



Evaluierung von ÖPUL Agrar - Umweltmaßnahmen im Hinblick auf Parameter der Bodenfruchtbarkeit

Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung
Bereich Landwirtschaft

Erstellt für das
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
von
Olivier Duboc, Andreas Baumgarten, Heide Spiegel und Eva Mifek

Wien, im Jänner 2010

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raumes: Hier Investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



lebensministerium.at

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung.....	3
1.1	Bodenversauerung	4
1.2	Organische Substanz im Ackerbau	4
1.3	Kupfergehalte im Weinbau	5
1.4	Mögliche Belastung durch Kupfer und Zink aus Einträgen durch Wirtschaftsdünger aus schweinehaltenden Betrieben.....	8
2	Material und Methoden	9
2.1	Probenauswahl.....	9
2.2	Agrarstrukturen und Anbauverhältnis in den untersuchten HPG	14
2.3	Ausmaß der Teilnahme an wirksamen Maßnahmen des ÖPUL.....	17
2.4	Spezifische Untersuchungen	18
3	Ergebnisse und Diskussion	20
3.1	Bodenversauerung	20
3.2	Organische Substanz im Ackerbau	41
3.3	Kupfergehalte im Weinbau	54
3.4	Cu- und Zn – Einträge durch Schweingülle	67
4	Schlussfolgerungen	69
5	Zusammenfassung	71
6	Summary	72
7	Literaturliste	74

1 Einleitung

Der nachhaltige Umgang mit Ressourcen durch die Verbreitung von umweltgerechten Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft ist eine Voraussetzung für die langfristige Ernährungssicherheit. Boden hat in dieser Hinsicht einen besonders hohen Stellenwert und das Thema Bodenschutz drängt weltweit zunehmend in die Öffentlichkeit. Auch auf politischer Ebene gewinnt die Thematik an Bedeutung (Hartemink & Mc Bratney, 2008). Globale Themen wie die ausreichende Ernährung der Weltbevölkerung oder Klimawandel sind vor uns stehende Herausforderungen, bei welchen die nachhaltige Bewirtschaftung von Böden im Mittelpunkt steht (Lal, 2007).

Das Österreichische Programm für eine Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) trägt seit 1994 zur Reduzierung von möglichen negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf Boden- oder Wasserressourcen bei. Durch die vielfältigen Maßnahmen des ÖPUL werden unter anderem eine optimale Pflanzenernährung, verminderte Bodenerosion und eine Reduktion des Pestizideinsatzes angestrebt.

Mit dem aktuellen Programm (2008-2013) ist das ÖPUL in seiner vierten Fassung. Den Boden betreffend hat sich bisher die Evaluierung der Auswirkung von ÖPUL - Maßnahmen auf den zeitlichen Verlauf der Nährstoffgehalte konzentriert (Dersch, 2005). Themen wie **Humus-** und **Schwermetallgehalte** (z.B. durch Kupfereinsatz im Weinbau) oder **Bodenversauerung** sind bisher aufgrund der bislang unzureichenden Datenlage nicht behandelt worden. Das Ziel dieser Studie ist es, die drei oben genannten Themen darzustellen und die möglichen Auswirkungen der ÖPUL Maßnahmen zu evaluieren.

Die für die vorliegende Evaluierung betreffend Humusgehalt und Bodenversauerung verwendeten 742 Proben stammen von insgesamt 341 Betrieben, die sich zu folgenden ÖPUL – Maßnahmen verpflichtet haben. Weil Effekte auf Humusgehalt bzw. Versauerung nur mittelfristig zu erwarten sind, wird die Teilnehmerate der Betriebe in den Jahren 2006 und 2008 aufgelistet:

	2006	2008
Begrünung von Ackerflächen	98,4%	99,6%
Erosionsschutz bzw. Mulch- u. Direktsaat	49,3%	53,8%
IP-Kartoffel (Erdäpfel)	34,3%	47,9%
IP-Rübe	-----	35,5%
Reduktion Getreide/Mais/Ölsaaten bzw. UBAG	78,4/13,4/33,0%	84,8%

Eine detaillierte Beurteilung der Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ konnte nicht durchgeführt werden, da nur für jeweils 5% der Betriebe in den INVEKOS-Daten die entsprechende Zuordnung vorlag. Im Rahmen dieser ÖPUL – Maßnahme sind Bodenuntersuchungen nicht verpflichtend vorgesehen. Es ist daher davon auszugehen, dass nur etwa 5% der analysierten Proben von biologisch wirtschaftenden Betrieben stammt. Da weiters eine unterschiedliche Dauer der biologischen Bewirtschaftung vorliegt, kann keine Beurteilung der Maßnahme „Bio“ erfolgen.

1.1 Bodenversauerung

Bodenversauerung ist weltweit eines der größten Probleme in der Landwirtschaft. Das Pflanzenwachstum wird bei Boden – pH Werten unter 5 vor allem durch die gesteigerte Aluminiumtoxizität negativ beeinflusst¹. Leicht verfügbares Aluminium beeinträchtigt vor allem das Wurzelwachstum. Folgen davon sind Nährstoffmangel und/oder Wasserstress. Außerdem wird durch die geringere Basensättigung (Überwiegen von Mn, Fe, Protonen (H⁺) und vor allem Al am Austauscherkomplex des Bodens) in sauren Böden die Verfügbarkeit von Kalzium (Ca) und Magnesium (Mg) stark reduziert. Die Erhaltung eines pH-Wertes über 5 durch Kalkung ist deshalb eine unerlässliche Bedingung für ein optimales Pflanzenwachstum. Die „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ geben den anzustrebenden pH-Wert für jede Schwereklasse und Nutzungsart an (Tabelle 1).

Tabelle 1 anzustrebende pH-Werte in Abhängigkeit von Bodenschwere, Nutzungsart und Kultur (Richtlinien für die Sachgerechte Düngung)

Bodenschwere	Ackerland Hafer, Roggen, Kartoffel	Ackerland Übrige Kulturen	Grünland
Leicht	>5	>5,5	um 5
Mittel	>5,5	>6	um 5,5
Schwer	>6	>6,5	um 6

Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob die oben erwähnten Maßnahmen mit unmittelbarer Wirkung auf den Boden ausreichen, um den pH – Wert zu stabilisieren oder ob eine Verpflichtung zur Erhaltung des optimalen pH-Wertes durch Kalkung in die zukünftige Maßnahmen integriert werden soll.

1.1.1 Zielsetzung

Das Waldviertel ist geologisch bedingt - aufgrund des silikatischen Ausgangsgesteins als ein mögliches Risikogebiet für Bodenversauerung anzusehen. Das Ziel dieser Studie war es, den Einfluss der Versauerung des Bodens auf Parameter der Bodenfruchtbarkeit wie Kationenaustauschkapazität (KAK) und Al-Sättigung zu untersuchen. Hierfür wurden Bodenproben von 250 Standorten aus dem Bezirk Zwettl herangezogen, an denen zumindest eine der oben genannten ÖPUL – Maßnahmen umgesetzt wurde.

1.2 Organische Substanz im Ackerbau

Durch die Problematik des steigenden atmosphärischen Kohlendioxidgehaltes (CO₂) wird im Rahmen des Kyoto Protokolls über die potentielle C-Sequestrierung in landwirtschaftlichen Böden intensiv geforscht (Lal, 2004; Smith, 2004). Das C-Sequestrierungspotential beträgt weltweit maximal 0,9 Pg C (± 0.3) pro Jahr¹ (Lal, 2004). Vergleicht man diese Zahlen mit dem jährlichen Ausstoß von 6,3 Pg C (± 0,4) durch fossile Energieträger (Schimel et al, 2001) - Tendenz steigend - versteht man, dass diese Strategie allein den CO₂ Ausstoß nicht abpuffern kann. Außerdem können Böden nur bis zu einem gewissen Grad als effektive C-Senke genutzt werden, da ab einem bestimmten

¹ 1 Pg = Petagram = 10¹⁵ g = 1 Milliarde Tonnen

Gehalt die Einstellung eines Gleichgewichtes vermutet wird (Lal, 2004; Six *et al.*, 2002). Letztlich ist dieser Sequestrierungsprozess durch Mineralisierung der gespeicherten organischen Substanz reversibel. Es benötigt eine langfristige Beibehaltung der Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zur Sequestrierung beigetragen haben, um den Gehalt zu stabilisieren. Trotzdem wird diese Strategie für eine Verringerung der Zunahme von atmosphärischen CO₂ Konzentrationen (etwa in den nächsten 20 – 30 Jahren) als wichtig erachtet, bis „CO₂-neutrale“ Technologien verbreitet angewendet werden (Smith, 2004).

Die intensive Beschäftigung mit den den Problemen des Klimawandels sollte aber die übrigen vielfältigen und unerlässlichen Funktionen der organischen Substanz im Boden nicht außer Acht lassen (Janzen, 2004). Humus ist einer der wichtigsten Parameter der Bodenfruchtbarkeit. Er beeinflusst den Nährstoff- Wasser- und Wärmehaushalt des Bodens günstig und hat unter anderem positive Effekte im Hinblick auf Erosionsminderung, Wasserspeicherung und generell für die Elastizität und Widerstandsfähigkeit der Ökosysteme. So können diese ihre Funktionen langfristig beibehalten. Die Strategie einer gesteigerten C-Speicherung in landwirtschaftlichen Böden wird als eine „*no regret*“ oder „*win-win*“ Strategie betrachtet, weil dadurch generell zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit beigetragen wird (Lal, 2004; Smith, 2004).

1.2.1 Zielsetzung

Der Evaluierungsbericht von Dersch (2008) zeigte über den Zeitraum 2000 - 2006 eine Zunahme der Fläche unter der Maßnahme „Erosionsschutz im Ackerbau“ (von ca. 8000 auf ca. 130000 ha) und die nach wie vor starke Verbreitung der Maßnahme „Begrünungen von Ackerflächen“ (ca. 1 Million ha, wobei die minimale zu begrünende Fläche 40 bis 45% beträgt). Diese Maßnahmen wirken erosionsmindernd und tragen zum Humusaufbau bei. Auf der anderen Seite ist der Anbau von Hackfrüchten (Mais, Kartoffeln oder Zuckerrüben) aufgrund der intensiven Bodenbearbeitung mit dem Risiko der Abnahme des Humusgehaltes verbunden. Diese Kulturen sollen deshalb in eine ausgewogene Fruchtfolge integriert werden (Freyer, 2003). In dieser Hinsicht ist die biologische Wirtschaftsweise aufgrund des hohen Stellenwerts der Humuswirtschaft und der Berücksichtigung von Fruchtfolgeregeln besonders wirksam. Die Fläche unter der ÖPUL-Maßnahme „biologische Wirtschaftsweise“ verdoppelte sich in dem Zeitraum 2000-2006, von ca 60000 auf ca 130000 ha (Evaluierungsbericht 2008).

In diesem Projekt sollte eine möglichst repräsentative Bewertung der Humusgehalte der niederösterreichischen Ackerbauflächen unter Berücksichtigung des Anbaus von Hackfrüchten, die als „Humus zehrend“ bewertet werden, durchgeführt werden. Um einerseits die potentielle Wirkung dieser Kulturen auf die Entwicklung der Humusgehalte und andererseits den angestrebten positiven Effekt der oben genannten ÖPUL-Maßnahmen zu evaluieren, wurden insgesamt 705 gezielt ausgewählte Proben aus ÖPUL - Betrieben, auf Humus- und Tongehalt analysiert.

1.3 Kupfergehalte im Weinbau

Die natürlichen Cu-Gehalte im Boden bewegen sich zwischen 5 und 40 mg kg⁻¹ (Brun *et al.*, 1998; Scheffer & Schachtschabel, 2002). Die Referenzwerte in Österreichs Ackerböden betragen 30 bis 35 mg kg⁻¹ (85. Perzentil ohne Ausreißerbereinigung; ÖNORM L 1075).

Als Folge der wiederholten Behandlungen von Weinbauflächen mit kupferhaltigen Fungiziden in der Vergangenheit wurden Gehalte von 250 (Brun *et al.*, 1998), 400 (Chaignon *et al.*, 2003) oder sogar mehr als 1000 mg kg⁻¹ (Flores-Vélez *et al.*, 1996;

Michaud *et al.*, 2007) gefunden, wobei solche extreme Werte nicht immer flächendeckend auftreten, sondern eher auf lokale Kontaminationen zurückzuführen sind (Michaud *et al.*, 2007). Die gerechnete Anreicherung an Kupfer bei einem Eintrag von 5 kg Cu/ha (angenommene Lagerungsdichte: $1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$; Bearbeitungstiefe: 30 cm) beträgt $1,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pro Jahr.

Kupfer wird in Böden stark gebunden und akkumuliert deshalb tendenziell in den obersten Bodenschichten. Die Weinrebe ist aufgrund ihres tief reichenden Wurzelsystems von diesen hohen Gehalten kaum betroffen (Brun *et al.*, 1998; Komárek *et al.*, 2008). Probleme können dann auftreten, wenn Standorte mit nach langjährigem Weinanbau erhöhten Gehalten kontaminierte Standorte in Ackerflächen umgewandelt werden.

1.3.1 Pflanzenverfügbarkeit, Transfer und Verteilung von Cu in der Pflanze²

Bei den meisten Pflanzen akkumuliert Kupfer in den Wurzeln, so dass kaum eine Beziehung zwischen der Konzentration in ober- und unterirdischen Pflanzenteilen besteht. Daher wird die Cu-Konzentration in den Wurzeln als ein besserer Indikator für die Pflanzenverfügbarkeit und für mögliche Kontaminationen durch Kupfer betrachtet als die der oberirdischen Pflanzenteile, bei denen die Cu-Konzentration in einem wesentlich engeren Bereich schwankt und selten mehr als 10 bis 15 mg kg^{-1} beträgt (Brun *et al.*, 2001; Chaignon *et al.*, 2003; Michaud *et al.*, 2007). Feinwurzeln (Durchmesser < 2 mm), die für die Nährstoff- und Wasseraufnahme am relevantesten sind, akkumulieren außerdem mehr Cu als dickere Wurzeln (Chopin *et al.*, 2008). Obwohl in diesen Studien das an der Wurzeloberfläche adsorbierte – apoplastische – Cu nicht immer vom absorbierten – symplastischen – Cu getrennt wird, sind die Werte ein guter Indikator für den Cu-Transfer vom Boden in die Wurzel (Brun *et al.*, 2001). Wie von Menzies *et al.* (2007) angemerkt, ist eine auf relativem Ertrag basierende Evaluierung von Cu Kontaminationen (Feststellung der Ertragsabnahme) ein alternativer Ansatz zur Wurzeluntersuchung, da die Beseitigung von anhaftenden Bodenpartikeln die Untersuchungen der Kupfergehalte in den Wurzeln erschwert.

Außerdem unterscheiden sich Pflanzen in der Höhe des Transfers von Kupfer aus den Wurzeln in die oberirdischen Pflanzenteile. Chopin *et al.* (2008) fanden einen Transferkoeffizient von 0,14 für die Weinrebe, aus Literaturangaben errechnete Koeffizienten ergaben ähnliche Werte für Mais (0,12) und für Tomaten (0,15) (Brun *et al.*, 2001 bzw. Chaignon *et al.*, 2003 in: Chopin *et al.*, 2008). Andererseits gab es bei der Kupfer akkumulierenden Spezies *Cistus ladanifer* Koeffizienten von 2,5 (Alvarenga *et al.*, 2004; Batista *et al.*, 2007, in: Chopin *et al.*, 2008). So lange es um den Verzehr von oberirdischen Pflanzenteilen geht, scheint in der Regel eine Belastung von Tieren und Menschen trotz einer Kupferakkumulation in den Wurzeln unwahrscheinlich (Menzies *et al.*, 2007). Bei Weinreben von einem kontaminierten (allerdings kalkhaltigen), Standort ($232 \pm 27 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}$; $15,8 \pm 3,4 \text{ \% CaCO}_3$ Boden) fanden Chopin *et al.* (2008) Kupferkonzentrationen um 5 mg kg^{-1} in den Trauben, was weit unterhalb der französischen ($15 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}$) und australischen ($30 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}$) Grenzwerte ist. Vorsicht ist jedoch bei Lebens- und Futtermittel von sauren kontaminierten Standorten geboten, da einige Studien gezeigt haben, dass die Cu-Gehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen mit

² Unter den ausgewerteten Studien befinden sich sowohl Labor- als auch Feldversuche (sog. *in-situ* Studien): die Studie von Michaud *et al.* (2007) war ein Feldversuch mit auf einer ehemaligen Weinbaufläche angebautem Weizen. Die Studie von Brun *et al.* (1998) war ein Feldversuch mit Beikräutern aus genutzten oder ungenutzten Weinbauflächen, Chopin *et al.* (2008) führten einen Feldversuch mit Reben auf einer genutzten Weinbaufläche. Brun *et al.*, (2001) und Chaignon *et al.* (2003) führten Laborversuche mit Boden aus Weinbaugebieten durch. Die Aussagen von Menzies *et al.* (2007) basieren auf einer Literaturstudie.

sinkendem pH-Wert tendenziell steigen. Dies war mit der Zunahme von CaCl_2 -extrahierbarem Kupfer korreliert, ohne jedoch Gehalte von 20 bis 25 mg kg^{-1} zu überschreiten (Brun *et al.*, 1998).

Durch Königswasser extrahierbare Anteile von Metallen im Boden lassen generell keine Rückschlüsse auf ihre Verfügbarkeit für Pflanzen zu. Deshalb wurden alternative Extraktionsverfahren wie EDTA-, Ammoniumnitrat oder die CaCl_2 -Extraktionen entwickelt, um die Verfügbarkeit besser charakterisieren zu können. Dennoch besteht kein allgemeiner Konsens über ihrer Aussagekraft, die Königswasser – extrahierbaren Gehalte stellen zumindest Anhaltswerte für eventuelle weitere Untersuchungen dar (Menzies *et al.*, 2007). Die Pflanzenverfügbarkeit von Kupfer steigt mit sinkendem pH, wobei auch ein starker Anstieg an CaCl_2 -extrahierbarem Cu („austauschbare“ Fraktion) festzustellen ist (bei $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werten unter 5 (Chaignon *et al.*, 2003) und 6,4 (Brun *et al.*, 1998)). Dennoch ist ein eindeutiger Effekt aufgrund des pH-Wertes nicht immer zu finden und rezente Studien haben bei ähnlichen Cu-Gehalten in Böden sowohl auf kalkhaltigen wie auch auf sauren Böden vergleichbare Konzentrationen von Kupfer in Wurzeln von Mais (Brun *et al.*, 2001) und Weizen (Michaud *et al.*, 2007) gezeigt.

Sowohl EDTA-extrahierbares Cu (Cu_{EDTA}) als auch der Königswasser - extrahierbare Cu-Gehalt (Cu_{kw}) scheinen gute Indikatoren für die Pflanzenverfügbarkeit von Kupfer in kalkhaltigen Böden zu sein (Brun *et al.*, 2001; Chaignon *et al.*, 2003; Michaud *et al.*, 2007). In der Studie von Chaignon *et al.* (2003) galt diese Beziehung allerdings nicht mehr, wenn saure Böden in die Auswertung miteinbezogen wurden. Wie bereits erwähnt, gab es in den sauren Böden ($\text{pH} < 5$) dieser Studie einen starken Anstieg der austauschbaren Cu Fraktion (CaCl_2 -Extrakt) und somit der Pflanzenverfügbarkeit von Cu, so dass die Zuverlässigkeit von anderen Extrahierungsmethoden (wie z.B. Cu_{EDTA} oder Cu_{kw}) zurück ging.

1.3.2 Kritische Gehaltsgrenzen – Ökotoxikologischer Ansatz

In Österreich liegen die Richtwerte für Böden von Weinbauflächen bei 150 mg Cu kg^{-1} , in Ackerbau und Grünland bei 100 mg kg^{-1} ($\text{pH} \geq 6$) oder 60 mg kg^{-1} ($\text{pH} < 6$) (ÖNORM L 1075).

Das erste Symptom einer Cu-Toxizität ist, ähnlich wie bei Aluminium, reduziertes Wurzelwachstum (Michaud *et al.*, 2008). Auf kalkhaltigen Böden kann bei hohen Cu-Gehalten ein induzierter Fe-Mangel (Chlorose) auftreten, wobei solche Symptome bisher nur bei Getreide festgestellt wurden (Michaud *et al.*, 2007, 2008).

Michaud *et al.* (2008) haben die Geschwindigkeit des Wurzelwachstums von Durum-Weizen ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$) in einer Nährlösung mit verschiedenen Cu-Konzentrationen untersucht. Eine **Reduktion des Wurzelwachstums von 25%** konnte bei einer gesamten (apoplastische + symplastische) Cu Konzentration in den Wurzeln von 150 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ Trockenmasse (TM) beobachtet werden. Dieser Cu-Gehalt in den Wurzeln (150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) kann zur Beurteilung von kritischen Cu-Gehalten im Boden herangezogen werden.

In ihrem Feldversuch (ehemaligen Weinflächen) haben Michaud *et al.* (2007) gesamte (apoplastische + symplastische) Cu Konzentrationen um 200 mg kg^{-1} TM in den Wurzeln von Weizen beobachtet. Die Cu – Gehalte der Böden lagen bei **146 mg kg^{-1}** (HF – Aufschluss, entsprechend 46 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu_{EDTA} bei pH 7,6) sowie **114 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** (HF – Aufschluss, entsprechend 49 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu_{EDTA} bei pH 7,6). Letzterer Wert ist auch der niedrigste Cu-Gehalt im Boden, bei dem **Chlorose** festzustellen war.

Die zuvor erwähnte Studie bezieht sich auf Weizen. Ohne die gewonnenen Ergebnisse auf andere Kulturarten übertragen zu wollen, kann dennoch einen Vergleich mit weiteren

verfügbaren Ergebnissen aus anderen Studien durchgeführt werden: so wurde zum Beispiel in den Wurzeln von Mais eine Cu Konzentration von $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM, ab Cu Gehalten im Boden von **$92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** ($38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu_{EDTA} ; pH 6,6), **$103 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** ($24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu_{EDTA} ; pH 4,9) und **$173 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** ($56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu_{EDTA} ; pH 8,3) gemessen (Brun *et al.*, 2001). Zusätzlich konnten auch Menzies *et al.* (2007) eine Beziehung zwischen zunehmender HF - löslichen Cu-Konzentration im Boden und einer Ertragsabnahme bei einkeimblättrigen Kulturen finden: mit Werte von ca. **$200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** im Boden war schon eine Ertragsabnahme von 25% zu finden.

Was die Bodenfauna betrifft, zeigte eine umfassende Auswertung ökotoxikologischer **Freilandstudien**, dass Kupfer für Bodenorganismen toxisch ist, insbesondere für Regenwürmer (Lumbricidae), mit deutlichen Effekten ab einer Kupferkonzentration von ca. **$50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$** (Jänsch & Römbke, 2008). Dabei wurde auch die Schätzung der Bioverfügbarkeit angesprochen und angemerkt, dass bis dato keine Methode das Ausmaß der Bioverfügbarkeit von Kupfer zuverlässig abschätzen kann. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass Kupfer ein essentielles Element ist und Organismen über Aufnahmeregulierungsmechanismen verfügen (Jänsch & Römbke, 2008).

1.3.3 Zielsetzung

Eine repräsentative (möglichst flächendeckende) Erfassung der Cu Konzentrationen in Weingartenböden wurde bisher nicht durchgeführt. Die Untersuchung von Kupfer in Probenmaterial aus den Routinenuntersuchungen durch die AGES beschränkt sich üblicherweise auf Cu_{EDTA} . In den ÖPUL – Maßnahmen „integrierte Produktion“ und biologische Wirtschaftsweise“ ist die Anwendung von Kupferpräparaten zulässig. Es ist daher von einem weiteren Eintrag von Kupfer auszugehen. Das Ziel dieser Studie ist es einerseits, die Beziehung zwischen Cu_{EDTA} und Cu_{kw} in Weinbauflächen zu untersuchen. und damit auf Basis der verfügbaren Daten eine Abschätzung der Cu_{kw} durchzuführen. Daraus sollen andererseits mögliche Vorgaben für die weitere Anwendung auf Basis existierender Grenz- und Richtwerte abgeleitet werden. Die Untersuchungen wurden an insgesamt 92 Proben aus Betrieben, die an der Maßnahme „IP – Weinbau“ teilgenommen haben, durchgeführt.

1.4 Mögliche Belastung durch Kupfer und Zink aus Einträgen durch Wirtschaftsdünger aus schweinehaltenden Betrieben

Wirtschaftsdünger von schweinehaltenden Betrieben weisen verglichen mit anderen Bereichen in der Landwirtschaft auffällig hohe Werte an Zink und Kupfer auf (z.B. Nicholson *et al.*, 2005). Als Hauptursache für diese überhöhten Gehalte in der Schweinegülle werden exzessive Dosierungen, weit über den ernährungsphysiologischen Bedarf hinaus, zur Erzielung von leistungsfördernden und prophylaktischen Effekten bei Durchfallerkrankungen, angenommen. Bei der Fütterung von Ferkeln gestattet zwar durchaus das Futtermittelrecht den Einsatz von exzessiven Kupferdosierungen, die hohen Gehalte von Zink und Kupfer auf allen Ebenen der Schweineproduktion geben aber einen Hinweis darauf, dass diese Art der Fütterung auch in der Schweinemast und –zucht bei beiden Elementen gängige Praxis sein dürfte. Durch entsprechende nationale und EU-Regelungen sollte dies nun vermieden werden.

Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern ist im Hinblick auf eine Kreislaufwirtschaft als sinnvoll zu betrachten, dies wird auch von ÖPUL entsprechend berücksichtigt. Untersuchungen bei 3 ausgewählten Schweinemastbetrieben sollten nun Rückschlüsse auf den tatsächlichen Eintrag von Schwermetallen in die Gülle und damit in den Boden geben.

2 Material und Methoden

2.1 Probenauswahl

2.1.1 Auswahlkriterien

Für dieses Projekt wurde Probenmaterial aus dem Archiv der Routine-Bodenuntersuchungen der AGES verwendet. Ein wesentliches Kriterium war die Beteiligung der Betriebe an den in der Einleitung genannten ÖPUL – Maßnahmen. Für alle Proben waren die Ergebnisse für pH-Wert, verfügbaren Phosphor (P) und Kalium (K) bereits vorhanden. Folgende Kriterien wurden bei der Probenauswahl berücksichtigt:

Kriterium Beprobungstiefe: Zur Beantwortung der Fragestellungen „Organische Substanz im Ackerbau“ und „Bodenversauerung“ wurden ausschließlich Proben herangezogen, bei denen die Beprobungstiefe maximal 30 cm beträgt. Bezüglich der Fragestellung „Kupfer im Weinbau“ wurden nur Standorte ausgewählt, für die Material aus Ober- und Unterboden verfügbar war, wobei die Grenze zwischen den zwei Beprobungshorizonten bei 25 oder 30 cm Tiefe lag.

Kriterium pH - Wert: Zur Beurteilung des pH – Einflusses wurde versucht, Böden mit einem möglichst breiten Spektrum an pH – Werten heranzuziehen, wobei für die Thematik „Bodenversauerung“ ein Schwerpunkt auf Proben mit niedrigen pH – Werten lag. Im Rahmen der Beurteilung der Kupfergehalte war es aufgrund der limitierten Anzahl des zur Auswahl stehenden Probenmaterials nicht möglich, das gesamte pH Spektrum zu berücksichtigen. Die pH-Werte liegen in diesem Fall vorwiegend im neutralen bis alkalischen Bereich.

Kriterium Verteilung der beprobten Standorte: Um die Repräsentativität der Stichprobe zu garantieren wurde darauf geachtet, Probenmaterial von möglichst unterschiedlichen Betrieben heranzuziehen. Bezüglich der Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“ wurde darauf geachtet, möglichst viele Gebiete (Bezirke) zu erfassen.

Kriterium Kulturen: Im Rahmen der Thematik „Organische Substanz im Ackerbau“ wurden Standorte mit Angaben zum Anbau von Hackfrüchten (Kartoffel, Mais, Silomais und Zuckerrübe, als Vor- oder Nachfrucht) ausgesucht. Bevorzugt wurden Flächen, auf denen Hackfrüchte als Vorfrucht angebaut wurden. So soll der Humus zehrende Effekt besser erfasst werden. Um den Datensatz zu ergänzen, wurden Proben mit geplantem Anbau von Hackfrüchten (Nachfrucht) zugefügt.

Kriterium Cu-Gehalte: Spezifisch zur Fragestellung „Kupfergehalte im Weinbau“ wurden die Proben nach ihrem EDTA-extrahierbaren Cu-Gehalt (Cu_{EDTA}) selektiert. Proben mit hohen Cu-Gehalten ($> 20 \text{ mg Cu}_{\text{EDTA}} \text{ kg}^{-1}$) wurden bevorzugt.

2.1.2 Fragestellung „Bodenversauerung“: Charakterisierung der Stichprobe

Für diese Fragestellung wurden 209 Acker- und 41 Grünlandböden aus dem Bezirk **Zwettl** ausgewählt.

Das Anbauverhältnis im Ackerdatensatz (anzubauende Frucht) zeigt die Dominanz der **Kartoffel** (65%) und des **Getreides** (24%) (Tabelle 2). Im Grünlanddatensatz wurde nicht zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden unterschieden (z.B. Schnitthäufigkeit, usw.).

Tabelle 2: Darstellung der anzubauenden Kulturen im Acker; Zwettl

Kultur	n	%
Getreide	51	24,4
Grünland	13	6,2
Kartoffel	137	65,6
Silomais	1	0,5
Sonstiges	7	3,3
Gesamt	209	100

2.1.3 Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“: Charakterisierung der Stichprobe bezüglich Vorfrucht, Nachfrucht sowie Herkunft (Bezirk)

Die Zusammensetzung des Datensatzes richtete sich nach dem Vorkommen von Hackfrüchten als Vorfrucht in den untersuchten Hauptproduktionsgebiete (HPG) (siehe Auswahlkriterien). Vorhandene Angaben zu Vor- und/oder Nachfrucht wurden hierfür herangezogen. Der Datensatz setzt sich wie folgt zusammen:

1) Alpenvorland:

Im Datensatz des Alpenvorlandes stellen Hackfrüchte insgesamt 94,2% der Vorfrüchte und 40,7% der Nachfrüchte dar (Tabelle 3). Die Herkunft der Proben wird in Tabelle 4: Anteil der Bezirke an dem Datensatz im HPG Alpenvorland beschrieben: insgesamt 120 Proben aus diesem HPG wurden analysiert, Amstetten ist der am meisten repräsentierte Bezirk.

Tabelle 3: Darstellung der Vor- und Nachfrüchte im HPG Alpenvorland

Kultur	Vorfrucht (n)	Vorfrucht (%)	Nachfrucht (n)	Nachfrucht (%)
Getreide	3	2,5	59	49,2
Grünland			4	3,3
Kartoffel			1	0,8
Mais	72	60	22	18,3
Silomais	38	31,7	16	13,3
Zuckerrübe	3	2,5	10	8,3
Sonstiges	4	3,3	8	6,7

Gesamt	120	100	120	100
--------	-----	-----	-----	-----

Tabelle 4: Anteil der Bezirke an dem Datensatz im HPG Alpenvorland

Bezirk	n	%
Amstetten	74	61,7
Melk	22	18,3
St Pölten	24	20
Gesamt	120	100

2) Nordöstliches Flach- und Hügelland (NÖ FHL)

Im Datensatz dieses HPGs stellen Hackfrüchte insgesamt 87,2% der Vorfrüchte und 27,3% der Nachfrüchte dar (Tabelle 5). Tabelle 6 beschreibt die Herkunft der Proben. Es sind insgesamt 322 Proben, der am meisten repräsentierte Bezirk ist Gänserndorf mit knapp 30% der Proben.

Tabelle 5: Darstellung der Vor- und Nachfrüchte im HPG Nordöstliches FHL

Kultur	Vorfrucht (n)	Vorfrucht (%)	Nachfrucht (n)	Nachfrucht (%)
Getreide	39	12,1	187	58,1
Grünland			1	0,3
Kartoffel	51	15,8	69	21,4
Mais	84	26,1	7	2,2
Silomais	30	9,3	1	0,3
Zuckerrübe	116	36	11	3,4
Sonstiges	1	0,3	46	14,3
Keine Angabe	1	0,3		
Gesamt	322	100	322	100

Tabelle 6: Anteil der Bezirke an dem Datensatz im HPG Nordöstliches FHL

Bezirk	n	%
Baden	4	1,2
Bruck /Leitha	35	10,9
Gänserndorf	96	29,8
Hollabrunn	11	3,4
Horn	29	9
Korneuburg	67	20,8
Krems	2	0,6
Mistelbach	57	17,7
Neunkirchen	21	6,5
Gesamt	322	100

3) Waldviertel

Der Datensatz des Waldviertels besteht aus 263 Proben. Unter diesen wurden auch die 209 Ackerproben der Fragestellung „Versauerung“ (Zwettl) ausgewertet (Tabelle 8). Diese wurden nach ihrem pH-Wert ausgewählt. es liegen aber nur die Angaben zur Nachfrucht vor. Zusätzlich wurde der Datensatz mit Proben aus Waidhofen an der Thaya sowie mit weiteren Proben aus Zwettl berücksichtigt (Daten zur Vorfrucht liegen vor). Hackfrüchte stellen insgesamt 56,3% der Nachfrüchte dar, wobei die Kultur Kartoffel den höchsten Anteil ausmacht (Tabelle 7).

Tabelle 7: Darstellung der Vor-und Nachfrüchte im HPG Waldviertel

Kultur	Vorfrucht (n)	Vorfrucht (%)	Nachfrucht (n)	Nachfrucht (%)
Getreide			91	34,6
Grünland			13	4,9
Kartoffel			142	54
Mais	4	1,5		
Silomais	5	19	6	2,3
Zuckerrübe				
Sonstiges			11	4,2
Keine Angabe	209	79,5		
Gesamt	263	100	263	100

Tabelle 8: Anteil der Bezirke an dem Datensatz im HPG Waldviertel

Bezirk	n	%
Waidhofen/Thaya	41	15,6
Zwettl	222	84,4
Gesamt	263	100

2.1.4 Fragestellung „Kupfergehalte im Weinbau“: Charakterisierung der Stichprobe

Da eine Unterteilung nach Bezirk für diese Stichprobe nicht immer möglich war, wird in diesem Fall die Herkunft nach Gebiet dargestellt (Tabelle 9). Die meisten Standorte befinden sich im nordöstlichen FHL, so dass eine Auswertung nach HPG nicht sinnvoll war.

Wie schon erwähnt, wurden hier die Proben nach ihrem (möglichst hohen) Cu_{EDTA} Gehalt ausgewählt, daher konnte nicht auf eine gleichmäßige Verteilung der verschiedenen Gebiete geachtet werden. Der größte Anteil der Proben stammt aus dem Gebiet Seewinkel-Neusiedlersee. Dies erlaubt allerdings keinen Rückschluss auf die Ausmaße der Kupfer Akkumulation in diesem Gebiet. Cu_{EDTA} wird nicht routinemäßig untersucht, daher handelt es sich hier um eine durch die Verfügbarkeit von Probenmaterial bedingte Verteilung, nicht um eine repräsentative Stichprobe.

Tabelle 9: Anteil der Gebiete an dem Datensatz von Weinbaugärten

Gebiet	Proben (n)	Standorte (n)	%	HPG
Baden	4	2	4,3	NÖ FHL
Gänserndorf	8	4	8,7	NÖ FHL
Horn	2	1	2,2	NÖ FHL
Krems	12	6	13	NÖ FHL
Mistelbach	2	1	2,2	NÖ FHL
Mittelburgenland	8	4	8,7	NÖ FHL
Seewinkel-Neusiedlersee	52	26	56,5	NÖ FHL
Südburgenland	4	2	4	SÖ FHL
Gesamt	92	46	100	

2.2 Agrarstrukturen und Anbauverhältnis in den untersuchten HPG

Spezifisch für die Interpretation der Ergebnisse zur Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“ stellen durchschnittlicher Tierbesatz, Anbau von Feldfutter und Hackfrüchten wichtige Informationen dar. Es werden hier diese relevanten Erhebungen zur Agrarstruktur in den jeweiligen HPG bzw. Kleinproduktionsgebiete (KPG) dargestellt. Tabelle 10 zeigt, welche KPG für diese Auswertung herangezogen wurden.

Tabelle 10: Ausgewählte KPG für die Darstellung der Agrarstruktur und des Anbauverhältnisses in den untersuchten HPG

HPG	KPG Code	KPG	Relevant für Bezirke:
Alpenvorland	610	Haag- Amstettener Gebiet	Amstetten
	611	Wieselburg- St. Pöltener Gebiet	St Pölten, Melk
Nordöstliches FHL	802	Westliches Weinviertel	Horn, Hollabrunn
	804	Herzogenburg-, Tulln-, Stockerauer Gebiet	Korneuburg
	805	Hollabrunn- Mistelbacher Gebiet	Hollabrunn, Mistelbach
	808	Marchfeld	Gänserndorf
	809	Wiener Boden	Bruck/Leitha
Waldviertel	811	Steinfeld	Neunkirchen
	403	Hochlagen des Waldviertels	Zwettl
	405	Mittellagen des Waldviertels	Zwettl, Waidhofen/Thaya

Aus Tabelle 11 ist zu erkennen, dass starke Unterschiede in der Landnutzung gegeben sind: Ackerland macht im Alpenvorland und im Waldviertel 75 bzw. 80% der Landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) aus, im NÖ FHL sind es 93%. Die Ackerflächen werden auch unterschiedlich bewirtschaftet: Feldfutterbau wird im NÖ FHL auf 3% der Ackerfläche, in den anderen HPG auf 10% (Alpenvorland) und 15% (Waldviertel) der Ackerfläche betrieben. Noch stärker sind die Unterschiede im Hackfruchtanteil: während im Waldviertel nicht mehr als 8% der Flächen mit Hackfrüchten bestellt werden (v.a. Kartoffel und Silomais im KPG „Mittellagen des Waldviertels“), ist dieser Anteil im NÖ FHL (21%) und im Alpenvorland (32%; v.a. Mais und Silomais) wesentlich größer.

Tabelle 11: Anbauverhältnis von Hackfrüchten und Feldfutterbau in den untersuchten HPG (INVEKOS-Daten 2008)

HPG	KPG Code	LF	Ackerland (ha)	Ackerland (% LF)	Feldfutter (ha)	Feldfutter (% Acker)	Erdäpfel (ha)	Zucker- rübe (ha)	Mais (ha)	Silomais (ha)	Σ Hackfrüchte (% Acker)
Alpenvorland	610	61.375	39.929	65	5.018	13	85	744	9.844	6.165	27
	611	65.343	54.825	84	4.597	8	289	2.354	15.504	4.882	35
Durchschnitt				75		10					32
NÖ FHL	802	70.693	55.500	79	1.410	3	794	3.001	5.643	779	14
	804	38.735	36.134	93	1.045	3	1.277	3.511	9.169	1.939	41
	805	82.945	81.296	98	1.524	2	4.250	7.071	4.704	1.151	21
	808	57.363	56.007	98	1.122	2	3.332	5.011	3.247	229	21
	809	61.512	59.040	96	1.303	2	232	4.629	4.196	1.010	16
	811	16.737	15.748	94	1.256	8	34	604	920	564	13
Durchschnitt				93		3					21
Waldviertel	403	30.622	19.656	64	7.606	39	537	1	1	211	2
	405	111.270	94.081	85	9.988	11	4.711	32	576	4.938	9
Durchschnitt				80		15					8

Der Tierbesatz ist, wie in Tabelle 12 angeführt, im NÖ FHL ($0,15 \text{ GVE ha}^{-1}$) am niedrigsten und im Alpenvorland ($1,13 \text{ GVE ha}^{-1}$) am höchsten. Mit $0,56 \text{ GVE ha}^{-1}$ nimmt das Waldviertel eine mittlere Stellung ein. Diese Ergebnisse sind sowohl mit dem Hackfruchtanteil im Alpenvorland (Mais und Silomais), als auch dem Anteil des Ackerlandes an der LF und des Anbaus von Feldfutter kohärent.

Tabelle 12: Tierbesatz im den untersuchten HPG (INVEKOS Daten 2008)

HPG	KPG Code	LF	GVE Tiere 2007	GVE/ha	Rinder	Schweine	Schafe	Geflügel
Alpenvorland	610	61.375	80.021	1,30	53.313	21.712	765	2.942
	611	65.343	62.714	0,96	29.545	29.400	975	1.271
Durchschnitt				1,13				
NÖ FHL	802	70.693	6.024	0,09	1.300	4.220	94	68
	804	38.735	19.439	0,50	7.640	10.774	157	235
	805	82.945	12.444	0,15	3.520	7.961	140	127
	808	57.363	1.311	0,02	676	272	71	45
	809	61.512	4.815	0,08	1.856	2.145	103	133
	811	16.737	5.460	0,33	1.968	2.683	77	243
Durchschnitt				0,15				
Waldviertel	403	30.622	25.773	0,84	23.085	1.302	728	108
	405	111.270	54.284	0,49	41.986	9.334	1.071	613
Durchschnitt				0,56				

2.3 Ausmaß der Teilnahme an wirksamen Maßnahmen des ÖPUL

Im Rahmen der Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“ sollte eine möglichst repräsentative Stichprobe erfasst werden, die wegen des höheren Anteils an „Humus zehrenden“ Hackfrüchten in der Fruchtfolge ungünstigere Voraussetzungen für ausreichende Humusgehalte aufweist. In dieser Hinsicht ist es relevant, das Ausmaß der Teilnahme an wirksamen OPUL Maßnahmen zu dokumentieren.

Die Tabelle 13 zeigt, dass die Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“(incl. der speziellen Ökopunktevarianten v.a. im Waldviertel) auf 27% (Alpenvorland), 25% (Waldviertel) und 29% (NÖ FHL) der Fläche angenommen wurde. Die Maßnahme „Erosionsschutz im Ackerbau“ dagegen, ist im Waldviertel kaum vorhanden (2%) und wird im NÖ FHL am meisten praktiziert (19%).

Tabelle 13: Teilnahme an für die Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“ relevanten OPUL Maßnahmen (INVEKOS-Daten 2008)

HPG	KPG Code	Ackerland (ha)	Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter		Erosionsschutz im Ackerbau	
			ha	%	ha	%
Alpenvorland	610	39.929	10.790	27	2340	6
	611	54.825	14.875	27	3920	7
Durchschnitt				27		7

NÖ FHL	802	55.500	16.741	30	8510	15
	804	36.134	10.845	30	6222	17
	805	81.296	25.078	31	17570	22
	808	56.007	15.875	28	11802	21
	809	59.040	15.820	27	11394	19
	811	15.748	4.208	27	1276	8
Durchschnitt				29		19

Waldviertel	403	19.656	6.174	31	32	0
	405	94.081	22.684	24	2005	2
Durchschnitt				25		2

2.4 Spezifische Untersuchungen

Nach der Auswahl wurden die Proben je nach Fragestellung auf spezifische Parameter untersucht:

1) Fragestellung „Bodenversauerung“:

250 Proben (41 Grünlandstandorte und 209 Ackerstandorte) aus dem Bezirk Zwettl wurden auf den Gehalt an **Humus** und **Ton** sowie auf **Kationenaustauschkapazität** (KAK) untersucht.

2) Fragestellung „Organische Substanz im Ackerbau“:

496 Proben wurden aus den Bezirken Amstetten, Baden, Bruck an der Leitha, Gänserndorf, Hollabrunn, Horn, Korneuburg, Krems, Melk, Mistelbach, Neunkirchen, St. Pölten, Waidhofen an der Thaya und Zwettl ausgewählt und auf den Gehalt an **Humus und Ton** untersucht. Die Daten der Fragestellung zur Versauerung (209 Ackerstandorte aus dem Bezirk Zwettl) wurden gemeinsam ausgewertet, so dass der Datenpool in diesem Fall aus 705 Ackerproben besteht. Zur Datenauswertung sind die Standorte ihrem HPG zugeordnet: Alpenvorland, Nordöstliches FHL und Waldviertel.

3) Fragestellung „Kupfergehalte im Weinbau“

90 Proben wurden aus dem Gebiet Seewinkel (Andau, Gols, Illmitz, Jois, Purbach am Neusiedlersee), Baden, Gänserndorf, Horn, Krems, Mistelbach, Mittelburgenland (Deutschkreutz, Horitschon, Neckenmarkt) und Südburgenland (Rechnitz, Eisenberg, Deutschschützen) ausgewählt. Sie wurden auf **Ton-, Humus- und Kalkgehalt**, sowie auf **KAK, EDTA- und Königswasser** – extrahierbare Gehalte an Schwermetallen untersucht.

4) Fragestellung Cu- und Zn Eintrag durch Schweinegülle

Aus 27 Schweine haltenden Betrieben wurden 3 mit den jeweils niedrigsten und höchsten gehalten an Cu und Zn in der Gülle ausgewählt und die Gehalte in der Gülle denen im Boden gegenübergestellt.

Bodenanalysen

Die Bodenanalysen wurden nach folgenden ÖNORMen durchgeführt:

- pH-Wert: ÖNORM L 1083
- Humusgehalt: ÖNORM L 1080
- Carbonatgehalt: ÖNORM L 1084
- Effektive Kationen Austauschkapazität (KAK_{eff}): Extraktion mit ungepufferter Bariumchlorid – Lösung: ÖNORM L 1086-1
- „Pflanzenverfügbare“ Phosphor- und Kaliumgehalte: Calcium-Acetat-Lactat (CAL) Methode: ÖNORM L 1087
- Schwermetalle im EDTA Extrakt: ÖNORM L 1089
- Königswasser-extrahierbare Gehalte an Schwermetallen: ÖNORM L 1085

Tongehalt:

Der Tongehalt wurde mit einem Aräometer in einer Bodensuspension („Spindelmethode“) gemessen: 50g Boden werden mit 100ml $0,01 \text{ mol l}^{-1}$ Tetra-Natriumdiphosphat-Dekahydrat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_5 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) dispergiert und in einen 1000ml Messzylinder überführt, welcher mit destilliertem Wasser aufgefüllt wird. Die Suspension wird aufgerührt und nach 3 Stunden 15 min wird das Aräometer eingetaucht und die Eintauchtiefe **E** abgelesen (Skala in g l^{-1}). Daraus leitet man nach Abzug der Blindwertes **B** (100ml $0,01 \text{ mol l}^{-1}$ Tetra-Natriumdiphosphat-Dekahydrat in 1000ml destilliertem Wasser) den Tongehalt ab mit der Formel:

$$\text{Tongehalt (\%)} = (E - B) * 2$$

Statistische Analysen

Folgende Tests wurden mit SPSS 16 durchgeführt:

- Korrelationen nach Pearson
- Lineare Regressionen auf 0,05 Signifikanzniveau
- Varianzanalyse (ANOVA) mit Duncans Post-Hoc Test auf 0,05 Signifikanzniveau für die Bestimmung von homogenen Gruppen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodenversauerung

3.1.1 Darstellung und Vergleich der Grundparameter für Grünland- und Ackerstandorte, Zwettl

Wie bereits erläutert, wurde bei der Probenauswahl das gesamte pH-Wert Spektrum erfasst. Dementsprechend liegt in dieser Stichprobe kein signifikanter Unterschied bezüglich des pH-Wertes zwischen Acker und Grünlandstandorten vor (Tabelle 14). Die Anzahl der sauren Standorte wurde bewusst hoch angesetzt, 75% der Proben (bis zum 3. Quartil oder 75. Perzentil) haben einen pH-Wert < 5,5 (Tabelle 15, Abbildung 1). Aufgrund der zum Teil begrenzten Verfügbarkeit von Grünlandprobenmaterial im sehr sauren Bereich (pH <4,5) kommen verhältnismäßig weniger sehr saure Grünland- als Ackerstandorte vor (siehe Box-Plot Verteilung in Abbildung 1).

Tabelle 14: Mittelwertvergleich zwischen Acker und Grünlandstandorten in Zwettl. Mittelwerte (Standardabweichung)

Nutzungsart	pH CaCl ₂	Ton (%)	Humus (%)	P _{CAL} (mg kg ⁻¹)	K _{CAL} (mg kg ⁻¹)	KAK (cmol _c kg ⁻¹)	Basensättigung (%)
Acker (n=209)	5,00 (0,65)	19,95 (3,31)	3,72 (1,26)	58,74 (30,35)	188,61 (91,13)	8,79 (3,24)	88,49 (10,88)
Grünland (n=41)	5,09 (0,44)	16,73 (3,89)	8,40 (2,92)	33,24 (17,03)	127,24 (62,95)	12,74 (4,83)	93,10 (6,80)
Signifikanz (ANOVA)	>0,05	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01

Tabelle 15: Verteilung der Ergebnisse für die untersuchten Parameter in Zwettl. A= Acker (n=209), GL= Grünland (n=41).

Nutzungsart	Max. Beprobungstiefe (cm)		pH CaCl ₂		Ton (%)		Humus (%)		P _{CAL} (mg kg ⁻¹)		K _{CAL} (mg kg ⁻¹)		KAK (cmol _c kg ⁻¹)		Basensättigung (%)	
	A	GL	A	GL	A	GL	A	GL	A	GL	A	GL	A	GL	A	GL
Minimum	9	10	3,9	4,3	12	10	0,7	2,6	12	13	57	28	3,9	5,4	53,6	66,1
25. Perz	16,5	10	4,5	4,8	18	14	2,9	6,6	38	23	128,5	78	6,4	9,5	81,3	89,8
50. Perz	20	10	4,8	5	20	16	3,4	7,7	52	29	168	124	7,9	11,9	91,1	94,5
75. Perz	25	20	5,4	5,4	22	20	4,2	10,3	74	34	223	154	10,4	15,1	98	98,3
Maximum	30	25	6,5	6	30	26	11,5	16,4	192	102	819	286	23,5	23,9	99,7	99,5

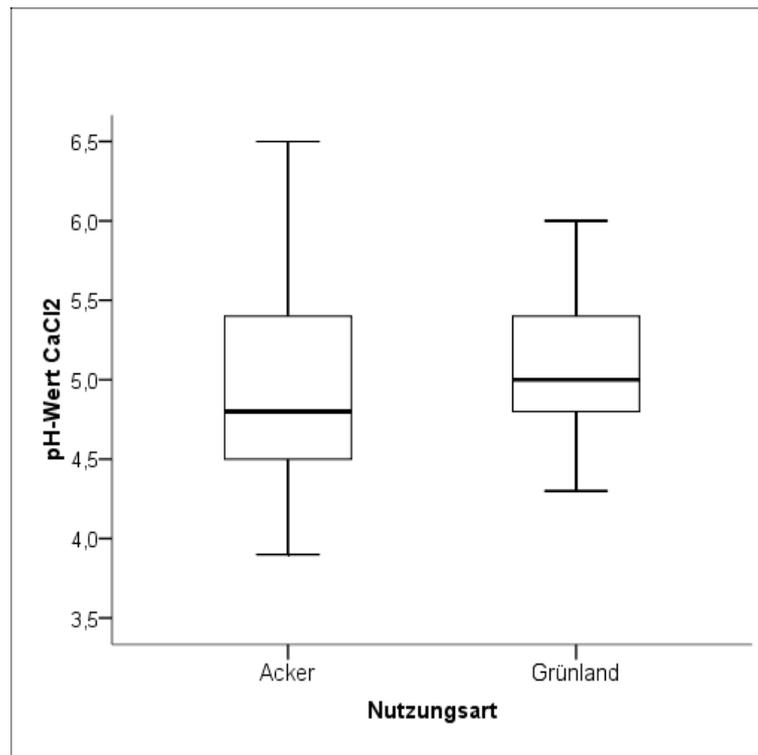


Abbildung 1: pH-Werte auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

Zwischen Grünland- und Ackerstandorten der ausgewählten Stichprobe besteht ein signifikanter Unterschied bezüglich Ton- und Humusgehalte ($p < 0,001$) (Tabelle 14, Abbildung 2 und Abbildung 3). Die Humusgehalte sind in Grünlandböden signifikant höher als in Ackerböden. Für Ton zeigt sich das gegenteilige Erscheinungsbild: Ackerböden weisen höhere Tongehalte als Grünlandböden auf. Weiters konnte in Grünlandböden eine negative Korrelation zwischen Ton- und Humusgehalten beobachtet werden ($n=41$; $R=-0,526$; $p < 0,001$; Abbildung 5), nicht jedoch in Ackerböden ($p > 0,05$; Abbildung 6).

Die beprobte Bodenschicht der Grünlandböden war geringmächtiger (Mittelwert = 13 cm; $n=41$) als die der Ackerböden (Mittelwert = 20 cm; $n=209$) ($p < 0,001$). Der Medianwert beträgt für Grünlandproben 10 cm und für Ackerproben 20 cm (Tabelle 15, Abbildung 4). Dies entspricht den allgemeinen Empfehlungen für die Probenahme. Solche Unterschiede in der Beprobungstiefe können zum Teil die höheren Humusgehalte sowie die niedrigeren Tongehalte im Grünland erklären. Die Ergebnisse deuten auf die zunehmende Rolle von organischer gegenüber mineralischer Substanz im Oberboden von Grünlandstandorte hin: während die Bodenbearbeitung im Acker die organische Substanz mit dem Mineralboden tieferer Horizonte vermischt und somit „verdünnt“, nimmt aufgrund des starken Wurzelwachstums an der Oberfläche von Grünlandböden der Gehalt an organischer Substanz stark zu, wobei der Mineralbodenanteil (in diesem Fall charakterisiert durch den Tongehalt) relativ dazu abnimmt. Für Ackerböden wird diese Beziehung zwischen Ton- und Humusgehalten im Rahmen der Fragestellung „organische Substanz im Acker“ ausführlicher besprochen.

Basierend auf einer Österreich - weiten Auswertung (BORIS Daten) haben Gerzabek *et al.* (2005) bei einer Untersuchung über den Einfluss der Bewirtschaftung auf die organischen Kohlenstoffgehalte eine Zunahme in der Reihenfolge Weinbau ($57,5 \text{ t C ha}^{-1}$) ~ Ackerbau ($59,5 \text{ t C ha}^{-1}$) < Obstbau/Gartenbau (78 t C ha^{-1}) ~ intensives Grünland (81 t C ha^{-1})

C ha⁻¹) < extensives Grünland (119 t C ha⁻¹) festgestellt. Dieser Einfluss der Bewirtschaftung war in Unterböden (20-50 cm) weniger ausgeprägt als in Oberböden (0-20 cm), welche auch den höchsten Anteil an organischem Kohlenstoff beinhalten. Es wurde auch angemerkt, dass das Potential für eine Steigerung der Kohlenstoffgehalte in Wein- und Ackerböden wesentlich größer als für die anderen Bewirtschaftungsformen ist (Gerzabek *et al.*, 2005).

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie beziehen sich auf die Konzentration an organischer Substanz im Oberboden (unterschiedliche Beprobungstiefe). Sie erlauben allerdings keinen Rückschluss auf Humusvorräte, da die zusätzlich dafür erforderlichen Daten (z.B. Humusgehalt im Unterboden, Mächtigkeit des Profils, Lagerungsdichte, Grobanteil) nicht verfügbar sind. Dennoch bestätigen die Ergebnisse der vorliegenden Studie (für den Bezirk Zwettl) den Einfluss der Bewirtschaftungsmethode auf die Humuskonzentration im Oberboden (Abbildung 3, Tabelle 14 und Tabelle 15). Angesichts der Differenz der Gehalte ist aufgrund der zu erwartenden gasförmigen Kohlenstoffverluste ein Umbruch von Grünlandstandorten kritisch zu betrachten. Darüber hinaus tragen Grünlandstandorte außerdem wesentlich zum Erosionsschutz bei. Das ÖPUL strebt deshalb die Erhaltung von Grünlandflächen an (Evaluierungsbericht, 2008).

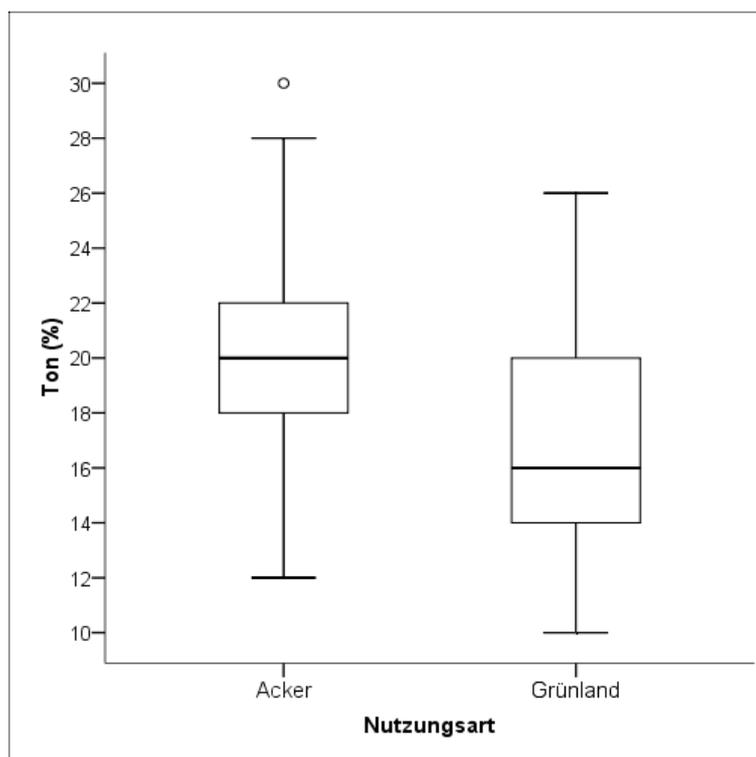


Abbildung 2: Tongehalte auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

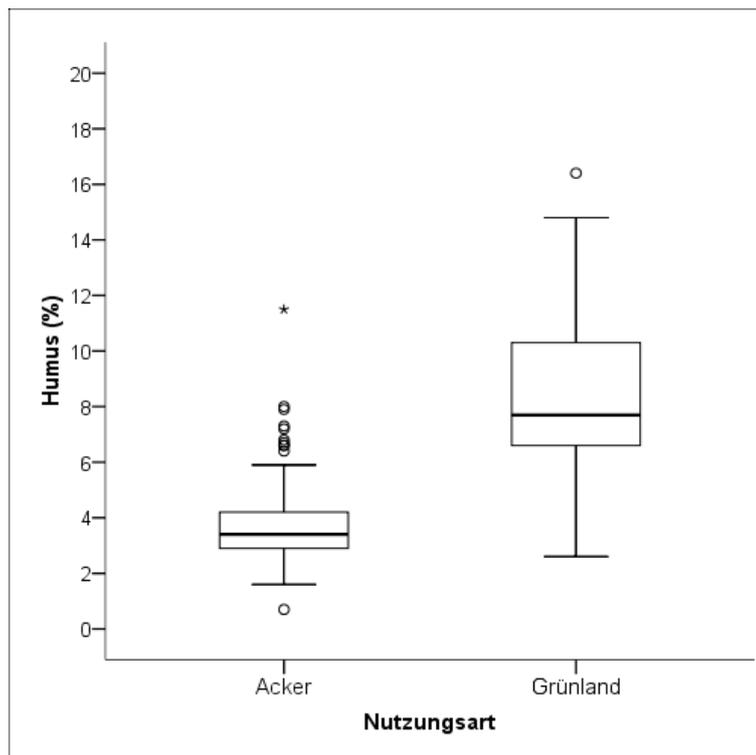


Abbildung 3: Humusgehalte auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

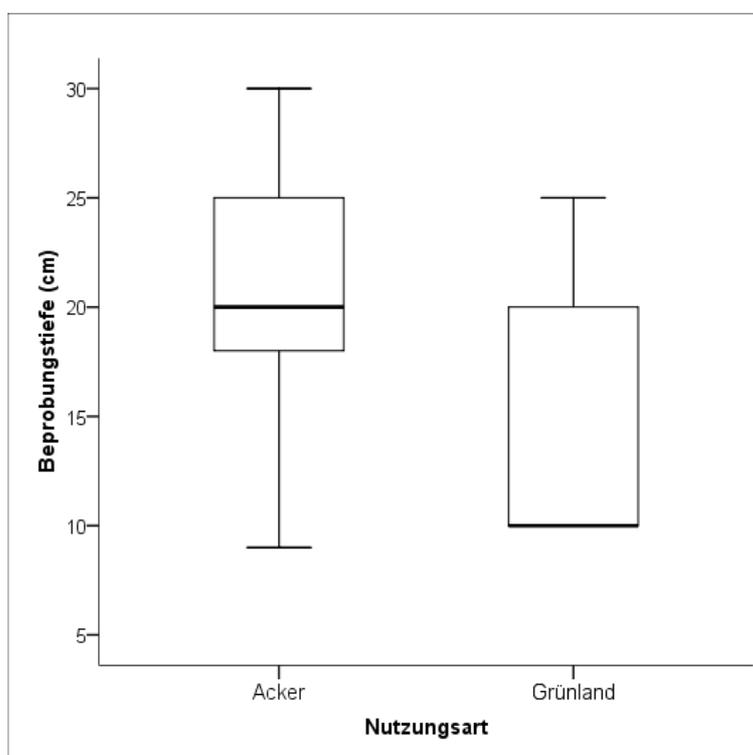


Abbildung 4: Beprobungstiefe auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

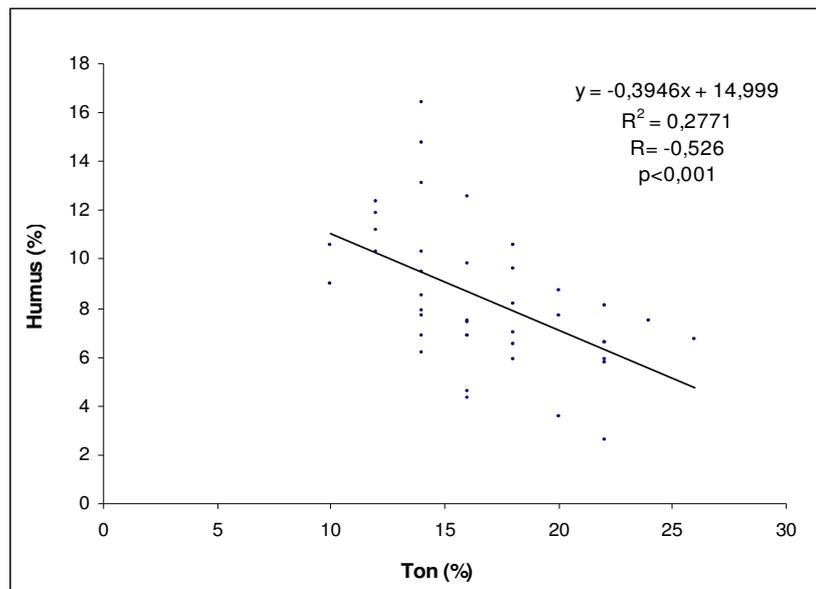


Abbildung 5: Korrelation Ton - Humus auf Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

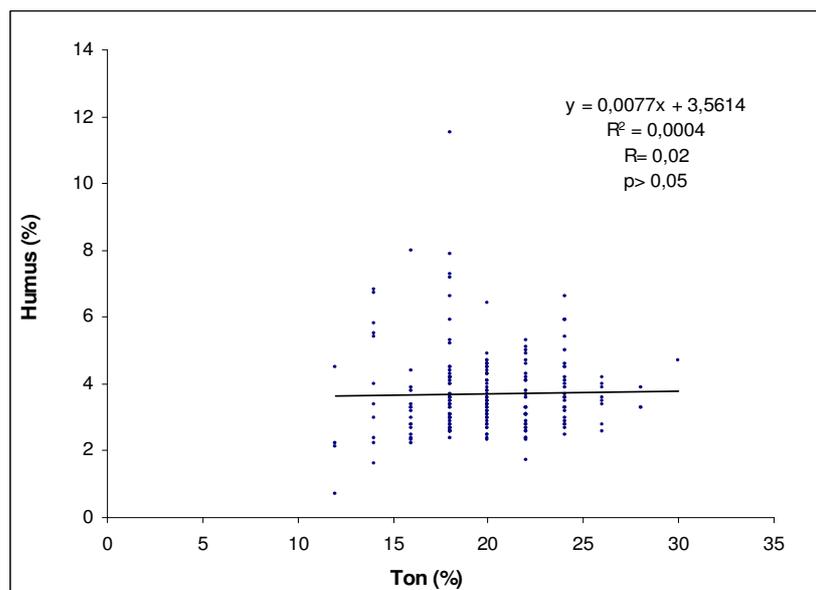


Abbildung 6: Korrelation Ton - Humus auf Ackerstandorten (n=209), Zwettl.

Die Hälfte der Proben (25. bis 75. Perzentil) hatten eine **KAK** zwischen 6,4 und 10,4 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Acker) bzw. 9,5 bis 15 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Grünland) (Tabelle 15, Abbildung 7). Nach den Richtlinien der Sachgerechten Düngung beträgt die KAK normalerweise 10 bis 40 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Die Ergebnisse zur KAK im Rahmen der Niederösterreichischen Bodenzustandsinventur (NÖ BZI) sind in Tabelle 16 dargestellt. Somit ist die KAK der untersuchten Ackerböden in Zwettl als niedrig einzustufen. In der NÖ BZI (1994) waren kalkfreie Felsbraunerden (7,8 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), Ranker (10,8 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) oder kalkfreie Lockersediment Braunerden (12,6 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) als drei Bodenformen mit niedriger KAK

(Medianwerte) beschrieben. Diese kommen verstärkt auf den silikatischen Gesteinen des Waldviertels vor.

Es soll angemerkt werden, dass sich die Ergebnisse der NÖ BZI auf die potentielle KAK beziehen (Auszug im gepufferten BaCl_2). Die Messung der KAK wird aktuell im ungepufferten BaCl_2 durchgeführt und bezieht sich deshalb auf die effektive KAK. Die Werte sind deshalb nicht direkt vergleichbar, die nach heutigem Standard gemessene (effektive) KAK ist in sauren Böden niedriger als die in der NÖ BZI (1994) gemessene (siehe dazu Kapitel 3.1.4)

Tabelle 16: Verteilung der KAK in Niederösterreich (Niederösterreichische Bodenzustandsinventur, 1994).

Perzentil	%
10.	6,5
30.	11,6
70.	20,3
90.	27,5

Die KAK und die Basensättigung waren in Grünland- höher als in Ackerböden (Tabelle 14, Abbildung 7 und Abbildung 8). Die höhere KAK kann auf die höheren Humusgehalte zurückgeführt werden (Kapitel 3.1.2). Da die Basensättigung stark vom pH-Wert abhängig ist (Kapitel 3.1.3 und Abbildung 20), könnte zum Teil der verhältnismäßig geringere Anteil an sehr sauren Grünlandproben (Abbildung 1) die höhere Basensättigung erklären.

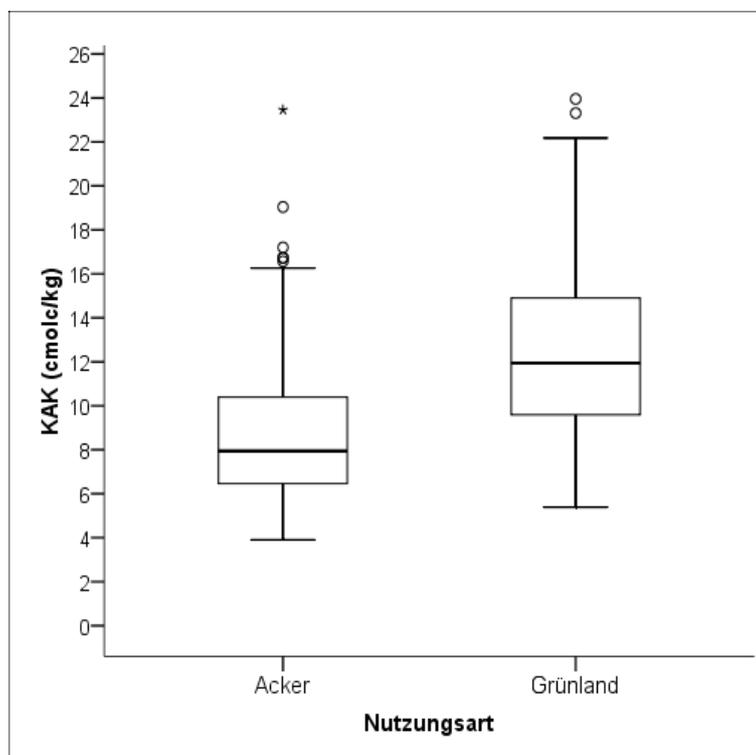


Abbildung 7: KAK auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

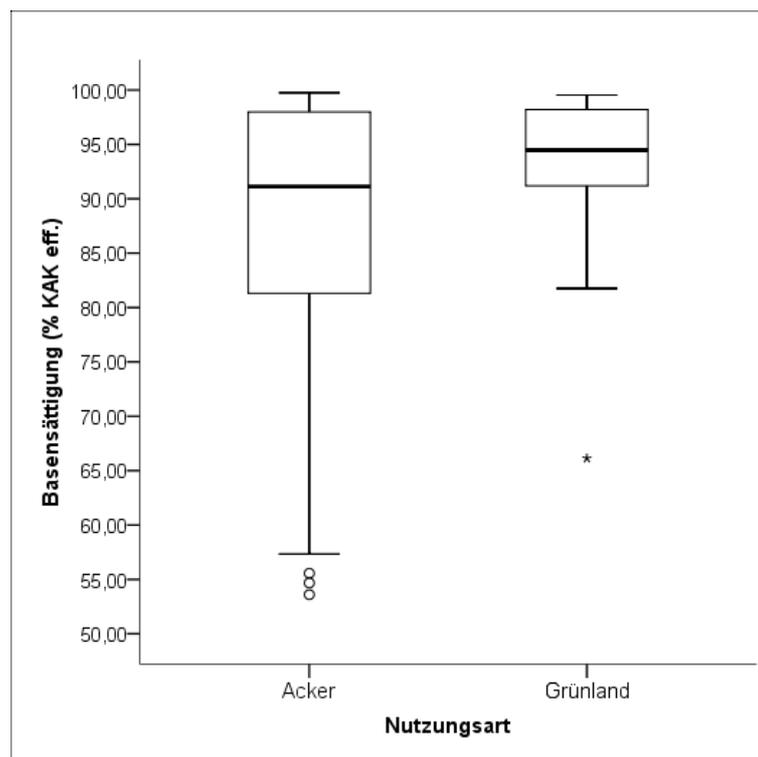


Abbildung 8: Basensättigung auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

Pflanzenverfügbare Phosphor- und Kaligehalte (P_{CAL} und K_{CAL}) waren in Ackerböden höher als im Grünland (Tabelle 14, Abbildung 9 und Abbildung 10). Dies ist grundsätzlich auf die unterschiedliche Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen.

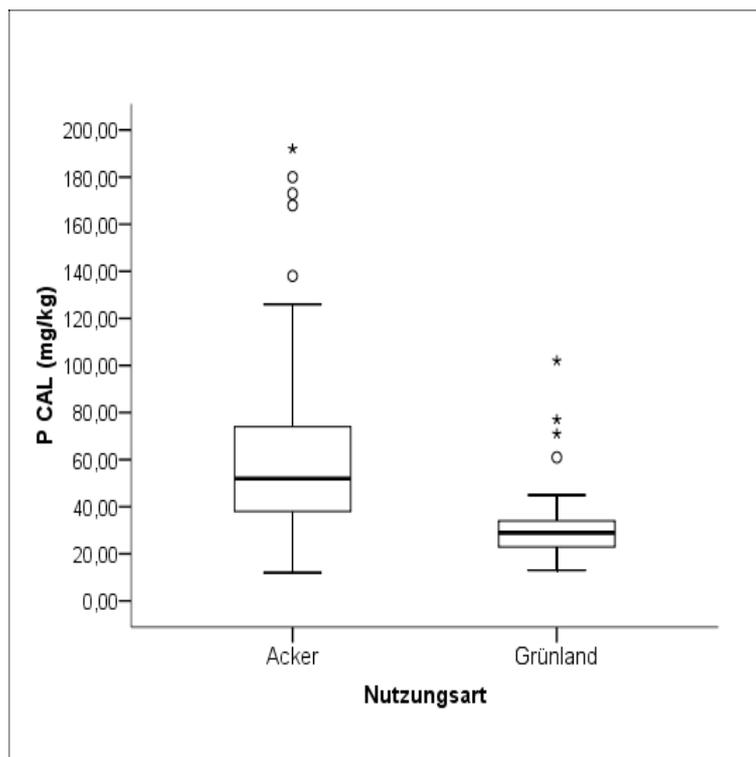


Abbildung 9: P_{CAL} (mg kg⁻¹ P) auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

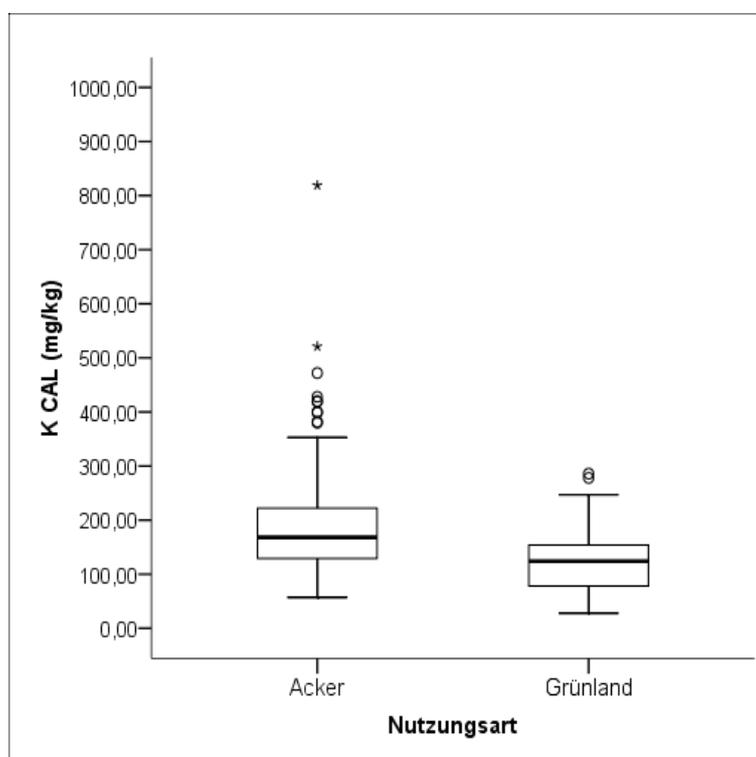


Abbildung 10: K_{CAL} (mg kg⁻¹ K) auf Acker- (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

3.1.2 Kationen-Austauschkapazität (KAK): der Einfluss von Ton und organischer Substanz (Zwettl)

Die KAK des Bodens wird von den negativen Ladungen (in $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ Boden) bestimmt. Diese befinden sich hauptsächlich als permanente oder variable (pH-Wert abhängige) Ladungen an **Tonpartikeln**, aber auch als ausschließlich variable Ladungen an der **organischen Substanz**. Während die KAK von Tonmineralen zwischen 10 und $180 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ schwankt (Illit < Kaolinit << Smectit < Vermiculit), beträgt die KAK von Huminstoffen $200 - 500 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Blum, 2007; Scheffer & Schachtschabel, 2002).

In mitteleuropäischen Böden beträgt die KAK der Tonfraktion $40 - 60 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (in Abhängigkeit von ihrer Zusammensetzung) und die der organischen Substanz je nach Humusform und Gehalt an Huminsäuren $150 - 300 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, (Blum, 2007). Hohe Humusgehalte sind daher mit erhöhter KAK verbunden.

Wie auf den nächsten Abbildungen zu sehen ist, korrelierte die effektive Kationenaustauschkapazität ($\text{KAK}_{\text{eff.}}$) sowohl im Acker als auch im Grünland positiv mit dem Humusgehalt (Abbildung 11, Abbildung 12, und Abbildung 13). Dieser Zusammenhang ist auf den Grünlandstandorten wegen der größeren Spannweite der Humusgehalte wesentlich enger.

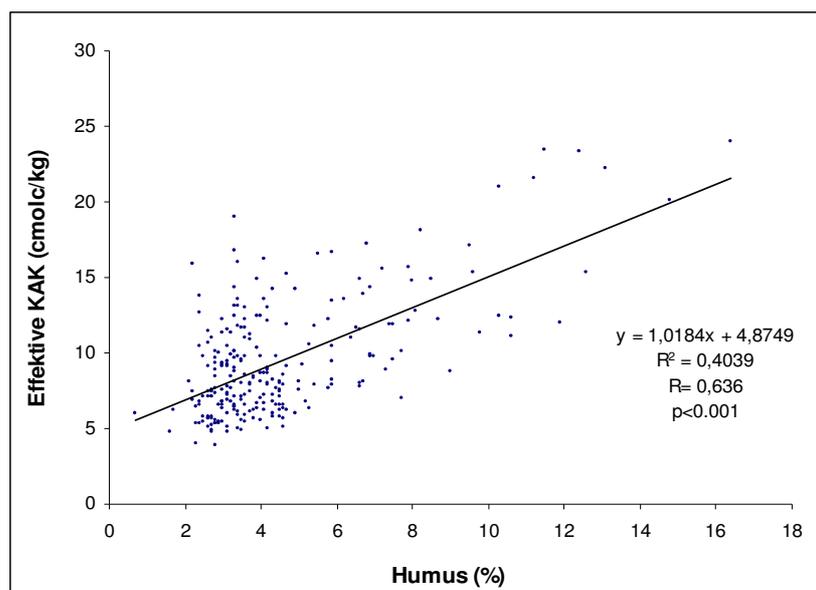


Abbildung 11: Korrelation Humus - Austauschkapazität auf Acker- (n= 209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

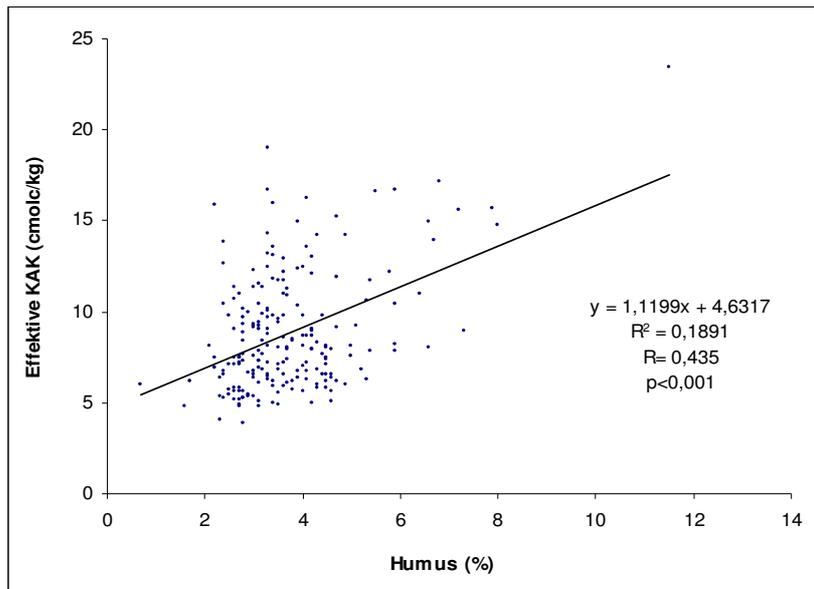


Abbildung 12: Korrelation Humus - Austauschkapazität auf Ackerstandorten (n=209), Zwettl.

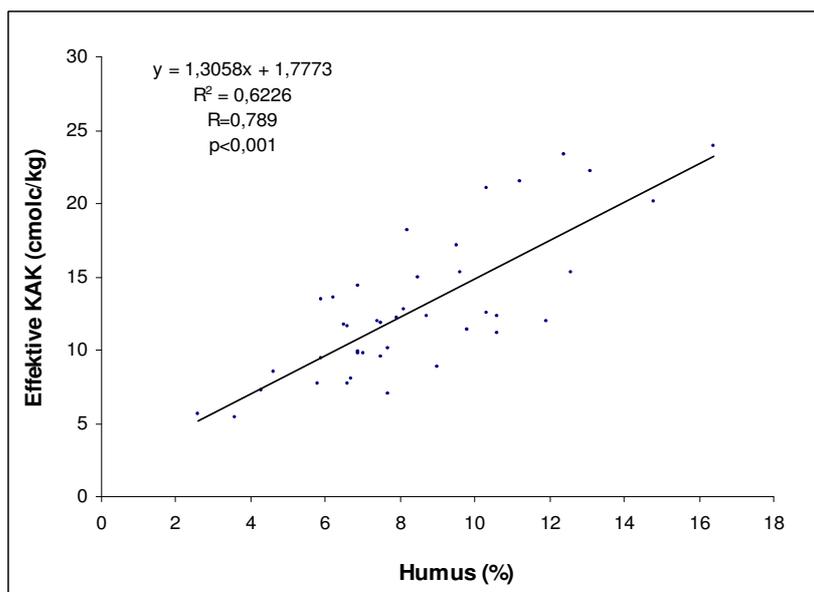


Abbildung 13: Korrelation Humus - Austauschkapazität auf Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

Die Tongehalte dagegen korrelierten in Grünlandböden negativ mit der KAK_{eff} . (n=41; $R = -0,447$; $p < 0,01$; Abbildung 15), in Ackerböden konnte keine Korrelation gefunden werden (n=209; $p > 0,05$; Abbildung 14). Wie schon bei der Datenbeschreibung erwähnt, gab es eine negative Korrelation zwischen Humus und Ton in Grünlandböden (Abbildung 5). Die negative Korrelation zwischen Ton und KAK_{eff} ist im Grünland auf die niedrigen Tongehalte in humusreichen Böden zurückzuführen.

Diese Ergebnisse zeigen, dass in den untersuchten Böden die KAK mehr vom Humusgehalt als vom Tongehalt bestimmt wird. Diese Tendenz ist im Grünland besonders ausgeprägt.

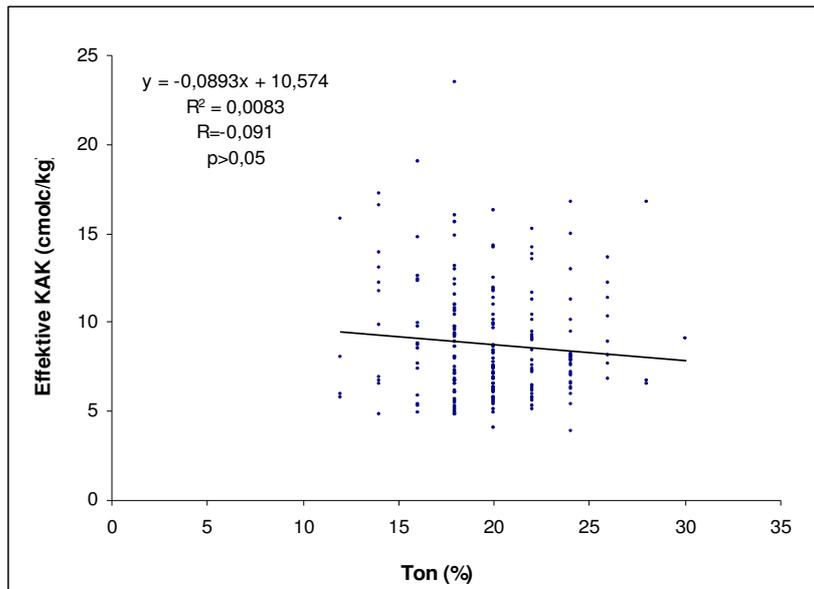


Abbildung 14: Korrelation Ton- Austauschkapazität auf Ackerstandorten (n=209), Zwettl.

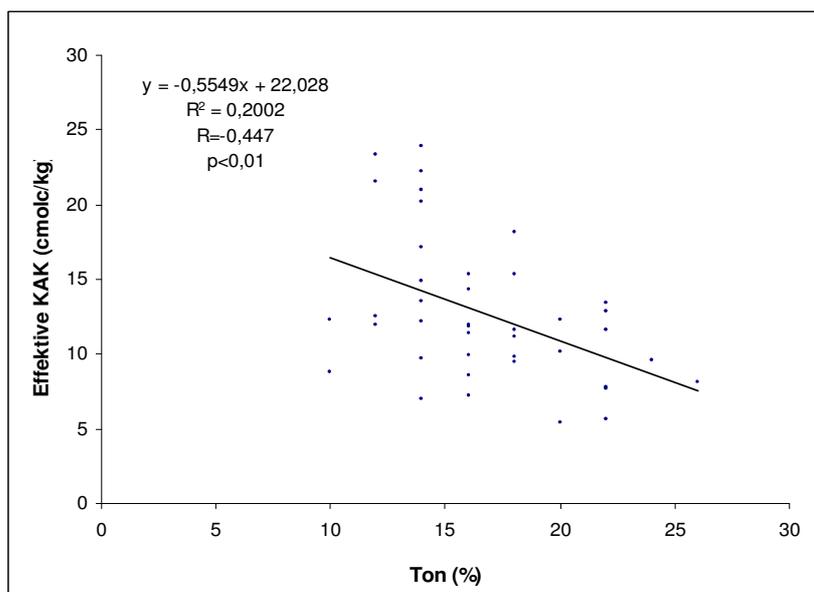


Abbildung 15: Korrelation Ton- Austauschkapazität auf Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

3.1.3 Einfluss des pH-Wertes auf die Kationen-Austauschkapazität und die Basensättigung

Die Ergebnisse zeigen, dass die KAK_{eff} sowohl auf Acker- als auch auf Grünlandstandorten mit dem pH-Wert abnimmt (Abbildung 16 und Abbildung 17). Grund hierfür ist die Protonierung von variablen Ladungen. In dem hier untersuchten pH Bereich (4 – 6,5) reagieren die variablen Ladungen an der Oberfläche der Tonminerale und der organischen Substanzen (v.A. Carboxylgruppen) mit Protonen, die angelagert werden.

Dadurch nehmen die negativen Ladungen an der Oberfläche des Austauschers ab, positive Ladungen nehmen zu.

Aufgrund der hohen Humusgehalte ist die KAK in Grünlandböden wesentlich stärker als in Ackerböden durch variable Ladungen geprägt. Die Abnahme der KAK mit dem pH-Wert ist auf Grünland daher ausgeprägter als auf Ackerland: die Steigung der Korrelationsgerade ist etwa doppelt so hoch (Acker: ca. 4 und Grünland: ca. 8; Abbildung 16 bzw. Abbildung 17).

Bei pH 5,5 beträgt die KAK im Acker ca. 11 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, im Grünland ca. 16 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$.

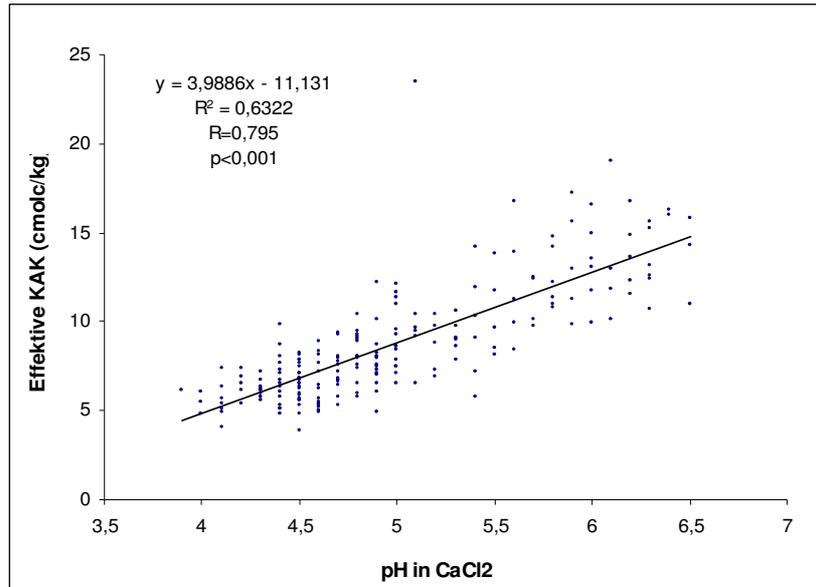


Abbildung 16: Korrelation effektive KAK - pH Wert auf Ackerstandorten (n= 209), Zwettl.

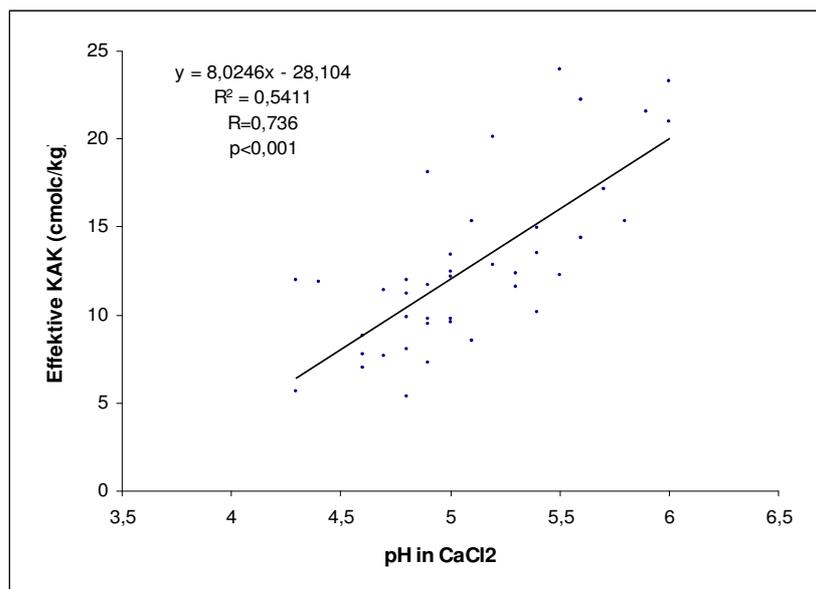


Abbildung 17: Korrelation effektive KAK - pH Wert auf Grünlandstandorten (n= 41), Zwettl.

Zusätzlich zu der nahezu linearen Abnahme der KAK in Abhängigkeit vom pH-Wert steigt unterhalb von pH 5,5 der Anteil von Al am Austauscher exponentiell an und erreicht bei pH 4 bis zu 40% der KAK_{eff} . (Abbildung 18). Für den untersuchten pH Bereich beschreibt die Funktion $y = 61947175,82e^{-3,38x}$ die Al-Sättigung in Abhängigkeit vom pH-Wert am besten. Die Funktionen für Acker und Grünland hatten einen ähnlichen Verlauf, daher wurden sie in einer Auswertung zusammengefasst (keine gesonderte Abbildung).

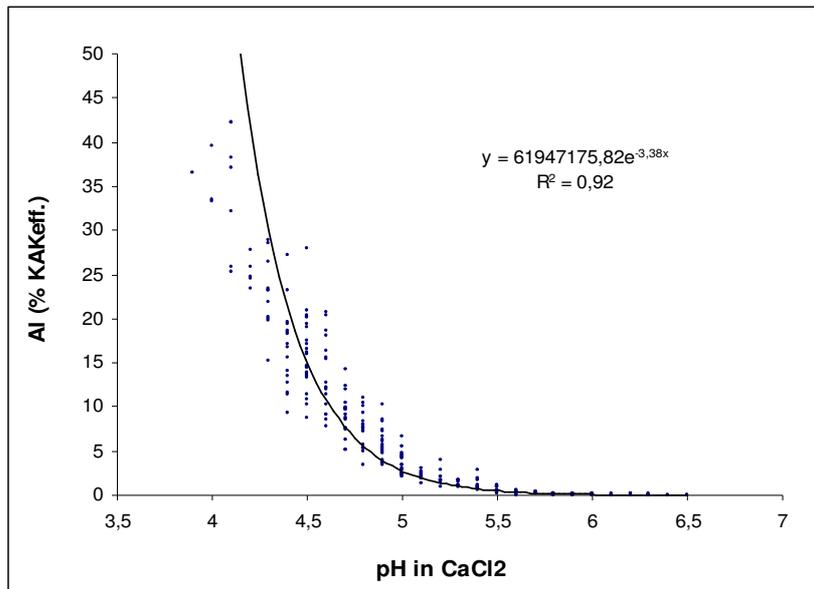


Abbildung 18: Korrelation % Al am Austauscher - pH Wert Zwettl (n= 250)

Sowohl die Al- als auch die Mn Sättigung steigen mit sinkendem pH-Wert, letztere allerdings in einem wesentlich kleineren Umfang, sie bleibt unter 5% der KAK_{eff} . (Abbildung 19). Der Verlauf der Mn Sättigung war in Grünlandböden etwas steiler als in Ackerböden. Man erkennt auf Abbildung 19 den schmälere untersuchten pH Bereich im Grünland (rot). Dies bedingt möglicherweise die Unterschiede im Kurvenverlauf.

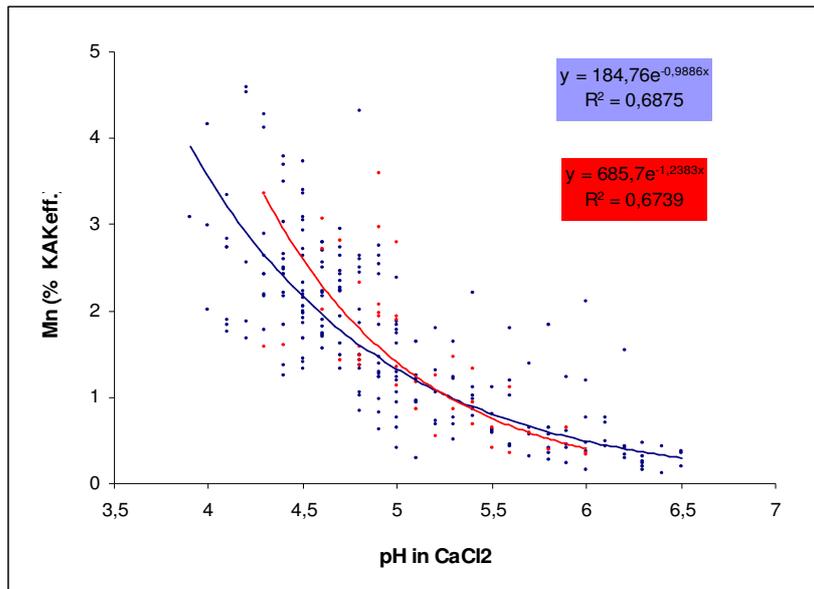


Abbildung 19: Korrelation % Mn am Austauscher - pH Wert, auf Acker (n=209, blau) und Grünland (n=41, rot), Zwettl.

Mit dem steigenden Anteil an sauren Kationen mit sinkendem pH-Wert sinkt die Basensättigung (Anteil der „basischen“ Kationen Ca, Mg, K und Na an der KAK; Abbildung 20). Der Verlauf der Korrelationskurven war im Acker und im Grünland ähnlich (daher keine gesonderte Abbildung), für den pH - Bereich 4 bis 5,4 beschreibt die Funktion $y = -12,273x^2 + 141,78x - 308,36$ die Basensättigung (y) in Abhängigkeit vom pH-Wert (x) am Besten.

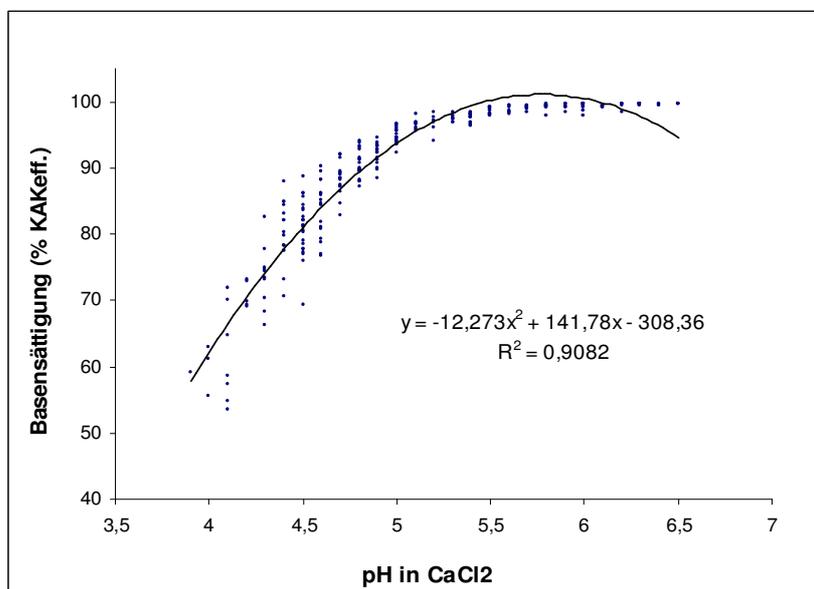


Abbildung 20: Basensättigung in Abhängigkeit vom pH Wert, Zwettl (n=250)

Mit abnehmendem pH-Wert nimmt unter den „sauren“ Kationen (Al, Mn, Fe und H⁺) die Al-Sättigung am meisten zu. Wie Abbildung 21 zeigt, besteht eine enge negative und lineare Beziehung zwischen Al- und Basensättigung ($r=-0,997$; $p<0,001$; $n=250$; Steigung der Korrelationsgerade = $-0,9$). Wie schon für Mangan besprochen, nehmen mit der

Abnahme der Basensättigung die Protonen und Eisengehalte am Sorptionskomplex zu, allerdings mit einem wesentlich kleineren Anteil als das Aluminium (kaum mehr als 1% der effektiven Austauschkapazität für Protonen (Abbildung 22) und weniger als 0,5% für Eisen).

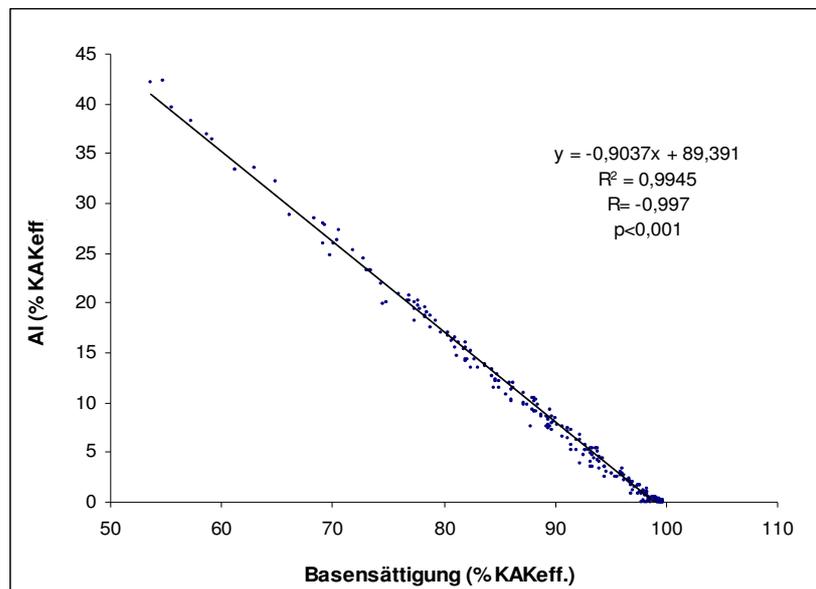


Abbildung 21: Korrelation Basensättigung - Al am Austauscher, Zwettl (n=250)

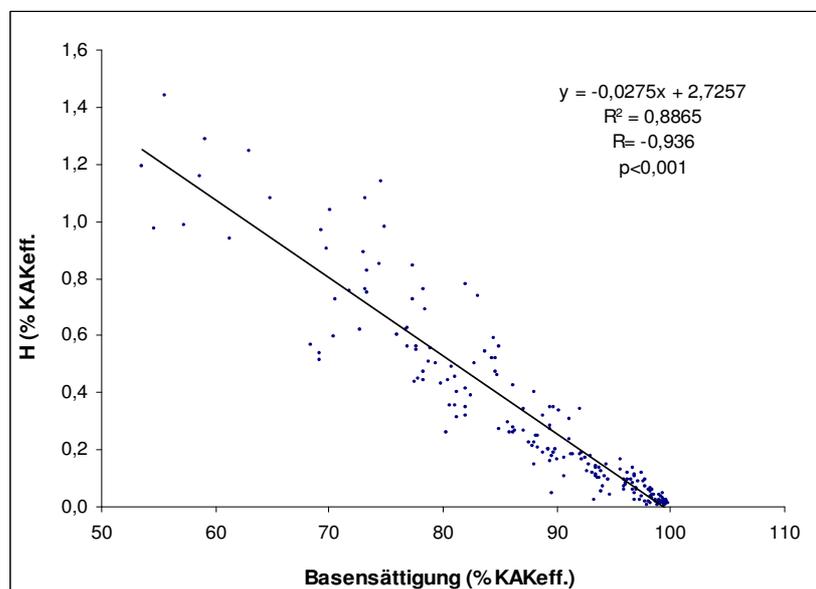


Abbildung 22: Korrelation Basensättigung - H-Wert, Zwettl (n=250).

Um dieses Bild zu ergänzen, wird in Abbildung 23 und Abbildung 24 die Summe der basischen Kationen (Ca+Mg+K+Na in $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) in Acker- und Grünlandböden dargestellt. Die Steigung der Korrelationsgeraden ist, aufgrund des Verdrängens der basischen Kationen durch saure Kationen, stärker als die Steigung der Korrelationsgeraden der KAK (Acker: 4,8 vs. 4; Grünland: 9 vs. 8).

Für die KAK ist die Steigung der Gerade im Grünland stärker als in Ackerböden, da die KAK der Grünlandböden mehr auf die variablen Ladungen des Humus angewiesen ist. Erwartungsgemäß zeigt sich hier ein ähnliches Bild für die Summe der basischen Kationen: der Effekt des pH-Wertes ist im Grünland stärker als im Acker (Steigung der Geraden von 9 bzw. 4,8).

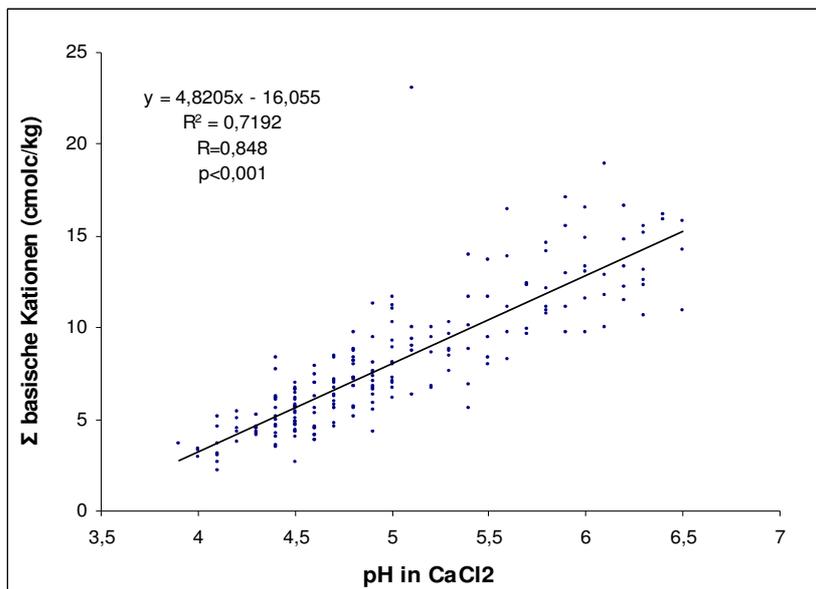


Abbildung 23: Korrelation Summe der basischen Kationen - pH Wert auf Ackerstandorten, Zwettl (n= 209)

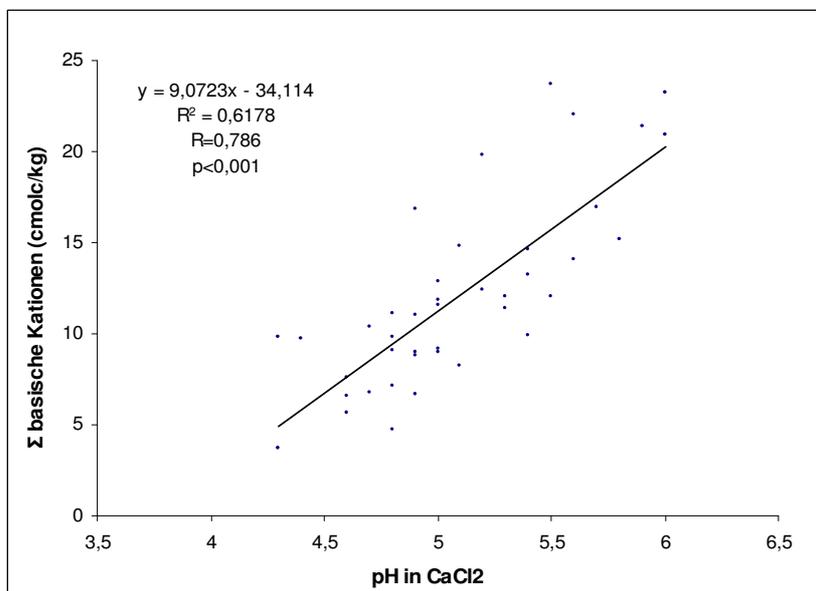


Abbildung 24: Korrelation Summe der basischen Kationen - pH Wert auf Grünlandstandorten, Zwettl (n= 41)

3.1.4 Vergleich der gemessenen KAK mit der durch eine Annäherungsformel ermittelten KAK

In der Praxis werden für die potentielle KAK ($KAK_{pot.}$ i.d. R. bei $pH \geq 7$) von Humus in den terrestrischen Böden der gemäßigt-humiden Klimazonen Richtwerte von **200 $cmol_c kg^{-1}$** , für die $KAK_{pot.}$ der Tonfraktion in den vorwiegend illitisch-vermiculitisch-smektitischen Böden von **50 $cmol_c kg^{-1}$** angenommen (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Basierend auf diesen Werten ergibt sich eine vereinfachte Formel, die auch in den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ angegeben wird:

$$KAK_{pot.} (cmol_c kg^{-1}) = \text{Humus}(\%) \cdot 2 + \text{Ton}(\%) \cdot 0,5$$

Diese Formel wurde zu einer Zeit entwickelt, als die Messung der KAK standardmäßig im gepufferten $BaCl_2$ -Extrakt (potentielle KAK) durchgeführt wurde. Mit dem Wechsel auf die ungepufferte Extraktionslösung (zur Messung der effektiven KAK) stellt sich die Frage, ob diese Formel zuverlässige Ergebnisse liefern kann, da unterhalb von $pH 7$ die KAK_{eff} niedriger als die $KAK_{pot.}$ ist (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Die Korrelation der für diese Studie gemessenen KAK ($KAK_{eff.}$) mit der nach der Formel berechneten KAK ($KAK_{pot.}$) war signifikant und ergab für den Bezirk Zwettl im Acker $R=0,310$; $p<0,001$; $n=209$, im Grünland $R=0,734$, $p<0,001$, $n=41$. Die berechneten Werte waren mit Ausnahme von drei Proben höher als die gemessene KAK. Diese drei Proben waren Ackerstandorte im leicht sauren Bereich mit pH -Werten zwischen 6,1 und 6,5, in dem sich die $KAK_{eff.}$ der $KAK_{pot.}$ nähert.

Zum Vergleich der berechneten und gemessenen KAK wurden Abweichungsgrenzen von $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$, oder $\pm 25\%$ von der gemessenen KAK herangezogen (Tabelle 17). Die Auswertung mit prozentuellem Unterschied ($\pm 25\%$) hat den Vorteil, dass sie den Unterschied im Verhältnis zur Höhe der KAK zeigt: Während bei einer KAK um $20 cmol_c kg^{-1}$ Werte von 15 bis $25 cmol_c kg^{-1}$ von den zwei Methoden als korrekt angenommen werden, wird bei einer KAK von $10 cmol_c kg^{-1}$ entweder der Bereich 5 bis $15 cmol_c kg^{-1}$ (erste Auswertung, mit $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$) oder 7,5 bis $12,5 cmol_c kg^{-1}$ (zweite Auswertung mit $\pm 25\%$ Unterschied) als korrekt angenommen.

Bei 29 Proben (alle stammen von Ackerstandorten) lag der berechnete Wert innerhalb $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$ vom gemessenen Wert. Die Verteilung dieser Werte zeigte außerdem eine starke Verschiebung in Richtung neutralem pH -Wert (Abbildung 25 und Vergleich mit Abbildung 1). Während für die gesamte Stichprobe im Acker nur ca. 25% der Proben einen **pH -Wert $\geq 5,5$** aufwiesen (51 Proben; Abbildung 1, Tabelle 15), sind in der gesonderten Stichprobe (für die die Differenz der rechnerisch ermittelten $KAK_{pot.}$ und der gemessenen $KAK_{eff.}$ innerhalb $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$ lag) mehr als 75% oberhalb $pH 5,5$ (23 Proben). Das heißt, dass für pH -Werte $\geq 5,5$ **45%** der gerechneten Werte innerhalb $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$ von der gemessenen KAK lagen (Tabelle 17).

Oberhalb von $pH 6$ verbesserte sich dieses Bild etwas. Während nur 12,4% der gesamten Ackerstandorte einen $pH \geq 6$ aufwiesen (26 Proben), lag bei 15 Proben in diesem pH Bereich die Differenz $KAK_{pot.}$ (gerechnet) - $KAK_{eff.}$ (gemessen) innerhalb $\pm 5 cmol_c kg^{-1}$. Dies entspricht einem Anteil von **58%**. (Tabelle 17).

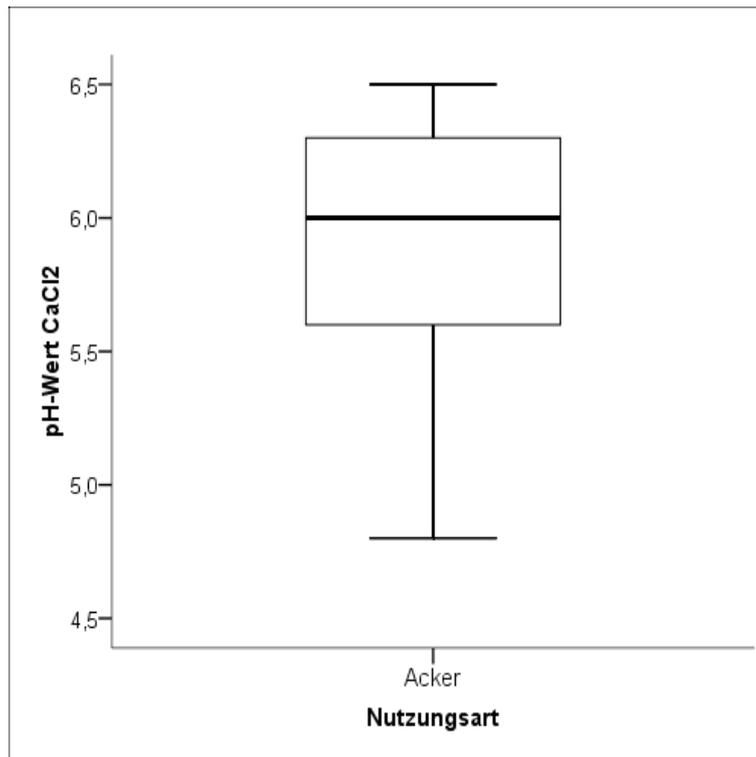


Abbildung 25: pH-Werte der Standorte mit einer Abweichung der gerechneten KAK von der gemessenen KAK innerhalb $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (n=29)

Tabelle 17: Anteil der Proben bei ausgewählten pH Bereiche, für die die Formel $\text{KAK}_{\text{pot}} (\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = \text{Humus}(\%) * 2 + \text{Ton}(\%) * 0,5$ zufriedenstellende Ergebnisse liefert (nur Ackerproben erfüllen die Kriterien).

pH Bereich	Gesamte Stichprobe		Proben wo „KAK gerechnet – KAK gemessen“ innerhalb $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ liegt			Proben wo „(KAK gerechnet – KAK gemessen)/ KAK gemessen“ innerhalb $\pm 25\%$ liegt		
	n	%	n	%	% der Gesamten Stichprobe aus dem jeweiligen pH Bereich	n	%	% der Gesamten Stichprobe in dem jeweiligen pH Bereich
Gesamt	209	100%	29	100%	13,8%	13	100%	6,2%
$\geq 5,5$	51	24,4%	23	79%	45%	12	92,3%	23,5%
≥ 6	26	12,4%	15	51,7%	57,7%	9	69,2%	34,6%

Die alternative Auswertung zeigte, dass es bei **pH-Werten $\geq 5,5$** nur bei 12 von 51 Proben (23%) der Unterschied „gemessen“ – „gerechnet“ innerhalb $\pm 25\%$ der gemessenen KAK liegt. Ab einem **pH-Wert ≥ 6** waren es 9 Proben von 26 (**34%**) der gesamten Ackerstichprobe (Tabelle 17).

Die Auswertung mit prozentuellem Unterschied ($\pm 25\%$) ergab aufgrund der eher geringen KAK_{eff} in diesen Böden niedrigere Ergebnisse als die Auswertung mit dem Unterschied in Absolutwerten (in $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$; siehe Erklärung oben). Diese Ergebnisse sprechen insgesamt gegen die Eignung dieser Formel für Böden mit $\text{pH} < 7$, da in diesem pH Bereich $\text{KAK}_{\text{eff}} < \text{KAK}_{\text{pot}}$ ist. Obwohl bei dieser Auswertung keine Standorte mit neutralem pH-Wert vorliegen (pH Bereich in dem $\text{KAK}_{\text{eff}} = \text{KAK}_{\text{pot}}$) ist es anzunehmen, dass unter diesen Bedingungen die Austauschkapazität wesentlich verlässlicher

abgeschätzt werden kann (siehe Kapitel 3.4 für die Auswertung der Formel in den neutralen Böden der Fragestellung „Kupfer im Weinbau“).

Für die Grünlandstandorte mit insgesamt höherem Humusgehalt, konnte keine Probe die Kriterien dieser Auswertung erfüllen. Dies liegt wahrscheinlich an der stärkeren pH-Abhängigkeit der KAK der organischen Substanz, die der wesentlichste Faktor für die KAK der Grünlandböden darstellt. Die KAK_{eff} der humusreichen Grünlandböden weicht daher bei kleiner pH-Wert Absenkung stärker als die KAK_{eff} der humusärmeren Ackerböden ab.

3.1.5 Auswirkungen des Humusgehaltes auf das austauschbare Aluminium

Die organische Substanz im Boden kann die Aluminiumtoxizität vermindern. Die dabei wirkenden Prozesse sind vor allem Bindungen und Komplezierungen von Al durch organischen Säuren und Huminsäuren aus frisch zugeführter organischer Substanz (Wirtschaftsdünger, Ernterückstände, Gründüngung) und aus dem Humus (Haynes & Mokolobate, 2000).

Die Untersuchungen dieser Studie beziehen sich auf das austauschbare Aluminium, daher liegt keine Information zu schwerer verfügbarem - z.B. durch organische Substanz komplexiertem – Aluminium vor; auch die Al-Konzentration in der Bodenlösung wurde nicht untersucht. Deshalb ist es nicht möglich, über einen direkten Effekt von der organischen Substanz auf die Al-Toxizität rückzuschließen. Das Ausmaß an austauschbarem Al kann jedoch im Zusammenhang mit dem Humusgehalt untersucht werden und auf einen indirekten Effekt von Humus auf die Al-Toxizität hinweisen.

Es wurde keine signifikante Korrelation zwischen austauschbarem Aluminium und Humus auf Acker gefunden ($p > 0,05$; $n=209$). Für die gesamte Stichprobe (inklusive der humusreicheren Grünlandproben) konnte eine negative Korrelation (Al (%KAK): $R=-0,214$; $p < 0,01$; $n=250$) festgestellt werden. In Grünlandböden korrelierten sowohl der austauschbare Al-Gehalt (Al (cmolc kg^{-1}): $r=-0,336$; $p < 0,05$; $n=41$) als auch der Anteil am Austauscher (Al (%KAK): $-0,472$; $p < 0,01$ $n=41$) negativ mit dem Humusgehalt.

Abbildung 26 zeigt die Verteilung der Al-Sättigung (Anteil von Al an der KAK_{eff}) auf Acker- und Grünlandstandorten. Es wird ersichtlich, dass die Al-Sättigung in den Grünlandböden deutlich niedriger als in den Ackerböden ist. Allerdings war im Grünland aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit der Anteil an Proben mit niedrigem pH - Wert geringer als im Acker (Abbildung 1), so dass die Verteilung der Al-Sättigung (Abbildung 26) unbedingt mit der Verteilung der pH-Werte in Verbindung zu setzen und somit zu relativieren ist.

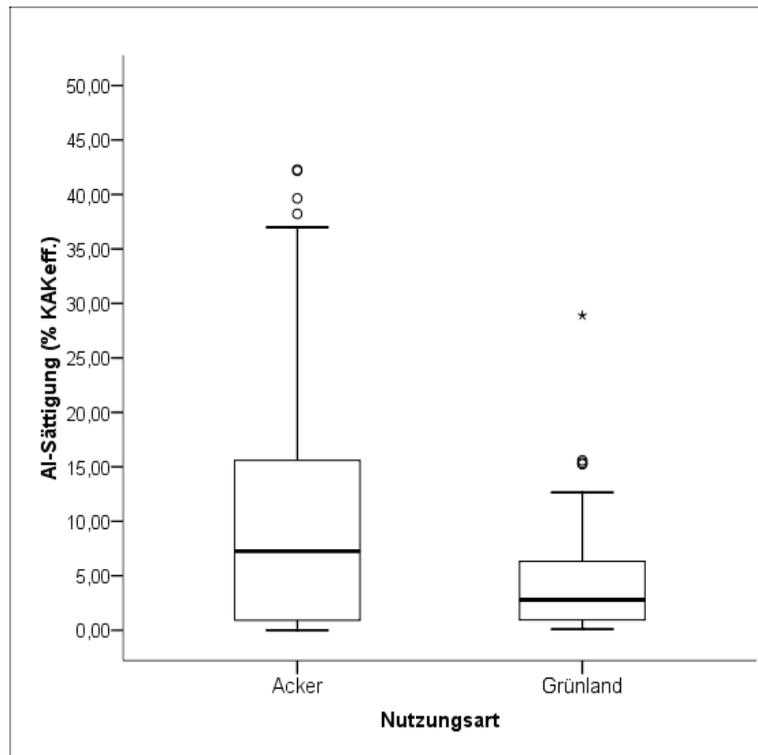


Abbildung 26: Al-Sättigung in Acker (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

Grünlandböden hatten eine höhere KAK als Ackerböden (Abbildung 7). Dadurch ist der Unterschied in der Verteilung von austauschbarem Al ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) zwischen den zwei Bewirtschaftungsformen (Abbildung 27) weniger stark ausgeprägt als bei der Al-Sättigung (Abbildung 26). Grünlandböden hatten, trotz höherer KAK, insgesamt weniger austauschbares Aluminium als Ackerböden.

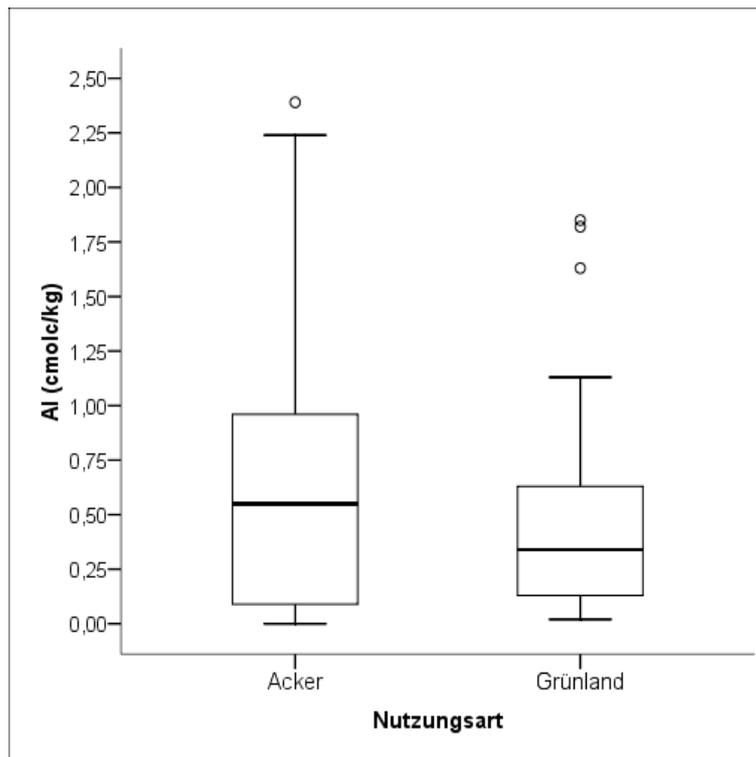


Abbildung 27: Austauschbares Al (cmol_c kg⁻¹) in Acker (n=209) und Grünlandstandorten (n=41), Zwettl.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Al-Sättigung auf Grünlandstandorten aufgrund der höheren Humusgehalte tendenziell weniger problematisch ist als auf Ackerstandorten. Diese Ergebnisse können eventuell auf die Komplexierung von Al mit organischen Stoffen, oder auf das höhere Pufferungsvermögen in humusreichen Grünlandböden hinweisen. In den Richtlinien für die Sachgerechte Düngung ist daher für Grünland ein um 0,5 Einheiten niedrigerer pH-Wert festgelegt.

3.2 Organische Substanz im Ackerbau

3.2.1 Kennwerte der Ackerstandorte in den HPG Waldviertel, Nordöstliches FHL und Alpenvorland

3.2.1.1 Beprobungstiefe

Bei den untersuchten Bodenproben konnten unterschiedliche Beprobungstiefen in der Reihenfolge Waldviertel < Alpenvorland < Nordöstliches FHL festgestellt werden (Tabelle 18 und Abbildung 28). Dies deutet auf die in den untersuchten Regionen unterschiedlichen Bearbeitungstiefen hin. Für die Bewertung der Humusgehalte ist dies insofern von Bedeutung, als es bei großer Pflugtiefe auch zu einer starken „Verdünnung“ kommt.

Tabelle 18: Maximale Beprobungstiefen (cm) in den drei HPG, statistische Parameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für $p < 0,05$
Alpenvorland	120	25	24	3,1	b
Nordöstliches FHL	322	30	27	3,2	c
Waldviertel	263	20	21	4,6	a

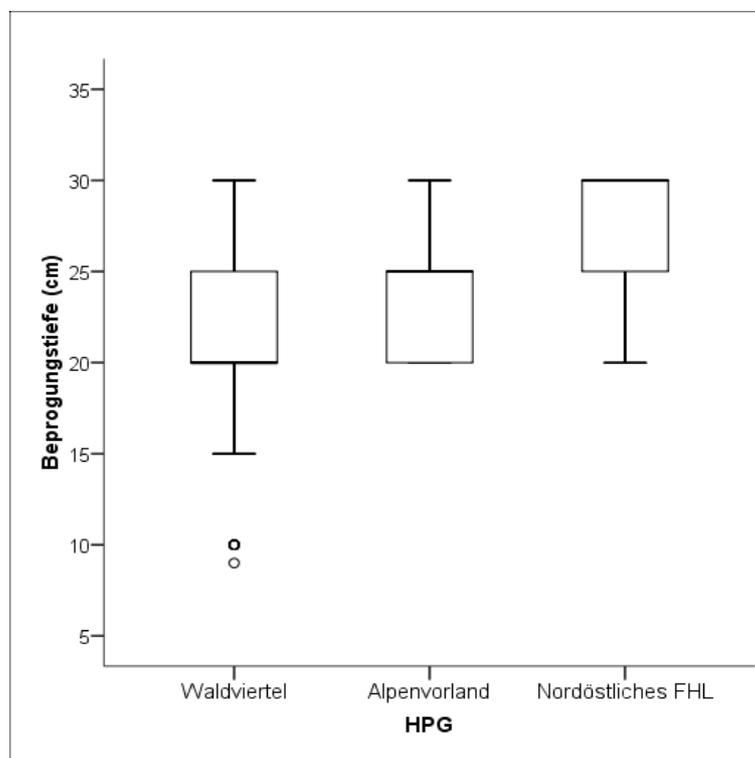


Abbildung 28: Beprobungstiefe in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.1.2 pH-Wert in CaCl₂

Die Verteilung der pH-Werte spiegelt die regionalen Unterschiede wider. Die Standorte aus dem Waldviertel liegen im sauren Bereich. Im nordöstlichen FHL sind die Standorte vom Löss beeinflusst (Tschernoseme) und befinden sich, wie es für diese Gebite typisch ist, eher im schwach alkalischen Bereich. Im Alpenvorland sind die Böden überwiegend kalkfreie (Braunerden und Pseudogleye), die pH-Werte liegen vor allem im schwach sauren Bereich (Tabelle 19, Abbildung 29).

Tabelle 19: pH-Werte in den drei HPG, statistische Parameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für p<0,05
Alpenvorland	120	6,5	6,5	0,66	b
Nordöstliches FHL	322	7,5	7,3	0,40	c
Waldviertel	263	5,0	5,2	0,71	a

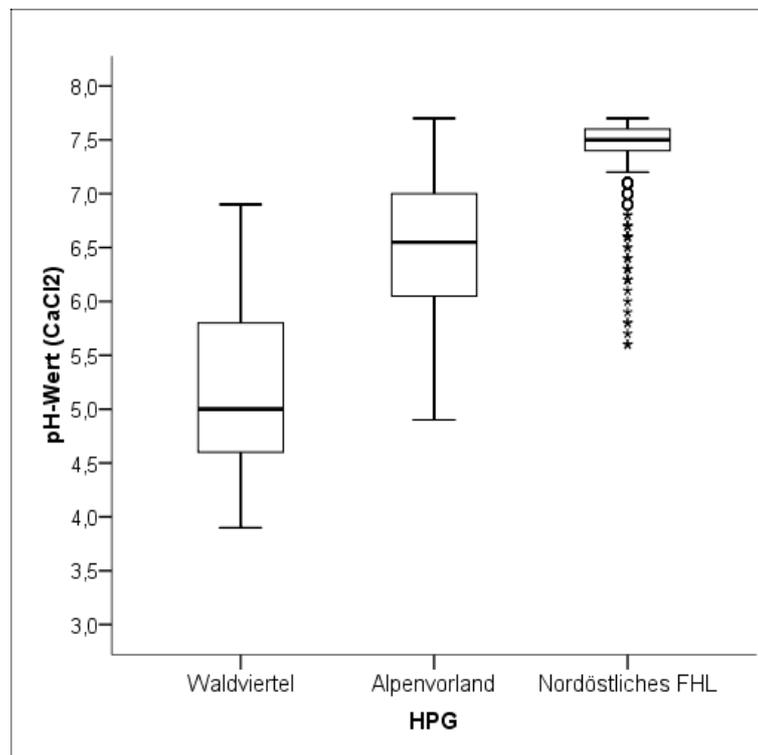


Abbildung 29: pH-Werte in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.1.3 Ton

In den HPG Alpenvorland und Nordöstliches FHL überwiegen die Bodenschwereklassen „mittel“ (15 – 25% Ton) und „schwer“ (>25% Ton). Im Waldviertel dominieren bei den ausgewählten Proben mittelschwere Böden. Leichte Böden (<15% Ton) machen im Nordöstlichen FHL und Waldviertel nicht mehr als 9% aus und waren im Alpenvorland kaum zu finden (Tabelle 21). Dementsprechend waren die Tongehalte (Durchschnitt und Median) im Alpenvorland am höchsten und im Waldviertel am niedrigsten (Tabelle 20, Abbildung 30)

Tabelle 20: Tongehalte (%) in den drei HPG, statistische Parameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für p<0,05
Alpenvorland	120	26	25,4	4,16	c
Nordöstliches FHL	322	22	23,0	5,84	b
Waldviertel	263	20	19,5	3,39	a

Tabelle 21 Verteilung der Bodenschwere in den drei HPG

Bezirk	Leicht (< 15 % Ton)		Mittel (15 – 25 % Ton)		Schwer (> 25 % Ton)	
	(n)	(%)	(n)	(%)	(n)	(%)
Alpenvorland	1	0,8%	52	43,4%	67	55,8%
Nordöstliches FHL	30	9,3%	185	57,5%	107	33,2%
Waldviertel	23	8,7%	227	86,4%	13	4,9%

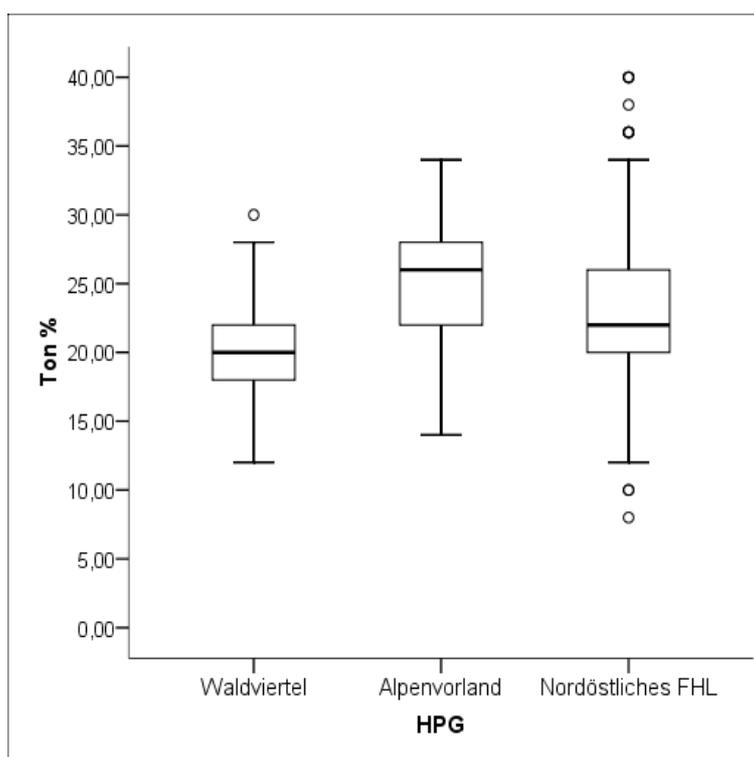


Abbildung 30: Tongehalte in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.1.4 Humus

Die Mittelwerte der Humusgehalte unterscheiden sich zwischen den HPG Nordöstliches FHL und Alpenvorland nicht (Tabelle 22). Im Waldviertel sind die Gehalte höher als in den beiden anderen HPG. Die Medianwerte steigen in der Reihenfolge Nordöstliches FHL < Alpenvorland < Waldviertel.

Die unterschiedlichen Beprobungstiefen in der Reihe Waldviertel < Alpenvorland < Nordöstliches FHL (Tabelle 18) könnten die unterschiedlichen Humusgehalte zum Teil erklären: der Medianwert des Humusgehalts in den drei HPG korrelierte negativ mit dem Medianwert der Beprobungstiefe (Abbildung 31). Trotz nicht signifikanter Korrelation (niedriger Datenumfang: n=3) ist das Bestimmtheitsmaß $>0,9$, ein Zeichen für die mögliche Beziehung zwischen diesen zwei Parametern. Die Beprobungstiefe soll laut Anleitung zur Bodenprobennahme mit der Bearbeitungstiefe übereinstimmen, deshalb ist von der Verdünnung der organischen Substanz in einer mächtigeren Bodenschicht auszugehen.

Zusätzlich könnten die höheren Humusgehalte im Waldviertel auch auf die Nutzung durch Feldfutterbau (15% der Ackerfläche) zurückzuführen sein. Im Alpenvorland ist zwar der Feldfutterbauanteil nicht unwesentlich (10%), aber in diesem HPG dürfte der verbreitete Anbau von Hackfrüchten (insgesamt 32%, vor allem Mais und Silomais) neben den standörtlichen Faktoren zu dem geringeren Humusgehaltsniveau beigetragen haben (vgl. Tabelle 11).

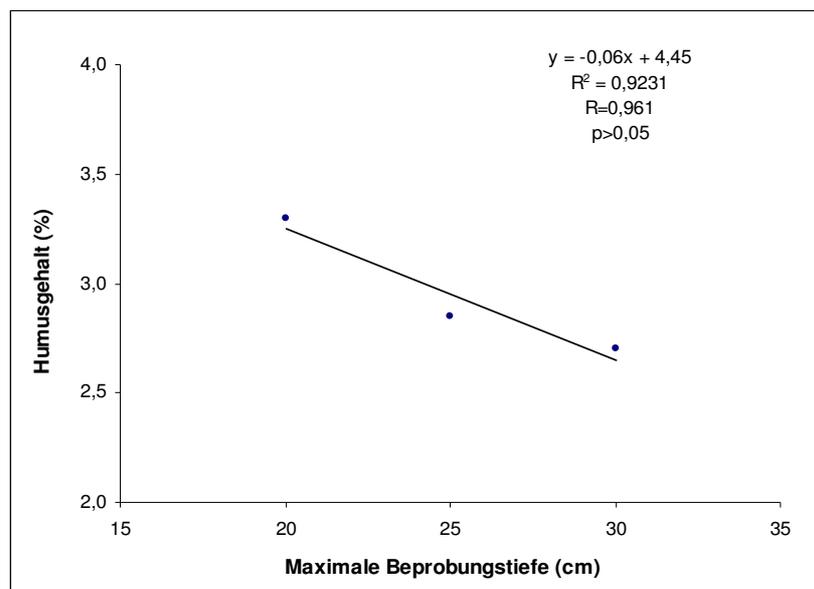


Abbildung 31: Korrelation Beprobungstiefe - Humusgehalt (Medianwerte) in den drei HPG (Acker)

Wie aus Abbildung 32 ersichtlich, gibt es in den HPG Waldviertel und Nordöstliches FHL mehrere Ausreißer mit höheren Werten. Im Waldviertel kann das Vorkommen von Wechselwiesen diese Verteilung erklären. Im Nordöstlichen FHL kommen in Bruck an der Leitha, Gänserndorf, Neunkirchen und Baden hohe Werte ($> 6\%$) vor. Solche Gehalte sind für Ackerstandorte ungewöhnlich. Es handelt sich dabei wahrscheinlich um Böden, die unter speziellen Bedingungen entstanden sind (wie z.B. Feuchtschwarzerden).

Tabelle 22: Humusgehalte (%) in den drei HPG, statistische Parameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für $p < 0,05$
Alpenvorland	120	2,85	3,09	0,79	a
Nordöstliches FHL	322	2,7	3,02	1,25	a
Waldviertel	263	3,3	3,56	1,25	b

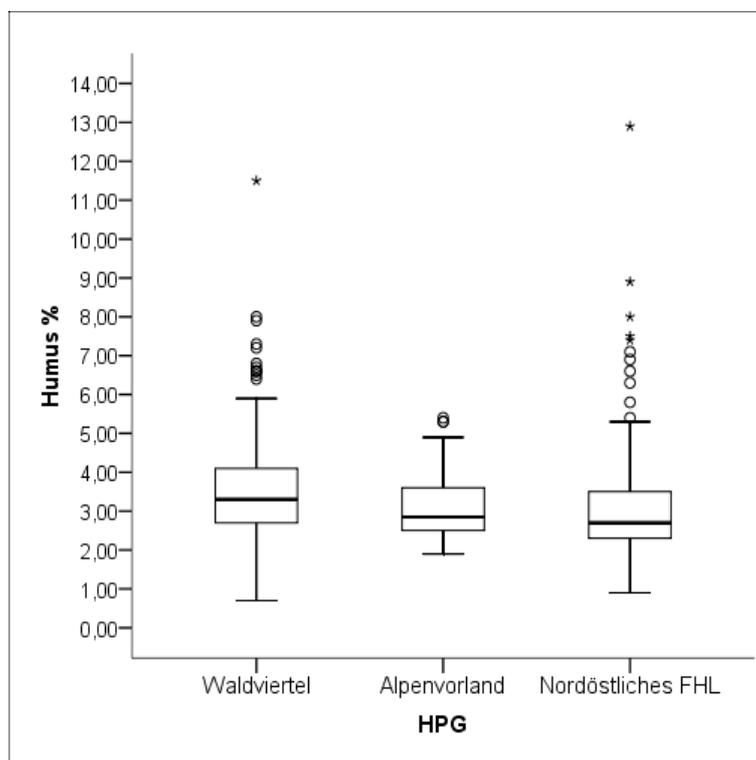


Abbildung 32: Humusgehalte (%) in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.1.5 Phosphor

Die Auswertung für den Phosphatgehalt wurde nach Bereinigung von zwei Ausreißer aus dem HPG Alpenvorland durchgeführt, diese Werte wiesen $> 1000 \text{ mg kg}^{-1}$ auf ($n=118$). Die Verteilung der pflanzenverfügbaren P-Gehalte (Abbildung 33) zeigt, dass zahlreiche Flächen hoch versorgt sind. Die höchste Versorgung ist im nordöstlichen Flach- und Hügelland festzustellen (Tabelle 23).

Tabelle 23: P_{CAL} (mg kg^{-1} P) in den drei HPG, statistische PParameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für $p < 0,05$
Alpenvorland	118	67	82,83	50,18	b
Nordöstliches FHL	322	77	83,45	43,82	b
Waldviertel	263	52	58,32	29,02	a

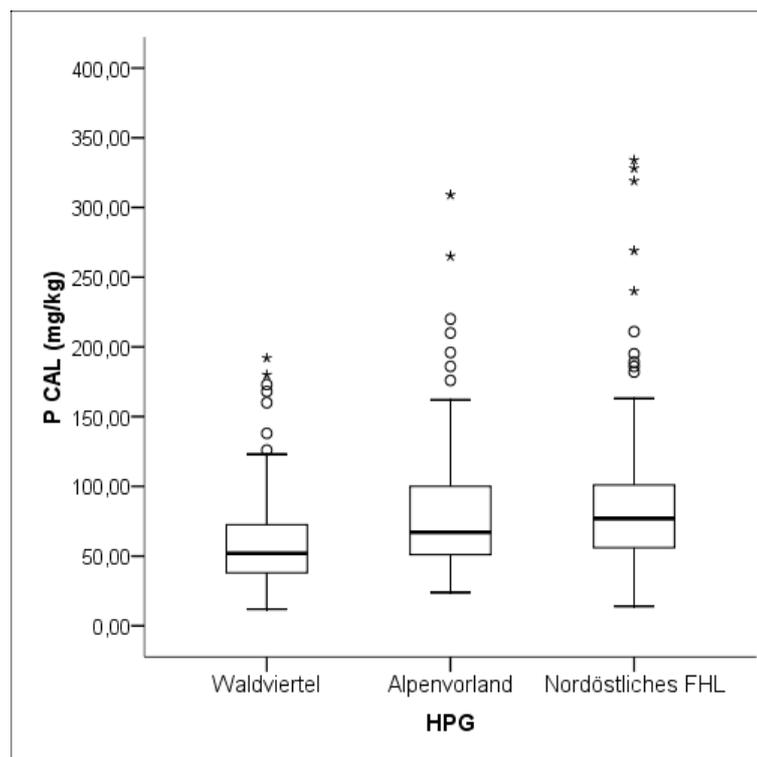


Abbildung 33: P_{CAL} (mg kg^{-1}) in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.1.6 Kalium

Ähnlich wie bei der P-Versorgung ist auch für Kalium an zahlreichen Standorten eine hohe Versorgung zu erkennen (Abbildung 34). Die Verteilung zeigt die höhere Versorgung der Böden des Nordöstlichen FHLs mit Kalium (Tabelle 24).

Tabelle 24: K_{CAL} ($mg\ kg^{-1}\ K$) in den drei HPG, statistische Parameter

Bezirk	n	Median	Mittelwert	Stabw	Homogene Gruppe für $p < 0,05$
Alpenvorland	120	158	171	71,8	a
Nordöstliches FHL	322	179	190	75,9	b
Waldviertel	263	169	187	91,0	ab

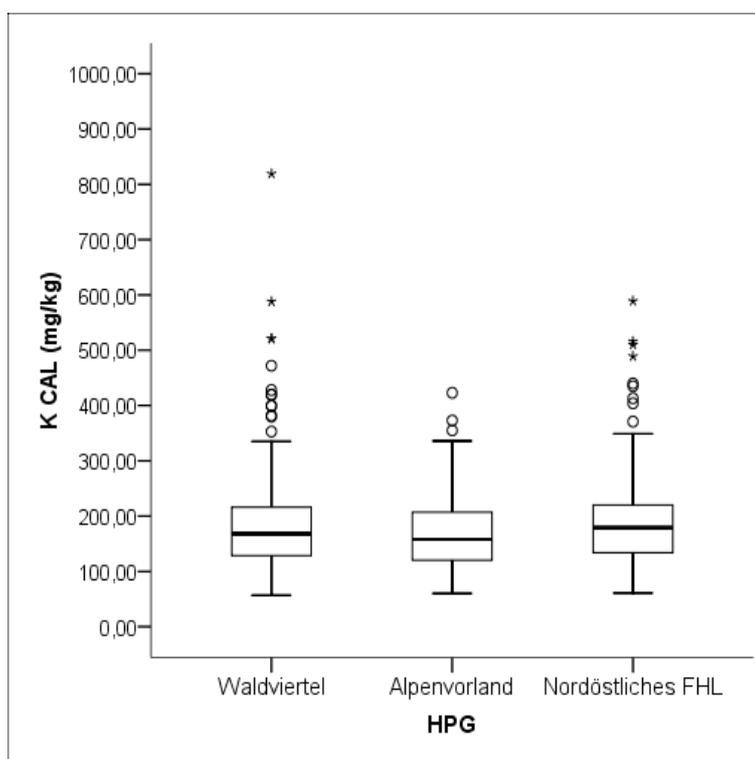


Abbildung 34: K_{CAL} ($mg\ kg^{-1}$) in den drei untersuchten HPG (Acker).

3.2.2 Zusammenhang zwischen Humus- und Tongehalt

Der Humusgehalt hängt nicht nur von der Bewirtschaftung, sondern auch von standortspezifischen Bedingungen ab. Schwere Böden mit hohem Ton- und Schluffgehalt haben tendenziell höhere Humusgehalte als leichte Böden (Baldock & Skjemstad, 2000). Ursachen hierfür sind:

- das texturbedingt häufigere Vorkommen von Mikroporen, welche einerseits bei der Sauerstoffzufuhr hinderlich sind und andererseits den Kontakt zwischen Substrat und Mikroorganismen erschweren,
- die Bildung von Aggregaten, in denen die organische Substanz eingeschlossen und dadurch temporär vom mikrobiellen Abbau geschützt wird,
- die größere Oberfläche der Bodenmatrix und das darauf folgende erhöhte Potential für Interaktionen mit der organischen Substanz (z.B. Adsorption), welche den Abbau verlangsamen.

Verheijen *et al.* (2005) haben für Ackerböden in England und Wales festgestellt, dass Tongehalt und durchschnittliche Jahresniederschläge positiv mit dem Humusgehalt korrelieren. Ihre Auswertungen basierten auf einer Bereinigung des Datensamples in Bezug auf Proben mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff (OC) über 8%. Dies hatte den Effekt, dass ihre Stichprobe nahe zur Normalverteilung gebracht wurde.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Beziehung zwischen Ton und Humusgehalten in den drei HPG untersucht, es konnte für die gesamte Stichprobe keine signifikante Korrelation gefunden werden (Tabelle 25, Abbildung 37, Abbildung 35 und Abbildung 36). Jedoch konnte, nach Ausschluss von Proben mit hohem Humusgehalt, (in der Reihenfolge $\leq 6\%$, $\leq 5\%$, $\leq 4\%$ Humus) in den HPG Nordöstliches FHL und Waldviertel eine steigende positive Beziehung (mit $p < 0,001$) mit dem Tongehalt gefunden werden (Tabelle 25). Diese Auswertung zieht nur Böden in Betracht, welche unter ähnlichen Boden bildenden Prozessen und Bewirtschaftungsformen stehen: In Böden unter Wechselwiese (wie es im Waldviertel mit 15% Feldfutterbau vermutlich häufiger vorkommt) und v.a in wasserbeeinflussten Böden (z.B. Feuchtschwarzerden) spielen andere Faktoren für die starke Akkumulation von organischer Substanz eine entscheidende Rolle, wobei der Tongehalt für diesen Prozess stark an Relevanz verliert. Dieser Effekt ist z.B. bei der Auswertung der Zwettler Grünlandböden ersichtlich (siehe Kapitel 3.1). Deshalb ist bei dieser Auswertung der Effekt des Tongehaltes besser ersichtlich als bei der gesamten Stichprobe, in der unterschiedliche Boden bildende Prozesse den Einfluss des Tongehaltes abgeschwächt haben dürfen.

Im Alpenvorland dagegen konnte keine positive Korrelation gefunden werden.

Tabelle 25: Korrelationskoeffizienten Humusgehalt – Tongehalt, vor und nach Ausschluss von Proben mit hohen Humusgehalten ($\leq 6\%$, $\leq 5\%$, $\leq 4\%$).

HPG	Humusgehalt (%)	R	p	n
Alpenvorland	Alle Böden (1,9 – 5,4)	-0,119	>0,05	120
	≤ 5	-0,190	<0,05	117
	≤ 4	-0,047	>0,05	105
Nordöstliches FHL	Alle Böden (0,9 – 12,9)	0,019	>0,05	322
	≤ 6	0,237	<0,001	313
	≤ 5	0,252	<0,001	304
	≤ 4	0,293	<0,001	273
Waldviertel	Alle Böden (0,7 – 11,5)	0,109	>0,05	263
	≤ 6	0,269	<0,001	251
	≤ 5	0,317	<0,001	238
	≤ 4	0,339	<0,001	193

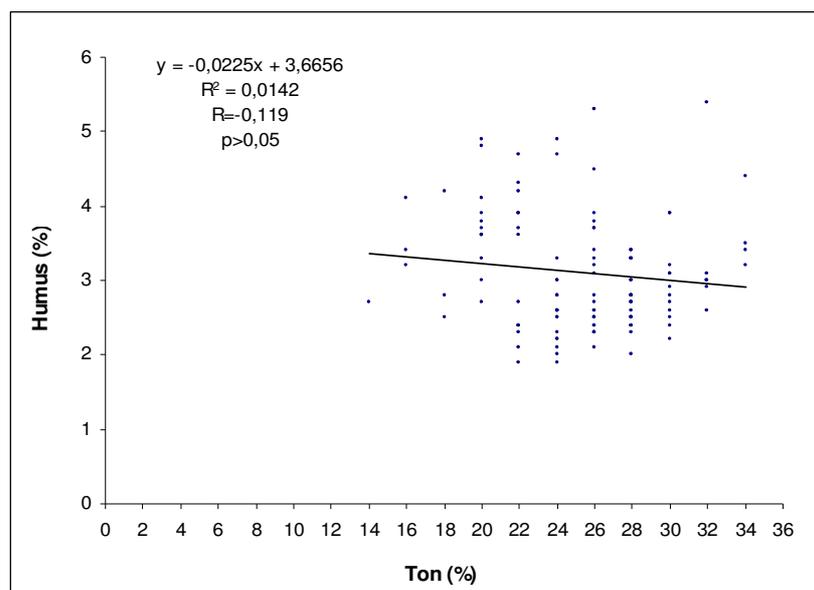


Abbildung 35: Korrelation Ton - Humus auf Ackerstandorten im HPG Alpenvorland (n=120)

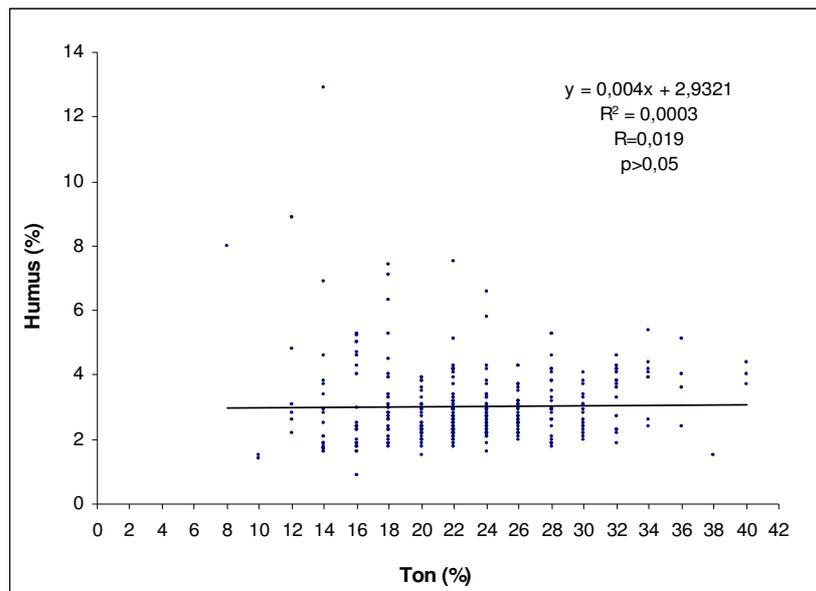


Abbildung 36: Korrelation Ton - Humus auf Ackerstandorten im HPG Nordöstliches FHL (n=322)

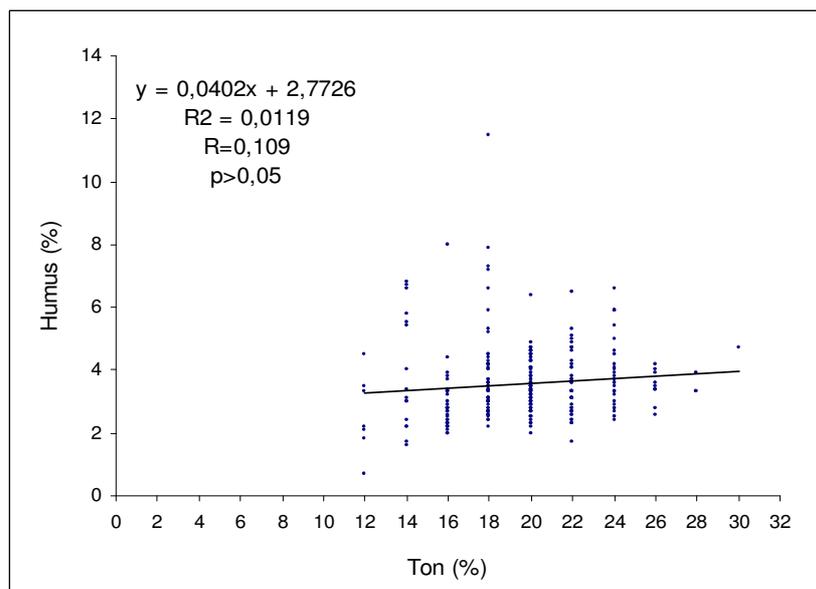


Abbildung 37: Korrelation Ton - Humus auf Ackerstandorten im HPG Waldviertel (n=263)

3.2.3 Bewertung der Humusgehalte nach den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“

Die „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ bewerten je nach Bodenschwere folgende Humusgehalte als optimal:

- **Leicht** (<15% Ton): > **2%** Humus
- **Mittel** (15–25% Ton): > **2,5%** Humus
- **Schwer** (>25% Ton): > **3%** Humus

Die Tabelle 26 zeigt den Anteil der Standorte, welche nach Berücksichtigung der Messunsicherheit für Humus diese Bedingungen erfüllen. Die Repräsentativität dieser Ergebnisse ist für mittlere und schwere Böden aufgrund der hohen Probenanzahl besser als für leichte Böden. Die Probenanzahl für diese Klasse beträgt nur 1 (Alpenvorland), 30 (Nordöstliches FHL) und 23 (Waldviertel). Im Waldviertel ist auch die Klasse „Schwer“ weniger repräsentiert (n=13).

Die Bewertung der Humusgehalte verbessert sich demnach in der folgenden Reihenfolge: Nordöstliches FHL ≤ Alpenvorland < Waldviertel, nach Berücksichtigung der Messunsicherheit für Humus liegen ca. 70 bis 95% der Standorte im Optimalbereich (Tabelle 26).

Tabelle 26: Anteil (%) der Bodenproben mit optimalem Humusgehalt, gemäß den Grenzwerten der Richtlinien für die Sachgerechte Düngung, unter Berücksichtigung von ±0,27% Messunsicherheit für Humus (>1,73%; >2,23%; 2,73%)

Bezirk	Leicht	Mittel	Schwer	Gesamt
Alpenvorland	100% (n=1)	86% (n=52)	57% (n=67)	70% (n= 120)
Nordöstliches FHL	73% (n=30)	75% (n=185)	57% (n=107)	69% (n= 322)
Waldviertel	87% (n=23)	96% (n=227)	92% (n=13)	95% (n=263)

Um einerseits den wenig repräsentativen Probenanteil bei gewissen Schwereklassen (v.a. der leichten Böden, aber auch der schweren Proben im Waldviertel) und andererseits die Messunsicherheit der Spindelmethode (Tongehalt) zu berücksichtigen, wurde eine alternative Auswertung ohne Abgrenzung der Daten nach ihrer Schwereklasse durchgeführt. Dabei wurde die Gehaltsgrenze von 2,5% Humus, die sonst für mittlere Böden gilt, herangezogen. Diese Auswertung liefert insgesamt etwas bessere Ergebnisse: Nach Berücksichtigung der Messunsicherheit von ±0,27% Humus (d. h. gemessene Humusgehalte > 2,23%) befinden sich ca. 75 bis 93% der Standorte im Optimalbereich (Tabelle 27).

Tabelle 27: Anteil (%) der Bodenproben (alle Schwerenklassen) mit Humusgehalten > 2,5%, vor und nach Berücksichtigung der Messunsicherheit von ±0,27%.

Bezirk	> 2,5% Humus	>2,23% Humus
Alpenvorland (n= 120)	72%	92%
Nordöstliches FHL (n= 322)	56%	75%
Waldviertel (n=263)	84%	93%

In den HPG Alpenvorland und Waldviertel weisen nach dieser Auswertung über 90% der Proben einem optimalen Gehalt an Humus auf. Verglichen mit der oben durchgeführten Auswertung (Aufteilung nach Bodenschwere) verbessert sich hier vor allem die Bewertung der Situation im Alpenvorland (von 70 auf 92%). Die Ursache für dieses Ergebnis ist die in diesem HPG fehlende Beziehung zwischen Ton und Humusgehalt (Tabelle 25).

Im Nordöstlichen FHL ist der Anteil an optimal versorgten Böden mit 75% am geringsten. Wie schon im Kapitel 3.2.1.4. besprochen, spielt wahrscheinlich die Beprobungstiefe - und somit auch die Bearbeitungstiefe - eine entscheidende Rolle für die unterschiedlichen Humusgehalte in diesen drei HPG. Da die Proben aus dem Nordöstlichen FHL vergleichsweise tiefer gezogen wurden, kommt es dort möglicherweise zu einer stärkeren „Verdünnung“ der organischen Substanz aufgrund der beprobten Bodentiefe (0-30cm Ap Horizont).

Wie bereits erwähnt, wurde die Stichprobe besonders im Hinblick auf den Anbau von Hackfrüchten zusammengestellt, so dass die Daten, die für diese Auswertungen herangezogen wurden, aufgrund der angenommenen „Humus zehrenden“ Wirkung als „worst case“ Szenario bezeichnet werden können.

3.2.4 Vergleich der Humusgehalte mit der Niederösterreichischen Bodenzustandsinventur (NÖ BZI)

Die Tabelle 28 vergleicht die Verteilung der Humusgehalte dieser Studie mit den Werten der NÖ BZI (BORIS-Daten), die Beprobung dafür fand in den Jahren 1990-92, also einige Jahre vor Beginn des 1. ÖPUL 1995, statt. Um die Ergebnisse der NÖ BZI (Nassverbrennung ohne Fremderhitzung) mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie (Trockenverbrennung) vergleichbar zu machen, wurden sie, wie von Spiegel *et al.* (2007) vorgeschlagen, mit dem Faktor 1,3 multipliziert. Diese Tatsache ist beim Vergleich der Daten zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse dieser Studie sind mit denen der Bodenzustandsinventur in der Größenordnung vergleichbar, allerdings liegt der Humusgehalt insgesamt um 0,2 bis 0,5% höher. Dies zeigt, dass innerhalb von 15 - 20 Jahren keine Abnahme, sondern sogar eine leichte Zunahme der Humusgehalte stattgefunden hat. Daraus kann gefolgert werden, dass das ÖPUL zur Aufrechterhaltung und zu einer leichten Steigerung der Humusgehalte beigetragen hat.

Tabelle 28: Vergleich der Verteilung der Humusgehalte (%) auf Ackerflächen 2008/09 und 1990/92 (Niederösterreichische Bodenzustandsinventur -BORIS-Daten)

Perzentil	Alpenvorland (n=120)	NÖ FHL (n=322)	Waldviertel (n=263)	Alle Daten (n=705)	NÖ BZI (aus BORIS) *1,3 (0-20cm)
10.	2,3	1,9	2,4	2,1	1,7
30	2,6	2,3	2,8	2,5	2,2
50	2,8	2,7	3,3	3,0	2,6
70	3,4	3,3	3,9	3,6	3,1
90	4,2	4,3	5	4,6	4,4

3.3 Kupfergehalte im Weinbau

3.3.1 Darstellung der Ergebnisse

3.3.1.1 pH-Wert und Carbonatgehalt

Die pH-Werte der untersuchten Weingartenböden liegen im neutralen bis alkalischen Bereich (Abbildung 38). Nur sieben (Oberboden) bzw. acht (Unterboden) lagen unter dem 75% Perzentil (OB: 7,0; UB: 7,3).

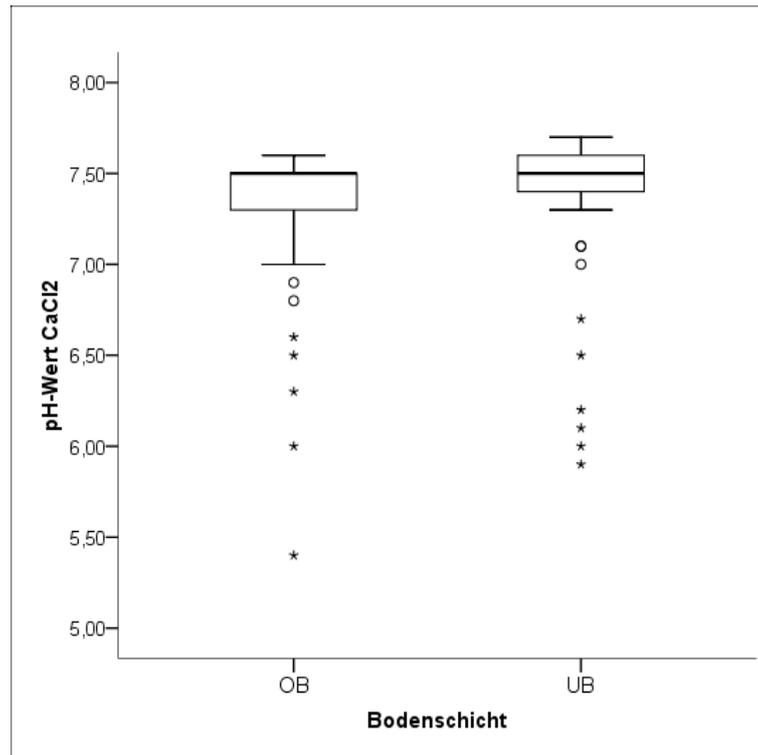


Abbildung 38: pH-Werte im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden (n=45)

Wie bereits aufgrund der pH-Werte und der Standortverteilung zu vermuten war, waren die meisten Böden carbonathaltig (Abbildung 39). Jedoch gab es auch einige Standorte mit niedrigen bis fehlenden Carbonatgehalten:

Im Oberboden:

- wiesen 12 Standorte weniger als 2% CaCO_3 auf,
- 5 Standorte waren carbonatfrei.

Im Unterboden:

- wiesen 11 Standorte weniger als 2% CaCO_3 auf,
- 6 Standorte waren carbonatfrei.

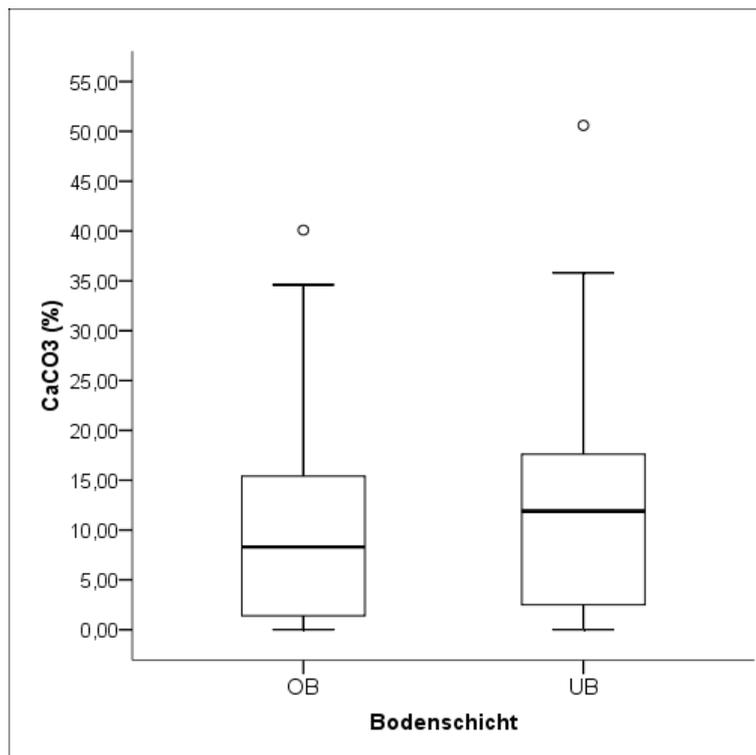


Abbildung 39: Carbonatgehalte (%) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden (n=45)

3.3.1.2 Humus

Die Humusgehalte in den Weingartenböden lagen im Oberboden zwischen 2,2 und 3,2%. Im Unterboden lag der Humusgehalt überwiegend im Bereich zwischen 1,5 und 2%, vereinzelt konnten aber auch Werte bis zu 4% gefunden werden (Abbildung 40).

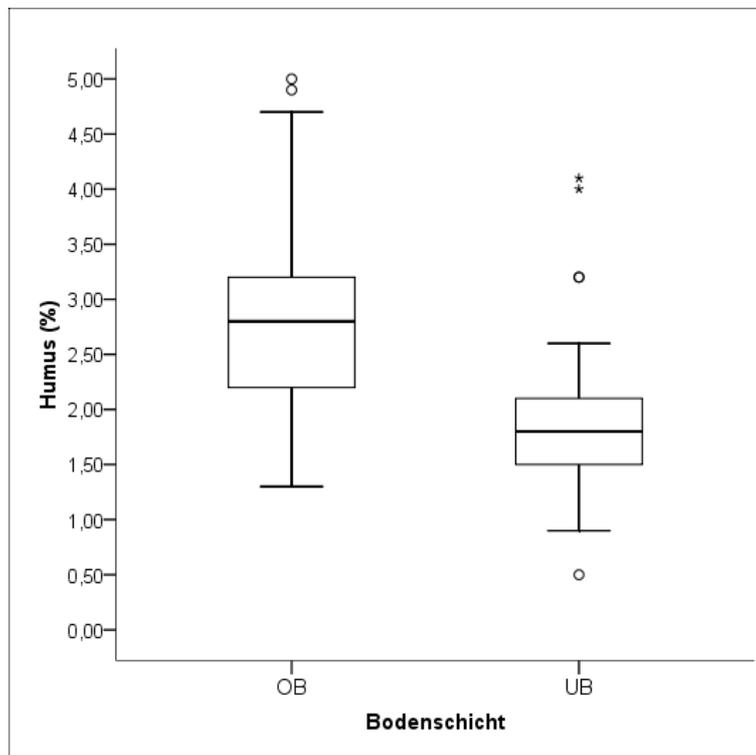


Abbildung 40: Humusgehalte (%) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden (n=45)

3.3.1.3 Schwermetallgehalte

Die Tabelle 29 zeigt die Schwermetallgehalte in den der untersuchten Weingartenböden (Minimum, 25., 50., 75. Perzentil, Maximum). Abbildung 41 bis Abbildung 46 stellen die Verteilung der untersuchten Schwermetalle im Königswasser-Extrakt (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) innerhalb dieser Stichprobe dar. Wie zu erkennen ist, gibt es abgesehen von Cu und Zn einen oder mehrere extreme Ausreißer (*).

Aus den Unterschieden der Mediane von OB und UB ist ersichtlich, dass eine anthropogene Anreicherung vor allem bei Kupfer, weniger bei Zink, Blei und Chrom stattgefunden hat. Keine Anreicherungen sind bei Cadmium, und Nickel zu erkennen (Tabelle 29)

Tabelle 29: Statistische Kennwerte für Schwermetallgehalte in den untersuchten Weingartenböden (mg kg⁻¹), getrennt nach Ober- und Unterboden (n=45)

Statistische Kennwerte	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB
Minimum	0	0,1	11,3	7,7	18,1	6,2	7,4	5,8	8	6,3	30,2	14,3
25. Perzentil	0,2	0,1	24,9	22,1	68,2	46,5	21	20,3	12,1	10,5	54,5	42,7
Median	0,2	0,2	28,1	26,7	103,5	63,2	24,4	24,5	15,5	12,3	64,8	48,7
75. Perzentil	0,3	0,2	32,35	30,6	146,7	101,8	28,3	27,8	18,2	16,1	79,6	66,8
85. Perzentil	0,4	0,3	39,2	36,9	193,12	116,2	31,1	31,9	21,4	19,7	83	74,2
Maximum	0,7	0,7	152,4	157,6	248,2	190,5	103,9	105,8	143,6	45,1	136,4	114,6

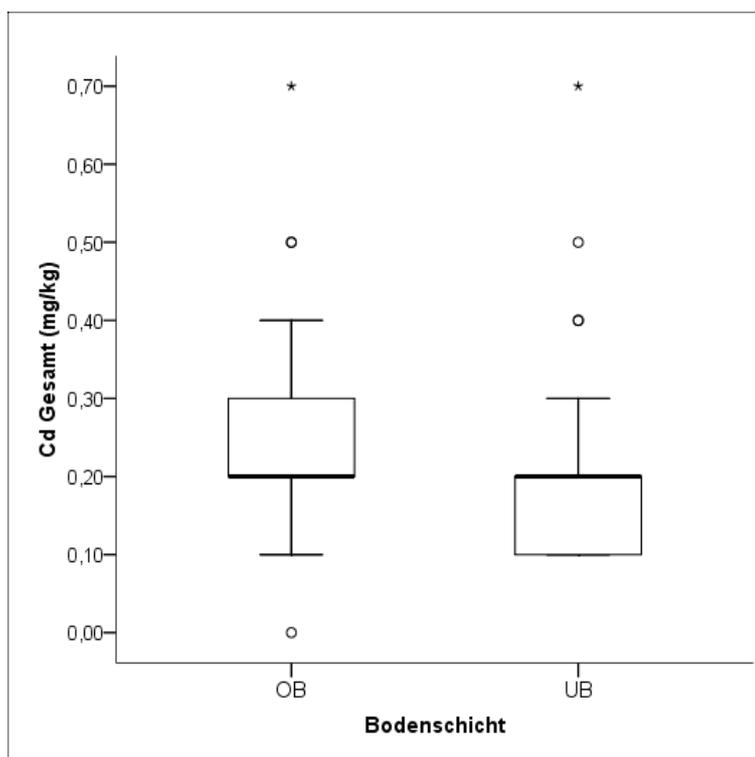


Abbildung 41: Cadmiumgehalte (mg kg⁻¹) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden (n=45).

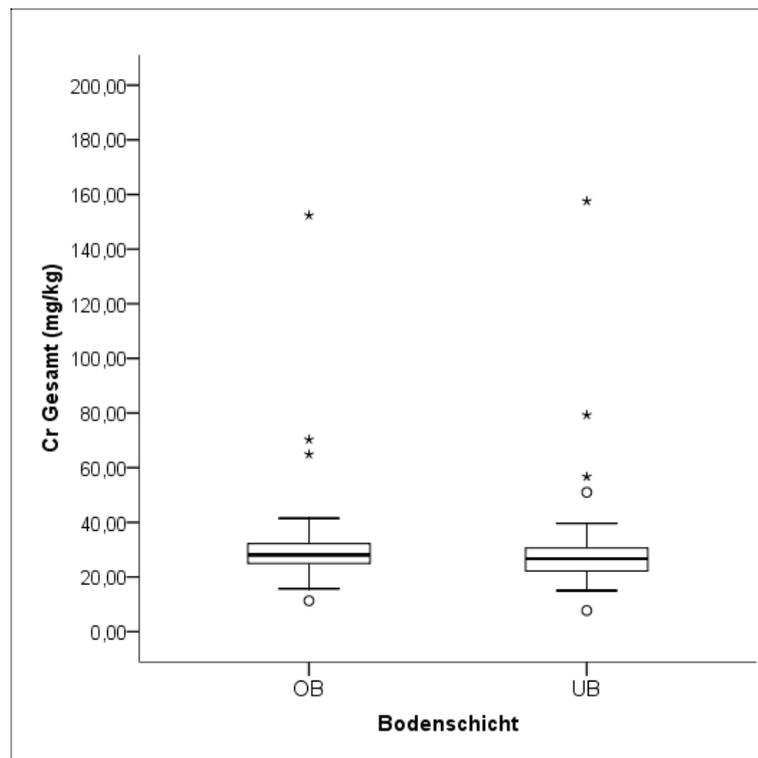


Abbildung 42: Chromgehalte (mg kg^{-1}) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden ($n=45$).

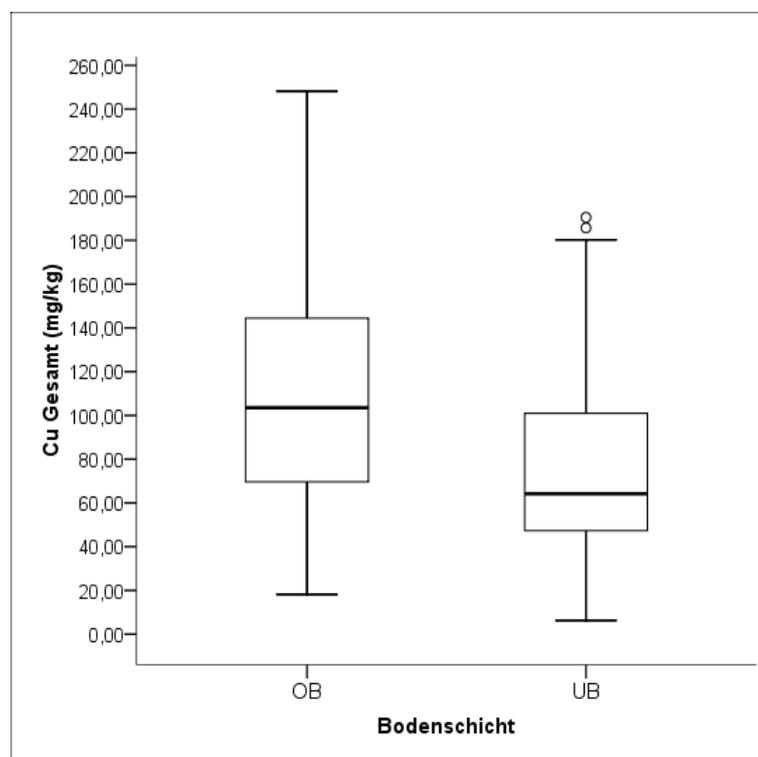


Abbildung 43: Kupfergehalte (mg kg^{-1}) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden ($n=45$).

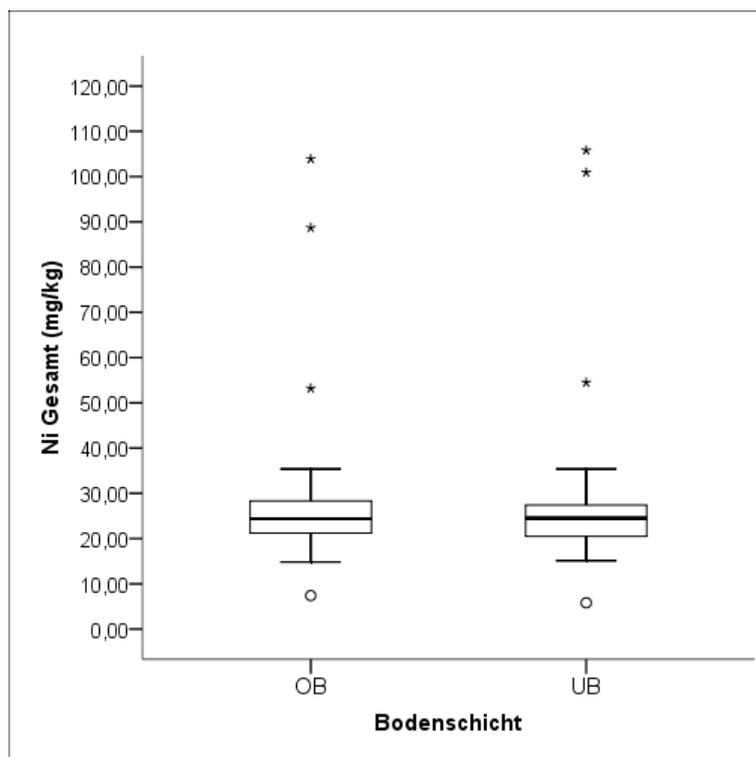


Abbildung 44: Nickelgehalte (mg kg^{-1}) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden ($n=45$).

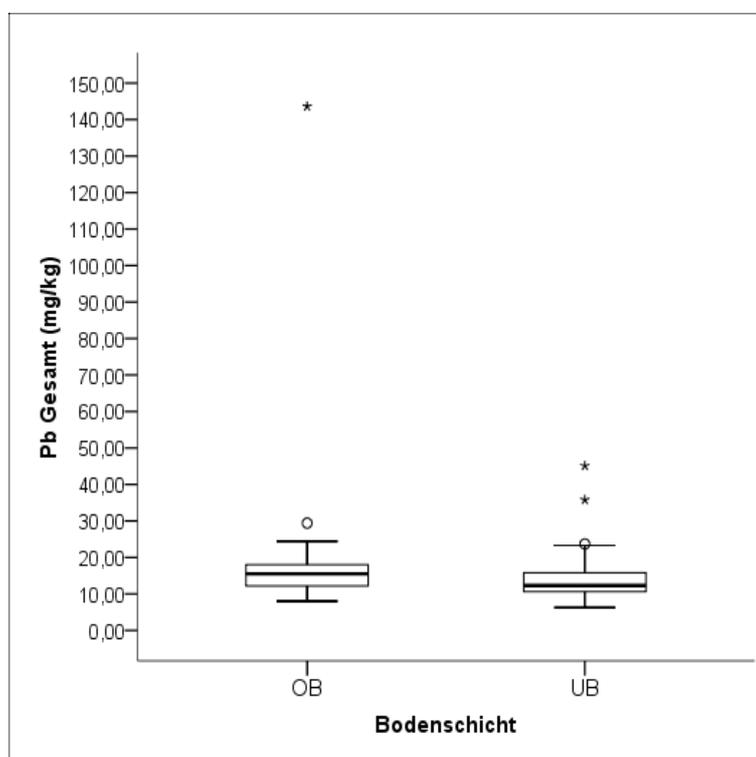


Abbildung 45: Bleigehalte (mg kg^{-1}) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden ($n=45$)

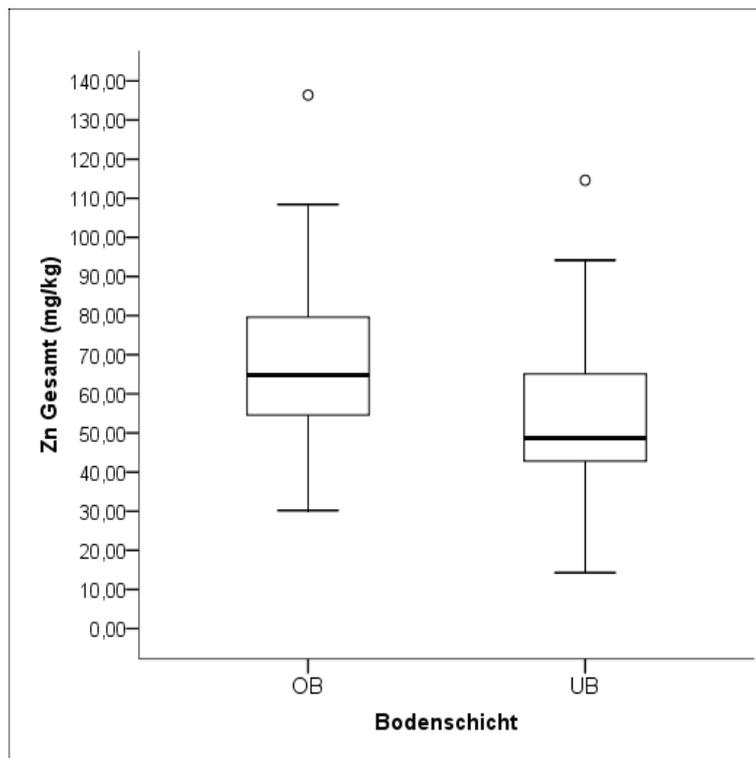


Abbildung 46: Zinkgehalte (mg kg^{-1}) im Ober- (OB) und Unterboden (UB) der untersuchten Weingartenböden ($n=45$)

3.3.2 Schwermetallgehalte: Vergleich zu den Referenzwerten

Die ÖNORM L 1075 liefert Referenzwerte für Schwermetalle (85. Perzentil der BORIS Daten), anhand derer es möglich ist, das Ausmaß der Belastung für die verschiedenen Schwermetalle zu vergleichen und zu beurteilen, ob eventuell mehrfache Belastungen vorliegen. Die Referenzwerte sind für bestimmte Kategorien (je nach Bodeneigenschaften, z.B. pH-Wert oder Humusgehalt) gegeben. Herangezogen werden hier die Referenzwerte nach pH-Wert Klassen:

pH < 6: Für diesen pH Bereich war aufgrund der zu geringen Probenanzahl (nur ein Standort).

≥6 pH <7: In diesem Bereich wurden bei Cr, Cu, Ni und Pb Werte festgestellt, die den Referenzwert überschritten (Tabelle 30). Der Probenumfang ist gering ($n=7$ und 6 für Oberboden bzw. Unterboden), so dass auch hier das 85. Perzentil keinen zuverlässigen Rückschluss auf besonders erhöhte Gehalte liefern kann. Kombiniert mit dem Vorkommen von extremen Ausreißern (Abbildung 41 bis Abbildung 46) erklärt dieser niedrige Stichprobenumfang das Überschreiten der Referenzwerte für Cr, Cu, Ni und Pb.

Tabelle 30: Schwermetallgehalte (mg kg^{-1} ; 85. Perzentile ohne Ausreißerbereinigung) in Böden von Weingärten mit $\text{pH} \geq 6$ und < 7 und Vergleich mit den Referenzwerten der ÖNORM L 1075:

Bodenhorizont	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Oberboden (n=6; 85. Perzentil)	0,29	148,3	206,1	101,4	24	93,3
Unterboden (n=5; 85. Perzentil)	0,1	157,6	116,2	105,8	35,8	83,7
Referenzwerte Acker ÖNORM L1075	0,3	53	31	37	26	100

pH ≥ 7 : Aussagekräftiger ist die Auswertung für den pH Bereich ≥ 7 (Tabelle 31). Hier ist nur bei Kupfer eine Überschreitung des Referenzwerts gegeben, was darauf hinweist, dass die Kupferbelastung wahrscheinlich auf die Anwendung von kupferhaltigen Fungiziden zurückzuführen ist.

Tabelle 31: Schwermetallgehalte (mg kg^{-1} ; 85. Perzentile ohne Ausreißerbereinigung) in Böden von Weingärten mit $\text{pH} \geq 7$ und Vergleich mit den Referenzwerten der ÖNORM L 1075:

Bodenhorizont	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Oberboden (n=38; 85. Perzentil)	0,4	35,6	193,1	30,5	21,4	81,5
Unterboden (n=39; 85. Perzentil)	0,3	34,2	116,5	31,9	19,6	73,6
Referenzwerte Acker ÖNORM L1075	0,4	54	34	34	25	95

3.3.3 Beziehung zwischen Cu_{EDTA} und Cu_{KW}

Die Richtwerte für Schwermetalle beziehen sich im Allgemeinen auf die in Königswasser löslichen Gesamtgehalte (Cu_{KW}). Der KW-lösliche Gehalt wird in Routinebodenproben selten gemessen, viel öfter wird der Kupfergehalt im EDTA Extrakt ermittelt. In der folgenden Auswertung wurde untersucht, ob man aus archivierten Cu_{EDTA} Messdaten auf die KW-löslichen Cu-Gehalte schließen kann.

Der Anteil von Cu_{EDTA} am Cu_{KW} streut über einen weiten Bereich (31 bis 83% im OB, und 15 bis 76% im UB). Der Interquartilabstand liegt zwischen 42 und 61% im OB und zwischen 35 und 56% im UB, der Medianwert bewegt sich in beiden Bodenhorizonten um 50% (Tabelle 32).

Tabelle 32: Verteilung des Anteils von Cu_{EDTA} an dem Gesamtgehalt ($Cu_{EDTA}/Cu_{KW} * 100$) (%)

Fallsgruppe	Gesamt		Carbonat - beeinflusst		Nicht Carbonat beeinflusst		pH \geq 7		Humus<2		Humus 2 bis <4	
	OB (n=45)	UB (n=45)	OB (n=33)	UB (n=35)	OB (n=12)	UB (n=10)	OB (n=38)	UB (n=39)	OB (n=7)	UB (n=27)	OB (n=33)	UB (n=16)
Minimum	31,3	14,9	31,3	14,9	33	22,9	31,3	14,9	40,4	14,9	31,3	25,2
25. Perzentil	42,6	35,5	41,3	34,3	46,8	37,2	42,6	36,8	42,5	36,8	42,8	33,5
Median	52,3	47,5	51,2	47,5	60,3	46,6	52,7	48,2	62,7	49	52,3	42,3
75. Perzentil	61,5	56,7	59,6	56,8	70,1	57,6	61,2	56,8	72,4	56,6	59,6	56,5
Maximum	83,7	76,1	75,6	76,1	83,7	74,9	81,5	76,1	81,5	76,1	83,7	70,3

Basierend auf einer linearen Regressionsrechnung mit den Parametern Cu_{EDTA} , $CaCO_3$, pH-Wert, Humusgehalt (%) und Tongehalt (%), zeigte sich, dass Cu_{EDTA} den KW-löslichen Cu Gehalt am besten erklärt. Die Tabelle 33, Tabelle 34, und Tabelle 35 präsentieren die Ergebnisse der linearen Regression. Durch die schrittweise Einbindung von Parametern wurden zwei Modelle erstellt (n=90):

- im ersten Modell ist Cu_{EDTA} die erklärende Variable: $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,52 + 23$ (R = 0,88; Standardfehler = 25,3) (siehe auch Abbildung 47).
- im zweiten Modell werden Cu_{EDTA} und Carbonatgehalt als erklärende Variablen herangezogen: $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,56 + CaCO_3 * 0,86 + 11,3$ (R = 0,90; Standardfehler = 23,7).

Tabelle 33: Pearson Korrelationen zwischen Cu_{KW} und den erklärenden Parametern des Modells

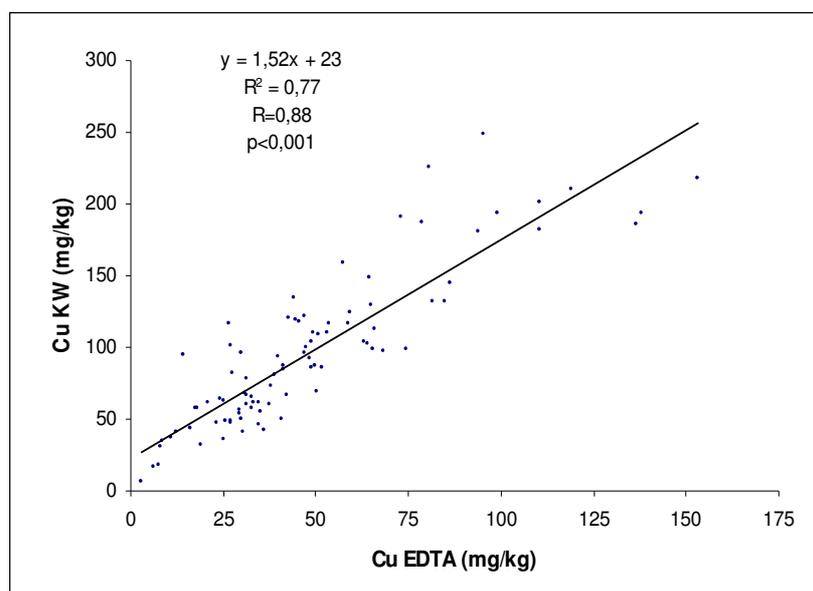
	Koeffizient	Signifikanz
Cu_{EDTA} (mg kg ⁻¹)	,88	,000
pH $CaCl_2$,18	,046
$CaCO_3$ (%)	,05	,326
Humus (%)	,55	,000
Ton (%)	,20	,031

Tabelle 34: Zusammenfassung der zwei Modelle (Modell 1 mit Cu_{EDTA} und Modell 2 mit Cu_{EDTA} und Carbonatgehalt)

Modell	R	R ²	Angepasste R ²	Standardfehler der Schätzung
1	,88	,77	,77	25,3
2	,90	,80	,80	23,7

Tabelle 35: Koeffizienten der zwei Regressionsmodelle und Signifikanzniveau.

Model		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	t	Sig.
		B	Std. Fehler	Beta		
1	(Konstante)	22,98	4,99		4,60	,000
	Cu _{EDTA} (mg kg ⁻¹)	1,52	,09	,88	17,30	,000
2	(Konstante)	11,28	5,66		1,99	,049
	Cu _{EDTA} (mg kg ⁻¹)	1,56	,08	,90	18,82	,000
	CaCO ₃ (%)	,86	,23	,18	3,67	,000


Abbildung 47: Korrelation zwischen Cu_{EDTA} und Cu_{KW} (n=90).

Die getrennte Auswertung für Ober- und Unterboden zeigte, dass CaCO₃ nur im Oberboden die Erklärung für Cu_{KW} verbessern kann (R=0,861 mit nur Cu_{EDTA} bzw. R=0,894 mit Cu_{EDTA} und CaCO₃; n=45). Im Unterboden lieferte nur Cu_{EDTA} eine signifikante Korrelation zu Cu_{KW} (R=0,860; n=45).

Eine gemeinsame Auswertung der Daten der vorliegenden Studie mit den Daten aus den Enquete-Böden der ALVA Ringversuche für den Zeitraum 2000 – 2009 (n=30) (Krimberger et al., 2000-2005; Krimberger & Spiegel, 2006-2009) ergab ein ähnliches Bild. In einer multiple Regressionsanalyse unter Einbeziehung von Cu_{EDTA}, pH-Wert, Humus-, Ton- und Carbonatgehalt, lieferte Cu_{EDTA} die beste Erklärung für Cu_{KW}. CaCO₃ und pH-Wert konnten die Modelle nur geringfügig - erst ab der dritten Kommastelle - verbessern (Anm.: Die KAK wurde nicht in die Regressionsanalyse einbezogen):

- $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,77 + 13,1$ (R=0,94; p<0,001; n=120; Standardfehler=26,3) (siehe auch Abbildung 48)
- $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,79 + CaCO_3 * 0,53 + 6,5$ (R=0,94; p<0,001; n=120; Standardfehler=25,7).

- $Cu_{gesamt} = Cu_{EDTA} * 1,82 + CaCO_3 * 0,83 + pH * -8,62 + 63$ ($R=0,94$; $p<0,001$; $n=120$; Standardfehler=25,2)

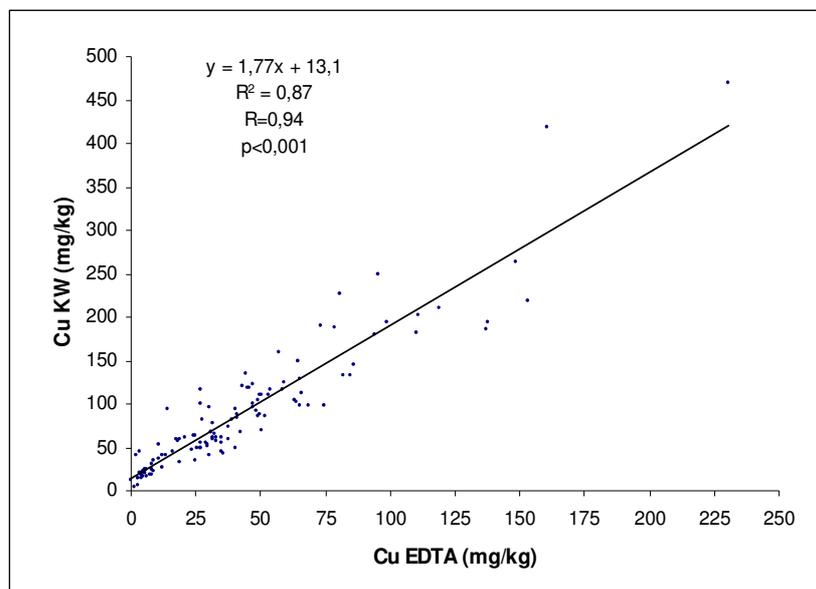


Abbildung 48: Korrelation zwischen Cu_{EDTA} und Cu_{KW} unter Einbeziehung der Enqueteböden im Zeitraum 2000-2009 (n=120).

Es kann somit gesagt werden, dass Cu_{EDTA} die beste Erklärung für Cu_{KW} liefert. Andere Bodenparameter bringen nur begrenzte Verbesserungen zu den erstellten Modellen. Es werden deshalb in den folgenden Auswertungen nur die beiden Modelle berücksichtigt, die mit Cu_{EDTA} rechnen:

Mit dem ersten Regressionsmodell $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,52 + 23$ ($R=0,88$; $n=90$) wird

- ab $Cu_{EDTA} = 25 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=60 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht (allgemeiner Richtwert der ÖNORM L 1075 für Acker bzw. Richtwert für Acker mit $pH < 6$)
- ab $Cu_{EDTA} = 51 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=100 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht (Richtwert der ÖNORM L 1075 für Acker mit $pH \geq 6$)
- ab $Cu_{EDTA} = 84 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=150 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht (Richtwert der ÖNORM L 1075 für Weingartenböden)

Mit dem zweiten Regressionsmodell $Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,77 + 13,1$ ($R=0,94$; $n=120$) wird:

- ab $Cu_{EDTA} = 27 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=60 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht
- ab $Cu_{EDTA} = 50 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=100 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht
- ab $Cu_{EDTA} = 78 \text{ mg kg}^{-1}$ der Richtwert $Cu_{KW}=150 \text{ mg kg}^{-1}$ erreicht

Dieses letzte Modell ($Cu_{KW} = Cu_{EDTA} * 1,77 + 13,1$) wurde aufgrund der höheren Stichprobenzahl und des besseren Bestimmtheitsmaßes für die Abschätzung der Belastung in den österreichischen Weingartenböden herangezogen.

3.3.4 Feststellung einer Untergrenze für Cu_{EDTA} zum Verdacht von Kupferbelastungen

Die oben angeführte Auswertung zeigt, dass für die im der ÖNORM L 1075 angeführten Richtwerte (100 und $150 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}_{\text{KW}}$) EDTA-Gehalte von ca. **50 bzw. 80 mg kg^{-1}** die entsprechenden Grenzen darstellen können. Es besteht auch die Möglichkeit eine Untergrenze für EDTA-Kupfergehalte für diese Gesamtgehaltsklassen zu bestimmen (Untergrenze im EDTA-Auszug für Proben mit $\text{Cu}_{\text{KW}} \geq 100$ oder $\geq 150 \text{ mg kg}^{-1}$). Dieser Ansatz könnte als „Hilfswert“ dienen, um auf der Basis des EDTA-Gehaltes potentiell problematische Flächen auf ihren Gesamtgehalt zu untersuchen.

Die Tabelle 36 zeigt die Ergebnisse solcher Auswertungen. Daraus kann abgeleitet werden, dass für den Richtwert $\geq 100 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}_{\text{KW}}$ ein Gehalt von ca. **$40 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}_{\text{EDTA}}$** eine mögliche Grenzziehung basierend auf dem EDTA-Gehalt darstellt. Für den Richtwert $\geq 150 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}_{\text{KW}}$ scheint eine Gehaltsgrenze von ca. **$70 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cu}_{\text{EDTA}}$** sinnvoll zu sein (Tabelle 36). Es war mit dem vorliegenden Datensatz leider nicht möglich, eine Auswertung auch für saure Böden durchzuführen, die oben angeführten Daten gelten derzeit nur für Standorte mit einem pH – Wert ≥ 7 . Es ist zu überprüfen, ob dieser Zusammenhang auch für Standorte mit niedrigeren pH – Werten gilt.

Tabelle 36: Grenzziehung für Kupferbelastung nach Cu_{EDTA} Gehalt: Verteilung der Cu_{EDTA} Gehalte für gewisse Klassen nach pH-Wert und KW-löslichem Cu-Gehalt, im Ober- und Unterboden von Weinbauflächen

pH Bereich	Gesamter pH Bereich				pH ≥ 7			
	$\geq 100 \text{ mg kg}^{-1}$		$\geq 150 \text{ mg kg}^{-1}$		$\geq 100 \text{ mg kg}^{-1}$		$\geq 150 \text{ mg kg}^{-1}$	
Fallsgruppe nach KW Cu								
Bodenschicht	OB (n=23)	UB (n=13)	OB (n=10)	UB (n=3)	OB (n=20)	UB (n=12)	OB (n=9)	UB (n=3)
Minimum	42,8	26,6	57,4	73	42,8	27,1	57,4	73
25. Perzentil	49,5	46	80,1	73	51,4	48	79,7	73
Median	78,9	58,7	104,6	93,8	79,7	61,2	98,9	93,8
75. Perzentil	98,9	69,3	123,8	136,8	98	71,1	124,3	136,8
Maximum	153,3	136,8	153,3	136,8	153,3	136,8	153,3	136,8

3.3.5 Ausmaß der Kupferbelastung in den österreichischen Weingartenböden

Mit dem erstellten Modell zur Abschätzung von Cu_{KW} basierend auf Cu_{EDTA} (2. Modell mit $n=120$) - Messungen kann eine Abschätzung der Belastung der österreichischen Weingartenböden durchgeführt werden. Zur Methode ist anzumerken, dass die Repräsentativität der Beurteilung selbstverständlich von der Repräsentativität des Datensatzes abhängt. Es ist anzunehmen dass Weinbauern ihre Böden vor allem dann auf den Kupfergehalt analysieren lassen, wenn entweder ein Verdacht auf Belastung besteht oder in der Vergangenheit größere Mengen von kupferhaltigen Fungiziden ausgebracht wurden.

Im Zeitraum von 1991 bis 2009 wurden insgesamt 10693 Proben im NÖ FHL und 1162 Proben im SÖ FHL auf Cu_{EDTA} untersucht (Tabelle 37). Die Auswertung zeigt, dass 48

bzw. 18% der Weingartenböden über dem Richtwert von 60 mg Cu kg^{-1} (ÖNORM L 1075 für Acker) liegen. Eine Überschreitung des Richtwerts für Weingartenböden ($150 \text{ mg Cu kg}^{-1}$) ist bei ca. 9 bzw 2,4% der Proben gegeben. (Tabelle 37).

Sofern, wie dies auch schon bei den Ausbringungsrichtlinien für Klärschlämmen der Fall ist, bereits ein prognostizierter Gehalt von 60 mg Cu kg^{-1} dazu führt, dass zur Vermeidung einer weiteren Belastung keine kupferhaltigen Präparate mehr aufgebracht werden dürften, beträfe dies 48% der Standorte im NÖ FHL bzw. 18% der Standorte im SÖ FHL.

Bezüglich des Gehaltsverlaufs sind keine deutlichen Änderungen erkennbar (Tabelle 38). Im NÖ FHL kann ein leichter Rückgang der Median- und Mittelwerte sowie des Anteils an Proben mit Richtwertüberschreitung beobachtet werden. Im SÖ FHL können aufgrund des limitierten Probenumfangs nur die letzten zwei Zeitabschnitte ausgewertet werden. In diesem HPG ist eine leichte Zunahme der Median- und Mittelwerte sowie des Anteils an Proben mit Richtwertüberschreitung erkennbar. Ausgenommen davon sind allerdings Proben mit einem Cu_{kw} - Gehalt $> 150 \text{ mg kg}^{-1}$).

Tabelle 37: Statistische Kennwerte von Cu_{EDTA} – Messungen, und Ausmaß der Belastung durch Kupfer in den Weingartenböden der HPG NÖ FHL und SÖ FHL, im Zeitraum 1991 bis 2009; Überschreitung der Richtwerte gemäß ÖNORM L1075. (Oberboden)

NÖ FHL						SÖ FHL					
Statistische Kennwerte (MW und Median in mg kg^{-1})			Richtwert für Cu_{kw} (mg kg^{-1}) und % der Proben $>$ Richtwert			Statistische Kennwerte (MW und Median in mg kg^{-1})			Richtwert (Cu_{kw} in mg kg^{-1}) und % der Proben $>$ Richtwert		
n	MW	Median	>60	>100	>150	n	MW	Median	>60	>100	>150
10693	34,4	25,5	47,8%	22,6%	9,0%	1162	16,7	9,5	18,4%	6,8%	2,4%

Tabelle 38: Statistische Kennwerte von Cu_{EDTA} – Messungen, und Ausmaß der Belastung durch Kupfer in den Weingartenböden der HPG NÖ FHL und SÖ FHL, in 5 Jahres- Abschnitte; Überschreitung der Richtwerte gemäß ÖNORM L1075. (Oberboden)

Zeitraum	NÖ FHL						SÖ FHL					
	Statistische Kennwerte (MW und Median in mg kg^{-1})			Richtwert für Cu_{kw} (mg kg^{-1}) und % der Proben $>$ Richtwert			Statistische Kennwerte (MW und Median in mg kg^{-1})			Richtwert für Cu_{kw} (mg kg^{-1}) und % der Proben $>$ Richtwert		
	n	MW	Median	>60	>100	>150	n	MW	Median	>60	>100	>150
1991 - 1995	1353	36,7	27,8	51,4	24,8	10	3	k.B.	k.B.	k.B.	k.B.	k.B.
1996 - 2000	4377	36,1	26,9	50,1	23,8	9,4	14	k.B.	k.B.	k.B.	k.B.	k.B.
2001 - 2005	3583	32,3	22,9	44,1	20,8	8,3	688	15,4	8,2	15,6	4,7	2,4
2006 - 2009	1380	32,6	24,7	46,5	21,2	7,5	457	17,9	11,1	20,8	8,8	1,8

3.3.6 Bewertung der Annäherungsformel für die KAK

Wie schon für den Bezirk Zwettl bei sauren Böden ($\leq 6,5$), wurde auch hier für neutrale bis schwach alkalische Böden (≥ 7) die Bewertung der Annäherungsformel zur Berechnung der KAK durchgeführt.

Es zeigte sich, dass eine zufriedenstellende Abschätzung der KAK anhand der Annäherungsformel bei einem wesentlichen Anteil der Proben erreicht werden konnte (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**):

- Mehr als **75%** der gerechneten Werte nähern sich der tatsächlich gemessenen KAK mit einer Präzision von $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.
- Bei der alternativen Auswertung, bei der die Differenz „gemessen“ – „gerechnet“ innerhalb $\pm 25 \%$ der gemessenen KAK liegt, erfüllten sogar mehr als **80%** die Bedingungen.

Diese Ergebnisse zeigen, dass im Gegensatz zu den sauren Böden in neutralen Böden, eine relativ gute Abschätzung der KAK basierend auf der Berechnungsformel getroffen werden kann. Es ist jedoch anzumerken, dass in ca. 85% der Fälle die berechnete KAK niedriger war als die gemessene. Dies weist darauf hin, dass in diesen Böden entweder die KAK der organischen Substanz mehr als **200 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$** beträgt oder die der Tonfraktion mehr als **50 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$** (Anmerkung: Diese Werte werden von der Formel als Annäherung für die KAK der jeweiligen Fraktion herangezogen).

Tabelle 39: Anteil der Proben in ausgewählten pH Bereiche, für welche die Formel: $KAK_{pot} (\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = \text{Humus}(\%) * 2 + \text{Ton}(\%) * 0,5$ zufriedenstellende Ergebnisse liefert (Trennung nach OB und UB).

pH Bereich		Proben bei denen „KAK gerechnet – KAK gemessen“ innerhalb $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ liegt		Proben bei denen „(KAK gerechnet – KAK gemessen)/ KAK gemessen“ innerhalb $\pm 25\%$ liegt	
	n	n	% der gesamten Stichprobe in dem jeweiligen pH Bereich	n	% der gesamten Stichprobe in dem jeweiligen pH Bereich
Gesamt OB	45	34	75,5%	33	73,3%
Gesamt UB	45	34	75,5%	33	73,3%
≥ 7 OB	38	30	78,9%	31	81,6%
≥ 7 UB	39	30	76,9%	32	82%

3.4 Cu- und Zn – Einträge durch Schweingülle

Derzeit liegen die Gehalte an Zink und Kupfer in Wirtschaftsdüngern teilweise über dem aus der Sicht des Bodenschutzes akzeptablen Bereich (Kicking, 2009). Im Vergleich der Gehalte der Wirtschaftsdünger mit den höchstzulässigen Werten für die Ausbringung aus der Klärschlammverordnung für Niederösterreich zeigt sich, dass diese Werte speziell im Schweinebereich, aber auch in der Geflügelproduktion überschritten werden. Daraus ist abzuleiten, dass eine Akkumulation an Zink und Kupfer auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu erwarten ist.

Die Zn- und Cu-Konzentrationen im Boden (mg/kg DM) der Betriebe mit den niedrigsten Zn-Gehalten in der Gülle betrug 72 ± 11 und 23 ± 6 , während Betriebe mit den höchsten Gehalten etwas höhere Werte aufwiesen (78 ± 16 und 25 ± 5 ; Tabelle 40). Die Korrelation

zwischen Gülle- und Boden-Zn betrug $r=0,70$ ($p<0,11$). Sowohl bei den niedrigsten als auch den höchsten Gehalten in der Gülle wurden im Vergleich zu Österreich weiten Hintergrundwerten keine auffälligen Erhöhungen festgestellt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass erhöhte Einträge erst aufgrund der geänderten Fütterungspraxis während der letzten zehn Jahre erfolgt sind, eine deutliche Erhöhung über die Hintergrundwerte war noch nicht zu erwarten. Allerdings könnte es an den individuellen Standorten sehr wohl bereits zu einer Anreicherung gekommen sein, es fehlen für die Bestätigung dieser Aussage aber die Referenzwerte aus dem Zeitraum vor der Gülleausbringung. Eine Beeinflussung kann daher nur durch weitere Messungen an den gleichen Standorten in einigen Jahren festgestellt werden. In den Anforderungen künftiger ÖPUL – Maßnahmen sollte darauf Bedacht genommen werden.

Tab. 40: Gehalte an Cu und Zn in Schweingülle und Boden (zitiert nach Kickinger, 2009)

Selection criterion for derivation of soil samples	N	Zn in manure (mg/kg DM)	Zn in soil (mg/kg DM)	Cu in manure (mg/kg DM)	Cu in soil (mg/kg DM)
Lowest manure Zn ¹⁾	3	486 ±151	72 ±11	128 ±13	23 ±6
Highest manure Zn ²⁾	3	3538 ±2411	78 ±16	275 ±26	25 ±5
All tested farms	6	2012 ±2265	75 ±13	202 ±83	24 ±5
Pearson correlation coefficient manure vs. soil	6	$r = p<0.10$ ³⁾	0.70	$r = n.s.$ ³⁾	0.05

¹⁾ Lowest manure Zn was found exclusively in CCF-type farms (commercial compound feed) (farms No. 14, 15, 27)

²⁾ Highest manure Zn was found exclusively in FMF-type farms (farm-based mixed feed) (farms No. 22, 23, and 26, see also table 2).

³⁾ $p<0.xx$ statistical significance of correlation coefficient r , n.s. = statistically not significant

4 Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Evaluierung wurde davon ausgegangen, dass die ÖPUL – Maßnahmen „Reduktion ertragssteigernde Betriebsmittel“ bzw. „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünland“, „Integrierte Produktion (Acker und Weinbau)“, „Erosionsschutz im Ackerbau“ bzw. „Mulch- und Direktsaat“ und „Begrünung von Ackerflächen“ einen positiven Beitrag zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit liefern. Es wurden daher Bodenproben von Betrieben untersucht, die mindestens zwei der oben genannten Maßnahmen umgesetzt haben. Die Maßnahme „biologische Wirtschaftsweise“ konnte in der Evaluierung leider nicht berücksichtigt werden, da im Rahmen dieser Maßnahme keine Bodenuntersuchungen vorgeschrieben sind und daher nicht ausreichend Probenmaterial vor allem mit Kenntnis der Dauer der Umstellung zur Verfügung stand.

pH - Wert

Basierend auf Untersuchungsergebnissen von ÖPUL – Betrieben im Bezirk Zwettl (Waldviertel, Teilnahme an den Maßnahmen IP Kartoffel und Begrünung von Ackerflächen) konnte gezeigt werden, dass in Böden mit pH – Werten unterhalb von pH 5,5 eine starke Abnahme der Basensättigung festzustellen ist. Das vermehrte Auftreten von Aluminium in der Bodenlösung führt zu einer Zunahme der Al-Sättigung am Austausch, wobei basisch wirkende Kationen, insbesondere die mengenmäßig bedeutenden Elemente Ca und Mg, verdrängt werden, und somit dem Risiko der Auswaschung unterliegen. Bereits in der Evaluierung des letzten ÖPUL – Programmes wurde für die Regionen im Bereich der böhmischen Masse ein Trend zur Abnahme des pH – Wertes festgestellt. Die ÖPUL – Maßnahmen haben offenbar nicht zu einer Verbesserung der Situation geführt. Die Stabilisierung eines pH-Wertes oberhalb von 5,5 bzw. von 5,0 bei einer Fruchtfolge mit einem höheren Anteil an säuretoleranten Kulturen ist jedoch, wie bereits in den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ angeführt, eine Voraussetzung für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und optimales Pflanzenwachstum und sollte auch in Zukunft als Teil der ÖPUL- Maßnahmen integriert werden. Zur konkreten Umsetzung kann eine entsprechende Kalkung nach den Vorgaben der Richtlinien für die sachgerechte Düngung vorgeschlagen werden.

Humusgehalt

Die Humusgehalte waren in der Region Zwettl in den Grünlandböden höher als in den Ackerböden. Es sollte daher angesichts der Kohlenstoffspeicherung kein Umbruch erfolgen. Die Humusgehalte der Ackerböden erwiesen sich im Waldviertel als relativ hoch: Die Humusgehalte von 95% der Proben waren gemäß den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ als optimal einzustufen. Im Alpenvorland und im Niederösterreichischen FHL waren die Gehalte etwas niedriger, ca. 70% der Proben lagen im optimalen Versorgungsbereich. Diese Ergebnisse sind zum Teil auf den hohen Hackfruchtanteil (32 bzw. 21% der Ackerfläche) in diesen beiden HPG zurückzuführen. Eine weitere Erklärung können die zunehmenden Beprobungstiefen in der Reihenfolge Waldviertel < Alpenvorland < NÖ liefern. Die Beprobungstiefe steht mit der für den Standort üblichen Bearbeitungstiefe in engem Zusammenhang (Ap Horizont) und weist im Alpenvorland und im NÖ FHL auf eine tiefer reichende Verteilung und damit eine „Verdünnung“ der organischen Substanz hin.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit den Daten der Niederösterreichischen Bodenzustandsinventur (BORIS-Daten) zeigte, dass die in dieser Studie ermittelten Humusgehalte etwas höher liegen als die vor 16 – 18 Jahren erfassten. Dieses Ergebnis

ist umso erfreulicher, als sich die Probenauswahl auf Standorte mit potentiell „Humus zehrenden“ Hackfrüchten entweder als Vor- oder als Nachfrucht konzentrierte.

Dementsprechend haben die ÖPUL-Maßnahmen dazu beigetragen, Humusgehalte in Ackerböden jedenfalls zu stabilisieren und leicht um etwa 0,2 – 0,5% zu erhöhen. Die Weiterführung und Erweiterung der Maßnahmen ist daher sinnvoll. Es sollte besonders der Anbau von Begrünungen (Zwischenfrüchte) nach wie vor auf hohem Niveau bleiben. Andere ÖPUL- Maßnahmen wie reduzierte Bodenbearbeitung (Erosionsschutz im Ackerbau) spielen dabei ebenfalls eine wesentliche Rolle. Die in Zukunft auch vorgesehenen Nutzung der Ernterückstände für energetische Zwecke ist daher hinsichtlich Intensität sehr genau zu prüfen, um diese günstige Entwicklung nicht wieder umzukehren.

Kupfergehalt in Weingartenböden

Der königswasserlösliche Kupfergehalt (Cu_{KW}) kann anhand der Messung von Kupfer im EDTA - Extrakt (Cu_{EDTA}) mit einem Bestimmtheitsmaß von $R = 0,879$ abgeschätzt werden. Die Einführung des Carbonatgehalts in die Regressionsrechnung verbesserte das Bestimmtheitsmaß nur geringfügig ($R=0,896$). Die Ergebnisse der Regressionsrechnung erlauben es mit einer gewissen Sicherheit, die Kupferbelastung anhand der bereits vorhandenen Cu_{EDTA} -Daten abzuschätzen. Basierend auf dieser Abschätzung zeigte sich, dass im HPG NÖ FHL 48% der Proben aus dem Zeitraum 1991-2009 einen Cu_{KW} – Gehalt über dem Richtwert von 60 mg kg^{-1} aufweisen. Dieser Anteil beträgt im SÖ FHL 18%. Diese Flächen sollten - ähnlich wie bei der Ausbringung von Klärschlämmen - nicht mehr mit kupferhaltigen Präparaten behandelt werden. Wird der Richtwert von 100 bzw. 150 mg/kg Cu_{KW} lt. ÖNORM L 1075 herangezogen, dann kann angenommen werden, dass knapp 23% bzw. 9% der Weinbauproben des Nordöstl. FHL diesen Wert überschreiten, im Südöstl FHL liegen diese Anteile mit 6,8 und 2,4% wesentlich niedriger. Eine Anwendung von kupferhaltigen Präparaten im Rahmen von ÖPUL – Maßnahmen sollte daher an entsprechende Bodenanalysen und die Erstellung von Verträglichkeitsgutachten vergleichbar z.B. der Vorgangsweise gemäß der niederösterreichischen Klärschlammverordnung geknüpft werden.

Schwermetalleintrag durch Schweingülle

Grundsätzlich muss bei der Verwendung von Schweinegülle von einer erhöhten Eintragungssituation für Zink und Kupfer ausgegangen werden. Derzeit vorliegende Daten lassen einen Zusammenhang einer Anreicherung im Boden mit dem Absolutgehalt in der Gülle vermuten, es ergeben sich aber im Vergleich zu den für Österreich ermittelten Hintergrundwerten noch keine Anzeichen einer außerordentlichen Erhöhung der Gehalte. Eine schlüssige Aussage dazu könnte nur durch Referenzmessungen in einigen Jahren getätigt werden, es sollte dies in den Anforderungen für zukünftige ÖPUL – Maßnahmen berücksichtigt werden.

Kationenaustauschkapazität (KAK)

In den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Weinbau“ des BMLFUW (2003) wird die Bedeutung der Kationenaustauschkapazität sowie der Anteile an den basischen Kationen Ca, Mg, K und Na besonders betont. Generell kann dieser Parameter ebenfalls als ein Indikator der Bodenfruchtbarkeit angesehen werden. Zur Abschätzung der KAK wird die in den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2006) eine Annäherungsformel empfohlen. Dies könnte als ein weiterer Indikator für die Wirksamkeit von ÖPUL – Maßnahmen herangezogen werden.

In den vorliegenden Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die in den „Richtlinien für die Sachgerechte Düngung“ angeführte Annäherungsformel für die KAK nur bei Böden mit pH-Werten ≥ 7 eine zufriedenstellende Abschätzung der KAK geben

kann. Es können in diesem pH Bereich ca. 80% der Fälle mit annehmbaren Abweichungen von der tatsächlichen KAK berechnet werden ($\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, oder $\pm 25\%$ Abweichung). Für die in diesem pH Bereich untersuchten Böden (Weinbau) wird die KAK eher unterschätzt. Umgekehrt ist die Situation bei Böden mit pH-Werten $\leq 6,5$, bei denen die KAK mit der Annäherungsformel fast immer überschätzt wird. Die KAK wird üblicherweise als KAK_{eff} gemessen; diese ist unter sauren Bedingungen niedriger als die von der Formel geschätzte KAK_{pot} . Wenn eine Annäherungsformel für saure Böden entwickelt werden soll, müssten ihre Koeffizienten sowohl den pH-Wert als auch den Humusgehalt berücksichtigen, da in humusreichen Böden (z.B. die Grünlandböden dieser Studie) die Abweichung der KAK in Abhängigkeit vom pH-Wert stärker als in humusärmeren Böden ist. Die Untersuchung der entsprechenden Parameter sollte daher im Rahmen von kommenden ÖPUL – Programmen berücksichtigt werden.

Grundsätzlich muss angemerkt werden, dass die unmittelbare Evaluierung der Wirkung der einzelnen Maßnahmen dadurch erschwert wurde, dass die erforderlichen Informationen - sei es zu den einzelnen Betrieben oder zu Analysenparametern – nur unvollständig oder indirekt zur Verfügung stehen. Es wird daher angeregt, für Folgeprogramme die Erfordernisse einer Evaluierung vorab abzuklären und die Erhebung der relevanten Parameter in die Programme zu integrieren. Für die Evaluierung der Wirkung auf die Bodenfruchtbarkeit wären das in erster Linie die Erhebung des pH – Wertes, der verfügbaren Anteile an P und K sowie des Humusgehaltes essentiell. Es sollte weiters sichergestellt sein, dass eine Evaluierung für alle relevanten Maßnahmen möglich ist. Dies betrifft insbesondere die Maßnahme „biologische Wirtschaftsweise“, für die aufgrund der fehlenden Datengrundlage keine Evaluierung durchgeführt werden konnte.

5 Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurde der Einfluss der ÖPUL – Maßnahmen „Reduktion ertragssteigernde Betriebsmittel“ bzw. „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker und Grünland“ „Integrierte Produktion (Kartoffel, Rübe)“, „Erosionsschutz im Ackerbau“ bzw. „Mulch- und Direktsaat“ und „Begrünung von Ackerflächen“ auf wesentliche Parameter der Bodenfruchtbarkeit untersucht. Die Maßnahme „biologische Wirtschaftsweise“ konnte in der Evaluierung leider nicht berücksichtigt werden, da im Rahmen dieser Maßnahme keine Bodenuntersuchungen vorgeschrieben sind und daher kein Probenmaterial zur Verfügung stand.

In Gebieten mit geologisch bedingtem niedrigen pH – Wert (z.B. Waldviertel, 250 Standorte) konnte durch die ÖPUL – Maßnahmen der Trend zur weiteren Versauerung nicht gestoppt werden. Dies könnte durch eine konsequente Anwendung der Kalkungsempfehlungen der Richtlinien für die sachgerechte Düngung vermieden werden.

Die ermittelten Humusgehalte (705 Standorte) lagen trotz einer bewussten Auswahl von Standorten mit „Humus zehrenden“ Kulturen im Durchschnitt etwas höher als die im Rahmen der BZI vor 16 – 18 Jahren erfassten Gehalte. Dementsprechend haben die ÖPUL-Maßnahmen dazu beigetragen, Humusgehalte in Ackerböden zu stabilisieren oder leicht zu erhöhen. Die Weiterführung und Erweiterung der humusschonenden bzw. humusmehrenden Maßnahmen ist daher sinnvoll, für die Nutzung von Ganzpflanzen bzw. der Ernterückstände ist nur ein geringes Potential vorhanden.

Basierend auf den Analyse von 97 Weingartenböden wurde ein Regressionsmodell entwickelt, das eine Abschätzung des Königswasser – löslichen Kupferanteils aus dem EDTA – extrahierbaren Gehalt ermöglicht. Basierend auf dieser Abschätzung zeigte sich,

dass im Hauptproduktionsgebiet „Nordöstliches Flach- und Hügelland“ 48% der Proben aus dem Zeitraum 1991-2009 einen Cu_{kw} – Gehalt über dem Richtwert von 60 mg kg^{-1} aufweisen. Eine Anwendung von kupferhaltigen Präparaten im Rahmen von ÖPUL – Maßnahmen sollte daher an entsprechende Bodenanalysen und die Erstellung von Verträglichkeitsgutachten vergleichbar z.B. der Vorgangsweise gemäß der niederösterreichischen Klärschlammverordnung geknüpft werden.

Ein eindeutiger Einfluss der Anwendung von Schweingülle auf die Gehalte an Kupfer und Zink im Boden konnte nicht festgestellt werden. Aufgrund der vorliegenden Bilanzrechnungen ist jedoch grundsätzlich ein Gefährdungspotenzial gegeben, entsprechende Referenzmessungen sollten daher in zukünftigen Maßnahmenprogrammen vorgesehen werden

Weiters wurde festgestellt, dass die Abschätzung der Kationenaustauschkapazität nur unter Einbeziehung von pH – Wert und Humusgehalt zu sinnvollen Ergebnissen führt.

Aufgrund der Erfahrungen mit dem vorliegenden Datenmaterial wird angeregt, für Folgeprogramme die Erfordernisse einer Evaluierung vorab abzuklären und die Erhebung der relevanten Parameter in die Programme zu integrieren. Für die Evaluierung der Wirkung bestimmter Maßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit wären das in erster Linie die Erhebung des pH – Wertes, der verfügbaren Anteile an P und K sowie des Humusgehaltes essentiell.

6 Summary

In this study the effect of the following “ÖPUL” measures has been evaluated with respect to their effect on essential parameters of soil fertility: “reduction or abandonment of yield enhancing resources”, “integrated production (arable land and vineyards)” and “greening of arable land”. The measure “biological production” could not be included because soil analysis is not obligatory in this case and consequently no soil samples were available.

In areas with initially low pH (e.g. Waldviertel, 250 sites) the tendency towards acidification could not be stopped by ÖPUL measures. An obligatory application of liming recommendation according to the “guidelines for appropriate fertilization” should help to avoid this trend.

The analyzed organic matter contents (750 sites) were slightly higher as compared to the results of the soil inventory 16-18 years ago, although sites with a high amount of “humus – wasting” crops have been chosen. Obviously, ÖPUL measures have contributed to at least a stabilization of the organic matter content and should be pursued further.

To enable the assessment of aqua regia extractable copper based on the amount of EDTA – extractable copper, a regression model using analytical data from 97 sites has been developed. According to this assessment, 48% of the samples from the area “Nordöstliches Flach- und Hügelland “ analysed between 1991 and 2009, showed values above the threshold of 60 mg/kg Cu . The use of copper containing compounds in the course of ÖPUL – measures should be linked to respective soil analyses and certificates as specified e.g. in the Lower Austrian Sewage Sludge Ordinance.

No explicit influence of the application of pig slurry on soil Cu and Zn could be stated. Due to balance calculations, enrichment is likely, though. Therefore, respective reference analyses should be included in further measures.

Furthermore, the assessment of the cation exchange capacity is only valid if considering soil pH and organic matter content.

Based on the existing data it is strongly recommended to consider the demands of the evaluation by including the respective parameters in the list of obligatory receivables. To evaluate the effect on soil fertility, basically soil pH, available P and K and the organic matter content would be essential.

7 Literaturliste

- Blum, W. (2007). *Bodenkunde in Stichworten*. Hirt's Stichwortbücher. Berlin.
- Brun, L., Maillet, J., Hinsinger, P. & Pépin, M. (2001). Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 111, 293-302.
- Brun, L., Maillet, J., Richarte, J., Herrmann, P. & Remy, J. (1998). Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102, 151-161.
- Chaignon, V., Sanchez-Neira, I., Herrmann, P., Jaillard, B. & Hinsinger, P. (2003). Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution*, 123, 229-238.
- Chopin, E., Marin, B., Mkoungafoko, R., Rigaux, A., Hopgood, M., Delannoy, E., Cancès, B. & Laurain, M. (2008). Factors affecting distribution and mobility of trace elements (Cu, Pb, Zn) in a perennial grapevine (*Vitis vinifera* L.) in the Champagne region of France. *Environmental Pollution*, 156, 1092-1098.
- Dersch, G. (2005). Entwicklung der pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte und des pH-Wertes der landwirtschaftlich genutzten Böden von 1991- 2004, im Rahmen der ÖPUL-Evaluierung. AGES, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung Bereich Landwirtschaft. Erstellt für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Sektion II – Nachhaltigkeit und Ländlicher Raum.
- Evaluierungsbericht (2008): Ex-post-Evaluierung des Österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums. Kapitel VI: ÖPUL. Lebensministerium.
- Flores-Vélez, L., Ducaroir, J., Jaunet, A. & Robert, M. (1996). Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *European Journal of Soil Science*, 47, 523-532.
- Freyer, B. (2003). *Fruchtfolgen: Konventionell, Integriert, Biologisch*. Eugen Ulmer GmbH & Co. Stuttgart (Hohenheim).
- Gerzabek, M., Strebl, F., Tulipan, M. & Schwarz, S. (2005). Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a soil information system. *Canadian Journal of Soil Science*, 85, 491-498.
- Hartemink, A. & McBratney, A. (2008). A soil science renaissance. *Geoderma*, 148, 123-129.
- Haynes, R. & Mokolobate, M. (2001). Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: A critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59, 47-63.
- Jansch, S. & Römbke, J. (2008). Einsatz von Kupfer als Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff: Ökologische Auswirkungen der Akkumulation von Kupfer im Boden. Bericht für das Umweltbundesamt Dessau. ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim, Deutschland. 67 Seiten.
- Janzen, H. (2004). Carbon cycling in earth systems - A soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 399-417.
- Kickinger, T., H. Würzner und W. Windisch (2009): Zink und Kupfer in Futter, Gülle und im Boden von Schweinemastbetrieben aus Österreich bei Fütterung von kommerziellem Alleinfutter oder betriebseigenem Mischfutter, *Die Bodenkultur* 60
- Komárek, M., Száková, J., Rohosková, M., Javorská, H., Chrástný, V. & Balík, J. (2008). Copper contamination of vineyard soils from small wine producers: A case study from the Czech Republic. *Geoderma*, 147, 16-22.
- Krimberger, K., Aichberger, K., & Liftingner, G. (2000-2005). *Bodenenquete, Statistische Auswertung und Darstellung der Bodenenqueteuntersuchungen*. Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, Veterinär-, und Agrarwesen, Fachgruppe Boden. Raumberg-Gumpenstein, Irdning.
- Krimberger, K. & Spiegel, H. (2005-2009). *Bodenenquete, Statistische Auswertung und Darstellung der Bodenenqueteuntersuchungen*. Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, Veterinär-, und Agrarwesen, Fachgruppe Boden-Pflanzenernährung. Raumberg-Gumpenstein, Irdning.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22.
- Lal, R. (2007). Soil science and the carbon civilization. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1425-1437.

- Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.
- Menzies, N., Donn, M. & Kopittke, P. (2007). Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*, 145, 121-130.
- Michaud, A., Bravin, M., Galleguillos, M. & Hinsinger, P. (2007). Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298, 99-111.
- Michaud, A., Chappellaz, C. & Hinsinger, P. (2008). Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.). *Plant and Soil*, 310, 151-165.
- Nicholson, F., Boghal, A., Roth, U., Schultheiss, U. (2005): Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems, KTBL Schrift 432: 43 – 53. KTBL: Darmstadt, Deutschland
- Niederösterreichische Bodenzustandsinventur (1994). Bundesanstalt für Bodenkunde
- ÖNORM L1075 (2004): Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden
- Richtlinien für die Sachgerechte Düngung (2006): Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH. Heidelberg, Berlin.
- Schimel, D., House, J., Hibbard, K., Bousquet, P., Ciais, P., Peylin, P., Braswell, B., Apps, M., Baker, D., Bondeau, A., Canadell, J., Churkina, G., Cramer, W., Denning, A., Field, C., Friedlingstein, P., Goodale, C., Heimann, M., Houghton, R., Melillo, J., Moore III, B., Murdiyarso, D., Noble, I., Pacala, S., Prentice, I., Raupach, M., Rayner, P., Scholes, R., Steffen, W. & Wirth, C. (2001). Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414, 169-172.
- Six, J., Conant, R., Paul, E. & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Smith, P. (2004). Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, 20, 229-236.
- Spiegel, H., Filcheva, E., Hegymegi, P., Gal, A., Verheijen, F.G.A: (2007): Review and Comparison of Methods Used for Soil Organic Carbon Determination. Part 1. Review of the Methods. *Soil Science Agrochemistry and Ecology*, Vol. XLI, 4, 3-18, Sofia. ISSN 0861-9425.
- Verheijen, F., Bellamy, P., Kibblewhite, M. & Gaunt, J. (2005). Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, 21, 2-9.