

**Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften mit Relevanz für das
Verhalten von Herbiziden – ein Optimierungsansatz für den
Präzisionspflanzenschutz**

In a u g u r a l - D i s s e r t a t i o n

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften
(Dr. agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität

zu Bonn

vorgelegt am

8. August 2008

von

Dipl.- Ing. agr. Franz Michael Mertens

aus

Würselen

Referent: PD Dr. Gerhard Welp

Korreferent: Prof. Dr. Wulf Amelung

Tag der mündlichen Prüfung: 24. Oktober 2008

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2008

Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften mit Relevanz für das Verhalten von Herbiziden – ein Optimierungsansatz für den Präzisionspflanzenschutz

Ziel dieser im Rahmen des DFG-Graduiertenkollegs 722 „Präzisionspflanzenschutz“ angefertigten Arbeit war es, die teilflächenspezifische Anwendung von Herbiziden durch die Einbindung von Bodeninformationen zu optimieren. Dazu wurden sowohl das Verhalten von Herbiziden im Boden am Beispiel von Isoproturon (IPU) als auch die schnelle und kostengünstige Erfassung der räumlichen Variabilität relevanter Bodeneigenschaften in Labor- und Feldversuchen untersucht.

Batchversuche mit 12 Böden der Versuchsschläge ergaben einen hoch signifikanten Zusammenhang ($r^2 = 0,98$) zwischen der Sorption von IPU und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden. Durch einen Gefäß-Vegetationsversuch konnte ebenso ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt der Böden und der Wirksamkeit von IPU gezeigt werden, wobei in Abhängigkeit des C_{org} -Gehaltes die Aufwandmenge ohne Wirksamkeitsverlust teilweise bis auf ein Sechstel reduziert werden konnte. Im Feldversuch wurde nach einer praxisüblichen IPU-Behandlung innerhalb der Versuchsflächen kein Zusammenhang zwischen dem Gesamtgehalt (Aceton-Extraktion) und den Bodeneigenschaften festgestellt. Die IPU-Konzentration in der Bodenlösung ($CaCl_2$ -Extraktion) zeigte hingegen tendenziell eine negative Beziehung zum C_{org} -Gehalt. Nach Applikation im Herbst wurde eine Verlagerung bis in 30 cm Tiefe nachgewiesen. Dabei wurde tendenziell eine positive Beziehung zum Sandgehalt beobachtet. Die Versuche mit IPU belegen, dass eine Berücksichtigung des C_{org} -Gehaltes und der Körnung bei einer teilschlagspezifischen Herbizidapplikation sinnvoll ist.

Zur Erfassung des C_{org} -Gehaltes in Böden wurden spektrometrische Messverfahren untersucht. Im Labor konnten die C_{org} -Gehalte von Bodenproben mit der Aufnahme der Spektren im nahinfraroten Bereich (940-1680 nm) gut vorhergesagt werden. Diese Vorhersagen verbesserten sich bei der Erweiterung des spektralen Bereiches (sichtbar und nahinfrarot; 350 - 2500 nm). Die besten Ergebnisse lieferte die kombinierte Aufnahme der Spektren des nah- und mittelinfraroten Bereiches (1250 - 16650 nm). Im Feld wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Spektren des flugzeuggestützten Sensors „HyMap“ (400 - 2500 nm) und den C_{org} -Gehalten nachgewiesen.

Zur Kartierung der Körnung und des Profilaufbaus wurde die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (EC_a) mit dem Sensor EM38 erfasst. Es wurden hoch signifikante Korrelationen zu den Tongehalten, aber auch teilweise zu den Schluff- und Sandgehalten gefunden. Bei geschichteten Böden konnte ebenfalls eine signifikante Beziehung zur Mächtigkeit der Lößbedeckung beobachtet werden. Alle Beziehungen waren allerdings schlagspezifisch, sodass für eine Vorhersage der Eigenschaften aus der EC_a eine lokale Kalibration notwendig ist. Der Vergleich mit traditionellen Bodenkarten, Orthofotos und Ertragskarten zeigte die Vorteile der hohen räumlichen Auflösung der EC_a -Messung gegenüber der traditionellen Kartierung, die kleinräumige Bodenunterschiede weniger gut erfassen konnte. Für den Präzisionspflanzenschutz ist eine Kombination aus EC_a -Messung und konventioneller Bodenaufnahme der beste Weg.

Als mögliche Anwendung der Ergebnisse für den Präzisionspflanzenschutz wurde aus Daten der räumlichen Heterogenität der C_{org} -Gehalte eines Versuchsschlages Karten der Sorptionsfähigkeit und der Wirksamkeit von IPU bei 50 % der vollen Aufwandmenge erstellt. Aus der EC_a -basierten Karte der Schichtung konnte die Verteilung des Leachingrisikos für einen Versuchsschlag abgeleitet werden. Daneben konnte aus der EC_a -basierten Tongehaltskarte eine räumlich hochaufgelöste Karte zur Umsetzung der Anwendungsaufgaben für IPU erstellt werden. Diese Beispiele verdeutlichen das große Potenzial der Einbindung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes.

Spatial variability of soil properties with relevance for the behaviour of herbicides - an improvement approach for precision crop protection

Within the framework of the DFG Research Training Group "Precision Crop Protection" the aim of this project was to optimize the site-specific application of herbicides by integrating soil information. Therefore, the behaviour of the herbicide isoproturon (IPU) in soils was determined and rapid and cost-efficient methods for recording of relevant soil properties were tested.

Batch studies with 12 soils of various test fields resulted in highly significant correlations ($r^2 = 0.98$) between the sorption of IPU and the soil organic carbon (SOC) content. A pot experiment showed a clear relation between SOC content and herbicidal efficiency of IPU; the dosage could be reduced in parts by 80 % without reducing the herbicidal effect. After application of IPU with a field sprayer, no correlation was found between total content of IPU (acetone extractable) and soil properties. However, the IPU concentration of the soil solution (CaCl_2 extractable) tended to be negatively correlated to the SOC content. After application of IPU in autumn, translocation to a depth of 30 cm was observed and tended to be more pronounced at sites with higher sand contents. Thus, experiments with IPU showed that consideration of SOC content and soil texture may be reasonable for site-specific herbicide application.

Various spectrometric measuring methods were tested for the determination of SOC. The latter could be predicted in laboratory using soil spectra of the near infrared range (940 - 1680 nm), while a larger spectral range (visible and infrared; 350 - 2500 nm) improved the prediction. Most reliable results could be realised by combining the near and mid infrared range (1250 - 16650 nm). In a field experiment a clear relation between the spectra of the airborne hyperspectral sensor "HyMap" (400 - 2500 nm) and the SOC content could be shown.

The apparent electrical conductivity (EC_a) was measured several times for mapping soil texture and thickness of geological layers using the sensor EM38. Measured EC_a values correlated significantly with the clay content and partially with the silt and sand content. For soils showing stratification, significant correlations between EC_a and thickness of the loess layer could be established. As all correlations were field-specific, a local calibration was necessary to predict soil properties from EC_a values. The comparison with traditional soil maps, orthophotos and yield maps demonstrated the advantages of the high spatial resolution of the EC_a measurement, which reflects soil heterogeneity much better than traditional soil mapping. However, a combination of EC_a measurement and traditional soil mapping is most appropriate to meet the demands of precision crop protection.

To apply the results to precision crop protection, data of spatial heterogeneity of the SOC content from a test field were used to create maps of the sorption capacity and the efficiency of IPU at a reduced application rate of 50 %. A map of the leaching risk of one test field could be evaluated by using a map of geological layering which based on the EC_a measurement. Moreover, a high spatial resolution map of the clay content based on the EC_a values was created to reflect application requirements of IPU in a site-specific way. These examples demonstrate potential for the integration of spatial variability of soil properties into the concept of precision crop protection.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Bedeutung von räumlich heterogenen Bodeneigenschaften für die herbizide Wirkung und das Verhalten von Isoproturon in Böden	4
2.1 Einleitung	4
2.2 Material und Methoden	7
2.2.1 Versuchsböden	7
2.2.1.1 Böden der Versuchsfelder	7
2.2.1.2 Böden für die Batch-Sorptions- und die Vegetationsversuche	8
2.2.2 Stoffeigenschaften von Isoproturon	8
2.2.3 Batch-Sorptionsversuch	9
2.2.3.1 Aufbau und Durchführung	9
2.2.3.2 Auswertung	10
2.2.4 Gefäß-Vegetationsversuch	11
2.2.4.1 Aufbau und Durchführung	11
2.2.4.2 Auswertung	12
2.2.5 Feldversuch	12
2.2.5.1 Aufbau und Durchführung	12
2.2.5.2 Auswertung	14
2.2.6 Analysemethoden	15
2.2.6.1 Analyseverfahren für bodenkundliche Standardparameter	15
2.2.6.2 Bestimmung von Isoproturon	15
2.2.6.2.1 Aufbereitung der Bodenextrakte	15
2.2.6.2.2 Analyseverfahren	16
2.2.6.2.3 Validierung	16
2.2.7 Software und Statistik	17
2.3 Ergebnisse und Diskussion	19
2.3.1 Sorptionsverhalten von Isoproturon	19
2.3.2 Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Wirksamkeit von Isoproturon im Gefäß-Vegetationsversuch	27

2.3.3	Einfluss der Bodeneigenschaften auf das Verhalten von Isoproturon unter Praxisbedingungen.....	31
2.3.3.1	Abnahme der Gesamtgehalte im Oberboden und Verlagerung im Feldversuch.....	31
2.3.3.2	Pflanzenverfügbarkeit von Isoproturon im Boden als Parameter für die Wirksamkeit im Feldversuch.....	41
2.4	Schlussfolgerungen	47
3	Erfassung der Humusgehalte von Böden mittels IR-Spektroskopie	50
3.1	Einleitung	50
3.2	Material und Methoden	53
3.2.1	Böden und Versuchsflächen.....	53
3.2.1.1	Physikalisch-chemische Eigenschaften der Böden der Laboruntersuchungen.....	53
3.2.1.2	Physikalisch-chemische Eigenschaften der Böden der Versuchsflächen.....	53
3.2.2	Bestimmung der spektralen Eigenschaften.....	54
3.2.2.1	Spektroskopie im sichtbaren (VIS) und nahinfraroten (NIR) Bereich im Labor.....	54
3.2.2.2	Spektroskopie im mittelinfraroten (MIR) Bereich im Labor.....	55
3.2.2.3	Spektroskopie im sichtbaren (VIS) und nahinfraroten (NIR) Bereich im Feld.....	56
3.2.3	Probenahme und Analyse der Bodenproben.....	56
3.2.4	Auswertung der Spektren.....	56
3.3	Ergebnisse und Diskussion	58
3.3.1	Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels (VIS-)NIR-Spektroskopie im Labor.....	58
3.3.2	Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels (NIR-)MIR-Spektroskopie im Labor.....	61
3.3.3	Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels flugzeuggestützter VIS-NIR-Spektroskopie im Feld.....	65
3.4	Schlussfolgerungen	68

4 Räumlich hochauflösende Erfassung von Körnungsparametern und Profilaufbau mittels scheinbarer elektrischer Leitfähigkeit (EC_a).....	70
4.1 Einleitung	70
4.2 Material und Methoden.....	72
4.2.1 Versuchsflächen	72
4.2.2 Messung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a)	74
4.2.3 Konventionelle Bodenkartierung und Analyse.....	75
4.2.4 Datenverarbeitung, Statistik und Software	76
4.3 Ergebnisse und Diskussion	77
4.3.1 Zeitliche Variabilität der EC_a	77
4.3.2 Beziehung zwischen Körnung und EC_a	79
4.3.3 Einfluss der geologischen Schichtung auf die EC_a	82
4.3.4 Vergleich von konventionellen Bodenkarten mit räumlichen EC_a -Mustern	86
4.3.5 Vergleich der EC_a mit Vegetationsmustern und Ertragskarten	89
4.4 Schlussfolgerungen	92
5 Anwendungsmöglichkeiten im Präzisionspflanzenschutz.....	94
6 Ausblick	104
7 Zusammenfassung.....	107
8 Literaturverzeichnis	111
9 Anhang	123

1 Einleitung und Zielsetzung

Die moderne Pflanzenproduktion wird sich zukünftig zwei Aufgaben stellen müssen: Einerseits wird durch die wachsende Weltbevölkerung und den Kostendruck eine weitere Steigerung der Effizienz der pflanzenbaulichen Produktion nötig sein (FAO, 2001). Andererseits werden Umwelt- und Produktauflagen durch die immer strengere Gesetzgebung, aber auch durch höhere Anforderungen der Abnehmer weiter zunehmen (Nitsch und Osterburg, 2004). Diese Aufgaben werden mit der derzeitigen landwirtschaftlichen Praxis kaum zu lösen sein. Einen Beitrag zur Lösung dieses Problems kann der Präzisionspflanzenbau (Precision Agriculture) leisten (Dillon et al., 2007). Der Hintergrund dieses Konzepts ist die Abkehr von der schlagbezogenen einheitlichen Bewirtschaftung, hin zu einer präziseren, teilschlagspezifischen Bewirtschaftung (Werner, 2004). Vor allem im Bereich Bodenbearbeitung, Saat und Düngung war dieses Konzept schon im Fokus mehrerer Forschungsprojekte (z. B. preagro - Projekt des BMBF; www.preagro.de) und wird auch schon teilweise in der Praxis eingesetzt (s. www.agrocom.de, www.agricom.de).

Ein Teilbereich des Präzisionspflanzenbaus, in dem noch vergleichsweise wenig Forschungsarbeit geleistet wurde, ist der Präzisionspflanzenschutz. Ziel ist eine teilflächenspezifische Erfassung und Bekämpfung von Unkräutern und Schaderregern. In diesem Bereich werden die oben genannten Aufgaben besonders deutlich. Einerseits ist die phytomedizinische Behandlung von Pflanzenbeständen einer der zentralen Maßnahmen zur Ertragssicherung, andererseits sind die Gefahren für die Umwelt durch die Ausbringung von Wirkstoffen mit pestizider Wirkung besonders hoch (Maxwell und Luschei, 2005). Des Weiteren ist der chemische Pflanzenschutz ein sehr großer Kostenfaktor der Pflanzenproduktion. Derzeit ist die uniforme Behandlung eines Schlages Stand der Praxis. Dabei werden als Entscheidungsgrundlage der Behandlung in der Regel über das ganze Feld gemittelte Parameter oder einzelne Befallsnester verwendet. Der Variabilität dieser Parameter innerhalb des Feldes wird mit dieser Vorgehensweise nicht Rechnung getragen.

Ein wichtiger, aber im Pflanzenschutz oft wenig beachteter Einflussfaktor ist dabei der Boden. Die Bodeneigenschaften sind auf der Feldskala oftmals sehr heterogen. So können sich für den Präzisionspflanzenschutz relevante Bodeneigenschaften wie der Humusgehalt und die Körnung, aber auch der Bodenaufbau innerhalb eines Feldes deutlich unterscheiden (Herbst, 2002). Dadurch ist es möglich, dass sich deutliche Unterschiede bei Wirksamkeit, Abbau und dem Leachingverhalten von Pflanzenschutzmitteln auf verschiedenen Teilschlägen ergeben (Posen et al., 2006). Besonders relevant ist dies für Herbizide, da

diese in großen Teilen direkt auf den Boden appliziert und teilweise von der Zielpflanze über den Boden-Wurzelpfad aufgenommen werden. Aus diesem Grund sollten die Bodeneigenschaften bei der Herbizidapplikation im Konzept des Präzisionspflanzenschutzes berücksichtigt werden. Neben der Quantifizierung des Einflusses unterschiedlicher Bodeneigenschaften auf das Herbizidverhalten ist die Erfassung der räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften besonders wichtig, aber auch schwierig. Probleme bereiten besonders die hohen Ansprüche des Präzisionspflanzenschutzes an die Bodenaufnahme. Um die technischen Möglichkeiten der teilflächenspezifischen Applikation auszunutzen, ist eine räumliche Auflösung von unter 10 m notwendig. Eine solche räumliche Auflösung kann in der Praxis nicht ausschließlich durch traditionelle Bodenkartierung gewährleistet werden (Lück et al., 2002). Der zusätzliche Einsatz von Sensoren, wie ihn das Konzept des „Digital Soil Mapping“ vorsieht, kann zur Lösung des Problems beitragen (McBratney et al., 2003). So können Bodenkarten mit hoher räumlicher Auflösung erzeugt und für die Einbindung der Bodeneigenschaften in den Präzisionspflanzenschutz bereitgestellt werden.

Das DFG-Graduiertenkolleg 722 „Einsatz von Informationstechniken für den Präzisionspflanzenschutz“ beschäftigt sich in drei Förderperioden mit je etwa 10 Projekten mit verschiedenen Bereichen des Präzisionspflanzenschutzes (www.precision-crop-protection.uni-bonn.de). Die hier vorgelegte Arbeit wurde im Rahmen des Graduiertenkollegs angefertigt. Ziel war es, die Bedeutung des Bodens als Inputgröße für den teilschlagspezifischen Pflanzenschutz, speziell für die Herbizidapplikation, zu untersuchen.

Zunächst wurde der Einfluss verschiedener Bodeneigenschaften auf die Wirksamkeit, den Abbau und das Leachingverhalten des Phenylharnstoff-Herbizids Isoproturon als Modellwirkstoff beschrieben (s. Kap. 2). Dazu erfolgten sowohl Untersuchungen im Labor als auch im Feld. Anschließend wurde das Problem der Erfassung relevanter Bodeneigenschaften behandelt. Aufgrund der notwendigen hohen räumlichen Auflösung und des Ziels, den Zeitbedarf und die Kosten der Kartierung auf einem praxisfähigen Niveau zu halten, wurden verschiedene Sensoren getestet. Wegen des starken Einflusses des Humusgehaltes und der Körnung auf das Verhalten von Herbiziden (vgl. Kap. 2) erfolgte die Fokussierung auf Sensoren für diese Bodenparameter. Spektroskopische Messverfahren in Bereichen des sichtbaren, nahinfraroten sowie mittelinfraroten Lichtes wurden für die Erfassung des Humusgehaltes untersucht (s. Kap. 3). Mit unterschiedlichen Sensoren wurden die Spektren verschiedener Wellenlängenbereiche sowohl unter Laborbedingungen als auch im Feld aufgenommen und ihre Eignung für die Abschätzung des Humusgehaltes überprüft. Zur hochaufgelösten Kartierung von Körnungsparametern sowie des Profilaufbaus wurde die Messung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit, aufgenommen mit dem EM38

(Geonics, Kanada), untersucht (s. Kap. 4.). Dabei wurden zur Kalibration und Validation neben den selbst erfassten Ground Truth-Daten auch andere Informationsquellen wie Luftbilder, Ertragskarten sowie vorhandene Bodenkarten verwendet.

Abschließend wurden für die aufgezeigten Zusammenhänge bzw. Verfahren Anwendungsmöglichkeiten im Präzisionspflanzenschutz dargestellt und diskutiert (s. Kap. 5). Dabei wurden die Möglichkeiten zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften mit den Ergebnissen zur Untersuchung des Herbizidverhaltens verknüpft und zu für den Präzisionspflanzenschutz relevanten Informationen weiter verarbeitet. Diese Berechnungen dienen dazu, die Bedeutung der Bodenheterogenität für den Präzisionspflanzenschutz an konkreten Beispielen zu illustrieren.

2 Bedeutung von räumlich heterogenen Bodeneigenschaften für die herbizide Wirkung und das Verhalten von Isoproturon in Böden

2.1 Einleitung

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist in der Pflanzenproduktion zur Sicherung der Erträge gängige Praxis und im Hinblick auf die Welternährung auch unabdingbar (FAO, 2001). Schon heute wird dabei nach der „Guten Fachlichen Praxis“ verfahren. Eine Behandlung erfolgt nur, wenn die Schadschwelle überschritten wird. Somit wird eine Fläche nur behandelt, wenn die Maßnahme ackerbaulich nötig und ökonomisch sinnvoll ist. Allerdings ist die kleinste Einheit, in der Art und Dosierung der Pflanzenschutzmittel variiert werden können, in der Praxis meistens der komplette Ackerschlag. Aus bodenkundlicher Sicht sind Ackerschläge allerdings in vielen Fällen nicht homogen (Pätzold et al., 2008). Deshalb liegt in der teilflächenspezifischen Applikation, als wichtigstes Werkzeug des Präzisionspflanzenschutzes, ein großes Potenzial zur Einsparung von Pflanzenschutzmitteln. Für die Anwendung von Herbiziden bedeutet dieses nicht nur die Berücksichtigung der auf der Feldskala heterogenen Unkrautverteilung (Dicke et al., 2007), sondern z. B. auch die gezielte Anpassung der Dosierung an die räumlich variablen Bodeneigenschaften. Dadurch könnte der Pflanzenschutz sowohl ökonomisch als auch ökologisch verbessert werden.

Das Verhalten von Herbiziden wird maßgeblich von Bodeneigenschaften beeinflusst. Einer der wichtigsten Einflussgrößen für dieses Verhalten ist die Sorption der Wirkstoffe an Bodenkolloide (Hamaker und Thompson, 1972). Dabei wurde die Bedeutung des organischen Kohlenstoffes im Boden (C_{org}) in zahlreichen Publikationen herausgestellt (Wauchope et al., 2002). Dorado et al. (2003) beschrieben in diesem Zusammenhang die positive Beziehung zwischen dem C_{org} -Gehalt und der Sorption von Atrazin. Den gleichen Zusammenhang fanden FouqueBrouard und Fournier (1996) für Phenylharnstoff-Herbizide. Ertli et al. (2004) beschrieben ebenfalls eine signifikante Korrelation zwischen C_{org} -Gehalt verschiedener Böden Ungarns und der adsorbierten Menge des Phenylharnstoffherbizides Isoproturon (IPU). Zusätzlich berichteten sie aber auch von einer negativen Beziehung zwischen dem pH-Wert und der IPU-Sorption. Klimsa (1996) fand bei Isoproturon einen deutlichen Unterschied zwischen Adsorption und Desorption. Diese Hysterese wurde auch von Boivin et al. (2005) beschrieben. Die aufgeführte Literatur verdeutlicht somit, dass bei räumlicher Variabilität der Bodeneigenschaften von einer deutlichen Veränderung des Sorptionsverhaltens vieler Herbizidwirkstoffe auf der Feldskala auszugehen ist.

Neben der Sorption ist ein weiterer wichtiger Prozess der Abbau der Wirkstoffe im Boden. Pflanzenschutzmittel werden in Böden vor allem mikrobiell abgebaut. Daher können Bodenparameter, die die mikrobielle Aktivität beeinflussen, den Abbau von Pflanzenschutzmitteln stark verändern (*Kah et al.*, 2007). Neben der Höhe der mikrobiellen Aktivität spielt aber auch die Verfügbarkeit der Pflanzenschutzmittel für die Mikroorganismen und damit die Sorption eine entscheidende Rolle (*Wauchope et al.*, 2002). Somit ist zu erwarten, dass vor allem der Humusgehalt und der pH-Wert sowie die Bodenfeuchte und -temperatur den Abbau von Pflanzenschutzmitteln beeinflussen. *Kah et al.* (2007) fanden sowohl positive als auch negative Beziehungen zwischen dem pH-Wert zahlreicher Böden und dem Abbau einer Reihe von Pflanzenschutzmitteln. Positive Korrelationen zwischen dem C_{org} -Gehalt und dem Abbau von Isoproturon und Atrazin konnten von *Wood et al.* (2002) herausgestellt werden. Für Isoproturon beschrieben *Walker et al.* (2001) eine zunehmende Abbaugeschwindigkeit bei steigendem pH-Wert. *Alletto et al.* (2006) fanden wiederum bei der Untersuchung des IPU-Abbaus in drei Böden positive Beziehungen sowohl zur Bodenfeuchte als auch zur Bodentemperatur. Bei großer Variabilität der Bodeneigenschaften ist deshalb auch mit großen Unterschieden beim Abbau zu rechnen.

Diese Unterschiede im chemischen Verhalten der Herbizide im Boden sind für die Anpassung der Dosierung und damit den praxisnahen Präzisionspflanzenschutz nicht direkt verwendbar, da sie als Steuerungsparameter für eine teilschlagspezifische Applikation zu abstrakt sind und in einem komplexen Wirkungsgefüge zueinander stehen. Allerdings beeinflussen diese Unterschiede wiederum übergeordnete Eigenschaften der Pflanzenschutzmittel, deren genaue Kenntnis sehr wohl für die Optimierung des Pflanzenschutzes verwendet werden kann. Durch eine Änderung des Sorptionsverhaltens und des Abbaus im Boden kann die Verfügbarkeit und damit Wirksamkeit eines Bodenherbizids verändert werden. Einen Einfluss dieser Bodenparameter auf die Wirksamkeit von Atrazin zeigten *Liu et al.* (2002) anhand der Biomasse der Unkräuter im Feldversuch. Wenn also von den Bodeneigenschaften über das Verhalten des Wirkstoffes im Boden auf die Wirksamkeit geschlossen werden kann, könnten aus den Bodeneigenschaften wichtige Informationen für die optimale Dosierung gewonnen werden. Auch das Leachingverhalten und damit die Gefährdung des Grundwassers variiert durch Sorption und Abbau (*Renaud et al.*, 2004). Auch hierfür gilt, dass durch die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Bodeneigenschaften und Leachingverhalten wichtige Informationen für den Präzisionspflanzenschutz gewonnen werden können. Auswaschungsgefährdete Teilbereiche von Ackerschlägen könnten identifiziert und die Dosierung angepasst oder mobile Herbizide gemieden werden.

Das vorliegende Kapitel behandelt das Verhalten von Isoproturon im Boden in Abhängigkeit von der Variabilität der Bodeneigenschaften auf der Feldskala. Die Untersuchungen sollten klären, ob die Kenntnis der Boden-Herbizid-Interaktionen als Information für den Präzisionspflanzenschutz relevant ist.

Wegen der deutlichen Abhängigkeit von Bodeneigenschaften wurde in der vorliegenden Arbeit Isoproturon (N-(4-Isopropyl-phenyl)-N',N'-dimethylharnstoff) als Modellwirkstoff verwendet. Dabei handelt es sich um ein weitverbreitetes Bodenherbizid zur Ungrasbekämpfung in Getreide, das sowohl im Herbst als auch im Frühjahr angewendet werden kann. Zuerst wurde das Sorptionsverhalten von Isoproturon in verschiedenen Böden im Labor-Batchversuchen überprüft. Zur Übertragung dieser Ergebnisse auf die Wirksamkeit wurde ein Vegetationsversuch unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt. Das Verhalten von Isoproturon unter praxisüblichen Feldbedingungen wurde in zwei Feldversuchen auf den Versuchsgütern Dikopshof und Frankenforst untersucht. Das Augenmerk lag dabei auf der Variabilität der Verfügbarkeit, des Abbaus und des Leachingverhaltens von Isoproturon auf der Feldskala. Dabei wurden sowohl die Unterschiede in den Bodeneigenschaften innerhalb der Versuchsflächen gezielt berücksichtigt als auch die Applikationszeitpunkte variiert.

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Versuchsböden

2.2.1.1 Böden der Versuchsfelder

Dikopshof

Die Versuchsfläche liegt auf dem Versuchsgut Dikopshof in der Bördelandschaft zwischen Köln und Bonn. Generell findet man auf der Fläche größtenteils Braunerden und Parabraunerden aus Löß bzw. schluffig-lehmigen Auensedimenten über der kiesig-sandigen Mittelterrasse des Rheins. Entlang eines 300 m langen Transektes wurden vier Punkte (DH a - DH d) mit unterschiedlichem Profilaufbau und Bodeneigenschaften ausgewählt. Wichtige Bodenparameter sind in der Tabelle 2-1 zusammengefasst. Eine Beschreibung der Böden des Versuchsschlages und ihrer flächenhaften Verteilung findet sich in Kap. 4.2.1.

Tab. 2-1: Wichtige Bodenparameter der Versuchspunkte der Feldversuche auf den Schlägen Dikopshof und Frankenforst

Standort	Mächtigkeit der Löß / Auenlehm- Schicht	C _{org}	Ton	Schluff	Sand	pH (CaCl ₂)	Ton	Schluff	Sand
	[cm]	Ap [%]	Ap [%]	Ap [%]	Ap [%]	Ap	0 - 150 cm [%]	0 - 150 cm [%]	0 - 150 cm [%]
DH a	73	1,30	13,6	49,3	37,0	6,9	13,2	26,2	60,6
DH b	48	1,17	14,6	54,2	31,2	7,3	15,1	57,6	27,3
DH c	200	1,45	13,7	57,0	29,3	7,2	10,2	25,9	63,8
DH d	60	1,32	14,8	37,5	47,7	7,2	10,4	30,6	59,3
FF a	146	0,69	23,0	69,4	7,6	6,6	22,8	68,2	9,0
FF b	138	0,91	23,5	69,4	7,1	6,8	23,0	50,1	26,9
FF c	58	1,34	21,7	68,6	9,7	6,6	25,1	51,6	23,3
FF d	36	1,22	29,8	52,2	17,9	6,5	35,1	42,2	22,7

Frankenforst

Die Versuchsfläche Frankenforst liegt südöstlich von Bonn. Die Ausgangsgesteine der Böden sind Verwitterungsmaterial des tertiären Vulkanismus (Trachyttuff) überlagert von Löß. Die genaue Beschreibung der Böden des Schlages findet sich in Kap. 4.2.1. Die vier Versuchspunkte (FF a - FF d) wurden entlang eines 190 m langen Transektes so ausgewählt, dass sie sich im Profilaufbau und in den Bodeneigenschaften stark unterscheiden. In Tab. 2-1 sind wichtige Bodenparameter zusammengefasst.

2.2.1.2 Böden für die Batch-Sorptions- und die Vegetationsversuche

Die Bodenproben für die Laborversuche wurden an den Standorten, die auch für die Feldversuche ausgewählt wurden, entnommen (s. Kap. 2.2.1.1). Mittels Flügelbohrer wurden aus vier Bohrungen auf einer Fläche von 1 m² aus den Tiefen 0 - 30 cm und 60 - 90 cm etwa je 5 kg Boden entnommen. Zusätzlich wurde eine Oberbodenprobe eines Grünlandstandortes des Versuchsgutes Rengen in das Probenet aufgenommen. Die Proben wurden bei 40°C getrocknet und auf 2 mm gesiebt. Zur Charakterisierung der Bodenproben wurden einige bodenkundliche Standardanalysen durchgeführt. Die Kennwerte sind in Tabelle 2-2 zusammengefasst. Wegen der unterschiedlichen Probenahme können auf den Versuchsschlägen Dikopshof und Frankenforst die Kennwerte der Oberböden trotz gleicher Probenahmestellen zwischen den Feld- und Laborversuchen leicht differieren.

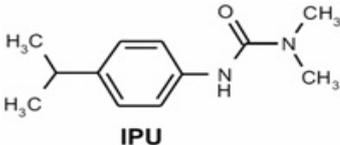
Tab. 2-2: Bodenkundliche Kennwerte der Böden der Laborversuche

Standort	Tiefe [cm]	Bezeichnung	pH	C _{org} [%]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]
DH a	0 - 30	DH a (0-30)	7,1	1,30	13,6	49,3	37,0
DH b	0 - 30	DH b (0-30)	7,1	1,17	14,6	54,2	31,2
DH c	0 - 30	DH c (0-30)	7,1	1,45	13,7	57,0	29,3
DH d	0 - 30	DH d (0-30)	7,1	1,32	14,8	37,5	47,7
FF a	0 - 30	FF a (0-30)	6,6	0,73	23,0	69,4	7,6
FF b	0 - 30	FF b (0-30)	6,8	0,95	23,5	69,4	7,1
FF c	0 - 30	FF c (0-30)	6,6	1,34	21,7	68,6	9,7
FF d	0 - 30	FF d (0-30)	6,5	1,20	29,8	52,2	17,9
DH b	60 - 90	DH b (60-90)	7,2	0,11	9,1	18,5	72,5
FF a	60 - 90	FF a (60-90)	6,4	0,24	21,1	71,0	7,9
FFd	60 - 90	FF d (60-90)	4,9	0,17	24,5	50,8	24,7
Rengen	0 - 20	Rengen Ah	5,3	5,42	25,0	58,0	17,0

2.2.2 Stoffeigenschaften von Isoproturon

Isoproturon (IPU) ist ein weitverbreitetes Herbizid, dass vor allem gegen einjährige Gräser eingesetzt wird. Die Applikation kann sowohl im Voraufbau als auch im Nachaufbau erfolgen. Damit ist eine Anwendung im Herbst wie im Frühjahr möglich. Isoproturon wirkt direkt über das Blatt, größtenteils wird es aber über den Bodenpfad durch die Wurzel aufgenommen. Wegen der Sorptionseigenschaften (s. Kap. 2.3.1) darf Isoproturon auf Flächen mit der Bodenart Ss, Sl2 bzw. St2 mit einem C_{org}-Gehalt von weniger als 1 % nicht angewendet werden. Außerdem ist die Verwendung bei einem mittleren Tongehalt über 30 % verboten (BVL, 2007). Der Grund ist das Verlagerungsrisiko ins Grundwasser durch Makroporen (s. Kap. 2.3.3.1). Die wichtigsten Informationen über Isoproturon sind in der Tab. 2-3 zusammengefasst.

Tab. 2-3: Eigenschaften des Herbizidwirkstoffs Isoproturon.
 Quelle: Industrieverband Agrar e. V.: Informationsschrift Isoproturon

Name	Isoproturon (IPU)
chemische Bezeichnung	N-(4-Isopropyl-phenyl)-N',N'-dimethylharnstoff
Handelsname	Protugan (Feinchemie Schwebda GmbH); Arelon Top (Stähler Deutschland GmbH & Co. KG); u.a.
Summenformel	C ₁₂ H ₁₈ N ₂ O
Strukturformel	
molare Masse	206,32 g Mol ⁻¹
Wasserlöslichkeit bei 22°C	ca. 6,5 g l ⁻¹
Dampfdruck bei 20°C	0,0032 mPa
lg K _{o/w}	ca. 2,5

2.2.3 Batch-Sorptionsversuch

2.2.3.1 Aufbau und Durchführung

Die Durchführung der Batchversuche erfolgte in Anlehnung an die OECD-Guideline 106 (OECD, 2000). Es wurde ein Adsorptions- und ein Desorptionsschritt durchgeführt. Zur Untersuchung der Adsorption wurden 20 g lufttrockener Boden (s. Kap. 2.2.1.2) in 100 ml Zentrifugengläser eingewogen und mit 50 ml 0,01 M CaCl₂-Lösung (angesetzt aus CaCl₂ p.a. (Merck) und HPLC-Wasser (Gradient Grade, Promochem)) versetzt. Nach 16 h im Überkopfschüttler wurde zu jeder Probe je 1 ml Isoproturonlösung (gelöst in Methanol) zugegeben. Jeder Boden wurde mit vier Lösungen der Konzentrationen 1000 µg l⁻¹, 5000 µg l⁻¹, 15000 µg l⁻¹ und 30000 µg l⁻¹ versetzt. Anschließend wurden die Proben 24 h im Überkopfschüttler geschüttelt. Dabei wurde angenommen, dass sich nach dieser Zeit ein Gleichgewicht zwischen der Lösungskonzentration und der Konzentration im Boden eingestellt hat (OECD, 2000). Die Proben wurden dann 15 min mit 550 g zentrifugiert und ein Aliquot von 40 ml abgenommen. Diese Extrakte wurden, wie unter Kap. 2.2.6.2 beschrieben, weiter aufbereitet und analysiert. Zur Erfassung der Desorption wurden die Proben anschließend mit 40 ml IPU-freier CaCl₂-Lösung versetzt und wiederum 24 h geschüttelt. Die Aufbereitung erfolgte nach der gleichen Vorgehensweise wie beim oben beschriebenen Adsorptionsschritt. Alle Proben wurden in zweifacher Wiederholung angesetzt und

aufbereitet. Die anschließende Analyse der Proben mittels HPLC ist in Kap. 2.2.6.2 beschrieben.

2.2.3.2 Auswertung

Die nach dem Adsorptionsschritt bestimmten IPU-Konzentrationen im Überstand wurden als die gelösten Anteile im Adsorptionsgleichgewicht angenommen. Die zugehörigen Gehalte im Boden wurden aus der Subtraktion der zugegebenen Stoffmenge und der in der Lösung bestimmten Stoffmenge berechnet (OECD, 2000).

Bei den Gleichgewichtskonzentrationen des Desorptionsschrittes wurde ähnlich vorgegangen. Die bestimmten IPU-Konzentrationen des 2. Schrittes wurden wieder als die gelösten Anteile angenommen. Die nach erfolgter Desorption noch im Boden gebundenen Gehalte wurden aus der Differenz der im 1. Schritt im Boden verbliebenen Stoffmenge und der in der Lösung des 2. Schrittes bestimmten Stoffmenge errechnet.

Zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens wurde die Freundlich-Isotherme

$$\frac{x}{m} = K_F \cdot C^{n_F}$$

verwendet. Dabei ist x/m die bei der Lösungskonzentration C adsorbierte Stoffmenge pro Gewichtseinheit Boden. K_F und n_F sind Konstanten.

Als beschreibende Parameter wurden die Freundlich-Konstante K_F , die dem Verteilungskoeffizienten bei der Lösungskonzentration $1 \mu\text{g l}^{-1}$ entspricht, und der Exponent n_F angegeben. Da die Konzentration $1 \mu\text{g l}^{-1}$ bei allen Varianten außerhalb des Wertebereiches lag, wurde zusätzlich der Verteilungskoeffizient bei der Lösungskonzentration $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}) nach folgender Formel aus der jeweiligen Freundlich-Isotherme abgeleitet:

$$K'_{100} = \frac{K_F \cdot 100^{n_F}}{100}$$

Die Einheit des Verteilungskoeffizienten ist l kg^{-1} . Im Folgendem wird der K'_{100} -Wert aber aus Gründen der Übersichtlichkeit dimensionslos dargestellt.

2.2.4 Gefäß-Vegetationsversuch

2.2.4.1 Aufbau und Durchführung

Die herbizide Wirkung von IPU wurde mit einem Bioassay in Anlehnung an *Thomas und Cline* (1985) untersucht. Dazu wurden pro Boden 12 Petrischalen (d = 8,8 cm) mit je ca. 60 g lufttrockenem Boden befüllt. Je Schale wurden 23 Samen von Welschem Weidelgras (*Lolium perenne*) der Sorte Mondial gleichmäßig ausgelegt. Es folgte die Anfeuchtung der Proben auf 50 % der nach *Alef* (1991) bestimmten Wasserhaltekapazität.

Der Versuch wurde unter kontrollierten Bedingungen im Klimaschrank durchgeführt. Die Einstellwerte sind in der Tabelle 2-4 zusammengefasst.

Tab. 2-4: Einstellungen der Klimakammer für den Gefäß-Vegetationsversuch

		Tag	Nacht
von:		6:00 Uhr	21:00 Uhr
bis:		21:00Uhr	6:00 Uhr
Temperatur	[°C]	20	15
Luftfeuchte	[%]	85	85
Beleuchtungsstärke	[$\mu\text{mol}(\text{m}^2\text{s})^{-1}$]	110	0

Während der ersten sechs Tage wurden die Gefäße mit einem durchsichtigen Deckel als Verdunstungsschutz verschlossen. Durch regelmäßige Kontrolle und angepasstes Gießen wurde sichergestellt, dass die Feuchte der Proben stets zwischen 40 und 50 % der Wasserhaltekapazität gehalten wurde.

Sechs Tage nach der Aussaat (Keimlingsstadium) wurde die Auflauftrate jeder Variante erfasst. Anschließend wurde kommerziell formuliertes Isoproturon (Protugarn, Feinchemie Schwebda GmbH) in den Aufwandmengen 1050 g ha^{-1} , 525 g ha^{-1} , 175 g ha^{-1} und 0 g ha^{-1} appliziert. Das entspricht der vollen, der halben und 1/6 der empfohlenen Aufwandmenge sowie einer Kontrolle. Dazu wurden vier wässrige Lösungen so angesetzt, dass pro Gefäß immer 1 ml appliziert werden konnte. Die Applikation erfolgte mit einer Laborpipette. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Spritzlösung gleichmäßig verteilt und ohne Kontakt zu den Keimlingen ausschließlich auf den Boden ausgebracht wurde. Die Applikation wurde je Aufwandmenge und Boden in 3-facher Wiederholung durchgeführt. In Anlehnung an die Methode von *Thomas und Cline* (1985) wurden die Gefäße anschließend als Verdunstungsschutz in durchsichtige Plastiktüten gestellt, die anschließend verschlossen wurden. In den ersten 24 Stunden nach der Applikation wurde die Beleuchtung der

Klimakammer abgeschaltet. Danach wurden wieder die in Tab. 2-4 genannten Werte eingestellt. Durch regelmäßige Kontrolle und angepasstes Gießen wurde auch nach der Applikation sichergestellt, dass die Feuchte der Proben stets zwischen 40 und 50 % Wasserhaltekapazität gehalten wurde.

21 Tage nach der Aussaat erfolgte die Auswertung der Proben. Dazu wurde die oberirdische Biomasse abgetrennt und die Frischmasse (FM) sowie nach Trocknung bei 105°C die Trockenmasse (TM) bestimmt.

2.2.4.2 Auswertung

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Bodenvarianten zu gewährleisten, wurde als Bezugspunkt die mittlere Biomasse der Kontrollen des gleichen Bodens gewählt. Um signifikante Unterschiede zwischen den Bodenvarianten oder zwischen den Konzentrationsstufen zu erkennen, wurde zuerst mit der LEVENE Statistik auf Homogenität der Varianzen getestet. Anschließend wurde mit dem Tukey-HSD-Test auf signifikante Unterschiede der Mittelwerte getestet. Das Signifikanzniveau lag bei 0,05.

Um Zusammenhänge mit den Bodeneigenschaften zu untersuchen, wurden eine Korrelationsanalyse und anschließend eine multilineare Regression durchgeführt. Zur Variablenauswahl der multilineareren Regression wurde das Verfahren der Vorwärtsselektion verwandt. Dabei wird schrittweise jeweils die Variable mit der höchsten Teilkorrelation hinzugenommen. Das Aufnahmekriterium ist eine Signifikanz von 0,05.

2.2.5 Feldversuch

2.2.5.1 Aufbau und Durchführung

Versuchsplan, Probenahme und Probenvorbehandlung

Für den Feldversuch im Jahr 2004 / 2005 wurden die Versuchsfelder praxisüblich bewirtschaftet. Auf dem Versuchsfeld Dikopshof wurde Wintergerste eingesät, während das Versuchsfeld Frankenforst mit Winterweizen bestellt wurde. Die Spritzung mit Isoproturon erfolgte auf dem Feld Dikopshof im Herbst und auf dem Feld Frankenforst im Frühjahr. Die angestrebte Aufwandmenge betrug 1500 g ha⁻¹ (Dikopshof) bzw. 1000 g ha⁻¹ (Frankenforst). Es wurden auf beiden Schlägen praxisübliche Feldspritzen verwendet. Vor und an mehreren Terminen nach der Behandlung wurden aus den Tiefen 0 - 5 cm, 0 - 30 cm, 5 - 30 cm, 30 - 60 cm und 60 - 90 cm Proben entnommen (s. Tab. 2-5). Die Entnahme der Proben erfolgte an den oben beschriebenen Standorten (s. Kap. 2.2.1.1) in einem Bereich von 2 x 3 m. Pro Termin und Standort wurden je zwei Mischproben aus drei Einstichen

entnommen. Der Abstand der Einstiche betrug 0,5 m. Die Proben wurden bis zur Messung feldfrisch bei -18°C gelagert. Kurz vor der Aufbereitung zur Messung wurden die Proben luftgetrocknet (40°C) und auf 2 mm gesiebt. Die Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) wurden von allen Proben bestimmt; die gelösten Gehalte (CaCl₂-Extraktion) lediglich von den Proben der Tiefe 0 - 5 (0 - 30) cm.

Tab. 2-5: Beprobungsplan für den Isoproturon-Feldversuch auf den Versuchsschlägen Dikopshof und Frankenforst

Feld	Datum	Zeit seit Behandlung [d]	beprobte Tiefen [cm]
Dikopshof	20. Okt. 04	-7	0 - 30; 30 - 60; 60 - 90
	27. Okt. 04	0	Behandlung
	28. Okt. 04	1	0 - 5
	3. Nov. 04	7	0 - 5; 5 - 30
	24. Nov. 04	28	0 - 5; 5 - 30
	9. Feb. 05	105	0 - 5; 5 - 30
	24. Mrz. 05	148	0 - 5; 5 - 30; 30 - 60; 60 - 90
Frankenforst	21. Mrz. 05	-10	0 - 30; 30 - 60; 60 - 90
	31. Mrz. 05	0	Behandlung
	1. Apr. 05	1	0 - 5
	7. Apr. 05	7	0 - 5; 5 - 30
	14. Apr. 05	14	0 - 5
	28. Apr. 05	28	0 - 5; 5 - 30
	7. Jul. 05	98	0 - 5; 5 - 30
31. Aug. 05	153	0 - 30; 30 - 60; 60 - 90	

Bestimmung der Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion)

Je 20 g lufttrockener Boden wurde in 100 ml Zentrifugenbecher eingewogen und mit 50 ml Aceton (Gradient-Grade) versetzt. Die Proben wurden 3 x 10 min mit Ultraschallunterstützung extrahiert. Zwischen den Beschallungen wurden die Proben per Hand aufgeschüttelt. Anschließend wurden die Proben 15 min bei 550 g zentrifugiert und der Überstand dekantiert. In einem zweiten Extraktionsschritt wurden die Proben erneut mit 40 ml Aceton (entspricht in etwa dem dekantierten Volumen) versetzt und nach der gleichen Vorgehensweise wie beim ersten Extraktionsschritt behandelt. Es folgte ein dritter Extraktionsschritt mit der gleichen Vorgehensweise wie in Schritt zwei. Alle Überstände eines Bodens wurden vereinigt. Die Messung erfolgte wie in Kap. 2.2.6.2 beschrieben. Die Proben

wurden anfänglich in dreifacher Wiederholung aufbereitet, während später die Anzahl wegen der guten Reproduzierbarkeit auf zwei reduziert wurde.

Bestimmung der gelösten Gehalte (CaCl₂-Extraktion)

Zur Messung des gelösten Anteils von Isoproturon im Boden wurde eine Extraktion mit CaCl₂ durchgeführt. Dazu wurden 20 g lufttrockener Boden in 100 ml-Glas-Zentrifugenbecher eingewogen und mit 50 ml 0,01M CaCl₂ (angesetzt aus CaCl₂ p.a. Merck) und HPLC-Wasser (Promochem) versetzt. Die Proben wurden anschließend 16 h auf einem Überkopfschüttler geschüttelt und 15 min bei 550 g zentrifugiert. Aus den Überständen wurde je ein Aliquot von 40 ml entnommen. Alle Proben wurden in doppelter Wiederholung extrahiert und aufbereitet. Die Bestimmung der IPU-Konzentrationen wird in Kap. 2.2.6.2 beschrieben.

2.2.5.2 Auswertung

Die Herbizidabnahme im Oberboden (0 - 5 cm) wurde mittels einer Reaktionskinetik erster Ordnung (*Hamaker*, 1972) beschrieben. In der abgeleiteten Form lautet die Formel:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

Dabei ist C_t die Wirkstoffkonzentration zum Zeitpunkt t und C_0 die Anfangskonzentration. Bei der Reaktionskinetik erster Ordnung ist die Abnahmerate k zu jedem Zeitpunkt proportional zur Konzentration. Daher ergibt sich aus dem Parameter k nach folgender Formel ein definierter DT_{50} - bzw. DT_{90} -Wert:

$$DT_{50} = \frac{\text{Ln}(0,5)}{-k} \qquad DT_{90} = \frac{\text{Ln}(0,1)}{-k}$$

Um das Sorptionsverhalten zu beschreiben, wurde der Verteilungskoeffizient K' mit

$$K' = \frac{C_{ges}}{C_{gel}}$$

berechnet. Dabei wurde für die gelöste Konzentration (C_{gel}) die mit CaCl_2 extrahierte Menge eingesetzt. Für den extrahierbaren Gesamtgehalt (C_{ges}) wurde die Aceton-Extraktion herangezogen.

2.2.6 Analysemethoden

2.2.6.1 Analyseverfahren für bodenkundliche Standardparameter

Die C_{total} - und N_{total} -Gehalte der Böden wurden mittels Elementaranalyse bestimmt (*ISO10694*, 1995; *ISO13878*, 1998). Die Berechnung der C_{org} -Gehalte erfolgte durch Abzug des als Calciumcarbonat gebundenen Kohlenstoffes. Der Kalkgehalt wurde gasvolumetrisch nach *Scheibler* bestimmt (*Schlichting* et al., 1995). Für die Umrechnung von C_{org} -Werten in Humusgehalte wurde ein C-Gehalt im Humus von 50 % unterstellt (Umrechnungsfaktor 2). Die Analyse der Körnung wurde mittels der Sieb- und Pipettanalyse nach *Köhn* durchgeführt (*ISO11277*, 2002).

2.2.6.2 Bestimmung von Isoproturon

2.2.6.2.1 Aufbereitung der Bodenextrakte

Aceton-Extrakt

Die vereinigten Aceton-Extrakte wurden im Rotationsverdampfer bis zur Trockne eingeeengt (Wasserbad 40 °C, Druck 400 mbar). Anschließend wurden die Proben mit 1 ml Methanol (Gradient-Grade) aufgenommen, in Vials überführt und mittels HPLC gemessen (s. Kap. 2.2.6.2.2).

CaCl₂-Extrakt

Die CaCl_2 -Extrakte wurden an C18-Festphasenextraktionssäulen (Chromabond C18ec, Macherey und Nagel) aufkonzentriert. Die Säulen wurden zunächst mit 3 x 3 ml Aceton (Gradient-Grade) und 3 x 3 ml Reinstwasser (Millipore) konditioniert. Nach der Durchleitung der Extraktionslösungen wurden diese etwa 20 min im Stickstoffstrom getrocknet. Die Elution

erfolgte wiederum mit 3 x 3 ml Aceton (Gradient-Grade). Die Lösungen wurden anschließend im Rotationsverdampfer bis zur Trockne eingengt und mit 1 ml Methanol (Gradient-Grade) in Messvials überführt.

2.2.6.2.2 Analyseverfahren

Die Isoproturonkonzentration der aufbereiteten Proben wurde mittels HPLC bestimmt. Die gerätespezifischen Daten und die Messbedingungen sind in Tab. 2-6 zusammengefasst.

Tab. 2-6: Gerätespezifische Daten der HPLC-Anlage sowie Messbedingungen für die Bestimmung von Isoproturon

Geräte	Degasser	ERC 3512	ERC
	Pumpe	PA 580 HPG	Gynkotec
	Autosampler	Gina 50	Gynkotec
	Vorsäule	CC 8/4 Nucleodur 100-5 C18 ec	Macherey - Nagel
	Säule	EC 250 / 4.6 Nucleosil 120 - 5 C18	Macherey - Nagel
	UV-Detektor	spectoMonitor 3100	Milton Roy
	Auswertung	Chromeleon	Dionex
Messbedingungen	Laufmittel	Reinstwasser	Millipore
		Acetonitril (Gradient - Grade)	Baker
	Programm	Gradient	
	Laufzeit	40 min	
	Fluß	1 ml min ⁻¹	
	Injektionsvol.	50µl	

Die Auswertung erfolgte anhand der Retentionszeit und der Peakflächen. Kalibriert wurde mittels externer Standards (Dr. Ehrenstorfer). Die Proben wurden zunächst in dreifacher Wiederholung gemessen, jedoch wegen der guten Reproduzierbarkeit (s. 2.2.6.2.3) auf zwei Messwiederholungen je Probe reduziert.

2.2.6.2.3 Validierung

Aceton-Extraktion

Zur Validierung des Analyseverfahrens bei der Acetonextraktion wurde rückstandsarmer Boden der Testflächen mit neun unterschiedlichen Mengen Isoproturon versetzt und so Gesamtgehalte von 0 - 750 µg kg⁻¹ simuliert. Jede Konzentrationsstufe wurde in vierfacher Wiederholung angesetzt und mit dem oben beschriebenen Verfahren extrahiert und analysiert. Die Wiederfindungsrate und die Nachweis- und Bestimmungsgrenze wurden nach

Frehse und Thier (1991) berechnet. Die Kennwerte sind in Tab. 2-7 zusammengefasst. Werte, die unterhalb dieser Grenzen lagen, wurden als nicht nachweisbar (n. n.) bzw. nicht bestimmbar (n. b.) gekennzeichnet.

Tab. 2-7: Wiederfindungsrate sowie Nachweis- und Bestimmungsgrenze der Analyse von Isoproturon in Aceton- und CaCl₂-Extrakten mittels HPLC

		Aceton - Extrakte		CaCl ₂ -Extrakte	
Wiederfindung	[%]	90	[%]	104	
Nachweisgrenze	[µg kg ⁻¹]	3,6	[µg l ⁻¹]	0,7	
Bestimmungsgrenze	[µg kg ⁻¹]	6,0	[µg l ⁻¹]	1,2	

CaCl₂-Extraktion und Batchversuche

Zur Bestimmung der Wiederfindungsrate bzw. der Nachweis- und Bestimmungsgrenze der CaCl₂-Extraktion und der Batchversuche wurden je 50 ml CaCl₂-Extrakt aus einer rückstandsarmen Bodenprobe mit unterschiedlichen Mengen Isoproturon versetzt (12 Konzentrationen von 0 - 500 µg l⁻¹, zweifache Wiederholung). Die Aufbereitung und die Messung erfolgten wie bei der CaCl₂-Extraktion, die Berechnung der Kennwerte wiederum nach *Frehse und Thier* (1991). Diese sind in Tab. 2-7 zusammengefasst. Wie bei der Acetonextraktion wurden Werte, die unterhalb dieser Grenzen lagen, als nicht nachweisbar (n. n.) bzw. nicht bestimmbar (n.b.) gekennzeichnet.

Richtigkeit und Reproduzierbarkeit

Die Richtigkeit wurde anhand von Vergleichsmessungen an der Fachhochschule Bonn-Rhein-Sieg – Lehr- und Fachbereich „Analytische Chemie und Umweltchemie“ überprüft. Fertig aufbereitete Proben, die zuvor in Bonn gemessen wurden, wurden in Rheinbach mittels HPLC – UV (Diodenarray) analysiert und bei zwei Wellenlängen (230 nm, 240 nm) ausgewertet (*Amare*, 2008). Der Variationskoeffizient der Messungen lag immer unter 10 %, sodass die Richtigkeit der Messung hinreichend belegt ist.

Die Reproduzierbarkeit der Messverfahren wurde durch zweimalige Aufbereitung und Messung einiger Proben überprüft. Der Variationskoeffizient lag bei der Acetonextraktion in der Regel unter 15 % und bei der CaCl₂-Extraktion unter 5 %.

2.2.7 Software und Statistik

Berechnungen und tabellarische Darstellungen erfolgten mit Excel 2003 (Microsoft, USA). Für die grafischen Darstellungen sowie für die Kurvenanpassung wurde SigmaPlot 9.01

(Systat Software, USA) verwendet. Statistische Auswertungen wurden mit dem Statistikpaket SPSS 14.0 (SPSS Inc., USA) durchgeführt. Für geostatistische Berechnungen sowie für die kartenmäßige Darstellung stand das Geoinformationssystem ArcGIS Editor 9.2 (Esri, USA) zur Verfügung. Als Signifikanzniveau wurden $P \leq 0,01$ (**) als hoch signifikant, $P \leq 0,05$ (*) als signifikant und $P > 0,05$ als nicht signifikant angenommen.

2.3 Ergebnisse und Diskussion

2.3.1 Sorptionsverhalten von Isoproturon

Die Eigenschaften von Böden beeinflussen maßgeblich das Sorptionsverhalten von Pflanzenschutzmitteln in Böden (*Wauchope et al., 2002*). Aus diesem Grund kann die Bodenheterogenität auf der Feldskala zu einer deutlichen Variabilität der Adsorptions- und Desorptionsprozesse von Herbiziden innerhalb eines Schlages führen (*Coquet und Barriuso, 2002; Ertli et al., 2004*). Diese Variabilität könnte wiederum zu einem differenzierten Verhalten dieser Wirkstoffe (Wirksamkeit, Verlagerung etc.) innerhalb eines Schlages beitragen und somit für den Präzisionspflanzenschutz von großer Bedeutung sein. Deshalb wurden in einem ersten Schritt 12 Böden der Versuchsflächen im Labor auf das Adsorptions- und Desorptionsverhalten von Isoproturon untersucht und überprüft, in welchem Zusammenhang diese Eigenschaften mit dem Stoffbestand der Bodenproben stehen.

Anhand von Freundlich-Isothermen wurden zunächst die Adsorption und die Desorption von IPU in den einzelnen Böden verglichen. Die Isothermen stellen die Beziehung zwischen den gelösten und adsorbierten Anteilen des Wirkstoffes in Abhängigkeit der Lösungskonzentration im Gleichgewicht dar (*Hamaker und Thompson, 1972*). Wenn der adsorbierte Wirkstoff wieder vollständig desorbiert werden kann, so müssen die Adsorptions- und Desorptionsisotherme für denselben Boden deckungsgleich sein (*Kukowski, 1989*). Abb. 2-1 zeigt exemplarisch die Adsorptions- und Desorptionsisotherme je eines Bodens der Versuchsschläge Dikopshof und Frankenforst. Bei beiden Böden stellt sich, nach erfolgter Adsorption, im Desorptionsschritt ein anderes Gleichgewicht ein, das sich bei gegebener Lösungsmenge durch eine deutlich höhere adsorbierte Stoffmenge auszeichnet. Dies kennzeichnet eine unvollständige Desorption zuvor adsorbierter Anteile der Wirkstoffe im Boden. Dieses Phänomen wird als Hysterese bezeichnet. Es wurde schon oft für Adsorptions- und Desorptionsprozesse von Pflanzenschutzmitteln im Boden beschrieben (z. B. *Calvet, 1980; Brusseau und Rao, 1989*). Die Ursache für dieses Phänomen ist, dass ein Teil des adsorbierten Wirkstoffes so fest im Boden gebunden wird, dass dieser auch beim Absinken der Konzentration in der Bodenlösung nicht mehr desorbiert wird (*Lu und Pignatello, 2002*). Als Grund für diese irreversible Festlegung wird oftmals eine räumliche Unzugänglichkeit diskutiert (*Klimsa, 1996*). Durch die Diffusion der Wirkstoffe zu Bindungsplätzen in schwer zugänglichen Bereichen der Böden (z. B. Mikroporen) wird die Desorption auch bei Absinken der Bodenlösungskonzentration verhindert. Die Folge ist die in den Versuchen beobachtete Verschiebung des Gleichgewichtes der gelösten und adsorbierten Anteile zwischen der Ad- und Desorption (s. Abb. 2-1).

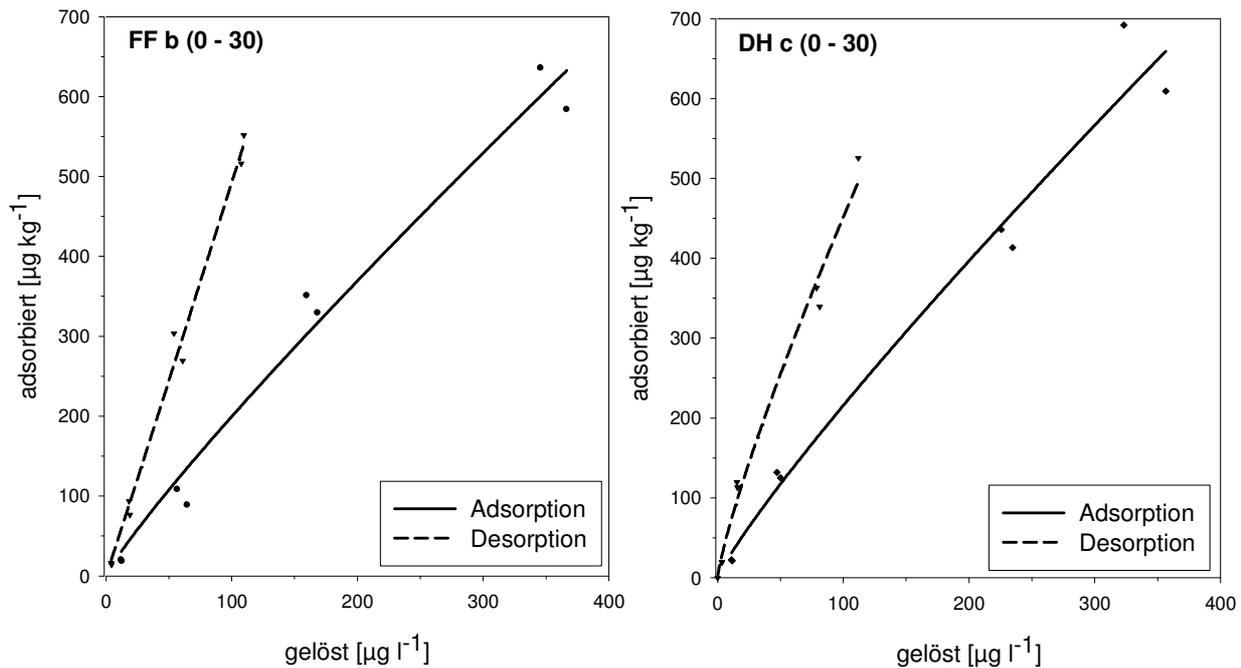


Abb. 2-1: Adsorptions- und Desorptionsisothermen nach Freundlich für Isoproturon für den Boden FF b (0 - 30) des Versuchsfeldes Frankenforst und den Boden DH c (0 - 30) des Schlags Dikopshof, abgeleitet aus den Daten des Batch-Sorptionsversuches

Im Boden laufen fortwährend Ad- und Desorptionsprozesse ab. Deshalb ist auch mit einer laufenden Verschiebung des Gleichgewichtes zwischen adsorbierten und desorbierten Anteilen zu rechnen (*Brümmer et al., 1994*). Allerdings ist grundsätzlich eine im Zeitverlauf stärkere Festlegung der Wirkstoffe zu erwarten. Die zunehmende Festlegung bedingt aber auch eine abnehmende Verfügbarkeit der Wirkstoffe. Somit ist die Hysterese bzw. das Desorptionsverhalten von Herbiziden auch für den Pflanzenschutz von großer Bedeutung. Bei Wirkstoffen, die eine große Sorptionshysterese aufweisen, ist durch die irreversiblen Bindungen ein nicht unwesentlicher Teil des einmal adsorbierten Wirkstoffes nicht mehr für die Wirksamkeit bzw. für eine Verlagerung verfügbar, auch wenn die Konzentration in der Bodenlösung absinkt. Somit hat das Desorptionsverhalten der Wirkstoffe einen eindeutigen Einfluss auf diese Eigenschaften. Wenn also das Sorptionsverhalten als Input für eine Vorhersage der Wirksamkeit und der Verlagerung verwendet werden soll, ist bei einer deutlichen Sorptionshysterese die alleinige Berücksichtigung des Adsorptionsverhaltens ungenau. Durch die Erfassung des Desorptionsverhaltens könnten Entscheidungsalgorithmen verbessert werden.

Hysterese wurde bei allen Böden des Versuchs beobachtet. Dies wird durch die unterschiedlichen Freundlich-Parameter der Ad- bzw. Desorptionsisothermen deutlich (s.

Tab. 2-8). Die Unterschiede im Ausmaß der Hysterese zwischen den Versuchsböden waren sehr gering (nicht dargestellt). Innerhalb der Versuchsf lächen war das Ausmaß der Hysterese annähernd konstant. Eine räumliche Variabilität der Hysterese innerhalb der Versuchsf lächen der vorliegenden Arbeit konnte somit nicht beobachtet werden. Aus diesem Grund war für die Untersuchungen zum Einfluss der räumlichen Heterogenität von Bodeneigenschaften auf das Verhalten von Herbiziden durch die Einbindung der Desorptionsdaten kein Informationsgewinn zu erwarten. Die statistischen Auswertungen der Versuche ergaben bessere Korrelationen zwischen den Adsorptionsdaten und den Bodenparametern (s. u.). Dies kann durch die bei Batchversuchen übliche, höhere Variabilität der Desorptionsdaten erklärt werden. Deutlich wird das an den höheren Standardfehlern der Freundlich-Anpassung (s. Tab. 2-8). Für die weitere Auswertung des Sorptionsverhaltens wurden deshalb nur noch Daten der Adsorption herangezogen. Trotzdem sollte durch weitere Forschung die Bedeutung des wirkstoffspezifischen Ausmaßes der Hysterese für den Präzisionspflanzenschutz und die dort eingesetzten Entscheidungsalgorithmen geklärt werden.

In Tab. 2-8 sind die Freundlich-Parameter (K_F , n_F), das Bestimmtheitsmaß der Anpassung (r^2) für die Adsorption und Desorption sowie der Verteilungskoeffizient bei einer Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}) und die auf den organischen Kohlenstoff bezogenen Koeffizienten (K_{oc} , K'_{100-oc}) für die Adsorption aufgelistet. Die Ergebnisse des Bodens DH b (60-90) wurden allerdings bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Die Untersuchung dieses sehr humusarmen Bodens ($C_{org} = 0,11 \%$) zeigte eine sehr geringe Adsorptionsfähigkeit. Die sehr geringe Bindung des Herbizids durch diesen Boden führte zu großen relativen Abweichungen bei den Wiederholungsmessungen (nicht gezeigt), sodass die errechneten Freundlich-Anpassungen sowohl für die Adsorption als auch für die Desorption zu nicht plausiblen Parametern mit sehr hohen Standardfehlern führten. Ohne den Boden DH b (60-90) lagen die K_F -Werte zwischen 1,5 und 11,4 und die Freundlich-Exponenten (n_F) zwischen 0,74 und 1,03. K_F -Werte für IPU in ähnlicher Größenordnung wurden schon mehrfach veröffentlicht. Die Untersuchungen von Meyer Windel et al. (1997) mit 24 Böden mit C_{org} -Gehalten von 0,07 - 5,2 % ergaben K_F -Werte für IPU von 0,21 - 8,33. Klimsa (1996) berichtete bei drei Böden des Versuchsgutes Dikopshof von K_F -Werten von 1,9 - 3,8. Die großen Unterschiede der Freundlich-Exponenten konnten allerdings nicht durch die Literatur bestätigt werden. Nemeth-Konda et al. (2002) berichteten über signifikante Unterschiede der Exponenten bei verschiedenen Pflanzenschutzwirkstoffen. Für Isoproturon wird der Parameter aber mit einem Variationskoeffizienten um 1 % als weitgehend konstant beschrieben. Boivin et al. (2005) fanden bei Batchversuchen mit 23 Ackerböden n_F -Werte von 0,91 - 0,94. Coquet

(2003) berichtete bei der Untersuchung des Sorptionsverhaltens von Isoproturon von n_F -Werten von 0,85 - 0,90. Die Korrelation der ermittelten n_F -Werte mit den untersuchten Bodeneigenschaften ergab keine erkennbare Beziehung. Im Hinblick auf die Literatur ist allerdings der Wertebereich der berechneten n_F -Werte durchaus plausibel. Eine Erklärung für die Variabilität der ermittelten n_F -Werte sind mögliche Unterschiede in der Humusqualität der Bodenproben. Die Qualität der organischen Substanz wurde allerdings in der vorliegenden Arbeit nicht näher untersucht.

Tab. 2-8: Parameter der Anpassung nach Freundlich (K_F und n_F) und deren Standardfehler (Std. Fehler) und das Bestimmtheitsmaß der Anpassung (r^2) für Adsorption (A) und Desorption; zusätzlich für Adsorption: Verteilungskoeffizient bei der Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}), die auf den organischen Kohlenstoff normierten K-Werte ($K_{oc} = K_f / (C_{org} * 100)$ bzw. $K'_{100-oc} = K'_{100} / (C_{org} * 100)$) für die Böden des Batch-Sorptionsversuches, sowie der C_{org} -Gehalt der Böden; Werte in Klammern wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Boden	Adsorption / Desorption	K_F	Std. Fehler	n_F	Std. Fehler	r^2	K_{oc}	K'_{100}	K'_{100-oc}	C_{org} [%]																																																																																																																																																																																						
DH a (0-30)	A	1,5	0,7	1,03	0,08	0,99	114	1,7	128	1,30																																																																																																																																																																																						
	D	1,8	0,6	1,15	0,07	0,99					DH b (0-30)	A	6,2	2,7	0,79	0,08	0,99	533	2,4	202	1,17	D	15,8	4,2	0,76	0,06	0,99	DH c (0-30)	A	3,8	2,5	0,88	0,12	0,99	260	2,2	149	1,45	D	10,1	3,7	0,83	0,08	0,99	DH d (0-30)	A	4,9	1,2	0,85	0,04	0,99	369	2,5	187	1,32	D	7,7	1,3	0,92	0,04	0,59	FF a (0-30)	A	1,8	0,4	1,00	0,03	1,00	243	1,8	242	0,73	D	6,5	3,3	0,92	0,11	0,99	FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00	FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D
DH b (0-30)	A	6,2	2,7	0,79	0,08	0,99	533	2,4	202	1,17																																																																																																																																																																																						
	D	15,8	4,2	0,76	0,06	0,99					DH c (0-30)	A	3,8	2,5	0,88	0,12	0,99	260	2,2	149	1,45	D	10,1	3,7	0,83	0,08	0,99	DH d (0-30)	A	4,9	1,2	0,85	0,04	0,99	369	2,5	187	1,32	D	7,7	1,3	0,92	0,04	0,59	FF a (0-30)	A	1,8	0,4	1,00	0,03	1,00	243	1,8	242	0,73	D	6,5	3,3	0,92	0,11	0,99	FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00	FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99												
DH c (0-30)	A	3,8	2,5	0,88	0,12	0,99	260	2,2	149	1,45																																																																																																																																																																																						
	D	10,1	3,7	0,83	0,08	0,99					DH d (0-30)	A	4,9	1,2	0,85	0,04	0,99	369	2,5	187	1,32	D	7,7	1,3	0,92	0,04	0,59	FF a (0-30)	A	1,8	0,4	1,00	0,03	1,00	243	1,8	242	0,73	D	6,5	3,3	0,92	0,11	0,99	FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00	FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																													
DH d (0-30)	A	4,9	1,2	0,85	0,04	0,99	369	2,5	187	1,32																																																																																																																																																																																						
	D	7,7	1,3	0,92	0,04	0,59					FF a (0-30)	A	1,8	0,4	1,00	0,03	1,00	243	1,8	242	0,73	D	6,5	3,3	0,92	0,11	0,99	FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00	FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																														
FF a (0-30)	A	1,8	0,4	1,00	0,03	1,00	243	1,8	242	0,73																																																																																																																																																																																						
	D	6,5	3,3	0,92	0,11	0,99					FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00	FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																															
FF b (0-30)	A	3,3	1,6	0,89	0,09	0,99	351	2,0	210	0,95																																																																																																																																																																																						
	D	4,7	1,5	1,01	0,07	1,00					FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99	FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																
FF c (0-30)	A	9,6	3,1	0,74	0,06	0,99	718	2,8	213	1,34																																																																																																																																																																																						
	D	8,2	3,9	0,88	0,10	0,99					FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00	DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																	
FF d (0-30)	A	6,2	1,7	0,87	0,05	1,00	518	3,4	285	1,20																																																																																																																																																																																						
	D	11,3	1,4	0,78	0,03	1,00					DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)	FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																																		
DH b (60-90)	A	(0,2)	(0,6)	(1,13)	(0,43)	(0,80)	(200)	(0,4)	(363)	0,11																																																																																																																																																																																						
	D	(0,2)	(0,2)	(1,69)	(0,28)	(0,95)					FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98	FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																																																			
FF a (60-90)	A	2,1	1,4	0,74	0,11	0,97	879	0,6	264	0,24																																																																																																																																																																																						
	D	4,8	2,6	0,80	0,12	0,98					FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99	Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																																																																				
FF d (60-90)	A	2,0	0,8	0,99	0,07	0,99	1157	1,9	1120	0,17																																																																																																																																																																																						
	D	3,2	1,4	0,98	0,09	0,99					Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																																																																																					
Rengen Ah	A	11,4	4,4	0,93	0,08	0,99	210	8,4	154	5,42																																																																																																																																																																																						
	D	12,8	5,1	1,02	0,09	0,99																																																																																																																																																																																										

Traditionell wird der K_F -Parameter der Freundlich-Isotherme zum Vergleich der Adsorptionseigenschaften von Pflanzenschutzmitteln in Böden herangezogen. Dieser beschreibt, zusammen mit dem zugehörigen n_F -Wert das Sorptionsverhalten über den gesamten Konzentrationsbereich. Dabei entspricht der K_F -Wert den Verteilungskoeffizienten

bei der Lösungskonzentration von $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Mit über 69 % zeigt der Variationskoeffizient der K_F -Werte des Batch-Sorptionversuches schon die große Variabilität der Sorptionseigenschaften. Allerdings ist die Vergleichbarkeit der K_F -Werte bei den hier vorgestellten Untersuchungen beschränkt, da die n_F -Werte deutlich variieren (s.o.). Ein direkter Vergleich der K_F -Werte ist nur bei gleichen n_F -Werten erlaubt (Klimsa, 1996). Auch die Nutzung des K_F -Wertes als Verteilungskoeffizienten bei der Lösungskonzentration $1 \mu\text{g l}^{-1}$ ist für die Ergebnisse nicht aussagekräftig, da die Lösungskonzentration $1 \mu\text{g l}^{-1}$ außerhalb des gemessenen Wertebereiches liegt. Zur Bestimmung dieses Verteilungskoeffizienten müssten die Isothermen extrapoliert werden. Deswegen wurde zur Beurteilung des Einflusses des Stoffbestandes der Bodenproben der Verteilungskoeffizient bei der Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}), abgeleitet aus den jeweiligen Freundlich-Isothermen, herangezogen (s. Tab. 2-8).

Mittels Korrelationsanalyse wurde der Zusammenhang zwischen den K'_{100} -Werten und den erfassten Bodenparametern untersucht. In Abb. 2-2 (a) sind die K'_{100} -Werte in Abhängigkeit des organischen Kohlenstoffes der Bodenproben dargestellt. Es konnte eine hochsignifikante Beziehung zwischen den Verteilungskoeffizienten und dem C_{org} -Gehalt gefunden werden ($r^2 = 0,92^{**}$, nicht dargestellt). Diese verbessert sich aber noch deutlich, wenn der Datensatz auf ähnliches Ausgangsmaterial (Löß bzw. schluffige Hauptlage in Rengen) beschränkt wird ($r^2 = 0,98^{**}$; s. Abb. 2-2 (a)). Konkret wurden die Böden der Stelle FF d ausgeschlossen, da diese sich durch ihr Ausgangsmaterial Trachyttuff stark von den restlichen Böden unterscheiden. Wegen des hohen C_{org} -Gehaltes des Bodens des Grünlandstandortes Rengen basiert die sehr gute Beziehung zwischen den K'_{100} -Werten und dem C_{org} -Gehalt auf einer schiefen Verteilung der Werte (s. Abb. 2-2 (a)). Abb. 2-2 (b) zeigt deshalb die Beziehung zwischen den K'_{100} -Werten und dem C_{org} -Gehalt ausschließlich der Ackerstandorte. Auch ohne den K'_{100} -Wert der Probe Rengen (Grünland) bleibt die Beziehung signifikant ($r^2 = 0,67^*$). Der Vergleich der Abb. 2-2 (a) und der Abb. 2-2 (b) macht deutlich, dass sich die Regressionsgraden mit bzw. ohne den Standort Rengen nicht wesentlich unterscheiden. Daher besteht bei ähnlichem Ausgangsmaterial eine hoch signifikante Beziehung zwischen dem C_{org} -Gehalt der Böden und den Sorptionsgleichgewichten von IPU. Die Abb. 2-2 (b) zeigt auch, dass die Beziehung nicht nur über einen großen C_{org} -Gehaltsbereich gültig ist, sondern auch bei isolierter Betrachtung von Böden mit einer Spanne von C_{org} -Gehalten, wie sie innerhalb von einzelnen Ackerschlägen auftritt, ihre Gültigkeit behält. Damit besitzt die Variabilität der C_{org} -Gehalte auf der Feldskala eine nachweisbare Relevanz für das Sorptionsverhalten von IPU.

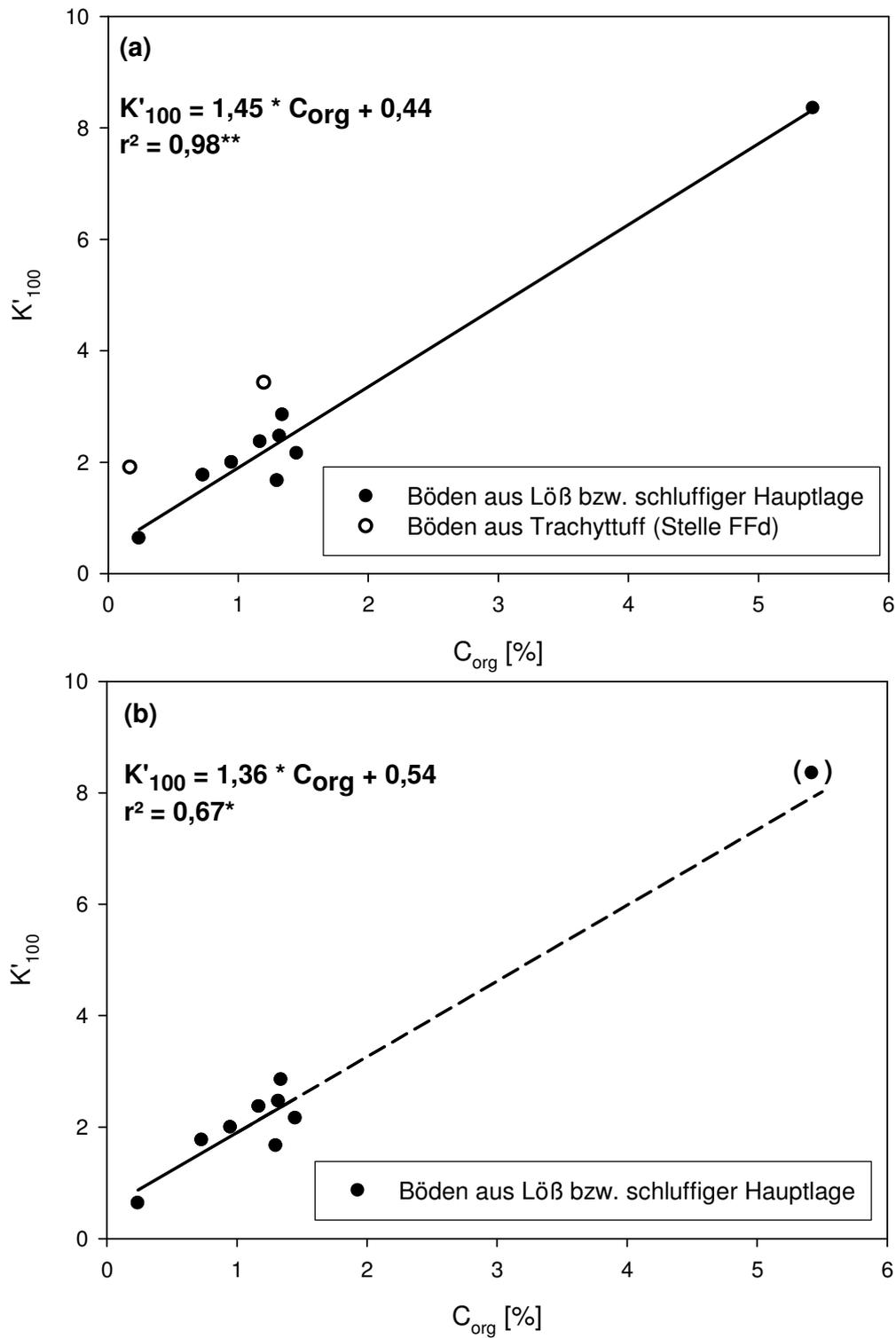


Abb. 2-2: Die Verteilungskoeffizienten bei einer Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}) in Abhängigkeit vom organischen Kohlenstoff im Boden (C_{org}); (a): alle Böden; Regression nur für die Böden aus Löss bzw. schluffiger Hauptlage; (b): Böden aus Löss bzw. schluffiger Hauptlage; Regression ohne den Grünlandstandort Rengen (Punkt in Klammer)

Die Beziehung zwischen der Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und dem C_{org} -Gehalt des Bodens wurde schon in vielen Arbeiten herausgestellt (Wauchope et al., 2002). Auch für Isoproturon wurde dieser Zusammenhang in der Literatur schon mehrfach beschrieben (Klimsa, 1996; Meyer Windel et al., 1997; Coquet, 2003). Coquet und Barriuso (2002) konnten einen Zusammenhang zwischen dem linearen Verteilungskoeffizienten (K_d) und dem C_{org} -Gehalt an Bodenproben Nordfrankreichs nachweisen. Auch Boivin et al. (2005) erklärten die Variation der Adsorption von Isoproturon sowie von anderen Wirkstoffen größtenteils mit dem C_{org} -Gehalt der Böden. Die eigenen Ergebnisse wie auch Literaturangaben zeigen, dass der Gehalt an organischem Kohlenstoff als ein wesentlicher Einflussfaktor für die Sorptionsvariabilität angesehen werden kann.

Die Verbesserung der Korrelation bei der Auswahl von ähnlichen Ausgangssubstraten weist darauf hin, dass die organische Substanz nicht der einzige Einflussfaktor ist. Auch die Normierung der Sorptionskennwerte auf den C_{org} -Gehalt spricht für diese Annahme. Bei alleinigem Einfluss des C_{org} -Gehaltes müssten diese Werte in den verschiedenen Böden annähernd gleich sein. Die $K'_{100\text{-oc}}$ -Werte schwanken von 128 bis 1120 (s. Tab. 2-8). Mit einem Variationskoeffizienten von über 98 % weisen die $K'_{100\text{-oc}}$ -Werte sogar eine größere Variation als die K'_{100} -Werte (75%) auf. Dies wird auch bei der Betrachtung der Freundlich-Isothermen deutlich. Abb. 2-3 zeigt die Adsorptionsisothermen von zwei Böden mit vergleichbarem C_{org} -Gehalt (C_{org} : 1,17% bzw. 1,20 %), aber verschiedenem Ausgangsmaterial. Es sind deutliche Unterschiede zu erkennen, die nicht nur auf die geringe C_{org} -Gehaltsdifferenz zurückgeführt werden können. Die Probe des Versuchsgutes Frankenforst sorbiert Isoproturon deutlich stärker als die Probe des Dikopshofes (Frankenforst: $K'_{100} = 3,4$ bzw. Dikopshof: $K'_{100} = 2,4$). Mit 29,8 % ist der Tongehalt in der Probe des Standortes Frankenforst auch maßgeblich höher als in der Probe des Dikopshofes (14,6 %). Zudem unterscheiden sich die pH-Werte mit 6,5 (Frankenforst) und 7,1 (Dikopshof) eindeutig. Mittels einer multiplen Regression zwischen den K'_{100} -Werten und den Bodeneigenschaften konnte der Einfluss des Tongehaltes auf die Sorption von IPU nachgewiesen werden. Durch eine Zunahme des Tongehaltes erhöhte sich das korrigierte Bestimmtheitsmaß von 0,91 auf 0,96. Allerdings machen die standardisierten Koeffizienten des Regressionsmodells den vergleichbar geringen Einfluss des Tongehaltes deutlich (Ton: 0,22; C_{org} : 0,92). Die Zunahme des pH-Wertes verbesserte das Modell nicht signifikant. Somit kann die stärkere Bindung von Isoproturon in der Probe FF d (0-30) auf eine zusätzliche Sorption durch Minerale der Tonfraktion (Tonminerale, Fe-Oxide) zurückgeführt werden.

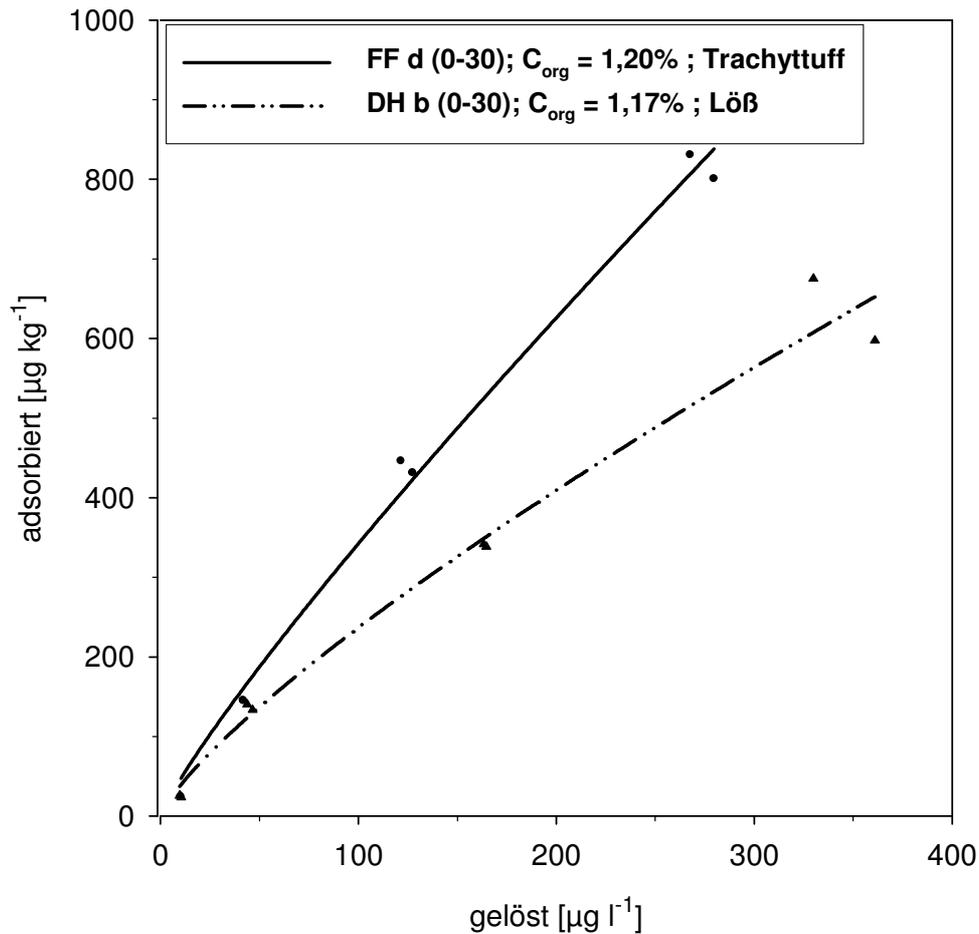


Abb. 2-3: Adsorptionsisotherme nach Freundlich für Isoproturon zweier Böden mit vergleichbaren C_{org} -Gehalten, aber unterschiedlichem Ausgangssubstrat und Tongehalt; FF = Frankenforst, DH = Dikopshof

Dass neben der organischen Substanz auch andere Bodenbestandteile die Sorption von Herbiziden beeinflussen, wurde schon oft berichtet (Wauchope et al., 2002). Für Isoproturon fanden Boivin et al. (2005) bei der Untersuchung von 13 Ackerböden einen signifikanten Einfluss des pH-Wertes auf den K_F -Wert. Auch bei den Untersuchungen von Coquet und Barriuso (2002) ergab die multiple Regression einen schwachen Einfluss des pH-Wertes auf die Sorption von IPU (K_D -Wert). Wie oben dargestellt, konnte der Einfluss des pH-Wertes auf die Sorption von IPU in dieser Arbeit nicht nachgewiesen werden. Der Grund ist wahrscheinlich die geringe Variabilität der pH-Werte. Beck und Jones (1996) erklären die Variationen der K_{oc} -Werte mit den Tongehalt der Böden, auch wenn sie keinen direkten Einfluss der Korngrößenverteilung auf die Sorption von Isoproturon und Atrazin nachweisen konnten. Allerdings werden, wie auch bei den hier vorgestellten Ergebnissen, in allen Veröffentlichungen die in diesem Abschnitt diskutierten Einflussfaktoren (Körnung, pH-Wert)

sowohl für Isoproturon, als auch für andere Bodenherbizide, im Vergleich zum C_{org} -Gehalt als von untergeordneter Bedeutung beschrieben.

Zusammenfassend zeigten die Untersuchungen des Sorptionsverhaltens von Isoproturon, dass die Variation der Sorptionseigenschaften hauptsächlich vom C_{org} -Gehalt des Bodens abhängig ist. Der Einfluss anderer Bodeneigenschaften, wie dem pH-Wert oder dem Tongehalt, wurde bei der in den Versuchsschlägen gegebenen Variabilität als gering herausgestellt. Durch die Erfassung von Bodeneigenschaften, vor allem dem C_{org} -Gehalt, ist somit ein Rückschluss auf das Sorptionsverhalten von Herbiziden in Böden möglich. Das wiederum eröffnet die Möglichkeit, von diesen Bodeneigenschaften auf für den Präzisionspflanzenschutz relevante Parameter wie Wirksamkeit (s. Kap. 2.3.2), Abbau oder Leachingrisiko (s. Kap. 2.3.3) zu schließen.

2.3.2 Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Wirksamkeit von Isoproturon im Gefäß-Vegetationsversuch

Um den Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Wirksamkeit des Herbizids Isoproturon zu untersuchen, wurde ein Vegetationsversuch unter kontrollierten Bedingungen mit ausgewählten Böden (s. Kap. 2.2.1.1) durchgeführt. Die Applikation des Wirkstoffes erfolgte ausschließlich auf den Boden, sodass nur die Bodenwirkung erfasst wurde. Für den Versuch wurden drei Aufwandmengen verwendet. Die Varianten entsprachen etwa der vollen (1050 g ha^{-1}), der halben (525 g ha^{-1}) und 1/6 der vollen Aufwandmenge (175 g ha^{-1}). Als Maß für die Wirksamkeit wurde der prozentuale Anteil der oberirdischen pflanzlichen Biomasse (Trockenmasse) bezogen auf die 0-Variante (= 100 %) 14 Tage nach der Applikation herangezogen.

Abb. 2-4 zeigt die Mittelwerte der drei Wiederholungen des Versuches gruppiert nach den Aufwandmengen. Allgemein ist zu erkennen, dass die pflanzliche Biomasse mit sinkender Aufwandmenge steigt, die herbizide Wirkung somit nachlässt. Aufgrund der Ergebnisse der Batch-Sorptionsversuche (s. Kap. 2.3.1) wurden die Böden innerhalb der Aufwandmengen nach dem Gehalt an organischem Kohlenstoff aufsteigend angeordnet dargestellt. Die Biomassen schwanken bei voller Aufwandmenge zwischen 34 und 60 %, obwohl optisch bei allen Böden ein 100 %-iger Bekämpfungserfolg festgestellt werden konnte. Der Grund für die Schwankungen liegt darin, dass die Umsetzung der abgestorbenen Pflanzen schon unterschiedlich weit fortgeschritten war. Aus diesem Grund zeigen die Biomasse-Werte in dieser Variante keinen erkennbaren Zusammenhang zum C_{org} -Gehalt. Tab. 2-9 zeigt die Bestimmtheitsmaße für die Beziehungen zwischen der herbiziden Wirkung, ausgedrückt in prozentualer pflanzlicher Biomasse und den untersuchten Bodeneigenschaften. Diese

statistische Auswertung ergab bei voller Aufwandmenge (1050 g ha^{-1}) auch keine signifikanten Zusammenhänge zu anderen Bodenparametern.

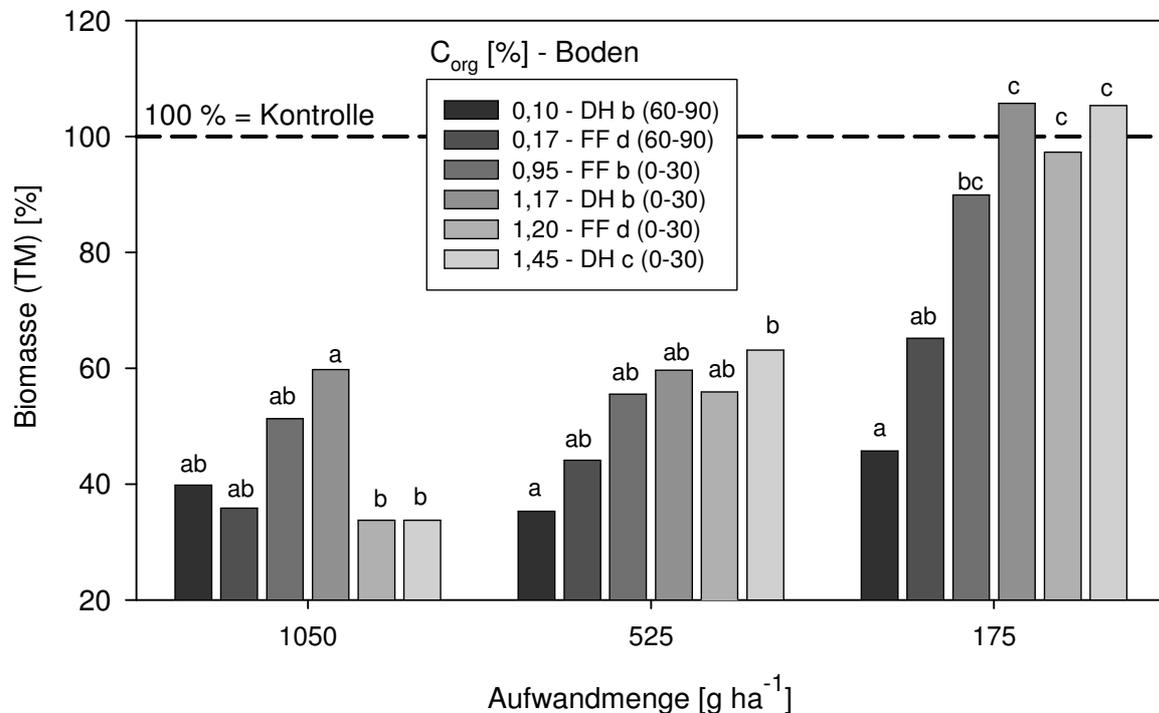


Abb. 2-4: Relative oberirdische pflanzliche Biomasse (Trockenmasse) des Gefäß-Vegetationsversuches bezogen auf die 0-Variante bei Isoproturon-Aufwandmengen von 1050 , 525 und 175 g ha^{-1} ; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD, Signifikanzniveau: $0,05$) zwischen den Böden einer Aufwandmenge

Bei Halbierung der Aufwandmenge ist ein deutlicher Trend zwischen dem C_{org} -Gehalt und der oberirdischen, pflanzlichen Biomasse zu erkennen, der zwischen dem höchsten und niedrigsten Gehalt signifikant ist (s. Abb. 2-4). Die Korrelationsanalyse ergab einen signifikanten, wenn auch schwachen Zusammenhang (s. Tab. 2-9). Dieser Trend verstärkt sich deutlich bei einer weiteren Reduzierung der Aufwandmenge. Bei $1/6$ der vollen Aufwandmenge konnte eine hochsignifikante Korrelation zwischen der herbiziden Wirksamkeit (relative Biomasse) und dem C_{org} -Gehalt nachgewiesen werden ($r^2 = 0,79^{**}$; s. Tab. 2-9). Auch die deutlichen, teilweise signifikanten Unterschiede der nach C_{org} -Gehalt angeordneten Biomassen bei der Aufwandmenge von 175 g ha^{-1} bestätigen diese Beziehung (s. Abb. 2-4). Damit zeigt sich bei reduzierter Aufwandmenge eine Differenzierung der Wirksamkeit in Abhängigkeit vom Humusgehalt. Durch die Korrelationsanalyse (s. Tab. 2-9) konnten bei reduzierter Aufwandmenge allerdings auch schwache, aber signifikante

Korrelationen zwischen der Biomasse und einzelnen Körnungsparametern nachgewiesen werden. Zum Schluffgehalt konnten positive Beziehungen, zum Sandgehalt bei der niedrigsten Aufwandmenge eine signifikante negative Beziehung gefunden werden. Da der Schluffgehalt ebenfalls positiv und der Sandgehalt negativ mit den C_{org} -Gehalt korreliert, lassen sich die gefundenen Beziehungen zu den Biomasse-Werten als Kreuzkorrelation zum C_{org} -Gehalt erklären. Durch eine schrittweise multiple Regression wurde aber nochmals die Wichtigkeit dieser Beziehungen überprüft. Durch die Hinzunahme der Körnungsparameter konnte die Erklärungsgenauigkeit nicht erhöht werden. Die schwachen Zusammenhänge zwischen Biomasse und Körnungsparametern sind folglich für Isoproturon von untergeordneter Bedeutung.

Tab. 2-9: Bestimmtheitsmaße für die Beziehungen zwischen der relativen Biomasse der Gefäß-Vegetationsversuche bei verschiedenen Aufwandmengen und ausgewählten Bodenparametern

Aufwandmenge [g ha ⁻¹]	C_{org}	Tongehalt	Schluffgehalt	Sandgehalt	pH
1050	0,01	0,03	0,05	0,01	0,07
525	0,58 **	0,03	0,40 **	0,29	0,05
175	0,79 **	0,05	0,50 **	0,38 **	0,07

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant

In Abb. 2-5 wurden die relativen Biomasseerträge bodenspezifisch gruppiert. Bei dieser Darstellung ist auffällig, dass sich die Biomassen bei voller und halber Aufwandmenge erst bei den Böden mit einem C_{org} -Gehalt >1,2 % signifikant unterscheiden. Bei dem Boden mit dem niedrigsten C_{org} -Gehalt konnte sogar bei der Reduzierung der Aufwandmenge auf 1/6 kein signifikanter Wirkungsverlust festgestellt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass Bodeneigenschaften einen deutlichen Einfluss auf die Wirksamkeit von Herbiziden haben können. Wie aus der Untersuchung des Sorptionsverhaltens zu erwarten war (s. Kap. 2.3.1), ist im Falle des Modellwirkstoffes Isoproturon der C_{org} -Gehalt der maßgebende Parameter. Der Grund für das Nachlassen der Wirkung bei steigendem C_{org} -Gehalt ist, wie oben beschrieben, die größere Sorptionsfähigkeit des Bodens, die zu geringeren IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung und damit zu einer Reduzierung der Pflanzenverfügbarkeit des Wirkstoffes führt. Durch die Untersuchungen wird weiterhin deutlich, dass die von den Herstellern angegebenen Aufwandmengen nur bei „ungünstigen“ Bodenbedingungen, im Fall von IPU z. B. bei hohen Humusgehalten, für die volle

Wirksamkeit benötigt werden. Bei heterogener Verteilung des C_{org} -Gehaltes innerhalb eines Schlages kann bei einheitlicher Behandlung, aufgrund der oben beschriebenen Wirkungsunterschiede, die Aufwandmenge teilschlagspezifisch deutlich von der optimalen Dosierung abweichen. Unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften ist deshalb teilweise eine deutliche Reduzierung der Aufwandmenge ohne Wirkungsverlust möglich.

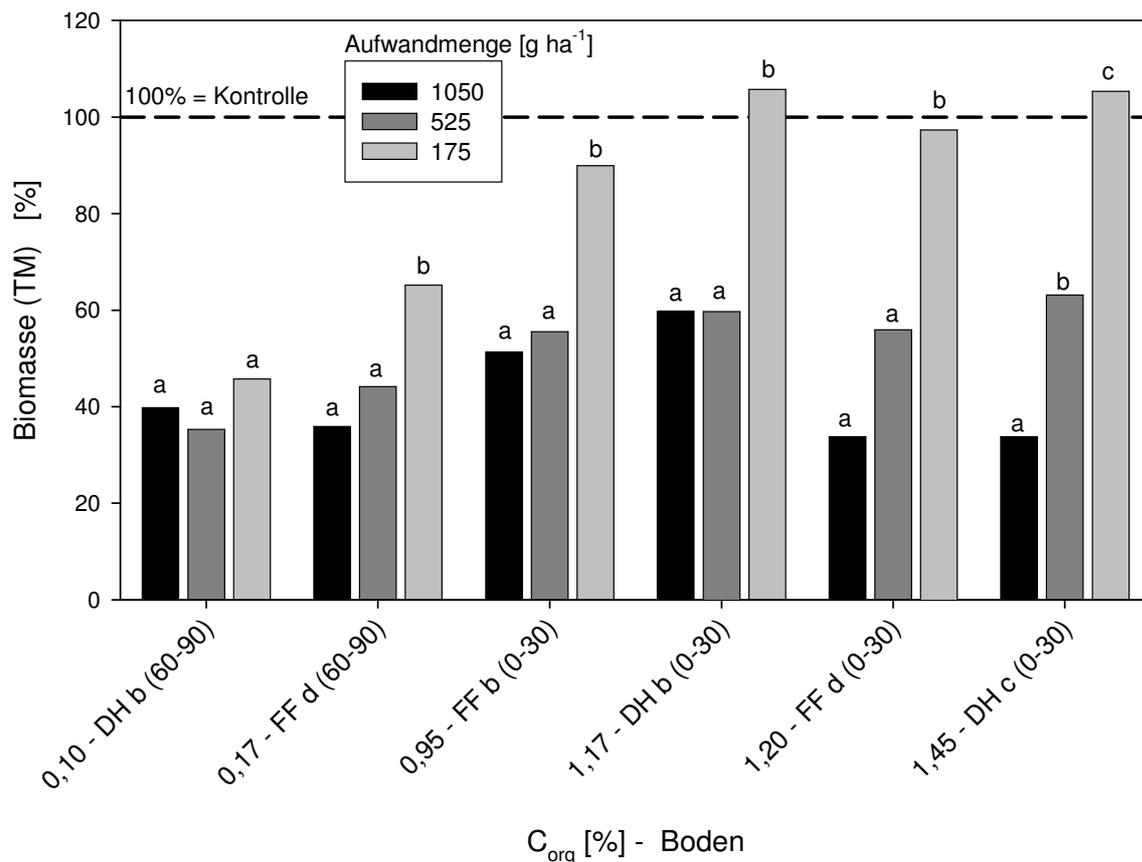


Abb. 2-5: Relative pflanzliche Biomasse (Trockenmasse) des Gefäß-Vegetationsversuches bezogen auf die 0-Variante angeordnet nach den C_{org} -Gehalten bei drei Isoproturon-Aufwandmengen; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD, Signifikanzniveau: 0,05) zwischen den Aufwandmengen eines Bodens

Williams et al. (2001) zeigten, dass bei einheitlicher Behandlung mit dem Herbizid RPA-201772 in verschiedenen Bereichen eines Schlages unterschiedliche Bekämpfungserfolge zu beobachten waren. Auch sie schlussfolgerten, dass deshalb die Dosierung teilschlagspezifisch angepasst werden muss. Wie auch bei den hier vorgestellten Untersuchungen dieser Arbeit zeigten *Blackshaw* et al. (1994) einen Zusammenhang

zwischen der Wirkung von Bodenherbiziden zur Bekämpfung von Tresse und den Bodeneigenschaften. Sie berichteten, dass in Abhängigkeit vom Boden die benötigte Menge Herbizid für die gleiche Wirkung um das Zwei- bis Dreifache schwanken kann. Bei den vier untersuchten Herbiziden war ebenfalls der C_{org} -Gehalt der wichtigste Bodenparameter, wobei sie durch multiple Regression bei zwei Herbiziden ebenfalls eine schwache Korrelation zum pH-Wert feststellten. Auch *Pedersen et al.* (1995) zeigten eine Beziehung zwischen der Wirkung (EC_{50}) von fünf Bodenherbiziden und dem C_{org} -Gehalt.

Wie oben diskutiert, ist der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden eine entscheidende Einflussgröße für die Unterschiede in der Wirksamkeit von Bodenherbiziden. Bei heterogener Verteilung des C_{org} -Gehaltes innerhalb eines Schläges wird deshalb in vielen Teilschlägen nicht die volle Aufwandmenge benötigt, um eine ausreichende Wirkung zu erzielen. Eine teilschlagspezifische Applikation von Herbiziden unter Berücksichtigung dieser Bodeneigenschaften ist bei räumlich heterogenen Böden möglich und sinnvoll und sollte in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes eingebunden werden.

2.3.3 Einfluss der Bodeneigenschaften auf das Verhalten von Isoproturon unter Praxisbedingungen

Um den Einfluss der Bodeneigenschaften auf das Verhalten von Isoproturon unter Praxisbedingungen zu untersuchen, wurden auf den zwei Versuchsfeldern Dikopshof und Frankenforst an je vier Stellen nach einer praxisüblichen Unkrautbekämpfung mit Isoproturon an verschiedenen Terminen und aus mehreren Tiefen Bodenproben entnommen.

2.3.3.1 Abnahme der Gesamtgehalte im Oberboden und Verlagerung im Feldversuch

Mit der Bestimmung der IPU-Gesamtgehalte (Aceton – Extraktion) sollte der Abbau bzw. die Verlagerung (Leaching) von Isoproturon während des Untersuchungszeitraums (1 - 150 Tage nach der Applikation) erfasst und Unterschiede zwischen den Böden beschrieben werden.

Abnahme der Gesamtgehalte im Oberboden

Die Abb. 2-6 (a) und (b) zeigen die Gesamtgehalte an Isoproturon in der Bodenschicht 0 - 5 cm an den je vier Probenahmestellen auf den Versuchsfeldern Dikopshof und Frankenforst, angeordnet nach den pH-Werten der Böden. Grundsätzlich nehmen auf beiden Schlägen die Gesamtgehalte mit fortschreitender Zeit nach der Applikation ab. Der Vergleich

der Abb. 2-6 (a) und (b) zeigt, dass (nach Tag sieben) die Abnahme der Gesamtgehalte auf der Versuchsfläche Dikopshof deutlich langsamer ist als auf der Fläche Frankenforst (logarithmischer Maßstab). Insbesondere ab dem Tag 28 ist dieser Unterschied deutlich zu erkennen. Während auf dem Schlag Frankenforst die IPU-Gehalte im Vergleich zu Tag sieben um mehr als 93 % zurückgingen, betrug die Reduktion auf dem Dikopshof lediglich 51 %. Der Grund für die unterschiedliche Abnahmegeschwindigkeit ist wahrscheinlich der Zeitpunkt der Spritzung bzw. die damit verbundenen wetterabhängigen Bodenbedingungen während des Versuchszeitraumes. Auf der Fläche Dikopshof erfolgte die Applikation im Herbst, während der Schlag Frankenforst im Frühjahr behandelt wurde. Somit waren die durchschnittlichen Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe während des Versuches auf dem Dikopshof mit 5,3 °C deutlich niedriger als auf dem Schlag Frankenforst (14,5 °C). Die Abnahme der Gesamtgehalte erfolgt im Wesentlichen durch einen mikrobiellen Abbau des Wirkstoffes (*Klimsa*, 1996). Höhere Temperaturen begünstigen die mikrobielle Aktivität (*Trevors*, 1984). Entsprechend wird ebenfalls der Abbau von Isoproturon gefördert (*Alletto et al.*, 2006). Auch *Berger und Heitefuss* (1990) berichteten über Unterschiede bei der Abbaugeschwindigkeit aufgrund des Applikationszeitpunktes. Deshalb können die unterschiedlichen Abnahmegeschwindigkeiten der Gesamtgehalte im Wesentlichen mit den Temperaturunterschieden während des Abbaus und damit indirekt mit dem Zeitpunkt der Behandlung erklärt werden.

Mit langjährigen Aufzeichnungen der Bodentemperatur könnte die Abnahmegeschwindigkeit von Herbiziden in Abhängigkeit des Zeitpunkts der Applikation abgeschätzt werden, um das Umweltverhalten der Pflanzenschutzmittel in die Spritzentscheidung einzubeziehen. Diese Informationen können jedoch nicht für die teilflächenspezifische Applikation verwendet werden, da die Anwendung aus ökonomischen Gründen nur räumlich und nicht zeitlich variiert wird. Die unterschiedlichen Abbauzeiten spielen aber bei der Abschätzung eines Auswaschungsrisikos eine wichtige Rolle (s. Kap. 2.3.3.1).

Die Zunahme der Gesamtgehalte von Tag eins zu Tag sieben nach der Behandlung auf dem Versuchsschlag Frankenforst (Abb. 2-6 (b)) ist eigentlich nicht plausibel und ist wahrscheinlich auf die von *Pätzold und Brümmer* (2003) in anderem Zusammenhang beschriebenen Unterschiede der Extrahierbarkeit in Abhängigkeit der Bodenfeuchte zurückzuführen. Die starke Trocknung des Bodens zwischen Applikation und dem ersten Probenahmetermin führte vermutlich zu einer deutlich schlechteren Extrahierbarkeit als an den folgenden Terminen, bei denen kurz vor der Probenahme der Boden durch Regen angefeuchtet wurde. Deshalb wurden die Daten des Tages eins des Schlages Frankenforst nur zum Vergleich der Standorte herangezogen, konnten aber nicht zur Anpassung der Abbaukurven genutzt werden.

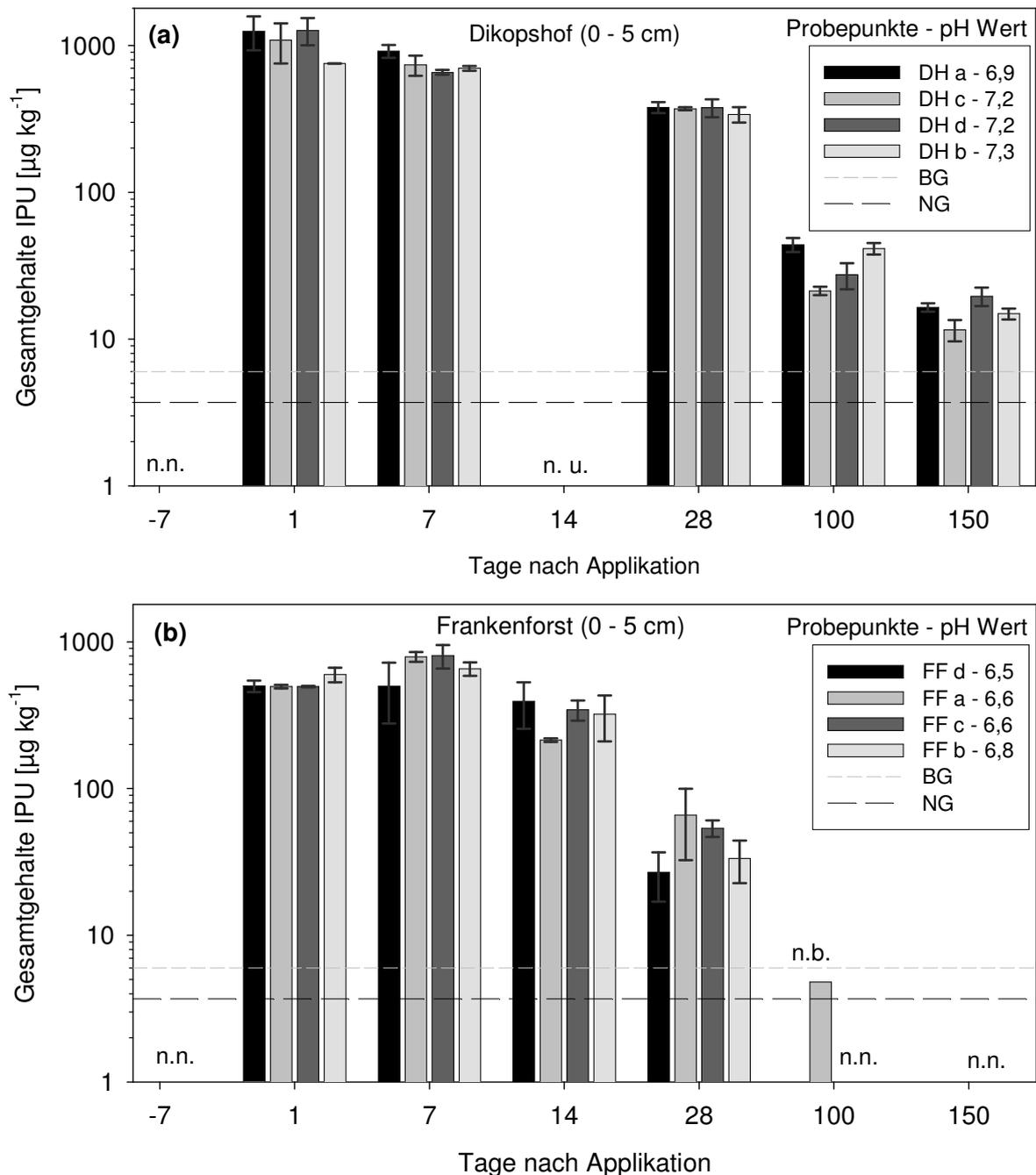


Abb. 2-6: Isoproturon-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) der Bodenschicht 0 - 5 cm an den Probenpunkten auf den Versuchsschlägen Dikopshof (a) und Frankenforst (b); Darstellung in Abhängigkeit der Tage nach der Applikation von Isoproturon; Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen der Wiederholungen; Probenpunkte an den einzelnen Terminen angeordnet nach dem pH-Wert; n.u. = nicht untersucht; n.n. = nicht nachweisbar; n.b. = nicht bestimmbar; BG = Bestimmungsgrenze; NG = Nachweisgrenze; bei nicht bestimmbar Konzentrationen wurde als Konzentration die Mitte zwischen NG und BG ($4,8 \mu\text{g kg}^{-1}$) angenommen

Neben den Unterschieden zwischen den Schlägen ist für den Präzisionspflanzenschutz vor allem die Variabilität innerhalb der Schläge von Interesse. Deshalb wurden die IPU-Gehalte der vier Probenahmepunkte pro Schlag an allen Terminen miteinander verglichen (s. Abb. 2-6 (a) und (b)). Auf beiden Versuchsschlägen konnten an allen Probenahmeterminen deutliche, aber nur teilweise signifikante Unterschiede bei den Gesamtgehalten innerhalb der Schläge erfasst werden. Allerdings ist die Rangfolge der Gehalte der jeweils vier Probenahmestellen an den Terminen nicht einheitlich. Auf beiden Flächen konnte deshalb keine generelle Erklärung für diese Variationen gefunden werden. Die statistische Auswertung der Daten bestätigte diese Ergebnisse. An einigen Probenahmeterminen konnten einzelne signifikante Korrelationen zwischen den Gesamtgehalten und pH-Wert bzw. Körnungsparemtern festgestellt werden. Diese waren allerdings sehr schwach ($r^2 = 0,57 - 0,69$) und über den Versuchszeitraum nicht konsistent.

Abb. 2-7 zeigt die Abnahme der Gesamtgehalte, angepasst mit der Abbaukinetik 1. Ordnung für die vier Probenahmestellen des Schlages Dikopshof (a) und des Schlages Frankenforst (b). Die Abbaukinetik 1. Ordnung stellt nur eine Vereinfachung des tatsächlichen Verlaufes des Herbizidabbaus dar. Sie kann aber bei vielen Pflanzenschutzmitteln die Abnahme, vor allem in kurzen Zeiträumen, adäquat wiedergeben und ist damit gut für den Vergleich verschiedener Versuchsvarianten geeignet (Alexander, 1994). Die Anpassung beschreibt die Abnahme der Gesamtgehalte an den Probenahmestellen über weite Bereiche sehr gut (Abb. 2-7). Dies bestätigt die Ergebnisse von Klimsa (1996), der für Isoproturon ebenfalls eine Abnahmekinetik 1. Ordnung beobachtete. Der Vergleich der Abnahmekurven der vier Stellen des Schlages Dikopshof lässt trotzdem keine eindeutige Interpretation zu (s. Abb. 2-7 (a)). Zwar ist am Standort DH b innerhalb der ersten 28 Tage eine vergleichsweise langsame Abnahme zu erkennen; dieser Unterschied konnte aber nicht mit den erfassten Bodenparametern erklärt werden. Die Bodenfeuchte hat einen deutlichen Einfluss auf den Abbau von Pflanzenschutzmitteln (Pätzold, 1998). In Anbetracht der in Kap. 4.2.1 beschriebenen Heterogenität der Versuchsflächen ist auch mit einer raumzeitlich heterogenen Bodenfeuchte innerhalb der Schläge zu rechnen. Diese Variation der Bodenfeuchte könnte eine Begründung für die gefundenen Unterschiede bei der Abnahme der Gesamtgehalte sein. Die Feuchte wurde allerdings nicht bestimmt, da sie sich, wegen der hohen raum-zeitlichen Variabilität, nur mit hohem Aufwand flächenmäßig über längere Zeiträume erfassen lässt. Außerdem weisen die hohen Gehaltsunterschiede am ersten Tag nach der Behandlung (s. Abb. 2-6 (a)) auf eine weitere andere Ursache hin. Bending et al. (2006) berichteten über große räumliche Variationen der ausgebrachten Menge bei praxisüblicher Applikation von Pflanzenschutzmitteln. Diese könnten den sehr geringen

Gehalt am Standort DH b am ersten Tag nach der Applikation und damit auch die scheinbar langsamere Abnahme erklären.

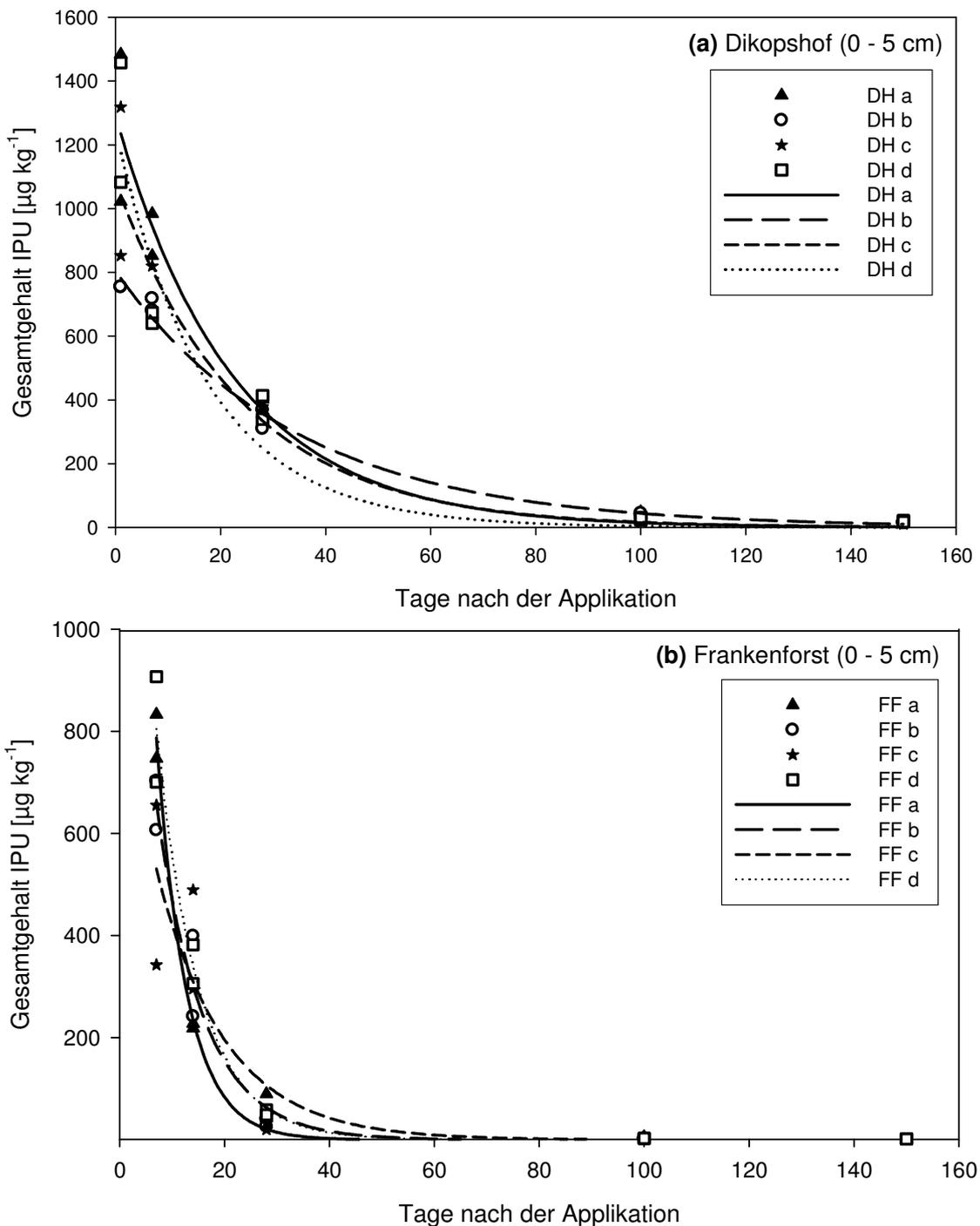


Abb. 2-7: Isoproturon-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) der Bodenschicht 0 - 5 cm an den Probenpunkten auf den Versuchsschlägen Dikopshof (a) und Frankenforst (b) in Abhängigkeit von der Zeit nach der Applikation sowie die Anpassung der Abnahme nach der Abnahmekinetik 1. Ordnung; auf dem Schlag Frankenforst wurden am Tag 100 und 150 bei allen Probenahme-punkten IPU-Gehalte von $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ angenommen, da alle analysierten Werte unterhalb der Nachweisgrenze lagen

Für die Anpassung auf dem Schlag Frankenforst (s. Abb. 2-7 (b)) wurde für die Zeitpunkte 100 und 150 Tage nach der Applikation für alle Probenahmepunkte ein IPU-Gehalt von $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ angenommen, da die Gehalte unter der Nachweisgrenze lagen. Wie auf dem Schlag Dikopshof lassen sich auch hier die erkennbaren Unterschiede der Abbaukurven nur sehr schwierig interpretieren, da kein eindeutiger Zusammenhang zu den Bodenparametern gefunden werden konnte (s. Tab. 2-10).

Aus der Anpassung mit einer Abbaukinetik 1. Ordnung wurden für den Schlag Dikopshof die DT_{50} -Werte (50 %-iger Rückgang der Gesamtgehalte) und DT_{90} -Werte (90 %-iger Rückgang der Gesamtgehalte) abgeleitet (s. Tab. 2-10). Trotz einer großen Spanne (12 - 24 d (DT_{50}) bzw. 40 - 51 d (DT_{90})) lässt sich auch bei diesen Werten kein Zusammenhang zu den erhobenen Bodenparametern erkennen. Die errechneten D_{50} -Werte bzw. DT_{90} -Werte lagen auf dem Schlag Frankenforst zwischen 12 und 16 Tagen (DT_{50}) bzw. zwischen 40 und 53 Tagen (DT_{90}). Eine signifikante Beziehung zu den Bodenparametern konnte aber auch hier nicht gefunden werden. Allerdings konnte beobachtet werden, dass die Stelle mit einem leicht höheren pH-Wert (FF b) mit 12 Tagen (DT_{50}) und 40 Tagen (DT_{90}) den schnellsten Abbau aufwies.

Tab. 2-10: DT_{50} - und DT_{90} -Werte an den je vier Probenahmestellen der Versuchsschläge Dikopshof (DH) und Frankenforst (FF), abgeleitet aus der Anpassung 1. Ordnung sowie ausgewählte Bodeneigenschaften

Probenahme- stelle	DT_{50} [Tage]	DT_{90} [Tage]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]	Ton Ah [%]	Schluff Ah [%]	Sand Ah [%]
DH a	15	51	6,9	1,3	13,6	49,3	37,0
DH b	24	79	7,3	1,2	14,6	54,2	31,2
DH c	16	55	7,2	1,5	13,7	57,0	29,3
DH d	12	40	7,2	1,3	14,8	37,5	47,7
FF a	14	45	6,6	0,7	23,0	69,4	7,6
FF b	12	40	6,8	0,9	23,5	69,4	7,1
FF c	14	48	6,6	1,5	21,7	68,6	9,7
FF d	16	53	6,5	1,2	29,8	52,2	17,9

Die Unterschiede bei der Abnahme der Gesamtgehalte von Isoproturon innerhalb der Schläge sind wahrscheinlich durch eine Variation der Abbaugeschwindigkeit zu erklären. Vor allem der mikrobielle Abbau kann deutlich durch die Eigenschaften der Böden beeinflusst werden. *Sebai et al. (2007)* fanden im Laborversuch eine Beziehung zwischen der Mineralisierungsrate von Isoproturon und dem pH-Wert des Bodens. Sie vermuteten einen Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der mikrobiellen Aktivität. *Walker et al. (2001)* fanden sogar im Feldversuch signifikante Variationen des Abbaus von Isoproturon innerhalb

eines Schlages. Wie auch in dieser Arbeit dargestellt, konnten die hier zitierten Autoren allerdings nur schwache Beziehungen zu den Bodenparametern feststellen. Sie vermuteten auch einen Zusammenhang zwischen der Abbaurate und dem pH-Wert und der damit verbundenen mikrobiellen Aktivität. Derzeit laufende Untersuchungen zum Abbau von verschiedenen Herbiziden, unter anderem mit zwei Proben des Schlages Dikopshof, bestätigen einen Einfluss der Bodenreaktion (*Dalkmann, 2008*). Ein signifikanter Einfluss der Bodenreaktion auf die Geschwindigkeit des IPU-Abbaus ist wahrscheinlich nicht nachweisbar, weil die Variationen des pH-Wertes der Probenahmestellen der Flächen Dikopshof (6,9 - 7,2) und Frankenforst (6,5 - 6,8) sehr klein sind. Die Beobachtung des schnellsten Abbaus an der Stelle mit dem höchsten pH-Wert auf dem Schlag Frankenforst lässt aber auch bei den hier vorgestellten Versuchen einen Einfluss des pH-Wertes vermuten. Die restlichen Unterschiede lassen sich wahrscheinlich durch die unvermeidbaren Variationen bei der (praxisüblichen) Applikation und Probenahme erklären (*Bending et al., 2006*). Erstaunlich ist, dass keine Beziehung zum C_{org} -Gehalt gefunden wurde. Speziell auf dem Schlag Frankenforst mit einer Spanne von 0,69 % bis 1,32 % wäre das, aufgrund der Ergebnisse des Batch-Sorptionsversuches, zu erwarten gewesen. Offensichtlich haben die C_{org} -Gehaltsunterschiede in diesem Fall keinen deutlichen Einfluss auf die Abnahme der Gesamtgehalte und somit auf den Abbau von IPU.

Die Ursachen für die Unterschiede bei der Abnahme der Gesamtgehalte von Isoproturon in der obersten Bodenschicht innerhalb eines Schlages konnten nicht eindeutig geklärt werden. Bei der in den Versuchsflächen vorhandenen Variabilität der Bodeneigenschaften lassen sich diese Unterschiede nicht durch die Bodenparameter pH-Wert, C_{org} oder Körnung beschreiben. Zusätzlich können diese Einflüsse durch zufällige Einflussgrößen (Applikation etc.) überlagert werden. Als Inputgröße in Bezug auf eine teilschlagoptimierte Dosierung, wie im Präzisionspflanzenschutz angestrebt, scheint die Abbaurate bei Isoproturon deswegen nicht geeignet.

Verlagerung von Isoproturon

Zur Untersuchung des Verlagerungsverhaltens von Isoproturon auf den Versuchsschlägen wurden an einigen Terminen (s. Kap. 2.2.5.1; Tab. 2-5) zusätzliche Proben aus dem Unterboden entnommen und der Gesamtgehalt von Isoproturon analysiert.

Auf dem Schlag Frankenforst konnte zu keinem Zeitpunkt Isoproturon unterhalb von 5 cm Tiefe gefunden werden. Im Gegensatz dazu wurde auf der Fläche Dikopshof in der Bodenschicht 5 - 30 cm bis 100 Tage nach der Applikation Isoproturon an allen Probenahmestellen nachgewiesen (Abb. 2-8). Dieses Ergebnis ist insofern überraschend, als

an den Probenahmestellen des Schlags Frankenforst teils deutlich niedrigere C_{org} -Gehalte im Oberboden gemessen wurden als auf dem Schlag Dikopshof (s. Tab. 2-1; Kap. 2.2.1.1). Durch die Ergebnisse des Batch-Sorptionsversuchs (s. Kap. 2.3.1) kann an diesen Stellen von einer geringeren Sorption des Wirkstoffes im Boden und infolgedessen von einer erhöhten Verfügbarkeit für Verlagerungsprozesse ausgegangen werden. Daher wurde auf dem Schlag Frankenforst an den Stellen mit niedrigen C_{org} -Gehalten eine Verlagerung von Isoproturon erwartet. Eine mögliche Erklärung ist der unterschiedliche Applikationszeitpunkt. Die hohe Abbaugeschwindigkeit nach der Frühjahrsapplikation auf dem Schlag Frankenforst (s. o.) verhindert offensichtlich eine Verlagerung, während der langsame Abbau von IPU nach der Spritzung auf dem Dikopshof im Herbst die Verlagerung begünstigte. Dies kann allerdings nur für den relativ langsamen chromatografischen Transport (Transport durch die Bodenmatrix) gelten. Durch präferenziellen Fluss, bedingt durch ungünstige Boden- und Witterungsverhältnisse, können Wirkstoffe so schnell in große Tiefen verlagert werden, dass die Abbaugeschwindigkeit nur von untergeordneter Bedeutung sein dürfte (s.u.).

Die Ergebnisse dieser Arbeit werden durch die Untersuchungen von *van Alphen und Stoorvogel* (2002) unterstützt. Die Autoren konnten einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Abbaugeschwindigkeit und der Verlagerung von Isoproturon, aber auch von 14 anderen Pflanzenschutzmitteln feststellen. Bei einer Applikation von Isoproturon im Frühjahr (Frankenforst) ist in Anbetracht des schnellen Abbaus eine Verlagerung somit unter normalen Bedingungen unwahrscheinlich. Dies bestätigt die Ergebnisse von *Klimsa* (1996), der ebenfalls keine Verlagerung auf Flächen des Versuchsgutes Dikopshof bei einer Frühjahrsanwendung von Isoproturon feststellen konnte. Auch die Untersuchungen von *Flury* (1996) ergaben für die Bedingungen im Frühjahr (ein temperaturbedingter stärkerer Abbau und geringere Niederschläge) ein geringes Leachingrisiko.

Die für den Präzisionspflanzenschutz interessanten Unterschiede im Verlagerungsverhalten innerhalb der Versuchsschläge wurden nur für die Daten des Schlags Dikopshof ausgewertet, da auf dem Schlag Frankenforst keine Verlagerung festgestellt werden konnte. Abb. 2-8 zeigt die Gesamtgehalte von IPU an den vier Probenahmestellen auf dem Schlag Dikopshof in einer Tiefe von 5 - 30 cm. Innerhalb der Fläche sind die Unterschiede beim Verlagerungsverhalten nicht signifikant.

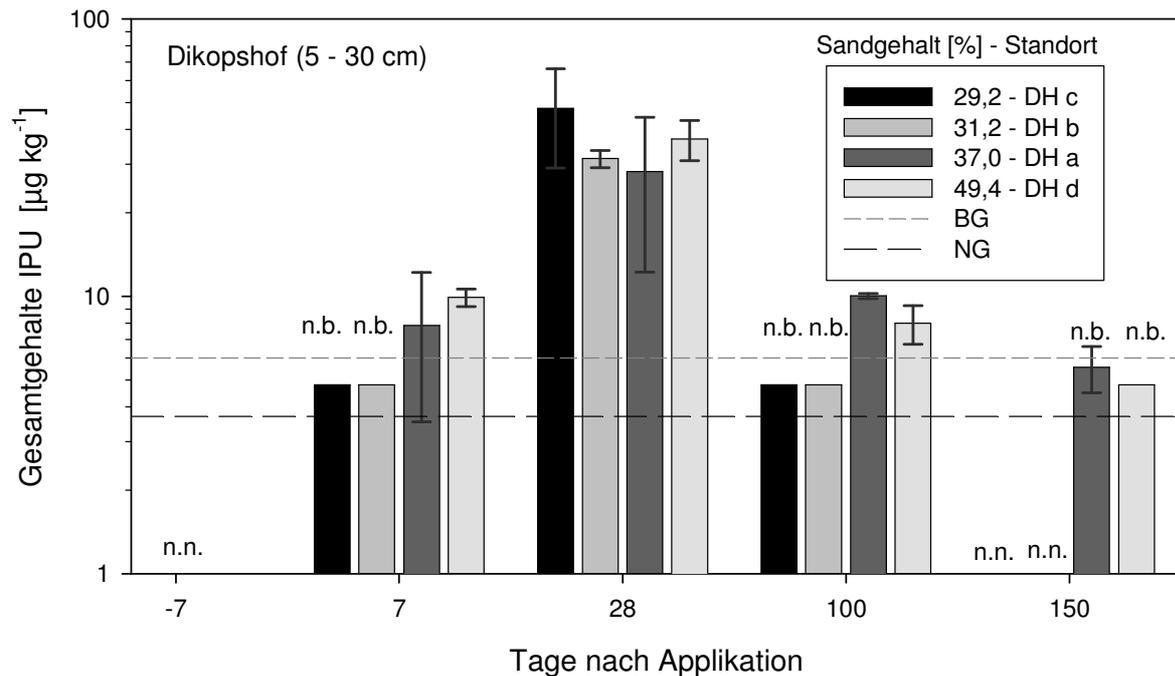


Abb. 2-8: Isoproturon-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) der Bodenschicht 5 - 30 cm an den Probenpunkten des Feldversuches auf dem Versuchsschlag Dikopshof; Darstellung in Abhängigkeit der Tage nach der Applikation von Isoproturon; Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen der Wiederholungen; Probenpunkte an den einzelnen Terminen angeordnet nach dem Sandgehalt; n.n. = nicht nachweisbar; n.b. = nicht bestimmbar; BG = Bestimmungsgrenze; NG = Nachweisgrenze; bei nicht bestimmbar Konzentrationen wurde als Konzentration die Mitte zwischen NG und BG ($4,8 \mu\text{g kg}^{-1}$) angenommen

Die Reihung der Böden nach dem Sandgehalt lässt an zwei Terminen (7 und 100 Tage nach der Applikation) einen Trend zwischen der verlagerten Menge und dem Sandgehalt erkennen (s. Abb. 2-8). An beiden Terminen wurden an den Stellen mit höheren Sandgehalten (DH a und DH d) höhere IPU-Gehalte in 0 - 5 cm Tiefe gefunden. 150 Tage nach der Applikation konnte IPU auch nur noch an diesen sandigeren Stellen nachgewiesen werden. Dies weist darauf hin, dass die Verlagerung durch konvektiv-dispersiven Fluss zu begründen ist (*Jury und Flüher, 1992*). Der Zusammenhang zwischen diesem chromatografischen Transport von Pflanzenschutzmitteln und der Textur des Bodens ist schon lange bekannt und in zahlreichen Veröffentlichungen beschrieben (z. B. *Helling, 1971*). So stellen auch *Fogg und Boxall (2004)* eine stärkere Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln auf sandigen Böden fest. Sandige Böden weisen im Allgemeinen eine deutlich höhere Wasserleitfähigkeit auf (*Blume et al., 2002*). Die hohe Geschwindigkeit des Wasserstromes bedingt eine relativ kurze Kontaktzeit zwischen den Bodenbestandteilen und dem im Wasser gelösten Pflanzenschutzmittel. Die kurze Kontaktzeit verringert wiederum die Möglichkeit des Wirkstoffes, an den Bodenbestandteilen zu adsorbieren und so der

Verlagerung mit dem Wasserstrom entgegenzuwirken (*Flury, 1996*). Obwohl ein Einfluss der stark vom C_{org} -Gehalt abhängigen Sorptionseigenschaften auf das Verlagerungsverhalten von IPU plausibel ist, konnte dieser auf der Fläche Dikopshof nicht nachgewiesen werden. Der Grund ist wahrscheinlich die relativ geringe Spanne der C_{org} -Gehalte der Oberböden des Versuchsschlages (1,17 - 1,45 %). Ein Einfluss der Sorptionseigenschaften auf das Verlagerungsverhalten wurde in der Literatur mehrfach beschrieben (z. B. *Renaud et al., 2004*). So berichteten auch *Mulla et al. (1996)* im Zusammenhang mit der Sorption von einer maßgeblichen Bedeutung des C_{org} -Gehaltes für die Abschätzung des Leachingrisikos. Bei großer Variabilität sollte deshalb auch der C_{org} -Gehalt bei der Abschätzung des Verlagerungsrisikos von Isoproturon berücksichtigt werden.

Eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten (30 - 60 cm bzw. 60 - 90 cm) konnte auf beiden Schlägen nicht nachgewiesen werden, wurde allerdings auch nur 150 Tage nach der Applikation untersucht. Vor dem Hintergrund der Literaturangaben (*Helling, 1971; Jury und Flühler, 1992*) lässt sich trotzdem schlussfolgern, dass die hohe Wasserleitfähigkeit und die geringe Sorptionsfähigkeit der sandigen und humusarmen Unterböden der Versuchsfläche Dikopshof (s. Kap. 2.3.1) die Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln begünstigen. Je näher das sandige Terrassenmaterial an die Oberfläche reicht, desto größer ist das Verlagerungsrisiko in tiefere Bodenschichten bzw. ins oberflächennahe Grundwasser, wenn ein Pflanzenschutzmittel den humosen Oberboden einmal passiert hat.

Neben dem chromatografischen Transport kann eine Verlagerung auch durch präferenziellen Fluss erfolgen (*Jury und Flühler, 1992*). Dabei werden die Wirkstoffe unter ungünstigen Bedingungen, z. B. bei starken Niederschlägen, in den bevorzugten Fließwegen in große Tiefen transportiert. Präferenzieller Fluss kann in strukturierten Böden in Makroporen (z. B. Schrumpfrisse), in Regenwurmgingen oder insbesondere in sandigen Böden in Form des Fingerringes auftreten. Diese Art von Verlagerung wurde in der Literatur schon vielfach beschrieben (*Lennartz, 1999; Pätzold und Brümmer, 2004; Kördel und Klein, 2006*). Trotzdem wurden auf beiden Versuchsschlägen keine Hinweise auf eine Verlagerung durch präferenziellen Fluss gefunden. Eine Erklärung dafür ist, dass während der Versuche keine extremen Niederschläge auftraten. In den sandigen Teilbereichen des Schlages Dikopshof ist nur geringer präferenzieller Fluss in Makroporen zu erwarten. In den lößdominierten Bereichen des Schlages Dikopshof und auf dem Schlag Frankenforst ist hingegen mit verstärktem präferenziellen Fluss durch Regenwurmröhren oder Schrumpfrisse zu rechnen. Dies gilt insbesondere für die tonreichen Böden auf Teilen des Schlages Frankenforst. Tonreiche Böden weisen durch Quellungs- und Schrumpfungprozesse eine große Zahl von Makroporen und deshalb ein höheres Leachingrisiko auf (*Brown et al., 2001*). Aus diesem Grund besteht in Deutschland ein Anwendungsverbot für Isoproturon bei einem

durchschnittlichen Tongehalt von >30 % (BVL, 2007). Die Verlagerung durch Makroporen erfolgt sehr schnell und ist deshalb unabhängig von der Abbaugeschwindigkeit und den Sorptionseigenschaften (Pätzold, 1998). Beim Auftreten von präferenziellem Fluss können sehr schnell große Mengen verlagert werden (Pätzold und Brümmer, 2004; Kördel und Klein, 2006).

Aus pflanzenbaulicher Sicht ist die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln wegen der vergleichbar geringen Mengen von untergeordneter Bedeutung (vgl. Abb. 2-7 und 2-8). Allerdings reichen diese geringen Mengen bei der Verlagerung ins Grundwasser aus, um das Wasser für die Trinkwassergewinnung unbrauchbar zu machen (EU-Trinkwassergrenzwert: $0,1\mu\text{g l}^{-1}$). Der Grundsatz der Guten Fachlichen Praxis fordert daher die Minimierung der Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln. Nicht zuletzt deshalb ist die Einbindung des Verlagerungsrisikos bzw. der beeinflussenden Bodeneigenschaften in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes sinnvoll (s. Kap. 5).

2.3.3.2 Pflanzenverfügbarkeit von Isoproturon im Boden als Parameter für die Wirksamkeit im Feldversuch

Die Untersuchung der Pflanzenverfügbarkeit von Isoproturon erfolgte vor dem Hintergrund, dass die Wirksamkeit von Bodenherbiziden maßgeblich von der Pflanzenverfügbarkeit abhängig ist, da die Wirkstoffe über die Wurzel aufgenommen werden müssen (Haider und Schäffer, 2000). Die Versuche sollten klären, inwieweit die Aufnahme der Wirkstoffe durch starke Festlegung im Boden verhindert und dadurch die Wirkung reduziert wird. Dazu wurden die Bodenproben der obersten Tiefe (0 - 5 cm) mit einer 0,01 M CaCl_2 -Lösung extrahiert und die Isoproturonkonzentrationen im CaCl_2 -Extrakt bestimmt. Die CaCl_2 -Lösung dient dabei als simulierte Bodenlösung. Es wurde angenommen, dass die gemessenen IPU-Konzentrationen im CaCl_2 -Extrakt näherungsweise die IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung und damit die Pflanzenverfügbarkeit zum Zeitpunkt der Probenahme wiedergeben.

Abb. 2-9 zeigt die Isoproturonkonzentrationen in der Bodenlösung der beiden Flächen Dikopshof (a) und Frankenforst (b) über den gesamten Versuchszeitraum. Auf beiden Schlägen nimmt die Konzentration mit fortschreitender Zeit ab. Die Abnahme ist aber auf dem Schlag Frankenforst wesentlich schneller als auf der Fläche Dikopshof. Vier Wochen nach der Applikation sind auf dem Schlag Dikopshof noch durchschnittlich 35 % der am ersten Tag gefundenen Konzentration in der Bodenlösung, während auf dem Schlag Frankenforst nur noch weniger als 7 % gefunden werden konnte.

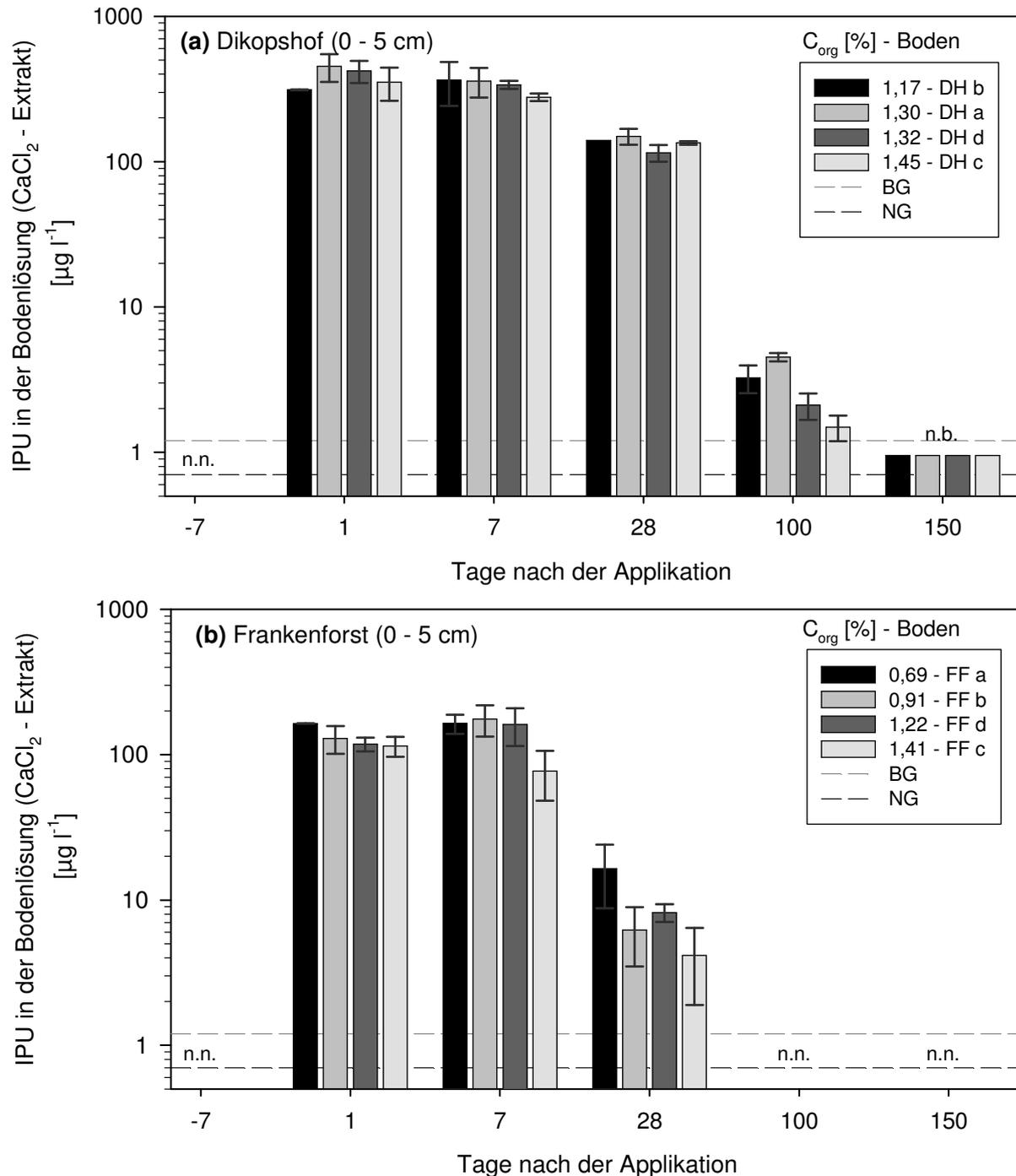


Abb. 2-9: IPU-Konzentration in der Bodenlösung (CaCl₂-Extraktion) der Bodenschicht 0 - 5 cm an den Probenpunkten des Feldversuches auf den Versuchsschlägen Dikopshof (a) und Frankenforst (b); Darstellung in Abhängigkeit der Tage nach der Applikation von Isoproturon; Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen der Wiederholungen; Probenpunkte der einzelnen Termine angeordnet nach dem C_{org}-Gehalt; n.n. = nicht nachweisbar; n.b. = nicht bestimmbar; BG = Bestimmungsgrenze; NG = Nachweisgrenze; bei nicht bestimmbar Konzentrationen wurde als Konzentration die Mitte zwischen NG und BG (0,95 µg l⁻¹) angenommen

Die Ergebnisse stimmen sehr gut mit den Beobachtungen bei der Abnahme der IPU-Gesamtgehalte überein (vgl. Kap. 2.3.3.1). Die Abnahme der Gesamtgehalte ist eine wesentliche Steuergröße für die pflanzenverfügbaren Anteile, da die Konzentration in der Bodenlösung im Gleichgewicht mit dem Gesamtgehalt steht (*Hamaker, 1972*). Somit ist bei einer schnellen Abnahme der Gesamtgehalte auch von einer schnellen Reduktion der Konzentration in der Bodenlösung und damit von einer schnellen Verringerung des pflanzenverfügbaren Wirkstoffs auszugehen. Wie bei der Abnahme der Gesamtgehalte unter Kap. 2.3.3.1 diskutiert, kann deswegen die Geschwindigkeit der Abnahme des pflanzenverfügbaren Wirkstoffes über die Bodentemperatur mit dem Applikationszeitpunkt in Zusammenhang gebracht werden. Diese Informationen können allerdings nicht für eine teilschlagspezifische Applikation verwendet werden, da der Applikationszeitpunkt auch im Präzisionspflanzenschutz nicht sinnvoll variiert werden kann. Es bleibt aber grundsätzlich zu klären, inwieweit durch den langsameren Abbau bedingte längere Verfügbarkeit eine bessere Wirkung erzielt wird und damit eine Verringerung der Dosierung möglich ist.

Zur Überprüfung des Einflusses der Bodeneigenschaften auf die Pflanzenverfügbarkeit von Isoproturon wurden die IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung der Probenahmestellen an den einzelnen Probenahmeterminen miteinander verglichen (s. Abb. 2-9). Sowohl auf dem Schlag Dikopshof als auch auf dem Schlag Frankenforst sind an allen Terminen mehr oder weniger deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmestellen zu erkennen. Diese sind aber größtenteils nicht signifikant, sodass durch die statistische Auswertung keine eindeutige Beziehung zwischen den erfassten Bodeneigenschaften gefunden werden konnte. Wie aus der Reihung der Böden nach den C_{org} -Gehalt ersichtlich, sinkt tendenziell mit steigenden C_{org} -Gehalten die Konzentration in der Bodenlösung und damit die Verfügbarkeit (s. Abb. 2-9). Diese Tendenz lässt sich durch eine Verschiebung des Gleichgewichts zwischen adsorbierten und gelösten Anteilen im Boden erklären. Mit steigendem C_{org} -Gehalt verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung der adsorbierten Anteile. Diese Verschiebung konnte in den Batch-Sorptionsversuchen für Isoproturon nachgewiesen werden (s. Kap. 2.3.1).

Aus den IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung (CaCl_2 -Extrakte) und den IPU-Gesamtgehalten (Aceton-Extrakte) der gleichen Proben wurden Verteilungskoeffizienten (K' [l kg^{-1}]) berechnet. Abb. 2-10 zeigt die Verteilungskoeffizienten für IPU an den vier Probenahmestellen der beiden Versuchsschläge zu den einzelnen Probenahmeterminen. Steigende K' -Werte signalisieren dabei eine zunehmende Festlegung und damit eine abnehmende Verfügbarkeit. Durch die Berechnung des K' -Wertes konnte der Einfluss der räumlichen Variation der applizierten Wirkstoffmenge durch die praxisübliche Ausbringung (s. Kap. 2.3.3.1) ausgeschlossen werden.

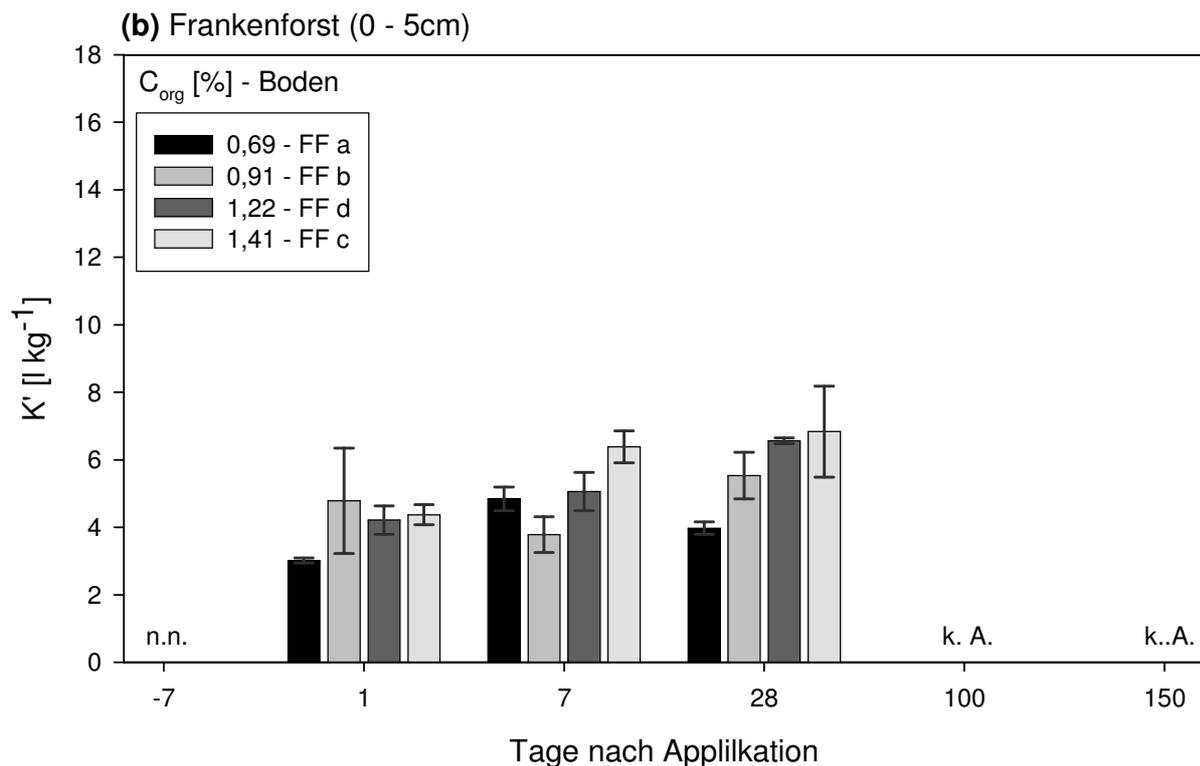
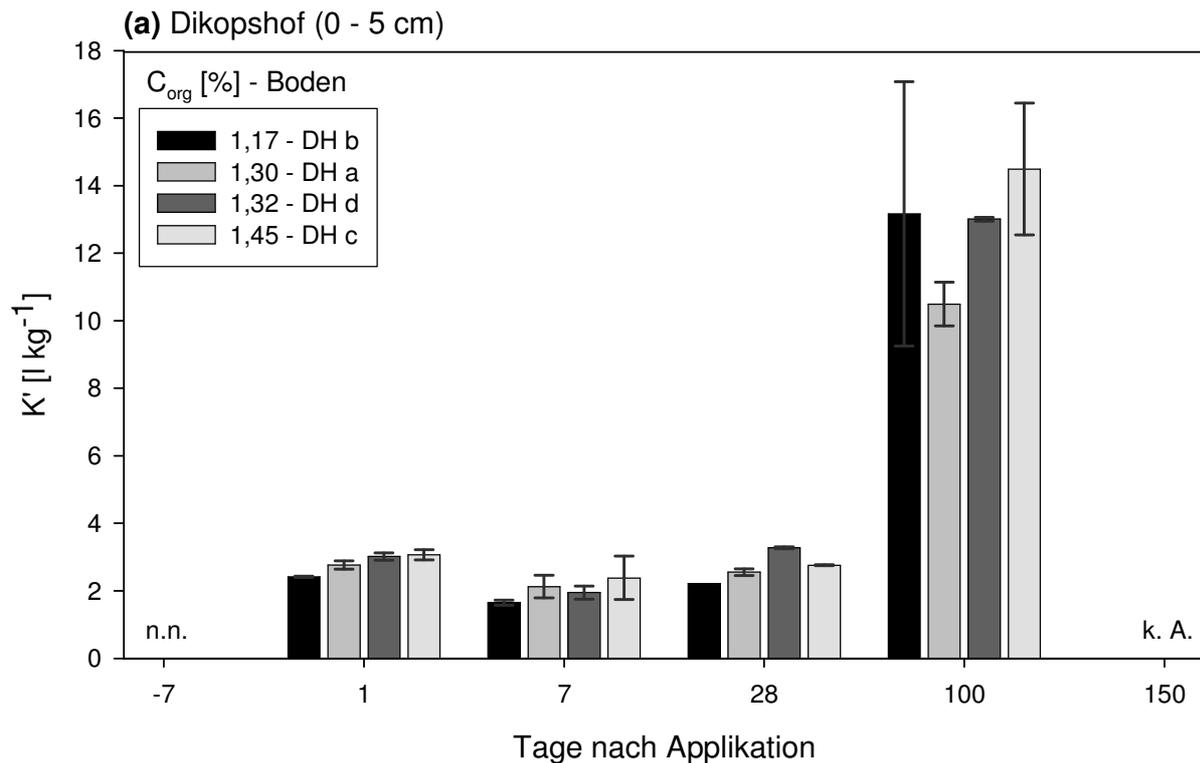


Abb. 2-10: Verteilungskoeffizienten (K') aus der Konzentration in der Bodenlösung (CaCl_2 -Extrakt) und den Gesamtgehalten (Aceton-Extrakt) der Bodenschicht 0 - 5 cm an den Probenpunkten des Feldversuches auf den Versuchsschlägen Dikopshof (a) und Frankenforst (b); Darstellung in Abhängigkeit der Tage nach der Applikation von Isoproturon; Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen der Wiederholungen; Probepunkte der einzelnen Termine angeordnet nach dem C_{org} -Gehalt ; k.A. = keine Angabe, da Gesamtgehalt und/oder Konzentration der Bodenlösung unterhalb der Nachweisgrenze

Es ist zu erkennen, dass auf dem Schlag Dikopshof die Verteilungskoeffizienten bis zum Tag 28 nicht wesentlich ansteigen (s. Abb. 2-10 (a)). Auf dem Schlag Frankenforst konnte hingegen tendenziell eine schwache Zunahme der K' -Werte beobachtet werden (s. Abb. 2-10 (b)). Diese war aber größtenteils nicht signifikant. Erst beim Probenahmetermin 100 Tage nach der Applikation konnte auf der Fläche Dikopshof ein deutlicher Anstieg festgestellt werden (s. Abb. 2-10 (a)). Für diesen Zeitpunkt war auf der Fläche Frankenforst eine Berechnung der Verteilungskoeffizienten nicht möglich, da der IPU-Gesamtgehalt und/oder die Konzentration in der Bodenlösung unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Gleiches gilt für den Tag 150 auf beiden Schlägen. Der leichte Anstieg der Verteilungskoeffizienten auf dem Schlag Frankenforst innerhalb der ersten vier Wochen lässt aber auch für diesen Schlag einen Anstieg der K' -Werte an den späteren Terminen erwarten. Die Beobachtung bestätigt die schon oft beschriebene, zunehmende Festlegung von Pflanzenschutzmitteln mit der Alterung der Stoffe (Scribner et al., 1992; Haider und Schäffer, 2000; Pätzold und Brümmer, 2003). Allerdings zeigen die fast konstanten Werte in den ersten 28 Tagen, dass der Prozess der Alterung für die Wirksamkeit von Isoproturon in diesem Zeitraum nicht relevant ist. Eine deutliche Festlegung ist erst nach dem für die herbizide Wirkung wichtigen Zeitraum (ca. vier Wochen) zu erwarten.

Um die Unterschiede innerhalb der Schläge festzustellen, wurden die K' -Werte der vier Probenahmestellen für jeden Termin miteinander verglichen. In dem für die herbizide Wirkung wichtigen Zeitraum bis 28 Tage nach der Applikation konnten auf dem Schlag Dikopshof zu allen Zeitpunkten nur relativ geringe Unterschiede festgestellt werden (s. Abb. 2-10 (a)). Die statistische Auswertung ergab auch keinen über alle Zeitpunkte einheitlichen Zusammenhang zwischen den Bodeneigenschaften und den Verteilungskoeffizienten. Auf dem Schlag Dikopshof wurde nur am ersten Tag nach der Applikation eine signifikante Korrelation zum C_{org} -Gehalt gefunden (nicht dargestellt). Die Reihung nach dem Gehalt an organischem Kohlenstoff zeigt aber, dass die Verteilungskoeffizienten auch bei den anderen Terminen mit steigendem C_{org} -Gehalt tendenziell zunehmen. Die Variabilität der K' -Werte ist innerhalb des Schlages Frankenforst deutlich größer als auf dem Schlag Dikopshof (s. Abb. 2-10 (b)). Allerdings war auch hier keine über alle Termine einheitliche statistisch abgesicherte Beziehung zu den Bodeneigenschaften zu finden. Der Trend zwischen den C_{org} -gehalten und den K' -Werten konnte jedoch auch auf dem Schlag Frankenforst festgestellt werden. Dieser wird auf dem Schlag Frankenforst ebenfalls durch eine signifikante Korrelation (28 Tage nach der Applikation) bestätigt. Damit unterstützen diese Ergebnisse die Schlussfolgerung aus den Untersuchungen der IPU-Konzentrationen der Bodenlösung. Wie bereits oben diskutiert, ist der Grund für den Trend auch hier, dass mit steigendem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden sich die Sorption von Isoproturon

im Boden erhöht (s. Kap. 2.3.1). Daraus resultieren eine zunehmende Festlegung und eine abnehmende Pflanzenverfügbarkeit des Wirkstoffes.

Trotz fehlender statistischer Absicherung ergab die Auswertung der IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung und der K' -Werte einen deutlichen Trend zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Pflanzenverfügbarkeit von Isoproturon. Beide Auswertungen zeigen, dass mit steigenden C_{org} -Gehalten die Festlegung des Isoproturons zunimmt. Damit ist bei steigendem C_{org} -Gehalt eine Verminderung der Wirkung zu erwarten. Die Feldversuche bestätigen somit die Ergebnisse der Gefäß-Vegetationsversuche, bei denen auch eine Verminderung der Wirkung in Abhängigkeit des C_{org} -Gehaltes festgestellt wurde (s. Kap. 2.3.2). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen *Blackshaw et al.* (1994) bei vier Herbiziden gegen Tresse. *Pedersen et al.* (1995) stellten eine positive Korrelation zwischen der benötigten Dosis für eine 50 %-ige Unkrautreduktion (ED_{50}) und dem Humusgehalt bei Isoproturon aber auch bei vier weiteren Herbiziden fest. Bei großer Heterogenität des C_{org} -Gehaltes innerhalb eines Schlages und einer praxisüblichen, uniformen Behandlung werden somit Bereiche mit niedrigen C_{org} -Gehalten mit einer Überdosierung und Bereiche mit hohen C_{org} -Gehalten eventuell mit einer zu niedrigen Dosierung behandelt (*Williams et al.*, 2001). Eine teilflächenspezifisch optimierte Dosierung unter Berücksichtigung der Variabilität der Bodeneigenschaften ist deswegen sowohl aus ökonomischen als auch ökologischen Gründen sinnvoll.

2.4 Schlussfolgerungen

Für die Einbindung der Variabilität von Bodeneigenschaften in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes ist die genaue Kenntnis des Verhaltens von Pflanzenschutzwirkstoffen im Boden unerlässlich. Die Mobilität, Verfügbarkeit und Wirksamkeit von Bodenherbiziden wird im starken Maße durch das Ad- und Desorptionsverhalten der Wirkstoffe bestimmt. Deshalb wurden diese Sorptionseigenschaften des Herbizides Isoproturon für 12 Böden der Versuchsfelder untersucht und mittels Freundlich-Isothermen beschrieben. Der Vergleich der Isothermen machte eindeutige Unterschiede im Sorptionsverhalten von IPU an Böden mit unterschiedlicher stofflicher Zusammensetzung deutlich. Die Korrelationsanalyse zwischen dem Verteilungskoeffizienten bei einer Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}) und den Bodeneigenschaften ergab eine signifikante Beziehung zum Gehalt an organischen Kohlenstoff im Boden. Dabei konnte die Beziehung durch die Aufteilung des Probensets nach dem Ausgangsmaterial der Böden noch verbessert werden. Dies spricht dafür, dass auch andere Bodeneigenschaften, wie Körnung und pH-Wert, einen wenn auch deutlich kleineren Einfluss auf das Sorptionsverhalten haben. Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen und Befunde aus der Literatur, dass das Sorptionsverhalten von Pflanzenschutzmitteln in Böden über die Erfassung der relevanten Bodeneigenschaften abgeschätzt werden kann. Diese Informationen können wiederum für die indirekte Ableitung von Parametern, die für den Präzisionspflanzenschutz von Bedeutung sind (Wirksamkeit, Leachingverhalten), genutzt werden.

Die Auswirkungen auf die Wirksamkeit wurden mit einem Vegetationsversuch einiger Böden der Versuchsfelder unter kontrollierten Bedingungen in einer Klimakammer getestet. Als Maß für die Wirksamkeit wurde die oberirdische, pflanzliche Biomasse von Welschem Weidelgras (*Lolium perenne*) 14 Tage nach der Applikation von Isoproturon auf die Böden herangezogen. Die Versuche zeigten, dass bei der Behandlung mit der vollen Aufwandmenge keine Unterschiede zwischen den Versuchsböden bei der Wirksamkeit nachgewiesen werden konnten. Erst bei einer Reduzierung der Aufwandmenge um 50 % wurden Unterschiede deutlich, die sich bei einer weiteren Reduzierung auf 1/6 der vollen Aufwandmenge eindeutig verstärkten. Wie vor dem Hintergrund der Ergebnisse zum Sorptionsverhalten erwartet, konnten diese Unterschiede weitgehend mit dem C_{org} -Gehalt des Bodens erklärt werden. Die Reduktion der Aufwandmenge um 50 % führte bei Böden mit C_{org} -Gehalten $\leq 1,2 \%$ nicht zu einer signifikanten Verringerung der Wirkung. Bei sehr geringen C_{org} -Gehalten $\leq 0,1 \%$ war sogar bei 1/6 der vollen Aufwandmenge kein signifikanter Wirkungsverlust zur Variante, die mit der empfohlenen Aufwandmenge behandelt wurde, nachzuweisen. Eine teilschlagspezifische Anpassung der Dosierung durch Erfassung der

C_{org} -Gehalte der Böden hat somit ein großes Potenzial zur Einsparung von Pflanzenschutzmitteln.

Um das Verhalten von Isoproturon unter Feldbedingungen zu untersuchen, wurden auf zwei Versuchsflächen an je vier Stellen Bodenproben vor und 1 - 150 Tage nach einer praxisüblichen Unkrautbekämpfung mit Isoproturon aus verschiedenen Tiefen entnommen. Die Verringerung der Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) im Oberboden (0 - 5 cm) wird maßgeblich durch den mikrobiellen Abbau verursacht. Es konnte innerhalb der Versuchsflächen aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Probenahmestellen festgestellt werden. In der Literatur wird die mikrobielle Aktivität, die u. a. entscheidend vom pH-Wert des Bodens beeinflusst wird, als Einflussgröße beschrieben. Die Spanne der pH-Werte war auf den Versuchsflächen gering, was die fehlenden Unterschiede erklären könnte. Ein deutlicher Unterschied bei der Abnahme der Gehalte bis 5 cm Tiefe wurde aber aufgrund des Applikationszeitpunktes zwischen den Schlägen festgestellt. Bei der Spritzung im Frühjahr konnten deutlich höhere Abbauraten beobachtet werden. Dieser Unterschied ist vor allem auf die höheren Bodentemperaturen zurückzuführen.

Ein Einfluss des Applikationszeitpunktes wurde auch bei der Verlagerung beobachtet. Während nach der Frühjahrsapplikation keine Verlagerung nachgewiesen werden konnte, wurde nach der Herbstbehandlung Isoproturon bis 30 cm Tiefe und bis 100 Tage nach der Behandlung gefunden. Innerhalb der Fläche ergab die statistische Auswertung allerdings keine signifikante Beziehung zu den Bodeneigenschaften. Die in der Literatur beschriebene positive Korrelation zwischen der chromatografischen Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln und dem Sandgehalt konnte aber auch innerhalb der Versuchsflächen tendenziell bestätigt werden. Präferenziellen Transport in Form von schneller Verlagerung der Wirkstoffe durch Makroporenfluss (Schrumpfrisse, Regenwurmgänge etc.) oder durch Fingering konnte auf beiden Versuchsflächen nicht beobachtet werden. Viele Literaturstellen machen aber deutlich, dass unter ungünstigeren Witterungsbedingungen diese Art der Verlagerung auch für Isoproturon auf den Versuchsschlägen durchaus möglich erscheint. Besonders gefährdet sind dabei Böden mit hohen Tongehalten, da diese wegen der Quellung und Schrumpfung eine große Zahl von Schrumpfrissen (Makroporen) aufweisen können.

Als Parameter für die Wirksamkeit im Feldversuch wurden die Konzentration des Wirkstoffes in der Bodenlösung (CaCl_2 -Extraktion) und der Verteilungskoeffizient (K'), als Quotient aus dem Gesamtgehalt (Aceton-Extraktion) und der Konzentration in der Bodenlösung, herangezogen. Beide Untersuchungen zeigten mit steigendem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden tendenziell eine stärkere Festlegung des Herbizids. Somit ist mit

zunehmenden C_{org} -Gehalten eine Verringerung der Wirksamkeit zu erwarten. Damit bestätigen die Feldversuche die Ergebnisse des Gefäß-Vegetationsversuchs.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die Bodeneigenschaften einen wesentlichen Einfluss auf das Verhalten von Herbiziden haben. Mit der Quantifizierung dieser Einflüsse kann die Applikation von Herbiziden weiter optimiert und so wichtige Informationen für den Präzisionspflanzenschutz gewonnen werden.

3 Erfassung der Humusgehalte von Böden mittels IR-Spektroskopie

3.1 Einleitung

Der Humusgehalt ist ein wichtiger Parameter für das Verhalten von Herbiziden in Böden (s. Kap. 2). Analytisch bestimmt wird meistens der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org} -Gehalt), der nach empirischer Faustformel etwa die Hälfte des Humus ausmacht. Somit lassen sich die Angaben mit den Faktoren 2 bzw. 0,5 ineinander umrechnen. Im Folgenden wird bei der Angabe von Analysewerten der organische Kohlenstoff verwendet. In der gegenwärtigen Praxis wird - wenn überhaupt - oftmals nur der mehr oder weniger repräsentativ bestimmte, durchschnittliche C_{org} -Gehalt eines Ackerschlaages genutzt (*Preger et al.*, 2006). Allerdings können die C_{org} -Gehalte innerhalb eines Schlaages bedingt durch Erosion, unterschiedliche Vorbewirtschaftung oder Substratunterschiede räumlich sehr heterogen sein (*Cambardella et al.*, 1994; *Khosla et al.*, 2006; *Pätzold et al.*, 2008). Aus dieser Tatsache folgt wiederum, dass auch das Verhalten von Herbiziden innerhalb eines Schlaages, bedingt durch die Heterogenität des C_{org} -Gehaltes, maßgeblich variieren kann (s. Kap. 2). Eine teilschlagspezifische Erfassung des C_{org} -Gehaltes ist deshalb für die Applikation von Herbiziden im Präzisionspflanzenschutz eine wichtige Maßnahme zur Gewährleistung einer standortgerechten Bekämpfung von Unkraut.

Die Erfassung der räumlichen Variabilität in der für den Präzisionspflanzenschutz benötigten Auflösung (10 m mit sinkender Tendenz) mittels einer Rasterbeprobung und anschließender konventioneller Analyse im Labor ist sehr zeit- und kostenaufwendig. Außer für Forschungszwecke ist diese Vorgehensweise nicht praktikabel. Ein neuer Ansatz zur hochgenauen Erfassung von Bodeneigenschaften ist die Landschaftsmodellierung oder „Digital Soil Mapping“ (DSM). Dabei werden traditionelle Kartier- und Labormethoden mit anderen Informationsquellen oder Analyseverfahren unter Nutzung statistischer und geostatistischer Verfahren verknüpft (*Behrens und Scholten*, 2006). So verwendeten *Simbahan et al.* (2006) digitale Höhenmodelle zur Vereinfachung der C_{org} -Gehaltsvorhersage und zur Reduzierung des Probe- und Analyseaufwandes. Allerdings wird dadurch nur der Einflussfaktor Erosion auf die Verteilung der organischen Substanz berücksichtigt. Ein Ansatz für die flächendeckende Erfassung der Variabilität der C_{org} -Gehalte ist die Nutzung der spektralen Eigenschaften des Bodens. Im Labor könnten diese zur schnellen Analyse des C_{org} -Gehaltes von Bodenproben eingesetzt werden. Dazu müssen zwar immer noch Bodenproben gezogen und ins Labor gebracht werden; durch Verwendung der IR-Spektroskopie können aber trotzdem gegenüber der Standardanalytik (z. B. Elementaranalyse) Zeit und vor allem Kosten eingespart werden. Bei der Abschätzung des

C_{org} -Gehaltes mittels Spektroskopie im Labor sind unterschiedliche Wellenbereiche nutzbar (*Viscarra Rossel et al., 2005*). *Terhoeven-Urselmans et al. (2006)* verwendeten Spektren des sichtbaren (VIS) und nahinfraroten (NIR) Bereiches zur Abschätzung der organischen Substanz in Bodenproben. Aber auch der Bereich des mittleren infraroten (MIR) Lichtes kann für die Laboranalyse verwendet werden (*McCarty et al., 2002; Bornemann et al., 2008*).

Eine weitere Effizienzsteigerung kann durch die direkte Aufnahme der spektralen Informationen im Feld erreicht werden. Aus technischen Gründen ist für den Einsatz im Feld nur die Spektroskopie im VIS- und NIR-Bereich nutzbar (*Viscarra Rossel et al., 2005*). Eine Möglichkeit ist die Aufnahme der Spektren mittels Naherkundung (*Stevens et al., 2006*). Für eine flächenmäßige Darstellung der C_{org} -Gehalte müssen, wie bei der klassischen Beprobung, die Punktdaten geostatistisch interpoliert werden. Eine flächendeckende Erfassung der spektralen Eigenschaften für die Abschätzung des C_{org} -Gehaltes kann mittels abbildenden Messverfahren der Fernerkundung realisiert werden. *Broge et al. (2004)* nutzten Satellitenaufnahmen zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes. Allerdings sind die räumliche und vor allem die spektrale Auflösung begrenzt. Höhere räumliche und spektrale Auflösungen können durch die Verwendung flugzeuggestützter Spektrolsensoren erreicht werden (*Leone, 2001*). Aus diesen Daten ist eine flächendeckende Abschätzung des C_{org} -Gehaltes möglich (*Chen et al., 2005; Selige et al., 2006*). Allerdings ist die Güte der Abschätzung maßgeblich von der spektralen Auflösung abhängig (*Ben-Dor et al., 2002; Stevens et al., 2006*).

Wegen der großen Datenmengen, die bei der Aufnahme von Spektren anfallen (bis zu 1850 Werte pro Messung im MIR-Bereich) ist die Verwendung multivariater Statistik sinnvoll. Ein Verfahren, um solche Daten mit Ground Truth-Daten zu verrechnen und Vorhersagemodelle zu entwickeln, ist die „Partial Least Square Regression“ (PLSR) (*Martens und Naes, 1989*). Dieses Verfahren hat sich für die Auswertung spektraler Daten von Böden mehrfach bewährt (*van Groenigen et al., 2003; Viscarra Rossel et al., 2005; Stevens et al., 2006*).

Dieses Kapitel behandelt die Nutzung spektraler Eigenschaften von Böden für die Erstellung von hochaufgelösten Karten des C_{org} -Gehaltes. Dazu wurden die Spektren von Bodenproben der Ground Truth-Beprobungen der Versuchsflächen im VIS-, NIR- und MIR-Bereich mit drei verschiedenen Sensoren im Labor aufgenommen. Mittels PLSR wurde für jeden Sensor ein Vorhersagemodell für den C_{org} -Gehalt der Bodenproben entwickelt. Anschließend erfolgte die Überprüfung der Modelle mittels vollständiger Kreuzvalidation. Die Versuche dienten dazu, die generelle Eignung der Spektroskopie für die Vorhersage des Gehaltes an organischem Kohlenstoff in Böden zu überprüfen. Außerdem sollte getestet werden, inwieweit die Aufnahme der spektralen Eigenschaften eine schnelle und kostengünstige Alternative zur Standardlabormethode (Elementaranalyse) sein kann.

Zur Überprüfung der Eignung von Spektren, die direkt im Feld aufgenommen wurden, wurden Daten des flugzeuggestützten Hyperspektralsensors HyMap (HyVista Corp., Australien) verwendet. Die Verrechnung der Daten und die Validierung der Modelle erfolgten wie bei den Laborversuchen, wobei die Auswertung nur schlagspezifisch durchgeführt werden konnte.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Böden und Versuchsflächen

3.2.1.1 Physikalisch-chemische Eigenschaften der Böden der Laboruntersuchungen

Für die Laboruntersuchungen wurde ein Probensatz mit 240 Bodenproben verwendet. Während im mittelinfraroten Bereich alle Bodenproben vermessen wurden, musste im VIS- bzw. NIR-Bereich die Spektrenaufnahme auf eine repräsentative Auswahl von 32 Proben beschränkt werden. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Variabilität der C_{org} -Gehalte innerhalb der Versuchsflächen durch die ausgewählten Proben bestmöglich wiedergegeben wurde. Die Probensätze wurden aus Bodenproben der Ground Truth-Beprobung der Versuchsflächen Rengen, Dikopshof und Frankenforst zusammengestellt. Eine genaue Beschreibung der beprobten Böden findet sich in Kap. 4.2.1. Diese Probensätze wurden um Oberbodenproben von ackerbaulich genutzten Versuchsflächen der Köln-Bonner Region ergänzt. Das Ausgangssubstrat dieser Proben war größtenteils Löß.

Zur Kalibration und Validation der spektrometrischen Messverfahren wurden alle Proben mittels bodenkundlicher Standardmethoden im Labor charakterisiert (s. Kap. 3.2.3). Die Kennwerte einiger wichtiger Parameter sind in Tab. 3-1 aufgelistet.

Tab. 3-1: Minimum und Maximum, Mittelwert und Median sowie Standardabweichung wichtiger Bodenparameter für den Gesamtdatensatz und den NIR-Datensatz

Probensatz			Min	Max	Mittelwert	Median	Standardabweichung
gesamt n=240	pH (CaCl ₂)		4,1	7,6	6,5	6,7	0,9
	C_{org}	[%]	0,05	5,21	1,04	1,12	0,69
	N_t	[%]	0,010	0,460	0,098	0,106	0,058
	$CaCO_3$	[%]	0,0	9,6	0,7	0,0	1,7
NIR n=32	pH (CaCl ₂)		4,6	7,3	6,6	6,7	0,7
	C_{org}	[%]	0,12	5,21	1,22	1,09	0,95
	N_t	[%]	0,010	0,400	0,120	0,113	0,077
	$CaCO_3$	[%]	0,0	3,7	0,3	0,0	0,8

3.2.1.2 Physikalisch-chemische Eigenschaften der Böden der Versuchsflächen

Für die Untersuchungen im Feldmaßstab wurde auf ausgewählten Flächen eines Forschungsprojekts des Instituts für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES) - Abteilung Bodenwissenschaften der Universität Bonn und der RheinEnergie AG

(Köln) zurückgegriffen (*Große Rüschkamp, 2005; Koleczek, 2005*). Dabei handelt es sich um neun ackerbaulich genutzte Flächen zwischen Köln und Bonn, die zum Zeitpunkt der HyMap-Befliegung für die Aufnahme der Spektren (Mai 2005) vegetationsfrei waren. Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Niederterrasse des Rheins. Der kaltzeitliche Schotterkörper (Kiese und Sande) ist überlagert von spätpleistozänen bis frühholozänen Hochflutlehmen und -sanden. Genauere Beschreibungen der Flächen finden sich in den Arbeiten von *Große Rüschkamp (2005)* und *Koleczek (2005)*. Einige wichtige Kennwerte der Schläge sind in Tab. 3-2 zusammengefasst.

Tab. 3-2: Bodenparameter der Versuchsflächen der Feldversuche (*Große Rüschkamp, 2005; Koleczek, 2005*)

Fläche	C _{org} [%]	N _t [%]	pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ [%]	Lagerungsdichte [g cm ⁻³]	Mächtigkeit Ap [cm]
W 23	1,28	0,106	7,2	0	1,65	32
W 27	1,03	0,106	7,2	0	1,57	37
W 33	0,63	0,055	6,6	0	1,60	38
W 39	0,54	0,044	6,4	0	1,62	35
W 53	1,22	0,112	7,1	0	1,46	38
W 54	1,48	0,124	6,3	0	1,50	37
W 66	1,18	0,101	7,4	0	1,59	44
W 84	0,74	0,072	7,3	0,2	1,59	38
W 90	0,71	0,048	6,3	0	1,49	36

3.2.2 Bestimmung der spektralen Eigenschaften

3.2.2.1 Spektroskopie im sichtbaren (VIS) und nahinfraroten (NIR) Bereich im Labor

Zur Aufnahme der (VIS-), NIR-Spektren der 32 Bodenproben im Labor wurden zwei Spektrometer verwendet. Die erste Aufnahme erfolgte mit dem Spektrometer CORONA 45 NIR (Zeiss, Jena) des Instituts für landwirtschaftliche Verfahrenstechnik der Universität Kiel. Der spektrale Messbereich reicht von 940 - 1680 nm. Die Aufnahme erfolgte in Bändern von jeweils 6 nm. Beim CORONA 45 NIR handelt es sich um einen aktiven Sensor mit einer Halogenlampe als Lichtquelle. Der Sensor wurde im Labor so aufgebaut, dass die Proben mit einem Abstand von etwa 5 cm zwischen Bodenprobe und Linse und mit minimierten Fremdlichteinfluss vermessen werden konnten. Daraus ergab sich eine Aufnahmefläche von ca. 18 cm². Die Integrationszeit der Messung wurde auf 40 ms eingestellt. Bei jedem Messvorgang wurde ein Mittelwertspektrum aus 25 Einzelmessungen errechnet und als Reflektanz ausgegeben. Als 100 %-Kalibrierung diente ein externer Weißstandard. Alle

Proben wurden dreimal gemessen, wobei die Proben vor jeder Messung um 90° gedreht wurden.

Die zweite Aufnahme der Proben wurde mit dem Spektrometer Fieldspec 3 (ASD Corp., USA) des Geographischen Instituts der Universität Bonn (AG Prof. Schmidtlein) durchgeführt. Der spektrale Messbereich dieses Sensors reicht von 350 - 2500 nm. Die Breite der aufgenommenen Bänder betrug dabei jeweils 1 nm. Somit wurde neben dem nahinfraroten auch das Spektrum des sichtbaren Lichtes erfasst. Im Gegensatz zum CORONA 45 NIR handelte es sich beim Fieldspec 3 um einen passiven Sensor, sodass eine sonnenlichtähnliche Beleuchtung über drei externe Halogenlampen (ASD Pro) erfolgte. Bei einem Messabstand von etwa 8 cm zwischen Probe und Linse hatte die aufgenommene Fläche eine Größe von etwa 9,9 cm². Die Integrationszeit wurde auf 34 ms angepasst. Bei jedem Messvorgang wurde ein Mittelwertspektrum aus 10 Einzelmessungen errechnet und als Reflektanz ausgegeben. Wie beim CORONA-Sensor wurde auch beim Fieldspec 3 als Referenz ein Weißstandard vermessen. Jede Probe wurde auch hier dreimal, nach jeweils leichter Änderung der Schalenposition, aufgenommen.

3.2.2.2 Spektroskopie im mittelinfraroten (MIR) Bereich im Labor

Die Aufnahme der MIR-Spektren der Bodenproben erfolgte mit dem Spektrometer Tensor 27 (Bruker, Ettlingen) mit einem MCT-Detektor. Gemessen wurde die diffuse Reflexion vor dem Hintergrund eines diffusen Spiegels. Das Gerät ist mit dem Autosampler HTS-XT für Mikrotiterplatten ausgestattet. Dadurch wird nicht nur ein sehr hoher Probendurchsatz ermöglicht, sondern es können auch echte Wiederholungsmessungen unter annähernd gleichen Bedingungen durchgeführt werden. Das Messgerät arbeitet aktiv, sodass keine externe Beleuchtung notwendig ist. Der aufgenommene Wellenlängenbereich reicht von ca. 1250 - 16650 nm (600 - 8000 Wellenzahlen (WZ)). Damit umfassten die aufgenommenen Spektren neben dem MIR- auch Teile des NIR-Bereiches. Zur leichteren Unterscheidung der Verfahren wird im Folgenden dennoch von MIR-Messungen bzw. -Spektren gesprochen. Je Messvorgang wurde ein Mittelwertspektrum aus 120 Einzelmessungen derselben Probe errechnet. Jedes Spektrum wurde um das vor jeder Messserie aufgenommene Referenzspektrum (Messung des Hintergrundes) korrigiert. Pro Bodenprobe wurden fünf echte Wiederholungen gemessen.

3.2.2.3 Spektroskopie im sichtbaren (VIS) und nahinfraroten (NIR) Bereich im Feld

Die Messung der VIS-, NIR-Spektren im Feld erfolgte mit dem flugzeuggestützten Sensor HyMap (HyVista Corp., Australien). Die Befliegung wurde in Kooperation mit dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) am 28. Mai 2005 durchgeführt. Bei HyMap handelt es sich um einen abbildenden Sensor. Die räumliche Auflösung der Messung betrug bei der gegebenen Flughöhe am Boden 4 x 4 m. Der spektrale Messbereich reicht von 400 bis 2500 nm. Das Spektrum wird in 125 Bänder unterteilt, was einer Auflösung von etwa 16 nm entspricht. Die Nachbearbeitung sowie die Georeferenzierung und Atmosphärenkorrektur der Aufnahmen erfolgte zentral für verschiedene Projekte des GK 722 durch die HyVista Corp. und das DLR. Mit der Software ENVI 4.2 (ITT Visual Information Solutions, USA) wurden die Testflächen identifiziert und ein Mittelwertspektrum für die einzelnen Testflächen aus allen Pixeln, die komplett innerhalb der Testflächen lagen, berechnet.

3.2.3 Probenahme und Analyse der Bodenproben

Für die Laborversuche wurden die Bodenproben der Ground Truth-Beprobung der Versuchsflächen Rengen, Dikopshof und Frankenforst genutzt (s. Kap. 3.2.1.1). Die Probenahme und Analyse dieser Proben wird in Kap. 4.2.3 ausführlich beschrieben. Bei den restlichen Proben handelt es sich um Oberbodenproben weiterer Versuchsflächen (s. Kap. 3.2.1.1). Die Proben wurden mithilfe einer Rammkernsonde aus der Tiefe 0 - 30 cm entnommen. Die C_T - und N_T -Gehalte der Böden wurden mittels Elementaranalyse bestimmt (ISO10694, 1995; ISO13878, 1998). Die Berechnung der C_{org} -Gehalte erfolgte durch Abzug des als Calciumcarbonat gebundenen C. Der Kalkgehalt wurde gasvolumetrisch nach Scheibler bestimmt (Schlichting et al., 1995). Die Proben wurden luftgetrocknet, auf 2 mm gesiebt und anschließend gemörsert. Für die Messung der NIR-Spektren wurden die Böden in Petrischalen mit einem Durchmesser von ca. 9 cm gefüllt.

Die Ground Truth-Daten des Feldversuches (s. Kap. 3.2.1.2) entstammen der Arbeit von Große Rüschkamp (2005). Die C_{org} -Gehalte wurden als mittlerer Gehalt eines Testschlages angegeben. Dieser wurde mit einer Mischprobe aus 10 Einstichen aus der Tiefe 0 - 30 cm bestimmt. Die Analyse der C- und N-Werte erfolgte wiederum mittels Elementaranalyse (s.o.).

3.2.4 Auswertung der Spektren

Die statistische Auswertung erfolgte mit der Chemometriesoftware Opus 4.0 (Bruker, Ettlingen). Diese Software wurde speziell für die Auswertung von Spektren entwickelt. Die

Spektren der Bodenproben bzw. der Schläge wurden mit den jeweiligen Daten der Standardanalysen verknüpft. Um ein Modell zur Abschätzung bestimmter Eigenschaften aus den Spektren zu ermitteln, verwendet das Programm den Partial Least Square Regression (PLSR)-Algorithmus (*Geladi und Kowalski, 1986; Martens und Naes, 1989*). Dabei werden alle Wellenlängen des Spektrums verwendet. Der Algorithmus prüft die Relevanz jeder Wellenlänge für die Vorhersage des jeweiligen Parameters und reduziert die Daten auf einige Hauptkomponenten. Aus diesen wird entsprechend ihrer Wichtigkeit ein Vorhersagemodell errechnet. Zur Überprüfung der Modelle wurde anschließend eine vollständige Kreuzvalidation durchgeführt, bei der immer eine Probe aus der Kalibrierung ausgeschlossen wurde (*Efron, 2004*). Zusätzlich wurde eine Optimierungsfunktion der Opus Software verwendet, bei der verschiedene Datenvorbehandlungen und der Ausschluss verschiedener Wellenbereiche automatisch getestet wurden. Die Bewertung der Optimierung erfolgte anhand des mittleren Vorhersagefehlers (Root Mean Square Error of Cross Validation, RMSECV) (*Broge et al., 2004*) und des Bestimmtheitsmaßes (r^2) der Kreuzvalidation. Die Variante mit dem niedrigsten RMSECV wurde als die beste Vorbehandlung angenommen. Die wichtigsten Parameter der Datenvorbehandlung und statistischen Auswertung sind in Tab. 3-4 zusammengefasst.

Tab.: 3-4:Wichtige Parameter der Vorbehandlung der spektralen Daten sowie Angaben zur statistischen Auswertung mittels „Partial Least Square Regression“ (PLSR); die Art der Datenvorbehandlung und die verwendeten Wellenbereiche wurden durch die Optimierungsfunktion anhand des RMSECV und dem r^2 der Kreuzvalidation ausgewählt

Wellenlängenbereich	Spektrometer	Messbereich [nm]	Proben-satz	Daten-vorbehandlung	verwendete Wellenlängen-bereiche [nm]	Anzahl der verwendeten Haupt-komponenten
NIR	CORONA 45 NIR	940 - 1680	32	Erste Ableitung + Vektornormierung	954 - 1339	6
VIS - NIR	Fieldspec 3	350 - 2500	32	Multiplikative Streukorrektur	543 - 1210 1639 - 2500	7
NIR - MIR	Tensor 27	1250 - 16650	32	MIN - MAX Normierung	1470 - 1847 2119 - 2486 5155 - 8040	7
NIR - MIR	Tensor 27	1250 - 16650	240	Erste Ableitung + multiplikative Streukorrektur	2734 - 3861 4347 - 5114 6166 - 7833	9
VIS - NIR	HyMap	400 - 2500	9	Subtraktion einer Geraden	440 - 675 742 - 1309 1589 - 2470	2

3.3 Ergebnisse und Diskussion

Die räumliche Auflösung, die für eine effektive Einbindung der Bodenvariabilität in den Präzisionspflanzenbau benötigt wird, ist oftmals wesentlich höher als bei traditionellen bodenkundlichen Kartierungen (Lück et al., 2002). Dies gilt im Speziellen auch für die teilschlagspezifische Herbizidapplikation, bei der eine räumliche Regelgenauigkeit von bis zu 3 m möglich ist (Gerhards und Oebel, 2006). Dementsprechend ist auch die Anzahl der benötigten Beprobungen und Laboranalysen deutlich größer als bei einer traditionellen Kartierung. Die daraus resultierenden hohen Kosten übersteigen oft den Nutzen der erlangten Information. Deshalb sind kostengünstige Alternativen für die Standardanalysemethoden vonnöten. Ein für den Präzisionspflanzenschutz sehr wichtiger Bodenparameter ist der organische Kohlenstoff im Boden (s. Kap. 2). Für die Abschätzung des C_{org} -Gehaltes - sowohl im Labor als auch im Gelände - wird deshalb die Messung der spektralen Eigenschaften als eine mögliche Alternative diskutiert (Behrens und Scholten, 2006).

Die Stabilität eines Modells zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes aus spektralen Daten ist maßgeblich abhängig von der Anzahl der Proben, die zur Kalibrierung zur Verfügung stehen. Da die verwendeten Probensets teilweise recht klein waren (32 Proben), wurde auf die Aufteilung in ein Kalibrations- und Validationsset (Testsetvalidation) verzichtet. Stattdessen wurde zur Überprüfung der Vorhersagemodelle eine vollständige Kreuzvalidierung durchgeführt. Dieses Verfahren ist in der Spektroskopie weit verbreitet und anerkannt (He et al., 2005; Stenberg et al., 2005; Terhoeven-Urselmans et al., 2006).

3.3.1 Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels (VIS-)NIR-Spektroskopie im Labor

Die Abschätzung von Bodenparametern aus spektralen Eigenschaften von Bodenproben im Bereich des sichtbaren und nahinfraroten Lichtes ist die am weitesten verbreitete spektroskopische Methode. Der Grund liegt in der Verfügbarkeit von robusten, praxistauglichen und relativ preiswerten Sensoren für diesen Wellenlängenbereich, wodurch eine zuverlässige und einfache Erfassung dieser Eigenschaften ermöglicht wird.

In dieser Arbeit wurden zwei spektrale Sensoren dieses Wellenlängenbereiches, die sich aber im Aufbau und Messbereich unterscheiden, für die Abschätzung des C_{org} -Gehaltes in Böden getestet. Während das aktive Spektrometer CORONA 45 NIR (Zeiss, Jena) nur im NIR-Bereich von 940 - 1680 nm misst, hat der passive Sensor Fieldspec 3 (ASD Inc., USA) einen deutlich größeren Messbereich (350 - 2500 nm). Mit beiden Sensoren wurde ein Probensatz von 32 lufttrockenen Proben der Versuchsfelder untersucht. Mittels der Partial

Least Square Regression (PLSR) konnten für beide Sensoren Modelle für die Vorhersage der C_{org} -Gehalte aus den Spektren entwickelt werden. Die Validierung dieser Modelle erfolgte mittels einer vollständigen Kreuzvalidation des gesamten Probensatzes. Abb. 3-1 zeigt die vorhergesagten C_{org} -Gehalte in Abhängigkeit der gemessenen Werte für den CORONA 45 NIR-Sensor (a) und für den Sensor Fieldspec 3 (b). Grundsätzlich ist zu erkennen, dass der maximale Gehalt der Validierung (1,63 % C_{org}) deutlich unter dem des Probensatzes liegt ($C_{\text{org}} = 5,21$ %; vergl. Tab. 3-1 (Kap. 3.2.1)). Der Grund ist, dass von der Auswertesoftware schon bei der Kalibrierung die höheren C_{org} -Gehalte der Grünlandstandorte als Ausreißer angesehen und somit sowohl aus der Kalibration als auch aus der Validation ausgeschlossen wurden. Dies wurde bei der Auswertung der Daten beider NIR-Spektrometer gleichermaßen beobachtet. Eine Erklärung ist, dass sich die organische Substanz bei Acker- und Grünlandstandorten nicht nur in der absoluten Menge, sondern auch in der Qualität unterscheidet (von Lutzow et al., 2002). Diese qualitativen Unterschiede der organischen Substanz erzeugen offensichtlich unterschiedliche spektrale Signaturen und machen so eine gemeinsame Kalibration unmöglich. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Sorensen und Dalsgaard (2005) bei der spektralen Untersuchung dänischer Böden. Eine Kalibration des Vorsagemodells auf der Ebene der Bodennutzung ist also unabdingbar. Bornemann et al. (2008) konnten bei der Vorhersage des C_{org} -Gehaltes aus spektralen Daten sogar deutliche Unterschiede bei Böden verschiedener Länder und ähnlicher Nutzung beobachten. Eine zusätzliche lokale Kalibration auf regionaler Ebene ist deshalb in Bezug auf die Vorhersagesicherheit sinnvoll.

Durch den Ausschluss der Grünlandböden ($n = 2$) wurde die Spanne der C_{org} -Gehalte der Probensätze deutlich verringert ($C_{\text{org}} = 0,12 - 1,63$ %). Trotzdem konnte mit den spektralen Daten der Ackerböden beider Spektrometer jeweils ein robustes Modell zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes erstellt werden. Die Beziehungen zwischen den gemessenen und den durch die Kreuzvalidation vorhergesagten Werten zeigen die Güte der Vorhersagen (s. Abb. 3-1). Mit einer Steigung von 0,86 und einem Achsenabschnitt von 0,13 bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,85$ liegt die Regressionsgerade der Validierung des CORONA 45 NIR-Sensors nahe an der 1:1-Linie, die eine 100 %-ige Übereinstimmung zwischen Vorhersage und Ground Truth darstellt (s. Abb. 3-1 (a)). Der mittlere quadratische Fehler der Kreuzvalidation (RMSECV) des Vorhersagemodells liegt bei 0,14 % C_{org} . Bei Verwendung des größeren spektralen Messbereichs des Fieldspec 3-Spektrometers kann die Vorhersage noch deutlich verbessert werden. Die Streuung der vorhergesagten Werte um die 1:1-Linie ist sichtbar geringer (Abb. 3-1(b)). Dies wird auch durch die Regressionsparameter bestätigt (Steigung = 0,94, Achsenabschnitt = 0,06; $r^2 = 0,93$). Der RMSECV der Abschätzung beträgt

0,09 % C_{org} . Damit liegt der Fehler dieser C_{org} -Vorhersage schon im Bereich der Genauigkeit der Standardanalysemethoden (z. B. Elementaranalyse; *Becker*, 1993).

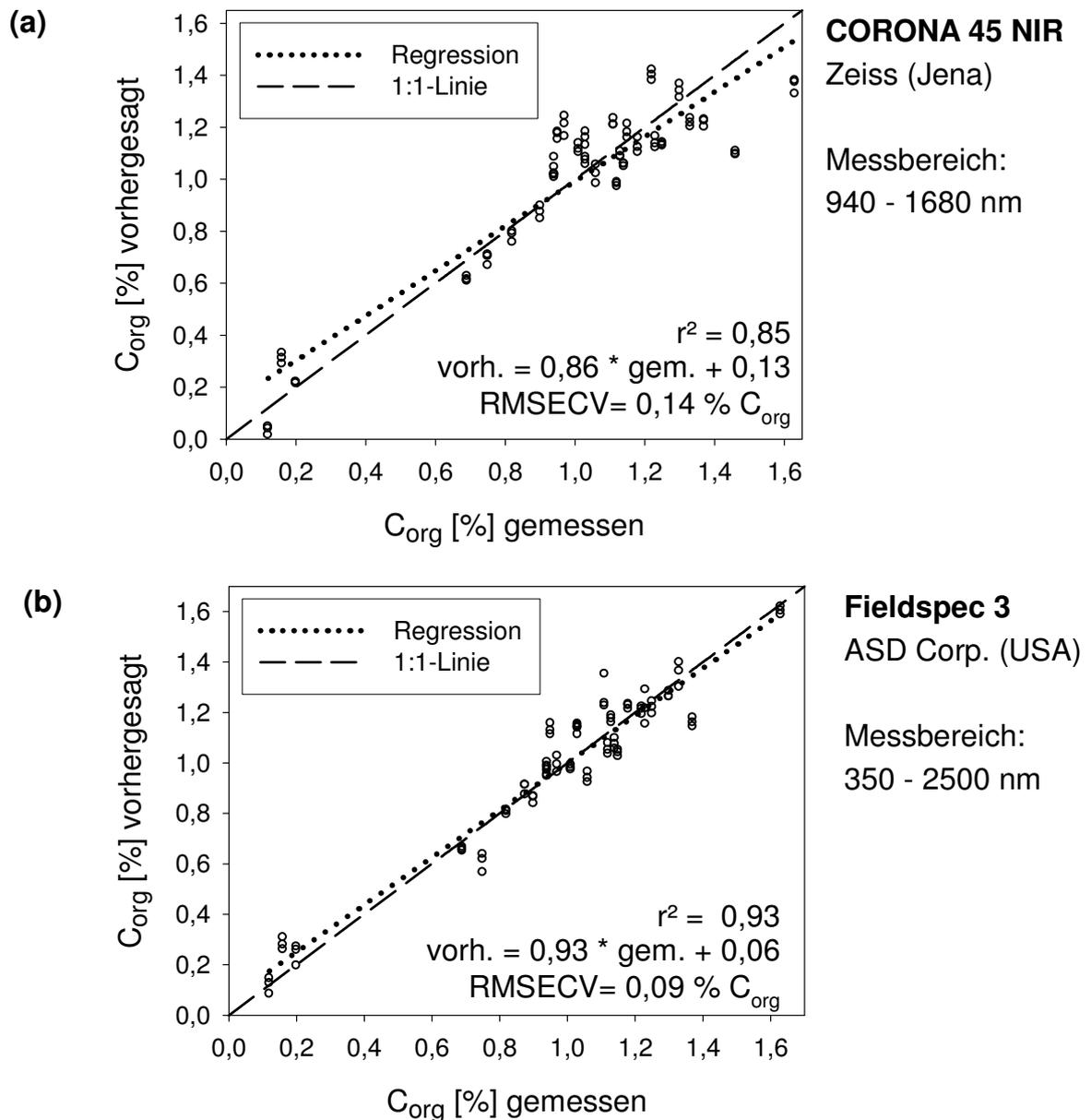


Abb. 3-1: Vollständige Kreuzvalidation der Vorhersage des Gehaltes an organischem Kohlenstoff im Boden mittels (VIS-)NIR-Spektroskopie; (a) mit dem Sensor CORONA 45 NIR, (b) mit dem Sensor Fieldspec 3; dargestellt sind die vorhergesagten (vorh.) gegen die gemessenen (gem.) Werte sowie statistische Kenngrößen der Validation; RMSECV = root mean square error of cross validation

Wie diese Ergebnisse zeigen, liefert der nahinfrarote Bereich eine relativ genaue Abschätzung des C_{org} -Gehaltes im Labor. Mit einem RMSECV von 0,14 % C_{org} ist die Genauigkeit für die Anwendung im Präzisionspflanzenschutz durchaus akzeptabel. *Viscarra Rossel et al.* (2005) konnten bei der Untersuchung von 118 Bodenproben mit C_{org} -Gehalten von 0,81 bis 1,98 % unter Verwendung von NIR-Spektren ähnliche Vorhersagegenauigkeiten wie in den eigenen Versuchen erzielen. Der mittlere Vorhersagefehler ihrer Abschätzung lag bei 0,18 % C_{org} . Wie bei den meisten neueren spektroskopischen Untersuchungen (*He et al.*, 2005; *Stenberg et al.*, 2005; *Terhoeven-Urselmans et al.*, 2006) wurde auch in dieser Arbeit zur statistischen Auswertung die PLS-Regression verwendet. Der Vorteil des Verfahrens liegt darin, dass nicht nur einzelne Wellenlängen, sondern das gesamte Spektrum verwendet werden. Hinzugenommene Spektralbereiche können so optimal genutzt werden. Die Erweiterung des spektralen Bereiches auf den gesamten NIR- und den VIS-Bereich verbessert die Vorhersage deutlich. Bei der Vorhersage des C_{org} -Gehaltes aus Spektren von 400 - 2500 nm konnten in den eigenen Untersuchungen Vorhersagefehler von <0,1 % C_{org} erreicht werden (s. Abb. 3-1 (b)). *Sorensen und Dalsgaard* (2005) berichteten, dass sie aus den Spektren von 139 dänischen Böden im Bereich von 408 - 2492 nm den C_{org} -Gehalt mit einem RMSECV von 0,4 % C_{org} vorhersagen konnten. Unter Verwendung des gleichen Spektrometers wie in dieser Arbeit (Fieldspec 3) erreichten *He et al.* (2005) bei der Abschätzung des C_{org} -Gehaltes in Böden sogar einen RMSECV von 0,062 % C_{org} . Sie untersuchten 165 Bodenproben eines Versuchsschlages mit C_{org} -Gehalten von 1,06 bis 1,76 %. Die Genauigkeit der Vorhersage des C_{org} -Gehaltes aus den spektralen Eigenschaften des VIS- und NIR-Bereiches ist deshalb mit den Standardanalyseverfahren vergleichbar (*Madari et al.*, 2006). Damit ist die Bestimmung des C_{org} -Gehaltes mittels VIS -, NIR-Spektroskopie eine gute Alternative zu den etablierten Labormethoden. Aber auch die Verwendung dieser Verfahren für eine direkte Erfassung des C_{org} -Gehaltes im Feld scheint sinnvoll (s. Kap. 3.3.3).

3.3.2 Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels (NIR-)MIR-Spektroskopie im Labor

Eine weitere spektroskopische Methode zur Untersuchung von Böden ist die Mittelinfrarot-(MIR-) Spektroskopie. Der MIR-Bereich schließt direkt an den Bereich des NIR an und reicht von 2500 - 25000 nm. Der Vorteil der MIR-Spektroskopie gegenüber der Messung des nahinfraroten Lichtes ist die deutlich höhere Sensitivität für diskrete chemische Verbindungen bzw. reaktive Gruppen (*Viscarra Rossel et al.*, 2005). Das macht diesen Wellenbereich allerdings auch anfälliger für Störsignale, wie z. B. Luftfeuchtigkeit. Wegen der größeren Wellenlängen sind außerdem für die Aufnahme der MIR-Spektren eine

aufwendigere Optik und ein empfindlicherer Detektor notwendig. Deshalb ist die MIR-Spektroskopie im Gegensatz zur NIR-Spektroskopie zurzeit nur als Labormethode verfügbar.

Die MIR-Messungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Projekt B3 des SFB TR 32 durchgeführt (Bornemann et al., 2006). Dabei wurden die Spektren von 270 Bodenproben der Versuchsflächen im Labor aufgenommen. Die statistische Auswertung mittels PLSR erfolgte sowohl für den gesamten Datensatz, als auch für die 32 Proben, die mit den NIR-Sensoren gemessen wurden. Somit konnte die Güte der Vorhersagen auf Basis der MIR-Messungen direkt mit denen der NIR-Messungen verglichen werden.

Abb. 3-2 zeigt das Ergebnis der Kreuzvalidierung für den NIR-Probensatz mit 32 Proben (a) und für den gesamten Datensatz (b). Wie bei der Abschätzung mittels NIR ist auch bei der Validierung der MIR-Abschätzung zu erkennen, dass die Maximalgehalte deutlich unterhalb der Maximalgehalte des jeweiligen Datensatzes liegen. Der Grund liegt auch hier daran, dass die Proben mit hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff (Grünlandstandorte) - wahrscheinlich wegen der deutlich unterschiedlichen Humusqualität - als Ausreißer identifiziert und sowohl aus der Kalibrierung als auch der Validierung ausgeschlossen wurden (s. Kap. 3.3.1).

Die Kreuzvalidierung des NIR-Probensatzes (Abb.: 3-2 (a)) zeigt eine geringe Streuung um die 1:1-Linie, die der 100 %-igen Vorhersagegenauigkeit entspricht. Die Regressionsgerade der Validationspunkte liegt mit einer Steigung von 0,89 und einem Achsenabschnitt von 0,11 ($r^2 = 0,92$) sehr nahe an dieser Ideallinie. Diese Werte verbessern sich noch einmal deutlich bei der Verwendung des 270 Proben umfassenden Probensatzes. Mit einer Steigung von 0,97 und einem Achsenabschnitt von 0,03 ($r^2 = 0,97$) liegt die Regressionsgerade fast auf der 1:1-Linie (Abb. 3-2 (b)). Die mittleren quadratischen Fehler der Kreuzvalidierung (RMSECV) sind mit 0,07 bzw. 0,08 % C_{org} sehr niedrig.

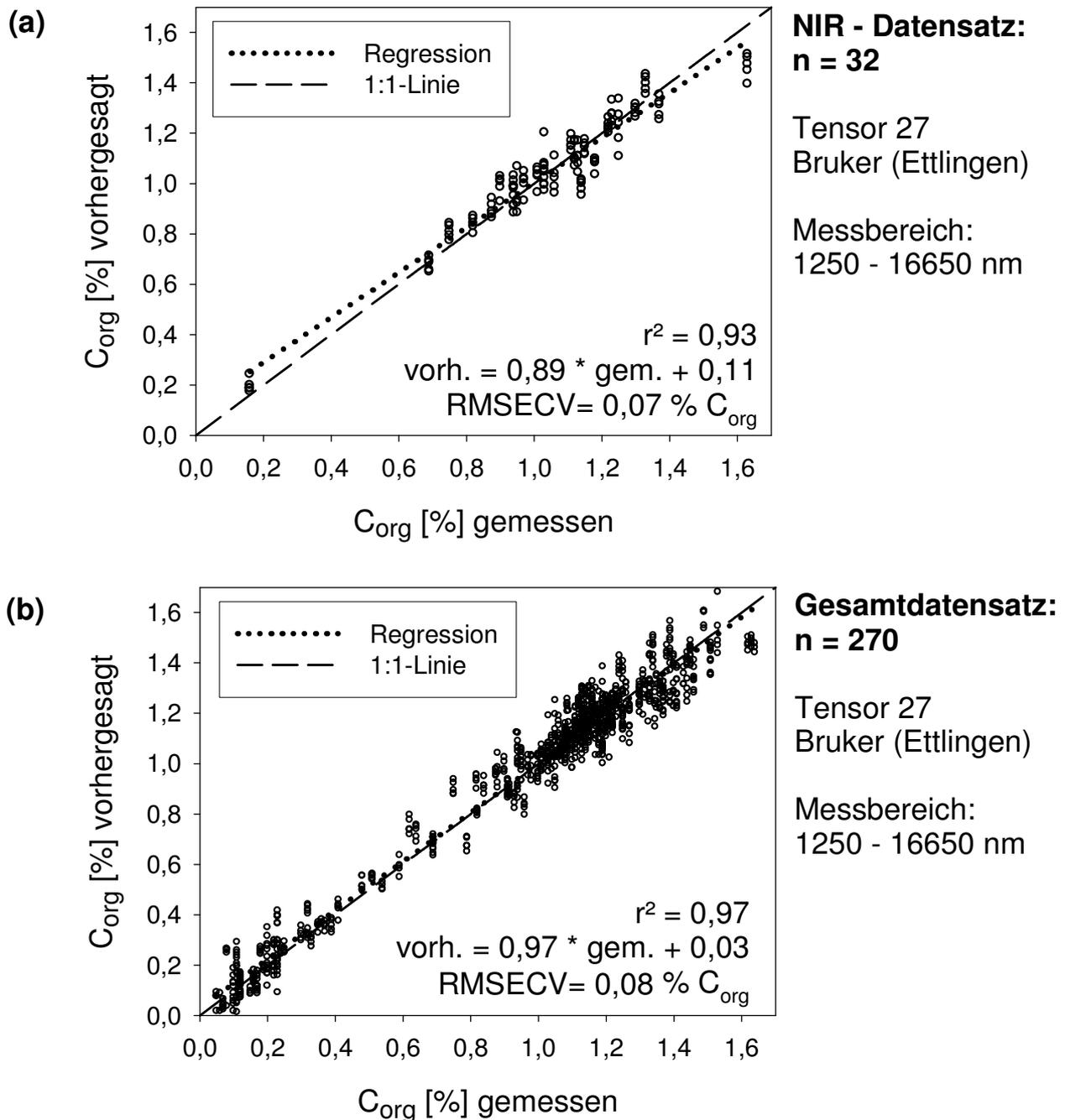


Abb. 3-2: Vollständige Kreuzvalidation der Vorhersage des Gehaltes an organischem Kohlenstoff im Boden mittels (NIR-)MIR-Spektroskopie; (a) mit dem NIR-Datensatz (32 Proben) (b) mit dem Gesamtdatensatz (270 Proben); dargestellt sind die vorhergesagten (vorh.) gegen die gemessenen (gem.) Werte sowie statistische Kenngrößen der Validation; RMSECV = root mean square error of cross validation

Die Untersuchungen zeigen, dass die Vorhersage des C_{org} -Gehaltes mittels MIR-Spektroskopie sehr gut möglich ist. Auch andere Autoren kamen zu diesem Ergebnis (Bertrand et al., 2002; Zimmermann et al., 2007). Die errechneten Vorhersagefehler der

Methode liegen in gleicher Größenordnung wie die der Standardanalysemethoden (*Becker, 1993*). *Bornemann et al. (2008)* konnten die hohe Qualität der MIR-Analyse für mehrere Datensätze aus verschiedenen Regionen der Erde nachweisen. Auch *Viscarra Rossel et al. (2005)* beschrieben die MIR-Spektroskopie als Alternative zu den gängigen Laborverfahren. Sie konnten bei der Untersuchung von 118 Böden mit C_{org} -Gehalten von 0,81 - 1,98 % einen RMSECV von 0,15 % C_{org} erreichen. Die Vorhersagefehler der Untersuchungen zeigen, dass durch die Verwendung der MIR-Spektroskopie keine Genauigkeit gegenüber konventionellen Standardmethoden eingebüßt wird. Allerdings muss auch das Modell der MIR-Abschätzung für eine gute Vorhersage zunächst lokal kalibriert werden (*Bornemann et al., 2008*). Dies wird auch durch den Ausschluss der Grünlandproben deutlich. Somit ist ein vollständiger Ersatz der Standardmethoden nicht möglich. Der Vorteil des Verfahrens liegt, wie auch bei der NIR-Spektroskopie, in der Schnelligkeit und bei den geringen Kosten der Messung (*McCarty et al., 2002*). Bei der hier verwendeten Ausstattung dauert die Messung einer Probe in 5-facher Wiederholung weniger als fünf Minuten. Da nur wenig Verbrauchsmaterial für die MIR-Messung benötigt wird, sind die Kosten für die Messung im Vergleich zur Elementaranalyse wesentlich geringer.

Durch die Verwendung des NIR-Probensatzes (Abb. 3-2 (a)) war es möglich, MIR- und NIR-Spektroskopie direkt zu vergleichen. Dieser Vergleich zeigt bei der Abschätzung des C_{org} -Gehaltes deutliche Vorteile des MIR-Spektrums gegenüber der Messung der spektralen Eigenschaften im Bereich von 940 - 1680 nm (CORONA 45 NIR; Abb. 3-1 (a)). Dies wird sowohl durch die geringere Streuung um die 1:1-Linie als auch durch den geringeren RMSECV deutlich. Beim Vergleich mit der Aufnahme der Spektren des gesamten VIS- und NIR-Bereiches (350 - 2500 nm; ASD Fieldspec; Abb. 3-1 (b)) sind die Unterschiede zur Messung mit dem MIR-Spektrometer geringer. Durch einen leicht besseren RMSECV ist aber eine Verbesserung immer noch nachweisbar. Ein weiterer Vorteil der MIR- gegenüber VIS-NIR-Spektroskopie ist, dass aus den MIR-Spektren noch etliche andere Parameter abgeschätzt werden können, die für den Präzisionspflanzenschutz von Interesse sein können (*Pätzold et al., 2008*). *Jahn et al. (2006)* zeigten die Abschätzung des Nitratgehaltes aus MIR-Spektren. *Bertrand et al. (2002)* fanden, dass eine Abschätzung der Gehalte an Makronährstoffen in Oberböden mittels MIR-Spektren möglich ist. Teilweise konnten sie sogar den Gehalt von Mikronährstoffen vorhersagen. Auch *Viscarra Rossel et al. (2005)* kamen zu dem Ergebnis, dass mit MIR-Spektroskopie neben der sehr guten Abschätzung des C_{org} -Gehaltes auch die gleichzeitige Messung vieler anderer Bodeneigenschaften möglich ist (z. B. Textur, Kationenaustauschkapazität, Nitrat-N). Zusammen mit den oben beschriebenen Vorteilen der Schnelligkeit und der geringen laufenden Kosten ist die

MIR-Spektroskopie für eine schnelle und kostengünstige Abschätzung des organischen Kohlenstoffes im Labor Mittel der Wahl.

3.3.3 Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mittels flugzeuggestützter VIS-NIR-Spektroskopie im Feld

Der Nachteil der beschriebenen Methoden zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes in Böden ist, dass es sich, aufgrund der erforderlichen Ausstattung und/oder der Probenvorbereitung um Labormethoden handelt. Das bedeutet, dass für eine flächendeckende Kartierung immer noch die Schläge beprobt und die Proben zur Untersuchung ins Labor gebracht werden müssen. Um die Beprobung zu umgehen, wäre eine direkte Aufnahme der Spektren im Feld sinnvoll. Eine Möglichkeit zur Messung der spektralen Eigenschaften von Böden im Feld ist die Aufnahme mittels Naherkundung. Dies bedeutet eine punktuelle Aufnahme von Bodenspektren mit einem feldtauglichen Spektrometer. Wie im Kap. 3.3.2 diskutiert, kommen für eine solche Anwendung aus technischen Gründen nur die Wellenlängenbereiche des sichtbaren und nahinfraroten Lichtes in Frage. *Stevens et al. (2006)* konnten bei großer Variabilität des C_{org} -Gehaltes (1,0 - 5,8 %) mit diesem Verfahren (Aufnahme der spektralen Eigenschaften mittels Naherkundung) gute Ergebnisse bei der Abschätzung der C_{org} -Gehalte erzielen (Vorhersagefehler = 0,33 % C_{org}). Deshalb wird diese Vorgehensweise im Folgeprojekt für unsere Versuchsflächen untersucht (*Scholz et al., 2007*). Allerdings sind auch bei diesem Verfahren, wie auch bei der Beprobung, die Abstände der Beprobung bzw. der Messung und die Wahl des Interpolationsverfahrens für die Genauigkeit einer abgeleiteten Bodenkarte entscheidend.

Eine weitere Möglichkeit zur Erfassung der spektralen Eigenschaften ist die Aufnahme von Spektren mittels Fernerkundung. Flugzeuggestützte Sensoren bieten die Möglichkeit einer flächendeckenden Aufnahme der spektralen Daten im VIS- und NIR-Bereich mit hoher räumlichen Auflösung (abbildende Aufnahmen). Um die Eignung solcher Spektren zur Erstellung hochaufgelöster C_{org} -Karten zu überprüfen, wurden die Daten einer Befliegung mit dem Hyperspektralsensor HyMap vom Mai 2005 genutzt. Die räumliche Auflösung des Sensors beträgt 4 x 4 m. Mit der Erstellung eines verlässlichen Vorhersagemodells können somit auch Bodenkarten mit der Auflösung 4 x 4 m erstellt werden. Die flächendeckende Erfassung der spektralen Eigenschaften mit ausreichender Auflösung erscheint deshalb sehr günstig. Eine Interpolation einzelner Punktbeobachtungen ist nicht notwendig. Somit können Ungenauigkeiten durch die Wahl des räumlichen Abstandes der einzelnen Messungen und nachfolgende Interpolation der Daten vermieden werden. Da zum Zeitpunkt der Befliegung die räumlich intensiv beprobten Versuchsflächen (Dikopshof, Frankenforst) nicht

vegetationsfrei waren, wurden auf diesen Flächen nur die spektralen Informationen des Pflanzenbestandes erfasst. Somit konnte eine hochaufgelöste Abschätzung der Bodeneigenschaften nicht vorgenommen werden. Auch das ist für das Nachfolgeprojekt geplant (Scholz et al., 2007). Um dennoch die generelle Eignung solcher Daten zu prüfen, wurden neun vegetationsfreie Schläge der Projekte *Große Rüschkamp* (2005) und *Koleczek* (2005) genutzt. Da allerdings als Ground Truth-Daten nur die durchschnittlichen Humusgehalte der Schläge zur Verfügung standen, wurde versucht, aus den HyMap-Daten die durchschnittlichen C_{org} -Gehalte der Oberböden dieser Schläge abzuschätzen. Hierzu wurden die Spektren aller 4 x 4 m großen Pixel des jeweiligen Schlages gemittelt. Wie bei den Laborverfahren (s. Kap. 3.3.1 und 3.3.2) wurde aus den gemittelten Spektren und den Ground Truth-Daten mittels PLSR ein Vorhersagemodell für den C_{org} -Gehalt entwickelt. Zur Überprüfung der Genauigkeit diente anschließend ebenfalls eine vollständige Kreuzvalidation. In Abb. 3-3 ist die Kreuzvalidierung der Abschätzung des mittleren C_{org} -Gehaltes der neun Schläge dargestellt. Mit nur neun Datenpunkten sind die errechneten statistischen Kenngrößen nur von begrenzter Aussagekraft. Allerdings zeigt die Lage der Regressionsgerade und der RMSECV von 0,16 % C_{org} , dass die aufgenommenen Spektren und der Gehalt an organischem Kohlenstoff einen deutlichen Zusammenhang aufweisen.

Chen et al. (2005) nutzen den ALTAS-Sensor mit 15 Bändern im Wellenlängenbereich von 450 - 1200 nm und ermittelten für die Beziehung zwischen C_{org} -Gehalten und Spektraldaten ein r^2 von 0,87. *Ben-Dor et al.* (2002) benutzten den ebenfalls flugzeuggestützten Sensor DIAS-7915 mit 79 Bändern im Bereich von 400 - 1500 nm und einer Auflösung von 8 x 8 m zur Abschätzung von Bodeneigenschaften in Israel. Mit einem einfachen multilinearen Modell konnten sie einen deutlichen Zusammenhang zwischen den spektralen Eigenschaften und dem C_{org} -Gehalt (3,6 - 7,0 %) nachweisen ($r^2 = 0,82$). Unter Verwendung von PLSR konnten *Stevens et al.* (2006) im Wellenlängenbereich von 450 - 950 nm (96 Bändern) einen Vorhersagefehler von 0,51 % C_{org} erreichen. Allerdings betonen die Autoren, dass eine zeitgleiche lokale Kalibration notwendig ist. *Selige et al.* (2006), die ebenfalls Daten des HyMap-Sensors verwendeten, konnten bei einer großen Spanne der C_{org} -Gehalte (0,7 - 3,85 %) und sehr großen Flächen einen RMSECV von 0,29 % C_{org} erreichen.

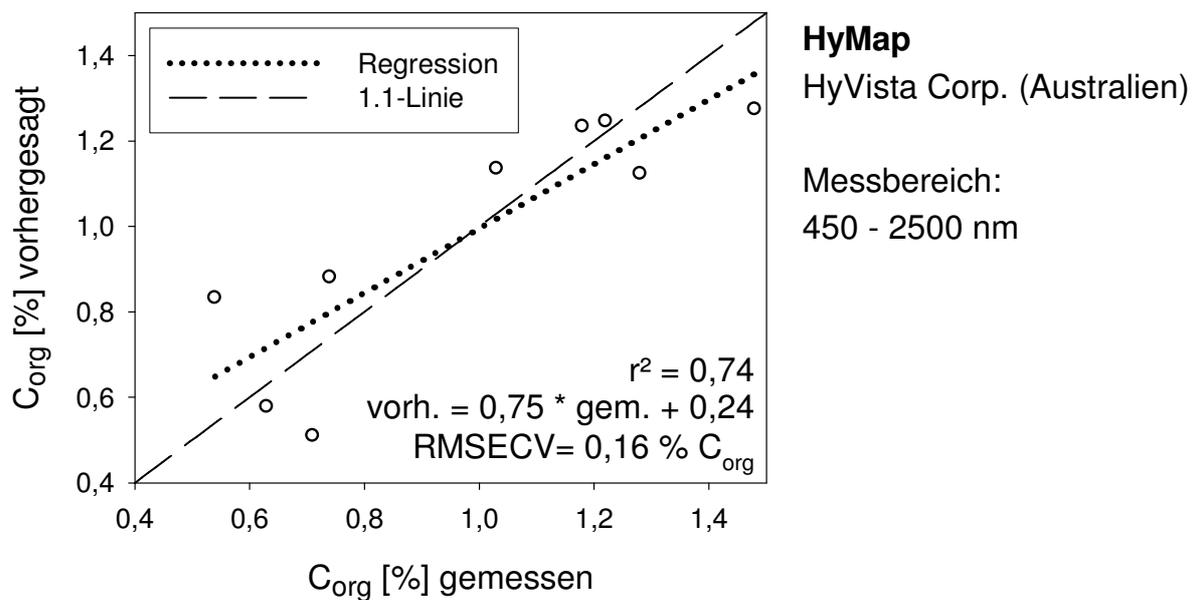


Abb.: 3-3: Vollständige Kreuzvalidation der Vorhersage des mittleren C_{org}-Gehaltes auf neun ackerbaulich genutzten Schlägen auf der Niederterrasse bei Wesseling mittels VIS-NIR-Spektroskopie; Feldaufnahme mittels flugzeuggestütztem Sensor HyMap; dargestellt sind die vorhergesagten (vorh.) gegen die gemessenen (gem.) Werte sowie statistische Kenngrößen der Validation; RMSECV = root mean square error of cross validation

Die eigenen Untersuchungen und die zitierten Literaturbelege machen deutlich, dass die Kombination des HyMap-Sensors mit 125 spektralen Bändern im Bereich von 400 - 2500 nm mit der Auswertung über den PSLR-Algorithmus das Potenzial zur hochaufgelösten Kartierung des C_{org}-Gehaltes innerhalb eines Schlages hat. Art und Umfang der benötigten Kalibrierung müssen aber noch untersucht werden. Außerdem muss weiter geklärt werden, inwieweit der Zustand der Bodenoberfläche (wie z. B. Rauigkeit, Feuchte, Vegetationsbedeckung) die Genauigkeit der abgeleiteten Karten beeinflusst. Vor diesem Hintergrund muss der Zeitpunkt der Spektralaufnahme diskutiert werden, um die kostspielige Befliegung auch in Regionen mit kleinparzellierten Ackerschlägen für möglichst große Areale nutzen zu können.

3.4 Schlussfolgerungen

Die Einbindung der räumlichen Variabilität des C_{org} -Gehaltes auf der Feldskala in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes erfordert eine deutlich höhere räumliche Auflösung als sie bei der traditionellen Bodenkartierung zu erreichen ist. Für die daraus resultierende große Zahl an Proben bzw. Beobachtungspunkten sind Standardmethoden entweder zu zeit- und kostenintensiv (Elementaranalyse) oder zu ungenau (Abschätzung über die Munsell-Farben nach *Ad hoc AG Boden* (2005)). Um die Nutzung von Humuskarten zu etablieren, ist es daher notwendig, schnelle und kostengünstige Messverfahren sowohl im Labor als auch im Feld zu entwickeln.

Die Aufnahme der spektralen Signaturen von Bodenproben ist ein berührungsloses und schnelles Messverfahren, das den oben beschriebenen Bedingungen genügt. Für die Abschätzung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff wurden mehrere spektrale Bereiche getestet. Zur Messung der spektralen Eigenschaften im Bereich des sichtbaren (VIS) und des nahinfraroten (NIR) Bereiches sind eine Vielzahl robuster und relativ preiswerter Sensoren vorhanden. Für die Messung im Labor wurden zwei Sensoren getestet. Das Spektrometer CORONA 45 NIR (Zeiss, Jena) erfasst nur Teile des NIR-Bereiches (940 - 1680 nm), das Fieldspec 3 (ASD Corp., USA) den kompletten VIS- und NIR-Bereich (350 - 2500 nm). Es wurde die Reflektanz lufttrockener, gemörserter Bodenproben gemessen. Die Erstellung der Vorhersagemodelle erfolgte mit dem Partial Least Square Regression-Algorithmus (PLSR). Zur Kontrolle der Güte der Vorhersagemodelle wurden vollständige Kreuzvalidationen durchgeführt. Unter Laborbedingungen konnte mit der Aufnahme der spektralen Eigenschaften ausschließlich im NIR-Bereich ein akzeptables Vorhersagemodell erstellt werden (Root Mean Square Error of Cross Validation (RMSECV) = 0,14 % C_{org}). Die Erweiterung des Messbereiches auf das komplette VIS- und NIR-Spektrum ergab eine deutliche Verbesserung. Mit einem RMSECV von 0,09 % C_{org} ist die Genauigkeit der C_{org} -Bestimmung mittels der Erfassung der spektralen Eigenschaften im VIS- und NIR-Bereich nicht schlechter als die der Standardanalysemethoden.

Eine ebenfalls spektroskopische, aber noch nicht so weit verbreitete Methode ist die Aufnahme der spektralen Eigenschaften im mittelinfraroten (MIR) Bereich. Dieser Bereich ist deutlich sensitiver für chemische Verbindungen, aber damit auch gleichzeitig bedeutend empfindlicher gegen Störeinflüsse (Luftfeuchtigkeit etc.). Deshalb kann die Aufnahme bislang nur unter Laborbedingungen erfolgen. Zudem ist die Messung wegen höherer Investitions- und Betriebskosten teurer. Die Aufnahme der Bodenspektren erfolgte mit dem MIR-Spektrometer Tensor 27 (Bruker, Ettlingen) in einem spektralen Bereich von 1250-16650 nm. Bei Verwendung des gleichen Probensatzes wie für die NIR-Messungen konnte nochmals eine Verbesserung gegenüber der mit dem Fieldspec 3 vorgenommen

Abschätzung des C_{org} -Gehaltes festgestellt werden. Mit einem RMSECV von $\leq 0,08$ % C_{org} ist im Vergleich zu der Standardanalytik durch dieses Messverfahren kein Genauigkeitsverlust zu erwarten. Ein entscheidender Vorteil der MIR-Spektroskopie liegt aber in der Möglichkeit, simultan auch andere wichtige Bodenparameter sicher zu bestimmen ($CaCO_3$, N_t , etc.).

Für den Laborbereich lässt sich somit festhalten, dass eine Vorhersage des organischen Kohlenstoffs im Boden mit der Aufnahme der spektralen Eigenschaften des nahinfraroten Bereiches möglich ist. Durch den PLSR-Algorithmus können hinzugenommene Wellenbereiche effektiv genutzt werden, sodass eine solche Ausweitung deutlich zur Verbesserung der Abschätzung beiträgt (Fieldspec 3). Wegen der hohen Vorhersagegenauigkeit, aber auch wegen der Möglichkeit, andere Bodenparameter vorherzusagen, kann die MIR-Spektroskopie als Alternative zu den gängigen Labormethoden eingesetzt werden. Diese kann helfen, die für räumlich hochaufgelöste Bodeninformationen - z. B. für den Präzisionspflanzenschutz - notwendige hohe Zahl an Bodenproben schnell und kostengünstig zu analysieren. Bei den Untersuchungen wurde allerdings auch deutlich, dass bei allen untersuchten spektralen Verfahren lokale Kalibrationen und damit Ground Truth-Daten notwendig sind.

Da auch spektroskopische Untersuchungen im Labor immer noch eine aufwendige Probennahme und -aufbereitung erfordern, ist zur weiteren Reduzierung des Aufwands die direkte Aufnahme der spektralen Eigenschaften im Feld sinnvoll. Hierzu kommt derzeit nur der spektrale Bereich des sichtbaren und nahinfraroten Lichtes in Betracht. Der MIR-Bereich ist wegen der mangelnden Felddauglichkeit der Sensoren und der Empfindlichkeit gegenüber Störsignalen nicht für den Feldeinsatz geeignet. Die naherkundliche Aufnahme von Spektren im Feld soll im Folgeprojekt untersucht werden (Scholz et al., 2007). Die Eignung von fernerkundlichen, flächendeckenden Aufnahmen von VIS- und NIR-Spektren zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes wurde mit den Daten einer Befliegung mit dem Sensor HyMap (HyVista Corp., USA) (400 - 2500 nm; 128 Bänder) überprüft. Eine teilschlagspezifische Abschätzung des C_{org} -Gehaltes war aufgrund von fehlenden Ground Truth-Daten nicht möglich. Zwischen den mittleren C_{org} -Gehalten einzelner Schläge und den ebenfalls schlagweise gemittelten spektralen Eigenschaften konnte aber ein enger Zusammenhang nachgewiesen werden. Eine lokale Kalibration über Ground Truth-Daten ist auch hier notwendig. Durch die flächendeckende Aufnahme wird eine Interpolation überflüssig. Somit hat der fernerkundliche Einsatz der VIS-, NIR-Spektroskopie ein großes Potenzial für die Erfassung der Variabilität der C_{org} -Gehalte für den Präzisionspflanzenschutz.

4 Räumlich hochauflösende Erfassung von Körnungsparametern und Profilaufbau mittels scheinbarer elektrischer Leitfähigkeit (EC_a)

4.1 Einleitung

Eine wichtige Voraussetzung für die Einbindung von Körnungsparametern bzw. des Profilaufbaus in das Konzept des Präzisionspflanzenbaus ist die Verfügbarkeit hochaufgelöster Bodenkarten (Lück et al., 2002). Dies gilt auch für den Teilbereich Präzisionspflanzenschutz, in dem technisch schon Regelgenauigkeiten unterhalb von 10 m möglich sind (Gerhards und Oebel, 2006). Der traditionelle Weg, diese Bodeninformationen zu erfassen, ist eine Beprobung der Fläche und die anschließende Analyse der relevanten Parameter im Labor. Wenn die Variabilität der Bodeneigenschaften sehr groß ist, ist dieser Weg sehr zeitaufwendig und teuer (Vitharana et al., 2005). Ein solcher Ansatz ist deshalb für den praktischen Einsatz im Präzisionspflanzenschutz nicht geeignet. Eine neue Methode zur Aufnahme von Bodeninformationen ist die Landschaftsmodellierung oder „Digital Soil Mapping“ (DSM). Diese vereinigt traditionelle Kartier- und Labormethoden mit Methoden der Geostatistik (Behrens und Scholten, 2006). Ein Ansatz innerhalb des DSM ist es, einfach detektierbare Bodencharakteristika zu erfassen und diese mittels Pedotransferfunktionen in traditionelle Bodeneigenschaften umzurechnen. Für die Erfassung der Variabilität der Bodenparameter auf der Feldskala werden verschiedene nicht bzw. minimal invasive Sensoren sowohl in der Nah- als auch in der Fernerkundung eingesetzt (McBratney et al., 2003). Für die Abschätzung des C_{org} -Gehaltes wurde in Kap. 3 die Nutzung von Spektraldaten diskutiert. Für physikalische Bodenparameter, wie z. B. die Körnung, ist die Verwendung der Geoelektrik geeigneter (Lück et al., 2005). Ein entscheidender Vorteil der Geoelektrik ist, dass diese Messverfahren, im Gegensatz zu den spektralen Aufnahmeverfahren, auch tiefere Bodenschichten erfassen können (Sudduth et al., 2001).

Das EM38 (Geonics, Kanada) ist ein weitverbreiteter Sensor, dessen Funktionsweise auf elektromagnetischer Induktion beruht. Der Sensor erlaubt eine zerstörungsfreie Kartierung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a) (Geonics, 1999). Mehrere Bodeneigenschaften korrelieren direkt oder indirekt mit der EC_a (Sudduth et al., 2005). Die Haupteinflussgrößen des EM38-Signals sind der Salzgehalt des Bodens, der Tongehalt und die aktuelle Feuchte (Friedman, 2005). Unter mittel- und westeuropäischen Bedingungen sind die Böden normalerweise frei von ungelösten Salzen und die Salzkonzentration ist niedriger als 2 cmol l^{-1} . Deshalb kann der Salzgehalt vernachlässigt werden (Rhoades et al., 1989). Bei einheitlicher Bodenfeuchte wird die EC_a hauptsächlich vom Tongehalt eines

Bodens bestimmt und kann daher zu dessen Vorhersage genutzt werden. Das EM38-Signal ist ein Integral über eine Bodentiefe von ungefähr 1,5 m (vertikaler Modus), sodass es keine direkte Information zum Tongehalt aus definierten Tiefen liefert (*Corwin und Lesch, 2003*). Trotzdem leiteten *Sudduth et al. (2001)* die Mächtigkeit von „claypan soils“ aus EC_a -Werten ab. *Hedley et al. (2004)* fanden Beziehungen zwischen der EC_a und Nährstoffgehalten (Mg, Olsen-P). Andere Studien fanden Übereinstimmungen zwischen EC_a -Karten und Ertragskarten (*Kitchen et al., 2003*). Somit kann die EC_a wichtige Informationen für den Präzisionspflanzenschutz liefern.

Das Ziel dieses Kapitels ist die Überprüfung der Eignung von EC_a -Messungen zur Erstellung von hochaufgelösten Bodenkarten, die für den Präzisionspflanzenschutz benötigt werden. Vor dem Hintergrund, dass physikalische Bodeneigenschaften, wie die Körnung oder Schichtung, einen Einfluss auf das Verhalten von Herbiziden im Boden haben (s. Kap. 2), ist eine Erfassung dieser Bodeneigenschaften für den Präzisionspflanzenschutz von großer Bedeutung. Um genauere Aussagen über die Eignung der EC_a machen zu können, wurde die EC_a auf drei Schlägen mit dem EM38 und einem selbst konstruierten Messsystem (Messschlitten und Software) georeferenziert gemessen. Anschließend wurden die Beziehungen zwischen der EC_a und den für den Präzisionspflanzenschutz relevanten Bodenparametern untersucht. Zur Validierung wurden die EC_a -Karten mit existierenden Bodenkarten von mehreren Feldern der Bonner Region verglichen. Damit konnten Vor- und Nachteile verschiedener Kartierungsverfahren herausgearbeitet und deren Eignung für den Einsatz im Präzisionspflanzenschutz überprüft werden. Um die räumliche Auflösung der EC_a -Karten zu kontrollieren, wurden andere räumlich hochaufgelöste Informationsquellen, wie Orthofotos oder Ertragskarten herangezogen.

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Versuchsflächen

Dikopshof

Der 7,7 ha große Schlag „IX-Ost“ auf dem Versuchsgut Dikopshof liegt nördlich von Bonn (6°57'17"E, 50°48'17"N) in einer Region, die intensiv ackerbaulich genutzt wird (Abb. 4-1 (a)). Die Jahresdurchschnittstemperatur und der durchschnittliche Jahresniederschlag betragen 9,7°C bzw. 630 mm. Für den Schlag wurden Daten der Deutschen Bodenschätzung (LVA-NRW, 1952) herangezogen. Diese Karten wurden für den Zweck der Besteuerung von landwirtschaftlichen Betrieben in Deutschland hauptsächlich zwischen 1930 und 1960 flächendeckend aufgenommen. Sie basieren auf einem 50 m-Raster und sind im Maßstab 1:5000 veröffentlicht (Pfeiffer et al., 2005). Die Fläche wurde aber in Rahmen dieser Arbeit nochmals nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (Ad hoc AG Boden, 2005) bodenkundlich kartiert. Nach der Deutschen Bodensystematik dominieren auf diesem Schlag Braunerden (WRB: Haplic Cambisols (ISRIC, 1998)) und Parabraunerden (WRB: Luvisols). Das Ausgangsgestein der Braunerden ist Löß bzw. Auenlehm des nahen Dikopsbaches über der sandig-kiesigen Mittelterrasse des Rheines. Die Mächtigkeit der Löß- bzw. Auenlehmschicht reicht von 0 bis >1,5 m. Deshalb variiert die Textur der Profile innerhalb des Schlages sehr stark. Wichtige Bodenparameter sind in Tab. 4-1 zusammengefasst.

Frankenforst

Das Versuchsgut Frankenforst liegt südwestlich von Bonn (7° 12'55"E, 50°42'34"N). Der Schlag „Kasseler Heide“ ist 4,9 ha groß und wird ebenfalls ackerbaulich genutzt (Abb. 4-1 (b)). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 9,0°C und der durchschnittliche Jahresniederschlag bei 700 mm. Die Böden sind ebenfalls geschichtet. Die obere Schicht besteht aus Löß. Das Ausgangsmaterial der unteren Schicht ist unterschiedlich stark verwitterter, meist durch Solifluktion umgelagerter Trachyttuff aus dem tertiären Vulkanismus des Siebengebirges. Die Körnung des Trachyttuffes reicht von sandig-grusig, wenn er unverwittert ist, bis hin zu tonig, wenn er stark verwittert ansteht. Innerhalb des Feldes können die Schichten im Pleistozän aufgrund von Kryoturbation und Solifluktion durchmischte worden sein. Bei einer Lößbedeckung von größer 0,5 wurden nach KA5 (Ad hoc AG Boden, 2005) Braunerden (WRB: Haplic Cambisols (ISRIC, 1998)) kartiert. Auf Teilflächen mit geringerer Lößmächtigkeit dominierten Pseudogleye (WRB: Stagnic Cambisols). Die Staunässe wird durch den hohen Tongehalt und die hohe Lagerungsdichte des Trachyttuffes verursacht. Die Bereiche einiger wichtiger Bodeneigenschaften sind in Tab. 4-1 aufgelistet.

Tab. 4-1: Minimum (Min), Maximum (Max) und Median wichtiger Bodenparameter der Versuchsfächen Dikopshof, Frankenforst und Rengen in verschiedenen Tiefen

	Dikopshof			Frankenforst			Rengen		
	Min	Max	Median	Min	Max	Median	Min	Max	Median
Ton [%]	9	19	15	4	30	21	22	28	25
Schluff [%]	26	70	60	52	87	69	40	55	50
Sand [%]	14	65	25	6	19	10	40	55	50
Skelett [%]	0	19	3	0	19	1	23	34	26
C _{org} [%]	1,0	1,5	1,2	0,7	1,6	1,2	3,8	4,9	4,0
Ton [%]	2	20	10	8	47	20	5	24	16
Schluff [%]	5	55	23	24	57	36	13	39	30
Sand [%]	7	69	41	5	34	14	5	16	9
Skelett [%]	0	30	11	0	10	1	20	69	42
Ton [%]	5	24	15	15	50	25	6	26	18
Schluff [%]	12	69	40	39	72	52	16	44	33
Sand [%]	11	81	46	15	50	16	7	18	11
Skelett [%]	1	33	11	0	11	1	20	66	40
Mächtigkeit der Lössschicht [m]	0	> 1,50	0,72	0,03	> 1,50	0,91	0,12 ^a	0,45 ^a	0,18 ^a

^a Hauptlage

Rengen

Der Versuchsschlag Rengen gehört zum ehemaligen Grünland-Versuchsgut der Universität Bonn in der Nähe von Daun / Eifel (6°49'48"E, 50°14'21"N) (Abb. 4-1 (c)). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 7,5°C und der durchschnittliche Jahresniederschlag bei 811 mm. Der kleine Schlag „N9“ (1,4 ha) mit einer maximalen Neigung von 10° wurde als extensive Weide genutzt und zeichnet sich durch hohe Bodenvariabilität aus. Die Böden bestehen aus Grauwacke und Tonschiefer und sind teilweise von lokalem Löß geringmächtig überlagert. Während des Mesozoikums und des Tertiärs wurde das Ausgangsgestein tiefgründig verwittert und größtenteils erodiert. Während des Pleistozäns führten Erosion, Solifluktion und Kryoturbation zu unterschiedlichen Bedeckungen mit periglaziären Lagen und teilweise sehr tiefgründigen, teilweise auch sehr flachen Böden. Die Böden der Versuchsfäche wurden von *Kerpen* (1960) in einem 20 m-Raster kartiert und beschrieben. Im Projekt *Teichner* (2002) wurden auf der Fläche vier Bodenprofile neu untersucht. Nach der aktuellen Deutschen Bodensystematik (*Ad hoc AG Boden*, 2005) sind die Böden als Ranker, Braunerden und Pseudogleye bzw. deren Übergangs- und Subtypen anzusprechen. Wegen der großen geologischen Unterschiede variieren die Körnung und der Skelettgehalt sehr stark (Tab. 4-1).

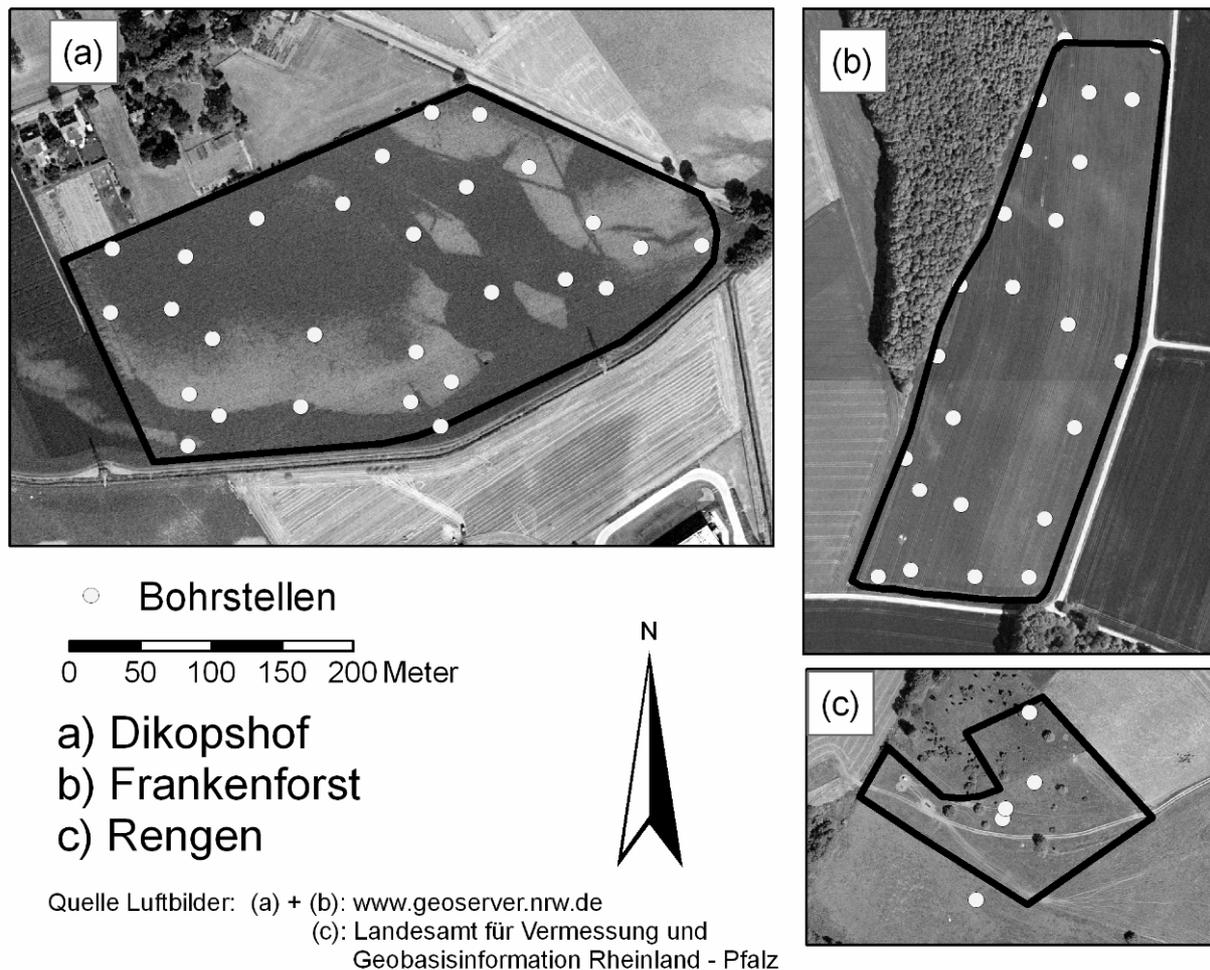


Abb. 4-1: Orthofotos der Versuchsschläge Dikopshof (a), Frankenforst (b) und Rengen (c), mit den Bohrpunkten der konventionellen Kartierung (a; b) bzw. der Lage der Leitprofile (c)

4.2.2 Messung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a)

Die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (EC_a) wurde mit dem Sensor EM38 gemessen. Der Sensor arbeitet nicht invasiv von der Bodenoberfläche aus und liefert circa 10 Messwerte pro Sekunde (*Geonics*, 1999). Das EM38 besitzt eine Sende- und eine Empfängerspule, deren Abstand genau einen Meter beträgt. Es arbeitet mit einer Frequenz von 14,6 kHz. Die Empfängerspule misst die Stärke des von der Sendespule induzierten sekundären elektrischen Feldes im Boden. Dieses ist proportional zur scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (*Geonics*, 1999). Der Sensor wurde im vertikalen Modus eingesetzt, sodass die Messtiefe etwa 1,5 m betrug. Das EM38 und ein GPS Empfänger (Haicom HI-204) wurden auf einen Plastikschlitten montiert (s. Abb. 4-2). Über eine selbst entwickelte

PDA-Aufnahmesoftware „EM38 GPS“ (Hoffmann, 2004) war somit eine kontinuierliche georeferenzierte Messung möglich.

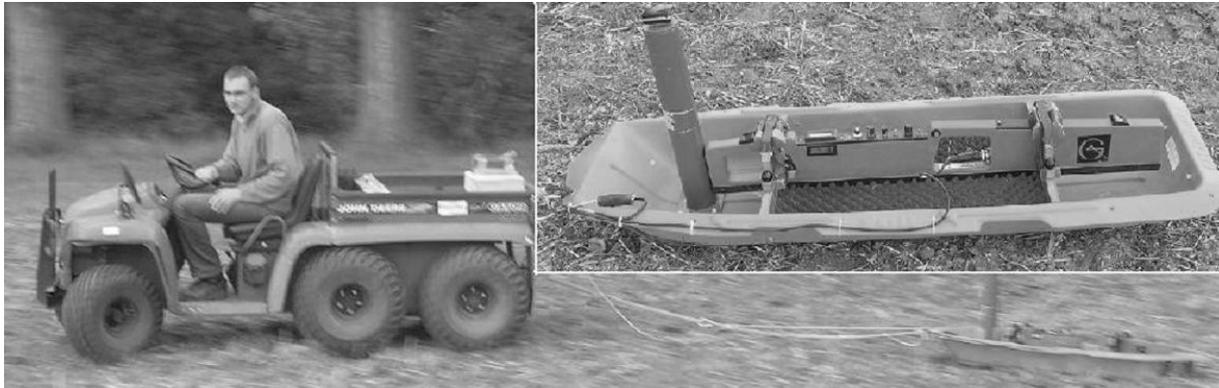


Abb. 4-2: Messschlitten mit EM38 und GPS zur kontinuierlichen und großflächigen Erfassung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a)

Die Aufnahme des EM38-Signals und der zugehörigen Position (GPS) erfolgte synchron alle 2 s. Die Genauigkeit des GPS wurde mit hochgenau eingemessenen Vergleichspunkten überprüft. Die Abweichung lag immer unter 2,5 m. Auf den Schlägen Dikopshof und Frankenforst wurde die EC_a auf Transekten mit einem Abstand von 8 - 10 m erfasst. Auf der Fläche Rengen betrug der Abstand ca. 5 m. Bei einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 10 km h^{-1} und einem Aufnahmeintervall von 2 s beträgt die Auflösung innerhalb der Transekte etwa 2,8 m. Das führt zu einer Messdichte von etwa 430 Punkten pro ha. Die Schläge Dikopshof und Frankenforst wurden jeweils an drei Zeitpunkten gemessen, während die Fläche Rengen nur ein Mal aufgenommen wurde (Dikopshof: 07. 12. 2004, 01. 12. 2005, 06. 04. 2006; Frankenforst: 14. 12. 2004, 11. 01. 2006, 19. 04. 2006; Rengen: 08. 06. 2006).

4.2.3 Konventionelle Bodenkartierung und Analyse

Um Ground Truth-Daten für die Kalibration der Beziehung zwischen Bodeneigenschaften und EC_a zu erhalten, wurden die Flächen mittels Bohrstock bis zu einer Tiefe von 2 m kartiert. Die nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (Ad hoc AG Boden, 2005) beschriebenen Profile wurden horizontweise beprobt. Auf den Schlägen Dikopshof bzw. Frankenforst wurden 27 bzw. 24 Bohrstöcke und auf der Fläche Rengen vier Leitprofile beprobt.

Die Textur aller Bodenproben wurde im Labor mit der Sieb- und Pipettanalyse nach Köhn (ISO11277, 2002) bestimmt. Die C- und N-Gehalte wurden mittels Elementaranalyse

(ISO10694, 1995; ISO13878, 1998) quantifiziert. Aus den Ground Truth-Daten wurde eine mittlere Körnung von 0 bis 1,5 m Tiefe für jede Probestelle errechnet. Dazu wurden entsprechend der Vorgehensweise von Hedley et al. (2004) die Körnungsparameter der einzelnen Horizonte mit der jeweiligen Horizontmächtigkeit multipliziert, bis 1,5 m addiert und anschließend durch die Gesamtmächtigkeit dividiert.

4.2.4 Datenverarbeitung, Statistik und Software

Die EC_a -Messungen wurden an Tagen mit relativ konstanter Temperatur durchgeführt. Deshalb ist eine Drift der EC_a -Werte aufgrund von Temperaturänderungen während der Messung, wie sie bei Lück et al. (2002) beschrieben wird, weitgehend auszuschließen. Um flächendeckende EC_a -Werte zu erhalten, wurden die EC_a -Punktdaten zu Rasterdaten interpoliert. Es wurde das Verfahren „Inverse Distance Weighting“ (IDW) verwendet. Unter Berücksichtigung der GPS-Genauigkeit und der Punktdichte zwischen und innerhalb der Transekte wurde auf den Flächen Dikopshof und Frankenforst für die interpolierten Rasterdaten eine Pixelgröße von 5 x 5 m gewählt. Wegen der höheren Punktdichte und der größeren räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften wurde auf der Fläche Rengen eine Pixelgröße von 2,5 x 2,5 m verwendet. Für die Flächen Dikopshof und Frankenforst wurden Karten der mittleren EC_a aus drei Messungen erstellt. Der Mittelwert wurde für jedes Pixel einzeln berechnet. Die folgenden Korrelationen basieren auf den Werten der Mittelwertkarten.

Die geostatistische Datenverarbeitung erfolgte mit dem Geoinformationssystem ArcGIS Editor 9.2 (Esri, USA). Für die Berechnungen und die Erstellung von Tabellen wurde Excel 2003 (Microsoft, USA) verwendet. Die Erstellung der Graphen sowie die Berechnung der Regressionen erfolgten mit SigmaPlot 2004 9.0 (Systat Software, USA) bzw. SPSS for Windows 14.0 (SPSS Inc., USA). Als Signifikanzniveaus wurde $P \leq 0,01$ (**) als hoch signifikant, $P \leq 0,05$ (*) als signifikant und $P > 0,05$ als nicht signifikant angenommen. Für die Berechnung der Kreuzvalidationen wurde Unscrambler 9.1 (Camo, Norwegen) verwendet.

4.3 Ergebnisse und Diskussion

4.3.1 Zeitliche Variabilität der EC_a

Um die zeitliche Variabilität der EC_a zu untersuchen, wurde auf den Flächen Dikopshof und Frankenforst die EC_a zwischen Dezember 2004 und April 2006 jeweils dreimal gemessen. Die Abb. 4-3 zeigt die Karten, die auf den Einzelmessungen der Fläche Frankenforst basieren. Es ist zu erkennen, dass die groben Muster der EC_a in allen Karten ähnlich sind. So befindet sich im Süd-Osten des Schlages eine Teilfläche, die bei allen Messungen hohe EC_a -Werte aufweist. Die Texturanalyse ergab in dieser Zone hohe Tongehalte. Im süd-westlichen Bereich, in der die schluffige Lößdecke teilweise eine Mächtigkeit von über 2 m erreicht, wurden bei allen Messterminen vergleichsweise niedrige Werte beobachtet.

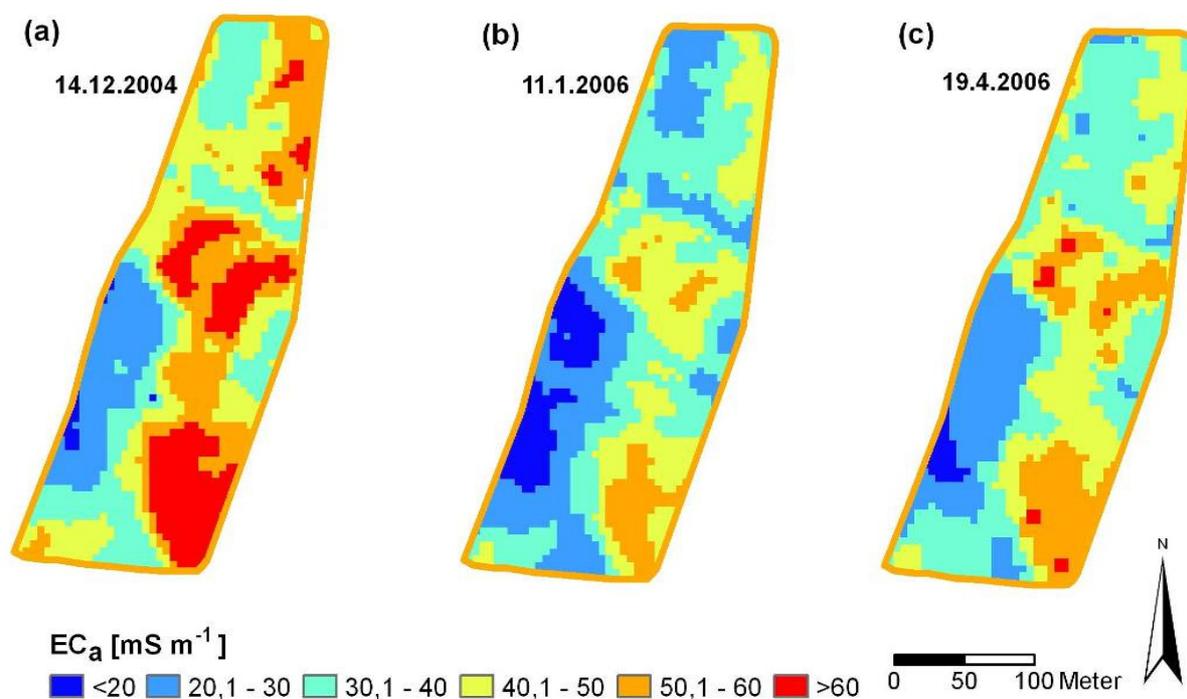


Abb. 4-3: Interpolierte (IDW) Karten der EC_a des Versuchsschlages Frankenforst; Aufnahme an drei verschiedenen Terminen (a, b, c)

Trotz dieser Übereinstimmungen sind die Karten aber nicht identisch. Sie unterscheiden sich in den absoluten Werten der EC_a deutlich. Dies ist auf die zeitliche Variabilität der labilen Einflussfaktoren, vor allem Temperatur und Feuchte, zurückzuführen (Durlesser, 1999; Lück et al., 2005). Allerdings ist die Veränderung der absoluten EC_a -Werte nicht auf dem gesamten Schlag einheitlich. Abb. 4-4 (a) zeigt die Karte der Differenz zwischen den ersten

beiden Messungen, die für jedes Pixel errechnet wurde (s. Abb. 4-3). Würden sich die EC_a zwischen den beiden Terminen auf dem gesamten Schlag um den gleichen Betrag unterscheiden, müsste diese Karte über die gesamte Fläche einheitlich sein. Wie in Abb. 4-4 (a) zu erkennen ist, variiert die Differenz auf der Fläche aber von 0 bis über 16 mS m^{-1} . Diese räumlichen Unterschiede bei den EC_a -Wiederholungsmessungen sind durch die labilen Faktoren zu erklären, die nicht nur eine zeitliche, sondern auch eine räumliche Variabilität aufweisen. So kann sich z. B. der Einflussfaktor Bodenfeuchte im Zeitverlauf auf verschiedenen Teilflächen innerhalb eines Schlates unterschiedlich stark ändern (Western et al., 2002).

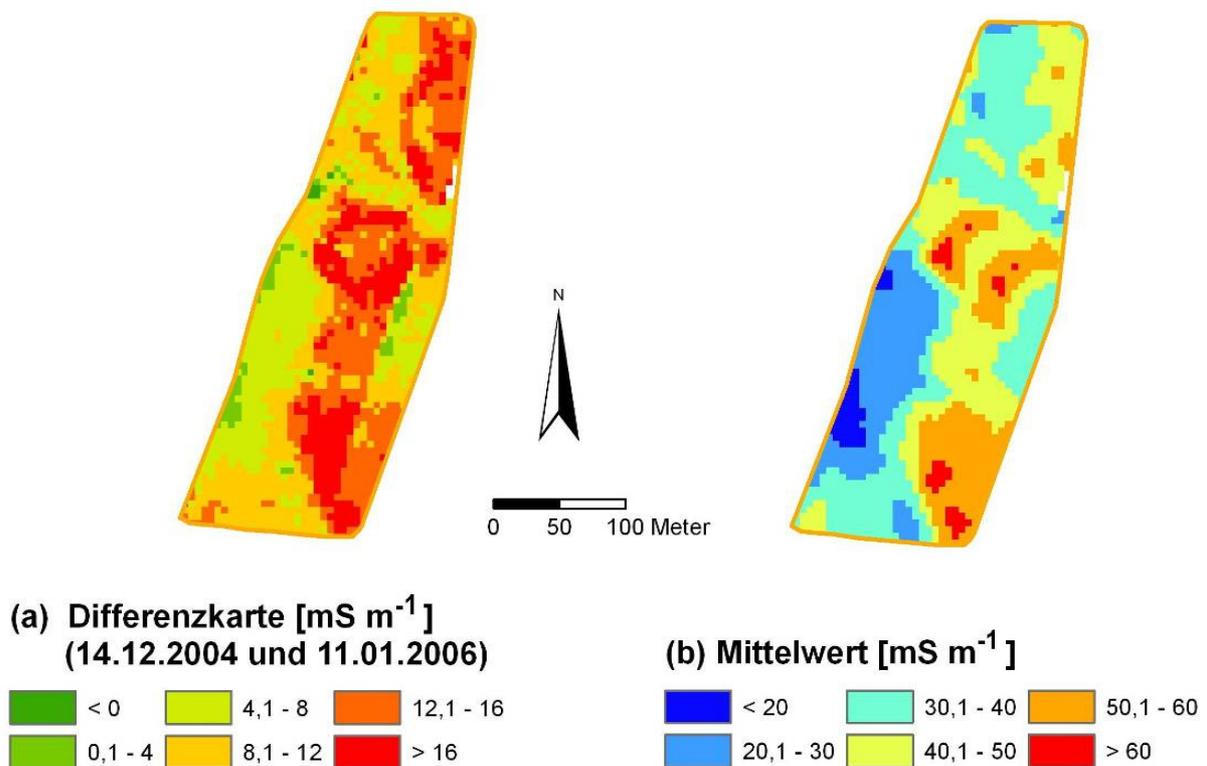


Abb. 4-4: (a) Karte der Differenz aus den EC_a -Messungen vom 14. 12. 2004 und 11. 1. 2006 (s. Abb. 4-3); (b) Karte der EC_a als Mittelwert der drei Messungen (s. Abb. 4-3); beide Karten zeigen den Versuchsschlag Frankenforst; die Berechnungen erfolgten bei beiden Karten für jedes Pixel

Auf dem Schlag Frankenforst variiert die Bodenfeuchte in Bereichen mit hohen Tongehalten (hohe EC_a) weitaus mehr als in den lößgeprägten, schluffigen Teilflächen. Daraus resultieren die wesentlich größeren Unterschiede der EC_a bei den Wiederholungsmessungen in den tonigeren Bereichen (s. Abb. 4-4 (a)). Infolge der Schichtung treten höhere Tongehalte im

Fall des Versuchsschlages Frankenforst in Bereichen mit geringmächtiger Lößbedeckung bzw. hochanstehendem Trachyttuff auf. Die ausgeprägte Amplitude der Bodenfeuchte beruht wahrscheinlich neben der höheren Wasserkapazität des Solums auch auf der geringeren Wasserleitfähigkeit des tonreichen Unterbodens. Nach Niederschlägen führt diese stauende Schicht zu einer höheren Wassersättigung des Bodens. Während einer Austrocknungsphase ist der Wasservorrat hingegen bei den Böden mit geringmächtiger Lößschicht schneller aufgebraucht, sodass die Bodenfeuchte und damit auch die EC_a schnell absinkt.

Die Untersuchungen zeigen, dass für die Abschätzung der stabilen Einflussfaktoren (z. B. Körnungsparameter) aus den EC_a -Daten die labilen Faktoren zeitgleich erfasst und die EC_a -Daten korrigiert werden müssten. Um der räumlichen Variabilität dieser labilen Faktoren (s. Abb. 4-4 (a)) Rechnung zu tragen, müsste die Aufnahme in ähnlicher räumlicher Auflösung und über die gleiche Tiefe wie bei der EM38-Messung erfolgen. Allerdings ist eine solche Erfassung aus ökonomischen Gesichtspunkten nicht umsetzbar. Um trotzdem stabile EC_a -Informationen zu erhalten, wurde bei diesen Versuchen der Mittelwert aus drei Messungen errechnet. Die Abb. 4-4 (b) zeigt die Karte der gemittelten EC_a für den Schlag Frankenforst. Durch diesen einfachen Arbeitsschritt wird der Einfluss der labilen Faktoren relativiert. Da sich die Texturkennwerte in der kurzen Periode nicht ändern, werden so ihre Muster stabilisiert. Für diese Vorgehensweise sind keine weiteren Sensoren notwendig. Somit lässt sich diese mit wenig Mehraufwand realisieren. Durch die Erstellung von Mittelwertkarten aus mehreren Messungen kann nicht die Genauigkeit erreicht werden, die durch eine separate Erfassung der labilen Einflussfaktoren und anschließende Normierung der EC_a -Daten realisierbar ist. Das Verfahren stellt aber einen guten Kompromiss zwischen Genauigkeit und Praktikabilität dar.

4.3.2 Beziehung zwischen Körnung und EC_a

Unter salzarmen Bedingungen ($<2 \text{ cmol l}^{-1}$) (Rhoades et al., 1989) wird die EC_a hauptsächlich von der ionengeladenen Sternschicht nahe der Oberfläche der Tonminerale bestimmt (Davis, 1997; Herbst, 2002). Deshalb wurde über Beziehungen zwischen Tongehalt und EC_a schon mehrfach berichtet (Domsch und Giebel, 2004; Corwin und Lesch, 2005; Jung et al., 2005; Sudduth et al., 2005; Triantafillis und Lesch, 2005). Die Güte der veröffentlichten Korrelationen unterscheidet sich allerdings sehr stark ($r^2 = 0,32 - 0,81$). Dies deutet darauf hin, dass es offensichtlich keine allgemeingültige Beziehung zwischen EC_a und Tongehalt gibt. Vor diesem Hintergrund wurden die Möglichkeiten der Körnungsvorhersage mittels EC_a -Daten für unsere Region geprüft. Im Detail wurden die mittleren Ton-, Schluff- und Sandgehalte für die Profile der Schläge Frankenforst und Dikopshof bis zu einer Tiefe

von 1,5 m berechnet und mit den EC_a -Werten verglichen. Die Abb. 4-5 (a) und (b) zeigen die Korrelationen zwischen den gewichteten Körnungsfractionen und der EC_a .

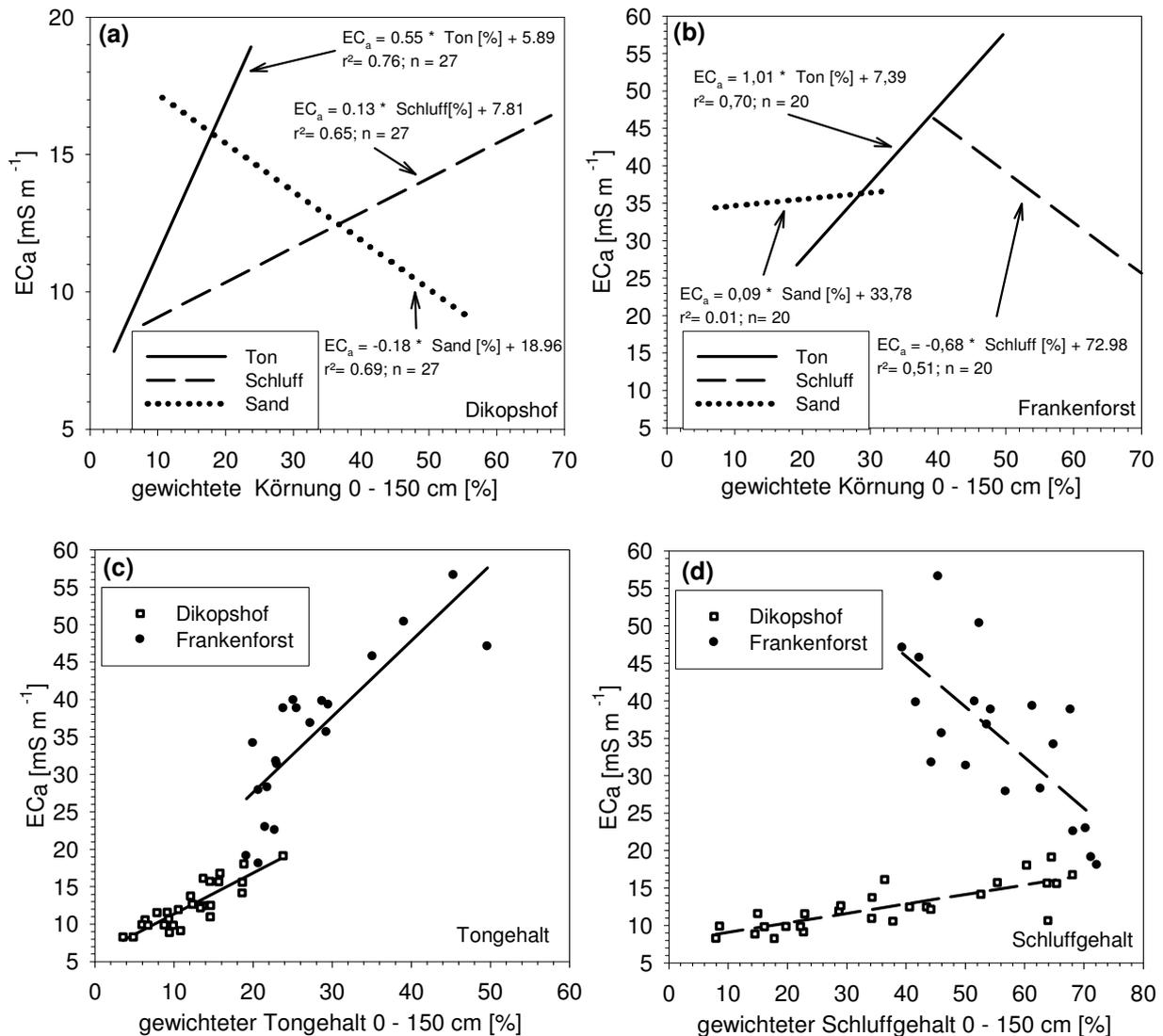


Abb. 4-5: Beziehung zwischen der gemittelten EC_a aus drei Messungen und den von 0 - 150 cm gewichteten Körnungsparametern der Versuchsschläge Dikopshof und Frankenforst: (a) Ton-, Schluff- und Sandgehalte des Schlages Dikopshof; (b) Ton-, Schluff- und Sandgehalte des Schlages Frankenforst; (c) Tongehalte der Schläge Dikopshof und Frankenforst; (d) Schluffgehalte der Schläge Dikopshof und Frankenforst

Auf beiden Schlägen wurden enge Beziehungen zwischen dem gewichteten Tongehalt und der EC_a gefunden. Trotz der generell positiven Beziehungen gibt es aber deutliche schlagspezifische Unterschiede. In Abb. 4-5 (c) werden die Regressionen zwischen dem

Tongehalt und der EC_a beider Testschläge verglichen. Die unterschiedliche Steigung der Regressionsgeraden verdeutlicht, dass sich die Beziehung zwischen dem Tongehalt und der EC_a , trotz gleicher Richtung auf verschiedenen Schlägen deutlich unterscheiden kann.

In den Abb. 4-5 (a) und (b) sind ebenfalls die Korrelationen zwischen der EC_a und den Schluff- und Sandgehalten dargestellt. Unter Berücksichtigung der Physik, die dem EM38 zugrunde liegt, ist das überraschend: Wenn die EC_a hauptsächlich von den Ionen der Bodenteilchen mit großen Oberflächen kontrolliert wird (s. oben), sollte die Schlufffraktion nur einen geringen und die Sandfraktion fast gar keinen Einfluss auf die EC_a haben (Durlless, 1999). Darüber hinaus weisen die Körnungsfractionen der einzelnen Versuchsschläge unterschiedlich gerichtete Beziehungen zur EC_a auf. Diese Unterschiede werden in Abb. 4-5 (d) deutlich, in der die Regressionen des gewichteten Schluffgehaltes und der EC_a für beide Flächen dargestellt sind. Diese Beziehungen sind damit zu erklären, dass auch die einzelnen Korngrößenfraktionen miteinander korrelieren. In diesem Fall handelt es sich um Autokorrelationen zum Tongehalt, die aber schlagspezifisch sehr unterschiedlich sein können. Auf dem Schlag Dikopshof gehen höhere mittlere Schluffgehalte bis 1,5 m mit höheren Tongehalten einher, während auf dem Schlag Frankenforst die mittleren Tongehalte mit steigenden Schluffgehalten sinken. Diese Unterschiede können durch die verschiedenen geologischen Substrate der Versuchsschläge (Dikopshof: Schluff über Sand/Kies; Frankenforst: Schluff über Ton) erklärt werden (s. Kap. 4.2.1). Daraus resultieren die gegenläufigen Regressionen zwischen den EC_a und den mittleren Schluffgehalten (s. Abb. 4-5 (d)). In Kap. 4.3.3 wird dieser Aspekt ausführlicher untersucht.

Die Ergebnisse machen deutlich, dass es weder für den Tongehalt noch für den Schluff- und Sandgehalt eine allgemeingültige Regression für geologisch unterschiedliche Böden gibt. Diese Resultate bestätigen die Beobachtungen von Durlless (1999) und Herbst (2002). Beide fanden ebenfalls schlagspezifische Beziehungen zwischen der EC_a und dem Tongehalt. Eine sichere Abschätzung von Körnungsfractionen ist somit nur nach einer lokalen Kalibrierung möglich. Die Untersuchungen dieser Arbeit zeigen, dass das vor allem für die Schluff- und Sandfraktion, aber auch für die Abschätzung des Tongehaltes gilt, dessen Beziehung zur EC_a in der Literatur schon mehrfach beschrieben wurde (s.o.).

Um die Tauglichkeit von EC_a -Daten für die flächendeckende Vorhersage des mittleren Tongehaltes zu testen, wurde mittels der errechneten Regressionen (s. Abb. 4-5) die Tongehalte der Versuchsschläge Dikopshof und Frankenforst vorhergesagt. In Abb. 4-6 ist die Beziehung zwischen den an den Bohrpunkten gemessenen Tongehalten und den an diesen Stellen aus den EC_a -Daten vorhergesagten Werten für beide Versuchsschläge dargestellt. Dazu wurde je eine vollständige Kreuzvalidation durchgeführt, bei der immer ein Messpunkt aus der Kalibration ausgeschlossen und anschließend vorhergesagt wurde. Die

gemessenen und die vorhergesagten Werte korrelieren auf beiden Schlägen eng miteinander und streuen gleichmäßig um die 1:1-Linie, die einer 100 %-igen Vorhersagegenauigkeit entspricht. Auch die mittleren Vorhersagefehler der Kreuzvalidierung (RMSECV) von 2,8 % Ton (Dikopshof) und 6,6 % Ton (Frankenforst) unterstreichen das sehr gute Ergebnis der Vorhersage. In ähnlicher Weise konnte *Hedley et al. (2004)* nachweisen, dass mit der räumlich hochaufgelösten Erfassung der EC_a eine Unterteilung von Ackerschlägen in Zonen mit unterschiedlicher Textur möglich ist. *Weller et al. (2007)* erreichten bei einer flächendeckenden Vorhersage des Tongehaltes aus EC_a -Daten nach einer schlagspezifischen Kalibration einen Vorhersagefehler von 3,6 % Ton bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,90$. Somit zeigen sowohl die eigenen Untersuchungen als auch die Literatur, dass durch eine Kombination aus traditioneller Kartierung (Daten für die lokale Kalibration) und der Messung der EC_a eine flächendeckende, hochaufgelöste Vorhersage des mittleren Tongehaltes möglich ist.

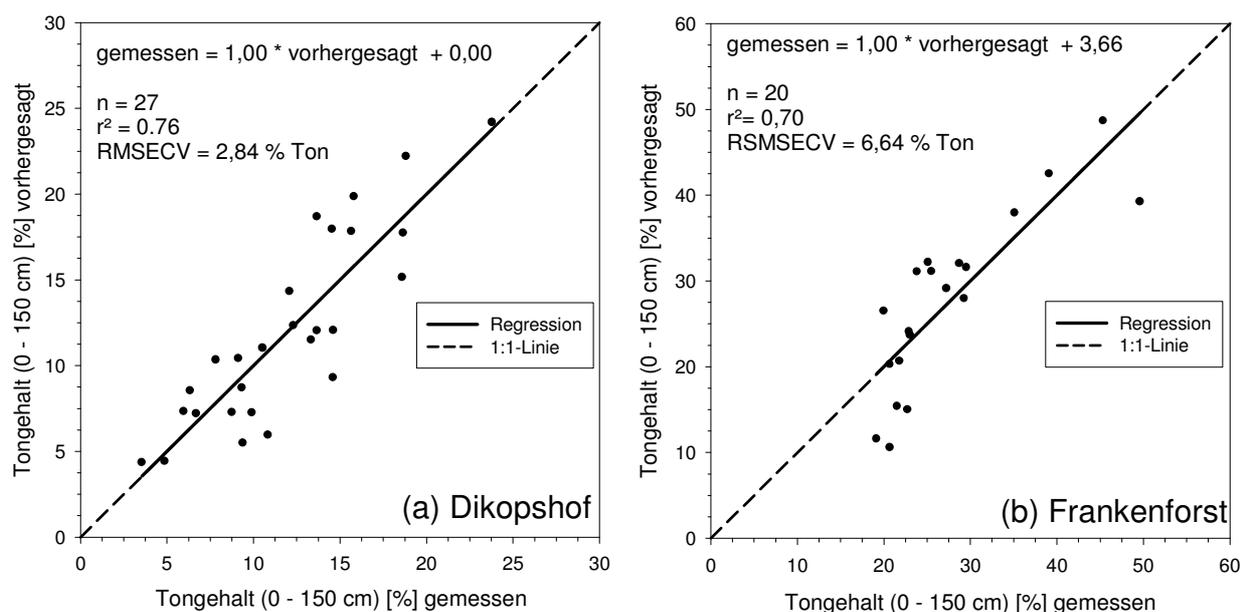


Abb. 4-6: Vollständige Kreuzvalidation der Vorhersage des gewichteten Tongehaltes der Schläge Dikopshof und Frankenforst; dargestellt sind die vorhergesagten gegen die gemessenen Werte an den Bohrpunkten sowie statistische Kenngrößen der Validation; RMSECV = root mean square error of cross validation

4.3.3 Einfluss der geologischen Schichtung auf die EC_a

Im Falle einer variierenden Textur innerhalb des Bodenprofils liefert das EM38 ein Mischsignal der oberen 1,5 m ohne Tiefenauflösung. Mit geeigneten Informationen über den

Aufbau der Böden kann die EC_a trotzdem als ein Indikator für die Mächtigkeit geologischer Schichten verwendet werden. Abb. 4-7 zeigt die EC_a in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Lößbedeckung auf den Flächen Dikopshof und Frankenforst. Für die Fläche Dikopshof ist ein flacher, aber klarer und hoch signifikanter Anstieg der EC_a mit zunehmender Mächtigkeit der Lößschicht (0 - 1,50 m) zu erkennen ($r^2 = 0,82$). Für die Fläche Frankenforst ist die Beziehung etwas weiter, aber immer noch hoch signifikant. Allerdings ist hier eine negative Beziehung zwischen Lößmächtigkeit und EC_a zu beobachten.

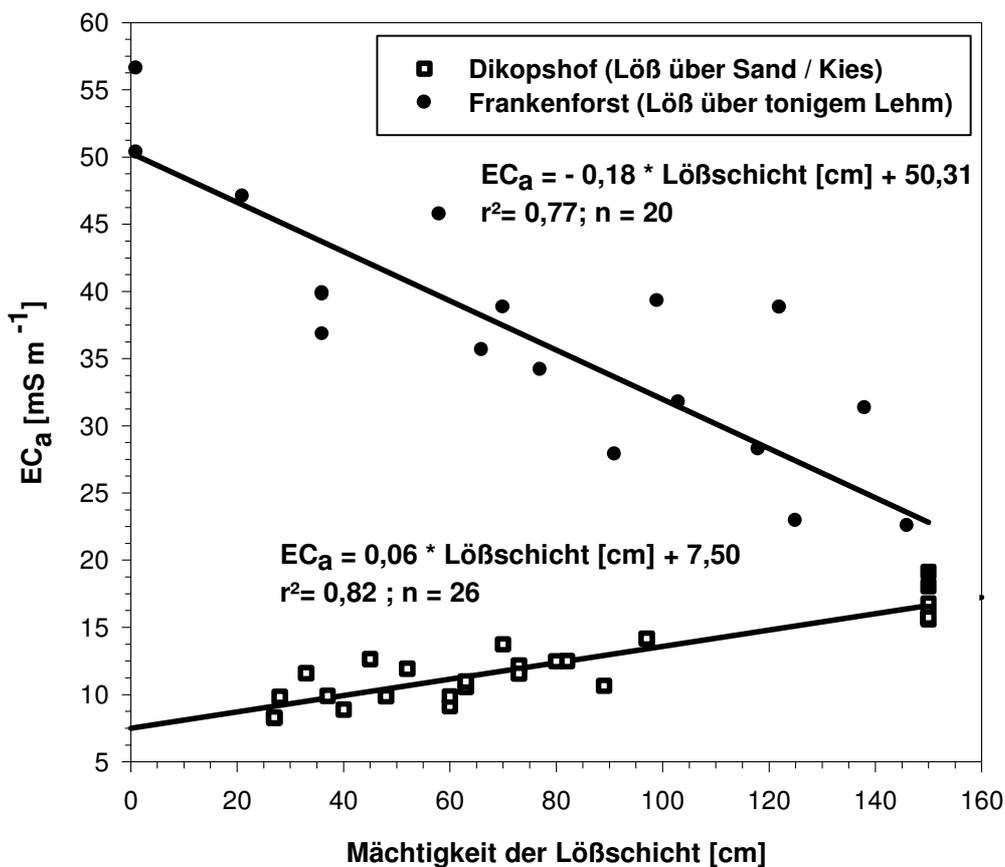


Abb. 4-7: Aus drei Messungen gemittelte EC_a in Abhängigkeit der Mächtigkeit der Lößschicht auf den Versuchsschlägen Dikopshof und Frankenforst

Das gegensätzliche Vorzeichen der Regressionen kann durch die unterschiedliche Körnung und Mineralzusammensetzung der unterliegenden Schicht erklärt werden. Auf dem Schlag Frankenforst ist die unterliegende Schicht aus verwittertem Trachyttuff sehr viel tonreicher als die Lößbedeckung. Das hat zur Folge, dass der gewichtete Tongehalt mit steigender Lößmächtigkeit abnimmt. Die Lößmächtigkeit und die EC_a korrelieren dementsprechend negativ. Im Gegensatz dazu sind auf dem Dikopshof die unter der Lößschicht anstehenden,

pleistozänen Terrassensedimente sehr sandig bis kiesig. In Abb. 4-8 sind drei Profile des Schlags Dikopshof mit unterschiedlicher Lößmächtigkeit (rote Linie) und die zugehörigen EC_a -Werte dargestellt. Mit steigender Mächtigkeit der Lößschicht nimmt die EC_a zu.

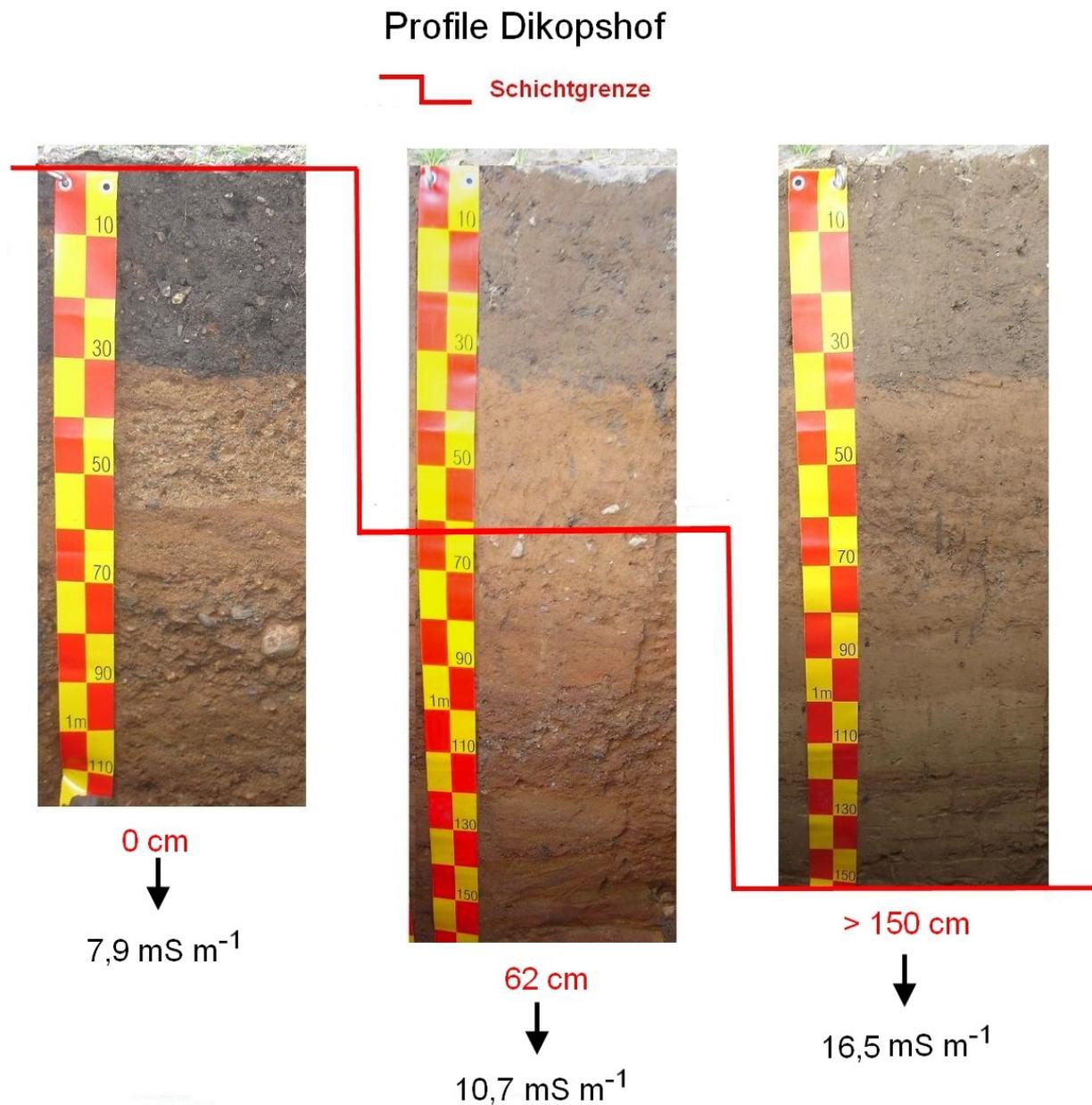


Abb. 4-8: Bodenprofile der Versuchsfläche Dikopshof mit unterschiedlichen Mächtigkeiten der Lößbedeckung (rote Linie); rote Zahlen: Mächtigkeit der Lößdecke; schwarze Zahlen: mittlere EC_a aus drei Messungen

Der Grund ist, dass mit zunehmender Mächtigkeit der schluffigen Lößschicht der mittlere Sandgehalt sinkt. Das wiederum resultiert in einem steigenden mittleren Tongehalt, da die

Tonfraktion maßgeblich aus der Lössschicht stammt. Die Folge ist somit eine Zunahme der EC_a (s. Abb. 4-8). Abb. 4-7 zeigt aber, dass sich trotz der Unterschiede in der Schichtung die EC_a -Werte beider Flächen bei einer Lössmächtigkeit von 1,5 m, d. h. der ungefähren Eindringtiefe der elektromagnetischen Wellen des EM38, annähern. Das unterstützt die Validität der Messung, demonstriert aber auch die starke Abhängigkeit der Regression vom Profilaufbau. Wenn die Beziehung zwischen EC_a und Schichtmächtigkeit für eine Abschätzung des Profilaufbaus verwendet werden soll, sind deshalb auf jeden Fall Ground Truth-Informationen für eine lokale Kalibration vonnöten.

Mittels der schlagspezifischen Regressionsgleichungen aus diesen lokalen Kalibrationen (s. Abb. 4-7) wurde die Mächtigkeit der Lössbedeckung für die Versuchsfelder flächendeckend in hoher räumlicher Auflösung vorhergesagt (s. Kap. 5). Um die Güte dieser Karten zu testen, wurde auch hier eine vollständige Kreuzvalidation durchgeführt (s. Abb. 4-9).

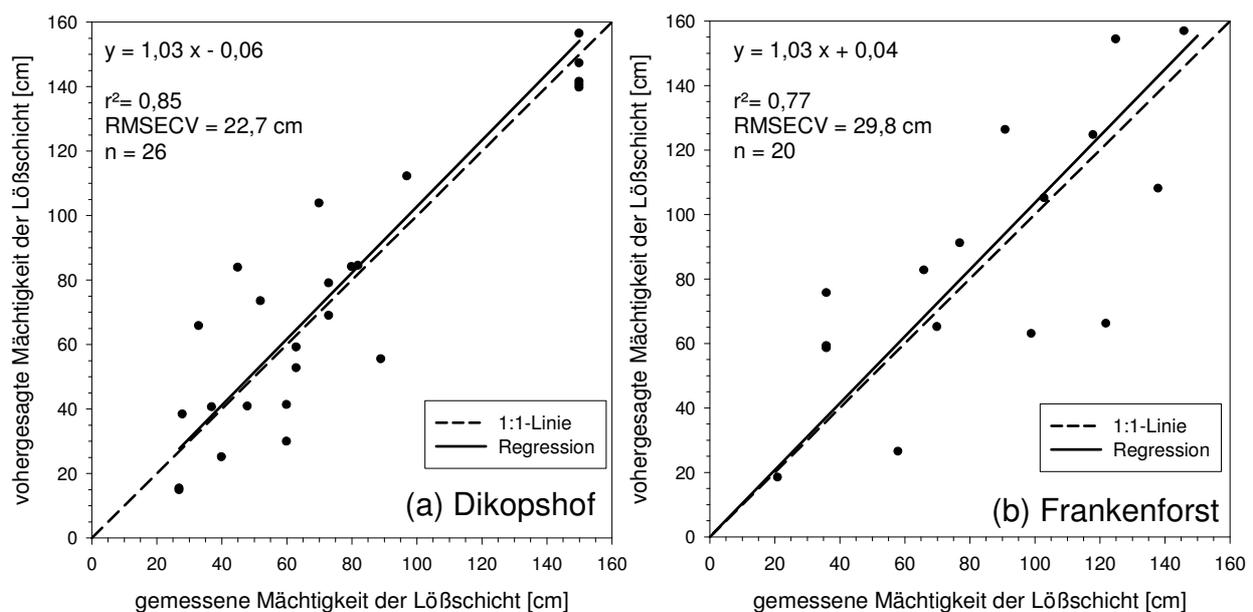


Abb. 4-9: Vollständige Kreuzvalidation der Vorhersage der Mächtigkeit der Lössschicht der Schläge Dikopshof (a) und Frankenforst (b); dargestellt sind die vorhergesagten gegen die gemessenen Werte an den Bohrpunkten sowie statistische Kenngrößen der Validation; RMSECV = root mean square error of cross validation

Die vorhergesagten Werte korrelierten mit den gemessenen Werten mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,85 auf der Fläche Dikopshof und 0,77 auf dem Schlag Frankenforst. Der mittlere Vorhersagefehler (RMSECV) liegt bei 22,7 cm (Dikopshof) bzw. bei 29,8 cm (Frankenforst).

Sudduth et al. (2001) berichteten über ähnliche Ergebnisse für „claypan soils“. Sie fanden enge Korrelationen zwischen der Mächtigkeit des sehr tonigen Oberbodens und der EC_a . *Petersen et al.* (2005) zeigten, dass das EM38 einen Körnungswechsel im Unterboden detektieren kann. Deshalb kann man festhalten, dass es mit der beschriebenen Prozedur möglich ist, die Mächtigkeit der oberen geologischen Schicht vorherzusagen. Voraussetzung ist allerdings ein geschichteter Boden mit markantem Texturunterschied zwischen den Schichten. Zusätzlich ist aber in jedem Fall eine lokale Kalibrierung des Vorhersagemodells notwendig.

4.3.4 Vergleich von konventionellen Bodenkarten mit räumlichen EC_a -Mustern

Es wurde mehrfach vorgeschlagen, EC_a -Messungen zukünftig dafür zu nutzen, die Erfassung von Bodeneigenschaften und die Kartierung von Böden zu vereinfachen (*Herbst, 2002; Corwin und Lesch, 2003*). Der im Folgenden beschriebene Vergleich von EC_a -Mustern mit traditionellen Bodenkarten diente dazu, die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen der EC_a -Kartierung deutlich zu machen. Abb. 4-10 zeigt die Karte der EC_a der Versuchsfläche Dikopshof und die Karte der deutschen Bodenschätzung dieses Schlages (*LVA-NRW, 1952*). Die Bodenschätzung gibt die Körnung des oberen Meters an (acht Klassen, abhängig vom Anteil des „Abschlämbbaren“: Korngrößen $<0,01$ mm). Im Falle von unterschiedlichen Körnungen im Ober- und Unterboden wird die mittlere Körnung ausgewiesen. Außerdem wird das Ausgangssubstrat nach geologischer Herkunft und Alter in vier Gruppen unterschieden (Diluvium (D); Alluvium (Al); Löss (Lö) und Verwitterungsböden (V)) (*Pfeiffer et al., 2005*). Somit markieren sowohl die Bodenschätzung als auch die EC_a -Karte einen Wechsel der Bodeneigenschaften. Für die Testfläche Dikopshof stimmen deshalb viele Grenzen der Bodeneinheiten gut mit der EC_a -Karte überein (s. Abb. 4-10). Trotzdem sind die Muster in einigen Teilen der Karte sehr unterschiedlich. Generell kann man festhalten, dass die Klassenzeichen (1) - (3) der Bodenschätzung mit den Bereichen hoher EC_a -Werte ($> 12,5 \text{ mS m}^{-1}$) übereinstimmen. Diese Bereiche wurden bei der Bodenschätzung als lehmig auskartiert (L - sL; 24 - 44 % $<0,01$ mm). Die Klassenzeichen (6) - (8), die als sandig beschrieben wurden (IS - LS; 14 - 23 % $<0,01$ mm), entsprechen größtenteils Bereichen mit niedrigen EC_a -Werten ($<12,5 \text{ mS m}^{-1}$). Die Bereiche, in der die beiden Karten nicht übereinstimmen, sind überwiegend von sehr heterogenen und kleinräumigen EC_a -Mustern geprägt. In diesen Teilflächen übersteigt die räumliche Auflösung der EC_a -Karte (ungefähr 430 Datenpunkte je ha) den Maßstab der Bodenschätzungskarte (vier Bohrpunkte je ha). Dieses Beispiel zeigt die Vorteile einer sensorgestützten Erfassung von Bodeneigenschaften gegenüber der konventionellen Kartierung.

Die Karte der Bodenschätzung ist in Deutschland oft die Karte mit der besten räumlichen Auflösung, die für den Präzisionspflanzenbau zur Verfügung steht. Das macht deutlich, dass für die Einbindung von Bodeneigenschaften in den Präzisionspflanzenschutz in den meisten Fällen das vorhandene Kartenmaterial nicht ausreicht und somit eine neue, genauere Kartierung der Bodenheterogenität notwendig ist.

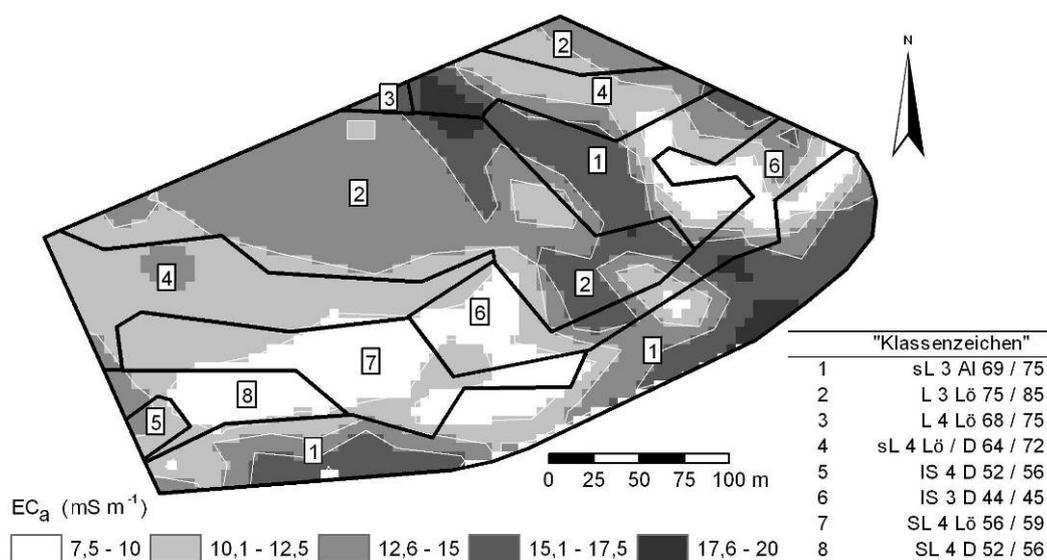


Abb. 4-10: EC_a-Karte des Schlags Dikopshof sowie die Grenzen der Klassenzeichen der Bodenschätzung (LVA-NRW, 1952)

Ein Ausschnitt der Bodentypenkarte, die *Kerpen* (1960) im Maßstab 1:2000 vom Versuchsgut Rengen erstellte, wird in Abb. 4-11 mit der Karte der EC_a verglichen. In den Karteneinheiten (1) und (2) wurden Ranker und Ranker-Braunerden mit einer Gründigkeit von 0,1 bis 0,6 m über dem Festgestein ausgewiesen. Die Verteilung dieser Bodentypen stimmt größtenteils mit der Verteilung der niedrigen EC_a-Werte überein. In den Teilflächen der Einheiten (3) und (4) wurden Pseudogley-Braunerden und Braunerde-Pseudogleye kartiert. Sie haben eine Gründigkeit von 0,3 - 0,8 m, entwickelten sich aber aus stark verwittertem, tonigem Ausgangsmaterial. Diese Bereiche sind überwiegend durch mittlere EC_a-Werte gekennzeichnet. Die Klasse (5) spiegelt die höchsten EC_a-Werte wieder. *Kerpen* (1960) sprach diese Böden als Grauplastosol-Pseudogley an, was nach der heutigen deutschen Systematik einem Pseudo- bzw. Stagnogley entspricht. Bei diesen Böden steht das tonreich verwitterte Material teilweise bis zur Oberfläche an.

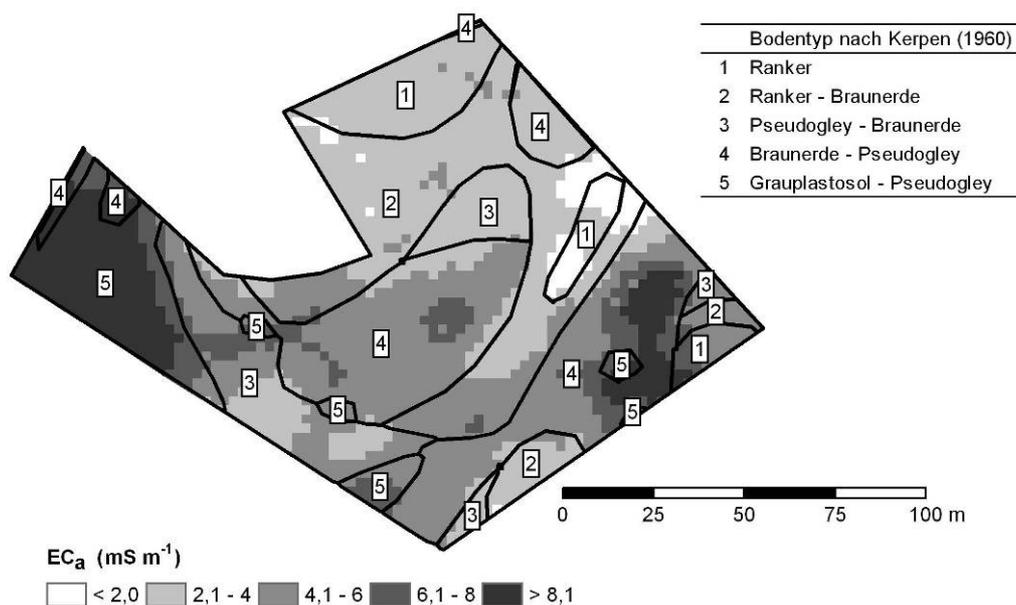


Abb. 4-11: EC_a -Karte des Schlages Rengen sowie Kartierungsgrenzen verschiedener Bodentypen der Kartierung nach Kerpen (1960)

Wenn sich die das EM38 beeinflussenden Faktoren, wie Tongehalt und Bodenfeuchte, überlagern, können zwei verschiedene Bodentypen dieselbe scheinbare elektrische Leitfähigkeit aufweisen. Das EM38-Signal besitzt zudem keine tiefenspezifischen Informationen. Deshalb können Bodentypen nicht direkt aus der EC_a abgeleitet werden. Da allerdings die EC_a -Einflussfaktoren Feuchte und Tongehalt unterschiedliche bodenbildende Prozesse begünstigen, können diese zu einer Differenzierung verschiedener Bodentypen führen. Für den Schlag Rengen führt die Schichtung (Hauptlage über Basislage) je nach Mächtigkeit der Hauptlage und der Verwitterung der Basislage zu Pseudogleyen, Braunerden bzw. Ranker und deren entsprechenden Subtypen. Da der höhere Tongehalt der verwitterten Basislage wasserstauend wirkt, resultiert eine geringe Mächtigkeit der Hauptlage in einer Pseudovergleyung der Böden. Durch die höheren mittleren Tongehalte und die höhere Bodenfeuchte sind diese Bodenprofile aber auch durch eine hohe EC_a gekennzeichnet. Mit steigender Mächtigkeit der Hauptlage über der verwitterten Basislage nehmen der mittlere Tongehalt und damit die Feuchte und die Pseudovergleyung ab. Gleichzeitig sinkt aber auch die EC_a . Die niedrigsten EC_a -Werte sind dort zu finden, wo die unverwitterte Basislage direkt unterhalb der Hauptlage ansteht. Bei diesen von Kerpen (1960) als Ranker angesprochenen Bodentypen wird die EC_a größtenteils von der schluffigen Hauptlage bestimmt, deren Textur relativ homogen ist. Die Fläche Rengen ist somit ein

Beispiel dafür, dass verschiedene Bodentypen zu einem charakteristischen Muster der EC_a führen können. Wie bereits beim Vergleich mit der Karte der Bodenschätzung gezeigt (s. Abb. 4-10), unterscheiden sich die EC_a -Karte und die hier vorgestellte Karte der Bodentypen (Maßstab 1:2000) an einigen Stellen deutlich. Auch hier wird offensichtlich, dass die Bodentypenkarte die kleinräumige Bodenheterogenität nicht vollständig beschreiben kann.

Der Vergleich von EC_a und traditionellen Bodenkarten zeigt, dass sogar eine Bodenaufnahme im Maßstab 1:2000 (*Kerpen*, 1960) unzureichend sein kann, um die räumliche Variabilität von Böden für die Belange des Präzisionspflanzenschutzes adäquat zu beschreiben. Dabei sind Bodenaufnahmen in solchen großen Maßstäben äußerst selten. Die räumliche Auflösung der deutschen Bodenschätzung (1:5000), oft die einzige Bodeninformation für den Präzisionspflanzenschutz, ist im Vergleich dazu noch mehr limitiert. Diese Auflösung ist in Anbetracht der Regelgenauigkeit der im Präzisionspflanzenschutz eingesetzten Maschinen (ca. 3 - 10 m) zu gering. Die Aufnahme der EC_a mit 400 - 500 Datenpunkten pro Hektar spiegelt die räumliche Variabilität der Pedosphäre präziser wider als eine konventionelle Bodenaufnahme im Maßstab 1:5000 oder kleiner, sodass den Erfordernissen des Präzisionspflanzenschutzes besser Rechnung getragen werden kann. Wegen der fehlenden Tiefenauflösung und der zahlreichen Einflussfaktoren der EC_a ist es allerdings nicht sinnvoll, Bodenkarten zu erstellen, die allein auf EC_a -Daten basieren. Eine EC_a -Messung kann aber die Bodenaufnahme unterstützen und deutlich erleichtern, indem homogene Teilschläge bzw. deren Grenzen leichter und genauer identifiziert werden können. Eine Kombination von nicht-invasiven, geophysikalischen Messungen und traditioneller Bodenkartierung, wie sie auch von *Delin und Soderstrom* (2003) vertreten wird, sollte der beste Weg sein, den derzeitigen und zukünftigen Ansprüchen an die Bodenkartierung Rechnung zu tragen.

4.3.5 Vergleich der EC_a mit Vegetationsmustern und Ertragskarten

Wenn Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Düngung und Pflanzenschutz auf einem Schlag einheitlich sind, kann die Verteilung der Vegetation oder der Ertragsunterschiede ein Indikator für die Variabilität von Bodeneigenschaften sein. In Abb. 4-12 werden ein im August 1998 aufgenommenes Orthofoto der Fläche Dikopshof mit den Ergebnissen der EC_a -Kartierung (2004 - 2006) verglichen. Der aufgenommene Körnermaisbestand bildet unregelmäßige Muster aus, aus denen man auf eine starke Variabilität der aktuellen Biomasse schließen kann. Mit einem jährlichen Niederschlag von 630 mm und einer Schwankung der Textur von Lehm bis Sand ist die Variabilität der Textur

und damit die Änderung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) wahrscheinlich hauptverantwortlich für die Unterschiede im Wachstum des Mais. Die Teilschläge der unterschiedlichen Vegetationsentwicklung des Mais stimmen größtenteils gut mit den Teilflächen der EC_a -Kartierung überein.



Abb. 4-12: Orthofoto des Schlags Dikopshof (August 1998) und Klassengrenzen der EC_a -Karte (vgl. Abb. 4-10); die Muster des Orthofotos geben die Variabilität des Körnermaisbestandes wieder

Da die Pflanzenentwicklung zu einem solchen Zeitpunkt verschiedene Parameter der Bodenfruchtbarkeit (Wasser- und Nährstoffangebot, Lagerungsdichte etc.) integriert, kann man schlussfolgern, dass die EC_a auf der Fläche Dikopshof die Standortbedingungen gut wiedergibt. Somit kann die EC_a auch als Proxy für die Bodenfruchtbarkeit im Allgemeinen verwendet werden. Dies sollte aber für jeden Standort durch andere Informationsquellen, (z. B. Luftbilder, Ertragskarten oder konventionelle Kartierung) kritisch überprüft werden. Wie oben diskutiert, ist die Variabilität der nFK bzw. der Textur für die Vegetationsunterschiede auf dem Schlag Dikopshof hauptverantwortlich. Damit wird durch die gute Übereinstimmung von Luftbild und EC_a -Karte die Genauigkeit der Kartierung von Texturunterschieden auf der Feldskala mittels EC_a bestätigt.

Als weitere, räumlich hochaufgelöste Information wurde die Karte des Körnermaisertrages des gleichen Jahres (1998) herangezogen. Diese wurde ebenfalls mit der EC_a -Karte verglichen (s. Abb. 4-13). Die Bereiche der EC_a -Karte stimmen weniger exakt mit den in der

Ertragskarte erkennbaren Teilschlägen überein als beim Vergleich mit dem Orthofoto (s. o.). Grundsätzlich zeigen sich aber durchaus ähnliche Strukturen.

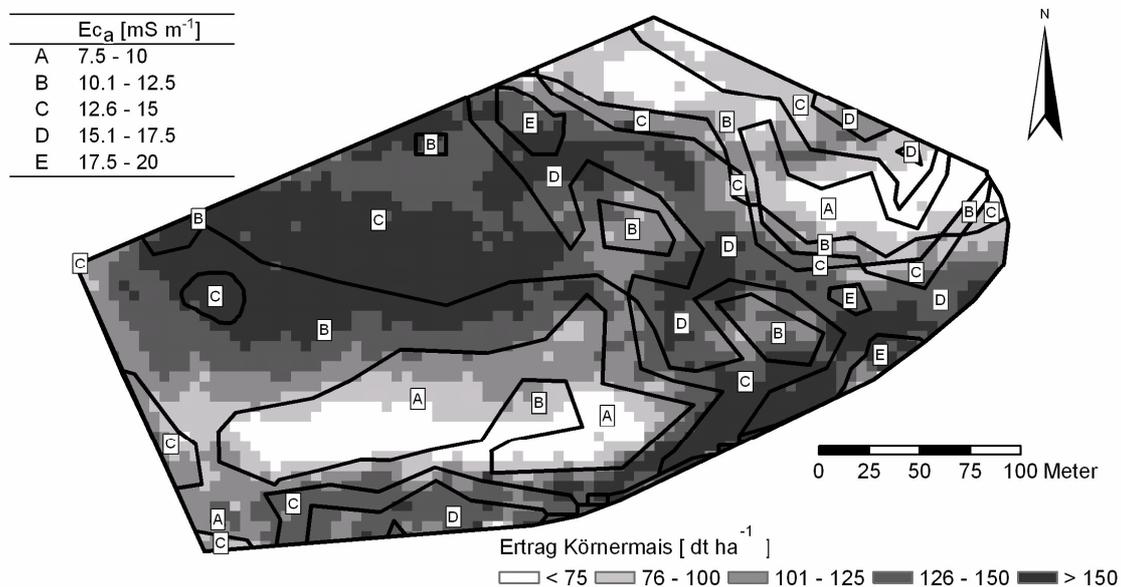


Abb. 4-13: Ertragskarte des Körnermaises im Jahr 1998 des Schlags Dikopshof sowie die Klassengrenzen der EC_a -Karte (vgl. Abb. 4-10)

Die etwas schlechtere Übereinstimmung im Vergleich zur Biomasse (Orthofoto) liegen wahrscheinlich darin begründet, dass der Ertrag während der Vegetationsperiode auch noch von anderen heterogenen Einflussfaktoren, wie z. B. Pflanzenkrankheiten, beeinflusst wird (Franke und Menz, 2007). Vor allem ist aber die Relation von Biomasse und Ertrag bei Körnermais innerhalb der Fläche nicht konstant. Bei abnehmender Biomasse, hier z. B. in Bereichen geringer nFK, nimmt der Anteil des Kornes an der Gesamtbiomasse zu und kompensiert somit teilweise die geringere Gesamtbiomasse beim Ertrag. Diese Faktoren können vom EM38-Signal, das hauptsächlich auf die Textur und die Bodenfeuchte reagiert, nicht erfasst werden. Auch Johnson et al. (2003) berichteten, dass trotz guter Zusammenhänge die Ertragsunterschiede nicht allein mit der EC_a erklärt werden können. Jung et al. (2005) fanden gute Korrelationen zwischen dem Ertrag von Sojabohnen und der EC_a . Ähnlich wie bei den Beziehungen zwischen den Bodeneigenschaften und dem Ertrag ändern sich allerdings die Regressionen in den verschiedenen Versuchsjahren deutlich. Trotzdem zeigen die Übereinstimmungen der Ertragskarte mit der Karte der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit, dass die Heterogenität der Bodeneigenschaften, die durch die EC_a erfasst werden können, wichtige pflanzenbauliche Informationen liefert.

Schlussfolgerungen

Die georeferenzierte Messung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a) ist eine einfache, schnelle und kostengünstige Methode, um Bodeninformationen mit sehr hoher räumlicher Auflösung zu erfassen. Bei geringen Salzkonzentrationen in der Bodenlösung wird die EC_a maßgeblich von der Bodenfeuchte, der Temperatur und dem Tongehalt bestimmt. Bodenfeuchte und Temperatur besitzen eine sehr große raum-zeitliche Variabilität. Zwar erhält man schon durch eine einzelne Messung ein EC_a -Muster, aus dem Rückschlüsse auf die Heterogenität der Bodeneigenschaften eines Schlages gezogen werden können, allerdings unterscheiden sich an verschiedenen Terminen aufgenommene EC_a -Karten eines Schlages oftmals deutlich. Die Korrektur der Messwerte um die labilen Einflussfaktoren (z. B. Bodenfeuchte) erfordert die aufwendige, hochaufgelöste Messung dieser Parameter. Ein pragmatischer Ansatz, um den Einfluss der labilen Einflussfaktoren zu minimieren und damit zeitlich stabile EC_a -Karten zu erhalten, ist es, die Fläche zu mehreren Zeitpunkten zu vermessen und Mittelwerte der EC_a zu berechnen.

So gewonnene EC_a -Werte wurden mit Körnungsdaten von 0 - 1,5 m (Messtiefe des EM38) verglichen. Für die Versuchsschläge dieser Arbeit wurden enge Korrelationen zwischen der EC_a und dem Tongehalt gefunden ($r^2 = 0,70 - 0,76$). Die Korrelationen waren generell positiv, unterschieden sich aber schlagspezifisch deutlich. Die Beziehungen zwischen Sand- und Schluffgehalten und der EC_a sind mit Autokorrelationen zum Tongehalt erklärbar. Die Regressionen dieser Texturfractionen können deshalb sogar von Schlag zu Schlag gegenläufig sein. Eine sichere Abschätzung der Sand- und Schluffgehalte, aber auch der Tongehalte, ist somit nur nach einer lokalen Kalibrierung in Form von klassischen Bodenansprachen und Laboranalysen möglich.

Bei geschichteten Böden mit deutlich unterschiedlicher Textur der Substrate beeinflussen die Schichtmächtigkeiten auch die gewichteten Tongehalte. Deshalb ist die Abschätzung der Mächtigkeit der oberen Schicht mithilfe einer EM38-Messung in solchen Fällen möglich, obwohl das EM38-Signal *per se* keine direkte Tiefenauflösung besitzt. Auf den Versuchsschlägen konnte so die Mächtigkeit der Lößdecke über Terrassenmaterial (Dikopshof; $r^2 = 0,85$; RMSECV = 22,7 cm) und über Trachyttuff (Frankenforst; $r^2 = 0,77$; RMSECV = 29,8 cm) abgeschätzt werden. Die Kalibrierung einer solchen Abschätzung ist aber vom Profilaufbau abhängig und somit schlagspezifisch. Wenn aus den Schichtungsverhältnissen bzw. aus den durch die Schichtung verursachten bodenbildenden Faktoren ein Bodentyp abgeleitet werden kann (z. B. Rengen), kann die EC_a auch für die Kartierung der Bodentypen herangezogen werden. Eine lokale Kalibrierung in Form von klassischen Profilaufnahmen ist aber für jede dieser Abschätzungen notwendig.

Der Vorteil der EC_a -basierten Karten ist die hohe Anzahl von Messpunkten. Durch die Kombination aus EM38, Messschlitten, GPS und Aufnahmesoftware konnten in kurzer Zeit bei hoher Flächenleistung (bis zu 10 ha h^{-1}) etwa 430 Messungen pro Hektar aufgenommen werden. Damit ist die räumliche Auflösung der EC_a -Kartierung deutlich besser als bei konventionellen Bodenkarten. Ein Vergleich mit der Karte der Bodenschätzung (DGK5 Bo, Blatt Dikopshof, 1:5000) bestätigte diese Erkenntnisse. In großen Teilen konnten gute Übereinstimmungen zwischen den Karten gefunden werden. Kleinräumige Bodenstrukturen konnten aber durch die EC_a -Karte deutlich besser abgebildet werden.

Der Vergleich der EC_a -Karten mit einer Ertragskarte und einem Orthofoto (Pflanzenentwicklung bzw. Biomasse) zeigte sehr ähnliche Muster. Der Ertrag und die Pflanzenentwicklung integrieren verschiedene Parameter der Bodenfruchtbarkeit (Wasser und Nährstoffangebot, Lagerungsdichte etc.). Die Übereinstimmungen zwischen EC_a und den ebenfalls räumlich hochaufgelösten Informationsquellen (Ertragskarte, Orthofoto) bestätigten, dass die EC_a die Standortbedingungen gut wiedergibt. Somit ist es nach einer kritischen Überprüfung durch andere Informationsquellen (z. B. Ertragskarten oder konventionelle Kartierung) möglich, die EC_a direkt als Proxy für die Bodenfruchtbarkeit zu nutzen.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Verwendung der EC_a zur Einbindung des Bodens in eine teilflächenspezifische Bestandesführung sinnvoll ist. Allerdings erschweren die zahlreichen Einflussfaktoren und die fehlende Tiefenauflösung die Interpretation des EM38-Signals. Die Beziehungen zu interessierenden Bodeneigenschaften sind größtenteils schlagspezifisch. Nach einer lokalen Kalibrierung, d. h. in Kombination mit konventioneller Bodenkartierung und -analyse, können aus der EC_a räumlich hochaufgelöste Bodenkarten für den Präzisionspflanzenschutz erstellt werden.

5 Anwendungsmöglichkeiten im Präzisionspflanzenschutz

Der Präzisionspflanzenschutz ist innerhalb der Präzisionslandwirtschaft ein vergleichsweise neuer und bislang nicht intensiv erforschter Bereich. Dementsprechend gibt es erst sehr wenige praktische Erfahrungen mit der Anwendung der teilschlagspezifischen Applikation von Pflanzenschutzmitteln. Einige Techniken konnten allerdings schon erfolgreich getestet werden. So wurden z. B. Verfahren zur teilschlagspezifischen Erfassung von Unkräutern (Gebhardt et al., 2006; Dicke et al., 2007) aber auch von Krankheiten (Franke und Menz, 2007) vorgestellt. Auch die technische Umsetzung einer teilschlagspezifischen Applikation konnte schon gezeigt werden (Gerhards und Oebel, 2006). Die Nutzung von Bodeninformationen zur teilschlagspezifischen Applikation von Herbiziden wurde allerdings noch nicht näher erforscht. Deshalb sollen in diesem Kapitel einige Anwendungsmöglichkeiten der Ergebnisse dieser Arbeit aufgezeigt werden. Neben der Darstellung der räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften auf der Feldskala war das Ziel, aus den Bodeninformationen die räumliche Verteilung des Herbizidverhaltens abzuleiten und - wenn möglich - zu einer Applikationskarte für den Präzisionspflanzenschutz weiter zu verarbeiten.

In Kap. 2 wurde der Einfluss des C_{org} -Gehaltes sowie der Körnung bzw. der Schichtung der Böden auf das Verhalten von Herbiziden dargestellt. Die vorgestellten Ergebnisse lassen es sinnvoll erscheinen, die räumliche Variabilität dieser Eigenschaften im Konzept des Präzisionspflanzenschutzes zu berücksichtigen. Aus diesem Grund wurde in Kap. 3 und 4 gezeigt, wie die räumliche Variabilität des C_{org} -Gehaltes und der Körnung mit sehr hoher Auflösung erfasst werden kann. Die Verknüpfung dieser räumlich hochaufgelösten Bodeninformationen mit dem Verhalten von Herbiziden in Böden macht es möglich, das Herbizidverhalten flächendeckend vorherzusagen und somit für eine Optimierung des Präzisionspflanzenschutzes zu verwenden. Dazu wurden die Daten der Untersuchungen in einem Geoinformationssystem (ArcGIS Editor 9.2; Esri, USA) erfasst und weiter verrechnet. Im Folgenden werden drei Anwendungsbeispiele präsentiert.

Abschätzung des Leachingrisikos

Abb. 5-1 zeigt eine erste Anwendungsmöglichkeit der EC_a im Bereich des Präzisionspflanzenschutzes. Aus der Karte der EC_a des Versuchsschlages Dikopshof (Abb. 5-1 (a)) konnte mittels der im Kap. 4.3.3 gezeigten Vorgehensweise die Mächtigkeit der Lößschicht über der sandig-kiesigen Rheinterrasse abgeleitet werden (Abb. 5-1(b)).

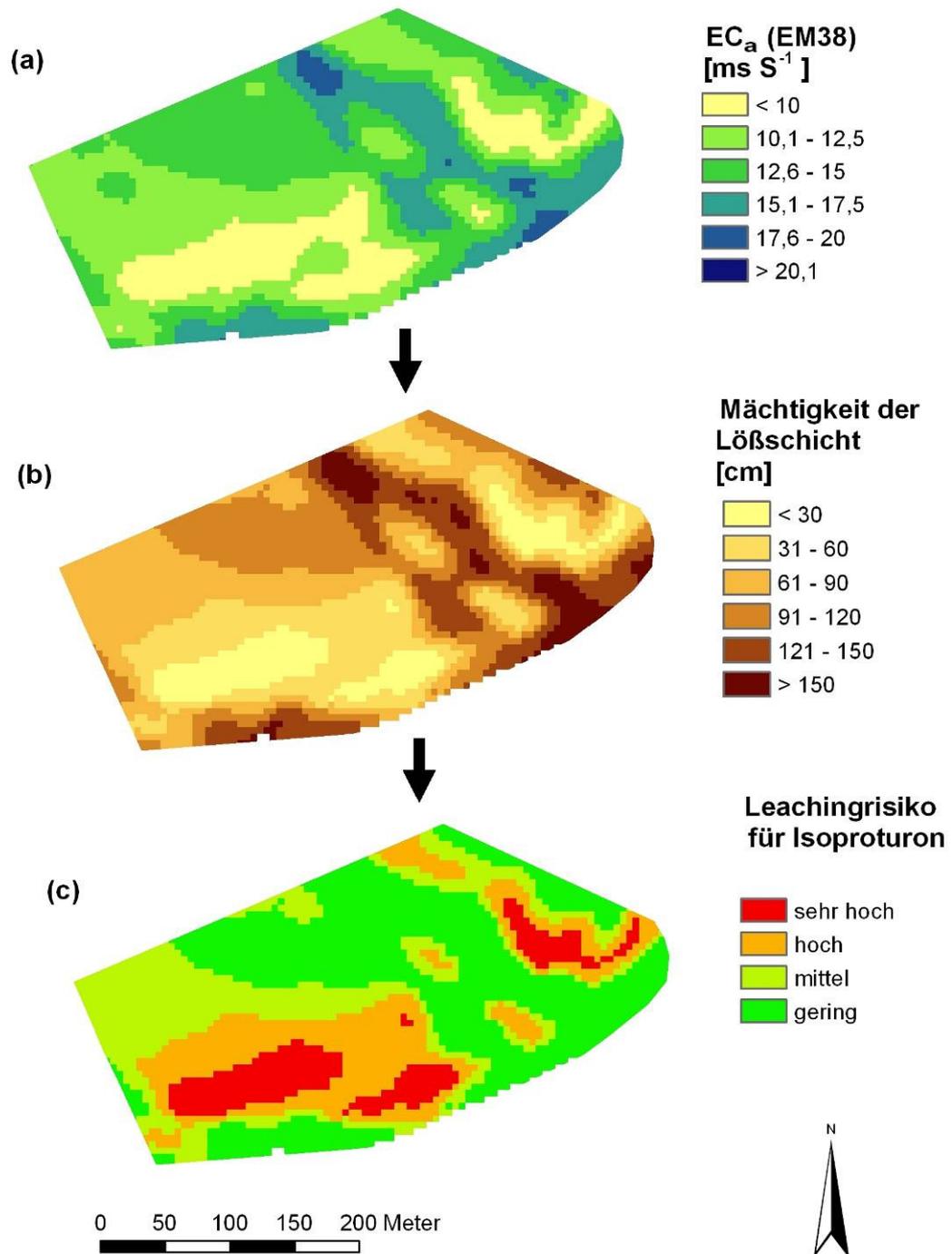


Abb. 5-1: (a): Karte der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit des Schlages Dikopshof; (b): Karte der Mächtigkeit der Lössschicht, abgeleitet aus der EC_a-Karte nach einer lokalen Kalibration mit Ground Truth-Daten; (c): Karte des Leachingrisikos für Isoproturon, abgeleitet aus der Karte der Lössmächtigkeit und den Ergebnissen des Batch-Sorptionsversuches; Grenzen der Klassen liegen nach Ergebnissen des Feldversuches bei Lössmächtigkeiten <30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 90 und >90 cm

Obwohl das EM38 *per se* keine Tiefenauflösung besitzt, ist diese Abschätzung bei zwei Schichten mit deutlichem Körnungsunterschied möglich (Mertens et al., 2008). Diese Bodeninformationen wurden in einem weiteren Schritt mit den Erkenntnissen über das Verhalten von Isoproturon verknüpft. Die Batch-Sorptionsversuche (Kap. 2.3.1) und die Feldversuche (Kap. 2.3.3) zeigten, dass das sandig-kiesige Terrassenmaterial Isoproturon nur schwach adsorbiert und damit die Verlagerung des Wirkstoffes durch konvektiv-dispersiven Fluss sehr begünstigt (s. Kap. 2.3.3.1). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass eine Verlagerung von IPU in tiefere Bodenschichten bzw. ins Grundwasser wahrscheinlich ist, sobald der Wirkstoff das Terrassenmaterial erreicht hat. Damit steigt das Leachingrisiko, je näher das Terrassenmaterial an die Oberfläche reicht bzw. je geringer die Lößbedeckung auf der Fläche ist. Abb. 5-1(c) zeigt eine auf der Lößmächtigkeit basierende Karte des Leachingrisikos des Versuchsschläges Dikopshof, die auf Grundlage des in Abb. 5-1 (b) dargestellten Profilaufbaus pixelweise abgeleitet wurde. Die Grenzen der Risikoklassen wurden aus den Ergebnissen der Feldversuche abgeleitet. Bis zu einer Tiefe von 30 cm konnte Isoproturon nach 28 Tagen in hohen Konzentrationen (bis $61 \mu\text{g kg}^{-1}$) nachgewiesen werden. Bei einer Lößbedeckung von unter 30 cm ist damit eine Verlagerung von Isoproturon bis zur Terrassenschicht sehr wahrscheinlich. Deshalb wurde in diesen Teilschlägen das Leachingrisiko als sehr hoch eingestuft. Die weiteren Grenzen wurden als Vielfaches dieser Tiefe festgelegt. Dabei wurde ab einer Lößmächtigkeit von mehr als 90 cm davon ausgegangen, dass der Wirkstoff abgebaut wird, bevor er das durchlässige Material der Rheinterrasse erreicht. Das Auswaschungsrisiko wurde somit als gering eingestuft.

Mulla et al. (1996) erstellten solche Leachingkarten mit Simulationen, bei denen sie ähnliche Eingangsparameter verwendeten. Auch Posen et al. (2006) kamen zu dem Schluss, dass die Einbindung des Bodentyps und damit auch der Schichtung für die Abschätzung der Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln nötig ist. Die Frage, ob die Festlegung der Risikoklassen in der Praxis sinnvoll ist, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht validiert werden. Somit ist in Bezug auf die Risikostufen auf Basis der Schichtungsdaten noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden. Unabhängig von der ausstehenden Validierung zeigt die Karte aber, dass eine räumlich hochaufgelöste Ableitung des Leachingrisikos auf der Basis von EC_a -Messungen auf Schlägen mit geschichteten Böden (z. B. Dikopshof) möglich ist. Im Rahmen des Präzisionspflanzenschutzes können solche Karten wiederum als wichtige Information zur Vermeidung von Umweltbelastungen durch Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln ins Grundwasser eingesetzt werden. Für die Erstellung dieser Karte bzw. der notwendigen Schichtungskarte aus EM38-Daten sind allerdings ein zweischichtiger Profilaufbau mit deutlicher Veränderung der Bodenart und Informationen zum Stoffbestand

der Schichten unabdingbar (s. Kap. 4.3.3). Die Böden der Versuchsfläche Dikopshof sind jedoch typisch für die Region (Pätzold et al., 2008) und auch in anderen lößbedeckten Terrassengebieten zu finden. Somit sind die Ergebnisse durch eine lokale Kalibration mit begrenztem Aufwand auf größere Gebiete übertragbar.

Abschätzung der Sorption und der Wirksamkeit

In Kap. 2 wurde gezeigt, dass die räumliche Variabilität des Humusgehaltes im Boden ein wesentlicher Faktor für das unterschiedliche Verhalten von Isoproturon ist. So konnte eine enge Beziehung zwischen dem C_{org} -Gehalt und der Sorption von Isoproturon im Boden festgestellt werden. Die Sorption wiederum beeinflusst für den Pflanzenschutz wichtige Eigenschaften der Wirkstoffe, wie z. B. die Pflanzenverfügbarkeit (Wirksamkeit) oder das Verlagerungsverhalten.

Die Voraussetzung für die Einbindung dieser Ergebnisse in den Präzisionspflanzenschutz ist die räumlich hochaufgelöste Erfassung des C_{org} -Gehaltes. Mittels Probenahme und klassischer Laboranalyse sind Karten in der benötigten Auflösung mit vertretbarem Zeit- und Kostenaufwand kaum zu realisieren. Deshalb wurden in Kap. 3 die Möglichkeiten spektraler Messverfahren zur Bestimmung des C_{org} -Gehaltes im Labor, aber auch für die direkte Feldmessung aufgezeigt. In Hinblick auf die Praxistauglichkeit einer hochaufgelösten Kartierung des C_{org} -Gehaltes mittels spektraler Daten ist die direkte Feldmessung wünschenswert. In dieser Arbeit konnte die generelle Eignung der Infrarotspektroskopie für diese Anwendung mit dem flugzeuggestützten, abbildenden Sensor HyMap (HyVista Corp., Australien) gezeigt werden (s. Kap. 3.3.3). Allerdings standen für eine hochaufgelöste Abschätzung des C_{org} -Gehaltes nicht genug Daten zur Verfügung. Zur Demonstration der Anwendungsmöglichkeiten wurde deshalb eine Karte des C_{org} -Gehaltes des Versuchsschlages Frankenforst benutzt, die durch Probenahme, Laboranalyse und geostatistische Interpolation (Inverse Distance Weighting) erzeugt wurde (Abb. 5-2 (a)). Durch die Verwendung der MIR-Spektroskopie als Labormethode (s. Kap. 3.3.2) konnte aber auch bei dieser Art der Kartenerstellung der Zeit- und Kostenaufwand gegenüber der konventionellen Elementaranalytik deutlich reduziert werden.

Durch die Verknüpfung dieser Karte mit den Ergebnissen der Untersuchungen zum Verhalten von Isoproturon (s. Kap. 2) konnten für den Präzisionspflanzenschutz wichtige Informationen abgeleitet werden. Abb. 5-2 (b) zeigt die räumliche Verteilung der IPU-Adsorptionsfähigkeit der Böden anhand des Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Wirkstoffanteilen bei einer Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (K'_{100}). Die Grundlage der Abschätzung ist die enge Beziehung des K'_{100} -Wertes zum

C_{org} -Gehalt der Böden, die in den Laboruntersuchungen nachgewiesen werden konnte (s. Kap. 2.3.1). Mittels der Regressionsgleichung

$$K'_{100} = 1,36 * C_{org} [\%] + 0,54$$

wurden die K_{100} -Werte flächendeckend für jedes Pixel aus der Karte des C_{org} -Gehaltes errechnet. Je höher der K'_{100} -Wert einer Stelle ist, desto größer ist die Adsorptionsfähigkeit des Bodens, da der Anteil des adsorbierten Wirkstoffes im Boden steigt. Abb. 5-2 (b) zeigt deutlich, dass der Schlag Frankenforst in Teilschläge mit unterschiedlicher IPU-Adsorptionsfähigkeit unterteilt werden kann. Bei der Ausbringung von Herbizidwirkstoffen beeinflusst das Sorptionsverhalten aber viele Prozesse, die im Bereich des Präzisionspflanzenschutzes von großer Bedeutung sind (s. Kap. 2.3.1). So kann die Adsorptionsfähigkeit z. B. als ein weiterer Parameter für eine Abschätzung des Leachingrisikos verwendet werden. Durch die Sorption der Pflanzenschutzmittel an die Bodenbestandteile wird eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten bzw. ins Grundwasser vermindert (*Wauchope et al., 2002*). Eine höhere Adsorptionsfähigkeit bedingt damit ein geringeres Leachingrisiko. Auch bekannte Simulationsmodelle, wie z. B. PELMO, nutzen Sorptionsdaten zur Abschätzung der Verlagerung (*Pätzold, 1998*). Die Erfassung der räumlichen Variabilität der Adsorptionsfähigkeit kann somit zur teilflächenspezifischen Abschätzung des Leachingrisikos genutzt werden. *Van Alphen und Stoorvogel (2002)* zeigten eine solche Anwendung (teilschlagspezifischen Abschätzung des Leachingrisikos) von Sorptionsdaten für IPU, aber auch von Bentazon und Metribuzin. Auch wenn die Datengrundlage dieser Arbeit eine solche Ableitung nicht zuließ, scheint die flächendeckende Bereitstellung dieser Sorptionsdaten somit zur räumlich hochaufgelösten Simulation des Leachingrisikos beitragen zu können. Die räumliche Verteilung des C_{org} -Gehaltes (Abb. 5-2 (a)) kann aber auch als wichtige Inputgröße für die Abschätzung der Wirksamkeit bodenaktiver Herbizidwirkstoffe und damit zur Optimierung der Aufwandmenge eingesetzt werden. Die Vegetationsversuche zeigten einen engen Zusammenhang zwischen C_{org} -Gehalt und der Wirksamkeit von Isoproturon bei reduzierter Aufwandmenge (s. Kap. 2.3.2).

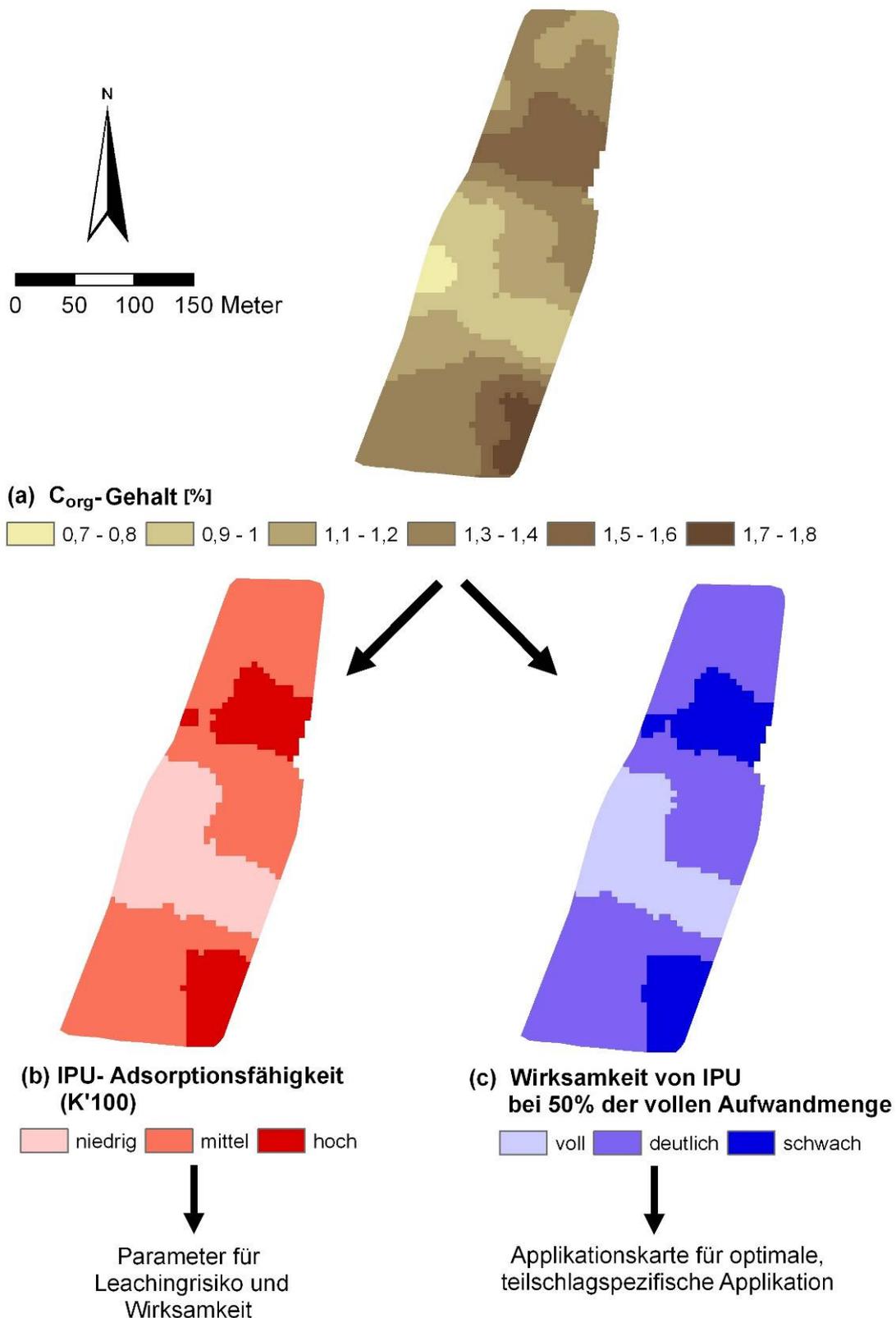


Abb. 5-2: (a): Räumliche Verteilung der C_{org} -Gehalte des Schlages Frankenforst; (b): Karte der Adsorptionsfähigkeit, abgeleitet aus der C_{org} -Karte und den Ergebnissen der Batch-Sorptionsversuche; (c): Karte der Wirksamkeit von Isoproturon (IPU) bei 50% der vollen Aufwandmenge, abgeleitet aus der C_{org} -Karte und den Ergebnissen des Gefäß-Vegetationsversuches

In Abb. 5-2 (c) ist deshalb die Wirkung von IPU bei einer Reduzierung der Aufwandmenge um 50 %, abgeleitet aus der Karte des C_{org} -Gehaltes, dargestellt. Für die Berechnung wurde die Regressionsgleichung

$$TM [\%] = 0,19 * C_{\text{Corg}} [\%] + 0,37$$

verwendet. TM ist die Trockenbiomasse des Grases *Lolium Perenne* zwei Wochen nach der Applikation von IPU. Bei geringen Biomassen wurde eine hohe Wirksamkeit angenommen (s. Kap. 2.3.2). Die Karte der IPU-Wirksamkeit (Abb. 5-2 (c)) zeigt, dass bei Halbierung der Aufwandmenge auf über 20 % des Versuchsschlages noch die volle Wirksamkeit zu erwarten ist. Auf dem überwiegenden Teil (ca. 60 % der Gesamtfläche) der restlichen Fläche ist darüber hinaus noch mit einer deutlichen Wirkung zu rechnen, sodass auch hier für einen guten Bekämpfungserfolg nicht die volle Aufwandmenge benötigt wird. Die Teilbereiche, die nur eine schwache Wirkung bei dieser Aufwandmenge zeigen und somit für eine ausreichende Wirkung wahrscheinlich die volle Aufwandmenge benötigen, betragen weniger als 1/5 der Gesamtfläche. Diese Ergebnisse zeigen, dass durch eine an den C_{org} -Gehalt angepasste Applikation von Bodenherbiziden große Mengen an Pflanzenschutzmitteln eingespart werden können, ohne die Wirksamkeit zu reduzieren. Durch weitere Differenzierung der Wirksamkeit bei verschiedenen Aufwandmengen könnten hochaufgelöste Applikationskarten für die teilschlagspezifische Unkrautbekämpfung erstellt bzw. verbessert werden. Dieses trüge zum Ziel des Präzisionspflanzenschutzes, den Pflanzenschutz sowohl ökonomisch als auch ökologisch zu verbessern, erheblich bei.

Umsetzung von Anwendungsaufgaben

Abb. 5-3 (a) zeigt die Karte der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a) der Versuchsfläche Frankenforst (s. Kap. 4). Die in Kap. 4.3.2 diskutierte enge Korrelation zwischen der EC_a und dem Tongehalt macht es möglich, aus den EC_a -Daten den mittleren Tongehalt in 0 - 150 cm Tiefe abzuleiten. Die Abb. 5-3 (b) zeigt eine hochaufgelöste Karte der mittleren Tongehalte des Schlages Frankenforst, abgeleitet aus den in Abb. 5-3 (a) dargestellten EC_a -Daten.

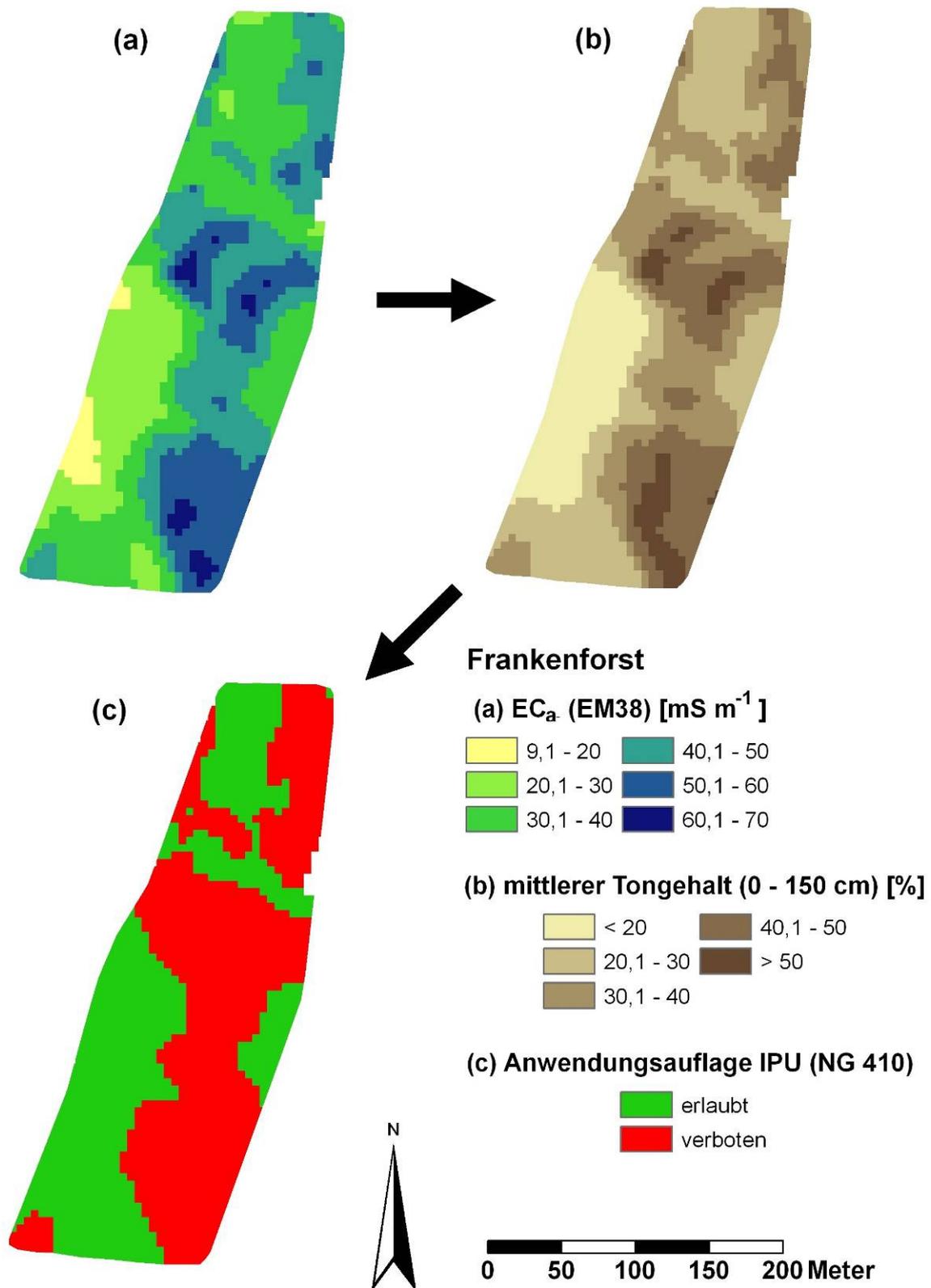


Abb. 5-3: (a): Räumliche Verteilung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a) des Schlags Frankenforst; (b): Karte des mittleren Tongehaltes von 0 - 150 cm, abgeleitet aus der EC_a -Karte nach einer lokalen Kalibration mit Ground Truth-Daten; (c): Karte der Anwendungsaufgabe NG 410 für Isoproturon (IPU) (keine Anwendung bei Tongehalten >30%) (BVL, 2007), abgeleitet aus der Karte des mittleren Tongehaltes

Die Tongehalte wurden für jedes Pixel mittels der Regressionsgleichung

$$Ton [\%] = 0,99 * EC_a [mS m^{-1}] - 7,33$$

errechnet. Solche Bodeninformationen können wiederum als Input für den Präzisionspflanzenschutz verwendet werden. Auf sehr tonreichen Böden besteht ein erhöhtes Verlagerungsrisiko für Isoproturon. Im Gegensatz zu dem oben diskutierten Zusammenhang zwischen dem Profilaufbau und dem Leachingrisiko durch chromatografischen Transport bezieht sich die hier geschilderte Beziehung auf die Verlagerung durch präferenziellen Fluss in Makroporen der Böden. Tonreiche Böden weisen durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse eine große Zahl von Makroporen und deshalb ein höheres Verlagerungsrisiko auf (s. Kap. 2.3.3). Das erhöhte Risiko der Verlagerung auf tonreichen Böden führte in Deutschland zu einem Anwendungsverbot für Isoproturon auf Böden mit einem mittleren Tongehalt von über 30 % (Anwendungsaufgabe NG 410; BVL, 2007). Auf dem Versuchsschlag Frankenforst wird diese Grenze in einigen Bereichen des Schlages überschritten. Bei einer gemäß gängiger Praxis einheitlichen Behandlung der gesamten Fläche ist somit die Applikation von Isoproturon auf dem Versuchsschlag Frankenforst verboten. Eine optionale, teilschlagspezifische Auslegung dieser Anwendungsaufgabe ist in Abb. 5-3 (c) dargestellt. Über 45 % der Fläche des Schlages weisen Tongehalte unter 30 % auf und erfüllen folglich die Bedingungen für die Anwendung von Isoproturon. Durch den Einsatz teilschlagspezifischer Applikationstechnik könnten somit weite Teile des Schlages mit dem preiswerten Herbizid IPU behandelt und so die Behandlungskosten deutlich gesenkt werden.

In diesem Zusammenhang ist ein weiterer Aspekt, dass die räumlich hochaufgelöste Erfassung der Bodeneigenschaften von Ackerschlägen in Verbindung mit einer teilflächenspezifischen Applikationstechnik neue Möglichkeiten für die Festlegung solcher Auflagen bietet. In der landwirtschaftlichen Praxis sind, wenn überhaupt, nur Durchschnittswerte für die Bodeneigenschaften einzelner Schläge vorhanden, die zudem häufig nur eine eingeschränkte Repräsentativität besitzen (Preger et al., 2006). Deshalb werden Anwendungsaufgaben im Allgemeinen nur mit groben Einteilungen und mit großen Sicherheitszuschlägen festgelegt (BVL, 2004). Unter Verwendung der beschriebenen Technik könnten die Auflagen wesentlich genauer umgesetzt und auch deren Einhaltung kontrolliert werden. Das wiederum würde die Möglichkeit bieten, solche Auflagen differenzierter und ohne große Sicherheitsspannen festzulegen.

Die dargestellten Beispiele verdeutlichen, dass die räumlich hochaufgelöste Erfassung von Bodeneigenschaften bereits mit der heute verfügbaren Technik zahlreiche Perspektiven für

die Optimierung des Präzisionspflanzenschutzes bietet. Allerdings machen die Untersuchungen auch deutlich, dass für eine praxistaugliche Umsetzung dieser Konzepte die Vorhersagemodelle für Sorption, Wirksamkeit oder Verlagerung von Herbiziden in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften weiter abgesichert werden müssen. Somit ist in diesem Bereich noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden (s. Kap. 6).

6 Ausblick

In Hinblick auf zukünftige Aufgaben ist der Präzisionspflanzenbau ein vielversprechendes Instrument, um die humanitären, ökonomischen und ökologischen Ziele der Nahrungsmittelproduktion zu vereinen (Werner, 2004). Während bei der Bodenbearbeitung und der Düngung teilweise schon praxisreife Konzepte bestehen, ist der Bereich Präzisionspflanzenschutz noch vergleichsweise wenig erforscht. Einige Techniken im Präzisionspflanzenschutz konnten schon erfolgreich getestet werden (Gebhardt et al., 2006; Gerhards und Oebel, 2006; Dicke et al., 2007; Franke und Menz, 2007) (s. Kap. 5). Allerdings wird bei den meisten Ansätzen die Heterogenität der Böden nicht beachtet. In Kap. 5 wurden einige Anwendungsmöglichkeiten für die Einbindung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften bei der teilschlagspezifischen Herbizidapplikation gezeigt. Allerdings wurde auch deutlich, dass in diesem Bereich noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden ist.

Das Verhalten von Isoproturon in Böden verschiedenen Stoffbestandes ist in der Literatur mehrfach beschrieben worden (s. Kap. 2). Die Möglichkeiten einer schnellen und kostengünstigen Erfassung, aber auch der Nutzung der gefundenen Ergebnisse für den Präzisionspflanzenschutz waren allerdings nur Thema weniger Publikationen. In Kap. 5 wurden einige Ansätze vorgestellt; allerdings konnte diese Frage in der vorliegenden Arbeit nicht abschließend beantwortet werden. So konnten zum Beispiel Karten des Verlagerungsrisikos des Herbizids Isoproturon in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften sowohl für den überwiegend chromatografischen, als auch für den präferenziellen Transport gezeigt werden (s. Kap. 2.3.3 u. 5). Es ist allerdings zu erwarten, dass diese Prozesse je nach aktuellen Bedingungen innerhalb einer Fläche parallel bzw. zeitlich versetzt ablaufen (Flury, 1996). Deshalb sollte untersucht werden, wie beide Prozesse in einer Abschätzung des teilschlagspezifischen Verlagerungsrisikos kombiniert werden können. Außerdem muss für eine praktische Anwendung geklärt werden, wie auf die unterschiedlichen Verlagerungsrisiken bei der Applikation der Pflanzenschutzmittel reagiert werden soll (Verringerung der Aufwandmengen, Verbot der Anwendung etc.). Auch die Abschätzung der Wirksamkeit in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften kann durch weitere Forschung verbessert werden. In Kap. 5 wurde die räumliche Verteilung der Wirksamkeit von IPU für eine reduzierte Aufwandmenge, abgeleitet aus den C_{org} -Gehalten, gezeigt. Durch weitere Untersuchungen könnten valide Dosis-Wirkungsbeziehungen in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt des Bodens aufgestellt und zu Applikationskarten für die Herbizidanwendung weiter verrechnet werden. In Kombination mit anderen Techniken, wie z. B. der Unkrautererkennung (Dicke et al., 2007), könnten durch den Einsatz solcher Verfahren im

Rahmen einer teilschlagspezifischen Applikation große Mengen an Herbiziden eingespart werden.

Eine essenzielle Voraussetzung für solche Anwendungen ist die hochaufgelöste Erfassung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften. Auch hier ist weiterer Forschungsbedarf vorhanden. Im Bereich der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit ist vor allem die Erfassung der Leitfähigkeit aus verschiedenen Tiefen interessant. Einige Messgeräte, wie das Veris 3100 (Veris Technologies, USA) oder APRP3 (Geocarta, USA), bieten schon die Möglichkeit, die EC_a bei einer Messung bis in verschiedene Tiefen zu erfassen (Domsch, 2004). Diese Messverfahren sind jedoch aufwendiger als die Messung mit dem EM38, das in dieser Arbeit zur Erfassung der EC_a verwendet wurde. Weitere Untersuchungen müssen zeigen, inwieweit solche tiefenaufgelösten Daten, z. B. durch eine noch detailliertere Abschätzung des Profilaufbaus, für den Präzisionspflanzenschutz von Nutzen sein können. Die Eignung spektroskopischer Sensoren zur Abschätzung des C_{org} -Gehaltes im Labor konnte in dieser Arbeit belegt werden. Auch die grundsätzliche Tauglichkeit von direkt im Feld aufgenommenen Spektraldaten für die Bestimmung des durchschnittlichen C_{org} -Gehaltes eines Schlages wurde demonstriert. Die Bestimmung der räumlichen Variabilität des C_{org} -Gehaltes innerhalb einzelner Schläge durch direkte Aufnahme der spektralen Eigenschaften der Böden im Feld mittels Nah- oder Fernerkundung sind für den Präzisionspflanzenschutz vielversprechende Verfahren und werden im Folgeprojekt weiter behandelt (Scholz et al., 2007).

Neben den in dieser Arbeit vorgestellten Sensoren sind weitere Messverfahren für die schnelle Erfassung der räumlichen Heterogenität von Bodeneigenschaften sehr interessant. Untersuchungen mit Georadar zeigen, dass dieses Verfahren auf Materialwechsel im Boden reagiert (Neal, 2004). Durch die hohe Tiefenauflösung (Zentimeterbereich) kann diese Technik zur Bestimmung von Schichtungsgrenzen aber auch z. B. zur Ortung von Dränageröhren verwendet werden (Ziekur und Schuricht, 2004). Allerdings kann durch die Georadarmessung nur wenig über die Eigenschaften der erfassten Bodenschicht ausgesagt werden. Eine weitere vielversprechende Technik zur Kartierung der Eigenschaften der Oberböden ist die Gamma-Spektroskopie. Diese kann sowohl in der Naherkundung als auch in der Fernerkundung eingesetzt werden. Vor allem die räumliche Verteilung physikalischer Bodenkennwerte, wie der Textur oder der Zusammensetzung des Ausgangsgesteins, kann durch die Technik sehr schnell und effizient erfasst werden (van Egmond et al., 2008). Allerdings ist die Messtiefe dieses berührungslosen Verfahrens nur wenige Dezimeter, sodass eine Aussage über tiefere Bodenschichten nicht möglich ist.

Einzelne Sensoren können somit bestimmte Bodenmerkmale sehr gut erfassen. Einige Beispiele wurden im Rahmen dieser Arbeit gezeigt. Allerdings weisen alle Sensoren mehr oder weniger große Beschränkungen auf. Für die zukünftige effektive Erfassung der

räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften für den Präzisionspflanzenschutz sind deshalb ein gleichzeitiger Einsatz mehrerer Sensoren und eine Kombination der Messergebnisse zu prüfen. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für die Einbindung der Heterogenität der Bodeneigenschaften in den Bereich Präzisionspflanzenschutz noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden ist. Allerdings zeigen die bisherigen Ergebnisse auch das große Potenzial zur weiteren Optimierung des Präzisionspflanzenschutzes.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des DFG-Graduiertenkollegs 722: „Einsatz von Informationstechniken für den Präzisionspflanzenschutz“ angefertigt. Ziel dieser Arbeit war es, den Präzisionspflanzenschutz durch Einbindung von Bodeninformationen zu optimieren. In den Untersuchungen wurde deshalb geprüft, inwieweit die räumliche Verteilung verschiedener Bodeneigenschaften auf der Feldskala als Inputgröße für die teilschlagspezifische Anwendung von Herbiziden genutzt werden kann. Dazu wurden sowohl die Bedeutung der Heterogenität einzelner Bodeneigenschaften für das Herbizidverhalten als auch die adäquate Erfassung der räumlichen Variabilität relevanter Bodeneigenschaften in der benötigten räumlichen Auflösung untersucht.

Zur Untersuchung des Verhaltens von Bodenherbiziden unter Labor- und Feldbedingungen wurde beispielhaft der Wirkstoff Isoproturon (IPU) verwendet. Das Ad- und Desorptionsverhalten von IPU wurde mit einem Batch-Sorptionsversuch an 12 Böden der Versuchsschläge untersucht und mit Freundlich-Isothermen beschrieben. Bei C_{org} -Gehalten von 0,17 bis 5,42 % schwankten die Verteilungskoeffizienten für eine Lösungskonzentration von $100 \mu\text{g l}^{-1}$ von 0,6 bis 8,4. Es konnte eine signifikante Zunahme der Adsorption mit steigenden C_{org} -Gehalten festgestellt werden ($r^2 = 0,98$). In Gefäß-Vegetationsversuchen wurde anschließend der Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Wirksamkeit überprüft. Wie aus den Batch-Sorptionsversuchen erwartet (höhere Sorption => niedrigere Verfügbarkeit => schlechtere Wirkung), konnten Korrelationen zwischen der Biomasse zwei Wochen nach der Behandlung und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden gefunden werden. Bei C_{org} -Gehalten bis 1,2 % war eine Reduzierung der Aufwandmenge um 50 %, bei sehr geringen C_{org} -Gehalten (<0,15 %) sogar um 83 % ohne eine signifikante Verringerung der Wirkung möglich.

Das Verhalten von IPU unter Feldbedingungen wurde auf zwei Versuchsflächen (Dikopshof, Frankenforst) mit räumlich heterogenen Bodeneigenschaften nach praxisüblicher Behandlung untersucht. Innerhalb der Schläge konnten keine Unterschiede bei der Abnahme der IPU-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) in 0 - 5 cm Tiefe festgestellt werden. Grund war wahrscheinlich die sehr geringe Variabilität der pH-Werte (6,9 - 7,2 bzw. 6,5 - 6,8), da die Bodenreaktion den Abbau der Pflanzenschutzmittel maßgeblich beeinflusst. Allerdings konnte auf dem Schlag, der im Frühjahr behandelt wurde, wegen den durchschnittlich höheren Bodentemperaturen (14,5 °C) ein bis zu 1,8-facher schnellerer Abbau im Vergleich zum Schlag mit Herbstapplikation (Ø-Bodentemp.: 5,3 °C) festgestellt werden. Wegen dieses schnellen Abbaus wurde bei der Frühjahrsapplikation auch keine Verlagerung von Isoproturon unterhalb von 5 cm Tiefe nachgewiesen. Im Gegensatz dazu wurde bei der Herbstapplikation IPU bis zu 30 cm Tiefe und bis 100 Tage nach der Spritzung gefunden (bis

60 $\mu\text{g kg}^{-1}$). Die Tendenz, dass innerhalb der Fläche die Verlagerung mit zunehmendem Sandgehalt anstieg, deutet auf einen chromatografischen Transport des Wirkstoffes hin. Präferenzialer Transport durch Makroporen konnte auf beiden Flächen nicht nachgewiesen werden. Angesichts der in Teilschlägen sehr hohen Tongehalte (hohe Anzahl an Makroporen) wäre aber unter ungünstigeren Witterungsbedingungen auch auf den Versuchsfeldern präferenzialer Transport von IPU grundsätzlich möglich gewesen. Die Pflanzenverfügbarkeit des Wirkstoffes wurde durch den Vergleich der Konzentrationen in der Bodenlösung (CaCl_2 -Extraktion) charakterisiert. Mit steigendem C_{org} -Gehalt der Böden der Versuchsschläge (Dikopshof: 1,17 - 1,45 % bzw. Frankenforst: 0,69 - 1,34 %) wurde tendenziell eine geringere IPU-Konzentration in der Bodenlösung und eine stärkere Festlegung des Wirkstoffes festgestellt. Wie im Gefäß-Vegetationsversuch belegt, ist demnach auch unter Feldbedingungen in Bereichen mit hohem C_{org} -Gehalt mit einer Verminderung der Wirkung von IPU zu rechnen.

Die Untersuchungen zum Verhalten von IPU in Böden zeigten, dass der C_{org} -Gehalt einer der wichtigsten Einflussparameter ist. Um den Anforderungen des Präzisionspflanzenschutzes nach einer hochaufgelösten Kartierung des C_{org} -Gehaltes Rechnung zu tragen, wurde die schnelle und kostengünstige Erfassung des C_{org} -Gehaltes mittels Infrarot-Spektroskopie unter Labor- und Feldbedingungen getestet. Im Labor wurden dazu Bodenproben mit drei Sensoren mit unterschiedlichen Messbereichen vermessen. Für die Daten jedes Sensors wurde mittels PLSR ein Vorhersagemodell für den C_{org} -Gehalt erstellt. Die Validierung der Modelle erfolgte anhand einer vollständigen Kreuzvalidation. Die Untersuchungen zeigten, dass unter Laborbedingungen mit der Aufnahme der spektralen Eigenschaften ausschließlich im NIR-Bereich (940 - 1680 nm) ein akzeptables Vorhersagemodell erstellt werden kann ($r^2 = 0,85$; RMSECV = 0,14 % C_{org}). Mit der Erweiterung des Messbereiches auf das komplette VIS- und NIR-Spektrum (350 - 2500 nm) wurde allerdings eine deutliche Verbesserung der Vorhersage erreicht ($r^2 = 0,93$; RMSECV = 0,09 % C_{org}). Die beste Abschätzung des C_{org} -Gehaltes im Labor war mit den Spektren des NIR- und MIR-Bereiches (1250 - 16650 nm) möglich. Damit wird eine ähnliche Genauigkeit wie bei den Standardlaborverfahren (Elementaranalyse) erreicht ($r^2 = 0,97$; RMSECV = 0,08 % C_{org}). Um diese Genauigkeit zu erreichen, muss allerdings bei allen Verfahren eine lokale Kalibration durchgeführt werden. Im Feld wurde auch die direkte Aufnahme der Spektren mit dem flugzeuggestützten Hyperspektralsensor HyMap (400 - 2500 nm; 128 Bänder; räumliche Auflösung: 4 x 4 m) untersucht. Aufgrund der vorhandenen Ground Truth-Daten wurden die aufgenommenen Spektren nur zur Abschätzung des mittleren C_{org} -Gehaltes ganzer Schläge herangezogen. Die Auswertung erfolgte wie bei den Labormethoden. Trotz der kleinen Datengrundlage konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Spektren und dem

C_{org} -Gehalt und damit die generelle Eignung der Methode für die Abschätzung des C_{org} -Gehaltes gezeigt werden.

Zur hochaufgelösten Kartierung von Körnungsparametern und des Profilaufbaus von Böden wurde die Erfassung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (EC_a) getestet. Dazu wurde die EC_a auf drei Versuchsschlägen teilweise mehrfach mit dem EM38 (Geonics, Kanada) gemessen. Durch die Kombination des EM38 mit einem selbst konstruierten Messsystem (Messschlitten, GPS und Aufnahmesoftware) wurden etwa 430 georeferenzierte Messungen pro Hektar durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben, dass für die Abschätzung von Körnungsparametern aus den EC_a -Daten die Relativierung der raum-zeitlich variablen Einflussfaktoren (Bodenfeuchte etc.) durch die Mittelung der EC_a mehrerer Messungen eines Schlages ein pragmatischer Ansatz ist. Der Vergleich dieser EC_a -Werte mit den Daten der Ground Truth-Beprobung ergab für alle Schläge signifikante und positive Korrelationen ($r^2 = 0,70 - 0,76$) zum mittleren Tongehalt (0 - 1,50 m; Messtiefe EM38), wobei sich die Regressionsgleichungen schlagspezifisch deutlich unterschieden. Teilweise wurden auch enge Beziehungen zwischen der EC_a und den mittleren Sand- und Schluffgehalten gefunden (r^2 bis 0,69). Dabei wurden aber beim Vergleich der Versuchsschläge sogar gegenläufige Regressionen bei der gleichen Texturfraktion beobachtet. Dies konnte durch Autokorrelationen zu den Tongehalten erklärt werden. Eine sichere Abschätzung der Körnung mittels EC_a ist deshalb nur nach einer lokalen Kalibrierung möglich. Die Validierung (vollständige Kreuzvalidation) der Vorhersage des mittleren Tongehaltes mittels der EC_a -Daten ergab gute Ergebnisse ($r^2 = 0,70 - 0,76$; RMSECV = 2,8 - 6,6 % Ton). Obwohl das EM38 *per se* keine Tiefenauflösung besitzt, konnte trotzdem die Mächtigkeit der Lößbedeckung der Versuchsschläge mit den EC_a -Daten vorhergesagt werden ($r^2 = 0,77 - 0,85$; RMSECV = 22,7 - 29,8 cm). Eine Voraussetzung für diese Abschätzung ist allerdings der zweischichtige Profilaufbau mit deutlichem Körnungswechsel. Die unterschiedlichen Regressionen zwischen EC_a und Lößmächtigkeit auf den beiden Versuchsschlägen verdeutlichten, dass für die Abschätzung der Lößmächtigkeit eine lokale Kalibrierung essenziell ist. Der Vergleich der EC_a -Karte mit einer großskaligen traditionellen Bodenkarte (1:5000; Bodenschätzung) zeigte in großen Teilen gute Übereinstimmungen. Wegen der sehr großen Messdichte konnten kleinräumige Bodenheterogenitäten aber durch die EC_a -Karte deutlich besser abgebildet werden. Auch der Vergleich mit ebenfalls räumlich hochaufgelösten Informationsquellen (Luftbilder, Ertragsdaten) bestätigte, dass die EC_a wichtige Eigenschaften des Bodens räumlich hochaufgelöst erfassen kann. Allerdings beschränken die zahlreichen Einflussfaktoren und die fehlende Tiefenauflösung die Aussagekraft des EM38-Signals. Mittels einer Kombination aus konventioneller Bodenkartierung bzw. -analyse (lokale Kalibrierung) und der Messung der EC_a ist es aber

möglich, räumlich hochaufgelöste Bodenkarten für den Präzisionspflanzenschutz zu erstellen.

Abschließend wurden Anwendungsmöglichkeiten der Ergebnisse dieser Arbeit für den Präzisionspflanzenschutz aufgezeigt. Wie oben geschildert, kann der Profilaufbau unter bestimmten Bedingungen aus den EC_a -Daten abgeschätzt werden. Für den Schlag Dikopshof wurde so die Schichtgrenze zum sandigen, kiesigen Terrassenmaterial abgeschätzt. Durch die Verknüpfung mit den Ergebnissen aus den Labor- und Feldversuchen mit IPU konnte eine Karte des Leachingrisikos abgeleitet werden. Die Ergebnisse der Batch-Sorptionsversuche wurden dazu genutzt, um aus der Karte des C_{org} -Gehaltes des Schlages Frankenforst die Sorption von IPU im Boden teilschlagspezifisch vorherzusagen. Diese Information kann wiederum als wichtiger Input für die Vorhersage der Wirksamkeit oder des Leachingrisikos verwendet werden. Darauf aufbauend konnte durch die Verknüpfung der Ergebnisse der Gefäß-Vegetationsversuche und der Erfassung des C_{org} -Gehaltes eine Karte der IPU-Wirksamkeit bei 50 %-iger Aufwandmenge abgeleitet werden. Die Karte zeigt, dass durch eine am C_{org} -Gehalt orientierte, teilschlagspezifische Applikation von IPU große Mengen des Herbizids eingespart werden könnten. Eine weitere Anwendung der EC_a -Messung ist die Umsetzung von Anwendungsaufgaben. Aus der Karte der EC_a wurde eine Karte des mittleren Tongehaltes des Schlages Frankenforst abgeleitet. So konnte das Anwendungsverbot von IPU bei Böden mit einem Tongehalt von über 30 % teilschlagspezifisch angewendet werden. Damit ist eine Einhaltung der Anwendungsaufgabe möglich, wobei trotzdem eine Behandlung auf fast 50 % der Fläche des Schlages durchgeführt werden kann.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Untersuchung des Verhaltens von Bodenherbiziden und die sensorgestützte Erfassung der räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften auf der Feldskala den Präzisionspflanzenschutz weiter optimieren können. Die Einbindung der Bodenheterogenität in das Konzept des Präzisionspflanzenschutzes kann dazu beitragen, sowohl die ökonomischen als auch die ökologischen Vorteile des Präzisionspflanzenschutzes zu nutzen.

8 Literaturverzeichnis

- Ad hoc AG Boden* (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 438 S.
- Alef K.* (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. ecomed, Landsberg / Lech, 284 S.
- Alexander M.* (1994): Biodegradation and bioremediation. Academic Press, San Diego, 302 S.
- Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Bergheaud V.* (2006): Effects of temperature and water content on degradation of isoproturon in three soil profiles. *Chemosphere* 64, (7), 1053-1061.
- Amare A.* (2008): Sorptionsverhalten des Herbizides Isoproturon in Böden variierenden Stoffbestandes - Batchversuche und Analyse mittels HPLC. *Unveröff. Diplomarbeit: Fachbereich "Angewandte Naturwissenschaften", Fachhochschule Bonn-Rhein-Sieg.*
- Beck A. J., Jones K. C.* (1996): The effects of particle size, organic matter content, crop residues and dissolved organic matter on the sorption kinetics of atrazine and isoproturon by clay soil. *Chemosphere* 32, (12), 2345-2358.
- Becker K. W.* (1993): Ringanalyse auf Gesamt-C und Gesamt-N an Bodenproben. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 156, (2), 191-192.
- Behrens T., Scholten T.* (2006): Digital soil mapping in Germany - a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, (3), 434-443.
- Ben-Dor E., Patkin K., Banin A., Karnieli A.* (2002): Mapping of several soil properties using DAIS-7915 hyperspectral scanner data - a case study over clayey soils in Israel. *Int. J. Remote Sens.* 23, (6), 1043-1062.
- Bending G. D., Lincoln S. D., Edmondson R. N.* (2006): Spatial variation in the degradation rate of the pesticides isoproturon, azoxystrobin and diflufenican in soil and its relationship with chemical and microbial properties. *Environ. Pollut.* 139, (2), 279-287.
- Berger B., Heitefuss R.* (1990): Use of isoproturon, alone and in combination with other compounds, postemergence in winter and spring on winter-wheat and winter-barley. *Weed Res.* 30, (4), 251-259.
- Bertrand I., Janik L. J., Holloway R. E., Armstrong R. D., McLaughlin M. J.* (2002): The rapid assessment of concentrations and solid phase associations of macro- and

- micronutrients in alkaline soils by mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy. *Aust. J. Soil Res.* 40, 1339-1356.
- Blackshaw R. E., Moyer J. R., Kozub G. C.* (1994): Efficacy of Downy Brome herbicides as influenced by soil properties. *Can. J. Plant Sci.* 74, (1), 177-183.
- Boivin A., Cherrier R., Schiavon M.* (2005): A comparison of five pesticides adsorption and desorption processes in thirteen contrasting field soils. *Chemosphere* 61, (5), 668-676.
- Bornemann L., Welp G., Amelung W.* (2006): Spatial and temporal patterns of soil carbon pools - a MIR-spectroscopic approach. Online verfügbar unter: <http://www.meteo.uni-bonn.de/projekte/tr32-wiki/doku.php>, 15.03.2008.
- Bornemann L., Welp G., Brodowski S., Rodionov A., Amelung W.* (2008): Rapid assessment of black carbon in soil organic matter using mid infrared spectroscopy. *Org. Geochem.* 39, 1537-1544.
- Broge N. H., Thomsen A. G., Greve M. H.* (2004): Prediction of topsoil organic matter and clay content from measurements of spectral reflectance and electrical conductivity. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 54, (4), 232-240.
- Brown C. D., Fryer C. J., Walker A.* (2001): Influence of topsoil tillage and soil moisture status on losses of pesticide to drains from a heavy clay soil. *Pest Manag. Sci.* 57, (12), 1127-1134.
- Brümmer G. W., Pestemer W., Dibbern H., Welp G.* (1994): Verlagerungsvorgänge und ihre Modellierung. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Ed.): Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln - Sachstandsbericht. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 82-110.
- Brusseau M. L., Rao P. S. C.* (1989): Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous-media. *Crit. Rev. Environm. Control* 19, (1), 33-99.
- BVL* (2004): Nutzen-Risiko-Abwägung bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln -Diskussionspapier-. Bundesministerium für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Online verfügbar unter: http://www.bvl.bund.de/cln_007/nn_492010/DE/04__Pflanzenschutzmittel/00__doks__downloads/zul__dok__nutzen__risiko,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/zul__dok__nutzen__risiko.pdf, 20.02.2008.
- BVL* (2007): Online - Datenbank Pflanzenschutzmittel. Bundesministerium für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Online verfügbar unter: http://www.bvl.bund.de/cln_027/nn_492012/DE/04__Pflanzenschutzmittel/02__Zugel

- assenePflanzenschutzmittel/02__OnlineDatenbank/onlineDB__node.html__nnn=true, 20.02.2008.
- Calvet R.* (1980): Adsorption-desorption phenomena. In: Hance R. J. (Ed.): Interactions between herbicides and soil. Academic Press, London, 1-30.
- Cambardella C. A., Moorman T. B., Novak J. M., Parkin T. B., Karlen D. L., Turco R. F., Konopka A. E.* (1994): Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, (5), 1501-1511.
- Chen F., Kissel D. E., West L. T., Rickman D., Luvall J. C., Adkins W.* (2005): Mapping surface soil organic carbon for crop fields with remote sensing. *J. Soil Water Conserv.* 60, (1), 51-57.
- Coquet Y.* (2003): Variation of pesticide sorption isotherm in soil at the catchment scale. *Pest Manag. Sci.* 59, (1), 69-78.
- Coquet Y., Barriuso E.* (2002): Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie* 22, (4), 389-398.
- Corwin D. L., Lesch S. M.* (2003): Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: Theory, principles, and guidelines. *Agron. J.* 95, (3), 455-471.
- Corwin D. L., Lesch S. M.* (2005): Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Comput. Electron. Agric.* 46, (1-3), 11-43.
- Dalkmann P.* (2008): Abbau und Alterung ¹⁴C-markierter Pflanzenschutzmittel und Metabolite in Böden unterschiedlicher pH-Werte. *Unveröff. Diplomarbeit: INRES - Bodenwissenschaften, Universität Bonn.*
- Davis J. C.* (1997): Using electromagnetic induction to characterize soil. *Better Crops with Plant Food* 81, (4), 6-8.
- Delin S., Soderstrom M.* (2003): Performance of soil electrical conductivity and different methods for mapping soil data from a small dataset. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 52, (4), 127-135.
- Dicke D., Gerhards R., Buchse A., Hurlle K.* (2007): Modeling spatial and temporal dynamics of *Chenopodium album* L. under the influence of site-specific weed control. *Crop Prot.* 26, (3), 206-211.
- Dillon C. R., Shearer S., Fulton J., Pitla S.* (2007): Improved profitability via enhanced resolution of variable rate application management in grain crop production. In: J.V. Stafford (Ed.): Precision agriculture '07. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.

- Domsch H.* (2004): Aufnahme und Interpretation der elektrischen Bodenleitfähigkeit für teilflächenspezifische Bewirtschaftung. In: NLFb Hannover (Ed.): Arbeitshefte Boden: Digitale Hofbodenkarte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 11-20.
- Domsch H., Giebel A.* (2004): Estimation of soil textural features from soil electrical conductivity recorded using the EM38. *Precis. Agric.* 5, (4), 389-409.
- Dorado J., Tinoco P., Almendros G.* (2003): Soil parameters related with the sorption of 2,4-D and atrazine. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34, (7-8), 1119-1133.
- Durlesser H.* (1999): Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischen Induktionsverfahren. *FAM - Bericht* 35, 120 S.
- Efron B.* (2004): The estimation of prediction error: Covariance penalties and cross-validation. *J. Am. Stat. Assoc.* 99, (467), 619-632.
- Ertli T., Marton A., Foldenyi R.* (2004): Effect of pH and the role of organic matter in the adsorption of isoproturon on soils. *Chemosphere* 57, (8), 771-779.
- FAO* (2001): The state of food and agriculture 2001. *FAO Agriculture Series (SOFA)* 33, 35 S.
- Flury M.* (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *J. Environ. Qual.* 25, (1), 25-45.
- Fogg P., Boxall A. B. A.* (2004): Effect of different soil textures on leaching potential and degradation of pesticides in biobeds. *J. Agric. Food Chem.* 52, (18), 5643-5652.
- Fouque Brouard C. M., Fournier J. M.* (1996): Adsorption-desorption and leaching of phenylurea herbicides on soils. *Talanta* 43, (10), 1793-1802.
- Franke J., Menz G.* (2007): Multi-temporal wheat disease detection by multi-spectral remote sensing. *Precis. Agric.* 8, (3), 161-172.
- Frehse H., Thier H. P.* (1991): Die Ermittlung der Nachweis- und Bestimmungsgrenze bei Rückstandsanalysen nach dem neuen DFG Konzept. *GIT - Fachz. Lab.* 35, (4), 285-291.
- Friedman S. P.* (2005): Soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. *Comput. Electron. Agric.* 46, (1-3), 45-70.
- Gebhardt S., Schellberg J., Lock R., Kühbauch W.* (2006): Identification of broad-leaved dock (*Rumex obtusifolius* L.) on grassland by means of digital image processing. *Precis. Agric.* 7, (3), 165-178.

- Geladi P., Kowalski B. R.* (1986): Partial Least-Squares Regression - a Tutorial. *Anal. Chim. Acta* 185, 1-17.
- Geonics* (1999): EM38 ground conductivity meter operating manual. *Geonics Limited*, Mississauga, Canada.
- Gerhards R., Oebel H.* (2006): Practical experiences with a system for site-specific weed control in arable crops using real-time image analysis and GPS-controlled patch spraying. *Weed Res.* 46, (3), 185-193.
- Große Rüschkamp T.* (2005): Humusmanagement in Wasserschutzgebieten des Köln-Bonner Raums: Humusgehalte und Humusvorräte von Ackerböden in Abhängigkeit von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsform. *Unveröff. Diplomarbeit: INRES - Bodenwissenschaften, Universität Bonn.*
- Haider K., Schäffer A.* (2000): Umwandlung und Abbau von Pflanzenschutzmitteln in Böden - Auswirkungen auf die Umwelt. Enke Verlag, Stuttgart, 221 S.
- Hamaker J. W.* (1972): Decomposition: Quantitive aspects. In: Goring C. A. I. und J. W. H. (Ed.): *Organic chemicals in soil environment*. M. Dekker, New York, 2531-2340.
- Hamaker J. W., Thompson J. M.* (1972): Adsorption. In: Goring C. A. I. und Hamaker J. W. H. (Ed.): *Organic chemicals in the soil Environment*. M. Dekker, New York, 49 - 143.
- He Y., Song H. Y., Pereira A. G., Gomez A. H.* (2005): A new approach to predict N, P, K and OM content in a loamy mixed soil by using Near Infrared Reflectance spectroscopy. In: Huang D. S., Zhang X.-P., Huang G.-B. (Ed.): *Advances in Intelligent Computing, Pt 1, Proceedings*. Springer-Verlag, Berlin, 859-867.
- Hedley C. B., Yule I. Y., Eastwood C. R., Shepherd T. G., Arnold G.* (2004): Rapid identification of soil textural and management zones using electromagnetic induction sensing of soils. *Austr. J. Soil Res.* 42, (4), 389-400.
- Helling C. S.* (1971): Pesticide mobility in Soils III: Influence of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. P.* 35, (5), 743-751.
- Herbst R.* (2002): Bodenschätzung, geoelektrische Sondierung und pedostatistische Modellierungen als Basis von digitalen Hof-Bodenkarten im Präzisen Landbau. *Dissertation, Universität Kiel*, 141 S.
- Hoffmann C.* (2004): Software: EM38 GPS. *INRES - Bodenwissenschaften, Universität Bonn.*
- ISO10694* (1995): Soil quality – determination of organic and total carbon after dry combustion (elemental analysis). Beuth Verlag, Berlin.

- ISO11277* (2002): Soil quality – determination of particle size distribution in mineral soil material – method by sieving and sedimentation. Beuth Verlag, Berlin.
- ISO13878* (1998): Soil quality – determination of total nitrogen content by dry combustion (elemental analysis). Beuth Verlag, Berlin.
- ISRIC* (1998): World reference base for soil resources. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Rom, 128 S.
- Jahn B. R., Linker R., Upadhyaya S. K., Shaviv A., Slaughter D. C., Shmulevich I.* (2006): Mid-infrared spectroscopic determination of soil nitrate content. *Biosys. Eng.* 94, (4), 505-515.
- Johnson C. K., Mortensen D. A., Wienhold B. J., Shanahan J. F., Doran J. W.* (2003): Site-specific management zones based on soil electrical conductivity in a semiarid cropping system. *Agron. J.* 95, (2), 303-315.
- Jung W. K., Kitchen N. R., Sudduth K. A., Kremer R. J., Motavalli P. P.* (2005): Relationship of apparent soil electrical conductivity to claypan soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, (3), 883-892.
- Jury W. A., Flühler H.* (1992): Transport of chemicals through soil - mechanisms, models, and field applications. *Adv. Agron.* 47, 141-201.
- Kah M., Beulke S., Brown C. D.* (2007): Factors influencing degradation of pesticides in soil. *J. Agric. Food Chem.* 55, (11), 4487-4492.
- Kerpen W.* (1960): Die Böden des Versuchsgutes Rengen, Kartierung, Eigenschaften und Standortwert. *Dissertation, Universität Bonn*, 316 S.
- Khosla R., Westfall D., Reich R., Inman D.* (2006): Temporal and spatial stability of soil test parameters used in precision agriculture. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37, (15-20), 2127-2136.
- Kitchen N. R., Drummond S. T., Lund E. D., Sudduth K. A., Buchleiter G. W.* (2003): Soil electrical conductivity and topography related to yield for three contrasting soil-crop systems. *Agron. J.* 95, (3), 483-495.
- Klimsa K. G.* (1996): Sorption, Verlagerung und Abbau von ausgewählten Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes mit und ohne Mulch - Labor- und Freilanduntersuchungen. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 18, 226 S.

- Koleczek B.* (2005): Humusmanagement in Wasserschutzgebieten des Köln-Bonner Raums: Qualität und Stabilität der organischen Substanz von Ackerböden. *Unveröff. Diplomarbeit: INRES - Bodenwissenschaften, Universität Bonn.*
- Kördel W., Klein M.* (2006): Prediction of leaching and groundwater contamination by pesticides. *Pure Appl. Chem.* 78, (5), 1081-1090.
- Kukowski H.* (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. *Dissertation, Universität Kiel*, 191 S.
- Lennartz B.* (1999): Variation of herbicide transport parameters within a single field and its relation to water flux and soil properties. *Geoderma* 91, (3-4), 327-345.
- Leone A. P.* (2001): Statistical analysis of soil colour and spectroradiometric data for hyperspectral remote sensing of soil properties. *Int. J. Remote Sensing* 22, (12), 2311-2328.
- Liu Z. J., Clay S. A., Clay D. E.* (2002): Spatial variability of atrazine and alachlor efficacy and mineralization in an eastern South Dakota field. *Weed Sci.* 50, (5), 662-671.
- Lu Y. F., Pignatello J. J.* (2002): Demonstration of the "Conditioning effect" in soil organic matter in support of a pore deformation mechanism for sorption hysteresis. *Environ. Sci. Technol.* 36, (21), 4553-4561.
- Lück E., Eisenreich M., Domsch H.* (2002): Innovative Kartiermethoden für die teilflächenspezifische Landwirtschaft. In: Blumstein O. und Schachtzabel H. (Ed.): Stoffdynamik in Geosystemen. Selbstverlag, Potsdam, 155 S.
- Lück E., Rühlmann J., Spangenberg U.* (2005): Physical background of soil EC mapping: laboratory, theoretical and field studies. In: Stafford J. V. (Ed.): Precision agriculture '07. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 417-424.
- LVA-NRW* (1952): Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung im Maßstab 1 : 5000 (BK5), Blatt Dikopshof. Bonn - Bad Godesberg.
- Madari B. E., Reeves J. B., Machado P., Guimaraes C. M., Torres E., McCarty G. W.* (2006): Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. *Geoderma* 136, (1-2), 245-259.
- Martens H., Naes T.* (1989): Multivariate calibration. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 419 S.
- Maxwell B. D., Luschei E. C.* (2005): Justification for site-specific weed management based on ecology and economics. *Weed Sci.* 53, (2), 221-227.

- McBratney A. B., Santos M. L. M., Minasny B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma* 117, (1-2), 3-52.
- McCarty G. W., Reeves J. B., Reeves V. B., Follett R. F., Kimble J. M. (2002): Mid infrared and near infrared diffuse reflectance spectroscopy for soil carbon measurement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 640-646.
- Mertens F. M., Pätzold S., Welp G. (2008): Spatial heterogeneity of soil properties and its mapping with apparent electrical conductivity. *J. Plant Nutr. Soil Sci* 171, (2), 146-154.
- Meyer Windel S., Ketelsen H., Widmoser P. (1997): On the relation of herbicide adsorption and soil organic fraction. *J. Plant Nutr. Soil Sci* 160, (4), 361-368.
- Mulla D. J., Perillo C. A., Cogger C. G. (1996): A site-specific farm-scale GIS approach for reducing groundwater contamination by pesticides. *J. Environ. Qual.* 25, (3), 419-425.
- Neal A. (2004): Ground-penetrating radar and its use in sedimentology: principles, problems and progress. *Earth-Sci. Rev.* 66, (3-4), 261-330.
- Nemeth-Konda L., Fuleky G., Morovjan G., Csokan P. (2002): Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere* 48, (5), 545-552.
- Nitsch H., Osterburg B. (2004): Cross compliance as instrument for agri-environmental policy. *Landbauforsch. Völk.* 54, (3), 171-185.
- OECD (2000): Adsorption - Desorption using a batch equilibrium method. *OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) - Guideline for testing chemicals* 106, 1-42.
- Pätzold S. (1998): Herbizidanwendungen im Obstbau - Messung und Simulation des Abbau-, Sorptions- und Verlagerungsverhaltens von Simazin und Diuron in Lössböden. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 23, 231 S.
- Pätzold S., Brümmer G. W. (2003): Influence of microbial activity and soil moisture on herbicide immobilization in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, (3), 336-344.
- Pätzold S., Brümmer G. W. (2004): Bedeutung von Regenwurmröhren für die Verlagerung des Herbizids Diuron in Böden von Obstanlagen. *Erwerbs-Obstbau* 46, 74-80.
- Pätzold S., Mertens F. M., Bornemann L. C., Koleczek B., Franke J., Feilhauer H., Welp G. (2008): Soil heterogeneity at the field scale: a challenge for precision crop protection. *Precis. Agric.* (akzeptiert). DOI: 10.1007/s11119-008-9077-x

- Pedersen H. J., Kudsk P., Helweg A.* (1995): Adsorption and ED₅₀ values of 5 soil-applied herbicides. *Pestic. Sci.* 44, (2), 131-136.
- Petersen H., Fleige H., Rabbel W., Horn R.* (2005): Anwendbarkeit geophysikalischer Prospektionsmethoden zur Bestimmung von Bodenverdichtungen und Substratheterogenitäten landwirtschaftlich genutzter Flächen. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, (1), 68-79.
- Pfeiffer E.-M., Sauer S., Engel E.* (2005): Bodenschätzung und Bodenbewertung - Nutzung und Erhebung von Bodenschätzungsdaten. Verlag Chmielorz, Wiesbaden.
- Posen P., Lovett A., Hiscock K., Evers S., Ward R., Reid B.* (2006): Incorporating variations in pesticide catabolic activity into a GIS-based groundwater risk assessment. *Sci. Total Environ.* 367, (2-3), 641-652.
- Preger A. C., Welp G., Marquardt U., Koleczek B., Amelung W.* (2006): Humusgehalte in nordrhein-westfälischen Ackerböden: Aktueller Status und zeitliche Entwicklung. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 45, 98 S.
- Renaud F. G., Brown C. D., Fryer C. J., Walker A.* (2004): A lysimeter experiment to investigate temporal changes in the availability of pesticide residues for leaching. *Environ. Pollut.* 131, (1), 81-91.
- Rhoades J. D., Manteghi N. A., Shouse P. J., Alves W. J.* (1989): Soil electrical-conductivity and soil-salinity - new formulations and calibrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, (2), 433-439.
- Blume, H.-P., Brümmer, G., Schwertmann, U., Horn, R., Kögel-Knabner, I., Stahr, K., Wilke* (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg, 593 S.
- Schlichting E., Blume H.-P., Stahr K.* (1995): Bodenkundliches Praktikum - eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. Blackwell -Wiss. -Verl., Berlin, 295 S.
- Scholz C., Pätzold S., Welp G.* (2007): Projektbeschreibung: "Spatial variability of soil properties and the occurrence of soil-borne pests". Online verfügbar unter: www.precision-crop-protection.uni-bonn.de, 15.04.2008.
- Scribner S. L., Benzing T. R., Sun S. B., Boyd S. A.* (1992): Desorption and bioavailability of aged simazine residues in soil from a continuous corn field. *J. Environ. Qual.* 21, (1), 115-120.
- Sebai T., Lagacherie B., Soulas G., Martin-Laurent F.* (2007): Spatial variability of isoproturon mineralizing activity within an agricultural field: Geostatistical analysis of

- simple physicochemical and microbiological soil parameters. *Environ. Pollut.* 145, (3), 680-690.
- Selige T., Bohner J., Schmidhalter U. (2006): High resolution topsoil mapping using hyperspectral image and field data in multivariate regression modeling procedures. *Geoderma* 136, (1-2), 235-244.
- Simbahan G. C., Dobermann A., Goovaerts P., Ping J. L., Haddix M. L. (2006): Fine-resolution mapping of soil organic carbon based on multivariate secondary data. *Geoderma* 132, (3-4), 471-489.
- Sorensen L. K., Dalsgaard S. (2005): Determination of clay and other soil properties by near infrared spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, (1), 159-167.
- Stenberg B., Jonsson A., Borjesson T. (2005): Use of near infrared reflectance spectroscopy to predict nitrogen uptake by winter wheat within fields with high variability in organic matter. *Plant Soil* 269, (1-2), 251-258.
- Stevens A., Van Wesemael B., Vandenschrick G., Toure S., Tychon B. (2006): Detection of carbon stock change in agricultural soils using spectroscopic techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, (3), 844-850.
- Sudduth K. A., Drummond S. T., Kitchen N. R. (2001): Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. *Comput. Electron. Agric.* 31, (3), 239-264.
- Sudduth K. A., Kitchen N. R., Wiebold W. J., Batchelor W. D., Bollero G. A., Bullock D. G., Clay D. E., Palm H. L., Pierce F. J., Schuler R. T., Thelen K. D. (2005): Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Comput. Electron. Agric.* 46, (1-3), 263-283.
- Teichner D. (2002): Einfluß der historischen Landnutzung in der Eifel auf Böden in Hanglage - dargestellt anhand von Ackerterrassen auf dem Versuchsgut Rengen. *Unveröff. Diplomarbeit: Institut für Bodenkunde, Universität Bonn.*
- Terhoeven-Urselmans T., Michel K., Helfrich M., Flessa H., Ludwig B. (2006): Near-infrared spectroscopy can predict the composition of organic matter in soil and litter. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, (2), 168-174.
- Thomas J. M., Cline J. F. (1985): Modification of the Neubauer technique to assess toxicity of hazardous chemicals in soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 4, 201-207.
- Trevors J. T. (1984): Dehydrogenase-activity in soil - a comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, (6), 673-674.

- Triantafyllis J., Lesch S. M.* (2005): Mapping clay content variation using electromagnetic induction techniques. *Comput. Electron. Agric.* 46, (1-3), 203-237.
- van Alphen B. J., Stoorvogel J. J.* (2002): Effects of soil variability and weather conditions on pesticide leaching - A farm-level evaluation. *J. Environ. Qual.* 31, (3), 797-805.
- van Egmond F. M., Loonstra E. H., Limburg J.* (2008): Gamma-ray sensor for topsoil mapping; the Mole. Online verfügbar unter: www.soilcompany.com/nl/PaperAustralie.pdf, 15. 04. 2008.
- van Groenigen J. W., Mutters C. S., Horwath W. R., van Kessel C.* (2003): NIR and DRIFT-MIR spectrometry of soils for predicting soil and crop parameters in a flooded field. *Plant Soil* 250, 155-165.
- Viscarra Rossel R. A., Walvoort D. J. J., McBratney A. B., Janik L. J., Skjemstad J. O.* (2005): Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, (1-2), 59-75.
- Vitharana W. A. U., Van Meirvenne M., Cockx L.* (2005): Using secondary information source to improve the within-field soil textural mapping in a layered alluvial soil. In: Stafford J. V. (Ed.) Precision agriculture '07. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 425 -432.
- von Lutzow M., Leifeld J., Kainz M., Kogel-Knabner I., Munch J. C.* (2002): Indications for soil organic matter quality in soils under different management. *Geoderma* 105, (3-4), 243-258.
- Walker A., Jurado-Exposito M., Bending G. D., Smith V. J. R.* (2001): Spatial variability in the degradation rate of isoproturon in soil. *Environ. Pollut.* 111, (3), 407-415.
- Wauchope R. D., Yeh S., Linders J., Kloskowski R., Tanaka K., Rubin B., Katayama A., Kordel W., Gerstl Z., Lane M., Unsworth J. B.* (2002): Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Manage. Sci.* 58, (5), 419-445.
- Weller U., Zipprich M., Sommer M., Castell W. Z., Wehrhan M.* (2007): Mapping clay content across boundaries at the landscape scale with electromagnetic induction. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, (6), 1740-1747.
- Werner A.* (2004): Was ist Precision Farming? In: Hufnagel J., Herbst R., Jarfe A. und Werner A. (Ed.): Precision Farming - Analyse, Planung und Umsetzung in die Praxis. KTBL-Schrift, Darmstadt, 1-5.

-
- Western A. W., Grayson R. B., Bloschl G. (2002):* Scaling of soil moisture: A hydrologic perspective. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 30, 149-180.
- Williams M. M., Mortensen D. A., Martin A. R., Marx D. B. (2001):* Within-field soil heterogeneity effects on herbicide-mediated crop injury and weed biomass. *Weed Sci.* 49, (6), 798-805.
- Wood M., Issa S., Albuquerque M., Johnson A. C. (2002):* Spatial variability in herbicide degradation in the subsurface environment of a groundwater protection zone. *Pest Manag. Sci.* 58, (1), 3-9.
- Ziekur R., Schuricht R. (2004):* Georadar. In: NLFb Hannover (Ed.): Arbeitshefte Boden: Digitale Hofbodenkarte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 21-33.
- Zimmermann M., Leifeld J., Fuhrer J. (2007):* Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biol. Biochem.* 39, 224-231.

9 Anhang

Tab. 9-1: Gleichgewichtskonzentrationen der Batch-Sorptionsversuche mit IPU des Adsorptions- und des Desorptionsschrittes verschiedener Böden; A_0 = Ausgangskonzentration der Lösung; n.a. = nicht auswertbar

Boden	A_0 [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Adsorptionsschritt		Desorptionsschritt	
		gelöst [$\mu\text{g l}^{-1}$]	adsorbiert [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	gelöst [$\mu\text{g l}^{-1}$]	adsorbiert [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
DH a (0-30)	20	12,3	19,2	5,0	13,4
	20	12,2	19,4	4,8	14,1
	100	61,4	96,6	22,7	73,6
	100	56,7	108,2	25,0	76,9
	300	182,3	294,2	67,4	226,1
	300	179,7	300,7	68,8	227,5
	600	365,3	586,9	130,4	461,6
	600	342,9	642,6	127,9	511,4
DH b (0-30)	20	9,7	25,8	4,2	20,5
	20	10,5	23,8	3,4	21,0
	100	46,5	133,6	11,5	130,4
	100	43,9	140,3	16,1	124,3
	300	163,3	341,8	51,2	303,7
	300	164,6	338,4	48,8	306,9
	600	329,9	675,2	109,1	584,0
	600	361,0	597,4	110,8	518,9
DH c (0-30)	20	11,0	22,5	3,6	19,6
	20	11,5	21,3	3,1	19,8
	100	50,0	125,0	15,8	113,0
	100	47,2	132,0	15,3	119,7
	400	225,7	435,8	78,8	362,9
	400	234,7	413,3	81,2	339,3
	600	323,3	691,8	0,0	0,0
	600	356,4	609,0	111,9	525,3
DH d (0-30)	20	10,4	24,0	3,8	20,2
	20	10,4	24,0	3,8	20,2
	100	48,6	128,5	17,8	110,7
	100	45,7	135,8	16,1	120,6
	300	155,0	362,5	57,5	304,0
	300	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	600	334,7	663,3	108,7	575,6
	600	322,2	694,5	111,5	593,0
FF a (0-30)	20	15,0	12,5	5,3	7,5
	20	14,0	15,0	4,9	10,4
	100	61,2	97,0	20,0	80,6
	100	56,0	110,0	20,0	90,8
	300	173,6	316,0	50,9	284,2
	300	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	600	351,1	622,3	109,9	540,6
	600	353,3	616,8	122,1	505,8

Tab. 9-1: Fortsetzung

Boden	A _o [µg l ⁻¹]	Adsorptionsschritt		Desorptionsschritt	
		gelöst [µg l ⁻¹]	adsorbiert [µg kg ⁻¹]	gelöst [µg l ⁻¹]	adsorbiert [µg kg ⁻¹]
FF b (0-30)	20	12,7	18,3	4,4	14,2
	20	12,1	19,8	4,1	16,1
	100	64,6	88,5	19,0	76,6
	100	56,8	108,0	18,3	93,6
	300	168,3	329,3	61,0	269,3
	300	159,7	350,8	54,0	303,5
	600	366,5	583,8	107,6	516,2
	600	345,8	635,5	109,6	551,7
FF c (0-30)	20	9,8	25,6	6,3	15,2
	20	10,1	24,6	5,0	17,7
	100	45,8	135,5	20,8	108,6
	100	43,6	141,1	22,2	109,4
	300	139,3	401,7	66,5	312,1
	300	141,8	395,6	56,3	332,7
	600	320,6	698,4	115,2	586,7
	600	339,4	651,6	126,7	521,6
FF d (0-30)	20	10,4	24,1	0,0	0,0
	20	10,3	24,2	0,0	0,0
	100	41,9	145,2	17,8	123,9
	100	42,1	144,8	21,6	114,0
	300	121,7	445,9	73,8	328,2
	300	127,5	431,1	75,4	312,7
	600	279,8	800,5	154,6	567,9
	600	267,7	830,6	156,9	585,7
DH b (60-90)	20	16,4	8,9	3,8	8,5
	20	18,1	4,6	3,9	4,8
	100	78,3	54,4	14,6	61,0
	100	79,1	52,2	16,3	55,0
	300	252,0	119,9	51,2	130,6
	300	273,9	65,1	48,8	93,9
	600	467,5	331,3	90,7	361,7
	600	518,2	204,4	n.a.	n.a.
FF a (60-90)	20	17,6	6,0	4,3	4,9
	20	18,8	3,0	4,4	2,3
	100	78,7	53,3	18,1	51,3
	100	81,9	45,3	15,5	51,5
	300	250,9	122,8	59,2	112,7
	300	240,3	149,3	58,3	135,7
	600	507,5	231,3	110,1	235,1
	600	525,5	186,3	115,7	186,0

Tab. 9-1: Fortsetzung

Boden	A ₀ [µg l ⁻¹]	Adsorptionsschritt		Desorptionsschritt	
		gelöst [µg l ⁻¹]	adsorbiert [µg kg ⁻¹]	gelöst [µg l ⁻¹]	adsorbiert [µg kg ⁻¹]
FF d (60-90)	20	15,9	10,3	5,8	4,5
	20	14,0	15,0	6,1	7,5
	100	57,9	105,3	24,8	75,1
	100	57,5	106,3	21,8	83,4
	300	177,0	307,5	77,4	211,4
	300	160,2	349,5	81,9	232,9
	600	336,5	658,8	150,7	467,1
	600	347,8	630,5	160,1	421,5
Rengen Ah	20	4,2	39,5	2,0	36,8
	20	4,4	39,0	2,2	35,9
	100	24,0	190,0	13,7	169,0
	100	28,3	179,3	16,7	153,1
	400	84,0	790,0	52,5	705,0
	400	88,3	779,3	44,9	715,6
	600	138,4	1154,0	74,8	1043,1
	600	147,4	1131,5	76,3	1021,8

Tab. 9-2: Trockenmassen der oberirdischen Biomasse des Topf-Vegetationsversuches bei verschiedenen Aufwandmengen; n.a. = nicht auswertbar

Aufwandmenge [g ha ⁻¹]	oberirdische Biomasse (TS)					
	FF b (0-30) [mg]	FF d (0-30) [mg]	FF d (60 -90) [mg]	DH b (60 - 90) [mg]	DH c (0-30) [mg]	DH b (0-30) [mg]
1050	12,4	7,7	5,9	7,9	8,1	7,3
1050	16,9	10,0	10,8	7,7	11,0	6,2
1050	11,8	11,1	8,1	7,9	7,5	8,2
525	13,3	17,6	7,8	10,3	8,0	13,8
525	19,7	12,6	6,6	8,8	9,5	11,5
525	11,5	17,5	7,6	9,8	9,0	15,3
175	21,1	21,8	9,6	14,3	17,6	20,9
175	26,0	30,0	10,4	11,7	15,0	22,5
175	24,9	31,2	8,5	16,7	14,4	24,4
0	0,0	27,1	22,9	21,1	14,6	n.a.
0	24,5	26,6	18,8	23,5	n.a.	n.a.
0	28,9	31,6	20,6	20,9	15,1	21,4

Tab. 9-3: IPU-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) und IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung (CaCl₂-Extraktion) sowie die Verteilungskoeffizienten der Proben des Feldversuches auf dem Versuchsschlag Dikopshof; n.n. = nicht nachweisbar; n. b. = nicht bestimmbar; n.u. = nicht untersucht

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt	Konz. i. d. Bodenlösung	Verteilungs- koeffizient
				(Aceton - Extraktion) [µg kg ⁻¹]	(CaCl ₂ - Extraktion) [µg l ⁻¹]	[l kg ⁻¹]
DH a	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.u.
DH b	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.u.
DH c	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.u.
DH d	0	-7	1	n.n.	n.b.	n.u.
DH a	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH b	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH c	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH d	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH a	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH b	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH c	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH d	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
DH a	1	1	1	1483	521	2,8
			2	1022	382	2,7
DH b	1	1	1	754	314	2,4
			2	755	311	2,4
DH c	1	1	1	852	288	3,0
			2	1318	416	3,2
DH d	1	1	1	1459	472	3,1
			2	1083	368	2,9
DH a	1	7	1	984	417	2,4
			2	852	300	2,8
DH b	1	7	1	718	450	1,6
			2	680	278	2,4
DH c	1	7	1	656	266	2,5
			2	820	289	2,8
DH d	1	7	1	673	322	2,1
			2	640	353	1,8
DH a	2	7	1	10,9	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.
DH b	2	7	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.
DH c	2	7	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-3: Fortsetzung

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt	Konz. i. d.	Verteilungs-
				(Aceton - Extraktion)	Bodenlösung (CaCl ₂ - Extraktion)	koeffizient
				[µg kg ⁻¹]	[µg l ⁻¹]	[l kg ⁻¹]
DH d	2	7	1	9,4	n.u.	n.u.
			2	10,4	n.u.	n.u.
DH a	1	28	1	357	136	2,6
			2	402	162	2,5
DH b	1	28	1	368	n.a	n.a.
			2	310	140	2,2
DH c	1	28	1	365	132	2,8
			2	378	137	2,7
DH d	1	28	1	340	104	3,3
			2	414	126	3,3
DH a	2	28	1	19,9	n.u.	n.u.
			2	39,5	n.u.	n.u.
DH b	2	28	1	29,8	n.u.	n.u.
			2	33,0	n.u.	n.u.
DH c	2	28	1	34,5	n.u.	n.u.
			2	60,8	n.u.	n.u.
DH d	2	28	1	41,3	n.u.	n.u.
			2	32,7	n.u.	n.u.
DH a	1	105	1	47,2	4,3	11,0
			2	47,5	4,7	10,0
DH b	1	105	1	38,8	3,8	10,3
			2	44,0	2,8	15,9
DH c	1	105	1	20,3	1,3	15,9
			2	22,3	1,7	13,1
DH d	1	105	1	23,5	1,8	13,0
			2	31,3	2,4	13,0
DH a	2	105	1	9,9	n.u.	n.u.
			2	10,2	n.u.	n.u.
DH b	2	105	1	10,4	n.u.	n.u.
			2	6,7	n.u.	n.u.
DH c	2	105	1	5,9	n.u.	n.u.
			2	3,8	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-3: Fortsetzung

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt	Konz. i. d.	Verteilungs- koeffizient
				(Aceton - Extraktion) [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	Bodenlösung (CaCl_2 - Extraktion) [$\mu\text{g l}^{-1}$]	
DH d	2	105	1	8,9	n.u.	n.u.
			2	n.a.	n.u.	n.u.
DH a	1	148	1	15,7	1,0	16,5
			2	17,2	1,0	18,1
DH b	1	148	1	15,8	1,0	16,6
			2	14,0	1,0	14,7
DH c	1	148	1	10,2	1,0	10,7
			2	12,9	1,0	13,5
DH d	1	148	1	21,6	1,0	22,8
			2	17,6	1,0	18,5
DH a	0	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.
DH b	0	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH c	0	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH d	0	148	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.
DH a	3	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH b	3	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH c	3	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH d	3	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH a	4	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH b	4	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH c	4	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
DH d	4	148	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-4: IPU-Gesamtgehalte (Aceton-Extraktion) und IPU-Konzentrationen in der Bodenlösung (CaCl₂-Extraktion) sowie die Verteilungskoeffizienten der Proben des Feldversuches auf dem Versuchsschlag Frankenforst; n.n. = nicht nachweisbar; n. b. = nicht bestimmbar; n.u. = nicht untersucht

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt (Aceton - Extraktion)	Konz. i. d. Bodenlösung (CaCl ₂ - Extraktion)	Verteilungs- koeffizient
				[µg kg ⁻¹]	[µg l ⁻¹]	[l kg ⁻¹]
FF a	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.n.
FF b	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.n.
FF c	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.n.
FF d	0	-7	1	n.n.	n.n.	n.n.
FF a	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF b	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	3	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF a	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF b	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	4	-7	1	n.n.	n.u.	n.u.
FF a	1	1	1	504	164	3,1
			2	485	163	3,0
FF b	1	1	1	550	149	3,7
			2	646	110	5,9
FF c	1	1	1	468	102	4,6
			2	531	127	4,2
FF d	1	1	1	492	109	4,5
			2	498	127	3,9
FF a	1	7	1	747	147	5,1
			2	833	181	4,6
FF b	1	7	1	702	206	3,4
			2	606	146	4,2
FF c	1	7	1	343	57	6,1
			2	655	98	6,7
FF d	1	7	1	701	128	5,5
			2	907	195	4,7
FF a	2	7	1	13,0	n.u.	n.u.
			2	8,9	n.u.	n.u.
FF b	2	7	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	2	7	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	2	7	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-4: Fortsetzung

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt	Konz. i. d.	Verteilungs-
				(Aceton - Extraktion) [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	Bodenlösung (CaCl_2 - Extraktion) [$\mu\text{g l}^{-1}$]	koeffizient [l kg^{-1}]
FF a	1	14	1	210	n.u.	n.u.
			2	218	n.u.	n.u.
FF b	1	14	1	242	n.u.	n.u.
			2	399	n.u.	n.u.
FF c	1	14	1	296	n.u.	n.u.
			2	489	n.u.	n.u.
FF d	1	14	1	306	n.u.	n.u.
			2	382	n.u.	n.u.
FF a	1	28	1	89,7	21,8	4,1
			2	42,3	11,0	3,8
FF b	1	28	1	41,0	8,1	5,0
			2	25,8	4,3	6,0
FF c	1	28	1	33,9	5,8	5,9
			2	19,9	2,6	7,8
FF d	1	28	1	58,7	9,0	6,5
			2	48,8	7,4	6,6
FF a	2	28	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF b	2	28	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	2	28	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	2	28	1	n.b.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.u.	n.u.
FF a	1	98	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.b.	n.n.	n.n.
FF b	1	98	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF c	1	98	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.b.	n.n.	n.n.
FF d	1	98	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF a	2	98	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-4: Fortsetzung

Standort	Tiefe ¹	Zeitpunkt [d nach App.]	Wieder- holung	Gesamtgehalt	Konz. i. d.	Verteilungs-
				(Aceton - Extraktion)	Bodenlösung (CaCl ₂ - Extraktion)	koeffizient
				[µg kg ⁻¹]	[µg l ⁻¹]	[l kg ⁻¹]
FF b	2	98	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	2	98	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	2	98	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF a	0	153	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF b	0	153	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF c	0	153	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF d	0	153	1	n.n.	n.n.	n.n.
			2	n.n.	n.n.	n.n.
FF a	3	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF b	3	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	3	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	3	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF a	4	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF b	4	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF c	4	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.
FF d	4	153	1	n.n.	n.u.	n.u.
			2	n.n.	n.u.	n.u.

¹ Tiefe: 0 = 0 - 30 cm; 1 = 0 - 5 cm; 2 = 5 - 30 cm; 3 = 30 - 60 cm; 4 = 60 - 90 cm

Tab. 9-5: Gemessene (Wahr) und vorhergesagte (Vorhersage) C_{org} -Gehalte der Kreuzvalidation der Abschätzung des C_{org} -Gehaltes mittels Bodenspektren, aufgenommen mit den Sensor CORONA 45 NIR (Zeiss, Jena)

Probe	C_{org}		Probe	C_{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]		Wahr [%]	Vorhersage [%]
8770-1.0	0,94	0,93	9550-1.0	1,12	1,04
8770-2.0	0,94	0,94	9550-2.0	1,12	0,97
8770-3.0	0,94	0,97	9550-3.0	1,12	1,01
8775-1.0	0,75	0,70	9551-1.0	1,03	1,13
8775-2.0	0,75	0,72	9551-2.0	1,03	1,10
8775-3.0	0,75	0,74	9551-3.0	1,03	1,10
8782-1.0	1,14	1,02	9552-1.0	1,01	1,07
8782-2.0	1,14	1,02	9552-2.0	1,01	1,03
8782-3.0	1,14	1,05	9552-3.0	1,01	1,03
9477-1.0	1,37	1,29	9553-1.0	1,06	1,10
9477-2.0	1,37	1,28	9553-2.0	1,06	1,09
9477-3.0	1,37	1,25	9553-3.0	1,06	1,07
9480-1.0	1,11	1,23	9554-1.0	0,94	0,99
9480-2.0	1,11	1,18	9554-2.0	0,94	1,00
9480-3.0	1,11	1,24	9554-3.0	0,94	1,01
9482-1.0	1,33	1,17	9652-1.0	1,30	1,34
9482-2.0	1,33	1,19	9652-2.0	1,30	1,37
9482-3.0	1,33	1,20	9652-3.0	1,30	1,31
9487-1.0	0,95	1,13	9655-1.0	1,22	1,22
9487-2.0	0,95	1,12	9655-2.0	1,22	1,20
9487-3.0	0,95	1,14	9655-3.0	1,22	1,30
9492-1.0	1,23	1,27	9659-1.0	1,15	1,06
9492-2.0	1,23	1,28	9659-2.0	1,15	1,06
9492-3.0	1,23	1,31	9659-3.0	1,15	1,06
9525-1.0	0,97	1,05	9662-1.0	1,03	1,14
9525-2.0	0,97	1,03	9662-2.0	1,03	1,14
9525-3.0	0,97	1,00	9662-3.0	1,03	1,11
9526-1.0	0,90	0,89	9665-1.0	0,82	0,80
9526-2.0	0,90	0,87	9665-2.0	0,82	0,75
9526-3.0	0,90	0,90	9665-3.0	0,82	0,77
9547-1.0	1,25	1,08	9669-1.0	0,69	0,66
9547-2.0	1,25	1,06	9669-2.0	0,69	0,69
9547-3.0	1,25	1,12	9669-3.0	0,69	0,71
9548-1.0	1,18	1,09			
9548-2.0	1,18	1,05			
9548-3.0	1,18	1,10			
9549-1.0	1,13	1,22			
9549-2.0	1,13	1,21			
9549-3.0	1,13	1,21			

Tab. 9-6: Gemessene (Wahr) und vorhergesagte (Vorhersage) C_{org}-Gehalte der Kreuzvalidation der Abschätzung des C_{org}-Gehaltes mittels Bodenspektren, aufgenommen mit den Sensor Fieldspec 3 (ASD Corp., USA)

Probe	C _{org}		Probe	C _{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]		Wahr [%]	Vorhersage [%]
8770-1.0	0,94	0,95	9549-1.0	1,13	1,19
8770-2.0	0,94	0,97	9549-2.0	1,13	1,16
8770-3.0	0,94	0,99	9549-3.0	1,13	1,18
8775-1.0	0,75	0,57	9550-1.0	1,12	1,08
8775-2.0	0,75	0,62	9550-2.0	1,12	1,05
8775-3.0	0,75	0,64	9550-3.0	1,12	1,04
8782-1.0	1,14	1,06	9551-1.0	1,03	1,14
8782-2.0	1,14	1,08	9551-2.0	1,03	1,14
8782-3.0	1,14	1,10	9551-3.0	1,03	1,16
8789-1.0	0,88	0,91	9552-1.0	1,01	0,97
8789-2.0	0,88	0,91	9552-2.0	1,01	0,99
8789-3.0	0,88	0,87	9552-3.0	1,01	0,98
9477-1.0	1,37	1,18	9553-1.0	1,06	0,92
9477-2.0	1,37	1,14	9553-2.0	1,06	0,96
9477-3.0	1,37	1,16	9553-3.0	1,06	0,94
9480-1.0	1,11	1,24	9554-1.0	0,94	0,95
9480-2.0	1,11	1,23	9554-2.0	0,94	1,00
9480-3.0	1,11	1,35	9554-3.0	0,94	0,98
9482-1.0	1,33	1,30	9649-1.0	1,63	1,62
9482-2.0	1,33	1,36	9649-2.0	1,63	1,60
9482-3.0	1,33	1,40	9649-3.0	1,63	1,59
9487-1.0	0,95	1,16	9652-1.0	1,30	1,26
9487-2.0	0,95	1,13	9652-2.0	1,30	1,26
9487-3.0	0,95	1,11	9652-3.0	1,30	1,29
9492-1.0	1,23	1,29	9655-1.0	1,22	1,22
9492-2.0	1,23	1,15	9655-2.0	1,22	1,19
9492-3.0	1,23	1,22	9655-3.0	1,22	1,21
9525-1.0	0,97	0,99	9659-1.0	1,15	1,04
9525-2.0	0,97	1,03	9659-2.0	1,15	1,03
9525-3.0	0,97	0,96	9659-3.0	1,15	1,05
9526-1.0	0,90	0,87	9660-1.0	0,16	0,26
9526-2.0	0,90	0,86	9660-2.0	0,16	0,31
9526-3.0	0,90	0,84	9660-3.0	0,16	0,28
9547-1.0	1,25	1,20	9662-1.0	1,03	1,15
9547-2.0	1,25	1,22	9662-2.0	1,03	1,11
9547-3.0	1,25	1,24	9662-3.0	1,03	1,14
9548-1.0	1,18	1,23	9665-1.0	0,82	0,81
9548-2.0	1,18	1,21	9665-2.0	0,82	0,81
9548-3.0	1,18	1,23	9665-3.0	0,82	0,80

Tab. 9-6: Fortsetzung

Probe	C_{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]
9669-1.0	0,69	0,65
9669-2.0	0,69	0,66
9669-3.0	0,69	0,67
9681-1.0	0,20	0,27
9681-2.0	0,20	0,20
9681-3.0	0,20	0,26
9712-1.0	0,12	0,08
9712-2.0	0,12	0,13
9712-3.0	0,12	0,15

Tab. 9-7: Gemessene (Wahr) und vorhergesagte (Vorhersage) C_{org} -Gehalte der Kreuzvalidation der Abschätzung des C_{org} -Gehaltes mittels Bodenspektren, aufgenommen mit den Sensor Tensor 27 (Bruker, Ettlingen)

Probe	C_{org}		Probe	C_{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]		Wahr [%]	Vorhersage [%]
9487_E9.0	0,95	0,88	9548_A9.0	1,18	1,10
9492_A10.0	1,23	1,33	9548_B9.0	1,18	1,09
9492_B10.0	1,23	1,23	9548_C9.0	1,18	1,04
9492_C10.0	1,23	1,24	9548_D9.0	1,18	1,08
9492_D10.0	1,23	1,28	9548_E9.0	1,18	1,10
9492_E10.0	1,23	1,28	9549_A10.0	1,13	1,04
9525_A10.0	0,97	0,93	9549_B10.0	1,13	1,11
9525_B10.0	0,97	1,02	9549_C10.0	1,13	1,08
9525_C10.0	0,97	1,00	9549_D10.0	1,13	1,11
9525_D10.0	0,97	1,05	9549_E10.0	1,13	1,17
9525_E10.0	0,97	1,02	9550_A11.0	1,12	1,09
9526_A11.0	0,90	1,02	9550_B11.0	1,12	1,17
9526_B11.0	0,90	1,03	9550_C11.0	1,12	1,07
9526_C11.0	0,90	0,99	9550_D11.0	1,12	1,17
9526_D11.0	0,90	1,01	9550_E11.0	1,12	1,10
9526_E11.0	0,90	0,93	9551_A12.0	1,03	1,05
9547_A1.0	1,25	1,34	9551_B12.0	1,03	1,00
9547_B1.0	1,25	1,27	9551_C12.0	1,03	0,97
9547_C1.0	1,25	1,11	9551_D12.0	1,03	1,07
9547_D1.0	1,25	1,24	9551_E12.0	1,03	0,99
9547_E1.0	1,25	1,18	9552_A2.0	1,01	1,05

Tab. 9-7: Fortsetzung

Probe	C _{org}		Probe	C _{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]		Wahr [%]	Vorhersage [%]
9552_B2.0	1,01	1,04	9655_D8.0	1,22	1,22
9552_C2.0	1,01	0,97	9655_E8.0	1,22	1,20
9552_D2.0	1,01	1,06	9659_A12.0	1,15	1,12
9552_E2.0	1,01	1,03	9659_B12.0	1,15	1,15
9553_A3.0	1,06	1,04	9659_C12.0	1,15	1,18
9553_B3.0	1,06	1,11	9659_D12.0	1,15	1,12
9553_C3.0	1,06	0,96	9659_E12.0	1,15	1,16
9553_D3.0	1,06	1,02	9660_A2.0	0,16	0,17
9553_E3.0	1,06	0,99	9660_B2.0	0,16	0,20
9554_A4.0	0,94	0,92	9660_C2.0	0,16	0,24
9554_B4.0	0,94	0,91	9660_D2.0	0,16	0,19
9554_C4.0	0,94	0,99	9660_E2.0	0,16	0,19
9554_D4.0	0,94	0,99	9662_A4.0	1,03	1,07
9554_E4.0	0,94	0,88	9662_B4.0	1,03	1,20
9649_A2.0	1,63	1,50	9662_C4.0	1,03	1,02
9649_B2.0	1,63	1,48	9662_D4.0	1,03	1,08
9649_C2.0	1,63	1,45	9662_E4.0	1,03	1,06
9649_D2.0	1,63	1,40	9665_A7.0	0,82	0,84
9649_E2.0	1,63	1,51	9665_B7.0	0,82	0,80
9652_A5.0	1,30	1,30	9665_C7.0	0,82	0,83
9652_B5.0	1,30	1,26	9665_D7.0	0,82	0,87
9652_C5.0	1,30	1,30	9665_E7.0	0,82	0,86
9652_D5.0	1,30	1,28	9669_A11.0	0,69	0,69
9652_E5.0	1,30	1,32	9669_B11.0	0,69	0,66
9655_A8.0	1,22	1,22	9669_C11.0	0,69	0,69
9655_B8.0	1,22	1,26	9669_D11.0	0,69	0,65
9655_C8.0	1,22	1,24	9669_E11.0	0,69	0,71

Tab. 9-8: Gemessene (Wahr) und vorhergesagte (Vorhersage) C_{org} -Gehalte der Kreuzvalidation der Abschätzung des C_{org} -Gehaltes mittels Bodenspektren, aufgenommen mit den Sensor HyMap (HyVista Corp., USA)

Probe	C_{org}		Probe	C_{org}	
	Wahr [%]	Vorhersage [%]		Wahr [%]	Vorhersage [%]
W23.0	1,28	1,12	W54.0	1,48	1,27
W27.0	1,03	1,14	W66.0	1,18	1,23
W33.0	0,63	0,58	W84.0	0,74	0,88
W39.0	0,54	0,83	W90.0	0,71	0,51
W53.0	1,22	1,25			

Tab. 9-9: Scheinbare elektrische Leitfähigkeit (EC_a), Lößmächtigkeit sowie von 0 - 150 cm gemittelte Sand-, Schluff- und Tongehalte der Bohrstellen der Ground Truth-Beprobung des Versuchsschlagles Dikopshof

Bohrpunkt	EC_a	Lößmächtigkeit	Sandgehalt (0-150 cm)	Schluffgehalt (0-150 cm)	Tongehalt (0-150 cm)
	[$mS\ m^{-1}$]	[cm]	[%]	[%]	[%]
DHGT_1	12,5	82	34,5	40,6	14,6
DHGT_2	11,9	52	32,4	28,7	10,5
DHGT_3	11,6	33	44,1	15,0	9,1
DHGT_4	12,5	80	30,5	43,4	13,7
DHGT_5	12,2	73	32,4	44,2	13,3
DHGT_6	10,6	63	42,3	37,8	6,3
DHGT_7	8,3	27	55,9	17,8	3,6
DHGT_8	10,7	89	22,1	63,9	9,3
DHGT_9	14,2	97	22,0	52,6	18,6
DHGT_10	9,1	60	52,9	22,7	10,9
DHGT_11	9,9	37	53,1	8,5	6,0
DHGT_13	13,7	70	43,7	34,3	12,1
DHGT_14	8,3	27	54,5	7,9	4,9
DHGT_15	19,1	150	10,7	64,5	23,8
DHGT_16	15,7	150	15,3	63,8	15,7
DHGT_17	15,6	150	14,8	65,4	18,7
DHGT_18	11,0	63	41,3	34,2	14,6
DHGT_19	16,8	150	15,5	68,0	15,8
DHGT_20	9,8	28	53,1	16,1	6,7
DHGT_21	12,6	45	37,7	29,0	12,3
DHGT_22	8,9	40	50,0	14,5	9,4
DHGT_23	18,1	150	19,4	60,3	18,8
DHGT_24	16,1	150	42,6	36,4	13,7
DHGT_25	9,9	60	45,6	19,7	9,9
DHGT_26	15,7	150	26,2	55,4	14,6
DHGT_27	9,9	48	54,6	22,2	8,8
DHGT_28	11,6	73	44,7	22,9	7,8

Tab. 9-10: Scheinbare elektrische Leitfähigkeit (EC_a), Lößmächtigkeit sowie von 0 - 150 cm gemittelte Sand-, Schluff- und Tongehalte der Bohrstellen der Ground Truth-Beprobung des Versuchsschlages Dikopshof

Bohrpunkt	EC_a	Lößmächtigkeit	Sandgehalt (0-150 cm)	Schluffgehalt (0-150 cm)	Tongehalt (0-150 cm)
	[$mS\ m^{-1}$]	[cm]	[%]	[%]	[%]
FFGT_01	47,1	21	11,0	39,3	49,6
FFGT_02	27,9	91	21,9	55,2	20,1
FFGT_03	63,9	3	14,6	42,6	36,7
FFGT_04	36,8	36	19,1	53,6	27,2
FFGT_05	56,6	36	8,8	43,2	43,1
FFGT_06	38,8	70	19,8	53,3	25,0
FFGT_07	19,1	200	9,6	71,1	19,1
FFGT_08	18,1	200	7,1	72,1	20,7
FFGT_09	22,9	125	8,2	70,3	21,5
FFGT_10	39,3	99	9,1	60,8	29,3
FFGT_11	22,6	146	9,0	68,0	22,7
FFGT_12	32,6	77	36,8	47,9	15,0
FFGT_13	31,3	138	26,8	50,0	23,0
FFGT_16	39,9	36	21,2	46,8	22,8
FFGT_17	39,8	36	28,0	39,4	27,2
FFGT_18	31,7	103	30,4	41,1	21,3
FFGT_19	35,7	66	23,8	44,3	28,2
FFGT_20	45,7	58	22,4	41,8	34,8
FFGT_21	50,4	36	8,5	52,1	38,9
FFGT_22	34,2	77	13,5	58,0	17,9
FFGT_23	38,8	122	8,3	67,3	23,7
FFGT_24	28,3	118	14,6	59,1	20,6

Danksagung

An dieser Stelle danke ich Herrn PD Dr. Gerd Welp und Herrn Dr. Stefan Pätzold für die Überlassung des Themas, aber vor allem für die gute und freundschaftliche Betreuung während meiner Arbeit. Auch Herrn PD Dr. Erich-Christian Oerke möchte ich für die Unterstützung als Leiter des Graduiertenkollegs 722 herzlich danken.

Herr Prof. Dr. Wulf Amelung gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferrates und für das sehr angenehme Arbeitsklima des Bereiches Bodenwissenschaften.

Danken möchte ich auch allen Kolleginnen und Kollegen des INRES - Bodenwissenschaften für die stets freundliche und angenehme Arbeitsatmosphäre. Besonderen Dank gilt dabei Anke Lindecke für die hervorragende Bearbeitung meiner Proben im Labor, insbesondere aber für die produktiven Anmerkungen und Vorschläge, die mich vor einigen „Dummheiten“ im Labor bewahrt haben. Weiter gilt mein besonderer Dank Harindranath Bambarandage-Perera und Heinrich Mrzyglocki für die Unterstützung bei der Geländearbeit sowie Christian Hoffmann für die Umsetzung meiner Softwarewünsche. Auch den Mitarbeitern der Lehr- und Forschungsstationen Dikopshof, Frankenforst und Rengen sei an dieser Stelle für ihre Mitarbeit bei der Durchführung der Feldversuche gedankt.

Ich danke auch allen Doktorandenkolleginnen und -kollegen des INRES - Bodenwissenschaften sowie des Graduiertenkollegs 722 für alle wissenschaftlichen und nichtwissenschaftlichen Gespräche, die meine Arbeit auf die eine oder andere Weise immer bereichert haben. Besonders erwähnen will ich an dieser Stelle meine beiden Kollegen Britta Koleczek und Ludger Bornemann.

Die Arbeit wurde im Rahmen des DFG-Graduiertenkollegs 722 angefertigt. Deswegen danke ich der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

Danken möchte ich auch Frau Claudia Trachte-Windeln für das Korrekturlesen dieser Arbeit.

Besonderer Dank gilt meiner Partnerin Claudia Hansen für ihre Unterstützung, für ihr Verständnis, für ihre Geduld und auch für ihre klaren Worte, die das eine oder andere Mal für die Fertigstellung dieser Arbeit notwendig waren.

Als letztes will ich aber von ganzem Herzen meinen Eltern, Maria und Herbert Mertens danken. Sie haben durch ihre fast 30 Jahre lange, vielfältige Unterstützung mir diesen Weg erst ermöglicht.