

Henrike Mielenz, Mona Dieser, Oliver Stock, Steffen Zieseniß,
Martin Kücke, Jörg-Michael Greef, Burkhard Stever-Schoo

Abschlussbericht

Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur
Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“

September 2021

Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde



Berichte aus dem Julius Kühn-Institut

217

Kontaktadresse/ Contact

Dr. Henrike Mielenz
Julius Kühn-Institut (JKI)
Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde
Bundesallee 58
38116 Braunschweig
Germany

E-Mail: pb@julius-kuehn.de
Telefon: +49 (0) 531 596 - 2308
Telefax: +49 (0) 531 596 - 2199

Wir unterstützen den offenen Zugang zu wissenschaftlichem Wissen.
Die Berichte aus dem Julius Kühn-Institut erscheinen daher als OPEN ACCESS-Zeitschrift.

We advocate open access to scientific knowledge.
Reports from the Julius Kühn Institute are therefore published as open access journal.

Berichte aus dem Julius Kühn-Institut sind online verfügbar unter <https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI>
Reports from the Julius Kühn Institute are available free of charge under
<https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI>

Herausgeber / Editor

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Braunschweig, Deutschland
Julius Kühn Institute, Federal Research Centre for Cultivated Plants, Braunschweig, Germany

ISSN 1866-590X

DOI 10.5073/20220113-154304



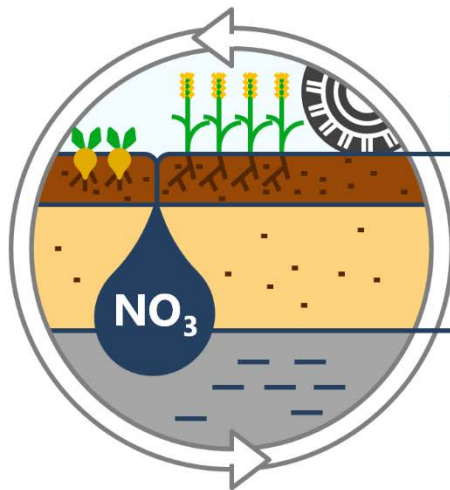
© Der Autor/ Die Autorin 2021.

Dieses Werk wird unter den Bedingungen der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (CC BY 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>).



© The Author(s) 2021.

This work is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>)



Demonstrationsvorhaben

Indikatoren zur Früherkennung
von Nitratfrachten im Ackerbau



Abschlussbericht

**Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung
von Nitratfrachten im Ackerbau“**

September 2021

Henrike Mielenz*, Mona Dieser, Oliver Stock, Steffen Zieseniß, Martin
Kücke, Jörg-Michael Greef, Burkhard Stever-Schoo

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, 38116 Braunschweig

*henrike.mielenz@julius-kuehn.de

Gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages. Gefördert über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2815MD001.

Kurzfassung

Die Nitratbelastung im Grundwasser und die Wirksamkeit entsprechender gewässerschonender Maßnahmen werden in Deutschland anhand eines repräsentativen Grundwassermessnetzes überwacht. Ziel des Demonstrationsvorhabens war es ein System von Frühindikatoren zu entwickeln, mit dem Nitratfrachten bereits auf der landwirtschaftlichen Fläche bzw. dem Betrieb erfasst werden können, um die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduzierung von Nitratfrachten bewerten zu können. Zunächst wurden vorhandene Ergebnisse und Erfahrungen über die Eignung möglicher Frühindikatoren zum Monitoring von Nitratfrachten in einer Studie zusammengetragen. Parallel wurde ein Set von Frühindikatoren aus dem Grund- und Trinkwasserschutz in fünf Testgebieten auf 48 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 576 Testschlägen geprüft. Die getesteten Frühindikatoren waren Stickstoffhoftor- und -schlagbilanzen, Fruchtbilanzen, Herbst- $N_{\min}$ -Werte, Nitrattiefbohrprofile und Drainagemessungen. Die Ergebnisse zeigen, dass das entwickelte Indikatorensystem gut geeignet ist, um die Wirksamkeit grundwasserschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf einzelbetrieblicher Ebene zu bewerten. Zwischen den einzelnen Indikatoren gab es teilweise nur schwache quantitative Zusammenhänge. Die alleinige Betrachtung einzelner Indikatoren war daher nicht hinreichend aussagekräftig für die Beschreibung der gebietsspezifischen Zusammenhänge und die Bewertung der Wirkung einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenpakete. Stattdessen ist hierfür die gleichzeitige Betrachtung des gesamten Indikatorensystems notwendig. Mit Blick auf die Wirkung der novellierten Düngeverordnung des Jahres 2017 konnten bereits erste Effekte auf den einzelnen Betrieben beobachtet werden. Zum Beispiel wurde die Herbstdüngung innerhalb des Erhebungszeitraumes bereits deutlich eingeschränkt. Die Wirkung der Maßnahmen zeichnete sich dabei unmittelbar in veränderten $N_{\min}$ -Werten und Stickstoff-Schlagbilanzsalden ab. Das Demonstrationsvorhaben konnte die Grundlagen für ein harmonisiertes Nitrat-Monitoringprogramm schaffen, welches Veränderungen von Nitratfrachten frühzeitig anzeigt. Weiterführend ist die Anwendung und Überprüfung des Indikatorensystems in zusätzlichen Testgebieten mit weiteren Betriebsstrukturen und Standortverhältnissen zu empfehlen.

Abstract

In Germany, nitrate pollution in groundwater and the effectiveness of corresponding water protection measures are monitored using a representative groundwater monitoring network. The aim of the demonstration project was to develop a system of early indicators which can record nitrate loads on the agricultural land or farm in order to be able to evaluate the effectiveness of measures to reduce nitrate leaching. First, existing results and experiences on the suitability of possible early indicators for monitoring nitrate loads were compiled in a study. In parallel, a set of leading indicators from groundwater and drinking water protection was tested in five test areas on 48 farms with a total of 576 test plots. The leading indicators tested were nitrogen farm gate and field balances, crop balances, mineral nitrogen content in the root zone (0-90 cm depth) measured in autumn ($N_{\min}$ values), nitrate concentrations measured in deep soil profiles (120-300 cm depth) and concentration measurements in drainage water. The results show that the indicator system developed is well suited to assess the effectiveness of groundwater-conserving management measures at the individual farm level. In some cases, there were only weak quantitative correlations between the individual indicators. The sole consideration of individual indicators was therefore not sufficiently meaningful for the description of the area-specific interrelationships and the evaluation of the effect of individual measures or packages of measures. Instead, the simultaneous consideration of the entire indicator system is necessary. With regard to the effect of the amended Fertiliser Ordinance of 2017, initial effects could already be observed on individual farms. For example, autumn fertilisation has already significantly reduced within the survey period. The effect of the measures was immediately apparent in changed $N_{\min}$ values and nitrogen field balances. The demonstration project was able to lay the foundations for a harmonised nitrate monitoring programme, which indicates changes in nitrate loads at an early stage. The application and verification of the indicator system in additional test areas with further farm structures and site conditions is recommended.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungen	13
1 Einleitung.....	14
2 Methoden.....	16
2.1 Erstellung der Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten“	16
2.1 Projektstruktur	16
2.2 Erstellung von Pflichtenheften	18
2.3 Frühindikatoren und Messprogramm	18
2.3.1 Rechnerisch-kalkulatorische Indikatoren	20
2.3.2 Stofflich-analytische Indikatoren	24
2.3.3 Sonstige Messungen und Untersuchungen.....	27
2.3.4 Bestimmung der Sickerwassermenge	28
2.3.5 Prognose der Nitratverlagerung.....	31
2.4 Auswahl und bodenkundlich-geohydrologische Beschreibung der Testgebiete	33
2.5 Auswahl der Betriebe und Testflächen	33
2.6 Datenbank und statistische Datenauswertung	34
2.6.1 Datenmanagement	34
2.6.2 Statistische Datenauswertung.....	37
3 Ergebnis und Diskussion	43
3.1 Erkenntnisse der Studie zum Stand des Wissens	43
3.1.1 Nitrat-Messprogramme der Bundesländer und EU-Staaten.....	43
3.1.2 Synthese und Diskussion der Ergebnisse zur Eignung ausgewählter Indikatoren	44
3.1.3 Implementierung eines harmonisierten Monitoring-Konzepts in den Bundesländern	46
3.2 Anwendung des Messprogramms in den Testgebieten und Analysen zur Nitratbelastung	47
3.2.1 Wagrien	47
3.2.2 Schilde	62
3.2.3 Ilmenau, Lockergestein rechts	76
3.2.4 Querfurter Platte	89
3.2.5 Vorlandmolasse Aichach	103
3.3 Auswertung zum Gesamtdatensatz	116
3.4 Eignung der verwendeten Indikatoren	118
3.4.1 Hoftorbilanzen.....	118
3.4.2 Schlagbilanzen	119
3.4.3 Herbst-N _{min} -Werte.....	122
3.4.4 Frühjahrs- und Ernte-N _{min} -Werte	124
3.4.5 Nitrat-Tiefenprofile	124
3.4.6 Drainagemessungen	125

3.5	Fazit für das Frühindikatorsystem	130
4	Bezug zur Düngeverordnung 2017	131
4.1	Vorläufige Abschätzung der Wirkung ausgewählter Maßnahmen der novellierten Düngeverordnung 2017	131
5	Wissenstransfer	133
5.1	Nutzung des Indikatorensystems im Rahmen der Nitratberichterstattung und des Wirkungsmonitorings	133
5.2	Informationsmaterialien / Internetauftritt	134
6	Zusammenfassung	135
7	Literatur	138
	Danksagung	143

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Für die Entwicklung des Frühindikatorensystems ausgewählte und getestete Indikatoren zugeordnet zu den jeweils repräsentierten räumlichen Ebenen.	19
Abb. 2: Testgebiete und Umfang des Messprogramms im Demonstrationsvorhaben.	20
Abb. 3: Schema der Hoftorbilanz.	21
Abb. 4: Schema der Schlagbilanz.	23
Abb. 5: Optimaler Zeitraum für die Herbst- N_{min} -Probennahme (schematisch, nach Antony <i>et al.</i> , 2012).	25
Abb. 6: Struktur der Datenbank. Tabellen mit ihren Eigenschaften und deren Beziehungen.	36
Abb. 7: Raum- und Zeitskalen für die Datenauswertung sowie Skalen der fruchtartspezifischen Auswertungen.	38
Abb. 8: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach BÜK 200 (LLUR) und Lage der sechs Testbetriebe im Testgebiet Wagrien.	48
Abb. 9: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 72 Testflächen im Testgebiet Wagrien, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.	48
Abb. 10: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.	49
Abb. 11: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	50
Abb. 12: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	51
Abb. 13: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	52
Abb. 14: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	52
Abb. 15: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche für die Betriebe im Testgebiet Wagrien. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebietes.	53
Abb. 16: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Wagrien angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.	53
Abb. 17: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	55
Abb. 18: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 10 des Betriebs 2 im Testgebiet Wagrien für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Wintergerste (WG) und Winterraps (OR), Bodenbearbeitungen sowie mineralischer Düngung (D_{min}).	56
Abb. 19: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitliche Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	57
Abb. 20: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterraps im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	

Die schwarz gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	58
Abb. 21: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	58
Abb. 22: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	59
Abb. 23: NO ₃ - und NH ₄ -Konzentrationen im Drainagewasser gemittelt über die 50 Drainagemesspunkte im Testgebiet Wagrien und die 14-tägigen Messungen (jeweils von Anfang Oktober bis Ende April) der vier Sickerwasserperioden.	60
Abb. 24: NO ₃ - (oben) und SO ₄ - (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 2, 3 und 6) des Betriebs 4 im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2018 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von 50 mg NO ₃ l ⁻¹	61
Abb. 25: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach KBK 25 (KBK 25 LUNG Mecklenburg-Vorpommern) und Lage der sechs Testbetriebe im Testgebiet Schilde.	63
Abb. 26: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 72 Testflächen im Testgebiet Schilde, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.	64
Abb. 27: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.	64
Abb. 28: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	65
Abb. 29: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.	66
Abb. 30: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N _{min} -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	67
Abb. 31: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N _{min} -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	67
Abb. 32: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebiets Schilde.	68
Abb. 33: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Schilde angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.	68
Abb. 34: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	70
Abb. 35: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N _{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 12 des Betriebs 3 im Testgebiet Schilde für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW), Bodenbearbeitungen sowie mineralischen Düngungen (D _{min}).	71

Abb. 36: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	71
Abb. 37: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	72
Abb. 38: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterraps im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	73
Abb. 39: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über	73
Abb. 40: NO_3^- - und NH_4^- -Konzentrationen im Drainagewasser gemittelt über die neun Drainagemesspunkte im Testgebiet Wagrien und die 14-tägigen Messungen (jeweils von Anfang Oktober bis Ende April) der vier Sickerwasserperioden.	74
Abb. 41: NO_3^- - (oben) und SO_4^- - (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 2, 11 und 12) des Betriebs 3 im Testgebiet Schilde für die Jahre 2018 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$	75
Abb. 42: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen (BÜK 50 NIBIS® Kartenserver, 2020) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Ilmenau, Lockergestein rechts.	77
Abb. 43: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.	78
Abb. 44: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet „Ilmenau, Lockergestein rechts“ für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.	78
Abb. 45: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). ..	79
Abb. 46: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.	80
Abb. 47: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	81
Abb. 48: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	81
Abb. 49: Betriebsgröße, Testschlaggrößen und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebiets.	82
Abb. 50: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Ilmenau angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.	82

Abb. 51: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	84
Abb. 52: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 3 des Betriebs 5 im Testgebiet Ilmenau für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW) und Kartoffeln (PO), Bodenbearbeitungen sowie mineralischen Düngungen (D_{min}).	85
Abb. 53: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	85
Abb. 54: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Kartoffeln im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	86
Abb. 55: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Zuckerrüben im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	87
Abb. 56: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	87
Abb. 57: NO_3^- (oben) und SO_4^{2-} (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Testschlag 3, 8 und 9) für die Jahre 2017 bis 2020 und eines Testschlages 8 für das Jahr 2017, 2019 und 2020 des Betriebs 3 im Testgebiet Ilmenau. Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen sind dargestellt. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg } NO_3^- \text{ l}^{-1}$	88
Abb. 58: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach VBK 50 (VBK 50 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Querfurter Platte.	90
Abb. 59: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.	91
Abb. 60: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.	91
Abb. 61: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	92
Abb. 62: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.	93
Abb. 63: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	94
Abb. 64: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und den mit	

dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	94
Abb. 65: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche für Betriebe im Testgebiet Querfurter Platte. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebietes.	95
Abb. 66: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.	95
Abb. 67: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	97
Abb. 68: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm des Testschlags 3 des Betriebs 7 im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2018-21, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW), Bodenbearbeitungen sowie mineralischer Düngung (D_{min}).	98
Abb. 69: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	99
Abb. 70: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterraps im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	100
Abb. 71: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Mais im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	101
Abb. 72: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	101
Abb. 73: NO_3^- (oben) und Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 3, 4 und 9) für die Jahre 2017 bis 2019 des Betriebs 7 im Testgebiet Querfurter Platte. Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen sind dargestellt. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg } NO_3 \text{ l}^{-1}$	102
Abb. 74: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach ÜBK 25 (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Aichach.	104
Abb. 75: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Aichach, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.	105
Abb. 76: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.	105
Abb. 77: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	106
Abb. 78: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).	107
Abb. 79: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -	

Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	108
Abb. 80: Stickstofffrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.	108
Abb. 81: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche sowie der jeweilige Median (rot gestrichelt) im Testgebiet Aichach.	109
Abb. 82: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Aichach angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.	109
Abb. 83: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	111
Abb. 84: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 4 des Betriebs 5 im Testgebiet Aichach für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Leguminosen als Zwischenfrucht (ZF-LE), Zuckerrüben (ZR) und Kartoffeln (PO), Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie organischen und mineralischen Düngungen (D_{org} und D_{min}).	112
Abb. 85: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	113
Abb. 86: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Kartoffeln im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	113
Abb. 87: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Mais im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.	114
Abb. 88: NO_3^- (oben) und SO_4^{2-} (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 4, 6 und 10) des Betriebs 5 im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg } NO_3^- \text{ l}^{-1}$	115
Abb. 89: Importance-Plot für die besten 25 Erklärungsvariablen, geordnet nach ihrer Wichtigkeit, ermittelt mit Random Forest für den Gesamtdatensatz und die Zielvariable Herbst- N_{min} im Tiefenbereich 0-90 cm, eingeteilt in 2 Klassen ($\leq 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ und $> 50 \text{ kg N ha}^{-1}$). Erklärung der Variablen in Tab. 7.	117
Abb. 90: Importance-Plot für die besten 25 Erklärungsvariablen, geordnet nach ihrer Wichtigkeit, ermittelt mit Random Forest für den Gesamtdatensatz und die Zielvariable mittlere Nitratkonzentration im Tiefenbereich 120-300 cm, eingeteilt in 3 Klassen ($\leq 50 \text{ mg l}^{-1}$, $> 50 \leq 75 \text{ mg l}^{-1}$ und $> 75 \text{ mg l}^{-1}$). Erklärung der Variablen in Tab. 7.	117
Abb. 91: Stickstoffsalden der Hoftor- und Schlagbilanzen, Herbst- N_{min} -Werte und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Jeweils Mittelwerte der Testgebiete (schwarze Linie) und der einzelnen Betriebe (Balken), gemittelt über den jeweiligen Erhebungszeitraum (2013 bis 2020 für Bilanzen, 2017 bis 2020 für Herbst- N_{min} -Werte und Sickerwasserkonzentrationen).	119
Abb. 92: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Ernte- N_{min} - (links), bzw. Herbst- N_{min} -Werten (rechts) für alle 576 Testflächen über den Untersuchungszeitraum (2017-2020).	120

Abb. 93: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Herbst-N _{min} -Werten nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Herbst-N _{min} -Werte (blau).	121
Abb. 94: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Sickerwasserkonzentrationen aus den Tiefbohrmessungen (Mittelwerte über die Tiefe) nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Sickerwasserkonzentrationen wurden jeweils dem Schlagbilanzsaldo aus dem Vorjahr zugeordnet. Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Sickerwasserkonzentrationen (blau).	121
Abb. 95: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Herbst-N _{min} -Werten in Abhängigkeit von der angebauten Hauptfrucht Untersuchungszeitraum (2017-2020).	122
Abb. 96: Jährliche Mittelwerte der Herbst-N _{min} -Werte für jedes Testgebiet.....	123
Abb. 97: Beziehung zwischen Herbst-N _{min} -Werten und Sickerwasserkonzentrationen aus den Tiefbohrmessungen (Mittelwerte über die Tiefe) nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Sickerwasserkonzentrationen wurden jeweils dem Schlagbilanzsaldo aus dem Vorjahr zugeordnet. Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Herbst-N _{min} -Werte (blau).....	123
Abb. 98: Jährliche Mittelwerte der Nitratkonzentration in der Sickerwasserzone (120 – 300 cm Tiefe) für jedes Testgebiet.	125

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Depositionsmengen auf landwirtschaftlichen Flächen (UBA, 2019).	22
Tab. 2: Mittlere effektive Lagerungsdichten der Lagerungsdichteklassen nach KA5 (Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).....	31
Tab. 3: Mittlere Humusgehalte der Humusgehaltsklassen nach KA5 (Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). ...	31
Tab. 4: Trockenrohdichten und Trockenrohdichteklassen verwendet für die Zuordnung zu Tabellenwerten. ...	31
Tab. 5: Umfang der Sammel-Datenbank je Tabelle.	37
Tab. 6: Abkürzungsverzeichnis der Feldfrüchte.	39
Tab. 7: Faktoren in den Random Forest Klassifikationen nach Zielvariable (Indikator).	40
Tab. 8: Größe des gesamten Datensatzes (Gesamtdatensatz und nach Testgebiet) sowie die Menge der Eingangsdaten in die Random Forest Klassifikationen nach Zielgröße (Indikator) und Raumskala.....	42
Tab. 9: Übersicht und Charakterisierung der getesteten Frühindikatoren zur Abschätzung der Sickerwassergüte.	127

Abkürzungen

AD..... *Aufenthaltsdauer*
 AH..... *Austauschhäufigkeit*
 Ak *kapillarer Aufstieg*
 AMBAV *Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung*
 BLE..... *Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung*
 BMEL *Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft*
 BY *Bayern*
 CNO3 *Nitratkonzentration*
 Corg *organischer Kohlenstoff*
 Ctotal..... *Gesamtkohlenstoff*
 Dmin..... *mineralischer Düngereinsatz*
 Dorg..... *organische Düngung*
 DüV..... *Düngeverordnung*
 DWD..... *Deutscher Wetterdienst*
 EHaude *Evapotranspiration nach Haude*
 FK*Feldkapazität*
 FK90..... *Feldkapazität im Bereich 0-90 cm*
 GUIDs *global unique identifiers*
 Hu *Humusgehalt*
 INGUS..... *Ingenieur Umweltsteuerung GmbH*
 JKI *Julius Kühn-Institut*
 KA *Kartieranleitung*
 LD *effektive Lagerungsdichte*
 LIM *langjähriges Mittel*
 MV..... *Mecklenburg-Vorpommern*
 N *Stickstoff*
 NAbDorg..... *Stickstoff aus der Abgabe organischer Dünger*
 NAbF..... *Stickstoff aus verkauften Futtermitteln*
 NAbT..... *Stickstoff aus dem Abgang von Tieren*
 NDepo *Stickstoff Deposition*

NDmin . *zugekaufter mineralischer Stickstoffdünger*
 NEm..... *Stickstoffemissionen*
 NFix *biologische Stickstofffixierung*
 nFK *nutzbare Feldkapazität*
 nFKwe..... *nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes*
 NFracht..... *Nitratfracht*
 NHEG..... *Stickstoff aus verkauftem Haupterntegut*
 NINiedersachsen
 NInput *Stickstoffzufuhr*
 N_{min}..... *verfügbarer mineralisierten Stickstoff*
 NNEG..... *Stickstoff aus verkauftem Nebenerntegut*
 NOutput *Stickstoffabfuhr*
 NSaat..... *Stickstoff aus Saatgut*
 NSaldo *Stickstoffsaldo*
 NSo *Niederschlagsmenge des Sommerhalbjahres*
 NTPFI *Stickstoff aus Verkauf tierischer Marktprodukte (Fleisch)*
 NTPMEI *Stickstoff aus dem Verkauf tierischer Marktprodukte (Milch und Eier)*
 NWi *Niederschlagsmenge des Winterhalbjahres*
 NZuDorg *Zugang organischer Stickstoffdünger*
 NZuF *Stickstoff aus zugekauften Futtermitteln*
 NZuT *Stickstoff aus zugekauften Tieren*
 ReDaMa..... *Regionales Daten-Management*
 SH *Schleswig-Holstein*
 STSachsen-Anhalt
 StoffBilV *Stoffstrombilanzverordnung*
 SW *Sickerwassermenge*
 TI *Thünen Institut*
 TRD *Trockenrohdichte*
 VT *Verlagerungstiefe, Verlagerungstiefe*
 Wpfl..... *dekadischer Logarithmus der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge*

1 Einleitung

Die Entwicklung der Nitratbelastung im Grundwasser und die Bewertung der Wirksamkeit entsprechender gewässerschonender Maßnahmen werden in Deutschland anhand eines repräsentativen Grundwassermessnetzes überwacht. Veränderungen in den Nitratfrachten, wie sie z.B. durch die jüngeren Anpassungen der Düngegesetzgebung erwartet werden, können damit aufgrund häufig langer Transportwege jedoch nicht kurzfristig und auch nicht ursachenspezifisch festgestellt werden. Neben dem Vermeidungsgebot hinsichtlich der Verunreinigung des Grund- und Oberflächenwassers durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen sieht die EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) zwingend die Prüfung der Wirksamkeit der nationalen Aktionsprogramme vor.

Ziel des Demonstrationsvorhabens war es daher, ein wissenschaftlich fundiertes Mess- und Prüfverfahren zu entwickeln und zu evaluieren, mit dem Nitratfrachten aus der landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung bereits auf dem Schlag bzw. auf dem Betrieb erfasst und möglichst genau abgebildet werden können. Dazu wurden sogenannte Frühindikatoren wie Stickstoffbilanzen, N_{min} -Messungen, Nitrattiefbohrungen und Drainagemessungen eingesetzt, die sich bereits im Grund- und Trinkwasserschutz als Instrument zur Erfolgseinschätzung bewährt haben. Durch die frühzeitige Erfassung von Veränderungen in den Nitratfrachten sollen so die zeitlichen Verzögerungen umgangen werden, welche bei der Abbildung der Nitratbelastung mit Hilfe von Messungen im Grundwasser die Regel sind.

Das Demonstrationsvorhaben ist ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG), die eine Vermeidung von Verunreinigungen des Grund- und Oberflächenwassers durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen vorschreibt und die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft fördern soll. Die Düngeverordnung (DüV) ist Teil des nationalen Aktionsprogramms zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie und regelt seit 1996 die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (DüV, 1996; DüV, 2007). Mit der Novellierung der Düngeverordnung am 26. Mai 2017 (DüV, 2017) wurden die Vorgaben für die Anwendung und Lagerung von Düngemitteln enger gefasst, um so eine Verringerung bei der Belastung der Grundwässer herbeizuführen. Die im Demonstrationsvorhaben entwickelten Frühindikatoren sollen dazu beitragen, die Auswirkungen der Änderungen in der Bewirtschaftung durch die Vorgaben der novellierten DüV, 2017 auf die Sickerwasserqualität frühzeitig zu erkennen.

Das Demonstrationsvorhaben richtete seinen Fokus bei der Entwicklung, Anwendung und Überprüfung des Sets der Frühindikatoren auf Standorte, die vorwiegend durch Marktfruchtbau gekennzeichnet sind. Hintergrund der Fokussierung auf Marktfruchtbetriebe war es, dass sich die in die Untersuchungen einbezogenen Böden an den Versuchsstandorten durch einen geringen Einsatz organischer Düngemittel weitgehend in einem standortangepassten Stickstoffgleichgewicht befinden sollten, was die Prüfung der Indikatoren unter quasi kontrollierten Bedingungen ermöglichen sollte. Großer Wert wurde auf die Praxistauglichkeit und einheitliche Anwendbarkeit des zu entwickelnden Messprogramms gelegt, um dieses langfristig in ein bundesweites Nitratmonitoring integrieren zu können.

In der im Demonstrationsvorhaben durchzuführenden Studie "Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorsystems" (Stever-Schoo *et al.*, 2020) sollten dazu die Ergebnisse, Erfahrungen und Erkenntnisse über die Wirksamkeit und Umsetzbarkeit von Kontroll- und Monitoringverfahren beim Schutz des Grundwassers aus den Bundesländern für die Entwicklung des Frühindikatoren-Monitorings zusammengetragen werden.

Mit dem Demonstrationsvorhaben wurden folgende wissenschaftliche Arbeitsziele verfolgt:

- 1) Entwicklung eines Frühindikatorenssets, welches auf bewährten Indikatoren aus dem Grund- und Trinkwasserschutz basiert.
- 2) Prüfung des Frühindikatorenssets unter Praxisbedingungen. Der Fokus sollte dabei auf der Anwendung in Ackerbaubetrieben liegen.

- 3) Auswertung der erhobenen Daten mit Blick auf die Aussagekraft der Frühindikatoren zur Bewertung von Maßnahmen und zur Abbildung von Trends mit Bezug zu Nitratfrachten.
- 4) Vorbereitung einer Implementierung des Frühindikatorensatzes in die zukünftige Berichterstattung des Bundes und der Länder gegenüber der EU im Rahmen der Nitratberichterstattung.

2 Methoden

2.1 Erstellung der Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten“ (aus Stever-Schoo et al. 2020)

Im Rahmen einer Studie sollten zu Projektbeginn bereits vorhandene aktuelle Ergebnisse und Erkenntnisse der Bundesländer sowie benachbarter EU-Staaten (DK/NL) bezüglich der Eignung verschiedener Monitoringverfahren zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Nitratbelastungen in Grund- und Oberflächengewässern zusammengetragen werden. Die Informationen sollten für die Entwicklung des Frühindikatoren-Systems verwendet werden.

Dazu wurden mit den Länderministerien und den Fachbehörden für Landwirtschaft und Umwelt Gespräche geführt und Informationsrecherchen betrieben. Des Weiteren wurde vergleichend das Vorgehen in Dänemark und in den Niederlanden untersucht. Besonders berücksichtigt wurden Monitoring-Aktivitäten im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie, der EG-Wasserrahmenrichtlinie, dem Wasserhaushaltsgesetz und der EG-Trinkwasserrichtlinie. Das Vorgehen und die Erfahrungen der Länder beim Nitrat-Monitoring sind - bis auf wenige Ausnahmen - nicht in wissenschaftlich referierten Fachzeitschriften veröffentlicht. Die Herkunft der beschafften Informationen ist aus diesem Grunde sehr vielfältig und setzt sich zusammen aus Behördenmitteilungen, gesetzlichen Berichtspflichten der Länder, Fachartikeln, Abschlussberichten, Jahresberichten, Internetauftritten sowie Fachvorträgen.

Es wurden nur solche Aktivitäten in dieser Studie berücksichtigt, welche im Hinblick auf die im Demonstrationsvorhaben verwendeten Frühindikatoren und deren Bewertung relevant erschienen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit und Aktualität wurden überdies in der Regel ausschließlich jene Monitoring- und Forschungsprojekte berücksichtigt, deren Durchführung nicht länger als fünf Jahre zurückliegt.

Die Studie (Stever-Schoo *et al.*, 2020) ist unter folgendem Link abrufbar:

<https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI/issue/view/2375>

2.1 Projektstruktur

Mit Blick auf die Verantwortlichkeiten sowie eine eindeutige Zuordnung von Aufgaben wurde das Demonstrationsvorhaben wie folgt strukturiert:

- Auftraggeber:** Das Demonstrationsvorhaben wurde durch das **Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft** (BMEL) initiiert. Die Zuständigkeit innerhalb des BMEL liegt beim Referat 711 „Pflanzenbau“.
- Projekträger:** Die **Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung** (BLE) fungierte als Projekträger im Auftrag des BMEL das Demonstrationsvorhaben und führte die Projektmittelverwaltung durch.
- Koordination:** Das **Julius Kühn-Institut** (JKI) in Braunschweig koordinierte und leitete das Demonstrationsvorhaben organisatorisch und wissenschaftlich. Die Zuständigkeit lag beim Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde des JKI.

Das JKI war als Projektmanagement verantwortlich für die Projektplanung und -organisation sowie die Kontrolle der Umsetzung der Arbeitsaufgaben der Dienstleister. Gegenüber dem Projekträger und dem Auftraggeber übernahm das JKI das Berichtswesen. Als Teil der Öffentlichkeitsarbeit stellte das JKI die Internetseite für das Demonstrationsvorhaben. Das von JKI verantwortete

Stakeholdermanagement diene der reibungslosen Zusammenarbeit und dem transparenten Austausch von Informationen zwischen allen am Projekt beteiligten Dienstleistern, Landesfachbehörden und Ministerien.

Das JKI war für die Auswertung der Daten zuständig. Die Datenauswertung umfasste die Datensichtung und -kontrolle, Datenaufbereitung und Visualisierung sowie die statistische Auswertung auf verschiedenen Skalen und mit unterschiedlichen Zielsetzungen. Weiterhin erfolgte die Interpretation der Daten, die Prüfung der einzelnen Frühindikatoren, die Entwicklung des Frühindikatorensystems, sowie die Erarbeitung von Konzepten zur Darstellung von Ist-Zustand und Trends zur Berichterstattung z.B. im Nitratbericht. Die Ergebnisse wurden im Rahmen der bestehenden Gremien und auf nationalen und internationalen Konferenzen präsentiert sowie gegenüber dem Projektträger und dem Auftraggeber berichtet.

Dienstleister Die **Ingenieurdienst Umweltsteuerung GmbH (INGUS)** nahm als Dienstleister die Aufgabe

MPQM: der Messprogrammsteuerung und des Qualitätsmanagements (MPQM) wahr.

Die INGUS GmbH stellte als Dienstleister MPQM sicher, dass alle Beteiligten in den Testgebieten die Erhebung der Betriebs- und Bewirtschaftungsdaten, die Umsetzung des N_{min} -Messprogramms und das Datenmanagement anhand von Pflichtenheften nach einem einheitlichen Schema und in einheitlichen Formaten durchführen. Der Auftragnehmer koordinierte und kontrollierte gemeinsam mit dem JKI die Arbeiten der regionalen Einrichter und übernahm in Eigenregie die Durchführung von Nitrat-/Sulfat-Tiefbohrungen in den Testgebieten. Der Dienstleister MPQM erstellte und betrieb im Auftrag des JKI die projektbezogene Fachdatenbank, in der die Daten nach einer Qualitätsprüfung einpflegt und dem JKI zur Verfügung gestellt wurden. Gemeinsam mit dem JKI, erstellte und aktualisierte der Dienstleister MPQM die Pflichtenhefte (auf Anfrage beim JKI erhältlich). Die für die Auswahl der Demonstrationsbetriebe und Testschläge notwendigen bodenkundlich-geohydrologischen Beschreibungen der Testgebiete erfolgten durch den Dienstleister MPQM ebenfalls in Eigenregie.

Reg. Einrichter: In den fünf Testgebieten waren als regionale Einrichter folgende Ingenieur- und Beratungsbüros aktiv:

Ingenieurdienst Umweltsteuerung GmbH (INGUS) für die Testgebiete „Wagrien“ in Schleswig-Holstein und „Ilmenau, Lockergestein rechts“ in Niedersachsen,

LMS Agrarberatung GmbH für das Testgebiet „Schilde“ in Mecklenburg-Vorpommern,

Privates Ingenieurbüro für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH für das Testgebiet „Querfurter Platte“ in Sachsen-Anhalt und

Ing.-Büro Hutterer & Ing.-Büro Eiblmeier für das Testgebiet „Vorlandmolasse Aichach“ in Bayern.

Als regionale Einrichter arbeiten die Dienstleister mit den Betriebsleitungen der Demonstrationsbetriebe, den Ministerien und örtlichen Fachbehörden in ihren Testgebieten zusammen. Entsprechend der Vorgaben in den Pflichtenheften erhoben sie die notwendigen Bilanzgrunddaten in den Betrieben und führten das N_{min} -Messprogramm auf den zwölf Testschlägen je Demonstrationsbetrieb durch.

Die gewonnenen Daten lieferten sie mit Hilfe eines Datenschuttles auf Basis des projekteigenen ReDaMa-Programms an den Dienstleister MPQM.

Demobetriebe: 48 Demonstrationsbetriebe bildeten die Grundlage für die Datenerhebung und die Ermittlung der Frühindikatoren. Diese verteilten sich von Nord nach Süd wie folgt auf die einzelnen Testgebiete:

sechs Demonstrationsbetriebe im Testgebiet „Wagrien“ in Schleswig-Holstein,

sechs Demonstrationsbetriebe im Testgebiet „Schilde“ in Mecklenburg-Vorpommern,

zwölf Demonstrationsbetriebe im Testgebiet "Ilmenau, Lockergestein rechts" in Niedersachsen,

zwölf Demonstrationsbetriebe im Testgebiet „Querfurter Platte“ in Sachsen-Anhalt und

zwölf Demonstrationsbetriebe im Testgebiet „Vorlandmolasse Aichach“ in Bayern.

2.2 Erstellung von Pflichtenheften

Für die überregionale Vergleichbarkeit, der in den fünf Testgebieten erhobenen Daten wurden sogenannte Pflichtenhefte entwickelt, in denen die Erhebungs- und Messmethoden inklusive der technischen Umsetzung für die verwendeten Frühindikatoren genau definiert wurden. Ziel dabei war eine konsequente Harmonisierung der Auswahl der Testflächen, der Datenerhebung im Feld und auf den Demonstrationsbetrieben sowie der Datenverarbeitung durch die regionalen Dienstleister in den Testgebieten und im Messprogramm-Qualitätsmanagement.

Zu Beginn des Demonstrationsvorhabens wurden folgende Pflichtenhefte erstellt. Sie sind auf Anfrage beim JKI erhältlich.

Im **Pflichtenheft für die rechnerisch-kalkulatorischen Frühindikatoren** wird die Methodik bei der Erhebung der Betriebs-, Schlag- und Bewirtschaftungsdaten, die für die Berechnung der Schlag-, Betriebs- und Fruchtbilanz notwendig sind, beschrieben. Sie ist für alle Testgebiete einheitlich und verbindlich.

Das **Pflichtenheft für die stofflich-analytischen Frühindikatoren** regelt die Auswahl der Testflächen und der darin verorteten Testparzellen. Damit wird erreicht, dass die genutzten Frühindikatoren in der Lage sind, Änderungen in der Bewirtschaftung, wie z.B. der Düngung, anzuzeigen, und dass möglichst keine Überprägung der möglichen Effekte durch besondere Standortverhältnisse (N-Quellen-, N-Senkenstandort, Denitrifikation) vorliegt. Zudem regelt das Pflichtenheft die fachgerechte Probennahme und alle Arbeitsschritte bis zur Analyse im Labor sowie einzuhaltende Fristen.

Das **Pflichtenheft Datenmanagement** regelt die notwendigen Vorgaben für die Datenstruktur, Datenübermittlung und Datenspeicherung aller erhobenen Daten, damit diese in einem zentralen Datenbanksystem verarbeitet werden können.

2.3 Frühindikatoren und Messprogramm

Für die Entwicklung des Frühindikatorsystems wurden Indikatoren ausgewählt und getestet, die bereits langjährig im Bereich der Trinkwasserschutzberatung verwendet werden und sich bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Reduktion von Nitratbelastungen im Sicker- und Grundwasser als aussagekräftig und praktikabel bewährt haben. Die getesteten Indikatoren waren Hoftorbilanzen, Schlagbilanzen, Fruchtbilanzen, Frühjahr-, Ernte- und Herbst- N_{min} -Werte, Nitrattiefbohrprofile und Drainagemessungen. Die Indikatoren wurden auf der kleinsten räumlichen Einheit, dem Testschlag

bzw. dem Betrieb, erhoben und im Rahmen der Auswertungen bis hin zur Testgebietsebene aggregiert. Sie repräsentieren unterschiedliche Ebenen gemäß Zonenmodell (Drechsler, 1992) von der Bodenoberfläche über die Wurzelzone bis zur Sickerwasserdränzone (Abb. 1). Die verwendeten Indikatoren werden in zwei Kategorien eingeteilt, rechnerisch-kalkulatorische und stofflich-analytische Indikatoren. In den Kapiteln 2.3.1 und 2.3.2 werden die getesteten Indikatoren genauer beschrieben.

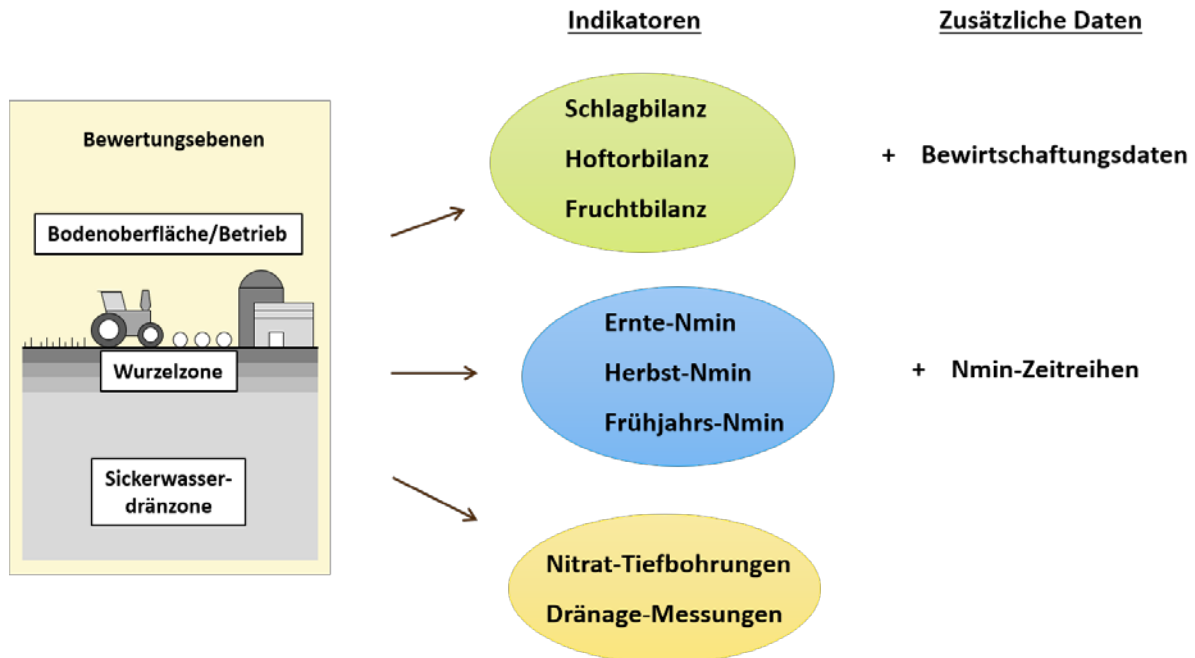


Abb. 1: Für die Entwicklung des Frühindikatorensystems ausgewählte und getestete Indikatoren zugeordnet zu den jeweils repräsentierten räumlichen Ebenen.

Für die Entwicklung und Prüfung des Frühindikatorensystems wurde ein umfangreiches Messprogramm durchgeführt. In fünf Testgebieten wurden auf insgesamt 48 Demonstrationsbetrieben Daten für die Frühindikatoren erhoben und gemessen (Abb. 2). Die Testgebiete repräsentieren Grundwasserkörper und erstrecken sich über ein Transekt von Nord- bis Süddeutschland. Jeder Betrieb stellte für das Messprogramm 12 Testschläge zur Verfügung, sodass insgesamt 576 Testschläge untersucht wurden. Das Messprogramm wurde ab der Ernte 2017 bis zum Frühjahr 2021 durchgeführt. Bewirtschaftungs- und Bilanzdaten wurden rückwirkend von 2013 bis Ende 2020 erhoben.

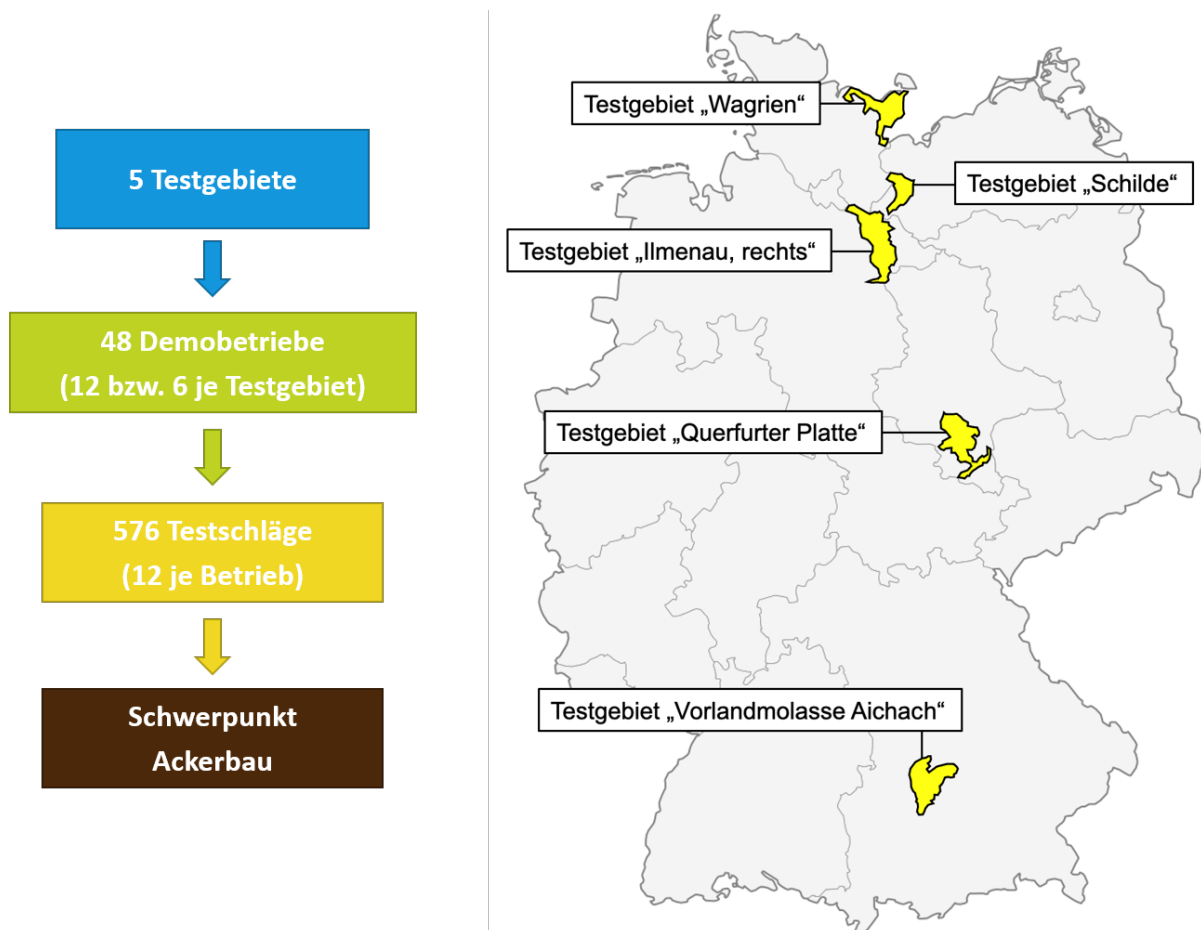


Abb. 2: Testgebiete und Umfang des Messprogramms im Demonstrationsvorhaben.

2.3.1 Rechnerisch-kalkulatorische Indikatoren

2.3.1.1 Hoftorbilanzen

Stickstoff-Hoftorbilanzen dienen dazu betriebliche Stickstoffüberschüsse bzw. -defizite darzustellen. Stickstoff-Hoftorbilanzsalden sind als Erfolgsindikator für die Prüfung der Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen geeignet (Eden *et al.*, 2017; Horstkötter *et al.*, 2015). Aufgrund der überwiegend belegbasierten Eingangsgrößen ermöglichen die Hoftorbilanzen die objektive Darstellung von betrieblichen N-Überschüssen. Dabei wird die Entwicklung im zeitlichen Verlauf mit langjährigen Datenreihen betrachtet.

Die Berechnung der Hoftorbilanzsalden erfolgte im Demonstrationsvorhaben rückwirkend für den Zeitraum 2013 bis 2016 sowie während der Projektlaufzeit von 2017 bis 2020. Der zugrundeliegende Bilanzierungszeitraum ist das Wirtschaftsjahr. In der Hoftorbilanz werden Nährstoff-Zufuhren und -Abfuhr des gesamten landwirtschaftlichen Betriebes gegenübergestellt (Abb. 3). Nährstoffströme innerhalb eines Betriebes bleiben unberücksichtigt. Die Methode zur Bilanzierung entsprach derjenigen der nationalen landwirtschaftlichen Stickstoffgesamtbilanz (Bach *et al.*, 2011; Häußermann *et al.*, 2019), die jährlich in den Monatsberichten des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft veröffentlicht wird (MBT-0111260-0000, BMEL, 2020). Es handelt sich um Bruttobilanzen.

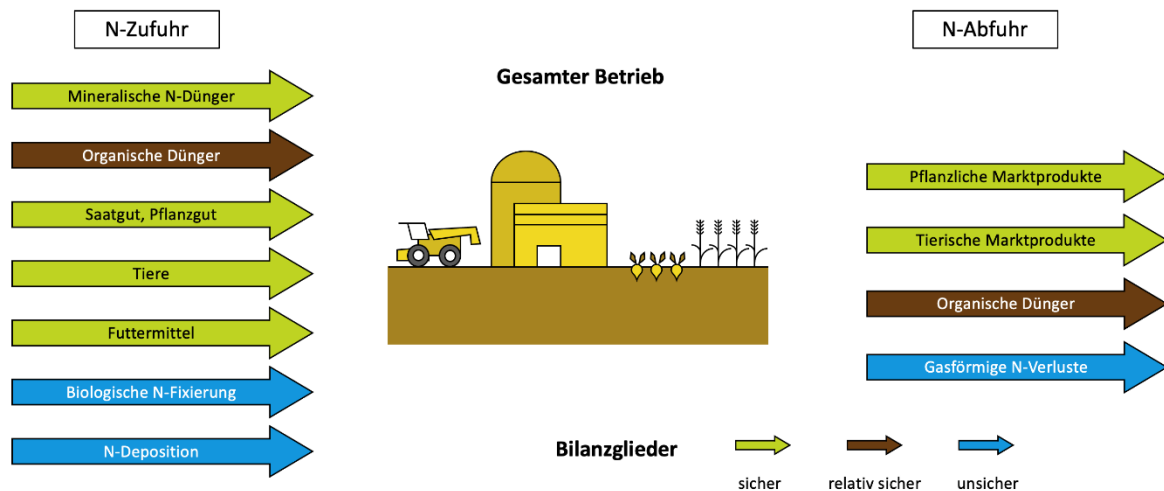


Abb. 3: Schema der Hoftorbilanz.

Die Hoftorbilanzen wurden berechnet durch:

$$N_{Saldo} = \sum N_{Input} - \sum N_{Output} \quad (1)$$

$$\sum N_{Input} = N_{Dmin} + N_{ZuDorg} + N_{Depo} + N_{Saat} + N_{Fix} + N_{ZuF} + N_{ZuT} \quad (2)$$

$$\sum N_{Output} = N_{HEG} + N_{NEG} + N_{AbF} + N_{TPFl} + N_{TPME} + N_{AbT} + N_{AbDorg} + N_{Em} \quad (3)$$

mit dem Stickstoffsaldo N_{Saldo} den Zufuhrgrößen (N_{Input}) zugekaufter mineralischer (N_{Dmin}) und organischer Stickstoffdünger (N_{ZuDorg}), Deposition (N_{Depo}), Saatgut (N_{Saat}), biologische Stickstofffixierung (N_{Fix}), Zukauf von Futtermitteln (N_{ZuF}) und Tieren (N_{ZuT}). Die Stickstoffabfuhr (N_{Output}) setzt sich zusammen aus dem Verkauf pflanzlicher Feldfrüchte einschließlich Stroh, der sich aus verkauftem Haupt- (N_{HEG}) und Nebenerntegut (N_{NEG}) sowie Futtermitteln (z.B. Stroh, Gras, Maissilage, N_{AbF}) ergibt, dem Verkauf tierischer Marktprodukte (Fleisch (N_{TPFl}), Milch und Eier (N_{TPME})), dem Verkauf von Tieren einschließlich verendeter Tiere (N_{AbT}), der Abgabe organischer Dünger (N_{AbDorg}) und den Stickstoffmissionen aus landwirtschaftlichen Flächen (N_{Em}).

Die Daten zu Zu- und Verkauf von Produkten sowie zu biologischer Stickstofffixierung stammen aus den Aufzeichnungen der LandwirtInnen. Stroherträge wurden aus dem Kornenertrag berechnet und Grundfuttererträge durch die LandwirtInnen geschätzt. Für die Deposition wurden testgebiets-spezifische feste jährliche N-Mengen verwendet, die beim Kartendienst des Umweltbundesamts (UBA, 2019) händisch ausgelesen wurden (Tab. 1) und auf Daten aus dem Forschungsprojekt „Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung von Biodiversität in Deutschland“ (PINETI-3, Martijn Schaap *et al.*, 2018) basieren. Für die Stickstoffemissionen aus landwirtschaftlichen Flächen wurden jahresspezifische Werte aus der Nationalen Stickstoffbilanz 2019 (BMEL, 2019; Mielenz *et al.*, 2019) verwendet. Für die Erntejahre 2012 und 2013 betrugen sie 5 kg N ha^{-1} , für die Jahre 2014 bis 2020 wurden 6 kg N ha^{-1} verwendet (BMEL, 2019).

Tab. 1: Depositionsmengen auf landwirtschaftlichen Flächen (UBA, 2019).

Testgebiet	Jährliche Deposition kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
Wagrien (SH)	15
Schilde (MV)	14
Ilmenau, rechts (NI)	13
Querfurter Platte (ST)	11
Aichach (BY)	14

Die jeweiligen N-Gehalte der Düngemittel, der Erntegüter, des Saatguts, der tierischen Erzeugnisse sowie die biologische Stickstofffixierung beim Anbau von Leguminosen stammen aus der Düngeverordnung (DüV, 2017) und der Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV, 2017). Für organische Düngemittel wie Wirtschaftsdünger und Gärreste wurden teilweise gemessene Stickstoffgehalte verwendet, wo dies nicht möglich war, wurden die Stickstoffgehalte ebenfalls der Düngeverordnung (DüV, 2017) entnommen.

Die N-Mengen der einzelnen Bilanzglieder wurden berechnet aus der jeweiligen Menge multipliziert mit dem Stickstoffgehalt. Sämtliche Bilanzgrößen wurden auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche des Betriebes (gesamte Nutzfläche abzüglich brachliegender Fläche) normiert, sodass alle Angaben in kg N ha⁻¹ erfolgen. Detaillierte Angaben zur Erfassung der Bilanzglieder und zu verwendeten Koeffizienten sind dem Pflichtenheft „Rechnerisch-kalkulatorische Indikatoren“ zu entnehmen (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

Die Daten zu den Hoftorbilanzen wurden mehrfach auf Plausibilität geprüft. Bei Fertigstellung dieses Berichtes war die Datenprüfung und Fehlerbehebung jedoch nicht vollständig abgeschlossen. Aufgrund vermeintlich fehlerhafter und teilweise fehlender Daten in der Datenbank wurde der Datensatz der Hoftorbilanzdaten zunächst bereinigt, sodass nur vollständige und plausible Datensätze verwendet wurden. Bei fehlender Angabe der Betriebsfläche wurde die Fläche aus dem Vorjahr oder aus dem Folgejahr verwendet. Ausgeschlossen wurden Datensätze ohne N-Abfuhr oder mit einer N-Zufuhr nur aus Deposition. Bilanzen mit einem Saldo größer als 1000 kg N ha⁻¹ oder kleiner als – 1000 kg N ha⁻¹ wurden als nicht plausibel angesehen und ebenfalls herausgefiltert.

2.3.1.2 Schlagbilanzen und Fruchtbilanzen

Stickstoff-Schlagbilanzen sind Flächenbilanzen mit der Bezugsebene des Einzelschlages. Als die räumlich kleinste Einheit der Flächenbilanzierung finden Schlagbilanzen vor allem dort eine sinnvolle Anwendung, wo auf die glaubhafte Datenbasis einer gut und lückenlos geführten Ackerschlagkartei zurückgegriffen werden kann. Analog zum N-Saldo der Hoftorbilanzen, stellt der N-Saldo der Schlagbilanzen ein Maß für die potenziellen N-Einträge in die Umwelt dar.

Für alle 576 Testflächen im Demonstrationsvorhaben wurden rückwirkend für den Zeitraum 2013 bis 2016 sowie während der Projektlaufzeit von 2017 bis 2020 schlagbezogene Bewirtschaftungsdaten erhoben. Für einige Flächen standen auch Daten für das Jahr 2012 zur Verfügung. Dazu gehören Aussaat, mineralische und organische Düngung, Kalkung, Ernteerträge, Anbau von Zwischenfrüchten, Bodenbearbeitung und Bewässerung. Hierfür wurden sowohl Zeitpunkte als auch Attribute wie Mengen, Stickstoffgehalte und Bewirtschaftungstiefen erhoben. Aus diesen Daten wurden jährliche Stickstoff-Schlagbilanzen berechnet nach der Methode der Flächenbilanz für die nationale Stickstoffbilanz (Bach *et al.*, 2011; Häußermann *et al.*, 2019), die jährlich in den Monatsberichten des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft veröffentlicht wird (MBT-0111130-0000, BMEL, 2020). Es handelt sich um Bruttobilanzen. Bezugszeitraum ist auch hier das Wirtschaftsjahr. Bodenbearbeitung und Bewässerung wurden nicht für die Berechnung der Schlagbilanzen benötigt.

Sie beeinflussen jedoch die Stickstoffdynamik im Boden entscheidend und wurden in weiteren Analysen zur Untersuchung von Einflussfaktoren auf die Stickstoffauswaschung verwendet.

Die Schlagbilanzen sind Flächenbilanzen und wurden berechnet durch die Gegenüberstellung von Zu- und Abfuhr (Abb. 4):

$$N_{\text{Saldo}} = \sum N_{\text{Input}} - \sum N_{\text{Output}} \quad (4)$$

$$\sum N_{\text{Input}} = N_{\text{Dmin}} + N_{\text{Dorg}} + N_{\text{Depo}} + N_{\text{Saat}} + N_{\text{Fix}} \quad (5)$$

$$\sum N_{\text{Output}} = N_{\text{HEG}} + N_{\text{NEG}} \quad (6)$$

mit den Zufuhrgrößen (N_{Input}) mineralischer (N_{Dmin}) und organischer Stickstoffdünger (N_{Dorg}), Deposition (N_{Depo}), Saatgut (N_{Saat}) und biologische Stickstofffixierung (N_{Fix}). Die Stickstoffabfuhr (N_{Output}) wird durch die Ernte des Haupt- (N_{HEG}) und Nebenernteguts (N_{NEG}) bestimmt. Dazu wurden die schlagbezogenen Aufzeichnungen der LandwirtInnen wie Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, sonstige organische Dünger, Ernteerträge (Marktfrüchte, Futter und Stroh), Saatgutmengen und Angaben zur biologischen Stickstofffixierung verwendet. Stroherträge wurden aus dem Kornertrag berechnet und Grundfuttererträge durch die LandwirtInnen geschätzt. Für die Deposition wurden testgebietsspezifische feste jährliche N-Mengen verwendet (vgl. Kap. 2.3.1.1, Tab. 1).

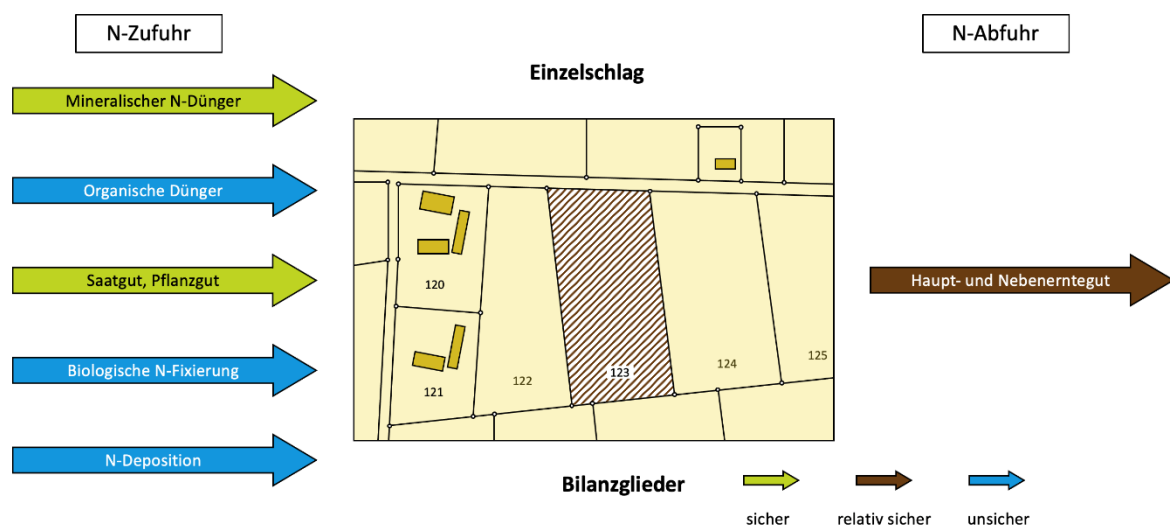


Abb. 4: Schema der Schlagbilanz.

Wie bei den Hoftorbilanzen wurden die jeweiligen N-Gehalte sowie die biologische Stickstoffbindung beim Anbau von Leguminosen der Düngeverordnung entnommen (DüV, 2017). Für organische Düngemittel wie Wirtschaftsdünger und Gärreste wurden teilweise gemessene Stickstoffgehalte verwendet, wo dies nicht möglich war, wurden die Stickstoffgehalte ebenfalls der Düngeverordnung (DüV, 2017) entnommen.

Die N-Mengen der einzelnen Bilanzglieder wurden berechnet aus der jeweiligen Menge multipliziert mit dem jeweiligen Stickstoffgehalt. Alle Bilanzglieder wurden durch Teilen durch die jeweilige Schlaggröße normiert und werden in kg N ha^{-1} angegeben. In einigen wenigen Fällen wurden nur Teilflächen gedüngt, bzw. Teilflächen zu unterschiedlichen Zeitpunkten oder mit unterschiedlichen Düngemitteln gedüngt. Hier wurde die Düngemenge entsprechend der Teilfläche jeweils anteilig auf die Gesamtfläche umgerechnet (Düngemenge x Anteil an der Gesamtfläche). Detaillierte Angaben zur Erfassung der Bilanzglieder und zu verwendeten Koeffizienten sind dem Pflichtenheft „Rechnerisch-kalkulatorische Indikatoren“ zu entnehmen (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

Das Saatgut wurde bisher nicht berücksichtigt, da die Angaben der LandwirtInnen sehr uneinheitlich und zum Teil unvollständig waren. Außerdem sind die Stickstoffmengen, die durch das Saatgut

zugeführt werden, generell vernachlässigbar gering. Die vollständige und richtige Angabe der N-Fixierung beim Anbau von Leguminosen durch die LandwirtInnen wurde noch nicht vollständig überprüft, hier könnten noch Ungenauigkeiten vorhanden sein.

Die Daten zu den Schlagbilanzen wurden mehrfach auf Plausibilität geprüft. Zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Berichtes war die Datenprüfung und Fehlerbehebung jedoch nicht vollständig abgeschlossen. Aufgrund vermeintlich fehlerhafter und teilweise fehlender Daten in der Datenbank wurde der Datensatz der Schlagbilanzdaten zunächst bereinigt, sodass nur vollständige und plausible Datensätze verwendet wurden. Bei fehlender Angabe des Stickstoffgehalts bei Mineraldüngern wurden hierfür Werte verwendet, die für das jeweilige Düngemittel bereits in der Datenbank vorhanden waren. Ausgeschlossen wurden Datensätze mit unbekannten (Menge = 99999) oder fehlenden Mengenangaben bei Ernte oder Düngergaben, solche mit fehlenden Angaben zu Stickstoffgehalten der organischen Dünger, Schläge, die nicht gedüngt wurden, außer wenn Leguminosen angebaut wurden sowie Schläge ohne Ernte. In einigen Fällen gab es tatsächlich Ernteaussfälle, z.B. wegen Überschwemmung, diese Schläge wurden dennoch zunächst herausgenommen, da sie bisher nicht eindeutig identifiziert werden konnten. Schläge mit einer Abfuhr von mehr als 500 kg N ha⁻¹ oder einem Saldo größer 500 kg N ha⁻¹ oder kleiner als -500 kg N ha⁻¹ wurden als nicht plausibel erachtet und ebenfalls herausgefiltert.

Die Schlagbilanzsalden wurden nur für die Testflächen berechnet und nicht für alle Flächen eines Betriebes. Dadurch sind die Testflächen gegebenenfalls nicht repräsentativ für den Gesamtbetrieb, besonders dann, wenn die Betriebe eine hohe Anzahl von Einzelschlägen bewirtschaften. Daher ist die Möglichkeit zur Plausibilisierung der Hoftorbilanzen anhand von Schlagbilanzdaten eingeschränkt.

Aus den Schlagbilanzen wurden zudem betriebliche Stickstoff-Fruchtbilanzen berechnet, in denen jeweils die Bilanzen der Flächen mit der gleichen Ackerkultur eines Betriebes durch Berechnung des arithmetischen Mittelwertes zusammengefasst wurden. Die Fruchtbilanzen dienen dazu, die Stickstoffeffizienz und Stickstoffüberschüsse in Bezug auf die einzelnen Früchte im Betrieb zu betrachten. Beim Vergleich der Betriebe hinsichtlich ihrer Bilanzsalden bestimmter Früchte können Potenziale zur Optimierung des Managements dieser Früchte identifiziert werden.

2.3.2 Stofflich-analytische Indikatoren

2.3.2.1 N_{min}-Werte

Die Herbst-N_{min}-Methode wurde im Demonstrationsvorhaben zur Erfolgskontrolle im Bereich der Wurzelzone verwendet. Anhand der Methode können Prognosen zur Verlagerung von Nitratfrachten in die Sickerwasser-Dränzone abgeleitet werden (Antony *et al.*, 2012; Eden *et al.*, 2017). Bei N-Gleichgewichtsstandorten wird davon ausgegangen, dass sich vor allem die Bewirtschaftung auf die Höhe der Herbst-N_{min}-Werte auswirkt und keine Überlagerung durch eine standortspezifische N-Dynamik stattfindet (Antony *et al.*, 2012). Der optimale Zeitpunkt für die Herbst-N_{min}-Beprobung ist erreicht, wenn die Mineralisation aufgrund kühler Temperaturen gering ist und gleichzeitig noch keine Sickerwasserverlagerung stattgefunden hat (Abb. 5). Die Beprobung fand in der Regel zwischen Mitte Oktober und Mitte Dezember statt. Im besonders niederschlagreichen Jahr 2017 wurde bereits Anfang Oktober mit der Beprobung begonnen.

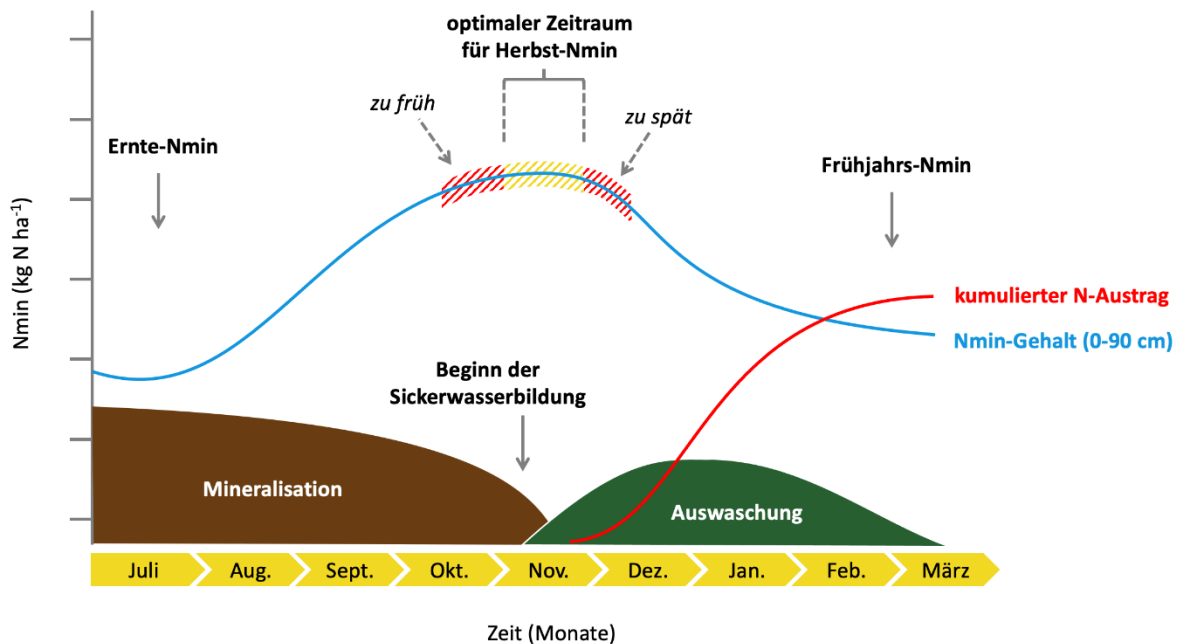


Abb. 5: Optimaler Zeitraum für die Herbst- $N_{\min}$ -Probennahme (schematisch, nach Antony *et al.*, 2012).

Frühjahrs- sowie Ernte- $N_{\min}$ -Werte stehen nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit der in der Sickerwasserperiode stattfindenden Nitratverlagerung. Dennoch liefern sie wichtige Informationen über die Effizienz des Düngemitelesatzes seitens der Betriebe. So wird der Frühjahrs- $N_{\min}$ zur Bemessung des Düngedarfs herangezogen, während der Ernte- $N_{\min}$ unter Berücksichtigung der Witterungsbedingungen den Erfolg dieser Planung im Sinne geringer verbleibender N-Mengen nach der Ernte messbar macht. Des Weiteren dienen diese $N_{\min}$ -Werte dazu, standortspezifisch die Mineralisation nach der Ernte bzw. die Intensität der Auswaschung am Ende der Sickerwasserperiode einzuschätzen, um den Herbst- $N_{\min}$ -Wert besser einordnen zu können.

Die $N_{\min}$ -Zeitreihen (14-tägige $N_{\min}$ -Messungen) eignen sich neben der Bestimmung der korrekten Probennahmezeitpunkte für Frühjahrs- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte und der Abschätzung von Mineralisations- und Denitrifikationsprozessen dazu, die Wirkung der Bewirtschaftung nach der Ernte (Düngung, Anbauspektrum, Bodenbearbeitung) und vor Beginn der Sickerwasserspende auf den Flächen abzubilden.

Auf allen 576 Testschlägen wurden Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte bestimmt. Die Untersuchungen umfassten den Zeitraum von der Ernte 2017 bis einschließlich Frühjahrs- $N_{\min}$ -Beprobung 2021. Seit der Ernte 2018 bis einschließlich Frühjahr 2021 wurden zusätzlich 14-tägige $N_{\min}$ -Messungen auf insgesamt 24 sogenannten „Intensivmessflächen“ (drei bis sechs $N_{\min}$ -Parzellen je Testgebiet) durchgeführt, um $N_{\min}$ -Zeitreihen zu erhalten. Die Messungen erfolgten jeweils im Winterhalbjahr von der Ernte bis April des Folgejahres.

Die $N_{\min}$ -Beprobung erfolgte grundsätzlich im Tiefenbereich von 0-90 cm und zwar schichtgetreu in den drei Tiefenstufen 0-30, 30-60, 60-90 cm. Die Beprobungen wurden GPS-gestützt in bestimmten Mustern innerhalb der ausgewiesenen $N_{\min}$ -Parzellen durchgeführt mit jeweils 18 Einstichen pro Testschlag. Die Proben wurden auf Nitrat-N und Ammonium-N gemäß Vdlufa (2002) und den gravimetrischen Wassergehalt gemäß Vdlufa (1991) analysiert. Bei der ersten Probennahme für den Ernte- $N_{\min}$ 2017 wurde zusätzlich die Bodenart mittels Fingerprobe bestimmt. Für die Lagerungsdichten zur Umrechnung einer Konzentration in eine Menge wurden laborseitig Standardwerte (zwischen 1,3 und 1,6 g cm³) verwendet. Der mineralische Stickstoffgehalt $N_{\min}$ ist die Summe aus Nitrat-N und Ammonium-N. Die Untersuchungen für die Testgebiete Wagrien, Ilmenau, Querfurter Platte und Aichach wurden vom Labor AGROLAB Agrar und Umwelt GmbH – Sarstedt durchgeführt, diejenigen für das Testgebiet Schilde von der LUFA Rostock der LMS. Detaillierte

Informationen zu Probennahme, Transport, Lagerung und Analytik sind dem Pflichtenheft zu den stofflich-analytischen Frühindikatoren zu entnehmen (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

2.3.2.2 Nitrattiefenprofile

Die Nitrattiefenprofile ermöglichen auf geeigneten Testflächen (keine Denitrifikation, gleichmäßige Sickerwasserverlagerung, unbedeutender Makroporenfluss) eine sehr zuverlässige Ermittlung der tatsächlichen Sickerwasserqualität in der Dränzone unterhalb der Wurzelzone (Antony *et al.*, 2012). Durch die tiefenbezogene Auswertung der Nitratkonzentrationen mit Zuhilfenahme von Sulfatkonzentrationen kann die Bedeutung eines möglichen Nitratabbaus durch Denitrifikation in der Sickerwasser-Dränzone qualitativ beurteilt werden. Unter günstigen Voraussetzungen wird der Effekt von Bewirtschaftungsänderungen bereits innerhalb des Tiefenprofils sichtbar.

Zur zielführenden Interpretation der Ergebnisse ist die Berücksichtigung der standorttypischen und jahresspezifischen Sickerwassermengen, Austauschraten und Verlagerungstiefen notwendig. Die Sickerwassermengen, die für die Berechnung der Austauschraten, Verlagerungstiefen und Frachten benötigt werden, wurden mit zwei unterschiedlichen Modellen berechnet, die in Kapitel 2.3.4 genauer beschrieben werden.

In allen fünf Testgebieten wurden auf drei Testflächen jedes Testbetriebes jährlich (2017-2020) Nitrattiefenprofile erstellt. Die Beprobung erfolgte im Bodenbereich zwischen 120 und 300 cm Tiefe mit je fünf Wiederholungen pro Schlag. Die Beprobungspunkte wurden per GPS eingemessen, sodass für bessere Vergleichbarkeit bei jeder Messung die gleichen Beprobungspunkte verwendet wurden. Bepробt wurden die Tiefenstufen 120-160 cm, 160-200 cm, 200-250 cm und 250-300 cm. Analytisch erfasst wurden Nitrat-N und Ammonium-N gemäß Vdlufa (2002), Sulfat gemäß Vdlufa, 2016 und der gravimetrische Wassergehalt gemäß Vdlufa (1991). Die Untersuchungen für alle Testgebiete wurden vom Landwirtschaftlichem Labor Dr. Janssen GmbH in Gillersheim durchgeführt. Zudem wurde für jede Bohrung über die gesamte Tiefe von 0-300 cm tiefenunterteilt eine geologisch-bodenkundliche Substratansprache gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) gemacht, dabei wurde auch die Bodenart mittels Fingerprobe bestimmt. Für die Lagerungsdichten zur Umrechnung einer Konzentration auf eine Menge wurden Standardwerte verwendet. Für die Analysewerte wurden aus den fünf Einzelproben pro Schlag jeweils Mediane und mittlere absolute Abweichungen (MAD) je Tiefenstufe berechnet. Detaillierte Informationen zu Probennahme, Profilansprache, Transport, Lagerung und Analytik sind dem Pflichtenheft zu den stofflich-analytischen Frühindikatoren zu entnehmen (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

2.3.2.3 Drainagemessungen

Drainagemessungen stellen auf stauwasserbeeinflussten Standorten eine Ergänzung zu Nitrattiefenprofilen dar. Durch die Drainagen wird eine laterale Abführung des an wenig wasserdurchlässigen Bodenschichten gestauten Wassers erwirkt. Das so fortgeleitete Wasser spiegelt die Nitratkonzentration des aus der Wurzelzone verlagerten Sickerwassers wider und kann als Indikator für die Einschätzung von Verringerungen der Nitratgehalte in der Wurzelzone genutzt werden. Die Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse hängt in erheblichem Maße von der genauen Kenntnis des Einzugsbereiches und dessen Heterogenität, den bodenkundlich-geohydrologischen Eigenschaften und möglichen Stoffumsatzprozessen ab (Zander *et al.*, 2015).

In den Testgebieten „Schilde“ (MV) und „Wagrien“ (SH) ist in weiten Teilen die Drainage Grundvoraussetzung für eine landwirtschaftliche Nutzung. In diesen Testgebieten ist das Dränwasser ein wesentlicher Austragspfad für Nitrat-N und Ammonium-N aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Daher wurden in den Testgebieten Wagrien und Schilde Drainagemessungen durchgeführt, und zwar an 50 festen Probennahmepunkten im Testgebiet Wagrien und an neun festen Probennahmepunkten im Testgebiet Schilde. Als Probennahmepunkte dienten Sammelschächte und Drainageausläufe in den Vorfluter. Sie sollten jeweils einer oder mehreren Testflächen zugeordnet werden können. Die Probennahme erfolgte während der Projektlaufzeit jeweils von Anfang Oktober

bis Ende April in einem 14-tägigen Abstand. Die Proben wurden auf Nitrat-N und Ammonium-N hin untersucht, außerdem wurden bei der Probennahme die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert bestimmt. Aufgrund eingeschränkter technischer Möglichkeiten sowie zum Teil fehlender Detailschärfe zum Zustand und Einzugsbereich der Drainagenetze wurden keine Abflussmengen ermittelt. Daher können keine genauen Angaben über Nitratfrachten aus den Drainagebeprobungen abgeleitet werden. Die Untersuchungen für das Testgebiet Wagrien wurden vom Labor LUFA-ITL GmbH in Kiel durchgeführt, diejenigen für das Testgebiet Schilde von der LUFA Rostock der LMS. Detaillierte Informationen zur Probennahme, Transport, Lagerung und Analytik sind dem Pflichtenheft zu den stofflich-analytischen Frühindikatoren zu entnehmen (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

2.3.3 Sonstige Messungen und Untersuchungen

2.3.3.1 Laborvergleich bei N_{min} -Analysen

Die N_{min} -Analysen im Demonstrationsvorhaben wurden in zwei unterschiedlichen Laboren durchgeführt. Die Untersuchungen für die Testgebiete Wagrien, Ilmenau, Querfurter Platte und Aichach wurden vom Labor AGROLAB Agrar und Umwelt GmbH – Sarstedt durchgeführt, diejenigen für das Testgebiet Schilde von der LUFA Rostock der LMS. Um die Vergleichbarkeit der gemessenen Werte zu gewährleisten, wurde in den Jahren 2017 und 2020 ein verdeckter Laborvergleich durchgeführt. Dazu wurden drei (2017) bzw. 12 (2020) N_{min} -Proben mit drei bzw. vier Wiederholungen aus verschiedenen Versuchsflächen des JKI in Braunschweig entnommen. Die Proben wurden homogenisiert und in jeweils drei Einzelproben aufgeteilt. Diese wurden an die Labore AGROLAB Agrar und Umwelt GmbH – Sarstedt, LUFA Rostock der LMS und das Labor des Instituts für Pflanzenbau und Bodenkunde des JKI in Braunschweig verschickt und untersucht. Die Messergebnisse zeigten keinen signifikanten Unterschied zwischen den Laboren. Die Standardabweichungen (± 1) zwischen den Wiederholungen lagen jeweils unter 10 kg N ha^{-1} .

2.3.3.2 Humusuntersuchungen

Bei einem Humusgehalt von über 4 % wird ein Standort als „Stickstoff-Quellenstandort“ eingestuft (DüV, 2017) wodurch bewirtschaftungsbedingte Effekte einer möglichen natürlichen Überlagerung unterliegen können. Ein Humusgehalt von unter 4 % war eines der Auswahlkriterien für die Testflächen, um eine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch Mineralisation ausschließen zu können. Um dies für die Testflächen zu bestätigen und um gemessene N_{min} -Werte besser interpretieren zu können, wurden im Frühjahr 2018 auf allen Testflächen einmalig Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) bestimmt.

Dazu wurden jeweils ca. 120 g Boden aus den Proben der Frühjahrs- N_{min} -Beprobung 2018 (Tiefe 0-30 cm) entnommen. Die Proben entsprechen also jeweils einer Mischprobe aus 18 Einstichen über die Testparzelle. Aus Kapazitätsgründen wurden die Proben der Testgebiete in Bayern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein im Labor des Instituts für Pflanzenbau und Bodenkunde des JKI, die Proben aus Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt im Labor der Bodenzustandserhebung am Thünen Institut (TI) in Braunschweig analysiert. Die Probenaufbereitung und Analyse erfolgte gemäß dem Vorgehen von Poeplau und Don (2013). Es wurden der Gehalt an organischem Kohlenstoff C_{org} (Gewichts-%), Gesamtkohlenstoff C_{total} (Gewichts-%) und ggf. Carbonat-C (Gewichts-%) bestimmt. Die Proben wurden im Trockenschrank bei 40°C für mindestens eine Woche getrocknet und mit einer Siebrüttelplatte auf 2 mm gesiebt. Wurzeln, Steine und weitere organische Bestandteile wurden manuell entfernt. Anschließend wurde die Probe im Mahlbecher für 1-2 Minuten in der Kugelmühle gemahlen. Die gemahlenen Proben wurden am TI in einem VarioMax Elementar (Elementar Analysensysteme GmbH) und am JKI mit einem C/N Element Analyzer (Elementar Analysensysteme GmbH) auf Gesamtkohlenstoff C_{total} (Gewichts-%) hin analysiert. Proben mit einem $\text{pH} > 6,3$, der das Vorhandensein von Carbonat anzeigen kann, wurden zur Bestimmung des mineralischen Kohlenstoffgehaltes bei 450°C für 16 h verascht. Dazu wurde ein Teil der aufbereiteten Mahlprobe

verwendet. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) wurde schließlich mit dem Faktor 1.72 in Humusgehalt umgerechnet. Im Testgebiet Aichach lag Calciumcarbonat ($CaCO_3$) in den Proben vor. Daher wurde bei diesen Proben zusätzlich der anorganische Kohlenstoffgehalt am JKI nach dem Scheibler-Verfahren bestimmt und vom Gesamtkohlenstoffgehalt abgezogen, um den korrekten organischen Kohlenstoffgehalt zu ermitteln.

2.3.3.3 Wetterdaten

Das Klima und vor allem die Witterung beeinflussen sowohl die Pflanzenentwicklung als auch die Verlagerungsgeschwindigkeit und Stickstoffumsetzungsprozesse in den Böden. Die klimatische Charakterisierung der Testgebiete ist daher wichtig, um die Stickstoffauswaschungsgefährdung zu beurteilen. Dafür wurden jährliche und monatliche langjährige Mittelwerte für Niederschlag und Temperatur für den Zeitraum 1981-2010 aus Tageswerten berechnet. Die Wetterdaten stammen von Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Verwendet wurden jeweils Daten von der dem Testgebiet am nächsten gelegenen Wetterstation, für die über den gesamten langjährigen Zeitraum Datenreihen vorhanden waren. Das waren folgende Wetterstationen: Kiel-Holtenau (Nr. 10046) für Wagrien (SH), Schwerin (Nr. 10162) für Schilde (MV), Boizenburg (Nr. 10249) für Ilmenau (NI), Artern (Nr. 10460) für Querfurter Platte (ST) und Augsburg (Nr. 10852) für Aichach (BY).

Für die Darstellung der Wetterdaten während des Projektzeitraums (1/2017- 3/2021) sowie für die Berechnung der Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen wurden jeweils die den Testflächen am nächsten gelegenen Wetterstationen verwendet. Da für diesen Zeitraum zum Teil mehr Wetterstationen vorhanden waren als für den langjährigen Zeitraum sind dies zum Teil andere Wetterstationen: Howacht (Nr. AA481) und Pelzerhagen (Nr. 10152) für Wagrien (SH), Boizenburg (Nr. 10249) und Schwerin (Nr. 10162) für Schilde (MV), Uelzen (Nr. EE475) und Wendisch Evern (Nr. EE298) für Ilmenau (NI), Querfurt-Lodersleben (Nr. NN748) und Naumburg-Kreipitzsch/Saale (Nr. NN942) für Querfurter Platte (ST) und Augsburg (Nr. 10852) für Aichach (Bayern). Für die Darstellung der Wetterdaten für das gesamte Testgebiet wurden die Daten gemittelt, wenn diese von zwei Stationen genommen wurden. So sind die langjährigen Mittelwerte nicht 1:1 mit den aktuellen Werten vergleichbar. Das generelle Bild wird jedoch mit ausreichender Genauigkeit nachgezeichnet.

2.3.4 Bestimmung der Sickerwassermenge

Sickerwasser ist das Wasser in der ungesättigten Bodenzone, das den durchwurzelten Bereich Richtung Grundwasser verlässt und somit nicht mehr für die Pflanzen verfügbar ist (Antony *et al.*, 2012). Sickerwasserbildung tritt überwiegend im Winterhalbjahr auf. Die Sickerwassermenge ist eine wichtige Größe, um die Verlagerungstiefe, die Austauschhäufigkeit, die Nitratkonzentration im Sickerwasser und Nitratfrachten aus der Wurzelzone in die Sickerwasserzone und später ins Grundwasser zu quantifizieren. Mit diesen Kenngrößen kann abgeschätzt werden, wie schnell sich praktische Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung im Sickerwasser bzw. später im Grundwasser auswirken. Mit dieser Kenntnis können z.B. die in den Tiefenprofilen gemessenen Nitratkonzentrationen bestimmten Jahren oder Bewirtschaftungsmethoden zugeordnet werden.

Mit dem Ziel das Sickerwasseraufkommen auf den Testflächen möglichst genau zu quantifizieren, wurden zwei Modelle zur Berechnung der jährlichen Sickerwassermenge verwendet. Zum einen wurde in Kooperation mit dem Deutschen Wetter Dienst (DWD), Fachbereich Agrarmeteorologie in Braunschweig, das Wasserhaushaltsmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) für die 24 Intensivmessflächen parametrisiert. Zum anderen wurden für diese 24 Flächen die jährlichen Sickerwassermengen mit dem Modell nach Renger berechnet (Renger, 2002). Auf den Intensivmessflächen standen neben den Bewirtschaftungsdaten, N_{min} -Messdaten und Nitrattiefenprofilen auch 14-tägig gemessene Bodenwassergehalte aus den N_{min} -Zeitreihen im Winterhalbjahr zur Verfügung, die für die Kalibrierung des AMBAV Modells verwendet wurden. Für die Abschätzung durchschnittlicher jährlicher Sickerwassermengen wurden für jedes Testgebiet für jede der beiden Methoden arithmetische Mittelwerte berechnet. Sofern wissenschaftliche Publikationen zu abgeschätzten durchschnittlichen

jährlichen Sickerwassermengen für die Testgebiete vorhanden waren, wurden auch diese Informationen zur Einordnung der Größenordnung der jährlichen Sickerwassermenge herangezogen.

Das verwendete Modell „AMBAV - Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung“ (Löpmeier, 2019) ist ein einfaches Modell zur Berechnung der Bodenfeuchte unter Berücksichtigung der potenziellen und der aktuellen pflanzenspezifischen Verdunstung unter verschiedenen Kulturen. Der DWD berechnet mit diesem Modell täglich die Bodenfeuchte für die Bundesrepublik Deutschland und veröffentlicht sie tagesaktuell (https://www.dwd.de/DE/leistungen/bodenfeuchte_dl/bodenfeuchtedl.html?nn=380288). Das Modell basiert auf dem Penman-Monteith-Ansatz zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration. Dabei wurden von den in den Testgebieten vorhandenen Wetterstationen des DWD (vgl. Kap. 2.3.3.3) stündliche Daten zu Lufttemperatur, relativer Luftfeuchte, Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung und thermischer Himmelsstrahlung verwendet. Testflächen-spezifisch wurden Bodeneigenschaften (Bodenarten und Humusklassen), Anbaudaten wie Aussaat- und Erntetermine, angebaute Kulturarten und deren phänologische Entwicklung, maximale Durchwurzelungstiefe und Biomasseertrag eingespeist. Berechnung, die in Ilmenau teilweise eine Rolle spielt, wurde nicht berücksichtigt. Über einen Reduktionsfaktor, welcher die jeweils aktuell berechnete Bodenfeuchte berücksichtigt, wird in dem Modell die reale Evapotranspiration ermittelt. Anhand der eingespeisten Bodendaten wurden im Modell standortspezifische Bodenkennwerte wie nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität und permanenter Welkepunkt berechnet. Mit diesen Daten wird dann fortlaufend über die Wasserhaushaltsgleichung die tägliche Sickerwassermenge abgeschätzt. In den Berechnungen wurde der Tiefenbereich von 0-90 cm berücksichtigt. Die manuelle Kalibrierung des Modells erfolgte anhand der gravimetrischen Bodenwassergehalte, die im Zuge der 14-tägigen $N_{\min}$ -Zeitreihen gemessen wurden.

In dem Modell von Renger (1992), erweitert durch Renger (2002), wird die jährliche Sickerwassermenge nutzungsabhängig für Nadelwald, Acker- und Grünland in drei Regressionsgleichungen berechnet (Renger, 1992). Die Vorteile dieses Verfahrens liegen in dem überschaubaren Datenbedarf, der für die Berechnung benötigt wird, und in der Berücksichtigung von Boden, Klima und Nutzung. Die jährliche Sickerwasserberechnung beschreibt nur den winterlichen Sickerwasserstrom (Renger, 2002). Sickerwasserflüsse durch Starkregenereignisse im Sommer oder Bewässerung sowie durch Makroporen werden nicht berücksichtigt.

Die Regressionsgleichungen berücksichtigen die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Sickerwassermenge: die Niederschlagsmenge, aufgeteilt in Winter- und Sommerniederschlag, die jährliche potenzielle Evapotranspiration in Abhängigkeit von der Nutzung und die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge (Renger, 2002). Hier wurde die Regressionsgleichung für Ackerland verwendet. Diese wies mit einem Korrelationskoeffizienten $R = 0,84$ eine enge Beziehung zwischen der an Lysimetern gemessenen Sickerwassermenge SW [mm] und den verwendeten Klima- und Bodenkennwerten auf (Renger, 1992). Die Regressionsgleichung für Ackerland lautet:

$$SW = 0,92N_{Wi} + 0,61N_{So} - 153(\log Wpfl) - 0,12(E_{Haude}) + 109 \quad (7)$$

mit der Niederschlagsmenge des Winterhalbjahres vom 1.10.-31.3. des Folgejahres N_{Wi} [mm] und des Sommerhalbjahres vom 1.4.-30.9. N_{So} [mm], der jährlichen potenziellen Evapotranspiration nach Haude für Ackernutzung E_{Haude} [mm] und dem dekadischen Logarithmus der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge $Wpfl$ [mm]. Diese wird berechnet nach:

$$Wpfl = nFK_{we} + A_k \quad (8)$$

mit der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes nFK_{we} [mm] und dem kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser an die Untergrenze des effektiven Wurzelraumes A_k [mm].

Bei der verwendeten Regressionsgleichung für Ackerland wurde als Fruchtart Wintergetreide ohne Zwischenfrucht zugrunde gelegt. Für andere Fruchtarten gelten folgende Korrekturen: Sommergetreide: $+ 50 \text{ mm a}^{-1}$, Feldgemüse: $+ 50 \text{ mm a}^{-1}$, Kartoffeln: $+ 20 \text{ mm a}^{-1}$, Zuckerrüben:

– 10 mm a⁻¹ und Getreide mit Zwischenfrucht: – 30 mm a⁻¹ (Renger, 2002). Negative Werte für die Sickerwassermenge wurden gleich null gesetzt.

Die Daten für Niederschlag und potenzielle Evapotranspiration stammen von den jeweils nächstgelegenen Wetterstationen des DWD zu den Intensivmessflächen, für die die Sickerwassermengen berechnet wurden (vgl. Kapitel 2.3.3.3). Die Sickerwasserverlagerung in der Winterperiode wurde später mit den Herbst-N_{min}-Daten verknüpft. Daher erfolgte die Berechnung auf Basis der Niederschläge des Sommers und derjenigen des darauffolgenden Winters. Das Sickerwasserjahr wurde demnach vom April eines Jahres bis zum März des folgenden Jahres definiert. Im Testgebiet Ilmenau (NI) findet teilweise Beregnung statt. Diese wurde bei der Sickerwasserberechnung nicht berücksichtigt.

Zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrats wurden die Feldkapazität FK [mm] und die nutzbare Feldkapazität nFK [mm] bestimmt nach Wessolek *et al.* (2009) unter Berücksichtigung von Bodenart (nach Körnungsdreieck aus KA5, Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005), Ausgangsgestein, Bodenhorizont, Trockenrohdichte und Humusgehalt. Die detaillierte Vorgehensweise ist in Abschnitt 2.3.4.1 beschrieben. Die Tiefe des effektiven Wurzelraums wurde durch Faustzahlen aus dem Modell AMBAV abgeschätzt. Die mittlere nutzbare Feldkapazität der oberen 90 cm wurde mit der Wurzeltiefe multipliziert, um die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, das heißt die verfügbare Bodenwassermenge über die Durchwurzelungstiefe, zu berechnen. Die kapillare Aufstiegsrate A_k wird je nach Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraums und der Grundwasseroberfläche als entsprechende Rate addiert und kann für grundwasserferne Standorte (Grundwasserstände >1,5 bis 2 m unter Geländeoberkante) vernachlässigt werden (Renger, 2002). In unseren Testgebieten liegt die Grundwasseroberfläche in der Regel mehr als drei Meter unter der Geländeoberkante. Daher wurde kein Kapillaraufstieg berücksichtigt.

2.3.4.1 Bestimmung der Feldkapazität und der nutzbaren Feldkapazität

Die Feldkapazität und die nutzbare Feldkapazität wurden nach Wessolek *et al.* (2009) bestimmt unter Berücksichtigung von Bodenart (nach Körnungsdreieck aus KA5, Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005), Ausgangsgestein, Bodenhorizont, Trockenrohdichte und Humusgehalt. Bodenart, Ausgangsgestein und Bodenhorizont sowie Humusgehaltsklassen und Lagerungsdichteklassen wurden bei den Tiefbohrungen erhoben.

Die effektive Lagerungsdichte ist ein Kennwert, der den kombinierten Einfluss der Textur und der Trockenrohdichte auf den Verfestigungsgrad der Böden beschreibt (Wessolek *et al.*, 2009). Mit diesem Zusammenhang und unter Berücksichtigung des Humusgehalts wurde die Trockenrohdichte bestimmt. Dazu wurden aus den Daten zur Bodenart, die bei den Tiefbohrungen erhoben wurden, mit Hilfe des Körnungsdreiecks (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) prozentuale Anteile an Sand, Schluff und Ton festgelegt. Prozentuale Anteile an Sand, Schluff und Ton sowie die Lagerungsdichteklassen wurden für jede der drei Tiefenstufen (0-30, 30-60 und 60-90 cm) über die fünf Wiederholungen pro Schlag gemittelt. Fehlende Lagerungsdichteklassen in den Daten wurden vor der Mittelwertbildung für 0-30 cm Tiefe auf 2, für 30-60 und 60-90 cm Tiefe auf 3 gesetzt. Die Lagerungsdichteklassen wurden in die mittleren effektiven Lagerungsdichten der jeweiligen Klasse nach KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) umgerechnet (Tab. 2). Prozentuale Humusgehalte wurden für die obere Schicht (0-30 cm Tiefe) aus den Humusmessungen (vgl. Kap. 2.3.3.2) übernommen. Für die Schichten 30-60 cm und 60-90 cm wurden die bei den Tiefbohrungen erhobenen Humusgehaltsklassen in prozentuale Humusgehalte umgerechnet. Dafür wurden die mittleren Humusgehalte der jeweiligen Klassen nach KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) angenommen (Tab. 3). Wenn keine Humusgehaltsklassen angegeben waren, wurde der Humusgehalt auf 0,5 gesetzt. Das ist realistisch, da dies nur im Unterboden vorkam. Die Trockenrohdichte TRD [g cm⁻³] wurde dann aus der effektiven Lagerungsdichte LD [g cm⁻³] unter Berücksichtigung der Textur und des prozentualen Humusgehaltes Hu [Gewichts-%] berechnet mit (Wessolek *et al.*, 2009):

$$TRD_x = LD - 0,005 * Ton - 0,001 * Schluff \quad (9)$$

und

$$\begin{aligned}
 &\text{für } Hu \leq 1 && TRD = TRD_x \\
 &\text{für } 1 < Hu \leq 6 && TRD = TRD_x - 0,04Hu \\
 &\text{für } Hu > 6 && TRD = TRD_x - 0,03Hu
 \end{aligned} \tag{10}$$

mit der Hilfsvariable TRD_x [g cm^{-3}]. Die Trockenrohdichten wurden wieder in Klassen eingeteilt (Tab. 4), um sie Tabellenwerten aus Wessolek *et al.* (2009) zuordnen zu können. Die Feldkapazität (FK) und die nutzbare Feldkapazität (nFK) wurden dann für jede der drei Schichten (0-30, 30-60 und 60-90 cm) eines Schlags unter Berücksichtigung der Bodenart, der Trockenrohdichte, des Ausgangsgesteins, des Humusgehalts und des Bodenhorizonts aus Tabellen nach Wessolek *et al.* (2009) abgelesen.

Tab. 2: Mittlere effektive Lagerungsdichten der Lagerungsdichteklassen nach KA5 (Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Lagerungsdichteklasse	Effektive Lagerungsdichte [g cm^{-3}]
1	1,0
2	1,425
3	1,65
4	1,85
5	2,0

Tab. 3: Mittlere Humusgehalte der Humusgehaltssklassen nach KA5 (Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Humusgehaltssklasse	Humusgehalt in %
1	0,5
2	1,5
3	3,0
4	6,0

Tab. 4: Trockenrohdichten und Trockenrohdichteklassen verwendet für die Zuordnung zu Tabellenwerten.

Trockenrohdichte TRD [g cm^{-3}]	Trockenrohdichteklasse
$TRD \leq 0,9$	0,9
$0,9 < TRD \leq 1,2$	1,1
$1,2 < TRD \leq 1,4$	1,3
$1,4 < TRD \leq 1,6$	1,5
$1,6 < TRD \leq 1,8$	1,7
$TRD > 1,8$	1,9

2.3.5 Prognose der Nitratverlagerung

Neben der direkten Messung der Nitratkonzentration im Sickerwasser im Rahmen der Nitrat-Tiefenprofile wurden für die 24 Intensivmessflächen die Nitratverlagerung und die Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Herbst- $N_{\min}$ -Werten und modellierten winterlichen Sickerwassermengen abgeleitet. Um die Nitratverlagerung zu charakterisieren wurden die jährliche Verlagerungstiefe,

Austauschhäufigkeit und Aufenthaltsdauer sowie Frachten und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet.

Die wichtigsten standortspezifischen Faktoren, die die Nitratverlagerungsgeschwindigkeit unterhalb des Wurzelraumes bestimmen, sind die Klimaparameter Niederschlagsmenge und -verteilung sowie das Verdunstungspotenzial; bezüglich des Bodens sind dies Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte, die die Feldkapazität und die nutzbare Feldkapazität bestimmen. Die Lage im Gelände (Relief und Exposition) spielt ebenfalls eine Rolle. Außerdem beeinflusst die Nutzung, also die Pflanzenart, die den Wasserentzug bestimmt, sowie die Dauer der Bodenbedeckung die Verlagerungsgeschwindigkeit (Renger, 2002). Zusätzlich kann Beregnung eine Rolle bei der Verlagerungstiefe spielen, sie wurde hier aber nicht berücksichtigt.

Die Nitratverlagerung in der ungesättigten Bodenzone ist in erster Linie abhängig von der Höhe der Sickerwassermenge und dem Wassergehalt bei Feldkapazität. Die Verlagerungstiefe VT [cm] lässt sich ermitteln aus der Sickerwassermenge und der mittleren Feldkapazität im Profil $mFK90$ [mm cm⁻¹] (Renger, 2002):

$$VT = \frac{SW}{mFK90} \quad (11)$$

Die Austauschhäufigkeit AH [-] beschreibt wie häufig das Wasser in einem bestimmten Zeitraum (hier ein Jahr) komplett ausgetauscht und damit das gesamte Nitrat im Profil ausgewaschen wird. Sie berechnet sich aus der Sickerwassermenge und der Feldkapazität im Bodenprofil $FK90$ [mm] durch (Renger, 2002):

$$AH = \frac{SW}{FK90} \quad (12)$$

Die Aufenthaltsdauer AD [a] beschreibt, wie lange sich das Wasser und das darin gelöste Nitrat in einem bestimmten Tiefenbereich des Bodens aufhalten. Sie wird aus der betrachteten Profiltiefe T [cm], hier: 90 cm, und der Verlagerungstiefe berechnet.

$$AD = \frac{T}{VT} \quad (13)$$

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser c_{NO3} [mg l⁻¹] wird berechnet durch (Antony *et al.*, 2012):

$$\begin{aligned} \text{für } FK90 > SW: \quad c_{NO3} &= \frac{N_{min} \cdot 443}{FK90} \\ \text{für } FK90 \leq SW: \quad c_{NO3} &= \frac{N_{min} \cdot 443}{SWR} \end{aligned} \quad (14)$$

mit der N_{min} -Menge im Profil (0-90 cm) N_{min} [kg N ha⁻¹], der Feldkapazität im Bereich 0-90 cm $FK90$ [mm], dem Umrechnungsfaktor von Stickstoff zu Nitrat (4,43) kombiniert mit dem Faktor 100 zur Umrechnung der Einheiten (Millimeter in Liter Sickerwasser pro ha und kg in mg Nitrat) und der Sickerwassermenge im betrachteten Zeitraum SW [mm]. Die Nitratkonzentration bezieht sich auf den Tiefenbereich unterhalb der Wurzelzone, in den das Nitrat innerhalb des betrachteten Zeitraums verlagert wird. Dieser Tiefenbereich ist daher abhängig von der jeweiligen Sickerwassermenge und kann von Jahr zu Jahr und in verschiedenen Gebieten unterschiedlich sein.

Die Nitratfracht N_{Fracht} [kg N ha⁻¹] ist die Nitratmenge, die mit dem Sickerwasser aus der Wurzelzone ausgewaschen wird. Bei der Berechnung wird angenommen, dass das Nitrat gleichmäßig mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert wird (Antony *et al.*, 2012). Wenn die Sickerwassermenge größer ist als die Feldkapazität in 0-90 cm, wird der mineralische Stickstoff (in 0-90 cm) vollständig ausgewaschen, wenn die Sickerwassermenge kleiner ist als die Feldkapazität, wird nur ein Teil des Mineralstickstoffs ausgewaschen:

$$\text{für } SW > FK90: \quad N_{Fracht} = N_{min} \quad (15)$$

$$\text{für } SW \leq FK90: N_{Fracht} = \frac{N_{min\ SW}}{FK90}$$

2.4 Auswahl und bodenkundlich-geohydrologische Beschreibung der Testgebiete

Die Auswahl der Testgebiete erfolgte in Absprache mit den teilnehmenden Bundesländern. Ziel war es, Regionen mit überwiegendem Marktfruchtanbau und geringer Tierbesatzdichte einzubeziehen. Die Testgebiete wurden nicht maßgeblich unter der Prämisse einer statistischen Repräsentativität für bestimmte Betriebsstrukturen oder Boden-Klima-Räume ausgewählt. Die ausgewiesenen Testgebiete repräsentieren jeweils den Bereich über einem Grundwasserkörper. Die ausgewählten Grundwasserkörper gelten als belastet oder belastungsgefährdet und weisen entsprechend Nitratgehalte von mehr als 50 mg l⁻¹ bzw. 35 mg l⁻¹ bei steigendem Trend auf. Mit der Auswahl von Testgebieten in Ackerbauregionen wurde das Ziel verfolgt, das Indikatorenkonzept zunächst auf Standorten mit Stickstoff-Gleichgewichtsbedingungen im Boden, also unter quasi-kontrollierten Bedingungen anzuwenden. Diese sind auf Standorten von Futterbau- und Veredelungsbetrieben mit langjähriger organischer Düngung häufig nicht anzutreffen.

Zur Auswahl von geeigneten Testbetrieben und Testflächen und zur genauen Analyse der Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Nitratreinträgen und der Nitratkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser wurden detaillierte Erfassungen der bodenkundlich-geohydrologischen Situation in den jeweiligen Gebieten durchgeführt. Die ausführlichen Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in separaten Berichten beschrieben, die aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht veröffentlicht werden können. Für die zielführende Interpretation und Diskussion der Ergebnisse der einzelnen Testgebiete werden im Kapitel 3.1 die bedeutendsten und flächendominantesten bodenkundlich-geohydrologischen Eigenschaften, darunter Eigenschaften zur Durchlässigkeit, Stickstoffmineralisation und Denitrifikation für die einzelnen Testgebiete erläutert. Zudem werden die Witterungsbedingungen während des Messzeitraums in den einzelnen Testgebieten beschrieben.

2.5 Auswahl der Betriebe und Testflächen

Für die Teilnahme am Demonstrationsvorhaben wurden 48 landwirtschaftliche Vollerwerbs-Ackerbaubetriebe ausgewählt, je 12 Betriebe in den Testgebieten Ilmenau, rechts (NI), Querfurter Platte (ST) und Aichach (BY) und je sechs Betriebe in den Testgebieten Wagrien (SH) und Schilde (MV). Jeder Landwirtschaftsbetrieb stellte dem Demonstrationsvorhaben 12 Testflächen für das N_{min}-Messprogramm sowie die Bilanzgrunddaten dieser Schläge und die Betriebsdaten für die Ermittlung von periodenechten N-Bilanzen zur Verfügung.

Als Testbetriebe wurden wirtschaftlich erfolgreiche Vollerwerbsbetriebe mit für das jeweilige Testgebiet repräsentativer wirtschaftlicher Ausrichtung ausgewählt. Die Betriebe bilden dabei nicht die Vielfalt der landwirtschaftlichen Produktionsrichtungen einer Region ab, sondern nur den jeweiligen Produktionsschwerpunkt. Die Betriebe mussten bereit sein, betriebspezifische Daten weiterzugeben sowie Ackerschläge zur Durchführung der Messungen bereitzustellen. Sie sollten ebenfalls bereit sein mittel- bis langfristig am Vorhaben teilzunehmen. Die Testbetriebe innerhalb eines Testgebiet sollten sich hinsichtlich Produktionsschwerpunkt, Anbaustruktur und Flächenausstattung ähneln, so dass die Anzahl der Betriebe als statistische Wiederholung gewertet werden kann. So sollten Auswirkungen einer geänderten Bewirtschaftungsweise auf die Nitratfrachten mit höherer Wahrscheinlichkeit festgestellt werden können.

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms sollten Änderungen in der Bewirtschaftung, vor allem der Düngung, aufgezeigt werden. Diese sollten nicht durch Standortverhältnisse, z.B. Mineralisation, Immobilisierung oder Denitrifikation, überlagert werden. Daher kam der Auswahl der Testflächen eine hohe Bedeutung zu. Die ausgewählten Testflächen sollten auf grundwasserfernen Mineralböden mit

für die jeweiligen Testgebiete typischen Texturen liegen. Böden mit hohen Humusgehalten und somit mittlerer bis hoher Mineralisationsgefahr, sowie grundwasserbeeinflusste Böden mit oder ohne Torfauflage und Böden mit hoher Denitrifikationsleistung wurden aus dem Testflächennetz nach Möglichkeit ausgeschlossen.

Bei einem Humusgehalt von über 4 % wird ein Standort als „Stickstoff-Quellenstandort“ eingestuft (DüV, 2017). Ein Humusgehalt von unter 4 % war daher eines der Auswahlkriterien für die Testflächen, um eine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch Mineralisation auszuschließen. Um dies für die Testflächen zu bestätigen und um gemessene N_{min} -Werte besser interpretieren zu können, wurden im Frühjahr 2018 auf allen Testflächen einmalig Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) bestimmt (vgl. Kap.2.3.3.2). Bis auf sehr wenige Ausnahmen in den Testgebieten Schilde, Querfurter Platte und Aichach erfüllten die Humusgehalte der Testschläge dieses Kriterium.

Um Denitrifikation im Unterboden ausschließen zu können wären Detailinformationen zum Substrataufbau zwischen 100 und 300 cm Bodentiefe notwendig gewesen. Diese Angaben lagen nicht immer in hochaufgelöster Form vor, bzw. für den Bereich 200 bis 300 cm Bodentiefe waren gar keine flächendeckenden Angaben verfügbar. Daher konnte bei der Flächenauswahl Denitrifikation in der Sickerwasserdränzone nicht ausgeschlossen werden. Bei den Tiefbohrungen wurde neben Nitrat und Ammonium auch Sulfat gemessen, um durch erhöhte Sulfatwerte Rückschlüsse auf eventuell stattfindende Denitrifikation zu schließen. Zudem wurden bei den Tiefbohrungen teilweise Stauwasserhorizonte im Unterboden gefunden, in denen Denitrifikation sehr wahrscheinlich auftritt. Denitrifikation spielt in allen Testgebieten teilweise eine Rolle. Da durch die Datenerhebung Denitrifikation zumindest qualitativ festgestellt wurde, konnte diese Information bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

Neben den oben genannten Standortfaktoren wurden bei der Testflächenauswahl Bewirtschaftungs- und allgemeine Kriterien wie z.B. Schlaggröße, -geometrie oder Bewirtschaftungshistorie berücksichtigt. Um die Nitrat-Tiefbohrprofile bis in 300 cm Tiefe zu ermöglichen waren zudem tiefgründige Böden mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von mindestens 300 cm notwendig. Eine ausführliche Beschreibung der Auswahlkriterien findet sich im „Pflichtenheft zum stofflich-analytischen Frühindikatoren-Messprogramm“ (auf Anfrage beim JKI erhältlich).

Für die Durchführung der Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- N_{min} -Probennahme sowie die Nitrat-Tiefenprofile wurden sogenannte N_{min} -Repräsentativparzellen festgelegt, in denen sämtliche Messungen stattfanden. Die N_{min} -Parzellen bieten den Vorteil, dass bei jeder Messung derselbe Bereich des Testschlags beprobt wird, sodass nicht nur die Vergleichbarkeit über die Jahre gewährleistet ist, sondern auch Zusammenhänge zwischen Frühjahrs-, Ernte-, Herbst- N_{min} und Nitrat-Tiefenprofilen untersucht werden können. Die N_{min} -Parzellen haben eine Größe von 60 m x 120 m (7.200 m²). Schlaguntypische Bereiche, wie z.B. der Feldrand, Überlappungsbereiche, das Vorgewende, aber auch mögliche Feldmietenplätze, Rübenlager, Kuppen, Senken usw. wurden bei der Auswahl der Parzellen ausgeschlossen. Es liegen für alle Testflächen shape-Dateien vor. Alle Beprobungspunkte wurden per GPS eingemessen.

2.6 Datenbank und statistische Datenauswertung

2.6.1 Datenmanagement

Für die Erfassung, Speicherung und Übermittlung der erhobenen Daten wurde den regionalen Einrichtern (RE) vom Dienstleister Messprogramm-Qualitätsmanagement (MPQM) ein EDV-Programm (ReDaMa: Regionales Daten-Management) zur Verfügung gestellt. Das Programm enthält eine Funktion, mit der automatisch eine Shuttle-Datei erstellt wird. Diese Shuttle-Datei wird vom RE in einen VeraCrypt-Container kopiert und dann in verschlüsselter Form per E-Mail an das MPQM übermittelt.

Die Vollständigkeit der Datenlieferung wurde bereits teilweise dadurch sichergestellt, dass unvollständige Datensätze vom „Regionalen Datenmanager“ bei der Eingabe zurückgewiesen wurden. Nach der Datenübernahme durch das MPQM wurden diese nochmals auf Vollständigkeit der Datensätze überprüft. Mittels Filterung auf Tabellenebene konnten nicht ausgefüllte Pflichtfelder hierbei problemlos erkannt werden. Des Weiteren erfolgte eine Prüfung auf Vollständigkeit der Anzahl der Datensätze, soweit dies möglich war (z.B. mussten betriebsbezogene Daten immer für jeden Betrieb im Gebiet vorliegen, für alle Schläge musste wenigstens eine Hauptfrucht vorliegen). Bereits nach der Eingabe erfolgte eine grobe Prüfung auf Plausibilität. Werte im falschen Format werden vom Programm nicht angenommen. Um offensichtliche Fehler oder fragwürdige Daten bereits frühzeitig zu erkennen, war für verschiedene Daten eine Eingruppierung anhand bestimmter Prüfwerte in drei Kategorien vorgesehen:

- 1) Plausible Werte,
- 2) Auffällige Werte: Hier sollte nochmals eine Prüfung erfolgen,
- 3) Offensichtlich nicht plausible Werte: Hier ist von einem falschen Wert auszugehen.

Nach erfolgreicher Prüfung der Daten wurden diese beim MPQM in eine Sammel-Datenbank übernommen. Das Datenmodell dieser Datenbank entsprach dabei derjenigen des Regionalen Datenmanagers. Insofern waren Datenumwandlungen nicht notwendig. Durch die Konzeption des Datenmodells war sichergestellt, dass die Daten aller Gebiete ohne Konflikte zusammen verwaltet werden konnten (Verwendung von Bundeslandkürzeln oder GUIDs (*global unique identifiers*) im Primärschlüssel). Beim MPQM anfallende Daten (z.B. Daten der Tiefbohrungen) wurden direkt in diese Datenbank eingespielt. Die Sammel-Datenbank wurde verschlüsselt via VeraCrypt-Container dem JKI übermittelt.

Alle Datenbanken liegen in Microsoft Access® vor. Die Struktur der Sammel-Datenbank, die dem JKI als Auswertungsgrundlage dient, ist in Abb. 6 dargestellt. Der Umfang der Datenbankeinträge ist je Tabelle in Tab. 5 aufgeschlüsselt.

Die Datenabfrage und -auswertung wurde in R 4.0.3 (R Core Team, 2020) durchgeführt. Die Verknüpfung der Datenbank mit R erfolgte mit dem R-Paket *RODBC* (Ripley und Lapsley, 2020). Alle Tabellen der Datenbank wurden ausgelesen und als Rdata-Files verfügbar gemacht. Darauf folgend wurden die jeweiligen Tabellen verschnitten, um pro Indikator einen auswertbaren Datensatz zur Verfügung zu haben. Hier wurden einige Ergänzungen und Korrekturen eingeführt, z.B. wurden Testgebiets- und Fruchtkürzel eingeführt, Kurzbezeichnungen der Kulturen (Haupt- und Zwischenfrüchte) vereinheitlicht, die Zwischenfrucht-Codierung korrigiert und Hartweizen (*Durum*) wurde nach Saatdatum in Sommerhartweizen und Winterhartweizen korrigiert.

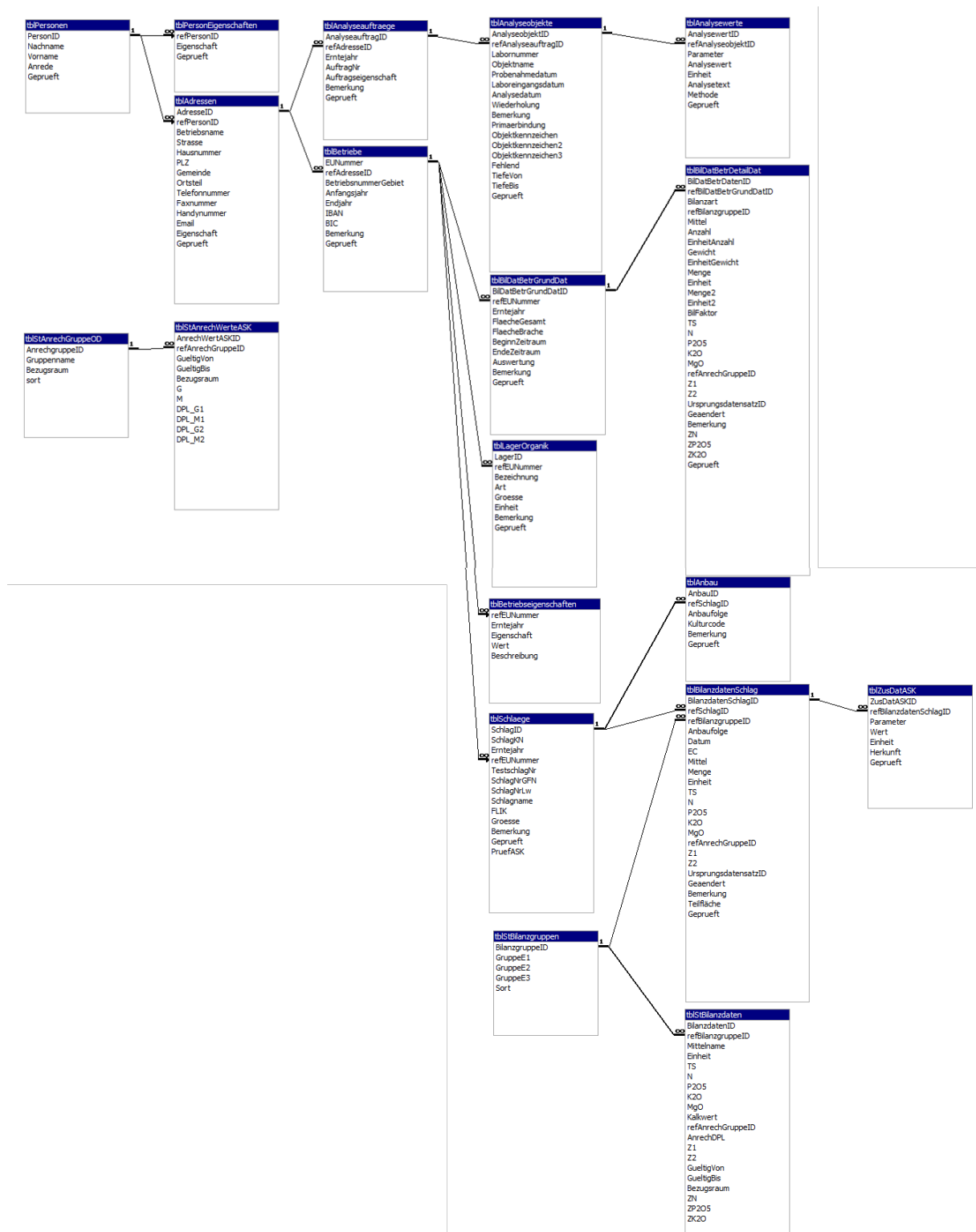


Abb. 6: Struktur der Datenbank. Tabellen mit ihren Eigenschaften und deren Beziehungen.

Tab. 5: Umfang der Sammel-Datenbank je Tabelle.

Tabelle	Anzahl der Einträge	Anzahl Eigenschaften
tblAdressen	71	14
tblAnalyseauftraege	891	7
tblAnalyseobjektBeprobungspunkt	3016	2
tblAnalyseobjekte	12334	17
tblAnalyseobjektSchlag	8745	4
tblAnalysewerte	167395	8
tblAnbau	9847	6
tblBeprobungspunkte	244	11
tblBetriebe	49	9
tblBetriebseigenschaften	770	5
tblBilanzdatenSchlag	30304	22
tblBilDatBetrDetailDat	6058	29
tblBilDatBetrGrundDat	284	10
tblLagerOrganik	11	8
tblPersonEigenschaften	67	3
tblPersonen	70	5
tblSchlaege	15441	13
tblSettingsBE	2	3
tblStAnrechGruppeOD	21	4
tblStAnrechWerteASK	88	11
tblStBilanzdaten	5372	20
tblStBilanzgruppen	19	5
tblStFruechte	2408	4
tblStVorgabewerte	93	6
tblZusDatASK	759	7

Stand: 28.03.2021

2.6.2 Statistische Datenauswertung

Die Auswertung des Datensatzes wurde in zwei Bereiche aufgeteilt: (1) die einzelbetriebliche Auswertung zur Darstellung des Ist-Zustandes und der zeitlichen Entwicklung auf Betriebs- und Testgebietsebene (Kap. 2.6.2.1) und (2) die weiterführende Analyse der Daten durch eine Random Forest Klassifikation, um Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren, betrieblichen Managementmaßnahmen und den Messgrößen der Frühindikatoren zu untersuchen (Kap. 2.6.2.2).

Die im Demonstrationsvorhaben erhobenen Daten wurden entsprechend auf mehreren räumlichen (Schlag, Betrieb, Testgebiet, Gesamtdatensatz) und zeitlichen Skalen (Zeitpunkt der Messung, Erntejahr, Projektzeitraum, Projektzeitraum inklusive Rückerhebungszeitraum) ausgewertet.

Zusätzlich dazu wurden fruchtartsspezifische Auswertungen auf den räumlichen (beginnend ab Betrieb) und zeitlichen Skalen durchgeführt (Abb. 7). Für die Früchte wurden Abkürzungen eingeführt, die

sowohl in den Analysen als auch in einigen Darstellungen verwendet wurden (Tab. 6). Alle Auswertungen wurden in R 4.0.3 durchgeführt (R Core Team, 2020).

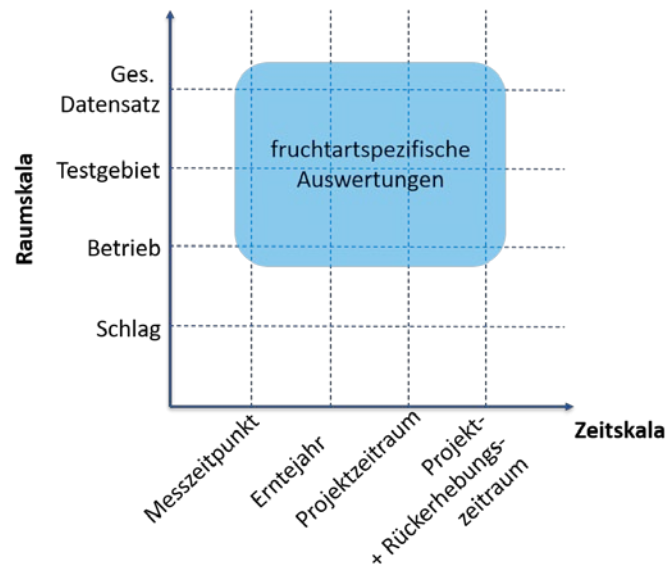


Abb. 7: Raum- und Zeitskalen für die Datenauswertung sowie Skalen der fruchtspezifischen Auswertungen.

Tab. 6: Abkürzungsverzeichnis der Feldfrüchte.

Abkürzung	Feldfrucht
BL	Blühstreifen einjährig, Blühstreifen/-fläche, Sonnenblumen
FR	Futterrüben
GE_LE	Gem. Leguminosen/Getreide
GE-X	Ausfallgetreide
GR	Grassamenvermehrung, Ackergras, Gras
LE	Ackerbohnen, Sojabohnen, Lupinen, Erbsen (Körnergew.), Luzerne, Klee, Gründüngung Hauptfrucht, Klee gras, Wicke, Luzerne-Gras
MA	Silomais, Körnermais, Mais mit Blüh- und/oder Bejagungsschneisen
OR	Winterraps
OR-X	Ausfallraps
PO	Kartoffeln (Speise), Stärke- u.a. Kartoffeln, sonst. Speisekartoffeln, Frühkartoffeln, Industriekartoffeln (Speise), Pflanzkartoffeln, Stärkekartoffeln, sonstige Kartoffeln
SG	Sommergerste
SH	Sommerhafer
SR	Sommerroggen
SW	Sommerweizen, Sommerhartweizen
VE	Gemüse, Zwiebeln, Gartenkürbis
WD	Winter-Dinkel
WG	Wintergerste
WR	Winterroggen
WT	(Winter-)Triticale
WW	Winterweizen, Winterhartweizen
ZF	Zwischenfrucht ohne Leguminosen
ZF-LE	Zwischenfrucht mit Leguminosen
ZR	Zuckerrüben

2.6.2.1 Einzelbetriebliche Auswertung

Die einzelbetriebliche Auswertung umfasst in allen Testgebieten die Analyse der Schlagbilanzen, der Hoftorbilanzen, $N_{\min}$ -Werte und der Tiefbohrdaten, sowie in den Testgebieten Wagrien und Schilde zusätzlich die Drainagemessungen. Die einmalig im Frühjahr 2018 durchgeführten Humusuntersuchungen im Oberboden (0–30 cm) wurden ebenfalls in die Auswertungen einbezogen.

Für alle Betriebe wurden rückwirkend ab 2013 Stickstoff-Hoftorbilanzen (vgl. Kapitel 2.3.1.1) sowie für alle Testschläge jährliche Stickstoff-Schlagbilanzen (vgl. Kapitel 2.3.1.2) berechnet. Seit der Ernte 2017 wurden auf allen Testschlägen die Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Gehalte in den obersten 90 cm in den drei Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm erfasst (vgl. Kapitel 2.3.2.1). Um die Schlagbilanzen und die $N_{\min}$ -Werte auf Betriebsebene darzustellen, wurden die jeweiligen Werte aller Testschläge eines Betriebes durch die Bildung arithmetischer Mittelwerte pro Erntejahr zusammengefasst. Bei den Schlagbilanzen wurde dies durchgeführt, wenn mindestens drei Schlagbilanzen pro Betrieb und Erntejahr vorlagen (normalerweise sollten 12 Schlagbilanzen pro Betrieb und Jahr vorhanden sein). Berechnet wurden die Mittelwerte der Schlagbilanzen jeweils für die N-Zufuhr, N-Abfuhr und den N-Saldo, bei den $N_{\min}$ -Werten als Summe aus 0-90 cm jeweils getrennt für Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte.

Aus den Schlagbilanzen wurden zudem Stickstoff-Fruchtbilanzen berechnet, in denen jeweils die Bilanzen der Testschläge eines Betriebes mit der gleichen Ackerkultur pro Erntejahr als arithmetische Mittel zusammengefasst wurden. Die $N_{\min}$ -Werte wurden analog zu den Schlagbilanzen fruchtartspezifisch ausgewertet. Für den Vergleich zwischen Betrieben in einem Testgebiet wurden für die Indikatoren (Schlagbilanzen, Fruchtbilanzen, Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte) jeweils

arithmetische Mittelwerte für jeden Betrieb über den gesamten Erhebungszeitraum und alle Testschläge des jeweiligen Betriebes gebildet. Dieser betriebsspezifische Mittelwert wurde auf Testgebietsebene sowohl mit den anderen Betrieben des Testgebietes als auch mit dem arithmetischen Mittel des Indikators auf Testgebietsebene verglichen. Die 14-tägigen $N_{\min}$ -Zeitreihen-Messungen, die auf insgesamt 24 Testschlägen durchgeführt wurden, wurden jeweils auf Schlagebene interpretiert.

Die zeitliche Entwicklung der Schlag- und Hoftorbilanzen wurde mit einem gleitenden dreijährigen Mittel beurteilt (Paket *forecast*, Hyndman *et al.*, 2020), sofern die Daten des jeweiligen Indikators für mindestens drei aufeinanderfolgende Erntejahre für den Betrieb zur Verfügung standen.

Zusätzlich wurden seit 2017 einmal jährlich auf drei Testschlägen pro Betrieb Tiefbohrprofile für den Tiefenbereich 120 bis 300 cm in vier Tiefenstufen und fünffacher Wiederholung pro Schlag erstellt (vgl. Kapitel 2.3.2.2). Aus diesen fünf Wiederholungen wurden für jede Tiefenstufe der Median ($\tilde{x}$) und die Median-Abweichung (MAD: $\text{median}(|x_i - \tilde{x}|)$) bestimmt. Die Ergebnisse der Tiefbohrprofile wurden auf Einzelschlagebene interpretiert.

Die einmalig im Frühjahr 2018 erhobenen Humusuntersuchungen (vgl. Kapitel 2.3.3.2) dienten der Charakterisierung einzelner Schläge und der einzelnen Testgebiete. Sie wurden als Interpretationshilfe der $N_{\min}$ -Werte auf Einzelschlagebene verwendet und in Histogrammen für die einzelnen Testgebiete zusammengefasst.

2.6.2.2 Weiterführende Analysen – Random Forest Klassifikation

Um die Indikatoren Nitratkonzentration im Sickerwasser und Herbst- $N_{\min}$ mittels Random Forest auf Schlagebene jahresspezifisch zu klassifizieren (Paket *randomForest*, Liaw und Wiener, 2002) und Zusammenhänge mit Standort- und Bewirtschaftungsparametern abbilden zu können, wurde der Datensatz inklusive aller Faktoren wie Messgrößen, Anbaufrüchten und Bodenarten berücksichtigt. Random Forest ist ein Regressions- und Klassifikationsverfahren (Breiman, 2001). Es basiert auf vielen unkorrelierten Entscheidungsbäumen, die aus einer zufälligen Auswahl der Faktoren bestehen und zu bestmöglichen Ergebnissen kombiniert werden. Dieser Algorithmus bietet viele Vorteile. Er hat kurze Trainings- und Evaluierungszeiten. Er ist schnell, effizient und robust auch bei großen Datensätzen. Die Wichtigkeit eines Faktors für die Klassifizierung wird durch die *mean variable importance* bestimmt. Außerdem können die Zusammenhänge der Faktoren bestimmt werden. Dieser Lernalgorithmus wird im Machine Learning eingesetzt (Hastie *et al.*, 2009).

Die Random Forest Klassifikation wurde sowohl für die Nitratkonzentration im Sickerwasser als auch für den Herbst- $N_{\min}$ als Zielvariablen für den gesamten Datensatz durchgeführt. Für die Zielvariable Nitratkonzentration im Sickerwasser wurden jeweils Mittelwerte aus allen Tiefenstufen und Wiederholungen pro Testschlag und Jahr verwendet, Dabei erfolgte eine Gewichtung über die jeweilige Schichtmächtigkeit der Beprobungstiefe. Die Zielvariable Herbst- $N_{\min}$ war jeweils die Summe des Herbst- $N_{\min}$ in 0-90 cm Tiefe pro Schlag und pro Jahr. Die untersuchten Faktoren nach Zielvariable sind in Tab. 7 aufgezählt.

Tab. 7: Faktoren in den Random Forest Klassifikationen nach Zielvariable (Indikator).

Faktor	Einheit	Parameter	Zielvariable: NO ₃ - Konzentration im Sickerwasser	Zielvariable: Herbst- $N_{\min}$
Testgebiet	-	<i>Testgebiet</i>	X	X
Erntejahr	[a]	<i>Jahr</i>	X	X
mittlerer Wassergehalt (Tiefe 120 - 300 cm)	[Vol.-%]	<i>H₂O_{av,120_300}</i>	X	
Hauptbodenart	-	<i>HauptBo_Art</i>	X	
Schlagbodenart	-	<i>SchlagBo_Art</i>	X	
Bodenhorizonte	-	<i>Horizonte</i> ,	X	

		<i>C, G, S</i>		
Humusgehalt	[Gew. %]	<i>Humus</i>	X	X
Schlagbilanzsaldo	[kg N ha ⁻¹]	<i>Saldo</i>	X	X
organischer Düngereinsatz	[kg N ha ⁻¹]	<i>D_{org}</i>	X	X
mineralischer Düngereinsatz	[kg N ha ⁻¹]	<i>D_{min}</i>	X	X
organische Herbstdüngung	[kg N ha ⁻¹]	<i>D_{org, Herbst}</i>	X	X
mineralische Herbstdüngung	[kg N ha ⁻¹]	<i>D_{min, Herbst}</i>	X	X
gesamte Zufuhr zur Schlagbilanz	[kg N ha ⁻¹]	<i>Zufuhr</i>	X	X
Erntemenge (Abfuhr aus der Schlagbilanz)	[kg N ha ⁻¹]	<i>HEG</i>	X	X
Herbst-N _{min}	[kg N ha ⁻¹]	<i>HerbstN_{min}</i>	X	
Frühjahrs-N _{min}	[kg N ha ⁻¹]	<i>FruehjN_{min}</i>	X	X
Ernte-N _{min}	[kg N ha ⁻¹]	<i>ErnteN_{min}</i>	X	X
Hauptfrucht und Vorfrüchte	-	<i>Frucht</i>	X	X
Zwischenfrucht	-	<i>ZF</i>	X	X
Bodenbearbeitung nach Art und Anzahl	[1]	<i>Egge</i> <i>Grubber</i> <i>Pflug</i> <i>sonst_BOB</i> <i>sumBOB</i>	X	X
Beregnungsmenge pro Jahr	[mm]	<i>Beregnung</i>	X	X
Niederschlagssumme des Jahres	[mm]	<i>NS</i>	X	X
Niederschlagssumme des Winterhalbjahres	[mm]	<i>NS_W</i>	X	X
Niederschlagssumme des Sommerhalbjahres	[mm]	<i>NS_S</i>	X	X
mittlerer Niederschlag der Jahre 1981-2010	[mm]	<i>NS_1981_2010</i>	X	X
mittlerer Sommerniederschlag der Jahre 1981-2010	[mm]	<i>NS_S_1981_2010</i>	X	X
mittlerer Winterniederschlag der Jahre 1981-2010	[mm]	<i>NS_W_1981_2010</i>	X	X
mittlere Temperatur des Jahres	[°C]	<i>Temp</i>	X	X
mittlere Temperatur des Winterhalbjahres	[°C]	<i>Temp_W</i>	X	X
mittlere Temperatur des Sommerhalbjahres	[°C]	<i>Temp_S</i>	X	X
mittlere Temperatur der Jahre 1981-2010	[°C]	<i>Temp_1981_2010</i>	X	X
mittlere Sommertemperatur der Jahre 1981-2010	[°C]	<i>Temp_S_1981_2010</i>	X	X
mittlere Wintertemperatur der Jahre 1981-2010	[°C]	<i>Temp_W_1981_2010</i>	X	X
Fruchtfolgentyp	-	<i>Maintype</i>	X	X
Anzahl der Früchte	[1]	<i>AnzahlFruechte</i>	X	X
Anzahl der Fruchtwechsel	[1]	<i>Tr</i>	X	X

Bei den Tiefbohrungen wurden für jede Tiefenstufe des Beprobungsbereichs (120-300 cm) und jede Wiederholung die Bodenarten nach Körnungsdreieck (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) bestimmt. Die Hauptbodenart (Ton, Schluff, Lehm oder Sand) für die Random Forest-Auswertung wurde für den jeweiligen Testschlag bestimmt als diejenige, die in allen Tiefen, Wiederholungen und Kampagnen auf einem Testschlag am häufigsten gefunden wurde. Die Bodenhorizonte wurden bei den Tiefbohrungen bei jeder Probennahme und Wiederholung angesprochen. Es wurde jeweils die häufigste Ansprache je Tiefenstufe als Bodenhorizont festgelegt. Für jeden beprobten Testschlag wurden alle Horizonte aus dem Tiefenbereich von 120 - 300 cm in die Auswertung aufgenommen. Das Winterhalbjahr der

Niederschlagssummen und der mittleren Temperaturen ist definiert als das nach der Ernte folgende Winterhalbjahr (Oktober bis März des Folgejahres).

Die Indikatoren NO_3 -Konzentration im Sickerwasser und Herbst- $\text{N}_{\min}$ wurden durch die gesamte vorliegende Historie des Testschlags parametrisiert. Dadurch wurden die in Tab. 7 genannten Faktoren sowohl für das Jahr, in dem der betrachtete Indikator erhoben wurde, berücksichtigt, als auch für jedes Jahr davor, sodass die Gesamtanzahl an berücksichtigten Faktoren entsprechend hoch war (vgl. Tab. 8). Das jeweils aktuelle Jahr des Indikators pro Testschlag ist durch den Index t im Faktor charakterisiert, das jeweils davorliegende Jahr mit $t-1$ usw. Beispielsweise ist die Hauptfrucht im Jahr der Messung des Indikators als Frucht_t und die Vorfrucht als Frucht_{t-1} beschrieben. Die Zielvariable (NO_3 -Konzentration im Sickerwasser oder Herbst- $\text{N}_{\min}$) wurde jeweils in zwei Klassen eingeteilt $\leq 50 \text{ mg l}^{-1}$ und $> 50 \text{ mg l}^{-1}$ bzw. $\leq 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ und $> 50 \text{ kg N ha}^{-1}$.

Die Methode im Paket *randomForest* (Liaw und Wiener, 2002) fordert einen vollständigen Datensatz ohne Fehlwerte. Dieses wurde erfüllt durch (1) Ausschluss von Faktoren, die weniger als zur Hälfte gefüllt waren und (2) anschließender Schätzung von Fehlwerten durch die Funktion *rfImpute* aus demselben Paket. Der Algorithmus setzt dazu zunächst für numerische Faktoren den Spaltenmedian und für kategorische Faktoren den häufigsten Wert ein. Davon ausgehend werden mit dem Random Forest Algorithmus diese Ersetzungen geschätzt. Die Proximitätsmatrix (Ähnlichkeitsmatrix) dient dabei als Kontrollparameter und der Faktor *Testgebiet* als Response. Der Umfang der Eingangsdaten und der davon geschätzten Daten ist in Tab. 8 zusammengefasst.

Tab. 8: Größe des gesamten Datensatzes (Gesamtdatensatz und nach Testgebiet) sowie die Menge der Eingangsdaten in die Random Forest Klassifikationen nach Zielgröße (Indikator) und Raumskala.

Zielvariable	Raumskala	Anzahl Schläge	Anzahl Mes- sungen	Anzahl Faktoren	Größe Datensatz	davon Anzahl geschätzte Da- ten
NO_3 - Konz.	gesamt Datensatz	144	565	124	70060	7191
	Wagrien	18	80	124	9920	322
	Schilde	18	70	125	8750	508
	Ilmenau	36	156	143	22308	2174
	Querfurter Platte	36	106	114	12084	1129
	Aichach	36	210	128	26880	4185
Herbst- $\text{N}_{\min}$	gesamt Datensatz	576	2289	93	212877	28483
	Wagrien	72	320	107	34240	3656
	Schilde	72	288	108	31104	4096
	Ilmenau	144	652	112	73024	8980
	Querfurter Platte	144	572	107	61204	6460
	Aichach	144	816	107	87312	13982

3 Ergebnis und Diskussion

3.1 Erkenntnisse der Studie zum Stand des Wissens (aus Stever-Schoo et al. 2020)

Im Rahmen der Studie sollten aktuelle Ergebnisse und Erkenntnisse der Bundesländer sowie benachbarter EU-Staaten (DK/NL) bezüglich der Eignung verschiedener Monitoringverfahren zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Nitratbelastungen in Grund- und Oberflächengewässern zusammengetragen werden. Diese Übersicht war die Grundlage für die zielgerichtete Entwicklung des Frühindikatorensystems im Demonstrationsvorhaben (Stever-Schoo *et al.*, 2020).

3.1.1 Nitrat-Messprogramme der Bundesländer und EU-Staaten

In allen Ländern gibt es umfangreiche Aktivitäten zur Aufklärung und Bewertung des Zusammenhanges zwischen Bewirtschaftungsmaßnahmen und Nitratreinträgen und zur Überwachung der Nitratbelastung im Sicker- und Dränwasser sowie in Grundwasserkörpern und Oberflächengewässern. In einigen Ländern hat insbesondere die Umsetzungspflicht der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu einer deutlichen Ausweitung der Untersuchungen beigetragen, während zum Teil auch auf bereits etablierte Aktivitäten zur Erfüllung der EG-Nitratrichtlinie und des Wasserhaushaltsgesetzes aufgesattelt werden konnte. Dabei arbeiten die Länder verstärkt auf eine zeitnahe Erfassung der Wirksamkeit von Maßnahmen mit Hilfe von Indikatoren hin. Überdies liefern Forschungsprojekte und Feldversuche wichtige Informationen zur zielgerichteten Planung und Durchführung von Grundwasserschutzmaßnahmen. Dies geschieht z.B. durch die Ermittlung gebietscharakteristischer bodenkundlicher und hydrogeologischer Daten, durch die Erfassung der Beschaffenheit und der Fließeigenschaften des Sicker- und Grundwassers sowie durch die Erhebung und Analyse grundwasserschutzrelevanter Daten von landwirtschaftlichen Betrieben.

Anhand ihrer Monitoring- und Forschungsaktivitäten haben die Länder umfangreiche Erfahrungen über die Anwendbarkeit und Aussagekraft unterschiedlicher Indikatoren gesammelt. Einige Länder führen z.B. regelmäßig großflächige N_{min} -Messkampagnen zur Quantifizierung reaktiver Stickstoffverbindungen im Boden durch, während andere vor allem auf die Auswertung von Daten der Agrarstatistik zur Berechnung von Nährstoffbilanzen unterschiedlicher Skalierung und darauf aufbauender Modellierungen setzen. Die Monitoringprogramme der Länder beinhalten meist sowohl kalkulatorische als auch stofflich-analytische Indikatoren. Kalkulatorische Indikatoren in Form von Nährstoffbilanzen erlauben die Betrachtung landwirtschaftlicher Flächen auf verschiedensten Skalenebenen und sind mit vergleichsweise geringem Aufwand ableitbar. Die Aussagekraft der Ergebnisse in Bezug auf die Nitratbelastung ist allerdings in erheblichem Maße abhängig von der Qualität der erhobenen Daten und der betrachteten Bezugsebene. Aber selbst bei schlagspezifischen Betrachtungen haben Untersuchungen einiger Länder gezeigt, dass ein Zusammenhang mit tatsächlich im Boden befindlichen Stickstoffmengen und den daraus resultierenden Auswaschungsverlusten nur bei der Betrachtung langjähriger Zeitreihen, jedoch nicht jahresscharf abgeleitet werden kann (Knoblauch *et al.*, 2013; LLG, 2017; Zander *et al.*, 2015). Dies kann vor allem auf die Faktorkombination aus Bewirtschaftung, Standort und Witterung und die dadurch bedingte Stickstoffdynamik im Boden zurückgeführt werden. Die Modellierung von Nährstoffausträgen auf Basis von Nährstoffüberschüssen ist daher in der Aussagefähigkeit eingeschränkt. Zudem fehlen in den Ländern für flächenhafte Betrachtungen ausreichende Datengrundlagen zur Validierung der Berechnungen (Kuhr *et al.*, 2014; Zander *et al.*, 2015). Abgesehen von den Schwächen bezüglich der Abschätzung von Nitratausträgen mit dem Sickerwasser liefern Nährstoffbilanzen wertvolle Informationen über das Nährstoffmanagement der Betriebe (Fraters *et al.*, 2011; Zander *et al.*, 2015).

3.1.2 Synthese und Diskussion der Ergebnisse zur Eignung ausgewählter Indikatoren

Die Ergebnisse aus den Ländern weisen darauf hin, dass ein Nitratmonitoring auf Basis gekoppelter kalkulatorischer (N-Bilanzen) und stofflich-analytischer ($N_{\min}$ -Methode und Nitrat-Tiefenprofile) Indikatoren geeignet ist, zeitnah die Auswirkungen von Gewässerschutzmaßnahmen abzubilden (Alscher *et al.*, 2016; Finck, 2017; Fraters *et al.*, 2011; Hülsbergen *et al.*, 2017; LU-MV, 2016; Steinmann, 2012; Svendsen und Norup, 2005; Zander *et al.*, 2015). Ergänzend sind Modellrechnungen zur Abbildung der Prozesse und Emissionspfade zur Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen in der Fläche zielführend (Gebel *et al.*, 2018; LARSIM, 2018; Schäfer *et al.*, 2015; Svendsen *et al.*, 2005; Wendland *et al.*, 2014; Zander *et al.*, 2015).

Für eine repräsentative Abbildung und Interpretation der Wirksamkeit von Maßnahmen mit Blick auf unterschiedliche Boden-Klimaräume und Betriebstypen sind jedoch geeignete Kriterien und Verfahren bei der Konzeptionierung von Betriebs- und Testflächennetzen zu definieren (Fraters *et al.*, 2007; Fraters *et al.*, 2011; Svendsen und Norup, 2005). Im Vergleich der Messprogramme der Bundesländer zeigen sich große Unterschiede bei den Vorgehensweisen zur Auswahl von Testbetrieben und -flächen. So können sich neben einer abweichenden Methodik bei Messungen und Berechnungen zusätzliche Probleme hinsichtlich einer Vergleichbarkeit der Ergebnisse bzw. der Implementierung der Programme der Länder in ein einheitliches Vorgehen ergeben. Das Demonstrationsvorhaben schafft daher perspektivisch die Grundlagen für harmonisierte Datenerhebungen und Monitoringprogramme auf landwirtschaftlichen Flächen, welche bundeslandübergreifend vergleichbare und auswertbare Ergebnisse liefern können.

Nachfolgend wird nun speziell die Eignung der im Untersuchungsumfang des Demonstrationsvorhabens verwendeten Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten zusammengefasst und diskutiert.

Kalkulatorische Erhebungen in Form von Nährstoffbilanzen werden auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen seitens der Länder eingesetzt. So werden u.a. auf Grundlage der Agrarstatistik und InVeKoS-Daten Nährstoffbilanzen auf der Ebene von Flussgebietseinheiten, Gemeinden, Bundesländern sowie des Bundes berechnet. Nährstoffbilanzen auf Betriebs- oder Einzelschlagebene (mitunter aggregiert) werden vor allem in der landwirtschaftlichen Beratung bzw. der Wasserschutzberatung eingesetzt. Die Vor- und Nachteile der einzelnen Bilanzierungsmethoden werden im Folgenden kurz diskutiert.

Die Hoftorbilanz lässt sich weitestgehend auf Grundlage von Buchführungsdaten erheben und wird allgemein als sehr aussagekräftig eingestuft (Bach und Frede, 2005; BAD, 2003; Zander *et al.*, 2015). Gegenüber der Feld-Stallbilanz liefert die Hoftor-Bilanz vor allem in Bezug auf viehhaltende Betriebe verlässlichere Daten. Beim Gebietsmonitoring werden repräsentative Referenzbetriebe ausgewählt und über einen möglichst langen Zeitraum betrachtet (Zander *et al.*, 2015). Der Bezugszeitraum sollte das Anbaujahr (periodenechte Berechnung) sein, um den Nährstoffeinsatz in direktem Bezug zur Nährstoffausfuhr aus dem Betrieb setzen und eine valide Aussage über die Effizienz der eingesetzten Nährstoffe abbilden zu können. Laut Zander *et al.* (2015) sollten nicht in der Produktion befindliche Flächen nicht in die Berechnungen einfließen. Da die Höhe gasförmiger Verluste in der Regel auf Schätzwerten beruht, ist die Aussagekraft der Brutto-Hoftorbilanz im Vergleich zur Netto-Hoftorbilanz als höher einzustufen, während zur Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser die Netto-Hoftorbilanz berechnet werden muss (Zander *et al.*, 2015).

Die Hoftor-Bilanzen werden in den Ländern normalerweise seitens der Wasserschutzberatung erstellt. Ein landesweites Monitoring mit Hoftor-Bilanzen erfolgt den Recherchen zufolge bislang in keinem der Bundesländer. Hier ergeben sich durch die Einführung der Stoffstrombilanz in Verbindung mit den geplanten Meldepflichten erweiterte Möglichkeiten.

Schlagbilanzen werden beim Nitrat-Monitoring auf Schlagebene, Gebietsebene und zur Bewertung einzelner Anbaukulturen und Fruchtfolgen sowie zur Prognose der Nitratkonzentration im

Sickerwasser eingesetzt. Aufgrund der mitunter verwendeten Schätzwerte über Nährstoffzufuhren mit Wirtschaftsdüngern, Erträge und Qualitäten sowie der auf der Fläche verbleibenden Erntereste ist die Aussagekraft der Schlagbilanzierung erfahrungsgemäß nicht so hoch wie die der Hoftorbilanzierung (Bach und Frede, 2005). Eine Plausibilitätsprüfung kann anhand eines Abgleichs mit der Hoftorbilanz erfolgen sofern sämtliche Schläge des Betriebes oder zumindest ein repräsentativer Anteil in die Prüfung einbezogen werden können (Zander *et al.*, 2015).

Schlagbilanzen werden in den Ländern vor allem im Versuchswesen, zur Ableitung von Düngeempfehlungen oder zur Bewertung von flächenbezogenen Grundwasserschutzmaßnahmen eingesetzt, sind aber durch Aggregierung auch beim Gebietsmonitoring oder zur Ableitung von potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser geeignet (Hülsbergen *et al.*, 2017; Zander *et al.*, 2015).

Bei den stofflich-analytischen Untersuchungen im Bereich der Wurzelzone wird am häufigsten die Herbst- N_{min} -Methode zur Abschätzung der N-Auswaschungsverluste vor Beginn der Sickerwasserperiode zum Monitoring einzelflächenbezogener Maßnahmen aber auch zum Gebietsmonitoring angewendet (Antony *et al.*, 2012; Apel *et al.*, 2011; BMUB und BMEL, 2017; Fraters *et al.*, 2011; Ketelsen, 2003; LTZ, 2016). Die Erfassung der mineralischen Stickstoffgehalte in der Wurzelzone hat den entscheidenden Vorteil, dass die über Bilanzen kaum abbildbare, jahresspezifische Variabilität der Stickstoffdynamik erfasst wird. Zudem sind die Probennahmen und Analysen mit vergleichsweise geringem Aufwand verbunden. Aus den Werten lassen sich durch Verknüpfen mit Sickerwasserraten Nitratgehalte und -frachten im Sickerwasser ableiten. Die N_{min} -Methode ist zu diesem Zweck allerdings nicht für alle Standorte gleichermaßen geeignet (Zander *et al.*, 2015). Zudem müssen für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einheitliche Bestimmungen bezüglich der Beprobungszeitpunkte, der Probengewinnung, dem Transport sowie der Analysen definiert werden. Hier haben sich im Vergleich der Länder zum Teil Abweichungen gezeigt, wodurch die Messwerte zumeist nicht für gebietsübergreifende Vergleiche verwendet werden können.

Nitrat-Tiefenprofile haben sich auf ausreichend tiefgründigen Standorten bei einzelflächenbezogenen Maßnahmen sowie im Gebietsmonitoring als besonders zuverlässig zur Ist-Zustandsbeschreibung und frühzeitigen Abbildung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Nitratbelastung des Sickerwassers erwiesen (Alscher *et al.*, 2016; Gebel *et al.*, 2018; Hülsbergen *et al.*, 2017; Ketelsen, 2003; Steinmann, 2010; Zander *et al.*, 2015). Nitrat-Tiefenprofile eignen sich laut Zander *et al.* (2015) zur Abbildung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für mehrere zurückliegende Jahre und zur Validierung von aus N_{min} -Untersuchungen prognostizierten Nitratkonzentrationen. Die direkte Messung der Sickerwassergüte in der Sickerwasser-Dränzone erfordert gegenüber kalkulatorischen Verfahren deutlich mehr Aufwand (Steinmann, 2010). Laut Zander *et al.* (2015) wird meist der Mittelwert der Nitratkonzentration im Tiefenprofil zur Bewertung der Wirksamkeit einer mehrjährigen Maßnahme herangezogen und im zeitlichen Verlauf durch Abgleich wiederholter Beprobungen zur Bewertung der Maßnahmenwirkung herangezogen. Bezüglich Flächenauswahl, Probennahme und Auswertung stellt die Methode ähnlich hohe Anforderungen wie die Herbst- N_{min} -Methode (Zander *et al.*, 2015).

Weiterhin werden in einigen Ländern Saugkerzenanlagen sowie Unterflurlysimeter zur genauen Bestimmung des Nährstoffaustrags mit dem Sickerwasser in Versuchen, zum Teil aber auch zu Monitoringzwecken, betrieben (Alscher *et al.*, 2017; Antony *et al.*, 2012; LfL, pers. Mitteilung, 7.3.2019; Grimm-Strele *et al.*, 2008; Knoblauch *et al.*, 2013; LLG, 2017; LWK-NI, 2014; Nerger, 2010). Lysimeter und Sickerwassersammelanlagen liefern sehr verlässliche Daten und eignen sich daher gut bei der Bewertung der Wirksamkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen in Exaktversuchen, lassen jedoch aufgrund des stationären Charakters sowie des hohen technischen und finanziellen Aufwandes nur Erfolgskontrollen auf repräsentativen Einzelstandorten zu. Die Anlagen werden daher vorwiegend im Rahmen der Bodendauerbeobachtung und in Demonstrationsvorhaben genutzt.

Die Beprobung von oberflächennahem Grundwasser dient der Beobachtung der Nitratkonzentration im neu gebildeten Grundwasser. Aufgrund der meist geringen Durchmischung im Grundwasser lässt

diese Methode eine räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtung der Belastungssituation zu. Dabei werden in den Ländern meist Teil- oder Gesamteinzugsgebiete mit dieser Methode erfasst. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass mit zunehmender Tiefe des Grundwasservorkommens in der Regel auch eine zunehmende zeitliche und räumliche Entkoppelung der Messergebnisse von den Bewirtschaftungsmaßnahmen verbunden ist (Zander *et al.*, 2015).

In einigen Bundesländern wurden in Form von Ist-Zustandsbeschreibungen, zum Teil auch über längere Zeiträume, verschiedene Modellansätze zur Quantifizierung von Nitratbelastungen und der Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade verwendet. Modellansätze eignen sich besonders dann, wenn Stoffumsetzungsprozesse im Boden und Grundwasserleiter zur Prognose langfristiger Erfolgsaussichten bestimmter Maßnahmen berücksichtigt werden müssen. Des Weiteren können im Rahmen von Ist-Zustandsbeschreibungen besonders gefährdete Gebiete abgegrenzt und dadurch gezielt in eine Prioritätensetzung eingebunden werden. Zudem lassen sich Interaktionen des Stofftransportes mit hydrologischen Daten und naturräumlichen Gegebenheiten von der Bodenoberfläche bis in die Oberflächengewässer nachvollziehen und für die gezielte Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen verwenden (Zander *et al.*, 2015). Grundlage für die Berechnungen sind in den meisten Fällen aggregierte Flächenbilanzüberschüsse auf Ebene unterschiedlicher Skalen (Ackermann *et al.*, 2015; Behrendt *et al.*, 2003; Finck und Stahr, 2012; Heidecke *et al.*, 2015; LUBW, 2015; Schäfer *et al.*, 2015; Wendland *et al.*, 2015).

Grundwassermodelle werden zur Beschreibung von Strömung und Stofftransport in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sowie in den Grundwasserleitern zur Ermittlung von Stoffkonzentrationen und Frachten angewendet. Strömung und Stofftransport werden mitunter bis in die Oberflächen- und Küstengewässer abgebildet. Wichtig für eine valide Abbildung der Prozesse ist eine abgesicherte Datengrundlage und eine fortlaufende Kalibrierung der Annahmen, vor allem an den Übergängen von der Wurzelzone zur ungesättigten Sickerwasserzone, dem Übergang ins Grundwasser, in die Grundwasserleiter bis hin zum Eintritt der Frachten in die Oberflächengewässer. Die Kalibrierung und Validierung der Modelle sind vor allem in heterogenen Gebieten anspruchsvoll. Ausreichende Daten sind für einen längeren Bezugszeitraum häufig nicht in ausreichender Auflösung und Qualität vorhanden (Kuhr *et al.*, 2014). Durch die meist stark flächenaggregierte Betrachtung ist ein Zusammenhang zwischen schlagbezogenen Messwerten und Modellergebnissen auf Ebene eines größeren Gebietes in der Regel nicht besonders groß und auch nicht zu erwarten. Allgemein hat sich daher die modellbasierte Ableitung regionalspezifisch tolerierbarer Flächenbilanzüberschüsse bislang als nicht hinreichend zielführend erwiesen.

In den EU-Nachbarstaaten Dänemark und Niederlande werden in die Monitoring-Aktivitäten regelmäßige, landesweit harmonisierte Messungen von Nitratkonzentrationen von der Wurzelzone über die Sickerwasser-Dränzone über Drainagen, Grundwasserleiter bis in Entwässerungsgräben und Oberflächengewässer einbezogen (Blicher-Mathiesen *et al.*, 2016; Fraters *et al.*, 2011; Goffau *et al.*, 2012; Svendsen *et al.*, 2005). Weiterführend werden auf Grundlage der Messdaten modellgestützte Bewertungen und Wirkungsbeziehungen sowie Prognosen und Szenarienrechnungen erstellt. Diese Staaten verfügen auf diese Weise über einen guten Überblick über die Eintragspfade, bewirtschaftungsbedingte sowie standortspezifische Effekte und die Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen und können auf langjährige Datenreihen zurückgreifen. Die Daten werden durch die zuständigen Einrichtungen zentral gebündelt und ausgewertet. Besonders zielführend haben sich dabei auch die im Vergleich zu Deutschland wesentlich umfangreicheren Meldepflichten der landwirtschaftlichen Betriebe gezeigt (Christel *et al.*, pers. Mitteilung, 23.8.2017).

3.1.3 Implementierung eines harmonisierten Monitoring-Konzepts in den Bundesländern

Bei der Entwicklung des Indikatorensystems müssen auch die bereits in den Ländern vorhandenen Ressourcen und Infrastrukturen mit Blick auf die Implementierung eines harmonisierten Monitorings bei der Ausarbeitung von Konzepten Berücksichtigung finden. Im Rahmen dieser Studie sollte daher

auch ein erster Überblick über den aktuellen Umfang der Aktivitäten vor allem hinsichtlich der Durchführung kontinuierlicher Messprogramme in den Bundesländern erarbeitet werden (Steverschoo *et al.*, 2020). Grundsätzlich liegen in allen Ländern umfangreiche Erfahrungen zum Monitoring von bewirtschaftungsbedingten Nitratbelastungen im Boden sowie im Sickerwasser vor. Dies ergibt sich unter anderem aus der Beratungstätigkeit und ordnungsrechtlichen Aufgaben der jeweiligen Landesfachbehörden oder z.B. aus den zahlreichen Wasserschutzkooperationen. Kontinuierliche Messprogramme, welche die Nährstoffeffizienz bzw. möglicherweise resultierende Umweltwirkungen auf Ebene sowohl des landwirtschaftlichen Betriebes als auch der Fläche beschreiben, werden aktuell hingegen nur in wenigen Bundesländern durchgeführt. Wollte man ein bundesweites Indikatoren-Monitoringprogramm in verschiedenen Bundesländern implementieren, müssten bestehende Messprogramme hinsichtlich ihrer Methodik (z.B. Auswahlkriterien für Testbetriebe und Testflächen, Probennahmeprotokolle, Berechnungsweise der Nährstoffbilanzen) detailliert erfasst und mit dem Vorgehen im Demonstrationsvorhaben abgeglichen werden. Da erwartungsgemäß mitunter deutliche Abweichungen zwischen den Methoden der Messprogramme bestehen, stellt sich im Fortgang die Frage, inwiefern bereits vorhandene Datenreihen genutzt bzw. weitergeführt werden können, entsprechende Datentransformationen möglich sind oder für einen Übergangszeitraum Erhebungen anhand unterschiedlicher Vorgehensweisen parallel erfolgen können.

3.2 Anwendung des Messprogramms in den Testgebieten und Analysen zur Nitratbelastung

Im Folgenden werden die Testgebiete einzeln beschrieben und analysiert. Die Auswertungen umfassen jeweils bodenkundlich-geohydrologische Voraussetzungen, Klima, Sickerwassermengen und Nitratverlagerungspotenzial, Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen, Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms und ein Fazit.

3.2.1 Wagrien

3.2.1.1 Bodenkundlich-geohydrologische Voraussetzungen

Das ca. 1221 km² große Testgebiet Wagrien liegt im Osten Schleswig-Holsteins und erstreckt sich von Laboe im Nordwesten über ca. 61 km bis nach Grömitz im Südosten. Die Nord-Süd-Erstreckung beträgt max. 56 km und reicht von Heiligenhafen bis Scharbeutz. Das Testgebiet wird im Norden durch die Kieler Bucht und im Osten durch die Lübecker Bucht begrenzt. Sechs Betriebe nahmen im Testgebiet Wagrien am Demonstrationsvorhaben teil. Diese stellten jeweils 12 Testflächen zur Verfügung, sodass insgesamt 72 Testflächen erfasst und beprobt wurden.

Im Testgebiet Wagrien ist die Bodengroßlandschaft „Grundmoränenplatten und Lehmige Endmoränen im Jungmoränengebiet Norddeutschlands“ verbreitet (s. Anhang Bodenkundlich geohydrologische Beschreibungen). Es dominieren grundwasserfreie Mineralböden (90 %). Davon sind 84 % vorwiegend durch Lehm und 6 % vorwiegend durch Sand geprägt (Abb. 8). Diese Unterscheidung ist insbesondere vor dem Hintergrund der Bewertung der Stoffaustragsgefahr entscheidend. Bei den flächenmäßig deutlich dominierenden durch Lehm geprägten Mineralböden treten Pseudogleye (stauwasserbeeinflusst) und Parabraunerden inklusive deren Übergangsbodentypen auf. Die durch Sand geprägten Böden lassen sich vor allem Podsol-Braunerden zuordnen. 10 % der Böden sind grundwasserbeeinflusst, davon sind 90 % Niedermoor und 10 % torffreie Böden. Die ausgewählten Testflächen im Gebiet liegen fast ausschließlich auf grundwasserfreien Mineralböden, meist mit lehmigem Untergrund (Abb. 8).

Bei den lehmgeprägten Mineralböden ist eine nur geringe Nitrat-Austragsgefahr in das Grundwasser zu erwarten. Während Pseudogleye mit deutlichem Stauwassereinfluss mittlere Denitrifikationsleistungen aufweisen, sind die Parabraunerden mit einer geringen Nitratabbaukapazität zu bewerten. Die deutlich selteneren grundwasserfreien Mineralböden mit sandigem Untergrund zeigen mit einer mittleren bis hohen Durchlässigkeit und gleichzeitig geringen Denitrifikationskapazität die höchste

Standortsensibilität gegenüber Stoffausträgen. Durch die fast flächendeckende Entwässerung mit Drainagen ist die Stoffaustragsgefahr im Testgebiet generell als hoch zu bewerten.

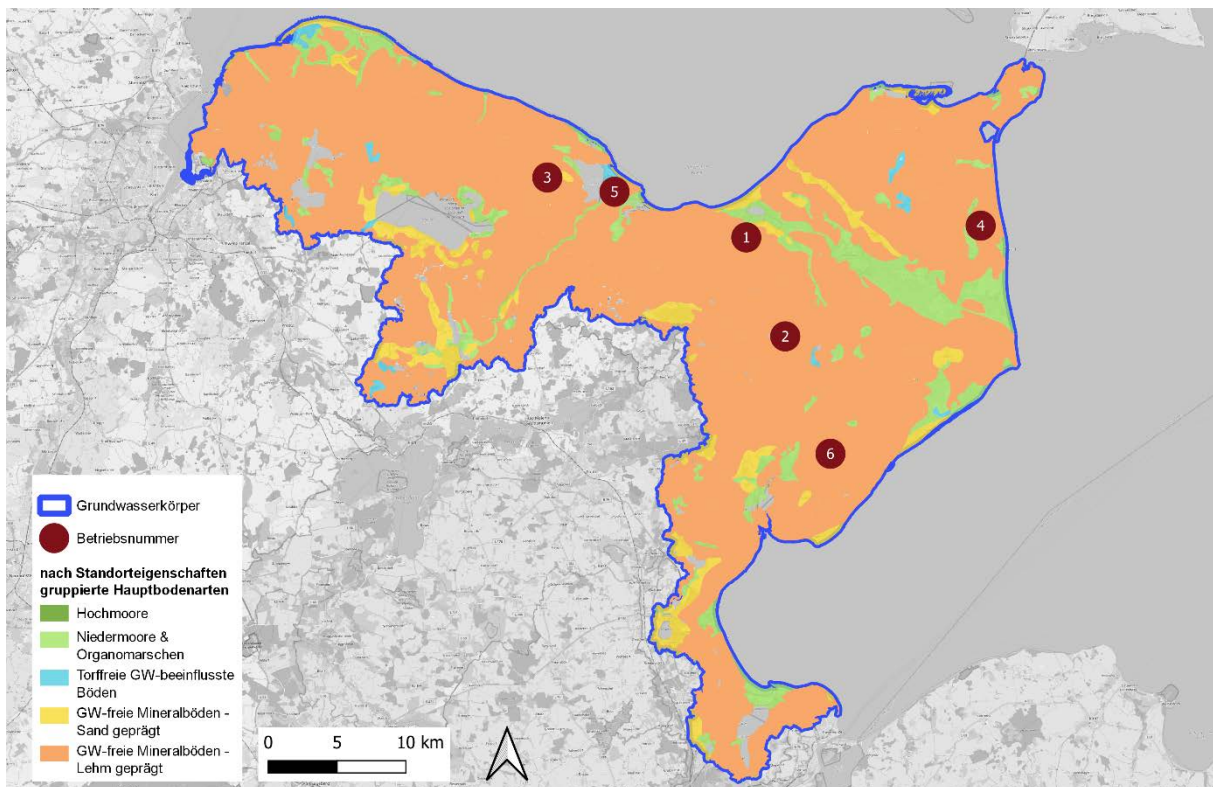


Abb. 8: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach BÜK 200 (LLUR) und Lage der sechs Testbetriebe im Testgebiet Wagrien.

Die Humusgehalte der ausgewählten Testflächen im Testgebiet Wagrien liegen zwischen 1,8 und 3,2 % und damit unter dem Schwellenwert von 4 % (Abb. 9). Somit wird für die Testflächen keine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch N-Mineralisation erwartet.

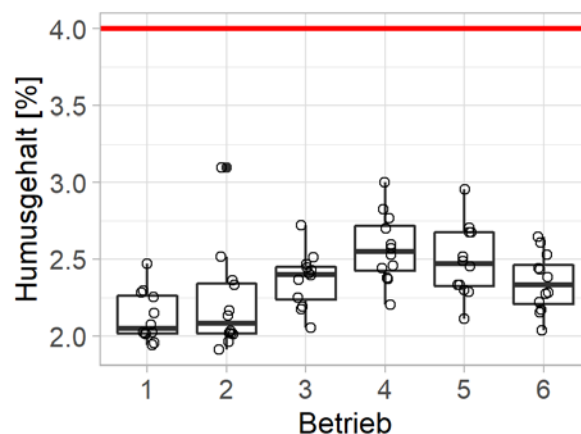


Abb. 9: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 72 Testflächen im Testgebiet Wagrien, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.

3.2.1.2 Klima

Die Niederschlagssummen im Testgebiet Wagrien erreichen im langjährigen Mittel (LJM) 781 mm bei einer Lufttemperatur von 8,9 °C (DWD-Wetterstation „Kiel-Holtenau“, Abb. 10). Rund 50 % der Niederschläge fallen im Winterhalbjahr. In den Jahren des Demonstrationsvorhabens schwankten die Jahresniederschläge stark. Das Jahr 2017 lag mit 810 mm im Bereich des LJM, während das Jahr 2018

mit 448 mm sehr trocken war (nur 57 % des LJM). In den Jahren 2019 und 2020 lagen die Niederschlagssummen mit 654 bzw. 625 mm um jeweils ca. 20 % unterhalb des LJM. Die Lufttemperaturen lagen in den Jahren 2017 bis 2020 deutlich über dem LJM.

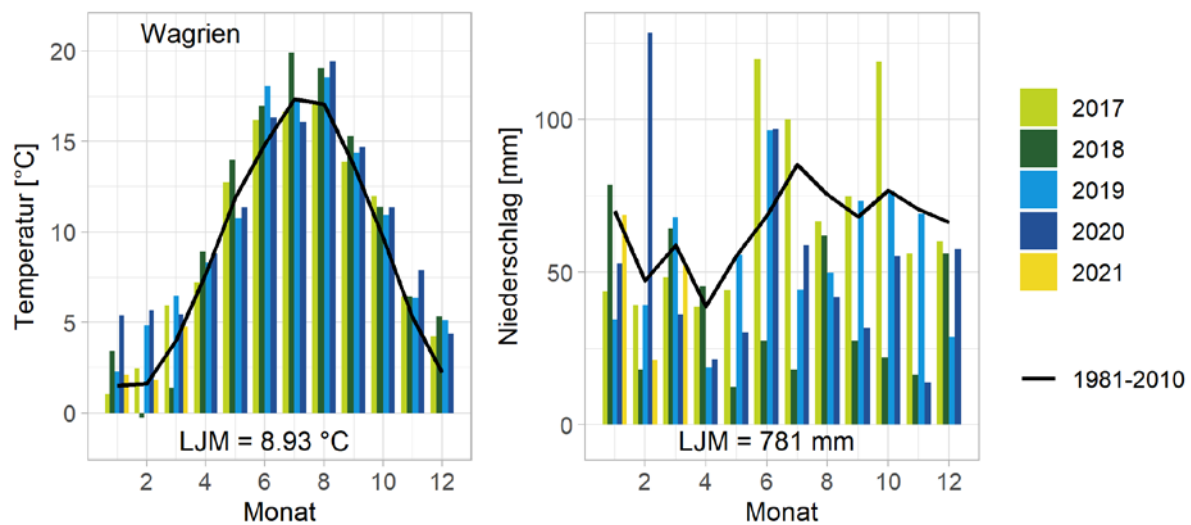


Abb. 10: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.

3.2.1.3 Sickerwassermenge und Verlagerungspotenzial

Die jährliche Sickerwassermenge wurde anhand zweier Modelle bestimmt, nach AMBAV (DWD) und nach Renger (vgl. Kap. 2.3.4). Die Modelle zeigten zum Teil deutliche Unterschiede in der modellierten Sickerwassermenge. Für die drei Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien wurden mittlere Sickerwasserraten zwischen 67 mm a^{-1} (2018/19) und 372 mm a^{-1} (2017/18) berechnet (Abb. 11). Das entspricht einer Austauschhäufigkeit in der Wurzelzone (0-90 cm) zwischen $0,2\text{-}1,3 \text{ a}^{-1}$ und einer Verlagerungstiefe von 20-115 cm a^{-1} (Abb. 12). Der residuale Stickstoff im Tiefenbereich 0-90 cm der lehmigen Böden erreicht also nach ein bis zwei Jahren den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm).

Nach einer Modellrechnung des FZ Jülich (Tetzlaff *et al.*, 2016) liegt die Sickerwasserrate im Testgebiet Wagrien im langjährigen Mittel bei $100\text{-}250 \text{ mm a}^{-1}$. Das ist vergleichbar mit den hier modellierten Werten. Von diesem Sickerwasser werden 40-60 % lateral über Drainagen in die Vorfluter abgeleitet (Tetzlaff *et al.*, 2016), wodurch die Nitratfracht ins Grundwasser deutlich abnimmt.

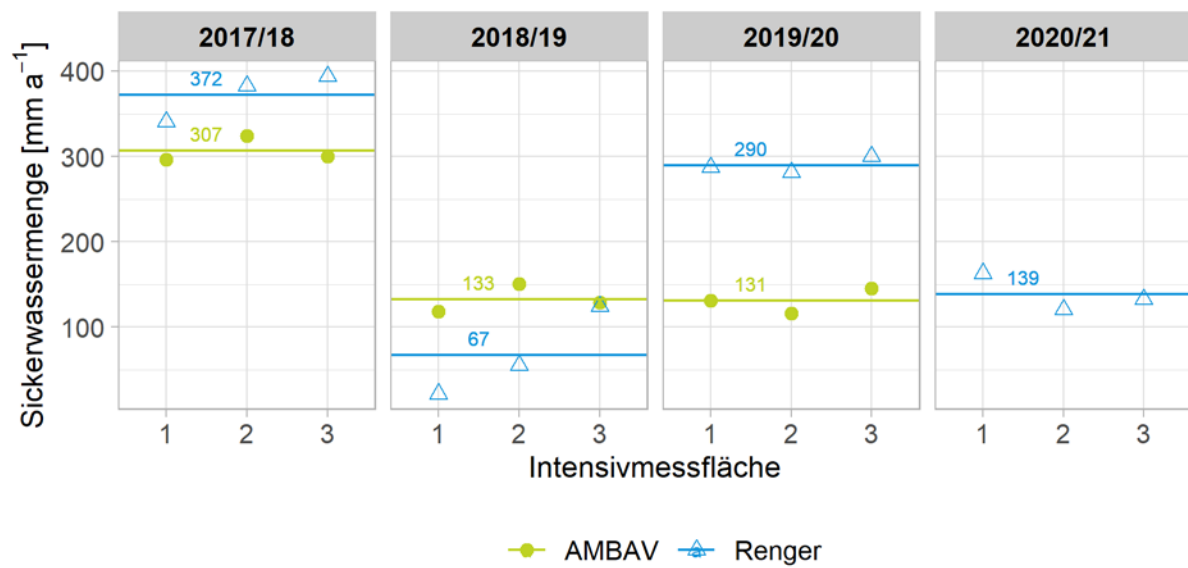


Abb. 11: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

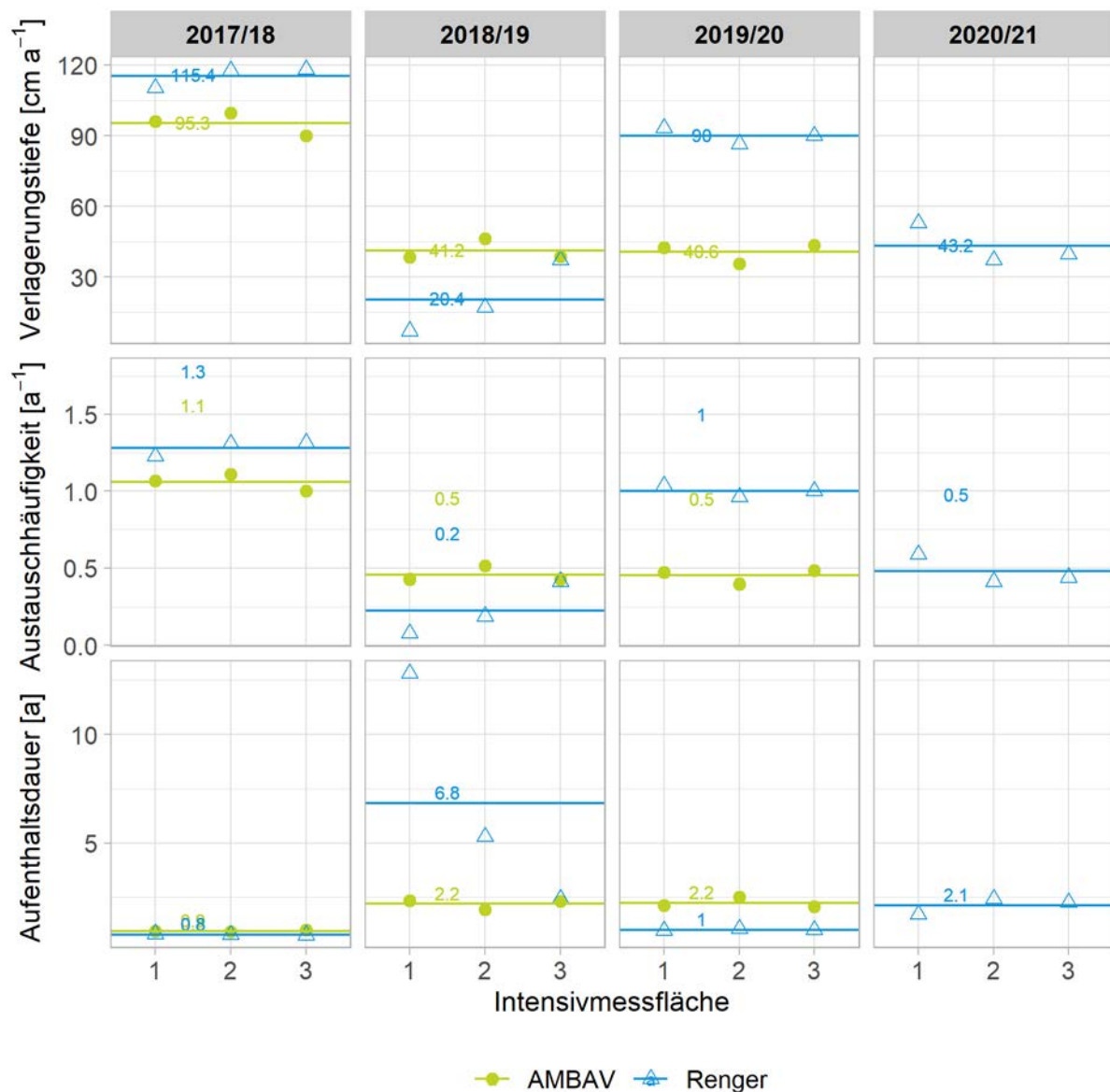


Abb. 12: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

Aus den berechneten Sickerwassermengen und Herbst-N_{min}-Werten wurden potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet. Diese lagen für den Tiefenbereich unterhalb der Wurzelzone (90 cm Tiefe) in Wagrien im Mittel zwischen 68 und 193 mg NO₃ l⁻¹ (Abb. 13). Die jährlichen Mittelwerte der in den Tiefbohrprofilen gemessenen Nitratkonzentrationen lagen zwischen 29 und 34 mg NO₃ l⁻¹ (Abb. 17, links unten). Daraus resultierten Nitratfrachten zwischen 16 und 126 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 14). Die geringe Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen war zu erwarten, da im Testgebiet Wagrien ein großer Teil des Nitrats aus der Wurzelzone über Drainagen abläuft (vgl. Abb. 23) und im Bereich der stauwasserbeeinflussten Horizonte Denitrifikation stattfindet. Zudem sind die modellierten Sickerwassermengen höchstwahrscheinlich zu ungenau. Durch die Verwendung komplexerer Modelle, die auch N-Umsetzungsprozesse berücksichtigen, könnte die Abschätzung der Nitratkonzentration aus den Herbst-N_{min}-Werten möglicherweise deutlich verbessert werden.

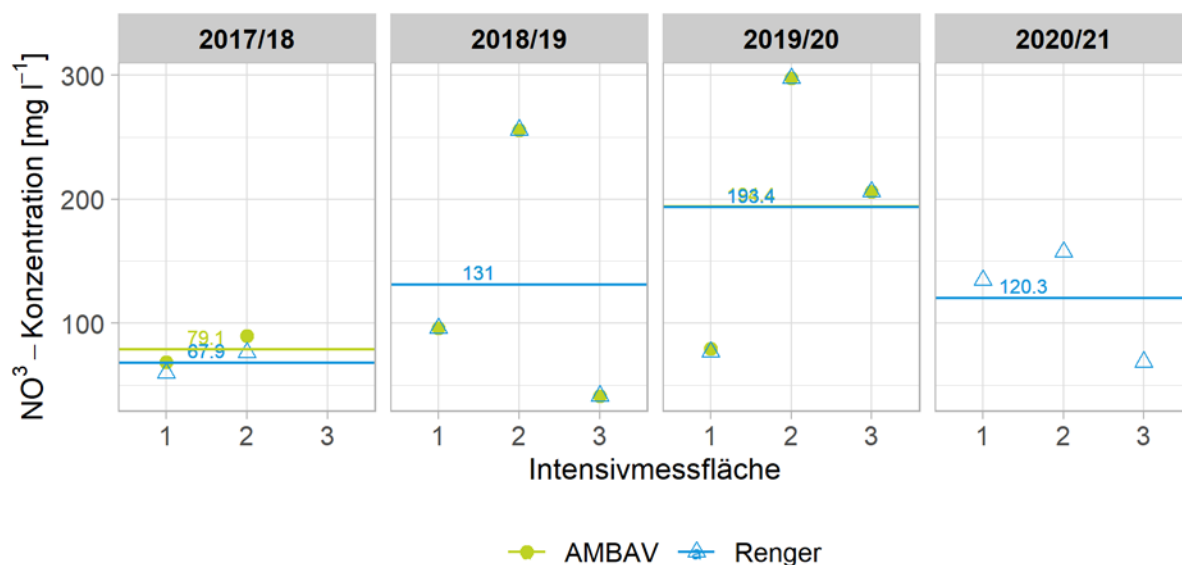


Abb. 13: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

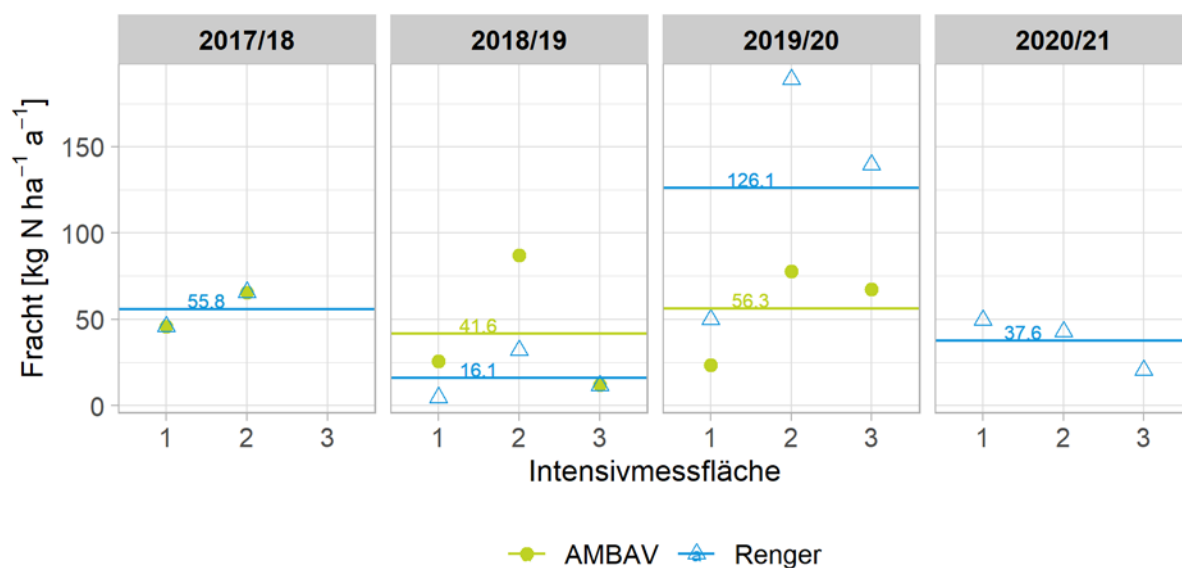


Abb. 14: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

3.2.1.4 Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen

Die sechs Betriebe im Testgebiet Wagrien sind Marktfruchtbetriebe mit einer mittleren Betriebsgröße (Median) von 587 ha (Abb. 15). Die Betriebe repräsentieren damit insgesamt die für diese Region typische betriebliche Ausrichtung. Die ausgewählten Testschläge haben eine mittlere Größe von 23 ha und stellen 58 % der gesamten Betriebsflächen dar (Abb. 15).

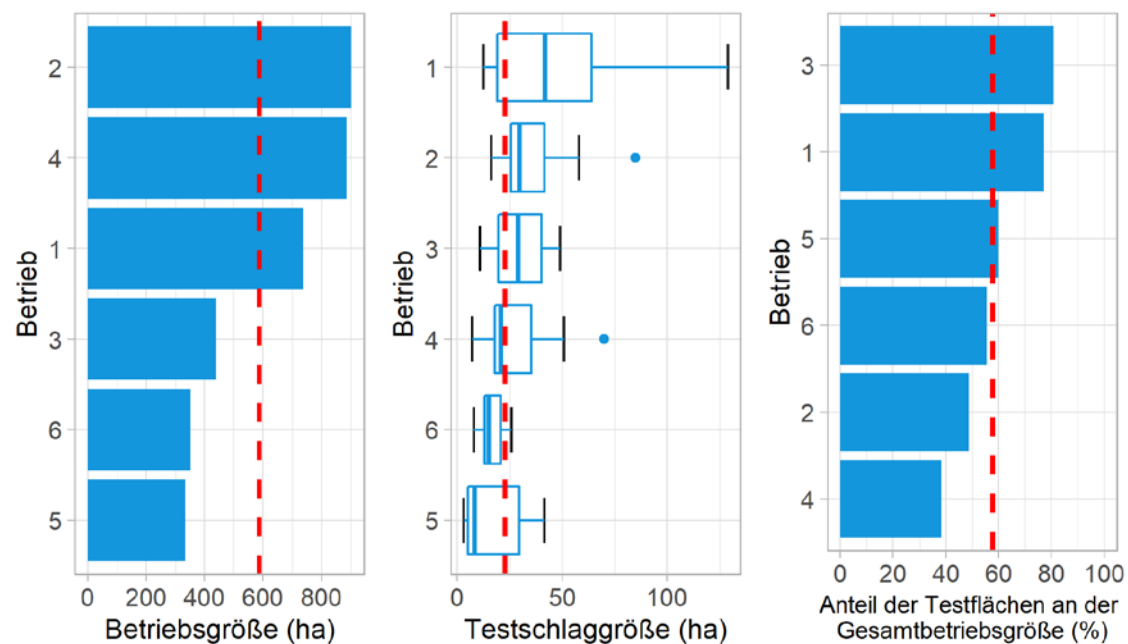


Abb. 15: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche für die Betriebe im Testgebiet Wagrien. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebietes.

Die Hauptanbauprodukte auf den Testflächen in Wagrien waren Winterweizen (43 %), Winterraps (28 %), Wintergerste (16 %), Silomais (7 %) und Sommerhafer (5 %) (Abb. 16). Typische Fruchtfolgen waren Winterweizen-Wintergerste-Winterraps oder Winterweizen-Winterweizen-Winterraps. Etwa 80 % der angebauten Früchte waren Winterfrüchte. Der Anteil der Sommerfrüchte nahm von 2017 mit 6 % bis 2020 mit 26 % der Fläche der Testschläge deutlich zu.

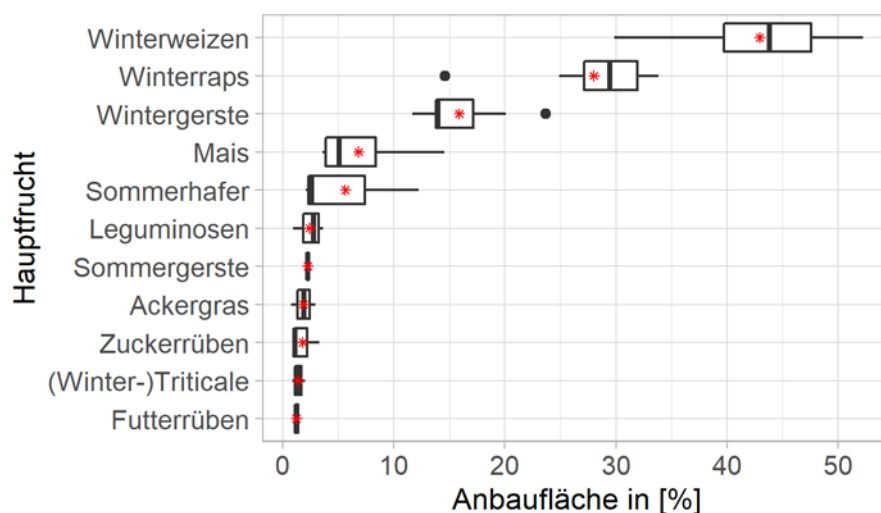


Abb. 16: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Wagrien angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.

Im Testgebiet Wagrien wurden Winterweizen und Wintergerste vorwiegend rein mineralisch gedüngt. Mais wurde vorrangig mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten gedüngt. Die Aufbringung flüssiger organischer Düngemittel bei Wintergetreide und Raps erfolgte vor allem im Rahmen von Herbstdüngungsmaßnahmen. Vor der Novelle der DüV 2017 war die Herbstdüngung im Testgebiet zu Winterweizen, Wintergerste und Winterraps obligatorisch. Seit 2018 wurde nur noch ein geringer

Anteil des Weizens im Herbst gedüngt. Tendenziell sank die Höhe der Düngergaben im Herbst im Beobachtungszeitraum (2014-2020).

3.2.1.5 Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms

Die mittleren Schlagbilanzsalden im Testgebiet Wagrien lagen bei 73 kg N ha^{-1} (Abb. 17, 2. Spalte oben). Die Werte waren im Testgebietsdurchschnitt seit dem Jahr 2016 rückläufig (Abb. 17, oben links). Dies ist vorwiegend auf eine verringerte Stickstoffzufuhr zurückzuführen. Die besonders starke Trockenheit im Jahr 2018 wirkte sich in Wagrien deutlich negativ auf die Ernteabfuhr aus (Abb. 17, oben links). Durch eine starke Reduzierung der aufgetragenen Düngemenge in dem Trockenjahr konnten im Mittel jedoch übermäßig hohe Schlagbilanzsalden vermieden werden. Auf Einzelschlagebene bzw. fruchtartspezifisch kam es mitunter zu erhöhten N-Salden.

Die Schlagbilanzüberschüsse zwischen den Testbetrieben lagen zwischen 58 und 89 kg N ha^{-1} (Abb. 17, 2. Spalte oben). Die drei Betriebe 1, 6 und 2 mit den geringsten N-Salden düngten insgesamt und auch im Herbst deutlich weniger als die anderen drei (Abb. 17, 3. Spalte oben).

Die Salden der Hoftorbilanzen zeigten seit 2016 ebenfalls einen abnehmenden Trend (Abb. 17, 2. Zeile links). Die jährlichen Stickstoffzufuhren gingen seit 2016 stark zurück, während die Stickstoffabfuhr sich weniger stark verringerte. Die Hoftorbilanzsalden lagen im Mittel des Testgebiets bei 86 kg N ha^{-1} und damit in einer ähnlichen Größenordnung wie die Schlagbilanzsalden. Die einzelbetrieblichen Werte reichten jedoch von 67 bis zu 151 kg N ha^{-1} . Betrieb 6 lieferte Daten für Hoftorbilanzen nur für ein Jahr. Da die einjährigen Daten vermutlich nicht repräsentativ für den gesamten Zeitraum sind, wurden diese nicht in die Auswertungen einbezogen.

Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten witterungsbedingt deutliche Schwankungen zwischen den Jahren, wobei das Trockenjahr 2018 mit besonders hohen Werten auffiel (Abb. 17, 3. Zeile links). Im Vergleich zum Ernte- $N_{\min}$ -Wert wird deutlich, dass der mineralische Stickstoffgehalt im Boden erst nach der Ernte deutlich anstieg. Dies war vor allem auf Herbstdüngungsmaßnahmen zurückzuführen, aber möglicherweise auch auf eine verstärkte Mineralisierung aufgrund von Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie einsetzenden Niederschlägen.

Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten im Durchschnitt aller Testflächen im Testgebiet mit 70 kg N ha^{-1} vergleichbare residuale Mengen an mineralischem Stickstoff wie die Bilanzüberschüsse gemäß Schlag- und Hoftorbilanz (Abb. 17, 2. Spalte).



Abb. 17: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Frühjahrs-N_{min}-Werte waren im Mittel des Testgebiets jeweils deutlich niedriger als die Herbst-N_{min}-Werte des jeweiligen Vorjahres (Abb. 17, 3. Zeile links). Dies war auch auf Einzelschlagebene regelmäßig zu beobachten. Gründe hierfür waren vor allem die Stickstoffauswaschung während der winterlichen Sickerwasserperiode über die Drainagen und ins tieferliegende Sickerwasser, während die Stickstoffaufnahme durch die Winterkulturen vor allem bei später Aussaat vernachlässigbar war. Dies geht unter anderem aus den N_{min}-Zeitreihen der Jahre 2018-19, 2019-20 und 2020-21 hervor (Abb. 18). Nach der Weizenernte 2018 wurde der Boden an mehreren Terminen bearbeitet und zur Aussaat von Wintergerste im Herbst 2018 mit NPK (23 kg N ha⁻¹) gedüngt. Die Düngung, aber auch die Bodenbearbeitungen führten zu einem Anstieg der N_{min}-Werte in der Tiefe 0-30 cm. Nach einem Peak am 19.10.2018 von 63 kg N ha⁻¹ in der Tiefe 0-30 cm wurde der Stickstoff über den Winter in die tieferliegenden Schichten verlagert und aus der Wurzelzone ausgewaschen.

Nach der Ernte 2019 wurde der Boden bearbeitet und zur Rapsaussa wurden am 2.8.2019 23 kg N ha⁻¹ NPK und am 27.8.2019 11 kg N ha⁻¹ AHL ausgebracht. Daraufhin traten erneute Peaks in den oberen 30 cm in den N_{min}-Werten auf. Der mineralische Stickstoff in den oberen 30 cm nahm durch einsetzende Niederschläge innerhalb von sechs Wochen um 20 kg N ha⁻¹ ab und wurde in die darunterliegenden Schichten verlagert. Bei der Herbst-N_{min}-Beprobung am 30.10.2019 waren noch 49 kg N ha⁻¹ im beprobten Bereich von 0-90 cm Tiefe vorhanden, bevor der mineralische Stickstoff im Anschluss aus dem Wurzelraum ausgewaschen wurde. Bei der Frühjahrs-N_{min}-Beprobung am 5.2.2020 waren nur noch 16 kg N ha⁻¹ im Profil vorhanden. Die konstant hohen Wassergehalte und die

Niederschläge, die von November 2019 bis Februar 2020 151 mm betrugen, zeigen, dass der größte Teil dieser Differenz in die Sickerwasserzone verlagert oder über Drainagen abgeführt wurde.

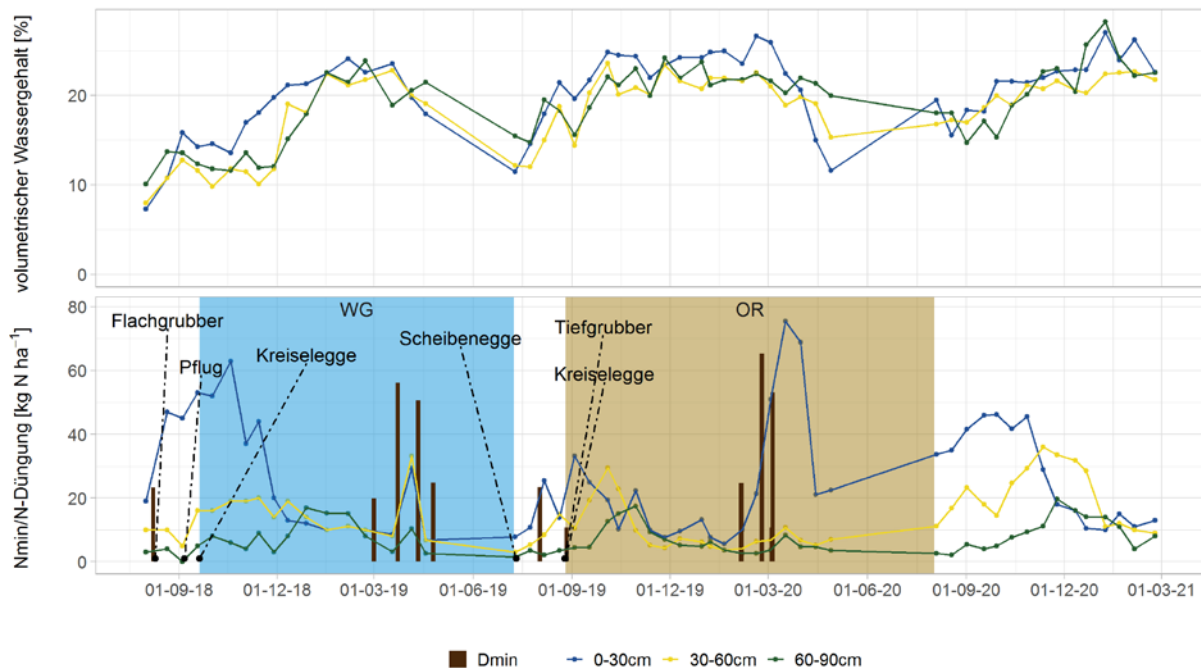


Abb. 18: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 10 des Betriebs 2 im Testgebiet Wagrien für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Wintergerste (WG) und Winterraps (OR), Bodenbearbeitungen sowie mineralischer Düngung (D_{min}).

Die fruchtartsspezifische Betrachtung der Indikatoren ermöglicht aufzuklären, welche Anbaufrüchte bzw. Fruchtfolgen zu hohen potenziellen Nitratfrachten führen (Abb. 19 bis Abb. 22). Zudem wird ersichtlich, inwieweit das Nachernte-Management und die nachfolgende Anbaufrucht die Effekte der Frühjahrsdüngung überlagern können.

Die flächenmäßig bedeutendste Frucht im Testgebiet ist Winterweizen. Die Fruchtbilanz zeigt auf, dass in den Jahren 2018 und 2019 aufgrund der Trockenheit Einsparungen bei der mineralischen Düngung vorgenommen wurden (Abb. 19, oben links). Dadurch wurde eine übermäßige Erhöhung des Schlagbilanzsaldos trotz der trockenbedingten Ertragseinbußen vermieden. Die Ernte- N_{min} -Werte nach Weizen waren vor allem in den Jahren 2019 und 2020 im Durchschnitt des Testgebiets sehr gering. Bis zum Herbst stiegen die N_{min} -Werte nach Weizen außer im Jahr 2017 deutlich an. Dies war vor allem auf herbstliche Düngungsmaßnahmen zumeist zu Winterraps oder Wintergerste zurückzuführen. Nach den hohen Herbstniederschlägen im Jahr 2017, vor allem im Oktober (vgl. Abb. 10), war zum Herbst- N_{min} -Termin vermutlich schon ein bedeutender Teil des mineralischen Stickstoffs ausgewaschen.

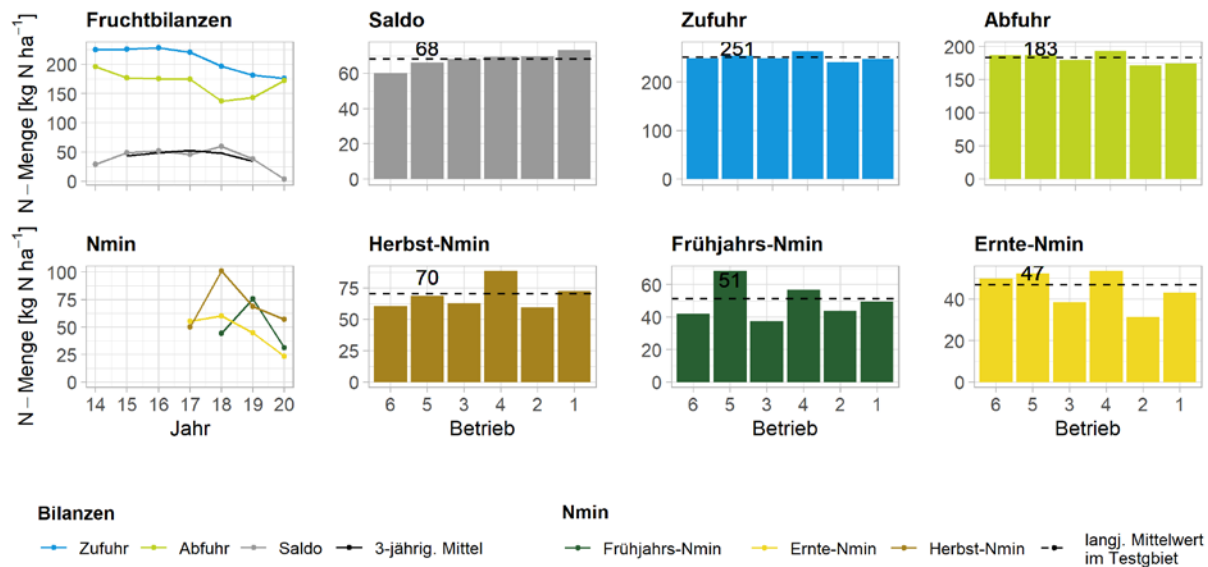


Abb. 19: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitliche Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Winterraps ist im Testgebiet die zweithäufigste Frucht. Die Fruchtbilanzsalden für Raps betragen durchschnittlich 131 kg N ha^{-1} (Abb. 20). Die N-Salden der einzelnen Betriebe lagen zwischen 81 und 182 kg N ha^{-1} , bedingt durch unterschiedliche N-Zufuhren, bei sehr ähnlichen Abfuhrmengen. Das zeigt, dass bei einigen Betrieben noch deutliches Potenzial zur Reduzierung der N-Düngung vorhanden ist. Die organische und mineralische Düngung im Herbst sowie eine intensive Stickstoffdüngung im Frühjahr sind als Hauptursache für die hohen $N_{\min}$ -Werte nach der Ernte und im Herbst anzuführen. Zudem ist nach der frühen Ernte von Raps aufgrund der im Vergleich zur Gesamtbiomasse geringen Ernteabfuhr und des engen C/N-Verhältnisses der Erntereste, generell ein erhöhtes Mineralisationspotenzial gegeben. Nach Winterraps wurde meist Winterweizen angebaut, der im Herbst nur selten und zuletzt gar nicht mehr gedüngt wurde, aber auch kaum Stickstoff aufnimmt, so dass der überschüssige Stickstoff im Herbst überwiegend der Auswaschung unterliegt. Im Winterraps wurden die Düngegaben seit 2017 deutlich reduziert, was bei gleichzeitig steigenden Erträgen zu einer Verbesserung der N-Bilanz-Salden führte (Abb. 20, oben links). Dieser Trend spiegelte sich in den $N_{\min}$ -Werten, die einer sehr viel stärkeren witterungsbedingten jährlichen Schwankung unterliegen, bisher nicht wider (Abb. 20, unten links).

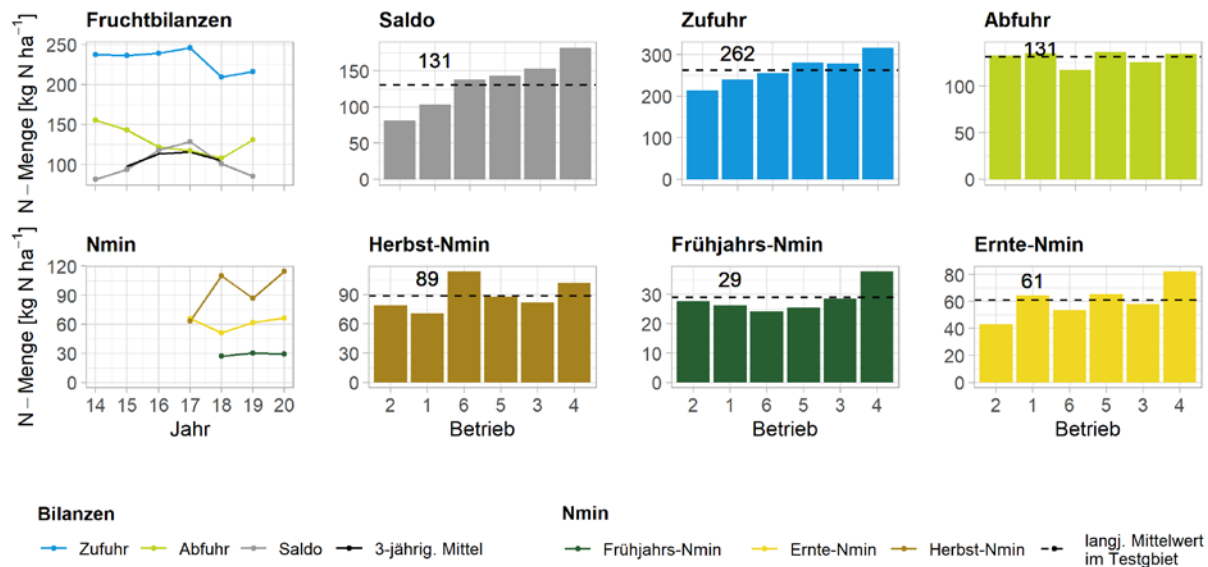


Abb. 20: Fruchtarstspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterraps im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarz gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Bei Wintergerste fielen sowohl der mittlere Schlagbilanzsaldo für das gesamte Testgebiet mit 57 kg N ha^{-1} als auch die Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte deutlich niedriger aus als bei Winterweizen und Winterraps (Abb. 21). Ebenso wie beim Winterraps gab es bei der Wintergerste deutliche Unterschiede in den N-Bilanzsalden zwischen den Betrieben, die vor allem durch Unterschiede in der N-Zufuhr bei vergleichbaren N-Abfuhrten bedingt waren (Abb. 21, oben). Auch hier ist bei einigen Betrieben noch deutliches Potenzial zur Reduzierung der N-Düngung vorhanden. Nach Wintergerste wurde grundsätzlich Winterraps angebaut. Dieser kann im Herbst bereits gewisse Mengen an Stickstoff aufnehmen, was trotz Herbstdüngungsmaßnahmen zu niedrigen Herbst- $N_{\min}$ -Werten nach Wintergerste führte (Abb. 21, unten).

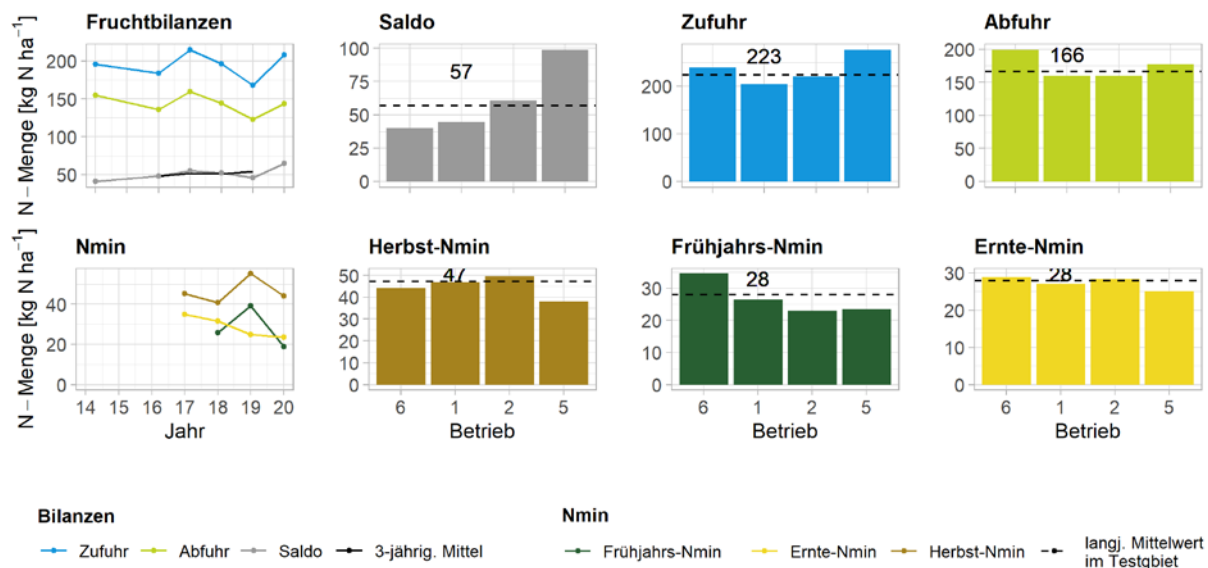


Abb. 21: Fruchtarstspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarz gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Beim Anbau von Silomais traten im Testgebiet große Differenzen zwischen Stickstoffsalden und Herbst- N_{min} -Werten auf (Abb. 22). Die Schlagbilanzsalden fielen zumeist negativ aus, während gemäß Ernte- N_{min} im Mittel 63 kg N ha⁻¹ auf den Flächen verblieben. Dies kann häufig auf einen stark betonten Anteil von flüssigem Wirtschaftsdünger und Gärresten bei der Stickstoffversorgung zu Mais mit entsprechender Nachlieferung aus dem organischen Stickstoff-Pool zurückgeführt werden. Der Herbst- N_{min} -Wert war auf Grund der zeitlichen Nähe der Probennahmetermine mit durchschnittlich 73 kg N ha⁻¹ nicht viel höher als der durchschnittliche Ernte- N_{min} -Wert.

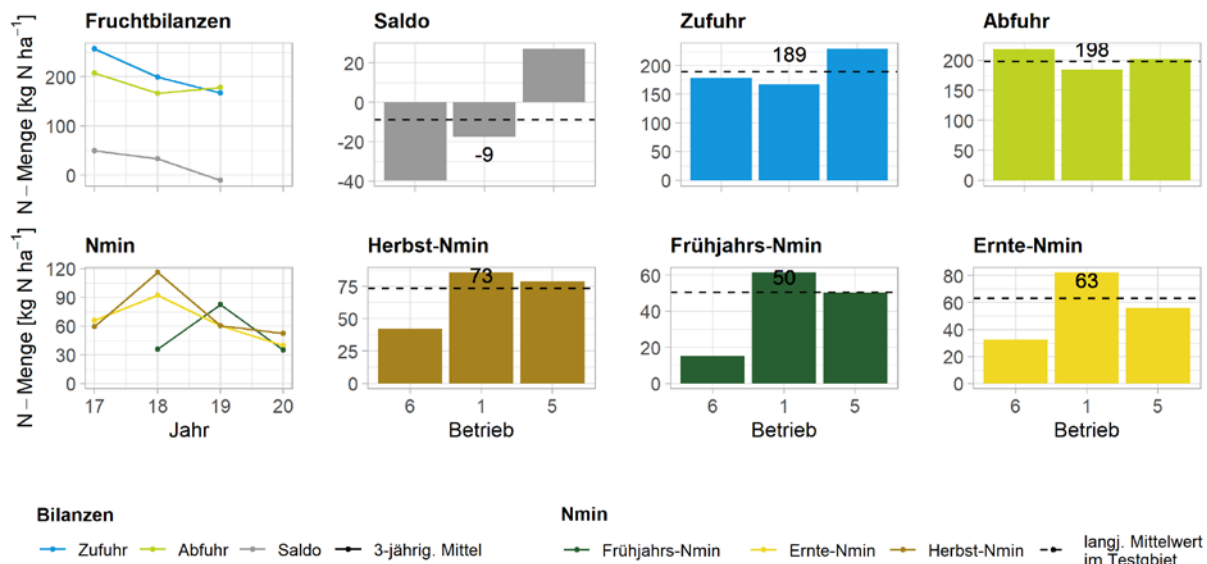


Abb. 22: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Wagrien. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Im Testgebiet Wagrien werden landwirtschaftliche Flächen überwiegend mit Drainagen entwässert. Etwa 40-60 % des Sickerwassers und damit ein bedeutender Teil der Nitratfracht werden im Testgebiet Wagrien über Drainagen abgeführt (Tetzlaff *et al.*, 2016). Die in den Drainagemessstellen der Testflächen erfassten Nitratkonzentrationen zeigten während der Messperioden, die 14-tägig jeweils von Anfang Oktober bis Ende April stattfanden, einen stetigen Abfluss von Nitrat über die Drainagen in den Vorfluter. Es waren jeweils deutliche Peaks zu Beginn der Sickerwasserperiode zu erkennen, die die Witterung in Kombination mit der Herbstdüngung widerspiegeln. Anschließend waren die Konzentrationen bei kontinuierlichem Abfluss regelmäßig auf hohem Niveau. Die Nitratkonzentrationen lagen für alle vier Sickerwasserperioden im Mittel aller Drainagemesspunkte und Messzeitpunkte bei etwa 60 mg NO₃ l⁻¹ (Abb. 23), während messbare Ammoniumkonzentrationen nur direkt nach Düngemaßnahmen auftraten.

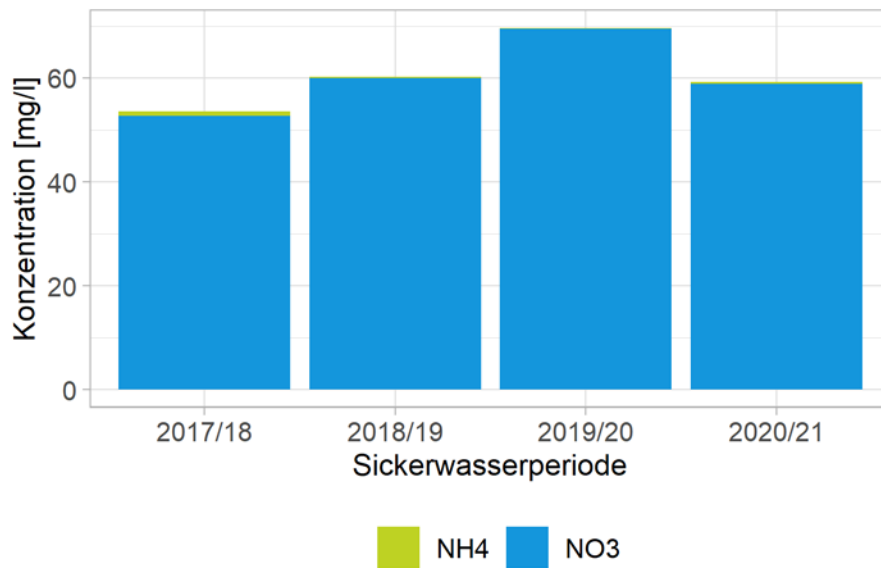


Abb. 23: NO₃- und NH₄-Konzentrationen im Drainagewasser gemittelt über die 50 Drainagemesspunkte im Testgebiet Wagrien und die 14-tägigen Messungen (jeweils von Anfang Oktober bis Ende April) der vier Sickerwasserperioden.

Der residuale Stickstoff im Tiefenbereich 0-90 cm erreicht auf den lehmigen Böden nach ein bis zwei Jahren den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm, vgl. Kapitel 3.2.1.3). Die Indikatoren an der Bodenoberfläche und in der Wurzelzone zeigten meist deutliche Stickstoffüberschüsse bzw. hohe potenzielle Nitratfrachten auf (Abb. 17). Die Nitratkonzentration im Sickerwasser im Tiefenbereich 120 bis 300 cm lag im Mittel des Testgebiets bei 31 mg NO₃ l⁻¹ und spiegelte die N-Überschüsse nicht wider (Abb. 17, unten). Das für das Testgebiet Wagrien repräsentative Beispiel für die Testschläge des Betriebs 4 zeigt, dass im Vergleich zu den Herbst-N_{min}-Werten die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser niedrig und über die drei Jahre recht konstant mit wenig Peaks waren (Abb. 24, oben). Nur unter einigen wenigen Einzelschlägen wurden Nitratkonzentrationen über dem Schwellenwert von 50 mg NO₃ l⁻¹ gemessen (vgl. z.B. Abb. 24). Aus den Tiefbohrdaten sind Bewirtschaftungseffekte demnach kaum ableitbar.

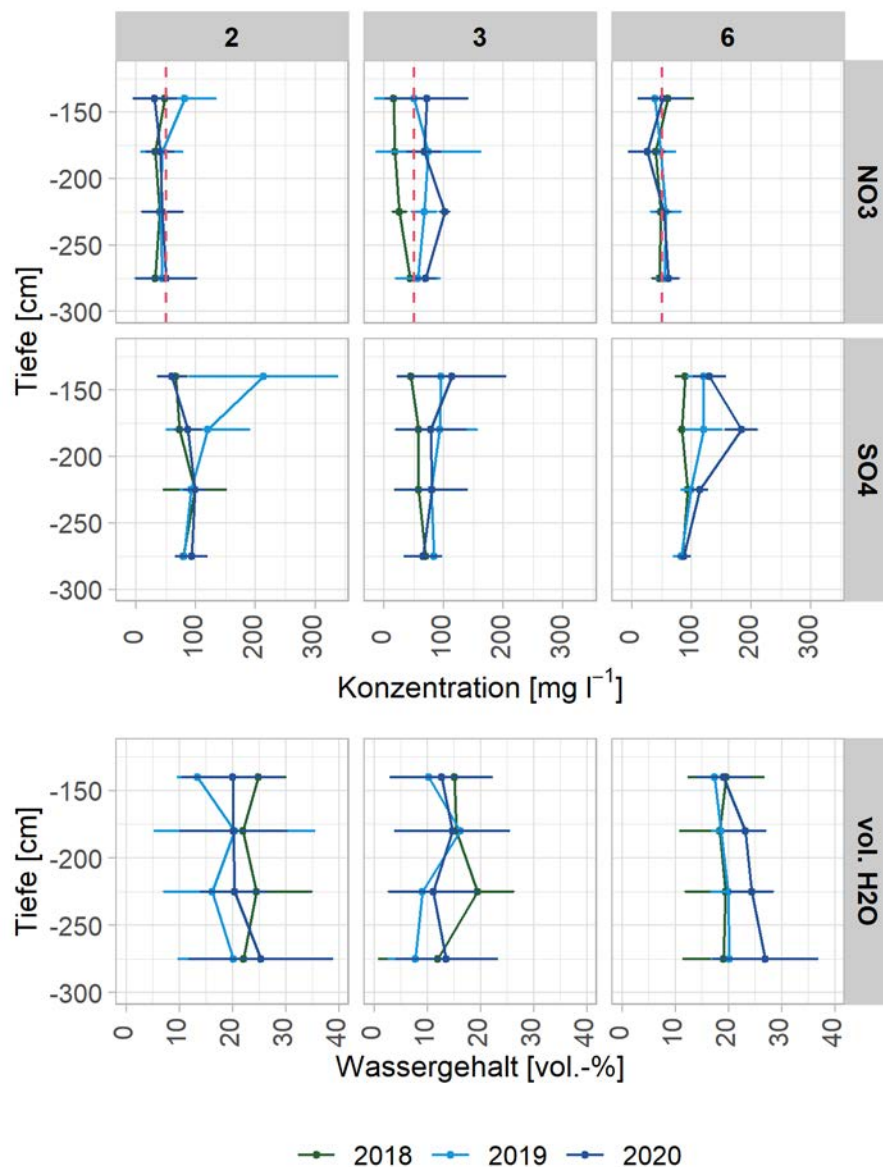


Abb. 24: NO₃⁻ (oben) und SO₄⁻ (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 2, 3 und 6) des Betriebs 4 im Testgebiet Wagrien für die Jahre 2018 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von 50 mg NO₃ l⁻¹.

Der Großteil des überschüssigen Nitrats in der Wurzelzone wird bereits über die Drainagen abtransportiert. Zudem spielt im Testgebiet Wagrien aufgrund der meist lehmigen Unterböden und dem häufigen Einfluss von Stauwasser Denitrifikation vermutlich eine bedeutende Rolle. Tendenziell höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden auf den Böden mit eher sandiger Textur im Untergrund gefunden, wo das Verlagerungspotenzial größer und das Denitrifikationspotenzial niedriger ist.

Um die auswaschungsgefährdeten Mengen an mineralischem Stickstoff im Herbst zu vermindern, sind insbesondere folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen kritisch zu prüfen:

- Herbstdüngung von Wintergerste und Winterraps mit flüssigen Gärresten oder Wirtschaftsdüngern,
- Düngenniveau im Frühjahr, vor allem bei Winterweizen und Winterraps,

- der hohe Anteil an düngungsintensivem Winterraps in der Fruchtfolge mit anschließendem Winterweizenanbau bzw. einer unzureichenden Nitratbindung im Herbst.

3.2.1.6 Fazit für das Testgebiet Wagrien

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser war im Testgebiet Wagrien nur selten erhöht. Dennoch stellen die Überschüsse an mineralischem Stickstoff im Herbst ein Problem dar, da sie durch die Drainagen lateral ausgewaschen werden und in die Oberflächengewässer gelangen. Die hohen Stickstoffüberschüsse sind auf ein generell hohes Düngeniveau sowie Herbstdüngung mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten zurückzuführen. Insgesamt führte vor allem die enge Anbaufolge von Winterweizen und Winterraps zu hohen Stickstoffüberschüssen. Die Ergebnisse der Fruchtbilanzen hinsichtlich der Stickstoffeffizienz zeigen vor allem für Winterraps, aber auch für Wintergerste und Silomais teils erhebliche Unterschiede zwischen den Betrieben. Dies verdeutlicht, welche Bedeutung das einzelbetriebliche Management bei der Entstehung der Nitratbelastungen hat. Insgesamt ergeben sich mit Blick auf die DüV, 2017 und DüV, 2020 besonders durch die Einschränkungen bei der Herbstdüngung wichtige Ansatzpunkte zur Verbesserung der Situation im Testgebiet.

3.2.2 Schilde

3.2.2.1 Bodenkundlich geohydrologische Voraussetzungen

Das ca. 456 km² große Testgebiet Schilde liegt im Westen von Mecklenburg-Vorpommern und erstreckt sich von Gadebusch im Norden über ca. 41 km bis zur Elbe im Südwesten. Die West-Ost-Erstreckung beträgt maximal 18 km und reicht vom Schaalsee bis zum Dümmersee im Osten. Sechs Betriebe nahmen im Testgebiet Schilde am Demonstrationsvorhaben teil. Diese stellten jeweils zwischen 9 und 17 Testflächen zur Verfügung, sodass insgesamt 72 Testflächen erfasst und beprobt wurden.

Das Testgebiet weist im Norden eine Jungmoränenlandschaft der Weichselkaltzeit und im Süden ein Altmoränengebiet der Saalekaltzeit auf (s. Anhang Bodenkundlich geohydrologische Beschreibungen). Es dominieren grundwasserfreie Mineralböden (79 %). Diese gliedern sich in vorwiegend durch Sand (37 %) bzw. durch Lehm (42 %) geprägte Böden (Abb. 25). Diese Unterscheidung ist insbesondere vor dem Hintergrund der Bewertung der Stoffaustragsgefahr und der Einschätzung der Denitrifikationsleistung entscheidend.

Die grundwasserfreien Mineralböden mit Sand geprägtem Untergrund zeigen mit einer mittleren bis hohen Durchlässigkeit und gleichzeitig geringen Denitrifikationskapazität die höchste Standortsensibilität gegenüber Stoffausträgen. Bei den lehmgeprägten Mineralböden ist eine nur geringe Nitrataustragsgefahr zu erwarten. Während Pseudogleye mit deutlichem Stauwassereinfluss mittlere Denitrifikationsleistungen aufweisen, sind die Parabraunerden mit einer geringen Nitratabbaukapazität zu bewerten. Durch die Drainagen ist die Stoffaustragsgefahr im Testgebiet allerdings generell als hoch zu bewerten.

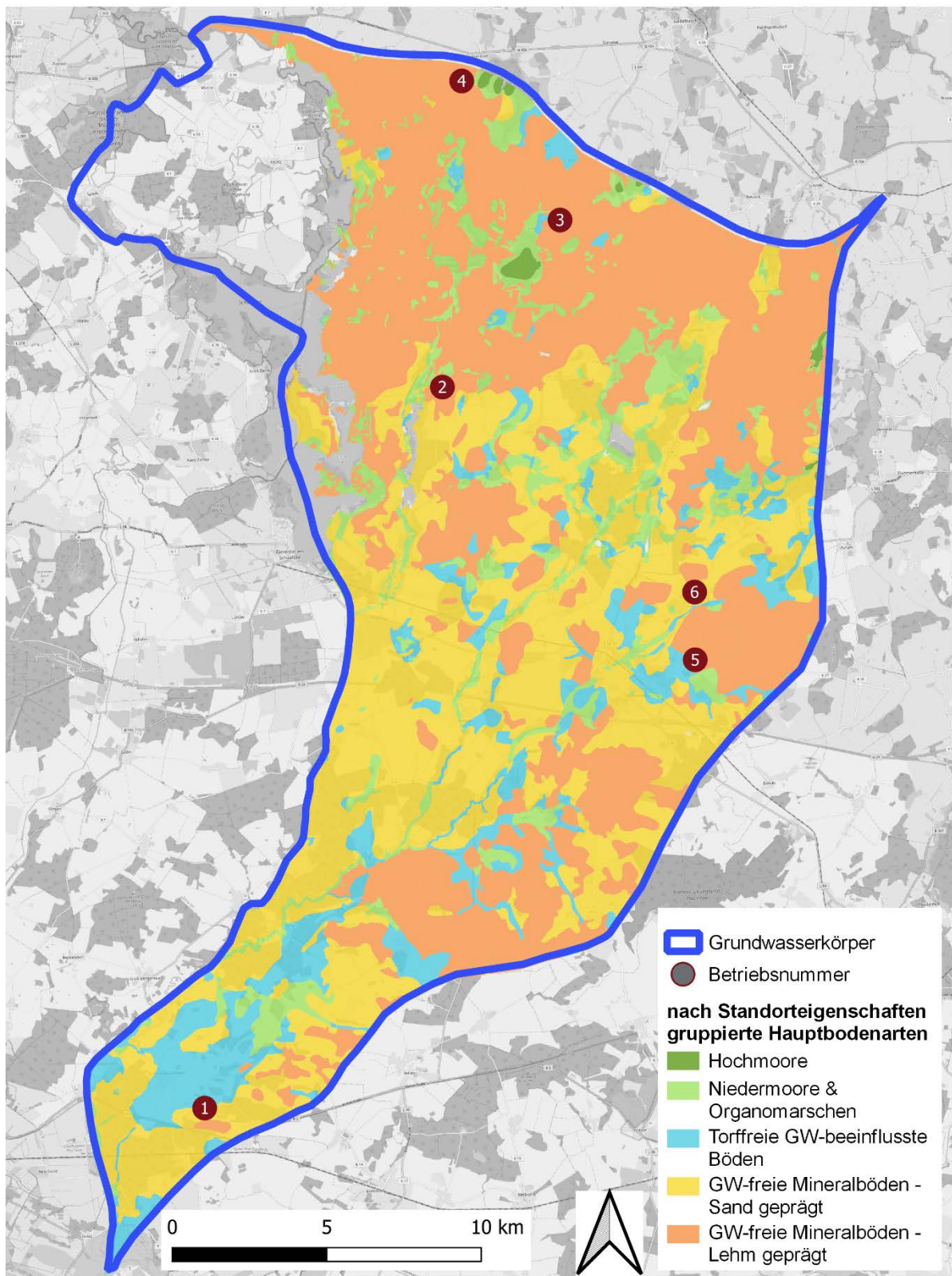


Abb. 25: Verbreitung der gruppierten Hauptbodenarten nach KBK 25 (KBK 25 LUNG Mecklenburg-Vorpommern) und Lage der sechs Testbetriebe im Testgebiet Schilde.

Die Humusgehalte der ausgewählten Testflächen im Testgebiet Schilde liegen größtenteils zwischen 1,4 und 4 % und damit unter dem Schwellenwert von 4 %. Drei Werte liegen mit 5,1 bis 5,6 % oberhalb des Schwellenwerts (Abb. 26). Somit wird für die Testflächen keine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch N-Mineralisation erwartet.

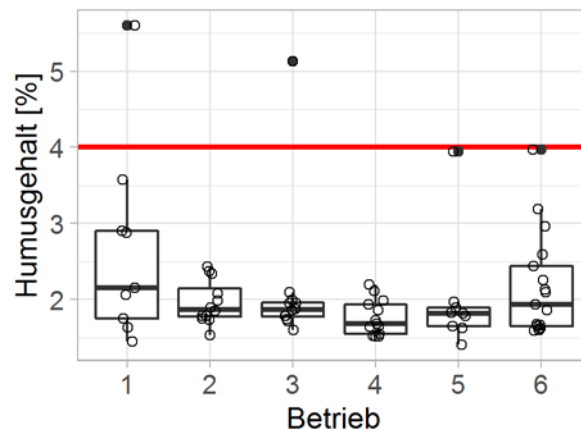


Abb. 26: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 72 Testflächen im Testgebiet Schilde, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.

3.2.2.2 Klima

Die Niederschlagssummen im Testgebiet Schilde erreichen im LIM 636 mm bei einer Lufttemperatur von 9,1 °C (DWD-Wetterstation „Schwerin“, Abb. 27). Rund 50 % der Niederschläge fallen im Winterhalbjahr. In den Jahren des Demonstrationsvorhabens schwankten die Jahresniederschläge stark. Das Jahr 2017 war mit 906 mm (42 % über dem LIM) sehr nass, während das Jahr 2018 mit 415 mm (35 % unter LIM) sehr trocken war. In den Jahren 2019 und 2020 lagen die Niederschlagssummen mit 663 bzw. 579 mm im Bereich des LIM. Die Lufttemperaturen lagen in den Jahren 2017 bis 2020 deutlich über dem LIM.

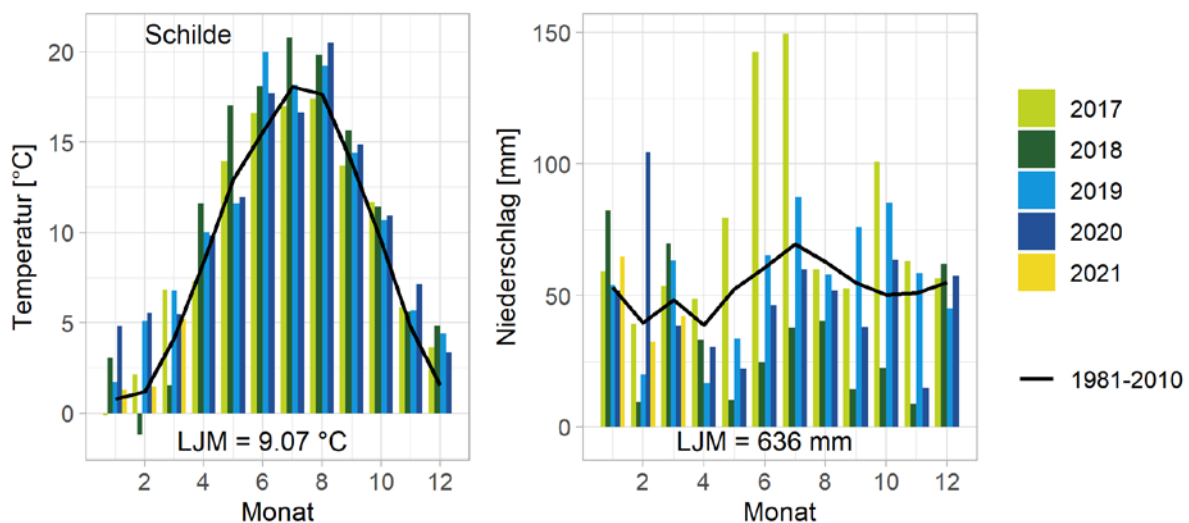


Abb. 27: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.

3.2.2.3 Sickerwassermenge und Verlagerungspotenzial

Die Sickerwassermenge im Testgebiet liegt nach Modellrechnungen des Forschungszentrum Jülich im Durchschnitt der Jahre bei rund 200 mm a⁻¹ (Wendland *et al.*, 2015). Die anhand der zwei Modelle berechneten Sickerwassermengen lagen gemittelt über die Jahre ebenfalls in diesem Bereich (177 mm a⁻¹ nach AMBAV; und 223 mm a⁻¹ nach Renger). Die berechneten Werte schwankten zwischen 0 mm a⁻¹ im Jahr 2018/19 und 386 mm a⁻¹ im Jahr 2017/18 (Abb. 28). Die Sickerwassermengen entsprechen bei den gegebenen Feldkapazitäten einer Verlagerungstiefe von 0-138 cm a⁻¹ und einer Austauschhäufigkeit in der Wurzelzone (0-90 cm) von 0-1,5 a⁻¹ (Abb. 29). Im Mittel des Untersuchungszeitraums war die jährliche Austauschhäufigkeit <1, d.h. die

Aufenthaltsdauer in der Wurzelzone (0-90 cm) beträgt zumeist mehr als ein Jahr (Abb. 29, unten). Der residuale Stickstoff im Tiefenbereich 0-90 cm der zumeist lehmigen Böden erreicht also nach ein bis zwei Jahren den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm).

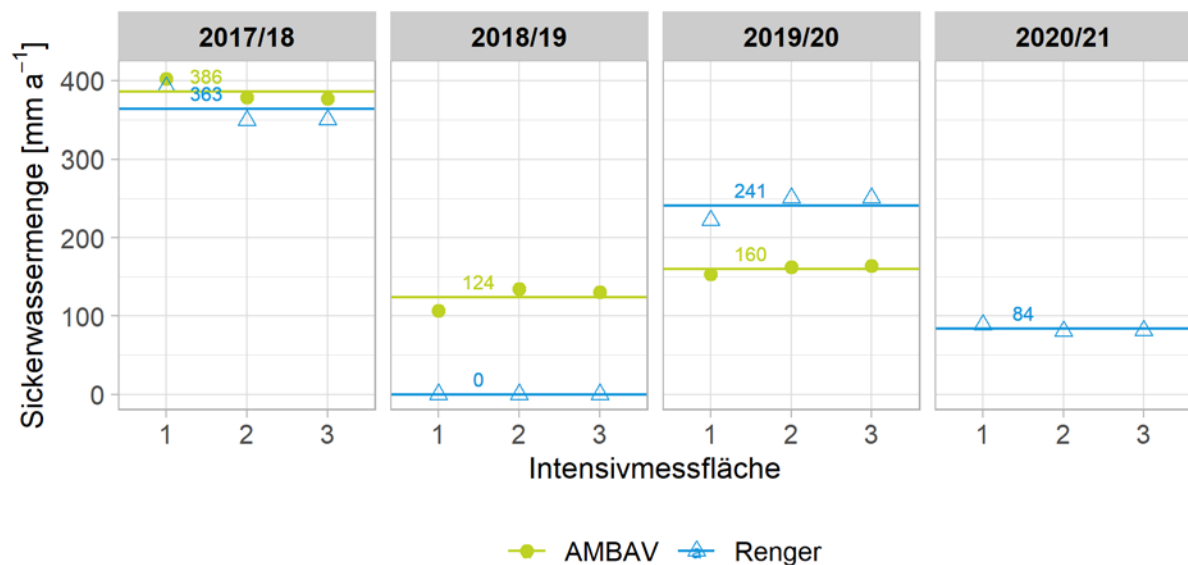


Abb. 28: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

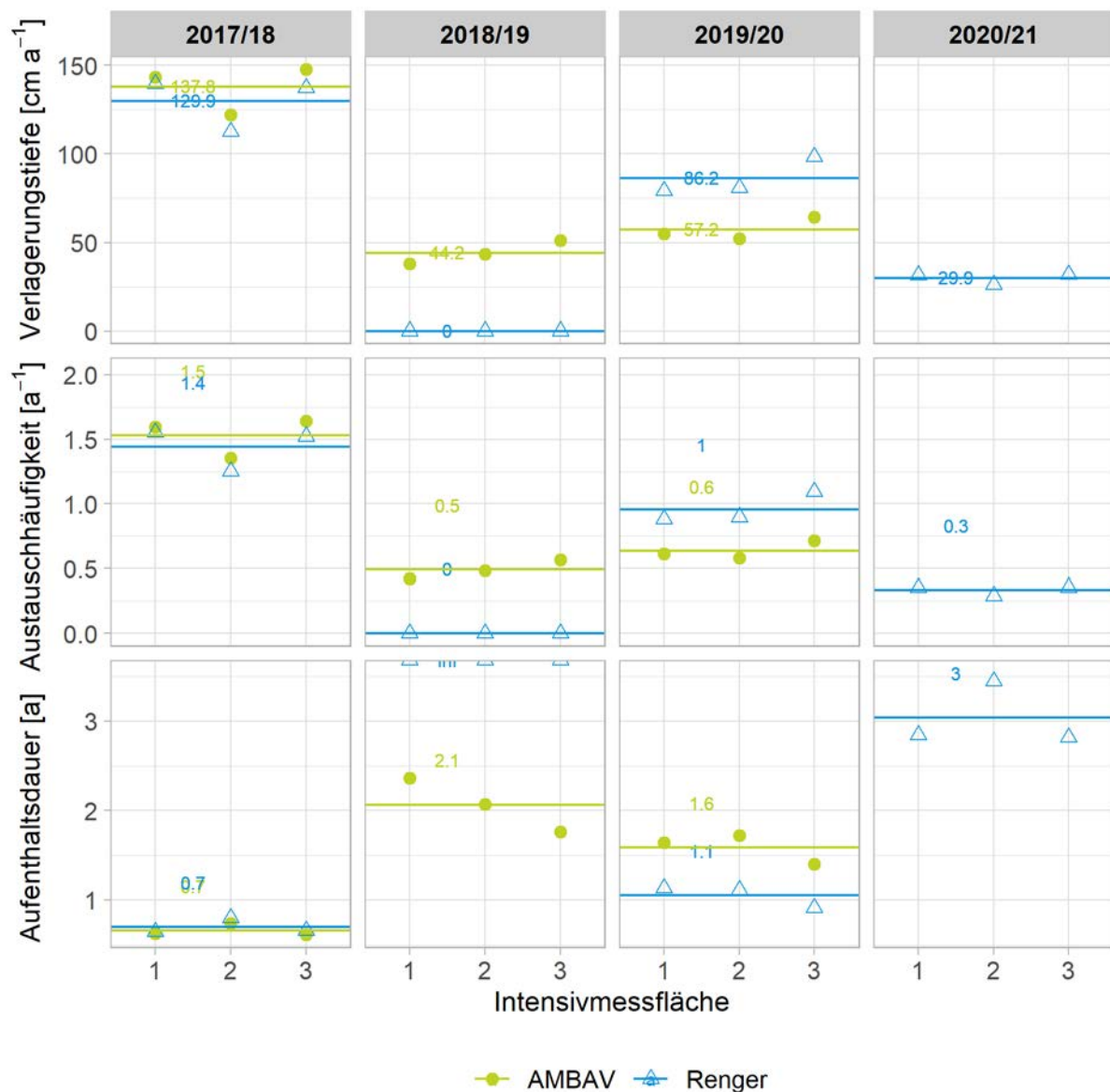


Abb. 29: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.

Die aus den berechneten Sickerwassermengen und gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser schwankten von 35 bis 125 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 30). Daraus resultierten Nitratfrachten zwischen 0 und 68 kg $\text{N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 31). Die Spanne der in den Tiefbohrungen gemessenen Nitratkonzentrationen mit Werten zwischen 0 bis 250 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ war noch weitaus größer. Die jährlichen Mittelwerte der in den Tiefbohrprofilen gemessenen Nitratkonzentrationen lagen zwischen 53 und 80 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 34, unten). Die Größenordnung zwischen berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen stimmt für das Testgebiet Schilde überein. Durch die Verwendung komplexerer Modelle, die auch N-Umsetzungsprozesse berücksichtigen, könnte die Abschätzung der Nitratkonzentration aus den Herbst- $N_{\min}$ -Werten weiter verbessert werden.

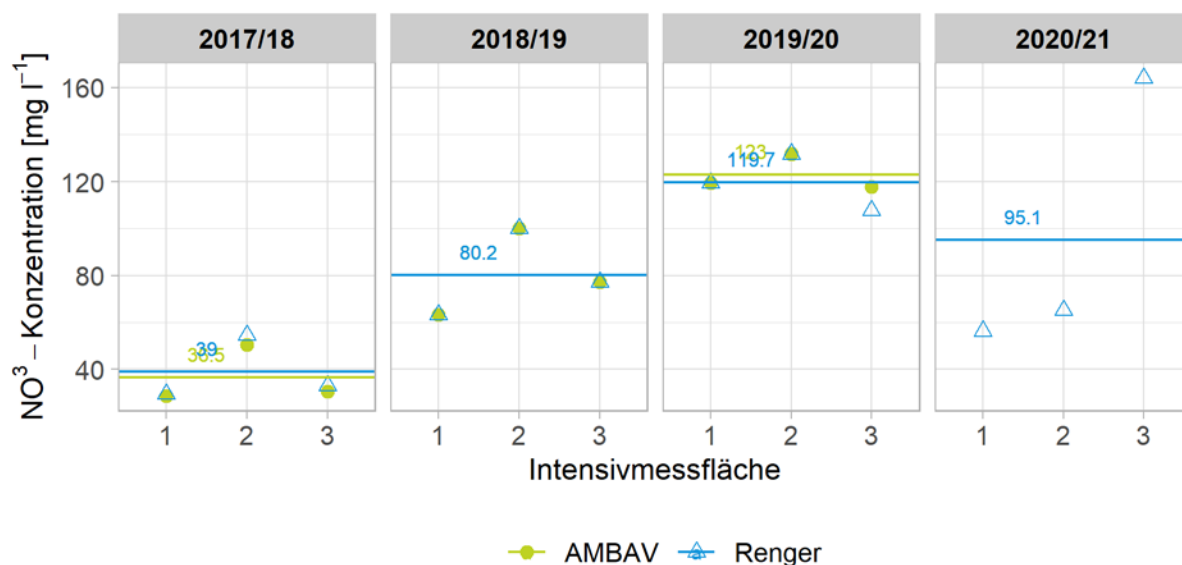


Abb. 30: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

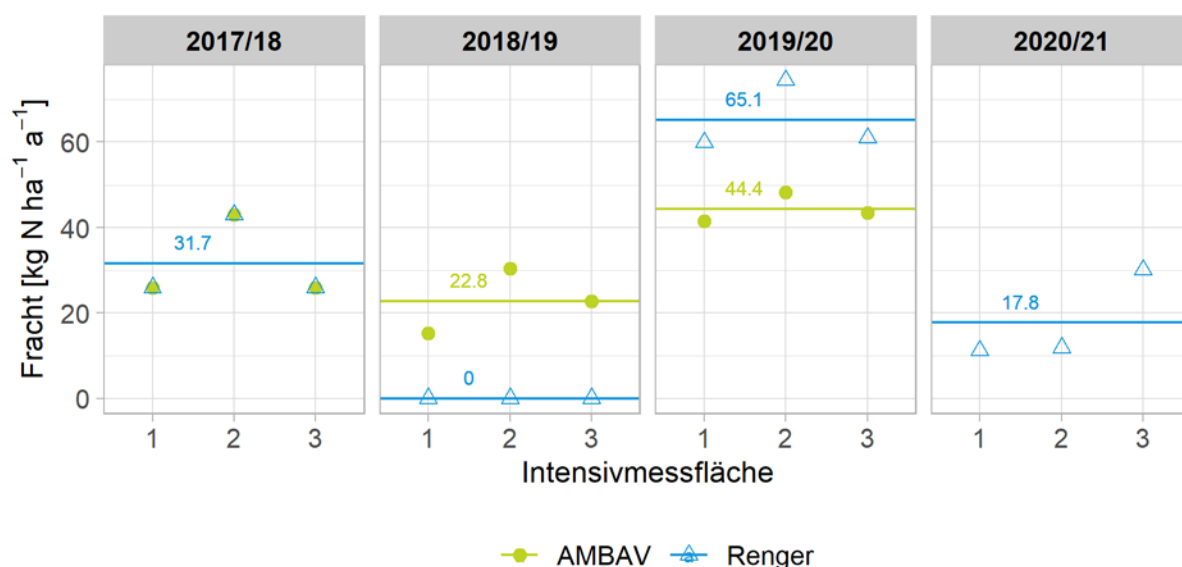


Abb. 31: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Schilde für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

3.2.2.4 Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen

Die sechs Betriebe im Testgebiet Schilde sind Marktfruchtbetriebe mit einer mittleren Betriebsgröße (Median) von 472 ha (Abb. 32). Zusätzlich hält ein Betrieb Mutterkühe ($0,1 \text{ GV ha}^{-1}$) und ein weiterer Betrieb unterhält eine Bullenmast ($0,1 \text{ GV ha}^{-1}$). Die vorwiegend ackerbaulich wirtschaftenden Betriebe repräsentieren damit insgesamt die für diese Region typische betriebliche Ausrichtung. Die ausgewählten Testschläge haben eine mittlere Größe von 17 ha und stellten im Median 58 % der Betriebsflächen dar.

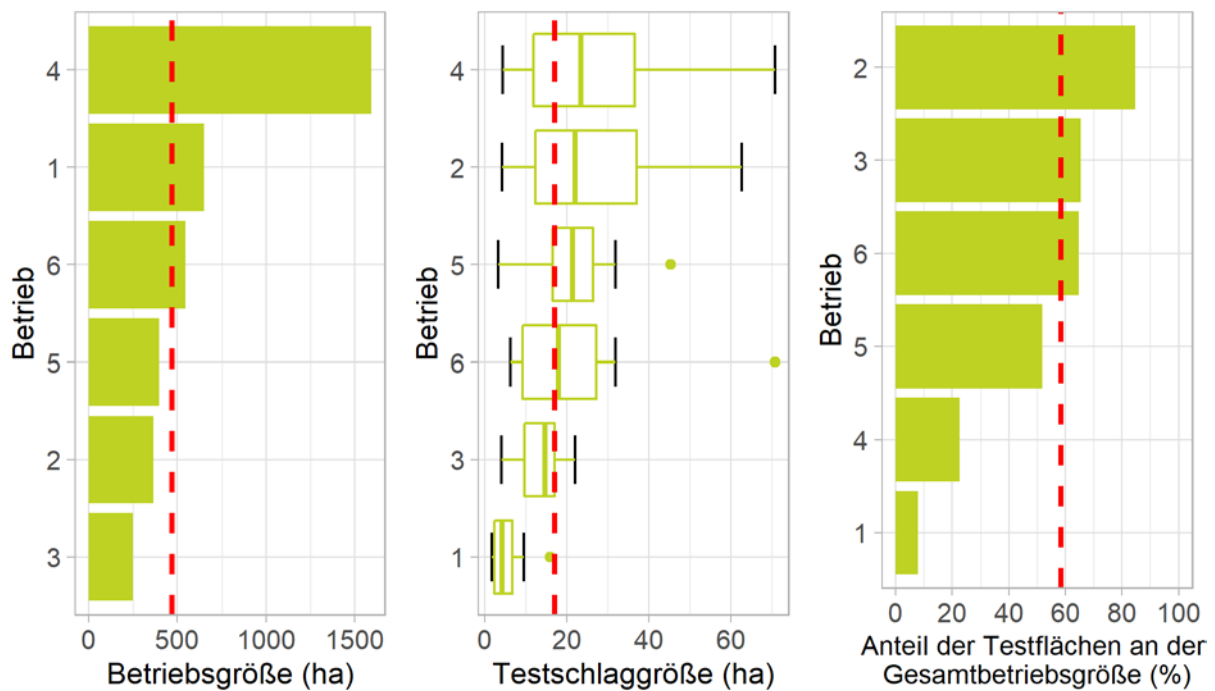


Abb. 32: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebiets Schilde.

Die Hauptanbauprodukte auf den Testflächen im Testgebiet Schilde waren Winterweizen (42 %), Winterraps (23 %), Silomais (14 %) und Wintergerste (13 %) (Abb. 33). Die jahresspezifische Auflösung zeigte leichte Schwankungen zwischen den Jahren. Diese können zum Teil durch Witterungseffekte erklärt werden. Nach dem nassen Jahr 2017 mit schwierigen Ernte- und Herbstaussaatbedingungen stieg im Jahr 2018 der Anteil der Sommerungen. Andererseits repräsentierten die Testflächen bei zwei Betrieben nur einen kleinen Teil der Betriebsfläche, wodurch es ebenfalls zu Verzerrungen gekommen sein kann. Im Testgebiet Schilde fand nur marginaler Anbau von Zwischenfrüchten statt, dies hing auch mit dem relativ geringen Anteil von Sommerungen zusammen der anteilmäßig zwischen 10 und 25 % lag.

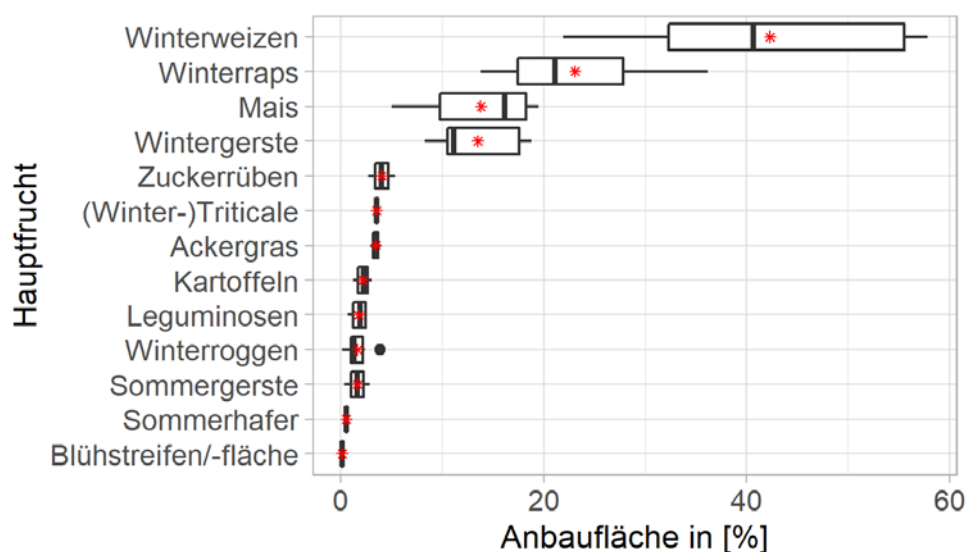


Abb. 33: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Schilde angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.

Im Testgebiet Schilde wurden Winterweizen, Wintergerste und Winterraps vorwiegend rein mineralisch gedüngt. Mais wurde vorrangig mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten in Kombination mit mineralischen Düngemitteln gedüngt. Herbstdüngergaben kamen im Testgebiet Schilde kaum vor.

3.2.2.5 Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms

Die mittleren Schlagbilanzsalden im Testgebiet Schilde lagen bei 44 kg N ha^{-1} und Jahr (Abb. 34, 2. Spalte oben). Die Werte zeigten seit dem Jahr 2014 eine steigende Tendenz, die sich aber im Jahr 2019 relativiert (Abb. 34, oben links). Dies ist vorwiegend auf eine verringerte Stickstoffabfuhr zurückzuführen. Das besonders trockene Jahr 2018 ist mit der geringsten Stickstoffabfuhr deutlich sichtbar und verursachte aufgrund gleichbleibender Stickstoffzufuhr mit 75 kg N ha^{-1} die höchsten Überschüsse. Die Unterschiede in den Schlagbilanzsalden zwischen den Testbetrieben waren aufgrund ähnlicher Faktorausstattung und betriebswirtschaftlicher Schwerpunkte gering und schwankten von 32 kg N ha^{-1} für Betrieb 4 bis 62 kg N ha^{-1} bei Betrieb 3.

Die Salden der Hoftorbilanzen zeigten im Mittel des Testgebietes bisher keinen klaren zeitlichen Trend. Dies kann möglicherweise durch unvollständige Datenlieferungen erklärt werden. So liegen beispielweise nur einzelne Werte für Betrieb 3 vor (Abb. 34, Mitte). Insgesamt lag der Wert des Saldos im Mittel über alle Jahre und Betriebe mit 34 kg N ha^{-1} auf niedrigem Niveau. Die niedrigen Bilanzsalden spiegelten sich auch in den niedrigen Ernte- $N_{\min}$ -Werten und den moderaten Herbst- $N_{\min}$ -Werten wider (Abb. 34, 3. Zeile). Auch hier sticht das Extremjahr 2018 mit erhöhten $N_{\min}$ -Werten heraus. Diese spiegelten sich mit einem Jahr Verzögerung auch in den Nitratkonzentrationen der Sickerwassermessungen gemittelt über alle Betriebe im Jahr 2019 wider (Abb. 34, 4. Zeile links). Insgesamt wiesen die Betriebe sehr ähnliche Ernte- $N_{\min}$ -Werte von 25 bis 40 kg N ha^{-1} auf, die Herbst- $N_{\min}$ -Werte waren demgegenüber nur leicht erhöht und mit durchschnittlich 46 kg N ha^{-1} ebenfalls auf niedrigem Niveau (Abb. 34, Zeile 3).

Die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte waren im Mittel des Testgebiets jeweils deutlich niedriger als die Herbst- $N_{\min}$ -Werte des jeweiligen Vorjahrs (Abb. 34, 3. Zeile links). Gründe hierfür waren vor allem die Stickstoffauswaschung während der winterlichen Sickerwasserperiode über die Drainagen und ins tieferliegende Sickerwasser. Stickstoffaufnahme durch die Winterkulturen spielte hier eine geringere Rolle. Dies bestätigt auch die beispielhaft dargestellte $N_{\min}$ -Zeitreihe der Jahre 2018-19, 2019-20 und 2020-21 (Abb. 35). Nach der Ernte von Raps im Jahr 2018 stieg der $N_{\min}$ -Gehalt im Oberboden stark an. Der darauffolgende Winterweizen nahm nur einen kleinen Teil des verfügbaren Stickstoffs auf. Ein Großteil wurde gegen Ende des Jahres mit steigendem Bodenwassergehalt (Abb. 35, oben) in tiefere Schichten verlagert. Nach der Ernte des Weizens im Jahr 2019 fand mehrmalige Bodenbearbeitung statt. Dies führte zu einem Anstieg des mineralischen Stickstoffs im Oberboden. Im darauffolgenden Stoppelweizen fand bereits im Oktober erneut eine schrittweise Verlagerung des Nitrats in tiefere Bodenschichten statt.

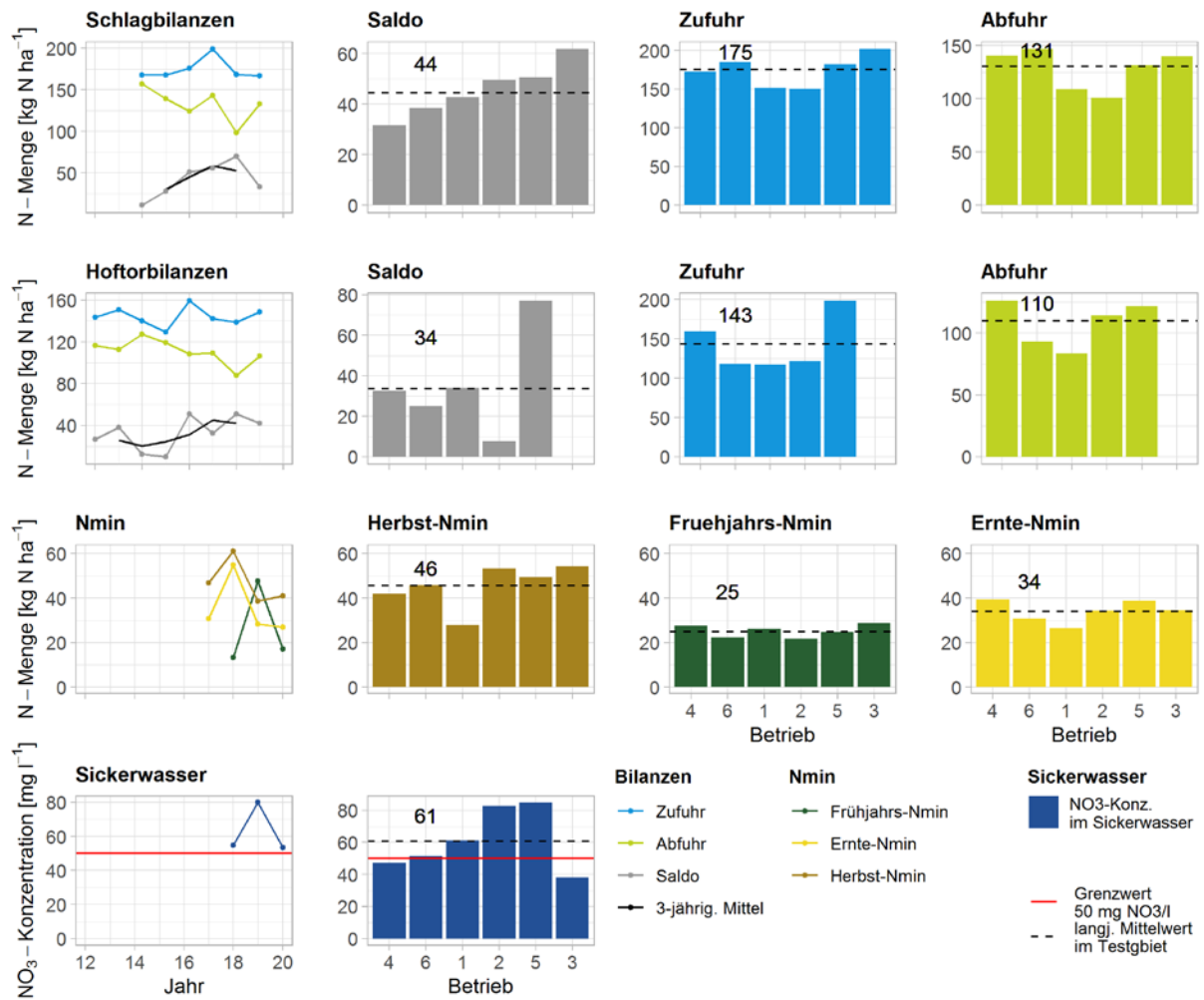


Abb. 34. Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

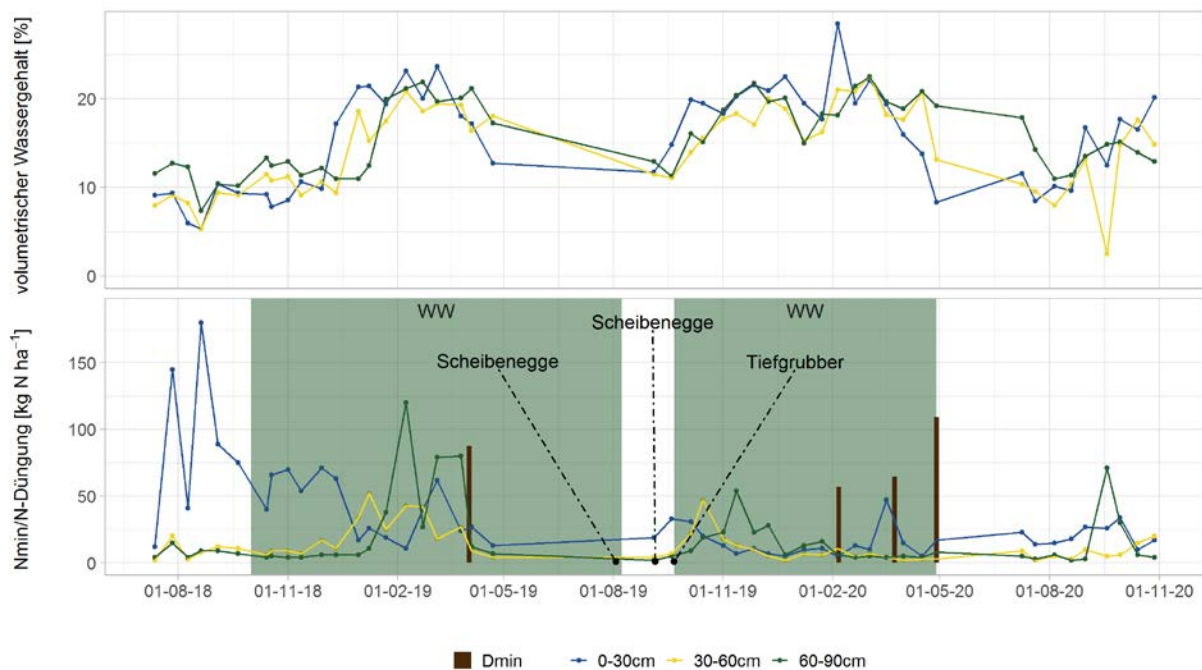


Abb. 35: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und N_{min} -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 12 des Betriebs 3 im Testgebiet Schilde für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW), Bodenbearbeitungen sowie mineralischen Düngungen (D_{min}).

Der Winterweizen stellte die wichtigste Kultur dar und hinterließ im Durchschnitt mit 39 kg ha^{-1} niedrige residuale N-Mengen (Abb. 36). Die sehr hohen Werte des Betriebs 2 beim Saldo (Abb. 36, 2. Spalte oben) sind auf hohe Gaben organischer Dünger zurückzuführen. Über alle Betriebe ist eine Anpassung der Stickstoffzufuhr in den trockenen Jahren 2018 und 2019 zu sehen, welche zu relativ ausgeglichenen Salden und moderaten Ernte- N_{min} -Werten führte. Den Anstieg des Ernte- N_{min} zum Herbst- N_{min} ließ sich durch intensive Bodenbearbeitung und daraus resultierende Mineralisation erklären.

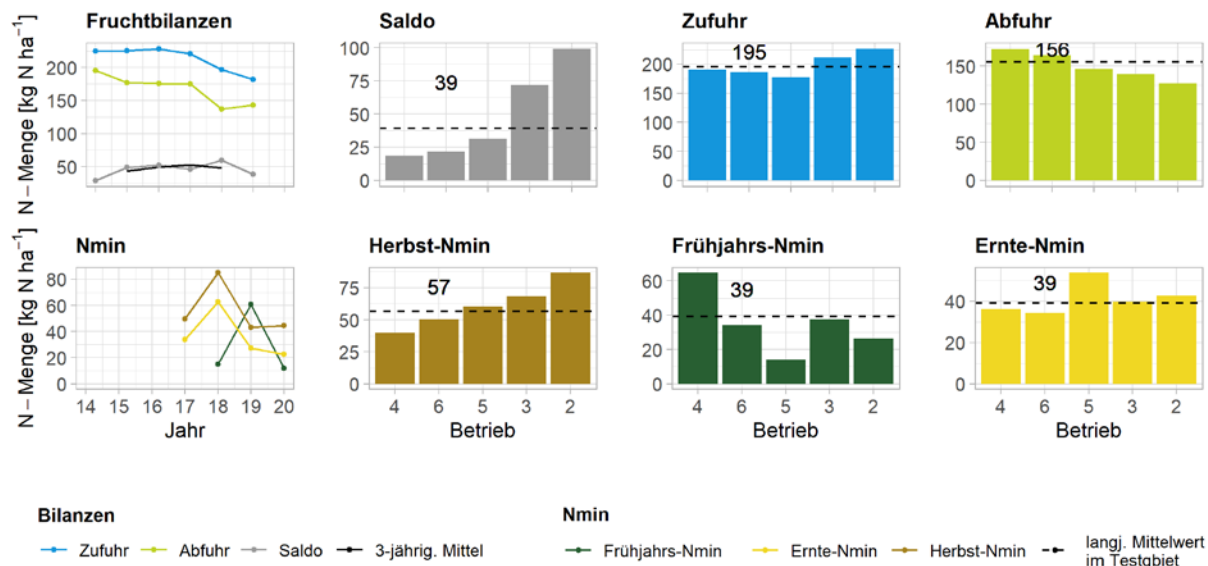


Abb. 36: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Auf Weizen folgte in der Fruchtfolge häufig Gerste mit einem Saldo von durchschnittlich 43 kg N ha⁻¹ (Abb. 37). Die Wintergerste hatte die geringste N-Zufuhr im Vergleich der Hauptkulturen. Daraus resultierten die niedrigsten Ernte-N_{min}-Werte mit 27 kg N ha⁻¹ und Herbst-N_{min}-Werte mit 34 kg N ha⁻¹ (Abb. 37, unten).

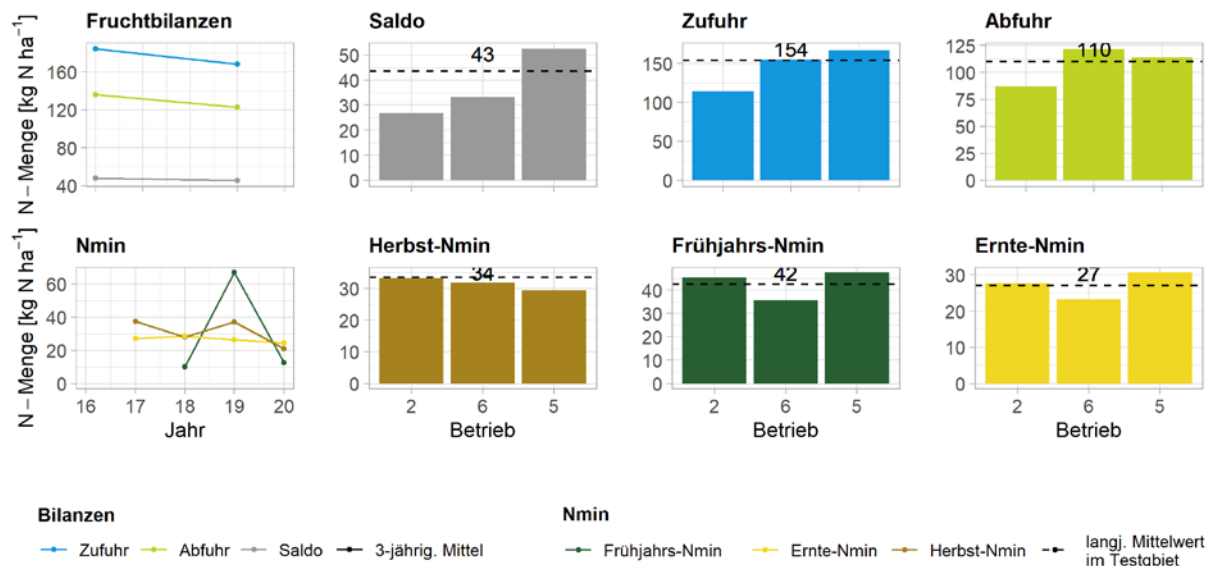


Abb. 37: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Der Winterraps zeigte die höchsten Werte beim Saldo mit durchschnittlich 83 kg N ha⁻¹ (Abb. 38). Die erhöhten Werte entstanden teilweise durch zu hohe Ertragserwartungen und daraus folgender hoher Zufuhr. Die Ernte-N_{min}-Werte waren dahingegen auf niedrigem Niveau mit durchschnittlich 38 kg N ha⁻¹. Bis zum Herbst-N_{min}-Termin fand eine Erhöhung auf 51 kg N ha⁻¹ statt. Die niedrigen Frühjahrs-N_{min}-Werte mit 19 kg N ha⁻¹ weisen neben einer gewissen Aufnahme durch die früh gedrillten Rapsbestände auch auf Auswaschungsverluste hin.

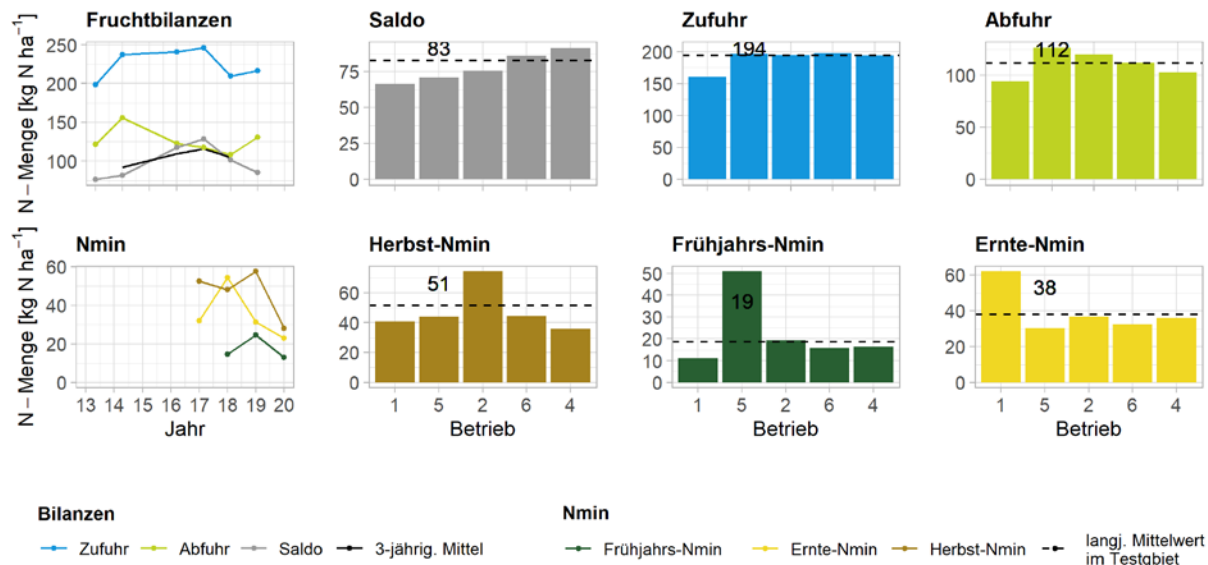


Abb. 38: Fruchtarstspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterrraps im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Kultur Mais wies im Durchschnitt einen niedrigen Saldo von 27 kg N ha^{-1} auf (Abb. 39). Die sehr niedrigen Werte bei Zufuhr und Abfuhr für Betrieb zwei resultierten wahrscheinlich aus unvollständigen Angaben. Insgesamt lag der Ernte- $N_{\min}$ auf niedrigem Niveau mit 41 kg N ha^{-1} und stieg auf Grund der zeitlichen Nähe nur geringfügig auf 49 kg N ha^{-1} zum Zeitpunkt des Herbst- $N_{\min}$ an.

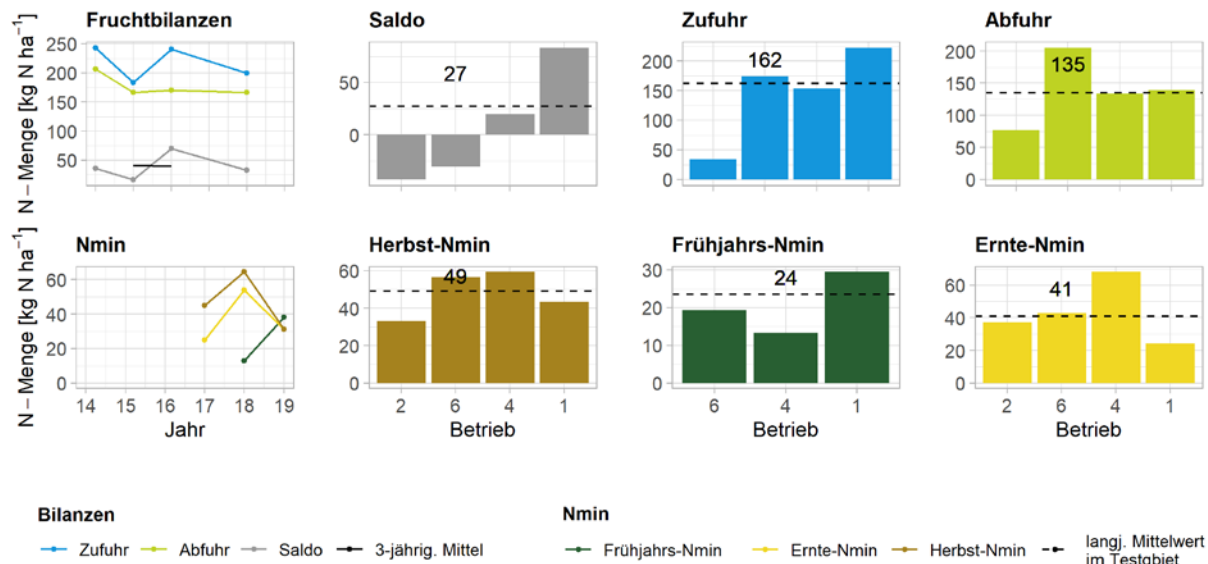


Abb. 39: Fruchtarstspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Schilde. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Indikatoren an der Bodenoberfläche und in der Wurzelzone zeigten vergleichsweise geringe Stickstoffüberschüsse an. Dies spiegelt sich auch in den Tiefbohrungen wider. So lagen ca. 50 % der Sickerwasserwerte unter dem kritischen Grenzwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Weitere Gründe für die geringen Nitratkonzentrationen in den Tiefbohrprofilen sind der Austrag von Nitrat über Drainagen

(Abb. 40) sowie Denitrifikation. Dies zeigt sich beispielweise auf der Intensivmessfläche des Betriebs drei, auf welcher Auswaschung während der Sickerwasserperiode beobachtet wurde (Abb. 35). Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dieser Testfläche lagen unterhalb des Grenzwertes von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 41, Testschlag 12). Die Sulfatwerte in den Tiefbohrungen waren erhöht, was auf Denitrifikation hindeutet (Abb. 41, Mitte). Der Mittelwert im Testgebiet über alle Betriebe und Jahre lag bei $60 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Erhöhte Nitratkonzentrationen traten zumeist auf Flächen auf, deren Unterböden durch Sand geprägt sind. So wurden beispielweise auf einer Testfläche des Betriebs 5 im Jahr 2019 Werte von über $200 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ gemessen. Dahingegen sind die niedrigen Werte des Betriebs 3 (Abb. 41) hauptsächlich durch tonigen Lehm im Untergrund mit entsprechender Denitrifikation und Ableitung über Drainagen zu erklären. Denn dieser Betrieb zeigte sowohl beim Saldo als auch beim Herbst- $N_{\min}$ mit die höchsten Werte im Testgebiet auf.

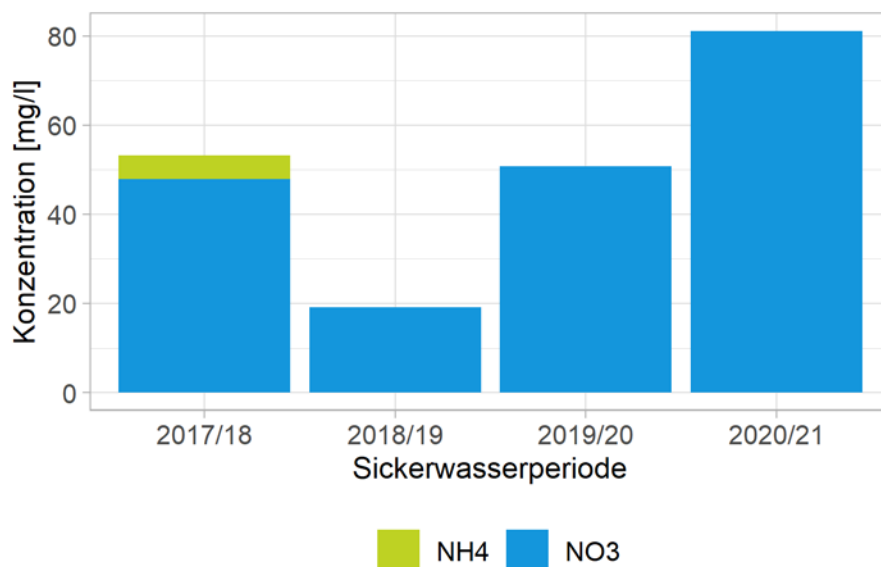


Abb. 40: NO_3^- - und NH_4^- -Konzentrationen im Drainagewasser gemittelt über die neun Drainagemesspunkte im Testgebiet Schilde und die 14-tägigen Messungen (jeweils von Anfang Oktober bis Ende April) der vier Sickerwasserperioden.

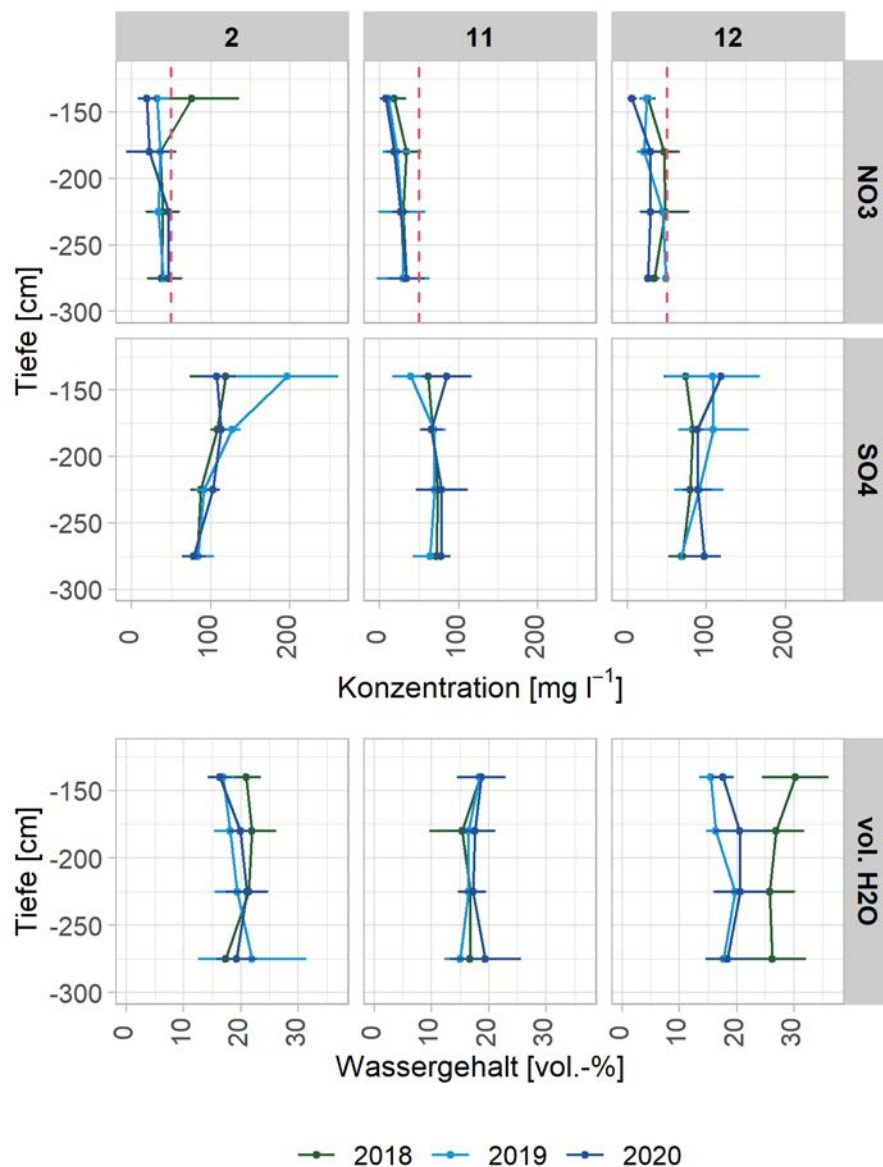


Abb. 41: NO₃⁻ (oben) und SO₄⁻ (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 2, 11 und 12) des Betriebs 3 im Testgebiet Schilde für die Jahre 2018 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von 50 mg NO₃ l⁻¹.

Um die auswaschungsgefährdeten Mengen an mineralischem Stickstoff im Herbst zu vermindern, sind insbesondere folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen kritisch zu prüfen:

- Kombination von düngungsintensivem Winterraps in der Fruchtfolge mit anschließendem Winterweizenanbau und somit einer unzureichenden Nitratbindung im Herbst vor allem auf Böden mit Sand geprägtem Untergrund.
- Integration von Zwischenfrüchten vor Sommerungen (Mais)

3.2.2.6 Fazit für das Testgebiet Schilde

Die Nitratbelastung im Sickerwasser ist in der Schilde nur gering ausgeprägt. Allgemein ist aufgrund der niedrigen Salden und der häufig durch bindige Schichten im Untergrund geprägten Böden das Risiko von Nitratauswaschungen als niedrig einzuschätzen. Die teilweise enge Anbaufolge von Winterweizen und Winterraps erhöht in Abhängigkeit von der Bodenart das Risiko von

Nitratbelastungen im Sickerwasser. Nitratfrachten treten vor allem auf den im Untergrund sandig geprägten Böden auf. Einen zusätzlichen Austragpfad für Nitrat stellen die Drainagen dar.

3.2.3 Ilmenau, Lockergestein rechts

3.2.3.1 Bodenkundlich-geohydrologische Voraussetzungen

Das ca. 1464 km² große Testgebiet „Ilmenau, Lockergestein rechts“ liegt im Nordosten Niedersachsens und erstreckt sich von der Elbe im Norden über ca. 73 km bis nach Bad Bodenteich im Süden. Die West-Ost-Erstreckung beträgt maximal 32 km und reicht von der Hansestadt Lüneburg bis zur Landesgrenze Niedersachsens im Osten. Zwölf Betriebe nahmen im Testgebiet am Demonstrationsvorhaben teil. Diese stellten jeweils 12 Testflächen zur Verfügung, sodass insgesamt 144 Testflächen erfasst und beprobt wurden.

Im Testgebiet „Ilmenau, Lockergestein rechts“ dominieren grundwasserfreie Mineralböden (72 %, (Abb. 42, s. auch Anhang Bodenkundlich geohydrologische Beschreibungen). Davon sind 57 % vorwiegend durch Sand und 15 % vorwiegend durch Lehm im Untergrund geprägt. Diese Unterscheidung ist insbesondere vor dem Hintergrund der Bewertung der Stoffaustragsgefahr entscheidend. Bei den sandgeprägten Mineralböden dominieren Podsolböden mit Übergängen zu Braunerden. Pseudogleye, Parabraunerden sowie deren Übergangsbodentypen lassen sich den lehmgeprägten Böden zuordnen. Vor allem in der Elbe-Niederung treten flächendeckend grundwasserbeeinflusste Böden auf mit 27,4 % der Testgebietsfläche. Diese lassen sich in torffreie (u.a. Gleye, Kleimarsch, Vega, 21,4 %) und organisch geprägte Böden (Niedermoore und Organomarschen, 6 %) unterteilen.

Die grundwasserfreien Mineralböden mit sandgeprägtem Untergrund zeigen mit einer mittleren bis hohen Durchlässigkeit und gleichzeitig geringen Denitrifikationskapazität die höchste Standort-sensibilität gegenüber Stoffausträgen. Bei den lehmgeprägten Mineralböden ist eine nur geringe bis mittlere Nitrataustragsgefahr zu erwarten. Während Pseudogleye mit deutlichem Stauwassereinfluss mittlere Denitrifikationsleistungen aufweisen, sind die Parabraunerden mit einer geringen Nitratabbaukapazität zu bewerten.

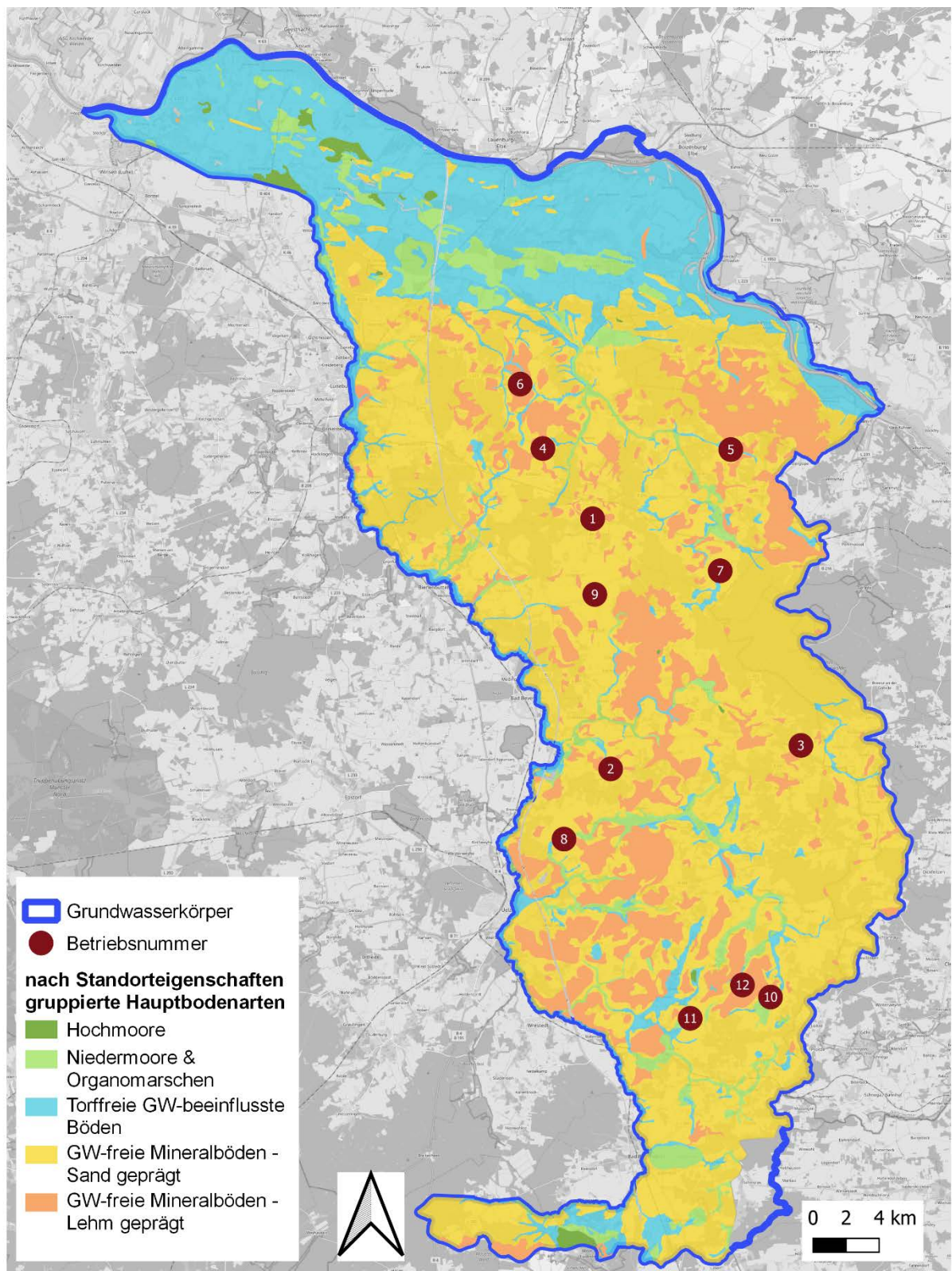


Abb. 42: Verbreitung der gruppierten Hauptbodenarten (BÜK 50 NIBIS® Kartenserver, 2020) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Ilmenau, Lockergestein rechts.

Die Humusgehalte der ausgewählten Testflächen im Testgebiet liegen zwischen 1,2 und 3,4 % und damit unter dem Schwellenwert von 4 % (Abb. 43). Somit wird für die Testflächen keine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch N-Mineralisation erwartet.

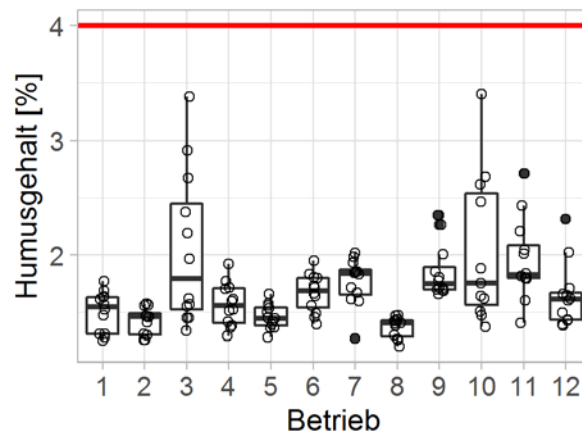


Abb. 43: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.

3.2.3.2 Klima

Die Niederschlagssummen im Testgebiet „Ilmenau, Lockergestein rechts“ erreichen im LJM 657 mm bei einer Lufttemperatur von 9,1 °C (DWD-Wetterstation „Boizenburg“, Abb. 44). Rund 50 % der Niederschläge fallen im Winterhalbjahr. In den Jahren des Demonstrationsvorhabens schwankten die Jahresniederschläge stark. Das Jahr 2017 war mit 880 mm (34 % über dem LJM) sehr nass, während die Jahre 2018 und 2020 mit 431 mm (66 % des LJM) sehr trocken bzw. mit 568 mm (86 % des LJM) eher trocken waren. Im Jahr 2019 lag die Niederschlagssumme mit 656 mm im Bereich des LJM. Die Temperaturen lagen in den Jahren 2017 bis 2020 deutlich über dem LJM.

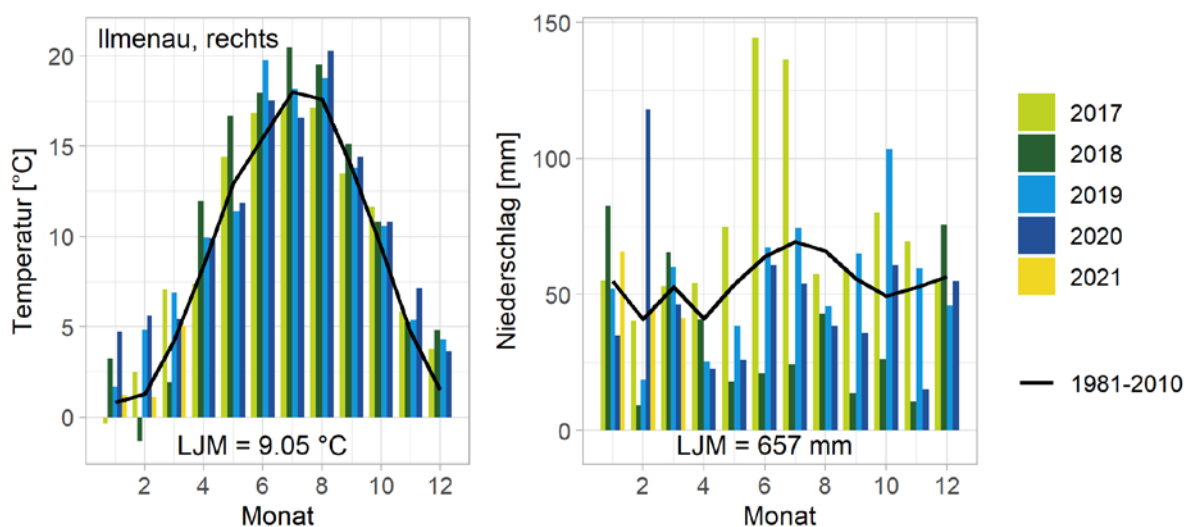


Abb. 44: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet „Ilmenau, Lockergestein rechts“ für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.

3.2.3.3 Sickerwassermenge und Verlagerungspotenzial

Die anhand der zwei Modelle berechneten Sickerwassermengen im Testgebiet Ilmenau betrugen gemittelt über die Jahre 200 mm a⁻¹ (AMBAV) bzw. 173 mm a⁻¹ (Renger). Sie schwankten zwischen 0 mm a⁻¹ im trockenen Jahr 2018/19 und 381 mm a⁻¹ im nassen Jahr 2017/18 (Abb. 45). Die Sickerwassermengen entsprechen bei den gegebenen Feldkapazitäten einer Verlagerungstiefe von 0-157 cm a⁻¹ und einer Austauschhäufigkeit in der Wurzelzone (0-90 cm) von 0-1,8 a⁻¹ (Abb. 46). Im Mittel des Untersuchungszeitraums betrug die jährliche Austauschhäufigkeit 0,9. Die Aufenthaltsdauer in der Wurzelzone (0-90 cm) beträgt nach den Berechnungen zumeist ein bis zwei Jahre (Abb. 46, unten). Im Testgebiet Ilmenau fand jedoch zum Großteil Beregnung auf den Testflächen statt mit

Gaben bis zu 320 mm a^{-1} . Diese wurde bisher in den Berechnungen nicht berücksichtigt, weshalb die berechneten Sickerwassermengen vermutlich unterschätzt werden.

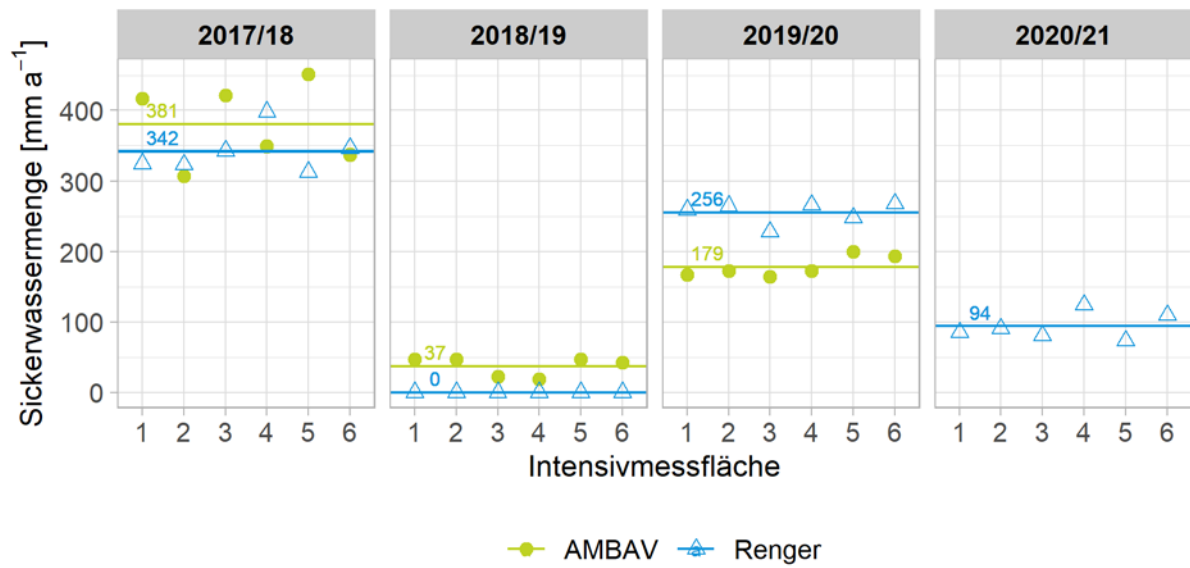


Abb. 45: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

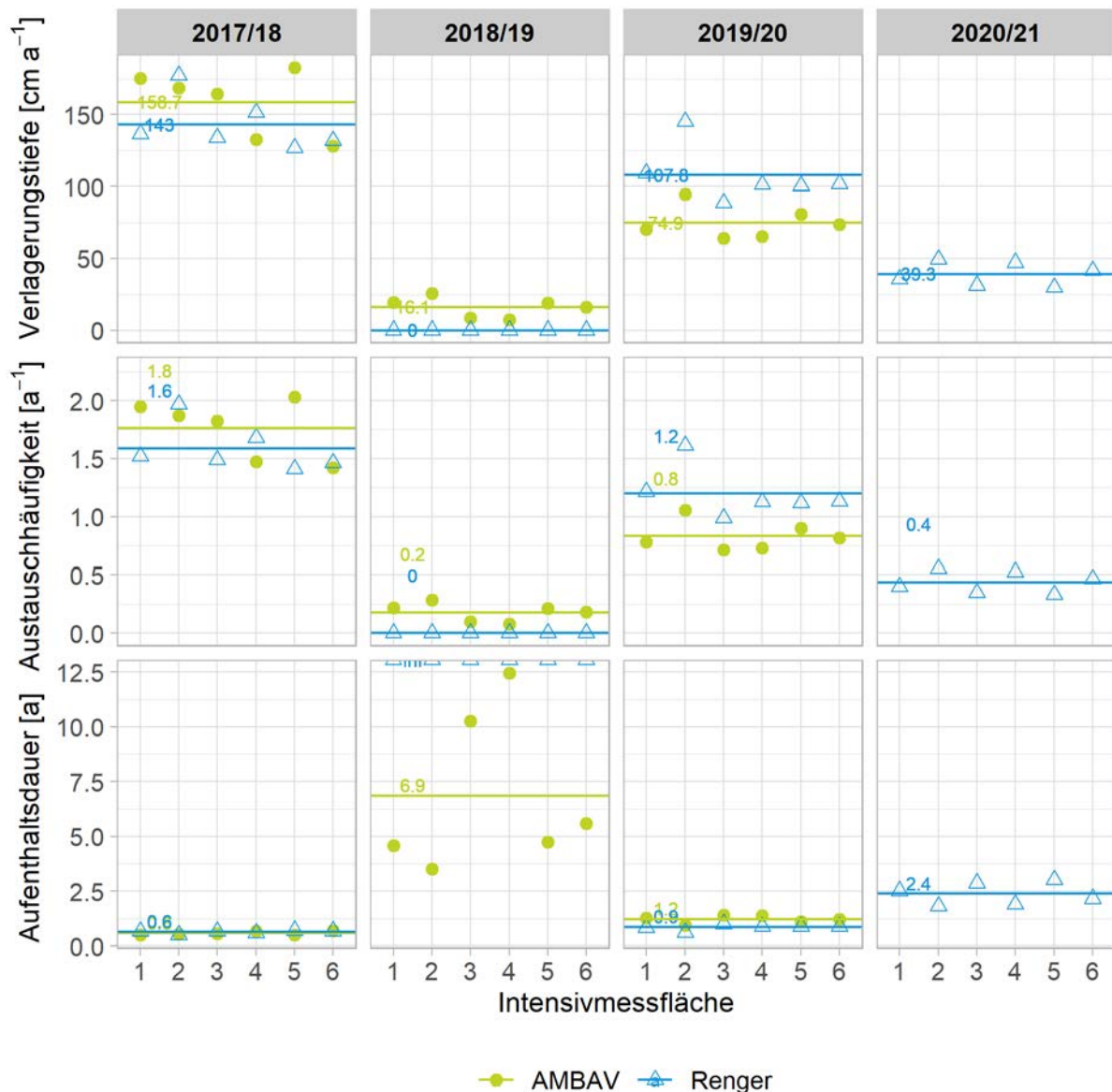


Abb. 46: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.

Die aus den berechneten Sickerwassermengen und gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser schwankten zwischen 45 und 160 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 47). Daraus resultierten Nitratfrachten zwischen 0 und 58 kg $\text{N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 48). Die jährlichen Mittelwerte der in den Tiefbohrprofilen gemessenen Nitratkonzentrationen lagen zwischen 70 und 93 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 51, unten). Die Größenordnung zwischen berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen stimmt für das Testgebiet Ilmenau in etwa überein. Durch die Verwendung komplexerer Modelle, die auch N-Umsetzungsprozesse berücksichtigen, und die Berücksichtigung der Beregnung könnte die Abschätzung der Nitratkonzentration aus den Herbst- $N_{\min}$ -Werten weiter verbessert werden.

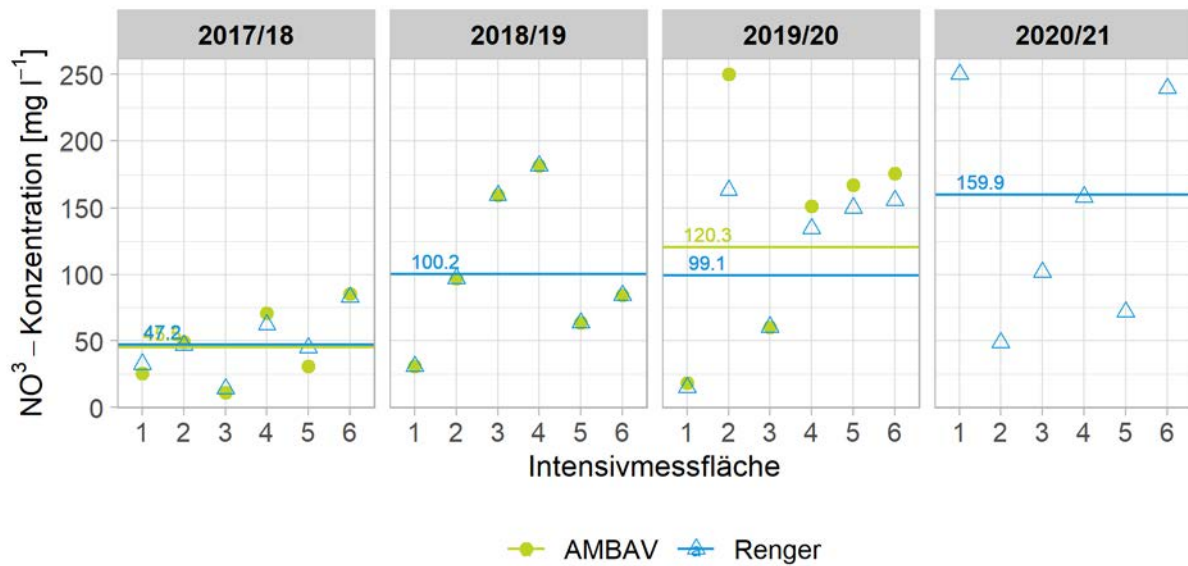


Abb. 47: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N_{min}-Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

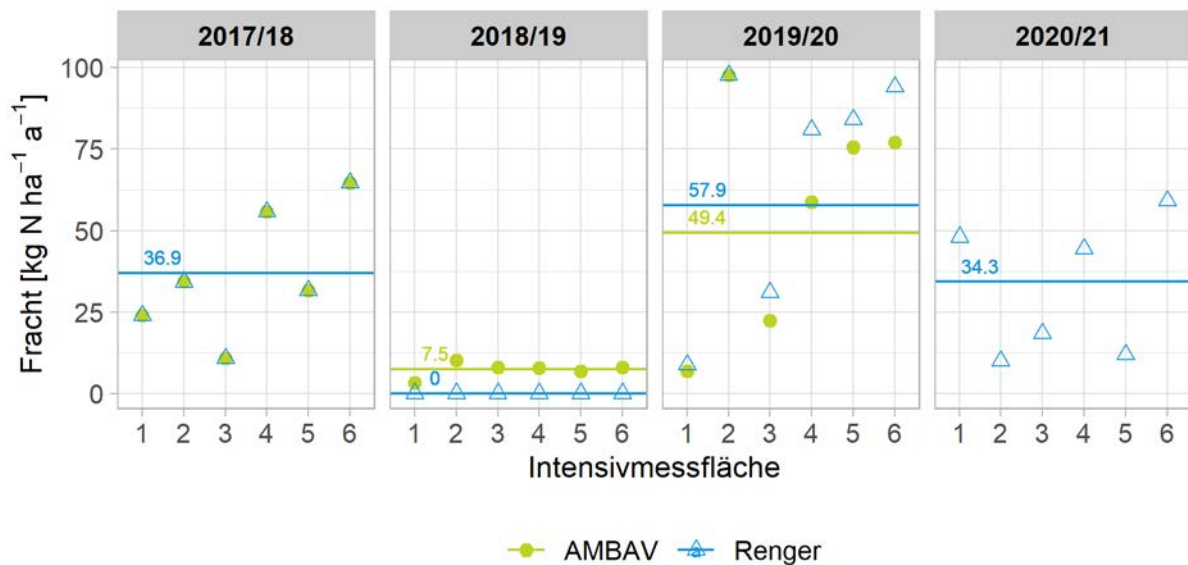


Abb. 48: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Ilmenau, rechts für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N_{min}-Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

3.2.3.4 Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen

Die 12 Betriebe im Testgebiet Ilmenau repräsentieren Marktfruchtbetriebe mit einer mittleren Betriebsgröße von 248 ha (Abb. 49). Zusätzlich unterhielt ein Betrieb eine Schweinemast (0,4 GV ha⁻¹), ein weiterer hielt Milchkühe (0,7 GV ha⁻¹). Die vorwiegend ackerbaulich wirtschaftenden Betriebe repräsentieren damit insgesamt die für diese Region typische betriebliche Ausrichtung. Die ausgewählten Testschläge haben eine mittlere Größe von 9 ha und stellen 50 % der Betriebsflächen dar.

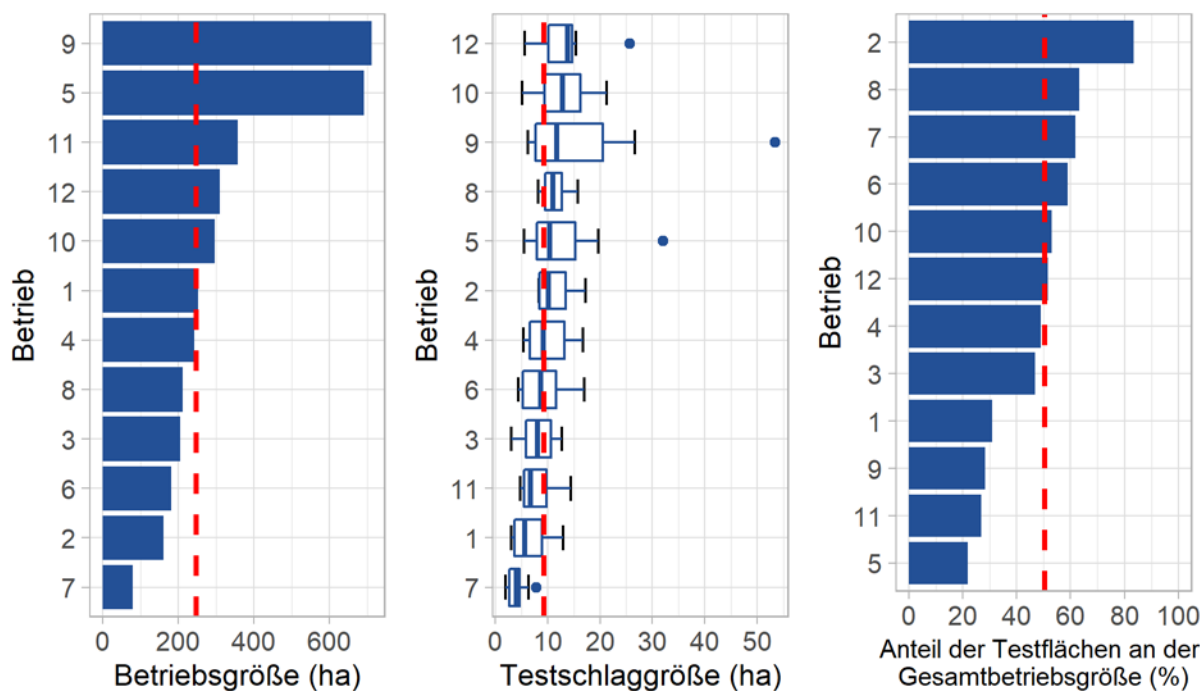


Abb. 49: Betriebsgröße, Testschlaggrößen und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebiets.

Die Hauptanbauprodukte auf den Testflächen im Testgebiet Ilmenau waren Winterweizen (25 %), Kartoffel (22 %), Zuckerrübe (15 %) und Silomais (13%) (Abb. 50). Auffällig war der hohe Anteil an Sommerungen, der sich von 40 % im Jahr 2014 auf 60 % im Jahr 2020 steigerte. Dies lag vor allem an steigenden Anteilen von Mais und Kartoffeln, während die Anteile von Winterraps und Winterweizen sanken. Auch die Anbaufläche der Zwischenfrüchte wuchs von 15 % im Jahr 2014 auf 35 % im Jahr 2020 an.

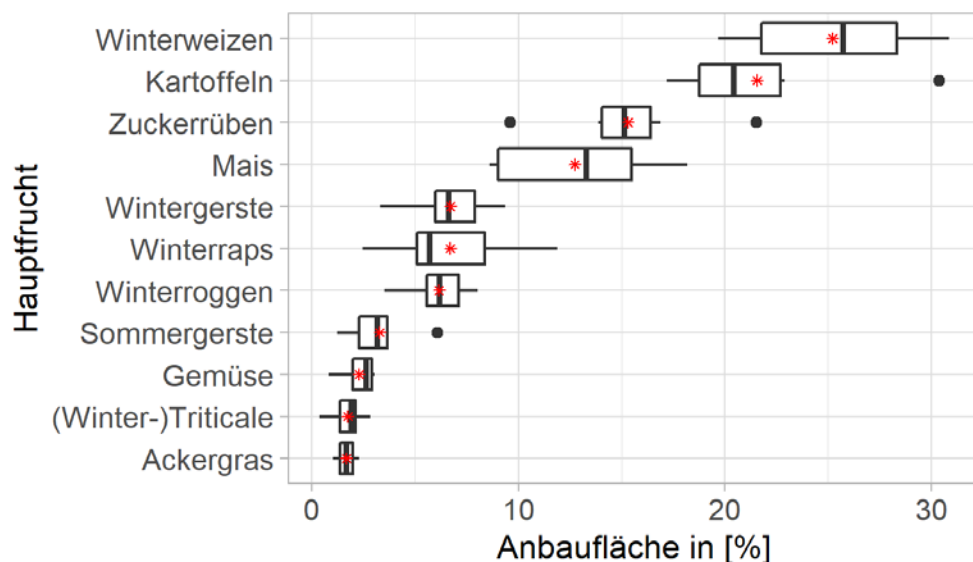


Abb. 50: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Ilmenau angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.

Im Testgebiet Ilmenau wurden die Wintergetreide vorwiegend mineralisch gedüngt. Bei Raps spielte die Düngung mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten vor allem im Herbst eine Rolle. Bei den Sommerungen Kartoffeln und Zuckerrüben hatte die Kombination aus mineralischer und organischer

Düngung eine größere Bedeutung. Bei Mais wurde überwiegend mit einer Kombination aus flüssigen Wirtschaftsdüngern, Gärresten und mineralischen Düngern gedüngt. Für einzelne Kulturen wie Winterweizen oder Mais zeigten sich tendenziell abnehmende Düngermengen über die Jahre. Ein Teil des organischen Düngers im Herbst wurde zu Zwischenfrüchten ausgebracht.

3.2.3.5 Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms

Die mittleren Schlagbilanzsalden im Testgebiet Ilmenau lagen bei 47 kg N ha^{-1} (Abb. 51, 2. Spalte oben). Die Werte sanken im Durchschnitt des Testgebiets seit 2017. Dies ist auf eine verringerte Nährstoffzufuhr zurückzuführen. Die verringerte Abfuhr im Jahr 2018 ist auf das Extremwetter in dem Jahr zurückzuführen (Abb. 51, 1. Spalte oben).

Die Schlagbilanzüberschüsse zwischen den Testbetrieben lagen zwischen 19 und 77 kg N ha^{-1} (Abb. 51, 2. Spalte oben). Insgesamt düngten die Betriebe mit den geringeren Salden im Durchschnitt weniger (Abb. 51, 3. Spalte oben).

Die Salden der Hoftorbilanzen zeigten über den gesamten Erhebungszeitraum einen abnehmenden Trend (Abb. 51, 2. Zeile links), was hauptsächlich durch eine kontinuierlich verringerte Zufuhr erreicht wurde. Die Hoftorbilanzsalden lagen im Mittel des Erhebungszeitraums bei 46 kg N ha^{-1} und damit auf dem Niveau der Schlagbilanzsalden. Die einzelbetrieblichen Salden lagen zwischen 10 und 73 kg N ha^{-1} . Der Betrieb 10 hat nicht ausreichend Daten zur Erstellung der Hoftorbilanzen geliefert.

Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte des Testgebiets wiesen im Durchschnitt der Testflächen mit 57 kg N ha^{-1} etwas höhere residuale Mengen an mineralischem Stickstoff auf als die Bilanzüberschüsse gemäß Schlagbilanzsaldo (Abb. 51, 3. Zeile). Das Jahr 2018 stach aufgrund der geringeren Niederschläge mit deutlich erhöhten $N_{\min}$ -Gehalten im Herbst hervor. In den Jahren 2018 und 2020 stiegen die $N_{\min}$ -Werte nach der Ernte der Hauptfrüchte nochmal deutlich an, was auf einsetzende Mineralisierung in Folge von Bodenbearbeitung und Niederschlägen zurückzuführen war, aber auch auf Düngung im Herbst. Die einzelbetrieblichen Herbst- $N_{\min}$ -Werte lagen zwischen 41 und 83 kg N ha^{-1} .



Abb. 51: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Frühjahrs-N_{min}-Werte waren im Mittel des Testgebiets jeweils deutlich niedriger als die Herbst-N_{min}-Werte des jeweiligen Vorjahres (Abb. 51, 3. Zeile links). Gründe hierfür waren vor allem die Stickstoffauswaschung während der winterlichen Sickerwasserperiode ins tieferliegende Sickerwasser, während die Stickstoffaufnahme durch die Winterkulturen und Zwischenfrüchte vor allem bei später Aussaat vernachlässigbar war. Dies geht unter anderem aus den N_{min}-Zeitreihen der Jahre 2018-19, 2019-20 und 2020-21 hervor (Abb. 52). Nach der Silomaisenernte 2018 wurde der Boden an zwei Terminen tief gegrubbert. Daraufhin war ein deutlicher Anstieg des mineralischen Stickstoffgehalts zu sehen. Dieser konnte von der Folgekultur Winterweizen nicht vollständig aufgenommen werden und wurde mit Niederschlägen, erkennbar am steigendem volumetrischem Wassergehalt, über den Winter in die tieferliegenden Schichten verlagert und aus der Wurzelzone ausgewaschen. Nach der Ernte des Winterweizens im Jahr 2019 verblieben die mineralischen Stickstoffgehalte aufgrund der geringen Intensität der Bodenbearbeitung auf niedrigem Niveau. Ende Oktober 2019 fand dann jedoch Verlagerung aus dem Wurzelhorizont aufgrund von tiefer Bodenbearbeitung mit dem Grubber und einsetzenden Niederschlägen statt. Während des Anbaus der Kartoffeln im Jahr 2020 waren die N_{min}-Werte auf niedrigem Niveau, eventuell begründet durch Bewässerungsgaben von insgesamt 100 mm mit kontinuierlicher Auswaschung bereits vor der Ernte-N_{min}-Kampagne. Nach der Ernte der Kartoffeln stieg der mineralische Stickstoffgehalt im Boden und wurde in der Folge aus dem Wurzelraum ausgewaschen.

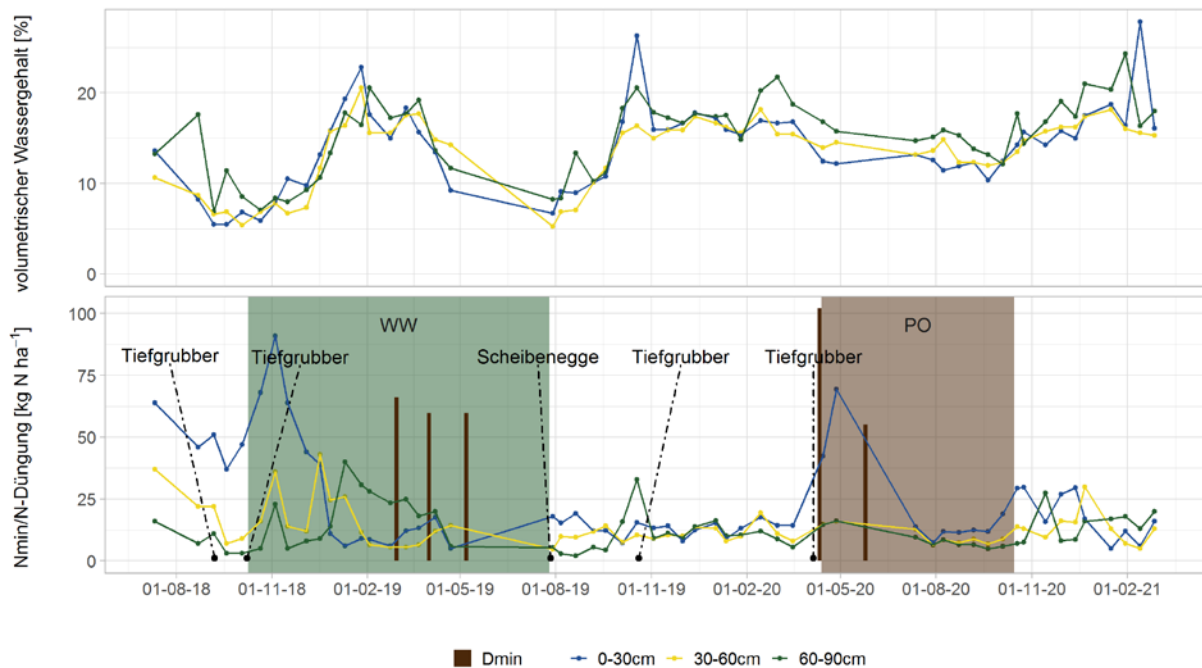


Abb. 52: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und $N_{\min}$ -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 3 des Betriebs 5 im Testgebiet Ilmenau für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW) und Kartoffeln (PO), Bodenbearbeitungen sowie mineralischen Düngungen ($D_{\min}$).

Der Winterweizen stellte die Kultur mit der größten Anbaufläche dar und wies ein Saldo von 68 kg N ha^{-1} im Durchschnitt über die Jahre und Betriebe auf. Dabei schwankten die Werte von 39 kg N ha^{-1} bis 90 kg N ha^{-1} für die unterschiedlichen Betriebe. Der zeitliche Verlauf der Salden wies ab 2018 eine fallende Tendenz auf (Abb. 53, links oben). Niedrige Salden korrelierten jedoch nicht mit niedrigen Herbst- $N_{\min}$ -Werten (Abb. 53, Spalte 2). Im Durchschnitt lagen die Herbst- $N_{\min}$ -Werte bei 59 kg N ha^{-1} , wobei es hier deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben gab. Der Herbst- $N_{\min}$ war im Vergleich mit dem Ernte- $N_{\min}$ von 49 kg N ha^{-1} leicht angestiegen.

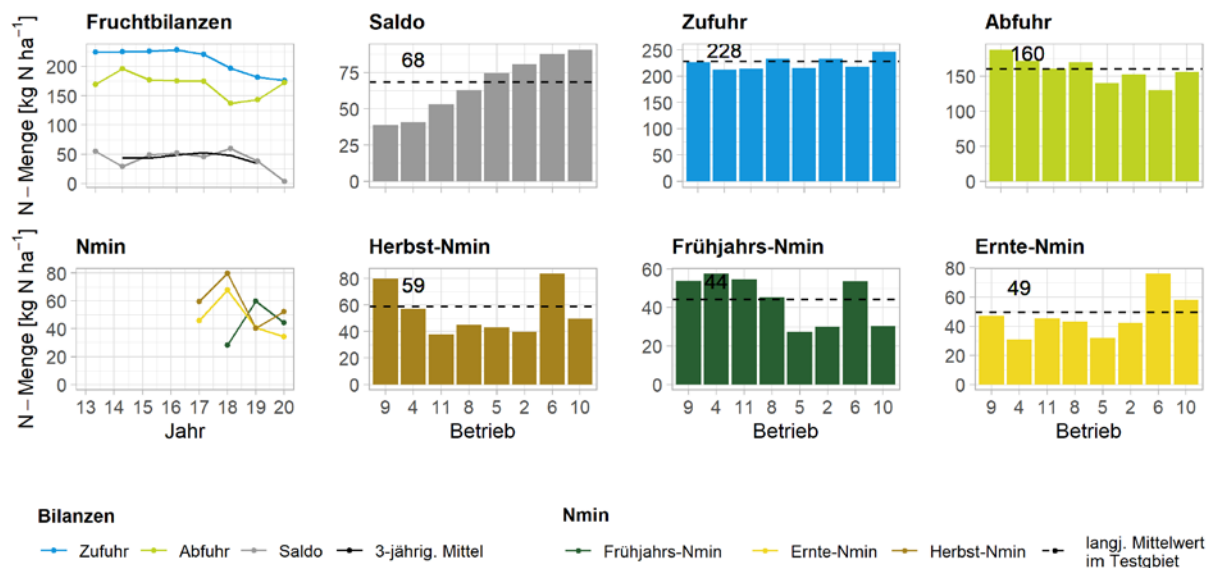


Abb. 53: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Kartoffeln waren im Testgebiet die zweithäufigste Frucht. Die Fruchtbilanzsalden lagen bei durchschnittlich 3 kg N ha⁻¹ (Abb. 54). Die N-Salden der einzelnen Betriebe schwankten stark von -64 bis 55 kg N ha⁻¹. Die Kartoffel hinterließ die höchsten N_{min}-Werte aller Kulturen im Testgebiet nach der Ernte mit 75 kg N ha⁻¹ und auch die höchsten Herbst-N_{min}-Werte mit 82 kg N ha⁻¹. Diese resultierten u.a. aus der intensiven Durchmischung des Bodens bei der Ernte.

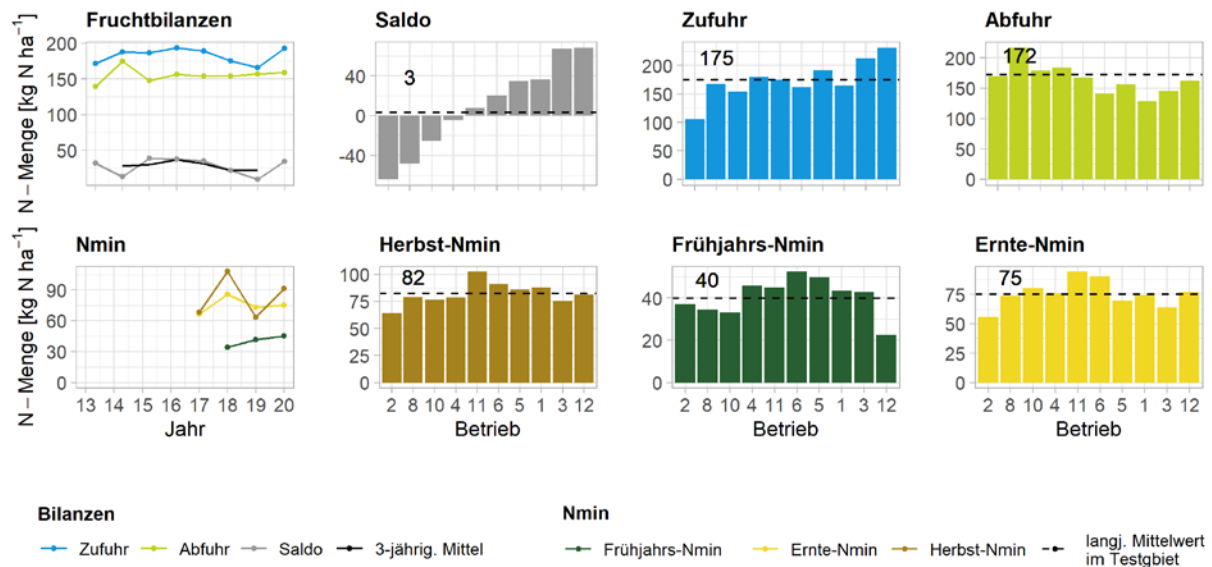


Abb. 54: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Kartoffeln im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Bei der fruchtspezifischen Betrachtung der Zuckerrübe gab es ebenfalls große Schwankungen zwischen den Betrieben von -29 bis 97 kg N ha⁻¹ für den Fruchtbilanzsaldo. Dieser lag im Mittel bei 46 kg N ha⁻¹ (Abb. 55). Die hohen Werte beim Saldo von Betrieb 7, welcher auch die höchsten Herbst-N_{min}-Werte aufwies, ließen sich durch große Mengen an aufgebrauchten Gärresten erklären. Im Mittel lag der Herbst-N_{min}-Wert bei 45 kg N ha⁻¹ und damit leicht über Ernte-N_{min}-Wert von 39 kg N ha⁻¹.

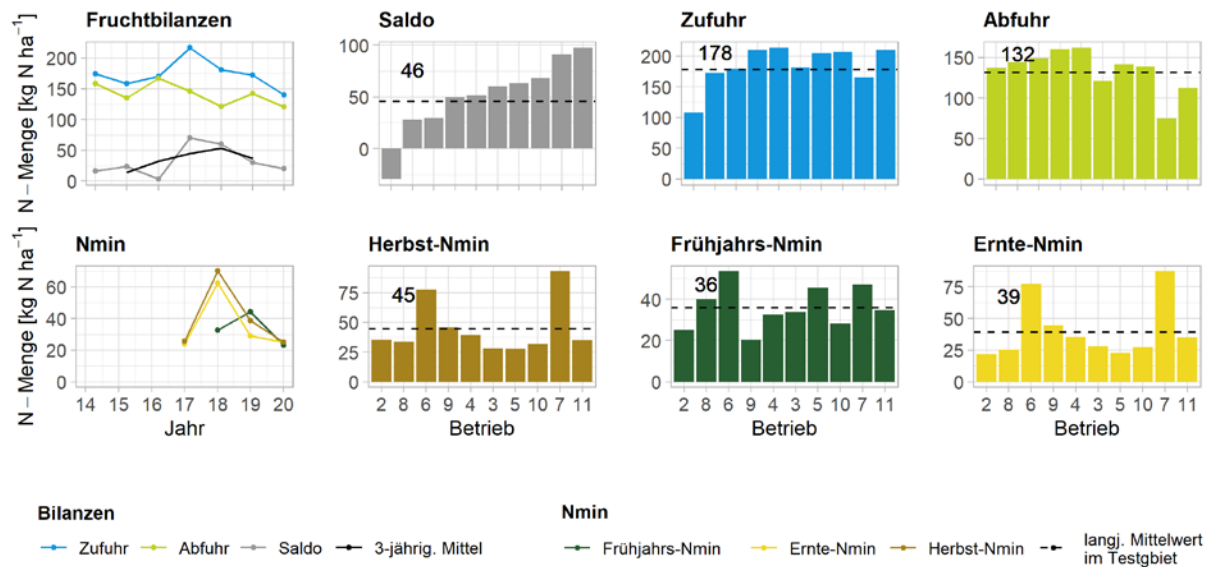


Abb. 55: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Zuckerrüben im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Beim Anbau von Silomais traten im Testgebiet große Differenzen zwischen den Stickstoffsalden der Betriebe von -73 kg N ha^{-1} bis 108 kg N ha^{-1} auf (Abb. 56). Die Betriebe unterschieden sich deutlich in der Stickstoffzufuhr und weniger deutlich in der Abfuhr. Die Betriebe 6 und 7 mit den höchsten Salden wiesen auch höhere Herbst- $N_{\min}$ -Werte auf als der Durchschnitt mit 66 kg N ha^{-1} .

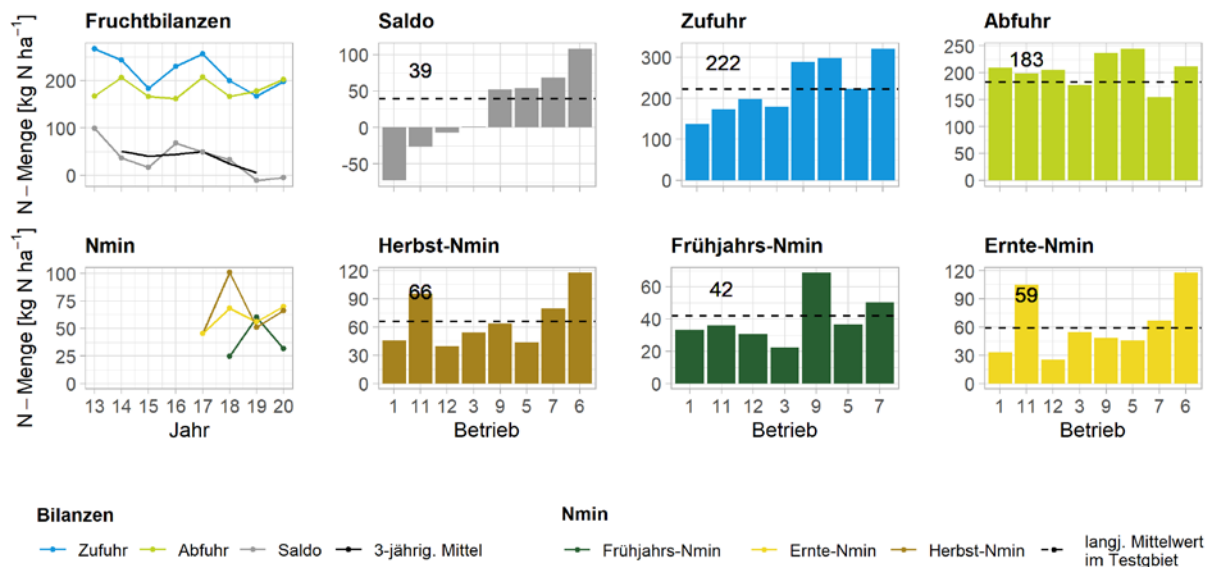


Abb. 56: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Silomais im Testgebiet Ilmenau. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Nitrat-Tiefenprofile (Abb. 57) zeigen eine für diesen Tiefenbereich teils kritische Nitratkonzentration des Sickerwassers, die um den Schwellenwert von $50 \text{ mg NO}_3\text{ l}^{-1}$ oder darüber lag. Der residuale Stickstoff im Tiefenbereich 0-90 cm erreicht bei Sandboden durchschnittlich nach knapp einem Jahr den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm), im Lehm nach etwa zwei Jahren. Betrachtet wird in den

Tiefenprofilen bei Lehm Böden jeweils ein Ausschnitt von etwa drei Jahren und bei Sandböden von etwa ein bis zwei Jahren. Beregnungsgaben von 75 bis 170 mm a⁻¹ führten schon während der Vegetationsperiode zu Auswaschungen und erklären die erhöhten Nitratkonzentrationen in den Tiefbohrungen trotz der relativ niedrigen Herbst-N_{min}-Werte. Die große Heterogenität zwischen den Messwiederholungen auf den einzelnen Schlägen, die sich in hohen mittleren absoluten Abweichungen zeigt (Abb. 57), ist möglicherweise unter anderem durch präferentiellen Fluss im Boden bedingt. Bei den hier gezeigten Tiefbohrungen auf den Flächen des Betriebs 3 wurde teilweise eine lehmige Textur im Untergrund bestimmt. Diese Bodenart lässt in Zusammenhang mit den erhöhten Sulfatkonzentrationen und den identifizierten Stauwasserhorizonten zum Teil auf Denitrifikationsprozesse im Untergrund schließen.

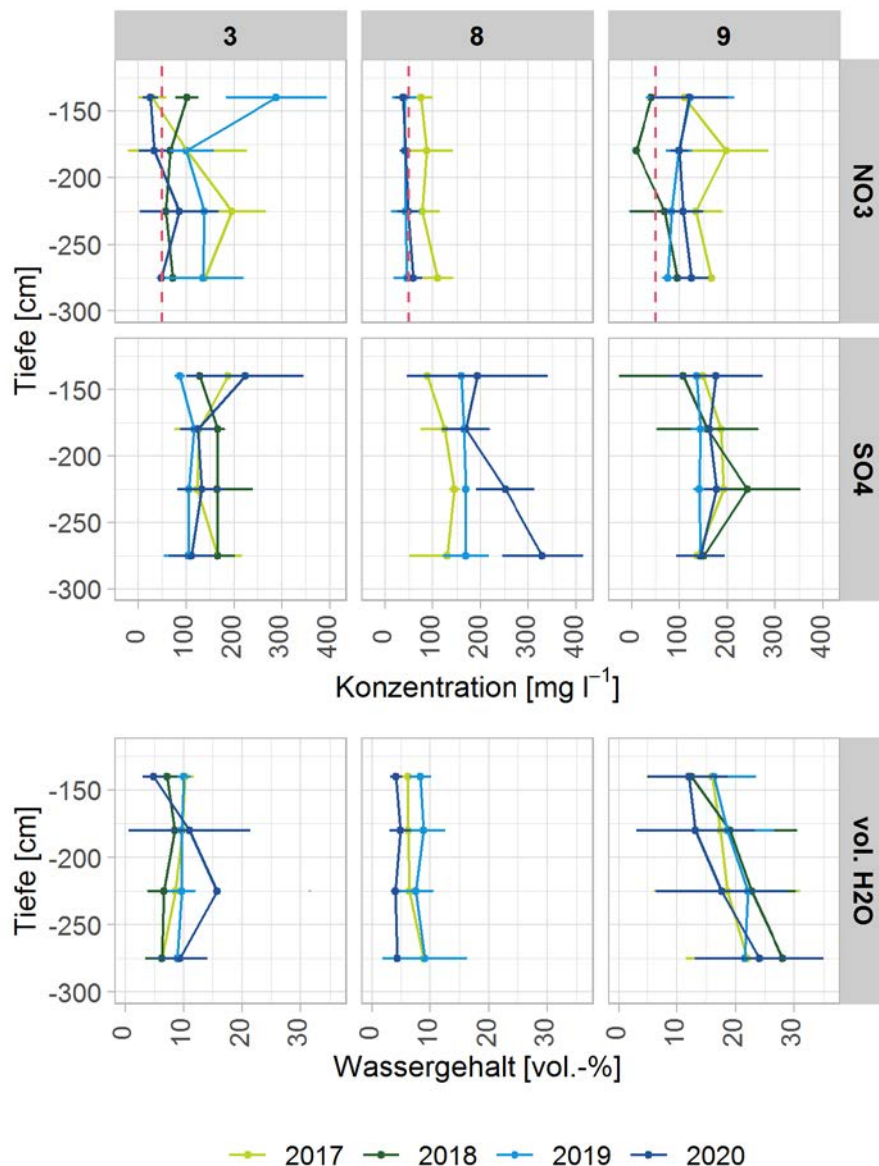


Abb. 57: NO₃- (oben) und SO₄- (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Testschlag 3, 8 und 9) für die Jahre 2017 bis 2020 und eines Testschlages 8 für das Jahr 2017, 2019 und 2020 des Betriebs 3 im Testgebiet Ilmenau. Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen sind dargestellt. Rot gestrichelt: Richtwert von 50 mg NO₃ l⁻¹.

3.2.3.6 Fazit für das Testgebiet Ilmenau, Lockergestein rechts

Im Testgebiet Ilmenau dominieren grundwasserfreie Mineralböden mit Sand im Untergrund. Diese sehr leichten und durchlässigen Sandböden haben große Stoffaustragungspotenziale, andererseits gibt es auch Böden mit Stauwassereinfluss und hohen Denitrifikationsleistungen und geringem Stoffaustragungspotenzial, hier befindet sich vorwiegend Lehm im Untergrund.

Im Testgebiet Ilmenau lagen sowohl die Schlag- als auch die Betriebsbilanzen durchschnittlich im moderaten Bereich. Wobei es deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben gab. Hier besteht durch einen effizienteren Einsatz zum Beispiel von organischen Düngemitteln noch Optimierungspotenzial.

Besonderheiten im Testgebiet sind der hohe Anteil an Kulturen, die kritische N_{min} -Werte im Herbst hinterlassen (Kartoffeln, Mais und Winterweizen). Dass die Herbst- N_{min} -Werte dennoch im moderaten Bereich lagen und nur teilweise erhöht waren, hat vermutlich mit der großflächig eingesetzten Beregnung zu tun, welche für Auswaschung schon während der Vegetationsphase sorgte. Dies spiegelt sich in den Tiefbohrungen wider, welche größtenteils mit Nitrat belastet waren.

3.2.4 Querfurter Platte

3.2.4.1 Bodenkundlich-geohydrologische Voraussetzungen

Das ca. 1236 km² große Testgebiet Querfurter Platte liegt im Süden Sachsen-Anhalts und erstreckt sich von Hettstedt im Nordosten über ca. 65 km bis nach Weißenfels im Südosten. Die West-Ost-Erstreckung beträgt maximal 50 km und reicht von Allstedt bis nach Halle (Saale). Zwölf Betriebe nahmen im Testgebiet Querfurter Platte am Demonstrationsvorhaben teil. Diese stellten jeweils 12 Testflächen zur Verfügung, sodass insgesamt 144 Testflächen erfasst und beprobt wurden.

Im Testgebiet dominieren grundwasserfreie Mineralböden (92 %, Abb. 58, s. auch Anhang Bodenkundlich geohydrologische Beschreibungen). Davon sind 51 % Schwarzerden mit mehr als 40 cm mächtigen, vorwiegend schluffigen A_h -Horizonten, welche den Nährstoff- und Bodenwasserhaushalt deutlich prägen. Pararendzinen mit lehmigem Untergrund haben einen Anteil von 23 %, solche mit sandigem Untergrund von 6 %. Mit einem Anteil von 10 % ebenfalls bedeutend sind grundwasserfreie Mineralböden mit Lehm oder Ton im Untergrund.

Durch die Kombination aus hohem Wasserhaltevermögen des vorwiegend lössgeprägten Decksubstrats mit geringen Niederschlagsmengen ist die mittlere Austauschhäufigkeit und damit die Auswaschungsgefährdung im Testgebiet Querfurter Platte gering bis sehr gering. Durch erhöhte Verweilzeiten des Sickerwassers in den fein-texturierten Böden ist eine mittlere Denitrifikationsleistung zu erwarten.

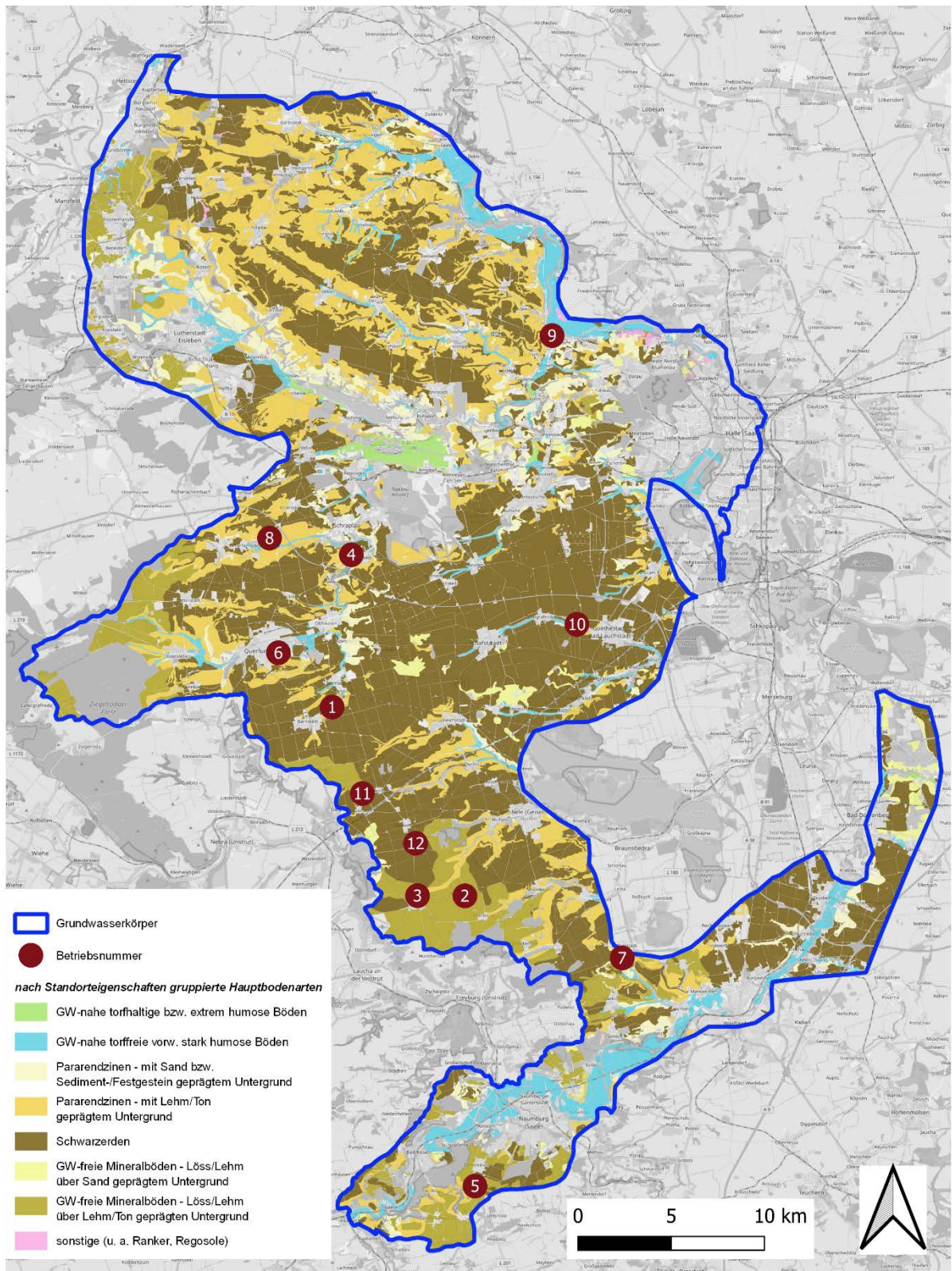


Abb. 58: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach VBK 50 (VBK 50 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Querfurter Platte.

Die Humusgehalte der ausgewählten Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte liegen größtenteils zwischen 1,2 und 4 % und damit unter dem Schwellenwert von 4 %. Vier Flächen liegen mit Werten von 4,3 bis 5,3 % über dem Schwellenwert (Abb. 59). Somit wird für die Testflächen keine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch N-Mineralisation erwartet.

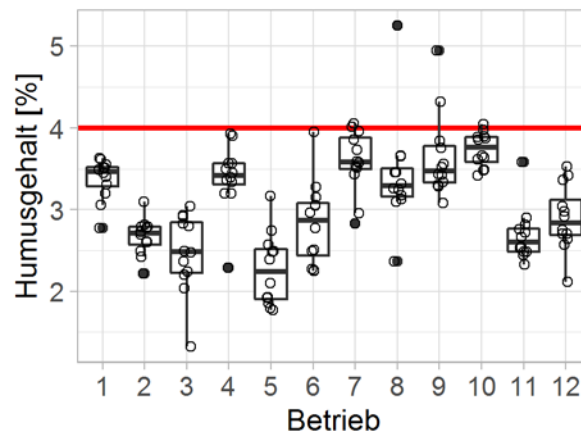


Abb. 59: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.

3.2.4.2 Klima

Die Niederschlagssummen im Testgebiet Querfurter Platte erreichen im LJM 490 mm bei einer Lufttemperatur von 9,3 °C (DWD-Wetterstation „Artern“, Abb. 60). In den Jahren des Demonstrationsvorhabens betrugen die Jahresniederschläge 537 mm (2017), 356 mm (2018), 421 mm (2019) und 470 mm (2020). Im Testgebiet fallen knapp 40 % des Jahresniederschlags im Winterhalbjahr. Die Lufttemperaturen lagen in den Jahren 2017 bis 2020 deutlich über dem LJM.

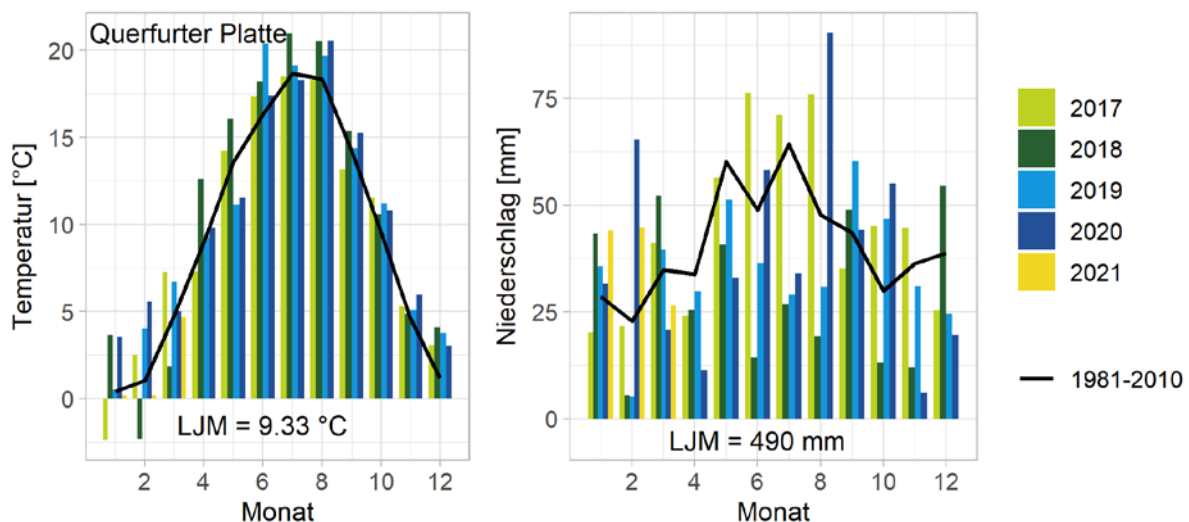


Abb. 60: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.

3.2.4.3 Sickerwassermenge und Verlagerungspotenzial

Die anhand der zwei Modelle berechneten Sickerwassermengen im Testgebiet Querfurter Platte betrugen gemittelt über die Jahre 16 mm a⁻¹ (AMBAV) bzw. 27 mm a⁻¹ (Renger). Sie schwankten zwischen 0 mm a⁻¹ im trockenen Winterhalbjahr 2018/19 und 75 mm a⁻¹ im vergleichsweise nassen Winterhalbjahr 2017/18 (Abb. 61). Die Sickerwassermengen entsprechen bei den gegebenen Feldkapazitäten einer Verlagerungstiefe von 0-23 cm a⁻¹ und einer Austauschhäufigkeit in der Wurzelzone (0-90 cm) von 0-0,3 a⁻¹ (Abb. 62). Die Aufenthaltsdauer in der Wurzelzone (0-90 cm) beträgt aufgrund der geringen Sickerwassermenge und des vorwiegend hohen Wasserhaltevermögens der Böden meist mehr als drei Jahre (Abb. 62, unten). Das Testgebiet Querfurter Platte liegt im mitteldeutschen Trockengebiet mit sehr geringen Niederschlägen und einer teilweise negativen Wasserbilanz (Müller *et al.*, 2002). Die Berechnungen zeigen, dass auf den schweren Böden mit hoher

Wasserhaltefähigkeit nicht in jedem Jahr Sickerwasserbildung stattfindet. Stattdessen erfolgt eine Stickstoffauswaschung aus der Wurzelzone vermutlich nur alle paar Jahre. Damit erreicht der überschüssige Stickstoff in der Wurzelzone unter der Annahme einer gleichmäßigen Verlagerung ohne präferenziellen Fluss erst nach mehreren Jahren den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm).

Nach einer Modellrechnung des FZ Jülich (Kuhr *et al.*, 2014) liegt die Sickerwasserrate im Testgebiet Querfurter Platte im langjährigen Mittel meist bei <50 bis maximal 100 mm a⁻¹. Diese Werte sind in etwa vergleichbar mit den hier berechneten Werten.

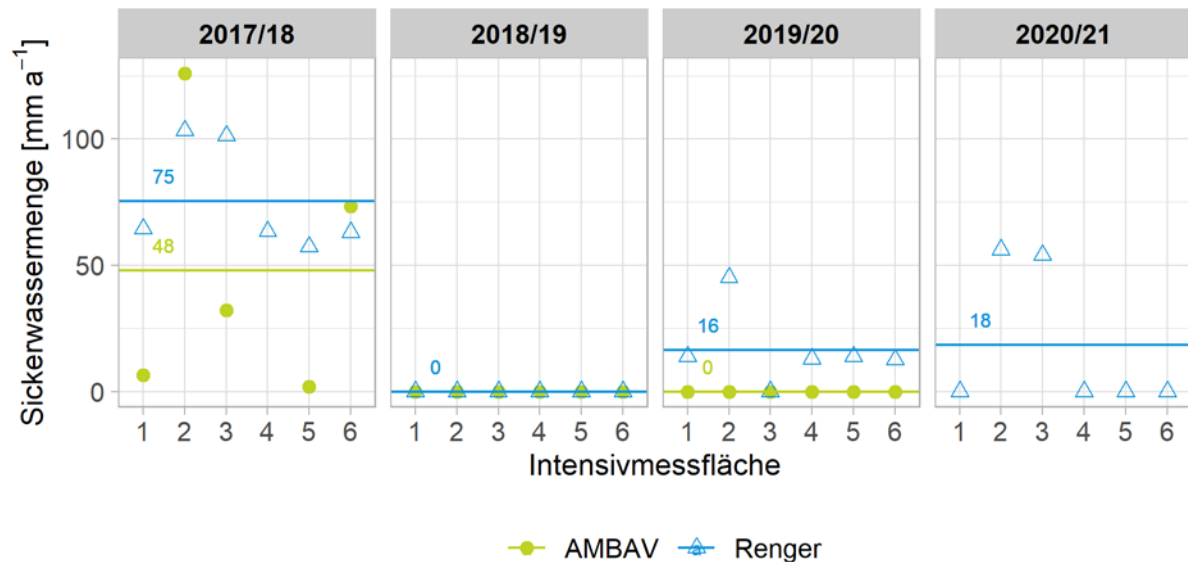


Abb. 61: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

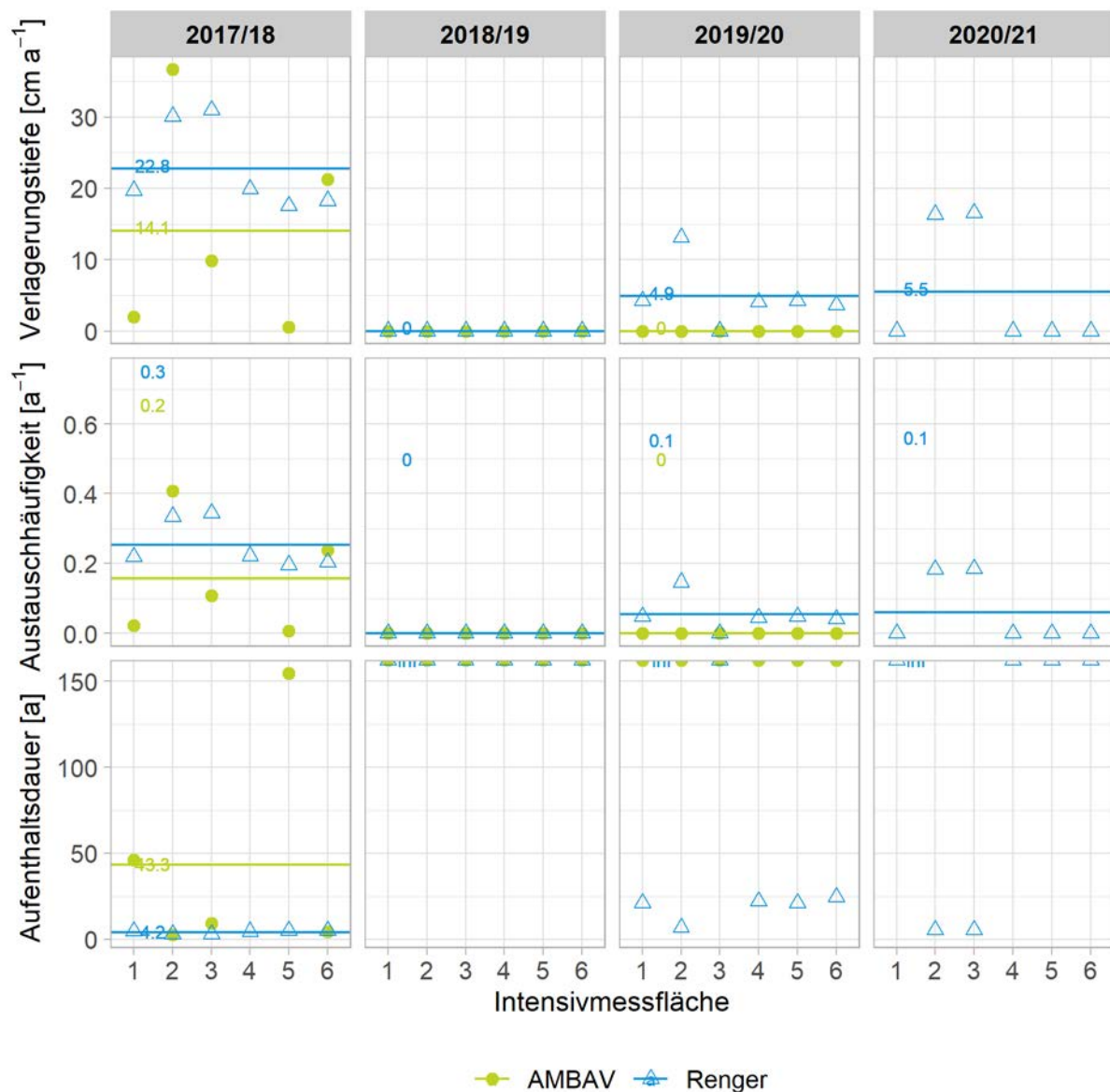


Abb. 62: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002). Punkte am oberen Bildrand liegen im Unendlichen.

Die aus den berechneten Sickerwassermengen und gemessenen Herbst- $N_{\min}$ -Werten berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser schwankten zwischen 115 und 256 mg NO_3 l⁻¹ (Abb. 63). Daraus resultierten Nitratfrachten zwischen 0 und 26 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 64). Die Frachten erscheinen im Vergleich zu den berechneten Nitratkonzentrationen sehr niedrig. Das liegt daran, dass die Sickerwassermengen sehr gering sind und somit nur wenig Verlagerung stattfindet. Die jährlichen Mittelwerte der in den Tiefbohrprofilen gemessenen Nitratkonzentrationen lagen zwischen 51 und 64 mg NO_3 l⁻¹ (Abb. 67, unten). Die berechneten Nitratkonzentrationen für das Testgebiet Querfurter Platte überschätzen somit deutlich die gemessenen Werte. Durch die langen Verweilzeiten des Sickerwassers in den fein-texturierten Böden wird ein bedeutender Teil der Stickstoffüberschüsse denitrifiziert, obwohl die Nitratabbaubedingungen nur mittelmäßig sind (vgl. auch Kuhr *et al.*, 2014). Denitrifikation ist in dem hier verwendeten Verlagerungsmodell nicht berücksichtigt. Durch die Verwendung komplexerer Modelle, die auch N-Umsetzungsprozesse berücksichtigen, könnte die Abschätzung der Nitratkonzentration aus den Herbst- $N_{\min}$ -Werten verbessert werden.

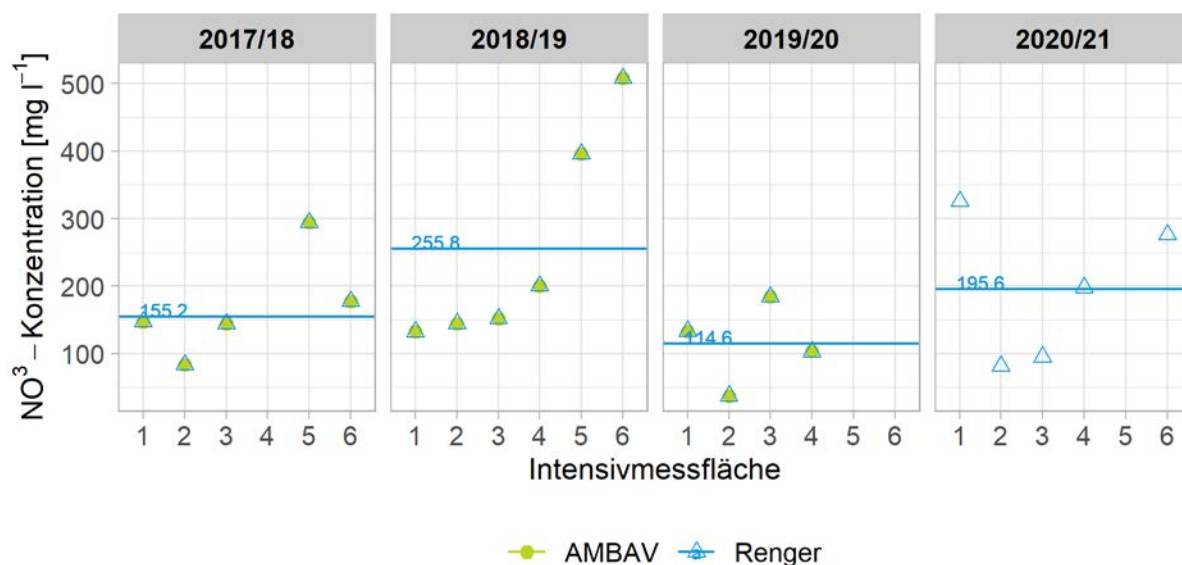


Abb. 63: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

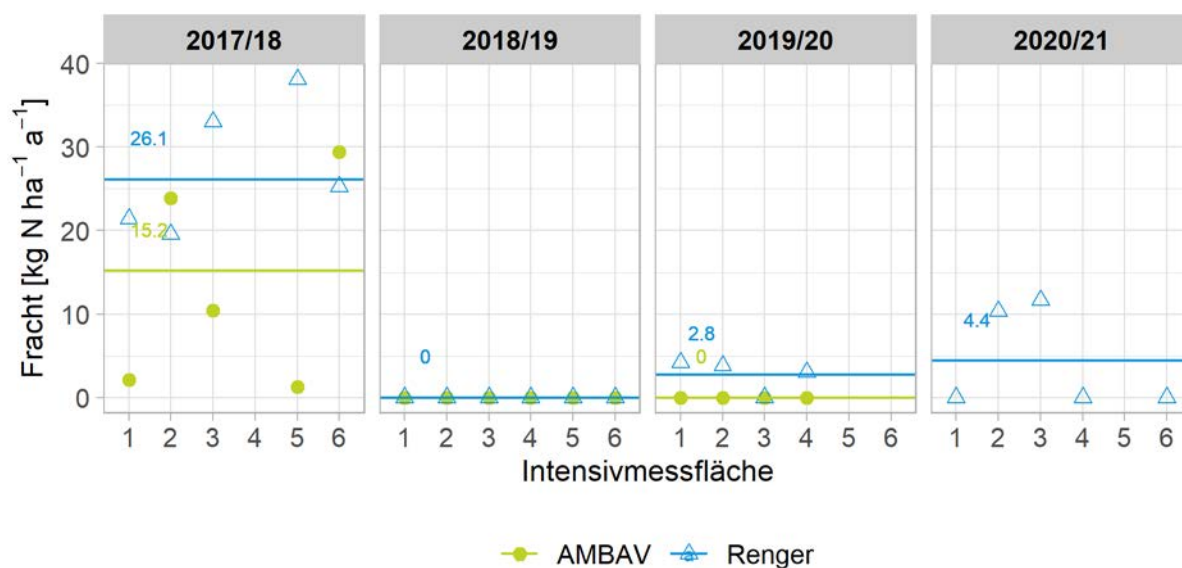


Abb. 64: Nitratfrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

3.2.4.4 Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen

Die 12 Betriebe im Testgebiet Querfurter Platte sind größtenteils Marktfruchtbetriebe mit einer mittleren Betriebsgröße von 1.588 ha (Abb. 65). Vier der Betriebe halten Milchkühe, einer davon zusätzlich Mutterschafe. Zwei Betriebe halten Mastschweine, einer von diesen betreibt zusätzlich Bullenmast. Die vorwiegend ackerbaulich wirtschaftenden Betriebe repräsentieren insgesamt die für diese Region typische betriebliche Ausrichtung. Die ausgewählten Testschläge haben eine mittlere Größe von 33 ha und stellen im Median 30 % der gesamten Betriebsflächen dar.

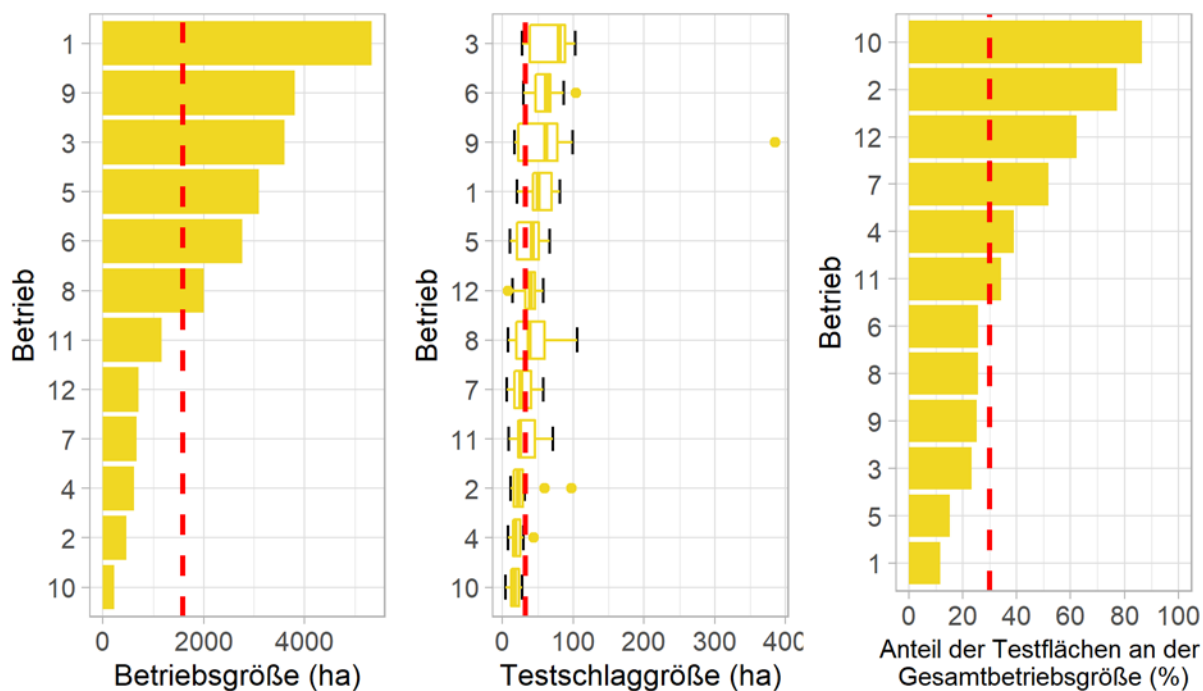


Abb. 65: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche für Betriebe im Testgebiet Querfurter Platte. Die rote Linie markiert jeweils den Median des Testgebietes.

Die Hauptanbaufrüchte auf den Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte waren Winterweizen (42 %), Winterraps (14%), Silomais (14 %), Wintergerste (11 %) und Zuckerrüben (8 %, Abb. 66). Das bedeutet, dass etwa 70 % Winterkulturen und 30 % Sommerkulturen angebaut wurden. Zwischenfrüchte wurden auf weniger als 10 % der Fläche angebaut, das heißt nur vor etwa einem Drittel der Sommerkulturen. Von Jahr zu Jahr schwankte die Häufigkeit der angebauten Feldfrüchte auf den Testflächen deutlich. Typische Fruchtfolgen waren Winterweizen-Wintergerste-Winterraps oder Winterweizen-Winterweizen-Winterraps.

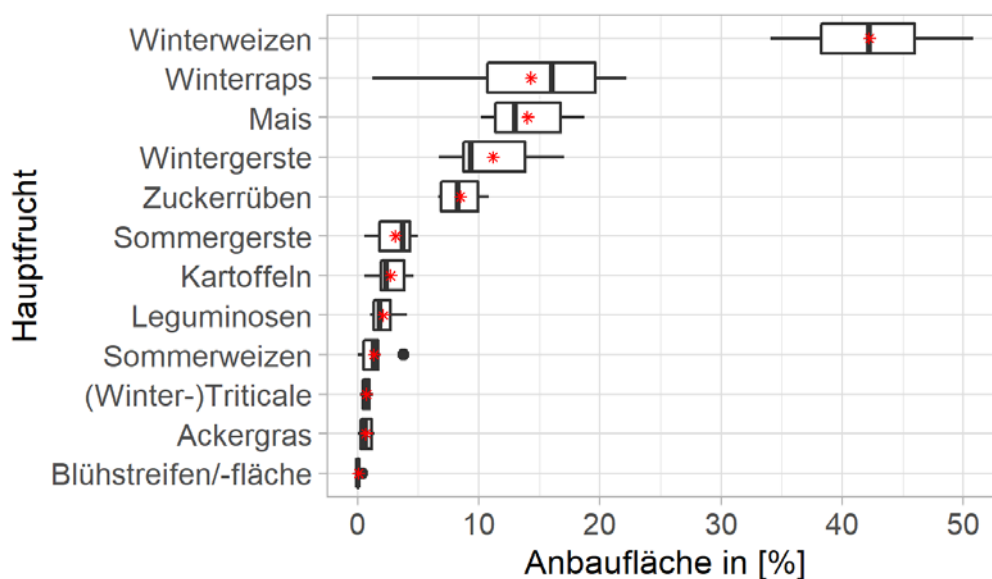


Abb. 66: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Querfurter Platte angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.

Im Testgebiet Querfurter Platte wurden Winterweizen, Kartoffeln und Zuckerrüben vorwiegend mineralisch gedüngt. Mais wurde vorrangig mit flüssigen organischen Düngern gedüngt. Die Ausbringung flüssiger organischer Düngemittel bei Wintergetreide und Raps erfolgte vor allem im Rahmen von Herbstdüngungsmaßnahmen. Bei Wintergerste, Winterraps und Zwischenfrüchten erfolgte im Testgebiet Querfurter Platte regelmäßig eine Herbstdüngung. Diese war meist organisch und seit 2018 ausschließlich organisch.

3.2.4.5 Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms

Die mittleren Schlagbilanzsalden im Testgebiet Querfurter Platte lagen bei 23 kg N ha^{-1} und Jahr (Abb. 67, 2. Spalte oben). Ein eindeutiger zeitlicher Trend der Salden konnte bisher nicht festgestellt werden. Seit 2017 nahmen die Stickstoffzufuhren kontinuierlich ab, gleichzeitig jedoch auch die Ernteabfuhr (Abb. 67, oben links). Die Ertragseinbußen der Jahre 2018 bis 2020 sind vor allem auf die Trockenheit in diesen Jahren zurückzuführen und weniger auf die verminderte Düngemenge. Vielmehr passten die LandwirtInnen im Mittel die Düngung der verminderten Ertragserwartung an, wodurch übermäßig hohe Schlagbilanzsalden vermieden wurden.

Die Schlagbilanzsalden der Testbetriebe lagen zwischen 0 und 34 kg N ha^{-1} (Abb. 67, 2. Spalte oben). Nur Betrieb 9 hatte einen deutlich höheren mittleren Schlagbilanzsaldo von 100 kg N ha^{-1} . Dieser begründete sich durch eine deutlich höhere N-Zufuhr. Die Anbaustruktur auf den Testflächen des Betriebs 9 unterscheidet sich nicht wesentlich von derjenigen der anderen Betriebe.

Die Hoftorbilanzsalden lagen im Mittel des Testgebiets bei 21 kg N ha^{-1} und damit in einer ähnlichen Größenordnung wie die Schlagbilanzsalden. Die einzelbetrieblichen Werte schwankten von -61 bis 91 kg N ha^{-1} (Abb. 67, 2. Spalte, 2. Zeile). Auch bei den Hoftorbilanzsalden ist bisher kein eindeutiger zeitlicher Trend zu beobachten (Abb. 67, 1. Spalte, 2. Zeile).

Die $N_{\min}$ -Werte waren ganzjährig hoch und wiesen im Durchschnitt der Testflächen deutlich höhere residuale Mengen an mineralischem Stickstoff auf als die Bilanzüberschüsse gemäß Schlag- und Hoftorbilanzsalden (Abb. 67). Das Niveau der $N_{\min}$ -Werte war auf den Testflächen der Betriebe 2, 3, 5, 6 und 7, welche vornehmlich auf Pararendzinen, Parabraunerden oder Pseudogleyen wirtschafteten, geringer als bei den übrigen Betrieben, welche hauptsächlich Schwarzerden bewirtschafteten (Abb. 67, 3. Zeile).

Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten witterungsbedingt ausgeprägte Schwankungen zwischen den Jahren, wobei die Herbst- $N_{\min}$ -Werte im sehr trockenen Jahr 2018 besonders hoch waren (Abb. 67, 3. Zeile links). Es ist erkennbar, dass der mineralische Stickstoffgehalt im Boden in jedem Jahr zwischen Ernte und Herbst- $N_{\min}$ -Beprobung deutlich anstieg. Dies ist auf Herbstdüngungsmaßnahmen, aber auch auf Mineralisierung nach der Ernte bzw. infolge von Bodenbearbeitungsmaßnahmen zurückzuführen.



Abb. 67: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Fruehjahrs-N_{min}-Werte lagen in jedem Jahr geringfügig niedriger als die vorangegangenen Herbst-N_{min}-Werte (Abb. 67, 3. Zeile links). Stickstoffauswaschung aus der Wurzelzone fand vermutlich kaum statt. Weitere Gründe für die Verringerung der Gehalte an mineralischem Stickstoff über die Winterperiode könnten Denitrifikation und/oder die Stickstoffaufnahme durch die Winterkulturen sein. Durch die geringe Sickerwasserbildung und damit geringe Verlagerungsgeschwindigkeit des Nitrats kam es durch die meist positiven Schlagbilanzsalden insgesamt zu einer Anreicherung des mineralischen Stickstoffs in der Wurzelzone.

Die hier beispielhaft für einen Testschlag aufgeführten N_{min}-Zeitreihen zeigen, dass der N_{min}-Wert in der Schicht 0-30 cm nach der Rapsernte im Jahr 2018 ohne Herbstdüngung innerhalb von etwa drei Monaten um fast 50 kg N ha⁻¹ anstieg (Abb. 68). Ab November 2018 verlagerte sich der mineralische Stickstoff über die Winterperiode in die unteren Schichten der Wurzelzone, wurde jedoch nicht ausgewaschen. Im Sommer 2019 ist nach der Weizenernte wieder ein deutlicher Anstieg der N_{min}-Werte bis Mitte Oktober zu sehen. Durch mehrere Bodenbearbeitungsmaßnahmen wurde hier Mineralisierung angeregt. Ab Mitte Oktober 2019 sanken die N_{min}-Werte in der obersten Schicht mit einem gleichzeitigen Anstieg in der Schicht 30-60 cm. Ab Mitte Januar stiegen die N_{min}-Werte in der Schicht 60-90 cm an. Dies zeigt die Verlagerung des mineralischen Stickstoffs in der Wurzelzone, und durch die hohen Niederschläge Anfang 2020 (vgl. Abb. 60) auch aus der Wurzelzone heraus.

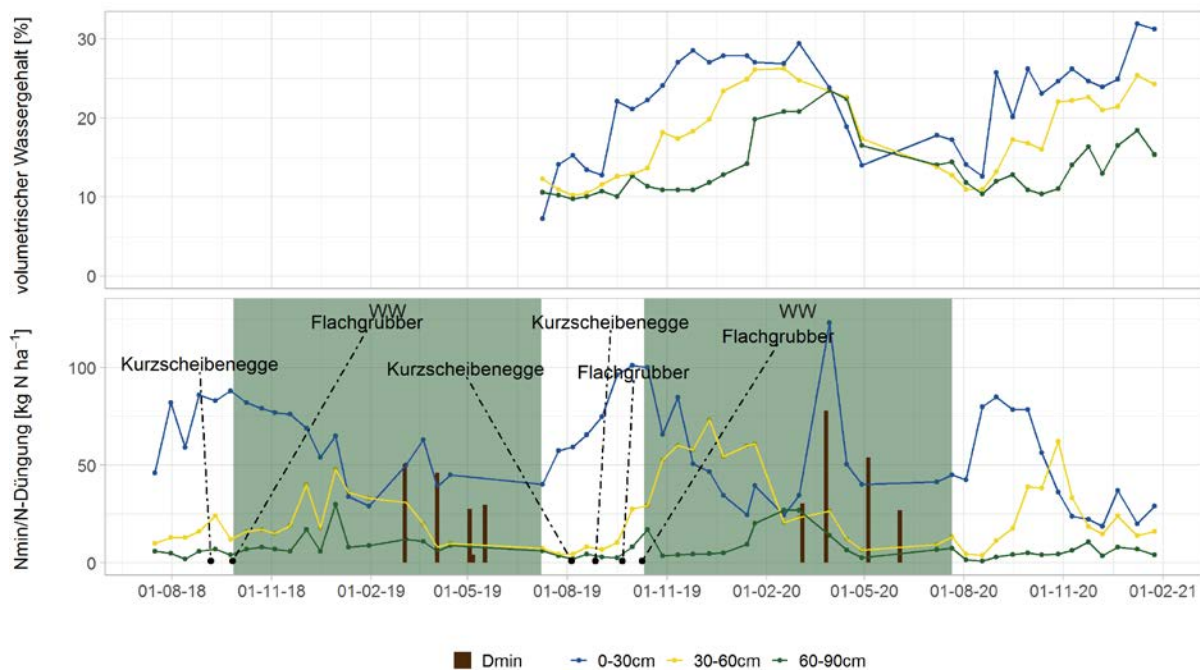


Abb. 68: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und $N_{\min}$ -Werte (unten) für die Tiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm des Testschlags 3 des Betriebs 7 im Testgebiet Querfurter Platte für die Jahre 2018-21, mit den angebauten Früchten Winterweizen (WW), Bodenbearbeitungen sowie mineralischer Düngung ($D_{\min}$).

Die fruchtartsspezifische Betrachtung der Indikatoren ermöglicht aufzuklären, welche Anbaufrüchte bzw. Fruchtfolgen zu hohen potenziellen Nitratfrachten führen (Abb. 69 bis Abb. 72). Zudem wird ersichtlich, inwieweit das Nachernte-Management und die nachfolgende Anbaufrucht die Effekte der Frühjahrsdüngung überlagern können.

Die flächenmäßig bedeutendste Frucht im Testgebiet ist Winterweizen. Aus den jährlichen Fruchtbilanzen geht hervor, dass seit dem Jahr 2018 weniger zu Weizen gedüngt wurde (Abb. 69, oben links). Dadurch wurde in den Jahren 2018 und 2019 eine übermäßige Erhöhung der Schlagbilanzsalden trotz der trockenstressbedingten Ertragseinbußen vermieden. Im Jahr 2020 führte die verminderte N-Zufuhr zu einem deutlichen Rückgang des mittleren N-Bilanzsaldos (Abb. 69, oben links). Im Durchschnitt der Jahre lag der mittlere Bilanzsaldo für Winterweizen im Testgebiet Querfurter Platte bei 13 kg N ha^{-1} (Abb. 69, 2. Spalte oben), wobei es deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben gab. Die Ernte- $N_{\min}$ -Werte nach Weizen waren mit durchschnittlich 93 kg N ha^{-1} deutlich höher als die N-Bilanzsalden und stiegen bis zum Herbst nochmal deutlich an (durchschnittlich 141 kg N ha^{-1}). Der Frühjahrs- $N_{\min}$ -Wert im Weizen, war mit 132 kg N ha^{-1} ebenfalls besonders hoch. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben in den Schlagbilanzsalden (Abb. 69, 2. Spalte oben) sind in den $N_{\min}$ -Werten nicht wiederzuerkennen (Abb. 69, unten). Die hohen Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte zeigen, dass bei der Düngebedarfsermittlung noch Einsparungspotenziale vorliegen, was sich auch in den hohen Ernte- $N_{\min}$ -Werten widerspiegelt.

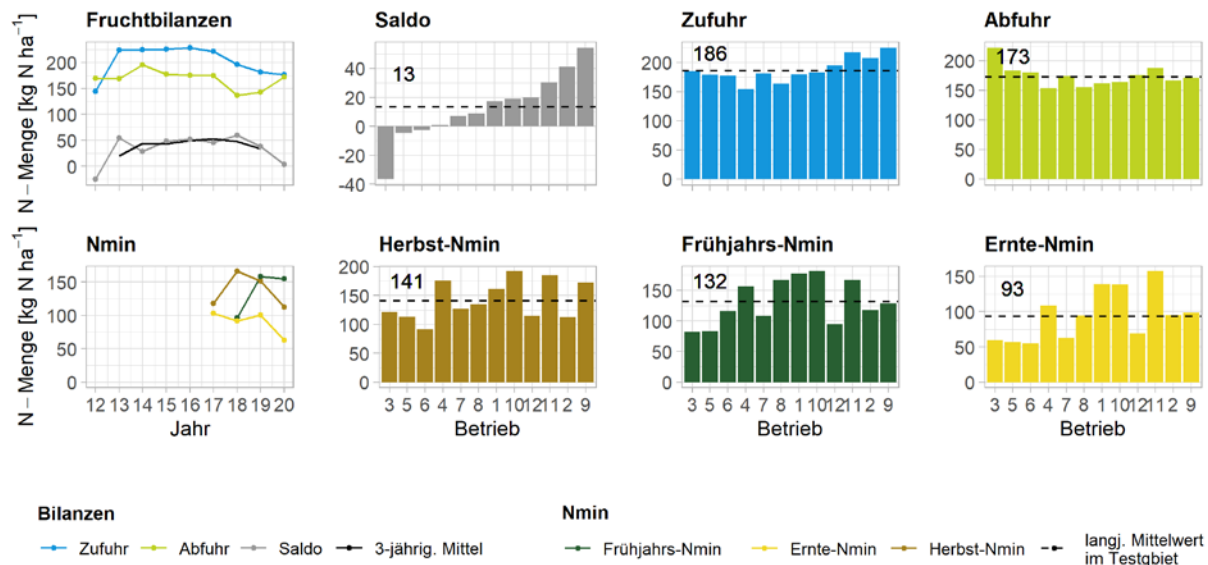


Abb. 69: Fruchtartspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Winterraps ist im Testgebiet die zweithäufigste Frucht. Die Fruchtbilanzsalden für Raps zeigten mit durchschnittlich 79 kg N ha^{-1} (Abb. 70) erwartungsgemäß die höchsten Werte im Vergleich zu den übrigen Früchten. Die N-Salden der einzelnen Betriebe lagen zwischen 54 und 81 kg N ha^{-1} , nur Betrieb 9 stach mit einem Saldo von 132 kg N ha^{-1} hervor aufgrund besonders geringer Erträge. Die organische und mineralische Düngung im Herbst sowie hohe Stickstoffgaben im Frühjahr bieten vor dem Hintergrund der ganzjährig erhöhten $N_{\min}$ -Werte weiteres Einsparpotenzial. Nach der frühen Ernte von Raps ist aufgrund der im Vergleich zur Gesamtbiomasse geringen Ernteabfuhr und des engen C/N-Verhältnisses der Erntereste, generell ein erhöhtes Mineralisationspotenzial gegeben. Nach Winterraps wurde meist Winterweizen angebaut, der im Herbst nur selten und zuletzt gar nicht mehr gedüngt wurde, aber vor dem Winter auch kaum Stickstoff aufnehmen konnte.

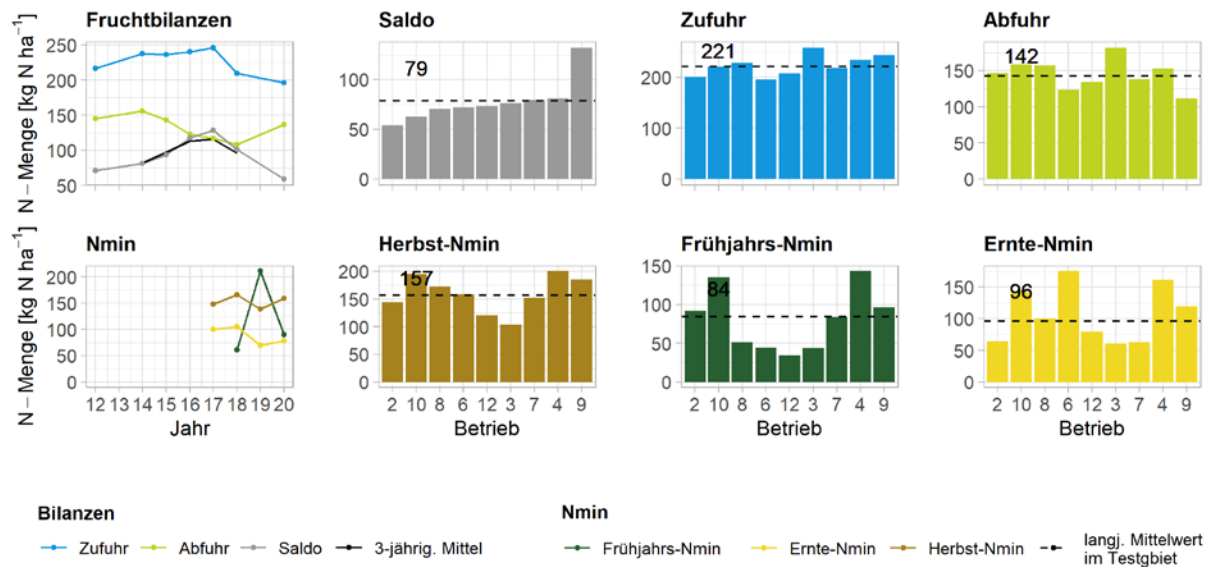


Abb. 70: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintertraps im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Mais wurde auf den Testflächen von sechs Betrieben angebaut. Der durchschnittliche N-Bilanzsaldo von Mais (Körner- und Silomais) betrug 66 kg N ha^{-1} (Abb. 71, 2. Spalte oben). Bei den einzelnen Betrieben schwankte er zwischen -83 und 191 kg N ha^{-1} . Durch Reduzierung der Düngemenge seit 2018 gab es seit 2017 einen leicht sinkenden Trend bei den Fruchtbilanzsalden (Abb. 71, oben links). Der durchschnittliche Ernte- $N_{\min}$ beim Mais war mit 163 kg N ha^{-1} deutlich höher als die N-Bilanzsalden und am höchsten im Vergleich zu den anderen Früchten. Zwischen Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ kam es trotz des kurzen Zeitraums zwischen den Probennahmen zu deutlichen Zunahmen um durchschnittlich 20 kg N ha^{-1} . Dies ist durch Bodenbearbeitungs- (Mineralisation) und Herbstdüngungsmaßnahmen zu nachfolgenden Winterungen und vereinzelt zu Zwischenfrüchten bedingt. Die hohen Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte zeigen, dass bei der Düngebedarfsermittlung noch deutliche Einsparungspotenziale vorliegen, was sich auch in den hohen Ernte- $N_{\min}$ -Werten widerspiegelt.

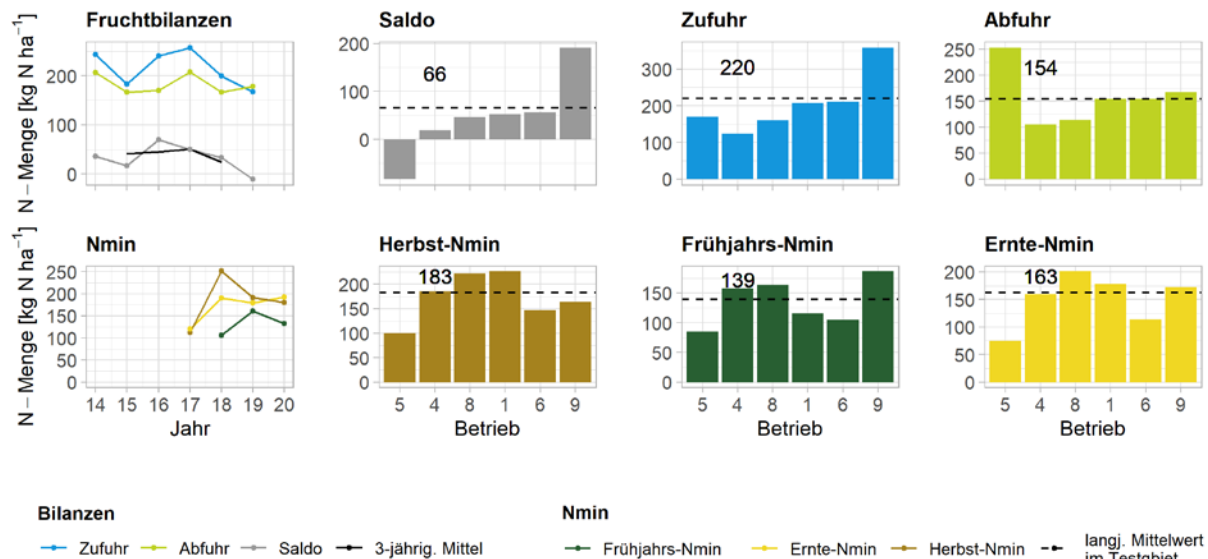


Abb. 71: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Mais im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Bei Wintergerste fiel der mittlere Schlagbilanzsaldo für das gesamte Testgebiet mit 35 kg N ha^{-1} höher aus als bei Winterweizen, die Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte waren jedoch im Mittel jeweils um $30\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1}$ niedriger (vgl. Abb. 69 und Abb. 72). Ebenso wie beim Winterweizen gab es bei der Wintergerste deutliche Unterschiede in den N-Bilanzsalden zwischen den Betrieben, die hier vor allem durch Unterschiede in der N-Abfuhr bedingt waren (Abb. 72, oben). Nach Wintergerste wurde meist Winterraps angebaut. Dieser kann im Herbst bereits gewisse Mengen an Stickstoff aufnehmen, was trotz Herbstdüngungsmaßnahmen zu niedrigeren Herbst- $N_{\min}$ -Werten nach Wintergerste führte als nach den anderen Früchten (Abb. 72, unten). Dennoch waren die Herbst- $N_{\min}$ -Werte, wie auch bei den anderen Früchten im Testgebiet Querfurter Platte, auf sehr hohem Niveau.

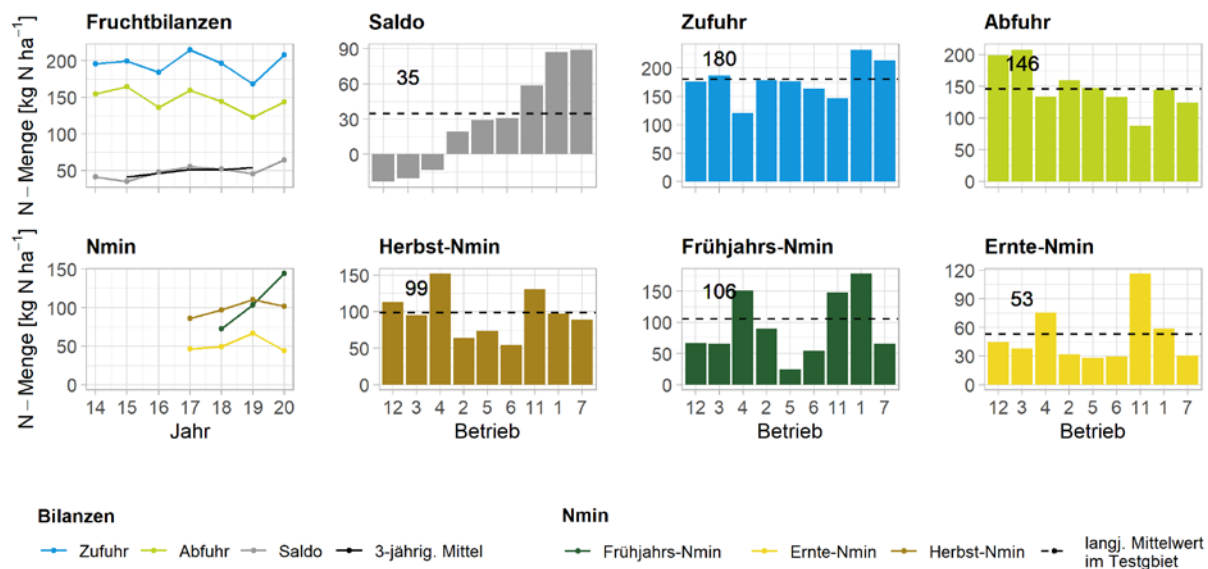


Abb. 72: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Wintergerste im Testgebiet Querfurter Platte. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die $N_{\min}$ -Werte zeigten zumeist hohe potenzielle Nitratfrachten auf. Die Untersuchungen in der Sickerwasser-Dränzone im Tiefenbereich 120 bis 300 cm spiegeln diese Überschüsse hingegen nur teilweise wider. Die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser der Tiefbohrprofile im Testgebiet betrug im Zeitraum von 2017-2019 $59 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ und lag damit nur leicht über dem kritischen Wert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 67, unten). Die im Vergleich zu den $N_{\min}$ -Werten häufig geringen Nitratgehalte im Sickerwasser sind darauf zurückzuführen, dass aufgrund der hohen Wasserhaltefähigkeit der schweren Böden und der geringen Sickerwasserbildung kaum Verlagerung durch Matrixfluss stattfindet. Aufgrund der langen Verweilzeiten des Sickerwassers spielt zudem Denitrifikation eine Rolle.

Die mittleren Nitratkonzentrationen der einzelnen Betriebe waren sehr unterschiedlich und schwankten zwischen 14 und $170 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 67, unten). Die NO_3 -Konzentrationen in den einzelnen Tiefenprofilen schwankten zwischen den Jahren zum Teil ebenfalls deutlich (Abb. 73, oben). Das bedeutet, dass das System durchaus dynamisch ist und zumindest in gewissem Umfang Verlagerungs- und/oder Umsetzungsprozesse stattfinden. Beispielsweise waren die Wassergehalte im feuchten Jahr 2017 im Unterboden höher (Abb. 73, unten) und gleichzeitig die Nitratkonzentrationen niedriger als in den übrigen Jahren (Abb. 73, oben). In besonders feuchten Jahren wie z.B. 2017 findet vermutlich eine Auswaschung aus der Wurzelzone heraus statt, ebenso kann es durch Makroporenfluss bei starken Niederschlägen zu Auswaschungsereignissen kommen, wodurch die angereicherten $N_{\min}$ -Gehalte aus der Wurzelzone verlagert werden können. In den Tiefbohrprofilen nahm die Nitratkonzentration häufig mit zunehmender Bodentiefe ab (Abb. 73, oben), was auf Denitrifikation hindeutet.

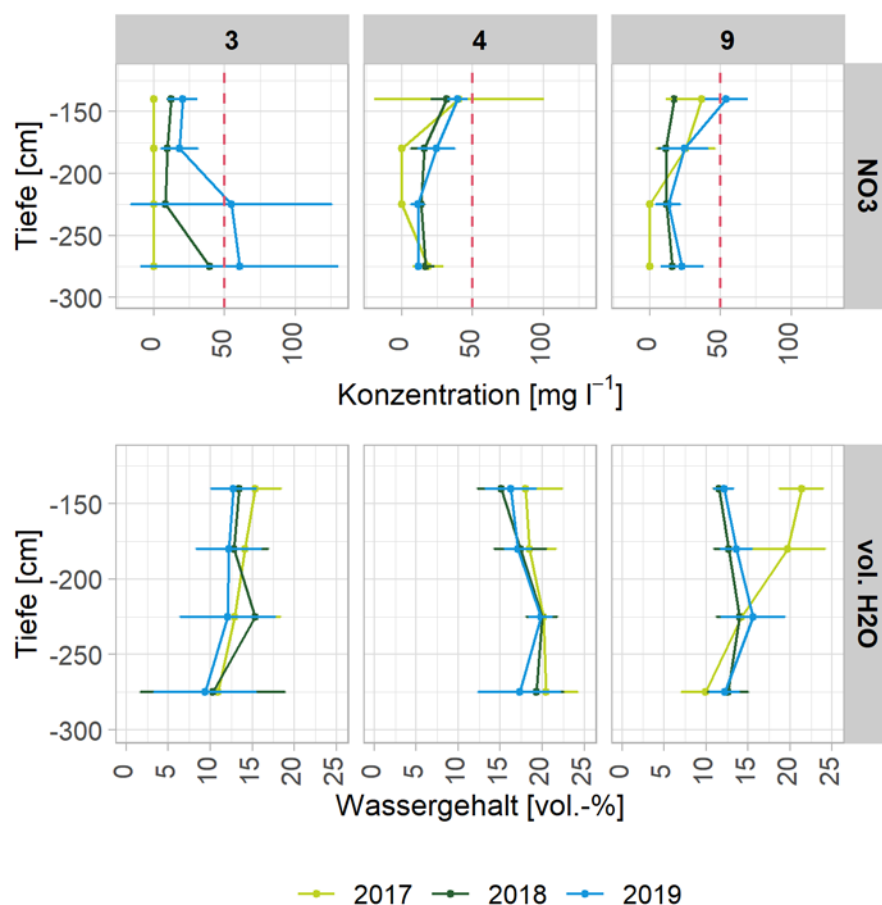


Abb. 73: NO_3 - (oben) und Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 3, 4 und 9) für die Jahre 2017 bis 2019 des Betriebs 7 im Testgebiet Querfurter Platte. Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen sind dargestellt. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$.

Um die hohen $N_{\min}$ -Gehalte in der Wurzelzone und damit den potenziell auswaschbaren mineralischen Stickstoff zu reduzieren, sind insbesondere folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen kritisch zu prüfen:

- Herbstdüngung von Wintergetreide und Zwischenfrüchten mit Wirtschaftsdüngern und Gärresten,
- enge Fruchtfolge von Winterweizen und Winterraps und
- stärkere Einbeziehung der Frühjahrs- $N_{\min}$ -Gehalte in die Düngeplanung.

3.2.4.6 Fazit für das Testgebiet Querfurter Platte

Die $N_{\min}$ -Werte im Testgebiet Querfurter Platte sind das ganze Jahr über hoch. Das liegt daran, dass aufgrund der geringen Niederschläge und der hohen Wasserhaltekapazitäten der meist lehmigen Böden keine regelmäßige Nitratauswaschung stattfindet. Dennoch bieten die hohen Nitratgehalte in der Wurzelzone ein Auswaschungspotenzial. Das spiegelt sich auch in den teilweise erhöhten Nitratbelastungen des Sickerwassers wider. Die hohen $N_{\min}$ -Werte lassen sich somit auch auf eine nicht optimale Bewirtschaftungs- und Düngungspraxis auf den Testbetrieben zurückführen. Jedoch sind die $N_{\min}$ -Werte auf den Schwarzerden besonders hoch, was vermutlich mit dem hohen Gehalt an organischer Substanz bis in Tiefen größer als 40 cm zusammenhängt. Aber auch die Ergebnisse der Stickstoffsalden weisen zwischen den Betrieben erhebliche Unterschiede auf, besonders beim Anbau von Wintergetreide und Silomais. Das verdeutlicht die Bedeutung des einzelbetrieblichen Managements bei der Entstehung von Nitratbelastungen.

3.2.5 Vorlandmolasse Aichach

3.2.5.1 Bodenkundlich-geohydrologische Voraussetzungen

Das ca. 1142 km² große Testgebiet Aichach liegt im Süden von Bayern und erstreckt sich von der Ortschaft Neuburg an der Donau im Norden über ca. 65 km bis nach Königsbrunn im Süden. Die West-Ost-Erstreckung beträgt maximal 42 km und reicht von Thierhaupten im Westen bis nach Reichertshofen im Osten. Zwölf Betriebe nahmen im Testgebiet Aichach am Demonstrationsvorhaben teil. Diese stellten jeweils zwischen 6 und 16 Testflächen zur Verfügung, sodass insgesamt 144 Testflächen erfasst und beprobt wurden.

Ein Großteil der Böden im Testgebiet Aichach besteht aus lössgeprägten periglazialen Deckschichten über unterschiedlich ausgeprägten Terrassen- und Molasseablagerungen (Abb. 74, s. auch Anhang Bodenkundlich geohydrologische Beschreibungen). Es dominieren grundwasserfreie Mineralböden (76 %). Davon sind 47 % sandgeprägt und 29 % schluff- oder lehmgeprägt. Diese Unterscheidung ist insbesondere hinsichtlich der Stoffaustragsgefahr und der Einschätzung der Denitrifikationsleistung von Bedeutung. Bei den im Untergrund durch Sand geprägten Böden dominieren Braunerden. Bei den durch Schluff oder Lehm geprägten Böden sind neben Braunerden auch Pseudogleye und entsprechende Übergangsbodentypen verbreitet. Die Gruppe der grundwasserbeeinflussten Böden (24 %) lässt sich in torfhaltige bzw. sehr humose Böden (4%, vor allem Niedermoore und Anmoorgleye) und in torffreie Böden mit nur leicht erhöhten Humusgehalten (20%, vor allem Gleye) unterteilen.

Die grundwasserfreien Mineralböden mit sandgeprägtem Untergrund zeigen mit einer mittleren bis hohen Durchlässigkeit und gleichzeitig geringen Denitrifikationskapazität die höchste Standort-sensibilität gegenüber Stoffausträgen. Bei den Mineralböden mit schluff- oder lehmgeprägtem Untergrund kann die Denitrifikationsleistung als mittel bis hoch eingestuft werden bei geringer Durchlässigkeit.

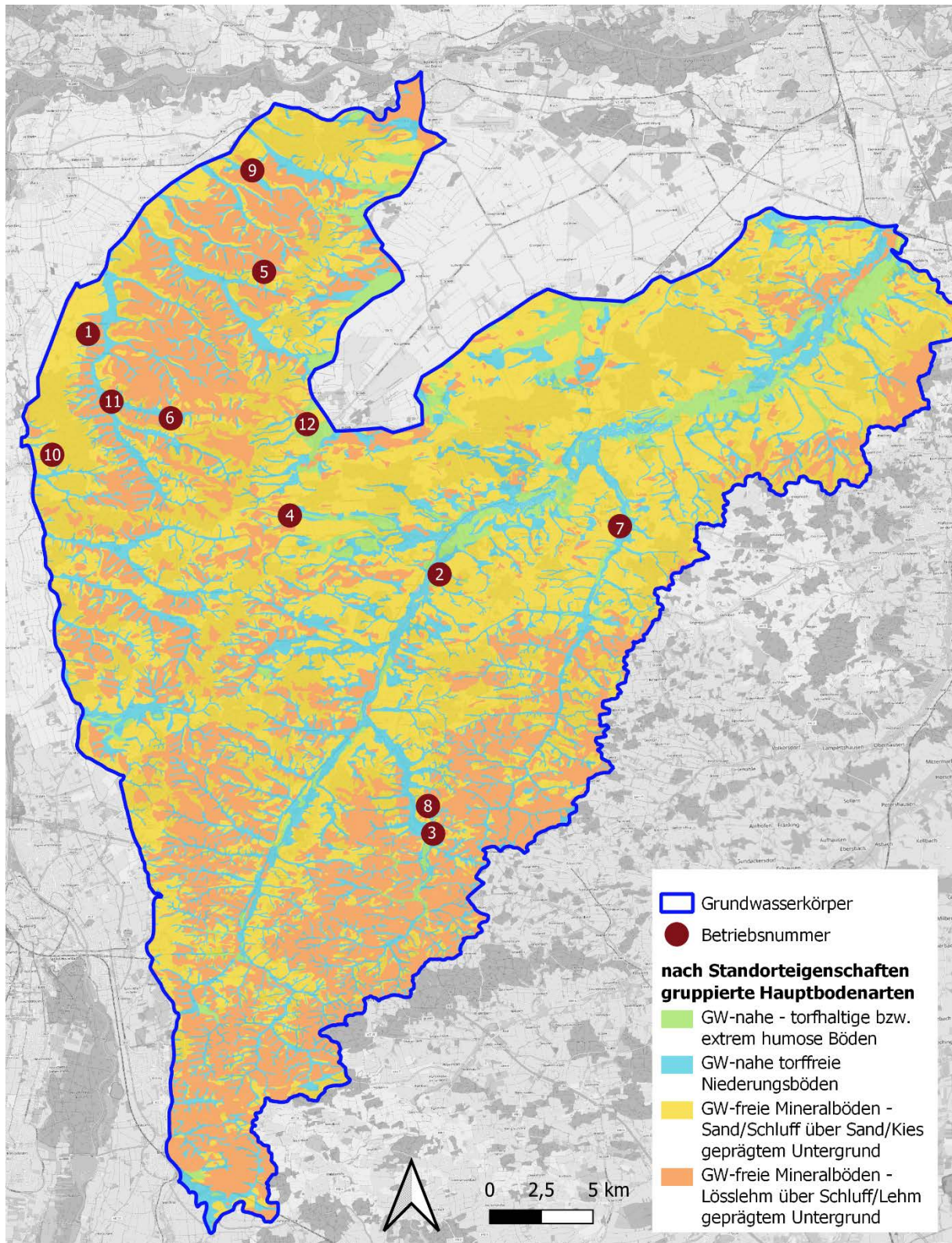


Abb. 74: Verbreitung der gruppierten Hauptbodentypen nach ÜBK 25 (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018) und Lage der 12 Testbetriebe im Testgebiet Aichach.

Die Humusgehalte der ausgewählten Testflächen im Testgebiet Aichach liegen zwischen 1,2 und 4,2 % und damit größtenteils unter dem Schwellenwert von 4 % (Abb. 75). Sieben Flächen liegen geringfügig über dem Schwellenwert (Abb. 75). Somit wird für die Testflächen keine relevante Überprägung der ackerbaulichen Maßnahmen durch N-Mineralisation erwartet.

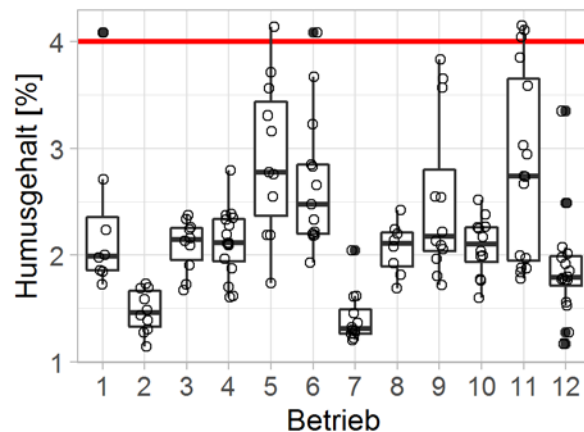


Abb. 75: Humusgehalte im Oberboden (0-30 cm) im Frühjahr 2018 der 144 Testflächen im Testgebiet Aichach, Boxplots und Einzelwerte nach Betrieben.

3.2.5.2 Klima

Die Niederschlagssummen im Testgebiet Aichach erreichten im langjährigen Mittel 773 mm bei einer Lufttemperatur von 8,6 °C (DWD-Wetterstation „Augsburg“, Abb. 76). In den Jahren des Demonstrationsvorhabens betrugen die Jahresniederschläge 738 mm (2017), 648 mm (2018), 721 mm (2019) und 712 mm (2020) und lagen damit immer unter dem langjährigen Mittelwert. Knapp 40 % des Jahresniederschlags fallen im Testgebiet gewöhnlich im Winterhalbjahr. Die Lufttemperaturen lagen in den Jahren 2017 bis 2020 größtenteils deutlich über dem langjährigen Mittel.

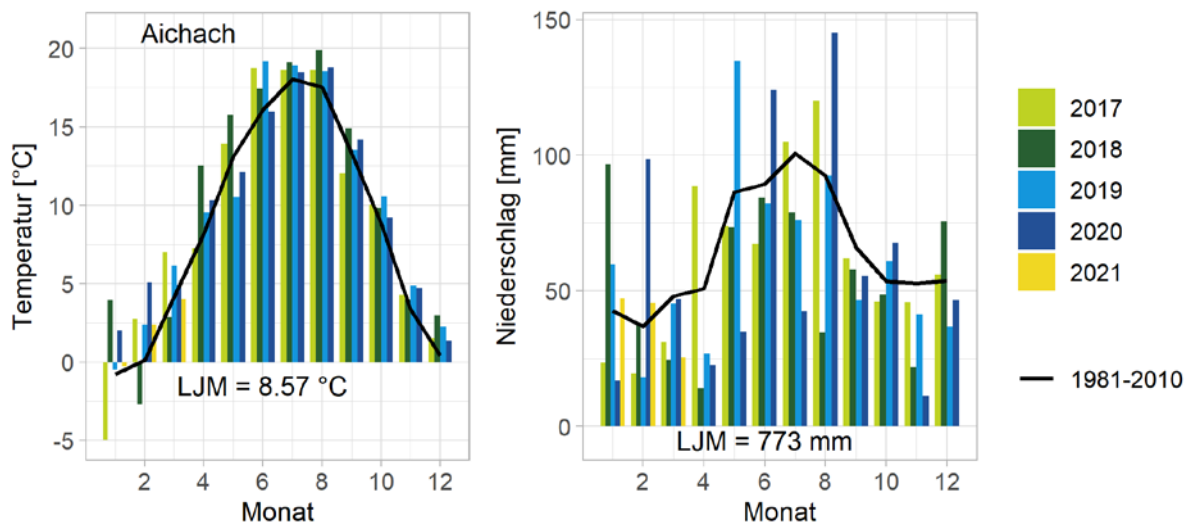


Abb. 76: Monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017 bis März 2021 und das langjährige Mittel (LJM) für 1981-2010.

3.2.5.3 Sickerwassermenge und Verlagerungspotenzial

Die für die Intensivmessflächen anhand zweier Modelle berechneten mittleren jährlichen Sickerwassermengen lagen zwischen 17 mm a⁻¹ (AMBAV-Modell, 2018) und 292 mm a⁻¹ (Renger-Modell, 2017, Abb. 77). Die mit dem Modell von Renger berechneten Sickerwassermengen lagen im Durchschnitt mehr als 100 mm a⁻¹ über den mit dem AMBAV-Modell berechneten Werten. Dies zeigt die große Unsicherheit der Berechnungen. Die Verlagerungstiefe betrug den Berechnungen zufolge für das trockene Winterhalbjahr 2018/19 7 bis 50 cm, was einer Austauschhäufigkeit in der Wurzelzone (0-90 cm) von 0,1 bis 0,6 pro Jahr entspricht (Abb. 78). Für die übrigen Winterhalbjahre lag die Verlagerungstiefe zwischen 49 und 111 cm a⁻¹, was einer Austauschhäufigkeit von 0,5 bis 1,2 pro Jahr entspricht (Abb. 78). Die Aufenthaltsdauer beträgt damit in der Regel ein bis zwei Jahre. In trockenen

Jahren kann das deutlich länger sein (Abb. 78, unten). Damit erreicht der überschüssige Stickstoff in der Wurzelzone unter der Annahme einer gleichmäßigen Verlagerung ohne präferenziellen Fluss in den zumeist lehmigen Oberböden nach ein bis drei Jahren den Bereich der Tiefenprofile (120-300 cm).

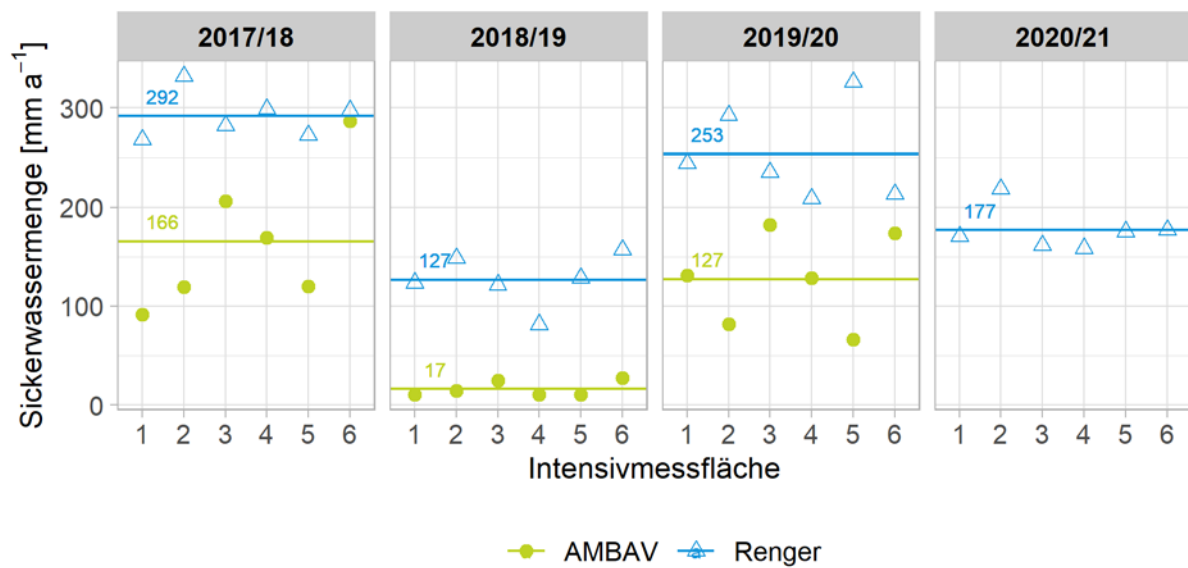


Abb. 77: Sickerwassermengen für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

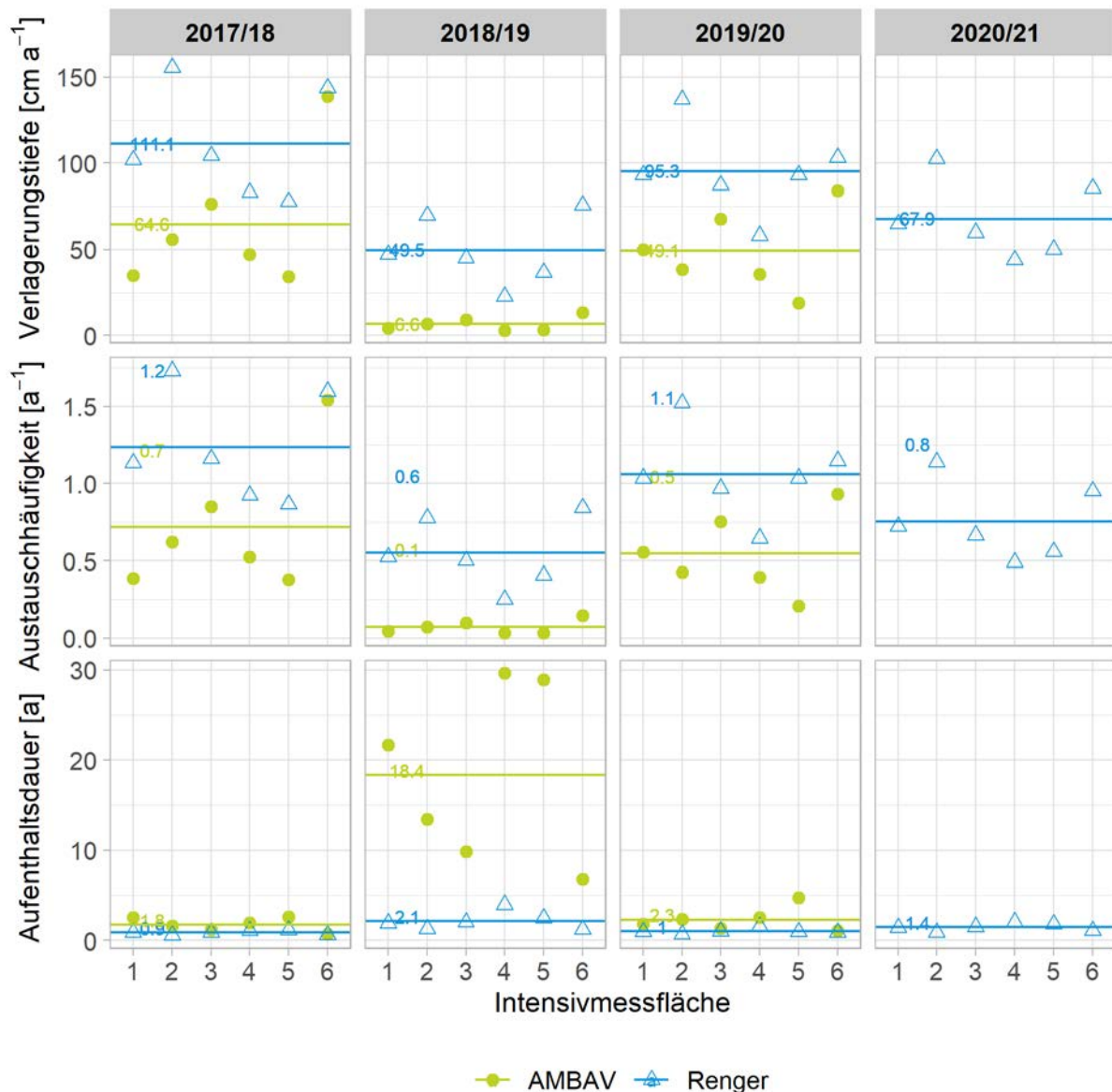


Abb. 78: Verlagerungstiefen, Austauschhäufigkeiten und Aufenthaltsdauern in der Wurzelzone (0-90 cm Tiefe) für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) und nach Renger (2002).

Die aus den Sickerwassermengen und den Herbst- $N_{\min}$ -Werten berechneten potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone lagen in Aichach im Mittel zwischen 62 und 171 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 79). Daraus resultierten Nitratfrachten zwischen 8 und 75 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Abb. 80). Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, lagen im Mittel zwischen 48 und 60 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Abb. 83, unten) und damit niedriger als die modellierten Werte. Durch die Verwendung komplexerer Modelle, die auch N-Umsetzungsprozesse berücksichtigen, könnte die Abschätzung der Nitratkonzentrationen aus den Herbst- $N_{\min}$ -Werten deutlich präziser werden.

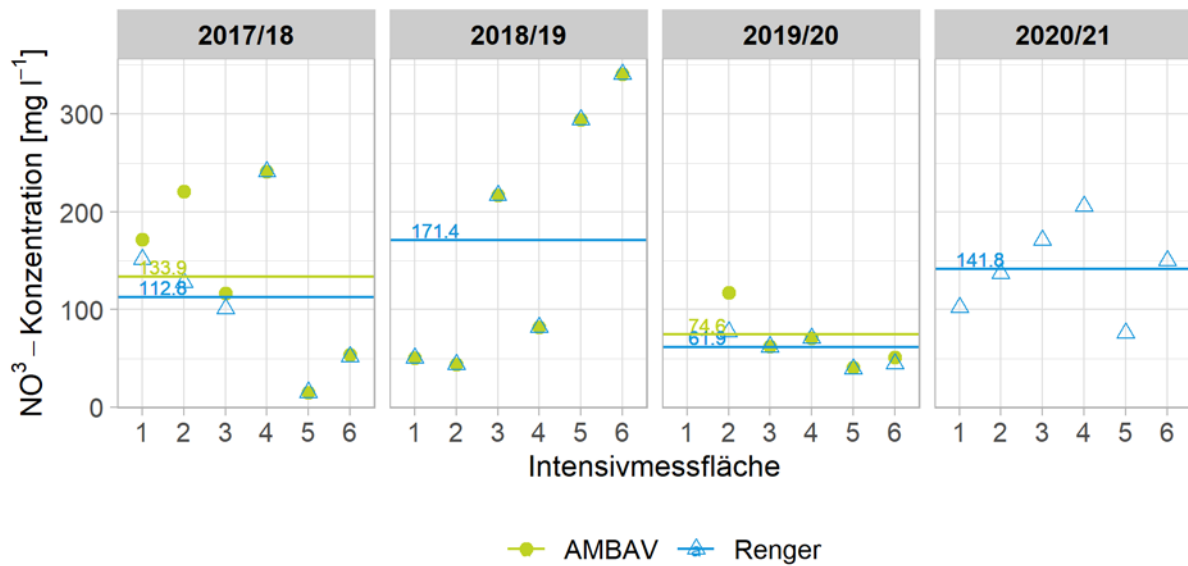


Abb. 79: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N_{min}-Werten und mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

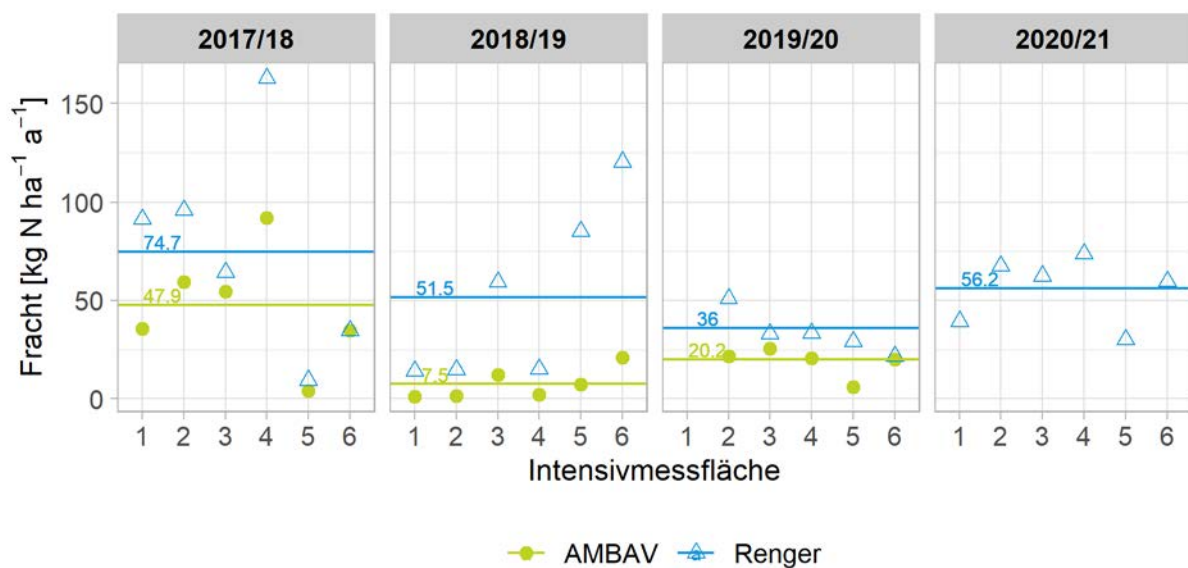


Abb. 80: Stickstofffrachten aus der Wurzelzone heraus für die Intensivmessflächen im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017/18 bis 2020/21, berechnet aus den gemessenen Herbst-N_{min}-Werten und den mit dem Systemmodell AMBAV (Löpmeier, 2019) bzw. nach Renger (2002) berechneten Sickerwassermengen.

3.2.5.4 Betriebs-, Anbaustruktur und Düngemaßnahmen

Die 12 Betriebe im Testgebiet Aichach sind Marktfruchtbetriebe mit einer mittleren Betriebsgröße von 106 ha (Abb. 81). Zwei Betriebe betrieben zudem Schweinemast mit 1,9 bzw. 1,2 GV/ha. In zwei weiteren Betrieben wurden Rinder gemästet mit 0,4 und 0,2 GV/ha. Die vorwiegend ackerbaulich wirtschaftenden Betriebe repräsentierten damit insgesamt die für diese Region typische betriebliche Ausrichtung. Die ausgewählten Testschläge hatten eine mittlere Größe von 4 ha und stellten im Durchschnitt 55 % der Betriebsflächen dar.

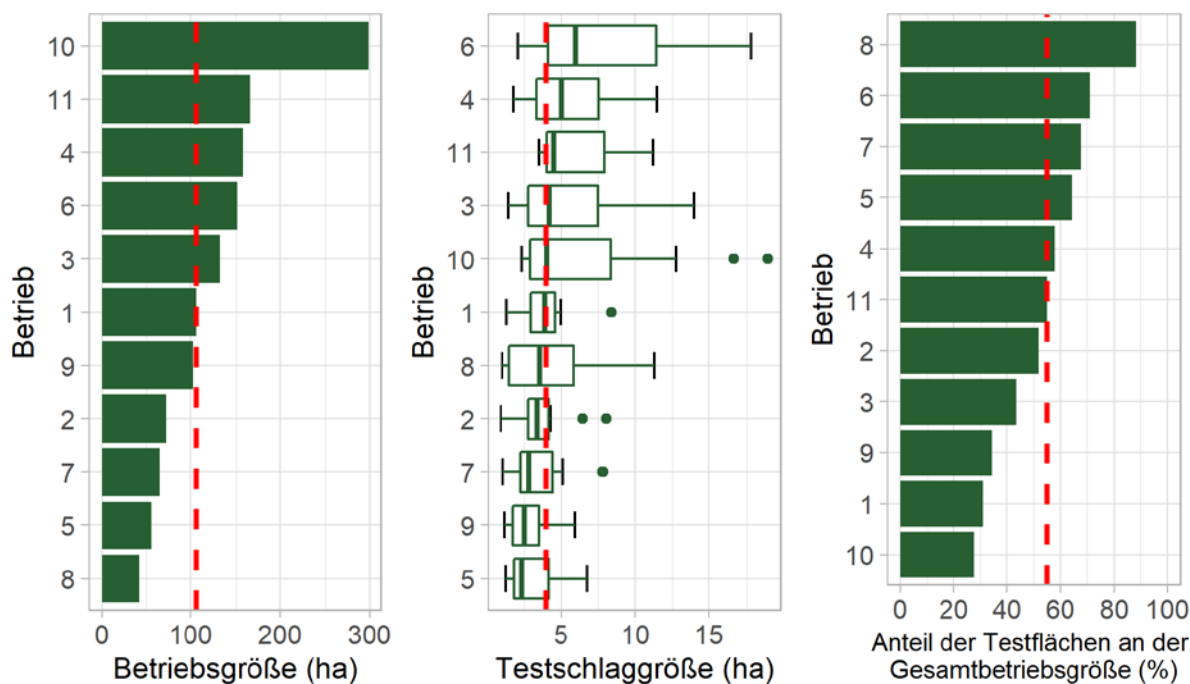


Abb. 81: Betriebsgröße, Testschlaggröße und Anteil der durch das Messprogramm erfassten Fläche an der Gesamtbetriebsfläche sowie der jeweilige Median (rot gestrichelt) im Testgebiet Aichach.

Die Hauptanbauprodukte auf den Testflächen in Aichach waren Winterweizen (35 %), Kartoffeln (17 %), Mais (13 %), Zuckerrüben (11 %), Winterdinkel (6 %) und Wintergerste (5 %) (Abb. 82). Die jahresspezifische Auflösung der Anbaudaten zeigte abnehmende Anteile für Winterweizen und Wintergerste und zunehmende Anbauflächen für Winterdinkel, Mais und Leguminosen. Der Anteil der Sommerungen betrug über den kompletten Betrachtungszeitraum ungefähr 50 %. Der Anteil der angebauten Zwischenfrüchte an der Gesamtfläche bewegte sich zwischen 15 % im Jahr 2017 und 35 % im Jahr 2020. Damit wurden auf über der Hälfte der Sommerungen Zwischenfrüchte angebaut. Auffällig war der hohe Anteil an Leguminosen in den Zwischenfrüchten.

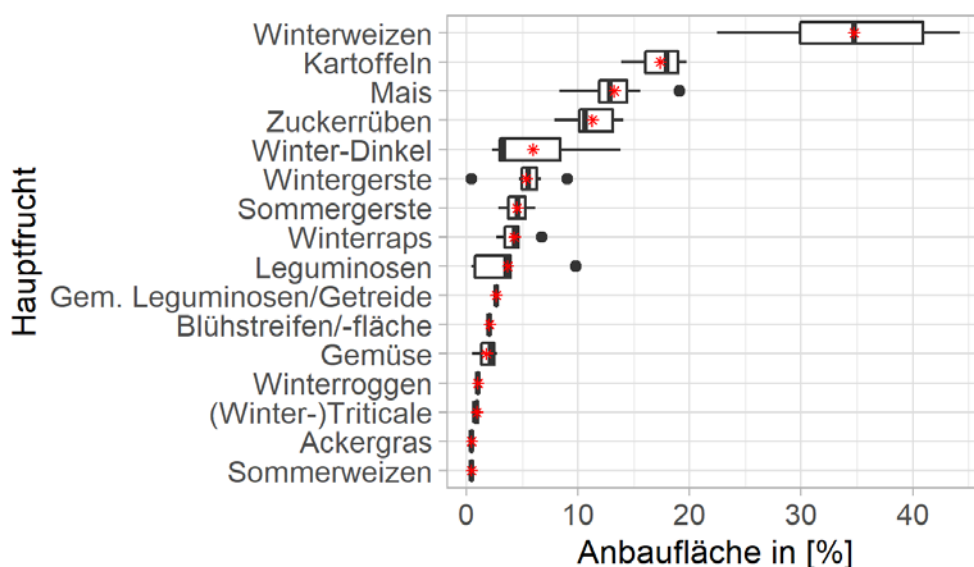


Abb. 82: Anteile der auf den Testflächen im Testgebiet Aichach angebauten Feldfrüchte an der Gesamtanbaufläche (alle Testflächen) für den Zeitraum von 2014-2020. Rote Sterne markieren jeweils den Mittelwert.

Im Testgebiet Aichach wurden Winterweizen, Kartoffeln und Zuckerrüben vorwiegend rein mineralisch gedüngt. Mais und Wintergerste wurde vorrangig mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten in Kombination mit mineralischen Düngemitteln gedüngt. Bei der Herstdüngung wurden seit dem Jahr 2019 fast ausschließlich Wirtschaftsdünger und Gärreste eingesetzt. Seit dem Jahr 2019 bzw. 2020 wurden Winterweizen bzw. Wintergerste im Testgebiet nicht mehr im Herbst gedüngt. Hingegen zeichnet sich ab, dass die Herstdüngung mit Wirtschaftsdüngern zu Zwischenfrüchten und Winterraps zunimmt.

3.2.5.5 Ergebnisse des Frühindikatoren-Messprogramms

Die mittleren Schlagbilanzsalden im Testgebiet Aichach lagen bei 45 kg N ha^{-1} und Jahr (Abb. 83, 2. Spalte oben). Die Werte waren seit dem Jahr 2017 rückläufig (Abb. 83, oben links). Dies ist vorwiegend auf eine verringerte Stickstoffzufuhr zurückzuführen. Die besonders starke Trockenheit im Jahr 2018 wirkte sich im Testgebiet in der Gesamtansicht nicht negativ auf die Ernteabfuhr aus. Auf Einzelschlagebene bzw. fruchtartsspezifisch kam es jedoch mitunter zu deutlichen Ertragseinbußen.

Die Unterschiede hinsichtlich der Schlagbilanzüberschüsse waren zwischen den Testbetrieben trotz ähnlicher Faktorausstattung und betriebswirtschaftlicher Schwerpunkte teils sehr hoch (Abb. 83, 2. Spalte oben: -23 kg N ha^{-1} bei Betrieb 4 gegenüber bis 118 kg N ha^{-1} bei Betrieb 8). So setzte Betrieb 8 beim Anbau von Mais teils ausschließlich überbetriebliche Wirtschaftsdünger und Gärreste ein. Betrieb 4 hingegen setzte kaum Wirtschaftsdünger oder Gärreste ein und baute seltener Mais in der Fruchtfolge an.

Die Salden der Hoftorbilanzen zeigten bislang keinen klaren Trend auf. Während die Abfuhr über die Jahre konstant waren, wurden die jährlichen Schwankungen vor allem durch Veränderungen der Stickstoffzufuhr bestimmt (Abb. 83, 1. Spalte, 2. Zeile). Die Hoftorbilanzsalden lagen im Mittel des Testgebiets bei 24 kg N ha^{-1} . Die einzelbetrieblichen Werte reichten jedoch von -13 bis zu 77 kg N ha^{-1} .

Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten witterungsbedingt deutliche Schwankungen zwischen den Jahren, wobei das Trockenjahr 2018 mit besonders hohen Werten auffiel (Abb. 83, 1. Spalte, 3. Zeile). Im Vergleich zum Ernte- $N_{\min}$ wird allerdings deutlich, dass die $N_{\min}$ -Werte erst nach der Ernte deutlich anstiegen. Dies ist vor allem auf Herstdüngungsmaßnahmen zurückzuführen.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Stickstoffbilanzierung wiesen die Testbetriebe recht einheitliche mittlere Herbst- $N_{\min}$ -Werte zwischen 67 und 97 kg N ha^{-1} auf. Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten im Durchschnitt aller Testflächen im Testgebiet mit 77 kg N ha^{-1} deutlich höhere residuale Mengen an mineralischem Stickstoff auf als die Bilanzüberschüsse gemäß Schlag- und Hoftorbilanz. Des Weiteren zeigte sich, dass genau die Testbetriebe, die negative Schlag- und Hoftorbilanzen erreichten, gleichzeitig die höchsten residualen Stickstoffmengen vor Beginn der winterlichen Auswaschung im Herbst aufwiesen (Abb. 83, 2. Spalte, Betriebe 4 und 5).



Abb. 83: Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Frühjahrs-N_{min}-Werte zeigten gegenüber den Herbst-N_{min}-Werten des jeweiligen Vorjahres zum Teil geringe, zum Teil aber auch deutliche winterliche Auswaschungsverluste auf. Die N_{min}-Zeitreihe des Betriebs 5 für den Testschlag 4 der Jahre 2018/19, 2019/20 und 2020/21 weist bedingt durch den Zwischenfruchtanbau bzw. geringe residuale N-Mengen nach der Zuckerrübenernte im Jahr 2019 geringe Verlagerungsverluste aus (Abb. 84).

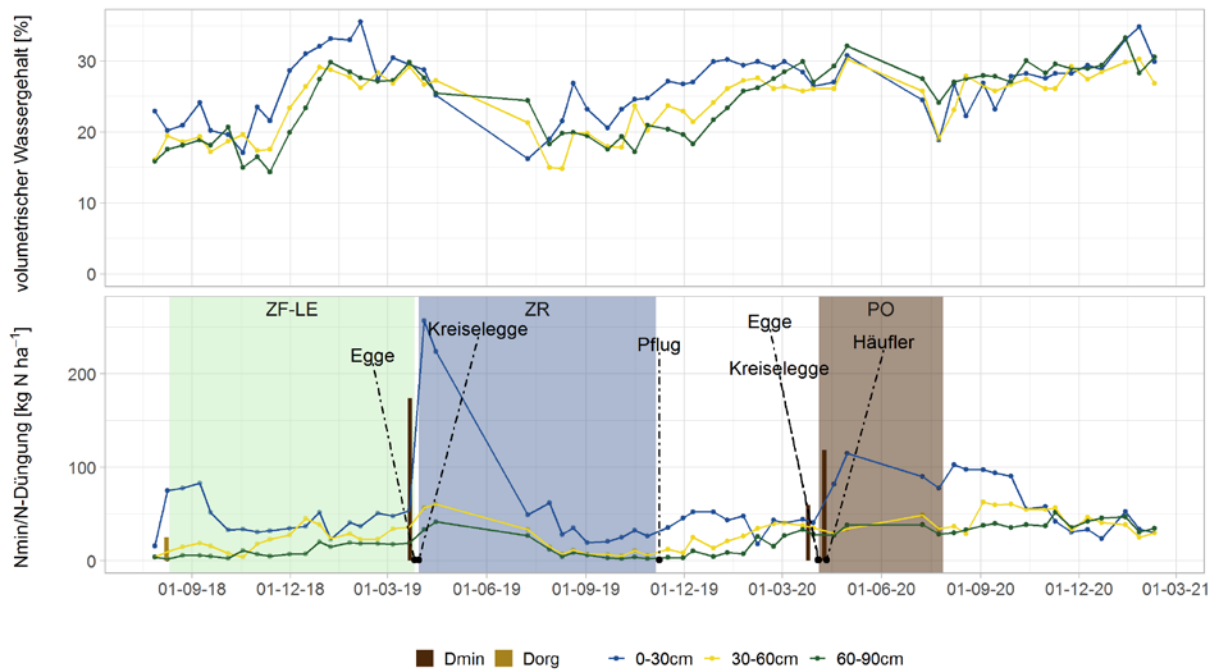


Abb. 84: Zeitreihe der volumetrischen Wassergehalte (oben) und $N_{\min}$ -Werte (unten) der Jahre 2018-21 für den Testschlag 4 des Betriebs 5 im Testgebiet Aichach für die Tiefen 0-30 cm 30-60 cm und 60-90 cm, mit den angebauten Früchten Leguminosen als Zwischenfrucht (ZF-LE), Zuckerrüben (ZR) und Kartoffeln (PO), Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie organischen und mineralischen Düngungen (D_{org} und D_{min}).

Der vermeintliche Widerspruch zwischen den Bilanzsalden und Herbst- $N_{\min}$ -Werten lässt sich anhand der fruchtartspezifischen Betrachtung der Indikatoren aufklären (Abb. 85 bis Abb. 87). Die Beispiele machen deutlich, inwieweit das Nachernte-Management und die nachfolgende Anbaufrucht die Effekte der Frühjahrsdüngung, die sich in der Schlagbilanz niederschlägt, überlagern können.

Die flächenmäßig bedeutendste Frucht im Testgebiet ist der Winterweizen. Die Fruchtbilanz zeigt auf, dass in den Jahren 2018 und 2019 aufgrund der Trockenheit Einsparungen bei der 3. Stickstoffgabe vorgenommen wurden, die nicht ertragsrelevant waren, aber den Saldo entsprechend stark verringern konnten (Abb. 85, oben links). Die Ernte- $N_{\min}$ -Werte nach Weizen waren daher vor allem in den Jahren 2018 und 2019 im Durchschnitt des Testgebiets sehr gering, während die Werte bis zum Herbst bei einigen Betrieben auf über 100 kg N ha^{-1} anstiegen. Dies war vor allem auf herbstliche Düngungsmaßnahmen zumeist zu Zwischenfrüchten oder auf den fehlenden Zwischenfruchtanbau vor nachfolgenden Sommerungen zurückzuführen.

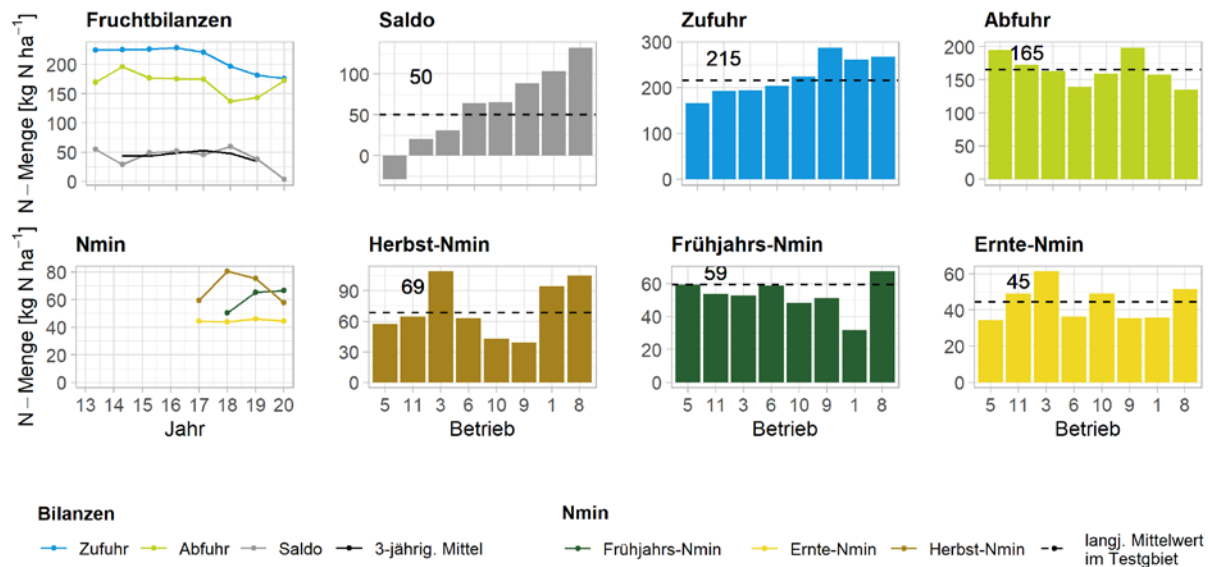


Abb. 85: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Winterweizen im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Kartoffel ist in Form von Speise- oder Industriekartoffeln im Testgebiet nach dem Weizen als zweithäufigste Frucht auf den Flächen vertreten. Während der Stickstoffbilanzüberschuss bei Kartoffeln meist sehr niedrig oder sogar negativ ausfiel, waren die Ernte- und Herbst-N_{min}-Werte häufig besonders hoch und variabel (Abb. 86). Dies ist unter anderem auf die mit dem Anbau und der Ernte einhergehende starke Bodenbewegung, den mitunter frühen Erntezeitpunkt und die verbleibenden Pflanzenreste zurückzuführen, wodurch die Stickstoff-Mineralisierung stark aktiviert wird. Zudem folgte im Testgebiet auf die Kartoffel häufig Winterweizen, der die hohen Stickstoffmengen im Herbst nicht ausreichend aufnahm oder vor Inkrafttreten der DüV 2017 auch noch im Herbst gedüngt wurde. Auch wurden Zwischenfrüchte, welche auf die Kartoffeln folgten, mitunter noch im Herbst gedüngt.

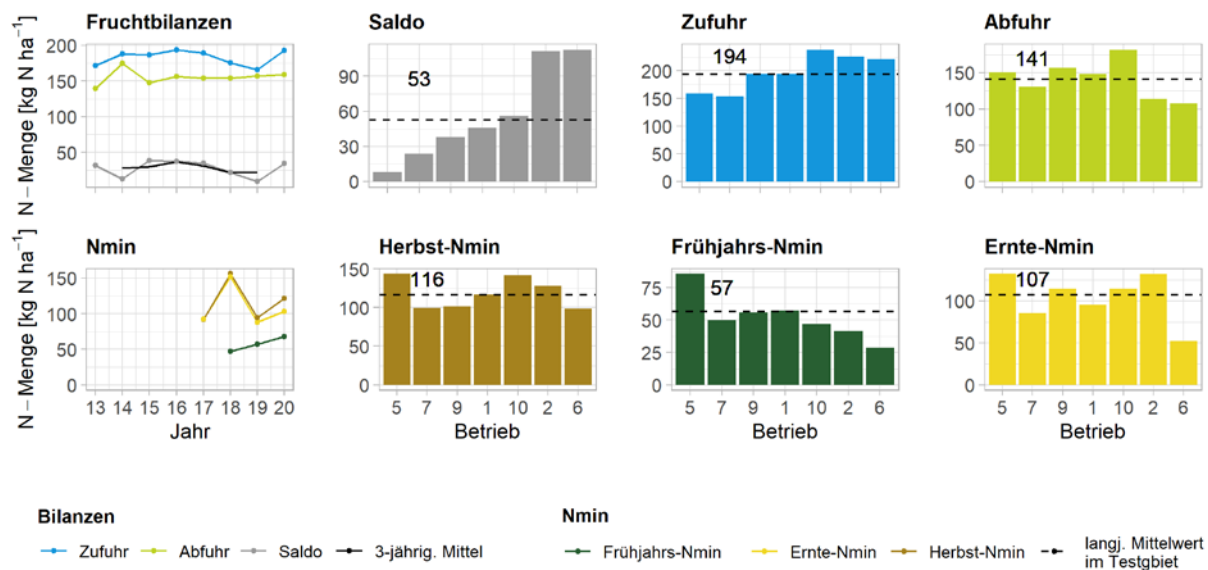


Abb. 86: Fruchtspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Kartoffeln im Testgebiet Aichach. 1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. Spalten 2-4: Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Auch beim Anbau von Silo- oder Körnermais traten im Testgebiet große Differenzen zwischen Stickstoffsalden und Herbst- $N_{\min}$ -Werten auf (Abb. 87). Die Schlagbilanzsalden fielen häufig negativ aus, während zur Ernte im Mittel $77 \text{ kg N}_{\min} \text{ ha}^{-1}$ auf den Flächen verblieben. Je nach Anwendungsintensität und -häufigkeit von Wirtschaftsdüngern und Gärresten stiegen die $N_{\min}$ -Werte zur Ernte und im Herbst. Zwischen Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ kam es trotz des kurzen Zeitraums zwischen den Probenahmen noch zu deutlichen Zunahmen auf durchschnittlich 94 kg N ha^{-1} . Dies ist meist durch Bodenbearbeitungs- (Mineralisation) und Herbstdüngungsmaßnahmen zu nachfolgenden Winterungen und vereinzelt zu Zwischenfrüchten bedingt. Es wird deutlich, dass das einzelbetriebliche Management erheblichen Einfluss auf die Höhe der potenziellen Nitratfrachten im Herbst hat. Die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte zeigen, dass bei der Düngebedarfsermittlung noch Einsparungspotenziale vorliegen, was sich auch in den hohen Ernte- $N_{\min}$ -Werten widerspiegelt.

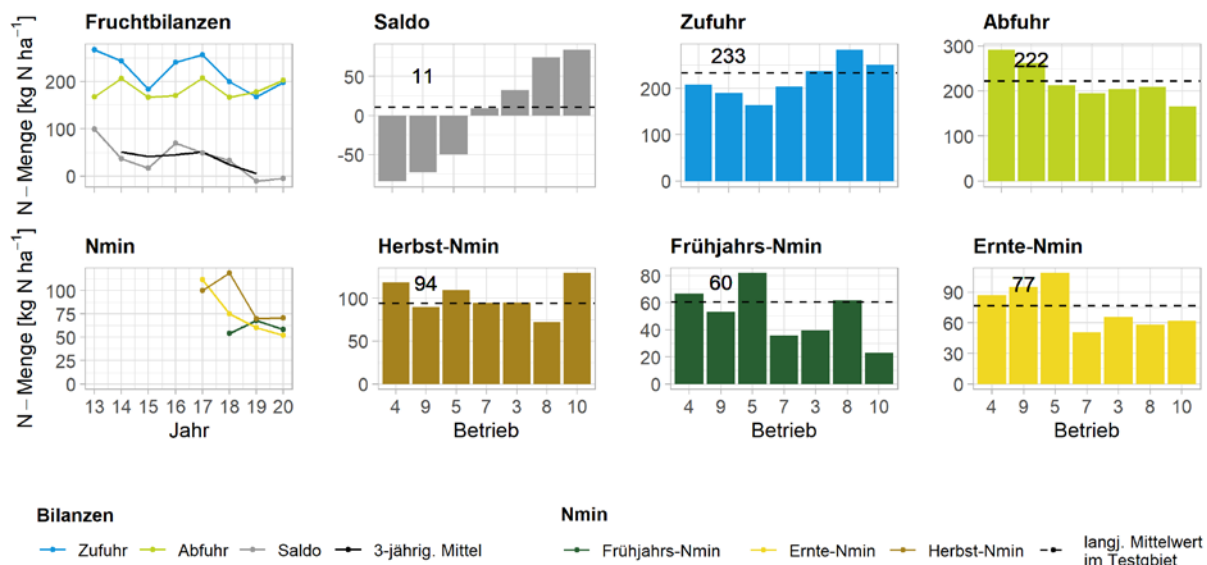


Abb. 87: Fruchtartsspezifische Ergebnisse der Indikatoren des Messprogramms für Mais im Testgebiet Aichach.
1. Spalte: Zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte im Mittel der Testbetriebe. **Spalten 2-4:** Einzelbetriebliche Mittelwerte der verschiedenen Indikatoren über den jeweiligen Erhebungszeitraum. Die schwarze gestrichelte Linie und die Zahl markieren jeweils den Mittelwert aller Betriebe des Testgebiets über den jeweiligen Erhebungszeitraum.

Die Indikatoren in der Wurzelzone zeigten teils deutliche Stickstoffüberschüsse bzw. hohe potenzielle Nitratfrachten auf. Die Untersuchungen in der Sickerwasser-Dränzone im Tiefenbereich 120 bis 300 cm spiegeln diese Verluste hingegen nur teilweise wider (Abb. 83, unten). Die Nitratkonzentration im Sickerwasser war im Mittel des Testgebiets seit 2017 leicht rückläufig und lag im Jahr 2020 sogar unter $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Wie bei der standörtlichen Beschreibung ausgeführt, ist für die Interpretation der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die Unterscheidung zwischen Sand- (47 % der LF im Testgebiet) und schluff-/lehmgeprägtem (29 %) Unterböden für die Beurteilung der Stoffaustragsgefahr entscheidend. So wiesen vorrangig Flächen mit sandigem Unterboden hohe Nitratkonzentrationen auf, sofern die Bewirtschaftung im Herbst regelmäßig zu hohen $N_{\min}$ -Werten führte. Bei Testflächen über Sand, auf denen in Einzeljahren geringere $N_{\min}$ -Werte im Herbst vorlagen, war anschließend die Nitratkonzentration im Sickerwasser entsprechend unkritisch.

Betrieb 10 wirtschaftet beispielsweise durchweg über sandiger Molasse (Slu, Su4 und Sl3) und baut Winterweizen, Mais und Kartoffeln mit hohen residualen $N_{\min}$ -Werten im Herbst an (vgl. Abb. 83). Der überschüssige mineralische Stickstoff wird in den Sandböden schnell aus der Wurzelzone ausgewaschen. Die Belastung des Sickerwassers lag für diesen Betrieb im Durchschnitt der Flächen und des Untersuchungszeitraums bei $100 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, reichte auf dem Einzelschlag aber bis zu $300 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Hingegen liegen bei den Testflächen von Betrieb 8 vorwiegend bindige Böden mit hoher Wasserhaltefähigkeit (lehmig-tonige Molasse, Löss mit einer Textur Ut2, Ut3, Ul5) im

Unterboden vor. Durch diese z.T. stauenden Schichten sowie eine höhere Verweilzeit des Sickerwassers wird Denitrifikation begünstigt. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser spiegelt somit nicht unmittelbar die Bewirtschaftungssituation wider (vgl. Abb. 83).

Die Nitrat-Tiefenprofile (Abb. 88) zeigten zum Teil Nitratkonzentrationen des Sickerwassers deutlich über dem Richtwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Häufig nahm die Nitratkonzentration mit zunehmender Bodentiefe ab, was bei den gleichzeitig hohen Sulfatwerten (Abb. 88, Mitte) auf Denitrifikation hindeutet. Der N-Überschuss an der Bodenoberfläche erreicht in lehmigen Böden, auf denen die Tiefbohrparzellen des Betriebs 5 laut Bodenkarte liegen (Abb. 74), nach etwa zwei Jahren den Bereich der Tiefbohrdaten. Die NO_3 -Konzentrationen in den Tiefenprofilen schwankten zwischen den Jahren deutlich. Sie spiegeln so die schwankenden Stickstoffüberschüsse an der Bodenoberfläche zeitnah im Sickerwasser wider. So konnte in den bisherigen Daten der Anbau von Kartoffeln und Silomais mit meist hohen Herbst- N_{min} -Werten (Abb. 86 und Abb. 87) in den Folgejahren gut im Tiefenprofil identifiziert werden.

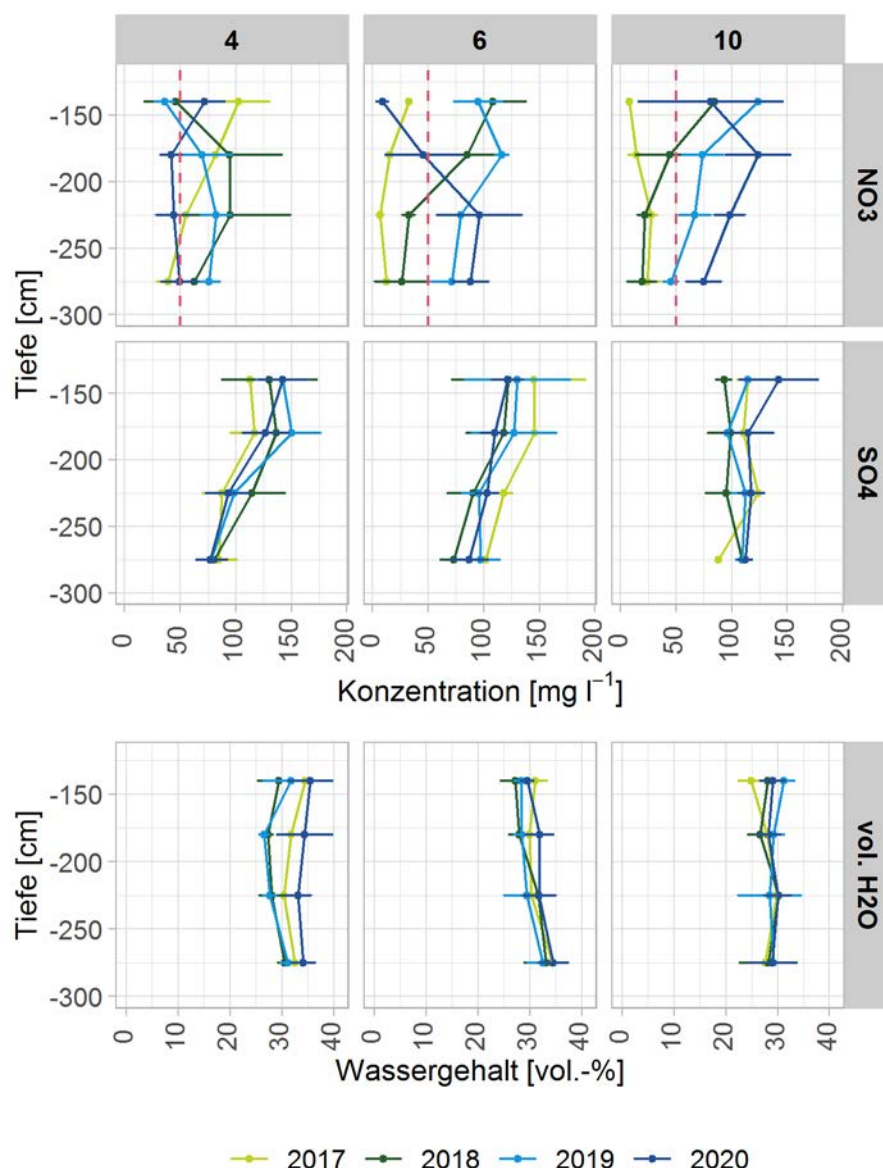


Abb. 88: NO_3 - (oben) und SO_4 - (Mitte) Konzentrationen im Sickerwasser und volumetrische Wassergehalte (unten) im Tiefenprofil auf drei Testschlägen (Nr. 4, 6 und 10) des Betriebs 5 im Testgebiet Aichach für die Jahre 2017 bis 2020. Für die Konzentrationen sind Mediane mit mittlerer absoluter Abweichung (MAD) von fünf Messwiederholungen dargestellt, für die Wassergehalte Mittelwerte mit Standardabweichung. Rot gestrichelt: Richtwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$.

Insgesamt ist also davon auszugehen, dass im Testgebiet Aichach vor allem in Regionen mit sandigem Untergrund hohe Nitratfrachten in Richtung Grundwasser verlagert werden. Hier sind insbesondere folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen kritisch zu prüfen:

- der intensive Einsatz von Wirtschaftsdüngern und Gärresten, vor allem zu Mais, in Verbindung mit einem hohen Anteil an Mais in der Fruchtfolge,
- Herbstdüngung von Wintergetreide und Zwischenfrüchten mit Wirtschaftsdüngern und Gärresten,
- der hohe Anteil an Kartoffeln in der Fruchtfolge mit anschließendem Wintergetreideanbau.

3.2.5.6 Fazit für das Testgebiet Vorlandmolasse Aichach

Die teilweise erhöhten Nitratbelastungen des Grundwassers im Testgebiet Aichach sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine nicht optimale Bewirtschaftungs- und Düngungspraxis auf den Testbetrieben zurückzuführen. Es liegt zwar auch eine deutliche standörtlich bedingte Nitrataustragsgefahr durch die sandigen Böden vor, jedoch weisen die Ergebnisse zur Stickstoff-Effizienz zwischen den Betrieben erhebliche Unterschiede auf, welche die Bedeutung des einzelbetrieblichen Managements bei der Entstehung von Nitratbelastungen verdeutlichen. So zeigen Betriebe mit vergleichsweise hoher Stickstoff-Effizienz unter gleichen standörtlichen Voraussetzungen wesentlich geringere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als Betriebe mit einer geringeren Stickstoffeffizienz.

3.3 Auswertung zum Gesamtdatensatz

Der gesamte Datensatz wurde verwendet, um mittels Random Forest Korrelationen zwischen den erhobenen Begleitparametern und den Zielvariablen Herbst- $N_{\min}$ -Wert und mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser der Tiefbohrprofile zu bestimmen. Dazu wurde die Zielvariable Herbst- $N_{\min}$ je Schlag und Erntejahr in eine der beiden Klassen $\leq 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ oder $> 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ eingruppiert. Die Zielvariable mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser im Tiefenbereich 120-300 cm wurde je Schlag und Jahr in die Klassen $\leq 50 \text{ mg l}^{-1}$, $> 50 \leq 75 \text{ mg l}^{-1}$ oder $> 75 \text{ mg l}^{-1}$ gruppiert. In der Random Forest Analyse wurden dann alle vorliegenden Informationen über die Standorteigenschaften und Bewirtschaftungshistorie der Schläge der jeweiligen Zielvariable zugeordnet (s. Tab. 7). Bei diesen Auswertungen ist zu beachten, dass es sich um Zwischenergebnisse handelt. Um sichere Aussagen treffen zu können sind längere Zeitreihen und/oder mehr Wiederholungen (= mehr Betriebe/Testschläge) nötig.

Der *Importance-Plot* aus dem Random Forest zeigt einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem Herbst- $N_{\min}$ und dem Ernte- $N_{\min}$ (*ErnteNmin_t*, Abb. 89), was hauptsächlich durch den engen zeitlichen Zusammenhang der Probennahmetermine dieser beiden Werte begründet ist. Weiterhin wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen Herbst- $N_{\min}$ und der angebauten Hauptfrucht (*Frucht_t*) gefunden (Abb. 89). Dieser Zusammenhang wurde bereits in anderen Untersuchungen gefunden (Bechtel, 2008; Eulenstein *et al.*, 2018; Zander *et al.*, 2015). Weiterhin gab es einen Zusammenhang zu den Früchten aus der Fruchtfolge bis zu vier Erntejahren vor dem Beprobungsjahr (vgl. auch Hülsbergen *et al.*, 2017; Schiermann, 2004).

Insgesamt hatten die Bewirtschaftungsmaßnahmen, welche hier vor allem durch die Fruchtfolge indiziert werden, einen deutlich größeren Einfluss auf den Herbst- $N_{\min}$ -Wert als die Standortfaktoren.

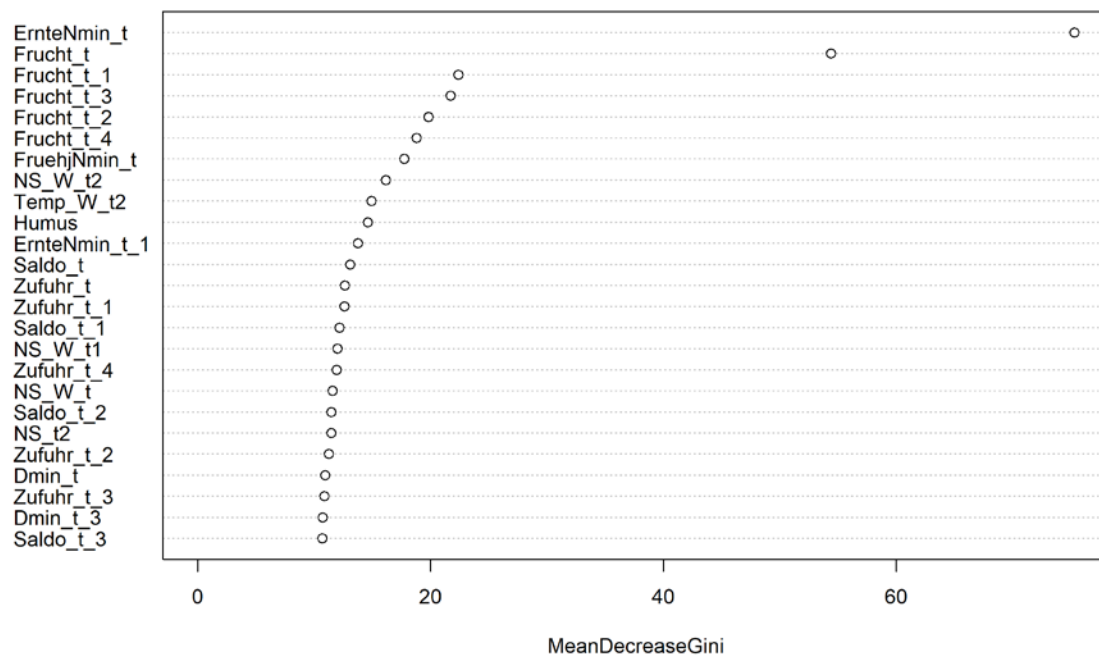


Abb. 89: Importance-Plot für die besten 25 Erklärungsvariablen, geordnet nach ihrer Wichtigkeit, ermittelt mit Random Forest für den Gesamtdatensatz und die Zielvariable Herbst-N_{min} im Tiefenbereich 0-90 cm, eingeteilt in 2 Klassen ($\leq 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ und $> 50 \text{ kg N ha}^{-1}$). Erklärung der Variablen in Tab. 7.

Der *Importance-Plot* aus dem Random Forest für die Zielvariable mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser im Tiefenbereich 120-300 cm zeigt einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Sickerwasser und der Bodenart des Schlages im Tiefenbereich 120-300 cm (*SchlagBo_Art*). Es folgen die Früchte aus der Fruchtfolge bis zu vier Erntejahren vor dem Beprobungsjahr.

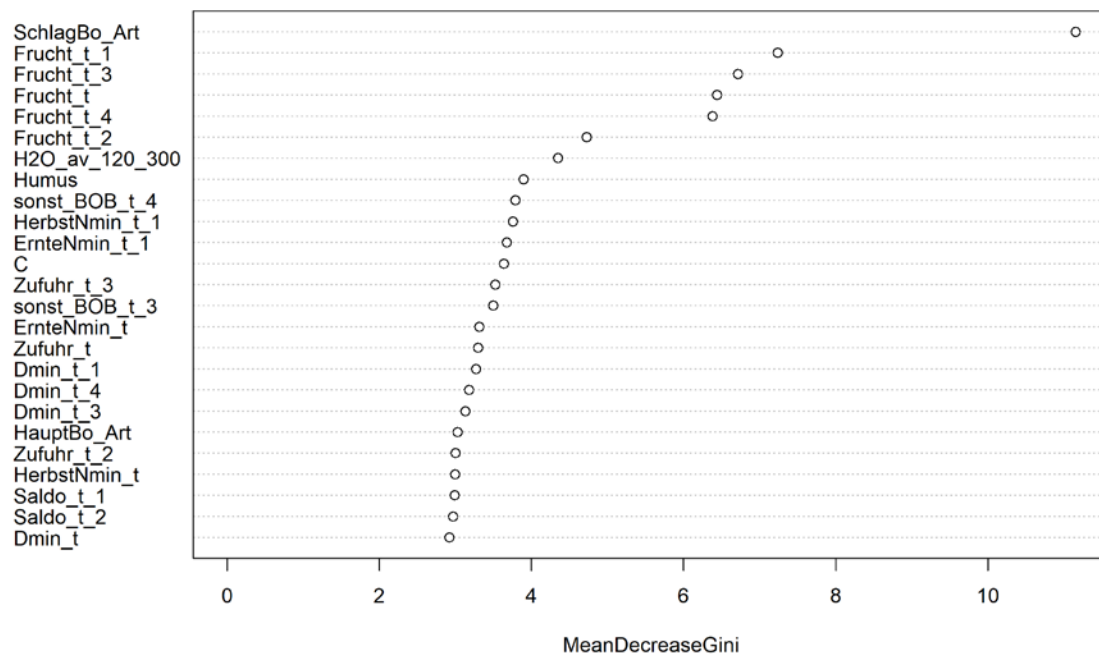


Abb. 90: Importance-Plot für die besten 25 Erklärungsvariablen, geordnet nach ihrer Wichtigkeit, ermittelt mit Random Forest für den Gesamtdatensatz und die Zielvariable mittlere Nitratkonzentration im Tiefenbereich 120-300 cm, eingeteilt in 3 Klassen ($\leq 50 \text{ mg l}^{-1}$, $> 50 \leq 75 \text{ mg l}^{-1}$ und $> 75 \text{ mg l}^{-1}$). Erklärung der Variablen in Tab. 7.

3.4 Eignung der verwendeten Indikatoren

Die Frühindikatoren sollen innerhalb eines Monitoringkonzepts ausreichend Informationen liefern, um Nitratfrachten in Richtung Grundwasser an ackerbaulich genutzten Standorten frühzeitig und möglichst genau quantifizieren zu können. Mit den Frühindikatoren sollen die Auswirkungen von Änderungen der Bewirtschaftung, z.B. ausgehend von der novellierten Düngeverordnung, auf die Nitratbelastung des Sickerwassers zeitnah sichtbar gemacht werden. Die in diesem Vorhaben gewählten Frühindikatoren haben sich als Instrumente zur Erfolgsbewertung bei Trinkwasserschutzmaßnahmen bewährt. Großer Wert wird beim Indikatorensystem auch auf eine einfache und einheitliche Anwendbarkeit gelegt. Im Folgenden werden die Indikatoren und ihre Eignung für ein Monitoringprogramm diskutiert und anschließend in einer Übersicht zusammengefasst (Tab. 9).

3.4.1 Hoftorbilanzen

Stickstoff-Hoftorbilanzen dienen dazu betriebliche Stickstoffüberschüsse bzw. -defizite möglichst objektiv und belegbasiert darzustellen. Hoftorbilanzen basieren zu großen Teilen auf Buchführungsdaten, z.B. bei Zukäufen von mineralischen Düngern, Saat- und Pflanzgut, dem Zu- und Verkauf von Tieren sowie dem Verkauf von pflanzlichen und tierischen Marktprodukten. Andere Daten, wie der Zu- und Verkauf von Futtermitteln oder organischen Düngern, beruhen hingegen auf Schätzwerten mit gewissen Unsicherheiten.

Im Rahmen der Stoffstrombilanzierung müssen einige LandwirtInnen seit 2018 diese Daten aufzeichnen (StoffBilV, 2017), spätestens ab 2023 ist dies für alle LandwirtInnen mit Betrieben größer als 20 ha oder mehr als 50 Großvieheinheiten verbindlich. Daher sind die Daten leicht verfügbar. Die Erfahrung aus dem Demonstrationsvorhaben zeigt, dass es dennoch schwierig und aufwendig ist von allen teilnehmenden Betrieben vollständige und plausible Daten zu Hoftorbilanzen zu bekommen. Da die meisten Daten aus den Jahresabschlüssen entnommen werden, sind die Daten erst mit einer Verzögerung von etwa einem Dreivierteljahr verfügbar.

Aufgrund der hohen Aussagekraft ermöglichen die Hoftorbilanzen die objektive Darstellung von betrieblichen N-Überschüssen. Sie geben einen Überblick über den Gesamtbetrieb, sodass dieser mit anderen Betrieben ähnlicher Ausrichtung verglichen werden kann. Stickstoff-Hoftorbilanzsalden sind sehr gut als Erfolgsindikator für die Prüfung der Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen geeignet, vor allem für diejenigen, die sich auf die Reduzierung der Düngemenge beziehen (Eden *et al.*, 2017; Horstkötter *et al.*, 2015). Langjährige Datenreihen sind notwendig, um die Wirkung dieser Maßnahmen zu erfassen.

Die Höhe der gasförmigen Verluste beruht in den vorliegenden Auswertungen auf Schätzwerten. Daher ist die Aussagekraft der Brutto-Hoftorbilanz im Vergleich zur Netto-Hoftorbilanz als höher einzustufen, während zur Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser die Netto-Hoftorbilanz berechnet werden muss (Zander *et al.*, 2015). Die Hoftorbilanzsalden geben keine direkte Information über die tatsächlichen Stickstoffüberschüsse im Boden, da sie lediglich eine rechnerische Größe auf Betriebsebene darstellen. Im Rahmen des Indikatorensatzes dienen die Hoftorbilanzen vor allem dazu, einen möglichst objektiven Überblick über die Nährstoffströme der Betriebe im zeitlichen Verlauf zu bekommen sowie zur Plausibilisierung der Schlagbilanzen. Letzteres war im Demonstrationsvorhaben jedoch bisher nur eingeschränkt möglich, da mit den Schlagbilanzen der Testflächen nur ein Teil der Betriebsflächen abgedeckt wird. In einigen Betrieben, z.B. in den Testgebieten Schilde oder Ilmenau, rechts, hatten die Schlag- und Hoftorbilanzsalden jeweils eine ähnliche Größenordnung, in anderen Testgebieten zeigten sich teils deutliche Unterschiede (vgl. Abb. 91). Im Anschlussprojekt an dieses Demonstrationsvorhaben ist geplant Anbauinformationen über alle Flächen jedes Testbetriebes zu erheben, um die Möglichkeit der Plausibilisierung der Schlagbilanzen durch die Hoftorbilanzen bzw. durch Feld-Stallbilanzen zu verbessern.

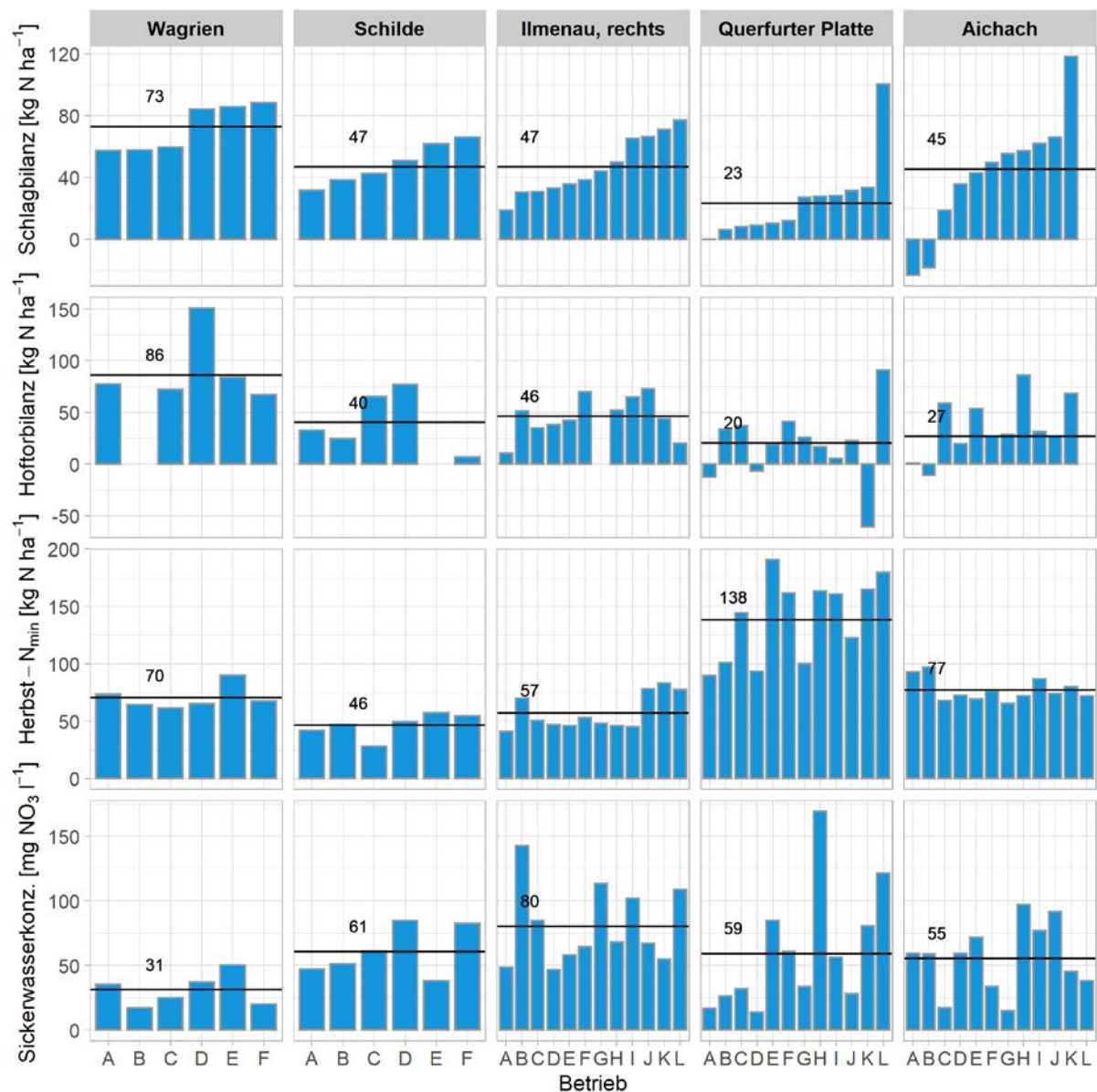


Abb. 91: Stickstoffsalden der Hoftor- und Schlagbilanzen, Herbst-N_{min}-Werte und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Jeweils Mittelwerte der Testgebiete (schwarze Linie) und der einzelnen Betriebe (Balken), gemittelt über den jeweiligen Erhebungszeitraum (2013 bis 2020 für Bilanzen, 2017 bis 2020 für Herbst-N_{min}-Werte und Sickerwasserkonzentrationen).

3.4.2 Schlagbilanzen

Die Stickstoff-Schlagbilanz ist eine Flächenbilanz, die für die kleinste räumliche Einheit, den Schlag, berechnet wird. In der Stickstoff-Schlagbilanz werden rechnerisch N-Zufuhr und N-Abfuhr einer Fläche gegenübergestellt und so mögliche N-Überhänge oder N-Defizite ermittelt.

Die Datenbasis für die Schlagbilanz bildet die Ackerschlagkartei der LandwirtInnen. Da es meist keine Belege für die Daten gibt, ist eine gut und lückenlos geführte Ackerschlagkartei ausschlaggebend für eine valide Datenbasis. Die Daten müssen daher sorgfältig geprüft und nach Möglichkeit mit Hilfe der Hoftorbilanz plausibilisiert werden. Die Erfahrung im Demonstrationsvorhaben zeigt, dass durch die meist manuelle Eingabe der Daten in die Datenbank regelmäßig Flüchtigkeits- und Tippfehler auftreten. Aus diesen Gründen ist eine sorgfältige Plausibilitätsprüfung der Daten unerlässlich. Bis zum Ende des Projekts konnten nicht alle vermeintlichen Fehler korrigiert und Datenlücken gefüllt werden.

Der N-Saldo der Schlagbilanz ist ein Maß für die potenziellen N-Einträge in die Umwelt. Schlagbilanzen bilden die tatsächlich durchgeführten Düngemaßnahmen ab und zeigen direkt den Erfolg von Maßnahmen, die der Reduzierung von N-Überhängen dienen. In Zeitreihen werden so Änderungen der aufgebrauchten Düngemenge und/oder der Ernteerträge sichtbar. Reduzierungen des Stickstoffeinsatzes, wie sie nach DüV (2017) teilweise gefordert sind, werden in den Schlagbilanzen als erstes erkennbar. Schlagbilanzen sind zudem die Grundlage für die Berechnung von Fruchtbilanzen und bieten somit die Möglichkeit verschiedene Früchte und Fruchtfolgen hinsichtlich der potenziellen Stickstofffracht zu vergleichen.

Die Auswirkungen von unterschiedlichen Vorfrüchten, dem Anbau von Zwischenfrüchten, der Bodenbearbeitung oder z.B. der Herbstdüngung können mit Schlagbilanzen jedoch nicht hinreichend bewertet werden. Direkte Rückschlüsse auf die Sickerwassergüte und Nitratfrachten sind einzeljahresbezogen kaum möglich, da die N-Pufferkapazität der Böden häufig vielfach höher liegt als die Stickstoffsalden. Die genannten Einschränkungen sind als wesentliche Ursache für den geringen Zusammenhang zwischen N-Schlagbilanzsalden und gemessenen Ernte- oder Herbst- $N_{\min}$ -Werten zu nennen (Abb. 92). In anderen Studien zeigte sich in einer langjährige Betrachtung ein deutlicher Zusammenhang zwischen Schlagbilanzsalden und Herbst- $N_{\min}$ -Werten (z.B. Heyn und Olf, 2018). Dabei ist zu berücksichtigen, dass anders als im Demonstrationsvorhaben bei Heyn und Olf (2018) Exaktversuche ausgewertet wurden, in denen an einzelnen Standorten mehrere Düngungsintensitäten betrachtet wurden, sodass die Bodenart als Faktor ausgeschlossen wurde. Im Demonstrationsvorhaben hingegen lag jeweils immer nur eine einzelne Faktorkombination aus Standort und Bewirtschaftung vor, wodurch eine wesentlich höhere Heterogenität zu berücksichtigen ist.

Bei der gebietsweisen Betrachtung der Schlagbilanzsalden und der $N_{\min}$ -Werte zur Ernte und im Herbst gab es ebenfalls keinen statistischen Zusammenhang (Abb. 93). Es wird jedoch deutlich, dass der Schlagbilanzüberschuss in jedem Testgebiet im Durchschnitt einen individuellen ungefähren Herbst- $N_{\min}$ -Wert bedeutet. Während die Schlagbilanzsalden im Testgebiet Querfurter Platte im Zeitraum 2017-2020 mit durchschnittlich 30 kg N ha^{-1} am niedrigsten waren, waren die Herbst- $N_{\min}$ -Werte in diesem Gebiet mit einem Mittelwert von 140 kg N ha^{-1} im Vergleich zu den anderen Testgebieten am höchsten. In Wagrien waren die mittleren Schlagbilanzsalden mit 63 kg N ha^{-1} am höchsten, während die mittleren Herbst- $N_{\min}$ -Werte mit 71 kg N ha^{-1} im Mittelfeld lagen. Lediglich in den Testgebieten Wagrien und Schilde entsprachen die mittleren N-Schlagbilanzsalden in etwa den mittleren Herbst- $N_{\min}$ -Werten.

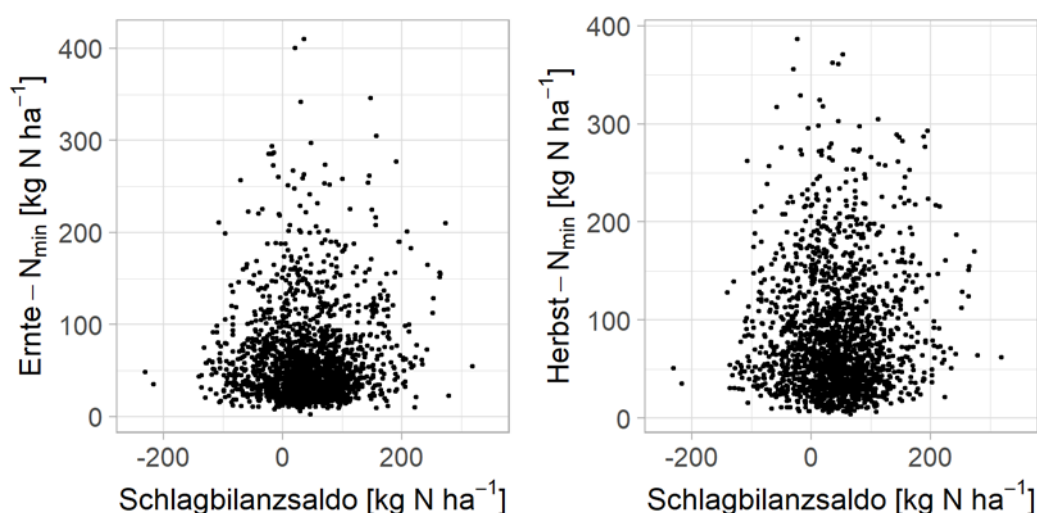


Abb. 92: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Ernte- $N_{\min}$ - (links), bzw. Herbst- $N_{\min}$ -Werten (rechts) für alle 576 Testflächen über den Untersuchungszeitraum (2017-2020).

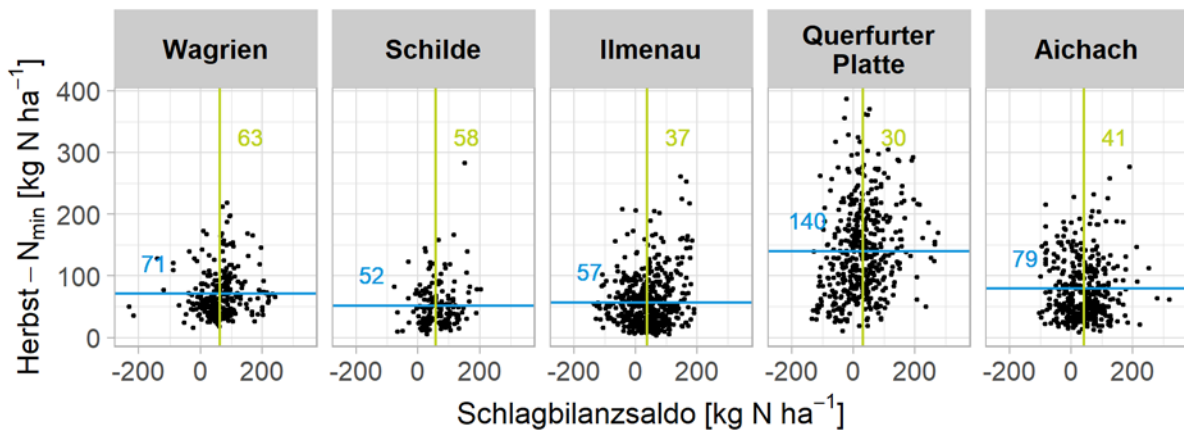


Abb. 93: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Herbst-N_{min}-Werten nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Herbst-N_{min}-Werte (blau).

Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen den Schlagbilanzsalden und den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die in den Tiefbohrungen gemessen wurden, war dementsprechend auch nicht zu erkennen (Abb. 94). Um den Verlagerungszeitraum zu berücksichtigen, wurden die Sickerwasserkonzentrationen auch den zugehörigen Schlagbilanzsalden aus dem Vorjahr zugeordnet. Direkte Zusammenhänge zwischen N-Schlagbilanzsalden und N-Austrägen werden vermutlich erst längerfristig erkennbar, wenn sich Änderungen der Bewirtschaftung insgesamt auswirken (vgl. auch Abb. 90).

Wie beim Zusammenhang zu den N_{min}-Werten wird hier deutlich, dass ein bestimmter mittlerer N-Saldo in jedem Testgebiet zu einem unterschiedlichen Niveau der mittleren Sickerwasserkonzentration führte (Abb. 94). Während die Schlagbilanzsalden im Testgebiet Ilmenau mit durchschnittlich 31 kg N ha⁻¹ zu den niedrigsten gehörten, waren die Sickerwasserkonzentrationen in diesem Gebiet mit einem Mittelwert von 77 mg NO₃ l⁻¹ höher als in den anderen Testgebieten (Abb. 94). In Wagrien waren die mittleren Schlagbilanzsalden mit 68 kg N ha⁻¹ am höchsten, die mittleren Sickerwasserkonzentrationen mit 33 mg NO₃ l⁻¹ am niedrigsten (Abb. 94). Dies zeigt die unterschiedlichen Gegebenheiten in den Testgebieten, wie z.B. Unterschiede im Denitrifikationspotenzial oder der Entwässerung über Drainagen (vgl. Kap. 3.2) und verdeutlicht, dass die Indikatoren einzeln betrachtet keine hinreichende Aussagekraft bezogen auf die tatsächliche Nitratbelastung sicherstellen können.

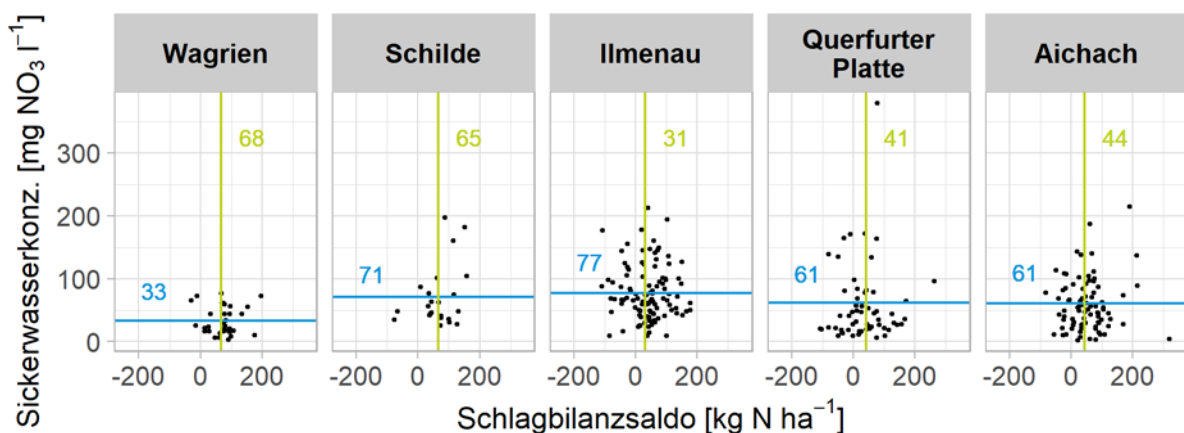


Abb. 94: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Sickerwasserkonzentrationen aus den Tiefbohrmessungen (Mittelwerte über die Tiefe) nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Sickerwasserkonzentrationen wurden jeweils dem Schlagbilanzsaldo aus dem Vorjahr zugeordnet. Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Sickerwasserkonzentrationen (blau).

Aus den Schlagbilanzen können Fruchtbilanzen berechnet werden, in denen die mittleren Stickstoffüberschüsse bzw. -defizite für bestimmte Anbaufrüchte eines Betriebes oder eines Testgebietes zusammengefasst werden. Mithilfe der Fruchtbilanzen lassen sich einzelne Anbaukulturen und Fruchtfolgen hinsichtlich der Stickstoffeffizienz und des Nitratbelastungsrisikos bewerten. Zudem lässt sich feststellen, welche Früchte vorrangig erhöhte residuale N-Überschüsse verursachen. Die Betrachtung von Fruchtbilanzsalden erhöht zudem die Vergleichbarkeit zwischen Betrieben (vgl. Kap. 3.2). Beispielsweise lassen sich Unterschiede in den Fruchtbilanzsalden einzelner LandwirtInnen beim Anbau bestimmter Früchte herausfinden und daraus mögliche Düngeoptimierungen ableiten (vgl. z.B. Abb. 53 bis Abb. 56). Auch bei der fruchtspezifischen Betrachtung wurden keine Zusammenhänge zwischen Schlagbilanzen und Herbst- $N_{\min}$ -Werten (Abb. 95) oder Ernte- $N_{\min}$ -Werten (nicht gezeigt) gefunden.

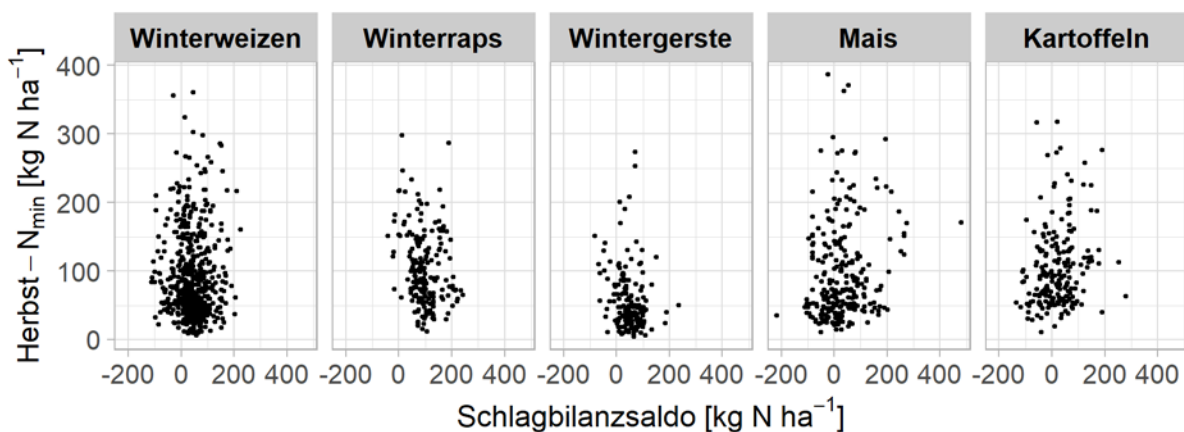


Abb. 95: Beziehung zwischen N-Schlagbilanzsalden und Herbst- $N_{\min}$ -Werten in Abhängigkeit von der angebauten Hauptfrucht Untersuchungszeitraum (2017-2020).

3.4.3 Herbst- $N_{\min}$ -Werte

Die Herbst- $N_{\min}$ -Methode ist vor allem für das Monitoring einzelflächenbezogener Maßnahmen geeignet, wird aber auch zum Gebietsmonitoring angewendet (Stever-Schoo *et al.*, 2020). Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigen das tatsächliche Auswaschungspotenzial im Boden über die Sickerwasserperiode an und werden u.a. bei der Erfolgskontrolle von Gewässerschutzmaßnahmen im Bereich der Wurzelzone verwendet. Nicht nur Änderungen in der N-Düngemenge werden in den Herbst- $N_{\min}$ -Werten sichtbar. Vielmehr repräsentiert der Herbst- $N_{\min}$ -Wert die Summe der zusammenwirkenden Einflussfaktoren sowohl durch Standortfaktoren als auch durch Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Die Messung der $N_{\min}$ -Gehalte in der Wurzelzone ermöglicht die Erfassung der jahresspezifischen Variabilität der Stickstoffdynamik im Boden, die über Bilanzen kaum abgebildet werden kann (Stever-Schoo *et al.*, 2020). Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten in diesem Demonstrationsvorhaben einen hohen Jahreseffekt, sie sind besonders stark abhängig von der Witterung (vgl. Kap. 3.2), weshalb lange Zeitreihen notwendig sind, um Trends feststellen zu können. Besonders das „Dürrejahr“ 2018 führte in den Testgebieten zu überdurchschnittlich hohen Herbst- $N_{\min}$ -Werten (Abb. 96).

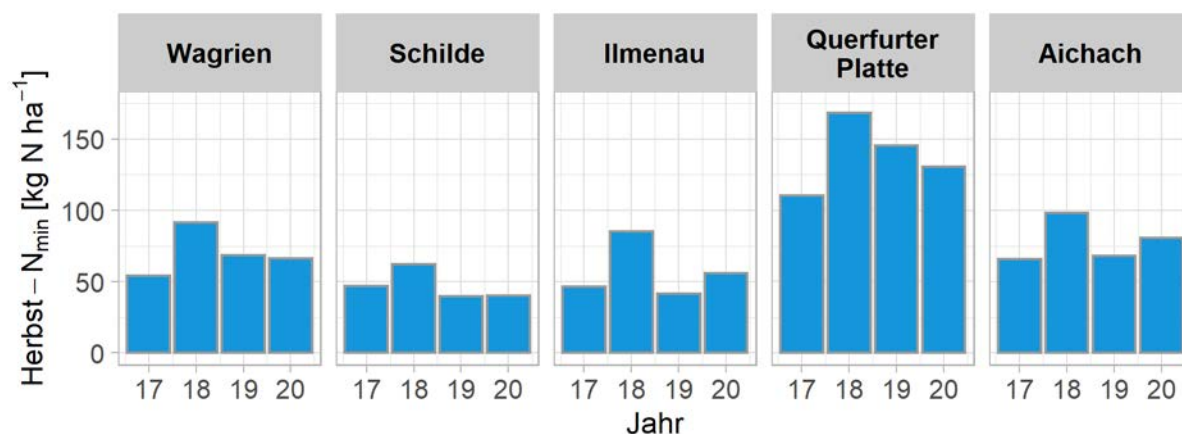


Abb. 96: Jährliche Mittelwerte der Herbst-N_{min}-Werte für jedes Testgebiet.

Die N_{min}-Werte stehen ebenso wie die N-Bilanzsalden in keinem unmittelbaren Zusammenhang zu den Sickerwasserkonzentrationen (Abb. 97). Die Daten unterliegen einer extremen Streuung, da sie von vielen unterschiedlichen Parametern beeinflusst werden, wie z.B. Bodeneigenschaften, Jahreseffekte durch Witterung, Anbaufrucht, Vorfrucht, Düngung etc. (vgl. Abb. 89). Bei weiterer Aufschlüsselung der Daten nach diesen Effekten werden aber Zusammenhänge zwischen N_{min}-Werten und Sickerwasserkonzentrationen erkennbar. In den Analysen mit Random Forest wurde ein deutlicher Einfluss der Herbst-N_{min}-Werte des Vorjahres auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gefunden (Abb. 90).

Trotz geringer direkter Zusammenhänge lassen sich unter bestimmten Voraussetzungen aus den Herbst-N_{min} Werten durch Verknüpfen mit Sickerwasserraten und unter der Annahme gleichmäßiger Tiefenverlagerung Nitratkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser prognostizieren (vgl. Kap.2.3.5). Zu diesem Zweck ist die N_{min}-Methode jedoch nicht für alle Standorte gleichermaßen geeignet (Zander *et al.*, 2015), wie auch aus den vorliegenden Ergebnissen deutlich wird. Besonders für feintexturierte Böden, in denen Makroporenfluss und/oder Denitrifikation auftreten, sind solche Abschätzungen nicht zufriedenstellend (Abb. 13 und Abb. 14).

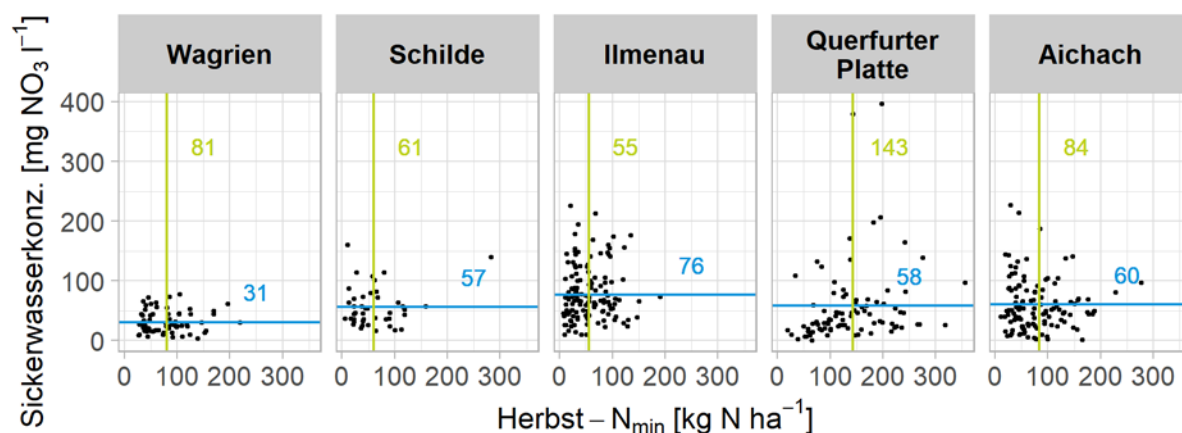


Abb. 97: Beziehung zwischen Herbst-N_{min}-Werten und Sickerwasserkonzentrationen aus den Tiefbohrmessungen (Mittelwerte über die Tiefe) nach Testgebiet für den Untersuchungszeitraum (2017-2020). Sickerwasserkonzentrationen wurden jeweils dem Schlagbilanzsaldo aus dem Vorjahr zugeordnet. Mittelwerte der Schlagbilanzsalden (grün) und der Herbst-N_{min}-Werte (blau).

Die Probennahmen und Analysen der N_{min}-Werte erfordern einen vergleichbar geringen Kostenaufwand. Für die gebietsübergreifende Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist es notwendig eine einheitliche Vorgehensweise bezüglich Beprobungszeitpunkt, Probengewinnung, Transport, Lagerung und Analyse umzusetzen. Während sich zwischen den Methoden der einzelnen Bundesländer zum Teil

Abweichungen zeigten (Steuer-Schoo *et al.*, 2020), konnte in diesem Demonstrationsvorhaben durch genaue und detaillierte Vorgaben im „Pflichtenheft zum stofflich-analytischen Frühindikatoren-Messprogramm im Demonstrationsvorhaben“ (auf Anfrage beim JKI erhältlich) eine valide Vergleichbarkeit erreicht werden. Durch zwei verdeckte Laborvergleiche zwischen den teilnehmenden Laboren wurde zudem die Übereinstimmung der Messergebnisse der einzelnen Labore bestätigt (vgl. Kap. 2.3.3.1).

3.4.4 Frühjahrs- und Ernte- N_{min} -Werte

Zur Abschätzung des N-Auswaschungspotenzials können die Frühjahrs- und Ernte- N_{min} -Werte nicht direkt verwendet werden. Frühjahrs- und Ernte- N_{min} -Werte stellen jedoch wichtige Begleitparameter für die Interpretation der unmittelbar relevanten Indikatoren dar. Der Frühjahrs- N_{min} -Wert dient der Düngeplanung und unterstützt durch die Betrachtung der Differenz zwischen Herbst- und folgendem Frühjahrs- N_{min} -Wert die Abschätzung der tatsächlich ausgewaschenen oder möglicherweise mineralisierten Mengen an mineralischem Stickstoff. Frühjahrs- und Ernte- N_{min} -Werte werden zudem für die Berechnung der Stickstoffeffizienz der angebauten Feldfrüchte verwendet.

Der Ernte- N_{min} -Wert ist insbesondere von Bedeutung bei der Interpretation der Herbst- N_{min} -Werte. Er zeigt an, wieviel mineralischer Stickstoff direkt nach der Ernte noch im Boden ist, wieviel also durch die angebaute Frucht verbraucht wird und wieviel Stickstoff z.B. durch Bodenbearbeitung oder Düngungsmaßnahmen bis zur Herbst- N_{min} -Beprobung hinzukommt oder durch Zwischenfruchtanbau dem Boden entzogen wird. Diese Faktoren müssen bei der Interpretation des Herbst- N_{min} -Wertes berücksichtigt werden. Nur unter Zuhilfenahme des Ernte- N_{min} -Wertes können diese Effekte auf den Herbst- N_{min} -Wert quantifiziert werden.

3.4.5 Nitrat-Tiefenprofile

Die Nitrattiefenprofile ermöglichen auf geeigneten Testflächen (keine Denitrifikation, gleichmäßige Sickerwasserverlagerung, unbedeutender Makroporenfluss) eine zuverlässige Ermittlung der tatsächlichen Sickerwasserqualität in der Dränzone unterhalb der Wurzelzone (Antony *et al.*, 2012). Auf solchen Flächen können die Nitrattiefenprofile zur Validierung der Nitratverlagerungsprognose aus Herbst- N_{min} -Werten dienen (Antony *et al.*, 2012). Sie können also das Auswaschungspotenzial aus den gemessenen Herbst- N_{min} -Werten bestätigen oder zeigen, dass weitere Einflussfaktoren wie Denitrifikation oder Makroporenfluss eine Rolle spielen. Die Nitrattiefenprofile können zum einen Auskunft geben über bewirtschaftungsbedingte Nitratfrachten vor Projektbeginn, zum anderen Änderungen während der Vorhabenlaufzeit aufzeigen. Daher sind gerade die Nitrattiefenprofile für das Demonstrationsvorhaben von besonderer Bedeutung.

Mit Hilfe von berechneten jahresspezifischen Sickerwassermengen, Austauschraten und Verlagerungstiefen können die Peaks der Nitrattiefenprofile unter der Annahme einer gleichmäßigen Tiefenverlagerung theoretisch spezifischen Sickerwasserjahrgängen zugeordnet und so zurückliegende Bewirtschaftungsjahre bewertet werden (vgl. Abb. 24). Dies war aber in der Regel nicht eindeutig möglich. Stattdessen überlagerten sich die Sickerwasserjahrgänge stark. In unseren Untersuchungen zeigte sich, dass Peaks in den Herbst- N_{min} -Werten in den Tiefbohrprofilen nur deutlich abgeschwächt oder gar nicht erkennbar waren. Dies ist unter anderem bedingt durch Dispersion und Diffusion während des Transports in tiefere Bodenschichten. Dadurch werden Jahreseffekte verwischt, und die Nitrat-Tiefenprofile zeigen eine „Glättung“ dessen was an der Oberfläche bzw. in der Wurzelzone passiert. Bei feintexturierten und stauwasserbeeinflussten Böden kam zudem Denitrifikation hinzu. Die mittlere jährliche Schwankungsbreite der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Abb. 98) war daher zahlenmäßig geringer als diejenige der Herbst- N_{min} -Werte (Abb. 96).

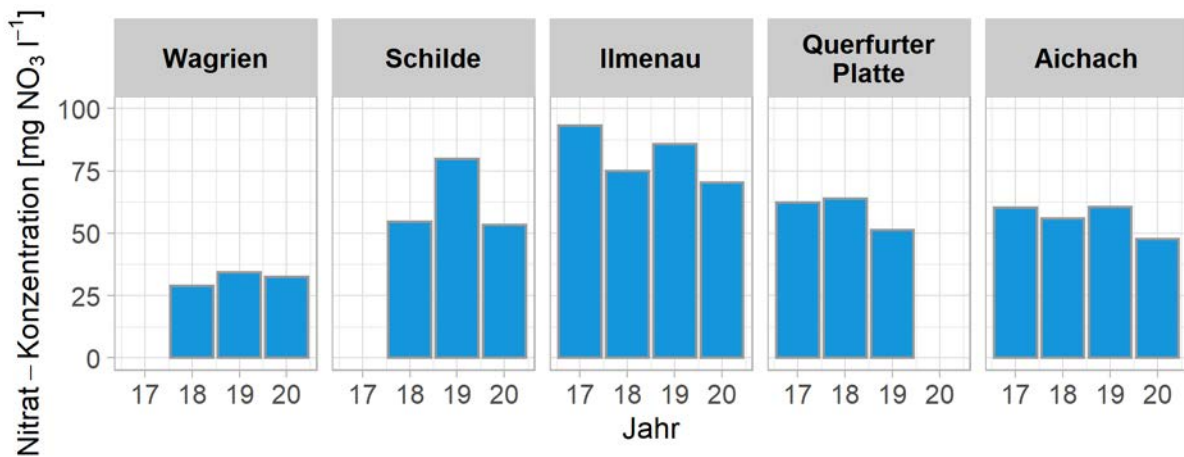


Abb. 98: Jährliche Mittelwerte der Nitratkonzentration in der Sickerwasserzone (120 – 300 cm Tiefe) für jedes Testgebiet.

Die Ergebnisse zeigen, dass das Niveau der Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser in den einzelnen Testgebieten sehr unterschiedlich war (Abb. 91, Abb. 98). Besonders niedrig waren die Nitratkonzentrationen im Mittel in Wagrien mit $31 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Es gab ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben (Abb. 91). Diese sind zum Teil durch die Standortgegebenheiten (z.B. Bodenart, Denitrifikationspotenzial) aber auch durch die Bewirtschaftung bedingt.

Wenn keine Denitrifikation erfolgt, ist anzunehmen, dass die mittlere Nitratkonzentration in der Sickerwasser-Dränzone derjenigen im neu gebildeten oxidativen Grundwasser entspricht. Die Bedeutung eines möglichen Nitratabbaus durch Denitrifikation unter nicht vollständig oxidativen Bedingungen in der Sickerwasser-Dränzone kann durch die tiefenbezogene Auswertung der Nitratkonzentrationen unter Zuhilfenahme von Sulfatkonzentrationen qualitativ beurteilt werden. Dies wurde vor allem auf einigen Flächen in Wagrien deutlich (Abb. 24).

Ein Nachteil des Indikators Nitrattiefenprofile ist der hohe Aufwand bei der Probennahme. Um statistisch abgesicherte Ergebnisse zu erhalten, muss eine ausreichend repräsentative Stichprobe pro Testschlag genommen werden. Durch präferenzielle Fließwege, insbesondere bei feintexturierten Böden, können die Ergebnisse mit hohen Unsicherheiten behaftet sein (Antony *et al.*, 2012). Dies wird auch deutlich durch die zum Teil sehr großen mittleren Abweichungen des Medians (MAD) auf einzelnen Testschlägen bei den Tiefbohrmessungen (vgl. Abb. 24 und Abb. 88).

3.4.6 Drainagemessungen

Auf stauwasserbeeinflussten landwirtschaftlich genutzten Standorten wird gestaut Wasser häufig durch Drainagen lateral abgeführt. Das so fortgeleitete Wasser spiegelt die Nitratkonzentration des aus der Wurzelzone verlagerten Sickerwassers wider. Die Messung der Nitratkonzentration im Drainagewasser (Drainagemessung) dient als Indikator für die Einschätzung von Veränderungen der Nitratgehalte in der Wurzelzone als Resultat von Bewirtschaftungsänderungen und ergänzt auf stauwasserbeeinflussten Standorten die Nitrattiefenprofile. Die Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse hängt in erheblichem Maße von der genauen Kenntnis des Einzugsbereiches und dessen Heterogenität, den bodenkundlichen, hydrologischen und hydrogeologischen Eigenschaften und möglichen Stoffumsatzprozessen ab (Zander *et al.*, 2015). Die Messwerte unterliegen hohen kurzfristigen, aber auch jährlichen Schwankungen, weshalb auch hier während der Sickerwasserperiode regelmäßige und langjährige Zeitreihen notwendig sind, um nachhaltige Veränderungen in der Nitrataustragsmenge zu erfassen.

In den Testgebieten Schilde und Wagrien sind die Testflächen in weiten Teilen drainiert. In Wagrien ist ein großer Teil der Testflächen durch Drainagebeprobungen abgedeckt, deswegen war hier ein Vergleich der Nitratkonzentrationen im Dränwasser und im Sickerwasser der Tiefbohrungen möglich. Die im Dränwasser gemessenen Nitratkonzentrationen waren mit $62 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ im Durchschnitt aller

Messwerte über den gesamten Untersuchungszeitraum doppelt so hoch wie die Nitratkonzentrationen in den Tiefenprofilen mit $31 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Dieser Unterschied wird auch bei der Betrachtung von Einzelmessungen deutlich (vgl. Abb. 23 und Abb. 24). Das zeigt, dass hier das Dränwasser einen wesentlichen Austragspfad darstellt. Somit sind in drainierten Gebieten die Dränwassermessungen unerlässlich, um die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Tiefbohrprofile zu interpretieren. Für eine zusätzliche Quantifizierung der Nitratfracht wäre es notwendig, die Abflussmenge zu messen und eine genaue Zuordnung zum Einzugsgebiet des jeweiligen Drainageausflusses zu kennen.

Die Messung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Dränwasser sowie weiterer Qualitätsparameter ist mit mäßigem Aufwand verbunden. Eine größere Schwierigkeit stellte hingegen die Zuordnung der Drainagemesspunkte zu bestimmten Flächen dar. Während auf den Testflächen in Wagrien das Drainagemessnetz gut dokumentiert und funktionsfähig war, zeigten sich viele Drainagen in der Schilde nicht intakt, und es fehlten Aufzeichnungen über die genauen Verläufe und somit die Möglichkeit das jeweilige Einzugsgebiet einzugrenzen. Die Interpretation der gemessenen Konzentrationen und vor allem die Zuordnung zu bestimmten Testschlägen war in diesem Testgebiet daher kaum möglich.

Tab. 9: Übersicht und Charakterisierung der getesteten Frühindikatoren zur Abschätzung der Sickerwassergüte.

Indikator (Verfahrensart)	Bezugsebene	Vorteile	Einschränkungen	Beitrag zum Monitoring
Hoftorbilanz (Kalkulatorisch)	Bodenoberfläche/ Betrieb	• Übersicht über Gesamtbetrieb • Vergleich von Betrieben • Plausibilisierung von Schlagbilanzen • Einfache Datenverfügbarkeit • Belegbasiert → hohe Datenqualität	• Datenverfügbarkeit um ein Dreivierteljahr verzögert • Nur indirekte Berechnung des Auswaschungspotenzials • Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen außerhalb der Düngung nicht berücksichtigt	• Übersicht Gesamtbetrieb • Plausibilitätsprüfung • Einfach zu erfassen • Mehrjährige Entwicklung
Schlagbilanz/ Fruchtbilanzen (Kalkulatorisch)	Bodenoberfläche/ Schlag	• Jährlicher rechnerischer N-Überschuss • Fruchtbilanz ableitbar • Schlaggenaue Abbildung der durchgeführten Maßnahmen • Erster Nachweis von Änderungen in der Düngung • Grundlage für Modellierung von Nitrat Auswaschung	• Aufwendige Datenerhebung, teils schlechte Datenqualität • Bewirtschaftungseffekte Zwischenfruchtanbau und Bodenbearbeitung nicht erfasst • Auswaschungspotenzial Herbsdüngung nicht erfasst • Mineralisationspotenzial des Bodens nicht berücksichtigt	• Abschätzung potenzielles Gefährdungspotenzial • Unterschiede in der Bewirtschaftung aufzeigbar • Unterschiede zwischen Fruchtarten aufzeigbar • Mehrjährige Entwicklung
Herbst N _{min} (Analytisch)	Wurzelzone	• Abbildung der realen residualen N-Menge zu Beginn der Auswaschungsperiode • Hohe Korrelation zur Sickerwassergüte • Relativ geringer Probennahme- und Analyseaufwand	• Momentaufnahme des Einzeljahres abhängig von der Witterung und Standortfaktoren • Zur Trendabsicherung längere Zeitreihen notwendig	• Bewertung akutes Gefährdungspotenzial • Summe der Einflussfaktoren eines Jahres: Standort, Witterung und Bewirtschaftung

Indikator (Verfahrensart)	Bezugsebene	Vorteile	Einschränkungen	Beitrag zum Monitoring
N _{min} Zeitreihen (Analytisch)	Wurzelzone	- Abbildung von Verläufen der N-Verlagerung und N-Mineralisation - Notwendig für die Kalibrierung und Validierung der Modellierung der Sickerwassermengen (AMBAV) - Ursache/ Wirkung von Bewirtschaftung und Mineralisation wird sichtbar	Höherer Aufwand bei der Probennahme	- Bestimmung der korrekten Probennahmezeitpunkte von Herbst- und Frühjahrs-N_{min} - Grundlage für prozessbasierte Modellierung - Direkte Maßnahmenwirkung sichtbar
Ernte-/ Frühjahrs-N _{min} (Analytisch)	Wurzelzone	- Abschätzung der tatsächlich ausgewaschenen Menge an mineralischem Stickstoff im Frühjahr - Ermittlung des Düngedarfs - Berechnung der Stickstoffeffizienz der Kulturen nach der Ernte - Abschätzung des N-Verlusts/ der N-Dynamik zwischen Ernte- und Herbst-N_{min}	- Indirekte Verbindung zur N-Auswaschung - Zusätzliche Probennahmezeitpunkte	- Ernte-N_{min} wichtig zur Interpretation des Herbst-N_{min} - Frühjahrs-N_{min} wichtig zur Abschätzung der tatsächlichen Auswaschung und des Düngedarfs
Nitrat-Tiefenprofile (Analytisch)	Sickerwasser-Dränzone	- Frühzeitige Erfolgskontrolle möglich - Rückblick auf vorhergehende Jahre möglich - Weniger abhängig von Witterungseinflüssen - Unter Berücksichtigung der Sickerwasserrate und Fruchtfolge können Rückschlüsse auf Zusammenhang der Nitrat-Frachten und Düngung abgeleitet werden	- Aussagekraft abhängig von Standortfaktoren (keine Denitrifikation, gleichmäßige Sickerwasserverlagerung, kaum Makroporenfluss) - Aufwendige Probennahme - Absicherung nachhaltiger Trends braucht längere Zeitreihen	- Zuverlässige Ermittlung der Sickerwasserqualität - Validierung der Nitratverlagerungsprognose
Drainagemessungen (Analytisch)	Sickerwasser-Dränzone	- Wesentlicher Nitrataustragspfad - Indikator für Nitrat in der Wurzelzone	- Meist unsichere Zuordnung zu Einzugsgebiet - Quantifizierung der Nitratfracht nicht möglich ohne Kenntnis der Abflussmengen	- Bewertung des Beitrags alternativer Austragspfade - Unterstützung Interpretation der Tiefenprofilmessungen

Indikator (Verfahrensart)	Bezugsebene	Vorteile	Einschränkungen	Beitrag zum Monitoring
				Wirkung von Maßnahmen auf die Nährstoffgehalte des Dränwassers
Schlagkarteidaten (Kalkulatorisch)	Bodenoberfläche Betrieb/Schlag	- Erfassung Detailinformation (z.B. Düngezeitpunkt) - Einfluss der Bewirtschaftungseffekte Zwischenfruchtanbau und Bodenbearbeitung können erfasst werden	Sehr aufwendige Datenerhebung, mit teils schlechter Datenqualität	- Analyse und Bewertung von Ursache-Wirkungsbeziehungen - Gesamtkontext

3.5 Fazit für das Frühindikatorsystem

Die Eignung der einzelnen Indikatoren wurde im Kapitel 3.4 diskutiert. Jeder Indikator für sich trägt wichtige Aspekte zum Monitoring der Nitratbelastung des Sickerwassers bei (vgl. Tab. 9). Die Indikatoren liefern jeweils einzeln jedoch keine hinreichende Aussagekraft.

Dies wird sehr eindrücklich deutlich dadurch, dass die einzelnen Indikatoren in keinem direkten Zusammenhang zueinander stehen (vgl. Abb. 91 bis Abb. 95 und Abb. 97) und die Interpretation jedes einzelnen Indikators häufig zu unterschiedlichen Ergebnissen führen würde. In vielen Beispielen in Kapitel 3.2 zeigen die drei Indikatoren Schlagbilanzsaldo, Herbst- $N_{\min}$ -Wert und Nitratkonzentration im Tiefbohrprofil schlüssige Zusammenhänge. Aber die Aussagen der einzelnen Indikatoren sind teilweise auch widersprüchlich, sodass erst die Betrachtung aller Indikatoren im Zusammenhang mit weiteren bodenklimatischen und bewirtschaftungsbedingten Faktoren ein schlüssiges Bild über die Nitratbelastungssituation liefert.

Es ist wichtig, Zusammenhänge zwischen den vielfältigen Einflussfaktoren auf die Nitratfracht zu erkennen. Dies ist nur möglich unter Einbeziehung möglichst vieler Parameter, darunter sowohl Standorteigenschaften wie Witterung, Bodenart, Humusgehalt, Denitrifikationspotenzial etc. als auch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Fruchtfolge, Anbau von Zwischenfrüchten, Düngemengen und -zeitpunkte, Bodenbearbeitung etc. So können durch weitere statistische Auswertungen wie z.B. die Random Forest Methode (vgl. Kap. 3.3) generelle Ursache-Wirkung-Beziehungen aufgezeigt und daraus Empfehlungen abgeleitet werden.

Die Betrachtung auf Einzelschlag- bzw. Betriebsebene (vgl. Kap. 3.2) bietet die Möglichkeit die erhobenen Indikatorwerte mit den beeinflussenden bodenklimatischen und bewirtschaftungsbedingten Faktoren qualitativ zu bewerten. Auf dieser Skala können die Prozesse und die Messwerte der einzelnen Indikatoren im Zusammenhang detailliert analysiert und erklärt werden. Sowohl bewirtschaftungsspezifische Maßnahmen wie Düngereinsatz, Fruchtfolgen etc., die von den LandwirtInnen bestimmt werden, lassen sich auf dieser Skala untersuchen, als auch standortspezifische Einflussfaktoren. So können einzelne Betriebe, die unter ähnlichen Standortbedingungen wirtschaften, miteinander verglichen werden. Zudem kann bewertet werden, welche Bewirtschaftungskonzepte unter den gegebenen standörtlichen Voraussetzungen am erfolgreichsten bezüglich einer möglichst geringen Nitratbelastung sind.

Für das Nitratmonitoring wurden die Herbst- $N_{\min}$ -Werte und Tiefbohrungen als wichtigste Indikatoren identifiziert, da sie das tatsächliche Nitratverlagerungspotenzial widerspiegeln, das sich aus dem Zusammenwirken der Standortfaktoren und der Bewirtschaftung ergibt. Die Nitratkonzentrationen in den Tiefenprofilen werden jedoch auch von Denitrifikation und präferenziellem Fluss beeinflusst, sodass sie je nach Standorteigenschaften nicht ausschließlich das Resultat der Bewirtschaftung anzeigen. Wie genau die Nitrattiefenprofilkonzentrationen die Nitratkonzentrationen im Grundwasser widerspiegeln, hängt unter anderem von der Entfernung des Grundwasserkörpers von der Geländeoberkante sowie möglicher Denitrifikation in der Sickerwasserzone ab.

Die Schlagbilanzen hingegen zeigen Änderungen der Bewirtschaftung, i.e., der Düngemenge als erstes an und haben den weiteren Vorteil als Grundlage für prozessorientierte Modellierungen und damit weiterführende Extrapolationen der Daten verwendet zu werden. Die hier einfließenden Daten sind zudem unerlässlich für die Interpretation der analytischen Indikatoren.

4 Bezug zur Düngeverordnung 2017

Mit der Novellierung der DüV im Jahre 2017 wurden insgesamt deutliche Verschärfungen bezüglich der Anforderungen im Düngerecht eingeführt. So ist laut BMEL (2016) bei ausreichender Umsetzung der Vorgaben in der Praxis von einer positiven Umweltwirkung der Maßnahmen auszugehen. Nachfolgend soll die Wirkung ausgewählter Maßnahmen der DüV, 2017 mit Blick auf die Ergebnisse aus dem Demonstrationsvorhaben eingeschätzt oder soweit möglich bereits sichtbare Änderungen aufgezeigt werden. Zudem wird die Möglichkeit zur Nutzung des entwickelten Indikatorensystems im Rahmen des durch die EU-Kommission geforderten Wirkungsmonitorings und den damit verbundenen jährlichen Berichtspflichten erörtert. Ziel ist es, in kurzen Zeiträumen Aussagen über die Wirkung der Maßnahmen der Düngeverordnung (DüV, 2017) zu gewinnen und bei möglichen Defiziten gezielt nachsteuern zu können.

4.1 Vorläufige Abschätzung der Wirkung ausgewählter Maßnahmen der novellierten Düngeverordnung 2017

Die Herbstdüngung wurde in der novellierten DüV, 2017 eingeschränkt durch die Ausweitung der Sperrfrist sowie die weitere Absenkung der maximal zulässigen Stickstoffgaben nach der Ernte der Hauptfrucht zu Zwischenfrüchten, Winterraps, Wintergerste und mehrjährigem Feldfutter bis 01.10. Die Ergebnisse der Indikatoren zeigen sehr deutlich, dass diese Einschränkung der Herbstdüngung auf den in den Untersuchungen einbezogenen Ackerbaubetrieben bereits deutlich wirksam werden konnte. In allen Testgebieten mit Ausnahme der Schilde, wo bereits vor der DüV-Novelle im Herbst wenig gedüngt wurde, waren vor der Novelle mitunter Stickstoffgaben im Herbst von mehr als 60 bzw. 80 kg Gesamtstickstoff je ha, sowohl mineralisch als auch organisch, üblich. Des Weiteren wurden abgesehen von der Wintergerste auch Wintergetreide und andere Früchte mit vergleichsweise geringem Stickstoffbedarf im Herbst obligatorisch gedüngt. Auch die sogenannte Strohdüngung, welche in der Regel ausschließlich mit Wirtschaftsdüngern und Gärresten erfolgte, ohne dass ein konkreter Pflanzenbedarf vorlag, wird durch die neuen Regelungen zur Düngebedarfsermittlung und durch die Sperrfristen wirksam unterbunden.

Aufgrund der Ausrichtung des Projektes auf Marktfruchtbetriebe mit vergleichsweise geringem Wirtschaftsdüngereinsatz sind Maßnahmen, die auf die Anwendung von organischen Wirtschaftsdüngern sowie Gärresten abzielen anhand der gewonnenen Ergebnisse nur eingeschränkt bewertbar. Hierzu werden im Folgeprojekt „Multiparametrisches Monitoring von Nitratfrachten in der Landwirtschaft (MoNi)“ durch die Einbeziehung neuer Testgebiete mit umfangreicher Tierhaltung und hohem Wirtschaftsdüngeraufkommen umfangreiche Erkenntnisse erwartet.

Durch die verbindliche Düngebedarfsermittlung müssen herbstliche Düngergaben zudem zu gewissen Anteilen im Frühjahr in Abzug gebracht werden, was den Gesamtstickstoffeinsatz nochmals senkt. Es ist wissenschaftlich erwiesen, dass die Stickstoffausnutzung aus Wirtschaftsdüngern und Gärresten im Sommer oder auch Herbst aufgrund der verzögerten Wirksamkeit des organischen Anteils wesentlich geringer ausfällt als bei einer Anwendung im Frühjahr. Die Ergebnisse der Indikatoren zeigen, dass durch die genannten neuen Regelungen die Anwendung der Wirtschaftsdünger weitgehend ins Frühjahr verschoben wurde, dies wird mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer deutlich besseren N-Ausnutzung und einer entsprechend geringeren Nitrat-Belastung des Sickerwassers führen.

So zeichnet sich z.T. bei den Betrieben bereits ein deutlicher Rückgang der herbstlichen Düngeraufwendungen im Untersuchungszeitraum (2017-2020) gegenüber dem Rückerhebungszeitraum (2013-2016) ab. Bei anderen Betrieben ist aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraumes noch von einem späteren deutlichen Rückgang der herbstlichen Stickstoffgaben auszugehen.

Die verbindlichen Vorgaben zur Düngebedarfsermittlung im Frühjahr werden auf den Betrieben voraussichtlich zu einer besseren Berücksichtigung bereits vorhandener mineralischer Stickstoffmengen im Boden und somit insgesamt geringeren Stickstoffgaben führen. Hier besteht den

Indikatoren zufolge besonders in den Gebieten Querfurter Platte, Aichach und Wagrien mitunter deutliches Einsparpotenzial.

Abgesehen von den aufgeführten Änderungen des Düngerechts werden die Auswirkungen der Summe der Maßnahmen mit Blick auf eine Verringerung des Stickstoffeinsatzes und einer Steigerung der Stickstoffausnutzung erst in den kommenden Jahren in den Bilanz- und Messwerten des Indikatorensystems sichtbar werden können. Auf die länderspezifisch gewählten Maßnahmen in Gebieten nach §13 wird daher an dieser Stelle aufgrund der bislang sehr kurzen Wirkzeiträume seit Einführung der Landes-Düngeverordnungen im Jahr 2019 nicht weiter eingegangen.

Letztlich wird die Wirkung der einzelnen Maßnahmen der DüV, 2017 jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit deutlich durch die erneute Novellierung im Jahr 2020 und die darin vereinbarten wesentlichen Verschärfungen überprägt werden.

5 Wissenstransfer

5.1 Nutzung des Indikatorensystems im Rahmen der Nitratberichterstattung und des Wirkungsmonitorings

Die Ergebnisse des Demonstrationsvorhabens (Messprogramm und Studie) weisen auf eine hohe Eignung des entwickelten Indikatorensystems bei der Bewertung der Wirksamkeit grundwasser-schonender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf einzelbetrieblicher Ebene hin. Dabei wird das Monitoringsystem auf derselben Skala angewendet, auf der auch die DüV ihre Wirkung entfalten soll. Das Messsystem erlaubt es bewirtschaftungsbedingte von standortbedingten Nitratfrachten zu unterscheiden, diese jeweils zu quantifizieren, Prognosen über den Beitrag des landwirtschaftlichen Managements zur Grundwassergefährdung abzugeben, Wirkungen von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenpaketen abzuschätzen und Verbesserungspotenziale aufzuzeigen. Dies sind essenzielle Säulen bei der zukünftigen Nitratberichterstattung, wenn es darum geht die Wirksamkeit der DüV evidenzbasiert und mit Hilfe statistischer Absicherung zweifelsfrei zu belegen, lange bevor Veränderungen an den Grundwassermessstellen erfasst werden. So werden weitere Klageverfahren seitens der EU oder Umwelt- und Verbraucherverbände unterbunden.

Die Indikatoren liefern einzeln betrachtet sehr häufig widersprüchliche, aber keineswegs unzutreffende Aussagen. Wird sich beispielsweise auf die Senkung von Bilanzüberschüssen fokussiert, zeigt sich, dass diese Zielgröße in einigen Regionen, in denen Rückrechnungen weniger als 30 kg N ha^{-1} als zulässigen Überschuss konstatieren, teilweise an ihre Grenze stößt. Die N-Bilanzen liegen mitunter bereits darunter oder sind negativ. Nur in der Gesamtsicht kann eine valide Aussage über die Nitratauswaschung erreicht werden. Dies wird besonders am Beispiel des Testgebiets Querfurter Platte deutlich. Hier greifen Maßnahmen, welche keine direkte Kopplung zur Schlagbilanz aufweisen, aber wichtig und wirksam sein können. So zeigt sich z.B. die Wirkung der Herbstdüngung, denn der Zeitpunkt der Düngung taucht in den Schlagbilanzen nicht auf. Die Verlagerung der Düngung ins Frühjahr wird voraussichtlich ebenfalls einen positiven Effekt haben, zeigt sich aber nicht in den Schlagbilanzen. Die Zwischenfruchtwirkung kann in Schlagbilanzen nicht oder bestenfalls indirekt abgebildet werden. Auch die Wirkung der Bodenbearbeitung wird in Bilanzen nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen in einigen Gebieten, dass die Bodenbearbeitung nach der Ernte mitunter quantitativ bedeutsamer für die Nitratfrachten ist als eine reduzierte Düngermenge im Frühjahr. Auch der Anbau von Kartoffeln und Silomais ist klassischerweise mit eklatanten Fehlabbildungen der Überschüsse durch Bilanzen verbunden. Dies trifft auch bei intensiver organischer Düngung oder allgemein hohem Mineralisierungspotenzial zu. Die Bewässerung wird auf bedeutenden Flächenanteilen in Deutschland angewendet und führt zu Nährstoffauswaschungen in der Vegetation, welche durch Schlagbilanzen nicht abgebildet werden können.

Die Ergebnisse des Indikatorensystems zeigen, dass beim Vergleich von Betrieben mit ansonsten ähnlicher Faktorausstattung häufig erhebliche Unterschiede beim betriebsspezifischen Stickstoff-Management vorliegen und diese sich entsprechend unterschiedlich auf die Sickerwasserqualität auswirken können. Darüber hinaus ist das Indikatorensystem und dessen Anwendung im Sinne des Verursacherprinzips besonders wertvoll, da die LandwirtInnen einen direkten und klaren Bezug zwischen dem eigenen Handeln und den Nitratemissionen erkennen und die Zahlen direkt in die eigene Praxis transferieren können.

Das Demonstrationsvorhaben mit stofflich-analytischen und rechnerisch-kalkulatorischen Indikatoren schafft perspektivisch die Grundlagen für harmonisierte und wissenschaftsbasierte Datenerhebungen und Monitoringprogramme, welche zusätzlich zu den Erhebungen im Grundwassermessnetz im Rahmen der Nitratberichterstattung die aktuelle Situation der Nitratbelastung abbilden können. Dazu ist die Anwendung und Überprüfung des Indikatorensatzes in weiteren Testgebieten mit anderen Betriebsstrukturen und Standortverhältnissen erforderlich. Die Ergebnisse aus den Bundesländern weisen darauf hin, dass ein effizientes Nitratmonitoring auf Basis sowohl kalkulatorischer als auch

stofflich-analytischer Indikatoren geeignet ist, zeitnah und belastbar die Auswirkungen von geänderten Düngeregeln abzubilden.

5.2 Informationsmaterialien / Internetauftritt

Die Internetseite des Demonstrationsvorhabens ist seit dem 26.02.2019 unter Wissensportale-JKI aufrufbar. Eine weitere Darstellung der Arbeit des Demonstrationsvorhabens ist seit 18.03.2019 auf den „Boden“-Internetseiten des BMEL verfügbar.

<http://nitrat-boden.julius-kuehn.de/>

<https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/bodenschutz/frueherkennung-nitratfrachten.html>

Die im Rahmen des Vorhabens erstellte Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“ (Stever-Schoo *et al.*, 2020) ist unter folgendem Link abrufbar:

<https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI/issue/view/2375>.

Die Veröffentlichung weiterer Ergebnisse in Fachzeitschriften ist in Vorbereitung.

6 Zusammenfassung

Die Entwicklung der Nitratbelastung im Grundwasser und die Bewertung der Wirksamkeit entsprechender gewässerschonender Maßnahmen werden in Deutschland anhand eines repräsentativen Grundwassermessnetzes überwacht. Veränderungen in den Nitratfrachten, wie sie z.B. durch die jüngeren Anpassungen der Düngegesetzgebung erwartet werden, können damit aufgrund häufig langer Transportwege jedoch nicht kurzfristig und auch nicht ursachenspezifisch festgestellt werden.

Ziel des Demonstrationsvorhabens war es daher, ein Monitoringkonzept zu entwickeln, mit dem Nitratfrachten in Richtung Grundwasser von ackerbaulich genutzten Standorten bereits auf dem Schlag bzw. dem Betrieb erfasst werden können. So sollten Änderungen in der Nitratbelastung in Praxisbetrieben mithilfe sogenannter Frühindikatoren aus der Trinkwasserschutzberatung zeitnah sichtbar gemacht und dadurch die Wirksamkeit des deutschen Aktionsprogramms zur Umsetzung der Nitratrichtlinie umfassender bewertet werden. Das zu erarbeitende und zu prüfende Monitoringkonzept sollte bundesweit einheitlich, einfach anwendbar und praxistauglich sein, um langfristig in ein bundesweites Nitratmonitoring integriert werden zu können und zur Nitratberichterstattung gegenüber der EU beizutragen.

Zunächst wurden Ergebnisse, Erfahrungen und Erkenntnisse über die Eigenschaften, die Eignung und den Nutzen möglicher Frühindikatoren zum Monitoring von Nitratfrachten zusammengetragen. Hierfür wurden Informationen aus dem Grund- und Trinkwasserschutz der Bundesländer und der Nachbarstaaten Niederlande und Dänemark in einer ausführlichen Literaturstudie zusammengefasst.

Parallel wurde ein Set von bewährten Frühindikatoren aus dem Grund- und Trinkwasserschutz zusammengestellt, deren Anwendung und Eignung im Vorhaben zu prüfen war. Die getesteten Frühindikatoren waren Stickstoffhoftor- und -schlagbilanzen, Fruchtbilanzen, Herbst- $N_{\min}$ -Werte, Nitrattiefbohrprofile und Drainagemessungen. Zusätzlich wurden Frühjahr- und Ernte- $N_{\min}$ -Werte sowie 14-tägige $N_{\min}$ -Werte im Winterhalbjahr gemessen. Für eine möglichst umfassende und fundierte Interpretation der Ergebnisse wurden außerdem relevante Bodenparameter, Wetterdaten und detaillierte Bewirtschaftungsdaten erhoben.

Die Frühindikatoren wurden in fünf Testgebieten auf 48 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 576 Testschlägen angewendet und überprüft. Hierbei wurde der Fokus zunächst auf Marktfruchtbetriebe mit geringem Einsatz organischer Düngemittel bzw. auf Standorte ohne langjährige organische Düngung gelegt, um die Reaktion der Indikatoren vornehmlich auf den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erfassen. Die fünf Testgebiete liegen über Grundwasserkörpern, die hohe Nitratgehalte oder eine Tendenz zu hohen Nitratgehalten aufwiesen. Die teilnehmenden Landwirtschaftsbetriebe verteilten sich auf je sechs Betriebe in den Testgebieten „Wagrien“ in Schleswig-Holstein und „Schilde“ in Mecklenburg-Vorpommern und je 12 Betriebe in den Testgebieten „Ilmenau, Lockergestein rechts“ in Niedersachsen, „Querfurter Platte“ in Sachsen-Anhalt und „Vorlandmolasse Aichach“ in Bayern. Jeder Betrieb stellte 12 Testflächen für das Messprogramm sowie erforderliche Bilanzgrund- und Betriebsdaten für die Ermittlung von periodenechten Stickstoffbilanzen zur Verfügung. Die Stickstoffbilanzen wurden rückwirkend ab 2013 bis zur Ernte 2020 erhoben. Die analytischen Messungen erfolgten von der Ernte 2017 bis zum Frühjahr 2021.

Die Auswertung der Daten wurde in zwei Kernbereiche aufgeteilt:

- 1) In einzelbetrieblichen Analysen wurden der Ist-Zustand der Nitratüberschüsse und die zeitliche Entwicklung auf Betriebs- und Einzelschlagebene ausgewertet, um qualitative und quantitative Aussagen zu Ursache-Wirkung-Beziehungen zu machen. Hier greifen die Maßnahmen der DüV, und die Bedeutung des individuellen betrieblichen Managements wird deutlich.
- 2) In aggregierten Betrachtungen wurden auf Testgebietsebene sowie unter Nutzung des Gesamtdatensatzes Zusammenhänge zwischen den Frühindikatoren selbst sowie der Zusammenhang der Indikatoren mit Standortfaktoren und betrieblichen Managementmaßnahmen untersucht.

Die Betrachtung der Indikatoren und der zugrundeliegenden Zusammenhänge auf Einzelschlägen und Betrieben ermöglichte eine detaillierte Interpretation der gemessenen und berechneten Indikatorwerte unter Berücksichtigung der beeinflussenden bodenklimatischen und bewirtschaftungsbedingten Faktoren. Dabei wird das Monitoringsystem auf derselben Skala angewendet, auf der auch die Düngeverordnung ihre Wirkung entfalten soll. So konnten die einflussnehmenden Prozesse detailliert analysiert und erklärt werden sowie die Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen wie z.B. Fruchtfolgen, Zwischenfruchtanbau, Herbstdüngung etc. auf die potenziellen Nitratfrachten bewertet werden. Es zeigte sich, dass bei Betrieben mit ansonsten ähnlicher Faktorausstattung häufig erhebliche Unterschiede beim betriebspezifischen Stickstoff-Management vorlagen und dass diese sich entsprechend unterschiedlich auf die Sickerwasserqualität auswirkten. Die LandwirtInnen konnten durch die Anwendung des Indikatorsystems im Sinne des Verursacherprinzips somit einen direkten und klaren Bezug zwischen dem eigenen Handeln und den Nitratemissionen erkennen und mögliche Handlungsoptionen ableiten.

Die Ergebnisse des Demonstrationsvorhabens (Messprogramm und Studie) zeigen insgesamt eine gute Eignung des entwickelten Indikatorensystems für die Bewertung der Wirksamkeit grundwasserschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf einzelbetrieblicher Ebene. Stickstoff-Hoftorbilanzsalden ermöglichen die objektive Darstellung von gesamtbetrieblichen Stickstoffüberschüssen. Schlagbilanzen bilden die tatsächlich durchgeführten Düngemaßnahmen ab und können herangezogen werden, um den Erfolg von Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffsalden nachzuweisen. Aus den Schlagbilanzen können zudem Fruchtbilanzen berechnet werden, um fruchtartsspezifische Aussagen und Vergleiche durchzuführen. Die Herbst- N_{min} -Werte zeigen das tatsächliche Stickstoff-Auswaschungspotenzial in der Wurzelzone vor Beginn der Sickerwasserperiode an und repräsentieren die Summe der zusammenwirkenden Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren. Die Nitrattiefenprofile ermöglichen auf geeigneten Testflächen eine Ermittlung der tatsächlichen Nitratkonzentration des Sickerwassers in der sogenannten Sickerwasser-Dränzone unterhalb der Wurzelzone und vermitteln einen ersten Eindruck über die sich in Richtung Grundwasser verlagernde Nitratfracht.

Die alleinige Betrachtung einzelner Indikatoren war jedoch häufig nicht hinreichend aussagekräftig für die Beschreibung der gebietsspezifischen Zusammenhänge und der Wirkung einzelner Maßnahmen. So wurden mitunter lediglich schwache, quantitative Zusammenhänge zwischen den einzelnen Indikatoren beobachtet. Vielmehr lieferten die erhobenen Zielvariablen im Vergleich häufig widersprüchliche, aber keineswegs unzutreffende Aussagen. Ein bestimmter durchschnittlicher Stickstoffsaldo der Schlagbilanzen führte beispielsweise in jedem Testgebiet zu einem anderen durchschnittlichen Herbst- N_{min} -Wert. Die Ergebnisse zeigen, dass die gleichzeitige Betrachtung mehrerer Indikatoren (Schlagbilanzsalden, Herbst- N_{min} -Werte, Nitrattiefenprofile) notwendig ist, um eine aussagekräftige Einschätzung des Nitratauswaschungspotenzials in Richtung Grundwasser und des dabei wirkenden Einflusses von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren geben zu können. Nur die Gesamtbetrachtung aller im System einbezogenen Frühindikatoren ermöglicht Prognosen über den Beitrag des landwirtschaftlichen Managements zur Grundwassergefährdung, die Einschätzung der Wirkung von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenpaketen sowie die Identifizierung von Verbesserungspotenzialen.

Mit Blick auf die Wirkung der novellierten Düngeverordnung des Jahres 2017 konnten einzelbetrieblich bereits erste Effekte beobachtet werden, wie z.B. eine deutliche Reduzierung der Herbstdüngung innerhalb des Erhebungszeitraumes. Die Maßnahmenwirkung zeichnet sich dabei unmittelbar in veränderten N_{min} -Werten sowie Stickstoff-Schlagbilanzen ab. Hingegen ist damit zu rechnen, dass sich die Wirkung mit zunehmender Entfernung von der Wurzelzone in Richtung Sicker- und Grundwasser erst mit gewisser zeitlicher Verzögerung bemerkbar machen wird, unter anderem aufgrund der Pufferkapazität der Böden. Dies verdeutlicht, dass die Integration des Frühindikatorenmessprogramms zur möglichst frühzeitigen und evidenzbasierten Prüfung der Maßnahmenwirkungen in Verbindung mit einem Testgebietsnetz zukünftig bei der Nitratberichterstattung von besonderem Nutzen sein könnte.

Das Demonstrationsvorhaben mit stofflich-analytischen und rechnerisch-kalkulatorischen Indikatoren schafft perspektivisch die Grundlagen für harmonisierte und wissenschaftsbasierte Datenerhebungen und Monitoringprogramme, welche zusätzlich zu den Erhebungen im Grundwassermessnetz im Rahmen der Nitratberichterstattung die aktuelle Situation der Nitratbelastung abbilden können. Dazu ist die Anwendung, Weiterentwicklung und Überprüfung des Indikatorensystems in weiteren Testgebieten mit anderen Betriebsstrukturen und Standortverhältnissen zu empfehlen. Zudem sind längerfristige Zeitreihen der Indikatorwerte notwendig, um Entwicklungen und Trends in der Bewirtschaftung sowie den daraus resultierenden Nitratfrachten sichtbar zu machen.

7 Literatur

- Ackermann, A., Heidecke, C., Hirt, U., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Mahnkopf, J., Schott, M., Tetzlaff, B., Venohr, M. und Wendland, F. (2015), Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen, *Thünen Report*, 37, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005), Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). 5. Auflage, Schweizerbart'sche, E., Hannover.
- Alscher, G., Ballering, J., Ebbeler, G., Gerbaulet, P., Hüsemann, A., Janßen, A., Kalthoff, U., Karl, K., Kassau, R., Kauka, A., Kirschbaum, S., Mindermann, B., Schlett, G., Schulte-Übbing, S. und Schmitz, W. (2017), Umsetzung des Beratungskonzepts Wasserrahmenrichtlinie: *Bezugszeitraum 01.01.2016 – 31.12.2016*. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LWK NRW) (Hrsg.).
- Alscher, G., Clauswitz, K., Dücker, R., Ebbeler, G., Gerbaulet, P., Janßen, A., Kalthoff, U., Karl, K., Kassau, R., Kauka, A., Lörcks, H., Schulte-Übbing, S. und Schmitz, W. (2016), Umsetzung des Beratungskonzeptes Wasserrahmenrichtlinie: *Bezugszeitraum 01.01.2015 - 31.12.2015*. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. (Hrsg.).
- Antony, F., Gödecke, B. und Hagemann, K. (2012), Untersuchung des mineralischen Stickstoffs im Boden: *Empfehlungen zur Nutzung der Herbst-Nmin-Methode für die Erfolgskontrolle und zur Prognose der Sickerwassergüte*, Grundwasser Band 8. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (Hrsg.).
- Apel, B., Cremer, N., Dunajtschik, S., Lüttgens, B., Quas, M., Schindler, R., Schöler, B., Schubert, B. und Winkelmann, J. (2011), Effizienzkontrolle zum Beratungskonzept der Landwirtschaftskammer (Chemischer Zustand von Grund- und Oberflächengewässern) zur Umsetzung der EG- Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LWK NRW) (Hrsg.).
- Bach, M. und Frede, H.-G. (2005), Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoff-Bilanzen. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement (Hrsg.), Gießen.
- Bach, M., Godlinski, F. und Greef, J.M. (2011), Handbuch - Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland. Jahre 1990 - 2008, *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* 159. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Braunschweig, Deutschland (JKI) (Hrsg.), Braunschweig.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2019), Nitratmonitoring in Bayern, pers. Mitteilung, 7.3.2019.
- Bechtel, A. (2008), Abschätzung regionaler Nitratreinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten, Dissertation, *Schriftenreihe des SWW*, 130, Verl. Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. und Wendland, F. (2003), Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands, *Texte* 82. Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.).
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. und Thorling, L. (2016), Landovervågningsoplande 2015: *NOVANA, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi*, 205.
- Breiman, L. (2001), "Random Forests", *Machine Learning*, Vol. 45 Nr. 1, S. 5–32.
- BÜK 50 NIBIS® Kartenserver (2020), Bodenkundliche Übersichtskarte im Maßstab 1:50000. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover (Hrsg.).
- Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (2003), Nährstoffverluste: *aus landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis*. Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.), Frankfurt am Main.
- Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2017), Nitratbericht 2016: *Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft*. Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.).
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2016), Umweltbericht im Rahmen der Strategischen Umweltprüfung: *Nationales Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung*

- durch Nitrat – Teilprogramm zur Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.), Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.) (2019), Statistischer Monatsbericht, 06.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.) (2020), Statistischer Monatsbericht, 6.
- Christel, W., Thorling, L., Müller-Wohlfeil, D.-I. and Fogt, C. (2017), Nitratmonitoring in Dänemark, pers. Mitteilung, 23.8.2017.
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (Hrsg.) (2002), Klimastatusbericht 2001: *Das Klima Deutschlands im 20. Jahrhundert Extreme Wetter- und Klimaereignisse im 20. Jahrhundert Aktuelle Ergebnisse des Klimamonitorings*, Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach.
- Drechsler, H. (1992), "Reduktion des Stickstoffs aus dem Überschuss-N-Eintrag agrarischer Ökosysteme beim Transport durch die Böden ins Grundwasser", Dissertation, Uni Göttingen, Göttingen, 1992.
- DüV (1996). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung): *DüV, Bundesgesetzblatt* Nr. Teil II Nr. 6, S. 118.
- DüV (2007). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV): *DüV, Bundesgesetzblatt* Nr. 1, 221-246.
- DüV (2017). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Düngeverordnung: *DüV, Bundesgesetzblatt*, Vol. 1 Nr. 32, S. 1305–1348.
- DüV (2020). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV): *DüV, Bundesgesetzblatt* Nr. 1, 846-891.
- Eden, T., Melzer, O., Markus Quirin und Friedrich Rathing (2017), Gewässerschutzberatung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie: *Bericht über den ersten Bewirtschaftungszeitraum 2010-2015, Wasserrahmenrichtlinie* Band 11. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (Hrsg.), Hannover.
- Eulenstein, F., Cremer, N., Schindler, R. and Pickert, J. (2018), "Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer und Grundwasser in Deutschland auf Basis bundesweiter Auswertungen", *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Vol. 11 Nr. 6, S. 316–324.
- EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG). Europäisches Parlament und Europäischer Rat, Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen: *EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG)*, URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/2008-12-11>.
- Finck, M. (2017), Gewässerschutzberatung aus Sicht der Behörden und Forschungseinrichtungen: Ergebnisse, Erfolgskontrolle, Perspektiven, DVGW-Fortbildung Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft - Erfolge, Möglichkeiten und Grenzen, Bonn.
- Finck, M. und Stahr, K. (2012), N-MASSENBILANZ zur Quantifizierung von N-Umsetzungsprozessen, *VDLUFA-Schriftenreihe* 68.
- Fraters, B., Leeuwen, T.C. van, Reijs, J.W., Boumans, L.J.M., Aarts, H.F.M., Daatselaar, G.H.G., Doornewaard, G.J., Hoop, D.W. de, Schröder, J.J., Velthof, G. und Zwart, M.H. (2007), Agricultural practice and water quality on farms benefiting from derogation: *Design and organisation of the monitoring network for 2006-2009 and annual reports from 2008 onwards*, *RIVM Report* 680717002/2007, Wageningen.
- Fraters, D., Kovar, K., Grant, R., Thorling, L. und Reijs, J.W. (2011), Developments in monitoring the effectiveness of the EU nitrates Directive Action Programmes: *Results of the second MonNO3 workshop, 10-11 June 2009*, *RIVM Report* 680717019.
- Gebel, M., Halbfuß, S., Bürger, S. und Uhlig, M. (2018), Stoffbilanz. Modellerläuterung. Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung bR (GALF) (Hrsg.).
- Goffau, A. de, Leeuwen, T.C. van, Ham, A. van den, Doornewaard, G.J. und Fraters, B. (2012), Minerals Policy Monitoring Programme Report 2007-2010: *Methods and Procedures*, *RIVM Report* 680717018/2012, Wageningen.
- Grimm-Strele, J., Casper, M., Dijk, P. van, Finck, M., Gudera, T. and Korte, S. (2008), "Der Modellverbund MoNit zur Simulation der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben", *Wasser Wirtschaft*, Nr. 1-2, 55-59.

- Hastie, T., Tibshirani, R. und Friedman, J.H. (2009), *The elements of statistical learning: Data mining, inference, and prediction, Springer series in statistics*. Second edition, Springer, New York.
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L. und Breuer, L. (2019), Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017: *Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen*, Abschlussbericht, *Texte 131/2019*. Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.).
- Heidecke, C., Hirt, U. und Kreins, P. (2015), Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser, *Thünen Report*, 21, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Heyn, J. und Olf, H.-W. (Hrsg.) (2018), Wirkungen reduzierter N-Düngung auf Produktivität, Bodenfruchtbarkeit und N-Austragsgefährdung – Beurteilung anhand mehrjähriger Feldversuche, *VDLUFA-Schriftenreihe*, 72/2018, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Holthausen, H., Steinmann, F., Schlüter, K.D., Taube, F., Ketelsen, H. und Vogel, W. (Hrsg.) (2003), Landwirtschaft und Grundwasser: *Dokumentation der Veranstaltung im LANU am 11. Dezember 2001, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein* H, 10, Flintbek.
- Horstkötter, M., Burkhard Gödecke und Karl Könecke (2015), Erfolgskontrolle von Grundwasserschutzmaßnahmen mit Hoftorbilanzen eines Referenzbetriebsnetzes außerhalb der Trinkwassergewinnungsgebiete und der WRRL-Beratungskulisse, *Grundwasser* Band 25. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (Hrsg.).
- Hülsbergen, K.-J., Maidl, F.-X., Forster, F. und Püchlmaier, J. (2017), Minderung von Nitratausträgen in Trinkwassereinzugsgebieten durch optimiertes Stickstoffmanagement: *am Beispiel der Gemeinde Hohenthann (Niederbayern) mit intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung*, Forschungsbericht.
- Hyndman, R., Athanasopoulos, G., Bergmeir, C., Caceres, G., Chhay, L., O'Hara-Wild, M., Petropoulos, F., Razbash, S., Wang, E. und Yasmien, F. (2020), *forecast: Forecasting functions for time series and linear models*.
- KBK 25 LUNG Mecklenburg-Vorpommern, Konzeptbodenkarte Mecklenburg-Vorpommern im Maßstab 1: 25.000. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie in Mecklenburg Vorpommern (Hrsg.).
- Ketelsen, H. (2003), „Der Nmin-Herbstwert - ein Instrument der Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz?“, in Holthausen, H., Steinmann, F., Schlüter, K.D., Taube, F., Ketelsen, H. und Vogel, W. (Eds.), *Landwirtschaft und Grundwasser: Dokumentation der Veranstaltung im LANU am 11. Dezember 2001*, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein H, Flintbek, S. 51–61.
- Knoblauch, S., Albert, E., Haferkorn, U., Heyn, J., Herold, L., Lippold, T., Lehmann, E., Lorenz, J., Zachow, B., Meißner, R., Seeger, J., Schrödter, M. und Strauß, C. (2013), 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*. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) (Hrsg.), Jena.
- Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. und Wendland, F. (2014), Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHOS, Endbericht, Jülich.
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), Bodenkundliche Übersichtskarte von Schleswig-Holstein im Maßstab 1:200000 (BÜK 200). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg.).
- Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG) (2017), Jahresbericht 2016: *der Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt*. Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG) (Hrsg.), Bernburg.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (2015), Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL: *Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „März 2015“*. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), Karlsruhe.
- Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ) (2016), Anleitung zur Standortfestlegung und Bodenprobenahme – SchALVO Herbstkontrollaktion 2016. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ) (Hrsg.).

- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK-NI) (2014), Versuchsergebnisse zur grundwasserschutzorientierten Landbewirtschaftung, Versuchsbericht 2013. Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK-NI) (Hrsg.).
- LARSIM (2018), Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM.
- Liaw, A. and Wiener, M. (2002), "Classification and Regression by randomForest", *R News*, Vol. 2 Nr. 3, S. 18–22.
- Löpmeier, F.-J. (2019), "Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung (AMBAV)", URL: https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/derived_germany/soil/daily/recent/AMBAV.pdf. (26.01.2021).
- Martijn Schaap, Carlijn Hendriks, Richard Kranenburg, Jeroen Kuenen, Arjo Segers, Schlutow, A., Hans-Dieter Nagel, Ritter, A. und Sabine Banzhaf (2018), PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland Abschlussbericht, *UBA Texte 79/2018*. Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.), Dessau-Roßlau.
- Mielenz, H., Dieser, M. und Ostermann, A. (2019), Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland Zeitreihe 1990 bis 2017: *Zusammenfassung und Anmerkungen zum Bilanzjahr 2017*. Julius Kühn-Institut (JKI), Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde (Hrsg.), Braunschweig.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (LU-MV) (2016), Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser: *Fortschreibung für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021*. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (LU-MV) (Hrsg.), Schwerin.
- Müller, J., Jörn, P., Schumann, A. and Schellin, H. (2002), "Evapotranspirations- und Versickerungsverhalten sowie Häufigkeit von Bodendürren im Mitteldeutschen Trockengebiet unter Berücksichtigung von Substrat und Bewuchs", in Deutscher Wetterdienst (DWD) (Ed.), *Klimastatusbericht 2001: Das Klima Deutschlands im 20. Jahrhundert Extreme Wetter- und Klimaereignisse im 20. Jahrhundert Aktuelle Ergebnisse des Klimamonitorings*, Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach, S. 258–267.
- Nerger, R. (2010), Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holstein: Auswertung der Projektergebnisse im Hinblick auf Aussagen zu Veränderungen von Böden, Aussagefähigkeit und Optimierung der eingesetzten Untersuchungsverfahren, Abschlussbericht, Kiel.
- Poeplau, C. and Don, A. (2013), "Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe", *Geoderma*, Vol. 192 Nr. 3, S. 189–201.
- R Core Team (2020), R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renger, M. (1992), "Bestimmung der Bodenwasserhaushaltskomponenten", *DVGW - Schriftenreihe Wasser*, Nr. 72, S. 283–298.
- Renger, M. (2002), Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser: *in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein, Arbeitsbericht / Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg*, 223, Akad. für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Ripley, B. und Lapsley, M. (2020), RODBC: ODBC Database Access.
- Schäfer, W., Höper, H., Fier, A. und Thiermann, A. (2015), Methodik Basis-Emissionsmonitoring: Berechnung der Stickstoff-Flächenbilanzen und der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser.: *Stand September 2015*, Kurzfassung. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (Hrsg.), Hannover.
- Schiermann, T. (2004), "Untersuchungen zur Variabilität und Kausalität des potentiellen Nitrataustrages beim Anbau von Zea mays in Deutschland", Dissertation, Fakultät für Agrarwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen, September 2004.
- Steinmann, F. (2010), "Bewertung der Nmin-Methode", *Bauernblatt*, 13-15.
- Steinmann, F. (2012), "Im Herbst Nmin-Wert messen. Risiko der Stickstoffauswaschungen abschätzen", *Bauernblatt*, 7 January, S. 50–52.
- Stever-Schoo, B., Ostermann, A., Stock, O., Kücke, M. und Greef, J.-M. (2020), Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ - Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“: *Studie*

- „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“, Berichte aus dem Julius Kühn-Institut, Nr. 209 (2020): Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ - Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“, *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* 209.
- StoffBilV (2017). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und dem Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (Stoffstrombilanzverordnung -StoffBilV): *StoffBilV*, URL: <https://www.gesetze-im-internet.de/stoffbilv/index.html>. (03.07.2019).
- Svendsen, L.M. und Norup, B. (2005), NOVANA. Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments: *Programme Description - Part 1, NERI Technical Report* 532. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark (Hrsg.).
- Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. und Norup, B. (2005), NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments: *Programme Description - Part 2, NERI Technical Report* 537. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark (Hrsg.).
- Tetzlaff, B., Keller, L., Kuhr, P., Kreins, P., Kunkel, R. und Wendland, F. (2016), Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHOS, Jülich.
- Therneau, T. und Atkinson, B. (2019), rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees.
- Umweltbundesamt (UBA) (2019), „Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdeposition. Bezugszeitraum: Dreijahresmittelwert der Jahre 2013-2015“, Ergebnisse und Daten des PINETI-3-Projekts, URL: <https://gis.uba.de/website/depo1/>. (04.02.2021).
- VBK 50 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Vorläufige Bodenkarte im Maßstab 1: 50.000 Sachsen-Anhalt. Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (Hrsg.).
- Vdlufa (Hrsg.) (1991), Bestimmung des Wassergehaltes (bzw. der Trockenmasse) durch Trocknen im Trockenschrank, *VDLUFA Methodenhandbuch I*, A 2.1.1, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Vdlufa (Hrsg.) (2002), Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in Bodenprofilen (Nmin-Labormethode), *VDLUFA Methodenhandbuch I*, A 6.1.4.1, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Vdlufa (Hrsg.) (2016), Bestimmung von löslichem Schwefel in Bodenprofilen (Smin-Labormethode), *VDLUFA Methodenhandbuch I*, A 6.3.1, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Kunkel, R. und Tetzlaff, B. (2015), Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHOS, Endbericht, Jülich.
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Tetzlaff, B., Heidecke, C., Kreins, P., Wagner, A. and Trepel, M. (2014), „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins“, *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Vol. 7 Nr. 6, 327-332.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M. und Renger, M. (2009), Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, *Bodenökologie und Boden genesis* Heft 40. Wessolek, G., Kaupenjohann, M. und Renger, M. (Hrsg.), Berlin.
- Zander, O., Seitz, D., Teske-Ast, B., Unger, L., Buttlar, C. von, Buttlar, H.-B. von, Gödecke, B., Horstkötter, M., Penk, J., Rode, A., Antony, F., Dreyer, C., Persiel-Schultz, C., Reinert, C., Witt-Altfielder, P., Bouws, H., Fisahn, B., Flassig, D., Klatka, A., Schrader, S., Seitz, O., Apelt, B., Esch, R., Hannig, P., Hartung, T., Hasse-Marquard, S., Korn, H.-C. von, Kühling, G., Löloff, A., Melzer, O., Quirin, M., Rathling, F., Roskam, A., Sakowsky, L., Schültken, H., Waesch, T., Wanner, S., Wriedt, G. und Freibauer, A. (2015), Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz: *Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle*, *Grundwasser* 21. 2. Auflage. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (Hrsg.).

Danksagung

Wir möchten uns besonders bei den beteiligten LandwirtInnen der 48 Demonstrationsbetriebe bedanken für die Zurverfügungstellung der Flächen für das Messprogramm, die Bereitstellung der Bewirtschaftungs- und Hoftorbilanzdaten, sowie ihr Interesse am Projekt und konstruktive fachliche Hinweise. Zudem bedanken wir uns bei den Mitgliedern des Begleitenden Projektrats für die fachliche Beratung, konstruktive Diskussionsbeiträge und Anregungen bei den jährlichen Sitzungen. Besonderer Dank gilt den MitarbeiterInnen der Ingenieurdienst Umweltsteuerung GmbH (INGUS) als Dienstleister für die Messprogrammsteuerung und des Qualitätsmanagements (MPQM) für die sehr gute Zusammenarbeit. Den Ingenieur- und Beratungsbüros, die als Regionale Einrichter in den Testgebieten fungierten, möchten wir ebenfalls für ihren engagierten Einsatz zur Erfüllung des Messprogramms danken. Dies sind die Ingenieurdienst Umweltsteuerung GmbH (INGUS), LMS Agrarberatung GmbH, das Private Ingenieurbüro für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH (INL), Ingenieurbüro Hutterer und Ingenieurbüro Eiblmeier. Besonderer Dank gilt auch Katrin Bittner, Petra Schwabe und Dörthe Stolte vom JKI, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, für ihre engagierte Mitarbeit in verschiedenen Bereichen in diesem Projekt. Das Demonstrationsvorhaben wurde gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages, gefördert über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2815MD001.

„Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft“
erscheinen seit 1995 in zwangloser Folge

Seit 2008 werden sie unter neuem Namen weitergeführt:

„Berichte aus dem Julius Kühn-Institut“

- Heft 195, 2018 Abschätzung der Habitatwirkung veränderter Produktionsverfahren auf Indikatorvogelarten der Ackerbaugebiete im Forschungsvorhaben „Maisanbau für hohen Ertrag und biologische Vielfalt“ am Beispiel der Feldlerche (*Alauda arvensis*). Jörg Hoffmann, Udo Wittchen, 2018, 48 S.
- Heft 196, 2018 SPISE 7, 7th European Workshop on Standardized Procedure for the Inspection of Sprayers in Europe Athens, Greece, September 26-28, 2018. Bearbeitet von/ Compiled by: Paolo Balsari, Hans-Joachim Wehmann, 2018, 302 S.
- Heft 197, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Vorkommen und Schadwirkung des *Soil-borne wheat mosaic virus* (SBWMV) in Winterweizen. Dr. Ute Kastirr, Dr. Angelika Ziegler, 2018, 34 S.
- Heft 198, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Monitoring zum Vorkommen bodenbürtiger Viren in Weizen, Triticale und Roggen in den wichtigsten Getreideanbaugebieten Deutschlands. Dr. Ute Kastirr, Dr. Angelika Ziegler, Dr. Annette Niehl, 2018, 58 S.
- Heft 199, 2018 NEPTUN-Gemüsebau 2017. Dietmar Roßberg, Martin Hommes, 2018, 42 S.
- Heft 200, 2018 11th Young Scientists Meeting 2018, 14th – 16th November in Braunschweig, - Abstracts -, 86 S.
- Heft 201, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Untersuchung von Interaktionen zwischen bodenbürtigen Zuckerrübenviren und deren Auswirkung auf die Rizomania. Dr. Ute Kastirr, Dr. Katja Richert-Pöggeler, 2018, 52 S.
- Heft 202, 2018 Trial Report – Closed Transfer Systems (CTS). Matthias Kemmerling, Jens Karl Wegener, Dirk Rautmann, Jan-Philip Pohl, Eckhard Immenroth, Dieter von Hörsten, 2018, 52 S.
- Heft 203, 2018 Statusbericht Biologischer Pflanzenschutz 2018. Eckhard Koch, Annette Herz, Regina G. Kleespies, Annegret Schmitt, Dietrich Stephan, Johannes A. Jehle, 2018, 126 S.
- Heft 204, 2019 2nd International Plant Spectroscopy Conference (IPSC) 2019. Hartwig Schulz, Catharina Blank, Christoph Böttcher, Benjamin Fürstenau, Andrea Krähmer, Torsten Meiners, David Riewe (Eds.), 137 S.
- Heft 205, 2019 Auswertung der Anzahl Resistenzklassen von Wirkstoffen für Pflanzenschutzmittelanwendungen - Evaluation of the number of resistance classes of active ingredients for crop protection applications. Frank Jeske, 45 S.
- Heft 206, 2019 12th Young Scientists Meeting 2019, 6th – 8th November in Kleinmachnow - Abstracts -, 2019, 56 S.
- Heft 207, 2019 Witterung und Ertrag, 2019, 50 S.
- Heft 208, 2020 Report on the legal framework governing the use of nutrient rich side streams (NRSS) as biobased fertilisers (BBFs) EU legislation, 2020, 52 S.
- Heft 209, 2020 „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ – Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“. Burkhard Stever-Schoo, Anne Ostermann, Oliver Stock, Martin Kücke, Jörg-Michael Greef, 166 S.
- Heft 210, 2021 Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz Jahresbericht 2017 - Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017. Silke Dachbrodt-Saaydeh, Jörg Sellmann, Jörn Strassemeyer, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Sandra Krengel, Hella Kehlenbeck, 140 S.
- Heft 211, 2021 Produktqualität und Konsumentenverhalten im Spannungsfeld von Nachhaltigkeit und Krisen, 54. Jahrestagung DGQ, 23. März 2021, Georg-August-Universität Göttingen, (online-Veranstaltung) - Abstracts -, 42 S.
- Heft 212, 2021 Schlussbericht zum Vorhaben: Aufbau, Selektion und Prüfung von Zuchtstämmen der Zitronenmelisse (*Melissa officinalis*) mit verbesserter Winterhärte, höherer Ertragsleistung und höherem Gehalt an ätherischem Öl (Phase II). Frank Marthe; Ute Kästner, 86 S.
- Heft 213, 2021 13th Young Scientists Meeting Conference 2021, 11th – 13th October in Quedlinburg - Abstracts -, 50 S.
- Heft 214, 2021 Schlussbericht zum Vorhaben ModEPSKlim – Modellgestützte Gefährdungsabschätzung des Eichenprozessionsspinners im Klimawandel, Dr. Ute Koch, Dr. Regina G. Kleespies, 30 S.
- Heft 215, 2021 Bericht zu möglichen Synergien der Nutzung neuer molekularbiologischer Techniken für eine nachhaltige Landwirtschaft, Dr. Ralf Wilhelm, 127 S.
- Heft 216, 2021 Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft in Deutschland Concept for biodiversity monitoring in small waterbodies of the agricultural landscape in Germany. Karin Meinikmann, Jörn Strassemeyer, Stefan Lorenz, 63 S.

