



Eckart Kramer
Jörg Rühlmann
Robin Gebbers *Hrsg.*

Sensorgestützte Kartierung von Bodeneigenschaften für die teilflächenspezifische Kalkung

Textur, pH und Humus: Von den
Messwerten zur Streukarte

OPEN ACCESS



Springer Spektrum

Sensorgestützte Kartierung von Bodeneigenschaften für die teilflächenspezifische Kalkung

Eckart Kramer · Jörg Rühlmann ·
Robin Gebbers
(Hrsg.)

Sensorgestützte Kartierung von Bodeneigenschaften für die teilflächenspezifische Kalkung

Textur, pH und Humus: Von den
Messwerten zur Streukarte

Hrsg.

Eckart Kramer
Prozessmanagement und Technologien im
Ökolandbau, HNE Eberswalde
Eberswalde, Brandenburg, Deutschland

Jörg Rühlmann
Leibniz-Institut für Gemüse- und
Zierpflanzenbau (IGZ) e. V.
Großbeeren, Deutschland

Robin Gebbers
Institut für Agrar- und
Ernährungswissenschaften, Martin-Luther-
Universität Halle-Wittenberg
Halle, Deutschland



ISBN 978-3-662-69173-1 ISBN 978-3-662-69174-8 (eBook)
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-69174-8>

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <https://portal.dnb.de> abrufbar.

Diese Veröffentlichung wurde aus Mitteln des Publikationsfonds für Open Access Monografien des Landes Brandenburg gefördert.

© Der/die Herausgeber bzw. der/die Autor(en) 2025. Dieses Buch ist eine Open-Access-Publikation.

Open Access Dieses Buch wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor*in(nen) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Buch enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des/der betreffenden Rechteinhaber*in einzuholen. Die Wiedergabe von allgemein beschreibenden Bezeichnungen, Marken, Unternehmensnamen etc. in diesem Werk bedeutet nicht, dass diese frei durch jedermann benutzt werden dürfen. Die Berechtigung zur Benutzung unterliegt, auch ohne gesonderten Hinweis hierzu, den Regeln des Markenrechts. Die Rechte des jeweiligen Zeicheninhabers sind zu beachten.

Der Verlag, die Autoren und die Herausgeber gehen davon aus, dass die Angaben und Informationen in diesem Werk zum Zeitpunkt der Veröffentlichung vollständig und korrekt sind. Weder der Verlag noch die Autoren oder die Herausgeber übernehmen, ausdrücklich oder implizit, Gewähr für den Inhalt des Werkes, etwaige Fehler oder Äußerungen. Der Verlag bleibt im Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutionsadressen neutral.

Planung/Lektorat: Simon Shah-Rohlfis

Springer Spektrum ist ein Imprint der eingetragenen Gesellschaft Springer-Verlag GmbH, DE und ist ein Teil von Springer Nature.

Die Anschrift der Gesellschaft ist: Heidelberger Platz 3, 14197 Berlin, Germany

Wenn Sie dieses Produkt entsorgen, geben Sie das Papier bitte zum Recycling.

Vorwort

Die Landwirtschaft hat seit jeher eine besondere gesellschaftliche Bedeutung. Vor dem Hintergrund vielfältiger aktueller Landnutzungsstrategien, klimabedingter Herausforderungen sowie an die Landwirtschaft adressierter Nachhaltigkeits- und Transformationsziele ist das Erfordernis einer an den Standort angepassten präzisen Flächenbewirtschaftung größer denn je.

Eine vehemente Forderung besteht in der am Nährstoffspeichervermögen der Böden und am pflanzlichen Bedarf ausgerichteten Ausbringung von Düngemitteln. Hierfür gibt es zunehmend gesetzliche Vorgaben. Den Landwirten ist aufgegeben, relevante standörtliche Merkmale in der erforderlichen Detailliertheit zu berücksichtigen. Der Aufwand hierfür ist für Landwirt/-innen nicht tragbar, wenn lediglich konventionelle Methoden für Bodenbeprobungen und Laboranalytik zur Verfügung stehen. Diese Herausforderung lässt sich nur mit gesamtgesellschaftlichem Einsatz und mit Einsatz neuer, sensorbasierter Methoden umsetzen, die zeit- und kosteneffizienter sind als das bisherige Vorgehen und räumlich höher aufgelöste Bodeninformationen liefern.

Im Verbund-Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ (pH-BB) und in ihm vorangegangenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten wurden Sensoren für die kleinräumige Bestimmung der Bodenparameter Bodentextur, Boden-pH-Wert und Bodenhumusgehalt erprobt und zum Teil neu entwickelt. Diese drei Parameter sind wichtig für die Bestimmung des Kalkbedarfes, aber auch für die Bedarfsbestimmung weiterer Düngemittel. Die Kalkung steht im Fokus dieses Buches, da die Herstellung einer standortgerechten Bodenacidität eine Grundvoraussetzung für jedes weitere Düngemanagement ist. Zudem bietet die Präzisierung der Kalkung durch vor Ort erhobene Sensordaten einen besonders guten Einstieg in das ortsspezifische Bodenmanagement.

Am Beispiel der Kalkung werden Methoden für die präzise Kartierung der pflanzenbaulich relevanten Bodenparameter Textur, Boden-pH und Humusgehalt vorgestellt und vergleichend bewertet. Es werden die gegenwärtig bestgeeigneten Kartierungsverfahren beschrieben. Dabei werden auch erwartete zukünftige Lösungen berücksichtigt. Der Einfluss der Qualität der betrieblichen Grunddaten auf die ausgebrachte Düngemenge wird erläutert. An Praxisbeispielen werden die Einflüsse ungenauer Daten auf eine Über- und Unterversorgung des Bodens beschrieben. Anschließend wird der vollständige Arbeitsablauf für die Erstellung von Streukarten beschrieben. Beginnend von der Bereinigung von Bodensensordaten

über die Erstellung thematischer Karten für den Betrieb bis hin zur Düngerwahl und Streueranpassung werden die einzelnen Schritte an Beispielen erläutert. Es werden die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge und die hinterlegten Berechnungsmodelle beschrieben.

Der Arbeitsablauf für die Erstellung von Streukarten wurde in Form einer Web-GIS-Anwendung mit dem Namen „pH-BB Toolbox“ umgesetzt. In dieser sind die Methoden für die Errechnung der fertigen Streukarte aus Sensordaten vereint. Die einzelnen Module der Toolbox werden kurz vorgestellt. Als begleitendes elektronisches Zusatzmaterial werden ein Handbuch, ein Testdatensatz sowie die verwendeten Programmcodes zur Verfügung gestellt.

Sämtliche Funktionen und Algorithmen, die für die Prozesskette zur Streukartenerstellung benötigt werden, sind im frei verfügbaren R Paket „pHBB“ beschrieben und hinterlegt. Mithilfe der Beschreibung und eines umfangreichen Tutorials kann so die Prozesskette zur Streukartenerstellung in der freien Softwareumgebung und Programmiersprache R selbst nachvollzogen werden.

Im weiteren Verlauf werden ökonomische Wirkungen der präzisen Kalkung beschrieben.

Den Abschluss bilden Informationen zu weiteren Methoden der Basenbedarfsermittlung.

Eckart Kramer
Jörg Rühlmann
Robin Gebbers

Danksagung

Die Grundlage dieses Buches bilden Ergebnisse und Erkenntnisse aus Forschungsprojekten sowie praktische Erfahrungen und Beobachtungen der uns unterstützenden Landwirtschaftsbetriebe und Beratungsunternehmen. Der überwiegende Anteil der Buchinhalte entstand von 2017 bis 2022 im Verbundprojekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ (pH-BB). Es wurde im Rahmen der Förderrichtlinie EIP-agri durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds zur Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) und das Land Brandenburg gefördert, Förderkennzeichen 80168341. Wir bedanken uns beim Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg (MLUK) für die Förderung und Unterstützung.

Ohne das Vertrauen und die Unterstützung durch die Landwirtschaftsbetriebe wären die Versuche nicht möglich gewesen. Unser Dank gilt Stefan Palme, Felix Gerlach und Petra Philipp.

Wir danken allen Projektmitarbeiter/-innen, die nicht als Autor/-innen beteiligt sind: Manuele Bettoni, Kevin Fahle, Lukas Gerlach, Katrin Lück, Torsten Schubert, Ulrike Schwarzlose, Alan Liftenegger, Anne Nagel, Stefan Sorge und Zina Zaimche.

Grundlegende Vorarbeiten entstanden an den Leibniz-Instituten für Agrartechnik und Bioökonomie e. V. (ATB) Potsdam sowie für Gemüse- und Zierpflanzenbau e. V. (IGZ) in Großbeeren sowie bei der LAB – Landwirtschaftliche Beratung der Agrarverbände Brandenburg GmbH, Teltow.

Wir bedanken uns beim Publikationsfonds für Open-Access-Monografien des Landes Brandenburg und beim Drittmittelhonorierungsfonds der HNE Eberswalde für die Finanzierung des Buches.

Inhaltsverzeichnis

1	Management der Bodenacidität durch Kalkung – eine unterschätzte Herausforderung	1
	Eckart Kramer, Robin Gebbers, Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Ingmar Schröter	
1.1	Die Begriffe „Kalkung“ und „Management der Bodenacidität“	1
1.2	Die Kalkung als Grundlage nachhaltiger Bodenbewirtschaftung	3
1.3	Suboptimale Boden-pH-Werte in Deutschland – ein verbreitetes Problem	5
1.4	Die teilflächenspezifische Kalkung als vernetztes System	8
1.5	Motivation und Aufbau des Buches – Der Workflow für eine präzise Kalkung	13
1.6	Exkurs: Naturräumliche Gegebenheiten der untersuchten Betriebe	16
	Literatur	17
2	Die sensorgestützte Kartierung von Bodenparametern	23
	Robin Gebbers und Eckart Kramer	
2.1	Einführung zu den vorgestellten Messmethoden	23
2.2	Merkmale von Boden-Sensorsystemen: Ein Exkurs	26
2.2.1	Bezug zum Zielparameter	26
2.2.2	Geometrie der erfassten Probe (Stützung) und Probenkonditionierung	28
2.2.3	Lokalisation der Sensoren	29
2.2.4	Zeitliches Antwortverhalten	30
2.2.5	Anerkennung und Zertifizierung von neuen, sensorbasierten Messverfahren	30
	Literatur	31
3	Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung der Bodentextur	33
	Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Swen Meyer	
3.1	Definition der Bodentextur	33
3.2	Bedeutung der Bodentextur	35

3.3	Methoden für die Bestimmung der Bodentextur	36
3.4	Stand der betrieblichen Erfassung der Bodentextur	37
3.5	Vor-Ort-Messung	40
3.5.1	Geoelektrik	40
3.5.2	Gamma-Radiometrie	44
3.5.3	Kombination von Geoelektrik und Gamma-Radiometrie	46
3.6	Ausblick: Alternative Ansätze aus der Forschung	49
3.7	Fazit	51
	Literatur	51
4	Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung des Boden-pH-Wertes	59
	Robin Gebbers, Sebastian Vogel und Eckart Kramer	
4.1	Definition des Boden-pH-Wertes	59
4.2	Bedeutung des pH-Wertes	61
4.3	Methoden zur Bestimmung pH-Wertes	62
4.3.1	Bestimmungsmethoden des pH-Wertes im Labor	62
4.3.1.1	Probleme bei der Verwendung von Glas-pH-Elektroden	65
4.3.1.2	Probleme bei der Messung im Labor	66
4.4	Stand der betrieblichen Boden-pH-Erfassung in Deutschland	66
4.5	In-situ-Messung	67
4.5.1	Stationäre und absätzigte Messung des pH-Wertes in situ	68
4.5.1.1	Kolorimetrische pH-Indikatoren	68
4.5.1.2	Antimon-pH-Elektroden	68
4.5.1.3	Robuste pH-Glaselektroden	69
4.5.2	Die Messung des pH-Wertes in Bewegung	69
4.5.2.1	Die Veris Multisensorplattform MSP3	70
4.5.2.2	Kalibrierung	72
4.5.2.3	Messunsicherheit	72
4.5.2.4	Hinweise zur Nutzung der Veris MSP	74
4.6	Ausblick: Alternative Ansätze aus der Forschung	75
4.6.1	Ionen-sensitive Feldeffekttransistoren (ISFET)	76
4.6.2	Optische pH-Sensoren (pH-Optoden)	76
4.6.3	Schätzung durch indirekte Methoden	77
4.7	Fazit	78
	Literatur	78
5	Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung des Bodenhumusgehaltes im Oberboden	85
	Ingmar Schröter und Sandra Post	
5.1	Bedeutung des Bodenhumusgehaltes	85
5.2	Labormethoden zur Bestimmung des Humusgehaltes	87
5.2.1	Elementaranalyse	87
5.2.2	Glühverlust	88

5.3	Probenahme und Probenaufbereitung	88
5.4	Aktueller Stand der betrieblichen Bodenumuserfassung	89
5.5	Sensorgestützte Erfassung des Humusgehalts	90
5.5.1	Bodensensoren (Nahbereichssensoren)	91
5.5.2	Satellitendaten.	94
5.5.2.1	Einflüsse von Bodeneigenschaften auf das Reflexionsmuster	96
5.5.2.2	Humusmodellierung mit Sentinel-2 Daten.	99
5.6	Beispiele der sensorbasierten Humuskartenerstellung	101
5.7	Erwartete zukünftige Lösungen	106
5.8	Fazit	107
5.9	Exkurs: Fernerkundung	109
	Literatur.	109
6	Von Sensormessungen zu Bodeneigenschaftskarten	115
	Eric Bönecke, Ingmar Schröter, Sebastian Vogel, Robin Gebbers, Jörg Rühlmann und Swen Meyer	
6.1	Von Punktmessungen zu Sensorkarten.	116
6.2	Genutzte Interpolationsverfahren	119
6.2.1	Inverse Distance Weighting (IDW).	120
6.2.2	Geostatistische Interpolation (Kriging)	121
6.3	Referenzbeprobung.	125
6.4	Laboranalysen.	127
6.5	Erstellung von Kalibriermodellen durch einfache und multiple Regression	127
	Literatur.	132
7	Von Bodeneigenschaftskarten zur Düngestreckkarte	137
	Eric Bönecke, Charlotte Kling, Ingmar Schröter, Sebastian Vogel, Swen Meyer, Golo Philipp, Dirk Scheibe, Kathrin Lück, Robin Gebbers und Jörg Rühlmann	
7.1	Kalkbedarfsermittlung	138
7.1.1	Kalkbedarf nach dem VDLUFA-Algorithmus	138
7.1.2	Kontinuierliche Kalkbedarfsbestimmung	141
7.2	Bearbeitungsbreite und Fahrspurausrichtung.	144
7.3	Düngerauswahl und Berücksichtigung des Neutralisationswertes.	146
7.4	Weitere Anpassungen an die auszubringende Streumenge.	147
7.5	Technik zur Düngerapplikation	148
	Literatur.	150
8	Die pH-BB Toolbox	155
	Ingmar Schröter, Jakob Walch und Karin Zieger	
8.1	Digitale Bodenkartenerstellung	158
8.1.1	Schritt 1: Dateninterpolation.	158
8.1.2	Schritt 2: Referenzprobenpunkte setzen	159

8.1.3	Schritt 3: Laborergebnisse importieren.	160
8.1.4	Schritt 4: Bodenkarten erstellen (Modellkalibrierung).	161
8.2	Applikationskartenerstellung	161
8.2.1	CaO-Bedarfskarte berechnen	162
8.2.2	CaO-Streukarte berechnen	163
8.2.3	Kalkapplikationskarte berechnen	164
8.3	Fazit	165
	Literatur.	165
9	Nutzung sensorbasierter Texturkarten für das Management der Bodenacidität – Effekte auf Kalkbedarf, Ertrag und ökonomische Kennwerte.	167
	Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Golo Philipp	
9.1	Vergleich von betrieblichen und sensorbasierten Bodentexturkarten	168
9.2	Aufstellung von Szenarien zu Berechnung der Effekte der Nutzung sensorbasierter Bodenkarten	170
9.2.1	Berechnung der pH-Werte für die einzelnen Jahre einer Fruchtfolgerotation.	171
9.2.2	Berechnung der Ertragseinbußen bei suboptimalen pH-Werten	172
9.2.3	Berechnung des Textureinflusses auf den Ertrag	173
9.3	Effekte auf ökonomische Kennwerte	174
9.4	Fazit	175
	Literatur.	176
10	Andere Methoden der Basenbedarfsermittlung.	179
	Sebastian Vogel und Robin Gebbers	
10.1	Klassische Labormethoden als Alternativen zur VDLUFÄ-Kalkbedarfsbestimmung.	180
10.1.1	Boden-Kalk-Inkubationen.	180
10.1.2	Boden-Base-Titrationen	180
10.1.3	Boden-Puffer-Gleichgewicht	181
10.2	Neue Alternativen durch In-situ-Sensoren.	181
	Literatur.	183

Herausgeber- und Autorenverzeichnis

Über die Herausgeber

Prof. Dr.-Ing. Eckart Kramer, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, ekramer@hnee.de

Eckart Kramer vertritt das Fachgebiet Prozessmanagement und Technologien im Ökologischen Landbau an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde. Wissenschaftliche Schwerpunkte sind Prozess- und Technikentwicklungen für Unternehmen der Agrar- und Ernährungsbranche. www.hnee.de/Kramer

Dr. agr. Jörg Rühlmann, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, ruehlmann@igzev.de

Jörg Rühlmann ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentexturkarten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Dr. agr. Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de

Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „I4S“ das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Autorenverzeichnis

Dr. rer. nat. Eric Bönecke Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, Deutschland

Dr. rer. agr. Robin Gebbers Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland

Charlotte Kling M. Sc., Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Prof. Dr.-Ing. Eckart Kramer Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Kathrin Lück Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg, Deutschland

Dr. rer. nat. Swen Meyer Universität Rostock, Rostock, Deutschland

Golo Philipp M. Sc., Landwirtschaft Petra Philipp, Booßen, Deutschland

Sandra Post M. Sc., Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Dr. agr. Jörg Rühlmann Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, Deutschland

Dipl.-Agr.-Ing. Dirk Scheibe Landwirtschaftliche Beratung der Agrarverbände Brandenburg GmbH, Teltow, Deutschland

Dipl.-Geoökologe Ingmar Schröter Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Dr. rer. nat. Sebastian Vogel Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e. V. (ATB), Potsdam, Deutschland

Jakob Walch B. Sc., Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Dr. agr. Karin Zieger iXmap Services GmbH & Co.KG., Regenstauf, Deutschland



Management der Bodenacidität durch Kalkung – eine unterschätzte Herausforderung

1

Eckart Kramer, Robin Gebbers, Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Ingmar Schröter

1.1 Die Begriffe „Kalkung“ und „Management der Bodenacidität“

Mit der Ausbringung von Kalk auf landwirtschaftlichen Flächen werden im Wesentlichen zwei Ziele verfolgt. Ein Ziel ist die Einstellung des Boden-pH-Wertes in einen für Bodenlebewesen, Nährstoffverfügbarkeit und Ertragsbildung vorteilhaften Bereich. Je nach Höhe des Bedarfs wird von Gesundungs-, Auf- oder Erhaltungskalkung gesprochen. Das Erfordernis entsteht, weil es aufgrund natürlicher Prozesse und Standortbedingungen aber auch aufgrund der Bewirtschaftung zu

Ergänzende Information Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, auf das über folgenden Link zugegriffen werden kann https://doi.org/10.1007/978-3-662-69174-8_1.

E. Kramer (✉) · I. Schröter
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: ekramer@hnee.de

I. Schröter
E-Mail: Ingmar.Schroeter@hnee.de

R. Gebbers
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland
E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

J. Rühlmann · E. Bönecke
Gartenbausysteme der Zukunft, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau,
Großbeeren, Deutschland
E-Mail: ruehlmann@igzev.de

E. Bönecke
E-Mail: boenecke@igzev.de

© Der/die Autor(en) 2025

E. Kramer et al. (Hrsg.), *Sensorgestützte Kartierung von Bodeneigenschaften für die teilflächenspezifische Kalkung*, https://doi.org/10.1007/978-3-662-69174-8_1

1

einer beständigen Verringerung des Boden-pH-Wertes kommt. Niedrige pH-Werte deutlich unter 5,5 sind für die Pflanzenproduktion, aber auch für andere Bodenfunktionen, oft nachteilig. Auch hohe pH-Werte jenseits von 7,0 wirken sich negativ auf viele Kulturpflanzen aus. Um der Versauerung der Böden entgegenzuwirken, werden basisch wirkende Stoffe eingesetzt. Fachlich korrekt sollte daher der Begriff „Management der Bodenacidität“ verwendet werden. Jedoch werden in den überwiegenden Fällen die Begriffe „Kalkung“ oder auch „Kalkdüngung“ im Sinne einer „Düngung des Bodens“ für dieses Aciditäts-Management verwendet, weil Kalke die gebräuchlichsten Stoffgemische mit basisch wirksamen Bestandteilen sind. Der Großteil der für Kalkdünger nach Düngemittelverordnung typbestimmenden basischen Bestandteile sind Oxide und Carbonate von Calcium oder Magnesium (DüMV 2019). Über den Neutralisationswert können deren Mischungsverhältnisse auf den Standard Calciumoxid (CaO) normiert werden. Die zur Erreichung und Erhaltung des optimalen pH-Bereiches erforderlichen Mengen an Calciumoxid werden im Standardwerk des VDLUFA als CaO-Bedarf in dt/ha ausgewiesen (Kerschberger et al. 2000). Der „Kalkdüngungsbedarf“ im Bereich von 3 bis 160 dt CaO/ha für Ackerland wird in Abhängigkeit von Bodenartengruppe, Boden-pH-Wert und Humusgehalt ermittelt, vgl. Abb. 1.1. Für Grünland liegt er im Bereich von 4 bis 68 dt CaO/ha.

Die Begriffe „Kalkdüngung“ und „Düngekalk“ werden auch im Kontext „Düngung der Pflanzen“ mit Calcium verwendet. Die Calciumverluste durch Ernteeinträge sind abhängig von Pflanzenart und Ertragsniveau. Für Getreide werden sie mit 0,08 bis 0,75 dt CaO/ha angegeben, für Raps, Zuckerrübe, Silomais oder Ackergras mit höheren 0,2 bis >1,0 dt CaO/ha (Molitor et al. 2012, S. 8; Bockholt 2021). Im Vergleich zum Bedarf für das Management der Bodenacidität sind die

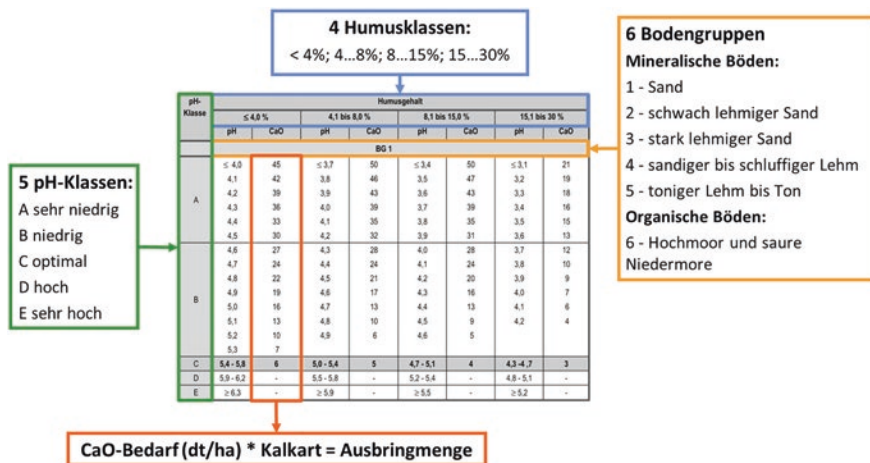


Abb 1.1 Prinzip der Kalkbedarfsbestimmung für Ackerböden nach VDLUFA. (Nach Kerschberger et al. 2000)

Ernteentzüge eher gering. Allgemein wird davon ausgegangen, dass sie im Zuge der Erhaltungskalkung ausgeglichen werden.

Neben den genannten basischen Bestandteilen können die Kalk(dünger)typen verschiedene Nebenbestandteile wie Magnesium, Mangan, Phosphor, Stickstoff oder andere Spurennährstoffe enthalten (DLG 2022, S. 14). Diese Gehalte sollten bei der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt werden.

Im diesem Buch benutzen wir die verbreiteten Begriffe „Kalkung“ und „Kalkbedarf“, auch wenn es sich naturwissenschaftlich um das „Management der Bodenacidität“ und den überwiegend erforderlichen Bedarf an Basen handelt.

1.2 Die Kalkung als Grundlage nachhaltiger Bodenbewirtschaftung

Die Ertragsfähigkeit von Böden ist in hohem Maß von der Bodenacidität, d. h. dem Reaktionszustand (= pH-Wert) und der pH-Pufferung der Böden abhängig. Die Gesamtacidität ergibt sich aus:

- aktueller Acidität: H^+ - bzw. H_3O^+ -Ionen aller gelösten Säuren in der Bodenlösung
- austauschbarer Acidität: alle mit 1 M KCl austauschbare Kationen. Das sind vorwiegend H^+ - und Al^{3+} -Ionen

Die Komponenten der Gesamtacidität – Oxonium-Ionen, Tonminerale, organische Substanz und weitere Austauscher- sind in Abb. 4.1, Kap. 4, visualisiert. Aus Abb. 4.1. wird deutlich, dass neben dem pH als Komponente der aktuellen Acidität auch Textur und Humus als Komponenten der Puffer-Acidität bekannt sein müssen. Entsprechend berücksichtigt das Regelwerk des VDLUFA (Kerschberger et al., 2000) diese Bodeneigenschaften, Abb. 1.1.

Der VDLUFA-Algorithmus ist in Tabellenform aufgebaut und folgt einem klassenbasierten Ansatz. Dieser wird in den Kap. 3 und 5 für die Bodenparameter Textur und Humusgehalt diskutiert. Im Kap. 7 wird ein stufenloser Ansatz vorgestellt. Erstes Ordnungsmerkmal sind fünf Bodenartengruppen (BG) für Mineralböden und eine weitere für Moorböden. Die fünf mineralischen BGs sind durch ihre Ton- und Schluffanteile, also ihre Textur, definiert, vgl. Kap. 3. In den Tabellen ist in Abhängigkeit vom Boden-pH und Humusgehalt (in Klassen) der Kalkbedarf in dt CaO/ha ausgewiesen. Über den Neutralisationswert des vorgesehenen Düngers lässt sich dann die benötigte Menge Düngemittel bestimmen.

Die Bodenacidität gilt als ein Schlüsselfaktor der Bodenfruchtbarkeit, da sie gleichzeitig mehrere ertragsrelevante Bodeneigenschaften beeinflusst. Dazu zählen:

- Die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen (Dahiya, Singh 1982, Goulding, Blake 1998; 1986, Gray et al. 2006),
 - bei Nährstoffen insbesondere Phosphor (Scheffer, Schachtschabel 2010)
 - bei Schadstoffen z. B. Cadmium sowie konzentrationsabhängig toxische Stoffe wie Aluminium (Al^{3+} hydrolysiert bei $pH < 5$ nach Desorption) und Mangan

- Die Nährstoffausnutzung/Nährstoffeffizienz (insbesondere Stickstoff) (Grunert 2015, Edmeades et al. 1986, Ahmad et al. 2016)
- Die Bioaktivität, (Cheng, Cord-Ruwisch, Shahin 2013, Stöven, Schnug 2005, Larink, Joschko 2014),
- Der Humusgehalt, (Haynes, Naidu 1998, Briedis et al. 2012, Paradel, Virto, Chenu 2015),
- Die Bodenstruktur, Porosität und Aggregatstabilität (Belüftung, Wasserverfügbarkeit, Wurzelwachstum), (Fiedler, Bergmann 1955, Hartge 1959, Schachtschabel, Hartge 1958, Cuisinier et al. 2011)
- Die Versickerung, Wasserspeicherung und Erosion (Ahn et al. 2013, Horsnell, 1984, Cuisinier et al. 2011).

Da aktuelle und austauschbare Acidität in einem Gleichgewicht stehen, kann der pH-Wert eines Bodenextraktes als Indikator der Bodenacidität herangezogen werden. Sowohl niedrige als auch hohe pH-Werte können sich, indirekt über die oben genannten Mechanismen, negativ auf den Ertrag von Kulturpflanzen auswirken (Abb. 1.2):

Der Boden-pH-Wert wird vom Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Forschungs- und Untersuchungsanstalten (VDLUFA) in Abhängigkeit von der Textur und dem Humusgehalt in fünf Klassen eingeteilt (A bis E). Die Klasse A steht für einen sehr niedrigen pH-Bereich, C für den Optimalbereich und E für sehr hohe Werte. Die Einbußen bei säureempfindlichen Kulturen können in pH-Klasse A rund 40 % und in Klasse B rund 20 % betragen (Kerschberger, Marks 2007). Auch eine Überversorgung mit Basen kann sich erheblich ertragsmindernd auswirken (Rogasik et al. 2005, LVLf 2008), Tab. 1.1.

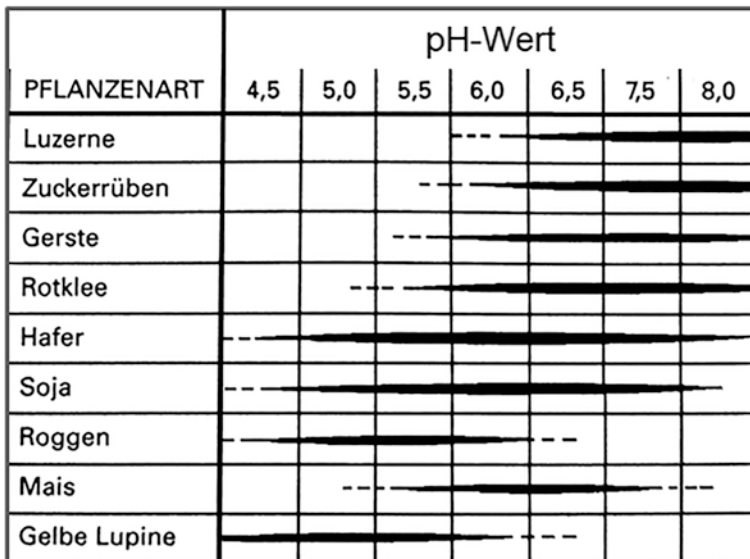


Abb. 1.2 Bodenreaktion und Pflanzenwachstum. (Quelle: Schilling 2000, S. 165)

Tab. 1.1 Kalkbedürftigkeit und Ertragsverluste verschiedener Kulturen (nach Richter und Kerschberger, 1978)

Sehr stark kalkbedürftig Ertragsverluste 50–30 %	Stark kalkbedürftig Ertragsverluste 30–20 %
<ul style="list-style-type: none"> • Winterraps • Futterrübe • Ackerbohne • Sommergerste • Zuckerrübe • Leindotter 	<ul style="list-style-type: none"> • Sommergerste • Wintergerste • Rotklee • Senf • Triticale • Hafer
Mittel kalkbedürftig Ertragsverluste 20–10 %	Gering kalkbedürftig Ertragsverluste 10–0 %
<ul style="list-style-type: none"> • Mais • Weidelgras • Winterweizen • Wicken • Ölrettich • Sommerroggen • Kartoffeln 	<ul style="list-style-type: none"> • Erbse • Sonnenblume • Seradella • Lupine • Öllein • Winterroggen • Krambe

In einer Studie, in der über 100 Feldversuche weltweit ausgewertet wurden, konnten die positiven Wirkungen der Kalkdüngung auf versauerten Böden erneut bestätigt werden (Wang et al. 2021). Insgesamt ist die Bedeutung der Bodenacidität wissenschaftlich sehr gut abgesichert.

In allgemein zugänglichen Broschüren und Artikeln sind die Interaktionen und Wirkungen der Kalkung auf die Nährstoffausnutzung/ Nährstoffeffizienz (Molitor et al. 2012), auf die Verfügbarkeit von Schadstoffen (BLE 2000), auf Bodenstruktur, Bodenleben und Ertragsbildung (DLG 2022) sowie auf den Klimaschutz und die Ernährungssicherung (Wang et al. 2021) eingehend beschrieben. Die Optimierung der Bodenacidität von Acker- und Grünlandflächen stellt daher eine Grundvoraussetzung vor der Planung weiterer Düngemaßnahmen dar. Vor dem Hintergrund steigender Kosten für Düngemittel, zunehmender Auflagen zur Vermeidung von Nährstoffkontaminationen der Umwelt sowie ihres Einflusses auf die Ertragsbildung sollte die bedarfsgerechte Kalkung im Fokus der landwirtschaftlichen Betriebe liegen, vgl. Abb. 1.3.

Auf die ökonomischen Effekte einer Präzisen Kalkung wird im Kap. 9 eingegangen.

1.3 Suboptimale Boden-pH-Werte in Deutschland – ein verbreitetes Problem

Die aktuelle Situation der Kalkversorgung stellt sich wie folgt dar, Abb. 1.4: Nach Jacobs et al., (2018) lagen 42 % der mineralischen Böden unter Acker- und 57 % der Böden unter Dauergrünlandnutzung unterhalb des pH-Wert-Optimums. Auf Standorten mit pH-Werten unterhalb des Optimums (pH-Klassen A und B) ist

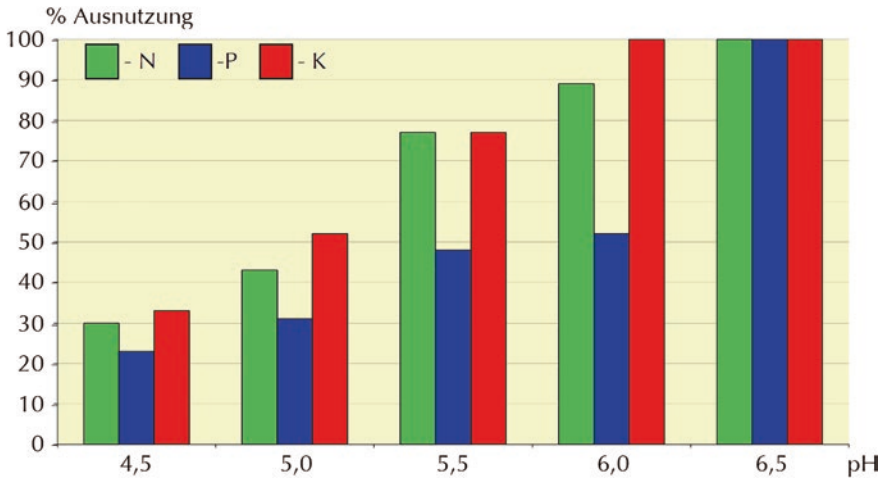


Abb. 1.3 Einfluss des Kalkzustandes auf die Nährstoffverfügbarkeit (schematisch). (Quelle: Molitor et al. 2012, S. 14)

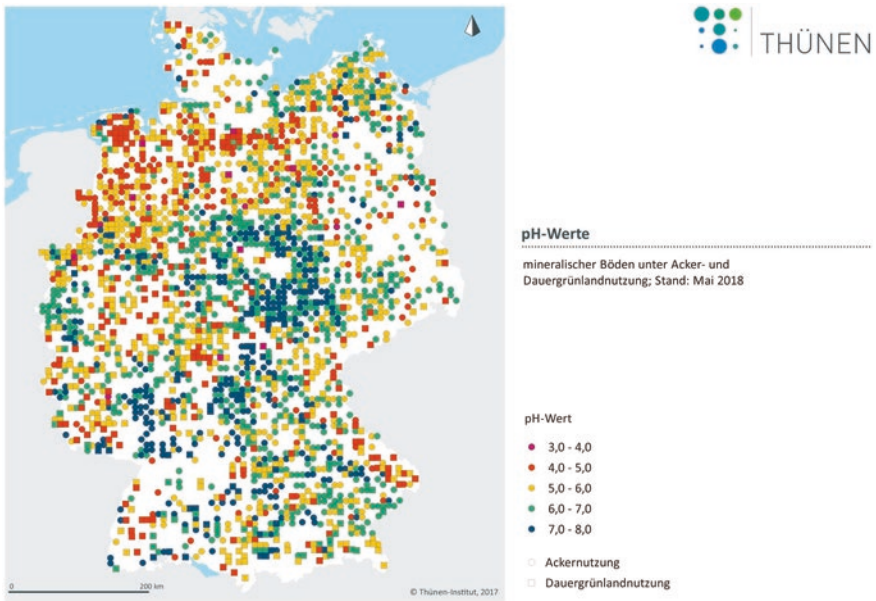


Abb. 1.4 pH-Wert (CaCl_2) mineralischer Oberböden (0–30 cm) unter Acker- ($n=1839$) und Dauergrünlandnutzung ($n=593$) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft. (Quelle: Jacobs et al. 2018)

Tab. 1.2 Bewertung des Kalkversorgungszustandes untersuchter Brandenburger Ackerböden [% der Ackerfläche]

Jahr pH-Klassen	A	B	C	D	E	Quelle
2012	38		26	36		Zimmer & Ellmer, 2012, S. 93
2020	5	28	31	19	16	LKV 2020, S. 54
2021	4	25	35	22	14	LKV 2021, S. 53
2022	1	19	37	28	15	LKV 2022, S. 53

nach Kerschberger et al. 2000 eine „Gesundungs-“ bzw. „Aufkalkung“ notwendig, um Ertragssicherung bzw. -Steigerung zu gewährleisten und die Neigung zu Bodenverdichtung, Verschlammung und Erosion zu minimieren. Nur 35 % (Acker) bzw. 24 % (Dauergrünland) der Böden wiesen einen pH-Wert im optimalen Bereich auf (pH-Klasse C). Zur Erhaltung eines optimalen pH-Wertes wird eine regelmäßige Kalkung empfohlen (Erhaltungskalkung), um Versauerungsprozessen entgegenzuwirken. Bei 23 % der Böden unter Acker- bzw. bei 19 % unter Dauergrünlandnutzung lag der pH-Wert über den als optimal empfohlenen Wertebereichen. Auf diesen Böden sollte eine Kalkung unterlassen werden. Bei wesentlich über dem Optimum liegenden pH-Werten wird der Einsatz von versauernd wirkenden Düngemitteln empfohlen (Kerschberger et al. 2000) (ebd.).

Die suboptimalen Aciditätsverhältnisse lassen sich auf Landesebene bestätigen (Tab. 1.2). Im Land Brandenburg befanden sich im Jahr 2012 26 % der untersuchten Flächen im Optimalbereich, 38 % wiesen zu niedrige und 36 % zu hohe pH-Werte auf. Die Daten repräsentieren ca. 42 % der Ackerflächen des Landes Brandenburg (Zimmer & Ellmer, 2012). Im Jahr 2022 wurden für 37 % der untersuchten Flächen optimale pH-Werte festgestellt, 20 % wiesen zu niedrige und 43 % zu hohe pH-Werte auf. Da in den einzelnen Jahren unterschiedliche Flächen bewertet wurden, lassen sich aus dem zeitlichen Vergleich keine Tendenzen ableiten.

Eine suboptimale Kalkversorgung ist auch auf Schlägebene nachweisbar. Abb. 1.5 zeigt exemplarisch das Ergebnis einer detaillierten pH-Kartierung auf einem Schlag in Brandenburg. Auch hier wies nur ein gutes Drittel der Fläche einen optimalen pH-Wert auf.

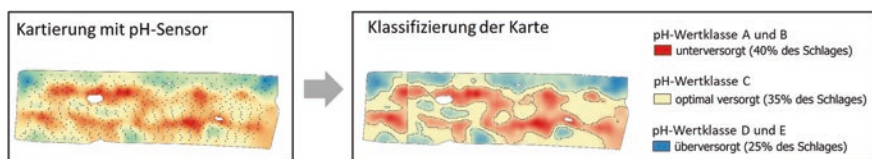


Abb. 1.5 Ergebnis einer detaillierten pH-Kartierung auf einem 30-ha-Schlag in der Uckermark, Land Brandenburg

1.4 Die teilflächenspezifische Kalkung als vernetztes System

Die im Abschn. 1.3 beschriebene suboptimale Kalkversorgung hat verschiedene Ursachen. Eine davon ist die Wahrnehmung und Motivation der Landwirt/-innen. Die Relevanz der Bodenacidität und ihre komplexen Wirkungen werden in der Praxis oft unterschätzt. Gründe hierfür mögen in der im Vergleich zur Stickstoffdüngung weniger ausgeprägten Düngewirkung sowie in der einfachen Handhabung des Kalks liegen. Nicht immer zeigt sich die Folge unterlassener Basenzufuhr wie in Abb. 1.6 dargestellt. Die kahle, ca. 6 ha große Fläche in der Bildmitte wurde über viele Jahre nicht gekalkt. Der Boden-pH liegt teilweise unter 3,8. Die umliegenden Flächen wurden dagegen bedarfsgerecht gekalkt. Trotz Trockenstresses und großer Standortheterogenität ist der Maisbestand auf der umliegenden Fläche wesentlich besser etabliert.

Eine weitere Ursache für die suboptimale Kalkversorgung ist, dass die für die Bestimmung des Basenbedarfs benötigten Bodeninformationen zu grob sind und nicht hinreichend genau vorliegen. Wie in Abschn. 1.2 dargestellt, werden zur Bestimmung des CaO-Bedarfs die Textur (Korngrößenverteilung), der Humusgehalt und der Boden-pH-Wert benötigt. Dabei werden die Textur und der Humusgehalt zur Abschätzung der austauschbaren (Puffer-)Acidität genutzt, die den Hauptteil der Bodenacidität ausmacht (vgl. Abb. 4.1, Kap. 4). Für das Management der Bodenacidität stehen den Landwirt/-innen derzeit keine geeigneten Karten der Bodentextur zur Verfügung. Die überwiegend verwendeten Karten stammen aus der Bodenschätzung und ihren Folgeerhebungen. Dabei erfolgte die



Abb. 1.6 Die Wirkung unterlassener Kalkung (ca. 6 ha Fläche in der Bildmitte) auf die Entwicklung eines einheitlich gesäten Silomaisbestandes in Märkisch-Oderland, Land Brandenburg. (Quelle: Golo Philipp, Luftbild vom 20.6.2023)

Bodenartbestimmung weitgehend mit der Fingerprobe. Bei dieser Methode sind jedoch erhebliche Fehleinschätzungen möglich (vgl. Kap. 3).

In der Regel werden die mineralischen Böden in Abhängigkeit von ihrem Ton- und Feinanteil entsprechend VDLUFA in fünf Bodengruppen eingeordnet und in Form von Karten dargestellt (Abb. 3.1.1). Eigene Vergleiche von auf Bodenschätzungsdaten beruhenden Texturkarten mit sensorbasierten, räumlich hochauflösenden und an Laboranalysen kalibrierten Texturkarten ergaben, dass in den Karten aus der Bodenschätzung weniger als 40 % der Flächen der zutreffenden Bodengruppe nach VDLUFA richtig zugeordnet sind (Abb. 1.7). Die Herleitung des Histogramms ist im Kap. 9 zu finden.

In Abb. 1.7 bedeuten positive Abweichungen, dass die betrieblichen Karten im Vergleich zur sensorbasierten Einordnung eine höhere Bodengruppe aufweisen. Detaillierte Informationen sind in Kap. 3 zu finden. Fast 50 % der Flächen wurden um eine Bodengruppe über- oder unterschätzt und ca. 10 % um zwei Bodengruppen.

Für die praktische Kalkbedarfsbestimmung bedeutet eine Überschätzung um ein Bodengruppe im Maximum eine Verdopplung der berechneten Kalkbedarfsmenge. Aus betrieblicher Sicht bedeutet dies insbesondere Abweichungen in der Kalkversorgung, die mehrere pH-Klassen ausmachen können, Tab. 1.3, verbunden mit Ertragseinbußen und Mehrausgaben für das Kalken, die zu jährlichen Gesamtverlusten führen. Diese Effekte werden im Kap. 9 erläutert.

Zusätzlich zur abweichenden Einordnung in die Bodengruppen lassen sich häufig auch Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Bodentextur nachweisen. Es muss davon ausgegangen werden, dass zumindest auf eiszeitlich geprägten

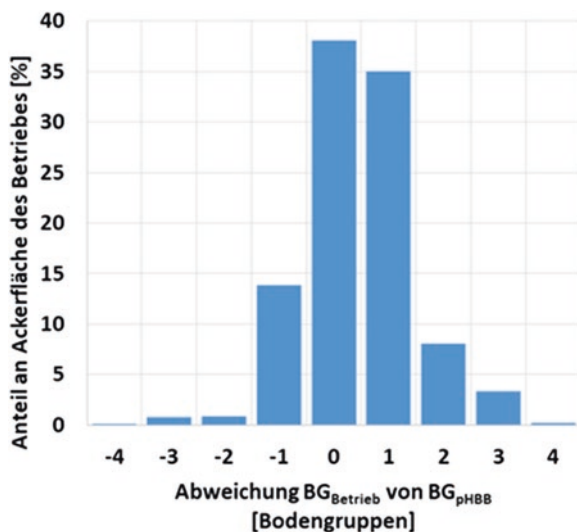


Abb. 1.7 Ackerflächenanteile mit Bodengruppen-einordnung nach betrieblichen Bodenkarten (BG_{Betrieb}) im Vergleich zur Einordnung nach sensorbasierter Bodenkarte (BG_{pHBB})

Tab. 1.3 Kalkbedarf in Abhängigkeit von der Bodengruppe (BG) für ausgewählte pH-Werte (Humusgehaltsklasse $\leq 4,0$ %). (Darstellung nach Kerschberger et al. 2000, S. 12–13; von Wulfen et al. 2008, S. 11–20)

pH-Wert	Kalkbedarf CaO [dt/ha]				
	BG 1	BG 2	BG 3	BG 4	BG 5
4,9	19	42	68	94	128
5,0	16	38	63	88	121
5,1	13	34	58	82	113

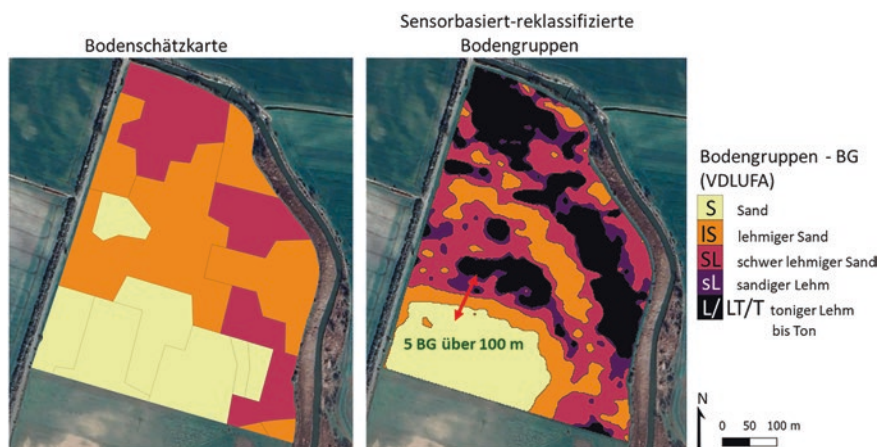


Abb. 1.8 Karten der Verteilung der Bodengruppen eines Schlages im Vergleich unterschiedlicher Datenherkünfte

Flächen auch die Spanne der Texturklassen in der Realität größer ist als durch die Bodenschätzungskarte angezeigt wird (Meyer et al. 2019). Dies wird in Abb. 1.8 veranschaulicht. Die sensorbasierte Karte (rechts) zeigt, dass statt bisher bekannter drei, tatsächlich fünf Bodengruppen vorhanden sind und deren räumliche Variabilität viel größer ist als bisher angenommen. Über eine Distanz von nur 100 m können die Texturunterschiede vier bis fünf Bodengruppen betragen. Der im Vergleich zur Bodenschätzung erreichbare Qualitätssprung durch die Kartierung mit räumlich hochauflösenden Sensoren mit Kalibration der Daten an Exaktanalysen aus dem Labor ist deutlich erkennbar.

In der Folge ergibt sich für die betrachtete Fläche allein durch die andere Texturverteilung eine stark veränderte Kalkbedarfskarte.

Die beschriebenen Abweichungen legen nahe, dass die Fingerprobe als Methode zur Bodenuntersuchung nicht mehr angewendet oder unterstützt werden sollte. Sukzessive sollten die Karten aus der Bodenschätzung durch solche aus sensorbasierten Texturkartierungen ersetzt werden. Im Kap. 3 werden Sensorsysteme und Kartierungsmethoden im Detail vorgestellt.

Die Situation hinsichtlich der für die Basenbedarfsermittlung erforderlichen Informationen zum Boden-Humusgehalt und zum Boden-pH-Wert ist noch schwieriger. In Deutschland werden entsprechende Karten von staatlicher Seite nicht zur Verfügung gestellt. Somit müssen im landwirtschaftlichen Betrieb die notwendigen Daten selbst erhoben werden, wobei die praxisüblich genutzten Beprobungsabstände bzw. Zoneneinteilungen für die Entnahme von Mischproben die standörtlichen Unterschiede meist nicht adäquat berücksichtigen.

Der VDLUFA hat seinen Standpunkt überarbeitet und empfiehlt nun eine Größe der Probenahmefflächen für Mischproben von 2–3 ha anstelle von bisher 3–5 ha (Lorenz et al. 2015). Die Teilflächen sollten anhand verschiedener Informationen zur Ermittlung der Standortheterogenität gebildet werden. Wie im vorhergehenden Abschnitt beschrieben, legt bereits die Variabilität der Bodentextur nahe, dass Beprobungsergebnisse von diesen kleineren Teilflächen immer noch zu Fehleinschätzungen führen können (Abb. 1.9).

In eigenen Untersuchungen auf Ackerflächen Brandenburgs wurden Variationen des Boden-pH von 4,0 bis 7,5 innerhalb von 100 m Abstand gemessen, im Extrem eine ganze pH-Einheit Unterschied über eine Entfernung von lediglich 12 m. In Veröffentlichungen Dritter wurden vergleichbare hohe Unterschiede angegeben. Zumindest auf eiszeitlich geprägten Standorten sind deshalb Beprobungsabstände von weniger als 30 m notwendig, um pH-Variationen innerhalb von Ackerflächen hinreichend genau zu erfassen (Gebbers 2008). Wir empfehlen aufgrund unserer Untersuchungen mindestens eine pH-Probe pro 0,04 ha. Jedoch ist der finanzielle und zeitliche Aufwand hierfür mit den traditionellen Methoden der Bodenbeprobung und Laboranalyse aus betriebswirtschaftlicher Sicht nicht leistbar. Auch die verfügbaren Bodenkarten und die bisher in der Praxis genutzten Beprobungsabstände für die Ermittlung fehlender Daten sind für das Management der realen variablen Bodenacidität ebenfalls zu grob und zu ungenau. In der Konsequenz ergibt sich das Erfordernis einer Neuerstellung von Karten der Bodentextur und des

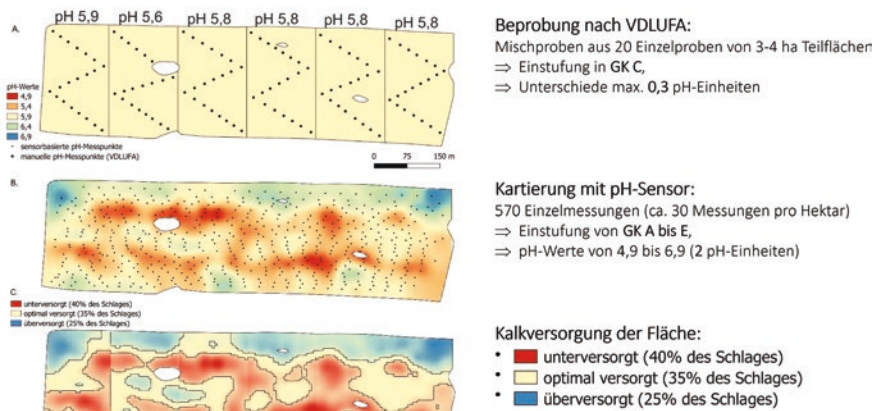


Abb. 1.9 Unzureichende Erfassung der pH-Variabilität auf Schlagebene durch Mischproben

Boden-pH für alle Landwirtschaftsflächen unter Nutzung hochauflösender Sensoren. Der Fokus sollte auf der kleinräumigen präzisen Ermittlung der Bodentextur liegen: Wird sie nicht korrekt ermittelt, kann es zur fehlerhaften Ermittlung des Kalkbedarfes kommen, die mehrere Gehaltsklassenstufen ausmacht (vgl. LAB 2015, S. 19 f.).

Selbst wenn nun räumlich hochaufgelöste Daten vorliegen, wirft die Bedarfsberechnung für die ortsspezifische Kalkung einige Fragen auf. Von sehr grundsätzlicher Art ist die Frage, ob klassische Düngungsalgorithmen für ortsspezifische Anwendungen überhaupt geeignet sind (Hergert et al., 1997). Die in Deutschland aktuell anerkannten Algorithmen wurden mit dem Ziel entwickelt, schlageinheitliche Empfehlungen zu geben, die in allen Regionen eines Landes und bei allen Bewirtschaftungsverfahren akzeptable Ergebnisse liefern. Die Entwicklung der Algorithmen basierte auf der „Mittelung“ von Experimenten über unterschiedliche Standorte. Zudem sind die Daten, die zugrunde liegenden Versuchsdesigns und die statistischen Auswertungsverfahren meist sehr alt. Es ist zu überdenken, ob die klassischen Algorithmen den düngungsrelevanten Prozessen kleinflächiger, innerhalb eines Schrages variierender Bodeneinheiten (Pedotopen) gerecht werden können. Es handelt sich hierbei um ein aus der Landschaftsökologie bekanntes Problem der Skalierung bzw. Regionalisierung (Wenkel & Schultz, 1999). In Bezug auf Precision Agriculture wurde dies Problem unter anderem von Hergert et al. (1997), Hoosbeck et al. (1998) und Haneklaus & Schnug (2006) diskutiert und später von Rühlmann et al. (Rühlmann et al. 2021, Rühlmann et al. 2023) speziell für die Kalkdüngung in Deutschland herausgearbeitet. Wünschenswert wären Algorithmen, welche sowohl die lokale Basenneutralisationskapazität als auch die lokale Versauerungsrate bei der Bedarfsermittlung berücksichtigen. Eine weitere Frage zur Anwendung der klassischen Algorithmen ergibt sich aus der durch Sensoranwendung verfügbaren Datenqualität. Sensoren können die für die Berechnung des Basenbedarfs erforderlichen Bodenmerkmale präzise, mit kontinuierlichen Werten zu erfassen. Die Berechnung des Basenbedarfs nach den Tabellen des VDLUFA erfolgt jedoch stufenweise, unter Verwendung weniger Textur- und Humusgehaltsklassen (von Wulfen et al., 2008). Das bedeutet, dass die sensorbasiert stufenlos erfassten Textur- und Humusgehalte nicht in eine kontinuierliche Basenbedarfsrechnung umgesetzt werden können. Es gehen wertvolle Informationen verloren, was zu einer ungenauen Düngungsempfehlung führt. Stufenlose Bedarfsberechnungen sind erforderlich, die stufenweisen VDLUFA Tabellen werden den Anforderungen einer präzisen Düngung nicht mehr gerecht (Wenkel, Gebbers, Brozio, 2001). Simulationsstudien zeigten, dass die Klassifizierung der Eingangsdaten für die Düngungsberechnung einen erheblichen Einfluss auf die Genauigkeit der Düngung haben kann (Gebbers 2008).

Vor dem Hintergrund der beschriebenen Abweichungen und Herausforderungen bei der Bereitstellung der für die Kalkung relevanten Bodeninformationen ergibt sich die Frage, welchen Umfang die oben berichteten Flächenanteile suboptimaler Kalkversorgung tatsächlich haben und welche Teilflächen tatsächlich betroffen sind. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Es wird erkennbar, dass die präzise teilflächenspezifische Kalkung auf einem vernetzten System basiert, Abb. 1.10. Alle Komponenten in dieser Prozesskette

Abb. 1.10 Die ortsspezifische Kalkung als vernetztes System



müssen ein hohes Qualitätsniveau aufweisen, welches bis dato nicht immer gegeben ist.

Die Qualität der Bodenkarten, ökonomische Limitierungen der Beprobungsdichte, Kosten für Laboranalysen, die Zusammenfassung der Textur in Boden-gruppen sind benannte Herausforderungen. Weitere können hinzukommen, wenn im Betrieb z. B. der Dünger durch falsche Lagerung verklumpt oder der Düngere-streuer falsch eingestellt wurde. Umgekehrt nützen auch der beste Dünger und Düngere-streuer wenig, wenn die Streukarten ungenau sind.

1.5 Motivation und Aufbau des Buches – Der Workflow für eine präzise Kalkung

Die wichtigste Komponente, mit der alle anderen Komponenten des präzisen teilflächenspezifischen Managements der Bodenacidität auf hohem Niveau umgesetzt werden können, ist das Wissen der Beteiligten. Interessierten Praktiker/-innen und Berater/-innen soll der Einstieg in die präzise Kalkung erleichtert werden. Dafür sollen mit diesem Buch sowohl entsprechendes Grundwissen als auch ad-äquate Methoden vermittelt werden.

Auf Grundlage der im Rahmen des Projektes „Präzise Kalkung in Branden-burg“ (pH-BB) entwickelten Prozesskette werden die erforderlichen Schritte von der sensorgestützten Flächenkartierung bis zur Applikationskartenerstellung er-klärt. In Abb. 1.11 ist dieser Workflow für eine präzise Kalkung dargestellt.

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Arbeitsschritte anhand eines Beispielschlages detailliert beschrieben sowie die dazu gehörigen methodischen Grundlagen vermittelt. Dabei werden wichtige Neuerungen vorgestellt.

Die Prozesskette beginnt bei der sensorgestützten Erfassung jener Bodenpa-rameter auf dem Feld, mit denen die räumliche Variabilität der Bodenacidität er-klärt werden kann. Da jeder Datensatz (Zeile) dieser Daten neben dem Messwert des Bodenparameters auch Koordinaten enthalten muss, werden diese Daten als

räumliche Daten oder Geodaten bezeichnet. Kap. 2 gibt einen kurzen Überblick über die aktuell wichtigsten Messprinzipien zur Ableitung der kalkungsrelevanten Bodenparameter Textur, pH und Humusgehalt. In den Kap. 3 bis 5 werden die Sensorsysteme und Messprinzipien für Textur, pH und Humusgehalt jeweils detailliert erläutert. Die für die Düngungsberechnung benötigten räumlichen Daten liegen meist an unterschiedlichen Positionen vor, z. B. weil sie durch unterschiedliche Sensoren oder zu unterschiedlichen Zeitpunkten erfasst wurden. Um sie für die Berechnung einer Düngungskarte nutzen zu können, müssen die räumlichen Daten jedoch exakt an den gleichen Positionen vorliegen. Dies erreicht man durch Interpolation, auch Regionalisierung genannt. Dadurch entstehen flächenhafte Karten mit Daten, die auf einem regelmäßigen Raster angeordnet sind.

In Kap. 6 sind die Methoden und Schritte beschrieben, mit denen aus den Sensordaten die Bodenparameterkarten erstellt werden können. Diese Schritte sind nötig, da die von den Sensoren erfassten Größen (Messwerte) nicht den Messwerten entsprechen, die für Basenbedarfsermittlung benötigt werden. Beispielsweise wird der Humusgehalt in Prozent der Trockenmasse als Eingangsgröße für die Berechnung benötigt, die Sensoren liefern jedoch nur spektrale Informationen über den Boden. Die „Übersetzung“ der Sensormesswerte in die Eingangsgröße für die Düngungsberechnung wird als **Kalibrierung** bezeichnet. Für diese müssen an ausgewählten Punkten Bodenproben entnommen werden, an denen mittels der Standardlaboranalysen der pH-Wert, die Textur und der Humusgehalt zu bestimmen sind. Danach liegen Laborergebnisse und Sensordaten von gleichen Punkten des Feldes vor. Mit diesen lassen sich im nächsten Schritt mathematische Funktionen (Kalibrierfunktionen) erstellen welche die Sensordaten in die benötigten Bodenparameter umrechnen. Das Ergebnis sind hochaufgelöste Bodenparameterkarten, die als Eingangsdaten für die Applikationskartenerstellung dienen. Besonders wichtig bei der Kalibrierung ist das Thema der **Referenzbeprobung**. Da durch die Beprobung und Analyse zusätzlicher zeitlicher und finanzieller Aufwand entsteht, sollten möglichst wenig Proben gezogen werden und sie sollten „geschickt“ gewählt werden, um eine hohe Genauigkeit der Kalibrierung zu erreichen.

Im Kap. 7 wird der Prozess der Applikationskartenerstellung veranschaulicht. Auf Basis der hochaufgelösten Bodenkarten werden zunächst die CaO-Bedarfskarten und schließlich die Düngeapplikationskarten berechnet. Hierfür werden zwei unterschiedliche Algorithmen vorgestellt:

1. Der klassische **VDLUFA-Algorithmus**, der auf klassifizierten Daten, wie z. B. den Bodengruppen, beruht.
2. Der im Projekt pH-BB entwickelte stufenlose Algorithmus, der an die bei der Sensorkartierung generierten kontinuierlichen Daten angepasst ist und es somit erlaubt, die höhere räumliche Auflösung der sensorbasierten Bodenkarten bei der Basenbedarfsberechnung besser auszunutzen.

Weiter wird beschrieben, wie die berechneten Kalkapplikationskarten entweder an bereits existierende, dauerhafte Fahrspuren angepasst oder parallel zu Feldgrenzen

ausgerichtet werden können. Abschließend werden sie in ein vom Terminal des Kalkstreuers lesbares Format exportiert.

Im Kap. 8 wird die „**pH-BB Toolbox**“ vorgestellt. Sie wurde als Entscheidungsunterstützungssystem in Form einer WebGIS-Anwendung entwickelt. In ihr sind alle digitalen Arbeitsschritte der Prozesskette für eine ortsspezifische Kalkung integriert. Damit wird ein durchgängiger Datenverarbeitungsfluss ermöglicht. Die R Skripte der Toolbox und Test-Datensätze sind dem Buch als elektronische Zusatzmaterialien beigelegt.

Im Kap. 9 werden die **Effekte präziser Kalkung** in Bezug auf den Basenbedarf, den Ertrag und anhand ökonomischer Kennwerte beschrieben.

Abschließend werden Im Kap. 10 weitere Methoden der Basenbedarfsermittlung vorgestellt.

Der Abschlussbericht zum Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ und ergänzende Praxisblätter sind dem Buch als elektronische Zusatzmaterialien beigelegt. Sie sind auch auf der EIP-Agri Web-Seite des Landes Brandenburg zu finden unter:

<https://eip-agri.brandenburg.de/eip-agri/de/projekte/ph-bb-beendet/>

1.6 Exkurs: Naturräumliche Gegebenheiten der untersuchten Betriebe

Die im Projekt pH-BB untersuchten landwirtschaftlich Flächen sind Teil dreier Landwirtschaftsbetriebe in den Gemarkungen Booßen, Lietzen und Wilmersdorf im Osten und im Norden des Bundeslandes Brandenburg. Die Region ist Teil der Norddeutschen Tiefebene und wurde durch glaziale und periglaziale Prozesse geformt. Die dominierenden Ausgangsmaterialien der Bodenbildung sind nach Stackebrandt & Franke, 2015 lehmige und mergelige Moränenablagerungen, äolische Sande, fluviale und glazifluviale Sande sowie lehmige oder tonige Schwemmlandablagerungen. Resultierende Bodentypen sind Cambisole, Luvisole und Podzole auf Ackerflächen und Endmoränen, Arenosole auf glazifluvialen Sanden und äolischen Sanden sowie Gleysole, Histosole und Fluvisole in grundwasserbeeinflussten Tälern und Becken (Janetzko und Schmidt, 2014). Typisch für diese Jungmoränenlandschaften sind die sehr heterogenen Böden mit kleinräumigen Schwankungen, die stark schwankende Bonitäten mit Ackerzahlen von <10 bis 65 bedingen. Die Bodenart variiert von reinen Sanden (S) bis hin zu schweren Lehmen (LT), wobei der Hauptteil der Flächen zu den VDLUFA-Bodenartengruppen 1 bis 3 gehört. Die vorherrschenden Bodentypen sind Parabraunerde über Geschiebedecksand und Fahlerde über Moränenlehm. Außerdem sind viele landwirtschaftliche Flächen durch eine hohe Variabilität des pH-Wertes gekennzeichnet, weisen also sowohl zu niedrige (saure) als auch zu hohe (basische) pH-Werte auf.

Klimatisch befindet sich die Region in einer Übergangszone zwischen dem ozeanischen Klima Westeuropas und dem kontinentalen Klima Osteuropas. Nach dem Koeppen–Geiger-Klassifizierungssystem gilt das Klima als gemäßigt ozeanisch mit zunehmendem Einfluss kontinentaler Zirkulationen. Die mittlere jährliche Lufttemperatur beträgt im Durchschnitt ca. 9 °C mit Abweichungen in den Betrieben von 8,3–9,6 °C. Die kältesten und wärmsten Monate sind Januar und Juli mit mittleren Temperaturen von –1 bzw. 18 °C. Mit einer mittleren jährlichen Niederschlagssumme von weniger als 600 mm ist es eine der trockensten Regionen in Deutschland (Hendl, 1994). Aufgrund der relativ geringen Höhenunterschiede der Landoberfläche von <200 m ü.d.M. gibt es keine relevanten klimatischen Unterschiede in der Region.

Literatur

- Der Abschlussbericht zum Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ und ergänzende Praxisblätter sind dem [Kapitel als elektronische Zusatzmaterialien beigefügt](#).
- Ahmad, W.; Dijkstra, F.A.; Dalal, R.C.; Singh, B. (2016): Soil warming and liming impacts on recovery of 15N in acidic soil under soybean cropping. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179(2): 193–197. <https://doi.org/10.1002/JPLNw.201500378>
- Ahn, S.; Doerr, S. H.; Douglas, P.; Bryant, R.; Hamlett, C. A. E.; McHale, G.; Newton, M. I. Shirtcliffe, D. N. J. (2013): Effects of hydrophobicity on splash erosion of model soil particles by a single water drop impact. *Earth Surface Processes and Landforms* 38 (11):1225–1233. <https://doi.org/10.1002/esp.3364>
- BLE (2000, Hrsg.): Mit Kalk gegen Schwermetalle. [https://www.bful.sachsen.de/download/ BLE_Mit_Kalk_gegen_Schwermetalle_2020.pdf](https://www.bful.sachsen.de/download/BLE_Mit_Kalk_gegen_Schwermetalle_2020.pdf) (7.11.23)
- Bockholt, K. (2021): Kalkdüngung richtig kalkulieren: 11 Tipps zum Kalken und Kosten sparen. <https://www.agrarheute.com/pflanze/getreide/kalkduengung-richtig-kalkulieren-11-tipps-kalken-kosten-sparen-526789> (Abruf 21.12.2023)
- Briedis, C.; Sa, J.C.D.; Caires, E. F.; Navarro, J.D.; Inagaki, T. M.; Boer, A.; Neto, C. Q.; Ferreira, A. D.; Canalli, L. B.; Dos Santos, J. B. (2012): Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system. *Geoderma* 170:80–88. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2011.10.011>
- Cheng, L.; Cord-Ruwisch, R.; Shahin, M.A. (2013): Cementation of sand soil by microbially induced calcite precipitation at various degrees of saturation. *Canadian Geotechnical Journal* 50 (1):81–90. <https://doi.org/10.1139/CGJ-2012-0023>
- Cuisinier, O.; Auriol, J. C.; Le Borgne, T.; Deneele, D. (2011): Microstructure and hydraulic conductivity of a compacted lime-treated soil. *Engineering Geology* 123(3): 187–193. <https://doi.org/10.1016/J.ENGGE.2011.07.010>
- Dahiya, S.S.; Singh, R. (1982): Effect of Soil Application of CaCO₃ and Fe on Dry-Matter Yield and Nutrient-Uptake in Oats (*Avena-Sativa*). *Plant and Soil* 65 (1):79–86. <https://doi.org/10.1007/BF02376805>
- DLG e.V. (Hrsg., 2022): Hinweise zur Kalkdüngung. DLG-Merkblatt 456. https://www.dlg.org/fileadmin/downloads/landwirtschaft/themen/publikationen/merkblaetter/dlg-merkblatt_456.pdf (5.11.23)
- DüMV 2019: Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist. https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012 (21.12.2023)

- Edmeades, D. C.; Rys, G.; Smart, C.E.; Wheeler, D. M. (1986): Effect of Lime on Soil-Nitrogen Uptake by a Ryegrass-White Clover Pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 29 (1):49–53. <https://doi.org/10.1080/00288233.1986.10417973>
- Fiedler, H.J.; Bergmann, W. (1955): Die Wirkung verschiedener Bodenstruktur-Verbesserungsmittel. *Angewandte Chemie* 67 (22). <https://doi.org/10.1002/ANGE.19550672204>
- Gebbers, R. (2008): Fehleranalyse im System der ortsspezifischen Grunddüngung. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI, 474, Darmstadt, Germany. ISSN: 0931-6264
- Goulding, K. W. T.; Blake, L. (1998): Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67 (2–3):135–144. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00111-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00111-4)
- Gray, C. W., Dunham, S.J.; Dennis, P. G.; Zhao, F. J.; McGrath, S. P. (2006): Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. *Environmental Pollution* 142 (3):530–539. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.017>
- Grunert, M. (2015): Herausforderung Stickstoff-Effizienz. Welches Optimierungspotenzial bietet die Düngung. Fachtagung „Nähstoffeffizienz in der Landwirtschaft“, Landesarbeitskreis Düngung Brandenburg/Sachsen/Thüringen. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Nossen
- Haneklaus, S.; Schnug, E. (2006): Site-Specific Nutrient Management: Objectives, Current Status, and Future Research Needs. In: Srinivasan, A. (ed.): *Handbook of Precision Agriculture. Principles and Applications*. Food Product Press: New York, pp. 91–151. <https://doi.org/10.1201/9781482277968>
- Hartge, K. (1959): Ursachen der Verbesserung der Strukturstabilität von Böden durch die Kalkung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 85 (3):214–227. <https://doi.org/10.1002/JPLN.19590850304>
- Hendl, M., 1994: Das Klima des Norddeutschen Tieflandes. In: H. Liedtke, J. Marcinek (Hrsg.): *Physische Geographie Deutschlands*. 559 S., Gotha 1994, ISBN:3-623-00840-0
- Haynes, R. J.; Naidu, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51 (2):123–137. <https://doi.org/10.1023/A:1009738307837>
- Hergert, G.W., W.L. Pan, D.R. Huggins, J.H. Grove and T.R. Peck. 1997. Adequacy of current fertilizer recommendations for site specific management. p. 283–300. In F.J. Pierce and E.J. Sadler (ed.) *The State of Site-Specific Management for Agriculture*. ASA, Madison, WI. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/https://doi.org/10.2134/1997.stateofsitespecific.c13>
- Hoosbeck, M. R.; Stein, A.; van Reuler, H.; Janssen, B. H. (1998): Interpolation of agronomic data from plot to field scale: using a clustered versus a spatially randomized block design. *Geoderma* 81, pp. 265–280. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00093-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00093-1)
- Horsnell, L. J. T. 1984. Effect of Soil-Moisture on the Response of Subterranean Clover to Lime. *Plant and Soil* 81 (2):295–297. <https://doi.org/10.1007/BF02197163>
- Jacobs, Anna et al. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. S. 135–137. Thünen Report, No. 64, ISBN:978-3-86576-192-7, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. <https://doi.org/10.3220/REP1542818391000>
- Janetzko, P. and Schmidt, R., 2014. Norddeutsche Jungmoränenlandschaften. *Handbuch der Bodenkunde*, pp.1–38
- Krbetschek, M.R.; Degering, D.; Alexowsky, W. Infrared radiofluorescence ages (IR-RF) of Lower Saalian sediments from Central and Eastern Germany. *Zeitschr. Dtsch. Ges. Geowiss.* 2008, 133–140. <https://doi.org/10.1127/1860-1804/2008/0159-0133>
- Kerschberger, M., Marks, G. (2007). Einstellung und Erhaltung eines standorttypischen optimalen pH-Wertes im Boden - Grundvoraussetzung für eine effektive und umweltverträgliche Pflanzenproduktion. *Berichte über Landwirtschaft*, 85(1), 56–77.
- Kerschberger, M., Deller, B., Hege, U., Heyn, J., Kape, H.-E., Krause, O., Pollehn, J., Rex J., Severin, K. (2000): Standpunkt – Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. *VDLUFA* (Hrsg.). <https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/0-9-kalk.pdf>. Abrufdatum: 13.12.2023

- LAB-Landwirtschaftliche Beratung der Agrarverbände Brandenburg GmbH (2015): Wegweiser zum Einsatz von Precision Farming Technologien. Ein LEADER-Kooperationsprojekt der LAG Oderland mit der LAG Fläming-Havel. https://lag-oderland.de/content/docs/bericht_pf.pdf
- Larink, O.; Joschko, M. (2014): Einfluss der Standort- und Bodeneigenschaften auf die Bodenfauna. In Handbuch der Bodenkunde: Wiley-VCH Verlag. <https://doi.org/10.1002/9783527678495>
- LKV Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e. V. (2022): Jahresbericht 2022. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2023/Jahresbericht2022-web.pdf> (22.12.2023)
- LKV Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e. V. (2020): Jahresbericht 2020. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2021/Jahresbericht2020-onlineausgabe.pdf> (22.12.2023)
- LKV Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e. V. (2021): Jahresbericht 2021. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2022/Jahresbericht2021.pdf> (22.12.2023)
- Lorenz, F., Armbruster, M., König, V., Nätcher, L., Olf, H.W. (2015): Georeferenzierte Bodenprobenahme auf landwirtschaftlichen Flächen als Grundlage für eine teilschlagspezifische Düngung mit Kalk und Grundnährstoffen. Standpunkt des VDLUFA. <https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/15-Bodenprobenahme.pdf> (8.11.23)
- LVLf (Hrsg., 2008): Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DüV). Frankfurt/O., Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung (LVLf). https://www.oberhavel.de/media/custom/2244_5397_1.PDF?1366711890, 9.11.23
- Molitor, H., Münchhoff, K., Pesch, J., Pollehn, J., Rex, M., Rubenschuh, U., Scherer, H., Setzer, F., von Wulffen, U. (2012): Hinweise zur Kalkdüngung. DLG-Merkblatt 353. Frankfurt am Main: DLG e.V. https://www.zkw-otterbein.de/images/Otterbein/Weitere_Dokumente/dlg-merkblatt_353.pdf (5.11.23)
- Meyer, S., Kling, C., Vogel, S., Schröter, I., Nagel, A., Kramer, E. (2019): Creating soil texture maps for precision liming using electrical resistivity and gamma ray mapping. In: Stafford, J. V. (Ed.) Precision Agriculture'19 Proceedings of the 12th European Conference on Precision Agriculture, 539–546. https://doi.org/10.3920/978-90-8686-888-9_67
- Paradel, R.; Virto, I.; Chenu, C. (2015): Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 202:98–107. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005>
- Richter, D., Kerschberger, M., u. a. (1978): Präzisierung der zur Erzielung hoher Erträge erforderlichen Kalkmenge und optimaler Einsatz der Kalkdünger für Ackerland.- Ermittlung optimaler pH-Werte für Bodengruppen und Fruchtarten. Abschlußbericht. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Institut für Pflanzenernährung Jena. Bundesarchiv, BArch DK 107/32048. <https://www.deutsche-digitale-bibliothek.de/item/V4EVD0EPLBAZW4L7AKKJRZEE6DYUIKW7>
- Rogasik, J., Kurtinecz, P., Panten, K., Funder, U., Rogasik, H., Schroetter, S., & Schnug, E. (2005). Kalkung und Bodenfruchtbarkeit. *FAL—Agric. Res*, 286 (special issue), 71–81.
- Rühlmann, J., Bönecke, E. Meyer, S. (2021). Predicting the Lime Demand of Arable Soils from pH Value, Soil Texture and Soil Organic Matter Content. *Agronomy* 2021, 11,785
- Rühlmann, J., Bönecke, E., Gebbers, R., Gerlach, F., Kling, C., Lück, K., ... & Kramer, E. (2023). Predicting the Base Neutralization Capacity of Soils Based on Texture, Organic Carbon and Initial pH: An Opportunity to Adjust Common Liming Recommendation Approaches to Specific Management and Climate Conditions. *Agronomy*, 13, 2762
- Stackebrandt, W. and Franke, D., 2015. *Geologie von Brandenburg*. Schweizerbart, Stuttgart (2015), p. 806
- Schachtschabel, P., Hartge, K. (1958): Die Verbesserung der Strukturstabilität von Ackerböden durch eine Kalkung. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 83 (3):193–202
- Schilling, G. (2000) *Pflanzenernährung und Düngung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, ISBN 10:3-8252-8189-2
- Stöven, K., & Schnug, E. (2005). Kalkung und Bodenleben. In S. Haneklaus, R.-M. Rietz, J. Rogasik, & S. Schroetter (eds.), *Recent advances in agricultural chemistry* (Vol. 286), Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, Germany, pp. 113–119. ISBN 978-3-933140-92-0
- Von Wulffen, U., Roschke, M., und Kape, H. E. (2008). Kalkversorgung – pH-Wert. In: Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverord-

- nung (DüV). Gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Landesamt für Verbraucherschutz, Frankfurt/Oder
- Wang, Y., Yao, Z., Zhan, Y., Zheng, X., & Zhou, M. (2021). Potential benefits of liming to acid soils on climate change mitigation and food security. *Global Change Biology*, 00, 1–15. <https://doi.org/10.1111/gcb.15607>
- Wenkel, K.-O.; Gebbers, R.I.B.; Brozio, S., Schaak, G., Simchen, H. (2001): German Decision Support System for Site-Specific P, K, Mg-Fertilization – State of the Art and Further Developments. In: Grenier, G.; Blackmore, S. (eds.): ECPA 2001. Third European Conference on Precision Agriculture. Agro Montpellier, Montpellier, France, 749–754. ISBN 10: 2-9007-9213-4
- Wenkel, K.-O.; Schultz, A. (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung. In: Steinhart, V.; Volk, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Teubner Verlag: Stuttgart, S. 19–42. https://doi.org/10.1007/978-3-322-90880-3_2
- Zimmer, J.; Ellmer, F. (2012): Nährstoffversorgung ackerbaulich genutzter Böden im Land Brandenburg. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 24: 92–93

Eckart Kramer, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, ekramer@hnee.de.

Eckart Kramer vertritt das Fachgebiet Prozessmanagement und Technologien im Ökologischen Landbau an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde. Wissenschaftliche Schwerpunkte sind Prozess- und Technikentwicklungen für Unternehmen der Agrar- und Ernährungsbranche. www.hnee.de/Kramer

Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de

Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit “I4S” das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Jörg Rühlmann, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, ruehlmann@igzev.de

Jörg Rühlmann ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentexturkarten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Eric Bönecke, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, boenecke@igzev.de

Eric Bönecke schloss 2012 das Studium der Geographie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde ab und forscht seither als wissenschaftlicher Mitarbeiter zu den Ursachen der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen auf Feld- und Regionalebene. Unter anderem entwickelt er Algorithmen zur Verbesserung von Düngeempfehlungen in der Landwirtschaft.

Ingmar Schröter, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Ingmar.Schroeter@hnee.de.

Ingmar Schröter arbeitet seit als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HNEE. Sein Forschungsschwerpunkt liegt im Bereich der Bodenlandschaftsmodellierung. Er befasst sich mit effizienter Probenahmeplanung und der Entwicklung von Algorithmen zur Sensordatenkalibrierung.

Er ist R Enthusiast, interessiert sich für Datenvisualisierung und koordiniert die Entwicklung der pH-BB Toolbox.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Die sensorgestützte Kartierung von Bodenparametern

2

Robin Gebbers und Eckart Kramer

2.1 Einführung zu den vorgestellten Messmethoden

Bisherige betriebliche Ansätze zur eigenen Erfassung von Bodenparametern basieren auf der Entnahme von Mischproben von vorab festzulegenden Teilflächen und Untersuchung in Fachlaboren. Hierzu hatte der VDLUFA seinen Standpunkt zur Bodenprobenahme auf landwirtschaftlichen Flächen überarbeitet (Lorenz et al. 2015). Im Abschn. 1.4 wurde hierauf Bezug genommen und auf die praktischen Grenzen hingewiesen. Die für viele heterogene Standorte unzureichende Beprobungsdichte wurde diskutiert. Den Landwirt/-innen sind die Grenzen der klassischen Bodenuntersuchung zunehmend bewusst. Verstärkt beziehen sie Zusatzinformationen und -daten in Entscheidungen ein. Zusätzliche Daten stammen z. B. von Satelliten- und Luftbildern, aus der Ertragserfassung und von Bodensensoren. Als weitere Informationsquellen werden Empfehlungen aus Entscheidungsunterstützungssystemen verwendet. Unter den genannten alternativen Methoden zur Informationsgewinnung ermöglichen Nahbereichs-Bodensensoren die umfassendsten Einblicke in den Boden und eröffnet damit sowohl der Praxis als auch der Forschung neue Möglichkeiten (Viscarra Rossel und Bouma 2016). Nahbereichs-Bodensensoren messen im oder, mit einem Abstand bis zu 2 m, am Boden. Auf die praktischen Anforderungen an solche Sensoren, insbesondere im Hinblick auf die Erfassung kalkungsrelevanter Bodenparameter, wird im Folgenden eingegangen.

R. Gebbers (✉)

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland

E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

E. Kramer

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

E-Mail: ekramer@hnee.de

© Der/die Autor(en) 2025

E. Kramer et al. (Hrsg.), *Sensorgestützte Kartierung von Bodeneigenschaften für die teilflächenspezifische Kalkung*, https://doi.org/10.1007/978-3-662-69174-8_2

Die sensorgestützte Erfassung der für die Kalkung relevanten Bodenparameter Textur, pH-Wert und Humusgehalt ist technisch herausfordernd. Derzeit wird intensiv an Lösungen geforscht, mit denen die Ergebnisse der anerkannten Labordiagnostik auf dem Feld reproduziert werden können. Dabei ist die Praxistauglichkeit der Systeme von besonderer Bedeutung: Messkonzept, Nutzerfreundlichkeit, Robustheit, Energie und Wirtschaftlichkeit.

Böden sind äußerst heterogen. Sie bestehen aus einem dreiphasigen Gemisch vieler höchst unterschiedlicher Substanzen. Hieraus resultieren diverse Störeinflüsse für die Sensoren. Lösungsansätze ergeben sich aus der Kombination verschiedener Sensoren entweder zur Bestimmung der Zielgröße oder zur separaten Bestimmung der Störgrößen. Verbleibende Messabweichungen werden durch Kalibrierung an Referenzproben kompensiert.

Bei der Nutzfreundlichkeit ist auf die Sicherheit und Ergonomie der Bedienelemente, beim Transport und bei der Wartung zu achten. Dazu zählt auch, dass das System kompatibel zum metrischen System (z. B. Befestigungselement und Daten) und weiteren relevanten Standards ist (Stecker, Stromversorgung). Es ist darauf zu achten, dass Sensoren nicht durch das Fahrzeug oder durch andere Sensoren gestört werden (z. B. elektromagnetische Strahlung, Vibrationen). Aufgrund des vergleichsweise geringen Umfangs von Angebot und Nachfrage sind angebotene Systeme ggf. nur für den Heimatmarkt homologiert.

Für den dauerhaften Einsatz ist eine hohe Flexibilität hinsichtlich der Einsatzbedingungen und Robustheit gefordert. Der Arbeitsbereich sollte eine weite Temperatur- und Feuchtigkeitsspanne umfassen. Dazu müssen die entscheidenden Komponenten dauerhaft wasserdicht abgeschlossen und ggf. gleichzeitig ausreichend gekühlt werden. Bei einem untersuchten System war die Nachrüstung einer Kühlung erforderlich. Der Anbieter sollte die Tauglichkeit in den Grenzbereichen der Einsatzbedingungen nachweisen können.

Das System sollte bruchsicher sein und einen hohen Verschleißwiderstand, auch bei schwierigen Bodenverhältnissen haben (Verdichtung, Steine, Pflanzenrückstände). Im Boden geführte Sensoren unterliegen hoher Beanspruchung und großem Verschleiß. Ein untersuchter Sensor war nach wenigen Hektaren Kartierung irreparabel abgenutzt. Die vielfältigen Lösungsansätze reichen von der robusten, Verschleiß berücksichtigenden Konstruktion der Sensoren über einen nur intervallweisen bzw. kurzzeitigen Bodenkontakt (z. B. stop and go) bis zur Entwicklung alternativer Sensoren, die außerhalb des Bodens messen (Nah- und Fernerkundung). Für Sensoren mit Bodenkontakt kann die zusätzliche Installation einer Kamera empfohlen werden: Zum Schutz vor Steinen werden die im Boden geführten Sensorköpfe mitunter mit einem Scherbolzen gesichert. Zudem ist auf dem Feld die im Labor übliche Probenaufbereitung schwierig. Es ist möglich, dass anstelle des Bodens Steine, Wurzeln, Regenwürmer etc. die Messergebnisse beeinflussen. Lösungsansätze bestehen z. B. in der parallelen Messung mit zwei oder mehr Sensoren oder in der nachträglichen Bereinigung der Messdaten von Ausreißerwerten.

Auflagen von Stroh oder anderen Ernteresten sowie Kartierungen in bestehenden Kulturen können zur Verstopfung und zum Ausfall des gesamten Messsystems

bei im Boden geführten Sensoren führen. Dies ist besonders für Ökologisch oder pfluglos wirtschaftende Betriebe bedeutsam. Lösungen hierfür sind der Verzicht auf die Kartierung in den entsprechenden Zeitfenstern der Bestandsentwicklung und Nachernte oder der Einsatz wirksamer Räumerschare. Zusätzlich wird auch hier die Installation einer Kamera empfohlen. Aber auch außerhalb des Bodens befindliche optische Sensoren werden von den pflanzlichen Auflagen beeinträchtigt.

Aktive Sensoren benötigen eine eigene Energiequelle, um z. B. Spannung anzulegen oder Druck auszuüben. Die Frage der Energieversorgung stellt sich insbesondere dann, wenn Fahrzeuge mit geringem Energievorrat genutzt werden sollen (Drohnen, Leichtfahrzeuge, Roboter) und wenn der Energieverbrauch sehr hoch wird. Besonders hohen Energiebedarf haben Sensorsysteme, bei den Probennehmer oder Messsonden durch den Boden bewegt werden müssen, wie z. B. Horizontal- und Vertikalpenetrometer. Bei einem untersuchten System waren die Leitungsquerschnitte für Aktoren unterdimensioniert und aufwendige Nachrüstung erforderlich.

Schlussendlich ist die Wirtschaftlichkeit des Systems ausschlaggebend. Für die Kalkulation sind ähnliche Faktoren wie bei anderem landwirtschaftlichem Gerät zu beachten, so z. B. Auslastung, Wartungs- und Reparaturkosten, Personal. Zunehmend gehen Sensorhersteller dazu über, die Daten gegen Gebühr abzugeben. Wichtig ist auch, die „Haltbarkeit“ der Daten zu berücksichtigen. Während die Kartierung der Textur für viele Jahre ihre Gültigkeit behält, sind andere Parameter zeitlich variabler und müssen häufig kartiert werden. Nicht vergessen werden sollten die Kosten für die Kalibrierung der Sensoren im Feld (Gewinnung von Referenzproben und deren Analyse im Labor) und die Aufwendungen für die Auswertung der Daten. Für den Einstieg in die sensorbasierte Bodenkartierung wird es in vielen Fällen sinnvoll sein, Dienstleister zu beauftragen. Allerdings garantiert nur die eigene Fachkenntnis, dass die Dienstleistungsangebote und die gelieferte Leistung ausreichend geprüft werden.

Wie bei anderen Investitionen und Dienstleistungen auch, sollten stets Einsatzverfahren von vergleichbaren Betrieben eingeholt sowie Service und Ersatzteilbeschaffung geklärt werden.

Diese nicht abschließende Auflistung von Herausforderungen verdeutlicht, wie wichtig Kenntnisse zur Eignung und den Grenzen von Bodensensoren sind, um ihre Potenziale bewerten und nutzen zu können.

Den Merkmalen von Boden-Sensorsystemen ist der Exkurs in Abschn. 2.2 gewidmet.

Ausführliche Darstellungen zu Bodensensoren für die Landwirtschaft insgesamt finden sich in Kehl et al. (2021) sowie in Gebbers (2018). Zur Vertiefung von Grundlagen der Sensortechnik, zum Verständnis der Funktion von Sensoren und zur Konzeption von Sensorsystemen wird auf weiterführende Literatur verwiesen, z. B. Tränkler und Reindl 2014.

In diesem Buch werden vier sensorbasierte Messmethoden beschrieben, mit denen die für das Aziditätsmanagement wichtigen Bodeneigenschaften kartiert werden können, Abb. 2.1. Die Auswahl der Sensoren beruht auf dem Bezug ihrer Messgrößen zu den Zielparametern sowie der Verfügbarkeit und praktischen Eig-

nung von Sensorsystemen. Mittels pH-Potentiometrie, einem elektrochemischen Verfahren, soll der pH-Wert der Bodenlösung gemessen werden. Die Methode ist ein weitgehend direktes Verfahren und misst sehr selektiv. Durch den erforderlichen direkten Kontakt der verwendeten ionenselektiven Elektroden mit dem Boden ist die Methode vergleichsweise aufwendig und störanfällig. Mit den weiteren drei verwendeten Messmethoden Geoelektrik, Gamma-Radiometrie und optische Spektroskopie werden die Messgrößen zur Bestimmung von Textur und Humusgehalt erfasst. Sie weisen nur indirekte Beziehungen zu den Zielparametern auf. Dafür sind sie robuster und messen schneller als die pH-Potentiometrie. Textur und Humusgehalt beeinflussten die Puffer-Acidität des Bodens. Diese beruht auf der Nachlieferung von H⁺-Ionen aus Tonmineralen, Humus und anderen Austauschern.

2.2 Merkmale von Boden-Sensorsystemen: Ein Exkurs

Der folgende Exkurs dient der Vertiefung der vielseitigen Aspekte von Sensoren und Sensorsystemen. Die Aspekte der Praxistauglichkeit wurden in Abschn. 2.1 behandelt.

2.2.1 Bezug zum Zielparameter

Der Boden als Messobjekt, das der Träger der interessierenden Messgröße ist, stellt hohe Anforderungen an die Messung. Böden sind äußerst heterogen. Sie bestehen aus einem dreiphasigen Gemisch aus sehr vielen und höchst unterschiedlichen Substanzen. Die mechanischen Bodeneigenschaften behindern ein leichtes Eindringen mit Messsonden. Elektromagnetische Wellen werden in einem weiten Frequenzbereich vom Boden absorbiert und erlauben kein leichtes „Durchleuch-

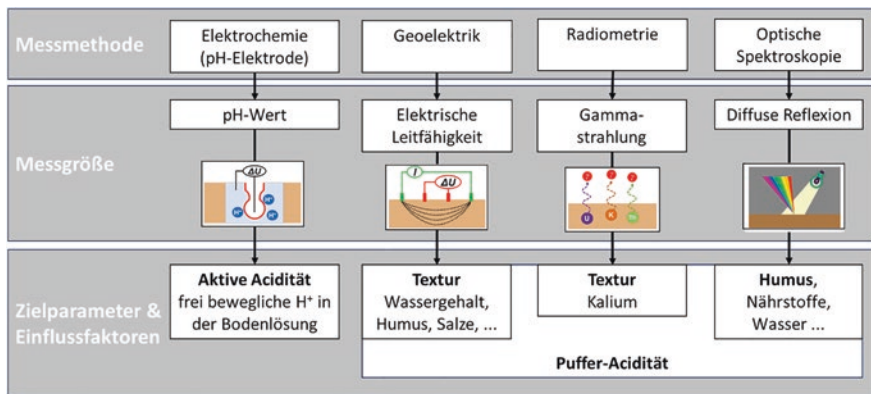


Abb. 2.1 Übersicht der im Buch behandelten Messmethoden

ten“. Hinzu kommt, dass die Zielparameter oft nur unvollkommen definiert sind. Dies gilt z. B. für die Konzentration pflanzenverfügbarer Nährstoffe im Boden. Hierfür wurden in der Pflanzenernährung verschiedene Konzept und Messverfahren entwickelt, wohl wissend, dass eine genaue Charakterisierung zur Erfassung der komplexen Boden-Pflanze-Wechselwirkungen nur unvollkommen möglich ist (Schilling 2000). Da es oft keine eindeutigen wissenschaftlichen Vorzüge einer Analyseverfahren gibt, wird per Vereinbarung (Konvention) festgelegt, welches die Standardmethode sein soll, um Ergebnisse vergleichen zu können. In der Bodennuntersuchung sind solche „konventionell“ genannten Methoden sehr verbreitet (Blume et al. 2011).

Die mit Messungen verbundenen Themen sind durch metrologische Organisationen detailliert definiert worden (Joint Committee for Guides in Metrology 2012). Messungen beruhen letztendlich auf Vergleichen mit Standards (Adunka 2007). Diese Standards können bestimmte Substanzen oder Körper, andere Messverfahren oder Zahlenwerte sein (Pesch 2009). Um nun nicht bei jeder Messung einen anerkannten Standard mitführen zu müssen und ihn ständig für Vergleiche zu benutzen, werden Messsystem kalibriert. Kalibrierung stellt unter definierten Messbedingungen und -regeln die Beziehung zwischen der vom Messsystem angezeigten Messgröße und den bekannten Werten von offiziell anerkannten Standards her (Cuadros-Rodríguez et al. 2001). Ergebnis der Kalibrierung ist meist eine mathematische Kalibrierfunktion, welche die Messung des Sensors umrechnet. Die Qualität der Standards und die Messbedingungen spielen für die Kalibrierung eine große Rolle. Idealerweise sind die Standards gut definiert und die Messbedingungen werden genau kontrolliert. Die Originalstandards werden sicher aufbewahrt und für den regelmäßigen Gebrauch werden sekundäre Standards hergestellt, die wiederum als Vorlage für weitere Standards dienen (Standardhierarchie). Für die Kalibration zur Erfassung chemischer Messgrößen werden oft Standards eingesetzt, die nur aus einer einzigen Substanz bestehen. Hier fehlen jegliche andere Komponenten, die als (störende) Matrix bezeichnet werden. Die Messung erfolgt unter Laborbedingungen. In der Chemie wird dies als matrix-unabhängige Kalibrierung bezeichnet (Cuadros-Rodríguez et al. 2001). Bei der matrix-abhängigen (matrix-spezifischen) Kalibrierung werden Materialien genommen, die in der Praxis vorkommen. Es ist hierbei beabsichtigt die Matrixeffekte zu berücksichtigen. Allerdings bedeutet dies auch, dass bei starken Änderungen der Matrix die Kalibrierung nicht mehr zutreffend ist. Eine weitere Herausforderung für die Kalibrierung entsteht, wenn der Zusammenhang zwischen Messgröße und Zielgröße indirekt ist. Indirekte Messungen werden vorgenommen, wenn die eigentlich interessierende Zielgröße nicht direkt beobachtet werden kann oder nur schwer messbar ist, z. B., weil die direkte Messung teuer oder zu langsam ist (Pesch 2009). Bei der direkten Messung liefert das Messgerät eine Messgröße, die der Zielgröße entspricht; z. B. Messung eines elektrischen Widerstands mit einem Ohm-Meter. Dagegen weist bei der indirekten Messung das Messsignal eine andere Größe auf als die interessierende Zielgröße; z. B. Messung der Temperatur durch die Änderung des elektrischen Widerstands. Diese Situation führt zur Notwendigkeit einer indirekten Kalibrierung, welche für chemische Untersuchungsmethoden sogar die

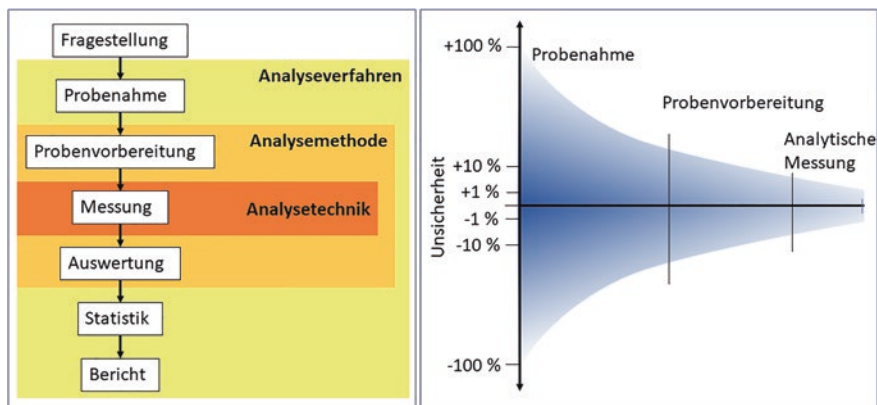


Abb. 2.2 Untersuchungsprozess und Ursachen für Unsicherheit. (nach Cammann, 2001)

häufigste Form der Kalibrierung darstellt (Cuadros-Rodríguez et al. 2001). Auch mit den in den folgenden Kapiteln beschriebenen Bodensensorsystemen wird vorwiegend indirekt gemessen.

Zu einem guten Messsystem gehört auch die Angabe der Messunsicherheit (Pesch 2009). Der Begriff „Messfehler“ ist in der Metrologie durch den Begriff Messunsicherheit ersetzt worden, da viele der Messabweichung nicht auf „fehlerhaftes“ Verhalten von Personen, sondern auf grundsätzliche stochastische Unsicherheiten im System zurückzuführen sind (Adunka 2007; Joint Committee for Guides in Metrology 2008; Pesch 2009). Die Messunsicherheit entsteht durch vielfältige Einflüsse (Abb. 2.2). Bei der Kalibrierung von Sensormessungen im Freiland – also einer matrixabhängigen Kalibrierung von in situ Messungen – ist die Beprobung der größte Unsicherheitsfaktor.

2.2.2 Geometrie der erfassten Probe (Stützung) und Probenkonditionierung

Die Geometrie (Größe und Form) des vom Messobjekt erfassten Volumens wird in der Geostatistik und Lagerstättenkunde als „Stützung“ bezeichnet (Englisch: support). Die Stützung ist wesentlich für den Informationsgehalt der Messung. Wünschenswert ist eine auf den Anwendungszweck zugeschnittene Stützung. Im Fall der Bodenazidität wäre ein Tiefenbereich von etwa 0 bis 30 cm (Oberboden) und eine horizontale Ausdehnung von etwa 4 m^2 ($2 \text{ m} \cdot 2 \text{ m}$) bis etwa 100 m^2 ($10 \text{ m} \cdot 10 \text{ m}$) eine geeignete Stützung. Aufgrund der Grenzen von Messprinzipien und des zeitlich-finanziellen Aufwands lässt sich die wünschenswerte Stützung meist nicht erreichen. Es muss vielmehr mit der vom jeweiligen Sensorsystem vorgegebenen Stützung gearbeitet werden, wodurch es zu erheblichen Unterschieden sowohl zwi-

schen den Informationsgehalten verschiedener Sensoren als auch gegenüber den Referenzmethoden kommen kann. Beispielsweise erfasst jedes Pixel der optischen Kamera eines Satelliten eine Fläche von 10 m^2 , die aufgezeichnete Strahlung resultiert aus der Reflexion von lediglich den obersten Millimetern der Landoberfläche. D. h., wenn Böden durch Pflanzen oder Pflanzenreste bedeckt sind, liefert die optische Fernerkundung kein brauchbares Signal des Bodens. Die geringe Tiefe des Signals ist ebenfalls problematisch bei stark geschichteten Böden, z. B. bei nicht-wendender Bewirtschaftung. Geoelektrische Verfahren erhalten dagegen Signale aus größeren Bodentiefen und erfassen insgesamt ein größeres Volumen. Sie haben eine Stützung, die recht gut zu dem interessierenden Bodenausschnitt (Oberboden) passt. Dagegen hat der Messfleck einer direkt auf den Boden aufgesetzten pH-Elektrode nur einen Durchmesser von wenigen Millimetern. Ein kleines erfasstes Volumen ermöglicht eine hohe räumliche Auflösung, allerdings kann dies auch zu einer unerwünscht hohen Variabilität führen. Um einen repräsentativen Mittelwert über ein größeres Volumen zu erhalten, sollte mit hochauflösenden Verfahren möglichst oft gemessen werden. Alternativ kann automatisiert eine Mischprobe gezogen werden. Allerdings hat dies einen höheren apparativen Aufwand zu Folge.

Die Veränderung der Probe, z. B. durch das Glätten der Bodenoberfläche, das Eindringen einer Sonde, Bodenentnahme und Erstellung eines Extrakts (Zugabe eines Extraktionsmittels, Filtration), wird als Probenkonditionierung bezeichnet. Invasive Sensorsystemen benötigen eine mehr oder weniger intensive Veränderung der Probe, um überhaupt zu Messergebnissen zu kommen oder um diese zu verbessern. Nichtinvasive Sensorsystemen verändern den Boden dagegen nicht (z. B. die elektromagnetische Induktion oder Gamma-Spektroskopie). Sie haben oft große Vorzüge im Hinblick auf die Praxistauglichkeit. Allerdings geht dies oft zu Lasten der Genauigkeit.

2.2.3 Lokalisation der Sensoren

Hinsichtlich der Platzierung von Sensoren unterscheiden wir Systeme die „ex situ“, abseits vom Standort eingesetzt werden und solche, die „in situ“ (vor Ort), im oder über den Boden positioniert werden. Hinsichtlich des Abstands ist zu differenzieren nach Direktkontakt-, Nahbereichs (bis 2 m Abstand) und Fernerkundungssensoren. Direkten Kontakt zum Boden benötigen z. B. Tensiometer oder auch chemische und biologische Sensoren (z. B. pH-Elektroden). Nahbereichssensoren befinden sich auf bodengestützten Fahrzeugen und auf Masten. Fernerkundungssensoren sind auf Satelliten, Flugzeugen und UAVs montiert. Durch den Abstand ist Fernerkundung auf berührungslose Messverfahren beschränkt. Die Vorteile der Fernerkundung bestehen in der hohen Flächenleistung (besonders bei Satelliten), keinerlei Beschränkung durch Bodenbedingungen (Befahrbarkeit) und je nach System und Kosteneinsatz sind hohe zeitliche Wiederholungsraten möglich. Interessant sind insbesondere Satelliten, deren Daten frei verfügbar sind. Die Nachteile der Fernerkundung bestehen in

- der Beschränkung auf indirekte Messverfahren und den damit verbundenen größeren Kalibrierungsaufwand;
- der Beschränkung auf die oberste Schicht des Bodens (kein, bzw. geringes Eindringvermögen);
- der geringen Bodenauflösung bei Satelliten (Sentinel: 10 bzw. 30 m);
- der fehlenden zeitlichen Flexibilität bei Satelliten, um wolkenfreie Aufnahmen zu erhalten.

Bodengestützte, mobile Sensorsysteme erlauben die Messung in kontinuierlicher Bewegung (kinematisch) oder im Stop-and-go-Verfahren. Es sind sowohl berührungslose als auch Direktkontakt-Messungen möglich. Durch bodengestützte, mobile Sensorsysteme lassen sich wesentlich mehr Parameter als durch Fernerkundung erfassen, auch in tieferen Schichten. Somit können sie zur Erstellung dreidimensionaler Karten genutzt werden. Stationäre (ortsfeste) Bodensensoren, die im sich Boden befinden oder auf Masten über dem Boden, eignen sich vor allem für das Monitoring, z. B. die Erfassung zeitlicher Verläufe. Bestimmte Messverfahren, die besonders guten Kontakt zu Boden benötigen, wie die Messung der Saugspannung (Tensiometrie), lassen sich nur als stationäre Aufbauten realisieren. Der Nachteil stationärer Sensoren ist der Aufwand für den Einbau, die teilweise Behinderung der Bewirtschaftung, die geringe Flächenabdeckung und/oder die geringe räumliche Auflösung.

2.2.4 Zeitliches Antwortverhalten

Unter dem zeitlichen Antwortverhalten des Sensorsystems wird hier der Zeitbedarf verstanden, der die Messung selbst, die Datenaufbereitung und die Entscheidungsfindung umfasst. Sensorsysteme, die keine Datenaufbereitung benötigen und sofort entscheidungsrelevante Informationen liefern, können für die Steuerung in (nahe) Echtzeit (online) eingesetzt werden. Beispiele wären der Durchdringungswiderstand/die Verdichtung und die Bodenfeuchte sowie optische Messung an Pflanzen für deren N-Düngung (N-Sensoren). Wenn dagegen die Messung lange dauert bzw. die Datenaufbereitung zeitaufwendig ist, kann die Erstellung der Karten erst mit zeitlichem Abstand (offline) erfolgen. Die meisten sensorbasierten Verfahren zur Bodenkartierung sind offline-Verfahren, da eine zeitaufwendigere Datenaufbereitung (insbesondere eine matrixspezifische Kalibrierung) erforderlich ist. Nach derzeitiger Kenntnis ist der „SmartFirmer“ der Firma Precision Planting (Tremont, Illinois, USA) der einzige Bodensensor, der speziell zur online-Steuerung einer Bewirtschaftungsmaßnahme (Aussaat) während der Überfahrt angeboten wird.

2.2.5 Anerkennung und Zertifizierung von neuen, sensorbasierten Messverfahren

Messverfahren für Bodenparameter, die Gegenstand der Düngeverordnung sind, müssen von den zuständigen Behörden der Bundesländer anerkannt werden. Da Maßnahmen zur Regulierung der Acidität bzw. Kalkung nicht gesetzlich geregelt

sind, gibt es auch keine staatlichen Vorgaben zu den Messverfahren. Die Empfehlungen des VDLUFA und der Bundesländer zur Ermittlung des Kalkbedarfs, mit den zugehörigen Untersuchungsmethoden, sind somit im juristischen Sinne unverbindlich. Sie stellen als „gute fachliche Praxis“ jedoch eine langjährig erprobte und zuverlässige Grundlage dar. Wenn Anwender neue, sensorbasierter Methoden nutzen wollen, ist es für sie wichtig, ob mit diesen Methoden mindestens ebenso gute pflanzenbauliche Effekte zu erzielen sind und ob diese neuen Verfahren ökonomische Vorteile bieten. Da im Fall der sensorbasierten Kalkdüngung keine staatlichen Richtlinien vorliegen, muss sich der Anwender von anderen Institutionen Bewertungen besorgen oder selbst Prüfungen durchführen. Es ist naheliegend, dass das Testzentrum der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) solche neuen Verfahren prüft und zertifiziert. Dies hat bislang jedoch nur für ein Bodensensorsystem stattgefunden (Stenon FarmLab). Der Aufwand für eine solche DLG-Prüfung ist sehr groß und es gibt bislang zu wenig Erfahrung damit. Daher ist nicht zu erwarten, dass in nächster Zeit eine umfangreiche Zertifizierung von Bodensensorsystemen stattfinden wird. Als Alternativen verbleiben dem Anwender das Studium von Publikationen (vor allem wissenschaftlicher Veröffentlichungen) von unabhängigen Einrichtungen und der eigene Test.

Literatur

- Adunka, F. (2007). *Messunsicherheiten. Theorie und Praxis* (3rd ed.). Essen, Germany: Vulkan. <https://www.isbn.de/ebook/9783802730672/messunsicherheiten>
- Blume, H.-P., Stahr, K., & Leinweber, P. (2011). *Bodenkundliches Praktikum: eine Einführung in pedologische Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler* (3., neubearb. Aufl.). Heidelberg, Germany: Spektrum, Akad. Verl. <https://link.springer.com/book/https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2733-5>
- Cammann, K. (Ed.). (2001). *Instrumentelle Analytische Chemie* (1st ed.). Heidelberg, Germany: Spektrum Akademischer Verlag GmbH. <https://link.springer.com/book/9783827427397>
- Cuadros-Rodríguez, L., Gámiz-Gracia, L., Almansa-López, E., & Laso-Sánchez, J. (2001). Calibration in chemical measurement processes: I. A metrological approach. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 20(4), 195–206. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(00\)00093-5](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(00)00093-5)
- Gebbers, R. (2018). Proximal soil surveying and monitoring techniques. In J. Stafford (Ed.), *Precision agriculture for sustainability* (pp. 29–78). Cambridge, UK: Burleigh Dodds Science Publishing. <https://doi.org/10.19103/AS.2017.0032.01>
- Joint Committee for Guides in Metrology. (2008). *Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement* (1st ed.). Sèvres Cedex, France: Bureau International des Poids et Mesures. https://www.bipm.org/documents/20126/2071204/JCGM_100_2008_E.pdf/cb0ef43f-baa5-11cf-3f85-4dcd86f77bd6
- Joint Committee for Guides in Metrology. (2012). *International vocabulary of metrology – Basic and general concepts and associated terms (VIM)* (3rd ed.). Sèvres Cedex, France: Bureau International des Poids et Mesures. https://www.bipm.org/documents/20126/2071204/JCGM_200_2012.pdf/ff0e1ad45-d337-bbeb-53a6-15fe649d0ff1
- Kehl, Ch., Meyer, R., Steiger, S. (2021). Digitalisierung der Landwirtschaft: technologischer Stand und Perspektiven. TAB-Arbeitsbericht Nr. 193. Berlin, Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, ISSN 2364-2602. <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000142950/146339105> (25.12.2023)
- Lorenz, F., Armbruster, M., König, V., Nätcher, L., & Olf, H.-W. (2015). *Georeferenzierte Bodenprobenahme auf landwirtschaftlichen Flächen als Grundlage für eine teilschlagspezifische Düngung mit Kalk und Grundnährstoffen*. Speyer, Germany: Verband Deutscher Land-

- wirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. <https://vdlufa.org/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/15-Bodenprobenahme.pdf>
- Pesch, B. (2009). *Messen, Kalibrieren, Prüfen: Messungen planen, durchführen, bewerten, optimieren und dokumentieren*. Norderstedt: Books on Demand. <https://www.buecher-nach-isbn.info/3-8370/3837097471-Messen-Kalibrieren-Pruefen-Messungen-planen-durchfuehren-bewerten-optimieren-und-dokumentieren-3-8370-9747-1.html>
- Schilling, G. (2000). *Pflanzenernährung und Düngung*. Stuttgart, Germany: Ulmer. ISBN 978-3-8252-8189-X
- Tränkle, H.-R. & Reindl, L. M. (Hrsg., 2015). *Sensortechnik. Handbuch für Praxis und Wissenschaft*. Springer-Vieweg, 1596 S. ISBN: 978-3-642-29941-4
- Viscarra Rossel, R. A., & Bouma, J. (2016). Soil sensing: A new paradigm for agriculture. *Agricultural Systems*, 148, 71–74. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.001>

Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „I4S“ das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet

Eckart Kramer, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, ekramer@hnee.de Eckart Kramer vertritt das Fachgebiet Prozessmanagement und Technologien im Ökologischen Landbau an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde. Wissenschaftliche Schwerpunkte sind Prozess- und Technikentwicklungen für Unternehmen der Agrar- und Ernährungsbranche. www.hnee.de/Kramer

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung der Bodentextur

3

Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Swen Meyer

3.1 Definition der Bodentextur

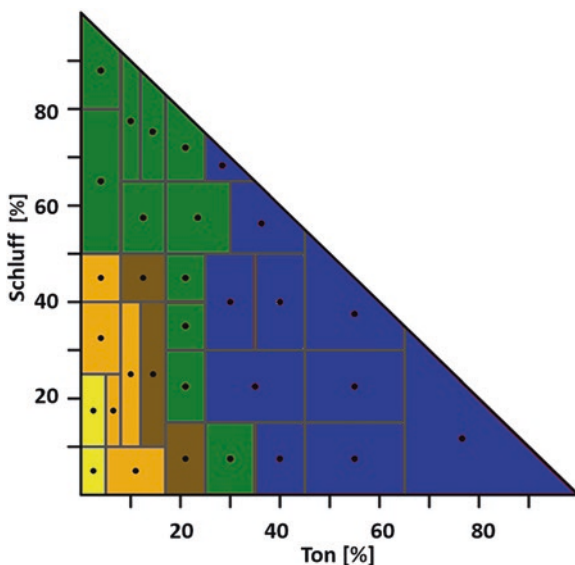
Die Bodentextur (Synonyme: Bodenart und Korngrößenverteilung (kurz: Körnung)) beschreibt die Korngrößenzusammensetzung der mineralischen Bodensubstanz. Sie gehört zu den sich am langsamsten verändernden Bodeneigenschaften. Sie ist deshalb besonders gut zur Kennzeichnung von Böden geeignet und muss nur in langen Zeitintervallen neu bestimmt werden. Die mineralische Bodensubstanz des Feinbodens wird in die Kornfraktionen Ton ($<2\ \mu\text{m}$), Schluff ($2\text{--}63\ \mu\text{m}$) und Sand ($63\text{--}2000\ \mu\text{m}$) unterteilt. Entsprechend des Vorherrschens einer Kornfraktion werden zunächst drei Bodenartenhauptgruppen unterschieden: Tone (T), Schluffe (U), Sande (S). Als vierte Bodenarthauptgruppe werden noch die Lehme (L) ausgewiesen. Sie sind Sand-Schluff-Tongemenge mit jeweils deutlich erkenn- und spürbaren Gemengeanteilen (Eckelmann et al. 2005). In Deutschland werden vorwiegend zwei Klassifizierungssysteme verwendet. Das in der DIN 4220 beschriebene Klassifizierungssystem umfasst 31 Bodenartenuntergruppen (Abb. 3.1)

J. Rühlmann (✉) · E. Bönecke
Gartenbausysteme der Zukunft, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau,
Großbeeren, Deutschland
E-Mail: ruehlmann@igzev.de

E. Bönecke
E-Mail: boenecke@igzev.de

S. Meyer
Universität Rostock, Rostock, Deutschland
E-Mail: s.meyer@uni-rostock.de

Abb. 3.1 Bodenarten-Klassifizierung nach KA5 (Polygone mit Zentroiden) und nach VDLUFA (Gelb = BG1, orange = BG2, braun = BG3, grün = BG4, blau = BG5)



und ist Bestandteil der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Eckelmann et al. 2005). Im dem überwiegend in der landwirtschaftlichen Praxis angewendeten Klassifizierungssystem des VDLUFA erfolgt die Unterteilung in fünf Mineralbodenartengruppen (BG1 – BG5, Abb. 3.1), die über ihre Ton- oder Feinanteilgehalte (Ton + Feinschluff) charakterisiert sind. Zusätzlich gibt es eine Bodengruppe für organische Böden (BG6) (Kerschberger et al. 2000). Die Zuordnung der VDLUFA Bodenartengruppen zu den Bodenartenuntergruppen nach KA5 findet sich bei von Wulfen et al. (2008).

Um den Effekt jedes beliebigen Mischungsverhältnisses aus Ton, Schluff und Sand auf eine Zielgröße, wie z. B. den Kalkbedarf, durch mathematische Algorithmen abbilden zu können, hat es sich als zweckmäßig erwiesen, die Textur in Form einer einzelnen, kontinuierlichen Größe – dem mittleren Partikeldurchmesser (MPD) – zu berücksichtigen (Shiozawa und Campbell 1991; Rühlmann et al. 2021), (Gl. 3.1).

$$\text{MPD} = \exp(a^* \ln(\text{GM}_{\text{Ton}}) + b^* \ln(\text{GM}_{\text{Schluff}}) + c^* (\text{GM}_{\text{Sand}})) \quad (3.1)$$

$\text{GM}_{\text{Ton}} = 1,41 \times 10^{-7}$ m, $\text{GM}_{\text{Schluff}} = 1,12 \times 10^{-5}$ m und $\text{GM}_{\text{Sand}} = 3,55 \times 10^{-4}$ m sind die geometrische Mittel aus den Klassenunter- und -obergrenzen der drei Korngrößenfraktionen. Die Klassenuntergrenze für die Tonfraktion wurde nach Shirazi et al. (1988) auf 1×10^{-8} m gesetzt. Die mittleren MPDs der 31 KA5 Bodenartenuntergruppen sind in Abb. 3.1 durch die Zentroide dargestellt. Die numerischen Werte sowohl für die KA5 Bodenartenuntergruppen als auch für die VDLUFA Bodenartengruppen sind bei Rühlmann et al. (2021) angegeben. Die Koeffizienten a, b und c sind die Masseanteile [kg/kg] der drei Korngrößenfraktionen Ton, Schluff und Sand.

3.2 Bedeutung der Bodentextur

Packungen aus Bodenkörnern mit Unterschieden in Mineralzusammensetzung und Korngröße variieren je Volumeneinheit sowohl in der Größe und den Eigenschaften der Partikeloberfläche als auch in der Porengeometrie (Porendurchmesser).

- Chemische Bodeneigenschaften wie Adsorption, Desorption und Austausch von Nährstoffionen sowie Sorption organischer Substanzen an Mineraloberflächen,
- Physikalische Bodeneigenschaften wie Wasserretention, hydraulische und thermische Leitfähigkeit, Wasserinfiltration, Oberflächenabfluss, Lagerungsdichte und Verdichtbarkeit,
- Biologische Bodeneigenschaften wie Gehalt, Zusammensetzung, Artenvielfalt und Aktivität von Bodenflora und Bodenfauna.

Da die Textur eine Vielzahl von pflanzenbaulich relevanten Bodenzustandsgrößen und Bodenprozessen beeinflusst, ist sie eine Schlüsselgröße für das pflanzenbauliche Management. Hervorzuheben ist der Einfluss der Textur auf das Nährstoff- und Wasserspeichervermögen des Bodens, da über diese beiden Eigenschaften unmittelbar die Ertragsfähigkeit der Böden beeinflusst wird. So gibt es für den pH-Wert als auch für Kalium und Magnesium, aber auch für Mikronährstoffe wie z. B. Bor, Kupfer, Mangan, Molybdän und Zink eine texturabhängige Klassifikation der Nährstoffgehalte in die VDLUFA Gehaltsklassen A-E. Analog ändern sich mit der Bodentextur die nutzbare Feldkapazität und damit verbunden die maximale Höhe einer einzelnen Beregnungsgabe sowie letztlich die erforderliche Anzahl der Beregnungsgaben pro angebaute Kultur und der jährliche Zusatzwasserbedarf.

Weiterhin beeinflusst die Textur des Bodens seine maschinelle Bearbeitbarkeit. Zunehmende Tongehalte sind mit steigenden Anforderungen z. B. an die Aussaat und an die Bodenbearbeitung verbunden. Feuchte, tonreiche Böden sind plastisch, krümeln schlecht, verkleben die Arbeitswerkzeuge, führen zu erhöhtem Schlupf und erschweren so die Befahr- und Bearbeitbarkeit. Andererseits steigt der Durchdringungswiderstand von ausgetrockneten Böden mit steigendem Tongehalt extrem an – mit entsprechenden Folgen für die Belastung und den Verschleiß der Arbeitswerkzeuge und für den Zugkraftbedarf.

Schließlich soll noch auf die Bedeutung der Bodentextur für das Speichervermögen von organischem Kohlenstoff im Boden hingewiesen werden. Dabei sind vorrangig zwei Hauptmechanismen relevant: a) die physiko-chemische Bindung organischer Substanzen an Mineraloberflächen und b) der räumliche Schutz der organischen Substanzen vor dem mikrobiellen Abbau in Mikroporen und Aggregaten. Im Ergebnis beider Prozesse können mit steigendem Tongehalt des Bodens steigende Mengen organischer Substanz langzeitstabil im Boden gespeichert werden (LFULG 2015, S. 19). Diese Mengen vergrößern sich zusätzlich mit steigender klimatischer Jahreswasserbilanz durch sowohl durch eine steigende pflanzliche Biomasseproduktion als auch durch einen steigenden Anteil wassergefüllter Poren

am Gesamtporenvolumen, weil im wassergefüllten Porenraum der Austausch des Sauerstoffs stark reduziert und damit das für den Humusabbau erforderliche Oxidationsmittel nur limitiert verfügbar ist.

3.3 Methoden für die Bestimmung der Bodentextur

Die klassische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens (<2 mm) im Labor ist eine modifizierte Pipettanalyse nach Köhn (1928). Sie erfolgt nach Dispergierung mit Natriumpyrophosphat und bei Böden mit <2 % organischer Substanz nach vorheriger Humuszerstörung mit Wasserstoffperoxid durch eine kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse (DIN ISO 11277). Für die Siebanalyse werden Rundloch- oder Maschendrahtsiebe mit Lochgrößen von 630, 200 und 63 μm genutzt. Bei der Sedimentationsanalyse werden Korngemische mit einem Äquivalentdurchmesser im Bereich $\sim 63 \mu\text{m}$ bis $\sim 2 \mu\text{m}$ getrennt. Aufgrund der Sedimentationszeiten von 7–8 h für die Bestimmung der Tonfraktion (<2 μm) nach der Sedimentationsanalyse wird zunehmend die wesentliche schnellere Methode der Laserdiffraktometrie (LD Methode), (Synonyme: Laserbeugungs- oder lasergranulometrische Messung) zur Korngrößenanalyse genutzt. Die Laserdiffraktometrie ist ein optisches Verfahren, das das unterschiedliche Streuungs- und Beugungsverhalten eines Laserstrahls an unterschiedlich großen Partikeln nutzt. Aufgrund der charakteristischen Beugungsspektren kann sowohl auf die Größe als auch auf die Anzahl der Partikel geschlossen werden. Für die Messung werden sogenannte Laser-Particle-Sizer angewendet. Mit ihnen können Partikel im Größenbereich von ca. 0,1 μm bis 2 mm Durchmesser erfasst werden. Beim Vergleich der Ergebnisse beider Methoden wurden steigende Abweichungen mit steigendem Ton- und Schluffgehalt festgestellt (Beuselinck et al. 1998; Buurman et al. 2001; Eshel et al. 2004). Ein Hauptgrund dafür liegt in dem der Sedimentationsanalyse zugrunde liegenden Stockesschen Gesetz, dass grundsätzlich für kugelförmige Körper gleicher Partikeldichte gilt. Wegen der unregelmäßigen Form und der variablen Festsubstanzdichte der Bodenpartikel wird deshalb der Begriff „Äquivalentdurchmesser“ genutzt. Die genannten Ergebnisabweichungen sind jedoch systematisch. Für die Partikelgrößenfraktionen Ton sowie Fein-, Mittel und Grobschluff wurden hoch signifikante lineare Beziehungen mit fraktionsabhängig unterschiedlichem Anstieg nachgewiesen (Taubner et al. 2009). Deshalb können die Ergebnisse der Laserdiffraktometrie über entsprechende Regressionsmodelle mit den Ergebnissen der Sedimentationsanalyse in Einklang gebracht werden.

Um die Bodenart an einer feuchten Bodenprobe im Feld zu schätzen, wird die Fingerprobe (DIN 19682-2) genutzt. Hierbei werden die Materialeigenschaften Körnigkeit, Bindigkeit und Formbarkeit anhand von Attributen wie z. B. „grob-, fein-, mittelkörnig“ bzw. „klebrig, bindig, kaum bindig“ sowie „gut, mäßig nicht verformbar“ beurteilt. Die Bodenproben sollten nur in gleichmäßig durchfeuchtem Zustand untersucht werden. Zu trockene Proben müssen angefeuchtet, zu nasse z. B. durch Reiben zwischen den Fingern getrocknet werden.

Bei dieser Schätzmethode können folgende Fehler auftreten (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen 2012):

- Zu trockene Proben werden leicht gröber, zu nasse leicht feinkörniger angesprochen.
- Je gröber und kantiger die Sandfraktion ist, desto leichter wird der Sandanteil überschätzt.
- Feinstsande können zum Teil aus blättchenförmigem Glimmer bestehen und sind dann nur sehr schwer vom Grobschluff zu unterscheiden.
- Hohe Carbonatanteile können zur Überschätzung des Schluffanteils führen, hohe Humusgehalte zur Überschätzung der Ton- und Schluffanteile.

Daher ist bei dieser Methode zu beachten, dass das Ergebnis sehr vom Schulungsgrad der ausführenden Person abhängt und deshalb stark subjektiv beeinflusst sein kann (Franzmeier und Owens 2008; Salley et al. 2018; Stocker und Walthert 2015). Durch eigene Untersuchungen konnte diese Einschätzung bestätigt werden. Im Rahmen des pH-BB Projektes wurden Aliquote von elf Bodenproben an fünf zertifizierte Labore zur Grundnährstoffanalyse incl. Fingerproben-basierter Bodenartenbestimmung gesendet. Für alle Bodenproben wurde vorab die entsprechende VDLUFA Mineralbodenartengruppe (BG) basierend auf der kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse (DIN ISO 11277) bestimmt. Im Probenstet waren vertreten: BG1: 1 Probe, BG2: 3 Proben, BG3: 2 Proben, BG4: 2 Proben und BG5: 3 Proben (Abb. 3.2).

Die Abweichungen zwischen beiden Methoden steigen mit steigendem Tongehalt und betragen 2–3 Bodengruppen in der VDLUFA BG 5. Aufgrund der stark subjektiv beeinflussten Ergebnisse der Fingerproben-basierten Bodentexturbestimmung soll diese künftig nicht weiter als Grundlage für die Düngungsbemessung genutzt werden.

3.4 Stand der betrieblichen Erfassung der Bodentextur

Da die Bodentextur zu den langzeitstabilen Bodeneigenschaften gehört, geht der weit überwiegende Teil der betrieblich verfügbaren Bodentexturdaten auf die bereits in den 1930er Jahren begonnene Bodenschätzung zurück, die nach dem Zweiten Weltkrieg fortgesetzt und in den 1980er Jahre weitgehend abgeschlossen wurde. Sie erfolgte auf Betreiben des Finanzministeriums der Weimarer Republik zum Zweck der Besteuerung von Acker- und Grünlandflächen. Auch heute noch liegt die Dokumentation und Aktualisierung der Bodenschätzung vielfach in den Händen der jeweiligen Finanzbehörden der Bundesländer. Als einheitliches Bonitierungs- und Klassifizierungssystem für landwirtschaftlich nutzbare Böden ist die Bodenschätzung eine Synthese aus einer naturwissenschaftlichen Klassifizierung nach bodenkundlichen Merkmalen und einer ökonomischen Bewertung nach der Ertragsfähigkeit. Bei der Durchführung der Bodenschätzung wurden die Flächen rasterartig einen Meter tief abgebohrt – in Abhängigkeit von der Größe der Fläche,

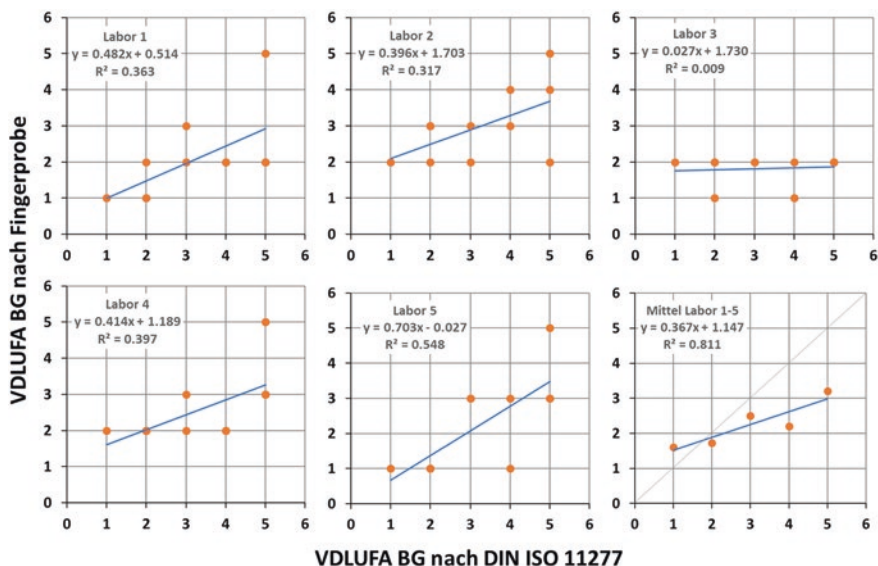


Abb. 3.2 Ergebnisse der Bestimmung der VDLUFA Bodenartengruppe (BG) von 11 Bodenproben in fünf zertifizierten Agrarlaboren (Lab A-E) im Vergleich „kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse nach DIN ISO 11277“ zu „Fingerprobe“

den Bodenverhältnissen, der Geländegestaltung und dem der Schätzung zugrunde liegenden Kartenmaßstab mit einem Abstand von 20 bis 50 m, gleichbedeutend mit 4 bis 25 Bohrungen je Hektar. Per Fingerprobe wurde zunächst zwischen dem Feinboden ($\varnothing < 2$ mm) und dem Grobboden (Bodenskelett; $\varnothing \geq 2$ mm) unterschieden. Die feinste bestimmte Körnungsfraction ist die der sogenannten abschlämmbaren Teilchen mit einem Äquivalentdurchmesser $< 0,01$ mm. Es wurden acht mineralische Bodenarten und eine organische Bodenart unterschieden. Auf der Bodenkarte wurden Bohrpunkte mit überwiegend gleicher Bodenart zu Klassenflächen zusammengefasst und durch ein entsprechendes Klassenzeichen ausgewiesen.

Bei der Nutzung der Bodenschätzungsdaten für das pflanzenbauliche Management sind mehrere Besonderheiten zu beachten:

- In der im Klassenzeichen angegebenen Bodenart ist neben dem Feinboden auch der Grobboden (Skelettanteil) berücksichtigt.
- Die im Klassenzeichen enthaltene Bodenart wird im Mittel der beprobten oberen Bodenschicht von einem Meter ermittelt.
- Die Abgrenzung der Klassenflächen erfolgt aus praktischen Gründen entlang gerader Linien, die ggf. den Flurstücksgrenzen entsprechen. Damit werden die Klassenflächengrenzen nicht zwangsläufig durch Textur- oder Substratwechsel bestimmt.

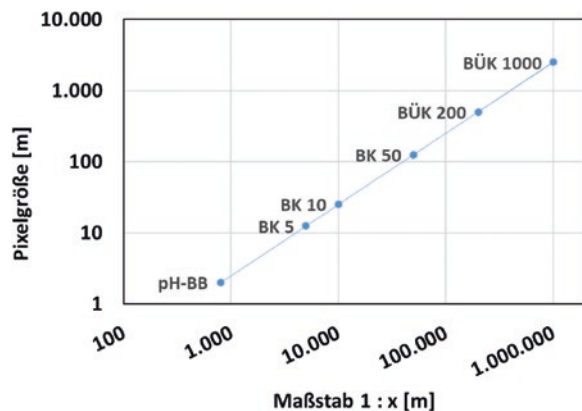
In einigen Landwirtschaftsbetrieben der neuen Bundesländer wird mit den Ergebnissen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) gearbeitet, die in den Jahren 1974 bis 1981 als standortkundliche Ergänzung der Bodenschätzung durchgeführt wurde. Zielstellung der MMK war eine vergleichende Beurteilung von Landschaftsausschnitten (naturräumlich, administrativ, betriebswirtschaftlich) nach ihren Standorteigenschaften (z. B. Substrat-, Hydro-morphie-, Hangneigungs- und Steinigkeitsverhältnisse). Da die MMK in großen Teilen, so z. B. bezüglich der Bodenarten, auf den Ergebnissen der Bodenschätzung fußt, enthält sie im Hinblick auf die Bodentextur keine grundsätzlich anderen Daten als die Bodenschätzung.

Sowohl die Ergebnisse der Bodenschätzung als auch der MMK sind wiederum Bestandteil diverser jüngerer Bodenkarten, die auf den Kartenservern der jeweiligen Geologischen Dienste zur Verfügung gestellt werden. Bodenübersichts- und Bodengeologische Karten (BÜK und BK) gibt es in verschiedenen Maßstäben von 1:5.000 (BK 5) bis 1: 5.000.000 (BÜK 5000), (Abb. 3.3).

BÜK: Bodenübersichtskarte; BK: Bodengeologische Karte; pH-BB: im Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ erreichte Auflösung der generierten sensorbasierten Bodentexturkarten.

Die BÜK 200 ist derzeit das Kartenwerk mit dem höchstem Detaillierungsgrad für bundesweite Auswertungen. Die BK50 liegt jedoch bereits für mehrere Bundesländer flächendeckend vor und ist in den anderen in Bearbeitung. Die BK5 existiert bisher lediglich für mehrere 100 ha in Nordrhein-Westfalen und basiert auf einem Bohrnnetz mit Bohrlochabständen <100 m. Im Vergleich dazu: Die größten Bohrlochabstände der Bodenschätzung liegen bei 50 × 50 m. Die entsprechend des im pH-BB Projekt entwickelten Workflows generierten sensorbasierten Bodentexturkarten (vgl. Kap. 6 und 7) verfügen über eine Auflösung von 2 × 2 m und geben deshalb kleinräumige Bodenunterschiede in einer für Precision Farming Erfordernisse adäquaten Detailliertheit wieder.

Abb. 3.3 Pixelgröße (nach Hengl 2006) in Abhängigkeit vom Kartenmaßstab



3.5 Vor-Ort-Messung

Benötigt der Landwirt Ergebnisse aktueller Bodentexturuntersuchungen, kann er dafür die im Rahmen der turnusmäßigen Grundnährstoffuntersuchungen zu nehmenden Bodenproben nutzen und ein Agrarlabor beauftragen. Die manuelle oder maschinelle Entnahme der Bodenproben erfolgt entweder durch einen Dienstleister oder den Landwirt selbst, wobei in der Regel aus den auf 2–5 Hektar großen Teilflächen gezogenen Bodenproben Mischproben gebildet werden. Die Folgen dieser für heterogene Standorte zu geringen Beprobungsdichte ist in den Unterkapiteln 1.3 und 1.4 beschrieben. Im Agrarlabor erfolgt dann wahlweise die Texturuntersuchung nach Fingerprobe oder nach kombinierter Sieb- und Schlämmanalyse (s. Abschn. 3.3).

Alternativ zu dieser in der landwirtschaftlichen Praxis traditionell angewendeten Methode erlangt die sensorbasierte Kartierung der Bodentextur einen immer weiteren Anwendungsumfang. Im landwirtschaftlichen Dienstleistungsbereich in Deutschland werden vorrangig zwei geophysikalische Messprinzipien on-the-go angewendet, die in enger Beziehung zur Bodentextur stehen: die Geoelektrik (Messung des scheinbaren elektrischen Widerstandes bzw. der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit) und die Gamma Radiometrie (Messung der Gamma-Aktivität), (vgl. Abb. 2.1 in Kap. 2).

3.5.1 Geoelektrik

Unter Geoelektrik werden im landwirtschaftlichen Kontext elektrische und elektromagnetische Messverfahren verstanden, die der räumlichen Erfassung des elektrischen Widerstandes [$\Omega \cdot m$] oder seines Kehrwertes, der elektrischen Leitfähigkeit [S/m] in landwirtschaftlich genutzten Böden dienen. Im Dreiphasensystem Boden (Fest-, Flüssig- und Gasphase) erfolgt der Transport elektrischer Ladungen überwiegend in der Flüssigphase infolge ihrer elektrolytischen Leitfähigkeit, beeinflusst durch Menge und Art der enthaltenen Ladungsträger. Die Festphase (Mineralmatrix) besteht bis auf wenige Ausnahmen aus nichtleitenden Stoffen. An der Grenze zwischen Fest- und Flüssigphase bildet sich zudem eine sogenannte elektrische Doppelschicht aus, die die Grenzflächenleitfähigkeit ermöglicht.

Der ohmsche Widerstand R eines Körpers lässt aus dessen geometrischen Abmessungen Länge (l) und Querschnittsfläche (A) und einer Materialkonstante, dem spezifischen Widerstand ρ berechnen (Gl. 3.2):

$$R = \frac{l}{A} * \rho \quad (3.2)$$

Bezogen auf den Boden sinkt der elektrische Widerstand:

- a) mit steigender Größe der Partikeloberfläche je Volumeneinheit Boden (Zunahme der Grenzflächenleitfähigkeit),

- b) mit steigendem volumetrischen Anteil der Flüssigphase durch Erhöhung des Wassergehaltes und/oder Zunahme der Lagerungsdichte (Vergrößerung der elektrisch leitenden Querschnittsfläche) und
- c) mit steigender Elektrolytkonzentration der Flüssigphase (Zunahme der elektrolytischen Leitfähigkeit).

Da im Boden der Tongehalt und die Wasserretention positiv miteinander korreliert sind, vergrößern sich mit zunehmendem Tongehalt sowohl die Grenzflächenleitfähigkeit als auch die elektrisch leitende Querschnittsfläche. Daher weist der elektrische Widerstand des Bodens eine starke Texturabhängigkeit auf (Domsch und Giebel 2004; Shevnin et al. 2007; Heil und Schmidhalter 2012, 2017; Soares Gerscovich und Vipulanandan 2023). Aber auch der Wassergehalt und die Lagerungsdichte haben einen signifikanten Einfluss (Friedman 2005; Seladji et al. 2010; Bertermann und Schwarz 2018). Geringeren Einfluss haben z. B. die Bodentemperatur und der Gehalt an organischer Bodensubstanz (Soares Gerscovich und Vipulanandan 2023).

In der landwirtschaftlichen Praxis kommen bei der flächenhaften geoelektrischen Kartierung von Böden überwiegend von Fahrzeugen gezogene Sensoren zum Einsatz, die über unterschiedliche Mechanismen die Kopplung zwischen Sensor und Boden realisieren – kontaktlos über elektromagnetische Induktion und galvanisch ankoppelnd über Metallelektroden mit direktem Bodenkontakt.

Induktiv ankoppelnde Sensoren

Erste induktiv messende Sensoren wurden bereits in den 1980er Jahren für die Erkundung von Böden genutzt (McNeill 1980; Rhoades und Corwin 1981; Corwin und Rhoades 1982) und haben seitdem eine weite Verbreitung erfahren. Diese Sensoren verfügen über zumindest zwei elektrische Spulen. Über eine Sendespule wird ein primäres elektromagnetisches Feld im Boden erzeugt, das seinerseits ein sekundäres Magnetfeld im Boden induziert. An der Empfängerspule werden die beiden sich überlagernden Magnetfelder als komplexes Signal gemessen. Im Ergebnis der Messung wird die Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit im Boden bestimmt, wobei die Erkundungstiefe vom Abstand und der Orientierung der Spulen, von der Frequenz und von der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens abhängt. Sensoren mit mehreren, in Abstand und Orientierung unterschiedlich angeordneten Empfängerspulen haben demzufolge auch mehrere Erkundungstiefen – von wenigen Dezimetern bis zu mehreren Metern. Die elektrische Leitfähigkeit nicht-saliner Böden wird in Millisiemens je Meter [mS/m] angegeben.

Vorteile:

- Die Technik ist leicht und gut zu handhaben und unterliegt bis auf einen ggf. verwendeten nichtmetallischen Transportschlitten keinem mechanischen Verschleiß
- Die Messung ist vollkommen berührungslos und daher unabhängig von physikalischen Eigenschaften der Bodenoberfläche (Feuchtigkeit, Rauigkeit, Durchdringungswiderstand)

Nachteile:

- Das Messsignal ist empfindlich gegenüber Metallkörpern im Boden – Metalle überlagern den Einfluss der Bodeneigenschaften
- Zum Vergleich der Ergebnisse mehrerer Messeinsätze (zeitlich/räumlich) ist eine Kalibration der induktiv gemessenen elektrischen Leitfähigkeit mit der tatsächlichen Leitfähigkeit des Bodens erforderlich

Die weiteste Verbreitung weltweit haben das EM38 und seine Varianten der Firma Geonics Limited (Mississauga, ON, CA; <https://geonics.com>) erfahren. Dieses Gerät hat eine je nach Orientierung der Spulen eine Erkundungstiefe von etwa 0,7 m bzw. 1,5 m. Es wird von verschiedenen Precision Farming Dienstleistern für die Generierung von Bodenzonenkarten eingesetzt. Innerhalb von mehr als 40 Jahren wurden zum Einsatz dieses Gerätes mehrere 100 wissenschaftliche Arbeiten verfasst, zusammengestellt u. a. bei Heil und Schmidhalter (2017).

Ein weiterer Anbieter elektromagnetischer Geomesstechnik ist der Hersteller Dualem Inc. (Milton, ON, CA; <https://dualem.com>). Die Dualem Elektromagnetik-Sonden für maximale Erkundungstiefen vom 10 m finden überwiegend im geotechnischen und archäologischen Bereich Anwendung. Wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung; z. B.: Saey et al. 2009; Simpson et al. 2009; De Smedt et al. 2011; Monteiro Santos et al. 2011.

Die im Jahr 2014 gegründete Firma Geoprospectors GmbH (Traiskirchen, AT; <https://geoprospectors.com/>) hat mit dem Topsoil Mapper ebenfalls einen auf elektromagnetischer Induktion beruhenden Bodensensor auf den Markt gebracht, der jetzt unter dem Namen SoilXplorer über die AGXTEND Plattform (<https://agxtend.com/>) vertrieben wird. Der Sensor wird in einem Abstand von 40 cm über den Boden geführt und erfasst die Schichten 0–25 cm, 15–60 cm, 55–95 cm und 85–115 cm. Basierend auf einem agronomischen Modell berechnet der SoilXplorer aus den Sensordaten die Textur, den relativen Wassergehalt und die Verdichtung des Bodens. Mit der dazu gehörigen SoilXtend Software können z. B. Karten der Bodenzonen, der Bodenbearbeitungstiefe und der Dicke der obersten Bodenschicht generiert werden. Unabhängige wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung sind uns bisher nicht bekannt.

Galvanisch ankoppelnde Sensoren

Für die flächenhafte geoelektrische Kartierung landwirtschaftlicher Böden mit galvanisch ankoppelnden Sensoren kommen sogenannte „rollende Elektroden“ zum Einsatz. Dies sind metallische Scheiben, die beim Abrollen einen weitgehend permanenten galvanischen Kontakt zwischen dem Boden und der Messelektronik ermöglichen. Das Grundprinzip der geoelektrischen Widerstandsmessung basiert auf einer 4-Punkt-Messung. Zwischen zwei Elektroden wird ein niederfrequenter Wechselstrom bekannter Größe in den Boden eingespeist (Einspeisedipol) und zwischen zwei weiteren Elektroden wird die Spannung gemessen (Messdipol). Der elektrische Widerstand berechnet sich dann aus dem Quotienten zwischen Spannung und Strom. Die Anordnung der vier Elektroden (z. B. lineares

oder rechteckiges Elektrodenarray) und die Entfernung zwischen ihnen entscheidet über die Erkundungstiefe und das in die Messung eingehende Bodenvolumen, für das ein mittlerer, scheinbarer elektrischer Widerstand [$\Omega \cdot m$] gemessen wird. Anders als bei auf elektromagnetischer Induktion basierenden Sensoren differenzieren elektrische Widerstandssensoren besser Böden mit steigendem Sand- und sinkendem Wassergehalt, da der elektrische Widerstand zu diesen Bedingungen proportional ist.

Vorteile:

- Keine Kalibrierung der gemessenen elektrischen Widerstände erforderlich
- Messsignal ist unempfindlich gegenüber Metallkörpern im Boden

Nachteile:

- Die Technik ist deutlich voluminöser und schwerer als induktiv ankoppelnde Sensoren
- Für eine optimale galvanische Ankopplung der Elektroden ist eine glatte, weiche und ausreichend feuchte Bodenoberfläche erforderlich, ggf. minimale, durch die rollenden Elektroden verursachten Schäden an Pflanzenbeständen
- Insbesondere die rollenden Elektroden unterliegen mechanischem Verschleiß

Das Veris 3100 der Firma Veris Technologies Inc. (Salina, KS, USA; <https://www.veristech.com>) ist der weltweit verbreitetste elektrische Widerstandssensor mit galvanisch ankoppelnden Elektroden. Es nutzt einen Einspeisedipol und zwei Empfänger dipole für Erkundungstiefen von 0–25 cm und 0–75 cm. Die Datenerfassungsrate liegt bei 1 Hz. Bei Fahrgeschwindigkeiten von bis zu 12 km/h werden in Abhängigkeit vom Messspurabstand 40–100 Messpunkte je Hektar erfasst. Wie die anderen Geoelektrik-Sensoren wird auch das Veris 3100 z. B. für die Unterteilung der Felder in Managementzonen genutzt. Die von der Fa. Veris angebotene Multisensorplattform MSP3 beinhaltet neben der elektrischen Widerstandsmessung noch einen pH Sensor und einen optischen Sensor zur Erfassung des Humusgehaltes. Die Sensordaten werden als Dienstleistung zu thematischen Karten verrechnet. Veris-Produkte werden in Europa über Vantage Agrometius (<https://www.vantage-agrometius.nl/de/>) mit Standorten in Deutschland, Belgien und den Niederlanden vertrieben. In Deutschland werden Veris-Kartierungen auch als Dienstleistung angeboten.

Wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung: z. B. Lund et al. 1999; Johnson et al. 2001; Doolittle et al. 2002; Sudduth et al. 2003, 2005; Moral et al. 2010; Peralta und Costa 2013; Uribeetxebarria et al. 2018.

Die Firma Geocarta (Paris, FR; <https://geocarta.net/>) hat den auf galvanisch ankoppelnden rollenden Elektroden basierenden ARP Sensor (Automatic Resistivity Profiler) entwickelt. Er verfügt über einen Einspeisedipol und drei Empfänger dipole für Erkundungstiefen von 0–0,5, 0–1 und 0–2 m. Der ARP Sensor wird in Abhängigkeit von der Geländeoberfläche mit Geschwindigkeiten von

ca. 5–15 km/h überwiegend von einem Quad gezogen. Die Fa. Geocarta bietet die Geoelektrik Kartierung als Dienstleistung in den Bereichen Precision Agriculture, Archäologie und geotechnische Baugrunduntersuchung in Frankreich und auf Nachfrage auch in Deutschland an. Das Produkt sind Karten des scheinbaren elektrischen Widerstandes in den drei Erkundungstiefen.

Wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung: z. B. Dabas und Tabbagh 2003; Dabas 2008; Gebbers et al. 2009; Campana und Dabas 2011; Tabbagh et al. 2023.

3.5.2 Gamma-Radiometrie

Im Bodenausgangsgestein sind Radionuklide enthalten ($^{40}\text{Kalium}$, $^{238}\text{Uran}$, $^{232}\text{Thorium}$), bei deren Zerfall Gamma-Photonen freigesetzt werden. $^{137}\text{Caesium}$ als weiteres Radionuklid hat seinen Ursprung in Atomkraftwerken und anderen menschlichen Aktivitäten. Zum Nachweis der Gamma-Strahlung werden Szintillatoren eingesetzt, die im Energiebereich von 0–3 meV sensitiv sind. Beim Durchgang der Gamma-Photonen durch den Szintillator werden Lichtblitze ausgelöst, deren Anzahl und Impulshöhe gemessen werden. Die Energieverteilung innerhalb dieses Bereiches kann je nach verwendetem Gammaskpektrometer z. B. über 256, 512 oder 1024 Kanäle (Energiefenster) verteilt erfasst werden. Weil jedes Radionuklid über ein spezifisches Energiespektrum verfügt, kann aus dem von einem Radionuklidgemisch abgegebenen Energiespektrum der Gamma-Photonen auf die Anteile der einzelnen Radionuklide geschlossen werden, wenn die im Gemisch enthaltenen Nuklide bekannt sind. Unter der Annahme, dass der Boden ausschließlich die ersten drei der obengenannten Nuklide enthält, sind deren Anteile aus der Zerlegung des Mischspektrums zu berechnen. Da die Ton- und die Sandfraktion der Böden von unterschiedlichen Mineralgruppen dominiert werden und sich unterschiedliche Minerale in ihrer Nuklidzusammensetzung unterscheiden, kann die Gamma Radiometrie für die Texturbestimmung genutzt werden. So sind Tonminerale und Eisenoxide meist relativ reich an Radionukliden, Quarz dominierte Sande und organische Böden hingegen weisen keine oder nur geringe Radionuklidgehalte auf (Beamish 2013; Pätzold et al. 2020). Allerdings kann der Mineralbestand von Verwitterungsböden relativ gleichmäßig in allen Korngrößenfraktionen auftreten, weshalb in diesen Böden häufig nur ein geringer Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der Gamma Radiometrie und der Bodentextur nachzuweisen ist.

Der absolute Radionuklidgehalt eines Bodens hängt jedoch von den standortspezifischen geologischen, mineralogischen und pedologischen Bedingungen ab (Pätzold et al. 2020). Diese Autoren konnten z. B. zeigen, dass die Anzahl der erfassten Photonen sowohl negativ als auch positiv mit dem Tongehalt korreliert sein kann – in der Regel wird jedoch über positive Korrelationen berichtet (Viscarra Rossel et al. 2007; Van Egmond 2010; Petersen et al. 2012; Heggemann et al. 2017).

Neben der Textur beeinflussen auch der Wassergehalt und die Lagerungsdichte des Bodens die Gammaaktivität. Weil sich Gamma-Photonen in Luft schneller

bewegen als in Wasser und in Festkörpern, führen höhere Wassergehalte und Lagerungsdichten zur Abnahme der Gammaaktivität (Cook et al. 1996; Priori et al. 2013). Allgemein gilt, die Erhöhung des Bodenwassergehaltes um 1 % zu einer 1 %igen Abnahme der Gammaaktivität führt (IAEA 2003).

Zur Untersuchung von Böden wird die Gamma Radiometrie als Fern- und Nahbereichserkundung der oberen Bodenschicht oder als Bohrlochmessung durchgeführt, wobei die Nahbereichserkundung bessere Zusammenhänge zwischen Gamma Radiometrie und Bodentextur liefert, als die Fernerkundung (Priori et al. 2013). Für Precision Farming Zwecke werden an Fahrzeuge montierte Gamma-sensoren verwendet, die in geringem Abstand (ca. 0,3 m) über die Bodenoberfläche geführt werden. Da die Photonen beim Durchqueren des Bodens abgeschwächt werden, resultiert ihr größter Anteil aus der oberen, 0,3 bis 0,5 m mächtigen Bodenschicht (Cook et al. 1996; Van Egmond 2010; Petersen et al. 2012). Auch in der Atmosphäre sind Radionuklide vorhanden. Z. B. sind Radon Tochterprodukte an atmosphärische Staubpartikel gebunden. Mit Niederschlag gelangen diese auf die Bodenoberfläche und beeinflussen das Ergebnis der Gammaaktivitätsmessung. Deshalb sollen Gamma Kartierungen des Oberbodens nicht während oder kurz nach Niederschlägen durchgeführt werden (IAEA 2003).

Die niederländische Firma Loonstra & van der Weide (<https://loonstraenvanderweide.nl/>) bietet seit ca. 20 Jahren mobile Gamma-Kartierungen an, auf Nachfrage auch in Deutschland. Sie verwendet den „Surveyor“ – einen zylinderförmigen Sensor mit einem 0,75 l Cäsiumiodid Kristall.

Basierend auf der Gamma-Kartierung werden je nach Feldgröße 2–10 Referenzbodenproben je Hektar entnommen und im Labor auf Korngrößenzusammensetzung und Nährstoffgehalte untersucht. Im Ergebnis werden die Sensordaten kalibriert – es entstehen Ton- und Sandgehaltskarten sowie unterschiedliche Applikationskarten für die Aussaat, die Düngung und den Pflanzenschutz.

Wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung: z. B. Loonstra E.H. 2008, 2012; Van Egmond et al. 2010; Coulouma et al. 2016.

Kommerziell verfügbare Gamma-Spektrometer sind beispielsweise die verschiedenen Baureihen der Firma Radiation Solutions Inc. (Mississauga, ON, CA; <https://www.radiationsolutions.ca>). Die Firma SoilOptix (Tavistock, ON, CA; <https://soiloptix.com>) begann 2013, mobile Gamma-Kartierung kanadischen Farmern als Dienstleistung anzubieten. Bei dem gleichnamigen Sensorsystem handelt sich um ein MS-2000 der Firma Medusa (Groningen, NL; <https://www.medusa-radiometrics.com>). Nach der Kartierung werden von 2–3 ha großen Teilflächen Referenzbodenproben entnommen und laboranalytisch untersucht. Im Ergebnis werden bis zu 27 Informationsebenen als Kartiererergebnis angeboten, die alle gängigen Nährstoffe, den pH-Wert, die Bodentextur, die organische Bodensubstanz, die Kationenaustauschkapazität sowie den verfügbaren Wassergehalt umfassen. Die Anzahl der Sensormesspunkte pro Hektar wird mit über 800 angegeben. Syngenta bietet das System unter dem Namen „INTERRA® Scan“ derzeit in Zentral- und Osteuropa an. Erste wissenschaftliche Ergebnisse zur Prüfung des Sensors weisen auf eine noch nicht ausreichende Übereinstimmung zwischen den über den Sensor und den traditionell erfassten Nährstoffgehalten im Boden hin (Poncet et al. 2022,

Velasquez et al. 2023). Nach derzeitiger Kenntnis liegen keine Untersuchungsergebnisse zur Validität der sensorbasiert bestimmten Texturdaten vor.

3.5.3 Kombination von Geoelektrik und Gamma-Radiometrie

Neben der Textur hat auch die Bodenfeuchte einen starken Einfluss auf den elektrischen Widerstand des Bodens und damit auf die Ergebnisse geoelektrischer Kartierungen. Die Bodenfeuchte wird neben der Textur auch durch andere standörtliche Faktoren wie Relief (trockenere Kuppe, feuchtere Senke), unterschiedliche Grundwassernähe sowie durch managementbedingte Faktoren (Teilflächen, Stoppelsturz, Transpiration des Pflanzenbestandes (Zwischenfrucht), Beregnung, Bodenverdichtung etc.) beeinflusst. Wegen dieser vielfältigen Einflüsse sollten Karten des elektrischen Widerstandes nicht direkt als Tongehaltskarten interpretiert und auf ihrer Grundlage keine schlaginternen Managementzonen abgegrenzt werden (Kühn et al. 2009).

Auch wenn im Vorfeld einer Sensorkartierung für eine einheitliche Flächenbewirtschaftung gesorgt wird, bleiben standörtliche Einflüsse des Reliefs und der Grundwassernähe bestehen und führen zu schlechteren Zusammenhängen zwischen der Bodentextur und dem elektrischen Widerstand.

Im Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg“ wurden zur Bodentexturbestimmung die Geophilus Sensorplattform eingesetzt. Auf ihr sind zwei geophysikalische Messprinzipien kombiniert, deren Messergebnisse in unterschiedlichem Maße von der Bodenfeuchte beeinflusst sind: Geoelektrik und Gamma-Radiometrie (Bönecke et al. 2021). Während sich der elektrische Widerstand mit der Abnahme der Bodenfeuchte von 20 auf 10 Vol.% etwa verdreifacht (Nijland et al. 2010; Bertermann und Schwarz 2018), steigt die Gammaaktivität lediglich um ca. 10 % (IAEA 2003). Werden die Ergebnisse der geoelektrischen und der Gamma-radiometrischen Messungen in Relation gesetzt, erhält man ein Maß für die relative Feuchteverteilung innerhalb des Feldes. Damit kann der Effekt relief- und managementabhängiger Bodenfeuchteunterschiede als „Störgröße“ für die Bestimmung Bodentextur über ein geoelektrisches Messverfahren weitgehend eliminiert werden, sodass die Ergebnisse der Kalibration einen viel engeren Zusammenhang zu realen Bodentextur ergeben als ohne diese „Feuchtekorrektur“.

Wir haben die auf Grundlage der geophysikalischen Messungen ermittelte relative Feuchteverteilung innerhalb des Feldes als Bodenfeuchteindex „GWI“ bezeichnet (Bönecke et al. 2021). Er wird durch Quotientenbildung aus der Gammaaktivität (Γ) und dem scheinbaren elektrischen Widerstand (Rho_a) des Oberbodens (0–30 cm) berechnet (Gl. 3.3):

$$GWI = \frac{\Gamma}{Rho_a} \quad (3.3)$$

Zur Überprüfung der Validität der GWI-Ergebnisse wurde ein Vergleich mit gemessenen Bodenfeuchtwerten durchgeführt. Für die Bodenfeuchtemessung wurde eine mobile UMP-2 Sonde (Messfrequenz: 120 MHz, Länge der Einstichnadeln:

200 mm, Messvolumen: ca. 1 L, Messbereich: 0 ... 100 % Vol. Wassergehalt, Messgenauigkeit: ± 2 %) der Firma UGT (<https://ugt-online.de/>) genutzt. Je Messpunkt wurden drei bis fünf Einzelmessungen durchgeführt und gemittelt.

Da bisher im Rahmen von Untersuchungen des Landschaftswasserhaushaltes überwiegend topografische Bodenfeuchteindices wie der TWI (topographic wetness index) und der SWI (saga wetness index) verwendet wurden, haben wir die hier auf Feldskala gewonnenen GWI-Ergebnisse den entsprechend berechneten TWI- und SWI-Werten gegenübergestellt und anhand der gemessenen Bodenfeuchten (SWC) validiert (Abb. 3.4).

TWI und SWI wurden für die hydrologische Modellierung entwickelt und dienen als Anzeiger für die Bodenfeuchte. Beide Indices beruhen auf zwei Komponenten, die für die Höhe des Oberflächenabflusses relevant sind: die Größe des Einzugsgebietes und der Neigung des Geländes. Weil Bodenfeuchtemessungen für ausgedehnte Flächen arbeitsaufwendig und kostenintensiv sind, ermöglichen aus der Topografie abgeleitete Indices einen schnellen und kostengünstigen Überblick über potenzielle Bodenfeuchtemuster, wenn keine anderen Daten vorhanden sind. Allerdings wurde die Übereinstimmung zwischen der gemessenen Bodenfeuchte und den topografischen Indices in mehreren Studien zwischen schwach und moderat bewertet (Kopecký et al. 2021; Riihimäki et al. 2021; Winzeler et al. 2022). Die angegebenen Bestimmtheitsmaße R^2 variieren im Mittel zwischen 0,2 und 0,3 mit einer Min-Max-Spanne von $<0,01$ bis 0,4 – Resultate, die im Wesentlichen durch unsere Ergebnisse (vgl. Abb. 3.4) bestätigt werden. Bei der Interpretation dieser geringen Übereinstimmung von TWI und SWI mit den gemessenen Bodenfeuchten ist zu beachten, dass diese Indices keine intrinsischen Eigenschaften des Bodens berücksichtigen, die den Oberflächenabfluss beeinflussen, wie z. B. die Wasserretention und -sättigung sowie das Infiltrationsvermögen und die hydraulische

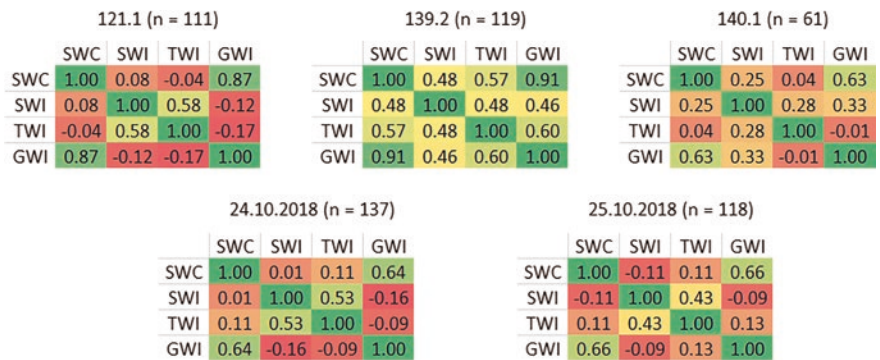


Abb. 3.4 Bestimmtheitsmaße (R^2) des Zusammenhangs zwischen gemessener Bodenfeuchte SWC und den Feuchteindices SWI, TWI und GWI im Betrieb Booßen auf drei Praxisschlägen sowie für zwei Datensätze, aufgenommen an zwei Tagen (24. und 25.10.2018). Dunkelgrün = sehr starker Zusammenhang, hellgrün = hoher Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang, orange = geringer Zusammenhang, rot = kein Zusammenhang, n = Anzahl der Messpunkte

Leitfähigkeit. Die GWI-Bodenfeuchtemuster hingegen stellen ein integrales Abbild sowohl der relief- als auch der substratbedingten Einflussfaktoren dar und erklären so einen erheblich größeren Anteil der räumlichen Variabilität der Bodenfeuchte als TWI und SWI.

In Anlehnung an die nachfolgend dargestellten Arbeitsschritte des Workflows für eine präzise Kalkung (vgl. Abb. 1.12, Abschn. 1.6) wurden aus den erhobenen Sensordaten unter Einbeziehung des GWI hochaufgelöste Bodentexturkarten abgeleitet (vgl. auch Kap. 7):

1. Sensorkartierung des Schlages
2. Dateninterpolation zu Rasterdaten
3. Festlegung von Referenzpunkten für die Bodenprobenahme
4. Bodenprobenahme, Laboranalysen für Textur nach DIN ISO 11277
5. Auslesen der Rasterdaten an den Referenzpunkten
6. Kalibration der Sensordaten der Referenzpunkte mittels der Laborergebnisse
7. Anwendung des besten Kalibrationsmodells für alle Pixel, Generierung von Sand-, Schluff- und Tongehaltskarten

Die Ergebnisse der schlagweisen Kalibrierung sind nachfolgend für einen Acker Schlag in der Uckermark dargestellt (Abb. 3.5).

Im Ergebnis der schlagweisen Kalibrierung der Sensordaten konnten die Ton-, Schluff- und Sandfraktionsanteile mit einem RMSE zwischen 1,6 und 2,5 Masse-% Fraktion bestimmt werden. Unter Einbeziehung aller in den drei Betrieben im Rahmen des pH-BB Projektes erhobenen Texturdaten ($n=711$) betragen die entsprechenden RMSE-Werte 4,1 % für Ton, 5,6 % für Schluff und 7,4 % für Sand (Abb. 3.6).

Als Lösung für eine kombinierte Messung des elektrischen Widerstandes und der Gammaaktivität des Bodens steht derzeit nur die Geophilus Sensorplattform zur Verfügung (Abb. 3.7). Kartierungen als Dienstleistung werden aktuell von der Geophilus GmbH, Trebbin, angeboten.

Der elektrische Widerstandssensor besteht aus einem Einspeisedipol und fünf Messdipolen mit den Erkundungstiefen von ca. 0–0,3 m, 0–0,6 m, 0–0,9 m, 0–1,2 m und 0–1,5 m. Der Gamma-Sensor verfügt über einen 10 l Polysteren-Detektor. Dieser Kunststoffdetektor ist äußerst robust und unempfindlich gegenüber Schock, aber nicht für spektrale Messungen ausgelegt. Mit ihm werden alle im Energiebereich zwischen 0,05 und 3,00 meV eintreffenden Photonen in einem Kanal (total counts) gemessen. Je nach Zielstellung und Beschaffenheit der Bodenoberfläche wird die Geophilus Sensorplattform überwiegend von einem Pickup mit Geschwindigkeiten zwischen 2 und 20 km/h gezogen. Für landwirtschaftliche Anwendungen werden bei einer Datenerfassungsrate von 1 Hz ca. 120–150 Einzelmessungen je Hektar durchgeführt.

Wissenschaftliche Ergebnisse zur Sensoranwendung: z. B. Lück et al. 2009, 2022; Lueck und Rühlmann 2013; Guillemoteau et al. 2017; Bönecke et al. 2018, 2021; Meyer et al. 2019.

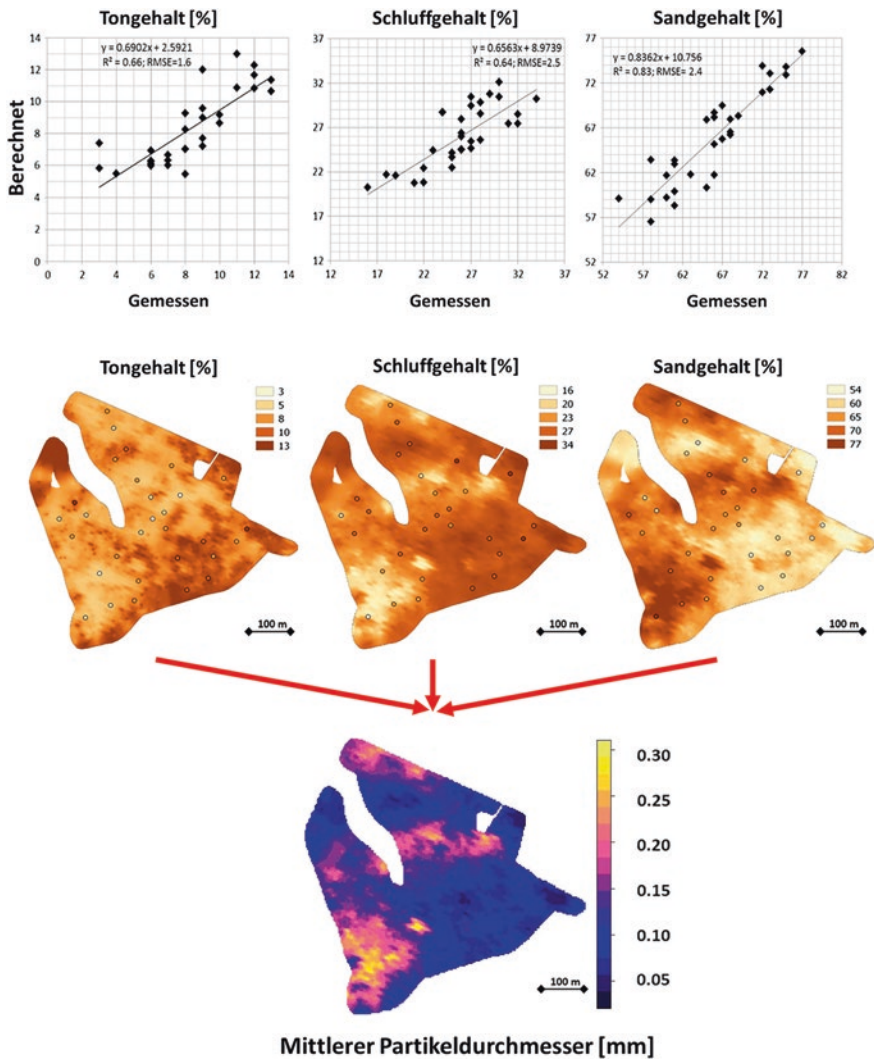


Abb. 3.5 Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Kornfraktionen (oben), Sensor basierte Karten der drei Korngrößenfraktionen Ton, Schluff und Sand (Mitte) und daraus nach Gl. 3.1, Abschn. 3.1 berechnete Karte des mittleren Partikeldurchmessers (unten) am Beispiel eines Praxisschlages in der Uckermark

3.6 Ausblick: Alternative Ansätze aus der Forschung

Geoelektrische und Gamma-radiometrische Messverfahren haben bei der sensorbasierten Erfassung von Bodenmerkmalen die größte praktische Anwendung erfahren. Darüber hinaus gibt es u. a. diverse optische Verfahren wie z. B. NIRS,

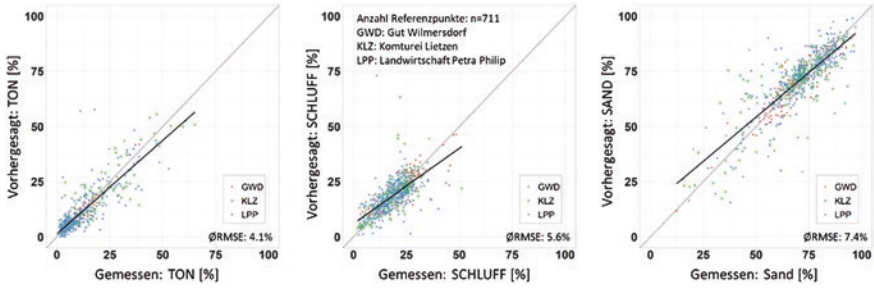


Abb. 3.6 Vergleich der gemessenen und modellierten Körnungsanteile. (Basis: alle kartierten Schläge im Projekt „Präzise Kalkung in Brandenburg (pH-BB)“; RMSE = 4,1 % für Ton, 5,6 für Schluff und 7,4 für Sand)

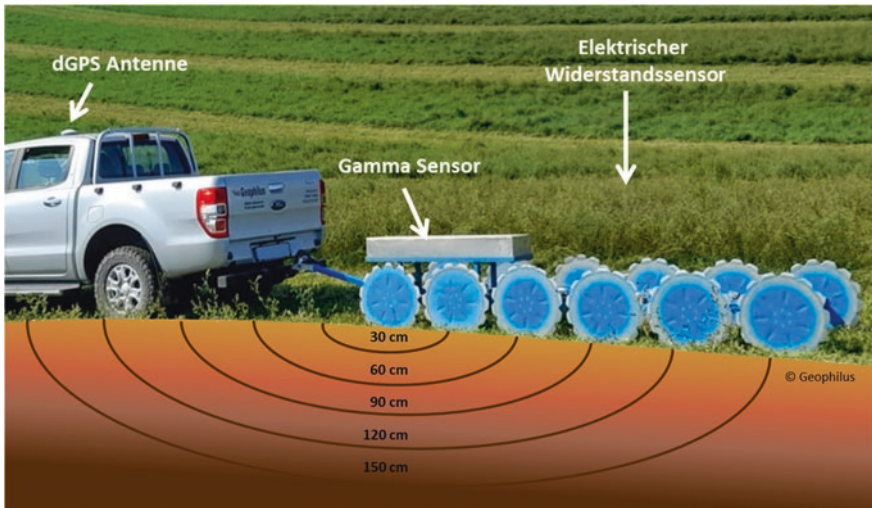


Abb. 3.7 Die Geophilus Sensorplattform

vis-NIRS; MIRS oder LIBS (Villas-Boas et al. 2016; Viscarra Rossel et al. 2016; Hobley und Prater 2019; Jaconi et al., 2019; Vasava et al. 2019; Thomas et al. 2021; Erler et al. 2023), die ebenfalls einen relativen engen Bezug zur Bodentextur aufweisen.

Weil Fernerkundungsdaten weltweit großflächige Informationen mit immer höherer räumlicher Auflösung sowie zeitlicher Wiederholung liefern und darüber hinaus gut verfügbar sind, sind insbesondere jüngere Forschungsarbeiten darauf ausgerichtet, satellitenbasierte Radar- und Spektroskopiedaten für die Bodentexturbestimmung zu nutzen (Castaldi et al. 2016; Müller et al. 2016; Radar Bousbih et al. 2019; Tziolas et al. 2020; Swain et al. 2021).

Unabhängig von den spezifisch eingesetzten Nah- oder Fernerkundungsverfahren führen die überwiegend verwendeten multivariaten Kalibrationstechniken zu empirischen Modellen, die auf den unter spezifischen Bedingungen erzeugten Datensätzen beruhen. Insofern kann in vielen Studien keine generelle Validität ausgewiesen werden. Um eine bessere Generalisierbarkeit zu erreichen, schlagen Casa et al. (2013) die Entwicklung stärker physikalisch basierter Modelle vor.

3.7 Fazit

Die sensorbasierte Erfassung von Bodenmerkmalen hat sich im Vergleich zur traditionellen Bohrstockbeprobung als sehr effiziente Methode zur Generierung von Bodentexturkarten erwiesen. Im Vergleich zu den traditionell betrieblich verfügbaren und zu den über die jeweiligen Geologischen Dienste zur Verfügung gestellten Bodentexturkarten weisen die sensorbasierten Karten die höchste räumlich Auflösung und damit die beste Eignung für ein kleinräumig standortangepasstes Management auf.

Um eine bestmögliche Übereinstimmung zwischen der gemessenen und der über Modelle bestimmten Textur zu erreichen, sind vorzugsweise Sensoren oder Sensorkombinationen einzusetzen, um zusätzliche Streuungsursachen wie z. B. unterschiedliche Wassergehalte oder Lagerungsdichten bestmöglich eliminieren zu können.

In Übereinstimmung mit anderen Forschungsergebnissen empfehlen wir, bei der Texturbestimmung auf die Fingerprobe zu verzichten, da ihre Ergebnisse sehr subjektiv beeinflusst sind.

Im Abschn. 1.3 wurden die Abweichungen bei der Einordnung betrieblicher Ackerflächen in Bodengruppen im Vergleich der Karten aus der Bodenschätzung mit sensorbasierten Bodenkarten beschrieben. Aufgrund der weit reichenden Konsequenzen dieser Abweichungen nicht nur für die präzise Kalkung, sondern für das texturabhängige Nährstoffmanagement insgesamt, empfehlen wir, kalibrierte, sensorbasierte Texturkarten zu nutzen.

Literatur

- Beamish, D. (2013). Gamma ray attenuation in the soils of Northern Ireland, with special reference to peat. *Journal of Environmental Radioactivity*, 115, 13–27.
- Bertermann, D., und Schwarz, H. (2018). Bulk density and water content-dependent electrical resistivity analyses of different soil classes on a laboratory scale. *Environmental Earth Sciences*, 77, 1–14.
- Beuselinck, L., Govers, G., Poesen, J., Degraer, G., Froyen, L. (1998). Grain-size analysis by laser diffractometry: comparison with the sieve/pipette method. *Catena* 32, 193–208.
- Boenecke, E.; Lueck, E.; Ruehlmann, J.; Gruendling, R.; Franko, U. (2018). Determining the within-field yield variability from seasonally changing soil conditions. *Precision Agriculture* 19, 750–769.
- Bönecke, E., Meyer, S., Vogel, S. Schröter, I., Gebbers, R., Kling, C., Kramer, E., Lück, K., Nagel, A., Philipp, G., Gerlach, F., Palme, S., Zieger, K., Rühlmann, J., (2021). Guidelines for

- precise lime management based on high-resolution soil pH, texture and SOM maps generated from proximal soil sensing data. *Precision Agriculture*. <https://doi.org/10.1007/s11119-020-09766-8>.
- Bousbih, S., Zribi, M., Pelletier, C., Gorraab, A., Lili-Chabaane, Z., Baghdadi, N., ... und Mougenot, B. (2019). Soil texture estimation using radar and optical data from Sentinel-1 and Sentinel-2. *Remote Sensing*, 11(13), 1520.
- Buurman, P., Pape, T., Reijneveld, J. A., de Jong, F., van Gelder, E. (2001). Laser-diffraction and pipette-method grain sizing of Dutch sediments: correlations for fine fractions of marine, fluvial, and loess samples. *Geologie en Mijnbouw* 80, 49–57.
- Campana, S., und Dabas, M. (2011). Archaeological impact assessment: the BREBEMI Project (Italy). *Archaeological Prospection*, 18(2), 139–148.
- Casa, R., Castaldi, F., Pascucci, S., Palombo, A., und Pignatti, S. (2013). A comparison of sensor resolution and calibration strategies for soil texture estimation from hyperspectral remote sensing. *Geoderma*, 197, 17–26.
- Castaldi, F., Palombo, A., Santini, F., Pascucci, S., Pignatti, S., und Casa, R. (2016). Evaluation of the potential of the current and forthcoming multispectral and hyperspectral imagers to estimate soil texture and organic carbon. *Remote Sensing of Environment*, 179, 54–65.
- Cook, S.E., Corner, R.J., Groves, P.R., Grealish, G.J. (1996). Use of airborne gamma radiometric data for soil mapping. *Aust. J. Soil Res.* 34, 183–194.
- Corwin, D. L., und Rhoades, J. D. (1982). An improved technique for determining soil electrical conductivity-depth relations from above-ground electromagnetic measurements. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 517–520.
- Coulouma, G., Caner, L., Loonstra, E. H., und Lagacherie, P. (2016). Analysing the proximal gamma radiometry in contrasting Mediterranean landscapes: towards a regional prediction of clay content. *Geoderma*, 266, 127–135.
- Dabas, M. (2008). Theory and practice of the new fast electrical imaging system ARP©. In *Seeing the unseen. Geophysics and landscape archaeology* (pp. 131–154). CRC Press.
- Dabas, M., und Tabbagh, A. (2003). A comparison of EMI and DC methods used in soil mapping—theoretical considerations for precision agriculture. *Precision Agriculture*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, 121–127.
- De Smedt, P., Van Meirvenne, M., Meerschman, E., Saey, T., Bats, M., Court-Picon, M., ... und Crombe, P. (2011). Reconstructing palaeochannel morphology with a mobile multicoil electromagnetic induction sensor. *Geomorphology*, 130, 136–141.
- DIN 19682-2: Bodenbeschaffenheit – Felduntersuchungen – Teil 2: Bestimmung der Bodenart.
- DIN 4220: Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten.
- DIN ISO 11277: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation.
- Domsch, H., und Giebel, A. (2004). Estimation of soil textural features from soil electrical conductivity recorded using the EM38. *Precision Agriculture*, 5(4), 389–409.
- Doolittle, J. A., Indorante, S. J., Potter, D. K., Hefner, S. G., und McCauley, W. M. (2002). Comparing three geophysical tools for locating sand blows in alluvial soils of southeast Missouri. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(3), 175–182.
- Eckelmann, W.; Sponagel, H.; Grotenthaler, W.; Hartmann, K.J.; Hartwich, R.; Janetzko, P.; Joisten, H.; Kühn, D.; Sabel, K.J.; Traidl, R. *Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart, Germany, 2005.*
- Erler, A., Riebe, D., Beitz, T., Löhmannsröben, H. G., Leenen, M., Pätzold, S., ... und Wójcik, M. (2023). Mobile Laser-Induced Breakdown Spectroscopy for Future Application in Precision Agriculture—A Case Study. *Sensors*, 23(16), 7178.
- Eshel, G., Levy, G. J., Mingelgrin, U., Singer, M. J. (2004). Critical evaluation of the use of laser diffraction for particle-size distribution analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 736–743.
- Franzmeier, D. P., und Owens, P. R. (2008). Soil texture estimates: A tool to compare texture-by-feel and lab data. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education*, 37(1), 111–116.

- Friedman, S.P. (2005). Soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. *Comput. Electron. Agric.*, 46, 45–70.
- Gebbers, R., Lück, E., Dabas, M., und Domsch, H. (2009). Comparison of instruments for geo-electrical soil mapping at the field scale. *Near Surface Geophysics*, 7(3), 179–190.
- Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen (2012). Fingerprobe zur Bestimmung der Bodenarten in Anlehnung an DIN 19682-2 und KA5. https://www.google.com/url?sa=t&url=https://www.gd.nrw.de/2Fzip%2Fbo_Bestimmungsschlüssel-Bodenart.pdf&usq=AOvVaw2p-pXeVPYQ9p-VXtNrKC-QUundopi=89978449..
- Guillemoteau, J., Lück, E., und Tronicke, J. (2017). 1D inversion of direct current data acquired with a rolling electrode system. *Journal of Applied Geophysics*, 146, 167–177.
- Hegemann, T., Welp, G., Amelung, W., Angst, G., Franz, S. O., Koszinski, S., ... und Pätzold, S. (2017). Proximal gamma-ray spectrometry for site-independent in situ prediction of soil texture on ten heterogeneous fields in Germany using support vector machines. *Soil and Tillage Research*, 168, 99–109.
- Heil, K., und Schmidhalter, U. (2012). Characterisation of soil texture variability using the apparent soil electrical conductivity at a highly variable site. *Computers und Geosciences*, 39, 98–110.
- Heil, K., und Schmidhalter, U. (2017). The application of EM38: Determination of soil parameters, selection of soil sampling points and use in agriculture and archaeology. *Sensors*, 17(11), 2540.
- Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. *Computers und geosciences*, 32, 1283–1298.
- Hobley, E. U., und Prater, I. (2019). Estimating soil texture from vis–NIR spectra. *European journal of soil science*, 70(1), 83–95.
- IAEA (2003) Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Jaconi, A., Vos, C., und Don, A. (2019). Near infrared spectroscopy as an easy and precise method to estimate soil texture. *Geoderma*, 337, 906–913.
- Johnson, C. K., Doran, J. W., Duke, H. R., Wienhold, B. J., Eskridge, K. M., und Shanahan, J. F. (2001). Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil condition. *Soil Science Society of America Journal*, 65(6), 1829–1837.
- Kerschberger, M., Deller, B., Hege, U., Heyn, J., Kape, H. E., Krause, O., ... und Severin, K. (2000). Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker-und Grünlandböden. VDLUFA-Verlag: Darmstadt, Germany.
- Köhn, M. (1928). Bemerkungen zur mechanischen Bodenanalyse III. Ein neuer Pipettapparat. *Z. Pflanzenernähr. Düngg. Bodenkunde* A11, 50–54.
- Kopecký, M., Macek, M., und Wild, J. (2021). Topographic Wetness Index calculation guidelines based on measured soil moisture and plant species composition. *Science of the Total Environment*, 757, 143785.
- Kühn, J., Brenning, A., Wehrhan, M., Koszinski, S., und Sommer, M. (2009). Interpretation of electrical conductivity patterns by soil properties and geological maps for precision agriculture. *Precision Agriculture*, 10, 490–507.
- LFULG Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg., 2015). Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25484/documents/35267> (24.12.2023).
- Loonstra E.H. (2008) A Mole collecting fingerprints: a gamma ray sensor for measuring physical properties of top soil. IAMFE 2008, Aarhus. Denmark.
- Loonstra, E. H. (2012). Benefits of VRA technology for potato production based on Mole soil maps. In *Information Technology, Automation and Precision Farming. International Conference of Agricultural Engineering-CIGR-AgEng 2012: Agriculture and Engineering for a Healthier Life*, Valencia, Spain, 8–12 July 2012. CIGR-EurAgEng.

- Lück, E., Guillemoteau, J., Tronicke, J., Rummel, U., and Hierold, W. (2022). From point to field scale-indirect monitoring of soil moisture variations at the DWD test site in Falkenberg. *Geoderma*, 427, 116134.
- Lück, E., Spangenberg, U., and Rühlmann, J. (2009). Comparison of different EC-mapping sensors. In *Precision agriculture'09* (pp. 445–452). Wageningen Academic.
- Lüeck, E.; Rühlmann, J. (2013). Resistivity mapping with GEOPHILUS ELECTRICUS – Information about lateral and vertical soil heterogeneity. *Geoderma* 199, 2–11.
- Lund, E. D., Christy, C. D., and Drummond, P. E. (1999). Practical applications of soil electrical conductivity mapping. *Precision agriculture*, 99, 771–779.
- McNeill, J. D. (1980). Survey interpretation techniques: EM38. Tech. Note TN-6, Geonics Pty, Ltd, Ontario, Canada.
- Meyer, S.; Kling, C.; Vogel, S.; Schröter, I.; Nagel, A.; Kramer, E.; Gebbers, R.; Philipp, G.; Lück, K.; Gerlach, F.; et al. (2019). Creating soil texture maps for precision liming using electrical resistivity and gamma ray mapping. In *Precision Agriculture'19*, Wageningen, Academic Publishers: Wageningen, The Netherlands.
- Monteiro Santos, F. A., Triantafylis, J., and Bruzgulis, K. (2011). A spatially constrained 1D inversion algorithm for quasi-3D conductivity imaging: Application to DUALEM-421 data collected in a riverine plain. *Geophysics*, 76, B43–B53.
- Moral, F. J., Terrón, J. M., and Da Silva, J. M. (2010). Delineation of management zones using mobile measurements of soil apparent electrical conductivity and multivariate geostatistical techniques. *Soil and Tillage Research*, 106(2), 335–343.
- Müller, B., Bernhardt, M., Jackisch, C., and Schulz, K. (2016). Estimating spatially distributed soil texture using time series of thermal remote sensing—a case study in central Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(9), 3765–3775.
- Nijland, W., Van der Meijde, M., Addink, E. A., and De Jong, S. M. (2010). Detection of soil moisture and vegetation water abstraction in a Mediterranean natural area using electrical resistivity tomography. *Catena*, 81(3), 209–216.
- Pätzold, S., Leenen, M., and Heggemann, T. W. (2020). Proximal mobile gamma spectrometry as tool for precision farming and field experimentation. *Soil Systems*, 4, 31.
- Peralta, N. R., and Costa, J. L. (2013). Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. *Computers and electronics in agriculture*, 99, 218–226.
- Petersen, H., Wunderlich, T., Attia al Hagrey, S., Rabbel, W. (2012). Characterization of some Middle European soil textures by gamma-spectrometry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(5), 651–660.
- Poncet, A. M., Velasquez, F., France, W., Espinoza, L., Skinner, V., and Slaton, N. A. (2022) Applications of Gamma-Ray Spectroscopy to Quantify In-Field Changes in Soil pH and Soil Potassium, Phosphorus, and Zinc Availability in Arkansas. In: Slaton, N. A.: Wayne E. Sabbe Arkansas Soil Fertility Studies 2022. Arkansas Agricultural Experiment Station Research Series.
- Priori, S., Bianconi, N., Fantappiè, M., Pellegrini, S., Ferrigno, G., Guitoli, F., and Costantini, E. A. (2013). The potential of γ -ray spectroscopy for soil proximal survey in clayey soils. *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 11, 29–38.
- Rhoades, J., and Corwin, D. L. (1981). Determining soil electrical conductivity-depth relations using an inductive electromagnetic soil conductivity meter. *Soil Science Society of America Journal*, 45, 255–260.
- Riihimäki, H., Kempainen, J., Kopecký, M., and Luoto, M. (2021). Topographic wetness index as a proxy for soil moisture: The importance of flow-routing algorithm and grid resolution. *Water Resources Research*, 57(10).
- Ruehlmann, J., Bönecke, E. Meyer, S. 2021. Predicting the Lime Demand of Arable Soils from pH Value, Soil Texture and Soil Organic Matter Content. *Agronomy* 2021, 11,785.
- Saey, T., Simpson, D., Vermeersch, H., Cockx, L., and Van Meirvenne, M. (2009). Comparing the EM38DD and DUALEM-21S sensors for depth-to-clay mapping. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 7–12.

- Salley, S. W., Herrick, J. E., Holmes, C. V., Karl, J. W., Levi, M. R., McCord, S. E., ... und Van Zee, J. W. (2018). A comparison of soil texture-by-feel estimates: Implications for the citizen soil scientist. *Soil Science Society of America Journal*, 82(6), 1526–1537.
- Seladji, S. A. M. I. R., Cosenza, P., Tabbagh, A., Ranger, J., und Richard, G. (2010). The effect of compaction on soil electrical resistivity: a laboratory investigation. *European journal of soil science*, 61(6), 1043–1055.
- Shevnin, V., Mousatov, A., Ryjov, A., und Delgado-Rodriguez, O. (2007). Estimation of clay content in soil based on resistivity modelling and laboratory measurements. *Geophysical Prospecting*, 55(2), 265–275.
- Shiozawa, S.; Campbell, G.S. (1991). On The Calculation of Mean Particle Diameter and Standard Deviation from Sand, Silt, and Clay Fractions. *Soil Sci.*, 152, 427–431.
- Shirazi, M. A., Boersma, L., und Hart, J. W. (1988). A unifying quantitative analysis of soil texture: improvement of precision and extension of scale. *Soil Science Society of America Journal*, 52(1), 181–190.
- Simpson, D., Van Meirvenne, M., Saey, T., Vermeersch, H., Bourgeois, J., Lehouck, A., ... und Vitharana, U. W. (2009). Evaluating the multiple coil configurations of the EM38DD and DUALEM-21S sensors to detect archaeological anomalies. *Archaeological Prospection*, 16, 91–102.
- Soares Gerscovich, D.M., Vipulanandan, C. (2023). Data Analyses to Correlate the Soil Properties to the Electrical Resistivity. *Geotech Geol Eng* 41, 4507–4528. <https://doi.org/10.1007/s10706-023-02529-y>.
- Stocker, N. und Walthert, L. (2015): Böden und Wasserhaushalt von Wäldern und Waldstandorten der Schweiz unter heutigem und zukünftigem Klima. Datengrundlage und Datenharmonisierung. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Projektinterner Bericht 2013, Anhang zum Schlussbericht des Projektes BO-WA-CH vom April 2015.
- Sudduth, K. A., Kitchen, N. R., Bollero, G. A., Bullock, D. G., und Wiebold, W. J. (2003). Comparison of electromagnetic induction and direct sensing of soil electrical conductivity. *Agronomy Journal*, 95(3), 472–482.
- Sudduth, K. A., Kitchen, N. R., Wiebold, W. J., Batchelor, W. D., Bollero, G. A., Bullock, D. G., ... und Thelen, K. D. (2005). Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and electronics in agriculture*, 46(1–3), 263–283.
- Swain, S. R., Chakraborty, P., Panigrahi, N., Vasava, H. B., Reddy, N. N., Roy, S., ... und Das, B. S. (2021). Estimation of soil texture using Sentinel-2 multispectral imaging data: An ensemble modeling approach. *Soil and Tillage Research*, 213, 105134.
- Tabbagh, A., Seger, M., und Cousin, I. (2023). Using proximal electromagnetic/electrical resistivity (ER)/electrical impedance spectroscopy sensors to assess soil health and water status.
- Taubner, H., Roth, B., und Tippkötter, R. (2009). Determination of soil texture: Comparison of the sedimentation method and the laser-diffraction analysis. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(2), 161–171.
- Thomas, C. L., Hernandez-Allica, J., Dunham, S. J., McGrath, S. P., und Haefele, S. M. (2021). A comparison of soil texture measurements using mid-infrared spectroscopy (MIRS) and laser diffraction analysis (LDA) in diverse soils. *Scientific Reports*, 11, 16.
- Tziolas, N., Tsakiridis, N., Ben-Dor, E., Theocharis, J., und Zalidis, G. (2020). Employing a multi-input deep convolutional neural network to derive soil clay content from a synergy of multi-temporal optical and radar imagery data. *Remote Sensing*, 12(9), 1389.
- Uribeetxebarria, A., Arnó, J., Escolà, A., und Martínez-Casasnovas, J. A. (2018). Apparent electrical conductivity and multivariate analysis of soil properties to assess soil constraints in orchards affected by previous parcelling. *Geoderma*, 319, 185–193.
- Van Egmond, F. M., Loonstra, E. H., und Limburg, J. (2010). Gamma ray sensor for topsoil mapping: The Mole. *Proximal Soil Sensing*, 323–332.
- Vasava, H. B., Gupta, A., Arora, R., und Das, B. S. (2019). Assessment of soil texture from spectral reflectance data of bulk soil samples and their dry-sieved aggregate size fractions. *Geoderma*, 337, 914–926.

- Velasquez, F., Poncet, A. M., France, O. W., Mauromoustakos, A., und Slaton, N. A. (2023) Preliminary Assessment of Gamma-Ray Spectrometer Data Accuracy for Proximal Sensing of Soil Potassium in Arkansas. In: Arkansas Slaton, N. A., und Daniels, M: Wayne E. Sabbe Arkansas Soil Fertility Studies 2022. Arkansas Agricultural Experiment Station Research Series.
- Villas-Boas, P. R., Romano, R. A., de Menezes Franco, M. A., Ferreira, E. C., Ferreira, E. J., Crestana, S., und Milori, D. M. B. P. (2016). Laser-induced breakdown spectroscopy to determine soil texture: A fast analytical technique. *Geoderma*, 263, 195–202.
- Viscarra Rossel, R. A., Behrens, T., Ben-Dor, E., Brown, D. J., Demattê, J. A. M., Shepherd, K. D., ... Ji, W. (2016). A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Science Reviews*, 155, 198–230.
- Viscarra Rossel, R. A., Taylor, H. J., und McBratney, A. B. (2007). Multivariate calibration of hyperspectral γ -ray energy spectra for proximal soil sensing. *European Journal of Soil Science*, 58(1), 343–353.
- Van Egmond, F. M., Loonstra, E. H., & Limburg, J. (2010). Gamma ray sensor for topsoil mapping: The Mole. *Proximal Soil Sensing*, 323–332.
- Von Wulffen, U., Roschke, M., und Kape, H. E. (2008). Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DüV). Gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Landesamt für Verbraucherschutz, Frankfurt/Oder.
- Winzler, H. E., Owens, P. R., Read, Q. D., Libohova, Z., Ashworth, A., und Sauer, T. (2022). Topographic Wetness Index as a proxy for soil moisture in a hillslope catena: flow algorithms and map generalization. *Land*, 11, 2018.

Jörg Rühlmann, ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentexturkarten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Eric Bönecke, schloss 2012 das Studium der Geographie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde ab und forscht seither als wissenschaftlicher Mitarbeiter zu den Ursachen der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen auf Feld- und Regionalebene. Unter anderem entwickelt er Algorithmen zur Verbesserung von Düngeempfehlungen in der Landwirtschaft.

Sven Meyer, ist seit 2021 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät. Aktuelle Forschungsschwerpunkte sind die KI gestützte Vorhersage von räumlich hochaufgelösten Bodeninformationen, der Einsatz von Fernerkundungsinformationen und die Modellierung von Landnutzungsänderungen.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung des Boden-pH-Wertes

Robin Gebbers, Sebastian Vogel und Eckart Kramer

4.1 Definition des Boden-pH-Wertes

Der Boden-pH-Wert ist ein Maß für die H^+ -Ionenkonzentration (Wasserstoffionenkonzentration, Hydronium-Ionenkonzentration) in der Bodenlösung. Er wird ausgedrückt durch den negativen dekadischen Logarithmus der H^+ -Ionenkonzentration. Beispielweise entspricht eine Konzentration von 0,0000001 mol/l (Mol pro Liter), 10^{-7} mol/l und damit einem pH-Wert von 7. Die Abkürzung pH steht für die lateinischen Wörter „pondus hydrogenii“ und bedeutet etwa „Masse der Wasserstoffteilchen“ (Lieberoth, 1982). Die Verwendung des negativen dekadischen Logarithmus sorgt dafür, dass nur die Hochzahl der Konzentration ohne Vorzeichen angegeben wird. Die logarithmische Einteilung bedeutet, dass pro Abnahme um eine pH-Einheit die Säurestärke im Boden um den Faktor 10 zunimmt. Eine Bodenlösung mit pH-Wert 4 ist demnach 10-mal saurer als ein Boden mit pH-Wert 5, 100-mal saurer als mit pH-Wert 6- und 1000-mal saurer als mit pH-Wert 7. Lösungen mit pH-Werten unter 7 werden als sauer bezeichnet, solche mit pH-Werten über 7 als basisch. In semiariden bis semihumiden Regionen Mitteleuropas liegen die pH-Werte von Mineralböden überwiegend zwischen 4 und 8.

R. Gebbers (✉)

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland

E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

S. Vogel

Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e. V. (ATB), Potsdam, Deutschland

E-Mail: svogel@atb-potsdam.de

E. Kramer

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

E-Mail: ekramer@hnee.de

Die Angabe des pH-Wertes als Maß der H^+ -Ionenkonzentration ist eine Vereinfachung. Tatsächlich treten Protonen (H^+) nur in assoziierter Form auf. Im Wasser ist die erste Form der Assoziation H_3O^+ (Hydronium-Ion, Oxonium), das sich aus der Verbindung von H^+ mit H_2O ergibt. Im Boden gibt es neben der Assoziation mit dem Wasser noch weitere Assoziationsformen.

Die Quelle für H^+ im Boden sind gelöste und feste Säuren, welche H^+ abgeben (dissoziieren). Die Neigung einer Säure, H^+ abzugeben, wird als Säurestärke bezeichnet und durch die Dissoziationskonstante quantifiziert. Zu den gelösten Säuren zählen vor allem Kohlensäure, organische Säuren und Schwefel- und Salpetersäure als starke Säuren (Scheffer & Schachtschabel, 2002). Feste Säuren sind funktionelle Gruppen an Festkörpern, z. B. Fe-OH- und Al-OH-Gruppen an Oxiden und Tonmineralen und Carboxylgruppen an Huminstoffen (Scheffer & Schachtschabel, 2002). Die Gesamtheit der gelösten und festen Säuren (Säurevorkommen) in einem Boden, welche innerhalb kurzer Zeit H^+ freisetzen, wird als totale Acidität oder Gesamtacidität bezeichnet (Scheffer & Schachtschabel, 2018). Die Gesamtacidität ist diejenige Größe, die durch basische Dünger (insbesondere Kalk) verändert werden soll. Nach Scheffer & Schachtschabel (2018) besteht die Gesamtacidität aus:

- aktueller Acidität: H^+ - bzw. H_3O^+ -Ionen aller gelösten Säuren in der Bodenlösung
- austauschbarer Acidität: alle mit 1 M KCl austauschbare Kationen. Das sind vorwiegend H^+ - und Al^{3+} -Ionen

Die Komponenten der Gesamtacidität sind in Abb. 4.1 visualisiert.

Der pH-Wert der Bodenlösung repräsentiert somit nur einen Teil der Gesamtacidität des Bodens. Die austauschbare Bodenacidität führen zu einer Pufferung des pH-Wertes in der Bodenlösung (Puffer-Acidität). D. h., die H^+ -Ionen in der Bodenlösung stehen im Gleichgewicht mit Austauschern. Daher steigt bei Zugabe von Basen der pH-Wert im Bodenwasser geringer an, als dies die zugegebene

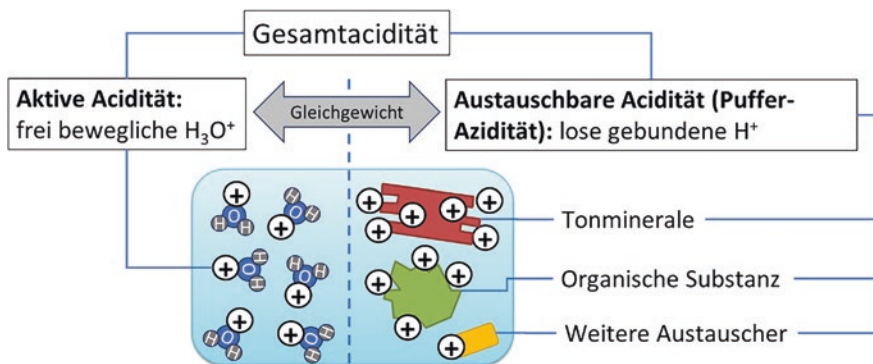


Abb. 4.1 Komponenten der Acidität im Boden (R. Gebbers)

Menge erwarten lässt, denn H^+ -Ionen werden von den Austauschern nachgeliefert und neutralisieren zugeführte Basen. Um das Säurevorkommen im Boden zu charakterisieren, genügt es also nicht, lediglich die H^+ -Ionenkonzentration in der Bodenlösung zu bestimmen. Zur genauen Erfassung der Puffer-Acidität werden etwas aufwendigere chemische Methoden benötigt. Alternativ ist eine Abschätzung über den Ton- und Humusgehalt möglich, welche sich den Zusammenhang zwischen diesen Substanzen und der Zahl der H^+ -Austauschplätze zunutze macht. Darauf beruht die in Deutschland übliche Methode zur Kalkbedarfsberechnung.

4.2 Bedeutung des pH-Wertes

Die Bedeutung des pH-Wertes als ein wesentliches Merkmal der Bodenfruchtbarkeit beruht auf dessen steuernde Wirkung auf viele Vorgänge im Boden. Diese umfassen unter anderem die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen sowie die mikrobiologische Aktivität. Auch wenn die Einflüsse des pH-Wertes auf Boden und Pflanze seit langem untersucht werden und die Erkenntnisse in anerkannten Lehrbüchern zur Pflanzenernährung und Bodenkunde zu finden sind, gibt es auch heute noch viele offene Fragen zu dem komplexen Wirkungsgefüge (Barrow & Hartemink, 2023; Hartemink & Barrow, 2023; Scheffer & Schachtschabel, 2018; Schilling, 2000). Zumindest ist gut gesichert, dass die Bedeutung des pH-Wertes für den Pflanzenbau vor allem auf einer steuernden Funktion beruht und weniger auf einer unmittelbaren schädigenden Wirkung von H^+ -Ionen auf die Pflanze, die erst bei pH-Werten unter 3,5 auftritt (Menzies, 2003). Trotz dieser vorwiegend indirekten Wirkung auf das Pflanzenwachstum ist der Boden-pH-Wert als Indikator für die von ihm beeinflussten Prozesse und Zustände äußerst wichtig. Daher wurden in der Landwirtschaft, insbesondere der Pflanzenernährung, über viele Jahrzehnte hinweg Untersuchungen zum optimalen pH-Wert durchgeführt.

Allerdings lässt sich kaum ein eindeutiger Ziel-pH-Wert des Bodens festlegen, der für jedwede landwirtschaftliche Bewirtschaftung optimal ist (Bloom et al., 2018). Der Ziel-pH-Wert ist vielmehr innerhalb einer Wertespanne variabel an die unterschiedlichen Anforderungen der Kulturen und an die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit anzupassen. Landwirtschaftliche Kulturen reagieren unterschiedlich auf die pH-abhängigen Prozesse des Bodens: einige sind weniger empfindlich als andere, einige haben ein niedrigeres, andere ein höheres pH-Optimum, die Toleranzspanne ist enger oder weiter, vgl. Abschn. 1.2. Da basischer Dünger in Form von Kalk gerne über mehrere Jahre im Voraus als Vorratsdüngung verabreicht wird, muss die gesamte Fruchtfolge betrachtet werden. Im Hinblick auf die langfristige Bodenfruchtbarkeit sollte bedacht werden, dass durch die Zugabe einer Base in Form von Kalk ($CaCO_3$), die Ca^{2+} -Ionen die Auswaschung anderer Kationen ausgelöst, die Festlegung von Zink befördert und die Zersetzung der organischen Bodensubstanz beschleunigt werden kann, was vermieden bzw. ausgeglichen werden sollte. Empfehlungen für Ziel-pH-Werte müssen somit einen Kompromiss zwischen diesen unterschiedlichen Anforderungen finden. Folglich kann es keinen einzelnen optimalen pH-Wert geben, sondern nur einen Optimalbereich.

Als optimal für das Wachstum wichtiger Ackerkulturen in Deutschland wurde anhand jahrzehntelanger Kalkungsversuche ein pH-Bereich zwischen 5,3 und 6,6 ermittelt (Kerschberger, 1980; Kerschberger et al., 2000; Kerschberger & Marks, 2007). Dies steht im Einklang mit Studien aus anderen Ländern, die besagen, dass der optimale Boden-pH-Wert für die meisten Ackerkulturen zwischen 5,5 und 7 liegt (Havlin et al., 2005). Im Allgemeinen ist das pH-Optimum umso höher, je tonreicher und humusärmer der Boden ist, was mit der dann höheren Anfälligkeit für Bodenverdichtung und der deshalb durch die Kalkung notwendigen Verbesserung des Bodengefüges zusammenhängt. Allerdings ist hierfür nicht die H^+ -Konzentration ursächlich, sondern die Konzentration von Ca^{2+} . Calcium unterstützt die Brückenbindung in Ton-Humus-Komplexen und fördert damit eine stabile Bodenstruktur, vgl. Molitor et al. 2012, S. 9. Darüber hinaus enthalten tonreichere Böden mehr Aluminium, welches bei einer Mobilisierung durch Säuren die Pflanzen direkt schädigt (Al^{3+} -Toxizität). Durch die Neutralisierung von Al^{3+} ist Basenzufuhr besonders positiv wirksam. Auch steigende Humusgehalte können dem entgegenwirken, da die organische Substanz das Al^{3+} in metallorganischen Komplexen binden und somit unschädlich machen kann. Demnach werden bei Humusgehalten über 4 % zunehmend niedrigere pH-Werte als optimal angesehen und entsprechend niedrigere Kalkgaben empfohlen (Kerschberger et al., 2000; Schilling, 2000). Da in sauren Böden mit geringen Humusgehalten Al_3^+ -Ionen direkten Schäden an Pflanzen hervorrufen, wird in Ländern mit großen Problemen durch Bodenversauerung (z. B. Australien) neben dem pH-Wert auch die Al_3^+ -Konzentration gemessen (Anderson et al., 2020).

4.3 Methoden zur Bestimmung pH-Wertes

Da der pH-Wert einer der wichtigsten chemischen Parameter mit sehr vielen Anwendungsgebieten in der Industrie ist, wurden zahlreiche Sensorlösungen zur Messung des pH-Wertes entwickelt (Kurzweil, 2009; Vonau & Guth, 2006; Yuqing et al., 2005). Davon sind jedoch nur wenige relevant für die Untersuchung von Böden. Auf diese Methoden konzentrieren wir uns im Folgenden.

4.3.1 Bestimmungsmethoden des pH-Wertes im Labor

Seit 1970 ist in Deutschland die Messung des pH-Wertes im Labor in einer der Bodenprobe zugesetzten Calciumchloridlösung ($CaCl_2$) die übliche Methode. Sie wird im Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik detailliert beschrieben (VDLUFA, 2016a). Es handelt sich dabei um eine potentiometrische Messung des pH-Wertes in einer Suspension, d. h. in einem Gemisch aus Boden und einer Extraktionslösung im Massenverhältnis 1 zu 2,5 (VDLUFA, 2016a). Dazu werden 10 g einer luftgetrockneten und auf <2 mm gesiebten Probe Mineralboden in ein 100 ml-Becherglas eingewogen, mit 25 ml 0,01 M

CaCl₂-Lösung (mit pH=7) versetzt und gründlich aufgerührt. Danach ist eine Standzeit von 60 min einzuhalten. Nach erneutem Aufrühren der Probe und einer Absetzzeit von mindestens 10 s soll der pH-Wert im klaren Überstand des Extrakts mithilfe einer kalibrierten pH-Elektrode (potentiometrische Glaselektrode) gemessen werden (VDLUFA, 2016a). Aus Vergleichen verschiedener Labore hat der VDLUFA eine Messunsicherheit von rund 0,1 pH-Einheiten abgeleitet (VDLUFA, 2016b). Diese Messunsicherheit ist weitgehend konstant über den typischen Wertebereich des Boden-pH, d. h., sowohl bei hohen als auch bei niedrigen pH-Werten beträgt der Messfehler rund 0,1 pH-Einheiten. Das Verfahren nutzt eine 0,01 M CaCl₂-Lösung, um die Wirkung von leicht löslichen Salzen aus der Probe zu unterdrücken und um die Verdünnung der H⁺ in der Lösung auszugleichen (Blume et al., 2011; Eckert & Sims, 2011). Durch das Ca²⁺ in der CaCl₂-Lösung wird H⁺ ausgetauscht, sodass damit nicht nur die aktive Acidität, sondern auch ein Teil der Puffer-Acidität erfasst wird. Daher ergeben Messungen in CaCl₂-Extrakten niedrigere pH-Werte als solche, bei denen für die Extraktion reines Wasser verwendet wird. Varianten des Verfahrens nutzen andere Extraktionslösungen, wie z. B. Kaliumchlorid und Wasser, oder andere Mengenverhältnisse zwischen Boden und Extraktionsmittel, z. B. 1:1 oder 1:5 (FAO, 2021; Kabała et al., 2016; Miller & Kissel, 2010). Es gibt Vor- und Nachteile bei allen Methoden. Die Festlegung auf eine Messmethode resultiert nicht ausschließlich aus wissenschaftlichen Gründen, sondern auch aus der Notwendigkeit, sich auf ein einheitliches Verfahren zu einigen, um Vergleichbarkeit herzustellen (Blume et al., 2011).

Die pH-Elektrode mit einer Glasmembran ist der Standardsensor für die pH-Messung im Labor (Essington, 2015; Thomas, 1996). Es handelt es sich um einen chemischen Sensor, der nach dem potentiometrischen Prinzip arbeitet. Im Fall der Glas-pH-Elektrode ist eine Quellschicht an der Grenze zwischen festem Glas und Flüssigkeit die erkennende Komponente. Die übertragende Komponente des Sensors ist die Änderung des elektrischen Potentials (elektrische Spannung). Die Quellschicht bildet sich, wenn Glas über mehrere Stunden mit Wasser in Kontakt ist und das Silikatgitter vom Rand her aufweicht. Im Glas von Glas-pH-Elektroden ist gegenüber Fensterglas ein höherer Anteil an Ionen enthalten. Es besteht nur zu ca. 70 % aus glasbildendem Siliziumoxid und im Übrigen aus Alkali- und Erdalkaliionen, insbesondere Natrium und Lithium (Kurzweil, 2009). Die etwa 0,1 µm dicke Quellschicht ermöglicht den Austausch von Kationen aus der Silikatmatrix gegen H⁺ und umgekehrt (Honold & Honold, 1991; Kurzweil, 2009). Die Natrium- und Lithiumionen sind im Silikatgitter beweglich, während die Protonen nicht tiefer in das Gitter eindringen können. Wenn sich die H₃O⁺-Konzentrationen beiderseits der Membran unterscheiden, tritt eine „Transmembranspannung“ auf, die insbesondere auf der Wanderung der Kationen (Na⁺, Li⁺) und dem Diffusionsgradienten beruht (Cammann, 2001; Degner, 2009; Honold & Honold, 1991; Kurzweil, 2009). Diese Spannungsdifferenz kann mithilfe von Elektroden gemessen werden, die mit den Lösungen beiderseits der Membran und einem Voltmeter in Verbindung stehen. Die Abhängigkeit der Spannung von der Konzentration (genauer, der Aktivität) der Ionen in Lösung wird allgemein durch die Nernst-Gleichung beschrieben:

$$U = U_0 + \frac{R \cdot T}{z \cdot F} \cdot \ln(a) \quad (4.1)$$

Mit: U : Spannung der Messkette in Volt; U_0 : konstante Referenzspannung in Volt; R : allgemeine Gaskonstante $8,315 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$; T : absolute Temperatur in Kelvin; z : Ladungszahl des Ions; F : Faraday-Konstante (rund $96483 \text{ A} \cdot \text{s} \cdot \text{mol}^{-1}$); \ln_0 : natürlicher Logarithmus; a : Aktivität des Ions.

In der Chemie bezeichnet die „Aktivität“ die effektive (wirksame) Konzentration von Ionen in Lösungen. Steigt die Konzentration von Ionen in Lösungen über $0,01 \text{ M}$ treten aufgrund ihrer zunehmenden räumlichen Nähe verstärkt Anziehungseffekte auf. Dadurch werden die Beweglichkeit und Reaktionsfähigkeit der Ionen herabgesetzt. Dies führt bei Messverfahren, die auf der Beweglichkeit (z. B. Potentiometrie) und der Reaktionsfähigkeit (z. B. Kolorimetrie) beruhen, mit zunehmender Konzentration zu einer Unterschätzung. Um die Beziehung zwischen der Konzentration und Aktivität herzustellen, wurde der ionenspezifische „Aktivitätskoeffizient“ eingeführt (Honold & Honold, 1991). Der Einfachheit halber vernachlässigen wir in den folgenden Ausführungen die Unterscheidung zwischen Konzentration und Aktivität.

Bei der Standardtemperatur von 25°C (298 K), Umrechnung von natürlichem auf dekadischen Logarithmus und Einsetzung der Werte der Konstanten vereinfacht sich die Nernst-Gleichung für H_3O^+ zu:

$$U = U_0 + 0,059 \cdot \log_{10} (a[\text{H}_3\text{O}^+]) \text{ und } U = U_0 - 0,059 \cdot \text{pH} \quad (4.2)$$

Der pH-Wert berechnet sich dann mit: $-\frac{U-U_0}{0,059} = \text{pH}$:

Das heißt, die Spannungsdifferenz, die zwischen der Mess- und der Referenzelektrode ermittelt wird, ist gemäß der Nernst-Gleichung weitgehend linear zum pH-Wert der Probe. Demnach entspricht eine Spannungszunahme von $0,059 \text{ V}$ einer Absenkung um 1 pH . Das Verhältnis zwischen Spannungsänderung und pH-Änderung wird als „Steilheit“ bezeichnet. Sie müsste gemäß der Nernst-Gleichung $\frac{U-U_0}{\text{pH}} = -0,059 \text{ V}$ betragen. In der Realität ist weder die Steilheit noch die Referenzspannung U_0 ganz genau bekannt, da es immer Störfaktoren gibt, auch wenn hochwertige Geräte verwendet und Messbedingungen genau kontrolliert werden (Cammann, 2001; Degner, 2009; Honold & Honold, 1991). Daher müssen pH-Elektroden regelmäßig kalibriert werden. Dies erfolgt durch Messung in zwei Standardlösungen (meist mit $\text{pH } 4$ und 7).

Der Aufbau eines Systems zur Messung des pH-Wertes mit einer Glas-pH-Elektrode ist in Abb. 4.2 dargestellt. Um den Aufbau kompakt zu halten, werden Mess- und Referenz-Elektrode zusammen in ein stabförmiges Gehäuse verbaut (Einstabmesskette). Die Änderungen des elektrischen Potentials an der Glasmembran werden über die Pufferlösung, die darin eingetauchte Ableitelektrode und ein Koaxialkabel an ein Spannungsmessgerät weitergeleitet. Der Stromkreis wird über die Referenzelektrode geschlossen. Dabei stellt ein Diaphragma die Verbindung zur Lösung her, die untersucht werden soll. Das Diaphragma erlaubt die Bewegung von Ionen zwischen dem Puffer im Inneren der Elektrode und

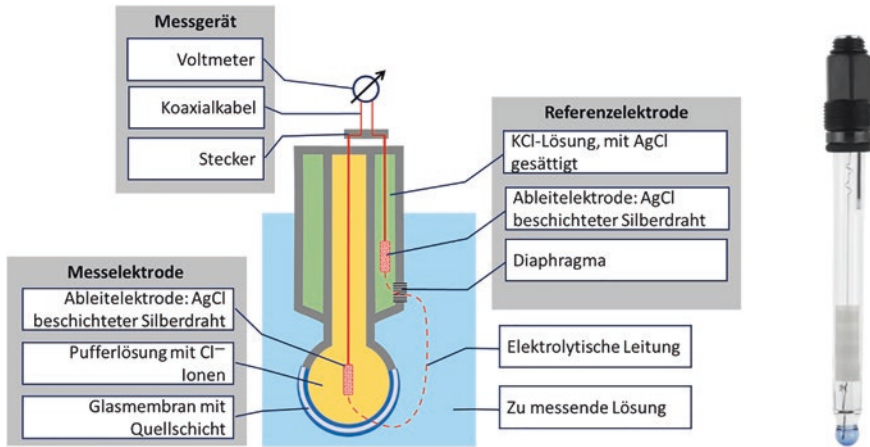


Abb. 4.2 Aufbau einer Glas-pH-Elektrode als Einstabmesskette (links: Schema; rechts: Foto) (R. Gebbers)

der zu untersuchenden Flüssigkeit. Der Austausch über das Diaphragma sollte allerdings möglichst gering sein, um eine Verschmutzung des Puffers einzuschränken. Als Referenz- und Ableitelektroden werden meist mit AgCl beschichtete Silberdrähte benutzt, die chemisch sehr stabil sind und Schwankungen der Messungen geringhalten.

Der Einstieg in die Boden-pH-Messung mit Glaselektroden ist relativ leicht: Es kann ein Labor beauftragt werden. Die Kosten pro Analyse sollten unter 10 EUR liegen – vorausgesetzt die Proben werden selbst geliefert. Mit überschaubarem Aufwand lässt sich ein pH-Labor auch im Betrieb einrichten. Gute pH-Geräte sind für wenige hundert Euro erhältlich. Glas-pH-Elektroden kosten um 100 EUR, Kalibrierflüssigkeit (pH 4 und 7) unter 10 EUR. Eine CaCl_2 -Lösung kann man sich selbst mischen oder ersatzweise destilliertes Wasser nehmen. Für die weitere Geräte (Gläser, Waage, Messbecher) genügen Haushaltsprodukte.

4.3.1.1 Probleme bei der Verwendung von Glas-pH-Elektroden

Hauptproblem der Glas-pH-Elektrode ist ihre mangelnde mechanische Robustheit. Ihre Glasmembran ist sehr dünn (ca. 0,4 mm) und damit sehr zerbrechlich. Weiterhin gibt es einige nicht so offensichtliche Störeinflüsse. Wie aus der Nernst-Gleichung zu erkennen ist, unterliegt die pH-Messung einem Temperatureinfluss. Temperaturschwankungen und Differenzen zwischen der Temperatur der Messlösung und der Elektrode sollten daher vermieden werden. Die Quellschicht darf nicht austrocknen oder durch Lagerung in falscher Lösung zu dick werden. Dies verlangsamt die Ansprechzeit der Elektrode bzw. liefert instabile Messwerte. Die Glasmembran muss mindestens einen Tag in einer geeigneten wässrigen Lösung gelagert werden, um die Quellschicht aufzubauen. Störung durch andere Ionen (Querempfindlichkeit) ist meist ein geringes Problem, da die Selektivität

der Glaselektrode vergleichsweise hoch ist. Im geringen Umfang können insbesondere Na^+ -Ionen störend wirken. Bestimmte Stoffe können sich irreversibel auf der Membran und dem Diaphragma Stoffe ablagern. Über eine längere Benutzungszeit hinweg lässt sich die Kontamination der Pufferlösungen in der Referenzelektrode durch Einwanderung von Ionen über das Diaphragma nicht vermeiden. Ebenso ist die Auswaschung der Kationen aus der Quellschicht der Glasmembran im Lauf der Zeit unvermeidbar. D. h., trotz regelmäßiger Kalibration und Wartung nutzen sich Glaselektroden ab und müssen ausgetauscht werden. Hinweise zur Handhabung von pH-Messsystemen sind auf den Internetseiten vieler pH-Elektroden-Hersteller zu finden.

Der Suspensionseffekt ist ein spezifisches Problem der oben beschriebenen Messung in Bodensuspensionen. Der Suspensionseffekt wird nach der Beobachtung benannt, dass pH-Messwerte aus klaren Lösungen von Bodenextrakten (Filtraten oder der klaren überstehenden Lösung von Suspensionen) anders ausfallen als Messungen in den Sedimenten einer Bodensuspension (Essington, 2015). Die Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens wirkt sich auf die Mobilität der K^+ -Ionen in der K^+ - Cl^- Pufferlösung des potentiometrischen Elektrodensystems aus (Essington, 2015; Sumner, 1994). In Bodensuspensionen mit hoher KAK können K^+ -Ionen von den negativ geladenen Bodenkolloiden angezogen werden und bewegen sich schneller durch die Salzbrücke als die Cl^- -Ionen. Dies kann zu einem niedrigeren gemessenen pH-Wert in der Suspension im Vergleich zum klaren Überstand führen. Umgekehrt kann in Suspensionen mit niedriger KAK (aufgrund hoher Mengen an wasserhaltigem Fe und Al bei niedrigem pH-Wert) die Mobilität von Cl^- durch die Flüssigkeitsgrenze größer sein als die von K^+ , was zu höheren gemessenen pH-Werten führt. Bei Messungen in Bodensuspension soll daher möglichst in klarer Flüssigkeit gemessen werden, nachdem sich die festen Bodenpartikel abgesetzt haben.

4.3.1.2 Probleme bei der Messung im Labor

Die Aufbereitung der Bodenprobe (Trocknung, Siebung, Mischung mit CaCl_2 -Lösung) für die Messung im Labor verursacht starke Änderungen gegenüber den Verhältnissen in situ, die zu Abweichungen führen können. Wichtige Unterschiede gegenüber der Bodenlösung in situ bestehen im Wassergehalt, der Ca^{2+} -Aktivität und der Zusammensetzung der Luft (genauer, dem CO_2 -Anteil) (Blume et al., 2011). Insbesondere bei schlecht durchlüfteten Böden können daher starke Unterschiede zwischen Messungen in situ und im Labor festgestellt werden (Matthiesen, 2004; Merl et al., 2022).

4.4 Stand der betrieblichen Boden-pH-Erfassung in Deutschland

Zur Erfassung der Boden-pH-Werte auf den Betrieben gibt es in Deutschland keine gesetzlichen Vorgaben. Als Orientierung für die gute fachliche Praxis dienen die Empfehlungen des VDLUFA und der zuständigen Institutionen der Bundeslän-

der. Die Bodenanalyse zur betrieblichen pH-Erfassung erfolgt üblicherweise nach der oben beschriebenen DIN- bzw. VDLUFA-Methode im Labor. Als zeitliche Wiederholung wird die Untersuchung des pH-Wertes einmal in der Fruchtfolge empfohlen. Die Düngungsberechnungen für die Kalkung sind auf vier Jahre ausgelegt. Zur räumlichen Differenzierung der pH-Untersuchung gibt es speziell für den pH-Wert keine klaren Empfehlungen seitens des VDLUFA oder der Landwirtschaftsbehörden der Länder. Zum Stand der räumlichen Differenzierung der Bodenuntersuchung innerhalb einzelner Schläge in deutschen Landwirtschaftsbetrieben liegen keine verallgemeinerbaren Informationen vor. Vermutlich beauftragen Betriebe im Rahmen der vorgeschriebenen P-Untersuchung (auf maximal 5 ha großen Teilflächen) auch pH-Messungen. Entsprechend bieten viele Labore „Untersuchungspakete“ für Grundnährstoffe (P, K, Mg) und pH an. Wie in Abschn. 1.3 ausgeführt, ist auch die Beprobung von 2–3 ha-Teilflächen meist viel zu grob, um die räumliche Variabilität des pH-Wertes innerhalb der landwirtschaftlichen Schläge hinreichend zu erfassen.

4.5 In-situ-Messung

Als Alternative zur Standardlaboranalyse wurden mobile pH-Sensoren für schnelle und kostengünstige In-situ-pH-Messungen entwickelt und wissenschaftlich geprüft (Adamchuk et al., 1999; Adamchuk & Lund, 2008; Bönecke et al., 2021; Schirrmann et al., 2011a; Viscarra Rossel et al., 2005; Viscarra Rossel & McBratney, 1997). Solche pH-Sensorsysteme sollen häufige und schnelle Messungen ermöglichen (z. B. weniger als 1 min), um ein Feld in akzeptabler Zeit zu kartieren. Dazu muss das System sehr robust sein. Weiterhin sollen die Ergebnisse mit den Standard-pH-Messungen im Labor vergleichbar sein. In der Forschung wurden verschiedene Sensortypen geprüft, die diesen Anforderungen genügen sollen. Dazu zählen insbesondere: metallische ionenselektive Elektroden (ISE), ionenselektive Feldeffekttransistoren (ISFET) und robuster gestaltete Glaselektroden. Auf diese und weitere Sensortypen wird unten eingegangen.

Neben der Art der Elektrode besteht ein weiterer grundlegender Unterschied zwischen Labor- und In-situ-Messungen des pH-Werts in der Vorbehandlung der Probe. Im Labor werden die Bodenproben durch Trocknung und Siebung auf <2 mm standardisiert. Im Gegensatz dazu werden die Messbedingungen im Feld durch die räumlich und zeitlich schwankende Bodenfeuchte beeinflusst, die stark von der Bodentextur und der topografischen Lage abhängt. Weiterhin können In-situ-Messungen mit klassischen ISE durch Verluste der inneren wässrigen Elektrolytlösung an den ungesättigten Boden, das Austrocknen der Glasmembran und den Suspensionseffekt Probleme verursachen (Thiele-Bruhn et al., 2015). Während der Suspensions-Effekt bei Labormessungen kontrolliert werden kann, ist dies bei In-situ-Messungen nicht der Fall.

4.5.1 Stationäre und absätzigige Messung des pH-Wertes in situ

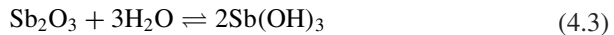
In der landwirtschaftlichen Praxis werden im Feld nur sehr wenige Methoden eingesetzt. Relativ preiswert ist die Messung mit kolorimetrischen pH-Indikatoren (pH-Papier, Teststäbchen). Genauer, aber teurer ist die Messung mit Antimon-Elektroden und robusten Glaselektroden.

4.5.1.1 Kolorimetrische pH-Indikatoren

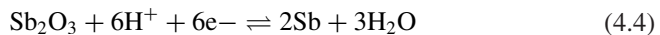
Kolorimetrische pH-Indikatoren beruhen auf chemischen Substanzen (Indikatoren), die auf unterschiedliche pH-Werte mit einer gut wahrnehmbaren Farbänderung reagieren. Für die Anwendung im Feld gibt es „Test-Kits“, bei denen der Indikator auf Stäbchen aufgebracht ist, welche in eine Bodensuspension getaucht werden. Die Auswertung des Farbumschlags kann visuell oder per Kolorimeter (einem Farbsensor) erfolgen.

4.5.1.2 Antimon-pH-Elektroden

Unter den pH-Elektroden hat sich in den letzten Jahren die Antimon-pH-Elektrode in der sensor-basierten Bodenkartierung durchgesetzt. Mehrere Studien haben die Leistung von Antimon- und Glaselektroden verglichen und eine für Bodenuntersuchungen hinreichende Übereinstimmung bei der Messung des pH-Werts in Bodenlösungen festgestellt (Baghdady & Sommer, 1990; Conkling & Blanchar, 1988; Decker et al., 2017). Die Funktion der Antimonelektrode beruht auf einer H^+ -abhängigen Reaktion von Antimontrioxid (Sb_2O_3 , Antimon(III)-oxid). In neutraler Lösung entsteht aus Antimontrioxid und Wasser zunächst Antimonhydroxid:



Bei Überschuss von Säure (H^+) wird das Oxid reduziert und es entsteht ein Potenzial (Conkling und Blanchar 1988, Decker et al., 2017):



Man kann diese Reaktion auch als eine pH-abhängige Lösung von Antimon in Wasser unter Bildung von Antimontrioxid beschreiben (Decker et al., 2017). Die Schicht aus Antimontrioxid ist dabei jedoch Voraussetzung. Das Antimontrioxid und andere Oxidformen bilden sich von selbst an der Luft (Conkling & Blanchar, 1988).

Antimon-pH-Elektroden werden typischerweise als Einstabmessketten eingesetzt, bei der, wie bei Glas-pH-Elektroden, eine Bezugselektrode zusammen mit der Messelektrode in einer Einheit verbaut sind (Abb. 4.3). Ein zylindrisches Antimonstück bildet die Spitze der Messelektrode. Als Bezugselektrode wird üblicherweise eine Ag/AgCl-Elektrode benutzt. Das Gehäuse ist meist aus Kunststoff.

Antimon-Elektroden haben eine lange Geschichte (Kolthoff & Hartong, 1925; Schollenberger, 1936). Trotz einiger Kritik an ihrer Genauigkeit besteht aufgrund ihrer Robustheit ein Interesse, sie einzusetzen und auch weiterentwickeln (Decker et al., 2017; Vonau et al., 2020). Mit Antimonelektroden lässt sich der pH-Wert in

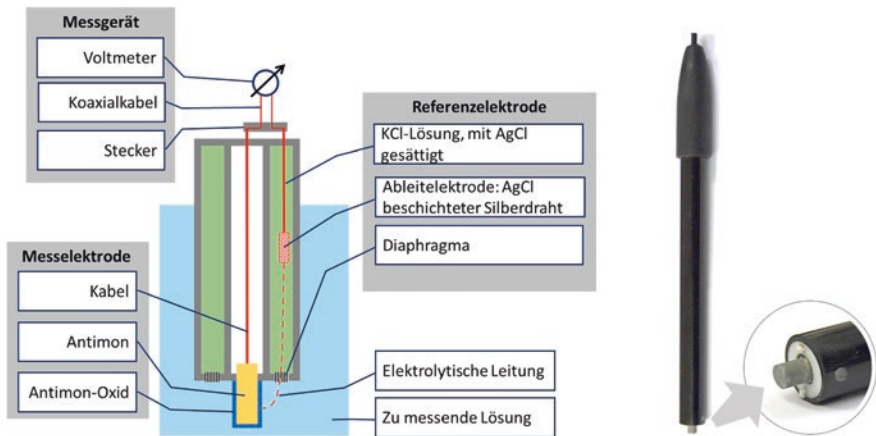


Abb. 4.3 Aufbau einer Antimon-Elektrode als Einstabmesskette (Link: Schema; rechts: Foto) (R. Gebbers)

einem Bereich zwischen 3 und 11 messen (Parks und Beard, 1932; Bates, 1961). Die Antimonelektrode gilt als ungenauer gegenüber der Glas-Elektrode. Conkling und Blanchar (1988) berichten z. B. über eine mittlere Abweichung von 0,36 pH-Einheiten. Die Messungen der Antimon-Elektroden werden neben der Temperatur von weiteren Faktoren beeinflusst, wie Sauerstoff (Kiani & Schubert, 1988). Weitere Probleme entstehen durch die Verdickung der Oxidschicht und Schmutzanlagerung an der Metallspitze. Daher muss die Spitze regelmäßig poliert werden.

4.5.1.3 Robuste pH-Glaselektroden

Als robuste Alternativen zur Glaselektroden mit kugelförmigem Messkopf und Glaskörper werden Epoxidkörperelektroden angeboten. Sie bestehen aus einem Epoxidharzkörper und einer speerförmig geformten Glasmembran als Messspitze (Einstichelektrode). Dadurch sind sie etwas widerstandsfähiger gegenüber mechanischer Beanspruchung als herkömmliche Glaselektroden mit Glaskörper. Sie benutzen ebenfalls eine Ag/AgCl-Referenzelektrode und deckt einen pH-Messbereich von 1 bis 13 ab. Bei einer Flach-Membran-Glaselektrode ist der Glaskörper mit der ionenselektiven Membran abgeflacht (Flat-surface, Oberflächenmembran). Unseren Erfahrungen nach sind auch diese robusteren Glaselektroden im Vergleich zur Antimon-Elektrode mechanisch zu empfindlich.

4.5.2 Die Messung des pH-Wertes in Bewegung

Die Messungen des pH-Wertes in der Bewegung, d. h. auf einer mobilen Sensorplattform, erfordert einen hohen Grad an Automatisierung und Robustheit. Entwicklungen zu solchen Systemen wurden insbesondere durch Arbeitsgruppen um Viacheslav Adamchuk in den USA (Adamchuk et al., 1999; Adamchuk & Lund,

2008) sowie Raphael Viscarra Rossel und Alex McBratney in Australien (Viscarra Rossel et al., 2005; Viscarra Rossel & McBratney, 1997) vorangetrieben. Das Konzept von Adamchuk hat sich als erfolgreich erwiesen und wurde durch die Firma Veris Technologies (Salinas, USA, <https://www.veristech.com>) kommerzialisiert (Adamchuk et al., 2007; Lund et al., 2005). Es wurde von unabhängigen Forschungseinrichtungen getestet (Borchert et al., 2011; Erickson, 2004; Kramer et al., 2011; Schirrmann et al., 2011a; Silva & Molin, 2018). Veris bietet aktuell zwei Systeme zur pH-Messung an: die U3 Serie für Leichtfahrzeuge und die MSP3 Serie für Traktoren. Neben dem geringeren Gewicht des U3 im Vergleich zum MSP3 besteht ein wesentlicher Unterschied darin, dass das U3-System den pH-Wert nur im Stand messen kann, während die bei der MSP3 während der Fahrt erfolgt. Im Folgenden wird nur auf die MSP3 eingegangen.

4.5.2.1 Die Veris Multisensorplattform MSP3

Die aktuelle Version der Multisensorplattform MSP3 von Veris Technologies mit dem Soil pH Manager™ ist in Abb. 4.4 dargestellt. Neben dem Modul zur pH-Messung (pH Manager) enthält die MSP3 ein Geoelektrik-System zur Messung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit des Bodens (Veris 3100) sowie einen optischen Sensor zur Reflexionsmessung in zwei Spektralbereichen (OpticMapper). Damit bietet die MSP3 Sensorsysteme zur Vorhersage der drei für das Aciditätsmanagement relevanten Bodeneigenschaften pH, Textur und Humus.

Die für die pH-Messung wichtigen Komponenten des Soil pH Manager™ sind in Abb. 4.5 dargestellt. Die pH-Messung erfolgt mit zwei ionenselektiven Antimonelektroden an natürlich feuchten Bodenproben. Die Elektroden sind nebeneinander in einem Plastikblock verbaut. Mittels mitgeführten Wassers werden sie über Pumpen und Düsen gereinigt. Der Boden wird während der Fahrt über eine Probenahmeinheit aufgenommen. Sie besteht aus einem Schneidring an der Vorderseite und einer mit Kunststoff ausgekleideter Stahlrinne.

Der Messvorgang ist in Abb. 4.6 zusammengefasst. Während der Fahrt über das Feld wird der Probenehmer ca. 12 cm in den Boden abgesenkt, sodass eine Bodenprobe durch die vordere Öffnung in die Rinne strömt. Anschließend wird der Bo-

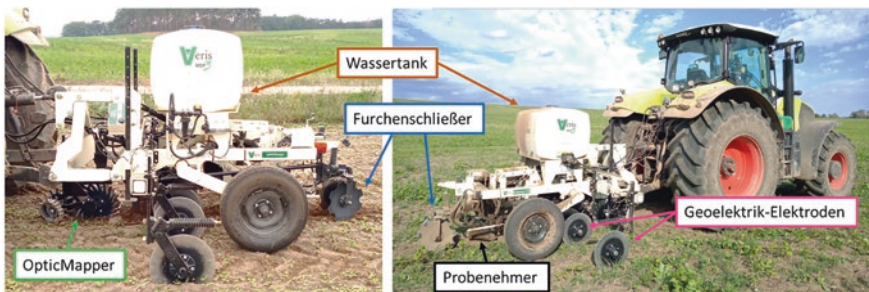


Abb. 4.4 Multisensorplattform MSP3 der Firma Veris Technologies Inc. (Fotos: T. Schubert, Grafik: R. Gebbers)

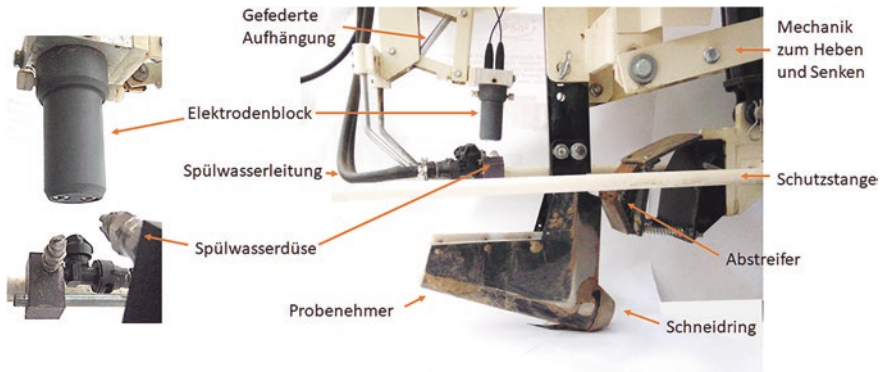


Abb. 4.5 Komponenten des mobilen pH-Sensorsystems der Firma Veris (R. Gebbers)

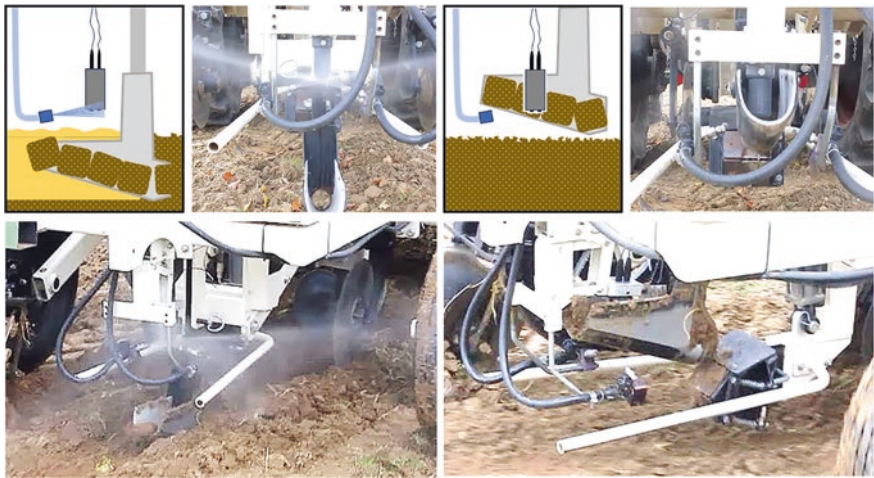
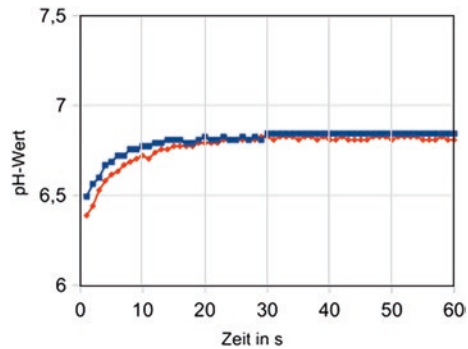


Abb. 4.6 Messzyklus der pH-Messung mit der Veris MSP3. Links: Reinigung der Elektroden und Bodenentnahme. Rechts: Messung. (Fotos: R. Gebbers, R. Adamek, Grafik: R. Gebbers)

denprobenehmer aus dem Boden gehoben und die Probe gegen die beiden Elektroden gedrückt, die zwei separate Spannungsmessungen durchführen. Sind die Messungen innerhalb von maximal 20 s ausreichend stabil wird das arithmetische Mittel gebildet und ein Datenlogger speichert die Messungen zusammen mit den Lagekoordinaten eines differentiellen GNSS (Global Navigation Satellite System). Zusätzlich erfolgte eine Online-Umrechnung der Spannungsdaten in pH-Werte auf der Grundlage einer vorangegangenen Kalibrierung mit pH 4 und 7 Standardlösungen (Schirrmann et al., 2011a). Nach der Messung senkt sich der Probenehmer zurück in den Boden und die vorn neu einfließende Bodenprobe schiebt die alte

Abb. 4.7 Einschwingen der Messwerte von zwei Antimon-pH-Elektroden nach dem Bodenkontakt. (Grafik: S. Lenkeit, R. Gebbers)



nach hinten aus der Rinne. Währenddessen werden die pH-Elektroden durch zwei Sprühdüsen mit Wasser gereinigt, um sie für den nächsten Messzyklus vorzubereiten. Je nach benötigter Messzeit des Sensors werden die pH-Werte alle 10 bis 12 s aufgezeichnet (Lund et al., 2005).

Das Einschwingen der Messwerte der Antimon-pH-Elektroden ist idealtypisch in Abb. 4.7. dargestellt. Nach etwa 10 s ist der Endwert zu etwa 90 % erreicht.

Bei einer ungefähren Fahrgeschwindigkeit von 7,5 km/h, einer pH-Messdauer von 10 s und einer Spurweite von 12 m, können etwa 30 Messungen pro Hektar durchgeführt werden. Nach der Kalibrierung der Sensor-pH-Werte anhand von Referenz-pH-Werten beträgt der geschätzte Gesamtfehler der Boden-pH-Karten weniger als 0,3 pH-Einheiten (Adamchuk & Lund, 2008).

4.5.2.2 Kalibrierung

Die Kalibrierung erfolgt üblicherweise in zwei Schritten. Im ersten Schritt werden Standardlösungen mit pH 4 und 7 verwendet, um die Spannung der Elektroden in H^+ -Konzentrationen umzurechnen. Für diese „Zweipunkt-Kalibrierung“ hat die Veris-Software eine eigene Kalibrierroutine. Dieser erste Kalibrierschritt ist eine matrix-unabhängige Kalibrierung, da kein Bodenmaterial involviert ist. Die Messungen an den Standardlösungen dienen gleichzeitig der Systemprüfung. Wenn die Messwerte der beiden Elektrode zu stark voneinander abweichen oder bestimmte Spannungsunterschiede nicht erreicht werden, gibt es Fehlermeldungen. Die Elektroden müssen dann geprüft, ggf. gereinigt oder ausgetauscht werden. Der zweite Schritt der Kalibrierung besteht im Abgleich der Feldmessungen mit Labormessungen mittels eines statistischen Modells. Hierbei handelt es sich um eine matrix-abhängige Kalibrierung, weil der Einflüsse der Bodenmatrix (Festschubstanz) und andere Umweltfaktoren (Temperatur, Feuchte) berücksichtigt werden. Dazu müssen möglichst zeitnah Bodenproben an den gleichen Stellen gezogen werden, an denen das Sensorsystem gemessen hat, vgl. Abb. 4.8. Die Auswahl der Beprobungspunkte für die matrix-abhängige Kalibrierung wird im Kap. 6 beschrieben.

4.5.2.3 Messunsicherheit

Die Messwerte der zwei Antimon-Elektroden werden während des Kontakts mit dem Boden laufend aufgezeichnet. In den ersten Sekunden steigen die Werte

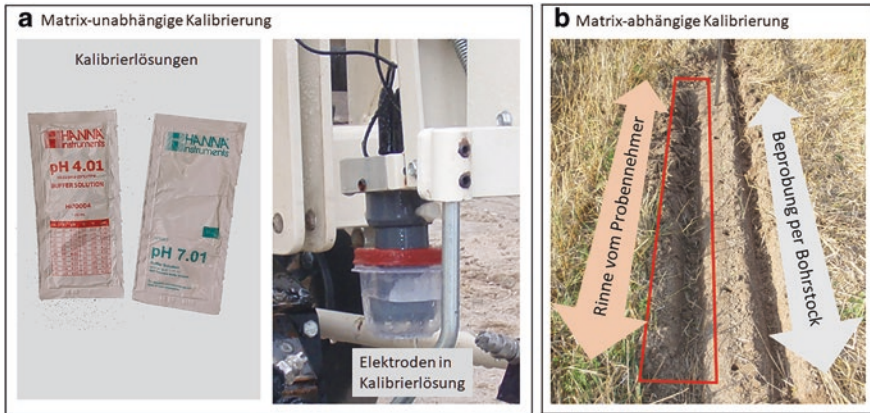


Abb. 4.8 Kalibrierung des mobilen pH-Sensorsystems. A) matrix-unabhängig, durch Kalibrierlösungen B) matrix-abhängig, durch Bodenproben (R. Gebbers)

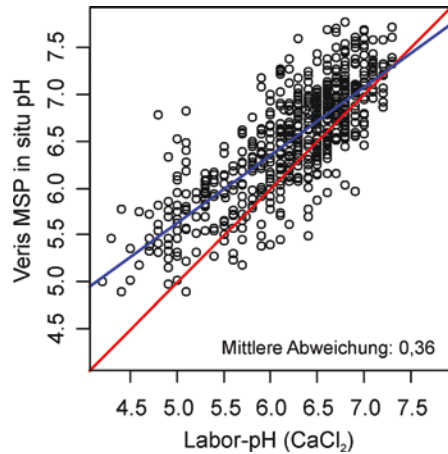
schnell an oder fallen ab und stabilisieren sich danach. Die Software prüft diese Änderung und die Differenz zwischen den Elektroden.

Aus dem Vergleich von 612 pH-Messungen mittels Antimon-Elektrode auf 62 Feldern in Brandenburg (Projekt pH-BB) und Analysen an Referenzproben im Labor ergab sich nach Kalibrierung ein Fehler von 0,36 pH-Einheiten (Gebbers, 2023), der exakt mit dem von Conkling und Blanchar (1988) ermittelten Fehler übereinstimmt. Wie in Abb. 4.9 zu sehen ist, wird der pH-Wert durch die Antimonelektrode im sauren Bereich überschätzt. Bei einem pH-Wert von 4, also im sehr sauren Bereich, kann diese Überschätzung im Mittel bis zu 1,5 pH-Einheiten betragen. Untersuchungen von Adamchuk & Lund (2008) kamen zu ähnlichen Ergebnissen.

Grundsätzlich ist bereits aufgrund der Unsicherheit bei der Probenahme keine exakte Übereinstimmung von Messungen in situ und Laboranalysen zu erwarten. Der in situ durch den Sensor gemessene Boden entspricht niemals genau demjenigen, der durch eine Bohrstockprobe eingesammelt wird. Weiterhin liegt die systematische pH-Wertüberschätzung darin begründet, dass neben den unterschieden der Messelektroden (Antimon und Glas) die Messzeit im Feld nur maximal 20 s beträgt, während bei der Standardlabormethode eine Einwirkzeit des Extraktionsmittels von 60 min eingehalten wird. In dieser Zeit können viel mehr H^+ -Ionen in Lösung gehen und gemessen werden. Darüber hinaus werden durch das bei der Labormethode verwendete Extraktionsmittel $CaCl_2$ zusätzlich H^+ gegen Ca^{2+} eingetauscht und in Lösung gebracht. Bei der Feldmessung kommt dagegen kein Extraktionsmittel zum Einsatz. Die H^+ -Ionen werden lediglich in der natürlichen Bodenfeuchte und zusätzlich dem bei der Reinigung der pH-Elektroden zwischen den Messungen an den pH-Elektroden haftenden Leitungswasser gemessen.

Ein weiterer Grund für leicht abweichende Messwerte der Antimon-pH-Elektrode gegenüber der Laboranalyse ist die Messung im Labor an durch Trocknung und Siebung standardisierten Proben. Im Gegensatz dazu werden die Messbedin-

Abb. 4.9 Vergleich von in situ Messungen durch Antimon-pH-Elektroden mit Labormessungen nach VDLUFA-Standard. Rot: 1:1-Linie; Blau: Lineares Regressionsmodell. (Nach Gebbers (2023), verändert)



gungen im Feld durch die räumlich und zeitlich schwankende Bodenfeuchte und Temperatur beeinflusst, die stark von der Bodentextur und der topografischen Lage abhängt. Eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass mit steigender Bodenfeuchte die pH-Sensormesswerte ansteigen. Dieser Anstieg beträgt im Durchschnitt 1,5 pH-Einheiten und ist texturabhängig. Er ist bei sandigen Böden geringer und verläuft eher linear, während er bei lehmigen und tonigen Böden stärker ausgeprägt ist und einen exponentiellen Verlauf hat. Das heißt, dass der pH-Anstieg bei geringen Bodenfeuchten größer ist und sich bei höheren Bodenfeuchten einem Grenzwert annähert, der ungefähr dem mit der Standardlabormethode gemessenen pH-Wert entspricht. Darüber hinaus ist bei trockenen Böden mit einer stärkeren Streuung der einzelnen Messwerte, also mit einem größeren Messfehler zu rechnen. Nach unseren Erfahrungen kann ab einer Bodenfeuchte von ungefähr 11 % der Sensor-pH-Wert verlässlich gemessen werden. Sensor-pH sowie Labor-pH liegen dann so dicht beieinander, dass sogar auf eine matrix-abhängige Kalibrierung mit Freilandproben verzichtet werden kann (Vogel et al., 2023).

4.5.2.4 Hinweise zur Nutzung der Veris MSP

Das System MSP3 aus der Serie für Traktoren benötigt für den Transport einen großen Trailer, möglichst mit Seilwinde und Rampe. Das Auf- und Abladen auf den Trailer sollte sicherheitshalber mit zwei Personen erfolgen. Die Nutzung eines Gabelstaplers oder Krans stellt eine große Erleichterung dar. Für die Ankopplung an das Zugfahrzeug bietet Veris verschiedene Optionen an, z. B. für die Dreipunkt-aufhängung. Hierbei ist die Kompatibilität vorab zu prüfen, da es sich um amerikanische Bauteile handelt. Aus dem gleichen Grund sollten zöllige Schraubenschlüssel vorhanden sein. Ebenso muss der Anschluss an die Stromversorgung des Schleppers geprüft werden, ggf. muss ein 3-poliger Standardstecker nachgerüstet werden. Die Einstellung der Plattform auf die Messtiefe muss sehr sorgfältig vorgenommen werden, um den Verschleiß zu begrenzen. Die Antimon-pH-Elektroden und der Schneidekopf des Probennehmers unterliegen dem stärksten Verschleiß



Abb. 4.10 Probleme durch Verstopfung (links) und Verdichtung (rechts) (R. Gebbers)

und sollten als Ersatzteile vorrätig sein. Weiterhin werden zur Kalibrierung die Standard-pH-Lösungen (pH 4 und 7), Spülwasser, Tücher zum Trocknen und feines Sandpapier zum Polieren der Elektroden benötigt. Der Tank wird mit Leitungswasser befüllt. Eine Füllung reicht für mindestens einen Tag. Bei bindigen, nicht zu weichen Böden funktionieren die Probenahme und der Auswurf der alten Bodenprobe aus dem Probenehmer am besten. Bei stark sandigen Böden kann es dagegen zu einer Akkumulation von Boden im Probenehmer kommen, sodass der vollständige Austausch der Probe behindert wird. Hierbei besteht die Gefahr der Vermischung einzelner Proben und daraus resultierender Fehlmessungen. Darüber hinaus kann es zur Verstopfung des Probenehmers durch Steine oder Pflanzenrückstände kommen, Abb. 4.10. Durch den Anbau von Räumscharen können Verstopfungen des Probenehmers vermieden werden. Auf verdichteten oder sehr harten Böden kann der Probenehmer nicht in den Boden eindringen, für Kartierungen sollte eine entsprechende Bodenfeuchte vorliegen. Bei Kontakt mit Steinen wird ein Scherbolzen zerstört und der Probenehmer klappt weg. Ersatzbolzen und Werkzeug sollten auf steinigen Böden mitgeführt werden, ebenso Werkzeug zum Nachjustieren der ggf. durch Verstopfung verstellten Waschdüsen. Zur Funktionskontrolle empfiehlt sich die Nachrüstung einer Kamera. Für Messungen auf Grünland oder im auflaufenden Bestand ist das System wenig geeignet, da die Grasnarbe während des Eingriffs des Probenehmers geschädigt wird. Die Furche kann mit einem nachlaufenden Schar geglättet werden, Abb. 4.4. Der Betrieb muss entscheiden, ob die Schädigungen akzeptabel sind. Die Messdaten werden mittlerweile verschlüsselt gespeichert. Sie werden erst zugänglich gemacht, nachdem die verschlüsselten Rohdaten an Veris geschickt und eine Gebühr bezahlt wurde.

4.6 Ausblick: Alternative Ansätze aus der Forschung

Da der pH-Wert eine in vielen und sehr unterschiedlichen Anwendungsbereichen benötigte Größe ist, wurden vielfältige Lösungsansätze entwickelt, um die pH-Messung für den jeweiligen Anwendungsfall zu optimieren (Vivaldi et al.,

2021; Vonau & Guth, 2006). Die oben beschriebene potentiometrische pH-Messung mit einer Glaselektrode gilt als „Goldstandard“. Allerdings erfordert die Glaselektrode relativ oft eine Kalibrierung und die Glasmembran ist mechanisch sehr empfindlich. Auch die zuvor beschriebene Antimon-pH-Elektrode hat aufgrund der Kosten, dem Verschleiß, der Messdauer und dem erforderlichen direkten Bodenkontakt Nachteile. Als besonders geeignete Alternativen, die den pH-Wert direkt messen, nennen Vivaldi et al., 2021: optische pH-Sensoren, elektrochemische pH-Sensoren und ionen-sensitive Feldeffekttransistoren (ISFET). Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl anderer direkter Messverfahren (Bănică, 2012; Vivaldi et al., 2021; Vonau & Guth, 2006; Yuqing et al., 2005). Im Bereich der Bodensensorik werden auch indirekte Ansätze untersucht, da diese schneller und mechanisch robuster sein können. Indirekte Messmethoden beruhen auf der Erfassung von Größen, die mit dem pH-Wert korrelieren, wie beispielsweise dem Ca-Gehalt. Die bisherigen Erfahrungen zeigen jedoch, dass erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht, um konkurrenzfähige Alternativen zur potentiometrischen pH-Messung zu erhalten. Im Folgenden gehen wir auf die aus unserer Sicht wichtigsten Ansätze ein.

4.6.1 Ionen-sensitive Feldeffekttransistoren (ISFET)

Die Funktion ionen-sensitive Feldeffekttransistoren beruht auf der Änderung des Stromflusses durch den leitenden Kanal eines Transistors. Der leitende Kanal eines Feldeffekttransistors wird zwischen der Quelle (Source) und dem Abfluss (Drain) gebildet. Die Änderung des Stromflusses wird durch die Steuerelektrode (Gate) hervorgerufen. Dies wird als Feldeffekt bezeichnet. Im Fall von ISFET besteht die Steuerelektrode aus einer ionensensitiven Beschichtung. Durch die Verwendung der Halbleitertechnologie sollen ISFET mehrere Vorteile bieten: hohe Empfindlichkeit, extrem kleine Bauform und sehr kostengünstige Produktion bei größeren Stückzahlen. Allerdings haben sich ISFET für die pH-Messung an Böden bislang als wenig geeignet erwiesen, da sie mechanisch sehr empfindlich und recht ungenau sind (Archbold et al., 2023; Lin et al., 2008).

4.6.2 Optische pH-Sensoren (pH-Optoden)

Optische pH-Sensoren nutzen chemische Substanzen, die in Abhängigkeit vom pH-Wert ihre optischen Eigenschaften ändern (Vivaldi et al., 2021). Diese Änderungen werden durch optische Sensoren erfasst. Zu den pH-induzierten optischen Änderungen zählen z. B. Farbänderung, Fluoreszenz oder Polarisation. Bei pH-Optoden handelt es sich um stark integrierte Messsysteme. Von speziell für Bodenuntersuchungen entwickelten pH-Optoden berichten Kahlert et al. (2004), Matthiesen (2004) und Merl et al. (2022). Soweit bekannt, werden optische pH-Sensoren bislang nicht in kommerziellen Systemen zur mobilen Messung eingesetzt.

4.6.3 Schätzung durch indirekte Methoden

Da die Messung mit pH-Elektroden den direkten Kontakt mit Boden oder einem wässrigen Bodenextrakt benötigt, entsteht ein Zeitaufwand für die Messung selbst, sowie Aufwendung für die Ankopplung der Methode, ggf. durch Probenahme, sowie eventuell durch Extraktion. Eine berührungslose Messung verspricht dagegen eine größere mechanische Robustheit und möglicherweise eine höhere Messgeschwindigkeit. Spektraloptische Methoden haben in der Wissenschaft große Beachtung als Möglichkeit zur schnellen und zeitgleichen Messung mehrerer Bodeneigenschaften gefunden. Einige dieser Methoden benötigen keinen Bodenkontakt und keine oder nur geringe Probenaufbereitung. Es ist daher naheliegend, auch den pH-Wert mittels solcher Methoden zu schätzen. Auch wenn klar ist, dass damit die Konzentration der H^+ in der Bodenlösung nicht direkt gemessen werden kann, hat die Nutzung von spektraloptischen Methoden in Verbindung mit multivariaten statistischen Verfahren bzw. maschinellem Lernen gewisse Erfolgsaussichten. Die spektraloptischen Methoden erlauben die Erfassung sehr vieler Bodeneigenschaften, die im Zusammenhang mit dem pH-Wert stehen können. Diese „Begleitvariablen“ können genutzt werden, um komplexe Kalibrationsmodelle zu entwickeln.

Diffuse Reflexionsspektroskopie im sichtbaren, nah-infraroten und infraroten Bereich analysiert Licht, das von der beleuchteten Bodenprobe reflektiert wird. Dieses Licht wird durch das Spektrometer in viele Wellenlängenbereiche zerlegt und dann die spektrale Intensität gemessen. Der sichtbare Bereich (Vis) umfasst die Wellenlängen von 350 bis 750 nm, der nahinfrarote Bereich von 750 bis 2500 nm, der mittlere infrarote Bereich (MIR) der elektromagnetischen Strahlung reicht von 2,5 bis 50 μm (die Angaben zu den Wellenlängenbereichen schwanken allerdings je nach Fachdisziplin). Die Absorption des eingestrahnten Lichts ist abhängig von den Eigenschaften der Moleküle. Diese können in Resonanzschwingungen versetzt werden, wenn Licht mit passender Wellenlänge eintrifft. Das Licht wird dann absorbiert und in eine andere Energieform umgewandelt. Vergleicht man das Spektrum des eingestrahnten Lichts mit dem Spektrum des zurückgeworfenen Lichts, kann man daraus die relative Absorption messen. Diese ist im Idealfall proportional zur Konzentration des Stoffs in der Probe. Ergebnisse von Messungen mit einem durch den Boden bewegten Vis-NIR-Spektrometer wurden in Gebbers et al. 2011 und Schirrmann et al. (2011b) vorgestellt. Die Absorptionsbanden im Vis-NIR-Bereich sind allerdings relativ breit und überlappen sehr stark. Daher erfordert es aufwendige Rechenverfahren, um Beziehungen zwischen Vis-NIR-Spektren und dem pH-Wert zu erhalten (Wang & Wang, 2022). Die Ergebnisse der pH-Schätzung durch Vis-NIR-Spektroskopie sind meist nicht überzeugend, im Unterschied zur Schätzung des Humusgehalts. Gegenüber Vis-NIR-Spektren sind MIR-Spektren differenzierter und zeigen ausgeprägte Absorptionsbanden, die sich einzelnen Stoffen zuordnen lassen. Dazu zählen auch Carbonate, die sich als basische Stoffe direkt auf den pH-Wert auswirken. Daher lassen sich mit MIR-Spektroskopie gute Schätzmodelle für den pH-Wert erstellen (Leenen et al., 2019). Leider ist die MIR-Analyse nur im Labor erfolgreich, da die

Proben durch Trocknung, Zermahlen und Pressung stark aufbereitete werden müssen.

Für die schnelle Bodenanalytik interessante elementaranalytische Verfahren sind die Laser-induzierte Plasmaspektroskopie (LIPS) und Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA). Mit ihnen können Elemente erfasst werden, die in Böden oft in basisch (Ca) oder sauer (Al, Fe) wirkenden Formen vorkommen. Daraus ergeben sich Korrelationen zum pH-Wert (dos Santos Teixeira et al., 2020; Ferreira et al., 2015; Sharma et al., 2014; Xu et al., 2019). Für beide Verfahren sind handgehaltene Geräte erhältlich, die Messungen im Freiland erlauben. Systeme zur automatischen mobilen Bodenuntersuchung gibt es bislang nicht.

Durch die Kombination von elementaranalytischen (RFA, LIPS) und molekularanalytischen optischen Sensoren (Vis, NIR, MIR) ergeben sich weitere Ansätze zur Schätzung des pH-Wertes. Chen et al. (2021) haben mit LIPS und MIRS sehr gute Schätzmodelle für eine kleine Stichprobe chinesischer Böden mit hohem pH-Wert gefunden. Dagegen zeigen Tavares et al. (2021), dass für die von ihnen untersuchten tropischen Böden (Bundesstaat Sao Paulo, Brasilien) mit niedrigem pH (4,6 bis 6,3) nur unzureichende Schätzungen mit Vis-NIR, RFA und LIPS für den pH-Wert möglich waren.

4.7 Fazit

Die potentiometrische Erfassung des Boden-pH mit Antimon-Elektroden ist bislang das zuverlässigste Verfahren für die mobile Anwendung im Feld. Die Elektroden sind robust, der Kalibrieraufwand ist gering und die Genauigkeit ist ausreichend. Die Nachteile bestehen in den hohen Kosten für die Elektroden und der Notwendigkeit, die Elektrode in direkten Kontakt mit dem Boden zu bringen, sowie dem kleinen Messvolumen bei der Direktkontaktmessung. Kommerziell sind Systeme zur pH-Kartierung mittels Antimonelektroden bislang nur von der Firma Veris erhältlich. Neben dem Grundpreis für das System verlangt die Firma aktuell eine flächenabhängige Gebühr für die Freigabe der Messwerte. Interessenten sollten aufgrund der hohen Investitionskosten zunächst Messungen durch Dienstleister durchführen lassen, um die Eignung des Verfahrens für die eigenen betrieblichen Verhältnisse zu prüfen. Ein kostengünstiger Einstieg in die pH-Kartierung auf kleinen Flächen ist dagegen die manuelle Messung mit pH-Indikatoren oder einem pH-Meter.

Literatur

- Adamchuk, V. I., & Lund, E. (2008). On-the-Go Mapping of Soil pH Using Antimony Electrodes. *2008 Providence, Rhode Island, June 29–July 2, 2008*. <https://doi.org/10.13031/2013.24748>
- Adamchuk, V. I., Lund, E. D., Reed, T. M., & Ferguson, R. B. (2007). Evaluation of an on-the-go technology for soil pH mapping. *Precision Agriculture*, 8(3), 139–149. <https://doi.org/10.1007/s11119-007-9034-0>

- Adamchuk, V. I., Morgan, M. T., & Ess, D. R. (1999). An automated sampling system for measuring soil pH. *Transactions of the ASAE*, 42(4), 885–892. <https://doi.org/10.13031/2013.13268>
- Anderson, G. C., Pathan, S., Easton, J., Hall, D. J. M., & Sharma, R. (2020). Short- and Long-Term Effects of Lime and Gypsum Applications on Acid Soils in a Water-Limited Environment: 2. Soil Chemical Properties. *Agronomy*, 10(12), 1987. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121987>
- Archbold, G., Parra, C., Carrillo, H., & Mouazen, A. M. (2023). Towards the implementation of ISFET sensors for in-situ and real-time chemical analyses in soils: A practical review. *Computers and Electronics in Agriculture*, 209, 107828. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2023.107828>
- Baghdady, N. H., & Sommer, K. (1990). Application of an Improved Antimony Microelectrode for Measuring pH-Changes at the Soil-Root Interface of Maize. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 153(5), 323–326. <https://doi.org/10.1002/jpln.19901530507>
- Bănică, F. (2012). *Chemical Sensors and Biosensors: Fundamentals and Applications* (1. Aufl.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118354162>
- Barrow, N. J., & Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant and Soil*, 487(1), 21–37. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5>
- Bates, R. G. (1961). Electrodes for pH measurements. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 2(2), 93–109. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0022072861800016?via%3Dihub>
- Bloom, P. R., Skyllberg, U. L., & Sumner, M. E. (2018). Soil Acidity. In M. A. Tabatabai & D. L. Sparks (Hrsg.), *SSSA Book Series* (S. 411–459). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser8.c8>
- Blume, H.-P., Stahr, K., & Leinweber, P. (2011). *Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler* (3., neubearb. Aufl.). Spektrum, Akad. Verl. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-8274-2733-5>
- Bönecke, E., Meyer, S., Vogel, S., Schröter, I., Gebbers, R., Kling, C., Kramer, E., Lück, K., Nagel, A., Philipp, G., Gerlach, F., Palme, S., Scheibe, D., Zieger, K., & Rühlmann, J. (2021). Guidelines for precise lime management based on high-resolution soil pH, texture and SOM maps generated from proximal soil sensing data. *Precision Agriculture*, 22(2), 493–523. <https://doi.org/10.1007/s11119-020-09766-8>
- Borchert, A., Trautz, D., & Olf, H.-W. (2011). Online-Erfassung der räumlichen Variabilität von pH-Werten in Ackerböden mit der Sensorplattform Veris MSP als Grundlage einer teilflächenangepassten Kalkapplikation. *Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen*. Jahrestagung der DGB, Berlin. https://eprints.dbges.de/756/3/BORCHERT_et_al_DBG_2011.pdf
- Cammann, K. (Hrsg.). (2001). *Instrumentelle Analytische Chemie* (1. Aufl.). Spektrum Akademischer Verlag GmbH. <https://link.springer.com/book/9783827427397>
- Chen, S., Xu, H., Xu, D., Ji, W., Li, S., Yang, M., Hu, B., Zhou, Y., Wang, N., Arrouays, D., & Shi, Z. (2021). Evaluating validation strategies on the performance of soil property prediction from regional to continental spectral data. *Geoderma*, 400, 115159. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115159>
- Conkling, B. L., & Blanchar, R. W. (1988). A Comparison of pH Measurements using the Antimony Microelectrode and Glass Electrode. *Agronomy Journal*, 80(2), 275–278. <https://doi.org/10.2134/agronj1988.00021962008000020025x>
- Decker, M., Bause, S., Teichmann, P., Schneider, M., & Vonau, W. (2017). Development of an automatic system for the on-site pH measurement of soil samples. *tm – Technisches Messen*, 84(10), 659–671. <https://doi.org/10.1515/teme-2017-0003>
- Degner, R. (2009). *pH-Messung: Der Leitfaden für Praktiker*. Wiley-VCH. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527626076>

- dos Santos Teixeira, A. F., Henrique Procópio Pelegrino, M., Missina Faria, W., Henrique Godinho Silva, S., Gabriela Marcolino Gonçalves, M., Weimar Acerbi Júnior, F., Rezende Gómeide, L., Linares Pádua Júnior, A., de Souza, I. A., Chakraborty, S., Weindorf, D. C., Roberto Guimarães Guilherme, L., & Curi, N. (2020). Tropical soil pH and sorption complex prediction via portable X-ray fluorescence spectrometry. *Geoderma*, 361, 114132. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114132>
- Eckert, D., & Sims, J. T. (2011). Recommended Soil pH and Lime Requirement Tests. In J. T. Sims & A. Wolf (Hrsg.), *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States*. (3. Aufl., S. 19–25). Agricultural Experiment Station, University of Delaware. <https://www.udel.edu/content/dam/udelImages/canr/pdfs/extension/factsheets/soiltest-recs/CHAP3.pdf>
- Erickson, B. (2004). *Field Experience Validates On-The-Go Soil pH Sensor*. https://www.researchgate.net/profile/Bruce-Erickson-4/publication/237286480_Field_Experience_Validates_On-The-Go_Soil_pH_Sensor/links/57050c0408ae13eb88b93a8f/Field-Experience-Validates-On-The-Go-Soil-pH-Sensor.pdf
- Essington, M. E. (2015). *Soil and Water Chemistry. An integrative approach* (2. Aufl.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18385>
- FAO. (2021). *Standard operating procedures for soil pH determination*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/cb3637en/cb3637en.pdf>
- Ferreira, E. C., Gomes Neto, J. A., Milori, D. M. B. P., Ferreira, E. J., & Anzano, J. M. (2015). Laser-induced breakdown spectroscopy: Extending its application to soil pH measurements. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 110, 96–99. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2015.06.002>
- Gebbers, R., Schirrmann, M., Kramer, E., Seidel, J. (2011): Predicting lime requirements by fusion of proximal soil sensors. In: Stafford, J. V. (ed.): Precision Agriculture 2011. Proceedings of the 8th European Conference on Precision Agriculture 2011, Prague (Czech Republic), 11–14 July 2011, S. 562–576. https://www.researchgate.net/publication/216444861_Predicting_lime_requirements_by_fusion_of_proximal_soil_sensors (26.12.2023)
- Gebbers, M. (2023). *Relevance of spatial and temporal proximity and sample size for calibration performance of in situ soil pH sensor data*. [Bachelor Thesis]. Universität Potsdam.
- Hartemink, A. E., & Barrow, N. J. (2023). Soil pH – nutrient relationships: The diagram. *Plant and Soil*, 486(1), 209–215. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05861-z>
- Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L., & Nelson, W. L. (2005). *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management* (7th ed). Prentice Hall Inc.
- Honold, F., & Honold, B. (1991). *Ionenselektive Elektroden*. Birkhäuser Basel. <https://doi.org/10.1007/978-3-0348-5224-1>
- Kabała, C., Muszyńska, E., Gałka, B., Łabuńska, D., & Mańczyńska, P. (2016). Conversion of Soil pH 1:2.5 KCl and 1:2.5 H₂O to 1:5 H₂O: Conclusions for Soil Management, Environmental Monitoring, and International Soil Databases. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(2), 647–653. <https://doi.org/10.15244/pjoes/61549>
- Kahlert, H., Steinhardt, T., Behnert, J., & Scholz, F. (2004). A New Calibration Free pH-Probe for In Situ Measurements of Soil pH. *Electroanalysis*, 16(24), 2058–2064. <https://doi.org/10.1002/elan.200403059>
- Kerschberger, M. (1980). *Ermittlung von Kalkdüngermengen zur Erreichung optimaler pH-Werte des Bodens*. Dissertation [Dissertation]. Institut für Pflanzenernährung Jena der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.
- Kerschberger, M., Deller, B., Heyn, J., Kape, H.-E., Krause, P., Pollehn, J., Rex, J., & Severein, K. (2000). *Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden*. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. <https://vdlufa.org/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf>
- Kerschberger, M., & Marks, G. (2007). Einstellung und Erhaltung eines standorttypischen optimalen pH-Wertes im Boden—Grundvoraussetzung für eine effektive und umweltverträgliche Pflanzenproduktion. *Berichte über Landwirtschaft*, 85((1–3)), 56–194. <https://www.bmel.de/>

[SharedDocs/Downloads/DE/Service/Berichte-Landwirtschaft/Inhaltsverzeichnis85.pdf?__blob=publicationFile&v=2](#)

- Kiani, M. F., & Schubert, R. W. (1988). Reccessing reduces oxygen sensitivity of the antimony pH microelectrode (physiology application). *Proceedings of the Annual International Conference of the IEEE Engineering in Medicine and Biology Society*, 732–733 Bd. 2. <https://doi.org/10.1109/IEMBS.1988.94982>
- Kolthoff, I. M., & Hartong, B. D. (1925). The antimony electrode as an indicator for hydrogen ions and its application in potentiometric titrations of acids and bases. *Recueil Des Travaux Chimiques Des Pays-Bas*, 44(2), 113–120. <https://doi.org/10.1002/recl.19250440205>
- Kramer, E., Borchert, A., Gebbers, R., Schirrmann, M., Trautz, D., Olf, H., & Schatz, T. (2011). *Praktische Erfahrungen bei der Erfassung der räumlichen Variabilität von pH-Werten in Ackerböden durch das Online-Messverfahren Veris MSP*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Praktische-Erfahrungen-bei-der-Erfassung-der-von-in-Kramer-Borchert/af4fe761d367e5e6dd6191ec5bec7dab13009a4a>
- Kurzweil, P. (2009). Metal Oxides and Ion-Exchanging Surfaces as pH Sensors in Liquids: State-of-the-Art and Outlook. *Sensors*, 9(6), 4955–4985. <https://doi.org/10.3390/s90604955>
- Leenen, M., Welp, G., Gebbers, R., & Pätzold, S. (2019). Rapid determination of lime requirement by mid-infrared spectroscopy: A promising approach for precision agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(6), 953–963. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800670>
- Lieberoth, I. (1982). *Bodenkunde. Aufbau, Entstehung, Kennzeichnung und Eigenschaften der landwirtschaftlich genutzten Böden der DDR*. 3., neu bearb. Aufl., VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, DDR.
- Lin, J., Wang, M., Zhang, M., Zhang, Y., & Chen, L. (2008). Electrochemical Sensors for Soil Nutrient Detection: Opportunity and Challenge. In D. Li (Hrsg.), *Computer And Computing Technologies In Agriculture, Volume II* (Bd. 259, S. 1349–1353). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-77253-0_77
- Lund, E., Adamchuk, V., Collings, K., Drummond, P., & Christy, C. (2005). Development of soil pH and lime requirement maps using on-the-go soil sensors. In J. V. Stafford (Hrsg.), *Precision Agriculture 2005* (S. 457–464). Wageningen Academic Publishers. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-549-9>
- Matthiesen, H. (2004). In situ measurement of soil pH. *Journal of Archaeological Science*, 31(10), 1373–1381. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2004.03.005>
- Menzies, N. W. (2003). Toxic Elements in Acid Soils: Chemistry and Measurement. In Z. Rengel (Hrsg.), *Handbook of Soil Acidity*. CRC Press. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780203912317-12/toxic-elements-acid-soils-chemistry-measurement-neal-menzies?context=ubx&refId=78a8571a-308d-4e0c-80d0-d479a7e87ee0>
- Merl, T., Rasmussen, M. R., Koch, L. R., Søndergaard, J. V., Bust, F. F., & Koren, K. (2022). Measuring soil pH at in situ like conditions using optical pH sensors (pH-optodes). *Soil Biology and Biochemistry*, 175, 108862. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108862>
- Miller, R. O., & Kissel, D. E. (2010). Comparison of Soil pH Methods on Soils of North America. *Soil Science Society of America Journal*, 74(1), 310–316. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0047>
- Molitor, H., Münchhoff, K., Pesch, J., Pollehn, J., Rex, M., Rubenschuh, U., Scherer, H., Setzer, F., von Wulffen, U. (2012). Hinweise zur Kalkdüngung. DLG-Merkblatt 353. Frankfurt am Main: DLG e. V. https://www.zkw-otterbein.de/images/Otterbein/Weitere_Dokumente/dlg-merkblatt_353.pdf, 5.11.23)
- Parks, L. R., & Berad, H. C. (1932). The stick Antimony electrode: Preparation and calibration. *Journal of the American Chemical Society*, 54(3), 856–864. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ja01342a002>
- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde* (15. Aufl.). Spektrum Akademischer Verlag GmbH. ISBN: 3-8274-1324-9

- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (2018). *Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-55871-3>
- Schilling, G. (2000). *Pflanzenernährung und Düngung*. Ulmer. ISBN 978-3-8252-8189-X
- Schirrmann, M., Gebbers, R., Kramer, E., & Seidel, J. (2011a). Soil pH Mapping with an On-The-Go Sensor. *Sensors*, *11*(1), 573–598. <https://doi.org/10.3390/s110100573>
- Schirrmann, M., Gebbers, R., Kramer, E., Seidel, J. (2011b): Evaluation of a soil sensor fusion for mapping macronutrients and soil pH. Proceedings of the 2nd Global Workshop on Proximal Soil Sensing, Montreal (Canada), May 15–19, 2011, S. 48–51 http://adamchukpa.mcgill.ca/gwpps/Papers/GWPSS_2011_Gebbers.pdf (25.12.2023)
- Schollenberger, C. J. (1936). A practical antimony electrode for soil pH determination. *Soil Science*, *41*(2), 123–130. <https://doi.org/10.1097/00010694-193602000-00002>
- Sharma, A., Weindorf, D. C., Man, T., Aldabaa, A. A. A., & Chakraborty, S. (2014). Characterizing soils via portable X-ray fluorescence spectrometer: 3. Soil reaction (pH). *Geoderma*, *232–234*, 141–147. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.005>
- Silva, F. C. de S., & Molin, J. P. (2018). On-the-go tropical soil sensing for pH determination using ion-selective electrodes. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, *53*, 1189–1202. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018001100001>
- Sumner, M. E. (1994). Measurement of soil pH: Problems and solutions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *25*(7–8), 859–879. <https://doi.org/10.1080/00103629409369085>
- Tavares, T. R., Molin, J. P., Nunes, L. C., Wei, M. C. F., Krug, F. J., De Carvalho, H. W. P., & Mouazen, A. M. (2021). Multi-Sensor Approach for Tropical Soil Fertility Analysis: Comparison of Individual and Combined Performance of VNIR, XRF, and LIBS Spectroscopies. *Agronomy*, *11*(6), 1028. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061028>
- Thiele-Bruhn, S., Wessel-Bothe, S., & Aust, M.-O. (2015). Time-resolved in-situ pH measurement in differently treated, saturated and unsaturated soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *178*(3), 425–432. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400538>
- Thomas, G. W. (1996). Soil pH and Soil Acidity. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Sumner (Hrsg.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods* (S. 475–490). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c16>
- VDLUFA. (2016a). A 5.1.1, Bestimmung des pH-Wertes. In Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, (Hrsg.), *Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch), Band I: Die Untersuchung von Böden*. VDLUFA-Verlag. <https://www.methodenbuch.de/produkt/methodenbuch-band-i-boden/>
- VDLUFA. (2016b). E 5. Aus Ringversuchen abgeleitete Messunsicherheiten von Parametern der Boden- und Substratanalytik. In Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, (Hrsg.), *Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch), Band I: Die Untersuchung von Böden* (S. 1–18). VDLUFA-Verlag. <https://www.methodenbuch.de/produkt/methodenbuch-band-i-boden/>
- Viscarra Rossel, R. A., Gilbertson, M., Thylén, L., Hansen, O., McVey, S., & McBratney, A. (2005). Field measurements of soil pH and lime requirement using an on-the-go soil pH and lime requirement measurement system. In J. V. Stafford (Hrsg.), *Proceedings of the 5th European Conference on Precision Agriculture, Uppsala, Sweden*, (S. 511–520). Wageningen Academic Publishers. https://doi.org/10.3920/9789086865499_064
- Viscarra Rossel, R. A., & McBratney, A. B. (1997). Preliminary experiments towards the evaluation of a suitable soil sensor for continuous, „on-the-go“ field pH measurements. In J. Stafford (Hrsg.), *Precision agriculture '97. Volume II. Technology, IT and management. Proceedings of the 1st European Conference on Precision Agriculture, Warwick: U.K., 7–10 September* (S. 493–501). BIOS Scientific Publishers. https://www.researchgate.net/publication/236899129_Preliminary_experiments_towards_the_evaluation_of_a_suitable_soil_sensor_for_continuous_'on-the-go'_field_ph_measurements/citations

- Vivaldi, F., Salvo, P., Poma, N., Bonini, A., Biagini, D., Del Noce, L., Melai, B., Lisi, F., & Francesco, F. D. (2021). Recent Advances in Optical, Electrochemical and Field Effect pH Sensors. *Chemosensors*, 9(2), 33. <https://doi.org/10.3390/chemosensors9020033>
- Vogel, S., Emmerich, K., Schröter, I., Bönecke, E., Schwanghart, W., Rühlmann, J., Kramer, E., & Gebbers, R. (2023). The effect of soil moisture content and soil texture on fast in situ pH measurements with two types of robust ion-selective electrodes. *EGUsphere [Preprint]*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-1470>
- Vonau, W., Decker, M., Enseleit, U., & Gerlach, F. (2020). Is there still a need for the antimony electrode 100 years after its introduction as a pH sensor? *Journal of Solid State Electrochemistry*, 24(11–12), 3269–3277. <https://doi.org/10.1007/s10008-020-04647-6>
- Vonau, W., & Guth, U. (2006). pH Monitoring: A review. *Journal of Solid State Electrochemistry*, 10(9), 746–752. <https://doi.org/10.1007/s10008-006-0120-4>
- Wang, L., & Wang, R. (2022). Determination of soil pH from Vis-NIR spectroscopy by extreme learning machine and variable selection: A case study in lime concretion black soil. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 283, 121707. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2022.121707>
- Xu, X., Du, C., Ma, F., Shen, Y., & Zhou, J. (2019). Fast and Simultaneous Determination of Soil Properties Using Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS): A Case Study of Typical Farmland Soils in China. *Soil Systems*, 3(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3040066>
- Yuqing, M., Jianrong, C., & Keming, F. (2005). New technology for the detection of pH. *Journal of Biochemical and Biophysical Methods*, 63(1), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jbbm.2005.02.001>

Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „I4S“ das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Sebastian Vogel, studierte an der Universität Potsdam Geoökologie und wurde an der Universität Tübingen in Geographie promoviert. Er arbeitet als Wissenschaftler in der Abteilung Agromechatronik des ATB und leitet dort die Arbeitsgruppe „Sensorbasierte Bodencharakterisierung“.

Eckart Kramer, vertritt das Fachgebiet Prozessmanagement und Technologien im Ökologischen Landbau an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde. Wissenschaftliche Schwerpunkte sind Prozess- und Technikentwicklungen für Unternehmen der Agrar- und Ernährungsbranche. www.hnee.de/Kramer

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Die Kartierung von Parametern zur Bestimmung des Bodenumusgehaltes im Oberboden

5

Ingmar Schröter und Sandra Post

5.1 Bedeutung des Bodenumusgehaltes

Als Humus wird die Gesamtheit der abgestorbenen organischen Substanz im Boden bezeichnet (Scheffer & Schachtschabel 2002). Seine Zusammensetzung ist äußerst heterogen und besteht aus einem Stoffgemisch aus pflanzlicher, tierischer und mikrobieller Herkunft.

Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden werden vornehmlich von Standortfaktoren wie der Textur (mineralische Böden) beeinflusst. Im Allgemeinen nehmen die mittleren C_{org} -Gehalte mit steigenden Tongehalten zu (Kolbe und Zimmer 2015). Auch die Hydromorphie und Bodenhorizonte beeinflussen die räumliche Verbreitung im Feld. Beispielsweise weisen Flächen mit Grundwasserbeeinflussung oder Stauwasserbildung höhere Humusgehalte auf, da aufgrund der anaeroben Bedingungen der Abbau der organischen Substanz behindert wird.

Der Humusgehalt ist ein wichtiger Bodenfruchtbarkeitsindikator, da er eine Vielzahl wichtiger physikalischer, chemischer und biologischer Bodeneigenschaften sowie den Kohlen- und Stickstoffkreislauf direkt oder indirekt positiv beeinflusst. Die Bedeutung von Humus zeichnet sich dadurch aus, dass durch die komplexen Wirkmechanismen nahezu alle Bodeneigenschaften verbessert werden. Neben seiner wichtigen Funktion als Nährstoffspeicher beeinflusst er maßgeblich die Aggregatstabilität, das Wasserspeichervermögen sowie die Puffer- und Filterfunktionen im Boden. Humusverlust trägt somit zu einer Verschlechterung sämtlicher

I. Schröter (✉) · S. Post
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: Ingmar.Schroeter@hnee.de

S. Post
E-Mail: Sandra.Post@hnee.de

Bodenfunktionen bei und wirkt sich negativ auf die Bodenfruchtbarkeit aus. So neigen insbesondere ton- oder schluffreiche Böden – aber auch Sandböden – zur Verschlammung oder Verdichtung, wenn nicht ausreichend Calcium (Kalk) und/oder Humus vorhanden sind. Im Sinne der Grundsätze der guten fachlichen Praxis und Sorgspflicht, ist der Erhalt standorttypischer Humusgehalte im Oberboden verpflichtend (BBodSchG 1998) und eine sinnvolle und nützliche Maßnahme zur Vermeidung und Minderung der Bodenerosion (BBodSchG 1998). Darüber hinaus gewinnt ein nachhaltiges Humusmanagement als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel zunehmend an Bedeutung, um Produktionsrisiken, die von steigenden Temperaturen, abnehmenden Niederschlägen in der Vegetationsperiode und zunehmenden Extremereignissen ausgehen, zu reduzieren (Flessa et al. 2019).

Die im Rahmen des pH-BB Projektes untersuchten Ackerflächen variierten im Oberboden in ihren C_{org} -Gehalten zwischen 0,9 und 3,4 %. Diese Heterogenität ist das Ergebnis der Wirkung einer Vielzahl von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren (Kolbe & Zimmer 2015), wie z. B.:

- die Bodentextur, insbesondere der Feinanteil $< 0,006$ mm (Ton und Feinschluff),
- das geologische Ausgangsmaterial der Bodenbildung,
- das Klima,
- das Grund- und Stauwasser (Hydromorphie),
- die Art und Intensität der Bewirtschaftung (Düngung, Kalkung).

Für landwirtschaftlich genutzte Böden besteht ein dringender Bedarf an einer flächenhaften Erfassung der Humusgehalte und weiterer Bodenparameter (Bodentextur, pH), um aus den gewonnenen Bodeninformationen Managementmaßnahmen für die Kalk- und Stickstoffdüngung (N-Abschläge bei Gehalten über 4 % Humus für Ackerland), für die Bewässerungsteuerung oder für die Aussaatstärke und -tiefe ableiten zu können.

Für ein optimales Management der Bodenacidität auf Ackerflächen sind Bodenart und Humusgehalt die wichtigsten Faktoren bei der Bemessung des Ziel-pH-Wertes (Goulding 2016). Mit zunehmendem Tongehalt steigt der anzustrebende pH-Wert bzw. Basenbedarf und mit zunehmendem Humusgehalt nimmt der Basenbedarf tendenziell ab.

Um das Management der Bodenacidität auf Ackerflächen langfristig zu verbessern, bedarf es einer teilflächenspezifischen Kalkausbringung (Basenzufuhr), die insbesondere Kenntnisse über die räumliche Verbreitung der kalkungsrelevanten Bodeneigenschaften Humus, Bodentextur und pH-Wert voraussetzt. Diese Informationen müssen in einer hohen Auflösung und in Form von Bodenkarten in großem Maßstab vorliegen, um letztendlich eine genaue und verlässliche Bewertung des Bodenzustandes zu gewährleisten.

Aktuell bestehen keine gesetzlichen Verpflichtungen zur Durchführung von Bodenuntersuchungen zur Ermittlung des Humusgehalts, weshalb die Humusanalyse kein fester Bestandteil bei der aller 4 bis 6 Jahre durchgeführten Grundbodenuntersuchung (pH, P, K, Mg) ist. Lediglich sporadisch werden Humusgehaltsunter-

suchungen von einzelnen Landwirtschaftsbetrieben durchgeführt. Diesbezüglich herrscht ein gravierender Mangel an Informationen und es ist ein dringendes Erfordernis, hier Abhilfe zu schaffen.

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über geeignete Nahbereichs- und Fernerkundungssensoren, die ihr Potenzial zur räumlichen Erfassung des Humusgehaltes eines Feldes bewiesen haben. Der Fokus liegt dabei stärker auf kommerziell verfügbaren Sensorsystemen, die im Rahmen des EIP-AGRI Projekts „Präzise Kalung in Brandenburg (pH-BB)“ zum Einsatz gekommen sind.

5.2 Labormethoden zur Bestimmung des Humusgehalts

Auch wenn für die digitale Bodenkartierung (engl.: Digital Soil Mapping) eine Vielzahl georeferenzierter Sensordaten zum Einsatz kommt, sind klassische Kartiermethoden (Feldbeprobung) und laboranalytische Bestimmungsmethoden unerlässlich. Erst diese Ergebnisse ermöglichen eine detaillierte Auswertung und Interpretation der quantitativen Beziehungen zwischen den Labordaten und Sensordaten auf Güte und Genauigkeit der prognostizierten Bodeneigenschaftskarte.

Vielorts wird der Humusgehalt bei der normalen Bodenuntersuchung durch die Fingerprobe bestimmt. Diese Methode sollte nicht mehr verwendet werden. Wie in den Unterkap. 1.4 und 3.3 für die Textur beschrieben, kann ihre Anwendung auch bei der Humusbestimmung zu Fehleinschätzungen führen (von Wulffen et al. 2008, Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen 2012), die eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse nicht zulassen. Aus diesem Grund muss der Humusgehalt quantitativ durch Standard-Laborverfahren bestimmt werden, welche im Folgenden kurz beschrieben werden.

5.2.1 Elementaranalyse

Die gängigste und genaueste Methode zur quantitativen Bestimmung des Humusgehaltes ist die Elementaranalyse (EA) durch trockene Verbrennung (DIN EN 15.936:2022-09 2022), (Nelson und Sommers 1996; Nayak et al. 2019). Der Humusgehalt bzw. die organische Bodensubstanz (OBS) wird bei dieser Methode im Allgemeinen indirekt bestimmt, durch Analyse des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}). Eine Bodenprobe wird dazu unter Sauerstoffzufuhr bei 900 °C bis 1500 °C trocken verbrannt, das freigesetzte CO_2 im Elementaranalysator gemessen und als gesamter Kohlenstoff (TC) in $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ angegeben. Ist die Probe carbonatfrei, kann der C_{org} -Gehalt direkt bestimmt werden, da $\text{TC} = C_{\text{org}}$. Zur Ermittlung des C_{org} -Gehaltes von carbonathaltigen Böden muss dagegen zuerst der anorganisch gebundene Kohlenstoff (TIC) bestimmt werden (DIN EN ISO 10693:2014-06 2014) und vom Gesamtkohlenstoff abgezogen werden. Um die gemessenen C_{org} -Werte in Prozent Humus umzurechnen, wird traditionell ein universeller Umrechnungsfaktor von 1,724 verwendet. Er beruht auf der Annahme, dass Humus zu etwa 58 % aus organischem Kohlenstoff besteht. Dieser Umrechnungs-

faktor ist aber für die meisten untersuchten Böden nicht gültig und eher als zu gering zu erachten (Broadbent 1965). In vielen Studien wurden Werte zwischen 1,4 und 2,5 bestimmt (Pribyl 2010; Ruehlmann 2020, Sleutel et al. 2007), die darauf schließen lassen, dass für Böden ein regionsspezifischer Faktor angewendet werden müsste (Sleutel et al. 2007). Liegt kein regionsspezifischer Faktor vor, wird grundsätzlich empfohlen, einen Faktor von 2 zu verwenden, da er im Durchschnitt den meisten Böden entspricht (Blume et al. 2011).

Bei der Humusgehaltsbestimmung im Bodenlabor ist es daher sehr wichtig, dass der Umrechnungsfaktor im Prüfbericht übermittelt wird.

Aktuelle Kosten zur Durchführung der Elementaranalyse inkl. Bodenaufbereitung von verschiedenen Bodenlaboren belaufen sich zwischen 10 und 21 € pro Probe. Messfehler der Humusbestimmung sind auch nach sorgfältiger Probenahme für die Elementaranalyse mit etwa 0,1 % C_{org} anzusetzen (Fließbach et al. 2021).

Vor der Verbreitung von Elementaranalysatoren wurde der C_{org} -Gehalt hauptsächlich durch nasschemische Oxidation der OBS mittels $K_2Cr_2O_7$ nach der Lichterfelde-Methode bzw. Walkley–Black-Methode (DIN 19684-2:1977-02) bestimmt. Aufgrund der hohen Toxizität des Oxidationsmittels und des relativ hohen analytischen Aufwandes wird diese Methode jedoch nur noch selten verwendet.

5.2.2 Glühverlust

Eine weitere Methode zur Ermittlung des Humusgehalts ist die Bestimmung des Glühverlustes (DIN EN 15.935:2021-10 2021). Dieses Verfahren nutzt die Eigenschaft, dass organisches Material im Boden thermisch entfernt werden kann, indem eine Probe bei Temperaturen zwischen 350 und 550 °C (Nelson und Sommers, 1996) verbrannt wird. Bei Temperaturen >450 °C, kann sich jedoch anorganisches C auflösen und zu falschen Ergebnissen führen. Nach dem Abkühlen der Probe in einem Exsikkator wird sie gewogen und mit ihrem ursprünglichen Gewicht verglichen. Der Glühverlust wird aus der Differenz der Massen vor und nach dem Glühvorgang errechnet und entspricht dem Humusgehalt angegeben in $g\ kg^{-1}$.

Diese Methode ist allerdings nur hinreichend genau für Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz und einem Sandanteil von über 80 % (Kögel-Knabner 2002). Mögliche Fehler entstehen durch mineralisch gebundenes Wasser, insbesondere bei Böden mit hohen Tongehalten, das zu höheren Werten des Gewichtsverlustes führen kann und somit zu einer Überschätzung des Humusgehaltes.

5.3 Probenahme und Probenaufbereitung

Für die Humusgehaltsanalyse erfolgt die GPS-gestützte (georeferenzierte) Probenahme an repräsentativen Standorten, welche die Variabilität eines Feldes gut wiedergeben. Dazu wird eine Mischprobe aus 4–5 Einstichen aus dem Oberboden (0–20 cm) mit einem Handbohrer entnommen. Die Einstiche werden im

50-cm-Radius um den Messpunkt vorgenommen, das Material in einem geeigneten Gefäß (z. B. Eimer) gut durchmischt und eine Teilprobe von ca. 300–500 g für das Labor abgefüllt. Die anschließende Analyse erfolgt in einem zertifizierten Labor nach Standardmethoden mittels Elementaranalyse. Für die Analysen ist eine Probenvorbereitung notwendig, die die Lufttrocknung (<40 °C) und Siebung (<2 mm) des Probenmaterials umfasst. Steine und organische Bestandteile sollten zusätzlich entfernt werden. Diese Vorbereitung ist besonders wichtig, um genaue und reproduzierbare Ergebnisse bei der C_{org} -Bestimmung zu erhalten. Die Strategien zur Entnahme von Bodenproben sind je nach Ziel der Humusuntersuchung sehr unterschiedlich und können Überlegungen zur Jahreszeit der Probenahme und Beprobungstiefe enthalten.

Für die Humusgehaltsbestimmung im Oberboden kann die Bodenprobenahme im Frühjahr (vor der organischen Düngung) oder im Herbst nach der Ernte durchgeführt werden. Für die Auswahl geeigneter Probenahmepunkte sollten Besonderheiten wie Feldraine, Vorgewende oder Mietenplätze unbedingt vermieden werden. Darüber hinaus ist eine Probenahme in oder entlang der Fahrgassen nicht sachgerecht. Die Probenahme zur Humusbestimmung sollte möglichst sorgfältig alle 10 bis 15 Jahren wiederholt werden, da sich Veränderungen im Humusgehalt nur sehr langsam und über mehrere Jahre vollziehen (Hüttl et al. 2008). Für ein Humusmonitoring sollten die Punkte idealerweise auch an denselben vorher festgelegten Stellen der Ackerschläge durchgeführt werden.

5.4 Aktueller Stand der betrieblichen Bodenumfassung

Wie bereits erwähnt, gibt es auf Betriebsebene keine rechtliche Vorgabe für eine gezielte und regelmäßige Humuserfassung. Da viele Betriebe ihre Ackerschläge noch flächeneinheitlich bewirtschaften und damit die schlaginterne Variabilität und Standortunterschiede nicht hinreichend genau berücksichtigen, ist davon auszugehen, dass Humusgehalte auf Schlagenebene, wenn überhaupt, nur subjektiv oder auf Basis von Erfahrung und Expertenwissen abgeschätzt werden.

Wie einführend dargestellt, sind viele landwirtschaftliche Flächen in Brandenburg durch eine hohe schlaginterne Variabilität ihrer Humusgehalte gekennzeichnet. Amtliche Karten, die die organische Substanz im Oberboden beschreiben, gibt es zwar für Deutschland (BGR 2007) und Brandenburg (LGBR 2021), aber in einem viel zu kleinen Maßstab (1:1000.000 und 1:300.000), sodass Humusgehaltsunterschiede innerhalb eines Schlages nicht abgebildet sind. Die vorhandene Datenbasis ist daher weder für die Präzisionslandwirtschaft noch für ein Humusmonitoring geeignet, aus dem Rückschlüsse zur langfristigen Entwicklung der Humusversorgung abgeleitet werden können. Für landwirtschaftlich genutzte Böden besteht daher ein dringender Bedarf an einer flächenhaften Erfassung (Kartierung) der Humusgehalte (C_{org}). Dafür müssen die Daten in einer hohen Beprobungsdichte erhoben werden und als Bodeneigenschaftskarte (Maßstab > 1:5000) vorliegen, um sie für die landwirtschaftliche Beratung als Entscheidungsgrundlage für das Basenmanagement oder die Düngplanung zu nutzen.

Zur Erstellung eines geeigneten Probenahmedesigns, welches die Heterogenität der C_{org} -Gehalte auf der Schlagebene erfasst, bietet der VDLUFA-Standpunkt (Lorenz et al., 2015) eine Orientierungshilfe. Der Schlag sollte entweder flächenhaft, durch Beprobung von 2 bis 3 ha großer Teilflächen oder in Form eines einheitlichen Rasters beprobt werden. Bei der Rasterbeprobung sollte die Größe des Probenahmegitters (Punktabstand) zwischen 30 bis 60 m betragen, um die räumliche Abhängigkeit (Autokorrelation) der Variablen zwischen den Punkten noch beschreiben zu können. Diese Autokorrelation ist notwendig, um mittels geostatistischer Interpolationsverfahren (Kriging, siehe Kap. 6) vom Punkt auf die Fläche schließen zu können. Die Rasterbeprobung erfordert jedoch in Abhängigkeit der Bodenvariabilität ein Minimum von 100 bis 150 Datenpunkten (3 bis 11 Proben pro ha) pro Feld, um zuverlässige Ergebnisse zu erhalten. Aufgrund der hohen Probenzahl wird diese Methode als kosten- und arbeitsintensiv und deshalb nicht wirtschaftlich beschrieben (Lorenz et al., 2015, Oliver und Webster 2014).

Es wird ersichtlich, dass eine schnellere und kosteneffizientere Erfassung der C_{org} -Gehalte notwendig ist. Im Folgenden werden die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Nah- und Fernerkundungssensoren vorgestellt, mit denen sich C_{org} -Gehalte im Feld vergleichsweise schnell, kosteneffizient und präzise abschätzen lassen.

5.5 Sensorgestützte Erfassung des Humusgehalts

Mit der Entwicklung neuer Fernerkundungs- und Nahbereichssensoren wurden weitere Möglichkeiten geschaffen, verschiedene Datenquellen zu kombinieren. Unter Zuhilfenahme weiterer Informationen kann der Aufwand für die C_{org} -Bestimmung erheblich reduziert werden, da die Probenahme im Feld effizienter, zielgerichteter und v. a. mit einer geringen Anzahl an physischen Bodenproben erfolgen kann (siehe Kap. 6). Mittels mobiler Sensoren und Fernerkundungsdaten wird die großflächige Detektion von Bodeneigenschaften mit einer hohen Punktdichte (>100 Punkte pro ha) möglich.

Auch die fortschreitende Entwicklung neuer statistischer Methoden und Algorithmen (Data-Mining) hat zum wachsenden Erfolg der digitalen Bodenkartierung (engl. Digital Soil Mapping) beigetragen (Minasny und McBratney 2016).

Als Proxy zur Beschreibung der eingangs erwähnten Standortvariabilität bei Humus gibt es verschiedene Sensoren mit unterschiedlichen Messprinzipien. Hierzu zählen Verfahren wie Gamma-Spektroskopie, spektraloptische Ansätze, die im Wellenlängenbereich des sichtbaren Lichts (Vis) und des nahen Infrarots (NIR) messen, elektrische bzw. elektromagnetische Verfahren und Ansätze der optischen Abstandsmessung (LiDAR). Der jeweilige Informationsgehalt der Messungen unterscheidet sich erheblich, weshalb die integrative Verwendung von Sensoren mit unterschiedlichen Messprinzipien (Datenfusion) die Schätzung des Humusgehalts verbessern kann.

Da mit den verfügbaren Sensoren der C_{org} -Gehalt nicht direkt gemessen werden kann, müssen die Sensordaten schlagspezifisch mithilfe von Referenzproben

kalibriert werden. Die im Labor bestimmten C_{org} -Gehalte werden mit den Sensordaten (Prädiktoren) in Beziehung gesetzt und über statistische Verfahren der Zusammenhang beschrieben. Dabei kommen einfache lineare oder multivariate Regressionsverfahren aus dem Bereich des maschinellen Lernens zum Einsatz. Die Überprüfung der Schätzmodelle (Prognosemodelle) hinsichtlich ihrer Schätzgenauigkeit (Validierung) ist dabei sehr wichtig, um die Eignung der prognostizierten C_{org} -Gehalts-Karte für den angedachten Einsatzzweck beurteilen zu können.

5.5.1 Bodensensoren (Nahbereichssensoren)

Optische Sensoren mit multispektraler Reflektanzmessung im VisNIR-Bereich

Bei der VisNIR-Spektroskopie spielt die elektromagnetische Strahlung innerhalb des Spektralbereichs des sichtbaren Lichts (Vis; 350–750 nm) und des Nahen Infrarot (NIR, 760–2500 nm) eine Rolle.

Interagiert die elektromagnetische Strahlung dieses Bereiches mit NIR-aktiven Substanzen (Molekülen), werden bestimmte Molekülbindungen zum Schwingen angeregt.

Die OBS besteht aus einer Vielzahl anregbarer funktioneller Gruppen wie C-H, O-H, N-H und C=O. Von diesen wird die Energie bestimmter Spektralbereiche absorbiert und die Moleküle werden zum Schwingen angeregt (Stenberg et al. 2010). Mithilfe von Spektrophotometern wird die diffuse Reflexion einer Bodenprobe im gesamten VisNIR-Bereich gemessen. Je höher der C_{org} -Gehalt desto weniger Energie wird reflektiert. In zahlreichen Artikeln ist die erfolgreiche Anwendung der VisNIR-Spektroskopie zur Bestimmung des C_{org} -Gehalts und weiterer Bodeneigenschaften (z. B. Ton- und Sandgehalt, pH-Wert und Bodenfeuchte etc.) beschrieben (Viscarra Rossel et al. 2006; Wetterlind et al. 2008; Stenberg et al. 2010). Dies führte zur Entwicklung von mobilen VisNIR-Sensoren, die auf entsprechenden Plattformen über die Fläche bewegt werden (z. B. mit einem Traktor) und kontinuierliche Messungen ermöglichen (Mouazen et al. 2007; Christy 2008; Kodaira und Shibusawa 2013). Die schon im Kap. 3 und 4 genannte Firma Veris Technologies brachte 2007 ein erstes mobiles VisNIR-Spektrometer auf den Markt (Christy et al. 2003, 2008) und entwickelte mit dem Veris P4000 ein weiteres kommerziell verfügbares Sensorsystem für spektrale Messungen am Bodenprofil. Die Eignung der Veris-Sensorsysteme zur Bestimmung der C_{org} -Gehalte mit RMSE-Werten zwischen 0,1–0,5 für mineralische Böden wurde in Feldstudien bestätigt (Schirrmann et al. 2013; Knadel et al. 2015; Veum et al. 2018). Dennoch konnte sich bisher keines dieser Systeme langfristig auf dem Markt etablieren. Hohe Anschaffungs- und Wartungskosten, die fehlende Robustheit für den dauerhaften Feldeinsatz, die Notwendigkeit aufwendiger Datenverarbeitung und chemometrischer Methoden sowie die nach VDLUFA vorgegebene Einordnung der Ackerflächen in überwiegend eine Humusgehaltsklasse sind mögliche Ursachen für die geringe Verbreitung dieser Sensoren in der Praxis.

Neben dem VisNIR Bereich ist grundsätzlich auch der mittlere Infrarotbereich (MIR) für die Humusvorhersage geeignet. Im Labor wurden sehr gute Ergebnisse erzielt. Allerdings werden die Messungen stark durch den Wassergehalt beeinflusst, weshalb die Methode allein nicht für in situ Messungen geeignet ist.

Aktueller Trend sind einfachere und kompaktere optische Sensorsysteme, die leicht in landwirtschaftliche Geräte integrierbar sind. Mit ihnen wird die Reflektanz im Boden nicht mehr über ein breites Spektrum erfasst, sondern es wird nur noch in 2 bis 5 Wellenlängenbereichen (im Rot- und Infrarotbereich) gemessen. Als Beispiele können hier der OpticMapper bzw. iScan von Veris sowie der SmartFirmer von Precision Planting (Tremont, IL, USA; <https://www.precisionplanting.com>) genannt werden, die im Handel erhältlich sind.

Der von uns verwendete OpticMapper wird im Folgenden genauer vorgestellt.

OpticMapper

Der OpticMapper ist als Teilmodul der mobilen Sensorplattform (MSP3) erhältlich, vgl. Abb. 4.4, Kap. 4. Er besteht aus einer Lichtquelle und einem Detektor, der über ein Saphirglasfenster die Reflektanz des Bodens im Rot- (Red; 660 nm) und Infrarotbereich (IR; 940 nm) misst. Die Messtiefe ist einstellbar und beträgt etwa 4–8 cm unter der Bodenoberfläche. Die Messfrequenz beträgt 1 Hz, sodass bei einem Spurabstand von 15 bis 20 m und einer Geschwindigkeit von 10–15 km/h eine Messpunktdichte von 150–200 Datenpunkten pro Hektar erzielt werden kann. Die Flächenleistung pro Tag beträgt je nach Geschwindigkeit und Spurabstand 60 bis 80 ha.

Im Anschluss an die Feldmessungen müssen die Daten auf die vom Hersteller gehostete FieldFusion Plattform (Cloud) hochgeladen werden. Dort erfolgen Qualitätskontrolle und Datenbereinigung. Anschließend können sie für einen Preis von 1 € pro Hektar als ASCII-Datei heruntergeladen werden. Nach Bereitstellung müssen weitere Fehlmessungen und Ausreißer entfernt werden. Da die OpticMapper-Daten zusätzlich ein starkes kurzweiliges Rauschen aufweisen, empfiehlt es sich, die Daten mit einem Circular Moving Window Filter und einem Radius von 5 bis 10 m zu glätten. Anschließend werden die punktuellen Sensordaten durch geostatistische Interpolation (Kriging) in jeweils eine flächenhafte Karte für Red und IR verarbeitet.

Zur Kalibrierung der optischen Messwerte auf den Humusgehalt sind laboranalytisierte Proben erforderlich, weil die Werte durch weitere Faktoren (z. B. Bodenfeuchte, Temperatur, Feldrauigkeit), beeinflusst werden. Jedes Feld muss daher spezifisch kalibriert werden. Es gibt noch keine robusten und allgemeingültigen Prognosemodelle.

Spektraloptische Messungen an feldfrischen Proben werden durch eine Reihe von überlagernden Faktoren (Querempfindlichkeiten), wie Bodenfeuchte, Temperatur, Rauigkeit beeinflusst. Durch Kombination mit weiteren Sensordaten (Datenfusion) kann die Vorhersage des Humusgehalts verbessert werden. Im Folgenden werden Messgrößen vorgestellt, die als zusätzliche Hilfsvariablen (Covariate, Prädiktoren) dienlich sein können.

Topographie

Bei der Kartierung mit mobilen Sensorsystemen werden zeitgleich auch die geographischen Koordinaten mit GNSS-Empfängern aufgezeichnet. Diese Koordinaten beinhalten auch die Geländehöhe, sodass bei Verwendung von hochgenauer Positionierung (RTK-Vermessung) die Position und Topographie im Feld zentimetergenau (± 2 cm) bestimmt wird. Mithilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) lassen sich diese Daten in ein digitales Geländemodell (DGM) überführen. Aus dem DGM lassen sich weitere Reliefparameter ableiten wie beispielsweise Hangneigung, Exposition und topographischer Feuchteindex (TWI, vgl. Abschn. 3.5.3). Da die Topographie die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit am Standort beeinflussen kann, bieten diese Daten eine zusätzliche Informationsquelle, um Humusunterschiede im Feld zu beschreiben.

Eine weitere wichtige Informationsquelle bieten mit LiDAR generierte DGM-Daten. Light Detection And Ranging (LiDAR) ist ein aktives Fernerkundungssystem, bei dem die auf die Erdoberfläche auftreffende Strahlung künstlich erzeugt und deren Reflexion gemessen wird.

Die Reliefparameter stehen mit vielen Bodeneigenschaften in Verbindung, welche eine Reihe von Bodenprozessen wie Erosion und die Wasser- und Nährstoffverteilung beeinflussen. Diese wiederum haben Einfluss auf das Ertragspotenzial (Biomasseproduktion) am jeweiligen Standort, und in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung auch auf den Humusgehalt. In vielen Bundesländern werden hochaufgelöste DGM-Daten mittlerweile über Geoportale bereitgestellt. In Brandenburg können beispielsweise LiDAR DGM1 Daten und viele weitere Geodaten (z. B. digitale Orthophotos) über den Geobroker des LGB (Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg) heruntergeladen werden. Die DGM-Daten werden in bestimmten zeitlichen Abständen aktualisiert.

Textur

Wie eingangs dargelegt, werden Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden von der Textur (mineralische Böden) beeinflusst. Somit können Daten als Proxy und erklärende Größe zur Abschätzung des Humusgehalts eingesetzt werden, die mit den im Abschn. 3.5.1 beschriebenen Messverfahren zur Bestimmung der Bodentextur ermittelt werden. Die Korrelationen von ECa-Daten mit gemessenen Humusgehalten wurde in einigen Studien belegt (Martinez et al. 2009; García-Tomillo et al. 2017), wobei die Stärke des Zusammenhangs von Feld zu Feld variieren kann. Nicht immer bedeutet es, dass bei starker Korrelation der ECa-Werte zum Tongehalt auch ein starker Zusammenhang zum Humusgehalt besteht (Broge et al. 2004; Wetterlind et al. 2015). Die Messungen der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens lieferten somit nicht immer einen Beitrag, um Humusunterschiede im Feld zu quantifizieren, da ECa-Messungen im Feld von anderen Faktoren wie der Bodenfeuchte beeinflusst werden.

In einigen Studien wurde auch eine Korrelation zwischen Ergebnissen der im Abschn. 3.5.2 vorgestellten Gamma-Radiometrie und dem C_{org} -Gehalt festgestellt (Dierke und Werban 2013; Mahmood et al. 2013).

Die Kombination von Widerstandsmessung und Gamma-Spektrometrie erwies sich als geeignet, Humusgehalte im Feld zu bestimmen (Ji et al. 2019). Deshalb wurde zusätzlich untersucht, ob das in Abschn. 3.5.3 im Rahmen der sensorbasierten Bestimmung der Bodentextur vorgestellte Geophilus-Sensorsystem auch zur Abschätzung des Humusgehalts geeignet ist.

5.5.2 Satellitendaten

Mithilfe von Satellitenbildern können Informationen über Boden- und Pflanzeigenschaften gewonnen werden. Daher wurden seit den 1970er-Jahren Satellitenmissionen aus öffentlichen Mitteln finanziert, um insbesondere auch landwirtschaftliche Flächen zu erfassen. Die resultierenden Daten sind vielfach kostenfrei zugänglich. Durch beständige technische Verbesserungen liegen Satellitenbilder flächendeckend und gleichzeitig räumlich so hoch aufgelöst vor, dass sie sich auch für die Verwendung in der präzisen Landwirtschaft eignen. Neben der Satellitenfernerkundung werden auch Flugzeuge und Drohnen als Sensorplattformen genutzt. Auf die Grundlagen der Fernerkundung wird in Abschn. 5.9 eingegangen.

Eine Zusammenstellung von Satellitensystemen, die für Analysen von Bodenparametern geeignet sind, befindet sich in Tab. 5.1. In Brandenburg werden zusätzlich hochaufgelöste 4-kanalige Orthofotos über den Geobroker (<https://data.geobasis-bb.de/>, Stand: 12/2023) zum kostenlosen Download zur Verfügung gestellt.

Die Sensoren der Satellitensysteme nehmen kein durchgehendes Spektrum auf, sondern immer nur einzelne Spektralbereiche. Diese werden als Bänder oder Kanäle bezeichnet. Je nach Anzahl der Bänder spricht man von multispektraler oder hyperspektraler Fernerkundung. Während multispektrale Systeme nur lückenhaft den Spektralbereich abbilden, ist die Bandanzahl bei hyperspektralen Systemen so hoch, dass ein nahezu kontinuierliches Spektrum abgebildet werden kann. Die Menge des Lichts, die von den jeweiligen Kanälen aufgenommen wird, wird als Grauwert bezeichnet.

Das Sentinel-2 Satellitensystem besteht derzeit aus zwei Satelliten, Sentinel-2A (seit 2015) und 2B (seit 2017). Die Inbetriebnahme eines dritten Satelliten, Sentinel-2C, ist für 2024 geplant. Sentinel-2 Daten setzen sich aus 13 Bändern zusammen, die die Bereiche von visuellem, nahinfrarotem und kurzwelligem Infrarot abdecken. Die Pixelgröße der Sentinel-2 Szenen beträgt bei den Bändern 2 bis 4 im visuellen Bereich sowie von Band 8 im nahinfraroten Bereich 10 m. Die räumliche Auflösung der Bänder 1, 9 und 10, die u. a. für die Atmosphärenkorrektur vorgesehen sind, liegt bei 60 m. Die übrigen Bänder 5 bis 7 und 8 A im nahinfraroten Bereich sowie die Bänder 11 und 12 im kurzwelligen Infrarot weisen eine Pixelgröße von 20 m auf. Die spektrale und die räumliche Auflösung werden in Abb. 5.1 dargestellt.

Bei einer multitemporalen Satellitendatenanalyse empfehlen wir die Verwendung atmosphärenkorrigierter Szenen, um Effekte unterschiedlicher Atmosphärenzusammensetzung und damit verbundene Auswirkungen auf das Reflexionsmuster auszuschließen. Somit ist eine Vergleichbarkeit zwischen den Szenen gegeben.

Tab. 5.1 Ausgewählte Satellitensysteme im Vergleich (*am Nadir, **für wissenschaftliche Zwecke, PAN = panchromatisch, VisNIR = sichtbarer Bereich und Nahinfrarot, SWIR = kurzwelliges Infrarot, TIR = thermales Infrarot, CAVIS = Korrekturbänder), Stand: 12/2023

Satellit Inbetriebnahme	Bänder	Spektralbereich	Boden-auf- lösung	Wieder-holrate	Kosten
[y]	[n]	[nm]	[m]*	[d]	[\$/km ²]
Multispektrale Sensoren mit hoher räumlicher Auflösung					
GeoEye-1 2008	1 4	450–800 (PAN) 450–920 (VNIR)	0,41 1,65	2,6	17,50
Pléiades 1 2011	1 4	470–830 (PAN) 430–940 (VNIR)	0,5 2,0	1	12,50
SkySat 2014	1 4	450–900 (PAN) 450–900 (VNIR)	0,72–0,89 1	≤1	Auf Anfrage
Worldview-3 2014	1 8 8 12	450–800 (PAN) 400–1040 (VNIR) 1.200–2370 (SWIR) 410–2250 (CAVIS)	0,31 1,24 3,7 30	1	22,50
Pléiades Neo 2021	1 6	450–500 (PAN) 400–880 (VNIR)	0,30 1,34	1	22,50
Multispektrale Sensoren mit mittlerer räumlicher Auflösung					
Landsat-8 2013	1 8 2	500–680 (PAN) 430–2290 (VNIR, SWIR) 1060–12.510 (TIR)	15 30 100	16	frei
PlanetScope 2015	4	460–860 (VNIR)	3	<1	2,25/frei**
Sentinel 2 2015	4 6 3	460–900 (VNIR) 700–2100 (NIR, SWIR) 430–1390 (VIS, SWIR)	10 20 60	5	frei
Hyperspektrale Sensoren mit mittlerer räumlicher Auflösung					
EnMap 2018	242	420–1000 (VNIR) 900–2450 (SWIR)	30	4	frei**
OHS 2018	32	460–940 (VNIR)	10	1	1,50

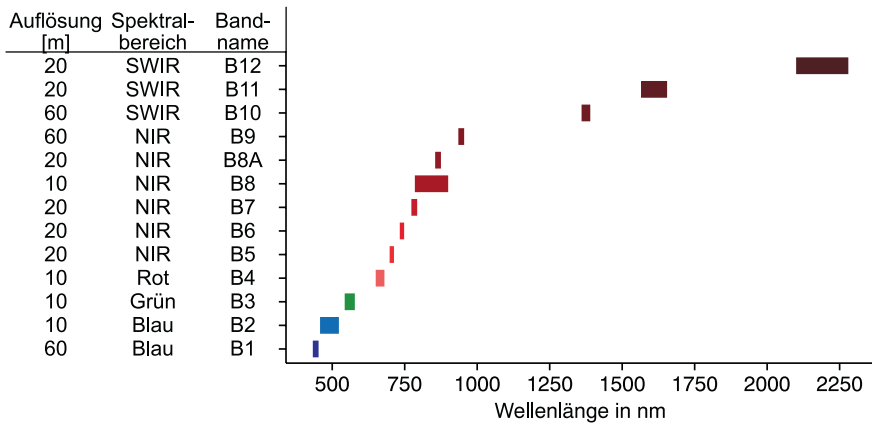


Abb. 5.1 Räumliche und spektrale Auflösung der Sentinel-2 Bänder

Dies trifft auch auf die Verwendung mehrerer nebeneinanderliegender Szenen zu. Seit 2018 wird die Atmosphärenkorrektur standardmäßig durchgeführt. Atmosphärenkorrigierte Daten sind als Level 2 A-Szenen ausgewiesen. Wird auf nicht atmosphärenkorrigierte Level 1 C-Daten zurückgegriffen, sollte eine Atmosphärenkorrektur durchgeführt werden. Hierfür bietet sich die Verwendung des freien Programms „Snap“ und deren Erweiterung „Sen2Cor“ an, welches von der ESA bereitgestellt wird.

5.5.2.1 Einflüsse von Bodeneigenschaften auf das Reflexionsmuster

Die Wellenlängen der reflektierten elektromagnetischen Strahlung und deren Intensitäten (Reflexionsmuster) werden von den Bodeneigenschaften in den obersten Bodenschichten bestimmt. Zu den beeinflussenden Bodeneigenschaften gehören u. a.:

- a) Humusgehalt
- b) Humuszusammensetzung
- c) Bodenfeuchte
- d) Bodentextur
- e) Mineralzusammensetzung
- f) Bewirtschaftung
- g) Bedeckung

- a) Humusgehalt: Aufgrund der durch den Kohlenstoff hervorgerufenen schwarzen Farbe des Humus, die durch eine vermehrte Absorption der Strahlung auftritt, nimmt mit zunehmendem Humusgehalt die Reflexionsintensität in sämtlichen Bereichen des Spektrums ab. Der Einfluss des Humusgehalts auf die Intensität

und die Kurve des Reflexionsmusters spiegelt sich dabei besonders in den Bereichen zwischen 400 und 1000 nm wieder (Moura-Bueno et al. 2019). Dieser Spektralbereich entspricht dem sichtbaren und dem nahinfraroten Bereich, der auch als VisNIR bezeichnet wird. Darüber hinaus kommt es ebenfalls zu Effekten im Bereich der kurzwelligigen Infrarotstrahlung (SWIR – Short Wavelength Infrared), der Wellenlängen zwischen 1000 und 3000 nm aufweist (Ji et al. 2011). Während sich der Humusgehalt im Bereich des VisNIR auf das gesamte Spektrum auswirkt, beschränken sich die Effekte im SWIR-Bereich punktuell auf nur sehr enge Bereiche. Diese treten hauptsächlich bei Wellenlängen um 1300, 1900 und 2200 nm auf (Vasques et al. 2008, Viscarra Rossel & Behrens 2010, Jiang et al. 2017).

b) Humuszusammensetzung:

Neben dem Humusanteil im Boden hat auch die Zusammensetzung der organischen Substanz einen signifikanten Einfluss auf das reflektierte Spektrum. Mit fortschreitender Zersetzung des Humus baut sich u. a. auch das darin enthaltene Chlorophyll ab, welches aufgrund der Absorption des sichtbaren roten Lichts grün erscheint. In der Reflexionskurve von Humus mit geringem Zersetzungsgrad ist daher ein deutlicher Abfall im Bereich um 665 nm zu erkennen. Dies entspricht dem sichtbaren roten Licht. Mit zunehmender Zersetzung glättet sich die Kurve und wird insgesamt flacher (Ben-Dor et al. 1997). Optisch erscheint der zersetzte Humus aufgrund der geringeren Reflexion dunkler als der weniger zersetzte

c) Bodenfeuchte:

Ein weiterer Faktor mit wesentlichen Auswirkungen auf das Reflexionsmuster stellt die Bodenfeuchte dar. Feuchter Boden erscheint dunkler als trockener Boden. Die vermehrte Absorption der Strahlung durch das Wasser ist jedoch nicht nur im sichtbaren Spektralbereich zu beobachten, sondern insbesondere in den Bereichen mit Wellenlängen um 1400 und 1900 nm. Aufgrund der unterschiedlichen Reflexionskurven trockener und feuchter Böden sollten Humusmodelle mit möglichst einheitlicher Bodenfeuchte kalibriert und angewendet werden. Um dies zu gewährleisten, sollte stets auf Szenen mit trockenen Böden zurückgegriffen werden. Diese Notwendigkeit wurde noch einmal von Kuang und Mouazen (2013) bestätigt, indem sie feststellten, dass sich die Modellgüten mit zunehmender Bodenfeuchte verringern.

d) Bodentextur:

Die Zunahme des Tonanteils geht mit einer Absenkung der Gesamtalbedo einher, weswegen sehr tonhaltige Böden auf Luft- und Satellitenbildern dunkler erscheinen als Böden mit hohen Sandanteilen. Zur Veranschaulichung dient Abb. 5.2, bei der drei Reflexionskurven von vegetationsfreien Böden mit unterschiedlicher Bodentextur abgebildet sind. Es wird deutlich, dass die Sandböden eine insgesamt stärkere Reflexionsintensität als der Lehmboden aufweisen. Bei sehr hohen Tongehalten ab ca. 60 % verringert sich die Modellgüte aufgrund der Überschneidung der Absorptionsbereiche von Ton und Humus (Stevens et al. 2013). Ferner beeinflusst die Bodenart die Helligkeit und damit auch die

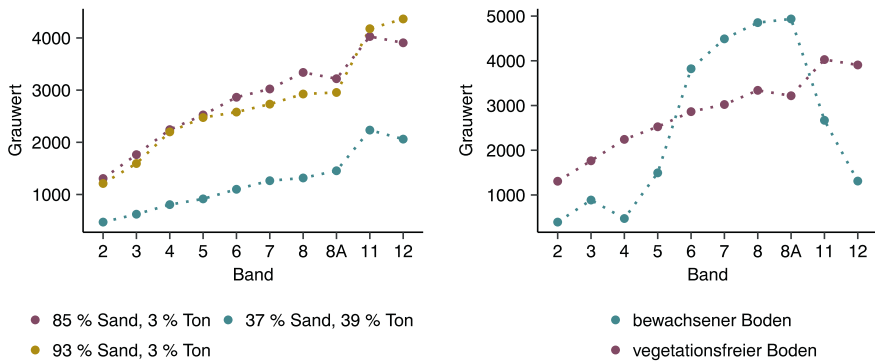


Abb. 5.2 links: Reflexionskurven unterschiedlicher vegetationsfreier Böden, rechts: Reflexionsmuster eines vegetationsfreien Bodens und einer bedeckten Fläche, jeweils abgeleitet aus Sentinel-2 Daten. (Vis: Band 1 bis 4; NIR: Band 5 bis 9; SWIR: Band 10 bis 12)

reflektierte Strahlung durch die unterschiedliche Anfärbbarkeit, denn Sand wird bei gleichem Humusgehalt stärker gefärbt als Ton (Ad-hoc-AG Boden 2005).

e) Mineralienzusammensetzung:

Auch Mineralien, wie z. B. Eisen, haben einen wesentlichen Einfluss auf das Reflexionsmuster. Gemäß Moura-Bueno et al. (2019) absorbiert Eisenoxid das Sonnenlicht insbesondere in Bereichen um 435, 550 und 850 nm. Wie auch bei Ton nimmt die Gesamtalbedo mit zunehmendem Eisengehalt ab. Dies kann die Reflexionseigenschaften von Humus überdecken, sodass es bei hohen Ton- und Eisengehalten zur Verringerung der Modellgüte kommen kann. Es sollte jedoch bedacht werden, dass die Ton- und Eisengehalte in der genannten Studie mit 60 bzw. 23 % im Vergleich zu Brandenburger Verhältnissen sehr hoch sind.

f) Bewirtschaftungseinflüsse:

Auch die Bodenbearbeitung von Ackerschlägen kann sich auf die Reflexionseigenschaften des Bodens auswirken, indem z. B. durch die Ausbildung von Ackerfurchen die Richtungsverteilung der Reflexion beeinflusst wird. Demnach reflektieren gelockerte Böden diffuser als gefestigte, was sich wiederum auf das Reflexionsmuster auswirkt.

g) Bedeckung:

Die Reflexionskurven von bewachsenen und vegetationsfreien Böden unterscheiden sich grundlegend, wie in dem Beispiel in Abb. 5.2 zu sehen ist. Während die Kurve von vegetationsfreien Böden tendenziell kontinuierlich ansteigt, fällt sie auf bedeckten Standorten im roten sowie im SWIR-Bereich ab, wohingegen sie im NIR-Bereich sehr viel höhere Grauwerte aufweist als die Blankboden-Kurve. Die Ursache hierfür liegt im Absorptionsverhalten von Chlorophyll. Es absorbiert Strahlung im Bereich des sichtbaren Rots und des kurzwelligen Infrarots, und reflektiert gleichzeitig die Strahlung im NIR-Bereich sehr stark. Daher sollte für die Humusmodellierung mit Luft- und Satellitenbildern auf Szenen mit möglichst unbedeckten Böden zurückgegriffen werden. Auch

Erntereste wirken sich negativ auf die Modellgüte aus. Zwar liegt oft ein Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Ernteertrag vor, sodass der Humusgehalt in Einzelfällen auch über die Biomasse bestimmt werden kann. Jedoch besteht die Möglichkeit einer Überlagerung des Ertragseffekts durch andere Bodeneigenschaften, insbesondere auf Standorten mit geringer Humusvariabilität, sodass von der Verwendung von Szenen mit Bodenbedeckung abgeraten wird.

Aufgrund der sich mit dem Standort und der Zeit ändernden diversen Einflüsse auf das Reflexionsmuster ist die Anwendung eines Humusvorhersagemodells, welches an einem anderen Standort kalibriert wurde, meist nicht erfolgreich. Auch die Erstellung von Vorhersagemodellen zu einem einzigen Zeitpunkt führt im Vergleich zu einer multitemporalen Herangehensweise zu niedrigeren Modellqualitäten (Blasch et al. 2015). Daher wird in diesem Kapitel ausschließlich die schlagspezifische multitemporale Modellierung behandelt. Dies impliziert die Verwendung mehrerer Satellitenszenen eines Standorts zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Die Auswirkungen von temporär veränderlichen Standorteigenschaften, wie z. B. Rauigkeit, Bodenfeuchte, Zersetzungsgrad sollte sowohl bei der Einzelszenenauswahl, als auch bei der Anwendung multitemporaler Verfahren bedacht werden.

5.5.2.2 Humusmodellierung mit Sentinel-2 Daten

Für die Modellierung des Humusgehalts mit Satellitendaten wird in diesem Beispiel auf Sentinel-2 Daten zurückgegriffen, da diese eine relativ breite spektrale Abdeckung bei einer räumlichen Auflösung von bis zu 10 m haben. Zudem sind sie kostenfrei im Copernicus-Datenexplorer unter <https://dataspace.copernicus.eu/> (Stand: 12/2023) erhältlich. Auch Luftbilder, die z. B. mit Drohnen akquiriert werden, eignen sich für die Vorhersage des Humusgehalts. Jedoch sind die Kosten aufgrund der benötigten Technik oftmals höher.

Aufgrund der in Abschn. 5.5.2.1 beschriebenen Einflüsse der Bodenfeuchte auf das Reflexionsmuster sollten Szenen mit Niederschlags Einfluss nicht in die Berechnungen eingehen. In diesem Beispiel wurden Szenen herausgefiltert, bei denen 24 h vor Aufnahmezeitpunkt Niederschlag fiel. Der kurze Zeitraum wurde bewusst gewählt, um die Anzahl der genutzten Szenen nicht unnötig zu verringern. Für Gebiete mit tonreicheren Böden könnte dieser Zeitraum evtl. zu kurz sein. In Abhängigkeit der vorliegenden Böden könnte der Grenzwert für die Zeitspanne oder die Niederschlagsmenge ggf. angepasst werden. Zum Feststellen der Niederschlagsmenge wurden frei verfügbare Daten des Deutschen Wetterdienstes verwendet. Hierfür kommt sowohl die Mittelwertbildung umliegender Stationen als auch die Extraktion von Rasterdaten an den jeweiligen Standorten infrage.

Um die beanspruchte Rechenleistung und damit den Zeitaufwand so gering wie möglich zu halten, sollten die Satellitenszenen vor der Weiterverarbeitung auf die Schlaggröße zugeschnitten werden. Anschließend empfiehlt sich ein Resampling aller Bänder auf 10 m. So können die Bänder gestapelt und die weitere Verarbeitung stark vereinfacht werden.

Für die Überprüfung der Szenen auf Vegetationsfreiheit stehen unterschiedliche Indizes zur Verfügung. In der Literatur wird häufig der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) empfohlen. Er setzt sich wie folgt zusammen:

$$NDVI = \frac{NIR - Rot}{NIR + Rot} \quad (5.1)$$

Auf Sentinel-2 Daten angewendet entspricht dies:

$$NDVI_{Sentinel2} = \frac{B08 - B04}{B08 + B04} \quad (5.2)$$

Der NDVI beruht auf dem Umstand, dass vitale Vegetation einen großen Anteil sichtbaren roten Lichts absorbiert, das folglich nur im geringen Umfang reflektiert wird. Licht im nahinfraroten Bereich wird hingegen kaum absorbiert, sodass im Reflexionsspektrum ein steiler Anstieg zwischen der roten und der nahinfraroten Strahlung zu verzeichnen ist. Aufgrund der Normierung können Werte von -1 bis 1 auftreten, wobei der NDVI-Wert höher ist, je vitaler der Pflanzenbestand ist. Werte im negativen Bereich weisen auf Wasserflächen hin. Somit kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei Objekten mit sehr geringen positiven NDVI-Werten entweder um abgestorbene Vegetation oder um blanke Böden handelt. Ein standardisierter Grenzwert, der vitale Vegetation von Blankböden trennt, existiert jedoch nicht. So werden bei unterschiedlichen Studien verschiedene Grenzwerte angewendet. Häufig genutzt werden die Grenzwerte $0,2$ und $0,25$. In unserem Beispiel haben wir mit einem Grenzwert von $0,2$ relativ gute Ergebnisse erzielt, wobei Schlagmittelwerte von über $0,2$ nicht in die Berechnungen einbezogen wurden. Jedoch können, wie bereits beschrieben, totreifes Getreide oder eine größere Menge Erntereste hiermit nicht detektiert werden. Daher bietet sich auch die Verwendung des Bare Soil Index (BSI) an:

$$BSI = \frac{(SWIR + Rot) - (NIR + Blau)}{(SWIR + Rot) + (NIR + Blau)} \quad (5.3)$$

Unter Verwendung von Sentinel-2 Bändern lautet die Gleichung:

$$BSI_{Sentinel2} = \frac{(B12 + B04) - (B08 + B02)}{(B12 + B04) + (B08 + B02)} \quad (5.4)$$

Wir konnten feststellen, dass der BSI einen höheren Zusammenhang mit dem Korrelationskoeffizienten von Sentinel-2 Daten und Humusgehalt aufweist als der NDVI. Eine Ursache hierfür liegt in der Sensitivität für totes Pflanzenmaterial durch die Einbeziehung größerer Wellenlängen. Je höher der BSI, desto weniger Pflanzenmaterial liegt vor. Als geeigneter Grenzwert hat sich $0,21$ erwiesen, wobei nur Szenen mit Schlagmittelwerten von über $0,21$ in die Berechnungen integriert wurden.

Zwar lassen sich die vorangegangenen Schritte automatisieren, was die Auswahl geeigneter Szenen beträchtlich vereinfacht. Dennoch sollte abschließend eine Sichtanalyse durchgeführt werden. Auf diese Weise lassen sich Bilder ausfindig machen, die zwar den oben genannten Anforderungen entsprechen, jedoch nicht

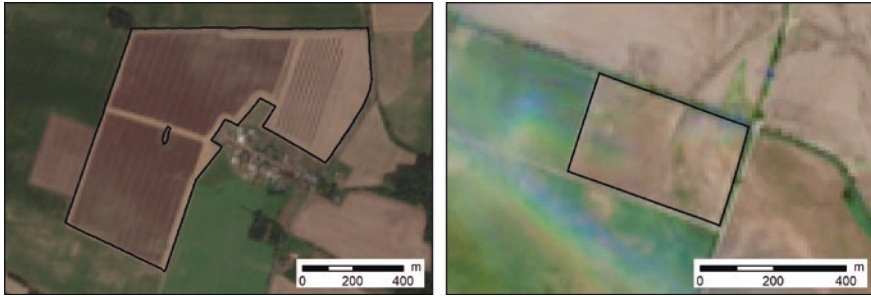


Abb. 5.3 Beispiele für Störfaktoren auf Satellitenbildern, die nicht mit der beschriebenen Methodik herausgefiltert werden können, links: unregelmäßige Bewirtschaftungseinflüsse, rechts: Atmosphärenspiegelungen

als Datengrundlage geeignet sind. Mögliche Störfaktoren sind Wolken, Wolken­schatten, Spiegelungen der Atmosphäre und Bewirtschaftungseinflüsse. Beispiele hierfür sind in Abb. 5.3 zu sehen.

5.6 Beispiele der sensorbasierten Humuskartenerstellung

Die Arbeitsschritte der in den Kap. 1 und 6 beschriebenen Prozesskette, vgl. auch Abschn. 1.4, Abb. 1.11, werden im Wesentlichen auch für die Humusmodellierung angewendet. Da die Satellitendaten bereits im Rasterformat vorliegen, fällt der Schritt der geostatistischen Interpolation für diese Daten weg.

Die verwendeten Ausgangsdaten, Abb. 5.4, weisen unterschiedliche Wertebereiche auf. Vor der Weiterverarbeitung sollte ein Standardisierungsverfahren angewendet werden. Hierfür kommen z. B. die Normalisierung und die Standardisierung infrage. Bei der Normalisierung wird der Wertebereich auf eine Spanne zwischen 0 und 1, bei der Standardisierung der Mittelwert auf 0 und die Varianz auf 1 transformiert. Während sich die Vorhersageergebnisse zwischen den transformierten und den unbehandelten Daten sehr stark unterschieden, waren die Ergebnisse der normalisierten und der standardisierten Daten identisch.

Um das Potenzial der Fernerkundung im Vergleich zur Nahbereichssensorik festzustellen sowie die Auswirkungen einer Sensordatenfusion abzuschätzen, wurden Modelle für unterschiedliche Szenarien entwickelt: (1) Satellitendaten, (2) OpticMapper-Daten (Rot, NIR), (3) Geophilus-Daten (ρ , γ) sowie (4) Fusion der genannten Daten. Für die Modellkalibrierung wurden unterschiedliche Regressionsverfahren getestet, bestehend aus multipler linearer Regression (MLR), Partial Least Squares Regression (PLSR) (Wold et al. 2001) und Random Forest (RF) (Breiman 2001).

Aufgrund der in Abschn. 5.5.2.1 beschriebenen Einflüsse auf das Reflexionsmuster wird hier die multitemporale Humusvorhersage auf Schlagebene vorgestellt. Für den Beispielschlag konnten zehn Sentinel-2 Szenen unter den Maßgaben

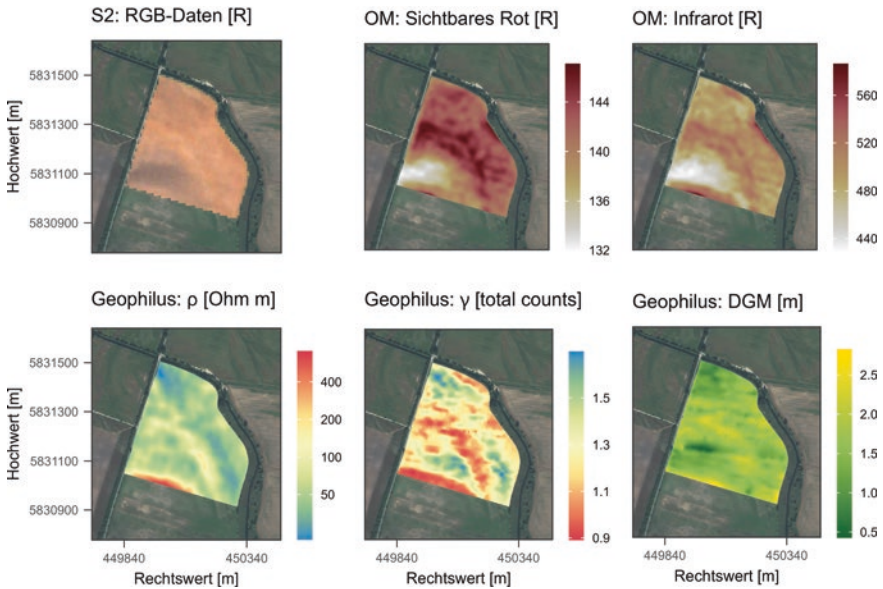


Abb. 5.4 Für die Humusmodellierung verwendete Datengrundlage S. 2: Sentinel-2; OM: Optic-Mapper

aus Abschn. 5.5.2.2 aus den Jahren 2018 und 2020 als geeignet identifiziert werden. Da die Satellitenbilder und -bänder untereinander mitunter stark korrelieren und darüber hinaus mengenmäßig den Naherkundungssensordaten stark überlegen sind (120 Variablen basierend auf Satellitendaten > 5 Variablen basierend auf Bodensensordaten), wurde im Vorfeld zur Reduktion der Dimensionen eine Hauptkomponentenanalyse mit den auf Schlaggröße zugeschnittenen und gestapelten Szenen durchgeführt, da es andernfalls zu einer Verzerrung der Ergebnisse kommen könnte. Anstelle der gesamten Satellitendaten gingen in das Fusionszenario aller Algorithmen sowie in das Satellitendaten-Szenario der MLR die zwei Hauptkomponenten in die Berechnungen ein, die am stärksten mit den im Labor analysierten Humusgehalten korrelierten. Für das Satellitendaten-Szenario, welches mit PLSR und RF berechnet wurde, wurden stets die rohen standardisierten Bänder sämtlicher Szenen verwendet. Für PLSR und RF im Satellitendaten-Szenario erfolgte keine Dimensionsreduktion, da diese bereits in der PLSR integriert ist. Der Unterschied zur Hauptkomponentenanalyse besteht darin, dass die Loadings so angeordnet werden, dass die Scores der abhängigen und der unabhängigen Variable maximal miteinander korrelieren. Mit den auf diese Weise erzeugten dimensionsreduzierten Komponenten wird, wie bei der MLR auch, eine multiple lineare Regression durchgeführt. Die Dimensionsreduktion der Sentinel-2 Daten im Satellitendaten-Szenario ist für RF nicht notwendig, da dieser robust gegenüber Multikollinearität ist. Um eine Überrepräsentanz der Satellitendaten im Fusions-Szenario zu vermeiden, wurden die Satellitendaten für sämtliche Algorithmen durch die zwei

am stärksten mit dem analysierten Humusgehalt korrelierenden Hauptkomponenten ersetzt.

Die Anzahl der für die PLSR verwendeten Komponenten richtete sich nach dem RMSE, wobei die Komponentenzahl mit dem geringsten RMSE in die Modellerstellung einging. Die Erstellung der Modelle mittels RF erfolgte stets unter Verwendung von 500 Bäumen. Der Wert von „mtry“, der der Anzahl der als Splitkandidaten infrage kommender Variablen innerhalb eines Baumes entspricht, richtete sich nach den mittleren Fehlerquadraten (MSE – Mean Squared Error). Hierbei wurde der Wert ausgewählt, bei dem das Modell den geringsten MSE aufweist. Dies wurde über ein iteratives Verfahren ermittelt. Im Laufe der Analysen hat sich die Standardeinstellung, die den mtry auf 1/3 der Variablenanzahl setzt, als nicht optimal herausgestellt. Daher sollte die Hyperparametrisierung an dieser Stelle angepasst werden. Die Validierung der Hyperparametrisierung beider Algorithmen erfolgte mittels 5-facher Kreuzvalidierung.

Wie auch bei den übrigen, in diesem Buch vorgestellten Bodenparametern wurden die Modelle auf die Sensordaten mit einer räumlichen Auflösung von 2×2 m angewendet. Die Humusvorhersagemodelle wurden mittels 5-facher Kreuzvalidierung mit 100-facher Wiederholung validiert. Aufgrund der für die Modellierung relativ geringen Referenzprobenanzahl (in diesem Beispiel 23 Punkte auf 18 ha) wurde anstelle einer unabhängigen Validierung eine Kreuzvalidierung durchgeführt. Bei einer weitaus höheren Beprobungsdichte ist eine unabhängige Validierung vorzuziehen. Für die Validierung wurden Root Mean Square Error (RMSE, Gl. 5.5) und Nash–Sutcliffe Effizienz (NSE, Gl. 5.6) genutzt.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (5.5)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum (y_i - \hat{y})^2}{\sum (y_i - \bar{y})^2} \quad (5.6)$$

wobei y den gemessenen, \hat{y} den modellierten, \bar{y} dem arithmetischen Mittel der gemessenen Werte entspricht. Der Wertebereich des NSE reicht von $-\infty$ bis 1. Je höher der Wert, desto näher befinden sich die modellierten Werte an den gemessenen. Ein negativer Wert impliziert eine unzureichende Modellqualität. Bei einem solchen Modell würde die Verwendung der durchschnittlichen gemessenen Werte zu einer höheren Genauigkeit als das Vorhersagemodell führen (Moriasi et al. 2007). Aufgrund der stärkeren Robustheit gegenüber Ausreißern und negativen Korrelationen wurde anstelle des R^2 der NSE als Gütemaß verwendet.

In Abb. 5.5 sind die modellierten C_{org} Karten mit Ausnahme des OpticMapper-Szenarios dargestellt. Infolge des eingangs erwähnten starken kurzwelligen Rauschens der OpticMapper-Daten wurden diese nicht verwendet. Durch die Multiplikation mit dem Faktor 2,0 (s. Erläuterungen in Abschn. 5.2) erhält man den Humusgehalt. Auf den Fernerkundungs- und den Geophilus-basierten Karten sind vergleichbare räumliche Muster zu erkennen. Dies resultiert daraus, dass sich

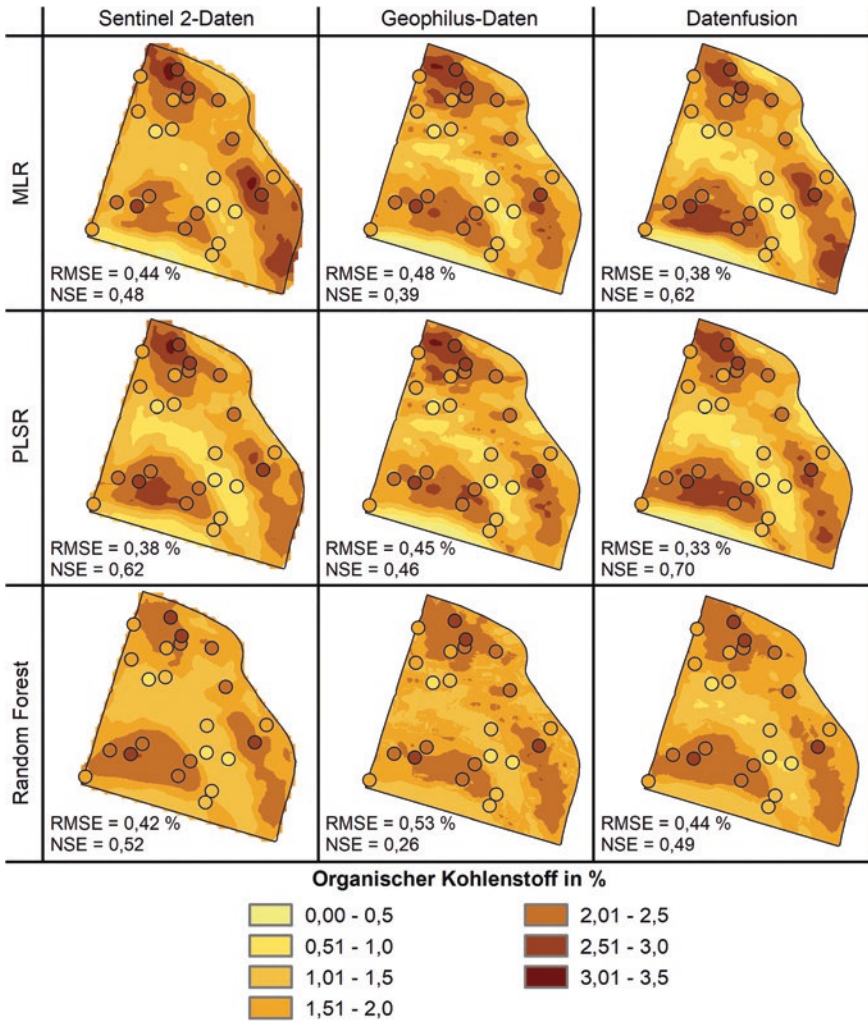


Abb. 5.5 Prognosekarten des organischen Kohlenstoffgehalts für den Beispielschlag KL 60, die mithilfe verschiedener Regressionverfahren (MLR, PLSR, und RF) und durch Verwendung von a) Sentinel-2, b) Geophilus-Daten sowie c) einer Fusion aller zur Verfügung stehenden Sensordaten erstellt wurden. RMSE und NSE repräsentieren die Ergebnisse der Kreuzvalidierung

Humus an Ton bindet und der Humusgehalt bzw. C_{org} daher einen Zusammenhang zur Textur aufweist. Da das Geophilus-Messsystem speziell auf die Erfassung der Bodentextur (Tongehalt) ausgelegt ist, schwindet auf Böden mit geringem Tongehalt in der Regel die Schätzgüte der Geophilusdaten bezogen auf den Humusgehalt.

Der mittels Kreuzvalidierung ermittelte RMSE reicht in Abhängigkeit der verwendeten Daten und Algorithmen von 0,33 bis 0,53 %, der NSE von 0,26 bis 0,70. Die Ergebnisse der Modellierungen mit den OpticMapper-Daten befinden sich, mit Ausnahme des mit dem RF gerechneten Modells, ebenfalls in diesem Bereich. Die Modellierungen des OpticMapper-Szenarios mittels RF führte zu einem RMSE von 0,6 % und einem NSE von 0,04. Tendenziell erweisen sich die Satellitendaten im Vergleich zu den Daten der mobilen Bodensensoren als die zuverlässigere Datengrundlage. Durch die Fusion aller hier vorgestellten Sensordaten in einem Modell konnte die Vorhersagegenauigkeit des Geophilus-Szenarios auf dem Beispielschlag KL60 noch einmal um 0,09 bis 0,12 % gesteigert werden. Während PLSR auf diesem Schlag zu den Modellen mit der höchsten Güte führte, war die Modellgüte bei RF tendenziell am geringsten. Dies macht sich insbesondere bei den Modellierungen der OpticMapper-Modelle bemerkbar. Vermutlich liegt die Ursache in der tendenziellen Überanpassung, die sich insbesondere bei niedriger Referenzpunktanzahl und verrauschten Daten bemerkbar macht. Letzteres trifft auf die OpticMapper-Daten zu und zu ersterem sei an dieser Stelle nur kurz erwähnt, dass RF als Verfahren des maschinellen Lernens zwar ein größeres Potential für hohe Modellgüte mit sich bringt, hierfür jedoch auch eine größere Anzahl Referenzpunkte benötigt wird.

Die Anwendung der beschriebenen Methodik auf sechs anderen Schlägen führte zu vergleichbaren Ergebnissen. In Abb. 5.6 ist eine Zusammenfassung der Validierungsergebnisse der sieben analysierten Schläge dargestellt. Insgesamt sind die Vorhersagegenauigkeiten der einzelnen Sensoren, mit partieller Ausnahme des OpticMappers, für die Darstellung der räumlichen Variabilität von Humus für die Anwendung in der präzisen Landwirtschaft mit einem durchschnittlichen RMSE

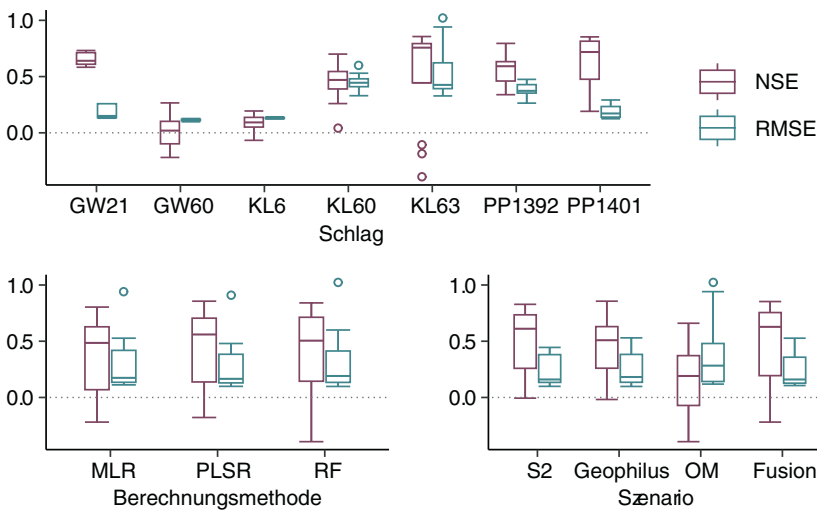


Abb. 5.6 RMSE und NSE aus der Kreuzvalidierung für die Vorhersagemodelle des organischen Kohlenstoffs der analysierten Schläge, S2 = Sentinel-2, OM = OpticMapper

von 0,25 (Sentinel-2) bis 0,38 % (OpticMapper) C_{org} ausreichend. Für die getesteten Böden in Brandenburg konnte der OpticMapper bisher keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefern, da die Messdaten häufig ein sehr starkes Grundrauschen enthielten, welches wahrscheinlich durch äußere Einflüsse wie Lichteinfall, Staub und die raue Bodenoberfläche bei der Feldkartierung verursacht wird. Der durchschnittliche NSE liegt zwischen 0,16 (OpticMapper) und 0,51 (Sentinel-2). Die Hinzunahme der Satellitendaten zu den Daten des Geophilus-Systems brachte eine durchschnittliche Verringerung des RMSE von 0,26 auf 0,24 % und eine Erhöhung des NSE von 0,46 auf 0,52 mit sich.

Während die Wahl der Berechnungsmethode für die Vorhersagegenauigkeit eine untergeordnete Rolle spielt, hat die Heterogenität der Humusverteilung stattdessen einen sehr großen Einfluss. Im Rahmen der durchgeführten Analysen konnte festgestellt werden, dass bei geringer Standardabweichung des im Labor gemessenen Humusgehalts bzw. C_{org} auf einem Schlag zwar die mittlere Abweichung in Form des RMSE aufgrund der geringen Abweichungen innerhalb der Schläge entsprechend niedrig sind, jedoch die Erklärungskraft der Modelle, die mit dem NSE ausgedrückt wird, ebenfalls sehr niedrig ist. Deutlich wird dies auf den Schlägen GW60 und KL6. Hier beträgt die Standardabweichung der C_{org} -Gehalte unter 0,2 %. Wie in Abb. 5.6 zu sehen ist, ist neben den Abweichungen der modellierten C_{org} -Gehalte auch der NSE sehr gering. Die Ursachen hierfür liegen zum einen in dem für solch geringe Unterschiede nicht ausgelegten Erfassungsvermögen der Sensoren, zum anderen weichen die Werte der Referenzproben aufgrund der gängigen Messungenauigkeiten im Labor von den tatsächlichen Werten ab, sodass die Modellierungen zwangsläufig fehlerbehaftet sind (s. Abschn. 2.2). Im Gegensatz dazu zeigen die Vorhersagemodelle für die Schläge KL60, KL63 und PP1392, die eine hohe Humusvariabilität und damit verbunden eine hohe Standardabweichung des C_{org} -Gehalts von über 0,6 % aufweisen, eine gute Prognosegüte (hohe Nash-Sutcliffe Effizienz) bei gleichzeitig höheren RMSE-Werten. Darüber hinaus wurde auch auf Schlägen mit mittlerer Variabilität, wie GW21 und PP1401, deren Standardabweichungen zwischen 0,25 und 0,35 liegen, eine hohe Vorhersagegenauigkeit und hohe Erklärungskraft erzielt.

5.7 Erwartete zukünftige Lösungen

In den letzten 20 Jahren wurden bei Sensortechnik und -systemen für eine präzisere Landwirtschaft große Fortschritte erzielt, vgl. Kehl et al. (2021) sowie Adamchuk et al. (2018). Neue optische Sensorsysteme z. B. der SoilReader (Winnipeg, MN, CA; <https://soilreader.com>) oder Multisensorplattformen wie der RapidMapper (Tavakoli et al. 2022) sind in der Entwicklung.

Die Bereitstellung von kostenfreien Geodaten über die Datenportale der Länder (z. B. Geobroker in Brandenburg) wird fortgeführt, sodass zukünftig bundesweit DGM-Daten, digitale Orthophotos in hoher Auflösung und Bodenkarten als Hilfsgrößen zur Charakterisierung des Humusgehalts zur Verfügung stehen.

Die Bereitstellung von Satellitendaten in der für die Präzisionslandwirtschaft benötigten Auflösung ist durch die Sentinel-Missionen des Copernicus-Programms der ESA gewährleistet. Über sogenannte Zugangsdienste (DIAS – Data and Information Access Services) vereinfacht sich der Zugang zu Erdbeobachtungsdaten schon jetzt erheblich und erlaubt die Verarbeitung großer Datenmengen. Insgesamt hat die Europäische Kommission fünf solcher DIAS-Online-Plattformen realisiert, die den Zugriff zu allen Sentinel-Satellitendaten erlauben. DIAS ermöglicht es den Nutzern, über Cloud-Computing-Dienste eigene Anwendungen zu entwickeln und zu betreiben, ohne große Datenmengen herunterladen und lokal verarbeiten zu müssen (DIAS 2023).

Vielversprechend sind auch die Arbeiten vonseiten des Julius Kühn-Instituts (JKI), die für Deutschland Sentinel-2 Komposite für Gebiete mit unbedecktem Boden bereitstellen wollen. Dies wäre eine exzellente Datenbasis zur Abschätzung der Humusgehalte großer Gebiete (z. B. auf Betriebsebene).

Durch die Bereitstellung von Cloud-Computing-Diensten und der fortlaufenden Entwicklung neuer Methoden des maschinellen Lernens, werden diese zukünftig eine immer wichtigere Rolle bei der wissenschaftlichen Entscheidungsfindung spielen. Erdbeobachtungsdaten und Bodensensordaten liefern dafür die notwendigen Informationen, um flächendeckend den Corg-Gehalt auf Schlagebene quantifizieren zu können.

5.8 Fazit

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass mithilfe der entwickelten Prozesskette und einer schlagspezifischen Kalibrierung an 10 bis 15 Referenzprobenpunkten hochauflösende Humuskarten erstellt werden können. Frei verfügbare Luftbildaufnahmen von Sentinel-2 oder Webkartendiensten (z. B. Microsoft Bing, Google Maps) eignen sich bei Verwendung vegetationsfreier Szenen als gute Datenbasis zur Abschätzung der räumlichen Verteilung des Humusgehalts. Der kombinierte Einsatz aus Geophilusdaten (Gammaaktivität und scheinbarer elektrischer Widerstand) in Verbindung mit einer vegetationsfreien Luftbildaufnahme liefert bereits sehr gute Modellergebnisse, sodass die zusätzliche Feldkartierung mit dem Optic-Mapper entbehrlich sein kann. Die erstellten Humusmodelle weisen einen mittleren NSE von 0,41 und einen RMSE von 0,28 % auf. Die vorgestellte Methodik liefert demnach hinreichend genaue digitale Bodenhumuskarten. Eine geringe Modellgüte erzielten v. a. Schläge mit einer sehr geringen schlaginternen Humusvariabilität (Standardabweichung <0,2 %). Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass bei geringer Humusvariabilität eine sensorbasierte Kartierung des Bodenhumusgehalts nicht notwendig erscheint, da die Sensoren nicht in der Lage sind, so kleine räumliche Unterschiede im Humusgehalt zu erfassen. Bei der Wahl der Sensoren sollten die standörtlichen Verhältnisse einbezogen werden. Sensoren, die für die Erfassung der Textur ausgelegt sind (wie z. B. das Geophilus Sensorsystem), können als zusätzliche Hilfsgröße (Proxy) bei der Datenfusion verwendet werden. Die Datenkombination bzw. das Set an Sensordaten, welches die besten Resultate in

der Modellgüte liefert, ist standortspezifisch. Auf sehr sandigen Böden sollte auf optische Fernerkundungsdaten, wie z. B. Sentinel-2, zurückgegriffen werden.

Die prognostizierten Humuskarten bilden zusammen mit weiteren Bodeneigenschaftskarten (z. B. Bodentextur, pH-Wert, Nährstoffversorgungs-klassen) eine neue und verlässliche Datenbasis, um Ackerschläge teilflächenspezifisch bewirtschaften zu können. Für die landwirtschaftliche Praxis ergeben sich somit viele neue Anwendungsfelder. Die gewonnenen Daten können insbesondere für das Management der Acidität („Kalkdüngung“) eingesetzt werden, aber auch zur Regelung der Saatstärke und Aussaat-tiefe, zur Bewässerungssteuerung, zur Abgrenzung von Teilflächen für eine effektive Probenahmeplanung. Sie können in Kombination mit Ertragsdaten oder Ertragspotenzialkarten zeitnah für das Düngemanagement verknüpft werden (Stickstoffdüngung). Auf die Weise können Erträge optimiert, Ressourcen zielgerichteter eingesetzt und Umweltbelastungen in der Landwirtschaft reduziert werden.

Um die Versprechen einer modernen und digitalen Landwirtschaft zu erfüllen, braucht es Technik, die nicht nur zuverlässig funktioniert, sondern auch präzise und robuste Ergebnisse liefert. Um sich auf dem hiesigen Markt zu etablieren, ist eine objektive Beurteilung der Messverfahren essenziell. Für die dauerhafte Akzeptanz der sensorbasierten Messverfahren in der Praxis ist die Kommunikation von Modellgüte oder Schätzgenauigkeit (Messunsicherheit) unerlässlich, denn nur so kann die Vertrauenswürdigkeit einer Prognosekarte objektiv eingeschätzt werden, um die richtigen Schlüsse für eine (faktenbasierte) agronomische Entscheidung zu ziehen.

Die Frage, wie viel Referenzproben für eine optimale Kalibrierung notwendig sind, ist noch nicht abschließend geklärt. Im Rahmen des pH-BB Projektes wurde eine erste Studie zu diesem Thema erarbeitet. Schmidinger et al. (2024) stellten fest, dass bereits eine geringe Anzahl (>10) lokal gemessener Proben (mit entsprechender Referenzanalytik) für die Modellkalibrierung adäquate Ergebnisse liefern. Um aber allgemeingültigere Aussagen treffen zu können, bedarf es weiterer Feldstudien, um die Variationsbreite der verschiedenen Bodenlandschaften abzubilden.

Bei der Modellierung und der Anzahl verwendeter Prädiktoren (Datenfusion) sollte das Prinzip der Sparsamkeit berücksichtigt werden – die Auswahl sollte sich auf einige wenige aber geeignete Proxygrößen (Sensoren) zur Erklärung der Zielgröße beschränken. Für die Modellbildung (Datenfusion) gilt, je mehr Sensordaten integriert werden, desto mehr Referenzpunkte sind notwendig, um ausreichend Freiheitsgrade (Stützstellen) für die Regressionsmethode zu besitzen. Eine ausgewogene Balance muss sowohl zwischen robuster Kalibrierung und möglicher interner Validierung (z. B. Leave-One-Out-Kreuzvalidierung) gefunden werden nach folgendem Grundsatz „so viel wie nötig aber so wenig wie möglich“.

Im Hinblick auf die Referenzproben ist nach den gewonnenen Erfahrungen aus dem pH-BB Projekt eine Anzahl von ca. 12–15 je Feld ein guter Kompromiss. In Abhängigkeit von Feldgröße, Schlagheterogenität und benötigter Präzision der Karte bedarf es unter Umständen einer höheren Probenzahl.

5.9 Exkurs: Fernerkundung

Je nach Quelle der Strahlung wird zwischen aktiven und passiven Fernerkundungssystemen unterschieden. Bei aktiven Systemen wird die auf die Erdoberfläche auftreffende Strahlung künstlich von einem Luft- oder Raumfahrzeug erzeugt, deren Reflexion gemessen wird. Ein Beispiel hierfür ist die Verwendung von LiDAR (Light Detection And Ranging) zur Erstellung von Geländemodellen. Hierbei werden Laserstrahlen auf die Erdoberfläche gesendet und die Zeitspanne bis zum Wiedereintreffen der reflektierten Strahlung gemessen. Im Gegensatz dazu wird bei passiven Systemen die natürlich vorhandene Strahlung genutzt, wie z. B. die Sonneneinstrahlung oder die Thermalstrahlung. Dies ist die Funktionsweise von optischen Satellitensystemen, wie z. B. Sentinel-2.

Der Begriff optische Fernerkundung umfasst Verfahren, bei denen die von einem Objekt reflektierte elektromagnetische Strahlung aus dem ultravioletten, sichtbaren und infraroten Bereich empfangen wird. Die Daten liefern Informationen zur Beobachtung der Erdoberfläche, der Meeresoberfläche oder der Atmosphäre. Die Umwandlung der reflektierten Strahlung in Bilddaten ist möglich, da verschiedene Objekte durch ihre charakteristischen Oberflächen unterschiedliche Reflexionsmuster hervorrufen. Dieses Reflexionsmuster zeichnet sich in Abhängigkeit von der Oberfläche hinsichtlich der Intensität und der spektralen Zusammensetzung aus.

Das elektromagnetische Spektrum wird in für Menschen sichtbares und nicht sichtbares Licht unterteilt. Der sichtbare Teil stellt jedoch nur einen kleinen Abschnitt mit Wellenlängen zwischen 400 und 700 nm dar. Unterhalb von 400 nm schließen sich die ultraviolette und die Röntgen-Strahlung an. Oberhalb von 700 nm befindet sich das nahe, das mittlere und das ferne Infrarot, gefolgt von Mikrowellen und Radiowellen. In der Fernerkundung werden hauptsächlich die Bereiche zwischen dem nahen Ultraviolett und dem mittleren Infrarot sowie der Mikrowellen genutzt (Albertz 2009).

Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.). Hannover, Deutschland
- Adamchuk V, Ji W, Rossel RV, Gebbers R, Tremblay N (2018) Proximal soil and plant sensing. American Society of Agronomy. In: Shannon, D.; Clay, D.; Kitchen, N. (Hg.): Precision agriculture basics. American Society of Agronomy; Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, S. 123–144
- Adamchuk VI, Hummel JW, Morgan MT, Upadhyaya SK (2004) On-the-go soil sensors for precision agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture* 44:71–91. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.03.002>
- Albertz J (2009) Einführung in die Fernerkundung – Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. 4. aktualisierte Auflage, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, Deutschland

- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2018) Verbindliche Hinweise zur Bodenuntersuchung in Bayern. Freising, Deutschland
- BBodSchG (1998) Bundes-Bodenschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG 1998). – BGBl. I S. 502 idF der Bekanntmachung vom 17. März 1998, zuletzt geändert durch Artikel 7 des Gesetzes vom 25. Februar 2021 (BGBl. I S. 306)
- Ben-Dor E, Inbar Y, Chen Y (1997) The Reflectance Spectra of Organic Matter in the Visible Near-Infrared and Short Wave Infrared Region (400–2500 nm) during a Controlled Decomposition Process. *Remote Sens. Environ.* 61: 1–15. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00120-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00120-4)
- BGR (2007) Gehalte an organischer Substanz in Oberböden 1:1.000.000 (HUMUS1000OB), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- Blasch G, Spengler D, Hohmann C, Neumann C, Itzerott S, Kaufmann H (2015) Multitemporal soil pattern analysis with multispectral remote sensing data at the field-scale. *Comput. Electron. Agric.* 113: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.01.012>
- Blume H-P, Stahr K, Leinweber P (2011) *Bodenkundliches Praktikum : Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler*, 3., neubearbeitete Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Breiman L (2001) Random forests. *Machine Learning* 45: 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Broadbent FE (1965) Organic Matter. In: *Methods of Soil Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, pp 1397–1400
- Broge * NH, Thomsen AG, Greve MH (2004) Prediction of topsoil organic matter and clay content from measurements of spectral reflectance and electrical conductivity. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 54:232–240. <https://doi.org/10.1080/09064710410035668>
- Christy CD (2008) Real-time measurement of soil attributes using on-the-go near infrared reflectance spectroscopy. *Computers and Electronics in Agriculture* 61:10–19. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2007.02.010>
- Christy CD, Drummond P, Laird DA (2003) An On-The-Go Spectral Reflectance Sensor for Soil. Paper No. 03-1044, ASAE, St. Joseph, MI. <https://doi.org/10.13031/2013.13716>. Accessed 18 Dec 2023
- DIAS (2023) Service für Daten- und Informationszugang – DIASICopernicus. <https://www.copernicus.eu/de/datenzugriff/dias>. Accessed 27 Nov 2023
- Dierke C, Werban U (2013) Relationships between gamma-ray data and soil properties at an agricultural test site. *Geoderma* 199:90–98. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.017>
- DIN 19684-2:1977-02 (1977) *Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden*. Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 15935:2021-10 (2021) *Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm - Bestimmung des Glühverlusts*. Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 15936:2022-09 (2022) *Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm – Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung; Deutsche Fassung EN 15936:2022*. Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN ISO 10693:2014-06 (2014) *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Carbonatgehaltes – Volumetrisches Verfahren*. Beuth Verlag, Berlin
- European Space Agency (ESA) (2015) *Sentinel-2 User Handbook*. https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook [Version vom 24.07.2015]. Zugriffen: 12/2023
- Flessa H, Don A, Jacobs A, Dechow R, Tiemeyer B, Poeplau C (2019) *Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands: Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung*. BMEL, Berlin. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn060497.pdf

- Fließbach A, Tresch S, Steffens M (2021) Review on the techniques and requirements for monitoring stock changes of soil organic carbon. Report in response to the postulate 19.3639 Bourgeois. FiBL, Frick
- García-Tomillo A, Mirás-Avalos JM, Dafonte-Dafonte J, Paz-González A (2017) Estimating soil organic matter using interpolation methods with a electromagnetic induction sensor and topographic parameters: a case study in a humid region. *Precision Agric* 18:882–897. <https://doi.org/10.1007/s11119-016-9481-6>
- Goulding KWT (2016) Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use and Management* 32:390–399. <https://doi.org/10.1111/sum.12270>
- Hüttel RF, Prechtel A, Bens O (2008) Humusversorgung von Böden in Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau
- Ji L, Zhang L, Wylie B, Rover J (2011) On the terminology of the spectral vegetation index (NIR – SWIR)/(NIR+SWIR). *Int. J. Remote Sens.* 32: 6901–6909. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.510811>
- Ji W, Adamchuk VI, Chen S, Mat Su AS, Ismail A, Gan Q, Shi Z, Biswas A (2019) Simultaneous measurement of multiple soil properties through proximal sensor data fusion: A case study. *Geoderma* 341:111–128. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.006>
- Jiang Q, Li Q, Wang X, Wu Y, Yang X, Liu F (2017) Estimation of soil organic carbon and total nitrogen in different soil layers using VNIR spectroscopy: effects of spiking on model applicability. *Geoderma* 293: 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.030>
- Kehl C, Meyer R, Steiger S (2021) Digitalisierung der Landwirtschaft: technologischer Stand und Perspektiven. Teil I des Endberichts zum TA-Projekt. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) 193:138. <https://doi.org/10.5445/IR/1000142950>
- Knadel M, Thomsen A, Schelde K, Greve MH (2015) Soil organic carbon and particle sizes mapping using vis-NIR, EC and temperature mobile sensor platform. *Computers and Electronics in Agriculture* 114:134–144. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.03.013>
- Kodaira M, Shibusawa S (2013) Using a mobile real-time soil visible-near infrared sensor for high resolution soil property mapping. *Geoderma* 199:64–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.09.007>
- Kögel-Knabner I (2002) Organische Substanz. IN: Scheffer, F., Schachtschabel, P. (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde. Neu bearbeitet und erweitert von Blume, H.-P. et al., Spektrum, Heidelberg, 51–82.
- Kolbe H, Zimmer J (2015) Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Broschüre im Verbund der Landesanstalten und Landesämter für Landwirtschaft. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Dresden, Deutschland
- Körshens M (1997) Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Archives of Agronomy and Soil Science* 41:435–463. <https://doi.org/10.1080/03650349709366015>
- Kuang B, Mouazen AM (2013) Non-biased prediction of soil organic carbon and total nitrogen with vis-NIR spectroscopy, as affected by soil moisture content and texture. *Biosyst. Eng.* 114: 249–258. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.01.005>
- LBGR (2021) Humusgehaltsklassen im Oberboden sowie die Kohlenstoffvorräte in 0,3 m, 1 m und 2 m unter Geländeoberfläche im Land Brandenburg 1:300.000 (WMS-LBGR-BOHUMUSKOHL), Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR), Cottbus
- Mahmood HS, Hoogmoed WB, Van Henten EJ (2013) Proximal Gamma-Ray Spectroscopy to Predict Soil Properties Using Windows and Full-Spectrum Analysis Methods. *Sensors* 13:16263–16280. <https://doi.org/10.3390/s131216263>
- Martínez G, Vanderlinden K, Ordóñez R, Muriel JL (2009) Can Apparent Electrical Conductivity Improve the Spatial Characterization of Soil Organic Carbon? All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *Vadose Zone Journal* 8:586–593. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0123>

- Minasny B, McBratney AlexB (2016) Digital soil mapping: A brief history and some lessons. *Geoderma* 264:301–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.017>
- Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD, Veith TL (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50: 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Mouazen AM, Maleki MR, De Baerdemaeker J, Ramon H (2007) On-line measurement of some selected soil properties using a VIS–NIR sensor. *Soil and Tillage Research* 93:13–27. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.009>
- Moura-Bueno J, Dalmolin R, Caten A, Dotto A, Demattê JA (2019) Stratification of a local VIS–NIR–SWIR spectral library by homogeneity criteria yields more accurate soil organic carbon predictions. *Geoderma* 337: 565–581. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.015>
- Nayak AK, Rahman MM, Naidu R, Dhal B, Swain CK, Nayak AD, Tripathi R, Shahid M, Islam MR, Pathak H (2019) Current and emerging methodologies for estimating carbon sequestration in agricultural soils: A review. *Science of The Total Environment* 665:890–912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.125>
- Nelson DW, Sommers LE (1996) Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In: D.L. Sparks, A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, M.E. Sumner (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods – SSSA Book Series no. 5*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, pp 961–1010
- Oliver MA, Webster R (2014) A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. *CATENA* 113:56–69. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.09.006>
- pH-BB (2022) pH-BB Database, HNEE, Eberswalde
- Pribyl DW (2010) A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156:75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Ruehlmann J. (2020) Soil particle density as affected by soil texture and soil organic matter: 1. Partitioning of SOM in conceptual fractions and derivation of a variable SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*. 375, 114542.
- S. Veum K, A. Parker P, A. Sudduth K, H. Holan S (2018) Predicting Profile Soil Properties with Reflectance Spectra via Bayesian Covariate-Assisted External Parameter Orthogonalization. *Sensors* 18:3869. <https://doi.org/10.3390/s18113869>
- Scheffer F, Schachtschabel, Blume H-P, Brümmer G, Schwertmann U, Horn R, Kögel-Knabner I, Stahr K, Wilke, Beyer L, Auerswald K, Stanjek H, Fischer WR, Renger M, Strebel O (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15 Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Schirrmann M, Gebbers R, Kramer E (2013) Performance of Automated Near-Infrared Reflectance Spectrometry for Continuous in Situ Mapping of Soil Fertility at Field Scale. *Vadose Zone Journal* 12:vzj2012.0199. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0199>
- Schmidinger J, Schröter I, Bönecke E, Gebbers R, Ruehlmann J, Kramer E, Mulder VL, Heuvelink G, Vogel S (2024) Effect of sample size, sampling design and prediction model on soil mapping with proximal sensing data for precision liming. *Precision Agriculture*.
- Sleutel S, De Neve S, Singier B, Hofman G (2007) Quantification of Organic Carbon in Soils: A Comparison of Methodologies and Assessment of the Carbon Content of Organic Matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38:2647–2657. <https://doi.org/10.1080/00103620701662877>
- Stenberg B, Viscarra Rossel RA, Mouazen AM, Wetterlind J (2010) Chapter Five - Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science. In: Sparks DL (ed) *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp 163–215
- Stevens A, Nocita M, Tóth G, Montanarella L, Wesemael B (2013) Prediction of Soil Organic Carbon at the European Scale by Visible and Near InfraRed Reflectance Spectroscopy. *PLoS ONE* 8(6): e66409. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066409>

- Sudduth KA, Kitchen NR, Wiebold WJ, Batchelor WD, Bollero GA, Bullock DG, Clay DE, Palm HL, Pierce FJ, Schuler RT, Thelen KD (2005) Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and Electronics in Agriculture* 46:263–283. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.11.010>
- Tavakoli, H, Correa Reyes J, Vogel S, Gebbers R (2022) RapidMapper - a mobile multi-sensor platform for the assessment of soil fertility in precision agriculture. In: VDI Wissensforum(eds): Proceedings International Conference on Agricultural Engineering AgEng-LAND-TECHNIK 2022 AgEng-LANDTECHNIK 2022 VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, (0083-5560/978-3-18092406-9), p 351–357
- Vasques GM, Grunwald S, Sickman J O (2008) Comparison of multivariate methods for inferential modeling of soil carbon using visible/near-infrared spectra. *Geoderma* 146: 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.04.007>
- Lorenz, F., Armbruster, M., König, V., Nätscher, L., Olf, H.W. (2015): Georeferenzierte Bodenprobenahme auf landwirtschaftlichen Flächen als Grundlage für eine teilschlagspezifische Düngung mit Kalk und Grundnährstoffen. Standpunkt des VDLUFA. <https://www.vdlufa.de/wpcontent/uploads/2021/05/15-Bodenprobenahme.pdf>, 8.11.23
- Viscarra Rossel RA, Walvoort DJJ, McBratney AB, Janik LJ, Skjemstad JO (2006) Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131:59–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>
- Viscarra Rossel RA, Behrens T (2010) Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. *Geoderma* 158: 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.025>
- Wetterlind J, Piikki K, Stenberg B, Söderström M (2015) Exploring the predictability of soil texture and organic matter content with a commercial integrated soil profiling tool. *European Journal of Soil Science* 66:631–638. <https://doi.org/10.1111/ejss.12228>
- Wetterlind J, Stenberg B, Söderström M (2008) The use of near infrared (NIR) spectroscopy to improve soil mapping at the farm scale. *Precision Agric* 9:57–69. <https://doi.org/10.1007/s11119-007-9051-z>
- Wold S, Sjöström M, Eriksson L (2001) PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58: 109–130. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(01\)00155-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(01)00155-1)

Ingmar Schröter, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Ingmar.Schroeter@hnee.de
Ingmar Schröter arbeitet seit 2017 als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HNEE. Sein Forschungsschwerpunkt liegt im Bereich der Bodenlandschaftsmodellierung. Er befasst sich mit effizienter Probenahmeplanung und der Entwicklung von Algorithmen zur Sensordatenkalibrierung. Er ist R-Enthusiast, interessiert sich für Datenvisualisierungsmethoden und koordiniert die Entwicklung der pH-BB Toolbox.

Sandra Post Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Sandra.Post@hnee.de
Sandra Post arbeitet als wissenschaftliche Mitarbeiterin an der HNEE. Sie befasst sich mit Bodenparametermodellierungen auf der Grundlage von Nah- und Fernerkundungssensoren.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Von Sensormessungen zu Bodeneigenschaftskarten

6

Eric Bönecke, Ingmar Schröter, Sebastian Vogel, Robin Gebbers, Jörg Rühlmann und Swen Meyer

Eine teilflächenspezifische Kalkung von landwirtschaftlichen Flächen erfordert Bodendaten in sehr hoher räumlicher Auflösung (Adamchuk et al. 2018, Cossel et al. 2019). Dies wurde im Abschn. 1.3 und 1.4 beispielhaft beschrieben. Hochaufgelöste Karten können dazu beitragen, die kleinräumige Variabilität der Bodeneigenschaften zu bewerten und die Entscheidungssicherheit zu erhöhen (Schellberg et al. 2008). Mittlerweile stehen verschiedene Bodensensoren zur Verfügung, die Informationen zu den relevanten Bodeneigenschaften für die Kalkbedarfsermittlung liefern. Dazu gehören die im Kap. 3 bis 5 beschriebenen Sensoren für die Bestimmung von pH-Wert, Textur und Humusgehalt auf Ackerböden. Für das Generieren von Bodeneigenschaftskarten aus den Sensormessungen werden

E. Bönecke (✉) · J. Rühlmann
Gartenbausysteme der Zukunft, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau,
Großbeeren, Deutschland
E-Mail: boenecke@igzev.de

J. Rühlmann
E-Mail: ruehlmann@igzev.de

I. Schröter
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: Ingmar.Schroeter@hnee.de

S. Vogel
Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e. V. (ATB), Potsdam, Deutschland
E-Mail: svogel@atb-potsdam.de

R. Gebbers
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland
E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

S. Meyer
Universität Rostock, Rostock, Deutschland
E-Mail: s.meyer@uni-rostock.de

statistische, empirische, geostatistische und hybride Methoden verwendet. Für ihren weitgehend automatisierten Ablauf wurde die WEB-Anwendung „pH-BB Toolbox“ entwickelt, welche im Kap. 9 vorgestellt wird. Ein Überblick über die notwendigen Arbeitsschritte zur Erzeugung der Bodeneigenschaftskarten wird in Abb. 6.1 gegeben. Mit den mobilen Sensoren werden im Feld Messdaten in möglichst hoher Punktdichte aufgenommen und im Anschluss daran interpoliert, um aus den Punktdaten flächenhafte Sensordatenkarten zu generieren. Auf Basis dieser Flächenkarten erfolgt dann die Festlegung von Referenzprobenpunkten. Die Referenzproben werden an den errechneten Stellen im Feld genommen und im Labor mittels Standardverfahren auf die jeweiligen Zieleigenschaften analysiert. Nach erfolgter Analyse werden die Sensordaten mithilfe der Labordaten kalibriert und abschließend die entsprechenden Bodeneigenschaftskarten errechnet. In den folgenden Abschnitten werden diese einzelnen Arbeitsschritte ausführlich vorgestellt.

Die aufgenommenen Sensordaten sollten möglichst als Vektordatensatz mit dazugehöriger geographischer Projektion zur Verfügung stehen. Die Verarbeitung der Messwerte kann als Textdatei im CSV- oder TXT-Format oder in Dateiformaten mit bereits zugewiesener Projektion, wie z. B. als ESRI-Shapefile erfolgen. Zwingend notwendig ist, dass jeder Messwert Koordinaten mit eindeutigem Bezugssystem besitzt. In der Abb. 6.2 sind exemplarisch die Messpunktdichten der zwei verwendeten Multisensorplattformen Geophilus und Veris MSP (für 2 Sensoren) dargestellt. Es ist ersichtlich, dass sich die räumliche Auflösung der Messpunkte nicht nur zwischen verschiedenen Sensorsystemen unterscheidet, sondern auch entlang der Fahrspuren höher ist (höhere Messpunktzahl pro Raumeinheit) als rechtwinklig zur Fahrspur. Die Auflösung rechtwinklig zur Fahrspur hängt folglich von dem gewählten Fahrspurabstand bei der Messung ab. Die Messpunktdichte ist den Sensorbeschreibungen im Kap. 3, 4 und 5 zu entnehmen.

Nach der Datenaufnahme sind die Sensordaten auf ihre Plausibilität zu prüfen. Dabei ist es wichtig, Messfehler und Ausreißer zu identifizieren und zu bereinigen. Darüber hinaus sollte eine statistische Beschreibung der Sensordaten, z. B. nach Normalverteilung, Schiefe, Stationarität und räumlichen Trends vorgenommen werden. Diese Informationen werden für die Wahl des geeigneten Interpolationsverfahrens benötigt.

6.1 Von Punktmessungen zu Sensorkarten

Sensordaten liegen meist in hoher räumlicher Auflösung vor, allerdings handelt es sich um Punktdaten. Für die weitere Nutzung der Daten unterschiedlicher Sensoren ist es notwendig, dass die Messwerte sich anhand identischer Koordinaten (gleicher Positionen) räumlich verknüpfen lassen. Weiterhin müssen die Werte flächendeckend, also lückenlos, vorliegen. Dazu werden die Daten jedes Sensors durch Interpolation auf ein einheitliches geometrisches Raster übertragen, welches die gesamte Fläche des Schlages abdeckt (Abb. 6.3a). Als Ergebnis der Interpolationen liegt für jeden Sensordatensatz eine Rasterkarte vor. Die Rasterkarten haben

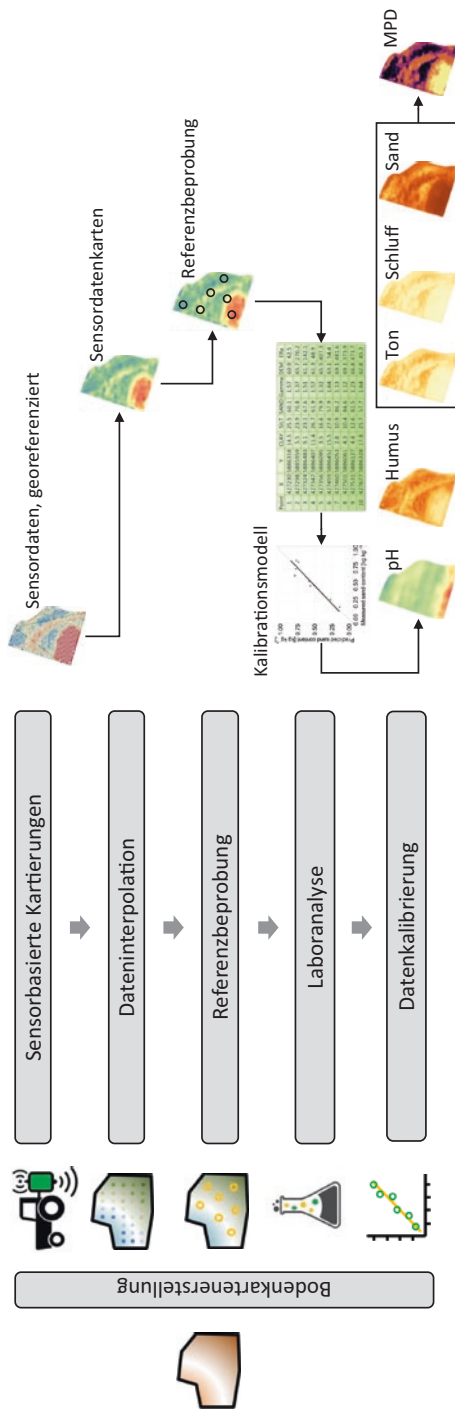


Abb. 6.1 Arbeitsschritte von der sensorbasierten Feldmessung bis zur Erstellung von Bodeneigenschaftskarten (MPD: Mittlerer Partikeldurchmesser, vgl. Kap. 3).

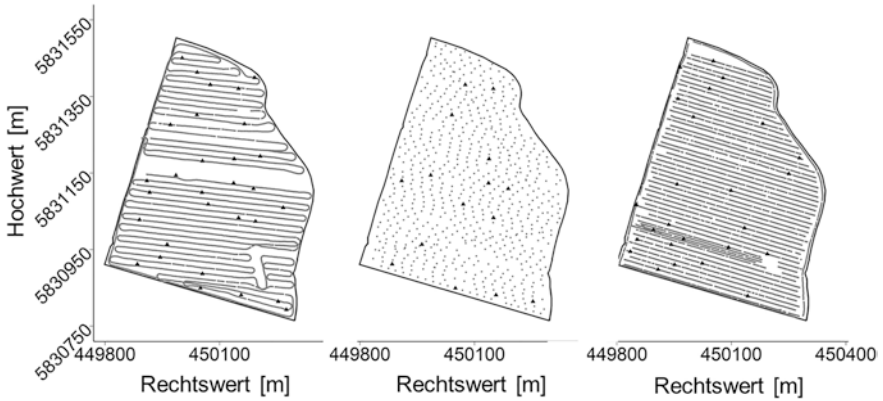


Abb. 6.2 Räumliche Auflösung der Messpunkte der Bodensensoren: Geophilus Messsystem (links), Veris pH Manager (Mitte) und Veris OpticMapper (rechts) inklusive der Positionen der Referenzprobenahmepunkte (Dreiecke) auf dem Beispielschlag

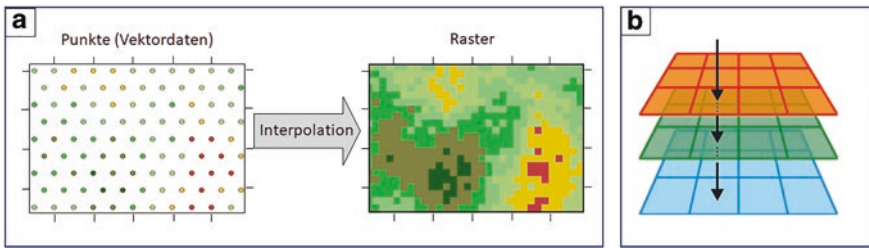


Abb. 6.3 A) Interpolation von Punktdaten zu flächendeckendem Raster. B) Räumliche Verknüpfung von drei Karten mit areal-identischem Raster (R. Gebbers)

eine identische Geometrie und lassen sich dadurch deckungsgleich überlagern (Abb. 6.3b). Dies erlaubt Berechnungen zwischen areal-identischen Rasterzellen unterschiedlicher Karten.

Folgende Vorgehensweise zur Berechnung von Rastern aus Punktdaten wurde dabei entwickelt. Die Details inklusive der Fachbegriffe werden im Anschluss erklärt:

1. Auswahl des Interpolationsverfahrens auf Grundlage:

a) der Anzahl der vorhandenen Messpunkte.

Bei geringer Messpunktzahl ($n \leq 100$) pro Datensatz sollten deterministische Verfahren wie Splines oder Inverse Distanzgewichtung (IDW) in Betracht gezogen werden. Bei hoher Messpunktzahl ($n > 100$) und geeigneten Messpunktabständen kann Variographie mit Kriging verwendet werden.

b) der statistischen und räumlichen Auswertung.

Sind die Voraussetzungen wie Normalverteilung sowie Stationarität 1. und 2. Ordnung der Daten nicht gegeben und können diese Voraussetzungen auch nicht durch Transformation oder Bereinigung der Daten erzeugt werden, sind gegebenenfalls deterministische Verfahren wie Splines oder IDW heranzuziehen. Sind die oben genannten Voraussetzungen erfüllt, eignen sich bei entsprechender Anzahl der Messpunkte auch stochastische Verfahren, wie Kriging.

2. Festlegung der räumlichen Eigenschaften und Auflösung des Ergebnisdatensatzes.

Flächenhafte kontinuierliche Daten werden in der Geoinformatik in der Regel im Rasterformat verarbeitet. Ein Raster kann man sich bildlich als ein virtuelles Netz vorstellen, das über das Untersuchungsgebiet gelegt wird. Dieses Netz hat Maschen (Pixel) mit einer bestimmten Länge und Breite. Die Größe des Netzes und die Größe der Maschen bestimmen dabei, wie viele Maschen im Netz nebeneinander untergebracht werden können. Im Raster wird dies durch die Angabe der Zeilen- und Spaltenanzahl und der Pixel- oder Zellaufauflösung bestimmt. Die Pixelgröße (Auflösung) des Rasters legt folglich fest, wie hoch die Anzahl der Spalten, Zeilen und Pixel des Rasters pro Raumeinheit ist. Damit hat die Pixelgröße auch entscheidenden Einfluss auf die räumliche Auflösung und damit einhergehend auf die Verarbeitungsgeschwindigkeit der Interpolation. Eine hohe Auflösung (geringe Pixelgröße) führt zu mehr Spalten und Reihen und folglich zu mehr zu verarbeitenden Pixeln. Damit erhöht sich aber auch die Verarbeitungszeit der durchgeführten Interpolation. Eine geringere Auflösung (große Pixel) wiederum verkürzt die Verarbeitungszeit, da weniger Pixel pro Raumeinheit berechnet werden müssen. Die Pixelgröße sollte also möglichst an die Größe der im Anwendungszweck genutzten Raumeinheit (z. B. Regelspurabstand oder Arbeitsbreite des Düngerstreuers) angepasst werden.

2. Interpolation der Messgröße für jedes Pixel im Raster und Berechnung des zu erwartenden Fehlers der Interpolation.

Bei der Interpolation werden die Werte der Messgröße für jedes Pixel im Raster berechnet/geschätzt. Nach Auswahl des geeigneten Interpolationsverfahrens kann die Schätzung der Werte für alle Orte des Feldes, für die keine Messwerte vorliegen, durchgeführt werden. Anschließend sollte durch eine Validierung der mögliche Fehler der Vorhersage ermittelt werden. Dies kann durch Aufteilung des zu interpolierenden Datensatzes in Trainings- und Validierungsdatensatz (70 zu 30 %) oder durch Kreuzvalidierung erfolgen.

6.2 Genutzte Interpolationsverfahren

Interpolationsverfahren kommen zur Anwendung, wenn Größen nicht an jedem Ort eines Beobachtungsraumes (Domäne) gemessen werden können, man aber trotzdem eine Abschätzung der Werte der gemessenen Größe an anderen Orten der

Domäne benötigt. Hier stellt sich also die Frage, wie man mit einer Anzahl X an Messpunkten einer bestimmten gemessenen Variablen (z. B. Sandgehalt des Bodens) eines bestimmten Raumausschnittes zu einer möglichst verlässlichen Information der gleichen Variable zwischen den Messpunkten kommt.

Interpolationsverfahren sind mathematische Verfahren, die gemessenen Werte verwenden, um Werte für dazwischen liegende, ungemessene Orte zu berechnen. Es gibt eine Vielzahl von Interpolationsverfahren von unterschiedlicher Komplexität. Ihnen allen gemeinsam ist die Annahme, dass Messwerte, die nahe an dem Ort liegen, für den der Wert geschätzt werden soll, mehr Information für die Vorhersage liefern als weiter entfernte. Dies wird bei Interpolationsverfahren genutzt, um den benachbarten Punkten je nach Abstand ein höheres (nahe) oder niedrigeres (entfernt) Gewicht zu geben. Die Interpolationsverfahren unterscheiden sich vor allem in der Art der Gewichtungsfunktion. Oft verwendete Interpolationsverfahren sind Dreiecksvermaschung, Thiessenpolygone, Inverse Distance Weighting (IDW), Polynominterpolationen, Splines oder Kriging.

Räumliche Interpolationen werden oft in Geoinformationssystemen (GIS) durchgeführt oder in spezialisierten Programmen. Interpolationen sind aber auch mit Programmiersprachen wie R, Python oder Matlab möglich. Durch die Interpolation im GIS ändert sich meist auch das Dateiformat. Während die Messdaten bevorzugt im Vektorformat (z. B. ESRI-Shapefile, GEOJSON, GML, oder KML) verarbeitet werden, benötigen die interpolierten Daten ein Dateiformat, das Rasterdaten speichern kann, was im GIS in Rasterformaten (z. B. GeoTIFF, ERDAS IMAGE, ASCII Grid oder JPEG 2000 GRID) geschieht. Raster haben große rechen-technische Vorteile wie höhere Rechengeschwindigkeit durch die Anwendung von Matrix-Funktionen.

Im Folgenden werden die im Projekt pH-BB eingesetzten Interpolationsmethoden Inverse Distance Weighting und Ordinary Kriging vorgestellt.

6.2.1 Inverse Distance Weighting (IDW)

Das Inverse Distance Weighting (IDW) oder zu Deutsch Inverse Distanzgewichtung ist ein deterministisches Interpolationsverfahren, bei dem unbekannte Werte durch die gewichteten Mittel der gemessenen Nachbarpunkte geschätzt werden. IDW ist ein weitverbreitetes und altbekanntes Interpolationsverfahren nach Shepard (1968).

Die Berechnung eines unbekanntes Punktes erfolgt dabei so, dass die Distanz zu bekannten Messpunkten umgekehrt proportional gewichtet wird. Jeder Messwert (globaler Ansatz) oder eine bestimmte räumliche Auswahl der umliegenden bekannten Punkte (regionaler Ansatz) wird mit seinem Distanzgewicht multipliziert und summiert. Diese Summe wird durch die Summe der Distanzgewichte geteilt, um den Wert für den unbekanntes Punkt zu bestimmen. Die Distanzgewichte werden dabei so gewählt, dass die Summe der Gewichte den Wert 1 ergibt. Somit wird sichergestellt, dass gemessene Werte für Pixel an den Messpunkten in gleicher Höhe vorhergesagt werden. Die Berechnung der Distanz erfolgt dabei über

die euklidische Distanz unter Verwendung der geographischen Koordinaten der gemessenen Punkte und des zu interpolierenden Pixels im Raster. Der Exponent in der Interpolationsgleichung, der je nach Literatur mit β , p oder k bezeichnet wird, stellt die sogenannte Powerfunktion dar. Mit diesem Exponenten kann das Gewicht naher Punkte auf den Schätzwert verstärkt oder abgeschwächt werden.

IDW bietet den Vorteil, dass es im Gegensatz zu geostatistischen Verfahren wie Kriging deutlich weniger rechenintensiv ist, und wenig Expertenwissen (z. B. für die Variogrammanalyse) erfordert. Im Gegensatz zu Kriging-Verfahren ist es somit einfacher, IDW in automatisierten Algorithmenketten zu nutzen.

Der große Nachteil dieses deterministischen Verfahrens ist, dass bei der Interpolation unschöne Artefakte, sogenannte „bull eyes“, entstehen können. Da bei diesem Verfahren die Gewichtung rein über die Distanz erfolgt, ist es normal, dass die interpolierten Pixel zwischen benachbarten Messpunkten mit hohen Messwerten geringere Werte aufweisen. Ursache hierfür ist, dass sich das Interpolationsergebnis mit zunehmendem Abstand zu den Messpunkten in Richtung des Mittelwertes aller Messpunkte verlagert. Das bedeutet, dass mit zunehmendem Abstand zwischen benachbarten Punkten mit hohen Messwerten die Artefakte verstärkt auftreten können. Da dies in der Regel nicht kausal ist, kann eine Lösung dieses Problems z. B. durch den Einsatz von geostatistischen Verfahren erreicht werden.

6.2.2 Geostatistische Interpolation (Kriging)

Die Geostatistik hat ihren Ursprung im Goldbergbau und wurde durch die Forschungen des Ingenieurs Krige (1951) bekannt, der einen stochastischen, d. h. wahrscheinlichkeitsbasierten Ansatz zur Vorhersage von Goldvorkommen entwickelte. Die grundlegende Idee beruht darauf, dass der Einfluss der Nachbarpunkte durch eine Wichtungsfunktion bestimmt wird, die aus der beobachteten räumlichen Korrelation der vorhandenen Daten abgeleitet wird. D. h., im Unterschied zu den vorher beschriebenen Verfahren, bei denen die Gewichtung der Nachbarpunkte fest vorgegeben ist, erfolgt bei der geostatistischen Interpolation zuerst eine Analyse des Datensatzes, um die Wichtungsfunktion speziell anzupassen. Dieser Prozess wird Variographie genannt. Mittels des dabei erstellten Variogramms wird die räumliche Abhängigkeit zwischen den Messwerten modelliert. Das Variogramm wird dann in der geostatistischen Interpolation, dem sogenannten Kriging, genutzt, um Werte an unbeobachteten Punkten in Raum (und Zeit) zu schätzen. Als Einführung in die Geostatistik mit Bezug zur Bodenkunde empfehlen wir das Lehrbuch Webster & Oliver (2014), für Anwendung in Precision Agriculture das Buch von Oliver (2010).

Nachteile von geostatistischen Verfahren sind, dass bestimmte Voraussetzungen, wie intrinsische Hypothese und Stationarität, bei Datensätzen aus der Praxis oft nicht erfüllt sind. Allerdings ist das Kriging (die Interpolation) sehr robust gegenüber Abweichungen von den theoretischen Voraussetzungen. Dagegen ist die Variographie sehr empfindlich. Am wichtigsten für die Variographie ist das Vorkommen von Beobachtungen mit Messpunktabständen, die so klein sind, dass

räumliche Autokorrelation vorliegt (sie müssen deutlich unter der unten beschriebenen Reichweite (Range) liegen). Nur dann kann das Variogramm-Modell für die Interpolation relevanten kurzen Distanzen (Nahbereich) gut angepasst werden. Für bodenkundliche Zwecke sollte es idealerweise einige Messungen mit weniger als 10 m Abstand geben. Bei der unten beschriebenen Variographie, die auf klassischen Variogramm-Schätzer beruht, werden mindestens 100 Messwerte für die Erstellung des empirischen Variogramms benötigt. Zur Modellierung des Variogramms mit wenigen Messwerten kann der Residual Maximum Likelihood (REML) Schätzer genutzt werden (Oliver, 2010, Webster & Oliver, 2014). Insgesamt ist der Rechenaufwand und damit der Zeitbedarf für Kriging höher als bei deterministischen Verfahren.

Die geostatistische Herangehensweise hat zwei wesentliche Vorteile: 1) das Variogramm-Modell quantifiziert die räumliche Variabilität mit wenigen, anschaulichen Kennziffern; 2) die Interpolationen mittels Kriging-Verfahren erzeugen in der Regel Karten, die im Gegensatz zu IDW-Interpolationen ein realistischeres Aussehen haben. Insbesondere aus dem letzten Grund wurde in der pH-BB Toolbox Kriging zur automatisierten Interpolation der Sensordaten zu verwenden.

Kriging ist ein Oberbegriff für eine Reihe von Methoden, die die beste lineare unverzerrte Schätzung (BLUE) liefern (Oliver und Webster 2014). Eine Standardversion von Kriging ist das Ordinary Kriging (OK) (Matheron 1965), bei der die Vorhersage auf dem folgenden Modell basiert:

$$Z(x) = \mu + \varepsilon'(x) \quad (6.1)$$

Dabei ist μ die konstante stationäre Funktion (Mittelwert der gesamten abgetasteten Zielvariablen) und $\varepsilon'(x)$ ist der räumlich korrelierte stochastische Teil der Variation (Ikechukwu et al. 2017).

Die Vorhersagen werden unter Verwendung von Gl. 6.2 berechnet.

$$Z_{OK}^*(S_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i(S_0) * Z(S_i) = \lambda_0^T * z \quad (6.2)$$

Dabei ist λ_0 der Vektor der Kriging-Gewichte λ_i und z der Vektor aller Beobachtungen n (Hengl 2009). Die Berechnung der Kriging-Gewichte erfolgt anhand der Semivarianz ($g(h)$) aus einer gegebenen Variogrammfunktion. Dabei werden die Werte einer gemessenen Variable an den beprobten Orten x_1, \dots, x_n in der Geostatistik als Realisationen der Zufallsvariablen $Z(x_1), \dots, Z(x_n)$ angesehen (Webster & Oliver, 2014).

Ein Modell der lokalen Varianz kann durch die Annahme des stationären Prozesses und der intrinsischen Hypothese formuliert werden:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E[\{Z(x) - Z(x+h)\}^2] \quad (6.3)$$

Dabei ist h der Abstand und die Richtung, $Z(x)$ und $Z(x+h)$ sind die Werte von Z an den Stellen x und $x+h$ und E bezeichnet den Erwartungswert. Auf der Grundlage der Semivarianzfunktion kann man das experimentelle Variogramm aus den gemessenen Datenpunkten $z(x_i)$ berechnen:

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2m(h)} \sum_{j=1}^{m(h)} \{z(x_i) - z(x_i + h)\}^2 \tag{6.4}$$

wobei $m(h)$ die Anzahl der Vergleichspaare von Punkten innerhalb definierter Abstände h , dem sogenannten Lag ist.

Das Variogramm ist immer die Voraussetzung, um ein Ordinary Kriging durchzuführen (Abb. 6.4). Hierzu wird als erstes ein experimentelles Variogramm berechnet (Punkte in Abb. 6.4). Dazu wird die mittlere Semivarianz anhand der Messungen innerhalb eines bestimmten Abstandsintervalls (Lag) berechnet. Die mittlere Semivarianz wird gegen den mittleren Punktabstand aufgetragen. In vielen Fällen steigen die Semivarianzwerte mit zunehmenden Abständen zunächst stark an, um bei größeren Abständen nur noch geringfügig um einen konstanten Wert zu schwanken (Plateau). Meist entspricht der Plateauwert der statistischen Varianz des Datensatzes (Abb. 6.4). Die Grafik zeigt, dass bei Abständen, bei denen die Semivarianz unter der Varianz des Datensatzes liegt, statistisch zu erwarten ist, dass die Streuung zwischen den Werten dieser Abstandsklasse geringer ist als im gesamten Datensatz. Die Semivarianz kann auch als eine Art „umgekehrte Korrelation“ zwischen Werten einer Variablen verstanden werden. Niedrige Semivarianzen bedeuten hohe (auto)Korrelationen. Wenn Variogramme einen Verlauf zeigen, der sich vollständig oder asymptotisch an ein Plateau annähern, werde sie als „gebundene“ Variogramme bezeichnet. Dieser Verlauf bedeutet, dass die räumliche Autokorrelation zwischen den Messwerten ab einer bestimmten Distanz nicht mehr weiter abnimmt und dass ab dieser Distanz keine Ähnlichkeit zwischen Werten zu erwarten ist. Nach der Berechnung des experimentelle Variogramms folgt die Anpassung einer Variogrammfunktion (es dürfen dabei nur bestimmte, zuläs-

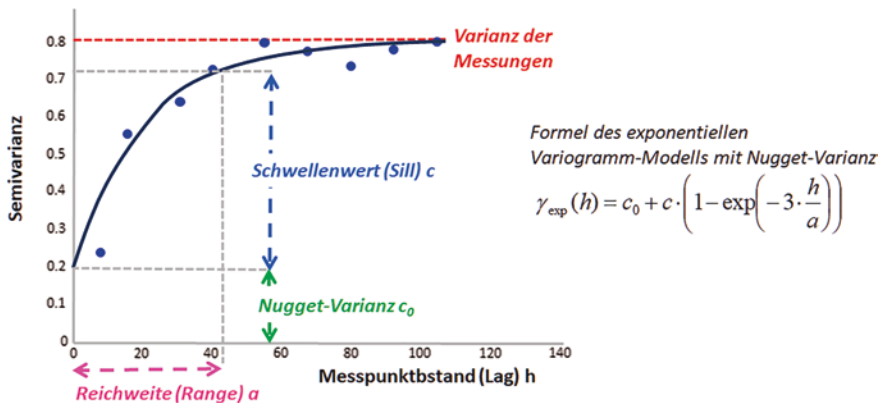


Abb. 6.4 Beispiel einer Anpassung des theoretischen Variogramms (schwarze Linie) an das experimentelle Variogramm (blaue Punkte). Die räumliche Variabilität von Messungen einer Bodeneigenschaft wird charakterisiert durch das Variogramm-Modell und die Parameter Schwellenwert (c), Reichweite (a) und Nugget-Varianz (c_0). (R. Gebbers)

sige Funktionen eingesetzt werden). Die angepasste Funktion wird als theoretische Variogramm bezeichnet. Das theoretische Variogramm ist somit eine an die Punkte des experimentellen Variogramms angepasste Funktion, welche mindestens die Parameter „Reichweite“ und „Schwellenwert“ besitzt (Abb. 6.4).

Das angepasste theoretische Variogramm erlaubt es, für jeden Abstand (z. B. innerhalb eines Schlages) einen Wert der Semivarianz festzulegen. Es lässt sich durch zwei Werte beschreiben. Die Reichweite (a) definiert, bis zu welcher Entfernung eine Autokorrelation, also eine räumliche Korrelation zwischen Punktpaaren besteht. Der Schwellenwert (c) gibt den Wert der Semivarianz bei dem, je nach Variogramm-Modell, 95 % oder 100 % des maximalen Semivarianzwertes erreicht werden. Hinzu kommt die Nugget-Varianz (c_0) (Nugget-Variogramm), welche die Mikrovarianz und/oder den Messunsicherheit wiedergibt (die Mikrovarianz entsteht aus sehr kleinräumigen, sprunghaften Änderungen durch Aggregate, z. B. Gold-Nuggets, daher der Name). Es ist also möglich, dass das theoretische Variogramm die Ordinate oberhalb des Nullpunktes schneidet (Abb. 6.4).

Für die „pH-BB Toolbox“ wird das R-Paket „automap“ zur automatischen Generierung der experimentellen Variogramme sowie zur Auswahl und Anpassung der theoretischen Variogrammmodelle genutzt. Die Funktion „autofitVariogram“ passt automatisch verschiedene Variogramm-Modelle, wie das sphärische (Sph), exponentielle (Exp), gaußische (Gau) oder zirkuläre (Cir), an das experimentelle Variogramm an. Am Ende wird das theoretische Variogramm mit der geringsten Abweichung vom experimentellen Variogramm ausgewählt (Hiemstra et al., 2008). Dieses theoretische Variogramm ist dann durch die Formel der Variogrammfunktion sowie den Werten der Parameter Schwellenwert, Reichweite und der Nuggetvarianz eindeutig definiert (Abb. 6.4). Darüber hinaus besteht auch die Möglichkeit, das Verfahren unter Nutzung von GIS-Software, wie zum Beispiel SAGA-GIS, umzusetzen. In unserem Projekt konnten aus Gründen der Praktikabilität bestimmte Probleme, die bei der Variogrammanalyse auftreten können (z. B. Anisotropie, Hole-Effekt, Skalensprünge oder räumliche Trends in den Messdaten) nicht gesondert berücksichtigt werden. Diese können aber erhebliche Auswirkungen auf das Interpolationsergebnis haben und sollten, wenn möglich, untersucht werden. Hierzu werden die Schriften von Oliver & Webster (2014) und Webster & Oliver (2014) empfohlen.

Sowohl das gewählte Variogramm-Modell als auch dessen Anpassung haben insbesondere bei größeren Messpunktabständen, also solchen, die nur wenig unterhalb des Range oder darüber liegen, starken Einfluss auf das Interpolationsergebnis in einem Kriging-Verfahren. Das angepasste Variogramm-Modell wird genutzt, um die Kriging-Gewichte der Messwerte zu berechnen. Die Gewichte des Kriging-Prädiktors werden für jeden zu bestimmenden Punkt so gewählt, dass der Vorhersagefehler minimal und die Summe der Gewichte $a=1$ ist. Dazu wird der Lagrange-Multiplikator genutzt (Hengl 2009, Webster & Oliver, 2014).

Ordinary Kriging ist das wohl meistverwendete Kriging-Verfahren und kann, als das „Arbeitspferd“ der geostatistischen Interpolationsmethoden bezeichnet werden, da es in den meisten Situationen gut funktioniert und seine Annahmen leicht zu erfüllen sind. Es löst eine Reihe von linearen Gleichungen im

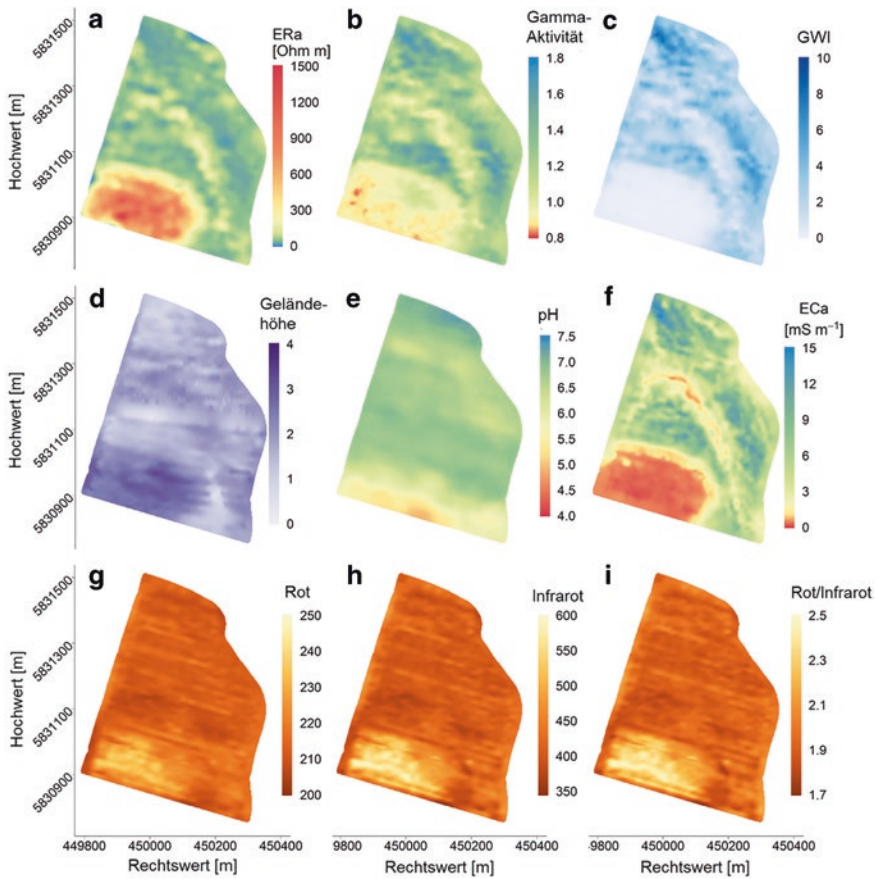


Abb. 6.5 Ergebniskarten der mit Ordinary Kriging interpolierten Werte des Beispielschlagles: (a) scheinbarer elektrischer Widerstand (ERa) (Geophilus), (b) Gamma-Aktivität (Geophilus), (c) Geophilus-Feuchteindex (GWI), (d) Geländehöhe (Geophilus), (e) pH (Veris pH Manager), (f) scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa) (Veris Geoelektrik), (g) Rotkanal (Veris OpticMapper), (h) Infrarotkanal (Veris OpticMapper), (i) Quotient aus Rot und Infrarot.

Kriging-System und benötigt dafür die Werte der Semivarianz, die aus den angepassten und oben beschriebenen Variogramm-Modellen stammen (Oliver und Webster 2014). In Abb. 6.5 sind die Ergebniskarten der Kriging-Interpolationen für die betrachteten Sensorsysteme für den Beispielschlag zu sehen.

6.3 Referenzprobung

Nachdem die Sensorpunktdaten lückenlos in die Fläche interpoliert wurden, handelt es sich bei den interpolierten Sensordaten noch nicht um direkt für die Kalkbedarfsermittlung verwertbare Bodeneigenschaften. Die Sensordaten müssen

vorher auf die Zielgrößen Bodentextur, pH-Wert und Humus kalibriert werden, bzw. es muss eine schlagspezifische Modellanpassung zur Ableitung der Bodeneigenschaften erfolgen. Hierfür und zur Beurteilung der Güte der aus den Sensordaten abgeleiteten Bodeneigenschaften ist eine Probenahme (Referenzbeprobung) auf dem jeweils kartierten Feldschlag sowie die Analyse der Proben im Labor notwendig.

Die dafür benötigten Referenzproben werden üblicherweise feldweise genommen. Die Auswahl der Probepunkte erfolgt hierbei auf Grundlage der bereinigten und interpolierten Sensor-Messdaten (sensorgeleitete Probenahme). Um den Arbeitsaufwand und den Kostendruck zu begrenzen, besteht der Anspruch in der Praxis, so wenig Referenzproben wie möglich zu nehmen. Für bestmögliche Kalibrationsmodelle besteht aber gleichzeitig der Anspruch, dass bei vorgegebener Probenanzahl der Variablenraum der Sensordaten optimal abgedeckt wird, um die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Bodenkarten zu garantieren. Für die effiziente Ausweisung von Beprobungspunkten empfiehlt sich die Durchführung einer selektiven und geschichteten Probenahmestrategie. Für die „pH-BB Toolbox“ wurde ein Probenahmealgorithmus entwickelt, der über verschiedene Einstelloptionen an Praxisansprüche angepasst werden kann.

Dieser Algorithmus basiert auf einer sogenannten Fuzzy C-Means Clusteranalyse (Zadeh, 1965, Ruspini, 1969). Dies ist ein mathematisches Verfahren, das Objekte in Gruppen auf der Grundlage ihrer Ähnlichkeiten partitioniert, wobei im Gegensatz zu klassischen Clustering-Methoden jedem Objekt eine unscharfe Zugehörigkeitsgrad zugeordnet wird, um deren graduellen Clusterzugehörigkeit zu berücksichtigen. In Anlehnung an die postulierten Anforderungen nach Adamchuck et al. (2011) wurde die Methode bei Schröter et al. (2015) genutzt und um weitere Kriterien ergänzt, um eine optimale Kalibrierung der Sensordaten zu erreichen/garantieren. Im Algorithmus werden für einen Satz ausgewählter Sensordaten und für eine gewünschte Probenanzahl die optimalen Beprobungspunkte im Feld anhand folgender Kriterien ermittelt: (1) eine möglichst große Abdeckung des multivariaten Merkmalsraum (Sensordaten), (2) eine möglichst geringe räumliche Varianz im Bereich der Beprobungspunkte und (3) eine gute Abdeckung der Extremwertbereiche der Sensordaten.

Um den Feldgegebenheiten Rechnung zu tragen und um Probenahmepunkte im Vorgewende zu vermeiden, kann optional eine Pufferdistanz zur Feldgrenze angegeben werden. Eine weitere Besonderheit im Algorithmus ist zudem, dass optional auch eine Sensorvariable bei der Probenahme stärker gewichtet (favorisiert) werden kann. Diese Einstellung ermöglichtes, dass Probenahmepunkte besonders in den Extremwertbereichen dieser Variable berücksichtigt werden. Diese Option ist bei der Bestimmung von Punkten für pH-Referenzproben besonders sinnvoll.

An den ausgewiesenen Standorten erfolgt die georeferenzierte Bodenprobenahme im Feld (Abb. 6.2). Dazu wird eine Mischprobe aus 4–5 Einstichen aus dem Oberboden (0–25 cm) entnommen. Die Einstiche werden im Umkreis von 50 cm um den Messpunkt vorgenommen, das Material in einem geeigneten Gefäß gut durchmischt und eine Teilprobe von ca. 300–500 g für das Labor abgefüllt. Für

sehr dynamische Bodenparameter, wie den pH-Wert, empfiehlt sich eine rasche Probenahme direkt im Anschluss an die Sensorbefahrung.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass unter Nutzung des Probenahme-Algorithmus in der „pH-BB Toolbox“ ein Umfang von 10 bis 15 Referenzproben ausreicht, um alle Bodensensordaten hinlänglich genau und robust zu kalibrieren. Der Stichprobenumfang ermöglicht zusätzlich die Durchführung einer unabhängigen Validierung (Leave-One-Out-Kreuzvalidierung), um die Genauigkeit der Bodenkarten zu überprüfen. Die Verrechnung der Daten von maximal zwei bis drei verschiedenen Sensoren (Prädiktoren) ist dabei ausreichend, um genaue Bodenkarten für die kalkulationsrelevanten Parameter abzuleiten.

6.4 Laboranalysen

Die Analysen erfolgen in einem zertifizierten Labor nach Standardmethoden. Die Bestimmung der Bodenart erfolgt dabei ausschließlich analytisch mittels Schläm- oder Sedimentationsanalyse (siehe Abschn. 3.1), die des Humusgehaltes mittels Elementaranalyse.

6.5 Erstellung von Kalibriermodellen durch einfache und multiple Regression

Auf Grundlage der vorliegenden flächenhaften Sensorkarten und der laboranalytisch erfassten Bodenparameter sollen mittels Kalibrierfunktionen Bodenparameterkarten abgeleitet werden. Bei den Kalibrierfunktionen handelt es sich um einfache statistische Modelle. Um Kalibriermodelle zwischen den Sensordaten und den Laboraten zu erstellen, werden die interpolierten Sensordaten an den Referenzprobenpunkten extrahiert. So entsteht eine Datentabelle mit den laboranalytischen Werten der Referenzpunkte (Zielvariable, abhängige Variable) und den Werten der Sensormessungen (unabhängige Variable, erklärende Variable, Kovariable), die zur Modellbildung genutzt wird.

Sowohl die univariate lineare Regression (ULR) als auch die multiple lineare Regression (MLR) sind gängige Verfahren, die auch im Projekt zur Modellbildung herangezogen wurden. Die ULR modelliert dabei die Beziehung zwischen einer unabhängigen Variablen (Sensordaten) und einer einzigen abhängigen Variablen (Bodenparameter) als:

$$Y = b_0 + b_1X + \varepsilon \quad (6.5)$$

mit Y als abhängige Bodenparametervariablen, X als unabhängige Sensorvariablen, b_0 als Koeffizient des Achsenschnittpunkts, b_1 als Steigungskoeffizient und ε als Fehlerterm. Das Modell wird dabei an die Variablen X und Y angepasst. Der Achsenschnittpunkt b_0 und der Steigungskoeffizient b_1 werden geschätzt. Das Modell kann dann zur Vorhersage der Zielparame-ter mittels der Sensorwerte genutzt

werden. So können auch an Orten, an denen lediglich Daten von Sensoren vorliegen, Angaben (Schätzungen) zu den Bodenparametern gemacht.

Ähnlich verhält es sich bei der MLR. Hier wird die Beziehung zwischen einer abhängigen Variablen und mehreren unabhängigen Variablen modelliert. Dementsprechend wird die ULR um weitere Terme erweitert:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n + \varepsilon \quad (6.6)$$

Dabei sind X_1, X_2, \dots und X_n die unabhängigen Sensorvariablen und b_1, b_2, \dots und b_n sind ihre Steigungskoeffizienten. Bei der MLR werden dann alle unabhängigen Variablen und deren Koeffizienten zur Modellbildung herangezogen.

Da sich die Modellbildung für den Boden-pH-Wert aus Sensor- und Labordaten ausschließlich auf die Sensor-pH-Messungen mittels ionen-selektiver pH-Elektroden bezieht, wurden hierfür nur Modelle mit univariater linearer Regression erstellt. Die Vorhersagen der drei Bodentexturfractionen basiert dagegen auf Sensordatenfusion der vom Geophilus-System gewonnenen Daten (ERa, γ -Aktivität, GWI, Altitude) und die Vorhersage für den Humusgehalt auf den Sensordaten des OpticMapper (Red, IR) und der Veris MSP. Aufgrund der höheren Anzahl an unabhängigen Variablen wurden daher in der Regel multivariate lineare Regressionsmodelle verwendet.

Grundsätzlich muss bei der statistischen Modellierung auf bestimmte Gütekriterien Rücksicht genommen werden. Es sollten nicht einfach alle Daten miteinander verarbeitet werden. Das heißt, vor der Kalibrierung mittels MLR sollten die unabhängigen Sensorvariablen auf ihre Vorhersagekraft (Korrelation zur Zielvariablen) und auf gegenseitige Abhängigkeiten überprüft werden (Kollinearität). Wenn der Pearson-Korrelationskoeffizient (R) von zwei Variablen (z. B. Gamma und ERa) größer als 0,65 war, wurde nur die Variable für die Modellbildung berücksichtigt, die am stärksten mit der vorherzusagenden Bodeneigenschaft korrelierte. Die nun reduzierte Anzahl von unkorrelierten Kovariablen hilft, Überanpassungen (engl.: over-fitting) in der Modellbildung zu vermeiden. Überanpassungen führen dazu, dass statistische Modelle sehr genau an die Eingangsdaten (d.h. Messpunkte oder Kalibrierdaten) des Feldes angepasst sind. Eine hohe Vorhersagegenauigkeit wird vorgetäuscht, da die Modelle irrelevante erklärende Variablen verwenden und nur das Rauschen in den Daten erklären. Die Generalisierbarkeit außerhalb des ursprünglichen Datensatzes ist unzulässig und führt zu irreführenden Ergebnissen.

Abschließend wurde durch Testen aller Modelkombinationen das beste Modell zwischen Bodenparameter und den unabhängigen Sensordaten ausgewählt. Zum Testen aller Modelkombinationen wurde das R-Paket ‚caret‘ (Kuhn et al. 2019) verwendet.

Bei der Bewertung der Genauigkeit der MLR-Modelle spielen die verwendeten Sensordaten und die Referenzprobenanzahl eine entscheidende Rolle. Ideal wäre eine ausreichend große Anzahl an Referenzpunkten, um diese in zwei unabhängige Datensätze teilen zu können, einen für die Modellbildung (Trainingsdatensatz) und einen für die Modellvalidierung (Testdatensatz). Die Überprüfung der Modellgüte anhand eines unabhängigen Datensatzes von zufällig ausgewählten Stellen auf dem Feldschlag ist nach McBratney et al. (2003) die beste Lösung.

Dabei sollte die Größe des Überprüfungsdatensatzes in etwa 25–33 % des Umfangs des Vorhersage- oder Trainingsdatensatzes entsprechen. Diese komfortable Datenbasis ist in der Praxis aber selten bis gar nicht realisierbar, da hierdurch hohe Kosten entstehen würden. Zur Vermeidung dieser hohen Kosten wird deswegen nur eine Mindestanzahl von Referenzproben genommen, die sowohl zur Modellbildung für die Sensordatenkalibrierung als auch zur Modellvalidierung genutzt wird. Da die Anzahl der Referenzproben die Qualität der Bodenparameterkarten erheblich beeinflussen kann, sollte sie für den Einzelfall geprüft werden. Letztlich hängt sie von den zur Verfügung stehenden Kapazitäten ab.

Da auch im Projekt pH-BB nicht genügend große Referenzprobendatensätze für eine unabhängige Validierungsdatensatz zur Verfügung standen, wurden die Kalibrierungsmodelle durch eine Kreuzvalidierung („leave one out cross validation“) nach Isaaks und Srivastava (1989) überprüft. Bei dieser Methode wird immer ein Punkt des Originaldatensatzes aus der Berechnung herausgenommen und der geschätzte Wert an dieser Stelle mit dem herausgelassenen Wert verglichen. Diese Prozedur wird so lange wiederholt, bis jeder Probepunkt einmal aus der Berechnung herausgenommen wurde und für jeden Probepunkt ein unabhängiger Wert geschätzt wurde.

Die Genauigkeit jedes Modells wird anhand des mittleren quadratischen Fehlers (engl.: root mean square error, RMSE) und des Bestimmtheitsmaßes (engl.: coefficient of determination, R^2) bewertet. Hierbei wird die Wurzel des mittleren Abweichungsquadrates berechnet. Durch die Quadrierung der Differenz zwischen Mess- und Schätzwert ist der RMSE immer positiv und starke Abweichungen sind überproportional gewichtet. Der RMSE lässt sich wie folgt berechnen:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (M - S)^2}{N}} \quad (6.7)$$

wobei für alle Einzelwerte i die Differenz der Messpunkte M und Schätzwerte S berechnet wird und N der Anzahl aller Messpunkte entspricht. In Abb. 6.6 sind die Ergebnisse der Kreuzvalidierung des Beispielschlages dargestellt. Dabei sind auf der Y-Achse die modellierten Werte den gemessenen Werten auf der X-Achse gegenübergestellt.

Eigene Untersuchungen zur Kalibrierung der pH-Sensordaten an insgesamt 62 Ackerschlägen in Brandenburg haben gezeigt, dass zur Erstellung robuster und genauer pH-Wertkarten eine pH-Variabilität auf dem Schlag von mindestens 1 pH-Einheit gegeben sein sollte (Gebbers, 2023). Unter diesem Schwellenwert kann der pH-Wert des Schlages als relativ homogen betrachtet werden, sodass der Mittelwert des Schlages den pH-Wert genau genug wiedergibt. Dies bedeutet jedoch nicht zwangsläufig, dass der Schlag nun flächeneinheitlich gekalkt werden kann, da sich aufgrund unterschiedlicher pH-Optima trotzdem noch unterschiedliche Kalkbedarfe ergeben können, die von der Variabilität der Bodentextur und des Humusgehaltes abhängen.

Zur flächenhaften Ableitung der Zielvariablen Ton, Schluff und Sand werden zwischen den Referenzproben und den Geophilus-Prädiktoren multivariate lineare

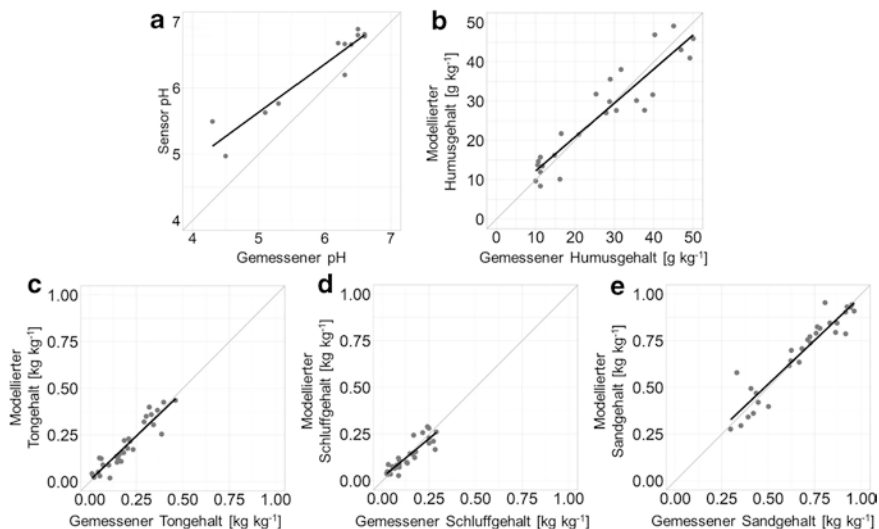


Abb. 6.6 Vergleich der vorhergesagten Bodenparameter (a) pH, (b) Humusgehalt, (c) Tongehalt, (d) Schluffgehalt, (e) Sandgehalt mit den gemessenen Eigenschaften (nach Bönecke et al., 2021), RMSEs: pH=0,37, Humus=6,4 g kg⁻¹, Ton=0,046 kg kg⁻¹, Schluff=0,039 kg kg⁻¹, Sand=0,072 kg kg⁻¹.

Regressionsmodelle aufgestellt. Als Besonderheit bei den Korngrößenfraktionen Ton, Schluff und Sand muss darauf geachtet werden, dass die Summe der Fraktionen 100 % (oder 1 kg kg⁻¹) ergibt und keine negativen Werte auftreten (De Gruijter et al. 1997). Negative Werte können aber auftreten, wenn die Fraktionen einzeln geschätzt werden. Dadurch entsteht fast immer ein Versatz beim Summieren der Werte, sodass diese erheblich von 100 % abweichen können. Folglich gelten für die mittels Einzelregressionen vorhergesagten Werte die Regeln sogenannter Kompositionsdaten (Huang et al. 2014; Muzzamal et al. 2018). Daher sollte die Regressionsanalyse nicht mit allen Bodentexturklassen selbst, sondern nur mit zwei der drei Klassen in log-ratio-transformierter Form vorgenommen werden. In der Fachliteratur werden zur log-ratio-Transformation von Bodeneigenschaften die „additive log-ratio“ (ALR), „centered log-ratio“ (CLR) und die „isometric log-ratio“ (ILR) angewendet (siehe Deodoro et al. 2023, Wang et al. 2020). Im Projekt wurde nur die ALR-Transformation angewendet und mithilfe des R-Paketes „compositions“ durchgeführt (van den Boogaart und Tolosana-Delgado 2008), welches den Ansätzen von Chayes (1960) und Aitchison (1982) folgt. Bei der ALR-Transformation wird keine Fraktion isoliert von den anderen interpretiert. Die Vorteile dieses Ansatzes sind: (i) die Beseitigung von Schließungseffekten beim Summieren und (ii) die Gewinnung geeigneter Datensätze, die für die klassische statistische Analyse, wie z. B. MLR, besser geeignet sind, da die transformierten Werte näher an einer Normalverteilung liegen als nicht transformierten Daten (Odeh et al. 2003). Durch die anschließende Inversion der zwei ALR-transformierten Rasterda-

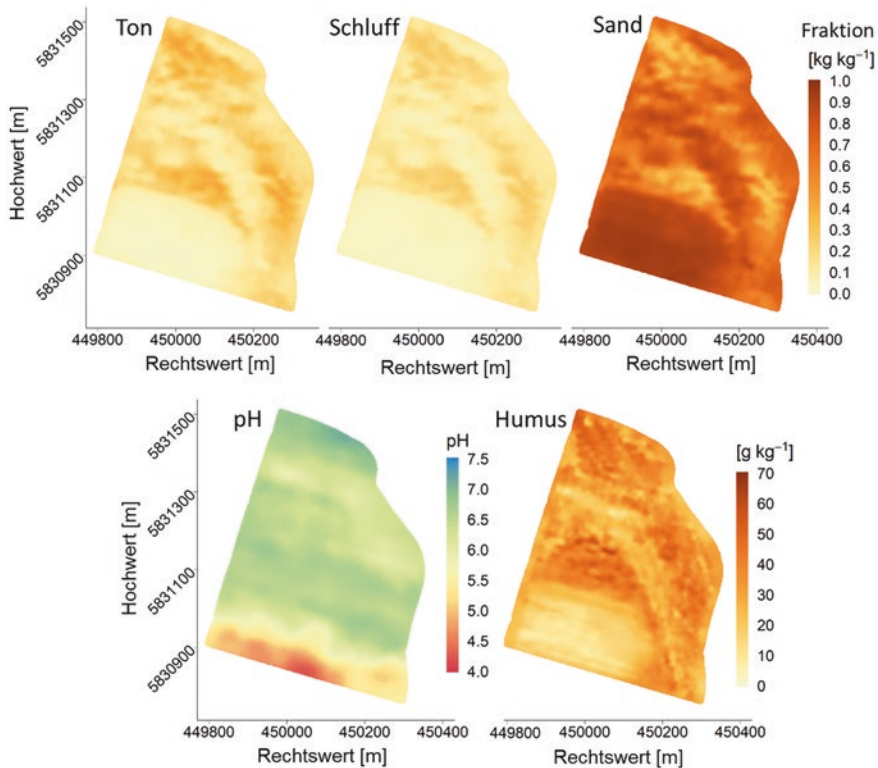


Abb. 6.7 Übersicht der für die Kalkdüngung relevanten Bodeneigenschaftskarten erstellt aus den interpolierten Sensorkarten und mittels univariater und multipler Regressionsmodelle: Oben v.l.n.r.: Tongehalt, Schluffgehalt, Sandgehalt; Unten v.l.n.r.: pH, Humusgehalt.

tensätze werden nun drei Rasterdatensätze der Texturfraktionen Ton, Schluff und Sand. Das heißt, eine der drei Kornfraktionen, wird immer allein durch die Inversion der ALR transformierten Werte erzeugt. Nach erfolgreicher Modellbildung werden die Modellgleichungen auf die interpolierten Sensorrasterdatensätze angewendet, um so zwei der drei Zielvariablen zu berechnen (Abb. 6.7).

Die vorhandenen Rasterdatensätze mit den Kornfraktionen Ton, Schluff und Sand sowie der Humusgehalte (bzw. der organischen Kohlenstoffgehalte) können anschließend zur Berechnung weiterer bodenphysikalischer Kennwerte (z. B. Trockenrohdichte, Wasserspeicherkapazität, hydraulische Leitfähigkeit) herangezogen werden. Durch geeignete Übersetzungsschlüssel kann außerdem für jedes Pixel die Bodenart z. B. nach Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Eckelmann et al., 2005) oder des VDLUFA bestimmt werden.

Die erstellten hochaufgelösten Bodenartenkarten weisen zum Teil ein deutlich abweichendes Bild zu den bisher vorhandenen Informationen des pH-BB-Testfeldes auf (Abb. 1.7). Gerade im Bezug zu den vorhandenen Bodenschätzungsdaten ergeben sich zum Teil starke Unterschiede in der räumlichen Verteilung der

Bodenarten. Dies liegt unter anderem darin begründet, dass die Bodenschätzung generell nur linearen Flächengrenzen folgt, während die sensorbasierte Texturkarte die gemessenen Flächenmuster wiedergibt. Zu erwähnen sind hier aber auch nochmals die unterschiedlichen Tiefenbezüge: Während die Daten der Bodenschätzung der mittleren Bodenart in 0–100 cm Tiefe entspricht, beziehen sich die hier gezeigten Bodenkarten auf eine Tiefe von ca. 0–30 cm, die der nominellen Messtiefe des scheinbaren elektrischen Widerstandes des ersten Geophilus-Kanals entspricht.

Literatur

- Adamchuk V, Ji W, Rossel RV, Gebbers R, Tremblay N (2018) Proximal soil and plant sensing. American Society of Agronomy. In: Shannon, D., Clay, D., Kitchen, N. (Hg.): Precision agriculture basics. American Society of Agronomy; Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, S. 123–144. <https://doi.org/10.2134/precisionagbasics.2016.0093>
- Adamchuk, V., Rossel, R. A. V., Marx, D. B., Samal, A. K. (2011). Using targeted sampling to process multivariate soil sensing data. *Geoderma*, 163(1–2), 63–73.
- Ad-hoc Arbeitsgruppe Eckelmann, W.; Sponagel, H.; Grottenthaler, W.; Hartmann, K.J.; Hartwich, R.; Janetzko, P.; Joisten, H.; Kühn, D.; Sabel, K.J.; Traidl, R. *Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart, Germany, 2005*
- Aitchison, J. (1982). The statistical analysis of compositional data. *Journal of the Royal Statistical Society*, 44(2), 139–160.
- Akin H., Siemes, H. (1988). *Praktische Geostatistik*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Bönecke, E., Meyer, S., Vogel, S., Schröter, I., Gebbers, R., Kling, C., Kramer, E., Lück, K., Nagel, A., Philipp, G., Gerlach, F., Palme, S., Zieger, K., Rühlmann, J., (2021). Guidelines for precise lime management based on high-resolution soil pH, texture and SOM maps generated from proximal soil sensing data. *Precision Agriculture*. <https://doi.org/10.1007/s11119-020-09766-8>.
- Chayes, F. (1960). On correlation between variables of constant sum. *Journal of Geophysical Research*, 65(12), 4185–4193.
- De Gruijter, J., Walvoort, D., Van Gams, P. (1997). Continuous soil maps—a fuzzy set approach to bridge the gap between aggregation levels of process and distribution models. *Geoderma*, 77(2–4), 169–195.
- Deodoro, S. C., Moral, R. A., Fealy, R., McCarthy, T., Fealy, R. (2023). An assessment of Sentinel-1 synthetic aperture radar, geophysical and topographical covariates for estimating topsoil particle-size fractions. *European Journal of Soil Science*, 74(5), e13414.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). (2005). DIN ISO 10390: Boden-pH Wert.
- Gebbers, M. (2023). Relevance of spatial and temporal proximity and sample size for calibration performance of in situ soil pH sensor data. Bachelor Thesis. University of Potsdam, Potsdam, Germany.
- Gebbers, R. (2018). Proximal soil sensing and monitoring techniques. In J. Stafford (Ed.), *Precision agriculture for sustainability* (pp. 29–78). Cambridge, UK: Burleigh Dodds Scientific Publishing.
- Gebbers, R., Adamchuk, V. I. (2010). Precision agriculture and food security. *Science*, 327(5967), 828–831.
- Hengl, T., 2009. *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*. University of Amsterdam.
- Hiemstra, P.H., Pebesma, E.J., Twenhofel, C.J.W. and G.B.M. Heuvelink, 2008. Real-time automatic interpolation of ambient gamma dose rates from the Dutch Radioactivity Monitoring Network. *Computers & Geosciences*, accepted for publication.

- Huang, J., Subasinghe, R., Triantafylis, J. (2014). Mapping particle-size fractions as a composition using additive log-ratio transformation and ancillary data. *Soil Science Society of America Journal*, 78(6), 1967–1976.
- DIN ISO 10694. Bodenbeschaffenheit-Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse), Beuth, Berlin, Wien, and Zurich.
- DIN ISO 11277. Bodenbeschaffenheit–Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden–Verfahren mittels Siebung und Sedimentation.
- Ikechukwu, M. N., Ebinne, E., Idorenyin, U., Raphael, N. I. (2017). Accuracy assessment and comparative analysis of IDW, spline and kriging in spatial interpolation of landform (topography): an experimental study. *Journal of Geographic Information System*, 9(3), 354–371.
- Isaaks & Srivastava (1989). *Applied geostatistics*. – New York.
- Krige, D.G., 1951. A statistical approach to some basic mine problems on the Witwatersrand J. *Chem. Metall. Min. Soc. S. Afr.*, 52 (1951), pp. 119–139
- Kuhn, M., Williams, C. K., Engelhardt, A., Cooper, T., Mayer, Z., Ziem, A., et al. (2019). caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0–84. Retrieved 20.07.2019 from URL <https://CRAN.R-project.org/package=caret>.
- Lueck, E.; Ruehlmann, J. (2013). Resistivity mapping with GEOPHILUS ELECTRICUS – Information about lateral and vertical soil heterogeneity. *Geoderma* 199, 2–11.
- Mahmood, H., Hoogmoed, W., van Henten, E. (2013). Proximal gamma-ray spectroscopy to predict soil properties using windows and full-spectrum analysis methods. *Sensors*, 13(12), 16263–16280.
- Matheron, G. (1965). Les variables régionalisées et leur estimation: une application de la théorie de fonctions aléatoires aux sciences de la nature.
- McBratney, A.B., Mendonça Santos, M.L., Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma* Vol. 117; S. 3–52.
- Minasny, B., McBratney, A. B. (2006). A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. *Computers & Geosciences*, 32(9), 1378–1388.
- Muzzamal, M., Huang, J., Nielson, R., Sefton, M., Triantafylis, J. (2018). Mapping soil particle-size fractions using additive log-ratio (ALR) and isometric log-ratio (ILR) transformations and proximally sensed ancillary data. *Clays and Clay Minerals*, 66(1), 9–27.
- Odeh, I. O., Todd, A. J., Triantafylis, J. (2003). Spatial prediction of soil particle-size fractions as compositional data. *Soil Science*, 168(7), 501–515.
- Oliver, M.A. Webster, R., 2014. A tutorial guide to geostatistics: Computing and modeling variograms. In: *Catena* 113 (2014): 56–69.
- Oliver, M.A. (2010). *Geostatistical Applications for Precision Agriculture*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9133-8>
- Ruspini, E.H., 1969. A new approach to clustering. *Information and control*, 15(1), pp. 22–32.
- Rossel, R. V., Chen, C. (2011). Digitally mapping the information content of visible—near infrared spectra of surficial Australian soils. *Remote Sensing of Environment*, 115(6), 1443–1455.
- Schellberg, J., Hill, M. J., Gerhards, R., Rothmund, M., Braun, M. (2008). Precision agriculture on grassland: Applications, perspectives and constraints. *European Journal of Agronomy*, 29(2–3), 59–71.
- Schröter I, Paasche H, Dietrich P, Wollschläger U (2015) Estimation of Catchment-Scale Soil Moisture Patterns Based on Terrain Data and Sparse TDR Measurements Using a Fuzzy C-Means Clustering Approach. *Vadose Zone Journal* 14:0. <https://doi.org/10.2136/vzj2015.01.0008>
- Shepard, D. (1968): A two-dimensional interpolation function for irregularly spaced data. In *Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference* (pp. 517–524).
- Tobler (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic geography*, 46(sup1), 234–240.
- van den Boogaart, K. G., Tolosana-Delgado, R. (2008). “Compositions”: A unified R package to analyze compositional data. *Computers & Geosciences*, 34(4), 320–338.

- von Cossel, M., Druecker, H., Hartung, E. (2019). Low-input estimation of site-specific lime demand based on apparent soil electrical conductivity and in situ determined topsoil pH. *Sensors*, 19(23), 5280.
- Wang, Z., Shi, W., Zhou, W., Li, X., Yue, T. (2020). Comparison of additive and isometric log-ratio transformations combined with machine learning and regression kriging models for mapping soil particle size fractions. *Geoderma*, 365, 114214.
- Webster, R., Oliver, M.A. (2007). *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470517277>
- Zhang, Y., Xiao, Y., Zhuang, Z., Zhou, L., Liu, F., He, Y. (2016). Development of a near ground remote sensing system. *Sensors*, 16(5), 648.
- Zadeh, L. A. (1965), Fuzzy sets, *Inform. Control* 8, 338–353.

Eric Bönecke, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, boenecke@igzev.de Eric Bönecke schloss 2012 das Studium der Geographie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde ab und forscht seither als wissenschaftlicher Mitarbeiter zu den Ursachen der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen auf Feld- und Regionalebene. Unter anderem entwickelt er Algorithmen zur Verbesserung von Düngeempfehlungen in der Landwirtschaft.

Ingmar Schröter, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Ingmar.Schroeter@hnee.de Ingmar Schröter arbeitet seit als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HNEE. Sein Forschungsschwerpunkt liegt im Bereich der Bodenlandschaftsmodellierung. Er befasst sich mit effizienter Probenahmeplanung und der Entwicklung von Algorithmen zur Sensordatenkalibrierung.

Er ist R Enthusiast, interessiert sich für Datenvisualisierung und koordiniert die Entwicklung der pH-BB Toolbox.

Sebastian Vogel, Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e. V. (ATB), Potsdam, svogel@atb-potsdam.de

Sebastian Vogel studierte an der Universität Potsdam Geoökologie und wurde an der Universität Tübingen in Geographie promoviert. Er arbeitet als Wissenschaftler in der Abteilung Agromechatronik des ATB und leitet dort die Arbeitsgruppe „Sensorbasierte Bodencharakterisierung“.

Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de

Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „IAS“ das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Jörg Rühlmann, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, ruehlmann@igzev.de

Jörg Rühlmann ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentextur-

karten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Swen Meyer, Universität Rostock s.meyer@uni-rostock.de Swen Meyer ist seit 2021 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät. Aktuelle Forschungsschwerpunkte sind die KI gestützte Vorhersage von räumlich hochaufgelösten Bodeninformationen, der Einsatz von Fernerkundungsinformationen und die Modellierung von Landnutzungsänderungen.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Von Bodeneigenschaftskarten zur Düngestrekarte

7

Eric Bönecke, Charlotte Kling, Ingmar Schröter, Sebastian Vogel,
Swen Meyer, Golo Philipp, Dirk Scheibe, Kathrin Lück,
Robin Gebbers und Jörg Rühlmann

Wie im vorangegangenen Kap. 6 beschrieben wurde, lassen sich auf Basis von Sensordaten Bodenparameterkarten generieren, die gegenüber den klassischen Karten (zum Beispiel Bodenschätzungskarten) eine höhere räumliche Auflösung aufweisen. In diesem Kapitel wird nun beschrieben, wie mit den Bodenparameterkarten die Bedarfsmengen an CaO-Äquivalenten berechnet und Kalkapplikationsempfehlungen abgeleitet werden. In Abb. 7.1 sind die Schritte aufgezeigt, die bis zur Düngung erfolgen. Sie werden in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

Zunächst wird unter Verwendung der Bodeneigenschaftskarten für pH, Textur (MPD) und Humusgehalt der Basenbedarf als CaO-Menge berechnet. Im Folgenden wird der Begriff „CaO-Menge“ weiterverwendet, unter dem präziser die „CaO-Äquivalent-Menge“ der verschiedenen basischen Bestandteile des Kalks

E. Bönecke (✉) · J. Rühlmann
Gartenbausysteme der Zukunft, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau,
Großbeeren, Deutschland
E-Mail: boenecke@igzev.de

J. Rühlmann
E-Mail: ruehlmann@igzev.de

C. Kling · I. Schröter
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: Charlotte.Kling@hnee.de

I. Schröter
E-Mail: Ingmar.Schroeter@hnee.de

S. Vogel
Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB), Potsdam, Deutschland
E-Mail: svogel@atb-potsdam.de

S. Meyer
Universität Rostock, Rostock, Deutschland
E-Mail: s.meyer@uni-rostock.de

(v. a. Oxide und Carbonate von Calcium oder Magnesium) zu verstehen ist, Abschn. 1.1. Bei der nachfolgenden Anpassung an die Bearbeitungsbreite werden die CaO-Mengen auf die Arbeitsbreite des Düngerstreuers aggregiert und eine Karte mit gitterförmigen Polygonen entsprechend der jeweiligen Fahrspurausrichtung des Schlages gedreht. Danach erfolgt, abhängig vom gewählten Dünger und dessen Neutralisationsgrad, die Umrechnung in die entsprechende Kalkmenge. Abschließend werden noch zusätzliche Anpassungen, wie das Kalkungsintervall, das Jahr der Bodenuntersuchung und die empfohlenen Höchstmengen berücksichtigt, um daraus die Applikationskarte zu erstellen. Diese wird dann in das gewünschte Dateiformat exportiert und in das Terminal des Düngerstreuers eingelesen.

7.1 Kalkbedarfsermittlung

7.1.1 Kalkbedarf nach dem VDLUFA-Algorithmus

Der Kalkbedarf ist die Menge an CaO, die benötigt wird, um den pH-Wert des Bodens in einen Optimalbereich anzuheben und um über vier Jahre ein zu tiefes Absinken des pH-Wert zu verhindern. CaO dient dabei lediglich als Bezugsgröße und bezeichnet keinen spezifischen Dünger. Für Bestimmung der Applikationsmenge eines konkreten Düngers wird die CaO-Menge zum Neutralisationswert des gewählten Düngers in Beziehung gesetzt (mehr dazu in Abschn. 7.3).

Für die routinemäßige Bemessung des Kalkbedarfs in der landwirtschaftlichen Düngungsberatung stehen verschiedene Berechnungsgrundlagen zur Verfügung (Kap. 3). In Deutschland wird am häufigsten der im VDLUFA Standpunkt „Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden“ beschriebene Berechnungsalgorithmus verwendet (Kerschberger et al., 2000). Er basiert im Wesentlichen auf Untersuchungen, die zwischen 1965 und 1990 in der DDR durchgeführt wurden. In ihnen wurde der Zusammenhang zwischen Kalkung und landwirtschaftlichem Ertrag in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens, von der Bodentextur und vom Humusgehalt untersucht (Kerschberger 1996; Kerschberger et al. 2000; Kerschberger und Marks 2007). Daraus wurde ein Algorithmus zur Schät-

G. Philipp

Landwirtschaft Petra Philipp, Booßen, Deutschland

E-Mail: golo-philipp@t-online.de

D. Scheibe

Landwirtschaftliche Beratung der Agrarverbände Brandenburg GmbH, Teltow, Deutschland

E-Mail: scheibe@lab-agrarberatung.de

K. Lück

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg, Deutschland

E-Mail: katrin.lueck@zalf.de

R. Gebbers

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland

E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

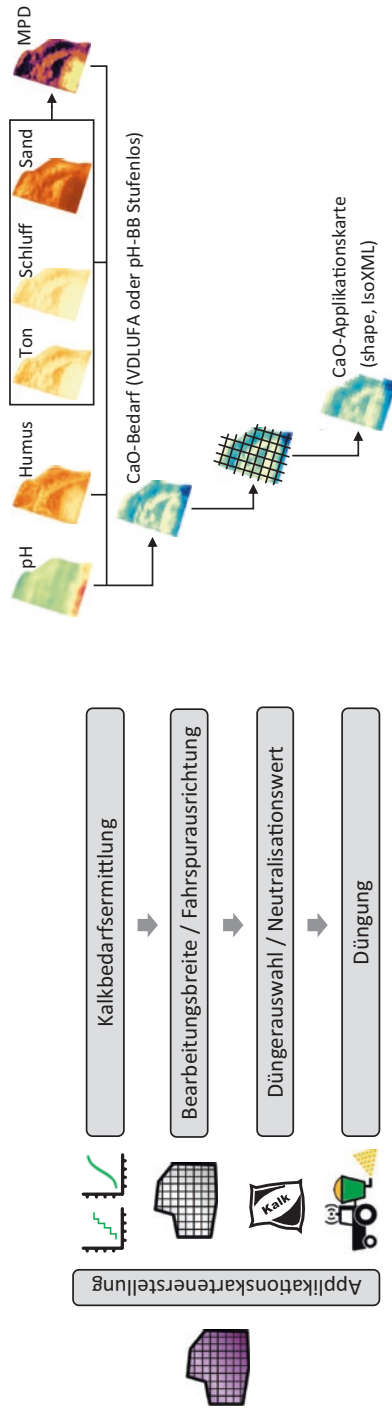
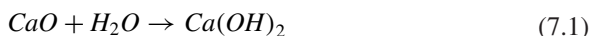


Abb. 7.1 Übersicht der Schritte, um aus Bodenparameterkarten die CaO-Bedarfsmengen abzuleiten Anpassungen an die Kalkapplikationskarten vorzunehmen und die Düngung durchzuführen. MPD: Mittlerer Partikeldurchmesser, vgl. Kap. 3

zung des Kalkbedarfs, angegeben in dt CaO/ha, abgeleitet (Kerschberger et al., 2000), der in mehreren Bundesländern in die Richtwerte zur Düngung eingeflossen ist, z. B. (von Wulffen et al., 2008). Er basiert auf der Vorgabe optimaler pH-Werte in Abhängigkeit von der Textur und dem Humusgehalt. Hierbei steht der traditionell im Agrarbereich verwendete Begriff des Kalkbedarfs als Äquivalent für die Bemessung der Basenzufuhr, die zur Anhebung des pH-Wertes und zur Pufferung von Versauerungsprozessen im Boden erforderlich ist (Böttcher & Lauer-Thiemke, 1997). Der pH-Wert ist ein Indikator, der Veränderungen in der Bodenacidität anzeigt. Eine Abnahme der Bodenacidität wird durch die Zufuhr von Basen erreicht. Da sich nach der Zufuhr unterschiedlicher Basen entsprechend ihrer unterschiedlichen basischen Wirksamkeit auch unterschiedliche pH-Werte im Boden einstellen, erfolgt die Ermittlung des Basenbedarfs in Deutschland unter Bezug auf die Standard-Base CaO (Calciumoxid) welches mit Wasser zu Calciumhydroxid reagiert (Gl. 7.1):



Düngemittel enthalten meist mehrere Komponenten (chemische Verbindungen). Beispielsweise enthalten Kalkdüngern als basisch wirksamen Bestandteile Calcium- und Magnesiumcarbonat oder Calcium- und Magnesiumoxid in verschiedenen Mischungsverhältnissen. Anhand des CaO-Äquivalent-Wertes, der für die einzelnen relevanten Komponenten eines mineralischen Düngemittels bekannt ist, kann die basische Wirksamkeit bzw. der „Neutralisationswert“ eines Düngemittels berechnet werden. Der Neutralisationswert eines Düngemittels wird als CaO % ausgewiesen und beschreibt, wie viel Säure durch das Düngemittel im Vergleich zu reinem CaO neutralisiert werden kann. Der Neutralisationswert von Düngemitteln ist in den Düngemittellisten der Bundesländer und oft in den Herstellerangaben in den Herstellerangaben zu finden. Das VDLUFA-Tabellenwerk liefert die zum Erreichen des optimalen pH-Wertes erforderlichen CaO-Mengen. Über den Neutralisationswert des vorgesehenen Düngers lässt sich dann die benötigte Menge Düngemittel bestimmen, vgl. Kap. 1, Abb. 1.2. Wie dort dargelegt, beruht der VDLUFA-Algorithmus auf Nachschlagetabellen und ist ein klassenbasierter Ansatz. Für Ackerland ist die Bodentextur in fünf Bodengruppen (BG) für Mineralböden und eine Gruppe für organische Böden unterteilt. Die Tonanteile (<0,002 mm) der fünf mineralischen Bodengruppen betragen: BG1 ≤ 5 %, BG2 >5–12 %, BG3 > 12–17 %, BG4 > 17–25 % und für die BG5 >25 %. Dabei werden BG1 und BG2 als „leichte“ Böden bezeichnet, BG3 als „mittlere“ Böden und BG4 und BG5 als „schwere“ Böden (Kerschberger et al., 2000). Der Humusgehalt ist in vier Gruppen gegliedert. Für Ackerlandflächen wird der Humusgehalt in Klassen von ≤4 %, 4,1-8 %, 8,1-15 % und 15,1-30 % unterteilt. Die pH-Werte des Bodens werden in die pH-Klassen A bis E eingeteilt, wobei pH-Klasse C den optimalen, anzustrebenden pH-Wert-Bereich ausweist, während pH-Klassen A+B gleichbedeutend mit einer Kalkunter- und pH-Klassen D+E mit einer Kalkübersorgung sind. Das Tabellenwerk weist den Basenbedarf als Kalkäquivalent (CaO) aus, da die gezielte Anhebung des Boden-pH-Wertes meist über kalkhaltige Düngemittel erfolgt. Traditionell hat sich der Begriff „Kalkung“ (Englisch:

liming) für die Zufuhr basischer Düngemittel im Aciditätsmanagement eingebürgert. Nach diesem Ansatz kann der Kalkbedarf als die Menge CaO in Dezitonnen je Hektar (dt/ha) ermittelt werden.

Generell erfüllen die im Tabellenwerk ausgewiesenen CaO-Mengen zwei Aufgaben. Zum einen wird der pH-Wert im Ergebnis der Düngung auf die Obergrenze der pH-Klasse C angehoben. Zum anderen „beinhalten die empfohlenen Gaben den Kalkbedarf bis zur nächsten Bodenuntersuchung (nach Ablauf einer Fruchtfolge)“ (Kerschberger et al. 2000). Die CaO-Mengen sind damit so bemessen, dass alle im Zeitraum eines Düngungsintervalls ablaufenden Prozesse der Bodenversauerung kompensiert werden, sodass sich der pH-Wert am Ende des Zeitraums an der unteren Grenze der pH-Klasse C einstellt (Rühlmann et al. 2023). Im Fall einer sehr starken Versauerung (pH-Klasse A) sind bei der Verwendung von Kalldüngern bodentexturabhängige CaO-Höchstmengen für eine einzelne Düngungsmaßnahme empfohlen, um negative Auswirkungen durch hohe Ca^{2+} -Zufuhr auf das Bodengefüge und die Bodenstruktur zu vermeiden. Dieses Problem kann auch durch Verwendung basischer Düngemittel mit geringem Ca^{2+} -Gehalt gelöst werden.

Wird im Ergebnis einer Bodenuntersuchung die pH-Klasse C festgestellt, ist die empfohlene CaO-Menge so bemessen, dass sie lediglich die im Düngungsintervall stattfindende Bodenversauerung kompensiert. Bei einer Überversorgung (pH-Klassen D+E) wird keine Zufuhr von Kalk empfohlen. Insbesondere bei pH-Klasse E ist die Anwendung physiologisch saurer wirkender Dünger, z. B. N-Dünger, zu erwägen.

Empfohlen wird die pH-Klasse C anzustreben, um in Bezug auf den pH-Wert für vier Anbaujahre optimale Bedingungen der Bodenstruktur und Nährstoffverfügbarkeit zu erhalten. In den pH-Klassen A, B, D und E bestehen keine optimalen Bedingungen für das Wachstum vieler Kulturpflanzen. Es kann zu Ertragsverlusten bei fast allen Kulturen kommen bis hin zum gänzlichen Ertragsausfall. Insbesondere besteht bei niedrigen pH-Werten eine erhöhte bis stark erhöhte Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen im Boden, sodass über die Nahrungskette auch der Mensch betroffen sein kann, Abschn. 1.2.

7.1.2 Kontinuierliche Kalkbedarfsbestimmung

Die Nutzung des VDLUFA-Algorithmus für die ortsspezifische Düngung wirft einige Fragen auf. Wie in Kap. 1 angesprochen, ist die ortsspezifische Anwendung von Düngungsalgorithmen, die eine überregionale Gültigkeit haben sollen, zu überdenken (Hergert et al., 1997, Rühlmann et al., 2023). Eine weitere Frage zur Anwendung des VDLUFA-Algorithmus ergibt sich aus der durch Sensoranwendung verfügbaren Datenqualität. Wie in den Kap. 3 bis 5 gezeigt, können Sensoren genutzt werden, um die für die Berechnung des Kalkbedarfs erforderlichen Bodenmerkmale Textur, pH-Wert und Humusgehalt präzise, mit kontinuierlichen Werten zu erfassen. Die Berechnung des Kalkbedarfs nach VDLUFA erfolgt jedoch stufenweise, unter Verwendung relativ breiter Textur- und Humusgehaltsklassen (Kerschberger et al., 2000, von Wulfen et al., 2008). Folglich lag es nahe,

einen Algorithmus zur kontinuierlichen Berechnung des Kalkbedarfs zu entwickeln. Dieser sollte einerseits zum VDLUFA-Tabellenwerk korrespondierende Ergebnisse liefern und andererseits auch fein abgestufte Textur- und Humusgehalte adäquat in Form einer kontinuierlichen Kalkbedarfsberechnung berücksichtigen können. Der Algorithmus zur kontinuierlichen Kalkbedarfsermittlung basiert direkt auf der Grundlage des VDLUFA-Tabellenwerks (Kerschberger et al., 2000, von Wulfen et al., 2008) und umfasste folgende Arbeitsschritte, die im Detail bei Rühlmann et al. (2021) beschrieben sind.

- a) Transformation der Textur- und der Humusgehaltklassen in kontinuierlich skalierte Größen

Die Texturtransformation erfolgte unter Verwendung des im Abschn. 3.1.1 vorgestellten mittleren Partikeldurchmessers MPD. Dieser wurde zunächst für alle in Abschn. 3.1.1 angegebenen 31 KA5-Bodenarten nach Rühlmann et al. (2021) berechnet. Jeder der fünf im VDLUFA-Tabellenwerk angegebenen Mineralbodengruppen sind mehrere der 31 KA5-Bodenarten zugeordnet (von Wulfen et al., 2008). Aus den arithmetischen Mitteln der MPDs der zugeordneten KA5-Bodenarten wurde für jede der fünf VDLUFA-Bodengruppen ein Wert des kontinuierlich skalierten MPD berechnet: $BG1 = 0,203$, $BG2 = 0,091$, $BG3 = 0,042$, $BG4 = 0,017$ and $BG5 = 0,005$ mm.

Die Transformation der vier VDLUFA-Humusgehaltklassen in eine kontinuierlich skalierte Größe erfolgte auf Grundlage des Humusgehaltes. Dazu wurden die arithmetischen Mittel der minimalen und maximalen Humusgehalte der jeweiligen Humusgehaltklasse (HK) berechnet und wie folgt zugeordnet: $HK1 = 2\%$, $HK2 = 6\%$, $HK3 = 11.5\%$, und $HK4 = 22.5\%$.

Im Ergebnis der Transformation wurden alle VDLUFA-Bodengruppen und Humusklassen jeweils über einen numerischen Wert beschrieben und sind in dieser Form als Grundlage für die Entwicklung eines Algorithmus zur kontinuierlichen Kalkbedarfsberechnung nutzbar.

- b) Textur- und humusgehaltsabhängige Relation zwischen pH-Wert und CaO-Bedarf

Trägt man die im VDLUFA-Tabellenwerk angegebenen CaO-Bedarfswerte über den pH-Wert ab, werden lineare Zusammenhänge sichtbar (Abb. 7.2).

Die Anstiege und die Achsenschnittpunkte der linearen Funktionen variieren textur- und humusgehaltsabhängig – sie steigen mit steigender Bodengruppe und mit abnehmender Humusklasse.

Die Anstiege und Achsenschnittpunkte der abgebildeten 20 linearen Funktionen (5 Bodengruppen * 4 Humusklassen) wurden entsprechend der folgenden Gleichung ermittelt und über die dazugehörigen MPD und Humusgehalte dargestellt (Abb. 7.3).

$$CaO = m + npH \quad (7.2)$$

wobei m der Achsenschnittpunkt und n der Anstieg der Gerade sind.

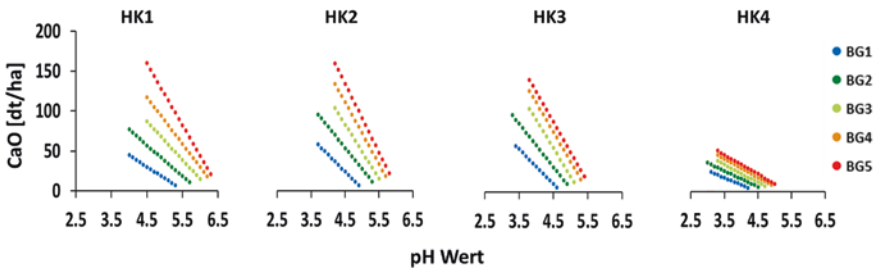


Abb. 7.2 CaO-Bedarf in Abhängigkeit von der Humusklasse (HK1–4), der Bodengruppe (BG1–5) und vom aktuellen pH-Wertes des Bodens der pH-Klassen A und B

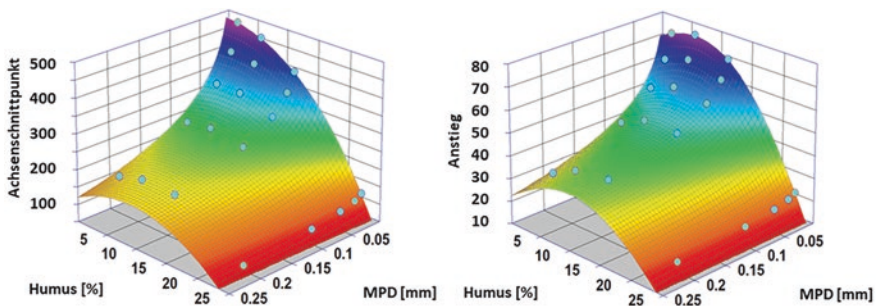


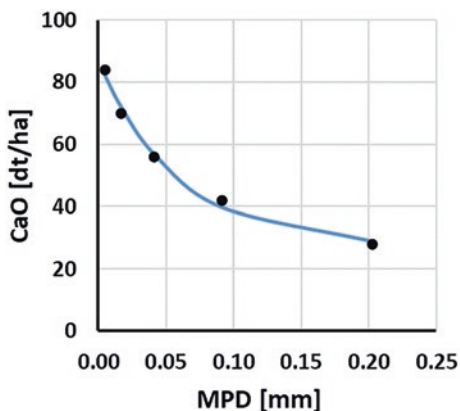
Abb. 7.3 Anstiege n (links) und Achsenmittelpunkte m (rechts) der in Abb. 7.2 dargestellten linearen Funktionen in Abhängigkeit vom Humusgehalt und vom mittleren Partikeldurchmesser MPD. Die Punkte geben die nach Gl. 7.2 berechneten Anstiege n (links) und Achsenmittelpunkte m (rechts) wieder und die Oberflächen stellen die über ein nichtlineares Modell berechneten Werte dar

Im Ergebnis der Modellanpassungen wird sichtbar, dass sich sowohl die Anstiege als auch die Achsenmittelpunkte über nichtlineare Funktionen abbilden lassen, die frei von lokalen Minima und Maxima sind. Deshalb können diese Modelle im Folgenden genutzt werden, um für jede mögliche Kombination aus Humusgehalt und MPD innerhalb der angegebenen Wertebereiche kontinuierlich den Kalkbedarf nach Gl. 7.1 zu berechnen.

c) Höchstmengen für eine einzelne Kalkungsmaßnahme

Im VDLUFA-Tabellenwerk sind Höchstmengen für eine einzelne Düngung mit Kalkdünger festgelegt, um negative Auswirkungen auf das Bodengefüge und die Bodenstruktur durch hohe Ca^{2+} -Zufuhr zu vermeiden. Diese Mengen variieren in Abhängigkeit von der Bodengruppe wie folgt: BG1 = 28, BG2 = 42, BG3 = 56, BG4 = 70 und BG5 = 84 dt CaO/ha. Wenn die empfohlenen CaO-Mengen diese

Abb. 7.4 Höchstmengen für eine einzelne Kalkungsmaßnahme



Höchstmengen überschreiten, ist die Düngung auf zwei Gaben aufzuteilen, die im angemessenen zeitlichen Abstand zueinander auszubringen sind. Alternativ können basische Düngemittel mit geringem Ca^{2+} -Gehalt eingesetzt werden.

Auch diese fünf angegebenen Höchstmengen können in eine kontinuierlich skalierte Größe transformiert werden. Dies erfolgt wiederum unter Verwendung des MPD (Abb. 7.4).

Damit lassen sich auch die Höchstmengen für eine einzelne Kalkung mit hoher Genauigkeit über ein nichtlineares Modell abbilden, das für die MPD-spezifische Berechnung der entsprechenden Höchstmengen genutzt werden kann.

d) Validierung des Algorithmus zur kontinuierlichen Kalkbedarfsberechnung

Im VDLUFA-Tabellenwerk sind insgesamt 317 CaO-Bedarfswerte für die Einstellung des optimalen pH-Wertes angegeben – jeweils in Abhängigkeit vom aktuellen pH-Wert, von der Bodengruppe und von der Humusklasse. Diese Bedarfswerte können mit dem entwickelten Algorithmus abgebildet werden. Die Gegenüberstellung der berechneten CaO-Bedarfswerte mit den Bedarfswerten aus dem Tabellenwerk zeigt, dass mehr als 99 % der Streuung der Tabellenwerte mit dem Algorithmus erklärt werden können (Abb. 7.5).

7.2 Bearbeitungsbreite und Fahrspurausrichtung

Die Bodenparameterkarten werden in einer räumlichen Auflösung von 2×2 m erstellt, die auch bei der Erstellung der CaO-Bedarfskarten verwendet wird (Abb. 7.6, links). Da die in der Praxis angewendeten Düngerstreuer über eine andere Arbeitsbreite verfügen, wird die räumliche Auflösung der Karte an die Arbeitsbreite des Düngerstreuers angepasst (Abb. 7.6, Mitte). Je geringer aber die Auflösung gewählt wird, desto größer werden die Pixel (z. B. 10×10 m o.Ä.) und um so weniger wird die räumlichen Variationen berücksichtigt. Bei stark heterogenen Böden steigen somit die Mengenunterschiede zwischen zwei Polygonen, was

Abb. 7.5 Vergleich der im VDLUFA-Tabellenwerk angegebenen und der mit dem Algorithmus zur kontinuierlichen CaO-Bedarfsberechnung ermittelten CaO-Mengen

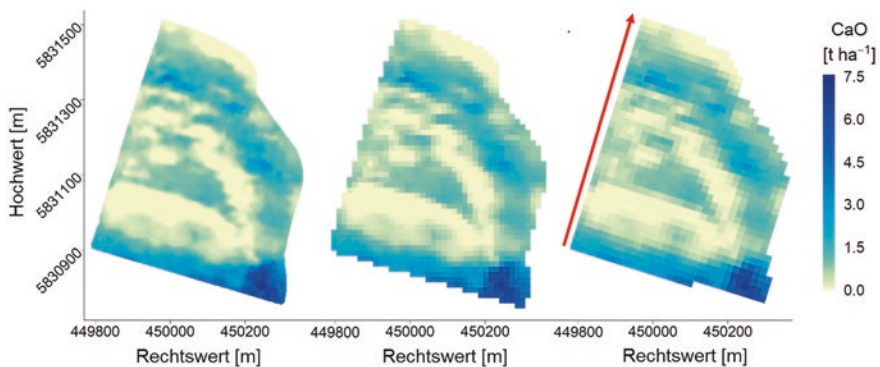
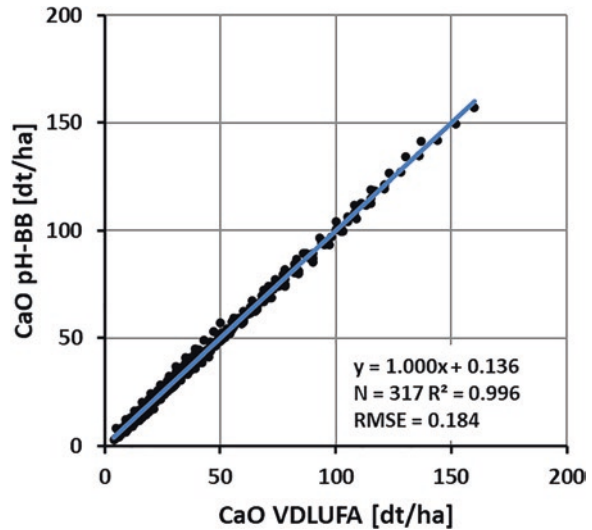


Abb. 7.6 Aggregation der berechneten hochaufgelösten Kalkbedarfsmenge (CaO) von 2×2 m (links) auf eine Streubreite von z. B. 12×12 m (Mitte) und Ausrichtung der Applikationsmengen in die gewünschte Fahrtrichtung (rechts) des Beispielschlages

dazu führt, dass sich der Übergang zwischen zwei gestreuten Mengen vergrößert. Als Folge nehmen mit größerer Auflösung die errechneten Kalkgesamtmengen zu – von 284 dt CaO (links) zu 304 dt CaO (Mitte).

Eine anschließende Ausrichtung der Streukarte entlang der Fahrspur führt zu einer optimalen, an den Kalkbedarf des Bodens angepasste Ausbringung (Abb. 7.7, rechts). Applikationskarten können als Shape oder im ISOXML-Format erstellt werden, wobei iso.xml auf 250 unterschiedliche Werte bzw. 15.000 Pixel pro Schlag/Auftrag begrenzt ist. Da ISOXML-Formate als Pixel vorliegen, kann

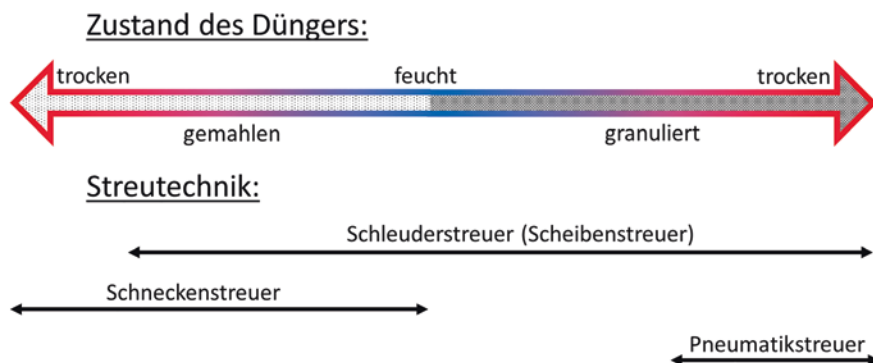


Abb. 7.7 Übersicht zum Zustand des Düngers und der dafür geeigneten Streutechnik

für dieses Format keine Spuranpassung vorgenommen werden. Eine Applikationskarte im ISOXML-Format wird im Düngerstreuer in Pixel in Nord-Südausrichtung umgerechnet.

7.3 Düngerauswahl und Berücksichtigung des Neutralisationswertes

Je nachdem, ob eine Anhebung oder eine Senkung des pH-Wertes gewünscht wird, können basisch oder sauer wirkende Düngemittel gewählt werden. Quantitative Angaben zu dieser Wirkung finden sich unter anderem in den von Bundesländern herausgegebenen Richtwertesammlungen (z. B. von Wulffen et. al., 2008). Die Wirkung auf den „Kalkzustand“ des Bodens wird als „Kalkwert des Düngers“ in kg CaO/kg ausgewiesen und auch als Kalk-Äquivalent, basische Wirksamkeit oder Neutralisationswert bezeichnet. Die Berechnungsmethode geht auf Sluijmsmans, 1970 zurück. Die Werte sind positiv bei physiologisch basisch und negativ bei versauernd wirkenden Düngern. Der Kalkwert des Düngers bezieht sich allerdings nur auf seine potenzielle Wirkung, unabhängig von dem Zeitraum, in dem die Wirkung erzielt wird. Wichtige Qualitätskriterien für Kalkdünger sind:

- Neutralisationswert: Gehalt an basisch wirksamen Verbindungen, ausgewiesen in %, also relativ zu reinem CaO.
- Wirkgeschwindigkeit/Reaktivität: beeinflusst von im Dünger enthaltenen Bindungsformen (Carbonat, Oxid, Hydroxid, Silikat) und der Mahlfeinheit.
- Transport-, Lager- und Streufähigkeit: beeinflusst in Abhängigkeit vom Schüttgewicht, dem Feuchtegehalt und der Formulierung (Körnung) die mögliche Verteilgenauigkeit und die Staubbildung.
- Nebenbestandteile: der Gehalt an zusätzlichen nützlichen (Begleitnährstoffe) oder an unerwünschten Bestandteilen (Schadstoffe) oder ein unerwünschtes Verhältnis zueinander bestimmt mit über die Einsatzzeichnung.

Tab. 7.1 Gliederung der Kalkdünger nach DüMV 2019

Kalkdünger	Mindestgehalte	Wirkungsgeschwindigkeit
Kohlensaurer Kalk	75 % CaCO ₃	Langsam
Kohlensaurer Magnesiumkalk	75 % Ca/MgCO ₃ , mind. 15 % MgCO ₃	Langsam
Branntkalk	65 % CaO	Schnell
Magnesiumbranntkalk	65 % CaO + 15 % MgO	Schnell
Mischkalk	50 % CaO	Teils/teils
Hüttenkalk	42 % CaO	Sehr langsam
Konverterkalk	40 % CaO	Sehr langsam
Rückstandskalke	30 % CaO	Je nach Herkunft

Eine Einteilung einiger Kalkdünger nach ihrem Wirkungsgrad und nach den Mindestgehalten an Ca- und Mg-Bestandteilen ist in Tab. 7.1 gegeben.

Bei der Kalkbedarfsberechnung wird der Bedarf an basisch wirksamen Verbindungen in Form von CaO-Mengen angesetzt. Für die Erzeugung der in der Praxis verwendeten Streukarten müssen als noch die jeweiligen düngerspezifischen Mengen berechnet werden. Die Kalkwirkung von Kalkdüngern berechnet sich aus den Calcium- und Magnesium-Gehalten (Tab. 7.1). Für im Handel angebotene Kalkdünger werden die Calcium-Werte üblicherweise in CaO bzw. CaCO₃ und für Magnesium in MgO bzw. MgCO₃ angegeben. In der Summe ergeben diese dann die basisch wirksamen Bestandteile. Für einen Kalk mit höherem Anteil an Magnesium, wie es bei den kohlensauren Kalken häufiger vorkommt, ergibt sich daraus eine höhere basische Wirksamkeit als sie ausgewiesen wird, da Magnesium eine ca. 1.4-mal höhere neutralisierende Wirkung besitzt ($\text{MgO} \times 1.4 = \text{CaO}$). Bei der Wahl des Kalkes sollte zusätzlich die Mg-Versorgung des Bodens berücksichtigt werden und je nach Bedarf gezielt Kalkarten mit mehr oder weniger Magnesium gewählt werden.

Die pH-Wirkung eines Kalkdüngers ist zudem von seinem Mahlgrad abhängig. Mengenanpassungen sind optional möglich, um auf die Nutzerbedürfnisse und Anforderungen der Streutechnik einzugehen.

7.4 Weitere Anpassungen an die auszubringende Streumenge

Für eine präzise Ausbringung von Düngermengen ist es wichtig, sich mit der Streutechnik und der Düngerqualität auseinanderzusetzen. Nach VDLUFA werden außerdem folgende Anpassungen des CaO-Bedarfs aus ackerbaulicher Sicht erforderlich: Die berechneten CaO-Mengen nach VDLUFA beinhalten den Kalkbedarf, der für ein Düngungsintervall von vier Jahren benötigt wird, um den pH-Wert des Bodens ins Optimum zu bringen oder zu halten. Beträgt das Düngungsintervall

beispielsweise 6 Jahre, wird ein Zuschlag vorgenommen. Man geht davon aus, dass nach 4 Jahren der untere pH-Wertbereich von pH-Klasse C erreicht ist und addiert für die restlichen 2 Jahre die halbe Menge der Erhaltungskalkung, wie sie in pH-Klasse C vorgesehen ist. Für den Fall, dass das Düngungsintervall kürzer als vier Jahre ist, muss demnach ein Abschlag vorgenommen werden. Weiterhin ist der zeitliche Abstand zwischen der Bodenuntersuchung und der Kalkungsmaßnahme zu berücksichtigen. Berechnungsgrundlage sollten möglichst aktuelle pH-Werte des Schlages sein.

Im Abschn. 7.1 wurde beschrieben, wie die maximal auszubringenden Höchstmengen an die Bodenart angepasst werden sollten. Überschreiten die errechneten Kalkmengen die Schwellenwerte, wird die Streumenge entsprechend in zwei oder mehrere Gaben aufgeteilt. Nach Empfehlung des VDLUFA sollte die Ausbringung an zwei Terminen mit ausreichend zeitlichem Abstand stattfinden. Die Bodenprobenahme zur pH-Überprüfung sollte an das Düngungsintervall angepasst und in die Fruchtfolge integriert werden. Deshalb sollten nur die Schläge beprobt werden, deren Kalkung unmittelbar bevorsteht. Durch die Georeferenzierung der Probenahme ist ein langfristiges Monitoring der Entwicklung der pH-Klassen möglich.

7.5 Technik zur Düngerapplikation

Bei der Wahl des Düngerstreuers sollte darauf geachtet werden, dass verschiedene, aufeinander abgestimmte Komponenten vorhanden sind. Zu den Komponenten eines technischen Systems für teilflächenspezifische Düngung zählen:

- Farm Management Information System (FMIS): Dies ist ein Geo-Informationssystem (GIS) mit Entscheidungsunterstützungssystem und geeigneten Schnittstellen für Agrar-Daten
- Georeferenzierte Eingangsdaten zur Berechnung von Düngungsempfehlungen
- Applikationskarten: digitale Karten mit den Düngungsempfehlungen
- Bordcomputer/Terminal: Computer mit Nutzerinterface zur Verknüpfung der Applikationskarte mit dem GNSS, Düngerstreuer-Controller (optimalerweise ein Terminal nach dem agroXML-Standard)
- Global Navigation Satellite System (GNSS): System zur satellitengestützten Positionierung. Möglichst mit Empfang für das europäische EGNOS, das amerikanische GPS und das russische GLONASS sowie für Korrekturdatendienste
- Düngerstreuer mit Controller, steuerbarem Schieber und Wiegeeinrichtung

Für die Ausbringung von Dünger und insbesondere von Kalk gibt es unterschiedliche technische Lösungen, deren Wahl von den Kosten, der gewünschten Flächenleistung und Präzision sowie von dem zu verwendenden Dünger abhängt (Abb. 7.7).

In der Praxis stehen unterschiedliche technische Streuertypen für Dünger zur Verfügung: Zentrifugalstreuer – in der Praxis oft auch Scheibenstreuer oder Schleuderstreuer genannt, Schneckenstreuer und Pneumatikstreuer (DLG, 2017).

Schleuderstreuer werden am häufigsten eingesetzt: Sie nutzen üblicherweise zwei rotierende Scheiben. Auf den nahezu waagerechten Scheiben sind Wurfleisten befestigt. Der Dünger fällt aus dem Behälter von oben auf die Scheiben. Die Menge des Düngers wird durch einen Schieber reguliert. Das Streubild hängt nicht nur von der Umdrehungsgeschwindigkeit, der Neigung der Scheiben und der Einstellung der Wurfleisten ab, sondern ebenso von den Eigenschaften des Düngers. Dabei sind insbesondere auf deren Korngrößenverteilung, die Kornform, die Bruchfestigkeit und die Feuchtigkeit zu achten (DLG, 2019). Innerhalb der Schleuderstreuer gibt es zwei unterschiedliche Bauformen: Anbaustreuer für die Dreipunktaufhängung und gezogene Großflächenstreuer mit eigenem Fahrwerk und sehr großem Düngertank. Bei Anbaustreuern bewegen sich die Düngerkörner der Schwerkraft folgend nach unten. Um Verstopfungen oder Brückenbildung zu vermeiden, sind nur trockene, granuliert Dünger geeignet. Großflächenstreuer haben zusätzliche Förderorgane, wie ein umlaufendes Gummiband, womit auch moderat feuchtere und lose Dünger benutzt werden können. Die Präzision dieses Scheibenstreuers ist allerdings durch den großen Streufächer begrenzt. Eine separate Ansteuerung der einzelnen Streuscheiben bringt nur geringe Verbesserungen.

Schleuderstreuer erzeugen im Idealfall ein dreieckiges Streubild, sodass erst durch die Überlappung auf der nächsten Fahrspur die vollständige Ausbringungsmenge realisiert wird. Aufgrund der Überlappung sind daher drei Überfahrten erforderlich, um die Gesamtmenge über eine Arbeitsbreite zu erzielen. Der Düngestreuer erhält die Information der Kalk-Menge an der Position der GPS-Antenne, das ist meist ein Punkt in der Mitte des Traktors. Der Streufächer bildet sich jedoch meist mit deutlichem Abstand zu den Streuscheiben. Dieser Positionsversatz sollte durch die Eingabe der Position der GPS-Antenne im Streuerterminal berücksichtigt werden, sodass die die Berechnung der Düngemenge für den tatsächlichen Ausbringungsmittelpunkt erfolgen kann.

Weiterhin hat die Korngrößenverteilung der Dünger einen großen Einfluss auf die Qualität der Ausbringung (DLG, 2019, Severin und Erdle, 2018). Das bedeutet, dass Dünger und Düngestreuer exakt aufeinander abgestimmt werden müssen. Informationen dazu werden häufig von den Herstellern der Düngestreuer und Kalkanbietern in Form von Streutabellen und Einstellwerten zur Verfügung gestellt. Aufgrund der robusten und einfachen Konstruktion und wegen des vergleichsweise niedrigen Preises ist der Anbauscheibenstreuer dennoch einer der gebräuchlichsten Düngestreuer. Sehr flexibel hinsichtlich der Eigenschaften des Düngemittels sind Universalstreuer. Der Aufbau ist eine Kombination aus einem Mist- und Großflächenstreuer. Auf dem Boden des Anhängers befinden sich Förderorgane, die den Dünger in Richtung Auslass transportieren. Durch das Öffnen bzw. Schließen der Dosierschieber kann in Verbindung mit der Fahrgeschwindigkeit und Arbeitsbreite die ausgebrachte Menge je Flächeneinheit bestimmt werden. Unter dem Dosierschieber sind die Streuscheiben, die den Dünger entsprechend der Arbeitsbreite verteilen.

Die Pneumatikstreuer verteilen den Dünger über ein Rohrgestänge. In diesen Rohrleitungen wird der Dünger durch einen Luftstrom über die gesamte Arbeitsbreite transportiert. Am Ende der Rohrleitungen befinden sich Prallteller zur wei-

teren Verteilung. Diese Streutechnik ermöglicht eine sehr präzise Verteilung über die Arbeitsbreite, da der Streufächer verhältnismäßig klein ist und keine großen Wurfweiten erzielt werden müssen. Auch die Windanfälligkeit ist viel geringer als bei den Schleuderstreuern. Der Einsatz ist allerdings auf die Verteilung von trockenem, staubfreiem und gekörntem Dünger begrenzt, sonst ist eine Verstopfung der Rohrleitung sehr wahrscheinlich. Für die ortsspezifische Düngung ist es möglich, die Segmente (Rohrleitungen) einzeln anzusteuern. Pneumatikstreuer sind konstruktiv aufwendiger und deshalb auch teurer als Schleuderstreuer. Wie bei den kleinen Anbaustreuern sind auch hier nur kleinere Mengen an Dünger pro Flächeneinheit ausbringbar.

Für stark staubende oder ätzende Dünger sind Kasten- bzw. Schneckenstreuer gut geeignet. Das Verteilen erfolgt bei dieser Technologie während der Querförderung aus einstellbaren Streuöffnungen in einem schneckenförmigen Mantel. Wie beim Pneumatikstreuer ist die Streubreite gleich der Arbeitsbreite, mit dem Vorteil eines gleichmäßigen Abwurfs an den Streuöffnungen und ein geringes Staubaufkommen. Deshalb ist der Schneckenstreuer für die Ausbringung von Branntkalk in gemahlener Form ideal.

Bei Düngerstreuern mit Kratzboden sollten Null-Mengen vermieden werden, andere Streuer setzen mindestens 300 kg Kalk/ha voraus. Als Naturprodukt sind beim Kalk außerdem chargenspezifische Unterschiede, wie Korndurchmesser oder Feuchtigkeit zu berücksichtigen. Mit einem chargenspezifischen Streugutachten und der Überprüfung der Querverteilung mit Streuschalen oder Prüfmatten kann die Einstellung der Streutechnik optimiert werden. Die Dosierung sollte vor jeder Ausbringung mit einer Abdreprobe kalibriert werden. Durch den Einsatz von granuliertem Kalk können höhere Wurfweiten bis ca. 18 m und eine höhere Präzision in der Längs- und Querverteilung erreicht werden.

Literatur

- Böttcher, J., & Lauer-Thiemecke, S. (1997). Vereinfachte Bestimmung der Basenneutralisationskapazität (BNK) stark saurer Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160(5), 613–618. <https://doi.org/10.1002/jpln.19971600513>
- DLG, 2017, Technik zur Ausbringung fester Mineraldünger, DLG-Merkblatt 410, Frankfurt am Main, Deutschland
- DLG, 2019, Technik zur Ausbringung fester Mineraldünger, DLG-Merkblatt 410, Frankfurt am Main, Deutschland
- DüMV 2019: Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist. https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012 (21.12.2023)
- Hergert, G.W., W.L. Pan, D.R. Huggins, J.H. Grove and T.R. Peck. 1997. Adequacy of current fertilizer recommendations for site specific management. p. 283–300. In F.J. Pierce and E.J. Sadler (ed.) *The State of Site-Specific Management for Agriculture*. ASA, Madison, WI. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/https://doi.org/10.2134/1997.stateofsitespecific.c13>
- Kerschberger, M. (1996). Ermittlung Optimaler Bodenreaktion auf dem Ackerland – Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft und Weitere Beiträge aus den Öffentlichen Sitzungen; VDLUFA-Verlag: Darmstadt, Germany, Volume 44, pp. 591–594.

- Kerschberger, M., Deller, B., Heyn, J., Kape, H.-E., Krause, P., Pollehn, J., Rex, J., Severein, K. (2000). Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. VDLUFA-Verlag: Darmstadt, Germany. <https://vdlufa.org/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf>. Abrufdatum: 13.12.2023
- Kerschberger, M.; Marks, G. (2007). Einstellung und Erhaltung eines standorttypischen optimalen pH-Wertes im Boden – Grundvoraussetzung für eine effektive und umweltverträgliche Pflanzenproduktion. *Berichte über Landwirtschaft: Stuttgart, Germany, Volume 85*, pp. 56–77.
- Rühlmann, J., Bönecke, E. Meyer, S. 2021. Predicting the Lime Demand of Arable Soils from pH Value, Soil Texture and Soil Organic Matter Content. *Agronomy* 2021, 11,785.
- Rühlmann, J., Bönecke, E., Gebbers, R., Gerlach, F., Kling, C., Lück, K., ... & Kramer, E. (2023). Predicting the Base Neutralization Capacity of Soils Based on Texture, Organic Carbon and Initial pH: An Opportunity to Adjust Common Liming Recommendation Approaches to Specific Management and Climate Conditions. *Agronomy*, 13(11), 2762.
- Severin, M., Erdle, K., 2018. Qualität von Mineraldüngern – Nicht nur die inneren Werte zählen, DLGkompakt, Frankfurt am Main, Deutschland
- Sluijsman, C.M.J. (1970). Der Einfluss von Düngemitteln auf den Kalkzustand des Bodens. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 126(2), 97–103. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.19701260202>
- Von Wulffen, U., Roschke, M., & Kape, H. E. (2008). Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DüV). Gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Landesamt für Verbraucherschutz, Frankfurt/Oder.

Eric Bönecke, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, boenecke@igzev.de Eric Bönecke schloss 2012 das Studium der Geographie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde ab und forscht seither als wissenschaftlicher Mitarbeiter zu den Ursachen der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen auf Feld- und Regionalebene. Unter anderem entwickelt er Algorithmen zur Verbesserung von Düngeempfehlungen in der Landwirtschaft.

Charlotte Kling, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Charlotte.Kling@hnee.de

Charlotte Kling ist wissenschaftliche Mitarbeiterin. Sie befasst sich mit Nährstoffmanagement im Ökolandbau (Projekt NutriNet). Auf dem Biolandbetrieb Gut Wilmersdorf GbR erforschte sie Precision Farming Ansätze zur standortspezifischen Kalkung (Projekt pH-BB) und überführte die Projektergebnisse in die betriebliche Praxis.

Ingmar Schröter, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Ingmar.Schroeter@hnee.de

Ingmar Schröter arbeitet seit als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HNEE. Sein Forschungsschwerpunkt liegt im Bereich der Bodenlandschaftsmodellierung. Er befasst sich mit effizienter Probenahmeplanung und der Entwicklung von Algorithmen zur Sensordatenkalibrierung.

Er ist R Enthusiast, interessiert sich für Datenvisualisierung und koordiniert die Entwicklung der pH-BB Toolbox.

Sebastian Vogel, Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB), Potsdam, svogel@atb-potsdam.de.

Sebastian Vogel studierte an der Universität Potsdam Geoökologie und wurde an der Universität Tübingen in Geographie promoviert. Er arbeitet als Wissenschaftler in der Abteilung Agromechatronik des ATB und leitet dort die Arbeitsgruppe „Sensorbasierte Bodencharakterisierung“.

Swen Meyer, Universität Rostock s.meyer@uni-rostock.de

Swen Meyer ist seit 2021 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät. Aktuelle Forschungsschwerpunkte sind die KI gestützte Vorhersage von räumlich hochaufgelösten Bodeninformationen, der Einsatz von Fernerkundungsinformationen und die Modellierung von Landnutzungsänderungen.

Golo Philipp, Landwirtschaft Petra Philipp, Booßen, golo-philipp@t-online.de.

Golo Philipp studierte Agrar- und Pflanzenbauwissenschaften. Seit 2007 ist er Leiter Pflanzenbau im Familienbetrieb. Seitdem verfolgt und unterstützt er Ansätze zur Entwicklung und Umsetzung von Precision Farming, mit besonderem Fokus auf der präzisen Kalkung.

Dirk Scheibe, Landwirtschaftliche Beratung der Agrarverbände Brandenburg GmbH, Teltow, scheibe@lab-agrarberatung.de.

Dirk Scheibe ist Leiter der "Fachgruppe Boden/Düngung" der LAB. Er ist als Berater für landwirtschaftliche Unternehmen tätig. Beginnend mit einem LEADER-Projekt im Jahr 2015, in dem der Stand von Precision Farming für 12 Betriebe und 17.500 ha Ackerfläche realisiert wurde, setzt er sich für die breitenwirksame Einführung von Precision Farming Techniken in der Brandenburger Landwirtschaft ein.

Katrin Lück, technische Mitarbeiterin. Auf dem Landwirtschaftsbetrieb Komturei Lietzen, war sie verantwortlich für die Durchführung und Betreuung der On-Farm Feldversuche. Sie war auf allen Versuchsbetrieben an den Bodensensorkampagnen mit der Sensorplattform Veris MSP3 sowie an der Veröffentlichung der Ergebnisse beteiligt.

Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de.

Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „I4S“, das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Jörg Rühlmann, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, ruehlmann@igzev.de.

Jörg Rühlmann ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentexturkarten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Die pH-BB Toolbox

8

Ingmar Schröter, Jakob Walch und Karin Zieger

Für die Präzisionslandwirtschaft sind hochaufgelöste Bodeneigenschaftskarten, die die Variabilität im Feld kleinräumig abbilden, von zunehmender Bedeutung. Wie in den Kap. 3 bis 5 ausführlich beschrieben, stehen zunehmend Sensorsysteme für die Kartierung von Bodeneigenschaften zur Verfügung. Im Kap. 6 ist beschrieben, wie sich aus den Sensordaten in Kombination mit laboranalytischen Methoden wichtige Bodeneigenschaftskarten ableiten lassen. Durch ihre Verknüpfung mit agronomischen Entscheidungsregeln wie z. B. dem VDLUFA-Algorithmus zur Bestimmung des Kalkbedarfs (Kap. 7) kann die Düngemenge für jeden Ort des Feldes ermittelt werden. Die erzeugte Applikationskarte ermöglicht es, den Düngbedarf teilflächenspezifisch präzise zu decken. Für die Errechnung der fertigen Streukarte aus Sensordaten ist eine Vielzahl statistischer, empirischer, geostatistischer und hybrider Methoden erforderlich. Damit ihre Anwendung in der landwirtschaftlichen Praxis gelingt, müssen sie in Form von Werkzeugen einfach und niedrigschwellig zur Verfügung stehen. Aus diesem Grund wurde die „pH-BB

Ergänzende Information Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, auf das über folgenden Link zugegriffen werden kann
https://doi.org/10.1007/978-3-662-69174-8_8.

I. Schröter (✉) · J. Walch
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: Ingmar.Schroeter@hnee.de

J. Walch
E-Mail: Jakob.Walch@hnee.de

K. Zieger
iXmap Services GmbH & Co.KG., Regenstauf, Deutschland
E-Mail: karin.zieger@ixmap.de

Toolbox“ entwickelt, die es Praktiker/-innen, Dienstleister/-innen und anderen Interessierten ermöglicht, den entwickelten Workflow einzusetzen.

In Zusammenarbeit mit dem Projektpartner iXmap Services GmbH & Co. KG (Regenstauf, DE; <https://ixmap.de>) wurde die pH-BB Toolbox in Form einer **Web-GIS-Anwendung** umgesetzt, sodass die gesamte Prozesskette zum Management der Bodenacidität (Kap. 1, Abb. 1.10) realisiert werden kann.

Die pH-BB-Toolbox als WebGIS-Anwendung steht allen Interessierten nach erfolgreicher Registrierung unter <https://phbb.ixmap.eu/> zur Verfügung.

Als begleitendes elektronisches Zusatzmaterial zu diesem Kapitel stehen das Handbuch zur pH-BB Toolbox (Walch 2022), ein Testdatensatz sowie ein Paket mit den in der Programmiersprache R geschriebenen Skripten zur Verfügung. Mit letzterem können die Funktionen auf dem eigenen Rechner ausgeführt werden.

Die pH-BB Toolbox als R-Paket, zusammen mit einer Auswahl an Testdaten, ist über das GitHub-Repository: <https://github.com/ingmardo/pHBBtoolbox> öffentlich zugänglich.

Im Folgenden werden die einzelnen Module der Toolbox kurz vorgestellt. Für die vollständige Beschreibung der Funktionalitäten und weitere Hintergrundinfos wird auf das zusätzlich verfügbare Handbuch zur pH-BB Toolbox verwiesen (Walch 2022).

Die pH-BB-Toolbox gliedert sich in die zwei Module: **(M1) Digitale Bodenkartenerstellung** und **(M2) Applikationskartenerstellung**, Abb. 8.1.

Durch den modularen Aufbau der Toolbox können Anwender/-innen unabhängig davon, ob sie erst noch Sensordaten im Feld aufnehmen, oder mit bereits vorliegenden Bodenkarten (z. B. pH-Karten, Bodenschätzungskarten, Teilflächen...)



Abb. 8.1 Prozesskette zum Management der Bodenacidität, umgesetzt als Dashboard in der pH-BB-Toolbox

arbeiten, in die Kartenerstellung einsteigen. Sie entscheiden, in welchem Umfang die Software genutzt werden soll. Ein Entscheidungsschema hierfür ist in Abb. 8.2 dargestellt.

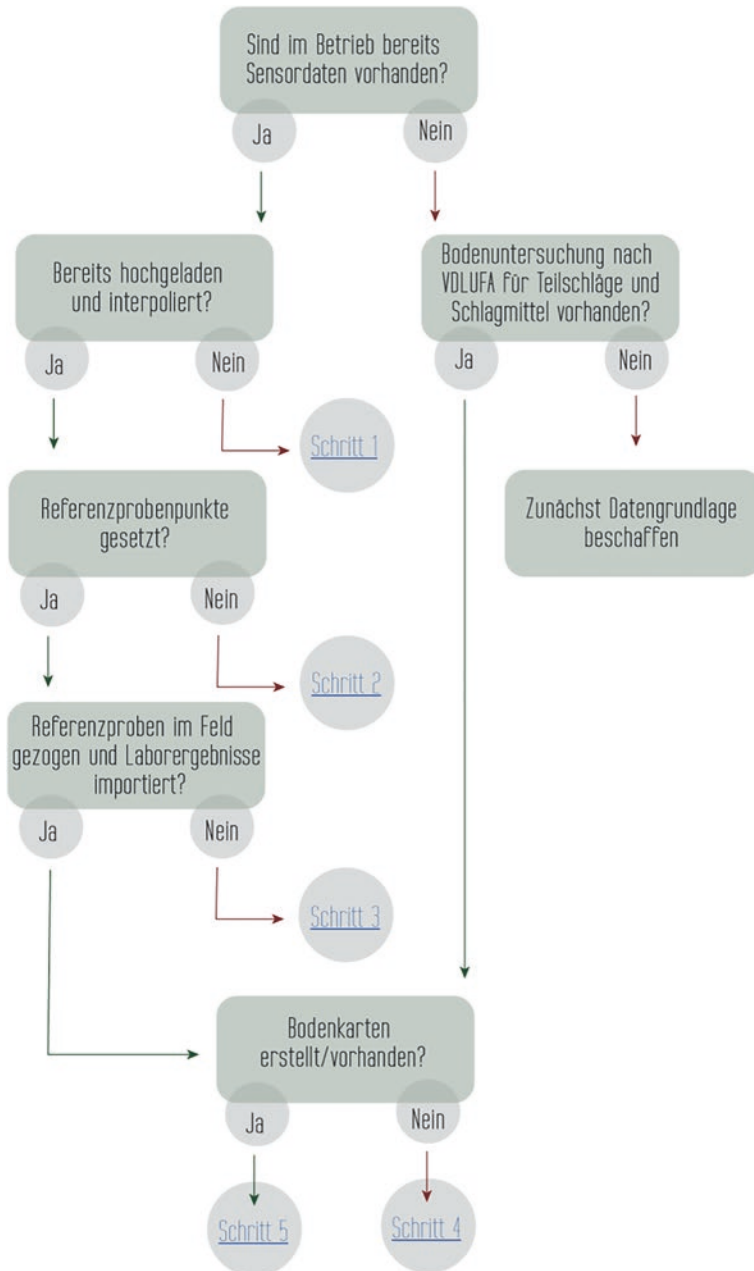


Abb. 8.2 Entscheidungsschema: Wo findet der Einstieg in die Prozesskette statt?

Die pH-BB-Toolbox ist in das Farm-Management-Informationssystem (FMIS) „FARMInfo“ als zuschaltbares Teilmodul integriert. Die Menüführung entspricht der anderer gängiger FMIS-Systeme. Nach Anmeldung im System und Anlage der Betriebsstruktur kann über die Feldverwaltung die Ackerschlagkartei übertragen werden. Die pH-BB Toolbox ist damit nach erfolgreichem Import der Schlaggrenzen aktiv und einsatzfähig.

8.1 Digitale Bodenkartenerstellung

In Abb. 8.1 ist die Umsetzung der Prozesskette zum präzisen Management der Bodenacidität dargestellt, vgl. Abb. 1.10. Die Bodenkartenerstellung wird realisiert für die Parameter Bodentextur, Humus und pH, (siehe Kap. 6). Für die kleinräumige Erfassung der relevanten Parameter kamen die zwei mobilen Sensorsysteme (i) Veris Multisensorplattform (MSP3) bestehend aus den Sensoreinheiten pH-Manager, OpticMapper und Veris 3100 (Veris Technologies Inc., USA) und (ii) Geophilus zum Einsatz. Das Bodenkartenmodul ist jedoch so flexibel gestaltet, dass sich auch Daten anderer Sensorsysteme importieren lassen. Eine Übersicht über verschiedene bodengestützte Messverfahren, die sich als zuverlässige Proxies zur quantitativen Beschreibung der jeweiligen Zielgröße eignen, ist in Kap. 3 bis 5 enthalten.

8.1.1 Schritt 1: Dateninterpolation

In diesem Arbeitsschritt werden die im Feld gemessenen Sensorpunktdaten eingeladen, und über geostatistische Interpolation verrechnet. Es besteht die Möglichkeit, zwischen zwei verschiedenen Kriging-Verfahren zu wählen (siehe Kap. 6). Als Standardvariante wird Ordinary-Block-Kriging mit einer Blockgröße 10×10 m als Interpolationsmethode verwendet. Die Blockgröße kann aber individuell angepasst werden. Darüber hinaus kann auch die Pixelgröße der interpolierten Sensorkarte festgelegt werden, wobei der Standardwert von 2 m bereits eine optimale Größe für die meisten Fälle darstellt. In Abhängigkeit der Zielgröße (pH-Wert, Humusgehalt und Bodentextur) werden die geeigneten Sensordaten nacheinander eingeladen und verrechnet.

Die Interpolierten Sensordaten werden unter Kartenverwaltung gespeichert und können durch Anklicken visualisiert werden. Als Ergebnis liegen alle Sensordaten flächenhaft und in einem einheitlichen Raster vor und können für den nächsten Arbeitsschritt verwendet werden.

Abb. 8.3 zeigt als Beispiel eine interpolierte Karte von gemessenen Gammamesswerten des Geophilus Sensorsystems.



Abb. 8.3 Ergebnis der Dateninterpolation für die gemessenen Gamma-Werte des Geophilus Sensorsystems für einen Beispielschlag (KL60)

8.1.2 Schritt 2: Referenzprobenpunkte setzen

Für die Ableitung der gewünschten Bodenparameter müssen die Sensormessdaten kalibriert werden. Dafür müssen Referenzprobenpunkte bestimmt werden. Für die Probenpunkte ist es von Bedeutung, dass diese optimal über den Schlag verteilt sind und die ganze Varianz der Messdaten (Variablenraum) abdecken. Dafür wurde ein Probenahmealgorithmus entwickelt. Bei nutzerseitiger Vorgabe des Probenumfangs (z. B. 10–15 Punkte) und der Auswahl eines Sets an Sensordaten werden die Probenahmepunkte für die laboranalytische Untersuchung optimal über das Feld verteilt berechnet, vgl. Abb. 6.2, Kap. 2.

Durch die Kalibrierung der Sensormessdaten lassen sich Beziehungen zwischen diesen und den Referenzlaborwerten (z. B. pH-Wert etc.) mithilfe statistischer Modelle beschreiben (Schritt 3). Das Ergebnis sind schließlich Bodenparameterkarten für Bodentextur, Humus und pH.

Für die Ausweisung repräsentativer Probenahmepunkte im Feld ist es ratsam, dass in Abhängigkeit der Zielgröße ein eigener Auftrag erstellt und ein Set aus geeigneten Sensordaten ausgewählt wird.

- 1) Die Textur wird maßgeblich durch die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa), den scheinbaren elektrischen Widerstand (Rho) und die Gammaaktivität beschrieben.
- 2) Für Humus wird empfohlen spektraloptische Messverfahren zu verwenden z. B. Sentinel-2 Satellitendaten im Infrarot- und nahen Infrarotbereich (NIR). Aber auch Gamma- und Widerstands- oder Leitfähigkeitsmessungen können für die Festlegung der Referenzprobenpunkte verwendet werden.

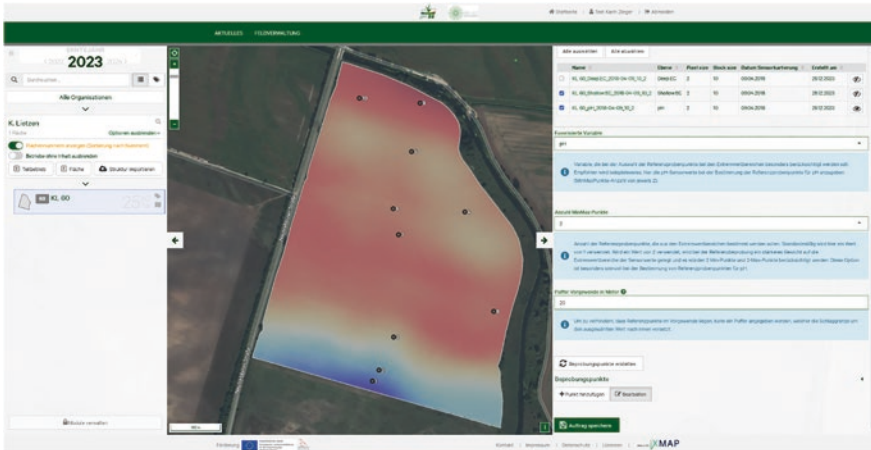


Abb. 8.4 Vorgeschlagene pH-Probenahmepunkte, die mithilfe des Probenahme-Algorithmus auf Basis der pH-Sensordaten und ECa-Daten der Veris Multisensorplattform für eine Anzahl von 10 Punkten ermittelt wurden

- 3) Der pH-Wert weist die höchste Korrelation mit den Sensordaten des Veris pH-Managers (pH-Elektrode) auf. Ergänzend können zusätzlich auch Daten der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit/Widerstand mit einbezogen werden, um Texturunterschiede bei der Probenauswahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Optional können die Daten eines Sensors ausgewählt werden, die vom Probenahme-Algorithmus stärker gewichtet (favorisiert) werden sollen. In diesem Fall werden die Extremwertbereiche des favorisierten Sensors stärker bei der Auswahl der Punkte berücksichtigt. Einzelne Punkte, die vom Algorithmus vorgeschlagen wurden, können bei Bedarf gelöscht werden oder es besteht die Möglichkeit manuell Punkte hinzuzufügen. In Abb. 8.4 ist das Ergebnis einer interpolierten pH-Karte nach Ermittlung der Referenzprobenpunkte dargestellt.

Der Auftrag mit den vorgeschlagenen Referenzpunkten wird im System gespeichert und die Liste mit den Punktkoordinaten kann als Shapefile heruntergeladen werden. Für die georeferenzierte Probenahme im Feld wird diese Liste einfach auf ein GPS-Gerät übertragen. Die Proben werden im nächsten Schritt laboranalytisch nach Standardverfahren untersucht.

8.1.3 Schritt 3: Laborergebnisse importieren

Die Laborergebnisse für die untersuchten Bodenproben werden üblicherweise als Excel-Dateien oder PDF-Datei übermittelt. Für den Import der Ergebnisse in die pH-BB-Toolbox ist es notwendig, diese in eine CSV-Datei zu überführen oder die Werte manuell in das System zu übertragen. Nach erfolgreicher Übertragung aller

Laborergebnisse ist ein Auftrag komplett und es kann im nächsten Schritt mit der Modellkalibrierung begonnen werden zur finalen Erstellung der Bodenparameterkarte.

8.1.4 Schritt 4: Bodenkarten erstellen (Modellkalibrierung)

In diesem Schritt werden die interpolierten Bodensensordaten mithilfe der Laborergebnisse kalibriert und in Bodenparameterkarten für Bodentextur, Humus und pH-Wert übersetzt. Die Laborergebnisse müssen dafür im vorherigen Schritt eingetragen worden sein.

Die Kartenerstellung erfolgt, indem ein statistisches Regressionsmodell (Prognosemodell) mithilfe der Laborergebnisse (pH-Wert, Bodentextur und Humusgehalt) und den Sensordaten kalibriert und validiert wird. In Abhängigkeit von der Anzahl der verwendeten Prädiktoren (Sensordaten) kommen einfache oder multivariate Regressionsverfahren zum Einsatz (siehe Kap. 6).

Im Hinblick auf eine optimierte Kalibration der Regressionsmodelle ist es empfehlenswert, dass Daten von zwei bis drei unterschiedlichen Sensoren kombiniert werden. Auf diese Weise und vorausgesetzt, dass geeignete Sensordaten verwendet werden, kann die Schätzgüte der Modelle zur Erstellung der Bodenparameterkarten verbessert werden.

Die Auswahl der Sensordaten erfolgt in Abhängigkeit der Zielgröße und wird wie bei der Referenzprobenbestimmung ähnlich getroffen:

- 1) Bodentextur bestehend aus Ton-, Schluff-, Sand- und VDLUFA-Bodengruppenkarte: scheinbarer elektrischer Widerstand (ERa)/scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa) und Gammadaten
- 2) pH-Wert (CaCl_2): pH-Sensordaten (z. B. Antimonelektrode) und/oder EC_a
- 3) Humus (bzw. organischer Kohlenstoff, C_{org}): optische Sensordaten, Gamma- und Widerstandsdaten.

Abb. 8.5 zeigt das Ergebnis einer berechneten Bodenkarte für den pH-Wert, die auf Basis der gemessenen pH-Sensorwerte und 10 Laborergebnissen (pH nach CaCl_2) berechnet wurde.

Nach erfolgreicher Kartenerstellung aller erforderlichen Kenngrößen zur Ermittlung des CaO-Bedarfs (z. B. Kalk) kann Modul 2 zur Applikationskartenerstellung verwendet werden.

8.2 Applikationskartenerstellung

In diesem Modul erfolgt die Applikationskartenerstellung zunächst in eine hochaufgelöste CaO-Bedarfskarte. Um den betriebstechnischen Gegebenheiten Rechnung zu tragen ist dieses Modul sehr flexibel gestaltet, d. h. es können neben hochaufgelösten sensorbasierten Bodenkarten auch externe Bodendaten wie gän-



Abb. 8.5 Ergebnis der kalibrierten pH-Karte, die auf Basis von 10 im Labor gemessenen pH-Werten (nach CaCl_2) und den pH-Sensordaten des pH-Managers berechnet wurde

gige Hofbodenkarten oder Bodenschätzungsdaten verwendet werden. Die externen Daten müssen im Vektorformat (Shapefile) oder Rasterformat (GeoTiff) vorliegen und können über die Feldverwaltung in das System importiert werden.

8.2.1 CaO-Bedarfskarte berechnen

Für die Erstellung von CaO-Bedarfskarten gibt es zwei verschiedene Berechnungsmöglichkeiten mit unterschiedlicher Präzision. Dabei kann zwischen zwei Optionen gewählt werden (Abb. 8.6):

- 1) Berechnung der CaO-Mengen nach VDLUFA Rahmenschema (Kerschberger et al. 2000) bzw. in der Software als „**Klassen nach VDLUFA**“ bezeichnet. Folgende Eingangsdaten (Bodenkarten) werden dafür benötigt: pH, Humus und VDLUFA Bodengruppe.
- 2) Berechnung der CaO-Menge mithilfe des **stufenlosen pH-BB-Algorithmus** (Ruehlmann et al. 2021; Kap. 7). Folgende Bodenkarten werden dafür benötigt: Mittlerer Partikeldurchmesser (MPD) oder Tongehalt, pH, Humus und VDLUFA Bodengruppe. Dieser Algorithmus ist besonders empfehlenswert, wenn sensorgestützte Eingangsdaten vorliegen, da sich der CaO-Bedarfs noch präziser abschätzen lässt.

Als Eingabegröße wird das Kalkungsintervall bis zur nächsten geplanten Kalkung und das Jahr der letzten pH-Wert-Untersuchung benötigt, um ggf. Zu- und Abschläge zu berechnen, wenn das Jahr der Bodenuntersuchung nicht dem Kalkungsjahr entspricht oder das Kalkungsintervall vom Standardwert 4 abweicht.

Nach erfolgreicher Erstellung der CaO-Bedarfskarte (in kg ha^{-1}) wird sie in der Kartenverwaltung gespeichert. Im nächsten Schritt erfolgt dann die Erstellung der CaO-Streukarte.

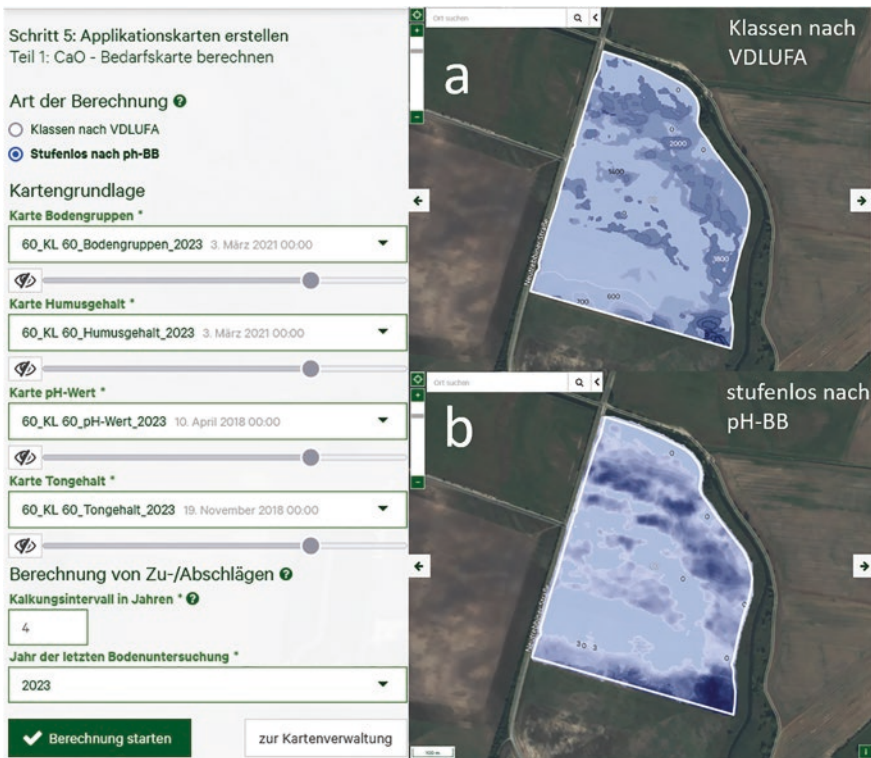


Abb. 8.6 CaO-Bedarfskarten für einen beispielhaften Schlag (KL60) nach (a) VDLUFA-Rahmenschema und (b) stufenlosen pH-BB-Algorithmus und berechnet für ein Kalkungsintervall von 4 Jahren, mit dem Jahr der letzten pH-Bodenuntersuchung in 2023. Auf der linken Seite des Bildes ist das Dashboard der CaO-Bedarfskartenberechnung für den stufenlosen pH-BB-Algorithmus zu sehen

8.2.2 CaO-Streukarte berechnen

In diesem Schritt wird die CaO-Streukarte auf Basis der zuvor erstellten CaO-Bedarfskarte berechnet. Dabei wird aus der hochaufgelösten CaO-Bedarfskarte eine Aggregation in streubare Managementzonen durchgeführt. Die zu aggregierende Auflösung (Arbeitsbreite) richtet sich dabei nach den Spezifika der Ausbringtechnik (d. h. des Kalkstreuers) und kann flexibel angepasst werden.

Die berechnete CaO-Streukarte zeigt den reinen CaO-Bedarf (kg ha^{-1}) in einem an die Arbeitsbreite des Kalkstreuers angepassten Raster und kann anschließend im Shape-Format oder ISO-XML-Format heruntergeladen werden. Der Vorteil der Shape-Variante ist, dass die CaO-Streukarte optional auch an die Fahrspur angepasst werden kann (Abb. 8.7). Dies ist insbesondere bei Controlled Traffic Farming mit permanenten Fahrspuren wichtig.

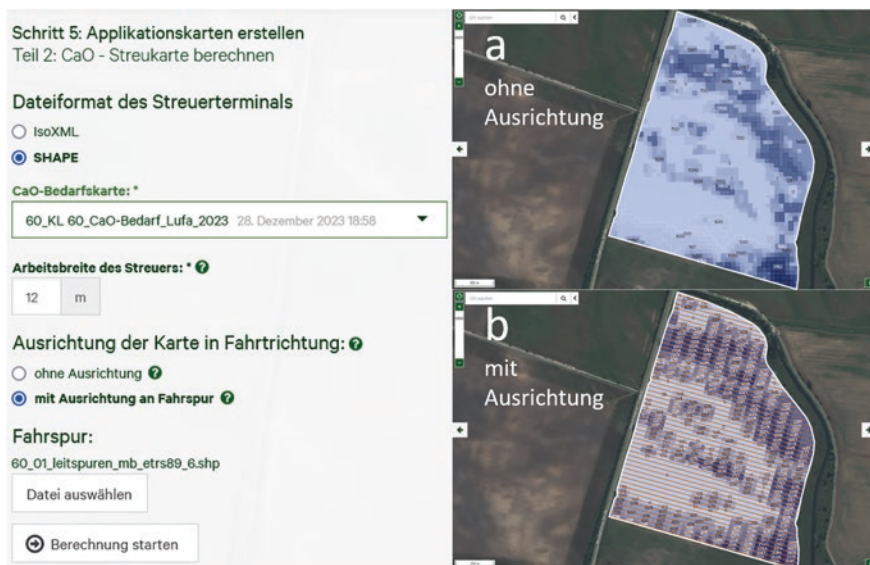


Abb. 8.7 CaO-Streukarten für einen beispielhaften Schlag (KL60) (a) ohne Ausrichtung und (b) mit Fahrspurausrichtung, berechnet für eine Arbeitsbreite von 12 m. Auf der linken Seite des Bildes ist das Dashboard der CaO-Streukartenberechnung zu sehen

8.2.3 Kalkapplikationskarte berechnen

Im dritten und letzten Schritt wird die im vorherigen Schritt berechnete CaO-Streukarte mit dem zu verwendenden Kalkdünger zur finalen Kalkapplikationskarte verrechnet. Dieser kann aus einer Liste ausgewählt werden. Ist der entsprechende Dünger nicht hinterlegt, so können weitere Dünger über eine Eingabemaske, mit Angabe der CaO- und MgO-Gehalte zur Berechnung des Neutralisationswertes, zur Liste hinzugefügt werden. Anhand der Nährstoffgehalte und Neutralisationswirkung des ausgewählten Düngers wird die finale Kalkapplikationskarte berechnet, die für die teilflächenspezifische Kalkausbringung auf das Streuerterminal der Maschine geladen wird.

Die Ausbringmengen lassen sich bei Bedarf unmittelbar nach dem Berechnen der Applikationskarte noch einmal anpassen. So können beispielsweise die Minimal- und Maximalmengen je Hektar verändert werden. Diese Anpassung kann sinnvoll sein, wenn z. B. nur eine begrenzte Menge Kalk je Flächeneinheit auf einmal ausgebracht werden soll oder der Kalkstreuer aufgrund technischer Einschränkungen die Maximalmenge nicht in einer einzelnen Überfahrt ausbringen kann. Nach erfolgreicher Berechnung kann die Kalkapplikationskarte in verschiedenen Formaten und für verschiedene Plattformen heruntergeladen werden. Das Dateiformat ist frei wählbar. In der Kartenverwaltung, in der die Applikationskarte ebenfalls gespeichert wird, gibt es die Möglichkeit für einen direkten Applikationskarten-Transfer. Wurde die Ausbringmenge bearbeitet, sind beide Kartenvari-

anten in der Kartenverwaltung hinterlegt. Es sind Verknüpfungen zum Fendt Vario-Doc, zu OSB und Exatrek vorhanden, um die Karte direkt in die im Betrieb genutzte Plattform zu exportieren.

8.3 Fazit

Mit der pH-BB Toolbox wurde ein Werkzeug zur Verbesserung des Managements der Bodenacidität in Deutschland entwickelt. Der modulare Aufbau der Toolbox erlaubt Landwirt/-innen den einfachen und schnellen Einstieg in eine teilflächenspezifische Bewirtschaftung. Mit dem Bodenkartenmodul kann die Datenbasis für eine präzise und ressourcenschonende Landwirtschaft geschaffen werden.

Literatur

[Elektronische Zusatzmaterialien](#) zu diesem Kapitel sind: das Handbuch zur pH-BB Toolbox (Walch 2022), ein Testdatensatz sowie ein Paket mit den in der Programmiersprache R geschriebenen Skripten

Kerschberger, M., Deller, B., Heyn, J., Kape, H.-E., Krause, P., Pollehn, J., Rex, J., Severein, K. (2000). Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. VDLUFA (Hrsg.). Darmstadt, Germany. <https://vdlufa.org/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf>. Abrufdatum: 13.12.2023

Rühlmann J, Bönecke E, Meyer S (2021) Predicting the Lime Demand of Arable Soils from pH Value, Soil Texture and Soil Organic Matter Content. *Agronomy* 11:785. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040785>

Walch J (2022) Handbuch zur pH-BB Toolbox. Ein Werkzeugkasten für die Erstellung von räumlich hochaufgelösten Bodenkarten und zur einfachen Umsetzung der präzisen Kalkung. Bachelorarbeit. HNE Eberswalde

Ingmar Schröter, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Ingmar.Schroeter@hnee.de.

Ingmar Schröter arbeitet seit 2017 als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HNEE. Sein Forschungsschwerpunkt liegt im Bereich der Bodenlandschaftsmodellierung. Er befasst sich mit effizienter Probenahmeplanung und der Entwicklung von Algorithmen zur Sensordatenkalibrierung. Er ist R-Enthusiast, interessiert sich für Datenvisualisierungsverfahren und koordinierte die Entwicklung der pH-BB Toolbox.

Jakob Walch, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Jakob.Walch@hnee.de
Jakob Walch hat an der HNEE Ökolandbau und Vermarktung studiert. Im Rahmen seiner Bachelorarbeit entwickelte er ein Handbuch für die pH-BB Toolbox. Seit 2024 ist er Betriebsleiter im Ackerbau auf einem Biobetrieb in Alt Madlitz in Brandenburg.

Karin Zieger, iXmap Services GmbH & Co.KG., Regenstein, karin.zieger@ixmap.de.

Karin Zieger ist verantwortlich für die inhaltliche Vorbereitung von Softwarelösungen im Bereich Landwirtschaft. Für die Entwicklung der pH-BB Toolbox übernahm sie die Koordination zwischen fachlichen Anforderungen aus dem Projekt und der Softwareentwicklung.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Nutzung sensorbasierter Texturkarten für das Management der Bodenacidität – Effekte auf Kalkbedarf, Ertrag und ökonomische Kennwerte

Jörg Rühlmann, Eric Bönecke und Golo Philipp

Im Rahmen des pH-BB Projektes konnten keine generalisierbaren Schlussfolgerungen zum Effekt der Nutzung sensorbasierter Bodenkarten auf den Kalkbedarf, den Ertrag und ökonomische Kennwerte gezogen werden. Hierfür sind weitere zeitliche und räumliche Wiederholungen mit weiteren Fruchtfolgegliedern, Bewirtschaftungsstrategien etc. erforderlich.

Deshalb wurden unter Nutzung der Szenariotechnik unterschiedliche Faktorkombinationen im Hinblick auf die Zielgrößen geprüft. Nachfolgend soll beispielhaft gezeigt werden, welchen Einfluss die exakte Lokalisierung von Bodentexturmustern besitzt. Um einen Vergleich zu den bisher betrieblich genutzten Bodenkarten zu ermöglichen, wurde für beide im Abschn. 9.2 beschriebenen Szenarien die gleiche Klassifizierung der Bodentextur in fünf Mineralbodengruppen genutzt (Kerschberger et al. 2000), obwohl sensorbasierte Bodentexturkarten eine viel feinere Abstufung ermöglichen. Zusätzlich zu den erhobenen Bodendaten wurden Literaturergebnisse herangezogen, die die Effekte der Textur und des pH-Wertes des Bodens auf den Pflanzenertrag beschreiben. Der Schwerpunkt dieses Kapitels liegt in der Beschreibung der Methodik. Die berechneten Effekte sind Mittelwerte aus der 3., 4. und 5. Fruchtfolgerotation. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse aller berechneten Szenarien erfolgt zeitnah in der wissenschaftlichen Fachliteratur.

J. Rühlmann (✉) · E. Bönecke
Gartenbausysteme der Zukunft, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau,
Großbeeren, Deutschland
E-Mail: ruehlmann@igzev.de

E. Bönecke
E-Mail: boenecke@igzev.de

G. Philipp
Landwirtschaft Petra Philipp, Booßen, Deutschland
E-Mail: golo-philipp@t-online.de

9.1 Vergleich von betrieblichen und sensorbasierten Bodentexturkarten

Da die Bodentextur direkt mit dem Speichervermögen des Bodens für Nährstoffe verbunden ist, gibt es für den pH-Wert, für Kalium und Magnesium, aber auch für Mikronährstoffe eine texturabhängige Klassifikation der Nährstoffgehalte in die VDLUFA Gehaltsklassen A-E. Dabei steigen das Speichervermögen und die anzustrebenden Nährstoffgehalte (Klasse C) mit wachsendem Anteil feiner Bodenpartikel (Ton+Feinschluff). Wird also z. B. der Boden mit BG 2 angesprochen, ist aber real nur BG 1, werden zu hohe Nährstoffgehalte angestrebt und demzufolge zu hohe Düngermengen appliziert. Deshalb ist der Bestimmung der Bodentextur besondere Aufmerksamkeit beizumessen. Die vorhandenen betrieblichen Bodenkarten beruhen überwiegend auf der Fingerprobe und besitzen eine ungenügende Auflösung für eine kleinräumig standortangepasste Bewirtschaftung (vgl. Kap. 3). Wie weit diese Karten von der Realität abweichen können tritt erst zutage, wenn sie mit sensorbasierten, hochaufgelösten Karten verglichen werden, die mit Laboranalysen kalibriert wurden, vgl. Kap. 6 und (Abb. 1.7, Kap. 1).

Auf Schlagenebene zeigt sich, dass die sensorbasierte Karte mehr Bodenarten ausweist und deutlich stärker gegliedert ist, da die Sensordaten Substrat- und Texturwechsel anzeigen. Die auf der Bodenschätzung beruhende betriebliche Bodenkarte zeigt hingegen ausschließlich lineare Verläufe der Grenzen zwischen den Bodengruppen. Diese Grenzen können sich auch an Flurstücksgrenzen ausrichten (vgl. Abschn. 3.4).

Die beiden sensorbasierten Karten in Abb. 9.1 beruhen auf 2×2 m großen Pixeln, die nach der Interpolation der Sensordaten und deren Kalibration an den Analyseergebnissen der Texturuntersuchungen im Labor jeweils durch eine pixelspezifische Kombination aus Ton-, Schluff- und Sandgehalt charakterisiert sind. Im Ergebnis dieser Arbeitsschritte entstand die sensorbasierte, stufenlose Bodentexturkarte (Abb. 9.1, rechts). Um eine direkte Vergleichbarkeit zur betrieblichen Bodenkarte (Abb. 9.1, links) zu ermöglichen, haben wir eine dritte Karte generiert

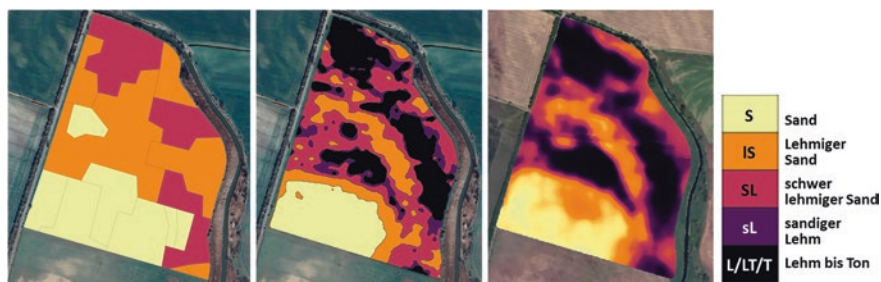


Abb. 9.1 Nach VDLUFA Bodengruppen klassifizierte Bodentexturkarten eines Beispielschlages: Betriebliche Bodenkarte (links), sensorbasierte, klassifizierte Bodenkarte (Mitte) und sensorbasierte, stufenlose Bodenkarte (rechts)

(Abb. 9.1, Mitte) und nach dem vom VDLUFA-Klassifizierungssystem, das auch der betrieblichen Bodenkarte zugrunde liegt, fünf Bodengruppen unterteilt. In dieser sensorbasierten, klassifizierten Bodentexturkarte gehören gleichfarbige Teilflächen zwar derselben Bodengruppe an, ihre mittleren Anteile an Ton-, Schluff- und Sand können aber im Rahmen der Klassengrenzen der jeweiligen Bodengruppe variieren. Im Gegensatz dazu sind die gleichfarbigen Teilflächen der betrieblichen Bodenkarte durch eine Bodengruppen spezifische Kombination aus Ton-, Schluff- und Sandanteilen charakterisiert.

Im nächsten Schritt wird der Vergleich zwischen der betrieblichen und der sensorbasierten Bodentexturkarte auf Betriebsebene vorgenommen, (Abb. 9.2, Tab. 9.1).

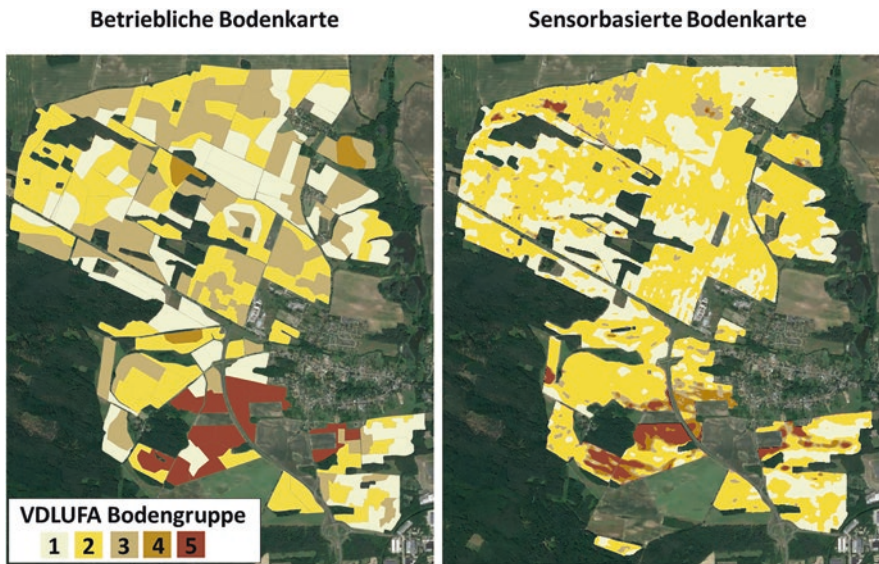


Abb. 9.2 Nach VDLUFA Bodengruppen klassifizierte Bodentexturkarten des Betriebes in Booßen (ca. 930 ha)

Tab. 9.1 Zuordnung der Ackerfläche zu Bodengruppen der betrieblichen Bodenkarte [%], berechnet auf Grundlage einer Pixelgröße von 2 x 2 m

Betrieb in der Gemarkung	Kartierte Fläche [ha]	Zuordnung der Ackerfläche zu Bodengruppen der betrieblichen Bodenkarte [%]		
		Richtig	Überbewertet	Unterbewertet
Booßen	930	38	45	17
Lietzen	1470	27	67	6
Wilmersdorf	220	56	40	4
Mittelwert		40	50	10

Beim visuellen Vergleich der beiden Karten fällt auf, dass die betriebliche Bodenkarte (li.) größere Flächenanteile in den Bodengruppen 3 und 5, während die sensorbasierte Karte (re.) größere Anteile von BG 2 ausweist. Neben dem Betrieb in der Gemarkung Booßen wurden zwei weitere Betriebe in den Gemarkungen Lietzen und Wilmersdorf für einen Vergleich kartiert. Für eine Bewertung dieser Unterscheide wurde auf einer 2×2 m Pixelbasis berechnet, wie viel Prozent der Ackerflächen der drei untersuchten Betriebe laut betrieblicher Bodenkarten der richtigen Bodengruppe zugeordnet waren und wie viel Prozent über- bzw. unterbewertet wurden (Tab. 9.1).

Im Mittel der drei untersuchten Betriebe sind in den betrieblichen Bodenkarten nur 40 % der Ackerfläche richtig zugeordnet, während die Hälfte überbewertet ist. Überbewertet bedeutet hier, dass die betrieblichen Bodenkarten die betreffende Bodengruppe höher bewertet als es in der Realität der Fall ist. Dies hat das bereits oben genannte Anstreben zu hoher Nährstoffgehalte und die Applikation zu hoher Düngermengen zur Konsequenz, vgl. Abschn. 1.3.

9.2 Aufstellung von Szenarien zu Berechnung der Effekte der Nutzung sensorbasierter Bodenkarten

Für eine Folgenabschätzung wurden am Beispiel des Betriebes in Booßen zwei Szenarien für fünf Rotationen der für den Betrieb typischen Fruchtfolge Raps – Gerste – Silomais – Triticale gerechnet. Die Kalkung erfolgte zu Raps (Tab. 9.2).

Tab. 9.2 Spezifikationen der Szenarien

Kriterium	Szenario 1	Szenario 2
Größe der Teilflächen und Klassifizierung der Bodenart	3–5 ha 5 Klassen (VDLUFA BG) (vgl. Abb. 9.1, links)	Variable Größe 5 Klassen (VDLUFA BG) (vgl. Abb. 9.1, Mitte)
Bestimmung der Bodentextur	Fingerproben basierte Ergebnisse der Bodenschätzung + betriebliche Modifikationen	Teilflächenmittel der kalibrierten Sensordaten, Analyse der Referenzproben im Fachlabor
Bestimmung von Humusgehalt und pH-Wert	Analyse im Fachlabor (eine Mischprobe je Teilfläche)	Teilflächenmittel der kalibrierten Sensordaten, Analyse der Referenzproben im Fachlabor
Algorithmus zur Berechnung des CaO Bedarfs	Stufenweise Bedarfsermittlung nach VDLUFA Tabellenwerk (vgl. Abschn. 7.1.1)	Kontinuierliche Bedarfsermittlung (vgl. Abschn. 7.1.2)
Datengrundlage zur Berechnung des CaO Bedarfs	Szenario-spezifische Berücksichtigung der <ul style="list-style-type: none"> • Bestimmungsmethoden für Textur, Humus und pH • Größe der Teilflächen 	
Datengrundlage zur Berechnung von pH-Wertänderungen und Erträgen	Stufenlose Textur-, Humus- und pH-Werte im Mittel der texturhomogenen Teilflächen lt. Szenario 2	

Beiden Szenarien liegen folgende Prinzipien zugrunde:

- Die Berechnung des CaO-Bedarfs für die einzelnen Teilflächen erfolgt Szenario-spezifisch (Datengrundlage und verwendeter Algorithmus zur CaO-Bedarfsermittlung).
- Die Berechnung des Düngungseinflusses auf die pH-Wertänderung und auf den Pflanzenertrag erfolgt auf der Grundlage sensorbasiert erhobener Daten.

9.2.1 Berechnung der pH-Werte für die einzelnen Jahre einer Fruchtfolgerotation

Die Erträge wurden sowohl in Abhängigkeit vom pH-Wert als auch von der Textur berechnet. Zunächst wird die Ertragsabhängigkeit vom pH-Wert beschrieben. Dazu wurde die pH-Wertänderung mittels des Algorithmus' zur kontinuierlichen CaO-Bedarfsermittlung festgestellt (vgl. Abschn. 7.1.2). Das Anheben eines beliebigen Ist-pH-Wertes infolge einer beliebigen CaO-Zufuhr erfolgte gemäß des in Abb. 9.3 gezeigten Anstiegs. Es wurde unterstellt, dass dieser pH-Anstieg bereits für das erste Fruchtfolgeglied voll wirksam war. Die pH-Werteabnahme wurde einbezogen, um den jährlichen Abfall des pH-Wertes infolge der permanent ablaufenden Versauerungsprozesse in seiner Ertragswirksamkeit in den Szenarioanalysen berücksichtigen zu können. Wir nutzten für die mathematische Beschreibung der jährlichen pH-Werteabnahme die textur- und humusgehaltsabhängigen Spannen zwischen dem oberen und unteren pH-Wert in pH-Stufe C (Abb. 9.3).

Dabei wurde unterstellt, dass der pH-Wert nach einer Kalkung (mit Ausnahme der Gesundungskalkung) bis zur oberen pH-Wertgrenze der pH-Klasse C angehört.

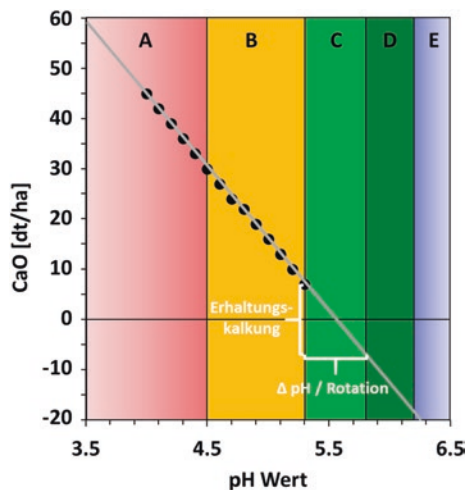


Abb. 9.3 Zusammenhang zwischen pH-Wertänderung und dafür erforderlichem CaO-Bedarf (Bsp. für Bodengruppe 1, Humusklasse 1)

ben wird. Bis zum Ende der Rotation sinkt der pH-Wert auf die untere pH-Grenze der pH-Klasse C. Demzufolge entspricht die Differenz zwischen dem oberen und unteren pH-Wert in pH-Klasse C der durch Versauerungsprozesse bedingten textur-, humusgehalts- und witterungsabhängigen Abnahme des pH-Wertes innerhalb eines Kalkdüngungsintervalls. Die für die vier Fruchtfolgejahre ertragswirksam berücksichtigten pH-Werte berechnen sich also für das 1. Jahr aus der oberen pH-Wertgrenze und für das 2., 3. bzw. 4. Jahr aus der oberen pH-Wertgrenze minus $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$ bzw. $\frac{3}{4}$ der pH-Differenz zwischen oberer und unterer pH-Wertgrenze.

9.2.2 Berechnung der Ertragseinbußen bei suboptimalen pH-Werten

Die Ertragseinbußen durch suboptimale pH-Werte von Pflanzengruppen mit unterschiedlichem Anspruch an die Bodenreaktion wurden in Anlehnung an Kerschberger (1993), Kerschberger und Marks (2007) wie folgt in den Szenarioanalysen berücksichtigt (Abb. 9.4), vgl. Abschn. 1.2.

Demnach sinkt der Ertrag in niedrigen pH-Wertbereich (pH-Klasse A) in Abhängigkeit vom Pflanzenanspruch an die Bodenreaktion auf 50–90 %. Im hohen pH-Wertbereich (pH-Klasse E) wurden Ertragseinbußen zwischen 2 und 10 % berücksichtigt. Zuordnungen von Pflanzenarten in die Gruppen mit unterschiedlichen Ansprüchen an die Bodenreaktion wurden unter anderem von Schilling (2000), DLG Merkblatt 456 (2022) vorgenommen.

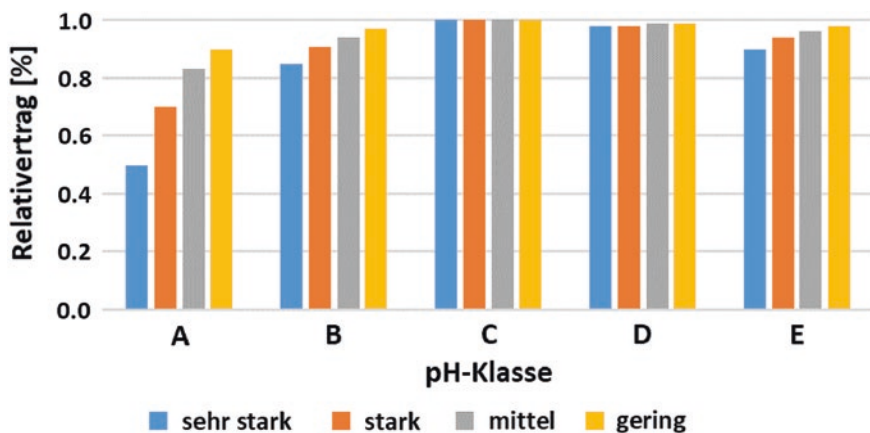


Abb. 9.4 Relativertrag von sehr stark, stark, mittel und gering kalkbedürftigen Pflanzenarten in Abhängigkeit von der pH-Klasse

9.2.3 Berechnung des Textureinflusses auf den Ertrag

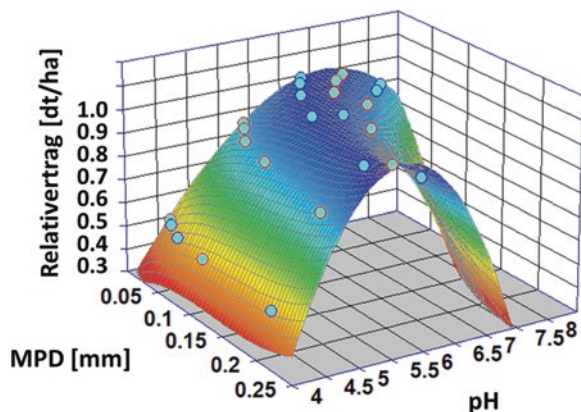
Wie in Abschn. 7.1.1 beschrieben, liegen den pH-Klassen A-E in Abhängigkeit von der Bodengruppe unterschiedliche pH-Wertbereiche zugrunde – die jeweiligen pH-Wertbereiche steigen mit steigendem Tongehalt des Bodens. Bestimmt man den mittleren pH-Wert jedes Bereiches und trägt ihn über dem mittleren Partikeldurchmesser MPD der jeweiligen Bodengruppe ab (vgl. Abschn. 3.1.1), kann der in Abb. 9.4 gezeigte pH-Klassen abhängige Relativertrag nun stufenlos sowohl in Abhängigkeit vom pH-Wert und von der Bodentextur (MPD) differenziert werden (Abb. 9.5).

Nachdem im ersten Schritt die Relativerträge in Abhängigkeit vom pH-Wert berechnet und dem MPD zugeordnet wurden, erfolgt im zweiten Schritt die Berechnung der Absoluterträge in Abhängigkeit von der Bodentextur (MPD). Für die Parametrisierung der Texturabhängigkeit im Algorithmus zur Ertragsberechnung wurde auf eine Datensammlung für die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg zurückgegriffen (Hanff und Lau 2021). In ihr sind mittlere standorttypische Erträge der in größerem Umfang angebauten Ackerkulturen ausgewiesen, und zwar in fünf Klassen in Abhängigkeit von der Ackerzahl. Für die weitere Verwendung wurde jeder Standortklasse eine VDLUFA Bodengruppe mit dem zugehörigen mittleren Partikeldurchmesser zugeordnet (Tab. 9.3).

Abschließend wurden die in Abb. 9.5 für die fünf MPDs dargestellten Relativerträge mit den entsprechenden Absoluterträgen aus Tab. 9.3 multipliziert. Auf diese Weise können auch die Absoluterträge stufenlos in Abhängigkeit vom pH-Wert und von der Bodentextur (MPD) differenziert werden (Abb. 9.6).

Im Ergebnis der bisherigen Arbeitsschritte lagen nun alle Voraussetzungen vor, um die Effekte der Nutzung sensorbasierter Bodenkarten auf Kalkbedarf und auf den Ertrag berechnen und darauf basierende ökonomische Kennwerte zu ermitteln.

Abb. 9.5 Relativertrag in Abhängigkeit von der Textur und vom pH-Wert. Der in Abb. 9.4 über den pH-Klassen A-E gezeigte Relativertrag der stark kalkbedürftigen Pflanzenarten ist hier über den pH-Klassenmitteln dargestellt. Zusätzlich ist die Abhängigkeit vom Bodengruppen spezifischen mittleren Partikeldurchmesser (MPD) abgebildet



Tab. 9.3 VDLUFA Bodengruppe, mittlerer Partikeldurchmesser (MPD) und Ertrag in Abhängigkeit von der Standortklasse am Beispiel von Wintergerste. (nach Hanff und Lau (2021), erweitert)

Standortklasse	1	2	3	4	5
VDLUFA Bodengruppe	5	4	3	2	1
MPD [mm]	0,005	0,017	0,042	0,091	0,203
Ertrag Wintergerste [dt/ha]	73	62	50	35	23

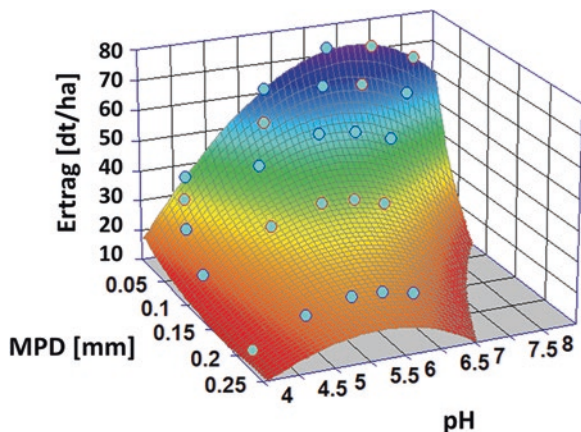


Abb. 9.6 Ertrag [dt/ha] in Abhängigkeit von der Textur [MPD, mm] und vom pH-Wert am Beispiel von Wintergerste

9.3 Effekte auf ökonomische Kennwerte

Die zu berechnenden ökonomischen Kennwerte beruhen auf der applizierten Menge Kalkdünger in CaO-Äquivalenten und auf dem erzielten Ertrag. Die applizierte Kalkmenge wurde Szenario spezifisch entsprechend Tab. 9.2 berechnet. Sie betrug im Mittel der 3.–5. Fruchtfolgerotation 17,7 dt CaO/ha in Szenario 1 und 10,4 dt CaO/ha in Szenario 2. Bei unterstellten Kosten von 5 €/dt CaO ergeben sich die in Tab. 9.4 angegebenen mittleren jährlichen CaO Kosten von 22 und 13 €/ha.

Im Mittel der 3.–5. Fruchtfolgerotation wurde in Szenario 2 jährlich ein 28 €/ha höherer Erlös durch den Ertrag generiert als in Szenario 1. Die damit verbundenen Mehrerträge beliefen sich auf 1,5 dt/ha bei Raps, auf jeweils ca. 1 dt/ha bei Gerste und Triticale und auf etwa 3 dt/ha Silomais Frischmasse.

Im Ergebnis dieser ersten Szenarioanalyse ergibt sich also durch die exakte Lokalisierung von Bodentexturmustern ein monetärer Vorteil von jährlich 37 €/ha gegenüber der Verwendung der betrieblichen Bodenkarte. Erste Schätzungen der durch Sensorkartierung, Referenzbeprobung, Probenanalytik sowie Texturkartengenerierung entstehenden Kosten liegen niedriger als der in zwei Jahren zu erreichende monetäre Vorteil. In diesem Zusammenhang wird zum einen

Tab. 9.4 Mittlere jährliche Ertragslöhre und CaO-Kosten für die beiden Szenarien

Ökonomischer Kennwert	Szenario 1: Betriebliche Bodenkarte CaO + VDLUFA klassische	Szenario 2: Sensorbasierte Bodenkarte CaO + VD-LUFA stufenlos
Erlös durch Ertrag (€/ha)	1639	1667
CaO Kosten (€/ha)	22	13
Erlös – Kosten (€/ha/a)	1617	1654
Differenz im Betriebsergebnis Szenario1 – Szenario 2 (€/ha)	– 37	

nochmals 171 darauf hingewiesen, dass die Bodentextur eine Schlüsseleigenschaft von Böden ist, die zu einer Vielzahl physikalischer, chemischer sowie biologischer Bodeneigenschaften und somit zu Nährstoffeffizienz, Ertrag und ökonomischen Kennwerten in sehr enger Beziehung steht. Andererseits gehört die Bodentextur zu den sich am langsamsten verändernden Bodeneigenschaften. Im Zeitraum mehrerer menschlicher Generationen ist die Wind- und/oder Wassererosion der einzig wirksame Prozess, der zur Veränderung der Bodentextur führen kann. Bei Einhaltung einer diesbezüglichen guten ackerbaulichen Praxis haben räumlich hochaufgelöste Bodentexturkarten also Gültigkeit für viele Jahrzehnte.

9.4 Fazit

Die Szenarioanalyse bestätigt, dass eine kleinräumig standortangepasste Bewirtschaftung – hier gezeigt am Beispiel von sensorbasierter Bodentexturkarten – zu deutlichen Effekten auf ökonomische Kennwerte führt. Dabei wurde in dem sensorbasierten Szenario 2 im Wesentlichen lediglich eine exakte räumliche Zuordnung der fünf VDLUFA Bodengruppen vorgenommen. Auch hier treten natürlich innerhalb einer Teilfläche erhebliche Texturschwankungen auf, da die Spannbreiten in den Ton-, Schluff- und Sandgehalten innerhalb jeder der fünf Bodengruppen relativ groß ist. Werden mehr als fünf Klassen gebildet (z. B. auf Grundlage des mittleren Partikeldurchmessers MPD, vgl. Abschn. 3.1.1), sinkt die Streuung der Textur innerhalb der Teilflächen proportional zu Anzahl der Klassen. Werden, wie in der stufenlosen Karte gezeigt, keine Klassen gebildet, entspricht die Teilflächengröße der Pixelgröße (hier 2 m Kantenlänge), (Abb. 9.1, rechts) und die Texturunterschiede können auf Basis des MPD stufenlos bei der Bemessung der Düngung berücksichtigt werden. Dafür sind jedoch auch stufenlose (sensorbasierte) Karten des pH-Wertes, des Humusgehaltes oder der Gehalte einzelner Pflanzennährstoffe erforderlich. Entsprechende Sensorsysteme zur räumlich hoch aufgelösten Erfassung des pH-Wertes (und künftig zur Erfassung pflanzenverfügbarer Nährstoffe) werden jedoch derzeit in Deutschland kaum kommerziell genutzt (oder sind noch nicht am Markt). Deshalb müssen zwischenzeitliche Lösungen

geschaffen werden, in denen die Bodenbeprobung für die Nährstoffuntersuchung nach wie vor per Bohrstock erfolgen kann. Dazu muss eine wirksamere Teilflächenbildung erfolgen – im Sinne einer größeren flächeninternen Homogenität sowohl im Hinblick auf Bodentextur als auch auf die Ertragshöhe.

An die Bodentextur sind das Wasser- und Nährstoffspeichervermögen sowie die anzustrebenden Nährstoffgehalte gebunden. Mit dem Ertrag korreliert die Nährstoffabfuhr. Sind Textur und Ertrag innerhalb von Teilflächen weitgehend homogen, kann auch von einer zeitlich homogenen Nährstoffdynamik innerhalb gleichartiger Teilflächen an unterschiedlichen Stellen des Feldes ausgegangen werden. Deshalb arbeiten wir in einem pH-BB Folgeprojekt daran, einen Algorithmus zur Generierung textur- und ertragshomogener Teilflächen zu entwickeln und den im Kap. 6 beschriebenen Probenahmealgorithmus daran zu adaptieren. Im Ergebnis soll nicht nur das Management der Bodenacidität sondern auch das der Nährstoffe K, Mg, P und N textur- und ertragsabhängig teilflächendifferenziert (weiter) optimiert werden.

Literatur

- DLG e.V. (Hrsg., 2022): Hinweise zur Kalkdüngung. DLG-Merkblatt 456. DLG e. V. Fachzentrum Landwirtschaft Eschborner Landstraße 122, 60489 Frankfurt am Main. https://www.dlg.org/fileadmin/downloads/landwirtschaft/themen/publikationen/merkblaetter/dlg-merkblatt_456.pdf. 5.11.23
- Hanff, H. und Lau, H. (2021). Datensammlung für die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg. Hrgb. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz und Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung. <https://elf.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Datensammlung-2021-web.pdf>. (28.12.2023)
- Kerschberger, M. (1993). Richtwerte zur Beurteilung von Bodenreaktion (pH-Wert), Makro- und Mikronährstoffen (in Böden und Pflanzen), Humusgehalt sowie Schadstoffen in Böden und Klärschlamm. Schriftenreihe LUFA Thüringen, 6.
- Kerschberger, M., Marks, G. (2007). Einstellung und Erhaltung eines standorttypischen optimalen pH-Wertes im Boden--Grundvoraussetzung für eine effektive und umweltverträgliche Pflanzenproduktion. Berichte über Landwirtschaft, 85(1), 56–77.
- Kerschberger, M., Deller, B., Heyn, J., Kape, H.-E., Krause, P., Pollehn, J., Rex, J., Severein, K. (2000). Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. VDLUFA-Verlag: Darmstadt, Germany. <https://vdlufa.org/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf>. Abrufdatum: 13.12.2023
- Schilling, G. (2000) Pflanzenernährung und Düngung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, ISBN 10:3-8252-8189-2

Jörg Rühlmann, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, ruehlmann@igzev.de Jörg Rühlmann ist Agrarwissenschaftler mit Arbeitsschwerpunkten in den Bereichen der Optimierung des Managements von Nährstoffen und der Modellierung des Umsatzes organischer Bodensubstanz im Acker- und Gemüsebau. Als Mitentwickler und Anwender des Geophilus Sensorsystems und Mitinitiator des pH-BB Projektes generiert er hochaufgelöste Bodentexturkarten und analysieren darauf aufbauend die Dynamik von Nährstoffen und organischer Bodensubstanz auf kleinräumiger Skala.

Eric Bönecke, Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren, boenecke@igzev.de Eric Bönecke schloss 2012 das Studium der Geographie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde ab und forscht seither als wissenschaftlicher Mitarbeiter zu den Ursachen der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen auf Feld- und Regionalebene. Unter anderem entwickelt er Algorithmen zur Verbesserung von Düngeempfehlungen in der Landwirtschaft.

Golo Philipp, Landwirtschaft Petra Philipp, Booßen, golo-philipp@t-online.de Golo Philipp studierte Agrar- und Pflanzenbauwissenschaften. Seit 2007 ist er Leiter Pflanzenbau im Familienbetrieb. Seitdem verfolgt und unterstützt er Ansätze zur Entwicklung und Umsetzung von Precision Farming, mit besonderem Fokus auf der präzisen Kalkung.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Andere Methoden der Basenbedarfsermittlung

10

Sebastian Vogel und Robin Gebbers

Die Basenbedarfsermittlung für das Management der Bodenacidität soll zwei Zielen dienen:

- Erhaltung eines pH-Wertes gegenüber den Versauerungsprozessen
- Erhöhung des pH-Wertes auf einen Zielwert

Entsprechend lassen sich bei den Bestimmungsmethoden zwei Ansätze bzw. Zielrichtungen unterscheiden:

- 1) Methoden zur Bestimmung der Basenzufuhr, um den pH-Wert zu ändern.
- 2) Methoden zur Bestimmung der Basenzufuhr, um den pH-Wert zu erhalten und die Versauerungsprozesse auszugleichen.

Die in Deutschland verbreitete Methode nach VDLUFA umfasst beide Komponenten (Kap. 7). Allerdings ist die Bestimmung der zweiten Komponente (pH-Wert-Erhaltung) wesentlich schwieriger als die Bestimmung der Basenmenge zur pH-Wert-Änderung. Die Menge der Basen, um den pH-Wert zu erhalten, hängt von mehreren natürlichen und menschlichen Einflüssen ab, die in ihrem Zusammenwirken bislang nur unzureichend modelliert werden können. Daher wurde die notwendige Erhaltungsdüngung anhand empirischer Untersuchungen (mehrjährige Feldversuche) abgeschätzt.

S. Vogel (✉)

Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB), Potsdam, Deutschland
E-Mail: svogel@atb-potsdam.de

R. Gebbers

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Deutschland
E-Mail: robin.gebbers@landw.uni-halle.de

10.1 Klassische Labormethoden als Alternativen zur VDLUFA-Kalkbedarfsbestimmung

Neben der routinemäßigen Bemessung des Kalkbedarfs in der landwirtschaftlichen Düngungsberatung in Deutschland nach dem VDLUFA-Verfahren gibt es eine Reihe anderer Methoden, die teilweise nur wissenschaftlich, teilweise aber auch in der Landwirtschaft anderer Länder für die Basenbedarfsermittlung verwendet werden. Dazu zählen:

10.1.1 Boden-Kalk-Inkubationen

Bei der Boden-Kalk-Inkubationen mischt man zunehmende Mengen an Kalk mit einem definierten Gewicht oder Volumen an Boden und misst nach Einstellen des Gleichgewichts nach mehreren Wochen oder Monaten die pH-Wertänderung des Boden-Kalk-Gemisches. Von der sich aus der Kalkmenge und der pH-Änderung ergebenden Kalkreaktionskurve lässt sich dann der Kalkbedarf ablesen. Dieser Ansatz ist direkt und genau, allerdings viel zu zeitaufwendig, um in der praktischen Landwirtschaft Anwendung zu finden.

10.1.2 Boden-Base-Titrationsen

Die Boden-Base-Titration fügt einer definierten Menge Boden unterschiedliche Konzentrationen an Kalk (CaCO_3 , Ca(OH)_2) oder anderer Basen (NaOH) zu. Über die Messung des pH-Wert-Anstiegs wird dann die Säuremengen bestimmt, die innerhalb einer definierten Zeitspanne neutralisiert werden konnte. Aus diesen Daten wird dann eine Titrationskurve erstellt, aus der man direkt die Menge an Kalk bzw. Base ablesen kann, die zur Erreichung eines bestimmten Ziel-pH-Wertes nötig ist. Wie von Robson (1989) zusammengefasst, unterscheiden sich die auf diesem Ansatz beruhenden Techniken hauptsächlich in: 1) dem dem Boden zugesetzten Reagenz, 2) den Gleichgewichtsbedingungen und 3) der Methode zur Messung des pH-Werts. Beispielsweise verwendet die Methode von Dunn (1943) Ca(OH)_2 und eine Äquilibrationszeit von 3 Tagen. Dunns Methode wurde oft als Referenz im Vergleich zu anderen Kalkbedarfsbestimmungsmethoden verwendet (z. B. Alabi et al., 1986; Owusu-Bennoah et al., 1995). Die Basenneutralisationskapazität (BNK) nach Meiwes et al. (1984) ist eine diskontinuierliche Boden-Base-Titration, die nur eine Inkubationszeit von 18 h erfordert. Im Vergleich zur Inkubationsmethode ist die Titration viel schneller, aber immer noch sehr zeitintensiv und erfordert viel Probenmaterial, was ihre häufige Anwendung bei routinemäßigen Bodenanalysen erschwert.

10.1.3 Boden-Puffer-Gleichgewicht

Das Boden-Puffer-Gleichgewicht ist in den USA der verbreitetste Ansatz zur Bewertung des Kalkbedarfs des Bodens. Einer Bodenprobe wird eine chemische Pufferlösung zugesetzt und nach einer bestimmten Zeitspanne wird der pH-Wert der Boden-Puffer-Mischung gemessen. Die beobachtete Abnahme des pH-Wertes der Pufferlösung ist dann ein Maß für die Menge an Bodensäure, die durch eine Kalkung neutralisiert werden muss, um den pH-Wert des Bodens auf einen Ziel-pH-Wert anzuheben (McLean, 1978). Die chemische Zusammensetzung der Pufferlösungen wird manchmal an die Eigenschaften der betrachteten Böden einer bestimmten Region oder Bodenlandschaft angepasst. Es sind verschiedene Puffer gebräuchlich, z. B. SMP-Puffer (Shoemaker et al., 1961), Adams-Evans-Puffer (Adams & Evans, 1962) oder Mehlich-Puffer (Mehlich, 1976). Mehrere Studien haben die Notwendigkeit einer regionalen Kalibrierung von Puffer-pH-Methoden hervorgehoben, um die Eignung der Pufferlösung für den Bereich der Bodeneigenschaften einer bestimmten geografischen Region zu überprüfen (Sims, 1996; Viscarra Rossel & McBratney, 2001). Die Pufferlösungen SMP und Mehlich enthalten gefährliche Chemikalien, die sorgfältig behandelt werden müssen. Wegen dieser Schadstoffe und der mangelnden Universalität wird der Boden-Puffer-Gleichgewichtsansatz kritisch betrachtet (Pagani & Mallarino, 2011).

10.2 Neue Alternativen durch In-situ-Sensoren

Der in diesem Buch beschriebene Ansatz nutzt Bodensensoren für die Erstellung hochauflöser Karten der für die Kalkbedarfsermittlung entscheidenden Bodeneigenschaften pH-Wert, Bodentextur und Humusgehalt. Zur Kalibration der Sensordaten müssen Bodenproben entnommen und im Labor auf diese drei Bodeneigenschaften hin analysiert werden, um den Kalkbedarf zu berechnen. Da mithilfe der vorstehend beschriebenen Methoden der Kalkbedarf eines Bodens jedoch auch direkt bestimmt werden kann, ist es naheliegend, die Sensordaten direkt auf den Kalkbedarf zu kalibrieren, ohne im Zwischenschritt die Bodeneigenschaftskarten (pH, Textur, Humus) erstellen zu müssen. Auf neun Ackerschlägen in Brandenburg wurde dieser Ansatz erfolgreich getestet (Vogel et al., 2022). Mit der Veris MSP wurden die Schläge hochauflösend mithilfe ionen-selektiver pH-Elektroden, einem geelektrischen und einem optischen Sensor kartiert und an repräsentativen Referenzproben der Kalkbedarf im Labor mittels Basenneutralisationskapazität (BNK) nach Meiwes et al. (1984) analysiert. Der Kalkbedarf nach BNK und die Sensordaten wurden dann durch schrittweise multivariate lineare Regression korreliert und daraus direkt Kalkbedarfskarten abgeleitet. Beim Vergleich mit dem zusätzlich ermittelten Kalkbedarf nach VDLUFA stellt sich jedoch heraus, dass der BNK-Kalkbedarf nur etwa ein Zehntel des VDLUFA-Kalkbedarfs ausmacht. Folgende Gründe konnten dafür identifiziert werden:

Erstens verfolgt der VDLUFA das Konzept der Erhaltungskalkung, das die Kalkung auch dann empfiehlt, wenn der pH-Wert bereits im optimalen Bereich liegt. Mit diesem Ansatz soll der optimale pH-Wert bis zur nächsten Kalkung in der nächsten Fruchtfolge in drei bis sechs Jahren gehalten werden. Die Kalkmengen für die Erhaltungskalkung liegen zwischen 300 und 2000 kg CaO pro ha, mit niedrigeren Werten bei sandigen und humusreichen Böden, und höheren Werten bei lehmigen und humusarmen Böden (von Wulffen et al., 2008). Die BNK-Methode bestimmt hingegen nur den Kalkbedarf, der notwendig ist, um den Ziel-pH-Wert zu erreichen aber nicht, um ihn über einen längeren Zeitraum zu erhalten.

Die Erhaltungskalkung zielt darauf ab, Kalkverluste aufgrund von bodenversauernden Prozessen wie Auswaschung und Nährstoffentzug sowie durch den Eintrag oder die Bildung von Säuren zu kompensieren. Diese Kalkverluste liegen zwischen 270 und 700 kg CaO pro ha und Jahr, abhängig von der Kulturart (Ackerland, Grünland), der Bodentextur und dem Jahresniederschlag (Tab. 10.1). Betrachtet man einen Kalkungszyklus von drei Jahren, so entsprechen diese Werte ungefähr der Größenordnung der im VDLUFA-Protokoll vorgeschlagenen Erhaltungskalkung.

Die Angaben in Tab. 10.1 sind recht grob. Zudem ist unklar, wie gut die Daten gesichert sind. Da eine Vorratskalkung für mehrere Jahre im Voraus betriebswirtschaftliche Vorteile haben kann, wäre es im Sinne des präziseren Aciditätsmanagements wünschenswert, wenn die Bodenversauerungsrate genauer abgeschätzt werden könnte. Hier besteht Forschungsbedarf.

Ein zweiter Grund für höhere VDLUFA-Kalkbedarfswerte ergibt sich aus der Entwicklung der VDLUFA-Methode auf der Grundlage von Feldversuchen. So wurden die Abschätzung der pH-puffernden Wirkung des Bodens sowie die Wirkung des Kalks auf Bodenversauerung und Ertragsentwicklung in einem offenen System untersucht. Natürliche bodenversauernde Prozesse, die während des Versuchs im Boden ablaufen und einen Einfluss auf die Reaktion des Kalks und die Entwicklung der Bodenacidität haben, sind somit einbezogen. Folglich wird die pH-Wirkung der Kalkung durch diese Faktoren gedämpft werden, was zu höhe-

Tab. 10.1 Kalkverluste durch Neutralisation und Auswaschung in kg CaO pro ha und Jahr (nach Bundesarbeitskreis Düngung, 2003)

Bodentextur	Kulturart	Jahresniederschlag		
		Gering (<600 mm)	Mittel (600...750 mm)	Hoch (>750 mm)
Sandige Böden	Ackerland	300	400	500
	Grünland	150	250	350
Lehmige Böden	Ackerland	400	500	600
	Grünland	200	300	400
Tonige Böden	Ackerland	500	600	700
	Grünland	250	350	450

ren Kalkempfehlungen führt. Im Gegensatz dazu wurde die BNK-Methode ausschließlich auf der Grundlage von Laboranalysen entwickelt. Hier wird die Kalkbedarfsschätzung in einem geschlossenen System durchgeführt, d. h. Prozesse wie die Auswaschung von Basen, saurer Regen oder Nährstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln sind ausgeschlossen.

Der dritte Grund ist in der Vorbereitung der Bodenproben zu suchen. Für die BNK werden die Bodenproben durch Trocknen und Sieben standardisiert und während der gesamten Versuchsdauer der basischen Lösung ausgesetzt. So können in den Laborexperimenten die chemischen Reaktionen, die durch die Zugabe der Base ausgelöst werden, effektiver und vollständiger ablaufen. Dies führt zu einer Unterschätzung des Kalkbedarfs nach der BNK-Methode im Vergleich zur VDLUFA-Methode. Um die Ergebnisse beider Methoden direkt miteinander vergleichbar zu machen, wurden Pedotransferfunktionen (PTF) zur Bestimmung des Kalkbedarfs sowohl nach der VDLUFA- als auch nach der BNK-Methode entwickelt (Rühlmann et al. 2021, 2023). Beide PTFs basieren auf denselben Variablen Textur, Humusgehalt und initialer pH-Wert des Bodens. Der Ergebnisvergleich erfolgte anhand eines unabhängigen Datensatzes, auf den beide PTFs angewendet wurden. Aus der numerischen Differenz zwischen den nach beiden Methoden berechneten Kalkbedarfswerten konnte die jährliche Versauerungsrate in Abhängigkeit von den genannten Variablen Textur, Humusgehalt und initialer pH-Wert des Bodens geschätzt werden. Neben diesen Bodenmerkmalen variiert die Versauerungsrate jedoch auch in Abhängigkeit vom Klima und von der Bewirtschaftung. Deshalb wäre ein künftiger Vergleich beider PTFs anhand von Feldexperimenten zum Management der Bodenazidität sinnvoll, die unter unterschiedlichen Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen durchgeführt wurden. Dies könnte dazu beitragen, die Kalkbedarfsermittlung durch Anpassung an unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien, Klimaregionen und an den Klimawandel zu optimieren.

Literatur

- Adams, F.; Evans, C.E., 1962. A rapid method for measuring lime requirement of red-yellow podzolic soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 26, 355–357.
- Alabi, K.E.; Sorensen, R.C.; Knudsen, D.; Rehm, G.W., 1986. Comparison of several lime requirement methods on coarse textured soils of Northeastern Nebraska. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 937–941.
- Bundesarbeitskreis Düngung, 2003. Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis. BAD, Frankfurt/Main.
- Dunn, L.E., 1943. Lime-requirement of soils by means of titration curves. *Soil Sci.*, 56, 341–352.
- McLean, E., 1978. Principles underlying the practice of determining lime requirements of acid soils by use of buffer methods. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.*, 9, 699–715.
- Mehlich, A., 1976. New buffer pH method for rapid estimation of exchangeable acidity and lime requirement of soils. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, 7, 637–652.
- Meiwes, K.J.; Koenig, N.; Khana, P.K.; Prenzel, J.; Ulrich, B., 1984. Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. In *Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen—Konzeption und Methodik*, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7; Meiwes, K.-J., Hauhs, M., Gerke, H., Asche, N., Matzner, E., Lammersdorf,

- N., Eds.; Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen: Göttingen, Germany.
- Owusu-Bennoah, E.; Acquaye, D.K.; Mahamah, T., 1995. Comparative study of selected lime requirement methods for some acid Ghanaian soils. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, 26, 937–950.
- Pagani, A.; Mallarino, A.P., 2011. Comparison of Methods to Determine Crop Lime Requirement Under Field Conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 76, 1855–1866.
- Robson, A.D., 1989. *Soil Acidity and Plant Growth*; Academic Press: Sydney, NSW, Australia.
- Rühlmann, J., Bönecke, E. Meyer, S. (2021). Predicting the Lime Demand of Arable Soils from pH Value, Soil Texture and Soil Organic Matter Content. *Agronomy* 2021, 11,785.
- Ruehlmann, J., Bönecke, E., Gebbers, R., Gerlach, F., Kling, C., Lück, K., ... Kramer, E. (2023). Predicting the Base Neutralization Capacity of Soils Based on Texture, Organic Carbon and Initial pH: An Opportunity to Adjust Common Liming Recommendation Approaches to Specific Management and Climate Conditions. *Agronomy*, 13, 2762.
- Shoemaker, H.E.; Mclean, E.O.; Pratt, P.F., 1961. Buffer methods for determining lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 25, 274–277.
- Sims, J.T., 1996. Lime Requirement. In *Methods of Soil Analysis—Part 3: Chemical Methods*; Bigham, J.M., Bartels, J.M., Eds.; Soil Science Society of America Book Series; John Wiley & Sons, Inc.: New York, NY, USA; Volume 5, p. 670.
- Viscarra Rossel, R.A.; McBratney, A.B., 2001. A response surface calibration model for rapid and versatile site-specific lime requirement predictions in southeastern Australia. *Aust. J. Soil Res.*, 39, 185–201.
- Vogel, S.; Bönecke, E.; Kling, C.; Kramer, E.; Lück, K.; Philipp, G.; Rühlmann, J.; Schröter, I.; Gebbers, R., 2022. Direct prediction of site-specific lime requirement of arable fields using the base neutralizing capacity and a multi-sensor platform for on-the-go soil mapping. *Precision Agriculture*. p. 127–149. Online: <https://doi.org/10.1007/s11119-021-09830-x>
- von Wulffen, U., Roschke, M., Kape, H.-E., 2008. Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DüV): gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt (veröffentlicht durch das Land Brandenburg). Güterfelde, Germany: Landesamt für Verbraucherschutz & Landwirtschaft und Flurneuordnung (LVLf).

Sebastian Vogel, Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB), Potsdam, svogel@atb-potsdam.de Sebastian Vogel studierte an der Universität Potsdam Geoökologie und wurde an der Universität Tübingen in Geographie promoviert. Er arbeitet als Wissenschaftler in der Abteilung Agromechatronik des ATB und leitet dort die Arbeitsgruppe „Sensorbasierte Bodencharakterisierung“.

Robin Gebbers, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, robin.gebbers@landw.uni-halle.de Robin Gebbers ist Agrarwissenschaftler und befasst sich seit über 25 Jahren mit Precision Agriculture. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die sensorgestützte Erfassung von Boden- und Pflanzeigenschaften, Algorithmen zur Kalibrierung von Sensordaten, Algorithmen für die ortsspezifische Düngung und Unsicherheitsanalysen. Er ist Mitinitiator des Projekts pH-BB und hat mit „I4S“ das bislang größte deutsche Forschungsvorhaben zur sensorbasierten Bodenkartierung geleitet.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

