktionierung der OBS nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit durch Heißwasserextraktion angegeben und Gehaltsklassen für die TOC_{hwl}-Gehalte definiert (Körschens et al., 1990; Schulz, 1990; Körschens und Schulz, 1999). Der Heißwasserextrakt enthält Teile der mikrobiellen Bodenbiomasse, einfache organische Verbindungen und die unter den entsprechenden Extraktionsbedingungen durch Wasser hydrolisierbaren bzw. depolymerisierbaren Verbindungen und damit die am leichtesten umsetzbaren Teile der OBS. Die heißwasserlöslichen C- und N-Gehalte werden daher als ein entscheidendes Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen von Böden betrachtet (Körschens et al., 1990). Inkubationsversuche ergaben einen engen Zusammenhang zwischen Heißwasserextrakt und der mikrobiellen Bodenbiomasse sowie der Bodenatmung und Nitratfreisetzung (Schulz, 1990). Zudem wurde in aktuellen Untersuchungen gezeigt, dass die wasserextrahierbare organische Bodensubstanz auch ein geeigneter Parameter für die Einschätzung des Denitrifikationspotentials von Böden ist (Surey et al., 2020). Die in der Modellregion Querfurter Platte ermittelten TOC_{hwl}-Gehalte waren mit mittleren Gehalten von 50 bis 75 mg/100 g sehr hoch und sind nach Körschens und Schulz (1999) in die Gehaltsklasse E (> 40 mg/100g) einzuordnen. Sie überschreiten den obersten Grenzwert zum Teil deutlich. Der Anteil des heißwasserlöslichen, leicht umsetzbaren C am gesamten TOC lag zwischen 3,9 bis 4,9 % (Tab. 16). Für den statischen Düngeversuch in Bad Lauchstädt werden von Körschens und Schulz (1999) niedrigere Anteile des TOC_{hwl} am Gesamt-OC im Bereich von 1,4 % (ohne Düngung) bis maximal 2,4 % (Stalldung + NPK) angegeben. Auch die N_{hwl}-Gehalte der Testschläge von im Mittel 5,9 und 10,8 mg/100 g waren im Vergleich zu bisherigen Untersuchungen sehr hoch (Körschens und Schulz, 1999). Es muss allerdings in diesem Zusammenhang berücksichtigt werden, dass die in den vorliegenden Untersuchungen für die Bestimmung der N_{hwl}- und TOC_{hwl}-Gehalte angewandte Methode der TLLLR (VDLUFA, 2004; DIN EN 1484, 2019) von der in Körschens und Schulz (1999) beschriebenen Methode abweicht, so dass ein direkter Vergleich leider nicht möglich ist. Die Ergebnisse in Körschens und Schulz (1999) wurden mit Hilfe eines nasschemischen Verfahrens (nasse Oxidation organischen C mit Dichromat als Oxidationsmittel im schwefelsauren Niveau) ermittelt. Demgegenüber wurden in vorliegender Studie die TOC_{hwl}-Gehalte durch thermokatalytische Oxidation bestimmt. Hierbei wird der gesamte organische C-Gehalt im Wasser/Extrakt und damit im Vergleich zum nasschemischen Verfahren ein höherer C-Anteil erfasst. Wie aus den Abbildungen 60 bis 62 ersichtlich ist, ordnen sich die TOC-, TOC_{hwl}- sowie N_{hwl}-Gehalte der Testschläge der Modellregion allerdings sehr gut in die bei vergleichbarem Feinanteil (Ton + Feinschluff) gemessenen Werte für die Bodendauerbeobachtungsflächen Sachsen-Anhalts ein. Es ist erkennbar, dass bei höherem Feinanteil tendenziell höhere TOC- sowie heißwasserlösliche C- und N-Gehalte nachweisbar waren. Allerdings war eine sehr hohe Streubreite der Werte zu verzeichnen. Der deutlichste Zusammenhang wurde zwischen Feinanteil und TOC-Gehalt des Oberbodens ermittelt (Abb. 60). Vergleichbare Ergebnisse

wurden in bisherigen Studien dokumentiert (Körschens und Schulz, 1999; Wiesmeier et al., 2019; Drexler et al., 2020). Körschens und Schulz (1999) fanden einen hochsignifikanten Zusammenhang mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,95 zwischen inertem TOC-Gehalt (=TOC-Gehalt der Nullparzelle) und Tongehalt in 21 Dauerfeldversuchen. Im Rahmen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) für Deutschland fanden Drexler et al. (2020) eine signifikant positive Korrelation zwischen Ton- und TOC-Gehalt (Rangkorrelationskoeffizient: 0,29 für Ackerland). Demgegenüber war kein signifikanter Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt und Schluffanteil nachweisbar.

In den vorliegenden Untersuchungen in der Modellregion Querfurter Platte wurde ein Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt und Feinanteil mit einem Bestimmtheitsmaß von nur 0,28 erfasst. Es sollte allerdings berücksichtigt werden, dass hier im TOC-Gehalt sowohl der inerte als auch der umsetzbare C-Anteil enthalten sind. Damit ist im Vergleich zu Körschens und Schulz (1999) ein bewirtschaftungsbedingter Einfluss vorhanden. Es wird auch deutlich, dass der Zusammenhang zwischen Feinanteil und leicht umsetzbarem TOC_{hwl} aufgrund einer Zunahme des Einflusses der Bewirtschaftung abnimmt (Bestimmtheitsmaß: 0,107) (Abb. 61).

Abbildung 60: Zusammenhang zwischen organischen Kohlenstoff(TOC)-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST).

Abbildung 61: Zusammenhang zwischen heißwasserlöslichen organischen Kohlenstoff (TOC_{hwl})-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST).

Abbildung 62: Zusammenhang zwischen heißwasserlöslichen Stickstoff (N_{hwl})-Gehalten zum Feinanteil im Oberboden der Testflächen in der Modellregion und der Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (ST).

Zwischenfazit

Die mittleren Humusgehalte des Oberbodens der Testbetriebe schwankten in einem Bereich von 2,2 bis 2,9 M.-% (Mittelwert 2,6 M.-%) und zeigten einen positiven Zusammenhang zu den ermittelten Humusbilanzen der Betriebe. Die ermittelten Humusgehalte lagen damit nahe der in der Literatur angegebenen Sollwert-Humusuntergrenze (2,5 bis 2,7 M.-%) und deutlich unter der kritischen Humusobergrenze (3,3 bis 3,5 M.-%), bei der ein verstärktes Risiko von Umweltbelastungen infolge höherer N-Freisetzungen und ungünstiger C-Bilanzen angenommen wird. Allerdings deuten die erfassten teilweise sehr engen C/N-Verhältnisse von < 10 sowie der hohe Anteil leicht umsetzbarer heißwasserlöslicher C- und N-Verbindungen auf eine hohe potenzielle N-Nachlieferung aus der Mineralisation der Böden hin. Die Untersuchungen zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen Feinanteil und TOC-Gehalten sowie heißwasserlöslichen C- und N-Gehalten des Oberbodens.

3.5.3 Tiefenprofile

Die in der Modellregion abgeteuften Tiefenprofile wiesen Lössmächtigkeiten von 11 (DTF 708) bis maximal 50 dm (BDF 35, DTF 706) auf (Tab. 18) und können den Standorttypen tiefgründiger (> 45 dm Löss) und geringmächtiger Löss (< 30 dm Löss) (Standorttypen 1 und 2 nach Steininger, 2018) zugeordnet werden. Die klimatischen Verhältnisse der Tiefenprofilstandorte und die mittels BOWAM modellierten Sickerwassermengen für den Zeitraum 2000 bis 2015 sind aus Tabelle 18 ersichtlich. Im langjährigen Mittel (1981-2010) werden für die Standorte Sickerwassermengen mittels Wasserhaushaltsmodell ArcEGMO (LHW, 2015) im Bereich von 16 mm (DTF 710) bis 79 mm (BDF 35, DTF 803) und Austauschhäufigkeiten des Sickerwassers zwischen 4 % (DTF 710) und 30 % (BDF 38) angegeben (Tab. 18). Für den Zeitraum 2000 bis 2015 wurden oberhalb der potentiellen Ausschöpfungsgrenze Sickerwassermengen von 12 mm (DTF 708) bis 66 mm (BDF 35) und unterhalb der potentiellen Ausschöpfungsgrenze von nur 3 mm (DTF 708, 803) bis maximal 9 mm (DTF 710) mittels BOWAM modelliert. Die potentielle Ausschöpfungsgrenze von pflanzenverfügbarem Bodenwasser, das durch die Pflanzenwurzeln in Trockenjahren maximal dem Boden entzogen werden kann, entspricht dabei der effektiven Durchwurzelungstiefe (Ad-Hoc AG Boden, 2005). Die auf der Grundlage der ku-Werte (pF 2,2) berechnete Verlagerungsgeschwindigkeit lag im Mittel der Tiefenprofile zwischen 0,02 cm/d (DTF 710) und 0,07 cm/d (DTF 708) (Tab. 18). Demzufolge wurde das jeweilige letzte Sickerwasseraufkommen (Nov./Dez. 2010 bis April/Juni 2013, vgl. Tab. 18) bis zum Probenahmetermin (Oktober/November 2015) nur maximal 84 cm innerhalb des Profils verlagert (Tab. 19).

Tabelle 18: Standortbeschreibung der Tiefenprofile.

Bezeichnung	BDF 35	BDF 36	BDF 38	DTF 706	DTF 708	DTF 710	DTF 803
Standort	Barnstädt	Leimbach	Lodersleben	Dederstedt	Bad Lauchstädt	Milzau	Barnstädt
Lößmächtigkeit (dm)	50	42	48	50	11	14	46
Bodenart	Ut3	Ut3	Ut3, Ut4	Ut3, Ut2	Ut3	Lu, Ut3	Ut3
Endteufe (m)	4,8	4,7	5,0	5	4,6	4,2	5
Lage Ausschöpfungsgrenze AG (dm u. GOK)	15	16	20	20	17	14	20
Niederschlag LJM (mm)	572	560	560	533	522	504	572
Temperatur LJM (°C)	8,9	8,9	8,9	9	9,5	9,6	8,9
Evapotranspiration LJM (mm)	596	598	598	600	622	629	596
Sickerwasser (SW)-Menge[1] LJM (mm)	79	70	95	68	27	16	79
Austauschhäufigkeit[1] SW (%)	23	19	30	20	8	4	23
SW-Menge[2] 2000-2015 oberhalb AG (mm)	66	17	25	20	12	24	17
SW-Menge[2] 2000-2015 unterhalb AG (mm)	7	7	7	5	3	9	3
mittlere Anzahl SW-Ereignisse (%)	19	12	12	8	6	13	13
letztes Sickerereignis	Nov.-Dez. 2010	Nov.2010-Jan. 2011	Dez.2010-Jan. 2011	Feb.-März 2013	Jan.-Feb. 2011	Jan.-Mai 2013	April-Juni 2013
Menge letztes SW-Ereignis (mm)	15	91	68	13	12	102	10

LJM: langjähriges Mittel (1981-2010), GOK: Geländeoberkante, [1] nach ArcEGMO, [2] nach BOWAM

Tabelle 19: Berechnete Verlagerungszeiten des Sickerwassers in den Tiefenprofilen.

Tiefenprofile	ku (pF 2,2) (cm/d)			nach ku (pF 2,2) berechnete Verlagerung des letzten SW-Ereignisses (cm)	Tiefenversickerung nach Renger (2002) (mm/a)	Verlagerungstiefe (cm/a)
	Mittelwert	Min	Max			
BDF 35 Barnstädt	0,05	0,03	0,09	74,65	61,86	15,46
BDF 36 Leimbach	0,05	0,04	0,09	83,60	51,90	13,48
BDF 38 Lodersleben	0,05	0,03	0,09	44,68	35,81	9,30
DTF 706 Dederstedt	0,04	0,02	0,09	57,42	29,63	7,41
DTF 708 Bad Lauchstädt	0,07	0,01	0,28	73,80	8,83	2,21
DTF 710 Milzau	0,02	0,00	0,05	64,23	12,30	3,08
DTF 803 Barnstädt	0,06	0,03	0,09	72,95	42,74	10,69

Eine sehr lange Verweilzeit des Sickerwassers in den berücksichtigten Tiefenprofilen wird ebenfalls anhand der berechneten geringen jährlichen Verlagerungstiefen von 2,2 cm/a (DTF 708) bis 15,5 cm/a (BDF 35) nach Renger (2002) bestätigt (Tab. 19). Bei dieser Berechnung gehen die langjährigen (1981-2010) Winter- und Sommerniederschläge, die potentielle Evapotranspiration sowie die nFK des effektiven Wurzelraumes ein (vgl. Kap. 2.5, Gl. 5). Vergleichbare jährliche Verlagerungstiefen von Lössböden werden in der Literatur angegeben (Garz et al., 1995; Haferkorn, 2013; Knoblauch et al., 2013). So dokumentierten Garz et al. (1995) auf einer Sand-Löss-Braunschwarzerde am Standort Halle anhand von Traceruntersuchungen mit Chlorid eine Abwärtsbewegung des Sickerwassers im langjährigen Mittel von 10 bis 15 cm pro Jahr. Dabei wurde eine große Variationsbreite der Tiefenversickerung in Abhängigkeit der Niederschlagsverhältnisse ermittelt. Während in Trockenperioden eine vernachlässigbar geringe Versickerung auftrat, war in niederschlagsreichen Jahren eine Verlagerung von bis zu 33 cm pro Jahr feststellbar. Eine wesentliche Verlagerung des Sickerwassers wurde nur bei Niederschlägen über dem langjährigen Mittel (466 mm) mit 30 cm Verlagerung je 100 mm versickerndem Niederschlag erfasst. Die Autoren wiesen nach, dass vorzugsweise die Bewegung der Bodenlösung nach dem Prinzip des Massenflusses (piston flow) erfolgte. Allerdings war zum Teil auch eine Verlagerung durch den Makroporenfluss (preferential flow) zu beobachten. Die meist schnellere Verlagerung von Sickerwasser in Makroporen (z.B. Regenwurmgänge) findet bei den berechneten Verlagerungszeiten in vorliegender Studie keine Berücksichtigung. Langjährige Lysimeterversuche auf Lössböden ergaben ähnlich geringe Verlagerungstiefen von 3,8 bis 5,6 cm pro Jahr (Knoblauch et al., 2013) sowie 25 cm pro Jahr (Haferkorn, 2013). Demzufolge benötigt das Niederschlagswasser nach der Infiltration in den Boden teilweise mehrere Jahre, um die Wurzelzone zu verlassen. In den berücksichtigten Tiefenprofilen würde die Passage des Sickerwassers durch das gesamte Profil (4,2 m bis 5,1 m Tiefe) auf Grundlage der berechneten Verlagerungstiefen nach Renger et al. (2002) ohne Berücksichtigung des Makroporenflusses eine Zeitdauer von 31 Jahren (BDF 35) bis 218 Jahren (DTF 708) in Anspruch nehmen. Die Verlagerung des Sickerwassers aus der Wurzelzone (unterhalb der Ausschöpfungsgrenze) würde theoretisch 10 Jahre (BDF 35) bis 77 Jahre (DTF 708) dauern. Aufgrund dieser langen Verweilzeiten des Sickerwassers, welche auch anhand vorhergehender Studien bestätigt werden (HYDOR, 2017), ist es eher unwahrscheinlich, dass sich die aktuelle Bewirtschaftung in den gemessenen NO_3-Gehalten der Tiefenprofile widerspiegelt.

Die auf Grundlage der N_{min}- und S_{min}-Gehalte im Boden sowie der modellierten Bodenwassergehalte ermittelten NO_3- und SO_4-Konzentrationen im Bodenwasser sowie die TOC-Gehalte der untersuchten Tiefenprofile sind aus den Abbildungen 63 bis 69 ersichtlich.

Abbildung 63: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 35 (Barnstädt).

Auffallend ist eine sehr große Schwankungsbreite der NO_3- und SO_4-Konzentrationen im Bodenwasser der berücksichtigten Profile. Die NO_3-Konzentrationen der einzelnen Tiefenschichten lagen in einem Bereich von 3 mg/l bis maximal 546 mg/l. Die höchsten Konzentrationen wurden im Tiefenprofil der BDF 35 (Barnstädt) in einer Tiefe von 3,6 m ermittelt (Abb. 63).

Abbildung 64: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 36 (Leimbach).

Bei drei der insgesamt 7 Tiefenprofile (BDF 35; 36; DTF 710) waren die höchsten NO_3-Konzentrationen in den unteren Bodenschichten (> 3,6 m Tiefe) nachweisbar (Abb. 63; 64; 68). Demgegenüber wiesen die Tiefenprofile der DTF 706; 708 und 803 NO_3-Peaks von bis zu 461 mg/l im Oberboden auf (Abb. 66; 67; 69), welche eher einen Einfluss aus der aktuellen Bewirtschaftung vermuten lassen.

Abbildung 65: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles BDF 38 (Lodersleben).

Abbildung 66: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 706 (Dederstedt).

Abbildung 67: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 708 (Bad Lauchstädt).

Abbildung 68: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 710 (Milzau).

Abbildung 69: Berechnete Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser sowie organische Kohlenstoffgehalte (TOC) im Boden des Tiefenprofiles DTF 803 (Barnstädt).

Die mittleren Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) der letzten 10 Jahre vor Aufnahme der Tiefenprofile (2005-2014) sowie die entsprechenden N-Salden aus diesem Zeitraum wurden in Tabelle 20 zusammengefasst. Wie bereits in anderen Studien bestätigt (z.B. Ketelsen, 2001; Beisecker und Piegholdt, 2019), war zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten und den N-Salden auf Jahresebene (Tab. 20) und auch im 10-jährigen Mittel (2005-2014) (r=0,56, n=7, p=0,35) kein signifikanter Zusammenhang feststellbar (Tab. 20). Allerdings bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen den mittleren Herbst-N_{min}-Gehalten (0-90 cm) der letzten 10 Jahre (2005-2014) zu den erfassten mittleren NO_3-Konzentrationen in 0-90 cm Tiefe der Tiefenprofile (r=0,89, n=7, p=0,007). Die Tiefenprofile mit NO_3-Peaks im Oberboden (DTF 706; 708; 803), und insbesondere die DTF 708, wiesen in den letzten 10 Jahren vor den Tiefenprofiluntersuchungen bereits ein höheres Herbst-N_{min}-Niveau auf. Die NO_3-Verläufe der Tiefenprofile BDF 35; 36 und DTF 710 zeigten ein NO_3-Maximum in 3,6 m (BDF 35) und 4,2 m Tiefe (BDF 36, DTF 710) (Abb. 63; 64; 68). Auf der Grundlage der berechneten Verlagerungstiefe nach Renger (2002) würde sich für diese Tiefen ergeben, dass die NO_3-Peaks aus der Verlagerung des Sickerwassers von vor mehr als 23 Jahren resultieren (23 Jahre -BDF 35; 31 Jahre -BDF 36; 136 Jahre -DTF 710).

Tabelle 20: Mittlere Herbst-N_{min}-Gehalte (0-90 cm) und N-Salden im Zeitraum 2005 bis 2014 der Tiefenprofilstandorte sowie berechneter Nitrat-Stickstoff(N)-Austrag aus der Wurzelzone.

Tiefenprofile	Herbst-N_{min} (0-90 cm) (2005-2014) (kg N/ha)	N-Saldo (2005-2014) (kg N/ha)	Korrelation Herbst-Nmin -N-Saldo Einzeljahre (2005-2014) (Spearman-Rho)	Mittlere NO_3-Konzentration unterhalb AG (mg/l)	N-Fracht aus Wurzelzone (AG) (kg N/ha)
BDF 35 Barnstädt	80,0	43,0	0,1	312,8	32,1
BDF 36 Leimbach	62,0	0,0	0,6	78,9	4,1
BDF 38 Lodersleben	62,0	0,0	0,6	19,1	1,0
DTF 706 Dederstedt	92,0	27,0	0,1	43,3	8,9
DTF 708 Bad Lauchstädt	211,0	76,0	-0,2	264,4	33,1
DTF 710 Milzau	161,0	10,5	0,0	211,8	14,0
DTF 803 Barnstädt	104,0	-35,0	0,0	44,5	19,1

AG: Ausschöpfungsgrenze

Die mittleren NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Ausschöpfungsgrenze lagen in einem Bereich von 19 mg/l (BDF 38) bis maximal 313 mg/l (BDF 35). Wie bereits vorher darauf hingewiesen, sind die in dieser Tiefe ermittelten NO_3-Konzentrationen auf die Bewirtschaftung aus der Vergangenheit zurückzuführen, wenn man davon ausgeht, dass die Bewegung des Bodenwassers vorwiegend nach dem Prinzip des Massenflusses erfolgt. Aus dem Zeitraum vor 1995 sind leider keine Bewirtschaftungsdaten für die Flächen vorhanden. Allerdings ist aus der Literatur bekannt, dass die N-Bilanzüberschüsse im Gebiet der Querfurter Platte in der Vergangenheit auf einem höheren Niveau waren (Krönert et al., 1999). Für den Zeitraum 1986-1989 werden für die Region des Schwarzerdegebietes in Sachsen-Anhalt N-Bilanzüberschüsse von im Mittel 91 kg N/ha ohne Deposition angegeben (derzeitiges Niveau: 34 kg N/ha einfache Schlagbilanz, vgl. Kap. 3.2). Ebenso war das Niveau der mineralischen N-Gehalte im Boden in der Vergangenheit vergleichsweise höher. Müller (1985) dokumentierten für eine Löss-Schwarzerde auf Dauertestflächen N_{an}-Werte (N_{an} = anorganischer N) von 225 kg N/ha im Herbst in 0-60 cm Tiefe. Allerdings muss hierbei berücksichtigt werden, dass sich das in der ehemaligen DDR angewandte N_{an}-Verfahren (maßgeblich entwickelt durch Stumpe, Garz und Müller, Beschreibung in Herbst und Müller, 2012) von dem heutigen gängigen N_{min}-Verfahren (entwickelt durch Scharpf und Wehrmann, 1975; VDLUFA, 2002) durch die Anwendung unterschiedlicher Extraktionsmittel (N_{an}: KCL; N_{min}:$CaCl_2$) unterscheidet. Beim N_{an}-Verfahren können daher bis zu 3-fach höhere Mengen an NH_4 extrahiert werden (Kuderna et al., 1993). Doch auch bei Berücksichtigung dieser Unterschiede ist ein höheres Niveau der

anorganischen N-Gehalte bei den älteren Messungen im Vergleich zu den aktuellen Untersuchungen erkennbar (Mittel aller TB im Zeitraum 2016-2018: N_{min}: 124 kg N/ha (0-90 cm); 97 kg N/ha (0-60 cm) (vgl. Kap. 3.5.1).

Die auf der Grundlage der modellierten Bodenwassergehalte und gemessenen NO_3-Konzentrationen im Boden ermittelten N-Frachten der einzelnen Tiefenprofile sind in den Abbildungen 70 bis 76 dargestellt. Der N-Austrag aus der Wurzelzone (Ausschöpfungsgrenze) lag in einem Bereich von 1 kg N/ha (BDF 38) bis 33 kg N/ha (DTF 708) und im Mittel aller Tiefenprofile bei 16 kg N/ha (Tab. 19). Damit sind die NO_3-N-Frachten im Vergleich zu den mittels REPRO modellierten NO_3-N-Austrägen aus der Wurzelzone der Testbetriebe (4 bis 13 kg N/ha, Mittelwert: 8 kg N/ha; vgl. Kap. 3.4) auf einem etwas höheren Niveau. Bei einigen Profilen ist ein deutlicher Anstieg der N-Frachten innerhalb des Profils zu erkennen (Abb. 70; 75).

Abbildung 70: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 35 (Barnstädt).

Abbildung 71: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 36 (Leimbach).

Abbildung 72: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil BDF 38 (Lodersleben).

Abbildung 73: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 706 (Dederstedt).

Abbildung 74: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 708 (Bad Lauchstädt).

Abbildung 75: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 710 (Milzau).

Abbildung 76: Modellierte Sickerwassermengen (BOWAM) und Nitrat-Stickstoff(N)-Frachten im Tiefenprofil DTF 803 (Bad Lauchstädt).

Um die Gefährdung des Grundwassers durch NO_3-Einträge abzuschätzen, sollte das NO_3-Abbaupotential der Böden berücksichtigt werden. In der Literatur wird häufig eine Ableitung des NO_3-Abbaus in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraums anhand der SO_4-Gehalte vorgenommen (z.B. Drechsler, 2018). Dabei werden ansteigende SO_4-Konzentrationen bei zugleich abnehmender NO_3-Konzentration als ein Hinweis auf das Vorhandensein der chemo-lithotrophen Denitrifikation angesehen. Bei der chemo-lithotrophen Denitrifikation (auch autotrophe Denitrifikation genannt) fungieren sulfidische Verbindungen (z.B. FeS_2) als Elektronendonatoren. Bei diesem Prozess wird Sulfid zu SO_4 oxidiert und NO_3 zu N_2 reduziert (Kölle, 1999). Die in vorliegender Studie gemessenen SO_4-Konzentrationen sind überwiegend auf einem sehr hohen Niveau (Abb. 63 bis 69). Bereits ältere Tiefenprofiluntersuchungen belegen sehr hohe SO_4-Gehalte auf Schwarzerdestandorten in Bad Lauchstädt und Etzdorf und führen diese auf einen hohen S-Input mit Mineraldüngern zurück (Moritz et al., 1995). In der Vergangenheit spielte S als Begleitstoff in Düngern bei den in der DDR eingesetzten Düngemitteln aufgrund der begrenzten Auswahl S-freier Dünger eine bedeutende Rolle (Willms, 2005). Zudem wurden in Mitteldeutschland bis 1990 aufgrund eines jahrzehntelangen hohen industriellen Schwefeldioxidausstoßes (SO_2, H_2SO_3, H_2SO_4) erhebliche S-Mengen mit der atmosphärischen S-Deposition in die Böden eingetragen (Bach und Frede, 1992). Infolge dessen hat sich insbesondere in Böden mit geringen Sickerwasserraten (Lössböden) ein enormer S-Pool aufgebaut, der nur sehr langsam abgebaut wird (Haferkorn und Rust, 2018). Bei deutlich erhöhten anthropogenen SO_4-Einträgen (>100 kg/ha SO4) kann in der Versickerungszone eine Gipssättigung erreicht werden. Im Mitteldeutschen Trockengebiet wurden Gipsausfällungen in Größenordnungen von 10-20 t/ha nachgewiesen (Gartz, 1995; Dultz, 1997). Zudem können hohe SO_4-Gehalte in Böden auch geogen, z.B. bei Vorkommen mariner Sedimente, wie Muschelkalk, bedingt sein (Scheffer, 2002). Die hydrogeologische Karte Sachsen-Anhalts zeigt, dass Muschelkalk in der Modellregion ebenfalls verbreitet ist (vgl. Abb. 6; HYDOR, 2019). Aufgrund der dargestellten Ursachen für die hohen SO_4-Gehalte in den Tiefenprofilen scheint der SO_4-Gehalt in der Modellregion Querfurter Platte kein geeigneter Parameter zu sein, um das NO_3-Abbaupotential der Böden einzuschätzen. Besser hierfür geeignet wären die Verläufe der Sulfid- und Eisenkonzentrationen im Profil, die in vorliegenden Untersuchungen allerdings aus Kapazitätsgründen nicht berücksichtigt werden konnten. Lediglich bei dem Tiefenprofil der BDF 35 kann aufgrund des deutlich gegenläufigen Verlaufes der NO_3- und SO_4-Konzentrationen ein NO_3-Abbau durch chemo-lithotrophe Denitrifikation vermutet werden (Abb. 63). Diese Vermutung wird durch eine begleitende Studie anhand der im Labor ermittelten NO_3-Abbauraten für den Standort bestätigt (Tauchnitz et al., 2017). Die Untersuchungen zeigten, dass im berücksichtigten Boden eine mikrobielle Gemeinschaft vorhanden ist, die sowohl zur chemo-lithotrophen als auch zur heterotrophen Denitrifikation befähigt ist. Allerdings wurde bei diesem Laborversuch als auch in anderen Studien nachgewiesen, dass der hete-

rotrophe Abbau bei Verfügbarkeit von C eine deutlich höhere Effektivität beim NO_3-Abbau aufweist (z.B. Zhao et al., 2012). Daher ist die Verfügbarkeit von C in Böden oft ein entscheidender Faktor für deren Vermögen des NO_3-Abbaus (Giles et al., 2012). Die untersuchten Tiefenprofile in vorliegender Studie zeigen überwiegend auch in tieferen Schichten (>3 m) eine Verfügbarkeit von C mit TOC-Gehalten von bis zu 1 % (BDF 38 in 3,6 m Tiefe) (Abb. 65), welche auch in älteren Tiefenprofiluntersuchungen am Standort Bad Lauchstädt (statischer Düngeversuch) bestätigt werden (Moritz et al., 1995). Dabei waren hier die höchsten C-Gehalte bei kombinierter organischer und mineralischer Düngung mit 62,3 mg C/l (gelöster organischer C) in einer Tiefe von 3,5 m nachweisbar. Für die Modellierung des NO_3-Abbaus ist der mikrobiell verfügbare C in Form des gelösten organischen C (DOC) der sicherere Parameter im Vergleich zum TOC (HYDOR, 2019). Die DOC-Gehalte wurden in vorliegender Studie nicht ermittelt. Während Moritz et al. (1995) eine sehr gute Korrelation zwischen DOC- und TC-Gehalten in Tiefenprofilen nachwiesen, dokumentierten HYDOR (2019), dass sich DOC nicht korrelativ aus TOC ableiten lässt. Für den Standort Barnstädt (BDF 35) wurde in einem vorhergehenden Projekt gelöster organischer C (DOC) bis in eine Tiefe von 8 m nachgewiesen (Tauchnitz et al., 2017). Die Modellierung des NO_3-Abbaus ergab für diesen Standort (Standorttyp 1 mit > 45 dm Löss nach Steininger, 2018) einen vollständigen Abbau der aus der Wurzelzone eingetragenen N-Fracht innerhalb der ungesättigten Zone (Aerationszone) (HYDOR, 2017). Allerdings zeigten verschiedene Untersuchungen, dass der DOC-Gehalt kein geeigneter Parameter ist, um das Denitrifikationspotential zu bewerten (Siemens et al., 2003), da die Bioverfügbarkeit von DOC im Unterboden aufgrund des geringen Anteils an frischer Biomasse abnimmt (Flessa et al., 2000; Hagedorn et al., 2002). Generell kann eingeschätzt werden, dass die nachgewiesenen langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Profil den NO_3-Abbau begünstigen (HYDOR, 2017). Je nach der Verfügbarkeit von DOC geben HYDOR (2019) für den Standorttyp 2 (>10 bis 30 dm Löss nach Steininger, 2018) eine, durch Unsicherheit bei der Schätzung der DOC-Gehalte resultierende, breite Spanne des NO_3-Abbaus von 50 bis 74,6 % des N-Eintrags an. Für eine verbesserte Abschätzung des NO_3-Abbaus in der ungesättigten Zone sind unbedingt fortsetzende Tiefenprofiluntersuchungen erforderlich und insbesondere die Verfügbarkeit von mikrobiell nutzbarem Kohlenstoff bzw. anderer Elektronendonatoren in der ungesättigten Zone als Voraussetzung für die Denitrifikation zu prüfen.

Zwischenfazit

Die im Rahmen des Projektes untersuchten Tiefenprofile waren durch geringe Sickerwasserraten und eine geringe Austauschhäufigkeit des Sickerwassers (4 bis 30 %) charakterisiert. Die modellierten Sickerwassermengen (2000-2015) lagen oberhalb der Ausschöpfungsgrenze zwischen 12 bis 66 mm und unterhalb der Ausschöpfungsgrenze zwischen 3 bis 9 mm. Anhand der berechneten Verlagerungsgeschwindigkeiten von 2,2 cm/a bis 15,5 cm/a kann eine sehr lange Verweilzeit des Sickerwassers innerhalb der Profile abgeleitet werden (Spanne von 31 bis 218 Jahre). Die NO_3- und SO_4-Konzentrationen im Bodenwasser wiesen eine sehr hohe Schwankungsbreite von 3 bis 546 mg/l (NO_3) und 13 mg/l bis 39 g/l (SO_4) auf. Die teilweise extrem hohen SO_4-Gehalte lassen sich auf S-Einträge aus der Vergangenheit (S als Begleitstoff in Düngern in der ehemaligen DDR, hohe S-Deposition) und den geogenen Hintergrund zurückführen. Diese hohen S-Einträge haben aufgrund der geringen Sickerwasserraten zum Aufbau eines enormen S-Pools bzw. zu Gipsausfällungen in den Böden geführt. Die NO_3-Verläufe innerhalb der Profile zeigten sowohl NO_3-Peaks im Oberboden als auch im Unterboden (3,6 bis 4,2m Tiefe), welche aus der Bewirtschaftung von vor mehr als 23 Jahren (> 23 Jahre bis 136 Jahre) resultieren. Der berechnete N-Austrag aus der Wurzelzone lag in einem Bereich von 1 bis 33 kg N/ha und im Mittel aller Tiefenprofile bei 16 kg N/ha. Anhand der Tiefenverläufe der TOC-Gehalte mit einer nachgewiesenen Verfügbarkeit von C bis in > 3 m Tiefe kann das Potential eines NO_3-Abbaus durch heterotrophe Denitrifikation vermutet werden.

3.6 Ergebnisse der Korrelations- und Clusteranalyse

Die Haupteinflussfaktoren der Standort- und Bewirtschaftungsverhältnisse auf den Herbst-N_{min}-Gehalt wurden mittels Korrelationsanalyse geprüft und die Ergebnisse in Tabelle 21 zusammengefasst. Ein positiver Zusammenhang wurde zwischen Herbst-N_{min}-Gehalt (2016-2018) und dem langjährigen Humussaldo der TB sowie dem Anteil der organischen Düngung (2016-2018) ermittelt. Demgegenüber war kein signifikanter Zusammenhang zwischen Herbst-N_{min} und N-Düngung sowie Herbst-N_{min} und N-Saldo nachweisbar.

Der Einfluss von N-Düngung bzw. N-Saldo auf die Höhe des Herbst-N_{min} wird in der Literatur kontrovers diskutiert. Mehrere Untersuchungen belegen einen schwachen bis engen Zusammenhang zwischen beiden Faktoren (z.B. Bechtel, 2008; Herold et al., 1996; Albert und Grunert, 2018; Pasda et al., 2018). Dabei zeigten die Ergebnisse der Dauerfeldversuche in Sachsen, dass die gleichen N-Bilanzüberschüsse auf einem fruchtbaren Lehmboden zu deutlich höheren N_{min}-Gehalten im Vergleich zum Sandboden führten (Albert und Grunert, 2018). Zudem wurde in verschiedenen Studien dokumentiert, dass die Herbst-N_{min}- und Nachernte-Gehalte mit steigender N-Düngung zunahmen (Heyn und Olfs, 2018).

Tabelle 21: Spearman-Rho-Korrelationsfaktoren zwischen Bewirtschaftungsfaktoren und Bodeneigenschaften (Oberboden).
Signifikante Korrelationen (p<0,001) mit (**) und (p<0,005) mit (*) gekennzeichnet

Faktoren		Boden				
		Herbst-N_{min} (2016-2018)	**TOC**	**TOC_{hwl}** (2018)	**N_{hwl}**	**C/N**
	Herbst-N_{min} (2016-2018)		**,582(**)**	**,565(**)**	**,675(**)**	-0,133
Bewirtschaftung/Düngung	**N-Düngung** (2016-2018)	0,007	-0,06	-0,108	0,031	-0,015
	N-Düngung (2013-2018)	0,073	-0,068	-0,094	0,102	-0,106
	N-Saldo (2016-2018)	0,118	0,091	**,254(**)**	**,254(**)**	0,034
	N-Saldo (2013-2018)	0,094	0,079	0,174	**,207(*)**	-0,005
	Anteil organische Düngung (2016-2018)	**,247(**)**	0,068	0,112	**,233(**)**	**-,398(**)**
	Anteil organische Düngung (2013-2018)	0,105	0,043	0,139	**,237(**)**	**-,319(**)**
	organische N-Zufuhr (2016-2018)	0,101	-0,048	-0,065	0,026	**-,308(**)**
	organische N-Zufuhr (2013-2018)	-0,032	-0,136	0,006	0,096	**-,352(**)**
	Humussaldo (2013-2018)	**,359 (**)**	**,421 (**)**	**,278 (**)**	**,415 (**)**	-0,111

TOC: Organischer Kohlenstoff, TOC_{hwl}: heißwasserlöslicher organischer Kohlenstoff, N_{hwl}: heißwasserlöslicher Stickstoff

Der internationale N-Dauerversuch in Puch (Bayern) ergab, dass eine höhere N-Düngung nur dann höhere N_{min}-Gehalte im Boden verursachte, wenn die N-Düngemenge das Düngeoptimum überschritt (Wendland et al., 2018). Demgegenüber wurde in zahlreichen anderen Untersuchungen kein oder nur ein sehr schwacher Zusammenhang zwischen N-Saldo bzw. N-Düngung im Erntejahr zu den Herbst-N_{min}-Gehalten im Boden nachgewiesen (z.B. Antony, 1993; Ketelsen, 2001; Schiermann, 2004; Beisecker et al., 2018; Beisecker und Piegholdt, 2019). Die Ursachen hierfür werden einerseits darin gesehen, dass der N in den Ernteresten zwar bei der Berechnung des N-Saldos berücksichtigt wird aber je nach Witterung und Boden zeitlich verzögert mineralisiert und daher meistens noch nicht im Herbst-N_{min}-Gehalt enthalten ist (Beisecker und Piegholdt, 2019). Daher ist nur ein schwacher bzw. kein Zusammenhang zwischen N-Saldo und Herbst-N_{min} auf Jahresebene feststellbar (Antony, 1993; Ketelsen, 2001). Zudem stellt der Herbst-N_{min}-Gehalt eine Momentaufnahme dar, die zahlreichen Einflussfaktoren (z.B. Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Probenahmetermin, Bodenbearbeitung, etc.) unterliegt (Haakh, 2008). So wiesen unter anderem Beisecker et al. (2018) darauf hin, dass der Einfluss der N-Düngung zur Hauptkultur wesentlich geringer ist als das Nacherntemanagement, wie Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau, Herbstdüngung und Art der

Folgekultur. Ebenso Rieß (1993) stellte für eine Parabraunerde aus Lösslehm fest, dass die natürliche Mineralisation der organischen Substanz und die jahresspezifischen Witterungsverhältnisse den N-Düngungseffekt stark überlagerten.

Lysimeter- und Saugsondenversuche zeigten zudem, dass nur ein vernachlässigbar geringer Einfluss zwischen N-Flächenbilanzsaldo und N-Austrag mit dem Sickerwasser besteht. Dabei erhöhte sich der Zusammenhang, wenn der N-Saldo des Vorjahres anstelle des N-Saldos im Erntejahr in die Korrelation einbezogen wurde (Beisecker und Piegholdt, 2019). Auf einen zeitlichen Versatz der N-Austräge, welcher die Notwendigkeit der Betrachtung langjähriger Messreihen verdeutlicht, weisen auch andere Autoren hin (Knoblauch et al., 1999; Sieling und Kage, 2006; Knoblauch et al., 2013; Ohlert, 2021). In vorliegendem Projekt konnten nur 3-jährige Ergebnisse der Herbst-N_{min}-Gehalte in die Auswertung einbezogen werden. Allerdings war bei den langjährigen Bodenuntersuchungen auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt ebenfalls kein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen N-Saldo und Herbst-N_{min} feststellbar (Abb. 77).

Abbildung 77: Langjähriger (LJM: 1995-2019) Zusammenhang zwischen Stickstoff(N)-Salden und Herbst-N_{min}-Gehalten (0-90 cm) der Bodendauerbeobachtungsflächen Sachsen-Anhalts (n=30).

Dass kein unmittelbarer direkter Zusammenhang zwischen N-Düngung und N-Auswaschung besteht, wurde auch in verschiedenen ^{15}N-Stabilisotopenuntersuchungen festgestellt (z.B. Russow et al., 1995; Álvarez et al., 2008; Rimski-Korsakov et al., 2012). So zeigten ^{15}N-Untersuchungen von Lössböden in Argentinien, dass der größte Anteil (56 %) des mit dem Harnstoff-Dünger applizierten N zu Mais im Erntegut erfasst wurde (Rimski-Korsakov et al., 2012). An zweiter Stelle der Wiederfindung des Dünger-N waren der organische N-Pool und die NH_3-Emission mit einem Anteil von insgesamt etwa 34 %. Im Nachernte-N_{min} waren 8,6 % des applizierten Dünger-N nachweisbar und nur 0,8 % in der NO_3-Auswaschung (Rimski-Korsakov et al., 2012). Aus diesen Ergebnissen resultiert, dass der organische N-Pool temporär eine N-Senke darstellt aber zu einer Freisetzung von N durch Mineralisation in den Folgejahren führen kann. Ähnliche Ergebnisse zeigten Russow et al. (1995). Die Autoren wiesen in ^{15}N-Lysimeterversuchen mit Lössböden nach, dass nahezu 100 % der NO_3-Auswaschung im Sickerwasser aus der Mineralisation des organischen N stammte. Auch aktuelle Stabilisotopenuntersuchungen (^{15}N, ^{18}O) an der Lysimeterstation in Brandis (Sachsen) ergaben einen dominierenden Einfluss der organischen Bodensubstanz auf die N-Austräge im Sickerwasser (Werisch und Burghardt, 2021). Die Autoren ermittelten, dass die Aufenthaltszeit des eingetragenen N in die Lysimeter deutlich länger als die Verweilzeit des Sickerwassers war und daher kein Zusammenhang zwischen N-Bilanzüberschüssen und der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser bestand. So zeigte die Auswertung einer langen Messreihe am Standort Brandis (seit 1981), dass trotz sinkender N-Bilanzüberschüsse die NO_3-Konzentrationen im Sickerwasser anstiegen bzw. stagnierten (Werisch und Burghardt, 2021).

Eine Metastudie von Beisecker und Piegholdt (2019), welche verschiedene Lysimeter-, Saugsonden- und Nitrattiefenprofile auswertete, kam zu dem Ergebnis, dass der N-Flächenbilanzsaldo standortübergreifend nur einen sehr geringen Einfluss auf die mit dem Sickerwasser ausgetragene N-Fracht hat. Eine größere Bedeutung für den N-Austrag haben die Bodeneigenschaften, wie vor allem die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und die bodenhydrologischen Variablen Sickerwassermenge und Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Des Weiteren zeigt die in der Regel unbekannte standort- und kulturspezifische N-Nachlieferung des Bodens Einfluss auf Herbst-N_{min}-Gehalte und Nitratauswaschung und trägt dazu bei, dass nur schwer ein Zusammenhang zwischen beiden Faktoren feststellbar ist (Bouwer, 1995; Beisecker et al., 2015).

Der Einfluss der mineralisationsbestimmenden Bodeneigenschaften auf die Herbst-N_{min}-Gehalte wird auch anhand der Untersuchungen in der Modellregion deutlich. Signifikante positive Korrelationen zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten zu den TOC-, TOC_{hwl}- und N_{hwl}-Gehalten des Oberbodens waren nachweisbar (Tab. 21). Diese Bodeneigenschaften zeigten wiederum einen positiven Zusammenhang zum Humussaldo mit Korrelationskoeffizienten von 0,421 (TOC), 0,278 (TOC_{hwl}) und 0,415 (N_{hwl}). Der Anteil der organischen Düngung war positiv mit

den N_{hwl}-Gehalten und negativ mit dem C/N-Verhältnis des Oberbodens korreliert (Tab. 21). Ein negativer Zusammenhang bestand zudem zwischen der organischen N-Zufuhr und dem C/N-Verhältnis des Bodens. Der N-Saldo zeigte einen schwachen positiven Zusammenhang zum N_{hwl}- Gehalt des Oberbodens als Indikator für die N-Nachlieferung. Die Ergebnisse bestätigen somit, dass die Höhe der Herbst-N_{min}-Gehalte in der Modellregion neben den Witterungsverhältnissen (vgl. Kap. 3.5.1) maßgeblich durch die vorherrschenden mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften gesteuert wird. Signifikante Zusammenhänge zwischen der OBS und den Herbst-N_{min}-Gehalten wurden auch in anderen Studien dokumentiert (Ziegler, 1991; Pfefferkorn, 1993; Schiermann, 2004). So zeigten beispielsweise Untersuchungen von Schiermann (2004) auf Maisanbauflächen verschiedener Standorte Norddeutschlands einen hochsignifikanten Zusammenhang zwischen TC-Gehalt des Bodens zum Herbst-N_{min} auf ungedüngten Flächen (Korrelationskoeffizient r= 0,808) und gedüngten Flächen (r=0,366) sowie zwischen TN-Gehalt und Herbst-N_{min} auf ungedüngten Flächen (r=0,741). Andererseits wird anhand vorliegender Studie auch deutlich, dass die Bewirtschaftung (Humussaldo, Anteil organische Düngung, organische N-Zufuhr, N-Saldo) Einfluss auf die mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften in der Modellregion hatte. Wie verschiedene Untersuchungen bestätigen, wird der Anteil der leicht umsetzbaren OBS im Wesentlichen durch die Anwendung und die Art organischer Dünger beeinflusst (z.B. Körschens und Schulz, 1999; Marschner et al., 2003; Sarkar et al., 2003; Nardi et al., 2004). Aber auch der Einsatz von Mineraldüngern zeigt einen Effekt auf die OBS, wobei in der Literatur sowohl eine Abnahme (z.B. Mulvaney et al., 2009) als auch eine Zunahme der C-Gehalte bei ausschließlicher Mineraldüngung diskutiert wird (Böhme et al., 2005; Mandal et al., 2007). Untersuchungen von Neff et al. (2002) zeigten, dass durch die alleinige Zufuhr von Mineraldünger die Zersetzung der organischen Substanz beschleunigt wurde und die resultierenden Zersetzungsprodukte in Mineral-Organischen Assoziationen stabilisiert wurden. Die Zufuhr von organischen Düngern führte wiederum zu einem höheren Anteil labiler, leicht bioverfügbarer OBS und zu einer höheren mikrobiellen Aktivität (Hai et al., 2010; Wang et al., 2015). In einer Metastudie von Gross und Glaser (2021) wurde ermittelt, dass der höchste Anstieg der TOC-Vorräte im Boden durch die kombinierte Düngung mit organischen und mineralischen Düngern erzielt wurde. Die Ursache dafür wird darin gesehen, dass durch die mit dem Mineraldünger zugeführten schnell verfügbaren Nährstoffe das oberirdische und unterirdische Pflanzenwachstum angeregt wird und die Nettoprimärproduktion sowie der Biomasse-Input (Ernte- und Wurzelrückstände) erhöht werden. Dabei sind höhere Biomasseerträge immer mit erhöhten TOC-Gehalten im Boden verbunden (Cai et al., 2018; Du et al., 2020). Auch in Dauerdüngeversuchen wurde nachgewiesen, dass die mikrobielle Biomasse stärker durch langjährige organische Düngung als durch Mineraldüngung gefördert wird (Kandeler, 1999; Kautz, 2004). Dabei ist aus der Literatur bekannt, dass die mikrobielle Biomasse eine Schlüsselfunktion für den N-Umsatz im Boden besitzt, da sie als leicht verfügbarer N-Pool (enges C/N-Verhältnis von 6-8) signifikante N-Freisetzungen bewirken

kann (Jörgensen, 1995; Platte, 1996; Myrold and Bottomley, 2008). Verschiedene Untersuchungen belegen, dass die Langzeitapplikation von hohen Mengen organischer Dünger (wie Gülle), die zur Bildung eines organischen N-Pools mit engerem C/N-Verhältnis führen, eine Erhöhung des N-Turnovers und damit auch eines höheren Mineral-N-Pools im Herbst zur Folge haben kann. Hieraus resultiert auch ein höheres NO_3-Auswaschungsrisiko (Glendining and Powlson, 1991; Glendining et al., 1996). Höhere NO_3-Auswaschungen bei Anwendung von Gülle im Vergleich zu Mineraldünger wurden in mehreren Studien bestätigt (Sieling, 2005; Sieling und Kage, 2006; Lysimeterkooperation) und auf eine geringere N-Effizienz der organischen Dünger zurückgeführt.

Die in dieser Studie durchgeführte Clusteranalyse unter Einbeziehung der Faktoren Herbst-N_{min}, TOC-, N_{hwl}-, TOC_{hwl}-Gehalte im Boden, N-Saldo, Anteil der organischen N-Düngung sowie organische N-Zufuhr ergab eine Unterteilung der berücksichtigten TB in zwei Gruppen (=Cluster). Dabei wurde die Mehrzahl der Testschläge mit einem Anteil von 65 % Cluster 1 zugeordnet. Cluster 2 wies im Vergleich zu Cluster 1 signifikant höhere Herbst-N_{min}-Gehalte von im Mittel (Median) 168 kg N/ha auf (Tab. 22). Gleichzeitig war Cluster 2 durch höhere TOC-Gehalte sowie höhere Gehalte an leicht umsetzbarer OBS (N_{hwl}, TOC_{hwl}) im Vergleich zu Cluster 1 charakterisiert. Der Anteil der organischen Düngung war mit durchschnittlich 22 % bei den Testschlägen in Cluster 2 höher als in Cluster 1 (12 %). Weitere Unterschiede zwischen beiden Clustern bestanden bei den mittleren N-Salden und der organischen N-Zufuhr (Tab. 22). Cluster 2 zeigte im Vergleich zu Cluster 1 höhere N-Salden und eine höhere organische N-Zufuhr im Zeitraum 2016-2018. Diese Auswertung verdeutlicht, dass die Bewirtschaftung im Testgebiet Einfluss auf die mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften und damit auch auf das Niveau der Herbst-N_{min}-Gehalte hatte. Hierbei sollte jedoch herausgestellt werden, dass die ermittelten hohen Herbst-N_{min}-Gehalte im Testgebiet nicht durch ein zu hohes N-Düngeniveau beziehungsweise eine Überversorgung mit organischen Düngern bedingt waren (vgl. Kap. 3.2; 3.3). Es ist vielmehr anzunehmen, dass die hauptsächliche Zufuhr schnell mineralisierbarer organischer Dünger (Gülle, Gärreste, Hühnertrockenkot) mit engem C/N-Verhältnis Einfluss auf das Mineralisationsgeschehen dieser Standorte nimmt.

Wie bereits aus der Literatur bekannt, wird durch die häufige Zufuhr von Schweinegülle infolge einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse die Mineralisation des N aus dem organischen N-Pool gefördert. Hierdurch kann mehr N freigesetzt werden als mit dem Dünger zugeführt wurde (=priming effekt). Als Folge dessen nehmen auch die Humusgehalte im Boden ab (Plaza et al., 2004). Des Weiteren kann vermutet werden, dass in der Modellregion überschüssiger N aus der Düngung bei geringer N-Auswaschung (geringe Sickerwasserraten), wie oben erläutert, temporär in den organischen N-Pool eingebunden wird und das Mineralisationspotential und damit auch die N-Freisetzung der Böden langfristig beeinflusst.

Tabelle 22: Herbst-N_{min}-Gehalte, mineralisationsrelevante Bodeneigenschaften (Oberboden) sowie Stickstoff(N)-Saldo und organische Düngung der Cluster 1 und 2.

	Cluster 1				Cluster 2			
	Median	**Min**	**Max**	**n**	**Median**	**Min**	**Max**	**n**
Herbst-N_{min} (0-90 cm) (kgN/ha) (2016-2018)	**101,6**	43,4	128,4	66	**168,3**	136,2	246,9	36
C_{hwl} (mg/100 g)	**64,0**	36,4	82,3	66	**73,0**	59,1	89,0	36
N_{hwl} (mg/100 g)	**8,5**	4,6	10,9	66	**10,8**	7,8	13,4	36
TOC (M.-%)	**1,5**	1,1	1,8	66	**1,6**	1,4	2,0	36
Anteil organische Düngung (%) (2016-2018)	**12,2**	0,0	60,4	66	**22,4**	0,0	55,9	36
Anteil organische Düngung (%) (2013-2018)	**14,6**	0,0	44,6	66	**15,7**	0,0	49,0	36
N Saldo (kg N/ha) (2016-2018)	**35,3**	-67,0	110,4	66	**47,0**	-23,0	110,3	36
N Saldo (kg N/ha) (2013-2018)	**22,1**	-22,2	122,6	66	**34,3**	-15,4	85,3	36
organische N-Zufuhr (2016-2018)	**21,3**	0,0	117,3	65	**28,5**	0,0	89,0	36
organische N-Zufuhr (2013-2018)	**27,2**	0,0	95,0	65	**25,3**	0,0	96,5	36

TOC: Organischer Kohlenstoff, TOC_{hwl}: heißwasserlöslicher organischer Kohlenstoff, N_{hwl}: heißwasserlöslicher Stickstoff

Zwischenfazit

Die Untersuchungen zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten (2016-2018) und dem langjährigen Humussaldo der Testbetriebe sowie dem Anteil der organischen N-Düngung (2016-2018). Demgegenüber war kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten zum N-Saldo bzw. zur N-Düngung nachweisbar. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung bestätigen zudem, dass die Höhe der Herbst-N_{min}-Gehalte in der Modellregion maßgeblich durch die vorherrschenden mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften des Oberbodens (TOC-, TOC_{hwl}- und N_{hwl}-Gehalte) beeinflusst werden. Diese Eigenschaften zeigten wiederum einen Zusammenhang zur Bewirtschaftung. Positive Korrelationen wurden zwischen Humussalden und TOC_{hwl}- und N_{hwl}-Gehalten sowie zwischen N-Salden und N_{hwl}-Gehalten ermittelt. Ein negativer Zusammenhang bestand zwischen organischer N-Zufuhr und dem C/N-Verhältnis des Oberbodens. Unter Einbeziehung der Faktoren Herbst-N_{min}, TOC-, N_{hwl}-, TOC_{hwl}-Gehalte im Oberboden, N-Saldo, Anteil der organischen N-Düngung sowie organische N-Zufuhr können die berücksichtigten Testbetriebe in zwei Gruppen (Cluster) differenziert werden. Dabei wies die Gruppe mit den höheren Herbst-N_{min}-Gehalten auch höhere TOC-Gehalte und höhere Gehalte an leicht umsetzbarer organischer Bodensubstanz (N_{hwl}-, TOC_{hwl}) im Oberboden, einen höheren Anteil der organischen Düngung, höhere organische N-Zufuhren und höhere N-Salden auf.

3.7 Netto-Stickstoff-Mineralisation

Die berechnete mittlere apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode war in allen berücksichtigten Versuchsjahren (2016-2018) negativ mit Medianwerten von -30 kg N/ha (2016) bis -77 kg N/ha (2017) und einer großen Schwankungsbreite von minimal -289 kg N/ha bis maximal +222 kg N/ha (Abb. 78). Von den 3 Versuchsjahren wies das Jahr 2017 die signifikant niedrigste $aNMR_N$ auf. Die für die Testbetriebe ermittelten negativen Medianwerte der $aNMR_N$ zeigen, dass die N-Nachlieferung aus dem organischen N-Pool innerhalb der Vegetationsperiode (Frühjahr bis zur Ernte) im Versuchszeitraum nicht von Bedeutung war. Bei der Interpretation vorliegender Ergebnisse sollte allerdings auf gewisse Unsicherheiten bei der Berechnung der $aNMR_N$ hingewiesen werden. Diese ergeben sich daraus, dass der N-Entzug der Pflanzen (N-Gehalt im Erntegut) nur anhand von Richtwerten geschätzt wurde. Zudem handelte es sich bei den berücksichtigten Versuchsjahren um 3 ungewöhnlich trockene Jahre, bei denen vor allem in der Vegetationsperiode ein z.T. deutliches Wasserdefizit auftrat (vgl. Kap. 3.1) und daher nicht von günstigen Mineralisationsbedingungen auszugehen ist.

Abbildung 78: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode in den Untersuchungsjahren 2016-2018. Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, $p<0,05$, n=86 (2016), n=77 (2017), n=89 (2018)

Negative Werte der $aNMR_N$ werden auch in der Literatur bestätigt (z.B. Engels und Kuhlmann, 1993; Beisecker et al., 2015) und auf eine N-Immobilisierung, das heißt, den Einbau von überschüssigem N in die mikrobielle Biomasse im Boden, zurückgeführt (Engels und Kuhlmann, 1993; Neu, 1998). Auf der Grundlage von 133 N-Düngungssteigerungsversuchen wiesen Engels und Kuhlmann (1993) nach, dass die N-Immobilisierung mit steigender N-Düngung zunahm. Der durch N-Immobilisierung zeitweilig festgelegte N kann in den Monaten nach der Ernte wieder remineralisiert werden (Engels und Kuhlmann, 1993). Eine mikrobielle Immobilisierung von überschüssigem, nicht durch die Pflanzen aufgenommenem, Dünger-N wurde bereits in älteren Untersuchungen dokumentiert (z.B. Thies et al., 1977; Schmeer und Mengel, 1984; Webster et al., 1986; Garz et al., 1995). Dabei konnte festgestellt werden, dass der in den folgenden Winterhalbjahren mit dem Sickerwasser ausgetragene N hauptsächlich aus der Mineralisation des durch Immobilisierung festgelegten N stammte, welcher ein turnover von vielen Jahren aufweisen kann (Garz et al., 1995).

Im Vergleich zur Literatur ist die in vorliegender Studie berechnete $aNMR_N$ sehr gering. Beisecker et al. (2015) geben auf der Grundlage ausgewerteter Daten verschiedener Bundesländer (insgesamt 9.217 Datensätze) eine mittlere $aNMR_N$ von 35,5 kg N/ha mit einer Spannbreite von -389 bis +429 kg N/ha an. In mehreren Versuchen wurde beobachtet, dass ungedüngte Varianten eine deutlich höhere N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat aufwiesen als gedüngte Varianten (Heyn, 1985; Engels und Kuhlmann, 1993; Beisecker et al., 2015). Dabei nahm die Netto-N-Mineralisation linear mit zunehmendem N-Saldo (zunehmender N-Düngung) ab (z.B. Engels, 1993; Wieker, 2000; Georges, 2003; Höper et al., 2013; Beisecker et al., 2015). Erst bei negativem N-Saldo ergaben sich positive Werte der $aNMR_N$ (Beisecker et al., 2015). Vergleichbar zu vorliegender Studie fanden Engels und Kuhlmann (1993), dass die Netto-N-Mineralisation bei Getreide unbedeutend war und kalkulierten im Mittel -7 und -14 kg N/ha für Winterweizen und Wintergerste bei optimaler Düngung und -66 kg N/ha für überdüngten Winterweizen. Demgegenüber wurde bei Zuckerrüben eine höhere $aNMR_N$ von etwa +140 kg N/ha bei optimaler Düngung erfasst. Auf eine größere Bedeutung der Netto-N-Mineralisation bei Fruchtarten mit einer längeren Vegetationsperiode wiesen bereits Scharpf und Weier (1991) hin. Auch Beisecker et al. (2015) ermittelten in ihrer Studie fruchtartenspezifische Unterschiede der N-Nachlieferung, die allerdings nicht so stark ausgeprägt waren und aufgrund einer Überdüngung im Gegensatz zu Engels und Kuhlmann (1993) negative Werte der $aNMR_N$ bei Zuckerrüben ergaben. In vorliegenden Untersuchungen wurde mit einem Medianwert von +3 kg N/ha die signifikant höchste $aNMR_N$ ebenfalls bei Zuckerrüben erfasst (Abb. 79). Demgegenüber unterschieden sich die anderen Fruchtarten nicht signifikant voneinander. Auch waren keine Unterschiede der berechneten $aNMR_N$ zwischen den einzelnen TB nachweisbar (Abb. 80).

Abbildung 79: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode (2016-2018) der Fruchtarten Winterweizen (WW, n=109), Wintergerste (WG, n=34), Winterraps (WRa, n=49), Silomais (SM, n=12), Zuckerrüben (ZR, n=25), Sommergetreide (SoGetr, n=8). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05)

Abbildung 80: Apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) innerhalb der Vegetationsperiode (2016-2018) der Testbetriebe (TB). Box-Plot-Darstellung.
Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Kruskal-Wallis-Test, p<0,05, n=27 bis 37)

Beisecker et al. (2015) stellten in ihrer umfangreichen Studie fest, dass die auf der Grundlage des Bilanzansatzes nach Engels und Kuhlmann (1993) kalkulierte N-Nachlieferung innerhalb der Vegetationsperiode ($aNMR_N$) im Mittel eine gute Übereinstimmung mit der nach anderen Ansätzen (Mineralisationsansatz N_{slow} mit Feldmessungen und Inkubationsversuchen sowie Modellierung mittels HERMES, Nordmeyer, Richter) (vgl. Kap. 2.6) berechneten Mineralisationsraten auf ungedüngten Flächen zeigte. Im Mittel der Kulturarten wurde mit dem Mineralisationsansatz eine N-Nachlieferung von +86 kg N/ha und mit dem Bilanzansatz von +80 kg N/ha innerhalb der Vegetationsperiode berechnet. Dabei zeigten die Einzelwerte der Kulturen große Unterschiede zwischen beiden Ansätzen. Eine gute Übereinstimmung war auch zu den Ergebnissen von Engels und Kuhlmann (1993) mit einer mittleren $aNMR_N$ von +70 kg N/ha (Winterweizen), +62 kg N/ha (Wintergerste) und +160 kg N/ha (Zuckerrüben) auf ungedüngten Flächen gegeben. Da in vorliegender Studie ausschließlich gedüngte Flächen einbezogen wurden, sollten die Ergebnisse auch entsprechend eingeordnet werden. Beisecker et al. (2015) dokumentierten für gedüngte Flächen eine um ca. 45-50 kg N/ha geringere N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat im Vergleich zu ungedüngten Flächen.

Die N_{min}-Intensivmessungen nach der Ernte zeigten bei allen berücksichtigten TB einen deutlichen Anstieg der N_{min}-Gehalte in der obersten Bodenschicht (0-30 cm) (Abb. 81 und 82). Dabei war das höchste N_{min}-Niveau in 2018 bei TB 9 und das niedrigste in beiden Versuchsjahren bei TB 8 nachweisbar. Die auf Grundlage der N_{min}-Gehalte (0-30 cm) nach Gleichung 8 berechneten potentiellen täglichen Mineralisationsraten lagen in einem Bereich von 0,3 bis 2,2 kg NO_3-N/ha*d (Tab. 23).

Abbildung 81: N_{min}-Gehalte im Oberboden im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2018) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8, 9 und 11.

Abbildung 82: N_{min}-Gehalte im Oberboden 2019 im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2019) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8 und 11.

Tabelle 23: Berechnete tägliche Mineralisationsraten anhand der N_{min}-Intensivmessungen im Oberboden im Zeitraum ohne Pflanzenbewuchs (Ernte bis Aussaat Folgekultur 2018 und 2019) der Testbetriebe (TB) 6, 7, 8, 9 und 11.

Test-betriebe (TB)	Berechnete Mineralisationsrate NO_3-N/d (kg/ha)	
	2018	2019
TB 6	0,51	0,79
TB 7	1,54	0,37
TB 8	0,89	0,28
TB 9	2,22	-
TB 11	1,13	0,80

Im Vergleich der beiden berücksichtigten Versuchsjahre wurden im Mittel der TB mit 1,3 kg NO_3-N/ha*d für das Jahr 2018 höhere Mineralisationsraten als in 2019 (Mittel von 0,6 kg NO_3-N/ha*d) kalkuliert. Das war aufgrund der Witterungsverhältnisse in 2018 eher nicht zu erwarten, da in diesem Jahr im Zeitraum nach der Ernte bis zum Herbst die niedrigsten Niederschlagsmengen von allen Versuchsjahren aber dafür auch die höchsten Luft- und Bodentemperaturen registriert wurden (vgl. Tab. 13). Neben den Witterungsbedingungen sind andere Einflussfaktoren, wie die Bodenbearbeitungsintensität, Art und Menge der Ernterückstände u.v.m., entscheidend für das Mineralisationsgeschehen (Beisecker et al., 2015). Zudem sollte darauf hingewiesen werden, dass bei der hier vorgenommenen Berechnung der Mineralisationsraten die Prozesse der N-Immobilisierung, N-Auswaschung und gasförmige N-Verluste

(Denitrifikation) vernachlässigt wurden und daher auch nur von einer Schätzung der potentiellen Mineralisation auszugehen ist. Gasförmige N-Verluste (N_2O) aus Denitrifikationsprozessen werden unter den klimatischen Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes eher von untergeordneter Bedeutung für die verbreiteten Lössböden eingeschätzt (Wolf and Russow, 2000; Tauchnitz et al., 2019). Allerdings wiesen Wolf and Russow (2000) mit Hilfe von ^{15}N-Isotopenuntersuchungen für eine Schwarzerde in der Querfurter Platte (Bad Lauchstädt) signifikante NO-Verluste aus Nitrifikationsprozessen nach.

Im Vergleich zur Literatur sind die in vorliegender Studie kalkulierten N-Mineralisationsraten als hoch zu bewerten. Die Hochrechnung der täglichen Mineralisationsraten für den gesamten Zeitraum von Nachernte (Mitte Juli) bis Vegetationsende (Mitte November) (ca. 122 Tage) ergab eine durchschnittliche N-Mineralisation von 68 (2019) bis 153 kg N/ha (2018). Diese ermittelten hohen N-Mineralisationsraten stimmen sehr gut mit der beobachteten Zunahme der N_{min}-Gehalte auf den Testschlägen im Zeitraum Nachernte bis Vegetationsende (vgl. Kap. 3.5.1) überein.

Beisecker et al. (2015) geben für die Nachernteperiode (Ernte bis Vegetationsende) im Mittel aller in ihrer Studie berücksichtigten Flächen eine N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat (N_{slow} + N_{fast}) von 32 bis 58 kg N/ha an. Engels und Kuhlmann (1993) ermittelten für den Zeitraum Nachernte bis zum folgenden Frühjahr durchschnittliche N-Mineralisationsraten nach Winterweizen von 48 kg N/ha (ohne Düngung), 55 Kg N/ha (optimale Düngung) und 70 kg N/ha (Überdüngung). Die N-Mineralisation im Nacherntezeitraum wird wesentlich durch Art, Erntemenge, N-Gehalt und Management (Verbleib oder Abfuhr) der Ernterückstände der Vorfrucht beeinflusst (Meynard et al., 1997; Beisecker et al., 2015). Die höchste N-Nachlieferung aus Ernterückständen (=N_{fast}) wurde nach der Vorfrucht Zuckerrüben erfasst (Beisecker et al., 2015).

Im Gegensatz zu vorliegender Studie wurde in Beisecker et al. (2015) für 8 Feldmessflächen in Nordrhein-Westfalen und Hessen dokumentiert, dass der größte Anteil (62 %, entsprechend 80 kg N/ha) innerhalb der Wachstumsperiode (Vegetationsbeginn bis Ernte) mineralisiert wurde. Für diesen Zeitraum wurden mittlere tägliche Mineralisationsraten von 0,46 kg N/ha*d mit einer Spannbreite von 0,25 bis 0,95 kg N/ha*d angegeben. Dabei waren die höchsten Mineralisationsraten im Zeitraum von Mitte/Ende Mai bis Mitte September nachweisbar. Für die Winterperiode (Vegetationsende bis Vegetationsbeginn Folgejahr) wurde noch eine N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat von 20 bis 37 kg N/ha (N_{fast} + N_{slow}) ausgewiesen (Beisecker et al., 2015). Die Studie von Beisecker et al. (2015) ergab jährliche N-Mineralisationsraten im Mittel aller Standorte von 130 bis 150 kg N/ha*a. Dabei zeigte sich, dass die N-Mineralisation mit zunehmendem Tongehalt anstieg und Tonböden jährliche Mineralisationsraten von mehr als 200 kg N/ha aufweisen können. Der nachgewiesene Einfluss der Bodenart (Tongeh-

alt, C_{org}) auf die Mineralisation erklärt auch die ermittelten hohen Mineralisationsraten in vorliegender Studie. Für Schwarzerden werden in der Literatur vergleichbar hohe Mineralisationsraten dokumentiert. Amberger (1996) gibt eine jährliche Netto-N-Mineralisationsrate von Schwarzerden im Bereich von 75 bis 160 kg N/ha an. Bei Annahme einer jährlichen Mineralisierungsrate von 4 % der OBS wird für eine Löss-Schwarzerde im mitteldeutschen Raum (Bad Lauchstädt) eine jährliche N-Nachlieferung aus dem organischen N-Pool von 114 kg N/ha ausgewiesen (Körschens et al., 1995; Russow et al., 1995). In eigenen Untersuchungen wurden für eine Löss-Schwarzerde am Standort Bernburg im Inkubationsversuch tägliche Mineralisationsraten von 0,57 bis 1,76 mg NO_3/kg TM (Laborbedingungen, 10°C – 20°C) entsprechend einer Nachlieferung von 67 bis 205 kg N/ha in der Nacherntezeit bis zum Vegetationsende ermittelt (Tauchnitz et al., 2019; 2020). Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse von Inkubationsversuchen nicht unmittelbar mit denen von Feldversuchen vergleichbar sind. Sie sind aber dennoch geeignet, das Potential der N-Mineralisierung von Böden anzuzeigen.

Zwischenfazit

Die ermittelte negative apparente Netto-N-Mineralisation ($aNMR_N$) zeigt, dass die N-Nachlieferung aus dem organischen N-Pool innerhalb der Vegetationsperiode nicht von Bedeutung war. Die Ursache hierfür wird in den extremen Witterungsverhältnissen der berücksichtigten Versuchsjahre (2016-2018) mit einem deutlichen Wasserdefizit in der Vegetationsperiode und damit ungünstigen Mineralisationsbedingungen gesehen. Von den geprüften Fruchtarten wies nur die Zuckerrübe, als eine Fruchtart mit einer längeren Vegetationsperiode, eine leicht positive $aNMR_N$ (Median +3 kg N/ha) auf. Die nachgewiesenen negativen Werte der $aNMR_N$ weisen auf eine Immobilisierung des überschüssigen, nicht durch die Pflanzen aufgenommenen N, hin. Dieser zeitweilig festgelegte N kann nach der Ernte wieder remineralisiert werden. Die auf der Grundlage von N_{min}-Intensivmessungen nach der Ernte berechneten potentiellen täglichen Mineralisationsraten im Bereich von 0,3 bis 2,2 kg NO_3-N/ha*d bestätigen eine hohe N-Nachlieferung für den gesamten Zeitraum von Nachernte (Juli) bis Vegetationsende (Mitte November) von 68 bis 153 kg N/ha. Diese hohen für die Modellregion ermittelten Mineralisationsraten stimmen sehr gut mit Angaben aus der Literatur überein.

4. Schlussfolgerungen

Im Ergebnis des Projektes kann festgestellt werden, dass die N_{min}-Gehalte und insbesondere die Herbst-N_{min}-Gehalte in der Modellregion SAL GW 014 auf einem insgesamt hohen Niveau waren. Da der Herbst-N_{min}-Gehalt als ein wichtiger Parameter in der Gewässerschutzberatung für die Beurteilung der Nitrataustragsgefährdung gesehen wird, sollte angestrebt werden, diesen durch geeignete Maßnahmen abzusenken. Die Zielwerte dafür sind jedoch standortspezifisch abzuleiten, da das Auswaschungsrisiko dieser bindigen Böden unter Berücksichtigung der Sickerwassermengen und Austauschhäufigkeit des Bodenwassers grundsätzlich gering ist. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die hohen Herbst-N_{min}-Gehalte in der Modellregion nicht auf zu hohe N-Bilanzüberschüsse zurückzuführen sind, sondern eher das Ergebnis einer standorttypischen hohen N-Nachlieferung sind. Neben den klimatischen Bedingungen und dem Nacherntemanagement wird das Mineralisationsgeschehen im Gebiet vor allem durch die mineralisationsrelevanten Bodeneigenschaften, wie Humusgehalte, C/N-Verhältnisse und Anteil der leicht umsetzbaren organischen Bodensubstanz, beeinflusst. Dabei werden diese Eigenschaften durch die Bewirtschaftung der Flächen und insbesondere durch die organische Düngung und die eingesetzten organischen Dünger geprägt. Obwohl für die berücksichtigten Testbetriebe auf der Grundlage der Humusbilanzierung überwiegend eine Humusversorgung auf unterem Niveau ermittelt wurde, wiesen die Böden einen hohen Anteil an leicht umsetzbarer organischer Substanz und teilweise sehr enge C/N-Verhältnisse auf. Das bedeutet, dass im Humus im Verhältnis zum C zu viel N gebunden ist. Hieraus resultieren eine rasche Umsetzung der organischen Substanz und damit eine höhere N-Freisetzung. Es wird angenommen, dass die Ursache für die ermittelten engen C/N-Verhältnisse der überwiegende Einsatz von organischen Düngern, wie Gülle und Gärresten, mit einem hohen N-Verlustpotential und einem geringen Beitrag zum Humusaufbau ist.

Die erhobenen Indikatoren lassen eine qualitative Bewertung der Bewirtschaftung und des NO_3-Verlagerungsrisikos zu. Insbesondere der Herbst-N_{min} und der N-Bilanzüberschuss zeigen selbst bei langjähriger Betrachtung keine Korrelation mit der Auswaschung.

Schlussfolgernd aus den Projektergebnissen sollten daher für die Modellregion Maßnahmen zur Reduzierung der bewirtschaftungsbedingten Nitrataustragsgefährdung abgeleitet werden, die darauf abzielen, durch das Bewirtschaftungsmanagement die N-Freisetzungen infolge der Mineralisation in den Zeiträumen ohne Pflanzenentzug (nach der Ernte bis zur Aussaat der Folgekultur) so gering wie möglich zu halten. Dabei werden als wesentliche Stellgrößen das Düngemanagement, insbesondere die Art der eingesetzten organischen Dünger sowie das Nacherntemanagement gesehen. Mit dem Ziel, die C/N-Verhältnisse der Böden zu erweitern und damit die N-Verluste aus der Mineralisation zu minimieren, wird die Zufuhr organischer Dünger mit weitem C/N-Verhältnis (z.B. Stroh) und einer höheren Humuswirkung, wie z.B. Stallmist und Kompost, empfohlen. Das Nacherntemanagement sollte so gestaltet werden,

dass Mineralisationsschübe möglichst vermieden werden bzw. überschüssiger N durch Pflanzenbewuchs aufgenommen wird. In diesem Zusammenhang ist die Zeitspanne, in welcher der Boden im Herbst unbewachsen ist, so gering wie möglich zu halten. Hierbei spielen Faktoren, wie die Fruchtfolge und der Erntetermin, eine wesentliche Rolle. Eine Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität, die Minimierung bzw. der Verzicht auf die Herbstdüngung sowie der Anbau von Zwischenfrüchten sind weitere wichtige Maßnahmen, um Nitratauswaschungen während der Sickerwasserperiode zu vermeiden. Damit überschüssiger N in den Zeiten der Sickerwasserbildung nicht ausgewaschen wird, ist es wichtig, möglichst Brachen über die Wintermonate zu vermeiden.

Im langjährigen Mittel waren die ermittelten N-Salden für das Untersuchungsgebiet auf einem aus Gewässerschutzsicht tolerierbarem Niveau. Dennoch ergaben sich in den Einzeljahren zu hohe N-Überschüsse, die tendenziell jedoch nicht der Auswaschung sondern der Akkumulation im Boden unterliegen. Hieraus kann abgeleitet werden, dass alle Maßnahmen zur Optimierung der N-Düngung, insbesondere eine bessere Abschätzung, wie hoch und in welchen Zeiträumen die N-Nachlieferung erfolgt, einen sehr hohen Stellenwert haben. In diesem Zusammenhang besteht für eine verbesserte Düngebedarfsermittlung noch Entwicklungsbedarf (z.B. Modellierungen N-Nachlieferung anhand Bodenfeuchteverlauf, etc.). Zudem wird die Bedeutung der Berücksichtigung der N_{min}-Gehalte zur Beurteilung des Boden-N-Pools sowie die Untersuchung der N-Gehalte eingesetzter Wirtschaftsdünger, wie bereits jetzt in den §13 Gebieten nach DüV gefordert, für die N-Düngebedarfsermittlung deutlich.

Die Untersuchungen in der Modellregion des GWK SAL GW 014 haben gezeigt, dass bei der Beurteilung der Wirkungen von Maßnahmen der DüV und darüber hinaus gehender Gewässerschutzmaßnahmen berücksichtigt werden sollte, dass diese aufgrund der zum Teil sehr langen Verweilzeiten erst zeitlich verzögert eine Wirkung auf die Grundwasserqualität zeigen können.

5. Literaturverzeichnis

Ad-hoc-AG Boden, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5), 5. Aufl., 438 S., Hannover.

Albert, E., 2013: Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer , Schriftenreihe Heft 6, 143–175.

Albert, E. und Grunert, M., 2018: Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und Nährstoffgehalte des Bodens. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.) VDLUFA-Schriftenreihe 72/2018. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 42-64.

ALTERRA, 2011: Farming practices in relation to water pollution risks. Recommendations for establishing Action Programmes under Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (ND-Act). Alterra, Wageningen-UR, Wageningen. 123 pp.

Altermann, M. und Kühn, D., 1995: Bodenformen der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Kreises Querfurt im Maßstab 1:50000 in Auswertung und kartographischer Umsetzung von Feldaufnahmen und Bodenanalysen des Kreises Querfurt. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin.

Altermann, M.; Rinklebe, J.; Merbach, I.; Körschens, M.; Langer, U.; Hofmann, B., 2005: Chernozem –Soil of the year 2005. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168, 725-740. DOI: 10.1002/jpln.200521814.

Alvarez, C. R.; Alvarez, R.; Sarquis, A., 2008: Residue decomposition and fate of nitrogen-15 in a wheat crop under different previous crops and tillage systems. Communications in Soil Science and Plant Analysis 39, 574–586.

Amberger, A., 1996: Pflanzenernährung. 4. Aufl., UTB Verlag Stuttgart, S. 158.

Antony, F., 1993: Die N-Belastung landwirtschaftlicher Flächen als Grundlage der Quantifizierung und Optimierung des N-Haushaltes von Agrar-Ökotopen. Dissertation, Universität Göttingen.

Antony, F., 2020: Nitratmessstellen: Experte liefert fachliche Aufarbeitung. Topagrar online, 13 S. https://www.topagrar.com/acker/news/aerger-wegen-nitratmessstellen-experte-liefert-fachliche-aufarbeitung-12359379.html.

Arshad, M. A. and Martin, S., 2002: Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment 88 (2), 153–160.

Asmus, F. und Herrmann, V., 1977: Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft, Bd. 15, Heft 11.

AVV GeA, 2020: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV Gebietsausweisung), Berlin, August 2020.

Bach, M. und Frede, H.-G., 1992: Abschätzung des regionalen Schwefelbedarfs im Rapsanbau in der Bundesrepublik Deutschland. Unveröffentlichte Studie, Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.

Bauer, A. und Reinsdorf, F., 2016: Den Stickstoff maßvoll einsetzen. Land & Forst 8, 35-36.

Baumgärtel, G.; Breitschuh, G.; Ebertseder, T.; Eckert, H.; Gutser, R.; Hege, U.; Herold, L.; Wiesler, F.; Zorn, W., 2007: VDLUFA-Standpunkt –Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), VDLUFA - Selbstverlag, 9 S.

Bechtel, A., 2008: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten. Dissertation, Universität Karlsruhe. Schriftenreihe SWW Karlsruhe 130, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft. ISBN 978-3-9811461-3-4.

Beisecker, R.; Piegholdt, C.; Seith, T.; Helbing, F., 2015: Abschlussbericht. Abschätzung der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung zur Optimierung der gewässerschonenden Stickstoffdüngung, Band II: Textband (Auswertungen und Ergebnisse). DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (Hrsg.), 234 S.

Beisecker, R., 2017: Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung: Das neue DVGW-Arbeitsblatt W 104. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.) 50. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Bd. 245, 31/1-32/11.

Beisecker, R. und Peter, M., 2017: Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft aus Beratersicht. energie | wasser-praxis 8, 2-9.

Beisecker, R.; Peter, M.; Miller, R., 2018: Herbst-N_{min}-Gehalte als Erfolgsindikatoren der Gewässerschutzberatung in Hessen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6, 18-24.

Beisecker, R. und Piegholdt, C., 2019: Metaanalyse: Empirischer Zusammenhang zwischen N-Flächenbilanzsaldo, Herbst-Nmin-Gehalt und der Stickstofffracht des Sickerwassers. Abschlussbericht. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (Hrsg.). DVGW-Forschungsbericht W 1/10/16, 77 S.

Böhme, L.; Langer, U.; Böhme; F., 2005: Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. Agriculture Ecosystems and Environment 109, 141–152.

Bot, A. and Benites, J., 2005: The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (eds.). FAO soils bulletin 80, 94 pages. ISBN: 92-5-105366-9.

Bouwer, W., 1995: Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. Dissertation Justus-Liebig-Universität, Gießen.

Brock, C.; Möller, D.; Dannehl, T.; Blumenstein, B., 2016: Sicherung der Humusversorgung mit Grün- und Strohdüngung. Abschlussbericht BÖLN-Projekt (FKZ 11NA061), Justus-Liebig-Universität Giessen, https://www.orgprints.org/30763/.

Cai, A.; Zhang, W.; Xu, M.; Wang, B.; Wen, S.; Shah, S.A.A.,, 2018: Soil fertility and crop yield after manure addition to acidic soils in South China. Nutrient Cycling in Agroecosystems 111, 61–72. https://doi.org/10.1007/s10705-018-9918-6.

Carter, M. R., 2002: Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agronomy Journal, 94 (1), 38–47.

Clayton, J.; Lemanski, K.; Bonkowski, M., 2021: Shifts in soil microbial stoichiometry and metabolic quotient provide evidence for a critical tipping point at 1% soil organic carbon in an agricultural post-mining chronosequence. Biology and Fertility of Soils 57, 435-446. https://doi.org/10.1007/s00374-020-01532-2.

DIN 19732:2011-10, 2011: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbierbaren Stoffen.

DIN EN 1484:2019-04, 2019: Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484:1997.

DIN ISO 10694:1996-08, 1996: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694:1995).

Döring, J., 2004: Zu den Klimaverhältnissen im östlichen Harzvorland. Hercynia 37, 137-154.

Drechsler, H., 2018: Nitratmonitoring durch Untersuchungen der Sickerzone mit Hilfe von Tiefensondierungen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6, 25-30.

Drexler, S.; Broll, G.; Don, A.; Flessa, H., 2020: Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands. Hrsg.: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. Thünen Report 75, 200 S. DOI:10.3220/REP1583152694000.

Du, Y.; Cui, B.; Wang, Z.; Sun, J.; Niu, W., 2020: Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China. A meta-analysis. CATENA 193, 104617.

Dultz, S., 1997: Zum Auftreten von Gips in Böden im Gebiet der Querfurter Platte/Mitteldeutsches Trockengebiet. Kühn-Archiv 91, 169–178.

Dunger, V., 2002: Dokumentation des Modells BOWAM zur Simulation des Bodenwasserhaushalts in der ungesättigten Zone (Aerationszone). Nutzerhandbuch, Version 04/2002.

DüV (Düngeverordnung), 2017: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. 26. Mai 2017, zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 geändert, Berlin.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall), 2013: DWA-Regelwerk. Merkblatt DWA-M 911: Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs. DWA (Hrsg.), 35 S., ISBN: 978-3-944328-13-3.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall), 2019: DWA-Regelwerk. Arbeitsblatt DWA-A 912: Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung. DWA (Hrsg.), 46 S., ISBN: 978-3-88721-838-6.

Ebertseder, T.; Engels, C.; Heyn, J.; Reinhold, J.; Brock, C.; Fürstenfeld, F.; Hülsbergen, K.-J., Isermann, K.; Kolbe, H.; Leithold, G.; Schmid, H.; Schweitzer, K.; Willms, M.; Zimmer, J., 2014: VDLUFA-Standpunkt - Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland, VDLUFA Selbstverlag, Speyer, 20 S.

Endlicher, W. und Hendl, M., 2003: Klimaspektrum zwischen Zugspitze und Rügen. Leibniz-Institut für Länderkunde (Hrsg.), Kappas, M., Menz, G., Richter, M., Treter, U. (Mithrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland - Klima, Pflanzen- und Tierwelt: Climate, Flora and Fauna. – **13**; Spektrum Akademischer Verlag, 32-33.

Engels, T., 1993: Nitratauswaschung aus Getreide- und Zuckerrübenflächen bei unterschiedlichem N-Angebot. Dissertation Universität Hannover.

Engels, T. und Kuhlmann, H., 1993: Effect of the rate of N fertilizer on apparent net mineralization of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156, 149-154.

Finck, M., 2010: Modellierung des N-Austrags unter Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 96, Kandeler, E., Kuzyakov, Y., Stahr, K., Streck, T. (Hrsg.), Dissertation Universität Hohenheim, 231 S., ISSN 0942-0754.

Flessa, H.; Ludwig, B.; Heil, B.; Merbach, W., 2000: The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, germany, determined by C-13 natural abundance. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163,157–163.

Franko, U. und Oelschlägel, B., 1995: Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. Archives of Agronomy and Soil Science 39, 155-163.

Franko, U.; Oelschlägel, B.; Schenk, S., 1995: Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Abschlussbericht zum Projekt: Modell und Parameter für die Simulation von Klimaänderungseffekten auf die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie auf die Änderung von Bodeneigenschaften in Kombination mit Ertragsmodellen. UFZ-Bericht 3. ISSN 0948-9452.

Franko, U.; Schenk, S.; Debevc, D.; Petersohn, P.; Schramm, G., 1997: Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen. UFZ-Bericht 10. ISSN 0948-9452.

Franko, U. und Schenk, S., 2000: Einfluss der Bewirtschaftung auf den C-N-Kreislauf im Boden und den N-Austrag in die Umwelt. UFZ-Bericht 28. ISSN 0948-9452.

Franko, U. und Schenk, S., 2001: Modellierung von Stoffflüssen – Wasser- und Stoffhaushalt in einem Ackerbaugebiet auf der Querfurter Platte. In: Mühle, H. (Hrsg.). Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen. UFZ-Bericht 16, 154-166.

Franko, U. and Schulz E., 2021: Carbon accumulation in a bare fallow Chernozem soil with high carbon input rates. European Journal of Soil Science 72, 265–273. https://doi.org/10.1111/ejss.12937.

Frede, H.-G. und Dabbert, S., 1999: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Frede, H.-G., Dabbert, S. (Hrsg.), 2. korr. Auflage, ecomed Verlag, Landsberg, 452 S., ISBN: 3609652721.

Garz, J., 1995: Durchfeuchtung, Verlagerungsvorgänge und Kalkbedarf in ackerbaulich genutzten Sandlößböden des Mitteldeutschen Trockengebietes (nach Ergebnissen von Dauerfeldversuchen). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 76, 767-770.

Garz, J.; Schliephake, W.; Stumpe, H.; Winkler, U., 1995: C- und N-Umsetzungen in Dauerversuchen auf Sandlöß-Braunschwarzerde in Halle. In: Körschens, M. und Mahn, E.-G. (Hrsg.). Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig, 568 S. ISBN 3-8154-3517-X, 463-498.

Gebauer, W.-G.; Pfister, P.; Schaaf, H.; Homm-Belzer, A.; Fischer, S., 2019: Humus – Chancen und Risiken für den Grundwasserschutz – Ergebnisse aus der Praxis. VDLUFA-Schriftenreihe 76, 56-67.

Georges, M.-A., 2003: Einfluss von Pflanzen auf die Netto-Stickstoffmineralisation. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.

Giebel, A.; Wendroth, O.; Reuter, H.I.; Kersebaum, K.C.; Schwarz, J., 2006: How representatively can we sample soil mineral nitrogen?. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 196, 52-59.

Giles, M.; Morley, N.; Baggs, E.M.; Daniell, T.J., 2012: Soil nitrate reducing processes – drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. Frontiers in Microbiology 3, 407. Doi:10.3389/fmicb.2012.00407.

Glendining, M. J. and Powlson, D. S., 1991: The effect of long-term applications of inorganic nitrogen fertilizer on soil organic nitrogen. In: Wilson, W. S. (ed.), Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment. Royal Society of Chemistry (RSC), Cambridge, 329-338.

Glendining, M.J.; Powlson, D.S.; Poulton, P.R.; Bradbury, N.J.; Palazzo, D.; Li, X., 1996: The effects of long-term applications of inorganic nitrogen fertilizer on soil nitrogen in the Broadbalk Wheat Experiment. Journal of Agricultural Science, Cambridge 127, 347–363.

Gross, A. and Glaser, B., 2021: Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. Scientific Reports 11, 5516. https://doi.org/10.1038/s41598-021-82739-7.

GrwV (Grundwasserverordnung), 2017: Verordnung zum Schutz des Grundwassers vom 09. November 2010, zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 04. Mai 2017, Berlin.

Grunert, M., 2016: N_{min}-Ergebnisse sächsischer Ackerflächen 1997-2014. Daten und Fakten. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. https://www.lfulg.sachsen.de/download/lfulg/DuF_Nmin_23_02_2016.pdf (Download am 08.10.2020).

G.U.T., 2006: Entwicklung eines Monitorings für diffuse Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in das Grundwasser des Landes Sachsen-Anhalt. Auswahl der Monitoringmessstellen (Teil 1). Abschlussbericht. Studie im Auftrag des LHW durch G.U.T. GmbH, INL e.V. und MISB, unveröffentlicht.

Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidthalter, U., 2005: Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168, 439-446.

Haakh, F., 2008: Vergleichende Untersuchungen von Hoftorbilanzen und N_{min}-Werten zur Verbesserung der Nitrat-Emissionskontrollen in Wasserschutzgebieten. Kurztitel: Verbesserung der N-Emissionskontrollen. DVGW-Forschungsvorhaben 1/01/03-A-B.

Haferkorn, U., 2013: N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der Sächsischen Lössgefilde. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermes-sungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer , Schriftenreihe Heft 6, 117–142.

Haferkorn, U. und Rust, M., 2018: Lysimeteruntersuchungen zur Auswaschung von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel aus Böden der Sächsischen Lößgefilde in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Witterung (Brandis). In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Langjährige Untersuchungen zur P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland. Beiheft zur Schriftenreihe „Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen“, 42-72, ISSN 0944 – 0348.

Hagedorn, F.; Blaser, P.; Siegwolf, R., 2002: Elevated atmospheric CO_2 and increased N deposition effects on dissolved organic carbon-clues from $\delta^{13}C$ signature. Soil Biology and Biochemistry 34, 355 – 366.

Hai, L.; Li, X.G.; Li, F.M.; Suo, D.R.; Guggenberger, G., 2010: Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheat–wheat–maize cropping system in an arid region of China. Soil Biology and Biochemistry 42, 253-259.

Haider, K., 1993: Biochemische Prozesse der Bildung und der Dynamik von Huminstoffen im Boden. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. – Hamburg; Berlin; Parey, Bd. 4, Humushaushalt, 45-62.

Hecht, W. und Garz, J., 1980: Das N-Nachlieferungsvermögen der Ackerböden in Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 24. Band, Heft 3, 145-150. ISSN 0365-0340.

Heitkamp, F.; Michel, K.; Raupp, J.; Ludwig, B., 2007: Kohlenstoff- und Stickstoff-Pools in einem Ackerboden nach 27 Jahren organischer und mineralischer Düngung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 110, 197–200.

Herbst, F. und Müller, S., 2012: Die Entwicklung des Nan-Verfahrens in Mitteldeutschland im Vergleich zur Nmin-Methode. In: Mitteilungen der Agrarwissenschaften, 22. Band, Landwirtschaft und Agrarwissenschaften im ökonomischen und ökologischen Spannungsfeld. Merbach, W., Herbst, F., Müller, S. (Hrsg.), Köster-Verlag, Berlin, 6-53. ISBN: 978-3-89574-796-0.

Herold, L., Kerschberger, M., Höpfer, E., 1996: Beziehungen zwischen N-Bilanz und N_{min}-Gehalt des Bodens im Herbst. VDLUFA Schriftenreihe 44, 587-590.

Herold, L.; Wagner, S.; Höpfner, E.; Kießling, G.; Schmid, R., 2010: Untersuchung von Nmin-Gehalt und N-Bilanz in Fruchtfolgen im Rahmen des N_{min}-Monitorings auf Dauertestflächen: Ergebnisse der Jahre 2005 bis 2009 und langjährige Betrachtungen. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.

Heumann, S.; Böttcher, J.; Springob, G., 2002: N mineralization parameters of sandy arable soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 165, 441–450.

Heumann, S., 2003: Parameterizing net N mineralization in NW German sandy arable soils with different former land-uses. Dissertation, Universität Hannover.

Heumann, S.; Ringe, H.; Böttcher, J., 2011: Field-specific simulations of net N mineralization based on digitally available soil and weather data. II. Pedotransfer functions for the pool sizes. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 91, 339-350.

Heumann, S.; Fier, A.; Haßdenteufel, M.; Höper, H.; Schäfer, W.; Eiler, T.; Böttcher, J., 2013: Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. Nutrient Cycling in Agroecosystems 95, 395-408. DOI 10.1007/s10705-013-9572-y.

Heumann, S.; Ratjen, A.; Kage, H.; Böttcher, J., 2014: Estimating net N mineralization under unfertilized winter wheat using simulations with NET N and a balance approach. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 99, 31-44.

Heyn, J., 1985: Veränderung der N_{min}-Gehalte unter Winterweizen und deren Bedeutung für Ertrag und Ertragsmerkmale. Dissertation Universität Gießen.

Heyn, J. und Olfs, H.-W., 2018: Wirkungen reduzierter N-Düngung auf Produktivität, Bodenfruchtbarkeit und N-Austragsgefährdung – Beurteilung anhand mehrjähriger Feldversuche. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.) VDLUFA-Schriftenreihe 72/2018. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 264 S. ISBN 978-3-941273-22-1.

Hirt, U., 2002: Regional differenzierte Abschätzung der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer der mittleren Mulde. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, 329 S.

Höper, H.; Schäfer, W.; Eiler, T., 2013: Berücksichtigung der standörtlichen N-Nachlieferung im Silomaisanbau. Landesanbau für Bergbau, Energie und Geologie. Vortrag Maisanbau und Wasserschutz am 14.11.2013. https://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/1669,70da32db-f555-262f8092a376f79b4503~pdf.html (Download am 10.03.2022).

Huber, S.; Prokop, G.; Arrouays, D.; Banko, G.; Bispo, A.; Jones, R. J. A.; Jones, A. R. R., 2008: Environmental assessment of soil for monitoring. Volume I: Indicators & Criteria. EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities. Luxembourg

Hülsbergen, K.-J.; Abraham, J.; Biermann, S.; Werner, S.; Hensel, G., 2000: Einsatz des Modells REPRO zur Stoff- und Energiebilanzierung im Versuchsgut Scheyern. Forschungsbericht im Auftrag der TU München. Institut für Acker- und Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Hülsbergen, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Shaker Verlag, Aachen, 257 S.

Hülsbergen, , K.-J.; Schmid, H.; Paulsen, H., 2022: Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 92, Johann Heinrich von Thünen Institut (Hrsg.), ISSN 2196-2324, 507 S.

Hüttl, R. F.; Prechtel, A.; Bens, O., 2008: Humusversorgung von Böden in Deutschland. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 360 13 008. Publikationen des Umweltbundesamtes, Berlin, 233 S.

HYDOR, 2017: 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. Studie der HYDOR Consult GmbH im Auftrag der Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG), unveröffentlicht.

HYDOR, 2019: Pilothafte Ausgrenzung der §13 Gebiete nach Düngeverordnung im GWK SAL GW 014. Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (LLG) (Hrsg.), Schriftenreihe der LLG, Heft 2, 87 S. ISSN: 2511-5855.

Johnston, A.E.; Poulton P.R.; Coleman, K., 2009: Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. Advances in agronomy 101, 1-57.

Joergensen, R.G., 1995: Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. In: B. Meyer (Hrsg.). Göttinger Bodenkundliche Berichte, Bd. 104, Justus von Liebig Universität, Göttingen.

Kaiser, K. and Guggenberger, G., 2000: The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. Organic Geochemistry 31, 711-725.

Kandeler, E.; Stemmer, M.; Palli, S.; Gerzabek, M.H., 1999: Xylanase, Invertase and Urease Activity in Particle - Size Fractions of Soils. In: Berthelin J., Huang P.M., Bollag JM., Andreux F. (eds), Effect of Mineral-Organic-Microorganism Interactions on Soil and Freshwater Environments. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4683-2_30

Kartschall, T., 1986: Simulationsmodell der Bodenstickstoffdynamik. Dissertation A. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin, 50 S.

Kautz, T., 2004: Bodenökologische Wirkungen differenzierter organisch-mineralischer Düngung an verschiedenen Standorten. Dissertation, Humboldt-Universität, Berlin.

Kersebaum, K. C., 1989: Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover, 141 S.

Ketelsen, H., 2001: Der N_{min}-Herbstwert als Instrument der Erfolgskontrolle in der Zusatzberatung Wasserschutz. Tagung des NLÖ / NLFB am 26.04.2001 in Hannover.

Ketelsen, H.; Müller, U.; Seitz, D.; Horstkötter, M.; Hartung, T., 2003: Zur Aussagekraft des Nmin-Herbstwertes als Instrument der Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. Wasser & Boden, 55/7+8, 46-52.

Klauer, B.; Horsch, H.; Geyler, S.; Meyer, B.C., 2000: Indikatoren und Kriterien für einen nachhaltigen Grundwasserschutz in der Querfurter Platte. UFZ-Bericht 30, 47 S.

Klimanek, E.-M., 2001: Charakterisierung des Leistungsvermögens mikrobieller Biozönosen von Löß-Schwarzerde bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit vom C_{org}-Gehalt. In: Mühle, H. (Hrsg.). Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen. UFZ-Bericht 16, 97-114.

Knoblauch, S.; Roth, D., Pfleger, I., 1999: Beziehungen zwischen N-Saldo, Nmin im Boden, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag bei unterschiedlichen Ackerstandorten Thüringens. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung 1999, 76-79.

Knoblauch, S., 2013: N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden im Thüringer Becken und der Ostthüringer Buntsandsteinlandschaft. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer, Schriftenreihe Heft 6, 69-107.

Knoblauch, S.; Herold, H.; Lippold, T., 2013: Pseudogley-Braunerde im Ostthüringer Buntsandsteinhügelland mit praxisüblicher Düngung. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer , Schriftenreihe Heft 6, 108–116.

Kolbe, H. und Köhler, B., 2008: Erstellung und Beschreibung des PC-Programms BEFU, Teil Ökologischer Landbau Verfahren der Grunddüngung, legumen N-Bindung, Nährstoff- und Humusbilanzierung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 36, 252 S., ISSN 1867-2868.

Kolbe, H., 2010: Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 173, 678 – 691.

Kolbe, H. und Zimmer, J., 2015: Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), 64

S., https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25484.Körschens, M.; Schulz, E.; Behm, R., 1990: Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zentralblatt für Mikrobiologie, Jena 145, 305-311.

Kölle, W., 1999: Einfluss des Grundwasserleiters auf die Grundwasserbeschaffenheit aus der Sicht des Wasserchemikers, das Stoffdepot-Konzept, Mitteilungen des Institutes für Grundwasserwirtschaft der TU Dresden, Heft 2, Umsatz von Nährstoffen & Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser.

Körschens, M.; Schulz, E.; Behm, R., 1990: Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zentralblatt für Mikrobiologie, Jena 145, 305-311.

Körschens, M. und Mahn, E.-G., 1995: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig, 568 S. ISBN 3-8154-3517-X.

Körschens, M.; Müller, A.; Kunschke, A.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; Pfefferkorn, A.; Waldschmidt, U., 1995: Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N-Dynamik auf Löß-Schwarzerde als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Düngung und –Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen. In: Körschens, M. und Mahn, E.-G. (Hrsg.). Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig, 568 S. ISBN 3-8154-3517-X, 167-202.

Körschens, M.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; Franko, U., 1997: Die organische Bodensubstanz – Bedeutung, Definition, Bestimmung. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 41, 427-433.

Körschens, M. und Schulz, E., 1999: Die organische Bodensubstanz. Dynamik – Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht 13. ISSN 0948-9452.

Körschens, M.; Rogasik, J.; Schulz, E., 2005: Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. Landbauforschung Völkenrode 55 (1), 1-10.

Körschens, M., 2010: Der organische Kohlenstoff im Boden (C_{org}) – Bedeutung, Bestimmung, Bewertung. Archives of Agronomy and Soil Science 56 (4), 375-392.

Körschens, M.; Albert, E.; Armbruster, M.; Barkusky, D.; Baumecker, M.; Behle-Schalk, L.; Bischoff, R.; Čergan, Z.; Ellmer, F.; Herbst, F.; Hoffmann, S.; Hofmann, B.; Kismanyoky, T.; Kubat, J.; Kunzova, E.; Lopez-Fando, C.; Merbach, I.; Merbach, W.; Pardor, M. T.; Rogasik, J.; Rühlmann, J.; Spiegel, H.; Schulz, E.; Tajnsek, A.; Toth, Z.; Wegener, H.; Zorn, W., 2013: Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. Archives of Agronomy and Soil Science 59 (8), 1017-1040. https://doi.org/10.1080/03650340.2012.704548.

Körschens, M.; Rogasik, J.; Schulz, E.; Böning, H.; Eich, D.; Ellerbrock, R.; Franko, U.; Hülsbergen, K.-J.; Köppen, D.; Kolbe, H.; Leithold, G.; Merbach, I.; Peschke, H.; Prystav, W.; Reinhold, J.; Zimmer, J., 2004: VDLUFA-Standpunkt. Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), VDLUFA Selbstverlag, Speyer, 12 S.

Krönert, R.; Franko, U.; Haferkorn, U.; Hülsbergen, K.-J.; Abraham, J.; Biermann, S.; Hirt, U.; Mellentin, U.; Ramsbeck-Ullmann, M.; Steinhardt, U., 1999: Gebietswasserhaushalt und

Stoffhaushalt in der Lössregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung, Statusbericht, Leipzig, Halle, Dresden 30.04.1999, BMBF FKZ 0339586.

Kuderna, M.; Pötsch, E., Blum, W.E.H., 1993: Zur Wahl des Extraktionsmittels bei der N_{min}-Bestimmung. Bodenkultur 44, 7-14.

Kühling, I.; Beiküfner, M.; Vergara, M.; Trautz, D., 2021: Effects of adapted N-fertilisation strategies on nitrate leaching and yield performance of arable crops in North-Western Germany. Agronomy, 11, 64. https://doi.org/10.3390/agronomy11010064.

Kuhr, P.; Kunkel, R.; Tetzlaff, B.; Wendland, F., 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.

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie), 2008: Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz, LBEG (Hrsg.), GeoBerichte 9, 3-56, ISSN 1864–6891.

Leithold, G.; Hülsbergen, K.-J.; Michel, D.; Schönmeier, H., 1997: Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Zeller Verlag Osnabrück, 5, 43-54.

LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt), 2015: Ermittlung hydrologischer Bemessungs- und Bewirtschaftungsgrundlagen für das Land Sachsen-Anhalt auf der Basis des Wasserhaushaltsmodelles ArcEGMO. LHW (Hrsg.), Nr. 1, 197 S.

LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt), 2021: mündliche Mitteilung.

LLG (Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt), 2019: Richtwertsammlung Düngerecht abgestimmt mit den Ländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Thüringen- gültig für Sachsen-Anhalt -. LLG (Hrsg.), 92 S.

LLG (Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt), 2021: Methodik zur Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung. Hinweisblatt 1/2021. https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/agraroekologie/gewaesserschutz/21-1_info-methode-nitrataustragsgefaehrdung-erstausweisung.pdf.

Lorenz, J.; Lehmann, E.; Zachow, 2013: Die Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Groß Lüsewitz. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer, Schriftenreihe Heft 6, 192–218.

Lütke Entrup, N.; Brodowski, N.; Hensche, H.-U.; Kerstin, D., 1995: Umweltrelevante Verhaltensmuster der Landwirte - Umsetzungsstrategien und Transferdefizite für den integrierten Pflanzenbau in NRW. Forschungsberichte der Fachhochschule Südwestfalen, Bericht Nr. 1. ISBN 3-00-000194-8.

Mandal, A.; Patra, A.K.; Singh, D.; Swarup, A.; Masto, R.E., 2007: Effect of longterm application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages. Bioresource Technology Reports 98, 3585–3592.

Marschner, P., Kandeler, E., Marschner, B., 2003: Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. Soil Biology and Biochemistry 35, 453–461.

Meynard, J. M.; Justes, E.; Machet, J. M.; Recous, S., 1997: Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: G. Lemaire und B. Nicolardot (Hg.): Maîtres de l'azote dans les agrosystèmes. Les colloques de l'INRA, 83, S. 183–199

Mielenz, H.; Dieser, M.; Stock, O.; Zieseniß, S.; Kücke, M.; Greef, J. M.; Stever-Schoo, B.; 2021: Abschlussbericht: Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“. Braunschweig, Deutschland: Julius Kühn-Institut. (= Berichte aus dem Julius Kühn-Institut). DOI (10.5073/20220113-154304).

Moritz, C., Zimmermann, M.; Damitz; U. v.; Papaja, S.; Kaetzki, I., 1995: Minimierung von Stoffausträgen aus unterschiedlich landwirtschaftlich genutzten Flächen, ermittelt durch Tiefenuntersuchungen des Bodens von Dauerversuchen und Praxisflächen. In: Körschens, M. und Mahn, E.-G. (Hrsg.). Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig, 568 S.

Mulvaney, R. L.; Khan S. A.; Ellsworth, T. R., 2009: Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: A global dilemma for sustainable cereal production. Journal of Environmental Quality 38, 2295–2314.

Müller, S., 1985: Anwendung des N_{an}-Verfahrens zur operativen Anpassung der N-Düngungsempfehlungen. In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR (Hrsg.), Agra Empfehlungen für die Praxis, 1-27.

Myrold, D.D. and Bottomley, 2008: Nitrogen mineralization and immobilization. In: J.S. Schepers, W.R. Raun (eds.). Nitrogen in Agricultural Soils, 157-172. DOI: 10.2134/agronmonogr49.c5.

Nardi, S.; Morari, F.; Berti, A.; Tosoni, M.; Giardini, L., 2004: Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers. European Journal of Agronomy 21, 357–367.

Nawrath, M., 1998: Einfluss von organischer Düngung (Stroh- und Gründüngung, Stallmist) auf Humusgehalt, Humusqualität und Pflanzenernährung. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, 138 S.

Neff, J.C.; Townsend, A.R.; Gleixner, G.; Lehman, S.J.; Turnbull, J.; Bowman, W.D., 2002: Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. Letters to nature 419, 915-917.

Neu, A., 1998: Stickstoff-Immobilisations- und Mineralisationsprozesse im Boden während der Nachernte-Phase unter besonderer Berücksichtigung der mikrobiellen Biomasse. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

Nitratbericht, 2020: Gemeinsamer Bericht der Bundesministerin für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerin für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) und Bundesministerin für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.), 167 S.

Ohlert, P.L., 2021: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Stickstoffsalden und Sickerwasserverlagerung in Lysimetermessungen. Masterarbeit. Justus-Liebig-Universität Gießen. 71 S.

Pasda, G., Zerulla, W., Wissemeier, A.H., 2018: Effekte einer N-Steigerung auf verschiedenen Standorten, deren Teilflächen ein unterschiedliches N-Nachlieferungsvermögen aufwiesen. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.) VDLUFA-Schriftenreihe 72/2018. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 210-251.

Peter, M.; Beisecker, R.; Pecoroni, D.; Miller, R., 2018: Nährstoffbilanzierungen zur Erfolgskontrolle der Gewässerschutzberatung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6, 332-337.

Pfefferkorn, A., 1993: Zu Auswirkungen einer Humusüberversorgung des Bodens auf Pflanzenertrag und –qualität sowie N-Nachlieferung und Grundwasserbildung. Kühn-Archiv 87 (1), 12-22.

Platte, H., 1996: Über den Einfluß der mikrobiellen Biomasse eines Auenbodens während und nach mehrjähriger Grünbrache auf die N-Versorgung der Feldfrüchte. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen.

Plaza, C.; Garcia-Gil, J.; Polo, A., 2004: Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. Biodegradation 18, 159–165.

Renger, M., 2002: Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Nr. 223, Arbeitsbericht, 43 S., ISSN 0945-9553.

Rieß, F., 1993: Untersuchungen zur Nitratauswaschung nach mineralischer und organischer Düngung von Ackerland und Grünland mittels Saugkerzen-Methode. Dissertation, Technische Universität München.

Rimski-Korsakov, H.; Rubio, G.; Lavado, R.S., 2012: Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. Nutrient Cycling in Agroecosystems 93, 253-263.

Russow, R.; Faust, H.; Dittrich, P.; Schmidt, G.; Mehlert, S.; Sich, I., 1995: Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopen-Technik. In: Körschens, M. und Mahn, E.-G. (Hrsg.). Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig, 568 S. ISBN 3-8154-3517-X, 131-166.

Sarkar, S., Singh; S.R.; Singh, R.P., 2003: The effect of organic and inorganic fertilizers on soil physical condition and the productivity of a rice–lentil cropping sequence in India. The Journal of Agricultural Science 140, 419–425.

Schäfer T., 2010: Explorative Datenanalyse: Muster und Zusammenhänge erkennen. In: Statistik I. VS Verlag für Sozialwissenschaften. https://doi.org/10.1007/978-3-531-92446-5_4.

Scharpf, H. C. und Wehrmann, J., 1975: Die Bedeutung des Mineralstickstoffvorrates des Bodens zu Vegetationsbeginn für die Bemessung der N-Düngung zu Winterweizen. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 32, 100–114, Kongressband.

Scharpf, H. C. und Weier, U., 1991: Kalkulatorische Ermittlung der Stickstoffmineralisierung und Immobilisierung und deren Bedeutung für den N_{min}-Sollwert. 103. VDLUFA-Kongress in Ulm. Kurzfassung der Tagungsbeiträge.

Scheffer, F., 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/Schachtschabel, 15. Auflage Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 593 S. ISBN: 978-3-8274-1324-6.

Schiermann, T., 2004: Untersuchungen zur Variabilität und Kausalität des potentiellen Nitrataustrages beim Anbau von *Zea mays* in Deutschland. Dissertation, Universität Göttingen.

Schmeer, H. und Mengel, K., 1984: Der Einfluß der Strohdüngung auf die Nitratgehalte im Boden im Verlaufe der Wintermonate. Landwirtschaftliche Forschung. Kongressband, 214-218.

Schmid, H. und Hülsbergen, K.-J., 2015: Ressourceneffizienz im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung- Untersuchungskonzept und erste Ergebnisse. In: Hülsbergen, K.-J., Rahmann, G. (Hrsg.): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben : Forschungsergebnisse 2013-2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 175 p, Thünen Rep 29, doi:10.3220/REP_29_2015, 89-117.

Schröder, H., 1985: Allgemein-geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes. Hercynia N.F. 23: 1-14.

Schulz, E., 1990: Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tagungsberichte der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin 295, 269-275.

Schulz, E., 1997: Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 41, 465–483.

Schwappach, P., 2019: Zuckerrübe im Spannungsfeld von Düngung und Gewässerschutz. 45. Kuratoriumstagung in den Mainfrankensälen in Veitshöchheim, 24. Januar 2019, https://bisz.suedzucker.de/wp-content/uploads/2019/01/Peter_Schwappach.pdf.

Schweigert, P.; Pinter, N.; van der Ploeg, R.R., 2004: Regression analyses of weather effects on the annual concentrations of nitrate in soil and groundwater. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 167, 309-318. DOI:10.1002/jpln.200321291.

Seeger, J. und Meißner, R., 2001: Abschätzung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgehenden Gefahrenpotenzials, dargestellt am Beispiel des Stickstoffs, im Gebiet der Querfurter Platte. In: Mühle, H. (Hrsg.). Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen. UFZ-Bericht 16, 134-153.

Sieling, K., 2005: Growth stage specific application of slurry and mineral N to oilseed rape, wheat and barley. The Journal of Agricultural Science 142, 495–502.

Sieling, K. und Kage, H., 2006: N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape-winter wheat-winterbarley rotation. Agriculture, Ecosystems & Environment 115 (1-4), 261-269.

Siemens, J.; Haas, M.; Kaupenjohann, M., 2003: Dissolved organic matter induced denitrification in subsoils and aquifers? Geoderma 113, 253-271.

Soon, Y.K. and Lupwayi, N.Z., 2012: Straw management in a cold semi-arid region: Impact on soil quality and crop productivity. Field Crops Research 139, 39–46.

Springob, G. and Kirchmann, H., 2003: Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from sTabelleilized soil organic matter in sandy arable soils. Soil Biology and Biochemistry, 35(4), 629–632.

Steininger, M., 2018: Nitrat-Tiefenverlagerung im Lössgebiet Sachsen-Anhalts. Vortrag zum Fachgespräch „Nährstoffe“ am 05. April 2018 in Bernburg.

Steinmann, F., 2012: Gewässerschutzberatung in Schleswig-Holstein. Bauernblatt, 50-52.

Sturm, S.; Kiefer, J.; Rödelsberger, M., 2004: Validierung und Weiterentwicklung eines standortunabhängigen Bodenkontrollverfahrens zur Ermittlung der Nitratauswaschung mit Modellrechnung. Abschlussbericht eines DVGW-Forschungsvorhabens. Schriftenreihe Band 26, 110 S.

Surey, R.; Lippold, E.; Heilek, S.; Sauheitl, L.; Henjes, S.; Horn, M.A.; Mueller, C.W.; Merbach, I.; Kaiser, K.; Böttcher, J.; Mikutta, R., 2020: Differences in labile soil organic matter explain potential denitrification and denitrifying communities in a long-term fertilization experiment. Applied Soil Ecology 153, 103630.

Tan, B.; Fan, J.; He, Y.; Luo, S.; Peng, X., 2014: Possible effect of soil organic carbon on its own turnover: A negative feedback.Soil Biology and Biochemistry, 69, 313–319. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.11.017.

Tauchnitz, N.; Schrödter, M.; Ebert, S.; Kurzius, F.; Nitsche, C.; Meissner, R., 2017: Quantifizierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone von Schwarzerdeböden im Labormaßstab. Tagungsbeitrag zur DBG Tagung vom 02.09. – 07.09.2017 in Göttingen, Berichte der DBG (nicht begutachtetet online Publikation).

Tauchnitz, N.; Eißner, F.; Bischoff, J.; Schroedter, M.; Kurzius, F.; Christen, O.; Kreuter, T., 2019: Stickstoff(N)-Dynamik und Mineralisationspotential eines Norm-Tschernosems bei Harnstoffdüngung. VDLUFA-Schriftenreihe 76, 153-160.

Tauchnitz, N.; Bischoff, J.; Kurzius, F.; Eißner, F.; Kühling, I.; Rücknagel, J.; Kreuter, T., 2020: Stickstoff(N)-Dynamik und N-Nachlieferungspotential eines Norm-Tschernosems bei Harnstoffdüngung, Tagungsbeitrag zur Online-Tagung der Technischen Universität München: „Strategien zur Erhöhung der Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau“ im Dezember 2020. https://www.oekolandbau.wzw.tum.de/forschung/projekte/staplares/beitraege/.

Thies, W.; Becker, K.W.; Meyer, B., 1977: Bilanz von markiertem Dünger-N ($^{15}NH_4$ und $^{15}NO_3$) in natürlich gelagerten Sandlysimetern sowie zeitlicher Verlauf des dünger- und bodenbürtigen N-Austrages im Vergleich Bewuchs-Brache. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 34/2, 55-62.

Thomsen, I.K. and Christensen, B.T., 2004: Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. Soil Use and Management 20, 432–438.

Van Dijk, H., 1968: Das C/N-Verhältnis im A1(p)-Horizont von kultivierten Sandböden im Zusammenhang mit Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung. Stikstof 12, 89–96.

Van Genuchten, M. T., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of American Journal 44, 892-898.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 2002: Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden, 3. Teillieferung, A 6.1.4.1 Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in Bodenprofilen (Nmin-Labormethode. VDLUFA (Hrsg.), 280 S., ISBN 3-922712-71-1.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 2004: Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden, 4. Teillieferung, A4.3.2

Heißwasserextrahierbarer Kohlenstoff und Stickstoff. VDLUFA (Hrsg.), 134 S. ISBN 3-922712-90-8.

Von Lützow, M.; Kögel-Knabner, I.; Ludwig, B.; Matzner, E.; Flessa, H.; Ekschmitt, K.; Guggenberger, G.; Marschner, B.; Kalbitz, K., 2008: Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 171, 111-124.

Wang, J.; Wang, X.; Xu, M.; Feng, G.; Zhang, W.; Lu, C., 2015: Crop yield and soil organic matter after long-term straw return to soil in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems 102, 371-381. DOI 10.1007/s10705-015-9710-9.

Wardle, D. A., 1992: A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 67, 321–358.

Watts C.W. and Dexter A.R., 1997: The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil by simulated tillage. Soil and Tillage Research 42: 253-275.

Webster, C.P.; Belford, R.K.; Cannel, R.Q., 1986: Crop uptake and leaching losses of ^{15}N labelled fertilizer nitrogen in relation to waterlogging of clay and sandy loam soils. Plant and Soil 92, 89-101.

Wendland, M., Offenberger, K., Euba, M., 2018: Internationaler Stickstoffdauerversuch Puch. Auswertung der Mineraldüngervarianten mit und ohne Strohdüngung. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.) VDLUFA-Schriftenreihe 72/2018. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 252-264.

Werisch, S. und Burghardt, D., 2021: Identification of mechanisms controlling nitrogen export from agricultural lysimeters. Tagungsbeitrag zur 19. Gumpensteiner Lysimetertagung, 71-78. ISBN: 978-3-902849-83-0.

Wessolek, G.; Kaupenjohann, M.; Dominik, P.; Ilg, K.; Schmitt, A.; Zeitz, J.; Ellerbrock, R., 2008: Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Berlin: Publikationen des Umweltbundesamtes. 162 S.

Wieker, H., 2000: Stickstoffmineralisation des Bodens und Stickstoffbedarf im Maisanbau unter Berücksichtigung zeitabhängiger N-Sollwerte und verschiedener Standorte. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen.

Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobley, E.; Lang, B.; von Lützow, M.; Marin-Spiotta, E.; Kögel-Knabner, I., 2019: Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma, 333, 149–162.

Wiesmeier, M. und Burmeister, J., 2021: Humusveränderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns. Vortrag zur Onlinetagung: “30 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen“ vom 01.12. bis 02.12.2021.

Willms, M., 2005: Landwirtschaftliche Ursachen hoher Sulfatgehalte in gefördertem Trinkwasser. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen, 172 S.

Wolf, I. and Russow, R., 2000: Different pathways of formation of N_2O, N_2 and NO in black earth soil. Soil Biology and Biochemistry 32,229-239.

WRRL (Wasserrahmenrichtlinie), 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Zhao, Y.; Zhang, B.; Feng, C.; Huang, F.; Zhang, P.; Zhang, Z.; Yang, Y.; Sugiura, N., 2012: Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in an intensified biofilm-electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment. Bioresource Technology 107, 159-165.

Ziegler, A., 1991: Nitrat- und Ertragsentwicklung auf Vergleichsflächen in Wasserschutzgebieten Baden-Württembergs. VDLUFA Schriftenreihe 33, 239-244.

Zimmer, J.; Roschke, M.; Schulze, D., 2005: Influence of different treatments of organic and mineral fertilization on yield, soil organic matter and N-balance of a diluvial sandy soil – results after 45 years long-term field experiment P60 (Groß Kreutz, 1959 – 2003). Archives of Agronomy and Soil Science 51, 135–149.

Zinn, Y.L.; Lal, R.; Bigham, J.M.; Resck, D.V.S., 2007: Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian cerrado: texture and mineralogy. Soil Science Society of America Journal 71, 1204-1214.

Schriftenreihe der LLG, Heft 1/2022

Impressum

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
Website: https://www.llg.sachsen-anhalt.de

Redaktion: Dr. Nadine Tauchnitz
Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt
E-Mail: nadine.tauchnitz@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Autoren: Dr. Nadine Tauchnitz
LLG, Dezernat 25
nadine.tauchnitz@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Dr. Matthias Schrödter
LLG, Dezernat 25
matthias.schroedter@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Robert Steffens
LLG, Dezernat 25
robert.steffens@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Dr. Daniel Wurbs
LLG, Dezernat 25
daniel.wurbs@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Dr. Michael Steininger
Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz (MISB)
m.steininger@bodensachverstaendige.de

Frank Reinicke
Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH (INL)
frank.reinicke@inl-mail.de

Foto Titelseite: Christoph Scheibert (JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH)

Geobasisdaten: LVermGeo LSA (www.lvermgeo.sachsen-anhalt.de) / 010312
Abbildungen 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 14

Stand: 30.09.2022

ISSN: 2511-5855

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