



Phosphorvorräte in Böden, betriebliche Phosphorbilanzen, und Phosphorversorgung im Biologischen Landbau

-

**Ausgangspunkte für die Bewertung einer großflächigen Umstellung
ausgewählter Bundesländer Österreichs auf Biologischen Landbau
hinsichtlich des P-Haushaltes**

**Dissertation
Thomas Lindenthal**

Erster Betreuer: Univ.-Prof. Dr. B. FREYER
Institut für Ökologischen Landbau
Universität für Bodenkultur, Wien

Zweiter Betreuer: Univ.-Prof. Dr. J. HEß
Fachgebiet Ökologischer Landbau
Universität-Gesamthochschule Kassel, Witzenhausen

Wien, November 2000

Danksagung

Besonderen Dank gebührt zunächst meinen beiden Betreuern der Dissertation Univ.-Prof. Dr. Bernhard FREYER und Univ.-Prof. Dr. Jürgen HEß für die wertvollen Anregungen und Ideen sowie für die bereichernden Diskussionen.

Im besonderen danke ich auch D.I. Hans KOGLER für die Überlassung der Daten aus seiner umfangreichen Diplomarbeit zu den P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe und vor allem für die so kreative und sehr herzliche Zusammenarbeit. Ebenso sei D.I. Astrid WEBER für die Überlassung ihrer umfangreichen Literaturrecherche aus ihrer Diplomarbeit sehr gedankt.

Dr. Christian RIEDLER (Firma SYSAN) danke ich für die konsequente und sehr ideenreiche Kooperation bei der geostatistischen Auswertung der BZI-Daten. Ebenso danke ich Dr. Alexander PLONER (Institut für Mathematik und angewandte Statistik, Univ. f. Bodenkultur) für die vielen wertvollen Hinweise und seine Verlässlichkeit bei der Unterstützung der Auswertung der P-Dauerversuche.

Die umfangreiche Kooperation mit Dr. Heide SPIEGEL (Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien) hat die Auswertung der P-Dauerversuche sehr bereichert und unterstützt. Ihr sowie Manfred MAZOREK, Dr. DACHLER und Dir. HR D.I. A. KÖCHL vom Bundesamt sei besonders auch für die Überlassung der Daten aus den Dauerversuchen gedankt.

Die für diese Auswertung erforderlichen Daten der Bodenzustandsinventuren (BZI) wurden von den zuständigen Landesbehörden bzw. dem Bundesamt dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. In diesem Zusammenhang sei Univ.-Doz. Dr. O. DANNEBERG (Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft), D.I. G. JURITSCH (Salzburger Landesregierung) und D.I. G. MOOSMANN (Tiroler Landesregierung) gedankt.

Schließlich gebührt den MitarbeiterInnen des Instituts für Ökologischen Landbau an der Univ. f. Bodenkultur für die freundschaftliche und wohlwollende Atmosphäre, die mich nicht nur im Vorankommen der Arbeit unterstützt hat, meinen besonderen Dank.

Das Ver- und Zutrauen meiner Eltern hat mich über Studium und Assistentenzeit gestärkt und das Zustandekommen dieser Arbeit wesentlich mit unterstützt. Ihnen gebührt mein abschließender Dank.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IX
Tabellenverzeichnis	XIII
1 Einleitung und Problemstellung	1
2 Literaturüberblick	4
2.1 Lagerstättenvorräte – global	4
2.2 P-Vorräte in den Böden Österreichs.....	4
2.2.1 Bedeutung der P-Bodenvorräte (des P _T -Gehaltes) für die P-Verfügbarkeit im Biologischen Landbau 6	
2.3 Anbaumethoden in Österreich und deren P-Düngereinsatz.....	7
2.4 P-Hoftorbilanzen	9
2.4.1 P-Hoftorbilanzen der Betriebstypen im Biologischen Landbau.....	9
2.4.2 Stärken und Schwächen der Hoftorbilanzierung in der Literatur.....	12
2.4.2.1 Exkurs: P-Einträge über die Niederschläge.....	13
2.4.2.2 Exkurs: Höhe der P-Austräge durch Erosion und Abschwemmung.....	13
2.5 Faktoren der P-Mobilisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der P-Mobilisierung und deren Bedeutung für den Biologischen Landbau	14
2.5.1 Faktoren der P-Mobilisierung.....	15
2.5.2 Bewirtschaftungsbedingte Faktoren der P-Mobilisierung und deren Bedeutung für den Biologischen Landbau	29
2.5.2.1 Art der P-Düngung.....	29
2.5.2.2 Bodenbearbeitung	30
2.5.2.2.1 Vermeidung von Bodenverdichtungen	30
2.5.2.3 N- und H ₂ O-Versorgung	32
2.5.2.4 Integration P-effizienter Kulturarten in die Fruchtfolge.....	32
2.5.2.5 Anbau P-effizienter Sorten.....	33
2.5.3 P-Mobilisierung bei P-Düngerverzicht - Ergebnisse von P-Dauerversuchen aus Deutschland.....	34
2.5.4 P-Versorgung im Biologischen Landbau	37
2.5.4.1 PCAL/DL-Werte bei unterschiedlicher Dauer der biologischen Bewirtschaftung.....	37
2.5.4.2 Kritik am Pcal-Wert aus Sicht des Biologischen Landbaus	38
2.5.4.3 Bodenbiologische Parameter der P-Mobilisierung im Biologischen und konventionellen Landbau	43

3	Ziele und Arbeitshypothesen.....	46
3.1	Ziele der Arbeit.....	46
3.1.1	Regionsspezifische Charakterisierung der Phosphor-Bodenvorräte in den landwirtschaftlich genutzten Böden in Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol.....	46
3.1.2	Berechnung von Phosphor-Hoftorbilanzen von unterschiedlichen Betriebsformen im Biologischen Landbau	46
3.1.3	Abschätzung des langfristigen P-Mobilisierungspotentials im Biologischen Landbau mit Hilfe der Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche im konventionellen Landbau in Niederösterreich	47
3.2	Arbeitshypothesen.....	48
4	Material und Methode	50
4.1	P-Bodenvorräte: Statistische und geostatistische Auswertung von Bodenzustandsinventuren (BZI) und geochemischen Daten der Bundesländer Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol.....	50
4.1.1	Auswahl des Untersuchungsgebietes	50
4.1.2	Bodenkundliche Datengrundlage.....	51
4.1.3	P _{CAL/DL} -Analyse der Rückstellproben der BZI Salzburg und Erhebung der Grünland- und Grünlandgrundzahl an den BZI-Punkten der BZI Salzburg	53
4.1.4	Geologische Datengrundlage – P _r -Gehalte im Ausgangsgestein.....	54
4.1.5	Statistische Auswertung.....	54
4.2	P-Hoftorbilanzierungen ausgewählter Biobetriebe.....	55
4.2.1	Auswahl der Biobetriebe	56
4.2.2	Betriebstypeneinteilung	57
4.2.3	Befragungsgebiet	58
4.2.4	Hoftorbilanz.....	59
4.2.5	Datengrundlage bei der Hoftorbilanzierung.....	61
4.2.6	Phosphorgehalt der Erzeugnisse	62
4.2.7	Die angewandten Varianten der Hoftorbilanzierung.....	62
4.2.7.1	Standardvariante	62
4.2.7.2	”Minimumvariante”	63
4.2.7.3	”Medianvariante”	63
4.3	Statistische Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche in Niederösterreich	64
4.3.1	Standort- und Versuchsbeschreibung.....	64
4.3.1.1	Standortbeschreibung.....	64
4.3.1.2	Versuchsbeschreibung	65
4.3.2	Ausgewertete Daten.....	67
4.3.2.1	Gemessene Daten.....	67
4.3.2.2	Geschätzte Daten	68
4.3.3	Auswertungskriterien bzw. -ziele:.....	69
4.3.4	Statistische Verfahren.....	69
5	Ergebnisse	70

5.1	Phosphorgehalte in Böden ausgewählter Bundesländer Österreichs: Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol	70
5.1.1	P-Vorräte (P_t), P_{CAL} - und P_{H_2O} -Gehalte in Böden Niederösterreichs und Burgenland	70
5.1.1.1	Deskriptive Statistik – Übersicht über die P_t - und P_{CAL} -Gehalte.....	70
5.1.1.1.1	P_t -Gehalte	70
5.1.1.1.2	P_{CAL} -Gehalte	73
5.1.1.1.3	Beziehung zwischen P_t - und P_{CAL} -Gehalte.....	76
5.1.1.1.4	Beziehung des P_t -Gehaltes zu den lithologischen Einheiten der BZI	78
5.1.1.2	Räumliche Verteilung der P_t - und P_{CAL} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland	79
5.1.1.3	Zusammenhänge zwischen Geologie und den P_t -Gehalten	81
5.1.1.4	P_{H_2O} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland	82
5.1.1.4.1	Beziehung zwischen P_{H_2O} - und P_{CAL} -Gehalte	83
5.1.1.5	Modellierung der P_t -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland	84
5.1.1.6	P_t -Gehalte in Bachsedimenten in Niederösterreich und Burgenland.....	88
5.1.2	P-Vorräte (P_t) und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Böden Salzburgs.....	89
5.1.2.1	Deskriptive Statistik – Übersicht über den Status der P_t - und P_{CAL} -Gehalte	89
5.1.2.1.1	P_t -Gehalte	90
5.1.2.1.2	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte	93
5.1.2.1.3	Beziehung zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte	93
5.1.2.2	Räumliche Verteilung der P_t -Gehalte in Salzburg.....	95
5.1.2.3	Modellierung der P_t -Gehalte in Salzburg.....	96
5.1.2.3.1	Einfluß der Grünlandgrundzahl bzw. der Grünlandzahl auf den P_t -Gehalt.....	100
5.1.3	P-Vorräte (P_t), und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Böden Tirols.....	103
5.1.3.1	Deskriptive Statistik – Übersicht über den Status der P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte	103
5.1.3.1.1	P_t - Gehalte	103
5.1.3.1.2	$P_{CAL/DL}$ - Gehalte	105
5.1.3.1.3	Beziehung zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte	106
5.1.3.2	Räumliche Verteilung der P_t -Gehalte in Tirol.....	109
5.1.3.3	Modellierung der P_t -Gehalte in Tirol.....	109
5.2	P-Hoftorbilanzen von Biobetrieben	114
5.2.1	P-Hoftorbilanzen der Marktfruchtbetriebe.....	114
5.2.1.1	P-Input der Marktfruchtbetriebe	115
5.2.1.2	P-Output der Marktfruchtbetriebe.....	115
5.2.1.3	P-Hoftorbilanzsalden der Marktfruchtbetriebe	116
5.2.2	P-Hoftorbilanzen der Gemischtbetriebe.....	118
5.2.2.1	P-Input der Gemischtbetriebe	119
5.2.2.2	P-Output der Gemischtbetriebe.....	119
5.2.2.3	P-Hoftorbilanzsalden der Gemischtbetriebe	120
5.2.3	P-Hoftorbilanzen der Veredelungsbetriebe.....	122
5.2.3.1	P-Input der Veredelungsbetriebe	123
5.2.3.2	P-Output der Veredelungsbetriebe.....	123
5.2.3.3	P-Hoftorbilanzsalden der Veredelungsbetriebe	124
5.2.4	P-Hoftorbilanzen der Grünlandbetriebe.....	125
5.2.4.1	P-Input der Grünlandbetriebe.....	125
5.2.4.2	P-Output der Grünlandbetriebe.....	125
5.2.4.3	P-Hoftorbilanzsalden der Grünlandbetriebe.....	126

5.2.5	P-Hoftorbilanzierungen der verschiedenen Betriebstypen im Vergleich	127
5.2.5.1	P-Input und P-Output sowie Hoftorbilanzsalden der Betriebstypen	127
5.2.5.2	P-Input über mineralische und organische Dünger	127
5.2.5.3	Intensität der Betriebe	129
5.2.6	Hoftorbilanzierungen nach verschiedenen Berechnungsvarianten.....	131
5.3	Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerversuche in Niederösterreich.....	134
5.3.1	Ergänzende bodenkundliche Ergebnisse.....	134
5.3.2	Ertragsentwicklung in Abhängigkeit von der Düngermenge und Düngerform	135
5.3.2.1	Getreide.....	136
5.3.2.2	Wurzel- und Knollenfrüchte	142
5.3.2.3	Mehrjährige Leguminosen	145
5.3.2.4	Weitere Kulturarten	146
5.3.2.5	Auswirkungen einer mehr als 20 jährig unterlassenen P-Düngung	147
5.3.2.6	Erträge der Nachwirkungsvarianten (ab 1976 nicht mehr gedüngt).....	148
5.3.3	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden.....	149
5.3.3.1	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Oberboden in Fuchsenbigl	150
5.3.3.2	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Oberboden in Rottenhaus.....	151
5.3.3.3	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Oberboden in Zwettl	153
5.3.4	Beziehung zwischen Ertrag und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Boden	154
5.3.5	P-Entzüge und P-Bilanzen	156
5.3.5.1	P-Entzüge.....	156
5.3.5.2	P-Entzüge einzelner ausgewählter Kulturarten	160
5.3.5.3	P-Bilanzen.....	166
5.3.6	Beziehung zwischen P-Entzug und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Boden	169
5.3.7	P-Gehalte in der Pflanze	170
5.3.7.1	P-Gehalte der Sommergerste (im Korn).....	170
5.3.7.2	P-Gehalte von Winterweizen (im Korn)	171
5.3.7.3	P-Gehalte von Winterroggen (im Korn).....	173
5.3.7.4	P-Gehalte der Zuckerrübe (Rübe)	174
5.3.7.5	P-Gehalte der Kartoffel (Knolle) in Zwettl	175
6	Diskussion	177
6.1	P-Vorräte in den Böden in Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol	177
6.1.1	Höhe der P-Vorräte landwirtschaftlich genutzter Böden in den untersuchten Bundesländern.....	177
6.1.2	Einflußfaktoren auf den P_t -Gehalt.....	181
6.1.2.1	Rolle des Ausgangsgesteins und der Nutzungsweise	181
6.1.2.2	Rolle von Geländemorphologie und bodenchemischen Eigenschaften	182
6.1.2.3	Zusammenhang zwischen P_t -Gehalt und Bodentyp.....	185
6.1.2.4	Beziehung zwischen P_t und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt	186
6.1.2.4.1	Korrelationen zwischen P_t und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt	186
6.1.2.4.2	Gegenüberstellung der räumlichen Interpolationen von P_t und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt	187
6.1.2.4.3	Einfluß des $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes am P_t -Gehalt in den Schätzmodellen	188
6.1.3	Bewertung der P_t -Schätzmodelle	188
6.1.4	Höhe und Aussagekraft des $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes.....	190

6.1.4.1	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Grünland und ihre Aussagekraft	190
6.1.4.2	$P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Acker und ihre Aussagekraft.....	191
6.1.4.3	Beziehung zwischen $P_{CAL/DL}$ und P_{H_2O}	191
6.1.5	Beziehungen zwischen Erosion und P_f -Gehalt.....	192
6.1.5.1	Erosion in den betrachteten Bundesländern	192
6.1.6	Vergleich der Bachsediment-Geochemie mit den P-Vorräten im Oberboden und geologischen Angaben der BZI.....	193
6.1.7	Einfluß des Biologischen Landbaus auf die P-Verfügbarkeit und Nutzung der P-Bodenvorräte ..	194
6.1.7.1	Bedeutung der P-Bodenvorräte (des P_f -Gehaltes) für die P-Verfügbarkeit im Biologischen Landbau	194
6.1.7.2	Gegenüberstellung der P-Vorräte im Boden mit den P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe	195
6.1.7.3	Eignung der P_f -Schätzmodelle für den Biologischen Landbau	197
6.1.7.4	Folgen einer großflächigen Umstellung auf die Bodenerosion	197
6.1.8	Diskussion der Arbeitshypothese 1	199
6.2	Hoftorbilanzen der untersuchten Biobetriebe	201
6.2.1	Bewertung der Hoftorbilanzierung auf Basis der eigenen Ergebnisse	201
6.2.2	P-Gehalt der Erzeugnisse und Inputgrößen.....	202
6.2.2.1	Variationsbreiten der P-Gehalte.....	202
6.2.2.2	Auswirkung unterschiedlicher P-Gehalte auf die Hoftorbilanzen	204
6.2.3	P-Hoftorbilanzen der untersuchten Biobetriebe.....	206
6.2.3.1	Marktfruchtbetriebe (MF).....	206
6.2.3.2	Gemischtbetriebe (GM)	208
6.2.3.3	Veredelungsbetriebe (VE)	210
6.2.3.4	Grünlandbetriebe (GL).....	211
6.2.4	Auswirkungen von P-Über- und P-Unterbilanzen	212
6.2.4.1	Auswirkungen von überschüssigen P-Hoftorbilanzen.....	212
6.2.4.2	Auswirkungen von defizitären P-Bilanzen.....	213
6.2.4.2.1	Auswirkungen von defizitären P-Bilanzen auf die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der untersuchten Biobetriebe	213
6.2.4.2.2	Auswirkungen von defizitären P-Bilanzen auf die Veränderung des P_f -Gehaltes.....	213
6.2.5	Diskussion der Arbeitshypothese 2.....	216
6.3	P-Dauerversuche und deren Aussagekraft für den Biologischen Landbau.....	217
6.3.1	Diskussion der Erträge und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte.....	217
6.3.1.1	Auswirkung der differenzierten P-Düngung auf den Ertrag.....	217
6.3.1.2	Auswirkung der differenzierten P-Düngung auf die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte.....	218
6.3.2	Diskussion der P-Entzüge und P-Bilanzen	221
6.3.2.1	P-Entzüge und P-Bilanzen der 0-Parzellen	221
6.3.2.2	Auswirkungen der differenzierten langjährigen P-Düngung auf den P-Entzug.....	222
6.3.2.3	P-Entzüge einzelner Kulturarten	224
6.3.2.4	P-Bilanzen.....	226
6.3.2.5	P-Gehalte in der Pflanze	226
6.3.3	Übertragbarkeit der Ergebnisse aus den drei österreichischen P-Dauerversuchen auf Bedingungen des Biologischen Landbaus	230
6.3.3.1	Übertragbarkeit der Dauerversuchsergebnisse auf die Biobetriebe in den Untersuchungsregionen.....	230

6.3.3.2	Gegenüberstellung der Versuchsanlage der Dauerversuche mit Charakteristiken des Biologischen Landbaus	231
6.3.4	Diskussion der Arbeitshypothese 3	233
7	Synthese / Schlußfolgerungen	236
7.1	Diskussion der Arbeitshypothese 4	236
7.2	Diskussion der Arbeitshypothese 5	239
7.3	Diskussion der Arbeitshypothese 6	242
8	Zusammenfassung	244
9	Abstract	248
10	Literatur	249

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Überblick über die drei Teile dieser Arbeit (1-3) und die damit verbundenen Forschungsfragen und ihre Synthese	2
Abbildung 2: Geographische Lage der untersuchten 26 Biobetriebe (Karte OÖ und NÖ)....	59
Abbildung 3: Eingangs- und Ausgangsgrößen der angewandten Hoftorbilanzen.....	60
Abbildung 4: Verteilung von P_t -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Ackerstandorten in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) (N = 1.295).....	70
Abbildung 5: Verteilung von P_t -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Grünlandstandorten in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) (N = 303).....	71
Abbildung 6: Verteilung der P_{CAL} -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Ackerstandorten (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) (N = 1.315) *	74
Abbildung 7: Verteilung der P_{CAL} -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Grünlandstandorten (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) (N = 308).....	74
Abbildung 8: Häufigkeiten der Acker-BZI-Punkte in den P_{CAL} -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-NÖ/BGLD (Gruppe 1: $P_t < \text{Median}$; Gruppe 2: $P_t > \text{Median}$ aller Acker-Punkte)	77
Abbildung 9: Häufigkeiten der Grünland-BZI-Punkte in den P_{CAL} -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-NÖ/BGLD (Gruppe 1: $P_t < \text{Median}$; Gruppe 2: $P_t > \text{Median}$ aller Grünland-Punkte).....	78
Abbildung 10: Interpolierte Verteilung (<i>KRIGING</i>) der P_t -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte	80
Abbildung 11: Interpolierte Verteilung (<i>KRIGING</i>) der P_{CAL} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte	81
Abbildung 12: Lithologische Einheiten in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Kartierung	82
Abbildung 13: Interpolierte Verteilung (<i>KRIGING</i>) der P_{H_2O} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte (in mg $P_2O_5/100$ g Boden).....	83
Abbildung 14: Interpolierte Verteilung (<i>KRIGING</i>) der errechneten P_t -Gehalte entsprechend Modell 1 in Niederösterreich und Burgenland	87
Abbildung 15: P_t -Gehalte (in %) in Bachsedimenten in NÖ und Bgld (PIRKL 1998), interpoliert nach <i>KRIGING</i>	89
Abbildung 16: Differenz der P_t -Gehalte an den BZI-Punkten und in den Bachsedimenten (nach PIRKL 1998), interpoliert nach <i>KRIGING</i>	89
Abbildung 17: Kartographische Darstellung der beprobten Punkte (4x4 km Raster mit Verdichtungspunkten) der Bodenzustandsinventur (BZI) Salzburg	90
Abbildung 18: Häufigkeiten der BZI-Punkte im intensiven Grünland in den $P_{CAL/DL}$ -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-Salzburg (Gruppe 1: $P_t \leq \text{Median}$; Gruppe 2: $P_t > \text{Median}$) Tiefenstufe 1 (0-10 cm)	95

Abbildung 19: Interpolierte Verteilung (Kriging) der P_t -Gehalte an Standorten mit extensiver Grünlandnutzung auf „entwickelten Böden“ im Land Salzburg auf Basis der BZI-Werte	96
Abbildung 20: Scatterplot der Variablen Grünlandgrundzahl (x-Achse) und P_t -Gehalte (y-Achse, in ppm), Nutzungsform intensives Grünland der BZI Salzburg kategorisiert für alle 5 Tiefenstufen *	101
Abbildung 21: Scatterplot der Variablen Grünlandzahl (x-Achse) und P_t -Gehalte (y-Achse, in ppm), Nutzungsform intensives Grünland der BZI Salzburg kategorisiert für alle 5 Tiefenstufen *	102
Abbildung 22: Häufigkeiten der BZI-Punkte im „Grünland“ (Grünland und Almen) in den $P_{CAL/DL}$ -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-Tirol (Gr. 1: $P_t \leq \text{Median}$; Gr. 2: $P_t > \text{Median}$), Tiefenst. 1 (0-10 cm)	108
Abbildung 23: Häufigkeiten der BZI-Punkte im Acker (<i>ohne Wechselwiese</i>) in den $P_{CAL/DL}$ -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-Tirol (Gr. 1: $P_t \leq \text{Median}$; Gr. 2: $P_t > \text{Median}$) Tiefenst. 1 (0-10 cm).....	108
Abbildung 24: P-Hoftorbilanzsalden der Marktfruchtbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert).....	116
Abbildung 25: P-Hoftorbilanzsalden der Gemischtbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert).....	120
Abbildung 26: P-Hoftorbilanzsalden der Veredelungsbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert).....	124
Abbildung 27: P-Hoftorbilanzsalden der Grünlandbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert).....	126
Abbildung 28: Kornertrag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1986, 1994), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, gerechnet für alle 18 Versuchsvarianten) <i>gleiche Buchstaben zeigen keinen signifikanten Unterschied an</i>	137
Abbildung 29: Kornertrag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1978, 1987), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten).....	137
Abbildung 30: Kornertrag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1986, 1994), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	138
Abbildung 31: Kornertrag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1978, 1980, 1992), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten).....	139
Abbildung 32: Kornertrag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1981, 1984, 1988), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	139
Abbildung 33: Kornertrag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1976, 1980, 1992), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten).....	140

Abbildung 34: Rübenenertrag (FM in dt/ha) von Zuckerrübe in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1979, 1991), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten).....	143
Abbildung 35: Rübenenertrag (FM in dt/ha) von Zuckerrübe in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1976, 1980, 1989), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	143
Abbildung 36: Knollenertrag (FM in dt/ha) von Kartoffel in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1979, 1985, 1991), Signifikanzn. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	144
Abbildung 37: TM-Ertrag (in dt/ha) der Luzerne in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1982 - 1984), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	145
Abbildung 38: TM-Ertrag (in dt/ha) von Rotklee in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1982 - 1984), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)	146
Abbildung 39: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der (ersten) 0-Parzelle (in 0-20cm) in den drei Dauerversuchen 1956-1996 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden).....	149
Abbildung 40: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Fuchsenbigl 1966-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten	150
Abbildung 41: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Fuchsenbigl 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden).....	151
Abbildung 42: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Rottenhaus 1956-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten	152
Abbildung 43: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Rottenhaus 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden).....	152
Abbildung 44: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Zwettl 1956-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten	153
Abbildung 45: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Zwettl 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden).....	154
Abbildung 46: P-Entzug ausgewählter Varianten im 40 jährigen Versuchszeitraum (1956-1995) der drei Dauerversuche (Gesamtentzug sowie \emptyset jährlicher P-Entzug in kg P/ha)	156
Abbildung 47: P-Gehalte im Korn der Sommergerste an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-4 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM).....	170
Abbildung 48: P-Gehalte im Korn von Winterweizen an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM).....	172
Abbildung 49: P-Gehalte im Korn von Winterroggen an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM).....	173

Abbildung 50: P-Gehalte der Rübe von Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus dreier ausgewählter Varianten: <i>Einzeljahreswert (Fuchsenbigl)</i> bzw. Mittel aus 2 Jahren (Rottenhaus) im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)	174
Abbildung 51: P-Gehalte der Kartoffel (<i>Knolle</i>) in Zwettl von fünf ausgewählten Varianten: Mittel aus 3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM).....	175
Abbildung 52: Verlauf der P-Gehalte im Korn bei Sommergerste, Standort Rottenhaus für ausgewählte Varianten (P in % TM).....	204

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Regionale bzw. nationale P-Bilanzen der (konventionellen) Landwirtschaft in Österreich, Deutschland und der Schweiz (in kg P/ha*a).....	8
Tabelle 2: P-Hoftorbilanzierungen von Biobetrieben aus der Literatur	11
Tabelle 3: Stärken und Schwächen der <i>Phosphor</i> -Hoftorbilanzierung *	12
Tabelle 4: Faktoren der P-Mobilisierung/P-Verfügbarkeit (Literaturüberblick).....	15
Tabelle 5: Wirkung unterschiedlicher Düngerformen in einem 12 jährigen Versuch auf einem Biologisch-dynamischen Betrieb (ELSÄSSER et al. 1998).....	29
Tabelle 6: Abstufung von Nutzpflanzen nach ihrem Aufschließungsvermögen für schwerlösliche Phosphate nach RÜBENSAM u. RAUHE (1969, zit. in NOWACK 1990)	32
Tabelle 7: Relativerträge der letzten 5 Jahre (NPK=100 %), gesamte P-Entzüge und P _{DL} -Gehalte im Boden einiger P-Dauerfeldversuche in Deutschland (ergänzt nach PAGEL et al. 1999).....	35
Tabelle 8: P _{CAL} - bzw. P _{DL} - Gehalte im Oberboden biologisch und konventionell bewirtschafteter Betriebe bzw. Parzellen. Überblick über publizierte Ergebnisse in Ergänzung zum Literaturüberblick in SCHULTE (1996).....	37
Tabelle 9: Anzahl der Beprobungspunkte der BZI's der betrachteten vier Bundesländer in Abhängigkeit von der Nutzungsform	53
Tabelle 10: Einteilung der 26 untersuchten Betriebe nach Betriebsformen (Anlehnung an 1998, S. 314) und Betriebstypen (nach BMLF 1991)	58
Tabelle 11: Definition der Hoftorbilanzsalden nach FREYER und PERICIN (1996):	61
Tabelle 12: Übersicht der Berechnungsvarianten der Hoftorbilanz in bezug auf die Bewertung der P-Gehaltsdaten aus der Literatur	63
Tabelle 13: Bodenkundliche und klimatische Kurzcharakteristik der drei Versuchsstandorte	64
Tabelle 14: Überblick über die Versuchsvarianten der drei Dauerversuche im 2. Versuchsabschnitt (<i>kursiv: die in dieser Auswertung nicht mitgeteilten Varianten</i>).....	66
Tabelle 15: Durchschnittliche jährliche N- und K-Düngung (in kg N /ha bzw. K /ha) der drei 40 jährigen Dauerversuche (<i>in Klammer Durchschnitt von 1976-95</i>)	66
Tabelle 16: Kulturartenverhältnis der drei Dauerversuche im Zeitraum 1956 bis 1995	67
Tabelle 17: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P _t -Gehalte auf den Acker- und Grünlandstandorten in Niederösterreich und Burgenland in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) *	71
Tabelle 18: P _t -Gehalte in kg P/ha in 0-20 bzw. 0-30 cm Bodentiefe der BZI-Standorte in Niederösterreich und Burgenland: Mediane, Minima und Maxima.....	72
Tabelle 19: Abweichungen der P _{CAL} -Werte von den P _{DL} -Werte an den BZI-Punkten mit pH-Wert kleiner 6 der BZI NÖ/Bgld.....	73
Tabelle 20: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P _{CAL} -Gehalte auf den Acker- und Grünlandstandorten der BZI NÖ/BGLD (in mg P ₂ O ₅ /100 g Boden).....	75

Tabelle 21: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_t - und P_{CAL} -Gehalte der BZI-NÖ/BGLD	76
Tabelle 22: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_{CAL} - und P_{H_2O} -Gehalte der BZI-NÖ/BGLD	84
Tabelle 23: Koeffizienten des Schätzmodells 1 für die P_t -Gehalte der BZI NÖ/BGLD.....	85
Tabelle 24: Deskriptive Statistik der P_t -Gehalte der BZI Salzburg (in ppm) *	91
Tabelle 25: P_t -Gehalte in <u>kg P/ha</u> in den jeweiligen Tiefenstufen der BZI-Standorte in Salzburg: Mediane, Minima und Maxima *	92
Tabelle 26: Zusammenfassende deskriptive Statistik der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der BZI Salzburg auf den Standorten des intensiven Grünlandes (in mg P_2O_5 /100 g Boden) *	93
Tabelle 27: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte an den Standorten des intensiven Grünlandes der BZI-Salzburg.....	94
Tabelle 28: Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Salzburg, intensives Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 1.....	98
Tabelle 29: Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Salzburg, intensives Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 2.....	99
Tabelle 30: Deskriptive Statistik der P_t -Gehalte der BZI Tirol auf Basis der Daten vom Jahr 1988 (in ppm) *	103
Tabelle 31: P_t -Gehalte in <u>kg P/ha</u> in den jeweiligen Tiefenstufen der BZI-Standorte in Tirol: Mediane, Minima und Maxima ; auf Basis der BZI-Daten vom Jahr 1988 *	104
Tabelle 32: Zusammenfassende deskriptive Statistik der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der BZI Tirol auf Basis der Daten vom Jahr 1988 (in mg P_2O_5 /100 g Boden) *	105
Tabelle 33: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_t - und P_{CAL} -Gehalte im „Grünland“ (Grünland und Almen zusammengefaßt) der BZI Tirol.....	107
Tabelle 34: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 1	110
Tabelle 35: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 2	111
Tabelle 36: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 1.....	111
Tabelle 37: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 2.....	112
Tabelle 38: Hoftorbilanzen der 7 Marktfruchtbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert *	114
Tabelle 39: Hoftorbilanzen der Gemischtbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert.....	118
Tabelle 40: Hoftorbilanzen der Veredelungsbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert.....	122
Tabelle 41: Hoftorbilanzen der Grünlandbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert.....	125
Tabelle 42: Mediane, obere und untere Quartile sowie Extremwerte der P-Hoftorbilanzsalden in kg P/ha*a	127

Tabelle 43: P-Input über mineralische und organische Dünger in kg P/ha*a (Betriebe innerhalb der Betriebsform nach dem P-Bilanzsaldo sortiert).....	127
Tabelle 44: P-Output der Betriebe und daraus resultierender betriebstyp-spezifischer Mittelwert in den Jahren 1995 und 1996 (kg P/ha LN)	129
Tabelle 45: Auswirkungen unterschiedlicher P-Gehaltsannahmen auf die Hoftorbilanzsalden (kg P/ha*a) sowie auf den In- bzw. Output in der Minimum- bzw. Medianvariante (Rel.).....	131
Tabelle 46: pH-Werte (Minimum, Maximum und Mittelwert im Zeitraum 1956-1993 sowie tiefster und höchster Mittelwert von 1985-1990/92 in CaCl ₂ auf den drei Standorten	134
Tabelle 47: Mittlere Relativerträge der beiden Nullvarianten in % der P1 Tho-Variante (Mittel aus zwei bis vier Jahren, Erträge 1976 bis 1995).....	147
Tabelle 48: Beziehung zwischen Ertrag und P _{CAL/DL} -Gehalt im Oberboden (0-20cm) für S-Gerste, W-Weizen und Zuckerrübe der drei Dauerversuche Fuchsenbigl, Rottenhaus und Zwettl im Zeitraum 1976-1995 (Korrelation nach <i>Pearson</i> und <i>Spearman</i> sowie Bestimmtheitsmaße der linearen Regression und der logarithmische Kurvenanpassung).....	155
Tabelle 49: Errechnete P-Entzüge der letzten 20 Versuchsjahre (1976-1995) der drei Dauerversuche bei variiertem Düngung (ausgewählte Varianten): Gesamtentzug und durchschnittlicher jährlicher Entzug in kg P/ha.....	157
Tabelle 50: Paarvergleiche der P-Entzüge aus den letzten 20 Jahren (1976-1995) sowie der gesamten 40 Jahre (1956-1995) der drei Dauerversuche für ausgewählten Varianten (in Rel %, Nenner = 100%)	158
Tabelle 51: Gegenüberstellung der mittleren Relativerträge und mit den P-Relativentzügen der 0-Parzelle(n) (P1 Tho-Variante = 100%): Mittel aus 2 bis 4 Jahren aus dem Zeitraum 1976 bis 1995 für alle Hauptkulturen (ohne Ernterest)	159
Tabelle 52: P-Entzüge von Sommergerste und Winterweizen an den drei Standorten in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-4 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)	163
Tabelle 53: P-Entzüge von Winterroggen an den drei Standorten in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %).....	164
Tabelle 54: P-Entzüge der Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)	165
Tabelle 55: P-Entzüge der Kartoffel in Zwettl in ausgewählten Varianten: Mittel aus 3 bzw. 2 Jahren von Knolle bzw. Kraut im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %).....	166
Tabelle 56: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Fuchsenbigl (in kg P/ha)	167
Tabelle 57: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Rottenhaus (in kg P/ha)	168

Tabelle 58: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Zwettl (in kg P/ha)	168
Tabelle 59: Beziehung zwischen P-Entzug und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Oberboden (0-20cm) für S-Gerste, W-Weizen und Zuckerrübe der drei Dauerversuche im Zeitraum 1976-1995 (Korrelation nach <i>Pearson</i> und <i>Spearman</i> , gerechnet für 10 Varianten)	169
Tabelle 60: P-Bodenvorräte (P_t -Gehalt) in ppm in der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu Literaturangaben.....	177
Tabelle 61: P-Bodenvorräte (P_t -Gehalt) in kg P/ha in der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu Literaturangaben (ergänzende zu Tabelle 60)	178
Tabelle 62: Regionen/Bezirke mit einer mittleren bis hohen potentiellen Erosionsgefährdung durch Wasser in den untersuchten Bundesländern nach BLUM et al. (1993, Karte 2) und ihre Gegenüberstellung mit dem P_t -Gehalt und der Nutzung (BZI-Daten).....	192
Tabelle 63: P-Gehalte (g P/kg FM) der Zuckerrübe aus ausgewählten Varianten des P-Dauerversuches in Rottenhaus in den Jahren 1976 und 1989.....	203
Tabelle 64: Hypothetische Veränderungen der P-Bodenvorräte der untersuchten Biobetriebe nach 20 bzw. 100 Jahren (gerechnet auf Basis der Mittelwerte und <i>Mediane</i> der P-Hoftorbilanzsalden in kg P/ha)	214
Tabelle 65: Gegenüberstellung der P-Gehalte im Erntegut (<i>Korn, Rübe, Knolle</i>) ausgewählter Kulturarten und Varianten der drei Dauerversuche mit den Faustzahlen/Datensammlungen aus der Literatur (Angaben in % TM)	228
Tabelle 66: Gegenüberstellung der P-Gehalte des biologisch-dynamisch bewirtschafteten Boschheidehof (NOLTE 1989) mit jenen ausgewählter Varianten der Dauerversuche	229

Abkürzungsverzeichnis/Glossar

Bgld	Burgenland
BKZ	Bodenklimazahl
BZI	Bodenzustandsinventur
CAL/DL	Calcium-Acetat-Lactat- bzw. Doppel-Lactat(-Methode)
DGVE	Dunggroßvieheinheiten nach österreichischem Wasserrechtsgesetz
DOK	DOK-Langzeitversuch mit biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionellen Anbausystemen, durchgeführt in der Schweiz
EUF	Elektro-Ultra-Filtrations(-Methode)
FM	Frischmasse
GL	Grünlandbetrieb
GM	Gemischtbetrieb
GVE	Großvieheinheiten
ha*a	ha und Jahr
HCl-P _a	Gehalt an anorganischem Phosphor extrahiert mit HCL
HPG	Hauptproduktionsgebiet
Hyper	Hyperphosphat
IP	Integrierte Produktion
kfr	kalkfrei
kha	kalkhaltig
KPG	Kleinproduktionsgebiet
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche
LU	Livestock Units
MF	Marktfuchtbetrieb
NaOH-P _a	Gehalt an anorganischem Phosphor extrahiert mit NaOH
NÖ	Niederösterreich
OBS	Organische Bodensubstanz
OÖ	Oberösterreich
ÖPUL	österreichisches Programm einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (BMLF 1996)
P _a	anorganischer Phosphor
P _{org}	organischer Phosphor
P _t	Gesamt-Phosphor-Gehalt (P-Gesamtvorrat an anorganischem und organischem P im Boden)
P1	1. Düngungsstufe in den P-Dauerversuchen: 44 kg P /ha*a
P2	2. Düngungsstufe in den P-Dauerversuchen: 175 kg P /ha*a

Slbg	Salzburg
TB	Trockenboden
T	Tirol
Tho	Thomasphosphat
TM	Trockenmasse
VE	Veredelungsbetrieb mit Hühner- und/oder Schweinehaltung

Umrechnung der P_t-Gehalte in **ppm** (mg/kg Boden) auf **kg P/ha in 0-20 cm Bodentiefe**:

$$\text{kg P/ha, 0-20 cm} = 10.000 \times 0,20 \times 1,5 \text{ (Dichte: t/m}^3\text{)} \times \text{ppm} / 1.000$$

Einleitende Bemerkungen

Die Begriffe "**Biologischer**" und "**Ökologischer**" Landbau werden synonym verwendet und sind im Sinne der EU-VO 2092/91 zu verstehen und eindeutig definiert. In dieser Arbeit wird nur der Begriff „Biologischer Landbau“ verwendet.

In dieser Arbeit wurde die alte Rechtschreibung angewandt.

1 Einleitung und Problemstellung

Der Biologische Landbau ¹ wird in Österreich nach einer exponentiellen Wachstumsphase in den 90er Jahren von mittlerweile 9 % der landwirtschaftlichen Betriebe praktiziert (KIRNER und SCHNEEBERGER 2000). Damit nimmt diese Bewirtschaftungsweise in Österreich in ihrer Verbreitung im internationalen Vergleich eine Vorreiterposition ein. In manchen Bezirken Österreichs beträgt der Anteil der Biobetriebe an der Gesamtzahl der landw. Betriebe mehr als 40 % (Regionen mit fast ausschließlich Grünlandnutzung). Aufgrund dieser Entwicklung wird eine großflächige Umstellung auf Biologischen Landbau und deren Konsequenzen in der Öffentlichkeit diskutiert, was mittlerweile auch von der nationalen Forschung (s. FREYER 2000) aufbauend auf internationalen Umstellungsstudien (z.B. RIST et al. 1989, BECHMANN et al. 1993, BRAUN 1995, POMMER und RINTELEN 1997) aufgegriffen wird.

Eine wichtige und bislang noch nicht verfolgte Frage im Zusammenhang mit Konsequenzen einer großflächigen Umstellung auf Biologischen Landbau ist die Veränderung der Phosphor-Flüsse und der Phosphorversorgung.

Phosphor ist in Agrarökosystemen hinsichtlich P-Gehalte im Boden und Verfügbarkeit als Mangel-element einzustufen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992), sofern anthropogene P-Einträge aus Mineraldünger aus der Betrachtung ausgeklammert werden.

Im Biologischen Landbau ist, ausgehend u.a. von dem Prinzip nach weitgehender Stoffkreislaufschließung innerhalb des Betriebes (EICHENBERGER und VOGTMANN 1981, HEß et al. 1992), lediglich der eingeschränkte Zukauf von Rohphosphaten erlaubt. Dies findet auch in der Praxis in Österreich seinen Niederschlag in einem geringen Zukauf mineralischer P-Dünger, was zudem auch nicht von einem starken Zukauf organischer Dünger kompensiert wird (WEBER et al. 1997). Diese weitreichende Reduktion des P-Mineraldüngerverbrauches (und des P-Inputs generell) entspricht dem Ziel der Ressourcenschonung (Schonung der Lagerstättenvorräte, Minderung des P-Eintrages in die Gewässer, Verringerung des Verbrauches fossiler Energie).

Da die Rückführung der Klärschlämme im Biologischen Landbau verboten ist (EU-VO 2092/91) und somit eine Nährstoffkreislaufschließung zwischen landwirtschaftlichen Betrieb und Konsumenten nur in geringem Ausmaß - über den Bioabfallkompost - möglich ist, stellt sich somit besonders bei großflächiger Umstellung die Frage, welche Strategien der P-Ernährung der Pflanze bei Biologischer Landwirtschaft mittel- und langfristig möglich und ökologisch sinnvoll sind. Dieses Problem ist zumindest solange mit geeigneten (Übergangs-)Strategien zu lösen, bis die Rückführung u.a. der menschlichen Fäkalien aus ökologischer Sicht (hinsichtlich der Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen) unbedenklich ist.

¹ Zum Begriff siehe **einleitende Bemerkungen**

Die Biologische Landwirtschaft versucht primär die P-Ernährung über aktive Nährstoffmobilisierung (SCHELLER 1992 und 1993a) über die P-Vorräte im Boden und nicht über die Ausbeutung der P-Lagerstätten zu erreichen. Wie lange eine solche Strategie der P-Versorgung ohne P-Mangel umgesetzt werden kann, ist in Abhängigkeit vom Standort (P-Vorräte und P-Mobilisierungsbedingungen im Boden) und Betriebstyp (P-Bilanzen, Nutzungsform und -intensität) stark unterschiedlich (vgl. NOWACK 1990, SCHELLER 1993a, SCHULTE 1996).

In der vorliegenden Arbeit sollen erste Ausgangspunkte für eine Folgenabschätzung einer großflächigen Umstellung auf Biologischen Landbau für vier ausgewählte Bundesländer Österreichs geschaffen werden. Dabei steht in diesen betrachteten Regionen der Komplex **P-Vorräte in den Böden, P-Bilanzen von Biobetrieben** und **P-Mobilisierungspotentiale** im Mittelpunkt der Betrachtungen. Hieraus resultieren drei zentrale Forschungsfragen und daraus folgend drei Arbeitsteile, die in Abbildung 1 dargestellt sind.

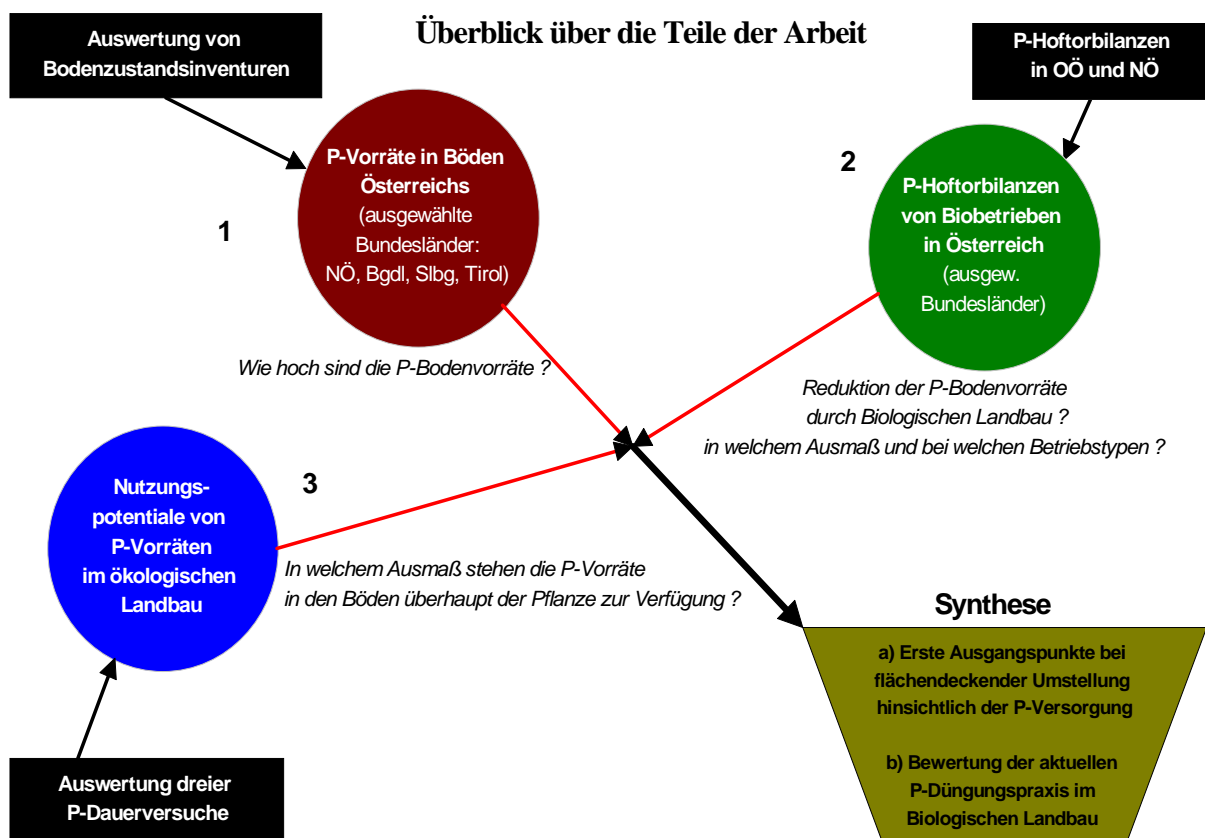


Abbildung 1: Überblick über die drei Teile dieser Arbeit (1-3) und die damit verbundenen Forschungsfragen und ihre Synthese

- **Arbeitsteil 1: P-Bodenvorräte**

Der 1. Arbeitsteil befaßt sich mit der detaillierten Kenntnis der P-Bodenvorräte und deren Einflußfaktoren in den betrachteten Regionen. Hierfür werden umfangreiche Daten der bestehenden Bodenzustandsinventuren ausgewertet.

- **Arbeitsteil 2: P-Hoftorbilanzierungen ausgewählter Biobetriebe**

Der 2. Arbeitsteil umfaßt die Berechnung von P-Hoftorbilanzen von wichtigen Biobetriebstypen in den Untersuchungsregionen. Hierfür wird eine Betriebsanalyse über Befragung und Auswertung von Betriebsaufzeichnungen / Buchführungsdaten vorgenommen.

- **Arbeitsteil 3: Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche und Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf den Biologischen Landbau**

Der 3. Arbeitsteil beschäftigt sich mit der Auswertung dreier P-Dauerversuche in Niederösterreich, die vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft seit mehr als 40 Jahren durchgeführt werden. Damit wird auf drei sehr unterschiedlichen Standorten ein weiterer Beitrag zur Frage der P-Mobilisierungspotentiale bei unterlassener P-Düngung geliefert. Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf den Biologischen Landbau insbesondere in den Untersuchungsregionen wird in der Diskussion erörtert.

- **Synthese**

Die Diskussion der Ergebnisse der drei Arbeitsteile reflektiert die in Abbildung 1 angeführten *Forschungsfragen* sowie die damit verbundenen *Arbeitshypothesen* (s. Kapitel 3).

Diskussion und Schlußfolgerung beinhalten die *Synthese*, die folgende Bereiche umfaßt:

- (a) Erste Ausgangspunkte einer Bewertung einer flächendeckenden Umstellung der Untersuchungsregionen auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushaltes bzw. der P-Versorgung. Dies ist auf folgende Themen konzentriert:
 - I. Prognose der Entwicklung der P-Bodenvorräte in Abhängigkeit vom Standort u. Betriebstyp
 - II. Anhaltspunkte für eine auch langfristig ausreichende P-Versorgung und diesbezügliche Strategien in Abhängigkeit vom Standort u. Betriebstyp
- (b) Kritische Bewertung der aktuellen P-Düngungspraxis im Biologischen Landbau

2 Literaturüberblick

2.1 Lagerstättenvorräte - global

Phosphorlagerstätten werden weltweit zu 90% für die Produktion von Düngemitteln genutzt. (MENGEL 1997). Die weltweiten Vorräte an Rohphosphatgestein sind stark limitiert und reichen nach verschiedenen Schätzungen noch 88 (ANONYM 1976) bis 500 Jahre (FINCK 1992), je nachdem auf welchen jährlichen Verbrauchszuwachsraten die Schätzungen beruhen, und ob auch Lagerstättenvorräte miteingerechnet wurden, deren Nutzung aufgrund geringerer P-Gehalte heute noch unwirtschaftlich ist (FINCK 1992). Der weltweite Rohphosphatverbrauch, der seit 1988 sogar wieder leicht rückläufig ist, lag 1994 bei etwa 122 Mio. t (FAO 1995).

Dieser Rückgang ist großteils auf den abnehmenden Rohphosphatverbrauch in Europa zurückzuführen (FAO 1995). Vor allem in den Entwicklungsländern ist der P-Dünger-Verbrauch derzeit - im Vergleich zu den westlichen Industrieländern - gering. HODGE (1994) vertritt die Auffassung, daß aufgrund des dort zu erwartenden enormen Bevölkerungswachstums möglicherweise in Zukunft mit einem rapiden Anstieg des Rohphosphatverbrauches in diesen Ländern zu rechnen ist. Aber auch die Rolle der Agrarpolitik (politische Konzepte der P-Versorgung bzw. P-Kreislaufschließung) ist in diesem Zusammenhang von großer Bedeutung. CORBRIDGE (1990) vermutet, daß die weltweiten Phosphatvorräte nicht einmal mehr hundert Jahre reichen werden, wenn der Rohphosphatverbrauch der Entwicklungsländer stark ansteigt.

Nach PAGEL (1987) sind die weltweiten P-Bodenvorräte (in 0-50 cm) mit etwa $54 \cdot 10^9$ t wesentlich - nach SCHELLER (1993a, S. 30) sogar um das 17-50 fache - höher als alle P-Lagerstättenvorräte der Welt zusammen. Die Mobilisierung und Nutzung eines Teils der P-Boden-Reserven ist - vor dem Hintergrund der knappen Lagerstättenvorräte - deshalb als eine grundlegende Zielstellung anzusehen (PAGEL 1987), zumindest so lange bis die P-Kreislaufschließung über die Rückführung menschlicher Fäkalien aus ökologischer Sicht unbedenklich ist.

2.2 P-Vorräte in den Böden Österreichs

Angesichts dieser schwerwiegenden Ressourcen-Problematik könnte der Biologische Landbau aufgrund höherer P-Effizienz und stärker geschlossenen innerbetrieblichen P-Kreisläufen (HEß und LINDENTHAL 1997) als eine wichtige Lösungsstrategie gelten. In Zusammenhang mit der P-Ernährung im Biologischen Landbau sind wie erwähnt die P-Vorräte in den Böden ein wichtiger Ausgangspunkt.

Im Mittel umspannen die P-Vorräte ² (P_t -Gehalte) wichtiger Böden in Mitteleuropa einen Bereich von 0,02 - 0,08 % (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992), aber auch bis 0,15 % (SCHELLER 1993a, S. 30). Die Bodenzustandsinventuren (BZI) der Länder Tirol, Salzburg, Niederösterreich und Burgenland zeigen P_t -Gehalte in den Böden auf, die – je nach Nutzungsform (Acker, Grünland, Alm) - im Median zwischen 0,05-0,1 % liegen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 und 1996, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993, AMT DER NIEDERÖSTERR. LANDESREGIERUNG und BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT 1994). Das bedeutet, daß die Böden dieser Bundesländer in 0-20 cm Bodentiefe im Median einen P-Vorrat zwischen 1.700 kg P und 3.000 kg P/ha aufweisen (umgerechnet bei einer angenommenen Bodendichte von 1,5 g/cm³ siehe Glossar).

An welchen Standorten wesentlich geringere P_t -Gehalte vorliegen und somit bei andauernder Verringerung der P-Bodenvorräte schneller Mangelsituationen auftreten könnten, ist großflächig nur in dem Raster der Bodenzustandsinventur (BZI) (4 x 4 km bzw. vereinzelt 2 x 2 km) gegenwärtig darzustellen. Ein Modell, das wesentliche, durch Routineanalytik erfaßte Einflußparameter des P_t -Gehaltes berücksichtigt, wäre somit hilfreich, Datenlücken im Hinblick auf den P_t -Gehalt der Böden Österreichs über dem Weg einer Schätzung zu verringern. Ein derartiges Modell haben NOLTE und WERNER (1993) auf Basis einer einfachen Annäherung zwischen P_{DL} -Gehalt und P_t -Gehalt erstellt, das - soweit dem Autor bekannt - bislang nicht im Detail empirisch für unterschiedliche Standorte und Nutzungsformen nachgeprüft wurde.

In Relation zu anderen Makroelementen (z.B. liegt der Kaliumgehalt etwa bei 0,2 - 3,3 %) sind die P-Bodenvorräte als gering zu bezeichnen. Jedoch sind diese im Vergleich zu den häufig geringen jährlichen P-Exporten vieler Betriebstypen dennoch beachtlich (50 dt Weizen enthalten mit Stroh im Mittel 26 kg P, mit 30 dt Mehl Typ 550 verlassen - bei Rückführung von Stroh und Kleie - nur 3 kg P den Betrieb, bei 1.000 l Milch sind es rund 1 kg P, SCHELLER 1991). Das Öl der Ölsaaten und der Zucker enthalten fast keine Pflanzennährstoffe mehr, nahezu 100 % könnten in den Betriebskreislauf zurückgeführt werden. Nur im Gemüse- und Kartoffelbau betragen die P-Exporte 60-70 % des Umsatzes (SCHELLER 1991).

Die Rolle des Unterbodens zur P-Versorgung der Pflanze, dem vielfach eine bedeutende Rolle zukommen kann (KUHLMANN 1988, zit. in NOLTE 1989, WECHSUNG und PAGEL 1993, KÖPKE 1994a, RENGER et al. 1994, STUMPE et al. 1994), ist dabei ebenso unberücksichtigt, wie die P-Freisetzung aus dem Ausgangsgestein in Zusammenhang mit der ständigen Bodenbildung. SCHELLER (1997) berechnet P-Gehalte in weit verbreiteten

² Der P-Bodenvorrat (P_t -Gehalte) ist wesentlich vom P-Gehalt im geologischen Ausgangsmaterial, der Nutzungsweise (P-Akkumulation oder P-Zehrung) und der Geländemorphologie (Verlagerung bei z.B. unterschiedlicher Hanglage) geprägt (STROHBACH 1986, BEER et al. 1990, SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992).

Gesteinen und Sedimenten - als Ausgangsmaterial der Bodenbildung - in Europa von 6.500 bis 18.300 kg P/ha und 1m Mächtigkeit.

Neben den P-Exporten aus dem Betrieb über den Verkauf von pflanzlichen und tierischen Produkten sind P-Verluste infolge Erosion zwar ebenso unvermeidbar, in ihrer Quantität insbesondere durch pflanzenbauliche Maßnahmen jedoch stark reduzierbar. Erosionshemmende Maßnahmen hat der Biologische Landbau in weitreichendem Maße in sein Bewirtschaftungssystem eingebaut (HEß und LINDENTHAL 1997, S. 306 ff). Inwieweit P-Verluste über Bodenerosion letztlich dadurch kompensiert werden, daß die Pflanze näher an das (P reichere) Ausgangsmaterial vordringt, ist bislang nicht für verschiedene Standorte und Kulturarten nachgewiesen.

2.2.1 Bedeutung der P-Bodenvorräte (des P_e -Gehaltes) für die P-Verfügbarkeit im Biologischen Landbau

Aus den Grundsätzen und Richtlinien des Biologischen Landbaus (u.a. Erhöhung/Sicherung der Bodenfruchtbarkeit, Schonung natürlicher Ressourcen/Lagerstätten, Limitierung des Zukaufs organischer Dünger über die 2 DGVE bzw. LU/ha-Grenze, s. Kapitel 1) ergibt sich die große Bedeutung der aktive Nährstoffmobilisierung (SCHELLER 1992, 1993a, 1997) der P-Vorräte im Boden (Erhöhung der P-Verfügbarkeit und P-Nachlieferung) für die P-Versorgung bei dieser Bewirtschaftungsform.

Wie lange bei einem weitgehenden Verzicht auf P-Mineraldünger die P-Versorgung ohne Ertragsrückgänge infolge P-Mangel sichergestellt werden kann, ist in Abhängigkeit vom Standort (P-Vorräte und P-Mobilisierungsbedingungen im Boden) und Betriebstyp (P-Bilanzen, Nutzungsform und -intensität) stark unterschiedlich (vgl. NOWACK 1990, SCHELLER 1993a, SCHULTE 1996).

Das hohe Maß an P-Mobilisierung im Biologischen Landbau, nicht selten aus schwerer verfügbaren P-Fractionen, ist mehrfach nachgewiesen (darauf wird näher im Kapitel 2.5 eingegangen), sodaß dem P_t -Gehalt bei dieser Bewirtschaftungsform eine wichtige Bedeutung als Indikator für die P-Versorgung zukommen dürfte.

So erwähnen u.a. SCHACHTSCHABEL und BEYME (1980), daß bei einer häufigen und wiederholten Verarmung an löslichen Phosphaten eine Umwandlung eines hohen Anteiles schwer löslicher Phosphate in lösliche erfolgt. Dies gilt sowohl für den konventionellen wie für den Biologischen Landbau. Nach PAGEL (1987) ist unter diesen Bedingungen neben dem diffusionsfähigen P das schwerlösliche anorganische und organische Phosphat zu einem hohen Anteil - ausgenommen das okkludierte Phosphat - pflanzenverfügbar. Nach PAGEL (1987, S. 60) kann „der Gesamt-P-Gehalt praktisch als P-Reserve angesehen werden“.

Die Ergebnisse der nicht mit P gedüngten Variante (0-Parzelle) im 44 jährigen P-Dauerversuch in Thyrow zeigen eine stark negative P-Bilanz (-410 kg P/ha), einen relativ

hohen Ertrag in den letzten 4 Versuchsjahren (83 % der NPKCa-Var.) und eine hohe P-Gleichgewichtskonzentration im letzten Versuchsjahr (PAGEL et al. 1982). Es besteht auch eine enge positive Korrelation ($B=0,96$) zwischen der P-Bilanz der unterschiedlich gedüngten Varianten des Dauerversuches und dem P_t -Gehalt (aber auch zwischen P-Bilanz und P_{DL} -Gehalt; $B=0,92$, PAGEL et al. 1982).

PAGEL (1987) hebt zudem hervor, daß bei den (Sand-)Böden des Thyrower Dauerversuches zwischen der Geschwindigkeitskonstante der P-Desorption und dem P-Vorrat ein sehr enger positiver Zusammenhang ($B=0,94$) existiert. Ein ähnlich hoher positiver Zusammenhang ($B=0,94$ bzw. $0,98$) besteht zwischen dem P_t -Gehalt und der freigesetzten P-Menge nach einer bzw. 40 Wasserextraktionen (0,01 M $CaCl_2$ -Lösung).

Aus der Gesamtschau dieser Ergebnisse schließt PAGEL (1987), daß der jährliche P-Bedarf der 0-Parzelle annähernd aus dem P-Vorrat des Bodens gedeckt worden ist. KARLOVSKY (1981 zit. in PAGEL 1987) gelangt zu ähnlichen Folgerungen in bezug auf die langfristige P-Düngerausnutzung in Agrarökosystemen.

Auch für die beiden Dauerversuche in Bad Lauchstädt und Halle (WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994, s. Tabelle 7 in Kapitel 2.5.3) kann - aufgrund im Vergleich zu Thyrow sogar höherer P-Entzüge und P_{DL} -Gehalte (bei Versuchsende) - eine hohe Mobilisierung aus den P-Vorräten (aus dem Ober- und Unterboden) abgeleitet werden.

Neben diesen angeführten Untersuchungen zeigen KÖSTER und SCHACHTSCHABEL (1983) bereits auf, daß ein hoher pflanzenverfügbare Anteil am schwerlöslichen P langfristig nur dann gegeben ist, wenn zum einen *ein ausreichender P-Gesamtvorrat* vorhanden ist. So konnten die Autoren bei ton- und humusarmen Sandböden, die häufig geringe P_t -Gehalte aufweisen, die höchsten Ertragssteigerungen mit P-Düngung nachweisen.

Zum anderen ist *die Förderung der P-Mobilisierungsprozesse* (s. Tabelle 4) für einen hohen pflanzenverfügbaren Anteil am schwerlöslichen P entscheidend. Dabei ist auch eine ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung angesprochen (insbes. bezüglich Stickstoff; siehe z.B. SCHELLER 1993, siehe auch die deutlich höheren P-Entzüge der NK-Varianten im Vergleich zu den gänzlich ungedüngten Varianten im Dauerversuch von Lauchstädt WECHSUNG 1990)

Weitere Hinweise, daß der P_t -Gehalt eine bedeutende - im Vergleich zum konventionellen Landwirtschaft noch gewichtigere - Rolle in der P-Versorgung im Biologischen Landbau spielt, geben NOWACK (1990) sowie BOSSHARD (1999, S. 69) in ihren Untersuchungen auf Biobetrieben.

2.3 Anbaumethoden in Österreich und deren P-Düngereinsatz

In Österreich werden neben der konventionellen Landwirtschaft, die Integrierte Produktion (vor allem im Obst- und Weinbau) sowie der Biologische Landbau als Landnutzungssysteme durchgeführt. Die P-Düngung erfolgt in der konventionellen und Integrierten Produktion über mineralische, meist chemisch aufgeschlossene, relativ leicht verfügbare P-Dünger

(Superphosphat, Mehrnährstoffdünger, früher auch Thomasphosphat) und teilweise auch über Wirtschaftsdünger (soweit vorhanden).

Durch, insbesondere in der Vergangenheit, überhöhte Düngungsempfehlungen (und Nicht-Berücksichtigung des Wirtschaftsdünger-P) kam es in vielen Ländern Europas, wie auch in Österreich zu langjährigen P-Überdüngungen (Ø +9 bis +17 kg P/ha*a, s. Tabelle 1). Anreicherungen von P im Boden sind die Folge, was die P-Frachten aus der Landwirtschaft in aquatische Lebensräume wesentlich erhöht und zur Eutrophierung führt (NOLTE und WERNER 1991, BRAUN et al. 1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, ISERMANN 1994, UBA BERLIN 1994, GÖTZ und ZETHNER 1996, PAGEL 1987, WERNER 1991, HECKRATH 1998, DEL CAMPILLO et. al. 1999, LEINWEBER et al. 1999).

Auf sandigen Böden hat die P-Überdüngung aus der konventionellen Landwirtschaft teilweise sogar auch Belastungen des Grundwassers durch Auswaschung des gelösten Phosphors zur Folge (AUERSWALD 1989 zit. in ISERMANN 1994).

Auch in jüngerer Zeit sind in Österreich trotz des Rückganges der mineralischen P-Düngung (s. unten) P-Überschüsse festzustellen (GÖTZ und ZETHNER 1996, BMLF 1999a). So berechneten GÖTZ und ZETHNER (1996, S. 74) für das Einzugsgebiet Strem (Burgenland) einen durchschnittlichen P-Überschuß von +9 kg P/ha*a.

Tabelle 1: Regionale bzw. nationale P-Bilanzen der (konventionellen) Landwirtschaft in Österreich, Deutschland und der Schweiz (in kg P/ha*a)

P-Bilanz (kg P/ha*a)	Untersuchungsgebiet	Autoren
Ø +9	Einzugsgebiet Strem (Burgenland)	GÖTZ u. ZETHNER (1996)
Ø +11	Schweiz	BRAUN et al. (1994, zit. in GÖTZ u. ZETHNER 1996)
Ø +13 Ø +25 / +21 (für 1950-1988)	Deutschland BRD / ehem. DDR	UBA BERLIN (1994) HARENZ et al. (1992)
Ø +17	Rheineinzugsgebiet	BRAUN et al. (1994, zit. in GÖTZ u. ZETHNER 1996)
+ 10	einzelbetriebliche Bilanz	MEUSER (1989; zit. in SCHULTE 1996)

Die Entwicklung des P-Handelsdüngerverkaufs in Österreich ist nach einem Maximum Anfang der 70er Jahre mit jährlichen 21,8 kg P/ha düngungswürdige Fläche seitdem rückläufig und betrug im Jahr 1993/94 11,8 kg P/ha*a (KÖCHL 1995, S. 333). Dies ist vor allem auf eine geänderte Düngeberatung zurückzuführen.

Der gesamtösterreichische Verbrauch an mineralischen P-Düngern betrug 1994 31.792 t und 1995 23.332 t Reinnährstoff (BMLF 1996). Umgerechnet auf die gesamte düngungswürdige Fläche des Landes (davon 335.700 ha biologisch bewirtschaftete Fläche) ergibt sich ein mittlerer P-Zukauf von 12,6 kg bzw. 9,6 kg P/ha*a für die Jahre 1994 und

1995 für die gesamte Landwirtschaft (WEBER 1997). Somit betrug im Jahr 1995 der P-Zukauf mineralischer P-Dünger in der konventionellen und Integrierten Landwirtschaft mindestens 9,6 kg P/ha (da in der düngungswürdigen Fläche auch die landwirtschaftliche Nutzfläche der damals 6 % Biobetriebe - mit weit geringerem mineralischen P-Zukauf - enthalten ist, ist davon auszugehen, daß der Wert noch etwas höher ist).

Die von konventionellen und Integrierten Bewirtschaftungssystemen stark abweichende P-Düngungsstrategie des Biologischen Landbaus (s. Kapitel 1) findet auch in den Richtlinien ihren Niederschlag: So ist gemäß der EU-Verordnung 2092/91 zum Ökologischen/Biologischen Landbau nur der eingeschränkte Zukauf von Rohphosphaten (< 90 mg Cd/kg P₂O₅) und von Thomasphosphat erlaubt (Thomasphosphat ist innerhalb einiger Bioverbände u.a. auch im ERNTE-Verband verboten und wird im Handel aufgrund geänderter Verfahrenstechnik in der Stahlerzeugung immer weniger angeboten).

Nach den Richtlinien des größten österreichischen Bio-Verbandes „ERNTE für das Leben“ ist es den Landwirten lediglich gestattet, Rohphosphatdünger (nach methodengerechter Beratung) mit einem Cd-Gehalt < 75 mg Cd/kg P₂O₅ zuzukaufen (ERNTE 1997, S. 11).

Die Restriktionen hinsichtlich des Zukaufes mineralischer P-Dünger spiegeln sich auch in der Praxis wider: Der mittlere Zukauf mineralischer P-Dünger im Biologischen Landbau, basierend auf einer Erhebung von 109 Biobetrieben (WEBER 1997), betrug im Jahr 1994 2,1 kg P/ha und 2,5 kg P/ha³ im Jahr 1995 (im Vergleich zu 12,6 bzw. 9,6 kg P/ha der konventionellen Landwirtschaft, s. oben). Diese geringen P-Mengen sind auf den geringen Anteil an Biobetrieben mit mineralischem P-Zukauf zurückzuführen (WEBER et al. 1997), was die Ergebnisse einer Voruntersuchung (LINDENTHAL 1996) bestätigten. So kauften nur 28 (=26 %) der untersuchten 109 Biobetriebe in Österreich mineralischen P-Dünger zu. Im Mittel dieser 28 Betriebe wurde 8,3 kg P/ha*a⁴ zugekauft (WEBER et al. 1997). Diese Untersuchung belegt somit eine im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft wesentlich geringere Ausbeutung der P-Lagerstättenvorräte durch den Biologischen Landbau.

2.4 P-Hoftorbilanzen

2.4.1 P-Hoftorbilanzen der Betriebstypen im Biologischen Landbau

In weiterer Folge stellt sich u.a. die Frage, ob und in welchem Ausmaß eine Verringerung der P-Vorräte in den Böden durch den Biologischen Landbau stattfindet. Hoftorbilanzen für unterschiedliche Betriebsformen an unterschiedlichen Standorten können hierfür eine gesamtbetriebliche Aussage liefern. Allerdings können diese nicht auf die innerbetriebliche Situation und somit nicht auf innerbetriebliche Verluste, Umlagerungen und Akkumulationen

³ Als Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft wurde auch hier auf die gesamte düngungswürdige Fläche der Grundgesamtheit, in diesem Fall der 109 Betriebe, hochgerechnet.

⁴ Teilt man die 28 Betriebe in vier Düngungsstufen ein, so fällt auf, daß 17 Betriebe (61 %) weniger als 10 kg P/ha und Jahr düngen, während 11 Betriebe (39 %) mehr als 10, darunter 4 Betriebe mehr als 15 kg P/ha und Jahr düngen (WEBER et al. 1997).

eingehen (KÖPKE 1994a, S. 93). Hierfür wären Stall- und Schlagbilanzen heranzuziehen, die allerdings für einen großflächigen Ansatz mit einem kaum zu bewältigenden Aufwand verbunden sind. Zudem sind gerade die innerbetrieblichen Verluste beim Phosphor in Relation zu den gesamten P-Flüssen relativ gering (s. Kapitel 2.4.2)

Biobetriebe weisen hinsichtlich des P-Haushaltes folgende Charakteristiken auf, die sich (neben einem geringeren P-Export über geringere Erträge) vor allem in einem – in Relation zum konventionellen Landbau - geringeren P-Import niederschlagen:

- Restriktionen in Düngerform und -menge beim Einsatz mineralischer P-Dünger (EU-VO 2092/91)
- Eingeschränkter Import von Futtermitteln über den, in den Richtlinien (EU-VO 2092/91) vorgeschriebenen flächengebundenen Viehbesatz (2 DGVE bzw. LU).
- Limitierter Zukauf organischer Düngemittel: Der zugekaufte organische Dünger wird bei allen Betrieben (auch bei viehlosen oder viehschwachen Betrieben) in DGVE bzw. LU-Äquivalenten umgerechnet.

Diese Restriktionen im Betriebsmittelimport zeigen sich zum einen im P-Zukaufverhalten der Biobetriebe in der Praxis (WEBER et al. 1997) und schlagen sich zum anderen auch in den P-Bilanzierungen nieder (meist leicht negative bis gering positive P-Bilanzen, s. Tabelle 2). Die P-Mengen, die über die verkauften Lebensmittel den Biobetrieb verlassen, sind zwar aufgrund geringerer Erträge im Biologischen Landbau niedriger, doch fällt die Reduktion der P-Inputgrößen (insbes. Dünge- und Futtermittel) wesentlich stärker ins Gewicht.

Dies hat zur Konsequenz, daß die gesamtbetrieblichen P-Bilanzen im Biologischen Landbau im Vergleich zu konventioneller und Integrierter Produktion weit weniger positiv, in der Regel sogar leicht negativ ausfallen (s. Tabelle 2). Aus der Literatur bekannte P-Hoftorbilanz-Salden viehhaltender Biobetriebe im deutschsprachigen Raum liegen zwischen -9,7 t/a (HEGE und WEIGELT 1991) und + 5,8 kg P/ha*a (WIESER et al. 1996) ⁵. Bei viehlosen Betrieben, die keinen organischen Dünger zukaufen, sind teilweise noch negativere P-Salden denkbar, hierzu fehlen aber detailliertere wissenschaftliche Untersuchungen.

⁵ Der P-Saldo eines GM-Betriebes von + 23 kg P/ha*a (FALTER et al. 1990) ist ein Ausreißer: Ein, im Vergleich zu allen anderen Literaturangaben atypisch intensiver GM-Betrieb (überdurchschnittlich hoher P-Input von 44 kg/ha als auch ein sehr hoher P-Output von 21 kg/ha)

Tabelle 2: P-Hoftorbilanzierungen von Biobetrieben aus der Literatur

Autor(en)	n	ökol. B. ⁶	GVE/ha ⁷	Betriebsform ⁸	P-Saldo ⁹	BJ ¹⁰
FALTER et al. (1990)	1	UB ¹¹	0,1	MF (viehschw.)	+7	3
	1	2	1,5	GM	+23	3
	1	4	1,5	GL (66 % GL)	-1	3
FREYER und PERICIN (1993)	1		1,5 (DGVE)	GM (Tal)	-6	
	1		2,2 (DGVE)	GM (Übergang)	-1,2	
	1		0,7 (DGVE)	GM (Berg)	-3,9	
FREYER und PERICIN (1996)	26		1,3 (DGVE)	22 GM, 1 MF, 3 VE ¹²	-1,6 (-11 bis +10)	
GÖTZ (1995)	1		1,14	GM	-2,6	1
HEGE und WEIGELT (1991)	7		1,2-1,3	GM	-5,8 (-9,7 bis -3,0)	>15
HILBERER und GUTSER (1990)	1	1	0	MF (viehlos)	-6,6	4
	1	4	1,2	VE ¹³	-0,6	4
	1	4	1,8	GM	-1,5	4
HOLTZEM (1992)	1	4 ¹⁴	0,38	MF (viehschwach)	-6,5	1
	6	2-53 ¹⁴	0,81	GM	-2,5 (-5,5 bis +2,2)	1
JOHN et al. (1990)	1	34	1,6	VE (Mastschweine)	+3,1	
	1	37	1,3	GM	+1,1	
	1	4	0,6	GM	+2,6	
KOEPF et al. (1989)	1	58	1,0	GM	-2,19	30
MAYER (1995)	1	5	1,3	GM	-5,1	1
NEUERBURG (1995)	5	5-13		GM (v. a. Milchvieh)	-3,1	4
	1	59		GM	-2,6	4
	1	39		GM	-3,9	4
NOLTE (1989)	1	7	1,04	GM	-1,2	3
STEIN-BACHINGER und BACHINGER(1997)	1		0,3-0,6	MF	-1,8	3
	1		0,3-0,6	MF	-4,4	3
	1		0,3-0,6	MF	-3,7	3
WIESER et al. (1996)	8	2-14 ¹⁴	0,6-1,2	GL	+0,2 (-1,8 bis +5,8)	1
WISTINGHAUSEN (1980)	1		1,1	GM	+5,6	3
	1		1,2	GM	+9,0	3
	1		1,2	GM	+3,0	3

⁶ Dauer der biologischen Bewirtschaftung

⁷ Angabe des Mittelwertes bei Anzahl der Betriebe n>1

⁸ GL=Grünlandbetrieb, GM=Gemischtbetrieb, MF=Marktfuchtbetrieb, VE=Veredelungsbetrieb mit Geflügel- und/oder Schweinehaltung

⁹ in kg P/ha und Jahr; Angabe des Mittelwertes bei Anzahl der Betriebe n>1

¹⁰ Anzahl der Bezugsjahre

¹¹ Umstellungsbetrieb

¹² Mutterkuhhaltung

¹³ Mutterkuhhaltung und extensive Schweinemast

¹⁴ Dauer der biologischen Bewirtschaftung seit der Umstellung

Grünlandbetriebe (mehr als 70 % Dauergrünland, nach der Betriebstypeneinteilung in BMLF 1991) mit dem geringsten P-Nettoentzug weisen in der Regel ausgeglichene P-Hoftorbilanzen auf. WIESER et al. (1996) ermittelten für extensive bis mittelintensive Grünlandbetriebe in Österreich P-Hoftorbilanzsalden von -1,9 bis + 5,8 kg P/ha*a.

Für den Betriebstyp *Ackerbau-Grünlandbetrieb* (mit einem Grünlandanteil von 50 bis 70 %) , der grünlandreiche Typen der Gemischtbetriebe umfaßt, liegen die P-Hoftorbilanzen in Untersuchungen aus der BRD zwischen -2,19 (KOEPF et al. 1989, S. 29) bis + 3,1 kg P/ha u. Jahr (JOHN et al. 1990).

Der Betriebstyp *Ackerbaubetrieb* (Grünlandanteil unter 50 %), der Gemischt- und Marktfruchtbetriebe (inkl. viehlose/viehschwache Betriebe) einschließt, weist nach bisherigen Untersuchungen in der BRD P-Bilanzen von -9,7 (HEGE und WEIGELT 1991) bis + 2,6 kg P/ha*a (JOHN et al. 1990) auf, wobei die viehschwachen/viehlosen Betriebe, die bislang relativ schlecht untersucht sind, im defizitären Bereich (bis -6,6 kg P) liegen.

P-Hoftorbilanzdaten von Biobetrieben in Österreich sind bis auf die Arbeiten von WIESER (1996) bzw. WIESER et al. (1996) für Grünlandbetriebe und GÖTZ (1995) für einen Gemischtbetrieb nicht vorhanden. Dies sind aber für eine nach Standort- und Betriebstypen differenzierbare Analyse der langfristigen P-Verfügbarkeit bei großflächigem Biologischen Landbau in Österreich unverzichtbar.

2.4.2 Stärken und Schwächen der Hoftorbilanzierung in der Literatur

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Bewertung der Hoftorbilanzierung im laufenden wissenschaftlichen Diskurs mit Fokussierung auf den Nährstoff Phosphor.

Tabelle 3: Stärken und Schwächen der *Phosphor*-Hoftorbilanzierung *

Stärken	Schwächen
<u>Grob-Indikatorfunktion</u> für die Geschlossenheit des Nährstoffkreislaufes (FREYER und PERICIN 1993, KOEPF et al. 1989, S. 27).	Die <u>Variabilität der Inhaltsstoffe</u> (und im besonderen auch der Mineralstoffe wie z.B. von P) natürlicher Substrate ist hoch (vgl. HAAS 1995, S. 102)
<u>Relativ einfache, praktikable Methode</u> (relativ geringer Zeit-, Arbeits- und Finanzaufwand)	<u>Aufzeichnungen</u> über betriebliche Massenbewegungen für Bilanzierungen sind oft <u>unzulänglich</u> und fehlerhafte Daten meist schwer zu erkennen (HAAS 1995, SCHÜPBACH 1997).
<u>Aussage über das Nährstoffgleichgewicht</u> eines Systems (SCHÜPBACH 1997, S. 103)	<u>Schwankungen im Zu- und Verkauf</u> (Ertragschwankungen, Zukäufe im anderen Jahr als die Verkäufe etc.) führen zu unterschiedlichen Nährstoffbilanzen → eine mehrjährige Bilanzierung ist erforderlich (KOEPF et al. 1989, S. 31).

Die erfaßte Höhe des Nährstoffoutputs gibt <u>Auskunft über die Intensität</u> des Betriebes	<u>Innerbetriebliche Verluste, Umlagerungen und Akkumulationen</u> können mit der Hoftorbilanz <u>nicht erfaßt</u> werden (KÖPKE 1994a, S. 93). Dies betrifft Stoffflüsse zwischen Stall- und Nutzfläche sowie die tatsächliche Verteilung der Nährstoffe bzw. die Nährstoffversorgung (-mängel oder -überschüsse) auf den einzelnen Schlägen des Betriebes. Dafür wären detaillierte Stall- und Schlagbilanzen notwendig.
<u>Fehleranfällige Schätzung</u> des Nährstofftransfers aus Rauhfutter, organischen Düngern etc. (mit stark schwankenden Gehaltswerten) nehmen meist <u>nur einen geringen Anteil</u> in der Hoftorbilanzierung ein (FREYER und PERICIN 1993, SCHÜPBACH 1997, S. 103).	<u>Fehlende Berücksichtigung von P-Einträgen und P-Austrägen (P-Verluste) über die Atmosphäre bzw. aus dem Boden</u>

* *Für andere Nährstoffe als für Phosphor gelten einige der angeführten Stärken der Hoftorbilanzierung nur sehr eingeschränkt, da - insbesondere beim Stickstoff - innerbetriebliche Nährstoffeinträge und -verluste einen erheblichen Teil der jeweiligen Stoffströme ausmachen (was gerade für N auch im Biologischen Landbau mittlerweile gut untersucht ist (s. z.B. HEß 1989 u. 1995, HEß et al. 1992).*

P-Ein- und P-Austräge über die Atmosphäre bzw. aus dem Boden nehmen nur einen relativ geringen Anteil am gesamten Stofffluß ein, außerdem bewegen sich die P-Einträge oft in einer ähnlichen Größenordnung wie die P-Austräge und werden somit meistens vernachlässigt. Die Schätzung der durch Wind und Wasser verursachten P-Austräge (s. **Kapitel 6.2.X**) ist zudem bisher nur unzureichend möglich (HAAS 1995).

2.4.2.1 Exkurs: P-Einträge über die Niederschläge

- Die P-Einträge über die Niederschläge betragen in Deutschland laut SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) 0,2 bis 2 kg P/ha*a. BRAUN et al. (1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 36) geben P-Einträge von 0,23 bis 1,86 kg P/ha*a an, die v. a. in Form von Staub abgelagert werden. GÖTZ und ZETHNER (1996, S. 74) rechnen für das Einzugsgebiet Strem (Burgenland) Depositionen aus der Luft mit \varnothing 0,6 kg P/ha*a in die Bilanz ein.

2.4.2.2 Exkurs: Höhe der P-Austräge durch Erosion und Abschwemmung

Untersuchungsergebnisse über P-Eintrag in die Gewässer aus der konventionellen Landwirtschaft:

- Ein P-Eintrag in die Gewässer wird nach PRASUHN und BRAUN (1994) und BRAUN et al. (1994) (beide zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 85) vorwiegend durch natürlich und anthropogen bedingten Bodenabtrag (Erosion) in der Höhe von \varnothing 0,1 (Grünland)¹⁵ bis 0,7 kg P/ha *a (Acker und Weingärten) verursacht. Da Phosphor vorwiegend an

¹⁵ Der P-Austrag in die Gewässer durch natürliche Bodenerosion (Rutschungen, fluviale Erosion, physikal. u. chem. Verwitterung u.a.) wird bei Weiden auf bis zu 1,5 kg P/ha*a geschätzt (PRASUHN und BRAUN 1994 und BRAUN et al. 1994, beide zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 85). Diese tritt v.a. an Hängen und bei schluffigen Böden auf.

Humus- und Tonteilchen gebunden ist, erfolgt die Erosion mit den feinen Korngrößen, die wiederum beim Transport bevorzugt werden (WILKE und SCHAUB 1996).

- Nach BRAUN et al. (1991 zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 82) gelangt nur 40 % der jährlich erodierten Bodensubstanz in die Gewässer, das meiste bleibt auf dem Feld, auf Nachbarmfeldern oder auf Wegen und Straßen liegen. PRASUHN und BRAUN (1994 zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 82) nehmen an, daß 20 % der erodierten Bodenmenge in die Gewässer eingetragen werden.
- Die **oberflächliche Abschwemmung** (auf der Bodenoberfläche abfließendes Wasser) liegt im Mittel bei nur 0,2 kg P/ha*a. Falls es aber zu einer Gülleabschwemmung durch einen Gewitterregen unmittelbar nach der Ausbringung kommt, kann sie auf bis zu 1,2 kg P/ha steigen (GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 85).

Bei abtragenden, erosionsgefährdeten Standorten ¹⁶, wo die **Erosion durch Wasser** weit höher wie die Bodenneubildungsrate ist, erfolgt somit ein teilweise *beachtlicher P-Austrag* auf meist benachbarte Flächen, aber zum Teil eben auch in Fließgewässer. Die Reduktion des P-Bodenvorrates kann - zumindest langfristig gesehen - auf diesen Standorten bedeutsam sein:

- SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 469) zeigen auf, daß in *Erosionsgefährdungsgebieten* der Bodenabtrag bei derzeitiger Nutzung Ø 20 t /ha*a beträgt (1 mm Bodenabtrag entspricht 13-16 t/ha, die Bodenneubildungsrate beträgt nur 1/10 bis 1/100 dieses Wertes).
- Bei einem *starken Abtragungsgeschehen* von 20 t Boden/ha*a dürften durchschnittlich etwa 15 - 17 kg P/ha*a (Median des P_t-Gehaltes der BZI NÖ/Bgld aus Kapitel 5.1.1 angenommen) verloren gehen. Über die Bodenneubildung werden auf direktem Wege - in Anlehnung an SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 469) und der BZI NÖ/Bgld - nur 1,0 - 1,4 kg P/ha*a nachgeliefert. *Nicht berücksichtigt* ist dabei die P-Mobilisierung aus dem Mineralhorizont durch Pflanzenwurzeln und Bodeleben.

Bei hängigem Gelände sind somit die P-Verluste auf Kuppen und Oberhängen sehr hoch, umgekehrt kommt es zu einer P-Anreicherung an Unterhängen und in Senken (s. auch STROHBACH 1986).

Auf ebenem Gelände ist die **Winderosion** zu beachten, die einen geringeren absoluten Bodenverlust aufweist, bei der jedoch wertvolle, weil nährstoffreiche Feinsubstanz verloren geht. Hier sind humus- und tonarme Feinsandböden gefährdeter als schluffige Böden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 473 f., KLAGHOFER 1997, S. 39)

2.5 Faktoren der P-Mobilisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der P-Mobilisierung und deren Bedeutung für den Biologischen Landbau

¹⁶ Erosion-fördernde Faktoren: Zunehmende Hangneigung, zunehmende Hanglänge, humus- und tonarme Lößböden, Hackfruchtanbau (offene Böden, Saatbettbereitung in Perioden mit erosivem Regen) (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S 470-471).

2.5.1 Faktoren der P-Mobilisierung

Nur ein sehr geringer Prozentsatz des Gesamtphosphors liegt in gelöster Form im Boden vor (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992). Die Verfügbarkeit des P aus dem P-Vorrat an einem bestimmten Standort wird durch eine Vielzahl von Einflußfaktoren bestimmt, die in der Tabelle 4 in Form eines Überblicks dargestellt sind. Detaillierte Ausführungen wurden u.a. in der Diplomarbeit von WEBER (1997) erarbeitet. Diese Mobilisierungsfaktoren werden in Kapitel 2.5.2 in ihrer praktischen Bedeutung für den Biologischen Landbau ausgeführt.

Tabelle 4: Faktoren der P-Mobilisierung/P-Verfügbarkeit (Literaturüberblick)

Faktoren der P-Mobilisierung / P-Verfügbarkeit	Beschreibung der Faktoren hinsichtlich ihrer Rolle für die P-Mobilisierung /-Verfügbarkeit	Autoren
<i>I. Bodenkundliche Faktoren der P-Mobilisierung</i>		
<u>P_t-Gehalte</u>	<ul style="list-style-type: none"> • P-Pufferungsfunktion. Signifikante Korrelationen zwischen P_t-Gehalt und P_{CAL/DL}-Gehalt. • Sowohl das schwerlösliche, diffusionsfähige, anorganische Phosphat als auch das organische Phosphat ist zu einem hohen Anteil - ausgenommen das okkludierte Phosphat - pflanzenverfügbar; somit kann der Gesamt-P-Gehalt praktisch als P-Reserve angesehen werden. 	<p>NOWACK (1990)</p> <p>PAGEL (1987)</p>
<u>Bodentyp</u>	<ul style="list-style-type: none"> • P-Bindungsformen sind vom Entwicklungszustand des Bodens abhängig. • Bodentyp prägt pH-Wert (<i>Rolle des pH-Wertes s. unten</i>) • bestimmte Bodentypen sind charakteristisch für ein bestimmtes Ausgangsgestein. 	<p>SMECK (1985)</p> <p>SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992)</p>

<u>Bodenart</u>	<ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenfraktionen \Leftrightarrow bestimmte P-bindungsformen: <ul style="list-style-type: none"> - säurelösliches Phosphat (Apatit, Ca-phosphate) vor allem in der Sand- und Grobschlufffraktion - adsorbiertes Phosphat in Feinschluff- und Tonfraktionen • Bodenart \Leftrightarrow bodenchemische und v.a. bodenphysikalische Parameter \rightarrow Einfluß auf Bodenbiologie \rightarrow P-Verfügbarkeit. • Tonböden haben in der Regel höheres P-Puffervermögen. • Andererseits ist bei Böden mit einem hohen Anteil an Mittel- und Feinton die Sand- und Schluffanteile gering. Die aktive Nährstoffmobilisierung u.a. von anorganischem P ist an die Zersetzung von Mineralien in diesen Fraktionen gebunden. • Bei tonreichen, schweren Böden ist die P-Mobilisierung besonders im zeitigen Frühjahr gering - gerade dann wenn die Jungpflanzen noch ein geringes Vermögen zur aktiven P-Mobilisierung besitzen. • In Auenlehm mit einem P_t-Gehalt von jeweils 80 mg P/100 g TB fest, daß bei schweren Böden (uL, sL) der P_{CAL}-Gehalt nur bei 6 mg P/100 g TB lag, hingegen bei den leichtere Böden (IS, sU) bei 10 - 12 mg P/100 g TB. • Sandböden weisen häufig niedrige P-Vorräte auf. • Sandböden zeigen geringe P-Vorräte auf den untersuchten biologisch bewirtschafteten Ackerschlägen. • Bei ton- und humusarmen Sandböden, die in der Regel geringe P_t-Gehalte aufweisen, ist die P-Nachlieferung am geringsten. Auf diesen Standorten sind die höchsten Ertragssteigerungen nach einer P-Düngung feststellbar. 	<p>TIESSEN et al. (1983), SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992)</p> <p>NOWACK (1990)</p> <p>NOWACK (1990)</p> <p>SCHELLER (1992, S. 105)</p> <p>SCHELLER (1993a, S. 28)</p> <p>NOWACK (1990)</p> <p>SCHACHTSCHABEL und BEYME (1980)</p> <p>NOWACK (1990, S. 84)</p> <p>KÖSTER und SCHACHTSCHABEL (1983)</p>
-----------------	--	--

<p><u>Bodenart</u> <u>(Fortsetzung)</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Die für eine ausreichende P-Ernährung der Pflanze erforderliche P-(Gleichgewichts-)Konzentration muß umso größer sein je geringer die Pufferung bzw. je leichter der Boden wird (Ergebnis aus dem P-Dauerversuch am sandigen Standort Thyrow/Ostdeutschland) • Große Bedeutung einer ausreichenden Wasser- und Stickstoffversorgung für die P-Mobilisierung. In trockenen Jahren auf sandigen Standorten ist die P-Mobilisierung somit eingeschränkt und der Unterboden in seiner Rolle für die P-Versorgung noch bedeutender. 	<p>PAGEL et al. (1982)</p> <p>BEER et al. (1990), SCHELLER (1992, 1993a)</p>
<p><u>Lagerungsdichte</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Große Schwankungen in der Wurzellänge auch bei gleichen Pflanzenarten, ausgelöst u.a. durch unterschiedliche Lagerungsdichte des Bodens. <i>(siehe auch unten Parameter „Wurzellänge bzw. -oberfläche)</i> • Neben dem Bodenwassergehalt und der Nährstoffversorgung beeinflusst die Lagerungsdichte des Bodens maßgeblich die Größe des Wurzelsystems. Für die P-Versorgung ist die Gesamtwurzellänge insbesondere im Oberboden bedeutsam (da P nur wenig mobil ist) 	<p>SCHMID (1991) DE WILLIGEN und VAN NOORDWIJK (1987); beide zit. in CLAASSEN (1994, S. 88)</p> <p>CLAASEN (1994, S. 89 und S. 93)</p>

pH-Wert	<ul style="list-style-type: none"> • Löslichkeit von Ca-Phosphaten sinkt mit steigendem pH-Wert • Phosphat-Adsorption am geringsten bei pH = 6-7 (Lößboden) • P-Verfügbarkeit am höchsten bei pH = 6-7 • Starke Beeinträchtigung der P-Mobilisierung bei fallendem pH-Wert (infolge verstärkter Adsorption) • Beim Absinken des pH-Wertes unter 5,3 entstehen freie Al- und Fe- Ionen, die schwerlösliche Fe-, Al-Phosphate bilden (bei kolloidreichen Mineralböden) → Einhaltung optimaler pH-Werte von 6-7 durch Kalkung 	<p>SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 246)</p> <p>SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 112)</p> <p>SCHROEDER (1983, S. 80)</p> <p>HAGEMANN und MÜLLER (1976), KERSCHBERGER (1987) beide zit. in SCHMITT (1993)</p> <p>BEER et al. (1990)</p>
Humusgehalt	<ul style="list-style-type: none"> • <i>siehe Kapitel 2.5.2.1</i> 	
<i>II. Saisonal und witterungsbedingte Veränderungen in der P-Verfügbarkeit</i>		
Witterung	<ul style="list-style-type: none"> • Mikrobielle Umsetzungsprozesse → P-Verfügbarkeit (insbesondere aus P_{org}) ↔ Witterung: mehrere Tage nach einem Regen, ist P_{CAL}-Gehalt im Boden um 2-6 mg P₂O₅/100 g erhöht • Ansteigen der P-Konzentration in der Bodenlösung durch Autolyse abgestorbener Mikroorganismen um das bis zu 10-fache • Mobilisierung u. Immobilisierung → P_{CAL}-Kurven sind in den einzelnen Jahren bei verschiedenen Bewirtschaftungssystemen einander ähnlich, zwischen den einzelnen Jahren aber nicht reproduzierbar. 	<p>SCHELLER (1993a)</p> <p>SEELING (1992)</p> <p>OBERSON (1993)</p>

<p><u>Jahreszeitliche Schwankungen im leicht löslichen P-Gehalt</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> Regelmäßige jahreszeitlich bedingte Schwankungen in einzelnen P-Fractionen: Leicht lösliche P-Fractionen (organische und anorganische) bes. P_{org} haben im Winter meist Maximum und nehmen ab dem Frühjahr während der Vegetationsperiode, bedingt durch das Pflanzenwachstum ab. 	<p>KUO und JELLUM (1987), TATE et al. (1991), MAGID und NIELSEN (1992), SCHLINKERT (1992), OBERSON (1993)</p>
--	---	---

III a) Strategien der Erhöhung der P-Effizienz¹⁷ der Pflanze

Morphologische Eigenschaften der Wurzel

<p><u>Wurzellänge bzw. – oberfläche</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Maislinien, die sich nur im Wurzelsystem unterscheiden, reagieren auf die P-Versorgung: Maislinie „rootless“ bildet bei schlechter P-Versorgung der Böden wesentlich weniger Sproßmasse als die Normallinie mit größerem Wurzelsystem. • Vermehrtes Wurzelwachstum bei P/K-Mangel, umgekehrt Verminderung des Wurzelwachstums bei hohen P/K-Konzentrationen in der Bodenlösung. • Bei 7 Pflanzenarten (Bohne, Raps, Spinat, Tomate, Weidelgras, Weizen, Zwiebel) erhöhte Wurzel/Sproß-Verhältnisse bei Versuchsvarianten mit geringer P-Versorgung. Die höchsten Wurzel/Sproß-Verhältnisse zeigen Weizen und Weidelgras, die sich auch als P-effizienter erwiesen als zum Beispiel Tomate und Zwiebel. • Sehr große Schwankungen in der Wurzellänge auch bei gleichen Pflanzenarten (z.B. bei Zuckerrübe Wurzellängen zwischen 3 und 70 km/m², bei Weizen zwischen 3 und 38 km/m²). Die Gesamtwurzellänge hat große Bedeutung für die P-Versorgung (s. <i>oben, unter „Lagerungsdichte des Bodens“</i>). • Mobilisierung großer P-Mengen aus dem Unterboden in den nicht mit P gedüngten Parzellen von langjährigen Dauerversuchen 	<p>SATTELMACHER et al. (1990)</p> <p>SHELLER (1993a)</p> <p>FÖHSE et al. (1988)</p> <p>SCHMID (1991) DE WILLIGEN und VAN NOORDWIJK (1987); beide zit. in CLAASSEN (1994, S. 88)</p> <p>WECHSUNG und PAGEL (1993), STUMPE et al. (1994) (siehe <u>Kapitel 2.5.3</u>).</p>
<p><u>Tiefenverteilung der Wurzeln im Boden – Bedeutung des Unterbodens</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Vermögen tiefwurzelter Pflanzen bei Trockenheit aus tieferen, noch feuchten Bodenschichten (P-Mobilität noch höher), P aufzunehmen. 	<p>RENGER et al. (1994)</p> <p>KUCHENBUCH et al.</p>

¹⁷ Die P-Effizienz kann nach CLAASSEN (1994, S. 86) in einem geringen internen Bedarf, einem hohen Nährstoffaneignungsvermögen und/oder in einer niedrigen potentiellen Wachstumsrate begründet sein, *Hohes Nährstoffaneignungsvermögen* der häufigste Grund für hohe Nährstoffeffizienz.

<p><u>Länge der Wurzelhaare</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • In Trockenjahren während der Hauptwachstumszeit stammen mehr als 50 % der aufgenommenen Nährstoffe aus dem Unterboden. • Hohe Wurzeldichte im Unterboden verbessert potentiell das Nährstoffaneignungsvermögen. In diesem Zusammenhang ist die Sortenwahl bedeutsam. • Ø 25 % (schwedische Versuche) bis 30 % (ein Versuch in D) des aufgenommenen P stammen aus dem Unterboden • Länge bzw. Dichte der Wurzelhaare sind abhängig von der Pflanzenart und von den Umweltbedingungen. <ul style="list-style-type: none"> - z.B. Raps bildet längere Wurzelhaare aus (212 mm³/cm Wurzel) als Mais (bis zu 80 mm³/cm Wurzel) - z.B. Raps in Nährlösung bildet keine Wurzelhaare aus, sehr wohl aber im Boden. • Pflanze reguliert ihre P-Aufnahme über die Wurzelhaarbildung bei unterschiedlichen Gehalten an P in der Nährlösung (Wurzelhaarlänge und -dichte stieg bei sinkendem Gehalt an P). • Bedeutung des Einflusses der Wurzelhaare in Modellrechnungen zur P-Aufnahme (nur) bei Varianten mit niedrigen verfügbaren P-Gehalten 	<p>(1986, zit. in KÖPKE 1994b)</p> <p>KÖPKE (1994a, S. 90 f.)</p> <p>SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 230)</p> <p>HENDRIKS et al. (1981)</p> <p>FÖHSE und JUNGK (1983)</p> <p>BUHSE (1992)</p>
<p>Physiologische Eigenschaften der Pflanze – Wurzelausscheidungen ¹⁸</p>		
<p><u>pH-Wert - Änderungen durch H⁺-Wurzelabscheidungen</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • pH-Erniedrigung durch Wurzelausscheidungen → Erhöhung der Löslichkeit von P (wenn P als Ca-Phosphat vorliegt). Das Ausmaß der pH-Absenkung ist von Pflanzenart, Wurzelaktivität, dem Nährstoffversorgungsgrad sowie dem Pufferungsvermögen des Bodens abhängig. • Besonders Leguminosen haben die Fähigkeit, den pH-Wert in der Rhizosphäre zu senken. Zusammenhang mit der Form des aufgenommenen N (NO₃⁻, NH₄⁺, Rhizobien-N): Pflanzen mit v.a. NH₄⁺-/LuftN₂-N Aufnahme → 	<p>RÖMHELD (1994)</p> <p>AGUILLAR und VAN DIEST (1981)</p>

	<p>hohes Kationen/Anionen-Aufnahme-Verhältnis → Abscheiden der überflüssigen H⁺-Ionen → pH-Absenkung in der Rhizosphäre → verstärkte P-Aufnahme.</p> <ul style="list-style-type: none"> • P-Aufnahme durch pH-Absenkung aufgrund von NH₄⁺-Stickstoffernährung. • Stärkere Erniedrigung des pH-Wertes bei N₂-fixierenden im Vergleich zu NO₃ versorgten Weißkleepflanzen. Bestimmte Leguminosen können auch bei NO₃⁻-Ernährung den pH-Wert absenken. • Varianten mit N₂-N-Versorgung bei Ackerbohnen zeigten pH-Absenkung und P-Mobilisierung (Ca-Phosphate) → höhere TM-Erträge als Varianten mit NO₃-N-Versorgung. • Pflanzen, mit v.a. NO₃⁻-N Aufnahme → Anionenüberschuß → Abgabe von OH⁻ oder HCO₃⁻ → Ansteigen des pH-Wertes in der Rhizospäre. • Weiße Lupine: Absenkung des pH-Wertes → Erhöhung des löslichen Phosphors. • Auch bei Raps P-Aufnahme durch pH-Absenkung aufgrund von NH₄⁺-Stickstoffernährung. • Mobilisierung von Ca-Phosphaten bei Buchweizen wegen H⁺-Abscheidung der Pflanze sowie Verringerung der Ca-Konzentration im Boden durch vermehrte Aufnahme und/oder Adsorption von Ca⁺⁺ . • Hohe P-Effizienz von Buchweizen. • Bedeutung von Wurzelausscheidungen im Hinblick auf ihre direkten sowie indirekten (über Förderung der Mikroorganismen) Einflüsse auf die Nährstoffverfügbarkeit in der Rhizosphäre. 	<p>JUNGK und CLAASEN (1986)</p> <p>RÖMHELD (1986)</p> <p>BEKELE et al. (1983)</p> <p>MARSCHNER et al. (1986).</p> <p>HORST und WASCHKIES (1986)</p> <p>BEKELE et al. (1983)</p> <p>BEKELE et al. (1983)</p> <p>VAN RAY und VAN DIEST (1979)</p> <p>SCHELLER (1993a), RÖMHELD (1994), GERKE (1995a) und DEUBEL (1996)</p>
--	---	--

<p><u>Rolle des organisch gebundenen Phosphors (P_{org})</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Organisch gebundene Phosphor in der Rhizosphäre könnte für die Pflanzenernährung weit wichtiger sein, als bisher angenommen. • Ansteigen der P_{org}-Fraktion in der Rhizosphäre. • In Böden mit niedriger P-Versorgung kann ein größerer Anteil des Phosphors in organisch-gebundener Form vorliegen. Z.B. auf einem Versuchsstandort mit schlechter P-Versorgung P_{org} Anteil von 81 % am P_T-Gehalt gemessen. 	<p>JUNGK und CLAASEN (1986)</p> <p>HELAL und DRESSLER (1989), SEELING (1992)</p> <p>SEELING (1992)</p>
---	--	--

<p><u>Enzym- abscheidungen (Phosphatasen)</u> und <u>Phosphatase- aktivität in der Rhizosphäre</u></p> <p>Organisch gebundenes Phosphat muß durch <i>Phosphatasen</i> hydrolysiert werden, um von Pflanzen aufgenommen zu werden.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Phosphatasen liegen mit niedriger Aktivität im Boden vor, werden jedoch bei P-Mangel verstärkt von Mikroorganismen (alkalische Phosphatasen) und Pflanzen (saure Phosphatasen) gebildet. • Besonders hohe Gehalte von alkaliner und saurer Phosphatase sind in der Rhizosphäre. • Phosphataseaktivität ist an der Wurzeloberfläche am höchsten. • In der Rhizosphäre von Klee und Weizen liegt eine Verarmung an organisch gebundenem Phosphor bis zu 65 % bzw. 85 % vor, dies ist auf die Wirkung von Wurzelphosphatasen zurückzuführen. • Wurzelphosphatasen haben besonders bei geringeren Gehalten an leicht löslichem P, deutliche Auswirkungen auf die Nährstoffeffizienz von Pflanzen. <p>Geringere Gehalte an leicht löslichem P treten bei langjähriger biologischer Bewirtschaftung häufig auf (s. Kapitel 2.5.4.1).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Das durch Phosphatasen hydrolysierte Phosphat trägt erheblich zur Pflanzenernährung bei, die Menge an hydrolysiertem Phosphat kann den Bedarf der Pflanzen sogar übersteigen. • <i>Phytase</i> als wichtiges Enzym zum Abbau von organischen P-Verbindungen kommt in verschiedenen Mikroorganismen und den Hyphen von Mykorrhiza vor und wird auch durch die Pflanzenwurzeln freigesetzt. • Phytase dient der Verfügbarmachung von Phytat (50% des P_{org.}), es wird besonders bei geringer P_{anorg.}-Konzentration von Pflanzen produziert. Die Spaltung von Phytat, braucht zudem niedrige pH-Werte, wie sie in der Rhizosphäre häufig vorkommen (siehe oben) → auch Phytat kann zur P-Ernährung der Pflanze beitragen, ohne daß Phytat vorher von 	<p>RÖMHELD (1994)</p> <p>JUNGK und CLAASEN (1986 und 1989)</p> <p>SEELING (1992)</p> <p>TARAFDAR und JUNGK (1987)</p> <p>HELAL und DRESSLER (1989)</p> <p>TARAFDAR und CLAASEN (1988) SEELING (1992).</p> <p>SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 246)</p> <p>BECK et al. (1989)</p>
--	---	---

	Mikroorganismen „vorhydrolysiert“ werden muß.	
<u>Organische Säuren</u> und <u>andere organische Wurzel- abscheidungen</u>	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkung organischer Säuren, die von Pflanzenwurzeln abgegeben werden, beruht wahrscheinlich nicht nur auf einer Senkung des pH-Wertes. • Kulturarten (z.B. Buchweizen, Raps, Weiße Lupine) sind bes. auf Böden, in denen P großteils als Ca-Phosphat vorliegt, P-effizienter. Andere Arten (z.B. Straucherbsen, Protaceen) mobilisieren P besser auf Böden mit hauptsächlich Fe- bzw. Al-Phosphat. → Zusammenhang mit Art der organischen Säure (Wurzelausscheidung). • Mobilisierung von P durch Weiße Lupine aufgrund Citrat-Ausscheidungen von Proteoid-Wurzeln. Citrat wirkt wie ein Chelator → stabiler Fe-/Al-Citrat-Komplex → freigeordener P geht in Lösung. • Weiße Lupine und Weizen in Mischkultur führte zu einer erheblichen Verbesserung der P-Aufnahme von Weizen auf Böden mit schwer verfügbarem Phosphor ¹⁹. • Dieser Mechanismus ist nur bei niedriger P-Verfügbarkeit im Boden von Bedeutung: (z.B. in ungedüngten Böden höhere Citratgehalte als in Böden mit P-Düngung). • P-Konzentration in der Bodenlösung unter Rotklee erhöht, was auf die Ausscheidung von Citronensäure zurückgeführt wird (gleichzeitig höhere Al-, Fe-, und Huminstoffgehalte der Bodenlösung unter Rotklee). Bei Erhöhung des löslichen P-Gehaltes im Boden (P-Düngung bzw. Zusatz von Huminstoffen) → geringerer Einfluß auf den Sproßertrag bei Rotklee als bei Weidelgras. • Modell der P-Mobilisierung durch Citratabscheidung bei Kichererbse sowie durch Tatratriabscheidung bei Straucherbse. 	<p>GARDENER et al. (1983)</p> <p>RÖMHELD (1994)</p> <p>GARDENER et al. (1983), GERKE et al. (1994)</p> <p>HORST und WASCHKIES (1986)</p> <p>GARDENER et al. (1982), RÖMHELD (1986), GERKE et al. (1994)</p> <p>GERKE (1995b)</p> <p>AE et al. (1990, zit. in RÖMHELD 1994).</p>

¹⁹ BRAUM und HELMKE (1995) stellten bei Vergleichsversuchen auf P-Mangelböden ebenfalls fest, daß Weiße Lupine P-Quellen nutzen kann, die z. B. für Sojabohne nicht erschließbar sind. Im Gegensatz zu Weizen konnte aber Sojabohne, in Mischkultur mit Weißer Lupine angebaut, den von der Lupine mobilisierten P nicht nutzen. Es zeigte sich sogar, daß sich Sojabohne in Mischkultur noch schlechter entwickelte, was die Autoren auf allelopatische Wirkung der Lupine auf Nicht-Gramineen zurückführen. Durch mangelnde Überlappung der

III b) Erhöhung der P-Verfügbarkeit über Symbiosen und Rhizosphärenmikroorganismen

Mykorrhiza		
Rolle der Mykorrhiza für die P-Mobilisierung	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhung der P-Aufnahme verschiedener Kulturpflanzen durch VA-Mykorrhiza: <ul style="list-style-type: none"> - über die <u>Vergrößerung</u> der nährstoff- und wasserabsorbierenden <u>Oberfläche</u>, - Produktion von <u>Enzymen</u> (u.a. Phytase) zur Nutzung organischer P-Verbindungen - die Abscheidung von <u>Oxalaten</u>, die P-bindende Kationen, besonders Calcium, binden können. • Je nach Mykorrhiza-Stamm und P-Versorgung der Wirtspflanze stammen 26 - 66 % des von den Pflanzen aufgenommenen Phosphors von der Mykorrhiza. • Besonders in Agrosystemen mit geringem externen Input wie im Biologischen Landbau kann VA-Mykorrhiza die P-Aufnahme wegen der geringen Konzentration an pflanzenverfügbarem P erheblich steigern (Der Biolog. Landbau weist einen höheren Besatz an Mykorrhiza auf, siehe Kapitel 2.5.4.3). 	<p><i>vielfach belegt z.B. in:</i> JURINAK et al. (1986), BEER et al. (1990), HÖFLICH et al. (1990), TARAFDAR und MARSCHNER (1993), JONER und JAKOBSEN (1995), LELLEY (1997)</p> <p>KOTHARI et al. (1991)</p> <p>STÖPPLER et al. (1990).</p>
Steuerung (Hemmung) der Mykorrhizierung	<ul style="list-style-type: none"> • Der Infektionsgrad der Pflanze mit Mykorrhiza wird über verstärkte Abscheidung von Aminosäuren und Zuckern aus P-verarmten Wurzeln gesteuert. • Höhere Gehalte an löslichem Phosphor hemmen die Entwicklung der VA-Mykorrhiza. → Einfluß der Phosphatdüngung auf die (Hemmung der) VAM-Infektion von Wurzeln. • Hoher N-Düngereinsatz verursacht eine Verminderung des Mykorrhiza-Besatzes. • Monokulturen, lange Bracheperioden sowie das Fehlen von Unkräutern dezimiert das Spektrum der Wirtspflanzen → der Mykorrhiza- 	<p>GRAHAM et al. (1981), SAME et al. (1983)</p> <p>SAME et al. (1983), STEFFAN (1985), VAN DER WERFF und BUYS (1990), WERNER et al. (1990), RYAN et al. (1994)</p> <p>MOSSE (1986), BALTRUSCHAT und DEHNE (1988), VAN DER WERFF und BUYS (1990)</p> <p>MOSSE (1986), BALTRUSCHAT und DEHNE (1988),</p>

Rhizosphären beider Pflanzen, die wahrscheinlich ebenfalls durch allelopatische Wurzelausscheidungen der Lupine zu erklären ist, blieben die mobilisierten P-Mengen für die Sojabohne unerreichbar.

	<p>Besatz geht zurück.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einsatz von Agro-Chemikalien, insbesondere von Fungiziden, führt zu einer direkten Dezimierung der Mykorrhiza-Population. • Die Infektiosität von Kulturpflanzen mit Mykorrhiza nimmt wie folgt ab: Sommergerste = Hafer > Winterweizen > Winterroggen > Kartoffel. • Arten aus der Familie der Chenopodiaceae und Crucifereae (z.B. Zuckerrübe, Raps) sind in der Regel nicht mykotroph. Hingegen sind u.a. einjährige Leguminosen (Ackerbohne, Erbse) hoch mykotroph. • Die Mykorrhizierung bei Weizen und Hafer hatte keine Ertragswirkung bei einem ausreichend hohen P-Gehaltsniveau im Boden, obwohl die Kolonisationsrate bei beiden Arten hoch war. 	<p>HARINIKUMAR und BAGYARAJ (1988)</p> <p>MOSSE (1986), GNEKOV (1988), VAN DER WERFF und BUYS (1990), SATTELMACHER et al. (1991)</p> <p>STEFFAN (1989, zit. in NOWACK 1990)</p> <p>PLENCHETTE et al. (1983)</p> <p>PLENCHETTE et al. (1983)</p>
Frei lebende Mikroorganismen im Boden		
<p><u>Rolle von (frei-lebenden) Bakterien und Pilzen im Boden</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Bereits im Jahr 1948 wurde die P-Mobilisierung aus schwerlöslichen Phosphaten durch Mikroorganismen nachgewiesen (mit Mikroorganismen infizierte Pflanzenkulturen waren deutlich besser mit P versorgt als nicht mit Mikroorganismen infizierte). • Bakterien und vor allem Pilze können in noch viel größerem Ausmaß als Pflanzen durch Abscheidung von Chelatoren und Säuren Minerale zersetzen. 	<p>GERRETSEN (1948)</p> <p>SHELLER (1993a).</p>

<p>Rolle von (frei- lebenden) Bakterien und Pilzen im Boden <u>(Fortsetzung)</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • z.B. P-mobilisierendes Bakterium <i>Bacillus megatherium</i>, das in den 50er Jahren in der früheren Sowjetunion als Dünger „Phosphobacterin“ angewendet wurde, und mit dem angeblich Ertragssteigerungen von 10 - 20 % erzielt werden konnten. • Phosphor-mobilisierende Mikroorganismen (phosphorus - solubilizing microorganisms) im Boden festgestellt. • <i>Escherichia freudii</i> und <i>Aspergillus niger</i> produzieren organische Säuren, die auf Fe- und Al-Phosphate lösend wirken • Rege Mikroorganismen-tätigkeit im Boden ist günstig für die P-Versorgung 	<p>KUCEY et al. (1989), SUBBA RAO (1995)</p> <p><i>Seit den 90er Jahren gut dokumentiert z.B.</i> LEYVAL und BERTHELIN (1989), BERTHELIN et al. (1991), SUBBA RAO 1995</p> <p>BEER et al. (1990)</p> <p>BEER et al. (1990)</p>
<p><u>Strategien der P-Mobilisierung durch Bakterien und Pilze</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • pH-Wertabsenkung: Abscheidung organischer Säuren von Mikroorganismen → Freisetzung von Phosphor aus schwerlöslichen Verbindungen. • Andererseits wirken die abgeschiedenen Säuren auch als Chelatoren. • Hinweise, daß die Abscheidung von organischen Säuren nicht die einzige Möglichkeit der P-Mobilisierung von Mikroorganismen sein dürfte: z.B. Abscheidung von Protonen. 	<p>ECKHARDT (1979) ASEA et al. (1988) LEYVAL und BERTHELIN (1989), BERTHELIN et al. (1991), SUBBA RAO (1995)</p> <p>LEYVAL und BERTHELIN (1989), BERTHELIN et al. (1991), SUBBA RAO (1995)</p> <p>KUCEY et al. (1989), ILLMER und SCHINNER (1992), ILLMER und SCHINNER (1995)</p>
<p><u>Intertaktion Pflanze und P-mobilisierende Bakterien und Pilze</u></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Pflanzen sind auch in der Lage durch Wurzelausscheidungen das Phosphatlösungsvermögen von Rhizosphärenmikroorganismen zu stimulieren: Veränderung der Zuckerfraktionen in Wurzelexsudaten von P-mangel-Pflanzen (Erbsen) → das Phosphatlösungsvermögen (Tricalciumphosphat) bei den Bakterienstämmen <i>Azospirillum sp.</i> und <i>Pantoea agglomerans</i> wird verbessert. 	<p>DEUBEL (1996)</p>

2.5.2 Bewirtschaftungsbedingte Faktoren der P-Mobilisierung und deren Bedeutung für den Biologischen Landbau

2.5.2.1 Art der P-Düngung

Neben der Quantität der P-Düngung zeigt auch die Qualität der verwendeten Dünger und Düngemittel sowie die Bewirtschaftungsform (s. Kap 2.5.4) einen Einfluß auf die P-Verfügbarkeit. Die hohe P-Verfügbarkeit organischer Dünger trotz - in Relation zu aufgeschlossenen P-Mineraldüngern - geringer Gehalte an leicht löslichem P, ist mehrfach belegt, auch hinsichtlich der Mobilisierung schwerlöslicher P-Fractionen (ASMUS et al. 1982, GÖRLITZ 1985, IYAMUREMYE et al. 1996, KÖPPEN 1997). AMBERGER und AMANN (1984) konnten eine Verbesserung der P-Mobilität nur bei organischen Düngern mit relativ hohen P-Gehalten (Stallmist), nicht aber bei z.B. alleiniger Strohdüngung beobachten.

GALLER (1989, zit. in ELSÄSSER et al. 1998) stellt einen - im Vergleich zur Gülle - günstigeren Nährstoffeffekt des Stallmistes vor allem auf flachgründigen, sandigen oder kiesigen, humusarmen Böden fest.

Wird der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt als Indikator für den leicht verfügbaren P im Boden herangezogen, so liefert die Untersuchung von ELSÄSSER et al. (1998) folgende Anhaltspunkte:

Die Autoren weisen in einem Versuch im Dauergrünland unter Bedingungen des biologisch-dynamischen Landbaus die höchsten $P_{CAL/DL}$ -Gehalte nach 12 Versuchsjahren sowohl auf Wiese wie auch auf Mähweide in der Mistkompost- Variante nach - im Vergleich zu Stallmist, Gülle und mineralische NPK-Düngung (s. Tabelle 5). Die Mistkompost-Düngung hat auch jeweils den signifikant höchsten P-Entzug zur Folge (94 bzw. 101 kg P/ha*a).

Tabelle 5: Wirkung unterschiedlicher Düngerformen in einem 12 jährigen Versuch auf einem Biologisch-dynamischen Betrieb (ELSÄSSER et al. 1998)

Variante	Ertrag	Ertrag	P_{CAL} -Gehalt		P_{CAL} -Gehalt	
	(dt TM/ha*a)	(dt TM/ha*a)	(in mg P_2O_5 /100 g Boden)		(in mg P_2O_5 /100 g Boden)	
	Wiese	Mähweide	Wiese		Mähweide	
Untersuchungsjahr			1985	1994	1985	1994
Mineral. NPK- (Hyperphosphat)	108	119	4	6	6	10
Stallmist+Jauche	105	112	10	3	12	8
Mistkompost	102	115	9	11	9	20
Gülle	107	108	8	4	7	8
Gülle + Gesteinsmehl	104	109	8	4	8	10

Düngemenge: Mineralische Düngung: 120 kg P_2O_5 /ha*a

Stallmist: 53 kg P_2O_5 /ha*a

Mistkompost: 98 kg P_2O_5 /ha*a

Gülle: 61 kg P_2O_5 / ha*a

Auswirkungen des Kompost-Einsatzes im Hinblick auf eine gesteigerte P-Verfügbarkeit zeigen auch HARTL et al. (1999) in einem sechsjährigen ackerbaulichen Versuch im pannonischen Trockengebiet (grauer Auboden) auf: Die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der Kompost-Varianten (Biotonnenkompost) sind gleich hoch, zum Teil sogar tendenziell höher als bei mineralischer NPK-Düngung (P-Düngerform: Superphosphat) und liegen um 2-5 mg $P_2O_5/100$ g Boden oberhalb der ungedüngten Variante.

In dem 8 jährigen Düngungsversuch von RICHTER et al. (1997) zeigt sich die höchste Wirkung der Biokompost-Variante auf den P_{CAL} -Gehalt hingegen nur in einer sehr hohen Aufwandmenge. Jedoch waren in den mit Stallmist und Kompost gedüngten Varianten bei Düngestufe 1 (mit der NPK-Variante vergleichbare P-Düngemenge), die P_{CAL} -Gehalte häufig nur geringfügig unter der mineralischen Variante.

Die vielfach hohe P-Verfügbarkeit durch organische Düngung läßt sich mehrfach begründen. Einerseits können organische Verbindungen wie Chelatoren wirken und so Al-, Fe-, und Ca-Ionen binden und freie Sorptionstellen, an denen sonst P adsorbiert würde, besetzen (WELP et al. 1983, AMBERGER und AMANN 1984, GERKE 1995a, IAMUREMYE et al. 1996). Andererseits ist zusätzlich auch eine indirekte Wirkung über eine Steigerung der mikrobiellen Aktivität durch organische Düngung evident (SEELING 1992, OBERSON 1993, SCHELLER 1993a).

Mit der **Erhöhung des C_{org} bzw. Humus-Gehaltes** des Bodens korrespondiert häufig eine Förderung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität (z.B. in Vergleichsuntersuchungen zwischen Biologischem und konventionellem Landbau s. Kapitel 2.5.4.3) und damit auch eine erhöhte P-Mobilisierung (insbesondere aus P_{org} , OBERSON et al. 2000).

Somit können neben Art und Menge der zugeführten P-Dünger auch alle jene Bewirtschaftungsmaßnahmen eine Erhöhung der P-Verfügbarkeit im Boden hervorrufen, die zu einer Erhöhung des Humusgehaltes führen, wie z.B. eine vielfältige Fruchtfolge mit einem hohen Anteil an humusmehrenden Kulturen, schonende Bodenbearbeitung mit mehrjähriger Bodenruhe etc. (HEß und LINDENTHAL 1997).

2.5.2.2 Bodenbearbeitung

2.5.2.2.1 VERMEIDUNG VON BODENVERDICHTUNGEN

Bereits HENDRIKS et al. (1981) heben hervor, daß nicht nur leicht lösliche P-Gehalte, sondern vor allem auch die räumliche Verfügbarkeit des (wenig mobilen) Phosphors entscheidend ist. Die Erhöhung der Lagerungsdichte der Böden (Bodenverdichtungen) durch Bewirtschaftungsmaßnahmen erschwert die Durchwurzelung des Bodens. Dies hat eine reduzierte P-Verfügbarkeit aufgrund einer geringeren Wurzeloberfläche und einer geringeren Erschließung des Bodenvolumens zur Folge (s. Tabelle 4). Somit haben alle Maßnahmen zur Vermeidung von Bodenverdichtungen eine große Bedeutung für die P-Mobilisierung (SCHELLER 1990, CLAASEN 1994) Der Trend zur Übermechanisierung der

Betriebe und Erhöhung der Schlagkraft der Bodenbearbeitungs- und Erntetechnik durch immer schwerere Maschinen (BOXBERGER et al. 1997) hat somit neben negativen Folgen u.a. auf den Bodenluft-, -wasser und -wärmehaushalt auch die Verringerung der P-Verfügbarkeit zur Konsequenz.

Strategien zur Vermeidung von Bodenverdichtungen haben im Biologischen Landbau eine große Bedeutung, was auch die Zielsetzungen der Bodenbearbeitung im Biologischen Landbau (HERRMANN und PLAKOLM 1991, HAMPL 1994, BOXBERGER et al. 1997) bestimmt:

- Flaches Wenden, tiefes Lockern (mit anschließender Lebendverbauung über Zwischen- und Nachfrüchte)
- Gefügeschonende Bodenbearbeitung über das Prinzip der "leichten Verfahrenstechnik" (Einsatz von leichten Zugfahrzeugen und Bodenbearbeitungsgeräten, generell möglichst geringes Gewicht bei allen im Ackerbau eingesetzten Geräten)
- Beachtung geeigneter Bodenbearbeitungs- und Erntezeitpunkte

Maßnahmen zur Bodenbearbeitung im Biologischen Landbau stehen in engem Zusammenhang mit der Fruchtfolge. Bestimmte Fruchtfolgemaßnahmen wie z.B. mehrjähriger Futterbau mit Leguminosen-Grasgemengen sowie Untersaaten und Mischkulturen verringern die Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung in der gesamten Rotation. Diese Maßnahmen tragen aktiv über intensive Durchwurzelung des Bodens zur Bodengefügeverbesserung bei (HEß und LINDENTHAL 1997).

2.5.2.2.1.1 BODENBEARBEITUNGSMABNAHMEN ZUR ERHÖHUNG DER P-VERFÜGBARKEIT

Wendende und mischende Bodenbearbeitung sind nach KÖPKE (1994a, S. 100 f.) unerlässlich für eine effiziente Nutzung bodenbürtiger Nährstoffe, insbesondere bei niedrigen Nährstoffgehalten und wenn es sich um einen so wenig mobilen Nährstoff wie Phosphor handelt. Dadurch werden bestehende und bereits „verarmte“ Bioporen unterbrochen und in geringerem Ausmaß von den Nachfrüchten genutzt. Zudem werden die geringen Gehalte an verfügbarem P durch ein günstigeres Bodengefüge und eine höhere Wurzeldichte ausgeglichen.

Da der P-Aufnahme aus dem Unterboden insbesondere in Trockenzeiten eine wichtige Bedeutung zukommt (s. Tabelle 4) sind acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen, die den Zugang des Wurzelsystems zum feuchteren Unterboden durch Veränderungen des Gefüges verbessern, bedeutsam (KÖPKE 1994a, S. 96). So können mechanische Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Tiefenlockerung) aber auch der Einsatz von tiefwurzelnden „Pionierpflanzen“ (z. B. Lupinen) bzw. mehrjähriges Luzerne- oder Klee gras in diesem Zusammenhang sehr unterstützend wirken (KÖPKE 1994a, S. 94 ff.). Aber auch die Förderung der Regenwurm population dürfte in diesem Zusammenhang bedeutsam sein (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 253).

2.5.2.3 N- und H₂O-Versorgung

Für die direkte Aneignung von P durch die Pflanze (aktive P-Mobilisierung über Exudate und/oder Vergrößerung des Wurzelsystems), ist eine gute Pflanzenentwicklung und -gesundheit bedeutsam. SCHELLER (1993b) mißt einer ausreichenden Stickstoffversorgung in den vegetativen Entwicklungsphasen eine entscheidende Rolle für die Fähigkeit der Pflanzen zur aktiven Nährstoffmobilisierung bei. Durch N-Mangel wird die Photosyntheseleistung der Pflanze eingeschränkt, was zur Folge hat, daß die Pflanze nicht mehr im größeren Maße Wurzelexudate abgeben kann, und somit die Möglichkeit zur aktiven P-Mobilisierung stark eingeschränkt ist (SCHELLER 1993b). Auch nach GÖRLITZ (1985) und NOWACK (1990) üben ertragsbestimmende Faktoren wie Stickstoff- und Wasserversorgung einen wesentlichen Einfluß auf die P-Nutzung des Pflanzenbestandes aus.

2.5.2.4 Integration P-effizienter Kulturarten in die Fruchtfolge

Bei Betrachtung wichtiger Kulturarten gibt es hinsichtlich des P-Aufschließungsvermögens Unterschiede, die in Tabelle 6 dargestellt sind.

Tabelle 6: Abstufung von Nutzpflanzen nach ihrem Aufschließungsvermögen für schwerlösliche Phosphate nach RÜBENSAM u. RAUHE (1969, zit. in NOWACK 1990)

Pflanzenart	P-Aufschließungsvermögen
Gerste	sehr niedrig
Weizen, Hafer	niedrig
Roggen, Mais	relativ hoch
Kartoffel, Zuckerrübe, Rotklee, Senf	hoch
Luzerne, Erbsen, Lupinen, Buchweizen	sehr hoch

Aus Tabelle 6 zeigt sich, daß das pflanzeneigene Aufschließungsvermögen verschiedener Nutzpflanzen für schwerlösliche Phosphate stark unterschiedlich ist. Dabei fällt auf, daß jene Arten, die selber kein hohes Aufschließungsvermögen für schwerer lösliche Phosphate besitzen, vermehrt Symbiosen mit Mykorrhizen eingehen (s. Tabelle 4: STEFFAN 1989, zit. in NOWACK 1990).

Aufgrund der bei Kulturarten stark unterschiedlichen P-Aufnahmeeffizienz und Fähigkeit zur Mobilisierung schwerlöslicher Phosphate (siehe z.B. EICHLER 1997 und 1999, RÖMHELD 1994), kann durch Auswahl und Einbezug P-effizienter bzw. P-mobilisierender Pflanzen in die Fruchtfolge eine bessere Ausnutzung schwer verfügbarer P-Reserven des Bodens erreicht werden. Bestimmte Kulturarten (z.B. Buchweizen, Raps, Weiße Lupine) sind besonders auf Böden, in denen P großteils als Ca-Phosphat vorliegt, P-effizienter. Andere

Arten (z.B. Straucherbsen, Protaceen) mobilisieren P besser auf Böden mit hauptsächlich Fe- bzw. Al-Phosphat (RÖMHELD 1994).

Da sich unter den Marktfrüchten zum Teil wenig P-effiziente Kulturarten befinden (siehe Tabelle 6), ist daher der Anbau von P-effizienten Leguminosen als (mehrjährige) Hauptkulturen sowie P-effiziente Zwischenfrüchte (EICHLER 1997 und 1999) oder der Anbau von Marktfrüchten in Mischkultur mit P-effizienten Arten sinnvoll.

Nach EICHLER (1997) liegt die positive Wirkung der Zwischenfrüchte auf den P-Haushalt nicht in einer Steigerung der P_{DL} -Gehalte. Vielmehr kann durch das Einarbeiten der Zwischenfrüchte der von diesen mobilisierte und aufgenommene P durch Umsetzung der organischen Substanz wieder in den Kreislauf zurückgeführt werden und somit der Hauptfrucht zugute kommen. Günstigste Zwischenfrüchte sind jene, die den löslichen P-Gehalt nur geringfügig senken, jedoch hohe Mengen an P entziehen, die dann als Gründünger wieder verwertet werden können (EICHLER 1997 und 1999).

Als Zwischenfrüchte mit der Fähigkeit zu sehr hohen P-Aufnahme erweisen sich auf Sandböden insbesondere Buchweizen, Mais und Ölrettich und auf Lehmböden Buchweizen, Serradella und Erbse (EICHLER 1999). Wegen ihrer Fähigkeit zur P-Mobilisierung kommen weiters Weiße Lupine (GARDENER et al. 1983, HORST und WASCHKIES 1986, GERKE et al. 1994, BRAUM und HELMKE 1995, EICHLER 1999), Rotklee (GERKE 1995b) und Schwarzer Senf (GERKE et al. 1994) als Zwischenfrüchte in Frage (Rotklee und Weiße Lupine auch als Hauptfrucht).

Das P-Aneignungsvermögen - insbesondere bei geringen Gehalten an leicht löslichem P im Boden - ist allerdings bei vielen Kulturarten noch zu wenig bekannt.

Um die P-Aufnahme aus dem Unterboden (s. Tabelle 4) zu fördern, ist die Integration tiefwurzelnder Arten (z.B. Luzerne, vgl. STUMPE et al. 1994) in die Fruchtfolge sinnvoll.

2.5.2.5 Anbau P-effizienter Sorten

Selbst bei einer bereits vorgegebenen Fruchtfolge besteht durch die Sortenwahl die begrenzte Möglichkeit einer Einflußnahme auf die Nährstoffausnutzung durch die Pflanzen. Bei Mais konnten SATTELMACHER et al. (1990) z. B. nachweisen, daß die Normallinie mit größerem Wurzelsystem bei schlechter P-Versorgung P-effizienter war als die Linie „rootless“.

Bei Karotten konnte HAGEL (1997) unterschiedliche P-Effizienz in Abhängigkeit der Sorte aufzeigen. So lagen die P-Gehalte der Hybride „Nandor“ mit 257 ppm etwa 33 % niedriger als die der biologisch-dynamischen „Rothild-Selektion“ (383 ppm). Dieser geringere P-Gehalt war zu einem Großteil im geringen Nährstoffaneignungsvermögen der Hybridsorte begründet. GAHOONIA und NIELSEN (1996) konnten signifikante Unterschiede in der P-Mobilisierung (P-Abreicherung in der Rhizosphäre) bei unterschiedlichen Sorten von W-Weizen sowie von Winter- und Sommergerste feststellen.

Eigenschaften, die ein erhöhtes Nährstoff-Angeignungsvermögen von Kulturpflanzen betreffen, könnten auch in der Pflanzenzüchtung verstärkt berücksichtigt werden. In der konventionellen Pflanzenzüchtung sind Anreize für solche Zuchtziele aufgrund großer Nährstoffimporte gering (KÖPKE 1994a, S. 90 f.).

2.5.3 P-Mobilisierung bei P-Düngerverzicht - Ergebnisse von P-Dauerversuchen aus Deutschland

Bereits SCHACHTSCHABEL und BEYME (1980) konnten die hohe potentielle Verfügbarkeit des Phosphors im Boden nachweisen. KÖSTER und SCHACHTSCHABEL (1983) stellten zudem bei der Auswertung von P-Düngungsversuchen auf 150 Standorten (während eines Zeitraumes von 30 Jahren) fest, daß bei $P_{CAL/DL}$ -Werten ≥ 9 mg $P_2O_5/100$ g Boden die durch P-Düngung erzielbaren Mehrerträge durchschnittlich nur mehr bei 1,9 % liegen.

Inwieweit bei langandauerndem P-Düngeverzicht sich die Erträge, P-Entzüge und leicht verfügbaren P-Gehalte verändern, zeigen Ergebnisse von P-Dauerversuchen. Ein Überblick über deutsche P-Dauerversuche wird in Tabelle 7 gegeben. Allen diesen Versuchen gemeinsam ist eine konventionelle Bewirtschaftung u.a. mit mineralischer N und K-Düngung in praxisüblicher Menge.

Tabelle 7: Relativerträge der letzten 5 Jahre (NPK=100 %), gesamte P-Entzüge und P_{DL}-Gehalte im Boden einiger P-Dauerfeldversuche in Deutschland (ergänzt nach PAGEL et al. 1999)

Versuchs- Standort	Bodentyp/-art	Bodenmerkmale			Versuchs- dauer	Relativ- Ertrag	P-Entzug gesamte Versuchsdauer	P/DL-Gehalt /Ende *	Quelle
		Ton %	pH	OBS %					
Lauchstädt	Löß- Schwarzerde	21	7,0	3,5	84	75-85	822	4,0	WECHSUNG und PAGEL (1993)
Halle	Sandlöß-Braun- schwarzerde	13	6,0	2,9	40	≈ 95	844	3,5-4,0	STUMPE et al. (1994)
Dahlem	Sandtieflehm- Parabraunerde	4	5,4	1,3	> 70	90-95 +Ca: 97		3,0	GRIMM und CAESAR (1997, zit. in PAGEL et al. (1999)
Thyrow	Sandtieflehm- Fahlerde	3	5,0	1,0	> 55	80-94	495 **	1,7-2,0	PAGEL et al. (1996 und 1999)
Limburgerhof	(lehmiger) Sand - Auenboden	≈ 5	6,7	1,1	60	96-107		8,0 (?)	LANG und DRESSLER (1997)
Limburgerhof	Sandiger Lehm, Vega-Gley	≈ 15	7,2	3,2	40	70-94 ZR: 41		1,2	LANG und DRESSLER (1997)
Niedersachsen	Löß-Braunerden Parabraunerde Auen-Braunerde Braunerde-Podsol degr. Schwarzerde	8-22	6,8-7,4	1,9- 2,75***	15	98-100		10-28****	JUNGK et al. 1993

* P_{DL}-Werte am Ende des Versuchszeitraumes bzw. des Betrachtungszeitraumes der Veröffentlichung

** errechnet aus PAGEL (1999, S. 27)

*** Humusgehalte (in %)

**** P_{H2O}-Gehalte in mg P/L Bd.

Quelle: PAGEL et al. (1999) und eigene Ergänzungen

Die beachtlichen P-Entzüge und die vielfach dabei erzielten hohen Erträge bei gänzlichem P-Düngeverzicht - auch in den letzten Versuchsjahren - zeigen eine hohe, anhaltende P-Verfügbarkeit in diesen Dauerversuchen auf. Die umfangreiche Mobilisierung der P-Bodenvorräte ist in stark negativen P-Bilanzen der (nicht mit P gedüngten) 0-Parzellen erkennbar. In diesem Zusammenhang ist die **P-Aufnahme aus tieferen Bodenschichten** (vgl. Tabelle 4) zu beachten, was in zwei Dauerversuchen auch quantifiziert wurde:

- WECHSUNG und PAGEL (1993) errechneten für den Bad Lauchstädter Dauerversuch (Lößboden), daß 617 kg P/ha (= 75 % des Gesamtentzuges; 7,3 kg P/ha*a) aus der Schicht unterhalb 25 cm aufgenommen wurden, da der P_t -Gehalt der Krume in den 84 Versuchsjahren nur um 205 kg P/ha abgenommen hat.
- STUMPE et al. (1994) konnten für den Hallenser Dauerversuch (Sandlöß-Braunschwarzerde) in der ohne P-Düngung gebliebenen P_0 -Parzelle nur eine Abnahme von 186 kg P/ha in den oberen 40 cm des Bodens feststellen (Gesamtentzug: 844 kg P/ha). Die Autoren führen dies auf eine beträchtliche P-Aufnahme (658 kg P/ha = 78 % des Entzuges) aus dem Unterboden (< 40 cm) zurück. Eine wesentliche Rolle dürfte dabei aus Sicht der Autoren die tiefe Durchwurzelung des Bodens durch die Luzerne gespielt haben.

Die Ergebnisse der meisten deutschen Dauerversuche zeigen auch, daß die Gehalte an leicht verfügbarem P (P/DL-Gehalte) zurückgegangen oder auf (sehr) niedrigerem Niveau geblieben sind, dennoch aber hohe Erträge und P-Entzüge gemessen wurden. Eine Verringerung der leicht verfügbaren P-Gehalte durch langjährige Bewirtschaftung ohne jegliche P-Zufuhr über Düngemittel konnte auch von anderen Autoren anhand von langjährigen Düngungsversuchen festgestellt werden (HEDLEY et al. 1982, OBERSON 1993, KÖPPEN 1997).

Im Dauergrünland konnten keine P-Dauerversuche recherchiert werden. Ein 12 jähriger Grünland-Dauerversuch in Baden-Württemberg (ELSÄSSER et al. 1998), der verschiedene organische Dünger mit mineralischer NPK-Düngung vergleicht, weist keine 0-Parzelle (ohne P-Düngung) auf. In diesem Versuchen werden bei Wiese- und Mähweidenutzung vielfach ähnlich hohe $P_{CAL/DL}$ -Gehalte und TM-Erträge bei Gülle-, Stallmist- und Mistkompostdüngung wie bei der NPK-Düngung nachgewiesen (s. Tabelle 5). Die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte liegen nach 12 Jahren Wiesennutzung trotz hoher Erträge in allen Varianten auf niedrigem Niveau (≤ 6 mg $P_2O_5/100$ g Boden, Ausnahme Mistkompost-Düngung)

Weitere P-Dauerdüngungsversuche ermittelten in den nicht mit P gedüngten NK- bzw. 0-Parzellen ebenso die vielfach mit Abstand tiefsten P_{CAL} -Werte (s. Literaturüberblick in SCHULTE 1996, S.13 ff.). Dies zeigt auch in dem 8 jährigen Düngungsversuch von RICHTER et al. (1997), wobei hier die 0-Parzelle zudem nicht mit N und K gedüngt wurde.

2.5.4 P-Versorgung im Biologischen Landbau

2.5.4.1 PCAL/DL-Werte bei unterschiedlicher Dauer der biologischen Bewirtschaftung

SCHULTE (1996, S. 13 ff.) faßt in einem umfassenden Literaturüberblick u.a. die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte aus deutschen Vergleichsversuchen zwischen Biologischem und konventionellem Landbau, die bis zum Jahr 1992 publiziert wurden, zusammen. Dabei sind in sechs von neun Untersuchungen um bis zu rund 15 mg $P_2O_5/100g$ Boden geringere $P_{CAL/DL}$ - (bzw. P_{NaHCO_3} -) Gehalte auf den biologisch bewirtschafteten Flächen festzustellen.

Tabelle 8 gibt einen Überblick über $P_{CAL/DL}$ -Untersuchungen von unterschiedlich lang biologisch bewirtschafteten Flächen im deutschsprachigen Raum in Ergänzung zum Literaturüberblick von SCHULTE (1996), wobei häufig in diesen Arbeiten Ergebnisse konventionell bewirtschaftete Vergleichsflächen zusätzlich angeführt sind.

Tabelle 8: P_{CAL} - bzw. P_{DL} - Gehalte im Oberboden biologisch und konventionell bewirtschafteter Betriebe bzw. Parzellen. Überblick über publizierte Ergebnisse in Ergänzung zum Literaturüberblick in SCHULTE (1996)

Gebiet / Methode	P_{CAL} bzw. P_{DL} -Gehalt (in mg $P_2O_5/100$ g Boden)		Dauer d. Biolog. Bew.	Autor
	konv.	bio		
D:Nordrhein-Westfalen, Hessen, Niedersachsen / ofs: Biobetriebe		0,7-44 (69) (CAL)	mind. 3 Jahre	NOWACK (1990, S. 22)
Schweiz / Feldversuch (DOK-Vergleichsversuch) (jeweils die höhere Düngestufe angeführt)	6,5 (DL) 5,9 (DL) 5,7 (DL)	5,6-6,1 (DL) 4,5-6,3 (DL) 3,7-4,8 (DL)	3 Jahre 7 Jahre 14 Jahre	ALFÖLDI et al. (1993)
Hessen / ofs: 1 Biobetrieb (Gemischt- Betr.) 2 konv. Betriebe (Marktfrucht-Betr.)	26,0 - 33,7 (DL)	Ø 10,3 (DL)	18-20 Jahre	SCHMITT (1993, S.28)
D: Rheinland-Pfalz / ofs: 12 Biobetriebe		17-18 (CAL) 5 (CAL) 2 (CAL) 24-27 (DL) 10 (DL) 7 (DL)	2-12 Jahre 36 Jahre 56 Jahre 2-12 Jahre 36 Jahre 56 Jahre	SCHULTE (1996, S. 84)
Schweiz / ofs: (Mediane) 85 Biobetriebe, 14 konv. (IP) Betriebe	11 (DL)	9 (DL) 7 (DL) 7 (DL)	1-10 Jahre 11-30 Jahre > 30 Jahre	BOSSHARD (1999, S. 64 f.)
Baden-Württemberg, / ofs: Versuchsbetrieb, Biobetriebe	-	9 - 16 (CAL) 4 - 7 (CAL) 4 - 5 (CAL)	Umstellung 9 Jahre 41 Jahre	FRIEDEL et al. (1999)

ofs: on farm research

Die von SCHULTE (1996, S. 84 f.) festgestellten niedrigeren P_{CAL} - bzw. P_{DL} - Gehalte auf langjährig biologisch bewirtschafteten Flächen, die von DIEZ et al. (1986, S. 986 f.), WEISS

(1990, S. 114) sowie BRANDHUBER und HEGE (1992) bestätigt werden, führt der Autor auf den meist geringen bis unterlassenen P-Input über Zukaufdünger im Biologischen Landbau zurück.

SCHMITT (1993, S. 29) in Verbindung mit LÜCKE und v. BOGUSLAWSKI (1984, S. 263 f.) konnten hingegen nur auf einem Feld eine deutliche Abnahme des P_{CAL} -Gehaltes während der 20 jährigen biologischen Bewirtschaftung messen, nicht hingegen bei den fünf anderen Feldern (hier blieb der P_{CAL} -Wert annähernd gleich bzw. zeigte geringe Zu- oder Abnahmen). Auf diesem einen Schlag erfolgte im Zeitraum von 1969 bis 1984 keine Kalkdüngung und der pH-Wert fiel in dieser Zeit kontinuierlich ab, was nach Literaturangaben (s. Tabelle 4) die Mobilisierung von P beeinträchtigt.

Auch BOSSHARD (1999, S. 64 f) konnte zwar in Übereinstimmung mit DIEZ et al. (1986, S. 986 f.), WEISS (1990, S. 114) sowie SCHULTE (1996, S. 84 f.) eine tendenzielle Abnahme der P_{DL} -Gehalte im Oberboden bei langjährig biologisch wirtschaftenden Betrieben feststellen, nicht jedoch bei den P_{H_2O} - und P_{CO_2} - Gehalten (fast alle untersuchten 99 Biobetriebe bewegten sich - mit wenigen Ausnahmen - bei diesen Extrakten in der Versorgungsklasse C und darüber).

GEHLEN (1987), der keine Unterschiede in den $P_{CAL/DL}$ -Gehalten zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Schlägen feststellen konnte, führt dies darauf zurück, daß im Biologischen Landbau, trotz teilweise negativer P-Bilanzen, die Mikroorganismen ausreichend große P-Mengen aus der organischen und mineralischen Substanz in eine pflanzenverfügbare Form überführen.

Daß die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Biologischen Landbau niedriger sind als im konventionellen, wird auch indirekt von den geringeren Gehalte an verfügbarem anorganischem P (isotopen-austauschbarer P) der Bio-Varianten im DOK-Vergleichsversuch in der Schweiz bestätigt (OEHL 1999, zit. in OBERSON et al. 2000). Der Autor führt dies auf die negativen P-Salden der beiden biologisch bewirtschafteten Verfahren zurück.

2.5.4.2 Kritik am P_{cal} -Wert aus Sicht des Biologischen Landbaus

Nach wie vor ist die Quantifizierung der P-Verfügbarkeit für die Pflanze durch heute angewandte chemische Untersuchungsmethoden nur bedingt realisierbar (WECHSUNG und PAGEL 1993). Trotz der verschiedenen und oft widersprüchlichen Ergebnisse, die zu diesem Thema publiziert wurden, und die sich oft aufgrund verschiedener Versuchsvoraussetzungen ergeben (IVANOV und SAUERBECK 1972), gibt es eine Reihe von Hinweisen dafür, daß die in routinemäßigen Bodenuntersuchungen angewandten Verfahren zur Bestimmung des leichtlöslichen Phosphors (CAL/DL) nicht die einzige pflanzenverfügbare P-Fraktion wiedergeben bzw. nur unzureichend den P-Versorgungsgrad insbesondere im Biologischen Landbau charakterisieren:

- Nach PAGEL (1987) ist ausgehend von einer Zusammenschau verschiedener (Dauer-)Versuche das gesamte diffusionsfähige anorganische Phosphat pflanzenverfügbar und auch das schwerlösliche Phosphat kann zu einem hohen Anteil von den Pflanzen aufgenommen werden, sofern eine wiederholte und häufige P-Verarmung der Bodenlösung eintritt. Der Gesamt-P-Gehalt kann aus der Sicht von PAGEL (1987) somit als P-Reserve des Bodens angesehen werden.
- Auch JUNGK et al. (1993) stellen fest, daß ein Teil der P-Reserven, der nicht von einer CAL- bzw. DL-Extraktion erfaßt wird, von Pflanzen aufgenommen werden können.
- Dies trifft nach BECK und SANCHEZ (1994) besonders für Bodenbewirtschaftungssysteme zu, die geringe bis gar keine P-Importe über Düngemittel aufweisen, und für die es, nach Meinung der Autoren, sinnvoller wäre, die weniger verfügbaren (organischen und anorganischen) P-Fraktionen zur Beurteilung der P-Versorgung heranzuziehen.
- CLAASEN (1994, S. 105) berichtet von einem vermutlich chemischen, z.Zt. nicht näher bekannten P-Mobilisierungsprozeß bei Zuckerrübe (die keine Symbiose mit Mykorrhiza eingeht), der insbesondere auf den nicht mit P gedüngten Parzellen wirksam ist und der für 75 % des dort aufgenommenen P verantwortlich war.
- Auf der Nullparzelle des DOK-Versuches in der Schweiz konnte eine Abnahme der NaOH-P_a-sowie der HCl-P_a-Fraktionen beobachtet werden, was darauf hindeutet, daß auch diese als schwerer verfügbar geltende Fraktionen zur Pflanzenernährung beitragen (OBERSON 1993).
- In einem von HEDLEY et al. (1982) untersuchten Boden, der seit 65 Jahren ohne P-Düngung bewirtschaftet wurde, nahm der P_t-Gehalt um 29 % ab, davon stammte ein Großteil (74 %) aus den Fraktionen P_{org} und Rest-P.
- In einem Gefäßversuch auf Sandboden konnte nachgewiesen werden, daß Buchweizen den P_{DL}-Gehalt um 90 mg senkte, jedoch insgesamt 278,8 mg P entzog, womit also fast 190 mg aus anderen P-Quellen mobilisiert wurden (EICHLER 1997). Auch bei Serradella und Ölrettich als Zwischenfrüchte wurden hohe P-Mengen aus dem Sandboden entzogen haben, ohne dabei den P_{DL}-Gehalt in entsprechendem Ausmaß zu verringern. Die P_{DL}-Gehalte waren auf niedrigem Niveau (EICHLER 1997).
- SHARPLEY (1985) weist auf die Notwendigkeit hin, *organischen Phosphor* (P_{org}) in Routine-Bodenanalysen verstärkt zu berücksichtigen, was mit der CAL/DL-Methode nicht möglich ist. Der Autor begründet dies mit der, besonders bei eingeschränkter P-Verfügbarkeit, wichtigen Rolle des organischen Phosphors als P-Quelle. So konnte der Autor eine enge Korrelation zwischen verfügbarem P und P_{org}-Gehalt in ungedüngten Böden feststellen. Auch nach TIESSEN et al. (1983) und GÖRLITZ (1985) wird die Bedeutung des P_{org} oft unterschätzt.
- NOLTE (1989, S. 104) zeigt für den biologisch-dynamische bewirtschafteten Boschheide Hof auf, daß der P_{CAL}-Gehalt mit dem P_{org} in der Krume nicht korreliert ist und im Unterboden mit sehr geringem Bestimmtheitsmaß.

- NOWACK (1990) fand auf 379 biologisch bewirtschafteten Flächen signifikante Korrelationen zwischen den Gehalten an C_t , N_t und P_t , was darauf hinweist, daß ein großer Teil des P_t aus organischer Bindung stammt.
- Untersuchungen von GAHOONIA und NIELSEN (1992) belegen, daß durch die spezifischen Bedingungen in der Rhizosphäre auch als stabil angesehene P-Formen (Residual-P) mobilisiert werden können.
- Im DOK-Versuch unterlag auch der chemisch sehr inerte Rest-P (nach Extraktion mit konz. HCl und anschließender Veraschung), der zu 70 % aus organisch gebundenem Phosphor besteht, beträchtlichen Schwankungen in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsweise und dem Probenahmezeitpunkt, so daß sich daraus ein möglicher Beitrag dieser P_{org} -Fraktion zur Pflanzenernährung ableiten läßt (OBERSON et al. 1993).
- RÖMHELD et al. (1998) betonen die Bedeutung des P_{org} im Ökologischen Landbau aufgrund der verstärkten Nutzung bodenbürtiger P-Fractionen bei dieser Bewirtschaftungsform. Der P_{org} wird jedoch mit der CAL/DL-Methode nicht erfaßt (NOLTE 1989, S. 104, OBERSON 1993). Die schlechte Voraussage über den tatsächlichen P-Versorgungsgrad ökologisch bewirtschafteter Standorte kann zu einem großen Teil auf die Unzulänglichkeit dieser Standardmethode zurückgeführt werden GERBER (1994 zit in RÖMHELD et al. 1998).
- Nach OBERSON (1993) sind schlußfolgernd aus den Ergebnissen des DOK-Versuches in der Schweiz chemische Routine-Bodentests, welche ausschließlich anorganischen P und lediglich eine Quantitätsgröße des verfügbaren P erfassen, zur Charakterisierung der P-Dynamik nicht ausreichend. Dies betrifft im besonderen Maße die biologisch bewirtschafteten Böden. Gerade auf diesen Böden kommt nach OBERSON (1993) dem P_{org} und den bodenbiologischen Prozessen eine wesentliche Bedeutung zu.
- EMMERLING und SCHRÖDER (1999) bestätigen letzteren Sachverhalt insofern als sie auf 40-60 Jahren biologisch bewirtschafteten Böden feststellten, daß die mikrobielle P-Speicherung (P_{mic}) als Maß für leicht umsetzbare organische P-Reserven und die alkalische Phosphataseaktivität, die die Mineralisation von P_{org} katalysiert, sich umgekehrt proportional zu den pflanzenverfügbaren P-Gehalten (CAL/DL) im Boden entwickelten. Wurden diese Böden mit steigenden Mengen an mineralischem P gedüngt, so nahmen u.a. die beiden genannten Bodenparameter aber auch die mikrobielle Biomasse kontinuierlich ab. P_{mic} betrug in der nicht mit P gedüngten Variante 77 kg in der P100-Variante 49 kg P/ha. Bei einer von EMMERLING und SCHRÖDER (1999) angenommenen Umsatzrate von 1,5 Jahren ergibt sich ein beachtlicher P-Fluß von 51 kg P/ha*a in den nicht mit P gedüngten Parzellen, auf einem 2. Standort waren es 23 kg P/ha*a.

Weiters ist zu berücksichtigen, daß CAL- bzw. DL-Werte einen *momentanen Zustand* der Bodenlösung wiedergeben, der aber, wie in Tabelle 4 beschrieben, sowohl *jahreszeitlichen*, als auch *kurzfristigen Witterungsschwankungen*, welche vor allem durch mikrobielle Auf- und Abbauprozesse bedingt sind, unterworfen ist (SCHELLER 1993a). Zudem sind

Fruchtfolgeeffekte - aufgrund unterschiedlicher P-Mobilisierungsleistungen der Hauptkulturen - denkbar, die sich auch auf die Zwischenfrüchte erstrecken dürften. So konnte EICHLER (1999) bei den Zwischenfrüchten Serradella und Phacelia eine deutliche Erhöhung des P-Gehaltes in der Bodenlösung über den Ausgangswert sowie hohe P-Mobilisierungsleistungen bei einigen weiteren Arten (auch aus schwer löslichem P) feststellen, woraus leichter verfügbarer P aus der Gründüngung der Folgefrucht zur Verfügung steht.

MUNK und REX (1990) weisen darauf hin, daß die P-Bodenuntersuchungswerte auf der gleichen Fläche von Jahr zu Jahr nicht konstant sind. Diese wie die Erträge erfordern eine mehrjährige Betrachtung.

Die *Mineralisation von P_{org}* , die in den biologisch bewirtschafteten Flächen höher als in den konventionellen ist (OBERSON et al. 2000), dürfte vielfach im Biologischen Landbau hinsichtlich der Nachlieferung von verfügbarem P eine größere Bedeutung haben, was weitere Unschärfen bei punktuellen chemischen Bodenanalysen zur Folge haben dürfte.

Da bis auf den P_t -Gehalt in naher Zukunft keine für den Biologischen Landbau geeignetere Routine-Bodenuntersuchungsmethode zur Verfügung stehen wird, die in der breiten Praxis Anwendung finden wird (andere Methoden sind gegenwärtig zu aufwendig bzw. zu teuer), sei an dieser Stelle die Literaturdiskussion wiedergegeben, welche $P_{CAL/DL}$ -Werte im Biologischen Landbau als Richtwerte gelten sollen:

- So findet sich im DLG-Merkblatt (DLG 1987, zit. in NOLTE 1989, S. 133) der Hinweis, daß für „tätige“ und gut strukturierte Böden, wie sie im Biologischen Landbau angestrebt werden, bereits geringere P_{CAL} -Gehalte zur Erzielung hoher Erträge ausreichend sind. Dabei wird auch verstärkt hinterfragt, welchen Nutzen höhere $P_{CAL/DL}$ -Gehalte generell im Ackerbau bringen.
- KÖSTER und SCHACHTSCHABEL (1983) konnten aus einer großen Zahl ausgewerteter P-Düngungsversuche feststellen, daß die durch P-Düngung erzielbaren Mehrerträge im $P_{CAL/DL}$ -Bereich zwischen 9 und 50 mg $P_2O_5/100$ g Boden im Mittel nur noch 1,9 % betragen. SCHULTE (1996, S. 19) zitiert eine großen Zahl weiterer in der Literatur dokumentierter Versuche nach denen eine P-Düngung keine Mehrerträge erzeugt, wenn der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt über 8-10 mg $P_2O_5/100$ g Boden liegt.
- Der Biologische Landbau orientiert sich allerdings nicht am Höchstertrag (vgl. z.B. NOLTE 1989, S. 17). Nach MUNK (1983 zit. in NOLTE 1989, S. 151) reicht ein „relativ träger“ aber mengenmäßig großer Bodenvorrat für ein niedrigeres Ertragsniveau (Getreideertrag: 40 dt/ha) aus.
- SCHULTE (1996) empfiehlt ein Anheben der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte auf biologisch bewirtschafteten Betrieben auf mindestens 8 mg $P_2O_5/100$ g Boden. SCHULTE (1996, S. 82 ff) gibt zu bedenken, daß durch den Abbau der P-Bodenvorräte und die damit einhergehende Abnahme der löslichen P-Gehalte (CAL/DL) bei langjährig biologisch wirtschaftenden Betrieben, die P-Versorgung nicht mehr ausreichend gewährleistet

werden kann. Daher ist nach diesem Denkansatz eine P-Ausgleichs- bzw. -Aufdüngung unerlässlich.

- Andererseits weist SCHELLER (1992, 1993a und 1997) darauf hin, daß durch die aktive Nährstoffmobilisierung der Pflanzen und Mikroorganismen, auch bei fehlender P-Zufuhr über Zukaufdünger (und daraus resultierenden geringen löslichen P-Gehalten im Boden), hohe P-Mengen mobilisiert und ausreichende Erträge erreicht werden können, was insbesondere unter Bedingungen des Biologischen Landbaus der Fall ist. (s. auch Kapitel 2.5.4.3). Lediglich für die Jugendentwicklung der Pflanzen gibt SCHELLER (1993a, S. 28) 8-10 mg P_2O_5 CAL/DL /100 g Boden als Mindestreserven an.
- Der Literaturüberblick zeigt (insbesondere in Tabelle 4 und Tabelle 7), daß zahlreiche Mechanismen von Pflanzen und Mikroorganismen im Hinblick auf die aktive Nährstoffmobilisierung besonders/nur bei geringeren löslichen P-Gehalten wirksam werden. Da z. B. die Infektion mit VA-Mykorrhiza bei hohen P_{CAL} -Gehalten ausbleibt, stellt SAUERBECK (1990) die Überlegung an, ob nicht eine kritische Überprüfung der für fruchtbare Böden als erstrebenswert anzusehenden Phosphat-Versorgungsniveaus, insbesondere im Biologischen Landbau, aber auch in der konventionellen Landwirtschaft nötig wäre.

Aus der Literatur sind allgemein gültige " $P_{CAL/DL}$ -Schwellenwerte" für den Biologischen Landbau somit schwer abzuleiten, da Faktoren wie Bodentyp bzw. -art, Kulturpflanzenart, Wurzelentwicklung, N-Ernährung der Pflanzen, Mykorrhizierung oder Witterung ebenfalls eine entscheidende Rolle spielen (s. Tabelle 4).

Selbst mit Blick vornehmlich auf den konventionellen Landbau resümieren KÖPKE und WERNER (1994, S. 213), daß standortspezifische Einflußfaktoren einheitliche überregionale Düngungsempfehlungen in Frage stellen, was aus Sicht der Autoren künftig immer mehr zu einer „Individualisierung der Düngeempfehlungen, unabhängig von bestehenden Versorgungsklassen“, führen wird.

Noch verstärkt werden diese standortspezifischen Unsicherheitsfaktoren zur Bewertung der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im (biologisch und konventionell bewirtschafteten) Dauergrünland. Auch für den konventionellen Landbau resümieren

Die Bodenanalyse nach dem System Dr. Balzer (BALZER und BALZER-GRAF 1984) wird als Alternative zur $P_{CAL/DL}$ -Analyse im Biologischen Landbau empfohlen. Sie enthält drei P-Bestimmungsmethoden: Extraktion mit Essigsäure (Na-Acetatlösung), Milchsäure (Doppellaktat) und Zitronensäure. Damit kann eine etwas verbesserte Charakteristik und Prognose hinsichtlich der P-Versorgung biologisch bewirtschafteter Böden erzielt werden (es erfolgen zudem 4 Bestimmungen zum Humus, daneben werden pH und weitere Nährstoffgehalte bestimmt). Jedoch werden P-Mobilisierungsprozesse aus schwerer verfügbaren P-Fractionen, die im Biologischen Landbau insbesondere aus dem P_{org} eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung haben, in diesem Untersuchungskonzept ebenso nicht berücksichtigt wie der P_f -Gehalt als P-Reserve und -Puffer.

Problem der Aussagekraft der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Dauergrünland

SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S 247) verweisen auf die erhebliche Bedeutung der P-Mineralisation und P-Immobilisierung (Umsatz von P_{org}) besonders bei Grasland. TIESSEN et al. (1983) betonen ebenso die Bedeutung des P_{org} für die P-Versorgung im Grünland. Der P_{org} wird wie erwähnt mit der CAL/DL-Methode jedoch nicht erfaßt.

In der Tiroler Bodenzustandsinventur (s. Kapitel 5.1.3) wurden bei 65 % der Grünlandflächen sehr niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte (Versorgungsstufe A) festgestellt (bei den Almen betrifft es sogar 84 % der Fläche), was im Widerspruch zu den anhaltend hohen Ertrags- und Milchleistungen steht. So stellt das AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989, S. 50) bei der Diskussion der niedrigen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der BZI eine zufriedenstellende P-Versorgung der Pflanzen im Untersuchungsgebiet fest. Dies wird auch darauf zurückgeführt, daß der organisch gebundene P in den humusreichen Böden des Grünlandes ebenfalls wesentlich zur P-Nachlieferung beiträgt, jedoch mit der CAL/DL-Methode nicht erfaßt wird (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, S. 66-67). P-Unterversorgung wird im Bestand der Vegetation im Grünland in Tirol kaum festgestellt (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, S. 67).

ELSÄSSER et al. (1998) stellen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte fest, die nach 12 Jahren Wiesennutzung in allen Varianten (auch der mineralisch gedüngten) *auf (sehr) niedrigem Niveau* liegen (3-7 mg $P_2O_5/100$ g Boden, Ausnahme Mistkompost-Düngung: 9 mg im Jahr 1985 bzw. 11 mg im Jahr 1994). Dennoch werden aber hohe TM-Erträge erzielt, die - im Falle der mineralischen P-Düngung - im Mittel der 12 Versuchsjahre die Mistkompost-Variante sogar signifikant übertreffen ($P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der mineralischen NPK-Variante im Jahr 1985 4 mg und im Jahr 1994 6 mg $P_2O_5/100$ g).

2.5.4.3 Bodenbiologische Parameter der P-Mobilisierung im Biologischen und konventionellen Landbau

Der Biologische Landbau mißt u.a. der Humuswirtschaft und der Bodenbelebung große Bedeutung bei (KÖPKE 1990, HERRMANN und PLAKOLM 1991). Inwieweit die Erhöhung der bodenbiologischen Aktivität und der Wurzeloberfläche sowie des Mykorrhizierungsgrades in diesem Landnutzungssystem gelingt, wird im folgenden aus der Literatur dargestellt.

a) Mykorrhizierungsgrad

Daß die Bewirtschaftungsmaßnahmen des Biologischen Landbaus eine Erhöhung des Mykorrhiza-Besatzes zur Folge haben, belegen Vergleichsversuche zwischen

konventioneller und biologischer Bewirtschaftungsweise (STEFFAN 1985, VAN DER WERFF und BUYS 1990, WERNER et al. 1990, SATTELMACHER et al. 1991, DOUDS et al. 1992, RYAN et al. 1994, MÄDER et al. 2000a).

- OUDSDOORN (1984, zit. in VAN DER WERFF und BUYS 1990) ermittelt eine VAM-Infektion auf konventionell und integriert wirtschaftenden Betrieben von 9,5 bzw. 9,8 %, auf biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betrieben von 46 %. Die VAM-Wurzellänge beträgt dementsprechend auf konventionellen und integrierten Betrieben 16 bzw. 22 m/Halm, auf den biologisch dynamischen hingegen 149 m/Halm.
- SATTELMACHER et al. (1991) konnten auf einem konventionell bewirtschafteten Betrieb 11 % VAM-infizierte Wurzeln messen, auf dem biologisch-dynamischen Betrieb dagegen 77 %. Die infizierte Wurzellänge lag beim konventionellen Betrieb bei 0,34 cm/cm³ beim biologisch-dynamischen bei 4,68 cm/cm³.
- RYAN et al. (1994) finden auf dem biologisch bewirtschafteten Betrieb eine 2 bis 3 mal höhere Kolonisation mit VA-Mykorrhiza als auf dem konventionellen Vergleichsbetrieb
- MÄDER et al. (2000a) ermittelten im DOK-Versuch in der Schweiz eine um rund 30-40 % stärkere Mykorrhizierung der Kulturpflanzen in den biologisch bewirtschafteten Böden im Vergleich zu den konventionellen Parzellen.

STÖPPLER et al. (1990) weisen darauf hin, daß - besonders in Agrosystemen mit geringem externen P-Input wie im Biologischen Landbau - die VA-Mykorrhiza die P-Aufnahme wegen der geringen Konzentration an leicht pflanzenverfügbarem P erheblich steigern.

b) Bodenbiologische Aktivität

Neben den verschiedenen direkten Wegen der aktiven Nährstoffmobilisierung durch die Pflanze spielen Mikroorganismen eine weitere zentrale Rolle für die P-Mobilisierung (s. Tabelle 4). Daß im Biologischen Landbau vielfach eine höhere bodenbiologische Aktivität vorliegt, wurde vielfach bereits nachgewiesen (z.B. DIEZ et al. 1986, FOISSNER et al. 1986, FOISSNER 1987, GEHLEN 1987, MAIDL et al. 1988, DIEZ et al. 1991, MÄDER et al. 1995). Dies ist u.a. auf die organische Düngung (z.B. besonders gut verrotteter Stallmist verbessert die P-Verfügbarkeit, BEER et al. 1990) zurückzuführen.

Dabei ist das Enzym *Phosphatase* von besonderer Bedeutung, da es neben den Pflanzenwurzeln auch von Mikroorganismen zur Verfügbarmachung des P_{org.} produziert wird. Nach TARAFDAR und CLAASEN (1988) sowie SEELING (1992) trägt das durch Phosphatasen hydrolysierte Phosphat erheblich zur Pflanzenernährung bei (s. Tabelle 4).

- Auch GEHLEN und SCHRÖDER (1986) stellen beim Vergleich von je 16 konventionell und biologisch bewirtschafteten Flächen im Mittel von 4 Untersuchungsterminen auf den biologisch bewirtschafteten Varianten höhere alkalische Phosphataseaktivitäten fest.
- OBERSON (1993) stellt auf den biologisch-dynamisch und den organisch-biologisch bewirtschafteten Parzellen des DOK-Versuches deutlich höhere Phosphataseaktivitäten fest, als auf den konventionell bewirtschafteten Parzellen. Dies betrifft sowohl saure als

auch alkalische Phosphatase und kann u.a. auf die höheren Humusgehalte und die fehlenden Pestizideinsätze auf diesen Parzellen zurückgeführt werden.

- FRIEDEL et al. (1999) ermitteln eine deutlich höhere Aktivität der alkalischen Phosphatase bei langjähriger (41 Jahre) biologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu Umstellungsflächen und kurz (9 Jahre) biologisch bewirtschafteten Schlägen.

c) Wurzelphosphatasen

HELAL und DRESSLER (1989) weisen auf deutliche Auswirkungen der direkt von den Pflanzenwurzeln abgegebenen Phosphatasen auf die P-effizienz von Pflanzen hin - besonders bei geringeren Gehalten an löslichem P, wie dies im Biologischen Landbau der Fall sein kann (s. Kapitel 2.5.4.1).

Vergleichsuntersuchungen zwischen konventionell und biologisch bewirtschafteten Flächen unterstreichen die Bedeutung der Wurzelphosphatasen im Biologischen Landbau (SCHLINKERT 1992, OBERSON 1993, SCHULTE 1996).

So können OBERSON et al. (2000) aufgrund der, im Vergleich zum konventionellen Landbau höheren bodenbiologischen Aktivität in den beiden biologischen Anbausystemen des DOK-Vergleichsversuches u.a. eine erhöhte Nachlieferung von verfügbarem anorganischem P aus dem organisch gebundenen P nachweisen.

Der aktuelle Wissenstand belegt ein beachtliches P-Mobilisierungspotential bei unterlassener bzw. geringer Zufuhr mineralischer P-Düngung und besonders im Biologischen Landbau. Untersuchungen zur P-Mobilisierung bei langjährig unterlassener P-Düngung unter Standortbedingungen Österreichs sind bislang noch nicht ausgewertet. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Auswertung dreier P-Dauerdüngungsversuche unter Bedingungen des konventionellen Landbaus in Österreich soll diese Wissenslücke schließen helfen.

3 Ziele und Arbeitshypothesen

3.1 Ziele der Arbeit

In dieser Arbeit sollen Ausgangspunkte für die Bewertung einer großflächigen Umstellung ausgewählter Bundesländer Österreichs auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushaltes erarbeitet werden. Dabei stehen folgende **drei**, bereits in Kapitel 1 erwähnte, **Forschungsfragen** im Mittelpunkt

- Wie hoch sind die P-Vorräte in den Böden der ausgewählten Bundesländer ?
- Werden die P-Bodenvorräte bei Umstellung auf Biologischen Landbau reduziert, wenn ja bei welchen Betriebstypen und in welchem Ausmaß ?
- In welchem Ausmaß stehen die P-Vorräte in den Böden überhaupt der Pflanze zur Verfügung ?

Daraus resultieren die **drei Kernziele**:

3.1.1 Regionsspezifische Charakterisierung der Phosphor-Bodenvorräte in den landwirtschaftlich genutzten Böden in Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol

Ein Ziel dieser Arbeit ist die regionale Analyse und geographische Zuordnung der P-Vorräte (P_t -Gehalte) in den landwirtschaftlich genutzten Böden der betrachteten vier Bundesländer – als erster Baustein für eine regionsspezifische Abschätzung der P-Versorgung im Falle einer großflächigen Umstellung auf Biologischen Landbau. Dabei sollen auch Beziehungen zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalten sowie zu weiteren Bodenparametern und geologischen bzw. geochemischen Daten untersucht werden. Mit Hilfe eines zu erarbeitenden P_t -Schätzmodells, das wesentliche, durch Routineanalytik erfaßbare Einflußparameter des P_t -Gehaltes berücksichtigen soll, soll zudem die Ausgangsbasis für eine betriebsspezifische Schätzung der P-Bodenvorräte geschaffen werden.

3.1.2 Berechnung von Phosphor-Hoftorbilanzen von unterschiedlichen Betriebsformen im Biologischen Landbau

Die Berechnung von P-Hoftorbilanzen soll für ein weites Spektrum an unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen im Biologischen Landbau durchgeführt werden, um eine Bandbreite von P-Bilanz-Salden in Abhängigkeit von Nutzungsform bzw. Betriebstyp und Standort darstellen zu können. Mit Hilfe dieser gesamtbetrieblichen P-Bilanzen soll das Ausmaß einer möglichen jährlichen *Zehrung/Mehrung der P-Bodenvorräte* durch Biologischen Landbau standort- bzw. betriebstypenspezifisch abgeschätzt werden können - als Grundlage für eine künftige regional differenzierte Umstellungsanalyse.

Die *Erosion* als - neben den Verkaufsprodukten - weiterer P-Austragspfad wird über die Hoftorbilanzierung nicht erfaßt. Diese soll im Hinblick auf die Veränderung durch

Biologischen Landbau ergänzend qualitativ betrachtet werden. Zudem sollen Ergebnisse aus Ziel 3.1.1 in Beziehung zu erosionsgefährdeten Standorten in den betrachteten Bundesländern gesetzt werden.

3.1.3 Abschätzung des langfristigen P-Mobilisierungspotentials im Biologischen Landbau mit Hilfe der Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche im konventionellen Landbau in Niederösterreich

Die langfristige Wirkung einer unterlassenen P-Düngung im konventionellen Landbau auf den P-Status des Bodens, die Erträge und die P-Bilanzen soll für drei bodenkundlich und klimatisch sehr verschiedene Standorte in Österreich quantifiziert werden. Auf diese Weise soll aufbauend auf dem aktuellen Wissensstand ein Österreich-bezogener Beitrag zur Klärung der Frage geleistet werden, welche langfristigen Folgen eine unterlassene P-Düngung bzw. ein geringer Gehalt an leicht verfügbarem P im Boden auf die Erträge im (konventionellen) Ackerbau haben.

Ziel der hierfür ausgewerteten drei P-Dauerversuche im konventionellen Landbau war und ist u.a. die Prüfung unterschiedlicher P-Düngerformen und -mengen auf drei bodenkundlich und klimatisch verschiedenen Standorten.

Auf die Frage der Übertragbarkeit der Ergebnisse der drei P- Dauerversuche auf den Biologischen Landbau, insbesondere im Hinblick auf das langfristige P-Mobilisierungspotential soll in der Diskussion eingegangen werden. Dabei werden auch die Betriebstypen der Untersuchungsregionen über deren P-Bilanzen und P-Flüsse ansatzweise einbezogen.

Im Rahmen der Diskussion der Ergebnisse zu Ziel 3.1.1 bis 3.1.3 und den darauf aufbauenden Schlußfolgerungen soll eine **Synthese zu folgenden Themen** erfolgen:

- (c) Erste Ausgangspunkte einer Bewertung einer flächendeckenden Umstellung der Untersuchungsregionen auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushaltes bzw. der P-Versorgung. Dies ist auf folgende Themen konzentriert:
 - III. Prognose der Entwicklung der P-Bodenvorräte in Abhängigkeit vom Standort u. Betriebstyp
 - IV. Anhaltspunkte für eine auch langfristig ausreichende P-Versorgung und diesbezügliche Strategien in Abhängigkeit vom Standort u. Betriebstyp
- (d) Kritische Bewertung der aktuellen P-Düngungspraxis im Biologischen Landbau

3.2 Arbeitshypothesen

Im Zusammenhang mit den drei Forschungsfragen und den drei Kernzielen sowie einer darauf aufbauenden Synthese wird von folgenden übergeordneten Arbeitshypothesen ausgegangen:

Zu Ziel 3.1.1

Arbeitshypothese 1

Die P-Bodenvorräte in den betrachteten Bundesländern (Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol) sind im Vergleich zu anderen Regionen Mitteleuropas hoch, sodaß ein langfristig wirksamer Puffer in der P-Versorgung im Biologischen Landbau vorliegt. Die P_T -Gehalte weisen jedoch eine starke räumliche Heterogenität in Abhängigkeit von Geologie und Nutzung auf, was eine kleinräumig differenzierte Betrachtung erfordert.

Zu Ziel 3.1.2

Arbeitshypothese 2

Die P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe in den betrachteten Regionen sind ausgeglichen bis leicht defizitär, sodaß eine Reduktion der P-Bodenvorräte aufgrund des Produktverkaufs auch langfristig nur in relativ geringem Maße erfolgt, auch wenn gänzlich auf P-Mineraldüngerzukauf verzichtet wird.

Zu Ziel 3.1.3

Arbeitshypothese 3

Langfristiger Verzicht auf mineralische P-Düngung wird durch verstärkte anhaltend hohe P-Mobilisierungsleistungen des Systems Pflanze-Boden kompensiert, auch wenn trotz hoher P-Entzüge im Ackerbau keinerlei P-Input über zugekaufte Dünger und Ernterückstände erfolgt und somit stark negative P-Bilanzen vorliegen.

Zur Synthese

Arbeitshypothese 4

Ertragseinbußen im Biologischen Landbau infolge P-Mangel sind auch über mehrere Jahrzehnte in den betrachteten Bundesländern in der Regel nicht zu erwarten, da neben ausgeglichenen oder nur leicht negativen P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe und hohen P-Bodenvorräten auf vielen Standorten auch eine anhaltend hohe P-Verfügbarkeit gegeben ist.

Arbeitshypothese 5

Die gegenwärtig nicht selten anzutreffende P-Düngungspraxis im Biologischen Landbau, aufgrund einer geringen $P_{CAL/DL}$ -Gehaltseinstufung der Böden eine Rohphosphatdüngung vorzunehmen, ist meist nicht sinnvoll, da die Düngung mit Rohphosphat nur auf Ausnahmestandorten eine Ertragswirksamkeit zeigt und der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Biologischen Landbau nur sehr eingeschränkt die P-Verfügbarkeit widerspiegelt.

Arbeitshypothese 6

Die Umstellung auf Biologischen Landbau hat eine Schonung der natürlichen Ressourcen aufgrund eines - im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft - geringeren P-Mineraldüngerverbrauches und einer niedrigeren P-Eutrophierung der Fließgewässer zur Folge.

4 Material und Methode

Dieses Kapitel gliedert sich entsprechend der drei Kernziele bzw. Arbeitsteile in die drei Bereiche:

- *P-Bodenvorräte in den ausgewählten Bundesländern (Kapitel 4.1)*
- *P-Hoftorbilanzierungen ausgewählter Biobetriebe (Kap 4.2)*
- *Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche (Kapitel 4.3)*

4.1 P-Bodenvorräte: Statistische und geostatistische Auswertung von Bodenzustandsinventuren (BZI) und geochemischen Daten der Bundesländer Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol

4.1.1 Auswahl des Untersuchungsgebietes

Daten zu den P-Vorräten in landwirtschaftlich genutzten Böden, die digital mit geographischer Zuordnung vorliegen, waren für diese Arbeit eine wichtige Voraussetzung und somit ein wesentliches Auswahlkriterium für die zu untersuchenden Regionen.

Weitere Kriterien im Zusammenhang mit den Zielstellungen der Arbeit bei der Auswahl der Bundesländer waren:

- Vorkommen der wichtigsten Betriebstypen des Biologischen Landbaus in Österreich
- Gute klimatische und standörtliche Repräsentativität der ausgewählten Länder für Österreich
- Übertragbarkeit von Ergebnissen von drei ackerbaulichen P-Dauerdüngungsversuchen in Niederösterreich auf die ackerbaulich genutzten Böden in den ausgewählten Ländern

Diese Kriterien werden in den betreffenden Kapiteln [4.2](#) und [4.3](#) näher erläutert.

Für Niederösterreich (NÖ), Burgenland (Bglld), Salzburg (Slbg) und Tirol (T) galten die erwähnten Bedingungen ganz oder jedenfalls soweit, daß die Zielstellungen der Arbeit (s. Kapitel 3) erfüllt werden konnten. Der Arbeitsaufwand war schließlich die limitierende Größe für die Anzahl der ausgewählten Länder. Neben den untersuchten vier Bundesländern wären für zwei weitere einige der erwähnten Kriterien ebenso erfüllt gewesen.

So u.a. für Oberösterreich (OÖ): Die P-Hoftorbilanzierungen wurden in NÖ und OÖ durchgeführt (s. Kapitel 4.2.3), jedoch lagen in OÖ keine großflächigen Daten zu den P-Vorräten der landwirtschaftlich genutzten Böden vor.

4.1.2 Bodenkundliche Datengrundlage

Um großflächig Informationen zu den P-Vorräten (= P_t -Gehalt) in den *landwirtschaftlich genutzten Böden* der Länder NÖ, Bgld, Slbg und Tirol zu bekommen, wurde räumlich bezogenes Datenmaterial der Bodenzustandsinventuren der betreffenden Bundesländer ausgewertet.

Das Datenmaterial der BZI der vier betrachteten Länder wurde bereits zusammenfassend jeweils von den einzelnen Landesbehörden publiziert: AMT DER NIEDERÖSTERR. LANDESREGIERUNG und BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT (1994), AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993), AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989 und 1996).

Die für diese Auswertung erforderlichen Daten der BZI wurden von den zuständigen Landesbehörden dankenswerterweise im gewünschten Umfang (s. unten) zur Verfügung gestellt.

Da in der Regel die Messung des P_t -Gehaltes nicht im Rahmen der Routineanalytik der landwirtschaftlichen Beratungsstellen durchgeführt wird, stand bzw. steht weiteres Datenmaterial zu P-Bodenvorräten dieser Länder nur in Ausnahmefällen auf kleinen Flächen in einzelnen Regionen zur Verfügung. Diese Daten wurden aus Gründen eines zu großen Aufwandes (Recherche und Eingabe der Daten mit Koordinaten in ein Geoinformationssystem) nicht berücksichtigt²⁰.

Die Bodenzustandsinventuren (BZI) Österreichs greifen in fast allen Ländern auf eine annähernd gleiche Untersuchungsmethodik zurück (BLUM et al. 1996): In einem Raster von 4x4 km werden Bodenproben (jedenfalls in 0-20 cm Bodentiefe, teilweise auch in unterschiedlicher Horizontierung bis 70 cm) vor allem aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen entnommen. An ausgewählten "Verdichtungspunkten" (u.a. in der Nähe von Schwermetallemittenten) wird das Probenahmeraster auf 2 x 2 km verengt.

Alle Proben wurden im Rahmen der Durchführung der BZI hinsichtlich einer Reihe bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter untersucht. Für die vorliegende Arbeit waren neben dem P_t -Gehalt, dem Bodentyp und der Bodenart vor allem folgende Bodenparameter der Proben (bzw. Beschreibungen an den Probenahmepunkten) der jeweiligen BZI bedeutsam:

²⁰ Schlagbezogene P_t -Daten von 100 ha ackerbaulich genutzten, konventionell bewirtschafteten Flächen im Mostviertel (NÖ; Daten der Firma WPA-Wenzel-Pollak-Alge) wurden hinsichtlich eines möglichen Zusammenhanges zwischen P_t -Gehalt und der Boden- bzw. Ackerzahl (aus der Bodenschätzung) geprüft. Hierfür wurden die bodenchemischen Daten sowie die Boden- bzw. Ackerzahl an den betreffenden Beprobungspunkten (aus den Karten der Finanzämter im Auftrag dieser Arbeit erhoben) von der WPA zur Verfügung gestellt. Der Zusammenhang wurde mittels einer einfachen linearen Regressions- und Korrelationsanalyse geprüft.

- $P_{\text{CAL/DL}}$
- $P_{\text{H}_2\text{O}}$ (nur BZI NÖ/Bgld)
- $K_{\text{CAL/DL}}$
- C_{org}
- N_t
- pH - Wert
- Tongehalt
- Textur
- Profilbeschreibung
- K_t (in Tirol)

Diese Daten, die in NÖ und Burgenland für 0-20 cm, in Salzburg und Tirol in mehreren Tiefenstufen bis 70 cm Bodentiefe vorlagen, dienten einerseits als wesentliche bodenkundliche Grundinformation andererseits auch als Basis zur Erstellung eines Schätzmodells (lineares Regressionsmodell) für den P_t -Gehalt.

Ergänzend werden begleitende, die P-Dynamik erklärende BZI-Daten ausgewertet bzw. hinsichtlich des Einflusses auf P_t - und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte geprüft:

- Landwirtschaftliche Nutzung (extensives/intensives) Grünland oder Acker
- Geländeform (basierend auf der Geländeaufnahme an den BZI-Punkten; nach der Methodik von BLUM et al. 1996).
- Hangneigung (Angabe in %)
- Exposition und Seehöhe
- Hydrologische Verhältnisse, Wasserhaushalt

Die P_t -Gehalte wurden im ersten Analyseschritt der BZI NÖ und Bgld im Jahr 1993/94 nicht gemessen. Die P_t -Gehalte wurden im Jahr 1998 vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien im Königswasserextrakt nach ÖNORM L 1085 aus den Rückstellproben nachgemessen und sind bereits in deskriptiver Form publiziert (DANNEBERG 1998).

Es wurden bei den BZI's aller vier Länder nur die Punkte mit landwirtschaftlicher Nutzung ausgewählt. Tabelle 9 gibt einen Überblick über die Anzahl der Beprobungspunkte der BZI in den betrachteten Bundesländern differenziert nach Nutzungsform.

Tabelle 9: Anzahl der Beprobungspunkte der BZI's der betrachteten vier Bundesländer in Abhängigkeit von der Nutzungsform

Bundesland	Untersuchungs-jahr	BZI-Punkte-Gesamtzahl = N	Intensives Grünland/ Grünland	Extensives Grünland/ Almnutzung ²¹	Acker
NÖ/Bgld	1991-93	N=1.598)	303 („Grünland“-Punkte)		1.295
Salzburg	1988-91	N=271 ²²	128	131	12
Tirol	1988	N=387	138	202	47 Wechselland: 33 Punkte Acker: 14 Punkte

Die BZI-Tirol wurde 1988 durchgeführt und 1993/94 ein zweites Mal bei ausgewählten Punkten (25 % der BZI-Punkte mit landwirtschaftlicher Nutzung) wiederholt (s. AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1996). In dieser Arbeit werden - bis auf einen vergleichenden Exkurs im Anhang - die Daten der BZI aus dem Jahr 1988 herangezogen.

4.1.3 $P_{\text{CAL/DL}}$ -Analyse der Rückstellproben der BZI Salzburg und Erhebung der Grünland- und Grünlandgrundzahl an den BZI-Punkten der BZI Salzburg

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Rückstellproben der BZI Salzburg (eingeschränkt - aus Gründen des Arbeitsaufwandes - auf die Standorte mit intensiver Grünlandnutzung) - in Kooperation mit dem Fachgebiet Ökologischer Landbau der Universität-GHK Witzenhausen - auf den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt analysiert, da im ersten Analyseschritt der BZI Salzburg im Jahr 1993 nur die P_t -Werte gemessen wurden.

Dabei wurde entsprechend BMLF (1999b) für Punkte mit einem pH-Wert < 6 die DL-Extraktion, bei pH-Wert ≥ 6 die CAL-Extraktion nach ÖNORM L1087 bzw. L1088 gemessen.

Zudem wurde vom Autor in Zusammenarbeit mit der Finanzlandesdirektion Salzburg (D.I. LÜFTENEGGER) die Grünland- und die Grünlandgrundzahl an den BZI-Punkten der intensiven Grünlandnutzung (134 Punkte) aus den Katasterplänen festgestellt. Dies wurde durchgeführt, um zu prüfen ob die Bodenschätzung einen einfachen, aussagekräftigen Parameter zur Schätzung des P_t -Gehaltes liefern kann.

²¹ Die Kategorie „Alm“ bzw. „Grünland“ der BZI Tirol kann mit dem „extensiven Grünland“ bzw. „intensiven Grünland“ der BZI Salzburg in etwa gleichgesetzt werden (vgl. AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993)

²² Aus dem Datensatz wurden 14 BZI-Punkte entfernt: (u.a. Punkte ohne P_t -Gehaltsangabe, Kunstböden). Die ursprüngliche Punkteanzahl beträgt: **285** Bodenprofil-Punkte unter landw. Nutzung, davon: extensives Grünland: 137 Punkte, intensives Grünland: 134 Punkte, Acker: 14 Punkte

Mit diesen analytischen und kartographischen Nacharbeiten wurde auch die Grundlage für die Erstellung und Prüfung eines P_t -Schätzmodelles geschaffen, das zunächst für die BZI Salzburg erstellt und mit mehrfachen Modifikationen auch für die BZI Tirol und NÖ/Bgld. angewandt wurde (Entwicklung der Modelle s. u.a. Kapitel 5.1.1.5). Da von allen betrachteten Bundesländern P_t -Gehalte vorlagen konnte das P_t -Schätzmodell an den tatsächlichen Werten entwickelt und geprüft werden.

4.1.4 Geologische Datengrundlage – P_t -Gehalte im Ausgangsgestein

Angaben zur Geologie sowie Daten zu P_t -Gehalten im Ausgangsgestein liegen für die betrachteten Bundesländer in unterschiedlicher Weise vor (zum Teil in einer höheren räumlichen Auflösung wie die bodenkundlichen Daten der BZI). So standen neben der geologischen Beschreibung aus der BZI geochemische Daten zur Verfügung:

- aus dem geochemischen Atlas (Thalmann et al. 1989)
- aus weiteren Untersuchungen von Bachsedimenten und Gesteinsgeochemieprojekten in ausgewählten Regionen Österreichs.

Eine gezielte Auswertung u.a. der P_t -Gehalte aus den geochemischen Daten wurde vor dem Hintergrund der Fragestellungen dieser Arbeit beauftragt (PIRKL 1998):

Dabei wurden P_t -Daten aus Bachsedimenten (Kornfraktion 180μ) herangezogen, die in dem BZI-Raster von 4×4 km mittels Kriging flächeninterpoliert wurden, um ein kompatibles Bild zur Auswertung der BZI zu erzeugen. Die 180μ -Fraktion des aktiven Bachsedimentes repräsentiert den schluffig-feinsandigen Anteil und gibt (im Gegensatz zur 40μ -Fraktion) überwiegend den geogenen Hintergrund wieder, aber auch technogener Eintrag als Partikel wird mit nachgewiesen (PIRKL 1998).

Die geochemischen P_t -Daten für NÖ und Bgld. wurden (nach Prüfung des räumlichen Zusammenhanges mittels Variogramme) mit den P_t -Gehalten der BZI NÖ/Bgld. über GIS verschnitten (verglichen). In Salzburg und Tirol fehlten zum Teil für größere Gebiete die geochemischen Daten, teilweise war kein ausreichender räumlicher Zusammenhang erkennbar, sodaß in diesen beiden Ländern auf diesen Verknüpfungsschritt verzichtet wurde.

4.1.5 Statistische Auswertung

Die Daten der BZI sowie die geochemischen Daten der vier betrachteten Bundesländer wurden statistisch verrechnet (mit den Programmen SPSS und EXCEL) und mit Hilfe von GIS (Programme MAP INFO und IDRISY) mit räumlichen Daten verknüpft.

Folgende Verfahren wurden angewandt:

- Deskriptive Statistik (Häufigkeitsverteilungen, Berechnung von Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, 1. und 3. Quartil, Klassenbildungen etc.) Die deskriptive Statistik der Phosphor-Daten erfolgte getrennt nach Nutzungsart (z.B.

Grünland, Alm, Wechselland, Acker) und Tiefenstufe. Bei der deskriptiven Auswertung wurden keine Punkte eliminiert.

- Spearman-Rangkorrelation zwischen:
 - P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalten
 - P_t bzw. $P_{CAL/DL}$ -Gehalt und weiteren bodenchemischen, -physikalischen sowie geologischen Parametern

Da vielfach bei allen untersuchten Variablen keine Normalverteilung vorlag, wurde dieses nichtparametrische Verfahren angewandt.

- Lineare Regressionsmodelle, die für die Abschätzung des P_t -Gehaltes im Boden sowie für die Analyse signifikanter Einflußgrößen auf den P_t -Gehalt herangezogen wurden

- Interpolation nach KRIGING:

Bei der Darstellung der räumlichen Verteilung wurden P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der BZI unter Verwendung des räumlichen Interpolationsverfahrens *KRIGING* interpoliert, wenn ein befriedigender räumlicher Zusammenhang (mit Variogrammen getestet) vorlag. Unter der Voraussetzung, daß der räumliche Zusammenhang der untersuchten Bodenparameter durch Variogramme gut beschrieben wird, liefert Kriging als einziges Interpolationsverfahren aus statistischer Sicht optimale Ergebnisse (d.h. die interpolierten Werte zeigen Erwartungstreue und Minimumvarianz).

- räumliche Klassifikation der Lithologiedaten der BZI NÖ/Bgld. über die Erzeugung von THIESSEN-Polygonen: Dabei werden mosaikartige Polygone (Thiessen-Polygone) erzeugt, wobei jedes Polygon nur einen BZI-Punkt enthält. Alle Flächenbereiche innerhalb eines Polygons liegen näher zu seinem BZI-Punkt als zu einem BZI-Punkt außerhalb.

4.2 P-Hoftorbilanzierungen ausgewählter Biobetriebe

Die Methode der Hoftorbilanzierung ist eine einfache, praktikable Methode zur Nährstoffbilanzierung, die auch für eine größere Anzahl an Betrieben in bewältigbarem Arbeitsaufwand angewandt werden kann (s. Kapitel 2.4.2). Für den Nährstoff Phosphor hat diese Methode zudem eine relativ hohe Aussagekraft im Hinblick auf die Geschlossenheit des P-Kreislaufes, da die - mit der Hoftorbilanz nicht erfaßbaren - innerbetrieblichen P-Verluste und -einträge in Relation zu den gesamten P-Flüssen im Betrieb häufig gering sind (s. Kapitel 2.4.2). Diese Methode wurde daher gewählt, um die Veränderung der P-Vorräte im Boden bei einer Umstellung auf Biologischen Landbau für ein breites Spektrum an Betrieben und Regionen abschätzen zu können.

Bei den Hoftorbilanzen wird die *Erosion*, die in einzelnen Gebieten ein nicht ungewichtiger, weiterer P-Austragspfad darstellt, nicht erfaßt. Auf diese soll zum einen im Hinblick auf die Veränderung bei einer Umstellung auf Biologischen Landbau qualitativ über einen kurzen Literaturdiskurs eingegangen werden. Zum anderen sollen - auf der quantitativen Ebene -

Ergebnisse aus der regionsspezifischen Analyse der P-Vorräte in Beziehung zu erosionsgefährdeten Standorten in den betrachteten Bundesländern gesetzt werden.

Im Rahmen des in 2.1.3 dargestellten Zieles nach Ermittlung von Phosphor-Hoftorbilanzen für die wichtigsten Betriebstypen in Österreich wurden 26 Biobetriebe in Niederösterreich und Oberösterreich für den Bezugszeitraum 1995 und 1996 befragt bzw. analysiert.

Da bei den hier durchgeführten sowie bereits von anderen Autoren (WIESER et al. 1996) publizierten P-Hoftorbilanzierungen von Biobetrieben wichtige Hauptproduktionsgebiete Österreichs erfaßt wurden, die auch im Bgld, Slbg und Tirol vorherrschen, wurde auf weitere Hoftorbilanzierungen in diesen drei Ländern aus Gründen des Arbeitsaufwandes verzichtet.

4.2.1 Auswahl der Biobetriebe

Bei der Auswahl der untersuchten Betriebe war oberstes Kriterium, *wichtige Hauptproduktionsgebiete Österreichs mit charakteristischen Betriebs- bzw. Nutzungsformen zu erfassen* und somit eine Vielfalt von Biobetrieben mit ihrer Bandbreite von P-Hoftorbilanzen aufzuzeigen. Auf diese Weise soll eine Erfassung der wichtigsten charakteristischen Biobetriebe in den betrachteten vier Bundesländern ermöglicht werden. Die von WIESER et al. (1996) durchgeführte Hoftorbilanzierung von Biogrünlandbetrieben in Österreich²³ führte dazu, daß in dieser Arbeit nur eine geringe Anzahl an Grünlandbetrieben (2 intensivere Betriebe) untersucht wurde.

Weitere Kriterien der Betriebsauswahl:

- Eine mindestens drei Jahre zurückliegende Anerkennung als biologisch wirtschaftender Betrieb. Umstellungsbedingte Schwankungen im Zukauf von Betriebsmitteln und im Verkauf von Produkten sollten damit ausgeschlossen werden. Nachwirkende Effekte aus der konventionellen Bewirtschaftung, wie ein hoher leicht verfügbarer P-Gehalt im Boden und eine dadurch bedingte, vorübergehende P-Input-Reduktion, sollten weitgehend vermieden werden.
Ausnahmen bezüglich der mindestens dreijährigen Anerkennung waren bei Marktfrucht- und Veredelungsbetriebe (jeweils 4 Betriebe) infolge der geringen Anzahl an Biobetrieben, die diesen Betriebstypen angehören, nicht zu vermeiden.
- Genaue Betriebsaufzeichnungen über den mengenmäßigen Zu- und Verkauf für die Berechnungsjahre 1995 und 1996.

Mit Unterstützung der "ERNTE"-Landesverbände Ober- und Niederösterreich, des "Österreichischen Demeterbundes" sowie einiger Arbeitsgruppenleiter dieser Verbände wurde die Auswahl der Betriebe getroffen.

²³ 9 extensiv bzw. mittelintensiv wirtschaftende Bio-Grünlandbetriebe in Oberösterreich wurden hinsichtlich der N-, P-, K-Flüsse am Hoftor bilanziert.

Mit jenen Betriebsleitern und -leiterinnen, die sich für die Bilanzierung bereit erklärt hatten, wurde eine persönliche Befragung und eine Auswertungen der Betriebsaufzeichnungen durchgeführt.

4.2.2 Betriebstypeneinteilung

Nach BMLF (1998, S. 314) wird die Einteilung nach Betriebsformen durch die wirtschaftliche Ausrichtung der Betriebe bestimmt. Der Produktionsschwerpunkt und damit auch der Spezialisierungsgrad dienen als Kriterien. Der Produktionsschwerpunkt der untersuchten Betriebe wurde nach Viehbesatz (GVE/ha), Tierart sowie nach dem Grünlandanteil ermittelt (s. Tabelle 10), da ökonomische Daten nicht in jedem Fall vorlagen.

Somit ist die Einteilung der vorliegenden Betriebe nur eine – mehr oder weniger starke - *Anlehnung* an die Klassifizierung nach BMLF (1998, S. 314). In Tabelle 10 wird auch die Betriebstypeneinteilung nach der Nutzungsart (Acker-/Grünlandanteil) der Flächen (BMLF 1991) ergänzend angeführt.

Die in den Untersuchungsregionen verbreitetsten Betriebstypen sind Marktfruchtbetriebe (MF), Gemischtbetriebe (GM), Veredelungsbetriebe (VE) und Grünlandbetriebe (GL). Bei den Grünlandbetrieben sind extensive/mittelintensive und alpine Grünlandgebiete ausgenommen, da diese wie erwähnt bereits von WIESER (1996) analysiert wurden.

Aufgrund der genannten Kriterien der Betriebsauswahl (s. 4.2.1) wurden Biobetriebe, die auf andere als die in Tabelle 10 genannten Tierhaltungsformen spezialisiert sind (z. B. Schaf-, Ziegen-, Putenhaltung etc.), ebenso ausgeklammert wie Betriebe mit vorwiegend Gemüse-, Obst- oder Weinbau.

Tabelle 10: Einteilung der 26 untersuchten Betriebe nach Betriebsformen (Anlehnung an 1998, S. 314) und Betriebstypen (nach BMLF 1991)

Anzahl Betriebe	Betriebsform (Beschreibung) in grober Anlehnung an BMLF (1998) ²⁴	Betriebstypen n. Nutzungsart (BMLF 1991) ²⁵
7 ²⁶	„ Marktfruchtbetriebe “ (MF): Viehlose oder viehschwache Betriebe (bis 0,5 GVE/ha)	Ackerbaubetriebe
11	„ Gemischtbetriebe “ (GM) Milchviehhaltende Betriebe, Ackeranteil >1/3 an der LN, Feldfutterbau aber auch teilweise Marktfrüchte	4 Ackerbaubetriebe 7 Ackerbau-/Grünlandbetriebe
7	„ Veredelungsbetriebe “ (VE) Vorwiegend Schweine- und/oder Geflügelhaltung (Lege- und/oder Mastgeflügel), meist auch mit einem Marktfruchtanteil (bis zu 50 % der Fruchtfolge)	6 Ackerbaubetriebe 1 Ackerbau-/Grünlandbetrieb
2	„ Grünlandbetriebe “ (GL) Milchviehhaltende Betriebe, Grünland > 2/3 an der LN	1 Ackerbau-/Grünlandbetrieb 1 Grünlandbetrieb

Eine detaillierte **Betriebsbeschreibung** jedes einzelnen der 26 bilanzierten Biobetriebe ist dem **Anhang** zu entnehmen.

4.2.3 Befragungsgebiet

Das Befragungsgebiet wurde aus organisatorischen Gründen auf die Bundesländer Ober- und Niederösterreich eingeschränkt (s. Abbildung 2). In diesem Gebiet sind jedoch - nicht zuletzt aufgrund der großen klimatischen und standörtlichen Vielfalt – die wichtigsten Betriebsformen existent, die - in ihrer spezifischen Ausprägung der Biologischen Landwirtschaft - auch für weite Teile Österreichs typisch sind. Eine Übertragbarkeit auf die Bundesländer Burgenland, Salzburg und Tirol ist jedenfalls gegeben. Extensive und mittelintensive Grünlandbetriebe konnten wie erwähnt aufgrund der Arbeit von WIESER et al. (1996) ausgeklammert werden

Die befragten Betriebe befinden sich in vier von insgesamt acht Hauptproduktionsgebieten Österreichs (nach WAGNER 1990):

²⁴ Betriebstypeneinteilung (1998, S. 314): Orientiert sich daran, welchen Anteil der jeweilige Betriebszweig am Gesamt-Deckungsbeitrag einnimmt. Wird hier nur *als Orientierung* herangezogen, da nur zum Teil ökonomischen Daten der Betriebe vorliegen.

²⁵ **Betriebstypeneinteilung (BMLF 1991):**

Grünlandanteil	> 70 %	50-70 %	< 50 %
Betriebstyp	Grünlandbetrieb	Ackerbau-Grünlandbetrieb	Ackerbaubetrieb

²⁶ Ein Betrieb (Nr.13) wurde 1995 als Marktfruchtbetrieb (MF) und 1996 infolge eines Wechsels auf Masthühnerhaltung als Veredelungsbetrieb (VE) eingestuft.

- ◆ Nordöstliches Flach- und Hügelland
- ◆ Wald- und Mühlviertel
- ◆ Alpenvorland
- ◆ Voralpen

Die Betriebe sind somit in Gebieten mit sehr unterschiedlichen natürlichen Produktionsbedingungen hinsichtlich Bodenverhältnisse und Klima:

- Bodenklimazahl der untersuchten Betriebe = 17,3 bis 78,0
- trockenes pannonischens bis feuchteres und kühleres subalpines Klima

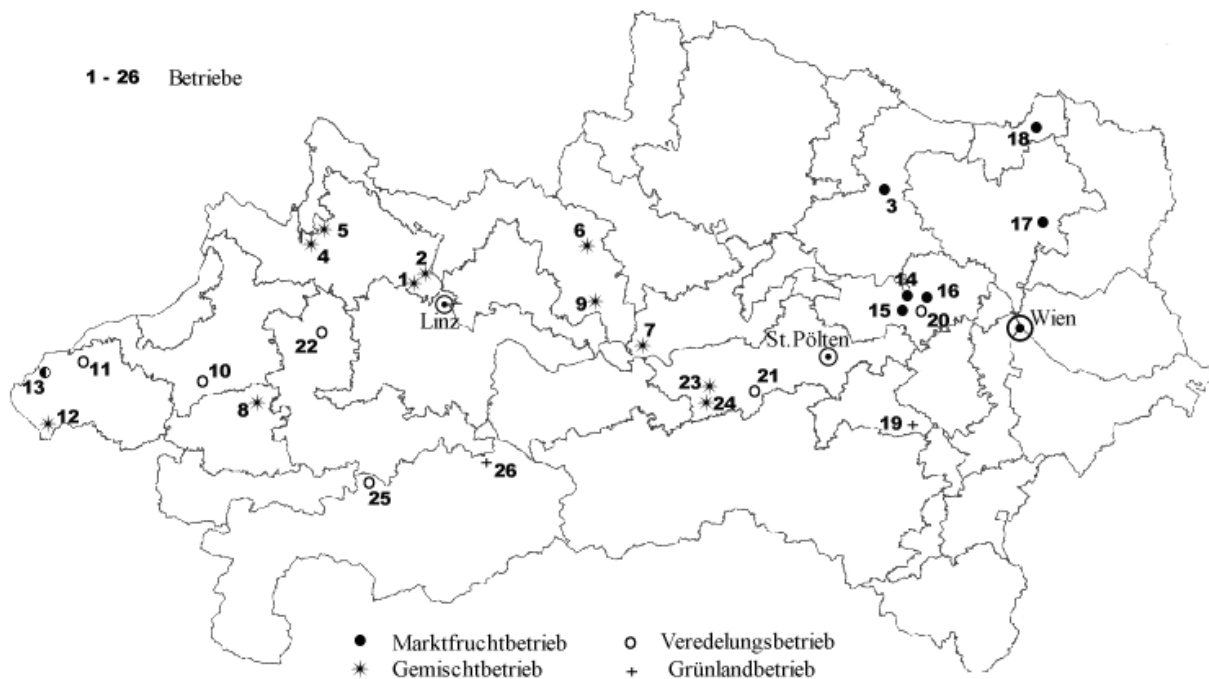


Abbildung 2: Geographische Lage der untersuchten 26 Biobetriebe (Karte OÖ und NÖ)

Im Bundesland Niederösterreich wurden 12 Betriebe bilanziert, in Oberösterreich 16 Betriebe (s. Betriebscharakterisierung im Anhang)

4.2.4 Hoftorbilanz

Die Hoftorbilanz (Synonyme: "Import-Export-Bilanz", "Zufuhr-Wegfuhr-Bilanz") stellt alle Nährstoffe, die in Form von Betriebsmittel (Input) in den Betrieb (über das "Hoftor") gelangen, jenen Nährstoffen, die über Markt- und Abfallprodukte (Output) den Betrieb verlassen, gegenüber (FREYER und PERICIN 1993).

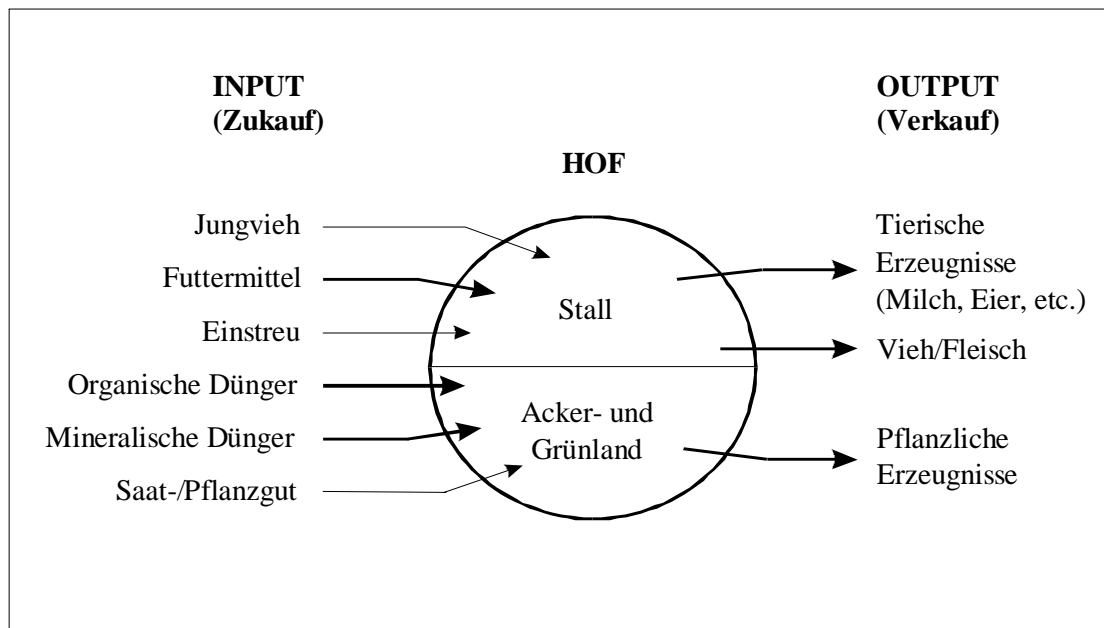


Abbildung 3: Eingangs- und Ausgangsgrößen der angewandten Hoftorbilanzen (nach KOGLER 1999)

Als Input gehen Zukäufe in Form von Düngemitteln, Saatgut, Futtermitteln, Vieh, Einstreu etc., als Output Verkäufe von pflanzlichen und tierischen Erzeugnissen, Vieh etc., in die Bilanzierung ein. Innerbetriebliche Nährstoffflüsse, sowie Nährstoffeinträge (z. B. über die Atmosphäre) und -verluste (Abschwemmung, Erosion und Auswaschung) sind nicht Gegenstand dieser Bilanzierungsmethode. In Abbildung 3 sind die Eingangs- und Ausgangsgrößen der vorliegenden Hoftorbilanzen dargestellt.

Die Hoftorbilanz ist ein wichtiger Indikator für den Grad der Geschlossenheit des Nährstoffkreislaufes und liefert Informationen über die Leistungsfähigkeit des Betriebes. Sie gibt Auskunft, inwieweit der Nährstoffexport (Output) durch betriebsfremde Stoffe (Input) gedeckt wird (KOEPEL et al. 1989, S. 27; FREYER und PERICIN 1993). Die gewählte Methode ist für die Bilanzierung der gesamtbetrieblichen Nährstoffsituation im Biologischen Landbau geeignet, da Erzeugnisse wie Rauhfutter und Wirtschaftsdünger mit ihren häufig schwankenden Gehaltswerten, als Import- und Exportgröße meist nur einen geringen Anteil einnehmen (FREYER und PERICIN 1993) ²⁷.

Auf diese Weise kann – allerdings nur auf gesamtbetrieblicher Ebene - somit erkannt werden, ob es (bei positivem Bilanzsaldo) zu einer jährlichen Anreicherung von P in den Böden oder (bei negativem Bilanzsaldo) zu einem jährlichen Zehren von P-Bodenvorräten kommt.

²⁷ Diese Methode ist nicht für die Düngungsplanung entwickelt worden, sie kann aber gemeinsam mit den tatsächlichen schlagspezifischen Veränderungen der Gehalte an verfügbaren Nährstoffen, zusätzlich dafür herangezogen werden (FREYER und PERICIN 1993; HAAS 1995, S.104).

Da Nährstoffbilanzen von Jahr zu Jahr ziemlichen Schwankungen (Gunst oder Ungunst der Witterung, Zukäufe in anderem Jahr als die Verkäufe etc.) unterliegen, sollten sie über mehrere Jahre erstellt werden (KOEPF et al. 1989, S.31). Dies ist in der Arbeit durch einen zweijährigen Bilanzierungszeitraum (1995 und 1996) teilweise berücksichtigt worden.

Bei der Einstufung der errechneten P-Saldos wird nach der Definition von FREYER und PERICIN (1996) vorgegangen (s. Tabelle 11).

Tabelle 11: Definition der Hoftorbilanzsalden nach FREYER und PERICIN (1996):

Hoftorbilanz-Saldo	Saldo in kg P/ha*a
stark defizitär	unter -13
schwach defizitär	-13 bis -4,5
ausgeglichen	± 4,5
schwach überschüssig	+4,5 bis + 13
stark überschüssig	über +13

4.2.5 Datengrundlage bei der Hoftorbilanzierung

Die Betriebsdaten sind mit Hilfe eines strukturierten Fragebogens in ausführlichen Gesprächen mit den Betriebsleitern und -leiterinnen erhoben worden. Die Daten zur P-Bilanzierung stammen aus den Aufzeichnungsunterlagen für die Biokontrolle, den Buchführungsabschlüssen und den ÖPUL-Anträgen sowie auf Basis ergänzender Angaben bei der Befragung.

Es wurden alle für die Phosphorbilanz relevanten Zu- und Verkäufe der **Jahre 1995 und 1996** aufgenommen. Jahresüberschneidungen im Zu- und Verkauf und Vorratseinkäufe wurden auf das relevante Jahr korrigiert. Veränderungen im Zu- und Verkauf von Erzeugnissen, im Viehbestand, in der Düngepraxis etc., vor und nach beiden Bezugsjahren, wurden festgestellt.

Zudem wurden auch Ergebnisse aus den (letzten) Routine-Bodenuntersuchungen (meist von den Landes-Landwirtschaftskammern durchgeführt), soweit sie von den BetriebsleiterInnen zur Verfügung gestellt werden konnten, erhoben. Der jeweilige „verfügbare“ Phosphatgehalt (vorwiegend nach der CAL/DL-, teilweise nach der EUF-Methode), der pH-Wert und der Humusgehalt der beprobten Schläge wurde dabei ausgewählt.

Die Qualität der herangezogenen Betriebsaufzeichnungen war, auch bedingt durch die Vorauswahl, in mehr als Dreiviertel der Betriebe sehr gut. Der Trockenmassegehalt und teilweise auch die Zukaufmenge von organischen Düngern konnten bei einzelnen Betrieben allerdings nur durch Schätzungen des Betriebes (Betriebe 13, 15, 16 und 17) festgestellt werden. Einige Betriebe (4, 8, 9, 10 und 24) mußten einzelne Zu- bzw. Verkaufsposten schätzen. Schätzungen von Verkaufsmengen wurden anhand des Fruchtfolgeanteils und

des betrieblichen Ertragsniveaus auf Plausibilität überprüft. Die Aufzeichnungsqualität wurde im Fragebogen angemerkt.

4.2.6 Phosphorgehalt der Erzeugnisse

Für eine Hoftorbilanz werden die Zu- und Verkäufe mit den jeweiligen P-Gehalten bewertet. Da aus Gründen des Aufwandes und beschränkter Ressourcen in dieser Arbeit *keine* P-Gehaltsanalysen durchgeführt werden konnten, wurde mit Normdaten (Faustzahlen) bzw. P-Gehaltsdaten aus der Literatur gearbeitet. Da kaum P-Gehaltsdaten im Biologischen Landbau publiziert wurden, stammen diese in der Regel von Untersuchungen unter Bedingungen der *konventionellen Landwirtschaft*. Im Zuge einer umfangreichen Literaturrecherche im Rahmen dieser Arbeit wurden diesbezügliche Datensammlungen/Literatur ausgewertet.

Die P-Gehalte von mineralischen Düngern, Handelsfuttermittel und Mineralstofffutter wurden von den Erzeugerfirmen eingeholt. Die detaillierten Ergebnisse der Recherche zu den P-Gehalten aller Input- und Outputgrößen sind dem **Anhang** zu entnehmen.

Die von HAAS (1995) genannte Variabilität von Nährstoffgehalten aufgrund der Inhomogenität von natürlichen Substraten (v.a. von Rauhfutter und organischen Düngern) spiegelt sich auch in den unterschiedlichen Nährstoffgehaltsangaben in der Literatur wider. Die Nährstoffkonzentration von Erzeugnissen aus konventioneller Produktion weicht mit großer Wahrscheinlichkeit von der aus biologischer Produktion ab (HAAS 1995, S.101 f.), dies wird auch durch P-Analysen von SPIESS et al. (1995) und WIESER (1996) erhärtet: Im Biologischen Landbau ist aufgrund des im Mittel geringeren $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes der Böden auch mit einem geringeren P-Gehalt in den Ernteprodukten zu rechnen.

4.2.7 Die angewandten Varianten der Hoftorbilanzierung

Um die angesprochenen Variabilitäten der P-Gehalte hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Hoftorbilanzen zu prüfen, wurden drei Varianten der Bilanzierung für die untersuchten Betriebe gerechnet.

4.2.7.1 Standardvariante

Alle in der Literatur gefundenen und hier eingesetzten P-Gehaltswerte beziehen sich auf Untersuchungen konventioneller Produkte. Entsprechend den vorher erwähnten niedrigeren P-Gehalten von Bioprodukten wurden daher in der Standardvariante alle Verkäufe mit dem niedrigsten P-Gehalt aus mehreren Literaturstellen bewertet (s. Tabelle 12).

Zukäufe aus biologischer Erzeugung wurden in der Standardvariante - analog zu den Verkäufen - mit dem niedrigsten P-Gehalt bewertet. Eventuelle Zukäufe aus konventionellem Landbau sind mit dem Median der P-Gehalte aus der Literatur bewertet worden. Dies betraf v.a. Zukäufe von Futtergetreide und organischen Dünger wie Biotonnen- sowie Grünschnittkompost bzw. Kompostmaterialien und Pferdemist aus Reitställen.

Die Berechnung der Hoftorbilanzen nach dieser Variante ist am plausibelsten erschienen, sie wurde somit als Standardvariante definiert. Alle Ergebnisse beziehen sich, falls nicht anders angegeben, auf diese Variante.

Tabelle 12: Übersicht der Berechnungsvarianten der Hoftorbilanz in bezug auf die Bewertung der P-Gehaltsdaten aus der Literatur

	„Standardvariante“	”Minimumvariante“	”Medianvariante“
Zukauf			
aus biologischem Anbau	Minimum*	Minimum	Minimum
aus konventionellem Anbau	Median **	Minimum	Median
Verkauf	Minimum	Minimum	Median

* Minimum der P-Gehalte aus der Literatur (die *gänzlich* aus der *konventionellen Landw.* stammt)

** Median der P-Gehalte aus der Literatur

Veränderungen zur Standardvariante sind **fett** gedruckt

Die Standard- und Minimumvariante wurden bei allen 26 Betrieben gerechnet, die Medianvariante hingegen nur für Betriebe mit Böden der P_{CAL/DL}-Gehaltsstufe C, D und E (Gehaltsstufen nach BMLF 1999b siehe Kapitel 5.1.1).

4.2.7.2 ”Minimumvariante“

Biologisch und konventionell erzeugte Produkte aus den Zu- und Verkäufen sind mit dem niedrigsten P-Gehalt aus der Literatur bewertet worden, da die Minimumgehalte auch für konventionelle Produkte zutreffen können. Der Unterschied zur Standardvariante liegt somit nur in der Bewertung der konventionellen Zukäufe.

4.2.7.3 ”Medianvariante“

Die Nährstoffkonzentration in biologisch erzeugten Produkten hängt u.a. vom Gehalt an löslichen Nährstoffen im Boden ab (SPIESS et al. 1995). Höhere P_{CAL/DL}-Gehalte des Bodens korrelieren nicht selten auch mit höheren P-Konzentrationen der Verkaufsprodukte, die auf diesen Böden gewachsen sind. Der *Output* von Betrieben mit einer P_{CAL/DL}-Versorgung der Gehaltsstufe C, D oder E (nach BMLF 1999b) wurde deshalb in dieser Variante mit dem Median der Literaturwerte (aus konv. Anbau) berechnet. Die P-Gehalte des Inputs sind gleich wie in der Standardvariante bewertet worden.

4.3 Statistische Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche in Niederösterreich

Alle drei vom Autor ausgewerteten P- Dauerversuche werden seit 1956 unter Bedingungen des konventionellen Landbaus vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (früher Landw.-chem. Bundesversuchsanstalt Wien) durchgeführt.

Die konventionelle Bewirtschaftung bezieht sich auf das gesamte Anbausystem der ausgewerteten Versuche, also sowohl auf die mineralische Düngung wie auch auf den Pflanzenschutz und die Fruchtfolge. P-Dauerversuche in Österreich, die unter Bedingungen des Biologischen Landbaus durchgeführt werden, sind nicht existent. Auch in Europa sind dem Autor keine derartigen Versuche bekannt.

Als Auswertungszeitraum wurde 1956-1995 festgelegt, da Daten ab 1996 nur teilweise zur Verfügung standen.

4.3.1 Standort- und Versuchsbeschreibung

4.3.1.1 Standortbeschreibung

Die drei Dauerversuche wurden im Jahre 1956 in Fuchsenbigl (Marchfeld, pannonisches Klimagebiet) und Rottenhaus (Alpenvorland, baltisches Klimagebiet) im ungeordneten Block mit 5 Wiederholungen, in Zwettl (Waldviertel, baltisches Klimagebiet) als balanciertes Gitter mit 4 Wiederholungen in randomisierter Form angelegt.

Eine kurze bodenkundliche und klimatische Charakteristik gibt Tabelle 13.

Tabelle 13: Bodenkundliche und klimatische Kurzcharakteristik der drei Versuchsstandorte

	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Seehöhe (m über N.N.)	150	290	510
Jahresniederschlag (mm) (30-jähriges Mittel)	532	778	663
Jahresmitteltemperatur °C (30-jähriges Mittel)	9,5	8,4	6,4
Bodentyp	Tschernosem	Braunerde	Braunerde
Ausgangsgestein	Löß	Schwemmaterial	Silikat. Gestein
Bodenart	sandiger Lehm	schluffiger Lehm	sandiger Lehm
pH in CaCl ₂	7,5	6,6	5,3
Carbonat (CaCO ₃) in %	13	0	0
Organischer Kohlenstoff in %	1,10	1,40	1,00
Sand/Schluff/Ton	40/42/18	3/67/30	48/36/16

Diese Versuche bildeten die Grundlage für die CAL-Methode zum Nachweis des P-Versorgungsstatus im Boden (siehe SCHÜLLER 1969, REICHARD 1969) und dienten seither u.a. zur Berechnung wirtschaftlich optimaler P-Düngermengen (KÖCHL 1988b). Weitere Ergebnisse dieser Versuche wurden von SCHÜLLER et al. (1975) sowie KÖCHL (1977 und 1979) veröffentlicht.

4.3.1.2 Versuchsbeschreibung

Die drei Versuche gliedern sich jeweils in 2 Versuchsabschnitte:

1. Versuchsabschnitt 1956-1975:

Die Wirkungen von unterschiedlichen P-Düngermengen (44 kg P /ha*a und 175 kg P /ha*a) und P-Düngerformen (Hyper-, Thomas- und zwei Superphosphat-Dünger mit unterschiedlicher Körnung) wurden untersucht (9 Varianten). Die Parzellengröße betrug 50 m² (5 x 10 m), als Erntefläche wurden zwischen 6 und 40 m² herangezogen.

2. Versuchsabschnitt 1976-1995:

Ab 1976 wurde jede Parzelle in eine weiterhin gedüngte und in eine ab diesem Zeitpunkt ungedüngte „Nachwirkungsparzelle“ geteilt. Dabei wurde auch die 0-Parzelle geteilt, sodaß sich 18 Varianten ergeben. Einen Überblick über die ab 1976 angelegten Varianten und jene, die in der vorliegenden Auswertung einbezogenen werden, gibt Tabelle 14. Die Parzellengröße betrug 25 m² (5 x 5 m), als Erntefläche wurden zwischen 6 und 20 m² herangezogen.

In dieser Auswertung wurden bevorzugt jene Düngerformen ausgewählt, die für den Biologischen Landbau zugelassen sind (Hyperphosphat, Thomasphosphat ²⁸). Die Auswertung einer Superphosphat-Variante bei den Ertragsauswertungen wird daher nur im Anhang mitgeteilt.

Die Stickstoff- und Kalidüngung erfolgte in praxisüblichen Mengen in Abhängigkeit von der Kultur und dem Standort (s. Tabelle 15). In allen drei Versuchen wurde über die gesamte 40 jährige Versuchsdauer kein organischer Dünger eingesetzt.

Gekalkt wurde im Versuch Rottenhaus 1961 im Umfang von 1.000 kg CaO/ha, im Versuch Zwettl wurden 1962 wegen des tiefen pH-Wertes 1.500 kg CaO/ha ausgebracht.

Die Grundbodenbearbeitung erfolgte mit dem Pflug in 25-28 cm Bodentiefe.

²⁸ Thomasphosphat ist nach den Richtlinien des ERNTE-Verbandes (ABG und ERNTE 2000, S. 36) und weiterer Bioverbände in Österreich verboten, in der EU-VO 2092/91 für den Biologischen Landbau zugelassen, aber aufgrund geänderter Verfahrenstechnik in der Stahlerzeugung immer weniger im Handel.

Tabelle 14: Überblick über die Versuchsvarianten der drei Dauerversuche im 2. Versuchsabschnitt (*kursiv: die in dieser Auswertung nicht mitgeteilten Varianten*)

Gedüngte Menge (in kg P /ha*a)	Düngerart			
	Hyperphosphat	Thomasphosphat	<i>Superphosphat</i>	<i>Superphosphat (gekörnt)</i>
44 kg (= P1)	P1 Hyper	P1 Tho	<i>P1 Super</i>	<i>P1 Sugo</i>
44 kg bis zum Jahr 1975 („ Nachwirkung “ der P1)	P1 Hyper - 1975	P1 Tho - 1975	<i>P1 Super - 1975</i>	<i>P1 Sugo - 1975</i>
175 kg (= P2)	P2 Hyper	P2 Tho	<i>P2 Super</i>	<i>P2 Sugo</i>
175 kg bis zum Jahr 1975 („ Nachwirkung “ der P2)	P2 Hyper - 1975	P2 Tho - 1975	<i>P2 Super - 1975</i>	<i>P2 Sugo - 1975</i>
ungedüngt	0 – Variante 1 und 2			

Tabelle 15: Durchschnittliche jährliche N- und K-Düngung (in kg N /ha bzw. K /ha) der drei 40 jährigen Dauerversuche (*in Klammer Durchschnitt von 1976-95*)

Ø N- und K-Düngung	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
kg N /ha	88 (82)	87 (87)	67 (71)
kg K /ha	130 (119)	152 (144)	112 (116)

Angebaute Kulturarten - Fruchtfolge

In allen drei Versuchen existiert keine geregelte Fruchtfolge. Allerdings wurde auf pflanzenbauliche Grundregeln der Fruchtfolge und der Standortgerechtigkeit bei der Kulturartenauswahl geachtet sowie auf aktuelle Entwicklungen in der Praxis Bedacht genommen (z.B. Einbau von Alternativkulturen). Die Abfolge der Kulturarten von 1956-1995 ist in der Anhangtabelle 53 dargestellt. Daraus wurde die Kulturartenverhältnisse der drei Versuche in den betrachteten 40 Jahren ermittelt (s. Tabelle 16), die sich zumindest mit den in der jeweiligen Region üblichen Kulturartenanteile annähernd decken.

Auf jedem Standort wurden im Zeitraum 1956-1995 11 verschiedene Kulturarten angebaut. In allen drei Versuchen wurde zur Anreicherung des Bodens mit organischer Substanz eine dreijährige Leguminosen-Brache eingebaut. In Fuchsenbigl (Luzerne-Brache von 1982-1984) und Zwettl (Rotklee-Brache ebenfalls von 1982-1984) wurde die Biomasse der Brache vom Feld abgefahren und die Trockenmasse ermittelt. In Rottenhaus (Klee gras-Brache von 1990-1992) wurde der geschnittene Aufwuchs auf dem Feld belassen.

Tabelle 16: Kulturartenverhältnis der drei Dauerversuche im Zeitraum 1956 bis 1995

Kulturart	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Getreide (Weizen, Gerste, Roggen und Hafer)	47,5%	42,5%	42,5%
Hackfrüchte (Zuckerrübe, Kartoffel, Mais)	37,5% (Zuckerrübe: 15 %)	40,0% (Zuckerrübe: 22,5 %)	22,5% (keine Zuckerrübe)
Leguminosen (Erbse, Ackerbohne, Luzerne, Rotklee, Leguminosen-Gemenge)	12,5%	15,0%	35,0%
Ölfrüchte (Raps)	2,5% (1 Jahr)	2,5% (1 Jahr)	0,0%

4.3.2 Ausgewertete Daten

4.3.2.1 Gemessene Daten

Folgende vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft in Wien gemessene Daten aus diesen drei Dauerversuchen gelangten zur Auswertung

- $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in 0-20 cm:

Die P-Gehalte im Boden wurden ab 1965 bei $pH < 6$ mit der DL-Methode (nach EGNER und RIEHM 1955) bei $pH \geq 6$ mit der CAL-Methode (nach SCHÜLLER 1969) bestimmt. Vor 1965 wurde mit der DL-Methode analysiert. Die Bodenproben wurden zumeist im Herbst nach der Ernte der Vorkultur gezogen. In der vorliegenden Auswertung der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte wurde ab 1976 nur eine der beiden 0-Parzellen herangezogen.

- pH-Werte (für alle Jahre), C_{org} bzw. Humusgehalt (für ausgewählte Jahre)
- Ertrag: Erntegut und Ernterest (Frischmasse bzw. Trockenmasse-Erträge) aus jedem Versuchsjahr

Die Erntereste wurden in allen drei Versuchen von 1956 bis 1992 abgefahren und ebenso wie die Erträge mengen- und nährstoffmäßig erfasst, ab 1993 wurden die Ernterückstände eingearbeitet.

- P-Gehalte in Erntegut und Ernterest:

- seit 1975 für alle Kulturen aus jedem Jahr vorliegend (*Ausnahme:* P-Gehalte der Zuckerrübe in einem Jahr - jeweils in Fuchsenbigl und Rottenhaus - sowie der Kartoffel und S-Gerste in Fuchsenbigl in einem Jahr)
- 1964-1975: nur teilweise ab 1964 vorliegend; *nicht vorliegend* : P-Gehalte der Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus jeweils in 4 Anbaujahren und der Kartoffel in Zwettl in 3 Anbaujahren)
- vereinzelt sind auch vor 1964 P-Gehalte vorliegend

4.3.2.2 Geschätzte Daten

Folgende Daten aus den drei Dauerversuchen mußten im Rahmen dieser Arbeit geschätzt werden:

- P-Gehalte im Erntegut und Ernterest:
 - ab 1975: Schätzungen nur für ein (Rottenhaus) bzw. drei Anbaujahre (Fuchsenbigl)
 - von 1964 bis 1975: Schätzungen für 3-4 Anbaujahre (für Zuckerrübe und Kartoffel) auf allen drei Standorten
 - von 1956 bis 1964: Schätzungen meist für jedes Jahr notwendig auf allen drei Standorten

Vor dem Jahr 1964 wurden *standort- und variantenspezifische* Schätzwerte für die P-Gehalte in der abgeführten Biomasse eingesetzt, die aus dem Mittelwert der 1964 bis 1975 gemessenen P-Gehalte der betreffenden Kulturart und Variante gebildet wurden (Literaturangaben, wenn möglich aus dem betreffenden Jahrzehnt, dienten als Vergleichsbasis).

Schätzungen bei vereinzelt fehlenden P-Gehalten nach dem Jahr 1964 erfolgten mit der gleichen Methode, wobei die P-Gehaltswerte der betroffenen Kulturart - soweit vorliegend - aus 10 Jahren vor und nach deren Anbau herangezogen wurde.

Dieses Schätzverfahren wurde gewählt, um die große Streubreite der P-Gehalte in Abhängigkeit von Variante und Standort besser als mit Faustzahlen berücksichtigen zu können, zumal in Abhängigkeit vom P-Gehalt im Boden (stark) unterschiedliche P-Gehalte in der Pflanze zu erwarten sind (vgl. ORLOWSKY 1989, SPIESS 1995).

- TM-Gehalt in Zuckerrübe und Kartoffel
 - von 1956-1975 mußte an allen drei Standorten (in Zwettl wurde keine Zuckerrübe angebaut) der TM-Gehalt geschätzt werden

Die TM-Gehalte wurden in ähnlicher Weise wie die P-Gehalte in der Pflanze geschätzt.

Die P-Entzüge wurden auf Basis der gemessenen P-Gehalte in der abgeführten Biomasse und der TM-Erträge berechnet.

Auf einen Vergleich der beiden Versuchsabschnitte hinsichtlich der entzogenen P-Mengen einzelner Kulturarten wurde ebenso verzichtet wie auf eine kulturartenspezifische Darstellung der Dynamik der P-Entzüge während der 40 Versuchsjahren. Dies ist mit der sehr unterschiedlichen Kulturabfolge begründet, die innerhalb und zwischen den Standorten stark variiert (vgl. SPIEGEL et al. 2000), sodaß unterschiedliche Vorfruchtwirkungen existierten.

4.3.3 Auswertungskriterien bzw. -ziele:

Die drei Dauerversuche des Bundesamtes wurden insbesondere hinsichtlich folgender Kriterien bzw. Ziele ausgewertet:

- Ertragsdynamik bei unterlassener P-Düngung während 40 bzw. 20 Jahren im Vergleich zu den auch mit P gedüngten Varianten
- Entwicklung der $P_{CAL/DL}$ -Werte bei unterlassener P-Düngung während 40 bzw. 20 Jahren im Vergleich zu den auch mit P gedüngten Varianten
- P-Gehalte im Erntegut als Basis für die P-Entzugsberechnung sowie für die Schätzungen der P-Gehalte (für die Anbaujahre, in denen keine vorlagen)
- P-Entzüge und P-Bilanzen in allen betrachteten Varianten

4.3.4 Statistische Verfahren

Folgende statistische Verfahren wurden bei der Auswertung der drei Dauerversuche angewandt:

- Statistische Auswertung der Erträge mittels Varianzanalyse und anschließendem Mittelwertvergleich mit dem Tukey-Test über alle 9 bzw. 18 Varianten des jeweiligen Versuches über gleiche Kulturarten - sowohl mehrjährig aggregiert wie auch für die jeweiligen Einzeljahre gerechnet.
- Lineare, bivariate Regressionen und Korrelationen sowie Korrelationen nach Spearman zwischen Erträge und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte bzw. P-Entzüge und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte über gleiche Kulturarten. Es wurden hier Einzeljahreswerte und keine aggregierten mehrjährigen Mittelwerte herangezogen.
- Berechnung von P-Entzügen und P-Bilanzen über die gesamte 40 jährige Versuchsdauer sowie für einzelne Jahre, in denen keine P-Entzüge vorlagen, mit Hilfe des Tabellenkalkulationsprogrammes EXCEL
- Deskriptive Statistik mit EXCEL (u.a. Berechnung von Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Klassenbildungen, Extremwerttest)

5 Ergebnisse

Dieses Kapitel gliedert sich entsprechend der drei Arbeitsteile (Kernziele) in die Bereiche:

- *P-Bodenvorräte (Phosphorgehalte in Böden ausgewählter Bundesländer Österreichs Kapitel 5.1)*
- *P-Hoftorbilanzierungen ausgewählter Biobetriebe (Kap 5.2)*
- *Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerdüngungsversuche (Kapitel 5.3)*

5.1 Phosphorgehalte in Böden ausgewählter Bundesländer Österreichs: Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol

5.1.1 P-Vorräte (P_t), P_{CAL} - und P_{H_2O} -Gehalte in Böden Niederösterreichs und Burgenland

5.1.1.1 Deskriptive Statistik – Übersicht über die P_t - und P_{CAL} -Gehalte

5.1.1.1.1 P_t -GEHALTE

Abbildung 4 sowie Abbildung 5 zeigen die Häufigkeitsverteilung der P_t -Gehalte auf Acker- und Grünlandstandorten der Bodenzustandsinventur (BZI) Niederösterreich und Burgenland.

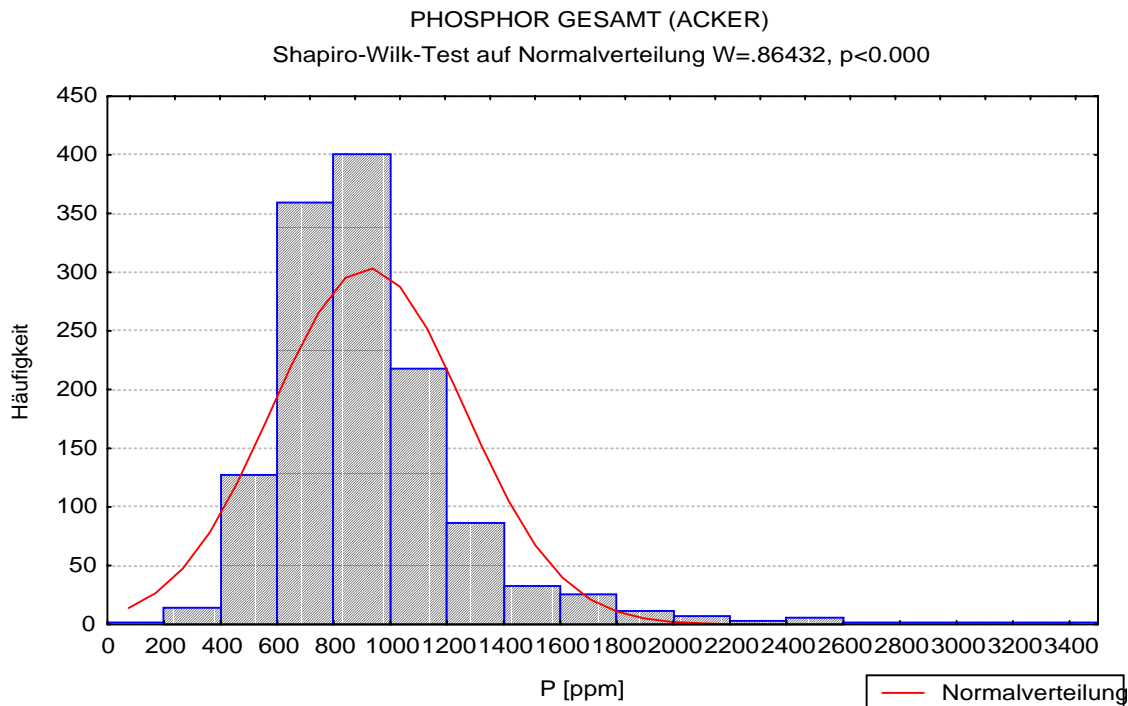


Abbildung 4: Verteilung von P_t -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Ackerstandorten in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) (N = 1.295)

Die Klasse 800-1.000 ppm ist am Acker am häufigsten (400 BZI Punkte = 31 % aller Punkte), am Grünland jene von 600-800 ppm (82 Punkte = 27 %).

Die niedrigste und die höchste Klasse weisen nur geringe Häufigkeiten auf (max. 3 Punkte). Der Maximalwerte von 3.738 ppm ist in der Abbildung 4 nicht dargestellt.

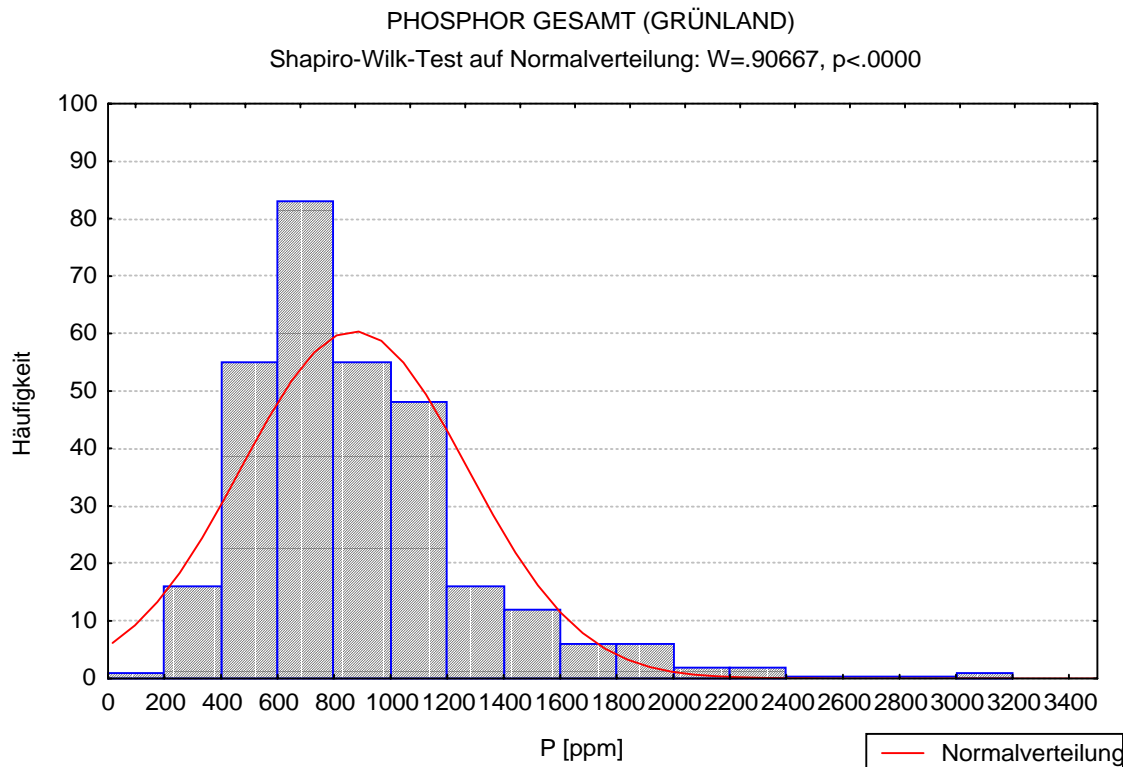


Abbildung 5: Verteilung von P_T -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Grünlandstandorten in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) (N = 303)

Aus den Abbildungen ist bereits erkennbar, daß im Acker- wie im Grünland keine Normalverteilung vorliegt und der Mittelwert bzw. Median des P_T -Gehaltes am Acker größer ist wie am Grünland. Tabelle 17 gibt hierzu detaillierte Angaben.

Tabelle 17: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P_T -Gehalte auf den Acker- und Grünlandstandorten in Niederösterreich und Burgenland in 0-20 cm Bodentiefe (in ppm) *

Nutzung	N ²⁹	Normalverteilung	Mittelwert	s	Median	Q3-Q1	Min.	Max.
Acker	1.295	nein	921,5	340,5	868,7	335,5	2,8	3.738,2
Grünland	303	nein	871,4	400,1	777,3	459,9	190,2	3.051,9

* Es erfolgt *keine Gewichtung* der Punkte im Hinblick auf ihre Stellung als Rasterpunkt (4x4 km) oder Verdichtungspunkt (2x2 km).

Das relativ hohe Streuungsmaß bzw. die Differenz zwischen 3. und 1. Quartil deuten an, daß sich die Maximum und Minimumwerte stark unterscheiden, was sich insbesondere in der

²⁹ Für 20 Acker-BZI-Punkte und für 5 BZI-Punkte im Grünland konnte kein P_T -Gehalt aus den Rückstellproben gemessen werden, weil Probleme mit der Zuordnung der Proben bestanden (DANNEBERG 1999).

Umrechnung auf kg P / ha in 0-20 cm (bzw. 0-30) Bodentiefe zeigt (Tabelle 18) ³⁰. Die Häufigkeitsverteilungen zeigen zudem auch, daß nur 2 % (im Acker) bzw. 6 % (im Grünland) der P_t-Gehalte unter 400 ppm liegen, was umgerechnet 1.200 (1.800) kg P / ha in 0-20 cm (bzw. 0-30) Bodentiefe sind.

Umgerechnet auf kg P/ha in 0-20 cm (0-30 cm) Bodentiefe weisen die Ackerstandorte im Median 2.606, (3.909) kg P /ha und die Grünlandstandorte 2.332 (3.498) kg P/ha auf (Tabelle 18, es wurde als Bodendichte 1,5 g/cm³ angenommen, Berechnung s. Glossar)

Tabelle 18: P_t-Gehalte in kg P/ha in 0-20 bzw. 0-30 cm Bodentiefe der BZI-Standorte in Niederösterreich und Burgenland: Mediane, Minima und Maxima

Nutzung	Median (0-20 cm)	Median (0-30 cm)	Maximum (0-20 cm)	Maximum (0-30 cm)	Minimum (0-20 cm)	Minimum (0-30 cm)
Acker	2.606	3.909	11.215	16.822	8 ³⁰	13
Grünland	2.332	3.498	9.156	13.734	571	856

Berechnung auf Basis von Tabelle 17 (Umrechnungsformel siehe Abkürzungsverzeichnis/Glossar)

Werden die BZI-Punkte nach den bodenkundlichen/lithologischen Einheiten zusammengefaßt und aus den, in der jeweiligen Gruppe/Einheit enthaltenen BZI-Punkten der Median der P_t-Gehalte gebildet, so lassen sich folgende deskriptive Zusammenhänge herauslesen, die für Ackerstandorte aus der Anhangtabelle 1 im Detail zu entnehmen sind ³¹:

Im Ackerland wiesen u.a. folgende Einheiten einen P_t-Gruppenmedian über dem Gesamtmedian (Median aller BZI-Ackerpunkte = 868,67 ppm) auf:

- A-C-Böden: Rendzinen, Pararendzinen, Ranker
- Kalkfreie (kfr) und kalkhaltige (kha) Felsbraunerden
- Tschernoseme, braune Tschernoseme
- kha Feuchtschwarzerden
- kha Auböden
- kha Kolluvien

Fast alle Pseudogleye, Gleye und vergleyte Einheiten haben im Ackerland einen P_t-Gruppenmedian kleiner als der Gesamtmedian.

³⁰ Hierbei sei auch angemerkt, daß jener BZI-Punkt mit 8 kg P/ha als Minimum im Ackerland ein **Ausreißer** darstellt, der möglicherweise auf einem Meßfehler beruht.

³¹ Innerhalb der Einheiten liegt bei Acker und Grünland zum Teil Normalverteilung vor (s. Anhangtabelle 1 und 2).

An den BZI-Punkten des Grünlandes in NÖ/BGLD (s. Anhangtabelle 2) ist der Zusammenhang zwischen bodenkundlich-lithologischen Einheiten und P_t -Gehalten standortbedingt etwas anders geartet wie bei den BZI-Punkten im Acker. So liegen im Grünland auch die P_t -Mediane der Gleye neben jenen der Tschernoseme und Rendzinen oberhalb des Medians der P_t -Gehalte aller Grünland-BZI-Punkte (Gesamtmedian = 777,28 ppm). Pseudogleye sind jedoch ebenso wie fast alle anderen Einheiten, die eine Vergleyung aufweisen, unterhalb des Gesamtmedians.

Aufgrund der geringeren Grundgesamtheit im Grünland und der damit verbundenen geringeren Anzahl der Punkte/Einheit sind allerdings mögliche Zusammenhänge schwerer statistisch absicherbar.

5.1.1.1.2 P_{CAL} -GEHALTE

Im folgenden werden die deskriptiven Auswertungen der P_{CAL} -Gehalte dargestellt. Es wurden in der BZI NÖ/BGLD auch die P_{DL} -Gehalte gemessen, diese wurden jedoch in dieser Auswertung nicht - wie es die ÖNORM L1087 bzw. L1088 sowie BMLF (1999b) fordern - für Punkte mit einem pH-Wert kleiner 6 (35 % der BZI Punkte) berücksichtigt. Dies hat allerdings nur geringe Auswirkung auf das Ergebnis:

Beim Vergleich der P_{CAL} - und P_{DL} -Werte dieser 35 % der BZI-Punkte (n=575), für die der P_{DL} -Wert herangezogen werden müsste, ist eine nur 10 % durchschnittliche Abweichung vom Mittelwert und keine Abweichung vom Median festzustellen:

Tabelle 19: Abweichungen der P_{CAL} -Werte von den P_{DL} -Werte an den BZI-Punkten mit pH-Wert kleiner 6 der BZI NÖ/Bgld

	N *	P_{CAL} -Wert	P_{DL} -Wert	Differenz
Mittelwert	575	6,17	6,81	0,64
Median	575	4,50	4,50	0

Aufgrund der linksgipfeligen Verteilung der Werte ist der Median der P_{CAL} -Werte aller 1623 BZI-Punkte mit 10,4 um 0,5 Einheiten niedriger als der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt (P_{DL} -Wert bei pH kleiner 6 eingesetzt). Der Unterschied der Mittelwerte von P_{CAL} - (14,22) und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (14,44) ist noch geringer.

Abbildung 6 sowie Abbildung 7 zeigen die Häufigkeitsverteilung der P_{CAL} -Gehalte auf Acker- und Grünlandstandorten der BZI NÖ/BGLD. Die niedrigste Klasse von 0-10 mg $P_2O_5/100$ g Boden ist in beiden Nutzungsformen am häufigsten vertreten. Im Ackerland liegen in dieser Klasse 39 % aller Punkte (503 BZI Punkte). Im Grünland hat diese Klasse gar einen Anteil von 92% (279 Punkte).

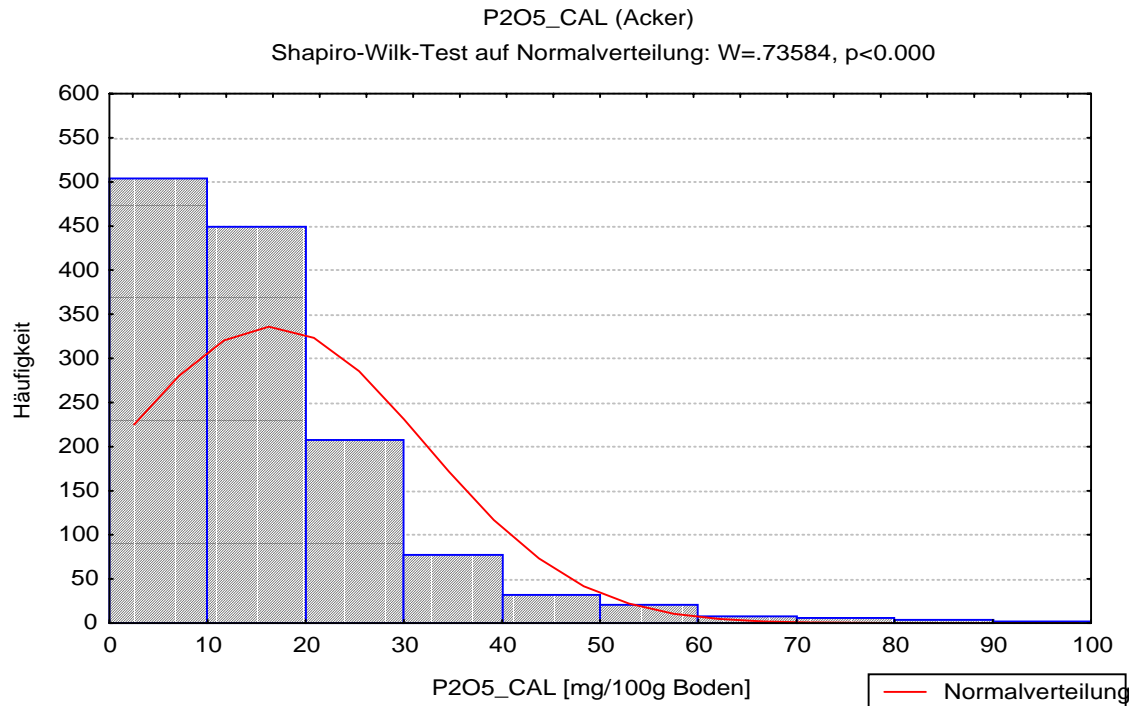


Abbildung 6: Verteilung der P_{CAL} -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Ackerstandorten (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) (N = 1.315) *

* Die P_{CAL} -Werte über 100 mg $P_2O_5/100$ g Boden (8 Werte) in der Abbildung 6 nicht berücksichtigt.

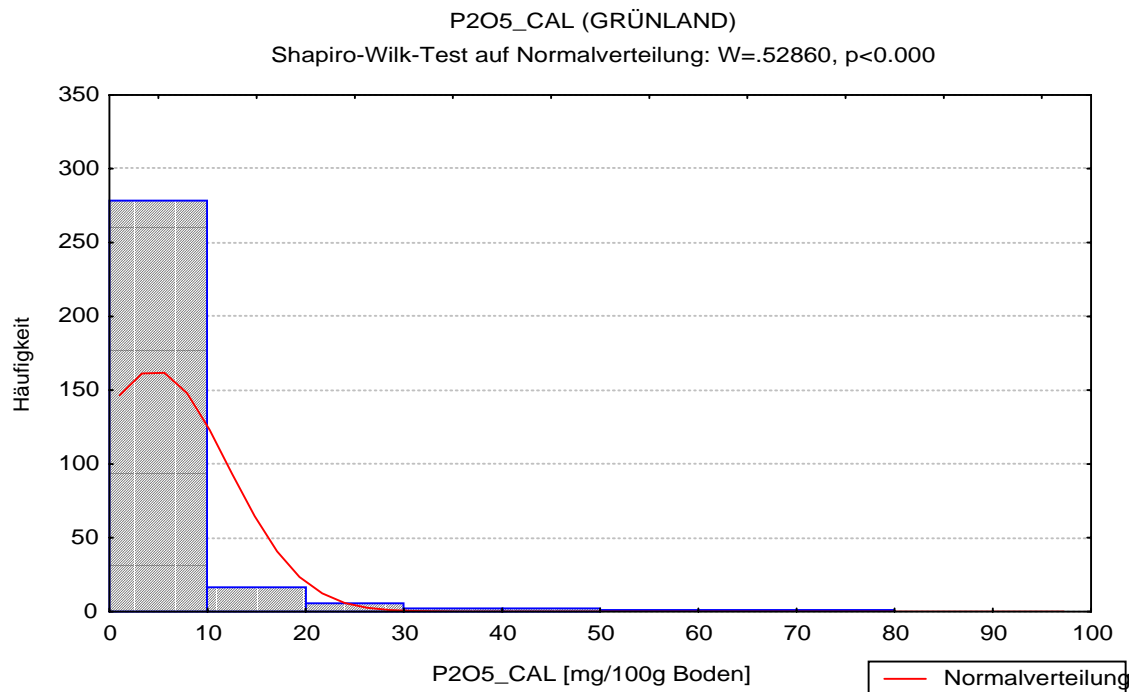


Abbildung 7: Verteilung der P_{CAL} -Gehalte in der BZI-NÖ/BGLD an den Grünlandstandorten (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) (N = 308)

Sowohl auf den Acker- wie auf den Grünlandstandorten liegt aufgrund der niederen P_{CAL} -Gehalte (insbesondere beim Grünland) keine Normalverteilung vor. Die in den

Häufigkeitsverteilungen sichtbaren Verhältnisse zeigen sich u.a. in den Mittelwerten und Medianen bei beiden Nutzungsformen (s. Tabelle 20).

Tabelle 20: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P_{CAL} -Gehalte auf den Acker- und Grünlandstandorten der BZI NÖ/BGLD (in mg $P_2O_5/100$ g Boden)

Nutzung	N ³²	Normal- verteilung	Mittelwert	s	Median	Q3-Q1	Min.	Max.
Acker	1.315	nein	16,5	15,6	12,9	13,9	0,1	175,0
Grünland	308	nein	4,6	7,5	2,3	3,6	0,1	70,8

* Es erfolgt *keine Gewichtung* der Punkte im Hinblick auf ihre Stellung als Rasterpunkt (4x4 km) oder Verdichtungspunkt (2x2 km).

Der Median der P_{CAL} -Gehalte ist bei den Ackerstandorten auf mittlerem (12,9 mg $P_2O_5/100$ g Boden), im Grünland hingegen auf extrem tiefen Niveau (2,25 mg $P_2O_5/100$ g Boden). Die Streuung bzw. Quartildifferenz ist bei beiden Nutzungsformen sehr groß (s. Tabelle 20).

Die Auswertung der P_{CAL} -Gehalte an den BZI-Punkten im Ackerland hinsichtlich möglicher Zusammenhänge mit den bodenkundlichen/lithologischen Einheiten (nach DANNEBERG et al. 1998) ergibt folgende Anhaltspunkte (s. Anhangtabelle 3) ³³:

- Tschernoseme, kalkhaltige Feuchtschwarzerden und Lockersedimentbraunerden sowie kalkhaltige Auböden und Kolluvien aber auch Rendzinen/Pararendzinen weisen einen P_{CAL} -Gruppenmedian auf (bis 20 mg $P_2O_5/100$ g Boden), der den Median aller Acker-BZI-Punkte (12,9 mg $P_2O_5/100$ g Boden) übersteigt. Meist handelt es sich somit um kalkhaltige Einheiten.
- Einheiten mit tiefen P_{CAL} -Gruppenmedian (kleiner 8 mg $P_2O_5/100$ g Boden) sind u.a. Gleye, Pseudogleye, Parabraunerden sowie Anmoore und kalkfreie Auböden.

Im Grünland ist der Zusammenhang zwischen bodenkundlich-lithologischen Einheiten und den P_{CAL} -Gehalten anders geartet als bei den Ackerstandorten (zudem ist wiederum die geringere Anzahl der BZI-Punkte/Einheit zu beachten). Folgende Ergebnisse sind hervorzuheben (s. Anhangtabelle 4):

- Einen Gruppenmedian von größer 8 mg $P_2O_5/100$ g Boden (CAL) haben insgesamt nur 4 der 308 BZI-Grünlandpunkte, die in 3 Einheiten liegen (kalkhaltige Kolluvien und Feuchtschwarzerden (versalzt) sowie Solonetz/Solontschake).
- U.a. liegen die P_{CAL} -Gruppenmediane der Pseudogleye sowie drei weiterer Einheiten, die eine Vergleyung aufweisen, unterhalb des Medians aller Grünland-BZI-Punkte (2,25 mg $P_2O_5/100$ g Boden).

³² Der gesamte Datensatz der BZI NÖ/BGLD wurde hier ausgewertet.

³³ Innerhalb der Einheiten liegt bei Acker- und Grünland nur in Ausnahmefällen Normalverteilung vor.

- Auch eine Reihe kalkhaltiger Einheiten (wie z.B. kha Felsbraunerden, kha Auböden und Rendzinen/Pararendzinen; insgesamt 55 von 308 Grünland BZI-Punkten) weisen P_{CAL} -Gruppenmediane kleiner 3 mg $P_2O_5/100$ g Boden auf.
- Gleye aber auch Tschernoseme (39 BZI-Punkte) liegen mit ihrem jeweiligen P_{CAL} -Gruppenmedian auch auf sehr niedrigem Niveau (3,0 bis 3,7 mg $P_2O_5/100$ g Boden)

5.1.1.1.3 BEZIEHUNG ZWISCHEN P_T - UND P_{CAL} -GEHALTE

Eine einfache lineare Korrelation mit dem nichtparametrischen Verfahren von Spearman ergibt einen relativ guten Zusammenhang zwischen P_T - und P_{CAL} -Gehalte sowohl im Acker- wie im Grünland (Tabelle 21).

Tabelle 21: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_T - und P_{CAL} -Gehalte der BZI-NÖ/BGLD

Nutzung	Anzahl der Wertepaare	r (Spearman)
Acker	1.295	0,51
Grünland	303	0.40

Detailliertere Betrachtung innerhalb der bodenkundlichen/lithologischen Einheiten auf Ackerstandorten sind in Anhangtabelle 5 dargestellt. Engere Zusammenhänge zwischen P_T - und P_{CAL} -Gehalte bei bestimmten Bodentypen können zwar festgestellt werden, reichen aber meist nur wenig über den Mittelwert oder weisen nur wenige Wertepaare auf. Eine Abhängigkeit der Korrelation vom Kalkgehalt ist aus den Einheiten nicht abzuleiten.

Wählt man jene Einheiten der Ackerstandorte aus, die oberhalb des Durchschnitts von $r=0,51$ liegen und mehr als 25 Wertepaare aufweisen, so betrifft dies 9 von den 31 Einheiten, darunter Tschernoseme, kalkfreie (kfr.) Lockersediment-Braunerden, kfr. vergleyte Lockersediment-Braunerden, Pseudogleye und kfr. Gleye aber auch kalkhaltige Kolluvien und Kulturrohböden. Der Korrelationskoeffizient reicht dabei bis maximal 0,78 (Gleye, $n=28$).³⁴

Im Grünland sind innerhalb der bodenkundlichen/lithologischen Einheiten kaum gesichert engere Beziehungen zwischen P_T - und P_{CAL} -Gehalte festzustellen, was auch an dem geringeren Stichprobenumfang und der damit verbundenen geringeren Anzahl an Wertepaaren pro Einheit liegt (s. Anhangtabelle 6).

Werden jene Einheiten im Grünland ausgewählt, die oberhalb des Durchschnitts von $r=0,40$ liegen und mehr als 25 Wertepaare aufweisen, so betrifft dies lediglich 3 von 24 Einheiten. Diese sind kfr Felsbraunerden ($r=0,41$), kfr Gleye ($r=0,53$) und Pseudogleye ($r =0,66$).

Den Zusammenhang zwischen P_T - und P_{CAL} -Gehalte für Ackerstandorte kann durch eine Gruppierung der BZI-Punkte in zwei P_T -Gehaltsklassen differenzierter dargestellt werden:

³⁴ Eine im Rahmen einer Vorprüfung durchgeführte Auswertung von 194 und weiteren 16 konventionell bewirtschafteten Schlägen aus dem Mostviertel/NÖ brachte zwischen den P_T - und den P_{CAL} -Gehalten ein $r = 0,60^*$ bzw. $0,66^*$.

Werden die BZI-Punkte der Ackerstandorte in zwei Gruppen mit einem $P_t <$ bzw. $>$ dem Median (868,67 ppm) eingeteilt, so erhält man zwei verschiedene Häufigkeitsverteilungen der zugehörigen P_{CAL} -Gehalte, die nach den P-Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) ³⁵ eingeteilt werden können (s. Abbildung 8).

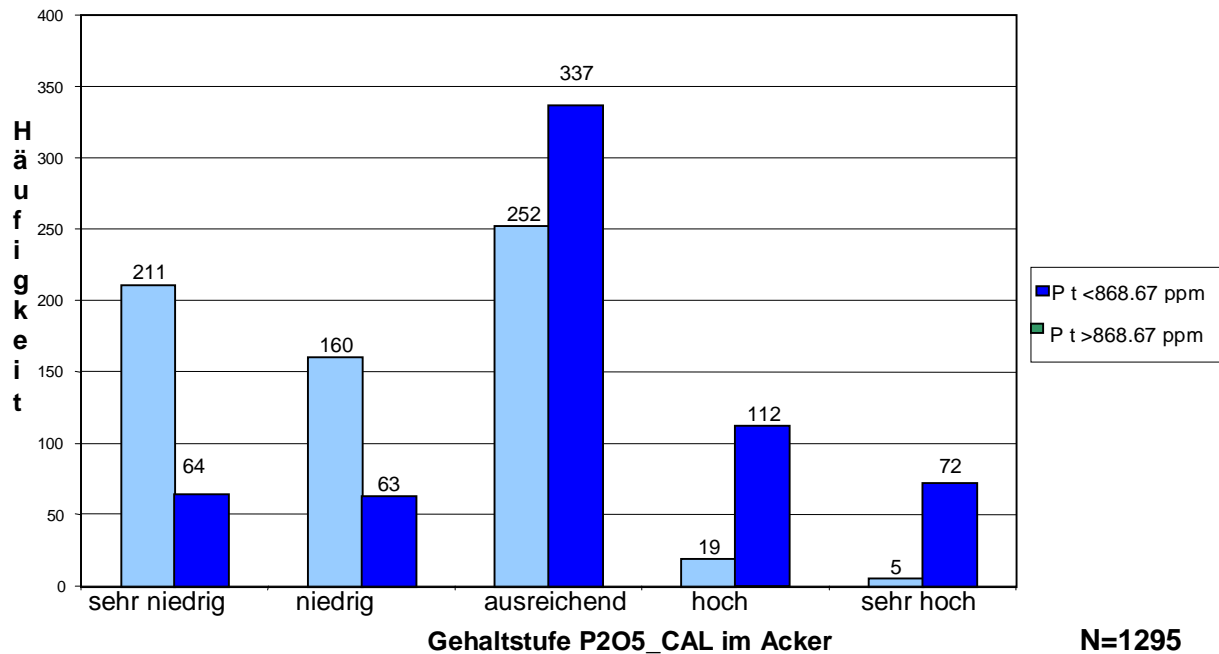


Abbildung 8: Häufigkeiten der Acker-BZI-Punkte in den P_{CAL} -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-NÖ/BGLD (Gruppe 1: $P_t <$ Median; Gruppe 2: $P_t >$ Median aller Acker-Punkte)

Nur 43 % (276 von 647) der zugehörigen Acker-BZI-Punkte der niedrigen P_t -Gruppe (Gruppe 1) ist den P_{CAL} -Versorgungsklassen „ausreichend“ (C) bis „sehr hoch“ (E) zuzuordnen. Dem gegenüber liegen in der Gruppe mit den hohen P_t -Gehalten (Gruppe 2) 80 % (521 v. 648) der Punkte in diesen Klassen. In der Klasse „sehr niedrig“ (A) liegen 33 % der BZI-Punkte der Gruppe 1 und nur 10 % BZI-Punkte der Gruppe 2.

35 P-Versorgungsklassen nach BMLF (1999b):

Versorgungsklasse	$P_{CAL/DL}$ -Gehalt(mg $P_2O_5/100$ g Boden)
„sehr niedrig“ (Klasse A)	< 6 mg
„niedrig“ (Klasse B)	6-10 mg
„ausreichend“ (Klasse C)	11-15 mg bei Grünland 11-25 mg bei Acker
„hoch“ (Klasse D)	16 (26) - 40 mg
„sehr hoch“ (Klasse E)	> 40 mg

Eine entsprechende Gruppierung wurde auch für die BZI-Punkte des Grünlandes vorgenommen (s. Abbildung 9). Gegenüber den Ackerstandorten zeigt sich in beiden Gruppen eine wesentlich stärkere Konzentration der P_{CAL} -Werte auf die Klasse „sehr niedrig“ (A), wobei auch hier eine – allerdings weniger ausgeprägte - Abhängigkeit vom P_t -Gehalt zu erkennen ist. So gehören 95 % (143) der Grünland - BZI-Punkte aus der Gruppe 1 ($P_t \leq$ Median 777,28 ppm) der P_{CAL} -Gehaltsklasse A an, während es in der Gruppe 2 ($P_t >$ Median) nur 70 % (106 Punkte) sind.

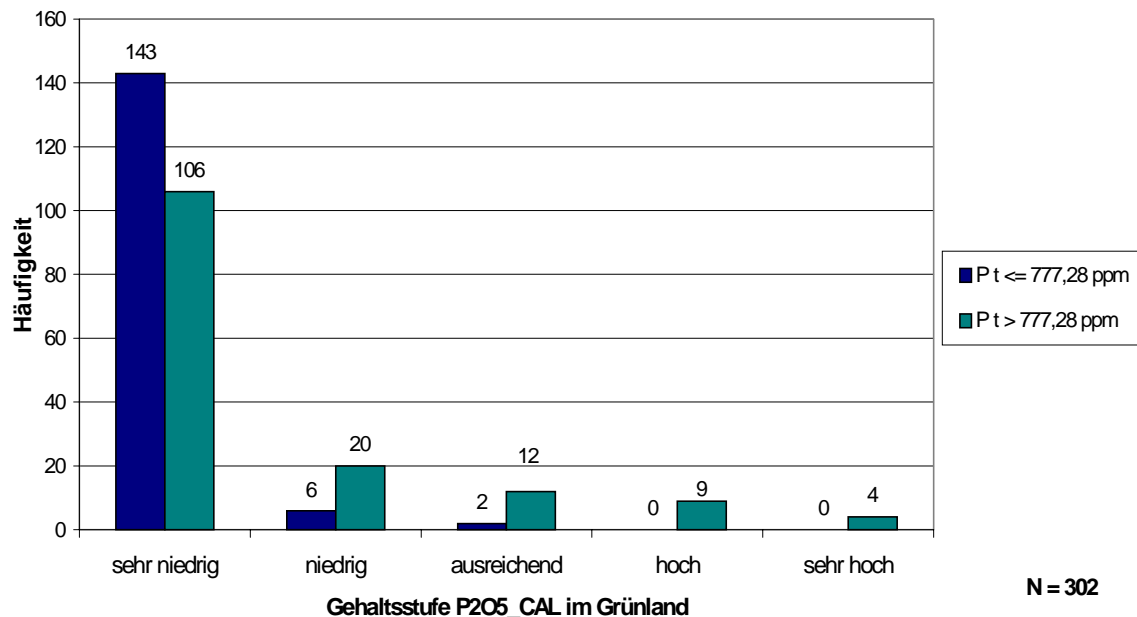


Abbildung 9: Häufigkeiten der Grünland-BZI-Punkte in den P_{CAL} -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-NÖ/BGLD (Gruppe 1: $P_t <$ Median; Gruppe 2: $P_t >$ Median aller Grünland-Punkte)

In den Klassen „ausreichend“ bis „sehr hoch“ sind in Gruppe 1 nur mehr 2 Punkte (= 1,3 % der Punkte in Gruppe 1) zu finden, während es in Gruppe 2 noch 25 Punkte (=16,5 %) sind. Beide Gruppen spiegeln die bereits erwähnten sehr niedrigen P_{CAL} -Gehalte im Grünland wider.

5.1.1.1.4 BEZIEHUNG DES P_t -GEHALTES ZU DEN LITHOLOGISCHEN EINHEITEN DER BZI

Im Zuge der Durchführung der BZI wurden auch geologische Aufnahmen an den jeweiligen Punkten vorgenommen und die Ergebnisse in lithologischen Einheiten dargestellt. Eine

Gruppierung der BZI-Punkte nach diesen Einheiten und eine nachfolgende deskriptive statistische Analyse ist in der Anhangtabelle 7 und 8 dargestellt.

Aus diesen Analysen ergeben sich erste Hinweise zu den P-Gehalten bestimmter geologischer Formationen. (z.B. hohe P_t -Gehalte in geologischen Einheiten der Böhmisches Masse). Da jedoch der P_t -Gehalt in 0-20 cm Bodentiefe ein Summenparameter aus Geologie und Nutzungsform/-intensität darstellt, ist der Einfluß der Geologie vielfach überlagert durch die Art der Landbewirtschaftung (z.B. der hohe P_t -Gehalt der 276 Acker-Punkte auf kha. Löß).

Auf Ackerstandorten fällt der hohe Anteil an kalkhaltigen Formationen, deren zugehörige P_t -Gehalte größer als der Median (886 ppm) sind (s. Anhangtabelle 7), auf. Umgekehrt weisen viele kalkfreie Formationen auf Grünland hohe P_t -Gehalte der Böden auf (s. Anhangtabelle 8). Der hier ermittelte Zusammenhang des Kalkgehaltes des geologischen Ausgangsgesteins mit dem P_t -Gehalt des Bodens ist stark von der Nutzung (auch aufgrund der P-Akkumulation durch Düngung) mit beeinflusst.

5.1.1.2 Räumliche Verteilung der P_t - und P_{cal} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland

Bei der Darstellung der räumlichen Verteilung wurden alle BZI-Werte (Acker und Grünland) unter Verwendung des räumlichen Interpolationsverfahrens KRIGING interpoliert. Die Variogramme (siehe Anhang-Abbildung 1 und 2) weisen auf einen relativ engräumigen Zusammenhang (Range kleiner 17,5 km) der untersuchten Bodenparameter hin, was die Kriging-Interpolation insofern rechtfertigt, als eine grobe standortspezifische Differenzierung bei der Interpolation möglich wird. Die Variogramme zeigen zudem jeweils einen hohen Erklärungsgrad des theoretischen Modells (=Maßstab der Qualität der Interpolation) für die realen Werte (Semivarianz).

Abbildung 7 zeigt die P_t -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland räumlich interpoliert. Erkennbar sind die hohen P_t -Gehalte (über 900 ppm) u.a. in weiten Gebieten des Waldviertels (Böhmisches Masse), im südlichen Niederösterreich (Voralpen) und in Teilen des NÖ Flach- und Hügellandes.

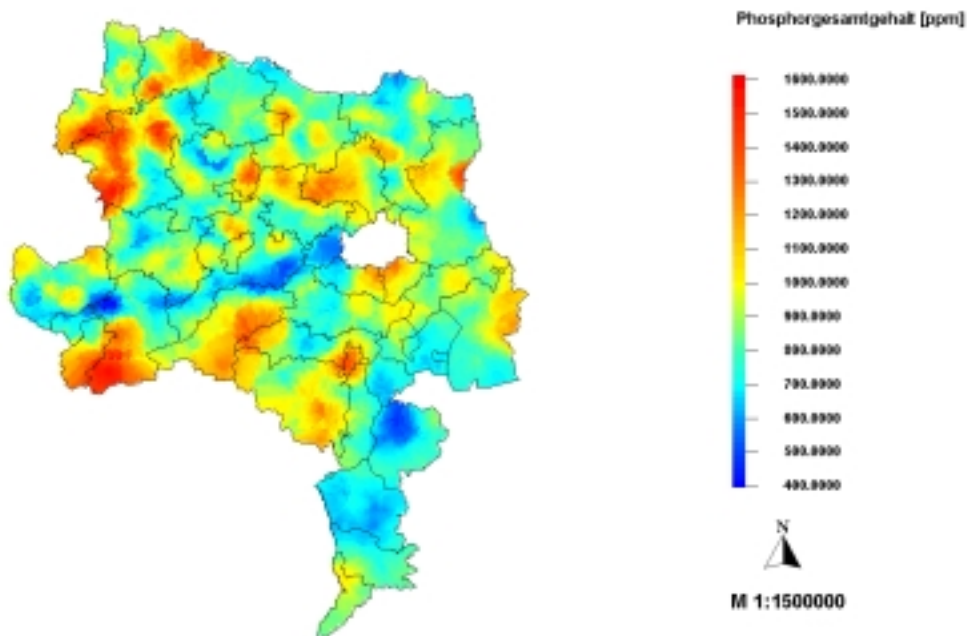


Abbildung 10: Interpolierte Verteilung (*KRIGING*) der P_T-Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte

Tiefe P_T-Gehalte (kleiner 600 ppm) wurden an den BZI-Punkten in Niederösterreich auf relativ kleinen Flächen gemessen und zwar hauptsächlich in den Voralpen (Wienerwald und Kleingebiete im KPG Niederösterr. Kalkalpen). Im Burgenland, wo P_T-Gehalte an den BZI-Punkten meist unter 900 ppm vorliegen, ist ein Gebiet im Mittel-Burgenland mit Werten unter 600 ppm erkennbar (im NW-Teil des Bezirkes Oberpullendorf).

Die Interpolation der P_{CAL}-Gehalte an den BZI-Punkten in NÖ/BGLD (Abbildung 11) zeigt ein vielfach anderes Bild der räumlichen Verteilung der hohen und tiefen Werte als bei den P_T-Gehalten. Während zwar im NÖ Flach- und Hügelland ähnlich den P_T-Gehalten weite Gebiete auch hohe P_{CAL}-Gehalte (größer 15 mg P₂O₅/100 g Boden) aufweisen, sind die P_{CAL}-Gehalte in weiten Teilen des Waldviertel und im gesamten Voralpengebiet auf tiefem Niveau (kleiner 10 mg P₂O₅/100 g).

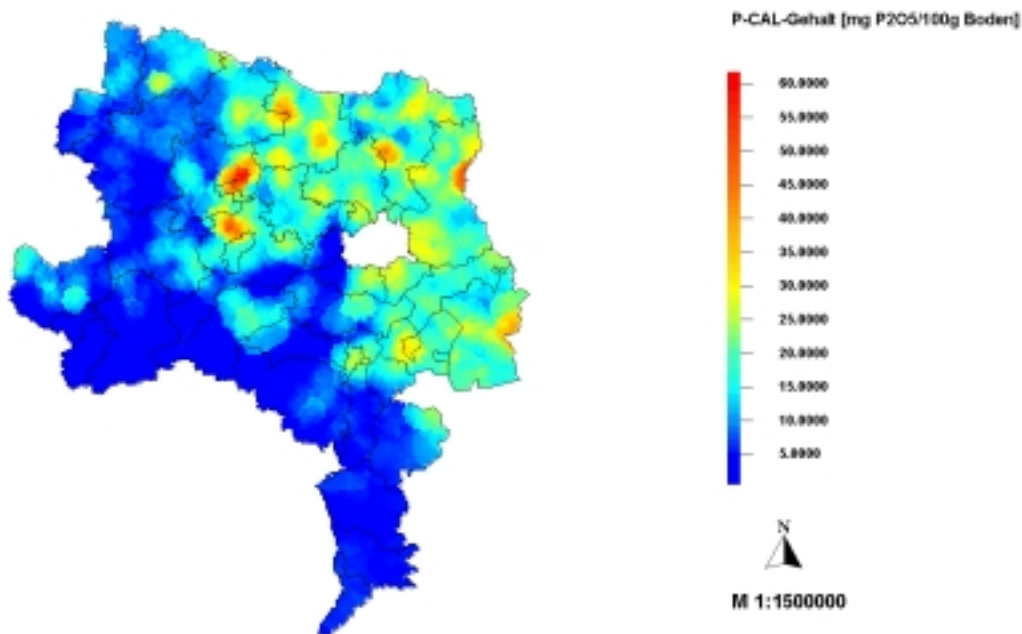


Abbildung 11: Interpolierte Verteilung (*KRIGING*) der P_{CAL} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte

Im Burgenland ist eine deutliche Trennung in die Nordhälfte mit vielfach hohen und dem Südtteil mit verbreitet tiefen P_{CAL} -Gehalten erkennbar.

Da bei Abbildung 11 die Nutzungsform nicht abgebildet ist, Grünland- und Ackernutzung aber unterschiedliche P_{CAL} -Gehalte aufweisen (s. 5.1.1.1.2) sind die zum Teil starken räumlichen Abweichungen zu den P_t -Gehalten auch vor diesem Hintergrund zu betrachten.

Diese Abweichungen zeigt auch die Auswertung über die Verteilung der P_{CAL} -Gehalte als Prozentwerte der P_t -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland (s. Anhang-Abbildung 3). So sind im NÖ Flach- und Hügelland und im nördlichen Burgenland diese Prozentanteile wesentlich höher wie im Waldviertel, im Voralpengebiet und im südlichen Burgenland.

5.1.1.3 Zusammenhänge zwischen Geologie und den P_t -Gehalten

In Abbildung 12 werden weiters die lithologischen Einheiten aufgrund der BZI Niederösterreich und Burgenland dargestellt. Die räumliche Klassifikation der kategorischen Lithologiedaten erfolgte dabei über die Erzeugung von Thiessen-Polygonen (s. Kapitel 4).

Die auffälligsten Zusammenhänge zwischen den in der BZI festgestellten P_t -Gehalte (s. Abbildung 10) und den kartierten lithologischen Einheiten sind bei folgenden geologischen Formationen festzustellen:

In den Gebieten der *Böhmische Masse und des kalkhaltigen (kha) Materials der Nördl. Kalkalpen* sind vielfach hohe P_t -Gehalte in den (Ober-)Böden festzustellen. Dem stehen die niederen P_t -Bodengehalte in Gebieten mit folgenden geologischen Formationen gegenüber: Kfr und kha Flysch, kfr Molasse (in den Voralpen) sowie sonstige kfr und kha Tertiärsedimente und kfr Kolluvialmaterial (im Burgenland). Weitere Zusammenhänge sind nicht in dieser Eindeutigkeit festzustellen.

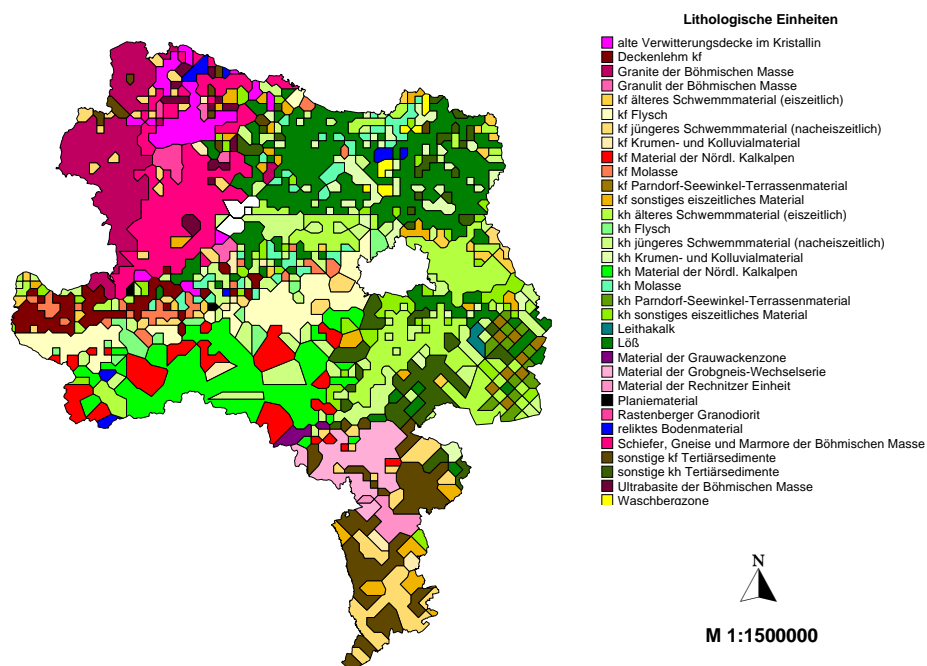


Abbildung 12: Lithologische Einheiten in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Kartierung

5.1.1.4 P_{H_2O} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland

Wie bei den P_t - und P_{CAL} -Gehalten erfolgte auch hier eine KRIGING-Interpolation nach Prüfung des räumlichen Zusammenhanges (Variogramm siehe Anhang-Abbildung 4, das auch bei den P_{H_2O} -Gehalten einen räumlichen Einflußbereich kleiner 20 km zeigt).

Die räumliche Verteilung der P_{H_2O} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte zeigt ein zu dem P_t sowie den P_{CAL} -Gehalten teilweise unterschiedliches Bild (s. Abbildung 13). So befinden sich die P_{H_2O} -Werte in einigen Gebieten dort auf relativ tiefem Niveau, wo die P_t -Gehalte im höheren Bereich liegen (s. Abbildung 10). Dies betrifft vor

allein das westliche Waldviertel, das Marchfeld und Teile des NÖ Flach- und Hügellandes. Relativ hohe P_{H_2O} -Werte korrespondieren mit hohen P_t -Gehalten im Voralpengebiet sowie im Nördlichen Waldviertel.

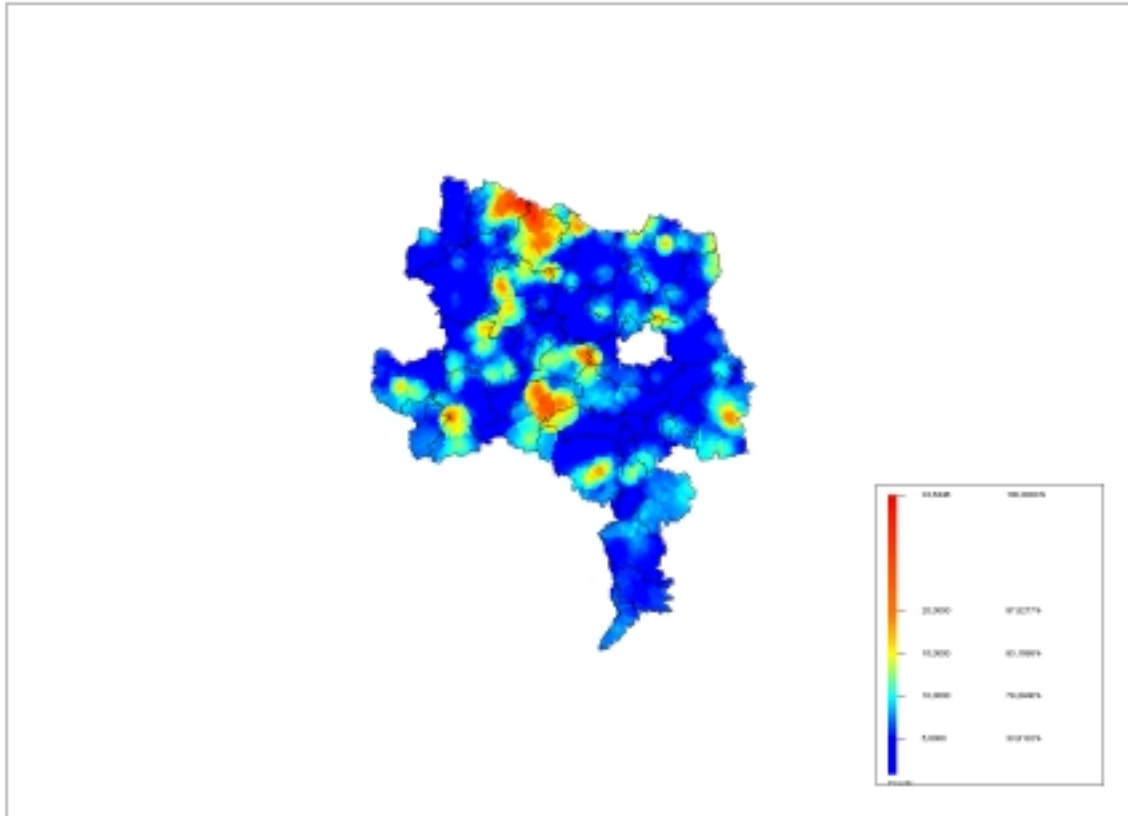


Abbildung 13: Interpolierte Verteilung (*KRIGING*) der P_{H_2O} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland auf Basis der BZI-Werte (in mg P_2O_5 /100 g Boden)

Der Vergleich der interpolierten P_{H_2O} -Werte mit den entsprechenden P_{CAL} -Werten (Abbildung 11) zeigt Unterschiede, die vor allem das Voralpengebiet, das NO Flach- und Hügelland und das Süd-Burgenland betreffen. In diesen Regionen sind häufig entweder niedrigere P_{CAL} -Gehalte und relativ hohe P_{H_2O} -Werte (im Voralpengebiet, S-Bgld.) oder umgekehrt (hohe P_{CAL} -Gehalte relativ niedrige P_{H_2O} -Werte im NO Flach- und Hügelland) in der Interpolation ermittelt worden.

5.1.1.4.1 BEZIEHUNG ZWISCHEN P_{H_2O} - UND P_{CAL} -GEHALTE

Eine einfache lineare Korrelation mit dem nichtparametrischen Verfahren von Spearman ergibt einen Zusammenhang zwischen P_{H_2O} - und P_{CAL} -Gehalte, der im Ackerland zwar sicher ist (r ist sicher von 0 verschieden), aber nur ein geringes Bestimmtheitsmaß aufweist, was auch im Grünland der Fall ist (s. Tabelle 22). Für den gesamten Datensatz (Acker- und Grünland $N=1.594$) ist $r = 0.26^{***}$ (r ist sicher von 0 verschieden).

Tabelle 22: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_{CAL} - und $P_{\text{H}_2\text{O}}$ -Gehalte der BZI-NÖ/BGLD

Nutzung	Anzahl der Wertepaare	r (Spearman)
Acker	1.293	0.32
Grünland	301	0.43

Detailliertere Betrachtungen innerhalb der bodenkundlichen/lithologischen Einheiten auf Ackerstandorten sind in Anhangtabelle 9 dargestellt. Engere Zusammenhänge zwischen $P_{\text{H}_2\text{O}}$ - und P_{CAL} -Gehalte können u.a. bei folgenden Bodentypen im Ackerland festgestellt werden: kha Feuchtschwarzerden, kfr und kha Felsbraunerden, kha Lockersediment-Braunerden, Rendzinen und Pararendzinen, Pseudogleye, kfr Gleye, kha Auböden, kha Kolluvien. Die Korrelationskoeffizienten reichen dabei von 0.49 bis 0.70.

Im Grünland (s. Anhangtabelle 10) sind ebenfalls bei den Bodentypen Rendzinen und Pararendzinen, kfr Felsbraunerden und Pseudogleye aber auch bei kfr vergleyten Lockersediment-Braunerden engere Zusammenhänge zwischen $P_{\text{H}_2\text{O}}$ - und P_{CAL} -Gehalte festzustellen ($r= 0.44$ bis 0.82).

5.1.1.5 Modellierung der P_{r} -Gehalte in Niederösterreich und Burgenland

Um wichtige Einflußfaktoren auf den P_{r} -Gehalt festzustellen und Möglichkeiten einer einfachen Schätzung des P_{r} -Gehaltes auf Basis von Parametern der Routinebodenuntersuchung in der Praxis zu prüfen, wurden eine Reihe von linearen und logarithmierten Schätzverfahren aufgestellt und anhand der Daten der BZI Niederösterreich/Burgenland adaptiert und geprüft.

Für die Modellierung der P_{r} -Gehalte wurden BZI-Punkte folgender Bodentypen eliminiert: Anmoore, Solonetze/Solontschake, Planieböden, untypische Böden. Auf diese Weise wurden insgesamt 27 BZI-Punkte aus dem Datensatz entfernt.

Drei lineare Modelle (Modell 1 siehe unten, Modell 2 und 3 siehe Anhang) wurden schließlich ausgewählt.

Eine Voraussetzung für die **Gültigkeit linearer Modelle** ist, daß der Erwartungswert der Residuen Null ist und das sich die Residuen der linearen Modelle einer Normalverteilung annähern. Bei den hier und im Anhang dargestellten Modellen (1-3) muß die Hypothese, daß die Residuen einer Normalverteilung folgen, zwar aufgrund des Shapiro und Wilk - Normalverteilungstests abgelehnt werden - aus praktischer Sicht kann die vorliegende Annäherung an die Normalverteilung jedoch durchaus akzeptiert werden. Die bei linksgipfelig verteilten Daten häufig durchgeführte Vorgangsweise einer logarithmische

Transformation bewirkt im zugrunde liegenden Datensatz und in den Modellen 1-3 keine Verbesserung der Residuennormalverteilung. Es wurde somit von einer linear additiven Wirkung der fixen Effekte und Covariablen in den Modellen 1-3 ausgegangen.

Das einfachste und im Vergleich zu Modell 2 und 3 jedoch ähnlich aussagekräftige Modell 1 wurde schließlich zur detaillierten Prüfung mit den tatsächlich gemessenen P_t -Daten aus der BZI NÖ/BGLD herangezogen.

$$\text{Modell 1: } P_{ges} = \mu + Lithologie_i + Nutzung_j + \beta_1 * Humus + \beta_2 * P_{2O_5_CAL} + \varepsilon$$

$P_{ges} = P_t$ Gesamt-Phosphor-Gehalt in ppm
 μallgemeine Modellkonstante
 Lithologie_i.....Geologisch-lithologische Einheit am BZI-Punkt
 Nutzung_j.....Nutzung am BZI-Punkt (Acker bzw. Grünland)
 Humus.....Humusgehalt am BZI-Punkt
 $P_{2O_5_CAL}$ P_{CAL} -Gehalt am BZI-Punkt in mg P_2O_5 /100g Boden
 β_1, β_2, \dotsRegressionskoeffizienten

Tabelle 23: Koeffizienten des Schätzmodells 1 für die P_t -Gehalte der BZI NÖ/BGLD

Parameter	Koeffizient
μ	779,66
Lithologie^{***}	
kha Krumen- u. Kolluvialmaterial	-222,31
kfr Krumen- u. Kolluvialmaterial	-264,93
kha jüngeres Schwemmaterial (nacheiszeitlich)	-267,40
kfr jüngeres Schwemmaterial (nacheiszeitlich)	-233,73
kha älteres Schwemmaterial (eiszeitlich)	-286,02
kfr älteres Schwemmaterial (eiszeitlich)	-288,46
Reliktes Bodenmaterial	-110,34
kha sonstiges eiszeitliches Material	-266,24
kfr sonstiges eiszeitliches Material	-256,10
kha Parndorf-Seewinkel Terrassenmat.	-367,26
kfr Parndorf-Seewinkel Terrassenmat.	-317,30
Löß (kha)	-226,13
„Deckenlehm“ (kfr)	-200,32
Alte Verwitterungsdecke im Kristallin	-200,55
kha Molasse	-292,05
kfr Molasse	-265,18
Sonstige kha Tertiärsedimente	-406,92
Sonstige kfr Tertiärsedimente	-276,87

Leithakalk	-530,89
Waschbergzone	-268,92
kha Flysch	-370,45
kfr Flysch	-418,98
kha Material der Nördl. Kalkalpen	-265,63
kfr Material der Nördl. Kalkalpen	-144,14
Material der Grauwackenzone	117,09
Material der Grobgneis-Wechselserie	-88,43
Material der Rechnitzer Einheit	-247,60
Granulit der Böhmisches Masse	-356,90
Rastenberger Granodiorit	572,24
Schiefer, Gneise, Marmore der Böhmisches Masse	-256,16
Granite der Böhmisches Masse	19,07
Ultrabasite der Böhmisches Masse	0,00
Nutzung^{n.s.}	
Acker	27,65
Grünland	0,00
Humus^{***}	50,37
P₂O₅_CAL^{***}	13,87

*....P<0,05 (signifikanter Einfluß), **....P<0,01 (hochsignifikanter Einfluß) ,
***...P<0,001 ('sicherer' Einfluß), n.s..nicht signifikanter Einfluß

Bestimmtheitsmaß für Modell 1: B = 0.47

Das Bestimmtheitsmaß für Modell 1 mit B = 0.47, zeigt, daß mit diesem Modell 47 % der Variation der P_t-Gehalte aus der BZI NÖ/Bgld erklärt werden kann. Die Schätzung der P_t-Gehalte mit dem Modell 1 führt in der Regel zu einer Unterschätzung (um 100-400 ppm) der sehr hohen und einer Überschätzung (um 100-200 ppm) der sehr tiefen P_t-Gehalte, was der Vergleich von Abbildung 14 (geschätzte P_t-Gehalte) mit Abbildung 10 (tatsächliche P_t-Gehalte der BZI NÖ/BGLD) zeigt. Der Großteil der P_t-Gehalte werden relativ gut geschätzt (Abweichungen zwischen tatsächlichem und geschätztem P_t-Wert sind meist kleiner 150 ppm).

Größere Fehler in der Schätzung des P_t-Gehaltes mit dem Modell 1 sind im S-Burgenland (Bezirk Jennersdorf), im NO-Burgenland (Bezirk Neusiedl am See), sowie im Nördlichen Waldviertel (nördlicher Teil des Bezirkes Gmünd) zu erkennen.

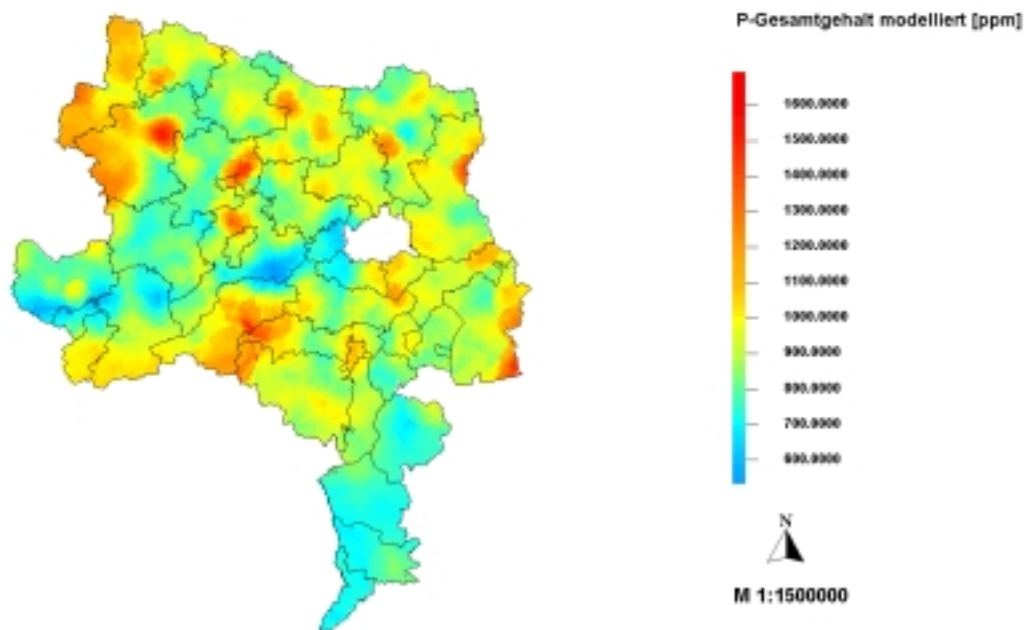


Abbildung 14: Interpolierte Verteilung (*KRIGING*) der errechneten P_t-Gehalte entsprechend Modell 1 in Niederösterreich und Burgenland

Aus dem befriedigenden Schätzergebnis aller drei geprüften Modelle insbesondere auch des Modells 1 kann ein sicherer Effekt folgender Parameter auf den P_t-Gehalt festgestellt werden:

- Lithologie (Einfluß der Geologie)
- Humus bzw. N_t
- P_{CAL}-Gehalt

Im Modell 2 wurde der Haupteffekt des organisch gebundenen P auf den P_t über den N_t-Gehalt repräsentiert, der zusätzliche Einbezug des C_{org} brachte keinen signifikanten Zusatzeffekt (C_{org} und N_t-Gehalt sind eng korreliert und somit voneinander abhängige Variablen).

Die Grünlandgrundzahl bzw. die Grünlandzahl der Bodenschätzung wurde nur bei der BZI Salzburg im Rahmen einer Zusatzuntersuchung einbezogen.

Schlagbezogene Daten von 194 sowie weiteren 16 konventionell bewirtschafteten Schlägen aus dem Mostviertel/NÖ wurden hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Bodenzahl/Grünlandgrundzahl bzw. Ackerzahl/Grünlandzahl (aus der Bodenschätzung) und P_t- bzw. P_{CAL}-Gehalte untersucht (s. Anhangtabelle 13 und 14) Dabei konnten bei den P_t-

Gehalten nur einmal signifikante Zusammenhänge ermittelt werden und die Bestimmtheitsmaße lagen nur zwischen 1,85 und 10,05 %.

5.1.1.6 P_t -Gehalte in Bachsedimenten in Niederösterreich und Burgenland

Geologische bzw. geochemische Daten zum P_t -Gehalt in Niederösterreich und Burgenland aus Bachsedimenten und Gesteinsgeochemieprojekten (nach PIRKL 1998) sind in Abbildung 15 dargestellt (Werte aus N- und S-Burgenland lagen dabei jedoch nicht vor). Die nach KRIGING interpolierten Werte zeigen vielfache Unterschiede zu den P_t -Gehalte im Oberboden der BZI-Punkte (s. Abbildung 10), wobei diese nicht wie erwartet gleichgerichtet sind.

Dies veranschaulicht Abbildung 16: Die interpolierten Differenzen zwischen den P_t -Gehalten an den BZI-Punkten (in 0-20 cm Bodentiefe) und in den Bachsedimenten haben vielfach unterschiedliche Vorzeichen. Einerseits sind P_t -Gehalte aus den Bachsedimenten wesentlich geringer (um bis zu 1.000 ppm in den Voralpen) andererseits aber in weiten Gebieten des NÖ Flach- und Hügellandes und in Teilen des Waldviertels um bis zu 4.000 ppm höher wie die entsprechenden Werte im Oberboden an den BZI-Punkten.

Im Anhang ist der %-Anteil des P_t -Gehaltes der Bachsedimente am P_t -Gehalt der BZI dargestellt (Anhang-Abbildung 5), was den dargestellten Zusammenhang nochmals verdeutlicht. So sind z.B. im Marchfeld um mehr als 550 % höhere P_t -Gehalte in den Bachsedimenten vorzufinden wie im Oberboden, hingegen beträgt der Anteil des P_t -Gehaltes in den Bachsedimenten der Voralpen nur 20-40 % jener Werte des Oberbodens.

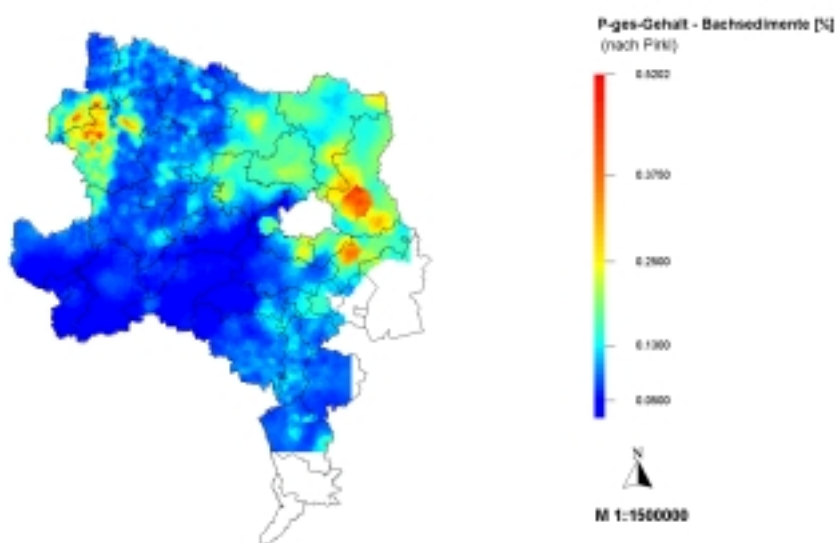


Abbildung 15: P_t -Gehalte (in %) in Bachsedimenten in NÖ und Bgld (PIRKL 1998), interpoliert nach *KRIGING*

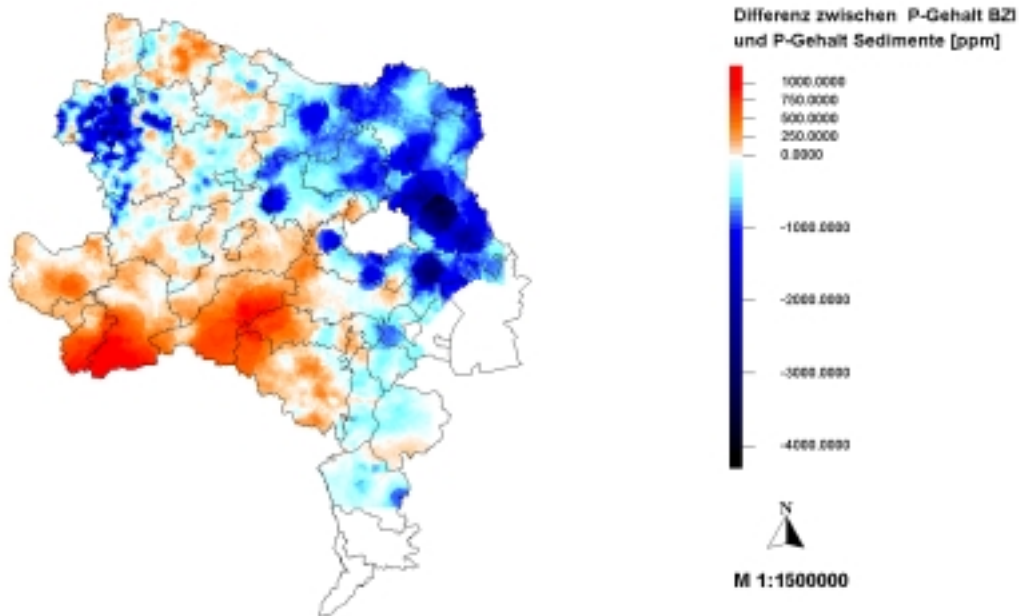


Abbildung 16: Differenz der P_t -Gehalte an den BZI-Punkten und in den Bachsedimenten (nach PIRKL 1998), interpoliert nach *KRIGING*

5.1.2 P-Vorräte (P_t) und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Böden Salzburgs

Im Gegensatz zur BZI NÖ/Bgld. liegen *keine* P_{H_2O} -Werte vor, daher können nur die P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in der folgenden Auswertung der BZI Salzburg dargestellt werden.

5.1.2.1 Deskriptive Statistik – Übersicht über den Status der P_t - und P_{CAL} -Gehalte

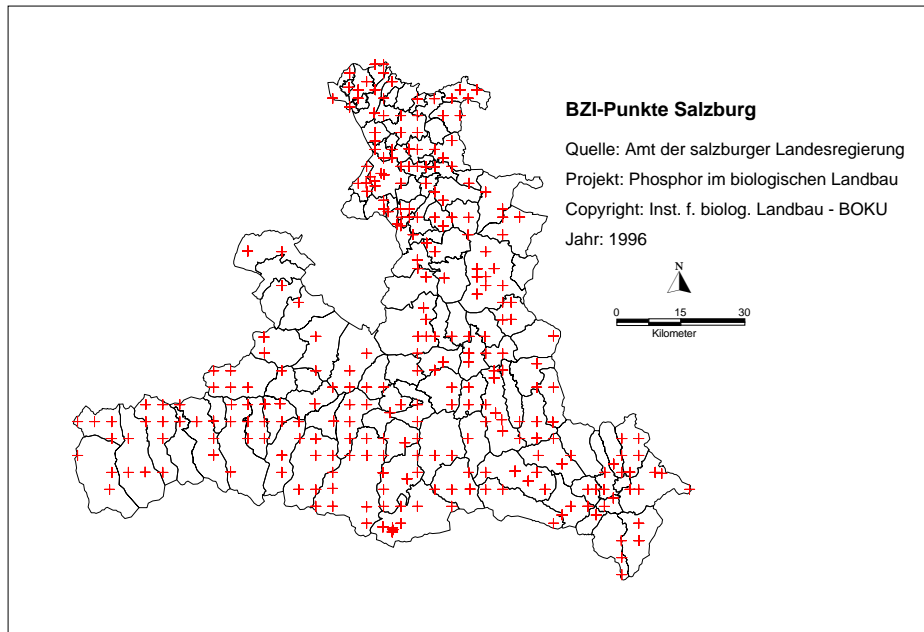


Abbildung 17: Kartographische Darstellung der beprobten Punkte (4x4 km Raster mit Verdichtungspunkten) der Bodenzustandsinventur (BZI) Salzburg

5.1.2.1.1 P_t-GEHALTE

Ein Überblick über die deskriptive Auswertung der P-Bodenvorräte (P_t-Gehalte) in Salzburg an den BZI-Punkten mit landwirtschaftlicher Nutzung ist in Tabelle 24 dargestellt.

Die Daten sind nicht normalverteilt, daher wird in Tabelle 24 statt dem Mittelwert der Median und als Analogmaß für die Standardabweichung die Differenz zwischen 3. und 1. Quartile angegeben.

Tabelle 24: Deskriptive Statistik der P_t -Gehalte der BZI Salzburg (in ppm) *

Nutzungsart	Tiefenstufe [cm Bodentiefe]	Median	Q3-Q1	Minimum	Maximum
Extensives Grünland (131 BZI- Punkte)	0 - 10	649	320	190	1.810
	10 - 20	480	255	140	1.910
	20 - 30	440	250	110	1.980
	30 - 50	430	272	90	1.860
	50 - 70	430	320	80	1.640
Intensives Grünland (128 BZI- Punkte)	0 - 10	840	292	250	1.770
	10 - 20	680	275	260	1.380
	20 - 40	475	270	140	1.210
	40 - 50	415	260	110	930
	50 - 70	410	270	110	1.555
Acker (12 BZI- Punkte)	0-20	890	530	640	1.550
	20-40	454	250	360	1.378
	40-50	389	202	151	600
	50-70	408	110	95	750

* Die Grundgesamtheit ist durch die Ausklammerung von insgesamt 14 BZI- Punkten (s. oben) reduziert. Zudem wurde nicht in Abhängigkeit von Verdichtungs- oder Rasterpunkt gewichtet.

Aus Tabelle 24 sind u.a. folgende Ergebnisse in bezug auf die P_t -Gehalte an den BZI-Punkten in Salzburg abzuleiten:

- Ein klarer Effekt der Tiefenstufe ist im Median bei allen drei Nutzungsformen zu erkennen, wobei der Gradient der P_t -Abnahme mit der Tiefe hin wesentlich geringer wird.
- Die Art der Nutzung spiegelt sich in den P_t -Gehalte wider: In den obersten 0-20 cm beträgt das Mittel der Mediane im extensiven Grünland 564 ppm, bei intensiven Grünland 760 ppm und der betreffende Median im Ackerbau bei 890 ppm
- Der geringsten Minimumwert (80 ppm) ist im extensiven Grünland im Unterboden (50-70 cm) anzutreffen. Das Ackerland weist den höchsten Minimumwert mit 640 ppm (in 0-20 cm Boden) auf. Der höchste Maximawert liegt bei 1.980 ppm (im extensiven Grünland in 20-30 cm Bodentiefe).
- Große P_t -Mengen sind im Unterboden aller Nutzungsformen anzutreffen, was sich auch in den absoluten Mengen an kg P/ha (s. Tabelle 25) zeigt

Tabelle 25: P_t-Gehalte in kg P/ha in den jeweiligen Tiefenstufen der BZI-Standorte in Salzburg: Mediane, Minima und Maxima *

Nutzung	Tiefenstufe (cm)	Mediane	Minimum	Maximum
Extensives Grünland	0 - 10	973	285	2.715
	10 - 20	720	210	2.865
	20 - 30	660	165	2.970
	30 - 50	1.290	270	5.580
	50 - 70	1.290	240	4.920
<i>Summe</i>		<i>4.933</i>	<i>1.170</i>	<i>19.050</i>
Intensives Grünland	0 - 10	1.260	375	2.655
	10 - 20	1.020	390	2.070
	20 - 40	1.425	420	3.630
	40 - 50	623	165	1.395
	50 - 70	1.230	330	4.665
<i>Summe</i>		<i>5.558</i>	<i>1.680</i>	<i>14.415</i>
Acker	0 - 20	2.670	1.920	4.650
	20 - 40	1.362	1.080	4.134
	40 - 50	583	227	900
	50 - 70	1.224	285	2.250
<i>Summe</i>		<i>5.839</i>	<i>3.512</i>	<i>11.934</i>

Berechnung auf Basis Tabelle 24

* Umrechnungsformel siehe Abkürzungsverzeichnis/Glossar, bei der Berechnung wurde die jeweilige Horizontmächtigkeit beachtet.

Aus Tabelle 25 geht hervor, daß auf den Grünlandstandorten der BZI die absoluten P_t-Mengen in 0-20 cm Bodentiefe (Summe aus 0-10 und 10-20 cm) im Median 1.693 (extensives Grünland) bis 2.280 kg P/ha (intensives Grünland) ausmachen. Auf den Ackerstandorten beträgt dieser Median 2.670 kg P/ha.

Die Abstufung der P_t-Gehalte an den BZI-Punkten, extensives Grünland < intensives Grünland < Ackerbau, spiegelt sich auch in den Medianen der P_t-Summen in 0-70 cm Bodentiefe wider. Dabei ist auch ersichtlich, daß bei allen drei Nutzungsformen diese P_t-Summen insgesamt mehr als das Doppelte der P_t-Mediane des Oberbodens (0-20 cm) ausmachen.

5.1.2.1.2 P_{CAL/DL}-GEHALTE

Im folgenden werden die deskriptiven Auswertungen der P_{CAL/DL}-Gehalte dargestellt (Tabelle 26), die im Rahmen dieser Arbeit über Rückstellproben der BZI-Punkte des intensiven Grünlandes im Oberboden nachgemessen wurden.

Tabelle 26: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P_{CAL/DL}-Gehalte der BZI Salzburg auf den Standorten des intensiven Grünlandes (in mg P₂O₅/100 g Boden) *

Nutzung	Tiefenstufe (cm)	N	Normalverteilung	Median	Mittelwert	Min.	Max.
Intensives	0-10	133	nein	2,0	3,5	0,4	38,2
Grünland	10-20	133	nein	0,9	1,6	0,0	11,5

* Es erfolgt *keine Gewichtung* der Punkte im Hinblick auf ihre Stellung als Rasterpunkt (4x4 km) oder Verdichtungspunkt (2x2 km).

Der Median der P_{CAL/DL}-Gehalte ist an den BZI-Punkten im Grünland bereits im obersten Bodenhorizont (0-10 cm) auf extrem tiefem Niveau (2,0 mg P₂O₅/100 g Boden) und fällt in 10-20 cm Bodentiefe noch weiter ab (s. Tabelle 26). Dieser Gradient findet sich auch bei den Minima- und Maxima-Werten.

Im intensiven Grünland liegen in 0-10 cm Tiefe 89 % der Werte unter 6 mg P₂O₅/100 g Boden (Versorgungsklasse A gemäß BMLF 1999b).

5.1.2.1.3 BEZIEHUNG ZWISCHEN P_t- UND P_{CAL/DL}-GEHALTE

Vor den Korrelationsrechnungen wurden BZI-Punkte mit folgenden Bodentypen eliminiert: Moorböden, Kunstböden, Mischböden, Ortsböden, gestörte Böden, Böden ohne Bezeichnung. Punkte mit einem Phosphorgesamtgehalt von 0 ppm oder ohne nachvollziehbare Neigungsangabe wurden ebenso entfernt. Es verblieben 122 von 134 BZI-Punkten des intensiven Grünlandes im Datensatz.

Eine einfache lineare Korrelation mit dem nichtparametrischen Verfahren von Spearman ergibt einen relativ guten Zusammenhang zwischen P_t- und P_{CAL/DL}-Gehalte im intensiven Grünland (für das als einziges P_{CAL/DL}-Gehalte vorliegen), allerdings nur bezogen auf die Tiefenstufe 1 (0-10 cm). In Tiefenstufe 2 nehmen die Korrelationskoeffizienten relativ stark ab (s. Tabelle 27). Diese Zusammenhänge gelten für „*entwickelte Böden*“ (u.a. Braunerden, Parabraunerden, Podsole, Auböden, Gleye.) und „*A-C-Böden*“ (Ranker, Rendzina, Pararendzina, Rohböden³⁶) gleichermaßen (allerdings weisen die „*A-C-Böden*“ weniger

³⁶ nach deutscher Klassifikation (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 399 ff). *Rohböden* wurden aus Gründen der Vereinfachung dieser Gruppe zugeordnet.

Wertepaare auf, daher haben die leicht höheren Korrelationskoeffizienten eine geringere Aussagekraft).

Tabelle 27: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte an den Standorten des intensiven Grünlandes der BZI-Salzburg

Nutzung	Tiefenstufe (TST)	Anzahl Wertepaare	r (Spearman)
Intensives Grünland („entwickelte Böden“)	TST 1 (0 – 10 cm)	109	0,46
	TST 2 (10 – 20 cm)	109	0,28
Intensives Grünland („A-C-Böden“)	TST 1 (0 – 10 cm)	13	0,53
	TST 2 (10 – 20 cm)	13	0,38

Zur genaueren Betrachtung dieser Zusammenhänge wurden die BZI-Punkte des intensiven Grünlandes, bei denen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Werte vorlagen (122 BZI-Punkte) in 2 Gruppen ($P_t \leq$ bzw. $>$ Median dieser 122 Punkte) zusammengefaßt und deren $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Häufigkeitsklassen gemäß den Versorgungsklassen des BMLF (1999b) eingeteilt (s. Abbildung 18).

Im Unterschied zum Median aller BZI-Punkte des intensiven Grünlandes in Tiefenstufe 1 (840 ppm) beträgt der Median der ausgewählten 122 BZI-Punkte 830 ppm.

97 % (60 von 62) aller BZI-Punkte der niedrigen P_t -Gruppe (Gruppe 1) liegen in der Klasse „sehr niedrig“ (A), in Gruppe 2 beträgt dieser Anteil 80 % (48 v. 60) (s. Abbildung 18). Gehören somit aus der Gruppe 1 nur 2 Punkte der Klasse B und C an, so sind 10 Punkte (= 17 %) aus der Gruppe 2 diesen beiden Klassen zuzuordnen. Darüber hinaus sind auch 2 Punkte der Gruppe 2 hinsichtlich ihrer $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in der Klasse D vorzufinden.

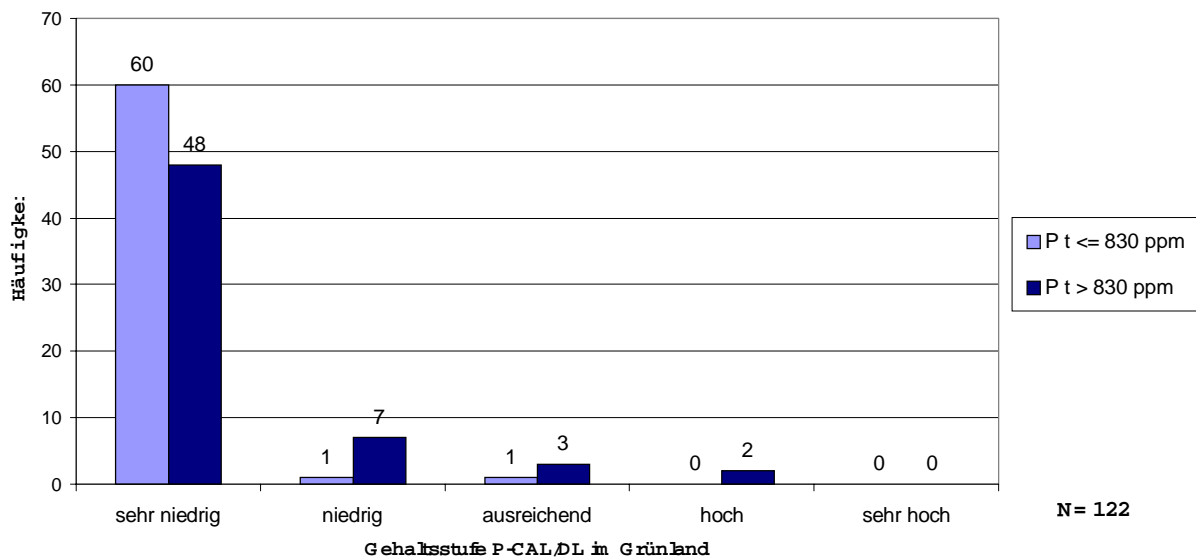


Abbildung 18: Häufigkeiten der BZI-Punkte im intensiven Grünland in den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t -Gruppen der BZI-Salzburg (Gruppe 1: $P_t \leq \text{Median}$; Gruppe 2: $P_t > \text{Median}$) Tiefenstufe 1 (0-10 cm)

5.1.2.2 Räumliche Verteilung der P_t -Gehalte in Salzburg

Bei der Darstellung der räumlichen Verteilung wurden nur jene BZI-Punkte unter Verwendung des räumlichen Interpolationsverfahrens Kriging interpoliert, die einen (befriedigenden) räumlichen Zusammenhang über das Variogramm bei den untersuchten Bodenparametern aufweisen. Dies war **nur** bei den P_t -Gehalten **im extensiven Grünland** für „entwickelte Böden“ der Fall (siehe Anhang-Abbildung 6).

Der räumliche Einflußbereich (Range) erstreckt sich aber auch hier über mehr als 55 km, sodaß Punkte bis zu einer Weite von 55 km bei der Interpolation berücksichtigt werden (wenn auch mit geringerer Gewichtung, je weiter entfernt diese sind). Daher ist auch hier *nur eine sehr grobe standortspezifische Differenzierung* bei der Interpolation möglich. Das Variogramm (s. Anhang-Abbildung 6) erklärt zudem die realen Werte (Semivarianz) nur befriedigend.

Für alle weiteren Nutzungsformen ist eine räumliche Interpolation sowohl bei den P_t - wie auch bei den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten nicht zu rechtfertigen, da eine zu starke großräumige Nivellierung der P_t -Gehaltsunterschiede durch die Interpolation erfolgt (Range über 80 km) und damit selbst grobe standortspezifische Betrachtungen verunmöglicht werden.

Abbildung 19 zeigt die P_t -Gehalte in Salzburg auf Basis der BZI für **Flächen mit extensiver Grünlandnutzung auf „entwickelten Böden“** in 0-10 cm Bodentiefe räumlich interpoliert. Erkennbar sind die hohen P_t -Gehalte (bis 900 ppm) im extensiven Grünland im östlichen Teil des KPG Lungau (Bezirk Tamsweg) und im KPG Mitterpinzgau.

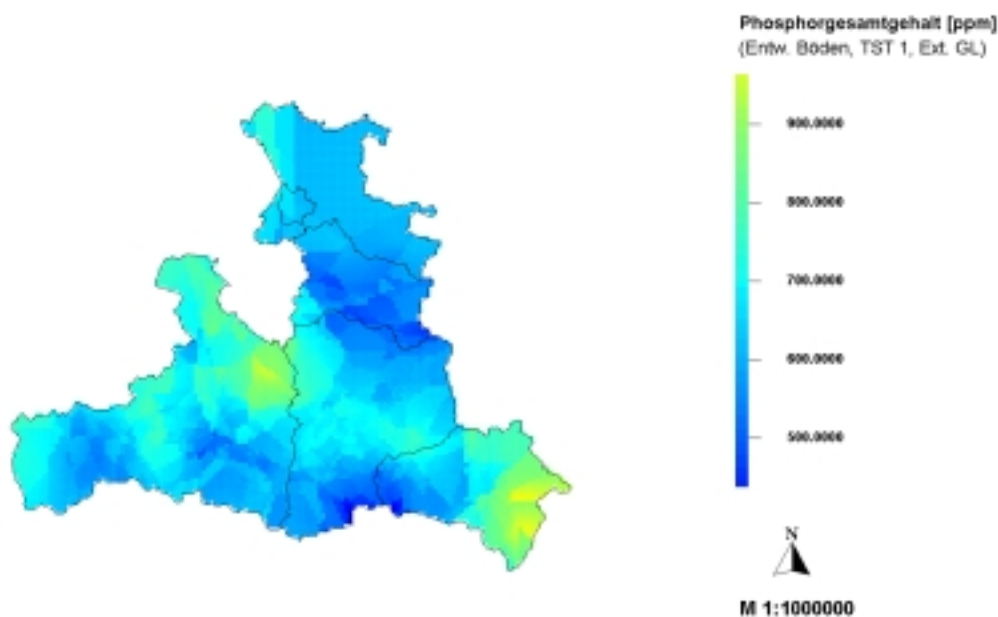


Abbildung 19: Interpolierte Verteilung (Kriging) der P_t -Gehalte an Standorten mit extensiver Grünlandnutzung auf „entwickelten Böden“ im Land Salzburg auf Basis der BZI-Werte

Tiefe P_t -Gehalte (kleiner 500 ppm) sind ausgehend von den BZI-Punkten mit extensiver Grünlandnutzung in Salzburg auf relativ kleinen Flächen festzustellen und zwar hauptsächlich im KPG Tennengau und in kleinen Gebieten in den Hohen Tauern an der südlichen Landesgrenze.

5.1.2.3 Modellierung der P_t -Gehalte in Salzburg

Im Zusammenhang mit der BZI Salzburg wurde in dieser Arbeit der Versuch begonnen, den P_t -Gehalt im Rahmen einfacher Modelle zu schätzen und wichtige Einflußfaktoren auf die P-Vorräte im Boden zu identifizieren. Es wurde eine umfangreiche Reihe von linearen und logarithmierten Schätzmodelle aufgestellt und anhand der Daten der BZI Salzburg angepaßt und geprüft. Die hier und einzelne im Anhang dargestellten Modelle (sowie Modell 1-3 der BZI NÖ/BGLD) erwiesen sich als die Aussagekräftigsten.

Aus dem Datensatz der BZI-Salzburg wurden zunächst nur Punkte ohne oder mit extrem erhöhten P_t -Gehalten, Kunstböden, und Standorte ohne Angabe der Geländeform entfernt. Danach wurde in einem ersten Schritt, um für den P_t -Gehalt relevante Einflußfaktoren zu

testen, Spearman-Rangkorrelation gerechnet (die hier aus Gründen des Umfangs nicht mitgeteilt werden) .

In einem zweiten Schritt wurden eine Reihe von *linearen Modellen* für alle drei Nutzungsformen entwickelt, die jeweils *Geologie*, C_{org} , *Tiefenstufe* und *Geländeform* (statt der Neigung) jedoch nicht den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt berücksichtigen. Zur Gültigkeit linearer Modelle für die P_t -Schätzung auf Basis der BZI-Datensätze gelten die Ausführungen in Kapitel 5.1.1.5.

Diese Modelle weisen hohe Bestimmtheitsmaße ($B=0,29$ bis $0,66$, siehe Modell D im Anhang) auf. Jedoch für die Schätzung der P_t -Gehalte im Oberboden des Ackerlandes und des intensiven Grünlandes sind diese Ergebnisse zu relativieren (geringer Stichprobenumfang im Ackerland, Absinken des B bei Berücksichtigung nur der ersten beiden Tiefenstufen im intensiven Grünland auf $B=0,28$; siehe Anhang).

Es wurden in einem dritten Schritt lineare Modelle (Modelle A bis C) aus Sicht der Praxisrelevanz nur für den Oberboden³⁷ im *intensiven Grünland* ausgearbeitet (eingeschränkt auf die „entwickelten Böden“³⁸, $n=109$) und anhand der BZI-Daten der Tiefenstufe 1 und 2 adaptiert und getestet.

Davor wurden, um für den P_t -Gehalt relevante Einflußfaktoren im bearbeiteten Datensatz zu analysieren, im *intensiven Grünland* für „entwickelte Böden“ und „A-C-Böden“ in den Tiefenstufen 1 und 2 Spearman-Rangkorrelation gerechnet (s. Anhangtabelle 15 bis 18).

Der Modelltyp für die Modelle A bis C wurde deswegen nur für das intensive Grünland kreiert, da nur bei dieser Nutzungsform auch $P_{CAL/DL}$ -Gehalte vorliegen, die eine wichtige Schätzgröße im Oberboden darstellen (siehe z.B. Korrelationsergebnisse in den Anhangtabellen 5, 6, 15 und 16). Der Datensatz der BZI-Salzburg/intensives Grünland wurde wie bei den Korrelationen $P_t/P_{CAL/DL}$ um einige weitere Punkte reduziert (*122 von 134 BZI-Punkte des intensiven Grünlandes verblieben im Datensatz, s. Kapitel 5.1.2.1.3*).

Das aussagekräftigste Modell (Modell A) basiert auf folgender Gleichung (Modell B und C siehe Anhangtabelle 19 - Anhangtabelle 22):

³⁷ Die Tiefenstufe hat einen sicheren Effekt auf den P_t -Gehalt, was jene Modelle belegen, die diesen Faktor inkludiert haben (siehe Modell D im Anhang).

³⁸ Die Modelle A sowie B und C (siehe Anhang) wurden für die A-C-Böden der Tiefenstufen 1+2 nicht geprüft, da die Anzahl der Beobachtungen ($N= 13$) in dieser Gruppe keine sinnvolle Modellierung ermöglicht.

Modell A – Intensives Grünland - geschätzt für Tiefenstufe 1

$$P_{ges} = \exp(\mu + \text{Geologie}_i + \beta_1 N + \beta_2 C_{org} + \beta_3 \text{Neigung} + \beta_4 \text{PCAL_Tst}_1)$$

$P_{ges} = P_t$	Gesamt-Phosphor-Gehalt in ppm
μ	allgemeine Konstante
Geologie_i	fixer Effekt der Geologie ³⁹
N	Gesamt-Stickstoff-Gehalt
C_{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff
Neigung	Neigung in % ⁴⁰
PCAL_Tst_1	$P_{CAL/DL}$ -Gehalt in der Tiefenstufe 1 in mg $P_2O_5/100g$ Boden
$\beta_1 - \beta_4$	lineare partielle Regressionskoeffizienten

N=109, Gesamtmodell ^{*}, B=0,40**

Tabelle 28: Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Salzburg, intensives Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 1

Parameter	Effekt
μ	6.4656
Geologie^{**}	
Pleistozäne und rezente Sedimente	0.0542
Pleistozäne und tertiäre Sedimente	-0.1534
Flysch und Klippenzone	-0.2030
Serien der nördlichen Kalkalpen	-0.0169
Serien der Grauwackenzone	0.2494
Serien des Altkristallins	0.0171
Serien der Radstätter Tauern	-0.0113
Serien der Tauernschieferhülle	0.00
Neigung^{**}	-0.0039
N^{**}	2.1907
Corg[*]	-0.1643
PCAL_Tst₁^{***}	0.0260

*.... $P < 0,05$ (signifikanter Einfluß), **.... $P < 0,01$ (hochsignifikanter Einfluß), ***... $P < 0,001$ (sicherer Einfluß), n.s....nicht signifikanter Einfluß

Modell A – Intensives Grünland - geschätzt für Tiefenstufe 2

³⁹ aus der Übersichtsdarstellung im geochemischen Atlas (Thalman et al. 1989), da keine detaillierte lithologische Kartierung vorlag. (Die Zuordnung war aufgrund des kleinmaßstäbigen Planes und der geringen Differenzierung der geologischen Karte jedoch nur relativ ungenau möglich).

⁴⁰ Bei der BZI Salzburg wurde bei jedem Punkt auch eine detaillierte Geländeaufnahme durchgeführt. Eine Einordnung der Geländeformen basierend auf den allgemeinen Richtlinien der Bodenzustandsinventur (BLUM et. al., 1996) wurde vom Autor im Hinblick unterschiedlicher Erosionsprozesse vorgenommen und im P_t -Schätzmodell D berücksichtigt (siehe Schätzmodell D im Anhang).

$$P_{ges} = \exp(\mu + \text{Geologie}_i + \beta_1 N + \beta_2 C_{org} + \beta_3 \text{Neigung} + \beta_4 \text{PCAL_Tst}_2)$$

N=109, Gesamtmodell^{*}, B=0,33**

Tabelle 29: Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t-Gehalte der BZI Salzburg, intensives Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 2

Parameter	Effekt
μ	6.2473
Geologie[*]	
Pleistozäne und rezente Sedimente	0.0446
Pleistozäne und tertiäre Sedimente	-0.1171
Flysch und Klippenzone	-0.2516
Serien der nördlichen Kalkalpen	-0.1071
Serien der Grauwackenzone	0.3097
Serien des Altkristallins	0.0084
Serien der Radstätter Tauern	-0.056
Serien der Tauernschieferhülle	0.0000
Neigung⁺	-0.0030
N^{n.s.}	1.7750
Corg^{n.s.}	-0.0893
PCAL_Tst₂^{**}	0.0463

⁺.....P<0,1 , ^{*}.....P<0,05 (signifikanter Einfluß), ^{**}....P<0,01 (hochsignifikanter Einfluß) ,

^{***}...P<0,001 (sicherer Einfluß), n.s...nicht signifikanter Einfluß

Die Bestimmtheitsmaße des Modells A mit B = 0.40 (für TST 1: 0-10 cm) bzw. B = 0.33 (für TST 2: 10-20 cm) zeigt, daß mit diesem Modell 40 bzw. 33 % der Variation der P_t-Gehalte im Oberboden aus der BZI Salzburg erklärt werden kann.

Aus dem befriedigenden Schätzergebnis des Modells A kann **ein signifikanter Effekt folgender Parameter auf den P_t-Gehalt** (insbes. in Tiefenstufe 1) festgestellt werden:

- Geologie
- Neigung
- P_{CAL/DL}-Gehalt
- C_{org} bzw. N_t (da C_{org} und N_t von einander nicht unabhängige Variablen sind - sie sind miteinander hoch korreliert - wird deren Effekt auf den P_t-Gehalt „aufgeteilt“ bzw. gegenseitig korrigiert).

Aus den Ergebnisse der Modelle B-D haben neben Geologie, C_{org} bzw. N_t , folgende *weitere Parameter* einen signifikanten Effekt:

- Tiefenstufe
- Geländeform (statt Neigung eingesetzt, siehe Modell D im Anhang)

Der geprüfte Einfluß des Bodentyps hat keinen signifikanten Effekt auf den P_t -Gehalt und führt bei Ersatz der geologischen Parameter durch den Bodentyp zu einer Verschlechterung des Bestimmtheitsmaßes des Modells um 0,16 bzw. 0,18 (s. Modell C in der Anhangtabelle 21 und 22).

5.1.2.3.1 EINFLUß DER GRÜNLANDGRUNDZAHL BZW. DER GRÜNLANDZAHL AUF DEN P_t -GEHALT

Die Grünlandgrundzahl und die Grünlandzahl aus der Bodenschätzung wurden nur bei der BZI Salzburg im Rahmen einer Zusatzuntersuchung hinsichtlich ihrer Eignung als P_t -Schätzparameter überprüft. Aus Gründen des Aufwandes konnten nur für die BZI-Punkte aus intensiver Grünlandnutzung im Rahmen dieser Arbeit die Grünlandgrundzahl und die Grünlandzahl ermittelt werden.

In der Abbildung 20 ist erkennbar, was in den Korrelationsberechnungen quantifiziert wird: Es besteht kein signifikanter Zusammenhang zwischen Grünlandgrundzahl und P_t -Gehalt an den untersuchten 125 BZI-Punkten. Die Bestimmtheitsmaße bzw. die Korrelationskoeffizienten sind auf sehr tiefem Niveau:

- Das Bestimmtheitsmaß zwischen Grünlandgrundzahl und P_t -Gehalt über aller Werte (keine Unterteilung in Tiefenstufen) beträgt **1.57%** ($B= 0,0157$).
- Nach Unterteilung in die 5 Tiefenstufen lassen sich folgende Bestimmtheitsmaße errechnen:
 - Tiefenstufe 1: 0.04% (positive Korrelation)
 - Tiefenstufe 2: 0.23% (negative Korrelation)
 - Tiefenstufe 3: 2.07% (negative Korrelation)
 - Tiefenstufe 4: 12.51% (negative Korrelation)
 - Tiefenstufe 5: 12.72% (negative Korrelation)

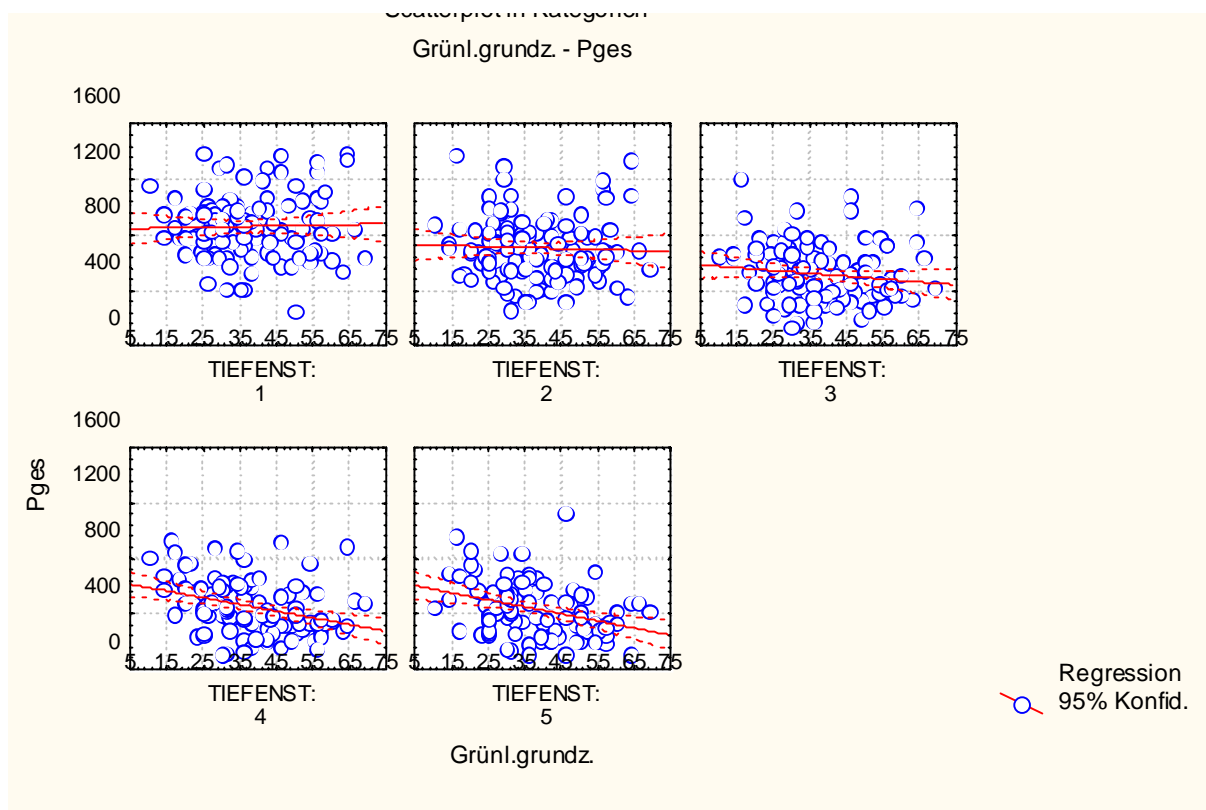


Abbildung 20: Scatterplot der Variablen Grünlandgrundzahl (x-Achse) und P_t -Gehalte (y-Achse, in ppm), Nutzungsform intensives Grünland der BZI Salzburg kategorisiert für alle 5 Tiefenstufen *

* Phosphorgesamtgehalte > 1500 ppm wurden eliminiert (8 Punkte).

In Abbildung 21 ist der ebenso fehlende Zusammenhang zwischen Grünlandzahl und P_t -Gehalt an den untersuchten 125 BZI-Punkten ersichtlich. Auch hier sind die Bestimmtheitsmaße bzw. die Korrelationskoeffizienten auf sehr tiefem Niveau:

- So beträgt das Bestimmtheitsmaß zwischen Grünlandzahl und P_t -Gehalte über aller Werte (keine Unterteilung in Tiefenstufen) nur **0.78%**.
- Nach Unterteilung in die 5 Tiefenstufen lassen sich folgende Bestimmtheitsmaße errechnen:
 - Tiefenstufe 1: 0.56% (positive Korrelation)
 - Tiefenstufe 2: 0.00%
 - Tiefenstufe 3: 0.71% (negative Korrelation)
 - Tiefenstufe 4: 9.43% (negative Korrelation)
 - Tiefenstufe 5: 9.63% (negative Korrelation)

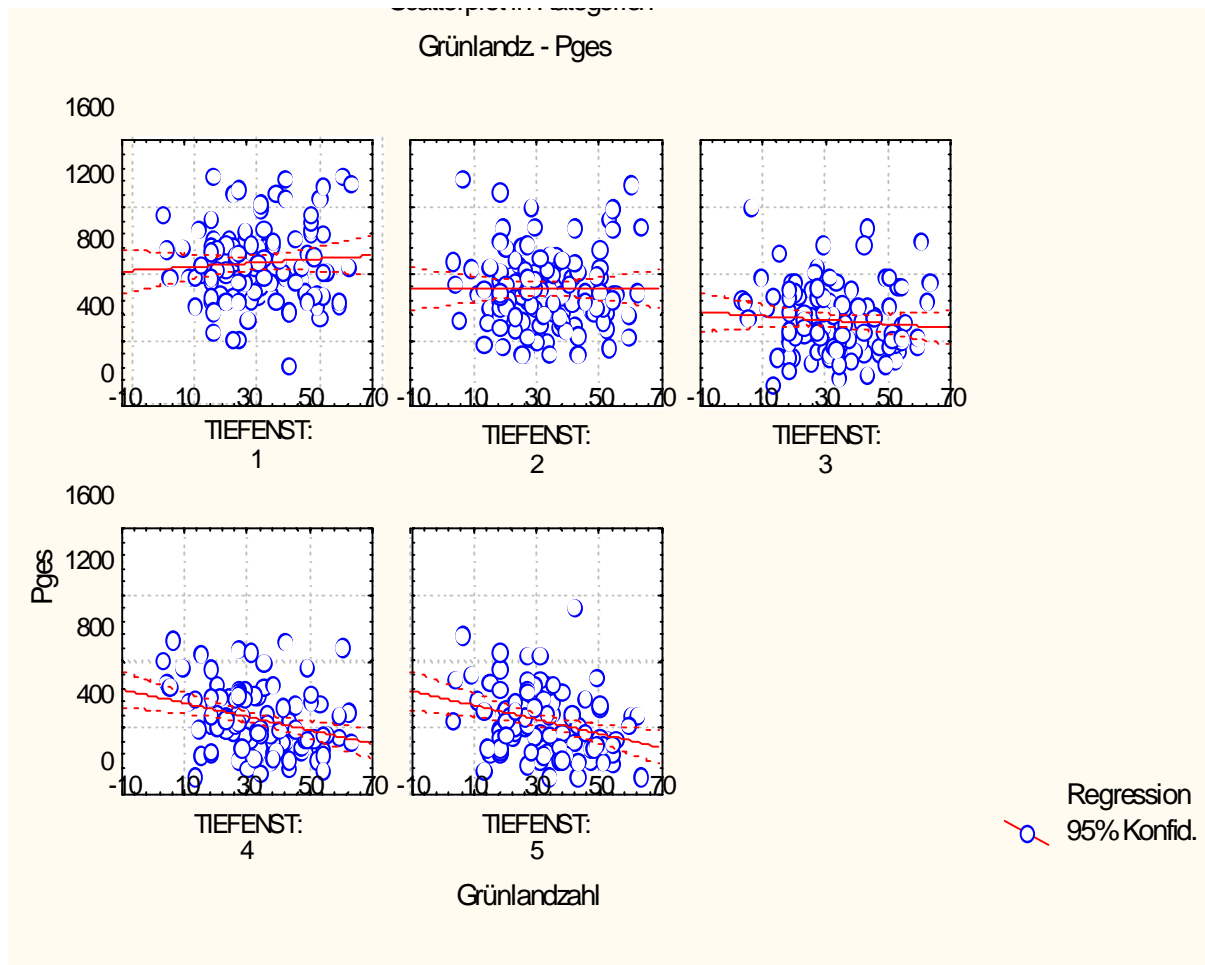


Abbildung 21: Scatterplot der Variablen Grünlandzahl (x-Achse) und P_T -Gehalte (y-Achse, in ppm), Nutzungsform intensives Grünland der BZI Salzburg kategorisiert für alle 5 Tiefenstufen *

* Phosphorgesamtgehalte > 1500 ppm wurden eliminiert (8 Punkte).

Aufgrund des fehlenden Zusammenhanges zum P_T -Gehalt fanden die Grünlandgrundzahl und die Grünlandzahl keinen Eingang in ein P_T -Schätzmodell.

Geologische bzw. **geochemische Daten** zum P_T -Gehalt in Salzburg aus **Bachsedimenten** und Gesteinsgeochemieprojekten (PIRKL 1998) sind nur für die südliche Hälfte von Salzburg verfügbar. Die nach Kriging interpolierten Werte zeigen vielfach Unterschiede zu den P_T -Gehalten im Oberboden der BZI-Punkte, wobei diese nicht gleichgerichtet sind. Da es sich bei den vorliegenden Daten um Sedimente meist aus Gebirgsbächen handelt, erscheint infolge stärkerer Überschwemmungsereignisse (stärkeres Ausmaß der Hochwasserereignisse und weitere Wegstrecken des Sedimenttransportes) ein standortsbezogener Vergleich mit den P_T -Gehalten im Boden nicht realisierbar. Daher wird auf eine detailliertere Mitteilung verzichtet.

5.1.3 P-Vorräte (P_t), und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Böden Tirols

Im Gegensatz zur BZI NÖ/Bgld. liegen *keine* P_{H_2O} -Werte vor, daher können nur die P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte hier dargestellt werden. Im folgenden werden die Daten der BZI aus dem Jahr **1988** herangezogen (da für alle BZI-Punkte nur aus diesem Jahr die Daten vorliegen). Ein Vergleich zwischen jenen BZI-Punkten, die 1988 und 1994 beprobt wurden, ist in den folgenden Kapiteln sowie in der Diskussion in Kurzform dargestellt, detailliertere Angaben hierzu sind im Anhang.

5.1.3.1 Deskriptive Statistik – Übersicht über den Status der P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte

5.1.3.1.1 P_t - GEHALTE

Ein Überblick über die deskriptive Auswertung der P-Bodenvorräte (P_t -Gehalte) in Tirol an den BZI-Punkten mit landwirtschaftlicher Nutzung ist in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 30: Deskriptive Statistik der P_t -Gehalte der BZI Tirol auf Basis der Daten vom Jahr 1988 (in ppm) *

Nutzungsart	Tiefen-stufe [cm] ⁴¹	Median	Mittelwert	s	Maximum	Minimum
Grünland (138 BZI-Punkte)	0 - 10	855	901	335	2.400	260
	25 – 45	710	729	380	3.300	130
Alm (202 BZI-Punkte)	0 - 10	615	645	241	2.100	140
	20 – 35	530	553	274	1.900	110
Wechselland (33 BZI-Punkte)	0 - 20	1.000	1.053	266	1.800	610
	30 – 50	860	916	216	1.500	550
Acker (14 BZI-Punkte)	0 - 20	1.100	1.099	277	1.700	660
	30 - 50	875	878	281	1.500	540

*Es erfolgt *keine* Gewichtung der Punkte im Hinblick auf ihre Stellung als Rasterpunkt (4x4 km) oder Verdichtungspunkt (2x2 km).

Werden Acker- und Wechselland zusammengeführt, so ergibt sich in 0-10 cm ein Median des P_t -Gehaltes von 1.000 ppm (Mittelwert: 1.066 ppm) sowie in 30-50 cm von 870 ppm (Mittelwert: 904 ppm).

⁴¹ Die angegebenen Tiefenstufen stellen gerundete Mittelwerte der vielfach von Punkt zu Punkt leicht variierenden Tiefenstufen dar.

Aus Tabelle 30 sind u.a. folgende Ergebnisse in bezug auf die P_T -Gehalte an den BZI-Punkten in Tirol abzuleiten:

- Ein klarerer Effekt der Tiefenstufe ist im Median bei allen vier Nutzungsformen zu erkennen.
- Die Art der Nutzung spiegelt sich in den P_T -gehalten wider: In 0-10 cm Bodentiefe beträgt der P_T -Median der Almen 615 ppm und bei Grünland 855 ppm. Im Wechselland und im Acker (jeweils in 0-20 cm) liegt der P_T -Median bei 1.000 bzw. 1.100 ppm.
- Der geringsten Minimumwert (110 ppm) ist in den Almen in 20–35 cm Bodentiefe anzutreffen. Das Ackerland weist den höchsten Minimumwert mit 660 ppm (in 0-20 cm Boden) auf, das höchste Maximumwert liegt hingegen im Grünland in 25-45 cm Bodentiefe bei 3.300 ppm
- Sehr große P_T -Mengen sind im Unterboden aller Nutzungsformen anzutreffen, was sich auch in den absoluten Mengen an kg P/ha (s. Tabelle 25) zeigt

Die dargestellten P_T -Gehalte aus dem Jahr 1988 erhöhten sich bis zum Jahr 1994 bei den wiederbeprobten 92 Punkten (= 25 % der aller BZI-Punkte mit landw. Nutzung) im Mittel um 98 ppm (151 ppm im Grünland, 59,3 ppm im Acker im Oberboden; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1996; s. Anhang).

Die absoluten P_T -Mengen in kg P/ha betragen auf den Grünlandstandorten der BZI Tirol in 0-20 cm Bodentiefe im Median mindestens 1.718 (Almen) bis 2.348 kg P/ha (Grünland). Aufgrund des Schätzverfahrens für die Medianberechnung in 0-20 cm im Grünland und bei Almen ist ein tatsächlich höherer Wert sehr wahrscheinlich (s. Fußnote 42).

Auf den Ackerstandorten beträgt dieser Median 3.000 (Wechselland) bis 3.300 kg P/ha (Ackernutzung) (s. Tabelle 25)

Werden die Mediane der P_T -Gehalte des Ober- und Unterbodens addiert, so betragen - unter Berücksichtigung der in Tabelle 25 *fehlenden Horizonte* (Schätzung) - die P-Bodenvorräte an den BZI-Punkten im Grünland in 0 - 50 cm Bodentiefe insgesamt 5600 und im Wechselland bzw. Acker 6870 bzw. 7240 kg P/ha.

Die starke Streuung der P-Bodenvorräte insbesondere bei Grünland- und Almnutzung ist auch an den Minima- und Maximumwerten der Tabelle 25 zu erkennen

Tabelle 31: P_T -Gehalte in kg P/ha in den jeweiligen Tiefenstufen der BZI-Standorte in Tirol: Mediane, Minima und Maxima ; auf Basis der BZI-Daten vom Jahr 1988 *

Nutzung	Tiefenstufe [cm]	Mediane	Minimum	Maximum
Grünland	0 - 20	2.348 ⁴²	585	8.550
	25 - 45	2.130	390	9.900
Summe		4.478	975	18.450
Alm	0 - 20	1.718 ⁴²	375	6.000
	20 - 35	1.193	248	4.275
Summe		2.910	623	10.275
Wechselland	0 - 20	3.000	1.830	5.400
	30 - 50	2.580	1.650	4.500
Summe		5.580	3.480	9.900
Acker	0 - 20	3.300	1.980	5.100
	30 - 50	2.625	1.620	4.500
Summe		5.925	3.600	9.600

Berechnung auf Basis von Tabelle 30

* Umrechnungsformel siehe Abkürzungsverzeichnis/Glossar, bei der Berechnung wurde die jeweilige Horizontmächtigkeit beachtet.

5.1.3.1.2 P_{CAL/DL} - GEHALTE

Im Grünland sind der Median und Mittelwert der P_{CAL/DL}-Gehalte an den BZI-Punkten bereits in 0-10 cm Bodentiefe auf sehr tiefem Niveau bei 3,9 bzw. 7,4 mg P₂O₅/100 g Boden. Im Unterboden fallen diese Werte in erheblichem Maße weiter ab (s. Tabelle 26). Dieser ausgeprägte Gradient spiegelt sich vielfach bei den Minima- und Maxima-Werten – wenn auch weniger stark wider. Noch tiefer liegen erwartungsgemäß die P_{CAL/DL}-Gehalte an den BZI-Punkten mit Almnutzung (Median im Oberboden: 2,1 mg P₂O₅/100 g Boden).

Acker- und Wechsellandböden an den BZI-Punkten weisen im Mittel P_{CAL/DL}-Werte über 14 mg P₂O₅/100 g Boden in 0-20 cm Bodentiefe auf (der Median im Wechselland liegt jedoch nur bei 8,7 mg) und auch die entsprechenden Werte der Unterböden sind im Mittel mit über 7 mg P₂O₅/100 g Boden noch relativ hoch, nicht jedoch bei Betrachtung der Mediane (3,0 - 4,4 mg, s. Tabelle 26).

Tabelle 32: Zusammenfassende deskriptive Statistik der P_{CAL/DL}-Gehalte der BZI Tirol auf Basis der Daten vom Jahr 1988 (in mg P₂O₅/100 g Boden) *

Nutzungsart	Tiefenstufe	Median	Mittelwert	s	Maximum	Minimum
-------------	-------------	--------	------------	---	---------	---------

⁴² Als Median der P_t-Gehalte für 0-20 cm bei Grünland und Almen wurde der P_t-Wert der Tiefenstufen 0-10 und 25-45 bzw. 20-35 cm herangezogen, da die P_t-Gehalte in 10-20 cm und somit auch für 0-20 cm im Vergleich zu den P_t-Gehalten in 0-10 cm wegen des P_t-Tiefengradienten als geringer anzunehmen sind. Die P_t-Gehalte aus dem Unterboden unterschätzen allerdings die Gehalte in 10-20 cm Bodentiefe. Auf diese Weise wird somit ein Mindestgehalt errechnet.

	[cm]					
Grünland 138 BZI-Punkte	0 - 10	3,9	7,4	10,3	68,7	0,2
	25 - 45	0,9	3,2	8,2	61,9	0,2
Alm 202 BZI-Punkte	0 - 10	2,1	3,6	3,6	22,9	0,2
	20 - 35	0,2	0,7	1,0	5,0	0,2
Wechselland 33 BZI-Punkte	0 - 20	8,7	14,8	18,0	87,1	0,9
	30 - 50	3,0	7,2	10,5	50,4	0,2
Acker 14 BZI-Punkte	0 - 20	17,0	17,9	10,9	36,7	4,4
	30 - 50	4,4	9,0	8,9	27,5	0,9

Berechnungen auf Basis der BZI-Daten von 1988

* Es erfolgt *keine Gewichtung* der Punkte im Hinblick auf ihre Stellung als Rasterpunkt (4x4 km) oder Verdichtungspunkt (2x2 km).

Bei der Zusammenführung der Daten von Acker- und Wechselland ergibt sich ein Median des $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes von 9,4 mg $P_2O_5/100$ g Boden (Mittelwert: 15,7 mg) sowie in 30 – 50 cm von 3,9 mg $P_2O_5/100$ g Boden (Mittelwert: 7,7 mg).

Große Unterschiede zwischen $P_{CAL/DL}$ -Median und -Mittelwert im Grünland und Wechselland zeigen auf, daß eine - wenn auch kleine - Anzahl von Punkten sehr hohe $P_{CAL/DL}$ -Gehalte aufweist (bis max. 68,7 bzw. 87,1 mg $P_2O_5/100$ g).

Im Grünland liegen in 0-10 cm Tiefe 65 % der Werte unter 6 mg $P_2O_5/100$ g Boden (Versorgungsklasse A gemäß BMLF 1999b) bei den Almen sind es 84 %. Demgegenüber beträgt im Acker- bzw. Wechselland dieser Prozentsatz nur 20 bzw. 39 %.

5.1.3.1.3 BEZIEHUNG ZWISCHEN P_t - UND $P_{CAL/DL}$ -GEHALTE

In diesem Unterkapitel erfolgt erstmals (korrespondierend zur BZI Salzburg) eine *Unterteilung* der Daten der BZI Tirol in „A-C-Böden“ (Ranker, Rendzina, Pararendzina, Rohböden) und „entwickelte Böden“ (u.a. Braunerden, Parabraunerden, Tschernosem, Podsole, Auböden, Pseudogley, Gleye). Danach erfolgte wie bei der BZI Salzburg die Eliminierung von BZI-Punkten (insgesamt 28 Punkte bei Grünland und Almnutzung wurden eliminiert: BZI-Punkte auf Moorböden, Kunstböden, Mischböden, Ortsböden, gestörte Böden und auf Böden ohne Bezeichnung sowie Punkte mit einem P_t -Gehalt von 0 ppm oder ohne nachvollziehbare Neigungsangabe).

Eine einfache lineare Korrelation mit dem nichtparametrischen Verfahren von Spearman ergibt - allerdings nur bei „entwickelten Böden“ - einen relativ guten Zusammenhang zwischen P_t - und P_{CAL} -Gehalte bei Almen und Grünland (hier als „Grünland“

zusammengefaßt), und zwar nicht nur im Oberboden ($r = 0,48$) sondern auch im Unterboden ($r=0,46$). Bei „A-C-Böden“ sind hingegen die Korrelationskoeffizienten kleiner 0,20 (s. Tabelle 27).

Tabelle 33: Spearman Rangkorrelationen zwischen P_t - und P_{CAL} -Gehalte im „Grünland“ (Grünland und Almen zusammengefaßt) der BZI Tirol

Nutzung	Tiefenstufe (TST)	Anzahl Wertepaare	r (Spearman)
„Grünland“ („entwickelte Böden“)	TST 1 (0 - 10 cm)	223	0,48
	TST 2 (20/25 - 35/45 cm)	163	0,46
„Grünland“ („A-C-Böden“)	TST 1 (0 - 10 cm)	89	0,17
	TST 2 (20/25 - 35/45 cm)	20	0,12

Zur genaueren Betrachtung dieser Zusammenhänge wurden der bearbeitete Datensatz der BZI-Punkte des „Grünlandes“ (Grünland und Almennutzung, 312 BZI-Punkte) in 2 Gruppen ($P_t \leq$ bzw. $>$ Median dieser 312 Punkte) zusammengefaßt und deren $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in Häufigkeitsklassen gemäß den Versorgungsklassen des BMLF (1999b) eingeteilt.

Der Median aller BZI-Punkte des „Grünlandes“ der BZI Tirol (340 Punkte) in Tiefenstufe 1 ist ident mit dem Median der ausgewählten 312 BZI-Punkte (695 ppm).

88 % (138 von 156) aller BZI-Punkte der niedrigen P_t -Gruppe (Gruppe 1) liegen in der Klasse „sehr niedrig“ (A), in Gruppe 2 beträgt dieser Anteil nur 66 % (103 v. 156) (s. Abbildung 18). Gehören somit aus der Gruppe 1 nur 17 Punkte (= 11 %) der Klasse B und C an, so sind 40 Punkte (= 26 %) aus der Gruppe 2 diesen beiden Klassen zuzuordnen. Darüber hinaus sind auch 13 Punkte der Gruppe 2 hinsichtlich ihrer $P_{CAL/DL}$ -Gehalte in der Klasse D und E vorzufinden, in Gruppe 1 ist es nur 1 BZI-Punkt.

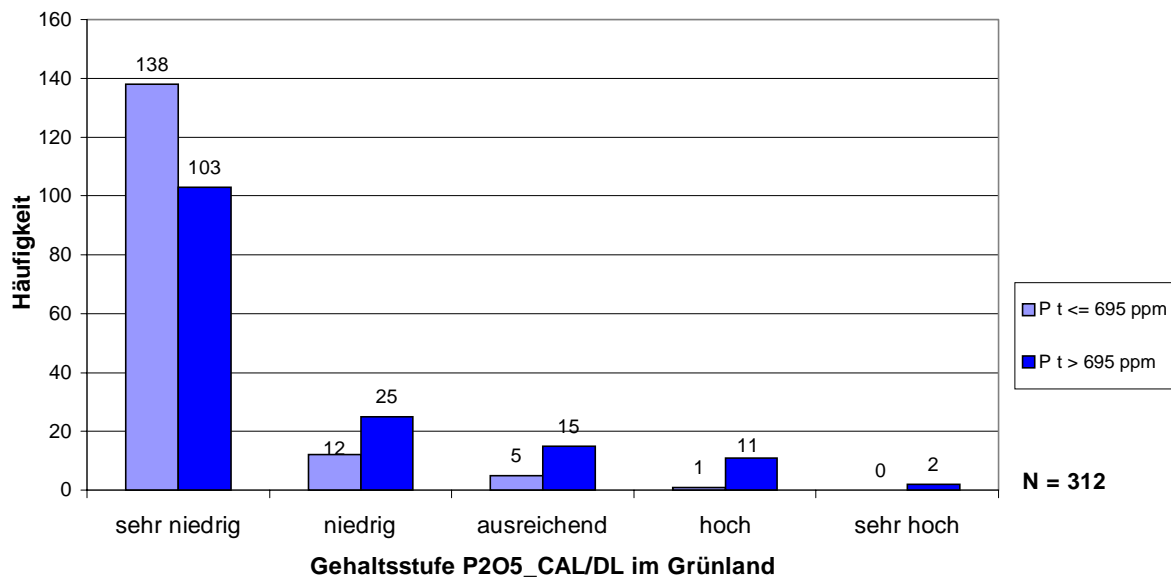


Abbildung 22: Häufigkeiten der BZI-Punkte im „Grünland“ (Grünland und Almen) in den P_{CAL/DL}-Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t-Gruppen der BZI-Tirol (Gr. 1: P_t ≤ Median; Gr. 2: P_t > Median), Tiefenst. 1 (0-10 cm)

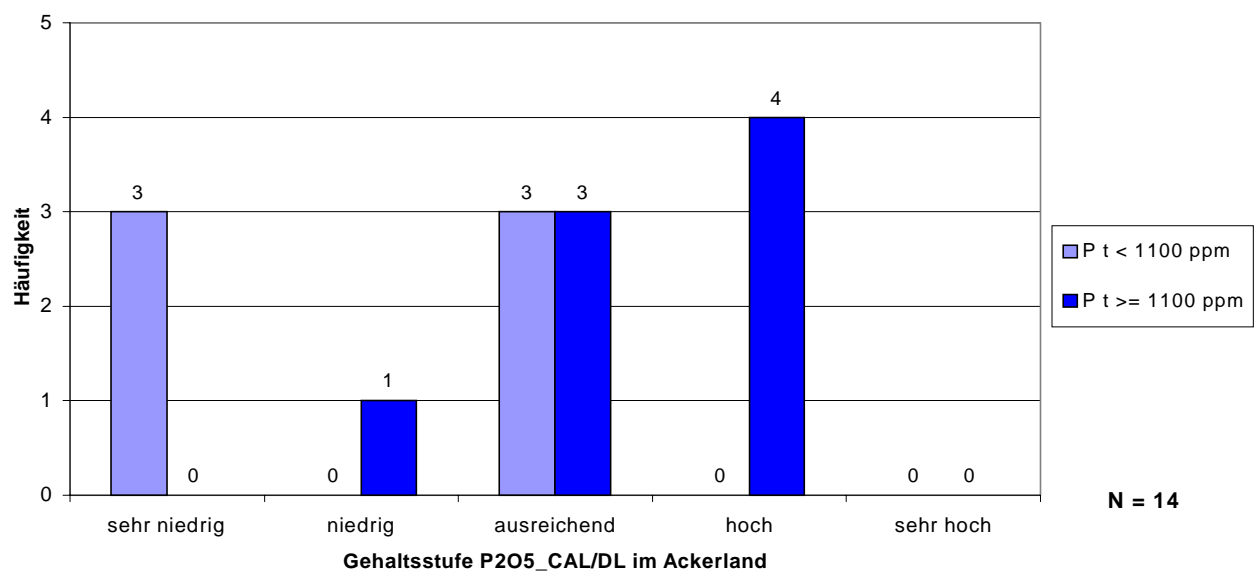


Abbildung 23: Häufigkeiten der BZI-Punkte im Acker (*ohne Wechselwiese*) in den P_{CAL/DL}-Versorgungsklassen nach BMLF (1999b) innerhalb zweier P_t-Gruppen der BZI-Tirol (Gr. 1: P_t ≤ Median; Gr. 2: P_t > Median) Tiefenst. 1 (0-10 cm)

Im Ackerbau kommt es in den beiden P_t -Gruppen ebenso zu einer - ähnlich gerichteten - unterschiedlichen Häufigkeitsverteilung zu den $P_{CAL/DL}$ -Gehaltsklassen (s. Abbildung 23). Der Stichprobenumfang ($n = 14$) ist jedoch sehr gering.

Detailliertere Korrelationsrechnungen zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalten sowie zwischen P_t -Gehalte und weiteren Boden- und Standortparametern sind den Anhangtabellen 26 bis 29 zu entnehmen.

5.1.3.2 Räumliche Verteilung der P_t -Gehalte in Tirol

Da bei keinem Phosphor-Parameter ein befriedigender räumlicher Zusammenhang über das Variogramm nachzuweisen war (aufgrund der Heterogenität der geologischen und standörtlichen Bedingungen in den Nord- und Südalpen sowie des Einflusses von Hang- und Tallagen), wurde auf die Darstellung der räumlichen Verteilung unter Verwendung des räumlichen Interpolationsverfahrens Kriging verzichtet.

5.1.3.3 Modellierung der P_t -Gehalte in Tirol

Im Zusammenhang mit der BZI Tirol wurde in dieser Arbeit der Versuch aufbauend auf den Erkenntnissen der BZI Salzburg fortgesetzt, den P_t -Gehalt im Rahmen einfacher Modelle zu schätzen und wichtige Einflußfaktoren auf die P-Vorräte im Boden zu identifizieren. Es wurde eine Reihe von linearen und logarithmierten Schätzmodelle aufgestellt und anhand der Daten der BZI Tirol angepaßt und geprüft. Die Datenaufbereitung erfolgte in der bereits in Kapitel 5.1.3.1.3 dargestellten Weise.

Die hier und im Anhang dargestellten Modelle erwiesen sich als die Aussagekräftigsten. Es handelt sich dabei um die für die BZI Salzburg entwickelten linearen Modelle (Modelle A bis C, siehe Kapitel 5.1.2.3). Diese wurden für die Nutzungsformen Grünland und Almen (wiederum zusammengefaßt als „Grünland“) adaptiert und getestet. Die Prüfung bezog sich aufgrund ausreichender Stichprobenumfänge sowohl auf den Ober- wie Unterboden und auch auf beide Gruppen von Bodentypen („entwickelte Böden“, „A-C-Böden“).

Das Modell D der BZI Salzburg wurde bei der BZI Tirol nicht mehr getestet, hingegen wurde ein neues Modell, hier genannt mit „**Modell E**“ kreiert, das auch den $K_{CAL/DL}$ -Gehalt berücksichtigt (s. Anhangtabelle 38 und 39).

Das Modell A hat wie bei der BZI Salzburg auch bei der BZI Tirol nahezu immer das höchste Bestimmtheitsmaß. Es wurde von der BZI Salzburg unverändert übernommen und hinsichtlich der geologischen Formationen adaptiert. Die Modelle B, C und E (Modell E wurde nur für „entwickelte Böden“ getestet) sind in Anhangtabelle 30 bis 39 dargestellt.

a) **Modell A für „entwickelte Böden“** (Podsole, Braunerden, Tschernosem, Braunpodsole, Parabraunerden, Auböden, Pseudogleye, Gleye)

Modell A – geschätzt für „Grünland“, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 1

$$P_{ges} = \exp(\mu + \text{Geologie}_i + \beta_1 N + \beta_2 C_{org} + \beta_3 \text{Neigung} + \beta_4 \text{PCAL_Tst}_1)$$

$P_{ges} = P_t$	Gesamt-Phosphor-Gehalt in ppm
μ	allgemeine Konstante
Geologie _i	fixer Effekt der Geologie
N	Gesamt-Stickstoff-Gehalt
C _{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff
Neigung	Neigung in % ⁴³
PCAL_Tst ₁	PCAL/DL-Gehalt in der Tiefenstufe 1 in ppm
$\beta_1 - \beta_4$	lineare partielle Regressionskoeffizienten

N=223, Gesamtmodell ^{*}, B=0,51**

Das Grundgestein wurde lt. Aufnahme Forst (Grundgestein2) als Geologiefaktor in das Modell miteinbezogen. Die Grundgesteinsangaben wurden nicht aggregiert (z.B. Granit, Granit-basenreich, Granit-basenarm, Granit-feinkörnig zur Gruppe „Granit“). Aufgrund der Vielzahl der verschiedenen Grundgesteinsklassen wurde daher in nachfolgenden Tabellen auf die Angaben der Effektwerte verzichtet und nur die Einflußsignifikanzen angegeben.

Tabelle 34: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t-Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 1

Parameter	Signifikanz
μ	
Geologie	*
Neigung	***
N	n.s.
Corg	n.s.
PCAL_Tst ₁	***

*.....P<0,05 (signifikanter Einfluß), **....P<0,01 (hochsignifikanter Einfluß) ,

***...P<0,001 (sicherer Einfluß), n.s....nicht signifikanter Einfluß

⁴³ Auf den Einbezug der (bei der BZI Tirol auch erhobenen) Geländeform wurde aufgrund der Ergebnisse der BZI-Salzburg verzichtet und statt dessen stets die Neigung in die P_t-Schätzmodelle eingebaut.

Modell A - geschätzt für „Grünland“, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 2

$$P_{ges} = \exp(\mu + \text{Geo log } ie_i + \beta_1 N + \beta_2 C_{org} + \beta_3 \text{Neigung} + \beta_4 \text{PCAL_Tst}_2)$$

N=163, Gesamtmodell^{*}, B=0,47**

Tabelle 35: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t-Gehalte der BZl Tirol, Grünland, „entwickelte Böden“, Tiefenstufe 2

Parameter	Signifikanz
μ	
Geologie	*
Neigung	**
N	n.s.
Corg	n.s.
PCAL_Tst ₁	***

b) Modell A für „A-C-Böden“ (Ranker, Rendzinen, Rohböden)

Modell A – geschätzt für „Grünland“, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 1

$$P_{ges} = \exp(\mu + \text{Geo log } ie_i + \beta_1 N + \beta_2 C_{org} + \beta_3 \text{Neigung} + \beta_4 \text{PCAL_Tst}_1)$$

N=89, Gesamtmodell^{*}, B=0,43**

Tabelle 36: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t-Gehalte der BZl Tirol, Grünland, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 1

Parameter	Signifikanz
μ	
Geologie	n.s.
Neigung	**
N	**
Corg	**
PCAL_Tst ₁	n.s.

Modell A - geschätzt für „Grünland“, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 2

$$P_{ges} = \exp(\mu + \beta_1 \text{Geologie}_i + \beta_2 N + \beta_3 C_{org} + \beta_4 \text{Neigung} + \beta_5 \text{PCAL_Tst}_2)$$

N=20, Gesamtmodell^{*}, B=0,71**

Dieses hohe Bestimmtheitsmaß wird relativiert durch die *geringe Anzahl der Beobachtungen* und durch viele Geologiestufen, daher sind die einzelnen Koeffizienten auch in ihrem Einfluß nicht signifikant.

Tabelle 37: Signifikanz der Koeffizienten des Schätzmodells A für die P_t -Gehalte der BZI Tirol, Grünland, „A-C-Böden“, Tiefenstufe 2

Parameter	Signifikanz
μ	
Geologie	n.s.
Neigung	n.s.
N	n.s.
Corg	n.s.
PCAL_Tst ₁	n.s.

Die Bestimmtheitsmaße des Modells A für „entwickelte Böden mit B = 0.51 (für TST 1: 0-10 cm) bzw. B = 0.47 (für TST 2: 20/25 - 35/45 cm) liegen noch höher wie bei der BZI Salzburg und auch bei der in Tirol möglichen Adaptierung und Testung für „A-C-Böden“ zeigt Modell A gute Ergebnisse (B=0,43 bzw. 0,71). Lediglich Modell E, das statt dem $P_{CAL/DL}$ -Gehalt die Wechselwirkung von $P_{CAL/DL}$ -Gehalt und $K_{CAL/DL}$ -Gehalt beinhaltet (s. Anhangtabelle 38) weist für den Unterboden der „entwickelten Böden“ ein noch höheres Bestimmtheitsmaß auf (B=0,51).

Aus den Schätzergebnissen des Modells A kann **ein signifikanter Effekt folgender Parameter auf den P_t -Gehalt im „Grünland“ (Grünland u. Almen)** festgestellt werden:

- Neigung
(hochsignifikant bis sicher, nicht signifikant nur in Tst. 2 – „A-C-Böden“)
- Geologie
(nicht signifikant bei „A-C-Böden“, wird die Geologie aber nicht berücksichtigt - s. Modell B, siehe Anhangtabelle 30 - dann verschlechtert sich das B auch bei „A-C-Böden“ um mindestens 13 % im Vergleich zu Modell A)
- $P_{CAL/DL}$ -Gehalt
(sicherer Effekt bei „entwickelte Böden“, jedoch nicht signifikant bei „A-C-Böden“)
- C_{org} bzw. N_t :

Signifikanz nur in Tst. 1 der „A-C-Böden“ (da C_{org} und N_t voneinander nicht unabhängige Variablen sind - sie sind miteinander hoch korreliert - wird deren Effekt auf den P_t -Gehalt „aufgeteilt“ bzw. gegenseitig korrigiert .

Aus den Ergebnissen der Modelle B,C und E haben *folgende weitere Parameter* einen signifikanten Effekt:

- Wechselwirkung von $P_{CAL/DL}$ -Gehalt und $K_{CAL/DL}$ -Gehalt
(sicherer Effekt bei „entwickelte Böden“)
- Bodentyp
(Signifikanz nur in Tst. 1-„entwickelte Böden“)

Der Ersatz der Geologie durch den Bodentyp führt zu einer Verschlechterung des Bestimmtheitsmaßes des Modells um 5-12 % bei „entwickelte Böden“ und um mindestens 13 % bei „A-C-Böden“ (s. Modell C im Anhang).

Geologische bzw. **geochemische Daten** zum P_t -Gehalt in Tirol aus **Bachsedimenten** und Gesteinsgeochemieprojekten (nach PIRKL 1998) sind nur für die südliche Hälfte von Tirol verfügbar. Zwar ist hier ein räumlicher Zusammenhang gegeben, sodaß nach Kriging interpoliert werden konnte, dies ist aber bei BZI-Werten nicht möglich (s. Kapitel 5.1.3.2). Ein Interpolations-Vergleich mit den BZI-Werten konnte daher nicht durchgeführt werden. Zudem wäre ein standortsbezogener Vergleich mit den P_t -gehalten im Boden schwer anzustellen, da es sich bei den vorliegenden geochemischen Daten vielfach um Sedimente aus Gebirgsbächen handelt (stärkere Überschwemmungsereignisse, stärkeres Ausmaß und weitere Wegstrecken des Sedimenttransportes). Daher wird auf eine detailliertere Mitteilung verzichtet.

5.2 P-Hoftorbilanzen von Biobetrieben

5.2.1 P-Hoftorbilanzen der Marktfruchtbetriebe

Die Ergebnisse der P-Hoftorbilanzierungen für die Marktfruchtbetriebe sind in Tabelle 38 dargestellt. Dabei sind jene Phosphormengen, die durchschnittlich in den Jahren 1995 und 1996 durch Zukauf von Betriebsmitteln in den Hof eingeführt bzw. durch Verkauf von Erzeugnissen diesen verlassen, quantifiziert. Detailbeschreibungen der untersuchten Betriebe sind im *Anhang* zu finden.

Tabelle 38: Hoftorbilanzen der 7 Marktfruchtbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert *

Betrieb (Nr.)	3	16	14	15	17	13	18	Ø MF
Zukauf (Input):								
Mineralische Dünger	0,11	-	0,23	-	0,05	1,28	0,16	0,26
Organische Dünger	0,38	4,65	-	12,66	3,14	6,62	5,37	4,69
Saatgut	0,90	0,54	0,60	0,55	-	0,25	0,09	0,42
Vieh	-	0,74	0,21	-	0,003	-	0,01	0,14
Futtermittel	-	-	2,96	-	0,001	-	0,36	0,47
Einstreu	-	-	0,12	-	-	-	0,56	0,10
Summe ZUKAUF	1,39	5,93	4,12	13,21	3,20	8,15	6,56	6,08
Verkauf (Output):								
Pflanzliche Produkte	7,86	10,28	5,69	15,64	3,38	6,80	3,51	7,59
Vieh/Fleisch	-	-	1,50	-	0,06	0,06	0,56	0,31
Tierische Produkte (Eier, Milch etc.)	-	-	0,15	-	0,0004	-	0,06	0,03
Summe VERKAUF	7,86	10,28	7,34	15,64	3,44	6,86	4,12	7,93
Saldo	-6,5	-4,3	-3,2	-2,4	-0,2	+1,3	+2,4	-1,9

In dieser Tabelle sowie in den weiteren Bilanzierungs-Tabellen können **durch Rundungen** scheinbare Rechenfehler entstehen

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Berechnungen nach der „Standardvariante“ (s. Kapitel 4.2.7, Abweichungen der Ergebnisse der beiden anderen Berechnungsvarianten zur Standardvariante s. Tabelle 45).

5.2.1.1 P-Input der Marktfruchtbetriebe

Im Durchschnitt der MF werden Zukäufe in der Höhe von 6,1 kg P/ha*a getätigt. Dabei handelt es sich vorwiegend um organische Dünger (ø 77 % der P-Zukäufe) wie Biotonnen- und Grüngutkompost, Kompostmaterial (Grünschnitt, Rübenbruchstücke und Traubentrester), Pferdemist und Rapsextraktionsschrot (s. Anhang). Die Höhe des P-Inputs über organische Dünger ist innerhalb der MF sehr unterschiedlich. Betrieb 15 hat den höchsten Zukauf mit ø 12,7 kg P/ha*a in Form von Pferdemist, gefolgt von Betrieb 13 mit ø 6,6 kg P/ha*a in Form von Strauch- und Grasschnitt. Die Betriebe 16, 17 und 18 kaufen Kompost bzw. Kompostmaterialien in der Höhe von ø 4,7; 3,1 und 5,4 kg P/ha*a zu.

P über mineralische Dünger wird in den befragten MF nur vereinzelt und in geringen Mengen (0,1 bis 1,3 kg P/ha*a) zugekauft (ø 4 % des P-Zukaufes).

Die Betriebe 3 und 14 führen insgesamt nur minimale P-Mengen über Zukaufdünger ein, die Folge ist ein negativer Saldo in der Hoftorbilanz.

Der Zukauf von P über Futtermittel liegt in dieser Betriebsform bei ø 8 % der Zukäufe, er hat nur im Betrieb 14 (ø 3,0 kg P/ha*a) in Form von vorwiegend Lege- und Mastgeflügelfutter sowie von Getreide und Leguminosen eine Bedeutung. Die mit dem Saatgut eingebrachten P-Einträge belaufen sich bei MF nur auf ø 7 % der Zukäufe (0,0 bis 0,9 kg P/ha*a).

5.2.1.2 P-Output der Marktfruchtbetriebe

Die Struktur der Verkäufe von Erzeugnissen ist in der Betriebsform MF sehr homogen. Im Durchschnitt gelangen 96 % (78 - 100 %) des betrieblichen P-Outputs über pflanzliche Produkte (v. a. Getreide, Zuckerrüben, Körnerleguminosen und teilweise Rauhfutter) aus den Betrieben (s. Tabelle 38 und Anhang). Der durchschnittliche P-Output der MF liegt bei 7,9 kg P/ha*a). Betrieb 15 hat den höchsten P-Export in der Höhe von ø 15,6 kg P/ha*a, vorwiegend in Form von Körnermais (ø 9,2 kg P/ha*a = 40 % der Fruchtfolge), Betrieb 17 den niedrigsten mit 3,4 kg P/ha*a.

Die P-Stoffflüsse über Tiere und tierische Produkte spielen in dieser Betriebsform keine wesentliche Rolle. Nennenswerte Mengen exportiert nur der Betrieb 18 mit ø 0,6 kg P/ha*a und der Betrieb 14 mit ø 1,5 kg P/ha*a. Letztgenannter Betrieb verkauft Eier und steigert seit 1995 kontinuierlich die Produktion von Schweine- und Geflügelfleisch.

5.2.1.3 P-Hoftorbilanzsalden der Marktfruchtbetriebe

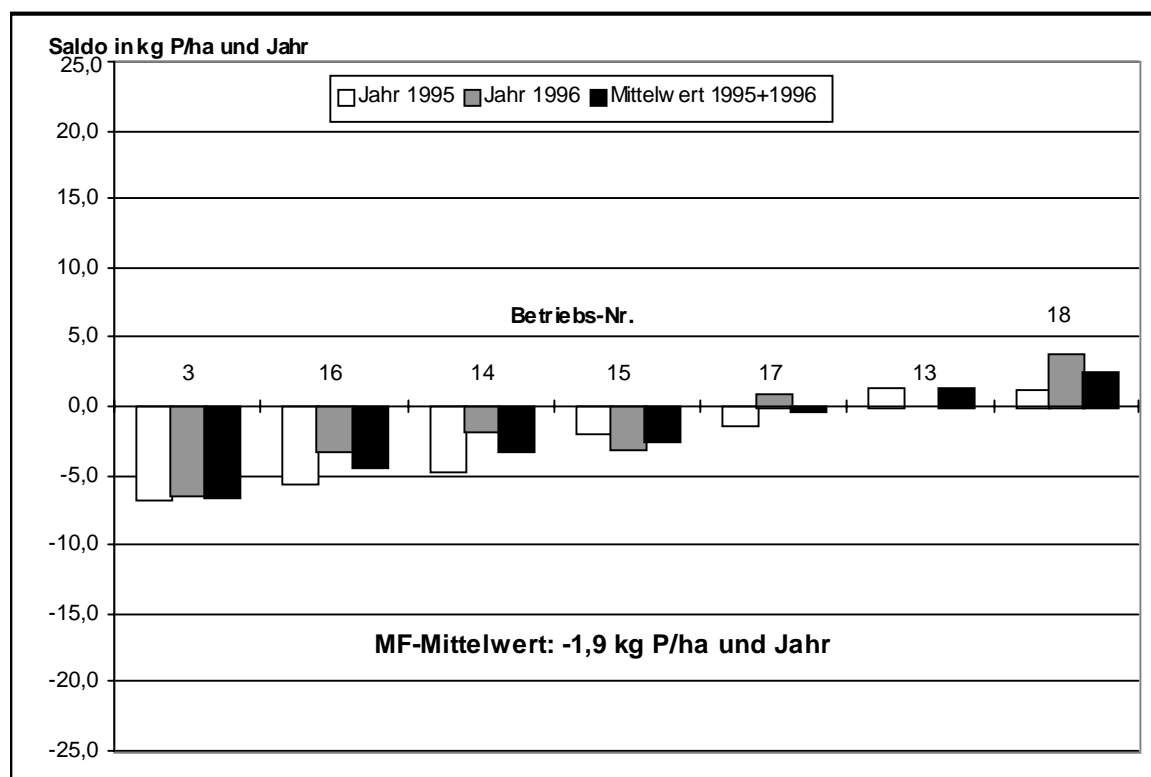


Abbildung 24: P-Hoftorbilanzsalden der Marktfruchtbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert)

Der *Betrieb 13* wurde für das Jahr 1996 wegen Umstellung auf Masthühnerhaltung als Veredelungsbetrieb (VE) bilanziert (s. Kap. 5.2.3 und Anhang).

Die untersuchten Marktfruchtbetriebe sind vorwiegend durch schwach defizitäre bis ausgeglichene⁴⁴ P-Hoftorbilanzsalden gekennzeichnet (Abbildung 24).

Für fünf von sieben MF wurde im 2-jährigem Mittel nach der Berechnungsform „Standardvariante“ ein negativer Saldo von -6,5 bis -0,2 kg P/ha*a berechnet. Nur zwei MF (Betrieb 13 und 18) haben einen positiven Saldo in der Höhe von +1,3 und +2,4 kg P/ha*a. Somit ergibt sich ein mittlerer Saldo von -1,9 kg P/ha*a (2-Jahres-Mittel) für alle befragten MF.

Die Ursachen für die leicht negativen P-Salden sind in fehlenden bis geringen Zukäufen an Betriebsmitteln bzw. im hohen P-Output pro ha (insbesondere Betrieb 15) zu suchen. Die Betriebe 3 und 14 kaufen nur in sehr kleinen Mengen Dünger zu, die Betriebe 16 und 15 nicht in jenem Ausmaß (\varnothing 4,7 und 12,7 kg P/ha*a), die dem höheren Output von \varnothing 10,3 und 15,6 kg P/ha*a entsprechen. Allerdings ist anzumerken, daß die Bewertung der organischen

⁴⁴ Definition der P-Salden nach FREYER und PERICIN (1996) s. Kapitel 4.2

Dünger mit Unsicherheiten hinsichtlich Nährstoff- und Trockenmassegehalt behaftet ist (s. auch KOGLER 1999).

Die Schwankungsbreiten im P-Saldo zwischen den Jahren 1995 und 1996 sind bei den Betrieben 14, 16, 17 und 18 am höchsten und liegen dabei zwischen 2,1 und 2,9 kg P/ha. Ursachen sind die jährlichen Schwankungen im Zukauf von organischen Düngern bzw. von Futtermitteln. Bei allen anderen MF-Betrieben liegen die Jahresschwankungen unter 1,1 kg P/ha (siehe Abbildung 24 sowie - für die beiden anderen Berechnungsvarianten - s. Anhangtabelle 51).

5.2.2 P-Hoftorbilanzen der Gemischtbetriebe

Die Ergebnisse der P-Hoftorbilanzierungen für die Gemischtbetriebe sind in Tabelle 39 dargestellt. Es sind jene Mengen an Phosphor quantifiziert, die durchschnittlich in den Jahren 1995 und 1996 durch Zukauf von Betriebsmitteln in den Hof eingeführt bzw. durch Verkauf von Erzeugnissen diesen verlassen haben. Die Art und Menge der einzelnen Zu- und Verkaufspositionen sind in den detaillierten Hoftorbilanzen in im Anhang zu finden. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Berechnungen nach der „Standardvariante“ (s. Kapitel 4.2.7, Abweichungen der Ergebnisse der beiden anderen Berechnungsvarianten zur Standardvariante s. Tabelle 45).

Tabelle 39: Hoftorbilanzen der Gemischtbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert

Betrieb	24	12	5	9	4	23	1	6	2	8	7	Ø GM
Zukauf (Input):												
Mineral. Dünger	0,03	-	0,10	0,52	0,50	0,46	2,35	5,77	4,00	11,00	17,28	3,82
Organ. Dünger	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saatgut	0,12	0,14	0,25	0,48	0,23	0,14	0,29	0,15	0,15	-	0,40	0,21
Vieh	-	0,34	0,11	-	0,18	0,07	0,20	0,20	0,08	-	-	0,11
Futtermittel	3,46	0,87	0,99	0,63	4,20	3,14	2,02	1,07	5,88	1,00	1,73	2,27
Einstreu	-	-	0,08	-	0,00	0,45	-	0,34	0,76	0,27	0,43	0,21
Σ ZUKAUF	3,60	1,35	1,53	1,63	5,13	4,25	4,87	7,52	10,90	12,28	19,84	6,63
Verkauf (Output):												
Pflanzl. Produkte	-	2,21	0,12	0,41	1,07	0,33	0,11	0,16	1,17	0,49	-	0,55
Vieh/Fleisch	1,74	0,99	0,35	0,76	1,66	1,79	0,28	1,22	0,58	0,86	1,71	1,09
Tier. Produkte (v. a. Milch)	5,02	0,88	3,20	2,50	3,69	2,67	3,29	1,03	2,57	2,35	2,50	2,70
Σ VERKAUF	6,76	4,09	3,67	3,68	6,42	4,80	3,68	2,41	4,33	3,70	4,21	4,34
Saldo	-3,2	-2,7	-2,1	-2,0	-1,3	-0,6	+1,2	+5,1	+6,6	+8,6	+15,6	+2,3

5.2.2.1 P-Input der Gemischtbetriebe

Der P-Input der GM über Zukäufe liegt bei $\bar{\varnothing}$ 6,6 (1,4 - 19,8) kg P/ha*a. Die wesentlichen P-Einfuhren erfolgen über mineralische Dünger v. a. in Form von Hyperphosphat mit $\bar{\varnothing}$ 58 % und Futtermitteln (Getreide, Mineralstoff-, Futtermischungen für Milchvieh etc.) mit $\bar{\varnothing}$ 34 % des gesamten betrieblichen P-Inputs. Organische Dünger wurden in keinem GM zugekauft. Der Zukauf von Saatgut, Vieh und Einstreu hat mit $\bar{\varnothing}$ 3 %, 2 % und 3 % des P-Inputs weniger Bedeutung für die P-Bilanz (Tabelle 39).

Stark positiv auf den Saldo der P-Hoftorbilanz wirkt sich der Zukauf von Hyperphosphat beim Betrieb 6 (5,8 kg P/ha*a), beim Betrieb 8 (11,0 kg P/ha*a) und beim Betrieb 7 (17,3 kg P/ha*a) aus. Sechs von elf GM-Betrieben (1, 2, 4, 6, 7 und 8) düngen mit Hyperphosphat. Die geringen mineralischen P-Inputs der Betriebe 5, 9, 23 und 24 werden über Steinmehl eingeführt. Größere Mengen an P über Futtermittel kaufen Betrieb 24 (3,5 kg P/ha*a) in Form von v. a. Biertreber, Betrieb 4 (4,2 kg P/ha*a) in Form von Getreide und Mineralstoffmischungen und Betrieb 2 (5,9 kg P/ha*a) in Form von Milchviehfutter, Mineralstoffmischungen und Heu, zu.

5.2.2.2 P-Output der Gemischtbetriebe

Der Phosphor-Output der GM über Verkaufsprodukte liegt bei $\bar{\varnothing}$ 4,3 (2,4 - 6,8) kg P/ha*a. Gemäß P-Output sind die Betriebe 24 (6,8 kg P) und Betrieb 4 (6,4 kg P/ha*a) die intensivsten GM, der Betrieb 6 der extensivste GM (2,4 kg P/ha*a). Den größten Anteil am P-Output nehmen die tierischen Produkte (fast ausschließlich Milch, etwas Eier) mit $\bar{\varnothing}$ 62 % ein. Vieh- und Fleischverkäufe gehen mit $\bar{\varnothing}$ 25 %, der Rest (13 %) geht mit pflanzlichen Erzeugnissen in die Bilanz ein (Tabelle 39).

Den höchsten P-Verkauf über die Milch hat Betrieb 24, aufgrund des Tierbesatzes von 1,9 GVE/ha bei einer Milchleistung von $\bar{\varnothing}$ 4.500 kg/Kuh, mit 5,0 kg P/ha*a (74 % des betrieblichen P-Outputs). Am Betrieb 12 ist die Situation aufgrund des niedrigen Viehbesatzes (0,6 bis 0,7 GVE/ha) umgekehrt. Der P-Output über die Milch ist bei diesem Betrieb mit 0,9 kg P/ha*a (21 %) am geringsten aller GM-Betriebe. Der P-Output über pflanzliche Verkaufsprodukte (v. a. Getreide und Körnerraps) ist bei Betrieb 12 mit 2,2 kg P/ha*a (54 % des betrieblichen P-Outputs) am höchsten.

5.2.2.3 P-Hoftorbilanzsalden der Gemischtbetriebe

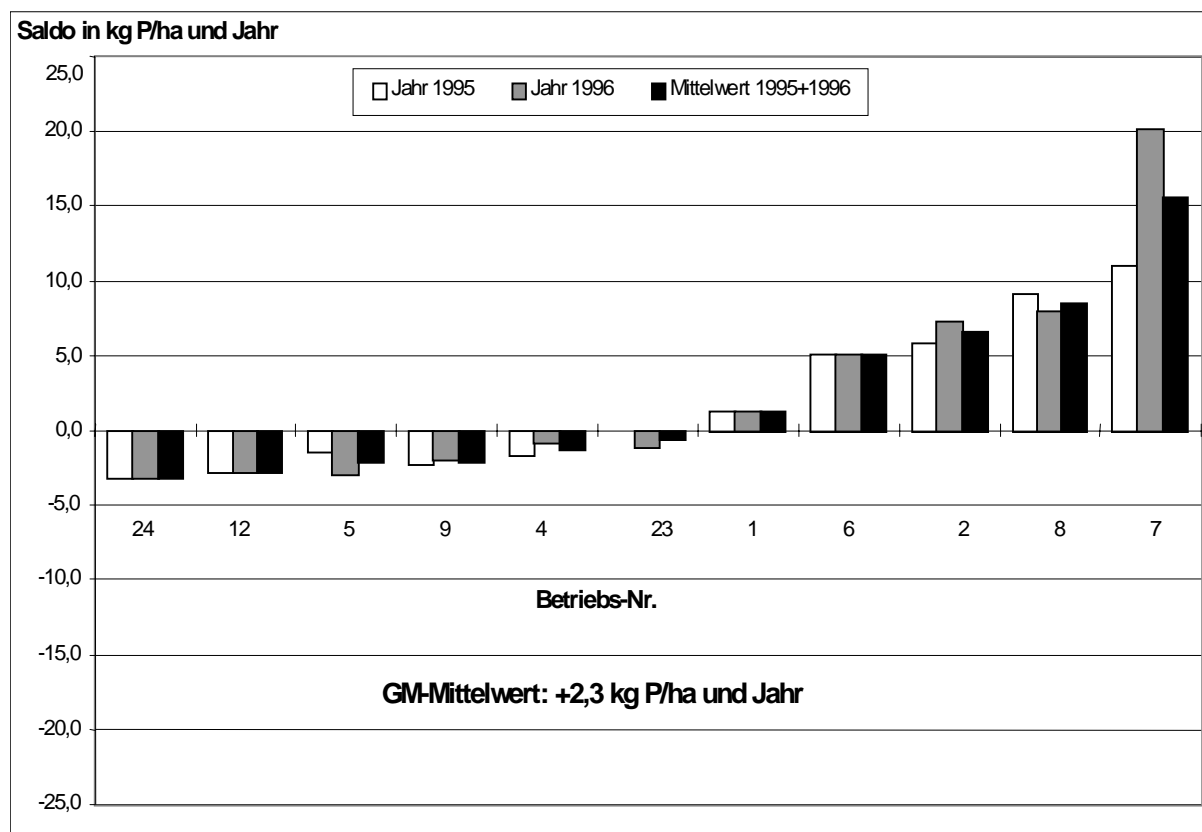


Abbildung 25: P-Hoftorbilanzsalden der Gemischtbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert)

Die untersuchten Betriebe der Betriebsform GM bilanzieren im 2-jährigen Mittel ausgeglichen⁴⁵ mit durchschnittlich +2,3 kg P/ha*a (Abbildung 25). Sieben GM weisen ausgeglichene P-Bilanzen (-3,2 bis +1,2 kg P/ha*a) auf. Für drei GM wurden schwach überschüssige Bilanzen (+5,1 bis +8,6 kg P/ha*a), für einen GM eine stark überschüssige Bilanz (+15,6 kg P/ha*a) errechnet.

Die positiv bilanzierenden Betriebe weisen einen etwas geringeren P-Output (2,4 bis 4,3 kg P/ha*a) als die negativ bilanzierenden Betriebe auf (3,7 bis 6,8 kg P/ha*a), jedoch wirkt sich der P-Input über mineralische Dünger (Hyperphosphat) in der Bilanz wesentlich stärker aus. Beispielsweise kaufen der Betrieb 7 \varnothing 135 kg Hyperphosphat (=17 kg P/ha*a) und der Betrieb 8 \varnothing 90 kg Hyperphosphat (=11 kg P/ha*a) zu.

Die GM können in zwei Gruppen unterteilt werden:

⁴⁵ Definition der P-Salden nach FREYER und PERICIN (1996) s. Kapitel 4.2

- jene GM, die Hyperphosphat zukaufen (Betrieb 1, 2, 4, 6, 7 und 8), sie haben positive P-Salden (ausgenommen Betrieb 4 aufgrund des hohen P-Outputs bei gleichzeitig sehr geringem mineral. P-Zukauf)
- jene GM (Betrieb 5, 9, 12, 23 und 24), die kein Hyperphosphat zukaufen, sie haben leicht negative P-Salden (- 3,2 bis - 0,6). Der P-Input über zugekaufte Futtermittel kann somit bei Verzicht auf mineralischen P-Dünger die P-Bilanz der Gemischtbetriebe verbessern, jedoch den P-Output nicht gänzlich kompensieren.

Die Schwankungsbreite im P-Saldo zwischen den Jahren 1995 und 1996 ist bei Betrieb 7 mit 9,2 kg P/ha) am höchsten aller GM-Betriebe. Die Ursache liegt in der unterschiedlichen Einsatzmenge von Hyperphosphat in den beiden Jahren. Bei allen anderen GM-Betrieben liegen demgegenüber die Jahresschwankungen viel niedriger, nämlich unter 1,6 kg P/ha (Abbildung 25 sowie - für die beiden anderen Berechnungsvarianten - s. Anhangtabelle 51).

5.2.3 P-Hoftorbilanzen der Veredelungsbetriebe

Die Ergebnisse der P-Hoftorbilanzierungen für die Veredelungsbetriebe sind in Tabelle 40 dargestellt. Dabei sind jene Phosphormengen, die durchschnittlich in den Jahren 1995 und 1996 durch Zukauf von Betriebsmitteln in den Hof eingeführt bzw. durch Verkauf von Erzeugnissen diesen verlassen, quantifiziert. Die Art und Menge der einzelnen Zu- und Verkaufspositionen sind in den detaillierten Hoftorbilanzen im Anhang zu finden. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Berechnungen nach der „Standardvariante“ (s. Kapitel 4.2.7, Abweichungen der Ergebnisse der beiden anderen Berechnungsvarianten zur Standardvariante s. Tabelle 45).

Tabelle 40: Hoftorbilanzen der Veredelungsbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert

Betrieb	20	11	10	25	22	21	13	Ø VE
Zukauf (Input):								
Mineralische Dünger	0,03	-	0,21	0,01	1,59	0,22	1,28	0,48
Organische Dünger	2,18	-	-	-	5,52	0,97	8,83	2,50
Saatgut	0,54	0,24	0,26	0,27	0,35	0,26	0,59	0,36
Vieh	0,01	0,98	0,62	0,20	1,23	0,61	0,13	0,54
Futtermittel	3,77	3,66	11,91	9,59	12,74	19,91	14,12	10,81
Einstreu	-	-	0,19	0,52	-	-	-	0,10
Summe ZUKAUF	6,53	4,87	13,18	10,58	21,42	21,98	24,95	14,79
Verkauf (Output):								
Pflanzliche Produkte	4,77	0,07	0,18	-	2,59	4,58	5,07	2,46
Vieh/Fleisch	2,25	3,20	8,50	1,71	5,04	0,54	4,47	3,67
Tierische Produkte (Eier, Milch)	-	0,05	-	3,40	-	2,39	-	0,84
Summe VERKAUF	7,03	3,32	8,68	5,11	7,63	7,51	9,53	6,97
Saldo	-0,5	+1,6	+4,5	+5,5	+13,8	+14,5	+15,4	+7,8

5.2.3.1 P-Input der Veredelungsbetriebe

Der Phosphor-Input über Zukäufe liegt in der Betriebsform VE bei $\bar{\varnothing}$ 14,8 (4,9 - 25,0) kg P/ha*a. 73 % des P-Inputs gelangt in Form von Futtermitteln (Eiweißkonzentrate für Hühner bzw. Schweine, Mineralstoffmischungen und Getreide) in die Veredelungsbetriebe (Tabelle 40). Auf vier VE-Betrieben (13, 20, 21 und 22) wird zudem organischer Dünger (Kompostmaterial in Form von Grünschnitt) im Ausmaß von 8,8; 2,2; 1,0 und 5,5 kg P/ha*a (= 35 %, 33 %, 4 % und 26 % des gesamten P-Inputs) zugekauft. Der P-Input über mineralische Dünger ist in dieser Betriebsform unbedeutend. Auf den Schweinemastbetrieben 11 und 22 werden Ferkel zugekauft ($\bar{\varnothing}$ 1,0 bzw. 1,2 kg P/ha*a, dies entspricht 21 % bzw. 6 % des gesamten P-Inputs dieser beiden Betriebe).

Am weitesten über dem Mittel der VE ist der P-Zukauf des Hühnermastbetriebes 21 über Legekonzentrat in der Höhe von umgerechnet $\bar{\varnothing}$ 19,9 kg P/ha*a. Höhere P-Inputs haben auch die Betriebe 13 mit Mastgeflügelfutter (14,2 kg P/ha*a), Betrieb 22 mit Schweinemast- und 1996 zusätzlich mit Mastgeflügelfutter (12,7 kg P/ha*a) sowie Betrieb 10 mit Zuchtsauen- und Ferkelergänzungsfutter (11,9 kg P/ha*a).

5.2.3.2 P-Output der Veredelungsbetriebe

Der Phosphor-Output der VE über Verkaufsprodukte liegt bei $\bar{\varnothing}$ 7,0 (3,3 - 9,5) kg P/ha*a. Hinsichtlich des P-Outputs sind der Betrieb 13 (9,5 kg P) und der Betrieb 10 (8,7 kg P/ha*a) die intensiveren VE, der Betrieb 11 der extensivste VE (3,3 kg P/ha*a). Betrieb 13 hat entsprechend dem geringen Viehbesatz (0,5 DGVE/ha), neben dem Masthühnerverkauf (4,5 kg P/ha*a) auch einen beträchtlichen Getreide- und Leguminosenverkauf (5,1 kg P/ha*a).

Im Durchschnitt aller Veredelungsbetriebe stammen 53 % des P-Outputs der VE von Vieh- und Fleischverkäufen (Tabelle 40). Der Ferkelverkauf auf Betrieb 10 ist mit 8,5 kg P/ha*a der höchste P-Output-Wert beim Vieh-/Fleischverkauf und nimmt fast 100 % des gesamten P-Outputs dieses Betriebes ein. Hohe P-Outputmengen über den Fleischverkauf weisen auch Betrieb 22 (Mastschweine und Masthühner: 5,0 kg P/ha*a) und Betrieb 13 (Masthühner: 4,5 kg P/ha*a) auf.

Am Betrieb 25 mit Legehennen- und Milchviehhaltung verlassen Eier und Milch (3,4 kg P/ha*a) sowie Vieh (1,7 kg P/ha*a) den Hof. Am Legehennenbetrieb 21 mit $\bar{\varnothing}$ 1,3 DGVE/ha werden jährlich ca. 390 Tausend Eier (diese entsprechen nur 2,4 kg P/ha) verkauft.

Auch die pflanzlichen Erzeugnisse sind als P-Outputquelle mit durchschnittlich 35 % der P-Exporte der VE-Betriebe von Bedeutung (Tabelle 40). Die VE-Betriebe 13, 20 und 21 verkaufen 5,1; 4,8 und 4,6 kg P/ha*a über pflanzliche Produkte. In diesen Betrieben werden somit mehr als 50 % des P-Outputs mit pflanzlichen Produkten exportiert. Keine Rolle am P-Output spielen die pflanzlichen Erzeugnisse hingegen am Betrieb 10, 11, und 25.

Aus den Zu- und Verkäufen zeigt sich die Heterogenität dieser Betriebsform hinsichtlich Art und Umfang der P-Importe und P-Exporte, die sich im folgenden auch in den P-Bilanzsalden zeigt.

5.2.3.3 P-Hoftorbilanzsalden der Veredelungsbetriebe

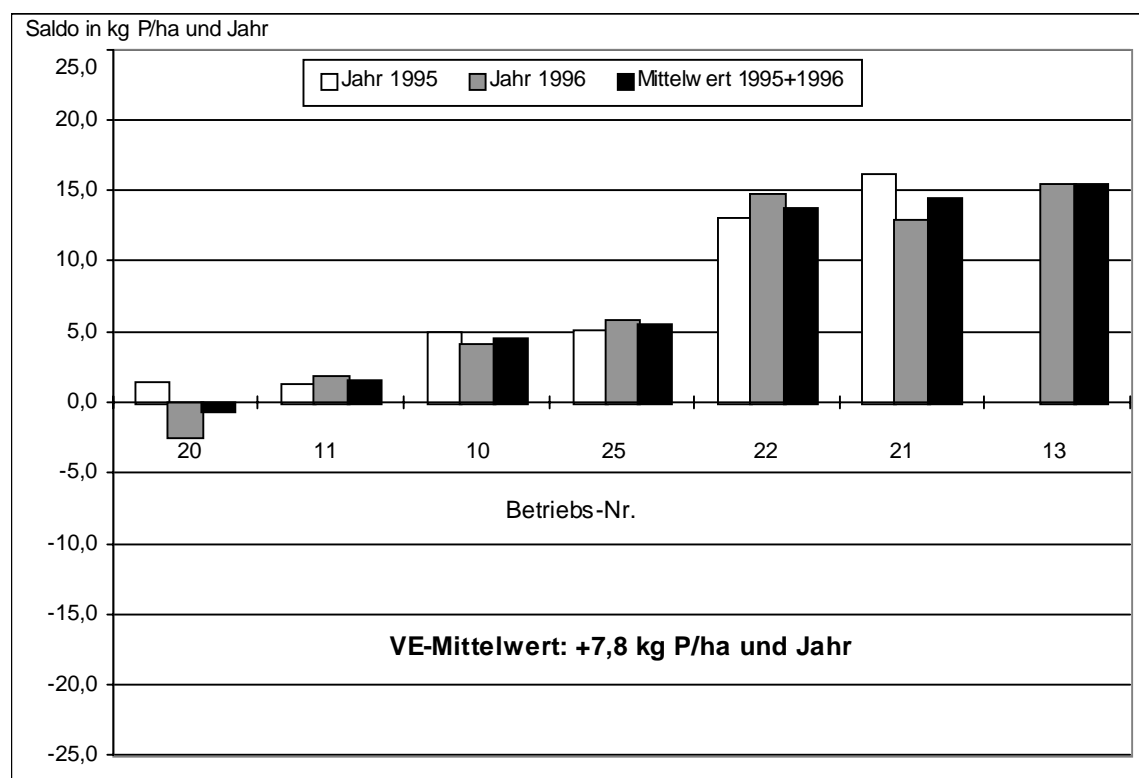


Abbildung 26: P-Hoftorbilanzsalden der Veredelungsbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert)

Für *Betrieb 13* ist für das Jahr 1995 als VE keine Bilanzierung durchführbar, da dieser Betrieb 1995 als Marktfruchtbetrieb eingestuft wurde - Bilanz des Betriebes 13 für 1995 siehe Kapitel 5.2.1 .

Die untersuchten Betriebe der Betriebsform VE bilanzieren durchschnittlich mit +7,8 kg P/ha*a schwach überschüssig⁴⁶ (s. Abbildung 26). Drei von sieben VE-Betriebe bilanzieren ausgeglichen (-0,5 bis +4,5 kg P/ha*a), ein VE-Betrieb schwach überschüssig (+5,5 kg P/ha*a) und drei VE-Betriebe stark überschüssig (+13,8 bis +15,4 kg P/ha*a). Die im Vergleich zu den anderen Betriebsformen höheren Salden der Betriebe 13, 21, und 22 wurden v. a. durch die erwähnten höheren Futtermittelzukaufe verursacht.

Die Schwankungsbreiten im P-Saldo zwischen den Jahren 1995 und 1996 liegen bei den Betrieben 20 und 21 am höchsten und zwar bei 3,9 bzw. 3,1 kg P/ha. Die Ursachen sind ein einmaliger Zukauf von Pferde- und Rindermist (Betrieb 20 im Jahr 1995), bzw. der Zukauf eines Legefutters mit geringerem P-Gehalt im Jahr 1996 (Betrieb 21). Bei allen anderen VE-Betrieben liegen die Jahresschwankungen unter 1,7 kg P/ha (s. Abbildung 26 sowie - für die beiden anderen Berechnungsvarianten - s. Anhangtabelle 51).

⁴⁶ Definition der P-Salden nach FREYER und PERICIN (1996) s. Kapitel 4.2

5.2.4 P-Hoftorbilanzen der Grünlandbetriebe

Die Ergebnisse der P-Hoftorbilanzierungen für die Grünlandbetriebe sind in Tabelle 40 (Quantifizierung der durchschnittlichen P-Input und –Outputmengen aus den Jahren 1995 und 1996) dargestellt. Die Art und Menge der einzelnen Zu- und Verkaufspositionen sind in den detaillierten Hoftorbilanzen im Anhang zu finden. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Berechnungen nach der „Standardvariante“ (s. Kapitel 4.2.7, Abweichungen der Ergebnisse der beiden anderen Berechnungsvarianten zur Standardvariante s. Tabelle 45).

Tabelle 41: Hoftorbilanzen der Grünlandbetriebe in kg P/ha*a (Mittelwert aus 1995 und 1996) - Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert

Betrieb	26	19
Zukauf (Input):		
Mineralische Dünger	0,04	-
Organische Dünger	-	-
Saatgut	0,02	0,06
Vieh	0,19	0,02
Futtermittel	1,64	6,67
Einstreu	0,29	-
Summe ZUKAUF	2,16	6,74
Verkauf (Output):		
Pflanzliche Produkte	-	-
Vieh	0,96	0,73
Tierische Produkte (Milch)	1,77	3,20
Summe VERKAUF	2,73	3,93
Saldo	-0,6	+2,8

5.2.4.1 P-Input der Grünlandbetriebe

Der Phosphor-Input über Zukäufe liegt im Mittel der beiden GL bei 4,5 kg P/ha*a (Betrieb 26: 2,2 kg P/ha*a; Betrieb 19: 6,7 kg P/ha*a).

Durchschnittlich 93 % der P-Einfuhren erfolgen über Futtermittel: Betrieb 26 kauft Fertigfutter für das Milchvieh und Heu (1,6 kg P/ha*a), Betrieb 19 Getreide, Mais, Trockenschnitzel und Mineralstofffutter (6,7 kg P/ha*a), zu. Weder organische noch mineralische Dünger werden auf beiden GL zugekauft.

5.2.4.2 P-Output der Grünlandbetriebe

Der Phosphor-Output über Verkaufsprodukte liegt im Mittel der beiden GL bei 3,3 kg P/ha*a. Der weniger intensive Betrieb 26 führt 2,7 kg P/ha*a, der intensive Betrieb 19 führt 3,9 kg P/ha*a über Erzeugnisse aus. Am Betrieb 26 erfolgen 65 %, am Betrieb 19 erfolgen 82 % der P-Ausfuhren über Milch, der Rest über den Verkauf v. a. von Kälbern und Altkühen. Pflanzliche Produkte werden auf keinem der beiden GL verkauft (s. Tabelle 41).

An der Höhe des P-Outputs über Milch lässt sich die Bewirtschaftungsintensität der Betriebe klar erkennen, so verlassen am Betrieb 26 nur 1,8 kg P/ha*a, am Betrieb 19 jedoch 3,2 kg P/ha*a das Hoftor.

5.2.4.3 P-Hoftorbilanzsalden der Grünlandbetriebe



Abbildung 27: P-Hoftorbilanzsalden der Grünlandbetriebe (Betriebe nach der Höhe des Bilanzsaldos sortiert)

Beide GL-Betriebe bilanzieren ausgeglichen⁴⁷ im Bereich von -0,6 kg P/ha*a (Betrieb 26) und +2,8 kg P/ha*a (Betrieb 19) wie in Abbildung 27 dargestellt wird. Der positive P-Saldo des Betriebes 19 wird v. a. durch den etwas höheren jährlichen P-Input über Futtermittel (Weizenkleie: 1,4 kg P/ha; Körnermais: 1,3 kg P/ha und Mineralstoffmischungen: 2,0 kg P/ha) verursacht, wodurch der - im Vergleich zu Betrieb 26 - höhere P-Output mehr als kompensiert wird.

Die Schwankungsbreiten in den P-Salden zwischen den Jahren 1995 und 1996 sind bei Betrieb 26 mit 0,4 kg P/ha und bei Betrieb 19 mit 1,2 kg P/ha relativ gering (s. Abbildung 27 sowie - für die beiden anderen Berechnungsvarianten - s. Anhangtabelle 51).

⁴⁷ Definition der P-Salden nach FREYER und PERICIN (1996) s. Kapitel 4. 2

5.2.5 P-Hoftorbilanzierungen der verschiedenen Betriebstypen im Vergleich

5.2.5.1 P-Input und P-Output sowie Hoftorbilanzsalden der Betriebstypen

Wie schon aus den Einzelergebnissen ersichtlich ist, sind innerhalb der Betriebstypen die Zu- und Verkäufe sehr heterogen, folglich streuen die P-Salden stark. Trotz der großen Bandbreite in den P-Hoftorbilanzsalden, sind u.a. im Mittelwert und Median klare Unterschiede zwischen den Betriebstypen (insbesondere zwischen Marktfrucht- und Veredelungsbetrieben) erkennbar (s. Tabelle 42). Im Anhang (Anhangtabelle 51) sind die Mittelwerte der Zu- und Verkäufe sowie die P-Hoftorbilanzsalden der verschiedenen Betriebsformen (Marktfrucht-, Gemischt-, Veredelungs- und Grünlandbetriebe) nochmals zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 42: Mediane, obere und untere Quartile sowie Extremwerte der P-Hoftorbilanzsalden in kg P/ha*a

	Betriebsform			
	MF	GM	VE	GL
min. Wert	-6,5	-3,2	-0,5	-0,6
0,25 Quartil	-3,8	-2,1	+3,0	
<i>Median</i>	-2,4	-0,6	+5,5	+ 1,1
0,75 Quartil	+0,5	+5,8	+14,1	
max. Wert	+2,4	+15,6	+15,4	+2,8
Mittelwert	-1,9	+2,3	+7,8	+ 1,1

5.2.5.2 P-Input über mineralische und organische Dünger

Auf den untersuchten 26 Betrieben wurden, bezogen auf die gesamte LN \varnothing 1,8 kg P/ha*a über mineralische Dünger zugekauft. Der größte P-Input über mineralische Dünger erfolgte in den GM-Betrieben mit \varnothing 3,8 kg P/ha*a, bei MF-Betriebe beträgt dieser Inputpfad nur 0,3 kg P/ha (Tabelle 43).

Der P-Input über organische Dünger liegt im Mittel der untersuchten 26 Betriebe, bezogen auf die gesamte LN, bei 1,9 kg P/ha*a. In der Betriebsform MF wurden mit \varnothing 4,7 kg P/ha*a die größten P-Mengen über organische Dünger eingeführt, hingegen kaufen die GM-Betriebe keinen organischen Dünger zu (Tabelle 43).

Tabelle 43: P-Input über mineralische und organische Dünger in kg P/ha*a (Betriebe innerhalb der Betriebsform nach dem P-Bilanzsaldo sortiert)

Betriebsform	Betrieb	mineral. P-Dünger	organ. P-Dünger	P-Saldo
Marktfrucht- betrieb (MF)	3	0,1	0,4	-6,5
	16	-	4,7	-4,3
	14	0,2	-	-3,2
	15	-	12,7	-2,4
	17	0,1	3,1	-0,2
	13 (1995)	1,3	6,6	+1,3
	18	0,2	5,4	+2,4
<i>Mittel MF</i>		<i>0,3</i>	<i>4,7</i>	<i>-1,9</i>
Gemischt- betrieb (GM)	24	0,03	-	-3,2
	12	-	-	-2,7
	5	0,1	-	-2,1
	9	0,5	-	-2,0
	4	0,5	-	-1,3
	23	0,5	-	-0,6
	1	2,4	-	+1,2
	6	5,8	-	+5,1
	2	4,0	-	+6,6
	8	11,0	-	+8,6
7	17,3	-	+15,6	
<i>Mittel GM</i>		<i>3,8</i>	<i>0,0</i>	<i>+2,3</i>
Verdelungs- betrieb (VE)	20	0,03	2,2	-0,5
	11	-	-	+1,6
	10	0,2	-	+4,5
	25	0,01	-	+5,5
	22	1,6	5,5	+13,8
	21	0,2	1,0	+14,5
	13 (1996)	1,3	8,8	+15,4
<i>Mittel VE</i>		<i>0,5</i>	<i>2,5</i>	<i>+7,8</i>
Grünland- Betrieb (GL)	26	0,04	-	-0,6
	19	-	-	+2,8
<i>Mittel gesamt</i>		<i>1,8</i>	<i>1,9</i>	<i>+2,6</i>

5.2.5.3 Intensität der Betriebe

Mit der Hoftorbilanzierung können Aussagen über die Intensität der Betriebe gewonnen werden. Als ein möglicher Indikator für die Intensität des Betriebes hinsichtlich des P-Kreislaufes wurde der P-Output pro Flächeneinheit (in kg P/ha LN) herangezogen. Ein hoher P-Output deutet auf einen hohen Stoffumsatz hin. In der Tabelle 44 wurde die Intensität der untersuchten Betriebe hinsichtlich Höhe des P-Outputs pro ha LN und Jahr aufgelistet.

Tabelle 44: P-Output der Betriebe und daraus resultierender betriebstyp-spezifischer Mittelwert in den Jahren 1995 und 1996 (kg P/ha LN)

Betriebsform	Betrieb Nr.	P-Output kg/ha	Mittel P-Output (kg/ha)
Marktfruchtbetriebe	15	15,6	7,9
	16	10,3	
	3	7,9	
	14	7,3	
	13 (1995)	6,9	
	18	4,1	
	17	3,4	
Veredelungsbetriebe	13 (1996)	9,5	7,0
	10	8,7	
	22	7,6	
	21	7,5	
	20	7,0	
	25	5,1	
	11	3,3	
Gemischtbetriebe	24	6,8	4,3
	4	6,4	
	23	4,8	
	2	4,3	
	7	4,2	
	12	4,1	
	8	3,7	
	1	3,7	
	9	3,7	
	5	3,7	
	6	2,4	
Grünlandbetriebe	19	3,9	3,3
	26	2,7	

Die Aufstellung zeigt, daß die Betriebsformen mit einem höheren Veredelungsgrad (d. h. Verkauf von tierischen Erzeugnissen) tendenziell niedrigere P-Exporte aufweisen. Die Betriebsformen GM und GL, die vorwiegend Milch verkaufen, hatten die niedrigsten Mittel im P-Output von 4,3 bzw. 3,3 kg P/ha*a. Wird in der Betriebsform VE der Anteil des Marktfruchtverkaufes ($\bar{\varnothing}$ 2,5 kg P/ha*a) abgezogen, so ergeben sich für den Fleisch- und/oder Eierverkauf nur mehr $\bar{\varnothing}$ 5,5 kg P/ha*a. In den Marktfruchtbetrieben verlassen größere Mengen an P den Betrieb. Dies wurde in der Betriebsform MF (viehlos/viehschwach) mit einem durchschnittlichen P-Output von 7,9 kg P/ha*a bestätigt.

5.2.6 Hoftorbilanzierungen nach verschiedenen Berechnungsvarianten

Um dem, bereits aus einzelnen Untersuchungen belegten, niedrigeren P-Gehalt für Erzeugnisse aus Biologischer Landwirtschaft gerecht zu werden, wurde sowohl in der *Standardvariante* als auch in der *Minimumvariante* jeweils der geringste P-Gehalt aus der Literatur (die Angaben sind für konventionelle Erzeugnisse) herangezogen (Kapitel 4.2.7).

Für Betriebe mit einer P-Versorgung von mindestens Gehaltsstufe C ($> 11 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g Boden}$) wurde eine weitere sogenannte „*Medianvariante*“ (Kapitel 4.2.7) gerechnet. Der P-Output dieser Betriebe wurde mit dem Median der P-Gehalte der Literatur (konventionelle Betriebe) bewertet, da bei einer guten P-Versorgung der Böden auch im Biologischen Landbau der P-Gehalt im Erntegut meist höher ist (SPIESS et al. 1995).

Die Tabelle 45 veranschaulicht die Auswirkungen der unterschiedlichen P-Gehaltsannahmen in der Minimum- bzw. Medianvariante auf die Hoftorbilanzen im Vergleich zur Standardvariante.

(In Anhangtabelle 51 sind sämtliche P-Salden für die drei Berechnungsvarianten und zwei Bezugsjahre zusammengefaßt sowie in Anhang-Abbildung 7 die P-Bilanzsalden der verschiedenen Varianten im Jahresmittel graphisch dargestellt).

a) P-Salden der Minimumvariante im Vergleich zur Standardvariante

In der *Minimumvariante* wurden die geringsten P-Gehalte auch für konventioneller Zukäufe angenommen (in der Standardvariante wurde der Median der P-Gehalte aus der Literatur angenommen). Damit verändern sich die Hoftorbilanzsalden um 0,0 bis $-1,5 \text{ kg P/ha}^*a$ im Vergleich zur Standardvariante (Tabelle 43).

Die Verringerung des P-Saldos von MF-Betrieb 15 ($-1,0 \text{ kg P/ha}^*a$) ist auf Traubentrester, von MF-Betrieb 16 ($-1,2 \text{ kg P/ha}^*a$) auf den Zukauf von „konventionellem“ Biotonnenkompost, von MF-Betrieb 13 ($-1,5 \text{ kg P/ha}^*a$ 1996) und von VE-Betrieb 22 ($-1,4 \text{ kg P/ha}^*a$) auf Grünschnittkompost zurückzuführen. In der rechten Spalte von Tabelle 43 ist die relative Veränderung des P-Inputs durch die Annahme des minimalen P-Gehaltes abzulesen (0 bis -32%).

Die größeren Veränderungen gab es somit in den Betriebsformen MF im Mittel mit $-0,7 \text{ kg P/ha}^*a$ (-11% Inputveränderung) und der Betriebsform VE im Mittel mit $-0,6 \text{ kg P/ha}^*a$ (-4% Inputveränderung). Die mittlere Veränderung der P-Salden der GM-Betriebe in der Minimumvariante war mit $-0,2 \text{ kg P/ha}^*a$ (-5% Inputveränderung) ebenso wie bei den GL-Betrieben ($-0,1$ und $-0,2 \text{ kg P/ha}^*a$) sehr gering (Tabelle 43).

Tabelle 45: Auswirkungen unterschiedlicher P-Gehaltsannahmen auf die Hoftorbilanzsalden (kg P/ha^*a) sowie auf den In- bzw. Output in der Minimum- bzw. Medianvariante (Rel.%)

BF ⁴⁸	Betrieb	Minimumvariante		Medianvariante *	
		Saldodifferenz zur Stand.var.	Veränderung des Inputs	Saldodifferenz zur Stand.var.	Veränderung des Outputs
MF	3	-0,04	-3 %	-2,0	+26 %
	16	-1,2	-3 %	-3,0	+29 %
	14	-0,1	-3 %	-0,2	+3 %
	15	-1,0	-7 %	-3,9	+25 %
	17	-1,0	-32 %	-0,8	+24 %
	13 (1995)	-1,1	-13 %		
	18	-0,9	-13 %		
Mittel d. Veränd. MF		-0,7	-11 %	-2,0	+21 %
GM	24	-0,3	-8 %	-1,2	+17 %
	12	-0,1	-5 %		
	5	-0,1	-5 %	-0,7	+19 %
	9	-0,2	-15 %		
	4	-0,1	-2 %		
	23	-0,3	-7 %	-0,6	+13 %
	1	-0,1	-2 %	-0,8	+21 %
	6	-0,1	-2 %		
	2	0,0	0 %		
	8	-0,1	-1 %	-0,7	+18 %
	7	-0,4	-2 %		
Mittel d. Veränd. GM		-0,2	-5 %	-0,8	+18 %
VE	20	-0,4	-6 %	-1,6	+23 %
	11	-0,2	-4 %	-0,4	+13 %
	10	0,2	2 %	-0,8	+10 %
	25	-0,4	-3 %		
	22	-1,4	-6 %	-1,1	+15 %
	21	-0,3	-1 %	-0,8	+10 %
	13 (1996)	-1,5	-6 %		
Mittel d. Veränd. VE		-0,6	-4 %	-0,9	+14 %
GL	26	-0,1	-6%		
	19	-0,2	-3%		
Mittel der Veränderung gesamt		-0,4	-6 %	-1,2	+18 %

* Die Medianvariante wurde nur für Betriebe mit Böden (Median) von mindestens der P-Gehaltsstufe \underline{C} (> 11 mg P₂O₅/100 g TB) gerechnet.

b) P-Salden der Medianvariante im Vergleich zur Standardvariante

⁴⁸ BF = Betriebsformen: MF - Marktfrucht., GM - Gemischtb., VE - Veredelungs., GL - Grünlandb.

Der P-Output der Betriebe ist bei der Medianvariante um +3 % bis +29 % erhöht (Tabelle 45). Dies wirkt sich in einer Verringerung der P-Salden um -0,2 bis -3,9 kg P/ha*a aus. Die Salden der MF-Betriebe 3 (1995), 15, 16 und des VE-Betriebes 20 verringern sich um -2,0; -3,9; -3,0 und -1,6 kg P/ha*a am stärksten. Dies ist auf den hohen Anteil des Getreideverkaufes (P-Gehaltsangaben von Getreide differieren stark - s. Anhangtabelle 52) dieser Betriebe zurückzuführen.

Demnach gab es in der Medianvariante in der Betriebsform MF im Mittel von fünf Betrieben mit -2,0 kg P/ha*a (+ 21 % Outputveränderung) die größeren Veränderungen. Die mittlere Veränderung der P-Salden bei fünf GM-Betrieben war mit -0,8 kg P/ha*a (+18 % Outputveränderung) und bei fünf VE-Betrieben mit -0,9 kg P/ha*a (+14 % Outputveränderung) wesentlich geringer (Tabelle 45).

5.3 Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerversuche in Niederösterreich

5.3.1 Ergänzende bodenkundliche Ergebnisse

Bodenkundliche und klimatische Standortbedingungen der ausgewerteten drei P-Dauerversuche, die *unter Bedingungen des konventionellen Landbaus* durchgeführt werden, wurden in Kapitel 4 bereits kurz charakterisiert. Die Ergebnisse der Erträge, der $P_{CAL/DL}$ -Bodengehalte und P-Entzüge dieser Versuche sollen zu wichtigen Bodenparametern in Beziehung gesetzt werden. Daher werden einleitend detailliertere Auswertungen zu pH-Wert und Humusgehalt dargestellt.

a) pH-Werte

Mit zunehmender Versuchsdauer haben sich die pH-Werte in Abhängigkeit von P-Düngerform und Standort differenziert (Tabelle 46). Während nach 30-35 Versuchsjahren der pH-Wert der 0-Parzelle im gut gepufferten Lößboden in Fuchsenbigl nur um 0,05 niedriger ist als in der (praxisunüblichen) P2 Tho-Variante ⁴⁹, beträgt dieser Unterschied in Zwettl 1,79 (Braunerde auf Silikatmaterial, sandiger Lehm, s. Kapitel 4.3.1). Rottenhaus nimmt diesbezüglich eine Mittelstellung ein (pH-Unterschied = 0,39).

Tabelle 46: pH-Werte (Minimum, Maximum und Mittelwert im Zeitraum 1956-1993 sowie tiefster und höchster Mittelwert von 1985-1990/92 in $CaCl_2$ auf den drei Standorten

pH in $CaCl_2$ *	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Mittelwert 1956-93 (über alle Varianten)	7,47	6,56	5,31
Minimum 1956-93	7,16	5,92	4,40
Maximum 1956-93	7,78	7,20	6,85
Kleinster Mehr-Jahres-Mittelwert 1985-1990/92 ⁵⁰ (0-Parzelle)	7,45 ⁵¹	6,42	4,74
Größter Mehr-Jahres-Mittelwert 1986-1990/92 ⁵⁰ (P2 Tho)	7,50 (P1Tho: 7,47)	6,81 (P1 Tho: 6,72)	6,53 (P1 Tho: 5,45)

* die pH-Werte aus den Jahren 1994 und 1995 standen nicht zur Verfügung, Die pH-Werte der Superphos-Varianten wurden nicht berücksichtigt, ebenso nicht die P2 Varianten zwischen 1956 – 1975.

⁴⁹ P1-Stufe: 44 kg P/ha*a', P2-Stufe: 175 kg P/ha*a', Tho = Thomasphosphat, Hyper = Hyperphosphat, Variantenbeschreibung s. Kapitel 4.3.1 *Material und Methode*.

⁵⁰ aus den Jahren 1985-92 (Fuchsenbigl), 1986-90 (Rottenhaus) und 1986-91 (Zwettl)

⁵¹ In Fuchsenbigl wurde zwar in der Variante P2 Hyper -1975 der geringste Mittelwert ermittelt, in der 0-Parzelle war der pH-Wert jedoch nur um 0,01 höher.

Die pH-Unterschiede zwischen 0-Parzelle und P1 Tho⁴⁹ sind auf allen drei Standorten geringer (Zwettl = 0,71; Rottenhaus = 0,30; Fuchsenbigl = 0,02; s. Tabelle 46).

Die Hyperphosphat-Varianten weisen hinsichtlich des pH-Wertes eine Mittelstellung zwischen 0-Parzelle und Thomasphosphat auf. Dabei sind die pH-Werte der P1 Hyper-Varianten nur geringfügig höher wie jene der 0-Parzellen (lediglich in Zwettl um 0,35 Einheiten höher).

b) Humusgehalte

Der Mittelwert der Humusgehalte in 0-20 cm Bodentiefe einzelner Messungen zwischen 1982 und 1995 (s. Anhangtabelle 67) betragen über alle Varianten 2,00 % (Fuchsenbigl), 2,56 % (Rottenhaus) und 1,77 % (Zwettl). Umgerechnet in % C_{org} weichen diese Werte mit + 0,02 (in Zwettl) bis 0,08 % (in Rottenhaus) nur wenig vom langjährigen Mittel (dargestellt s. Kapitel 4.3.1) ab.

Die Differenz zwischen Maxima und Minima der Ø Humusgehalte (Mittel aus 2-4 Messungen) beträgt 0,15 % (Fuchsenbigl), 0,18 % (Rottenhaus) und 0,14 % (Zwettl). Die höchsten Ø-Werte weisen beide P1 Tho-Varianten (2,09 % in Fuchsenbigl) und P2 Tho-1975 bzw. P2 Tho (2,67 % in Rottenhaus bzw. 1,83 % in Zwettl) auf. Die niedrigsten Ø Humusgehaltswerte sind bei P1 Hyper (Fuchsenbigl), bei P1 Tho und P2 Hyper-1975 (Rottenhaus) sowie in einer 0-Parzelle (Zwettl) gemessen worden. Die Humusgehalte der 0-Varianten der einzelnen Messungen liegen in der Regel auf allen drei Standorten im unteren Drittel der gemessenen Werte (s. Anhangtabelle 67).

5.3.2 Ertragsentwicklung in Abhängigkeit von der Düngermenge und Düngerform

Folgende Bemerkungen sind der Ergebnisdarstellung der Erträge voranzustellen

- In der Ertragsauswertung werden die Daten der Jahre 1976 bis 1995 (zweite Versuchsperiode) der ausgewählten Varianten (s. Kapitel 4.3.1) vorgestellt, die Auswertung der P_{CAL/DL}-Gehalte umfasst den Zeitraum von 1956 bis 1995.
- Es werden für den Ergebnisteil nur 10 der 18 Versuchsvarianten dargestellt (ohne die 8 Varianten der beiden Superphosphat-Dünger), im *Anhang* sind auch die Ergebnisse einer Superphosphat-Gruppe (4 Varianten) einbezogen. Das Ausklammern der Superphosphat-Varianten basiert darauf, daß primär nur jene Düngerformen ausgewählt wurden, die in der Praxis des Biologischen Landbaus generell (Hyperphosphat) bzw. teilweise (Thomasphosphat) erlaubt sind (s. Kapitel 2.3).
- Die Varianzanalyse und der nachfolgende Tukey-Test wurde aber für alle 18 Varianten gerechnet, was den Schätzer präzisiert (s. Kapitel 4.3.1).

- Innerhalb der 10 Varianten sind beide 0-Varianten enthalten. Die Berücksichtigung der Teilung der 0-Parzelle (Angabe der Erträge beider 0-Parzellen) veranschaulicht die Teilungsvarianz.

5.3.2.1 Getreide

a) Winterweizen

Die mehrjährigen Mittelwerte der Erträge von Winterweizen der letzten 20 Jahre des Versuches zeigen auf allen drei Standorten eine ähnliche Tendenz (s. Abbildung 28 bis Abbildung 30):

- Es kommt bei Thomasphosphat jeweils in beiden Düngungsstufen zu Ertragsanstiegen, diese sind jedoch in der P1-Stufe (44 kg P/ha*a) im Vergleich zu der nicht mit P gedüngten 0-Variante in keinem Fall signifikant

*Für die Absicherung von der ungedüngten 0-Variante („absicherbarer Ertragseffekt“) ist ein **signifikanter Unterschied von beiden 0-Parzellen** erforderlich.*

- Die Düngung von Hyperphosphat hat bei Winterweizen auf allen drei Standorten auch in der praxisunüblichen P2 Stufe (175 kg P/ha*a) keinen absicherbaren Ertragseffekt. Dieser ist tendenziell auf allen drei Standorten niedriger als bei den entsprechenden Varianten von Thomasphosphat.
- Die Rückgänge der Erträge in den Varianten, die ab 1976 nicht mehr gedüngt wurden („Nachwirkungsvarianten“), sind gering (am höchsten sind diese in Zwettl: bis 4,5 dt/ha) und ebenso in keinem Fall signifikant.

Die Ertragsunterschiede der 0-Parzellen zur praxisüblicheren P1 Tho-Variante sind in Fuchsenbigl am höchsten (Relativerträge der 0-Parzellen 82-86 %), in Rottenhaus am geringsten (94-96 %, s. Abbildung 28 bis Abbildung 30).

Bei Winterweizen wie auch bei Sommergerste und Zuckerrübe (s. Abbildung 28 bis Abbildung 35) zeigt sich, daß auf den mit CaCO₃ gut versorgten Böden in Fuchsenbigl Rohphosphat die Düngerform mit der schlechtesten Ertragswirkung ist (auch im Vergleich zu Superphosphat, s. Anhangtabelle 54 bis 57). Die (nicht in jedem Fall zu messenden) Ertragseffekte durch Hyperphosphat sind - jedenfalls seit 1976 - bei allen angebauten Kulturen in Fuchsenbigl sowohl in der P1 wie auch in der P2-Stufe (und bei deren Nachwirkungen) nicht absicherbar.

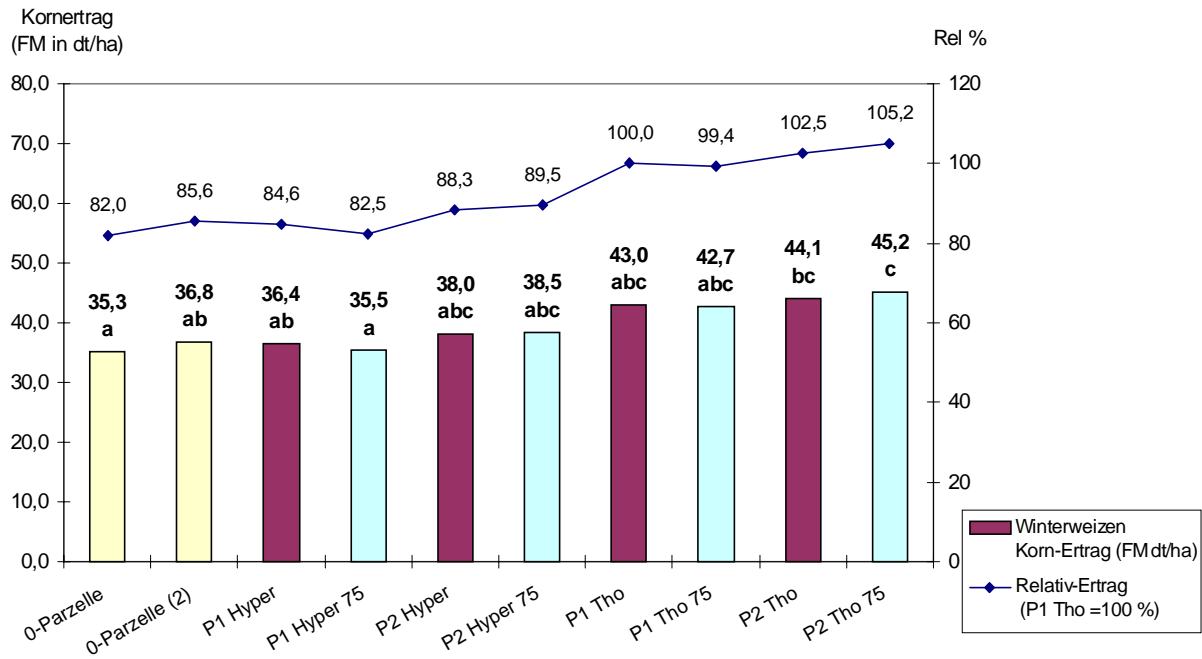


Abbildung 28: Kornertag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1986, 1994), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, gerechnet für alle 18 Versuchsvarianten) gleiche Buchstaben zeigen keinen signifikanten Unterschied an.

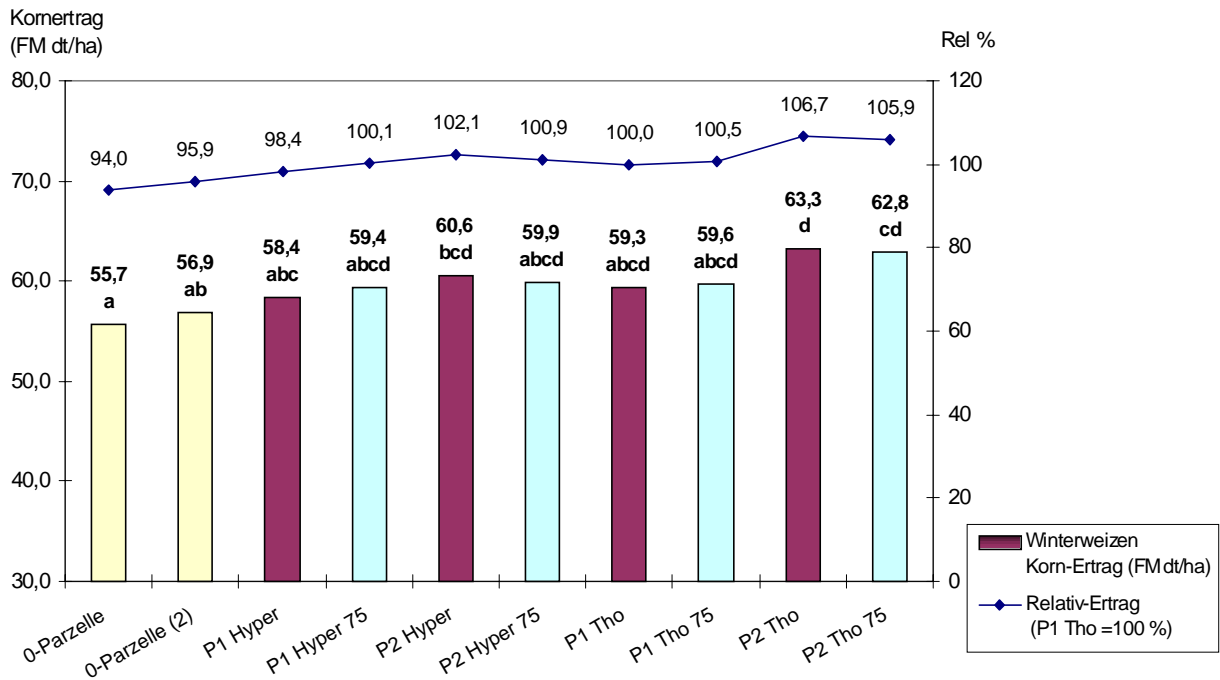


Abbildung 29: Kornertag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1978, 1987), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

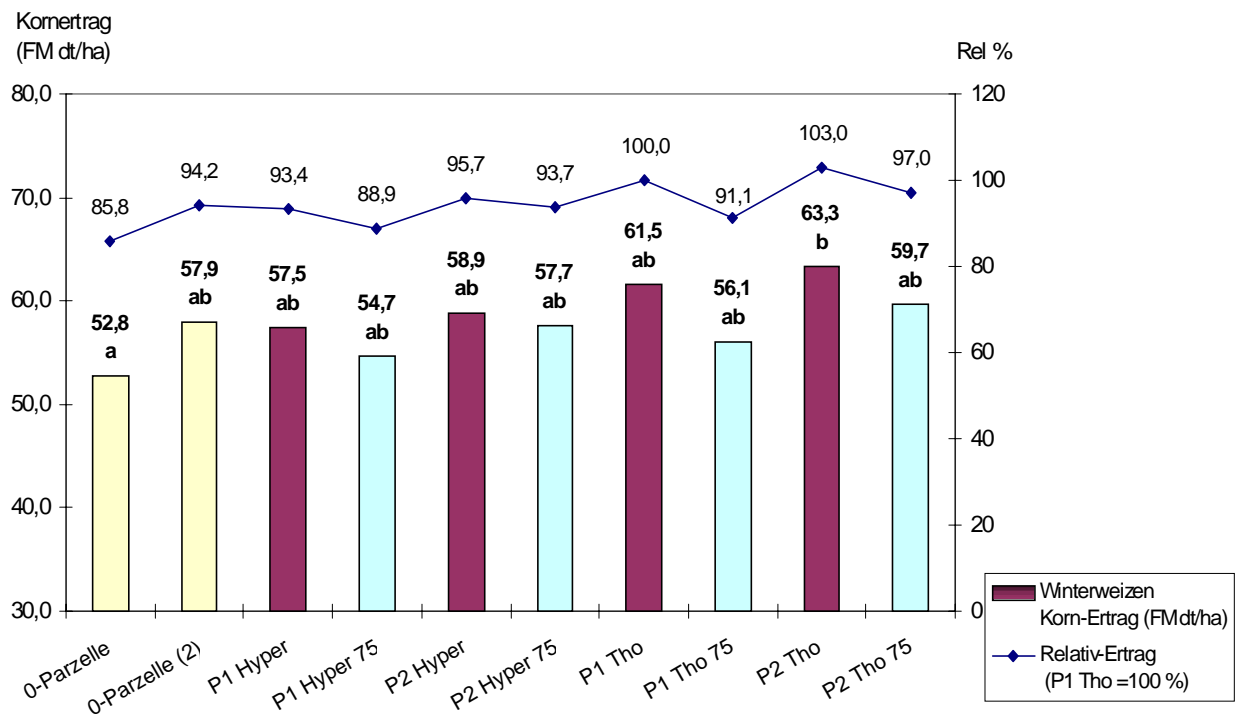


Abbildung 30: Korn-ertrag (FM in dt/ha) von Winterweizen in Zwettl (mehrfährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1986, 1994), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

b) Sommergerste

Auf allen drei Standorten sind folgende Gemeinsamkeiten bei den Erträgen festzustellen (s. Abbildung 31 bis Abbildung 33):

- Mit Ausnahme der Hyperphosphatdüngung in Fuchsenbigl kommt es in den P1-Düngungsstufen zu Ertragsanstiegen, die bei Thomasphosphat und Superphosphat (Anhangtabelle 55) vielfach auch absicherbar sind. In der P2-Düngungsstufe treten - verglichen mit P1 - bei Sommergerste z.T. bereits Ertragsreduktionen auf (bei Thomasphosphat in Fuchsenbigl und Zwettl sowie bei Superphosphat in Zwettl, s. Anhangtabelle 55).
- Die Ertragsunterschiede der 0-Parzellen zur P1 Tho-Variante sind höher wie bei Winterweizen (Relativerträge der 0-Varianten 75-81 % in Fuchsenbigl bis 83-84% in Rottenhaus).
- Die Nachwirkungsvarianten weisen keine signifikanten Unterschiede zu den entsprechenden, jährlich gedüngten Varianten auf (leichte Ertragszu- und abnahmen).

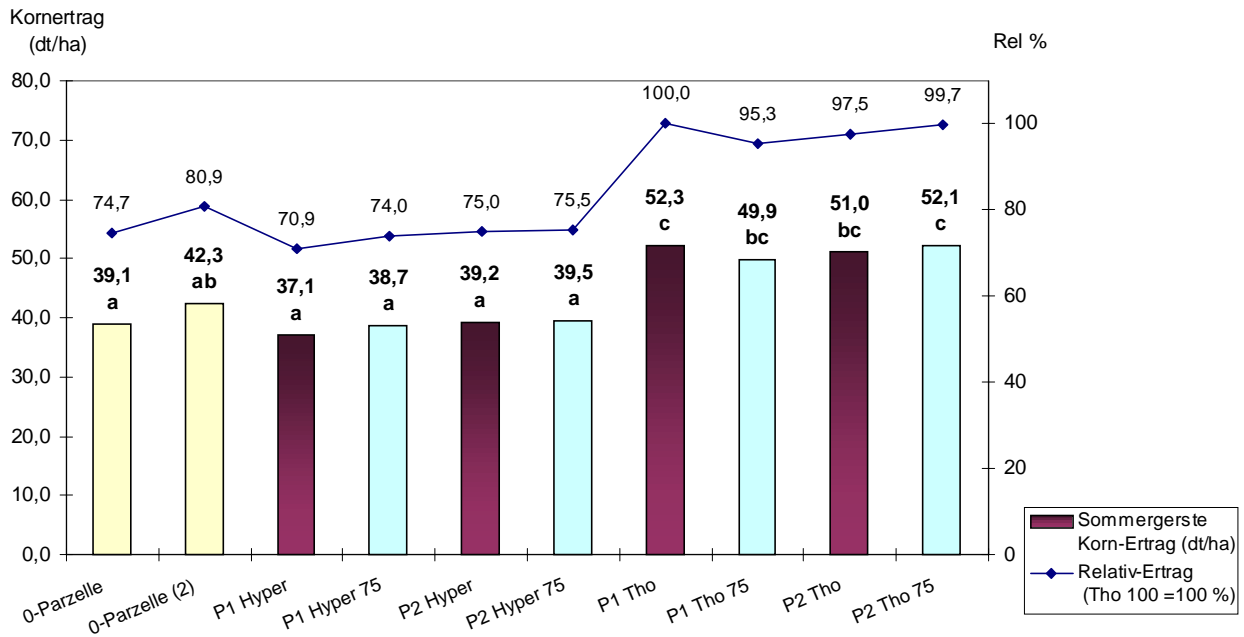


Abbildung 31: Kornertag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1978, 1980, 1992), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

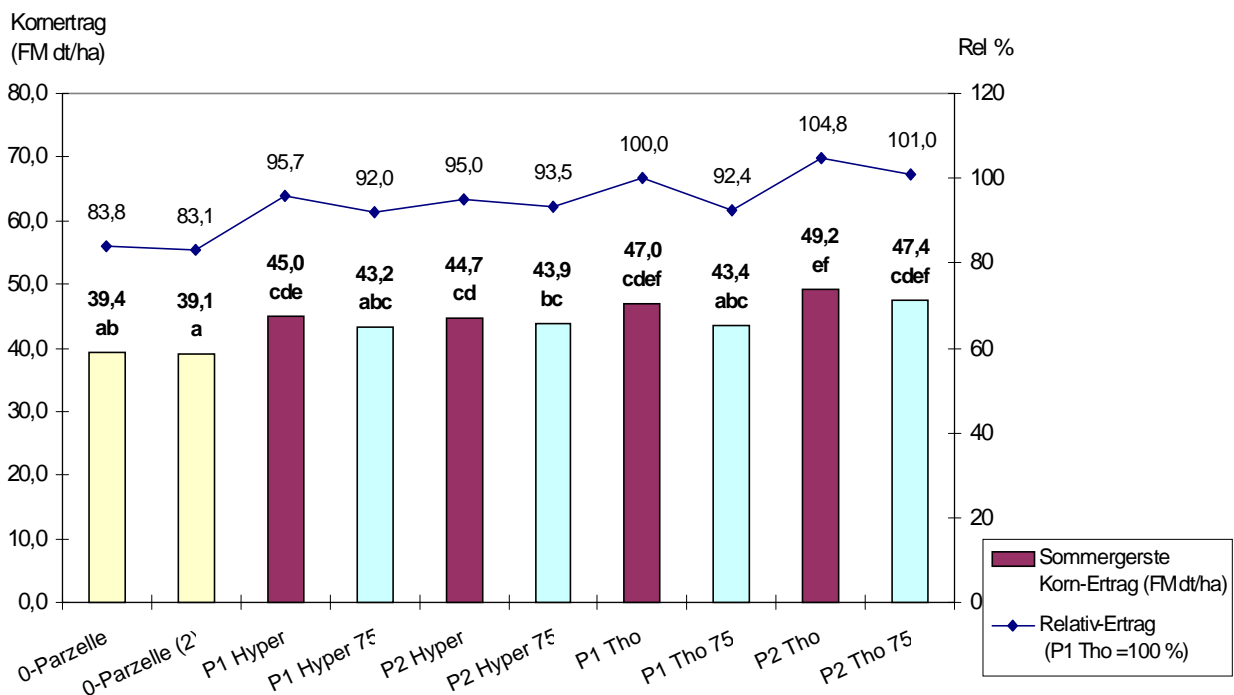


Abbildung 32: Kornertag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1977, 1981, 1984, 1988), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

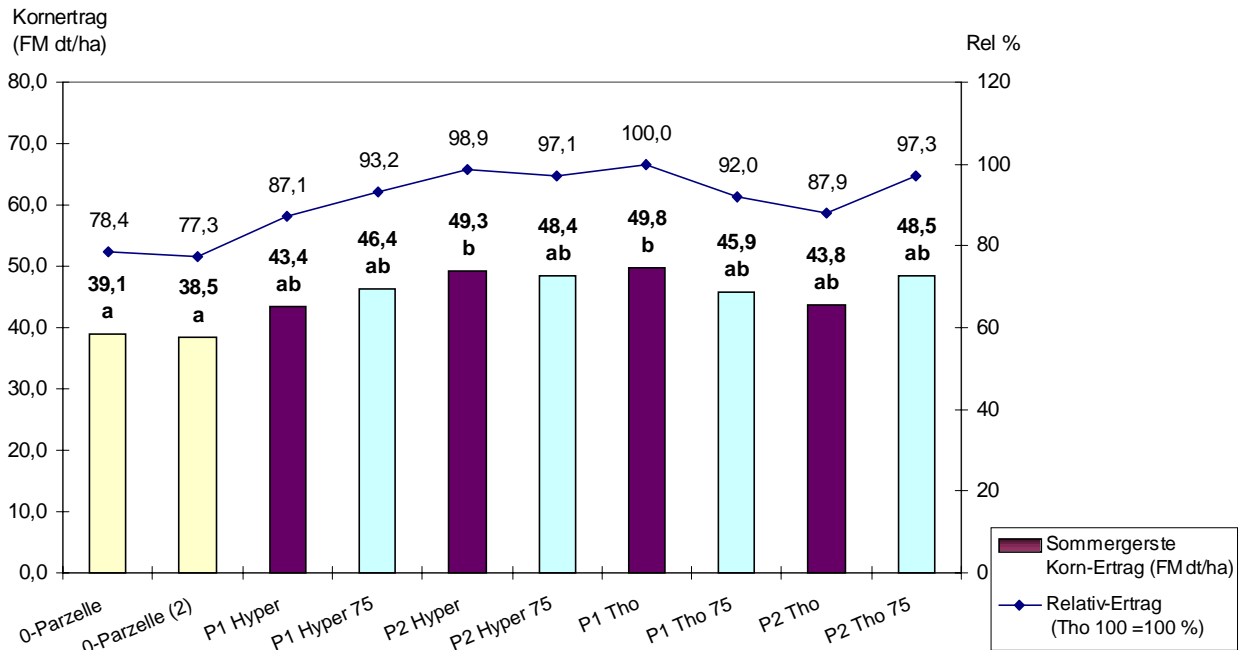


Abbildung 33: Kornertrag (FM in dt/ha) von Sommergerste in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1976, 1980, 1992), Signifikanz. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

Die jährliche Düngung mit Hyperphosphat hat bei Sommergerste in Rottenhaus und Zwettl eine Ertragswirkung zur Folge, die in Rottenhaus in beiden Düngerstufen und in Zwettl nur in der P2-Stufe abgesichert werden kann.

Bei Betrachtung der einzelnen Jahreserträge (nicht dargestellt) lassen sich bei Sommergerste nur in Fuchsenbigl im Zeitraum 1976-1995 eine einheitliche Entwicklung in Richtung Zunahme der Ertragsunterschiede zwischen den 0-Parzellen und P1 Tho mit zunehmender Versuchsdauer feststellen.

c) Winterroggen

Auf allen drei Standorten treten bei Winterroggen sowohl in der P1- wie auch in der P2-Stufe keine signifikanten Mehrerträge durch die 20-40 jährige P-Düngung auf (siehe Anhangtabelle 56).

Die Relativerträge der 0-Varianten betragen 80 bis 98 %. Eine Ausnahme bildet dabei die erste 0-Parzelle in Fuchsenbigl mit 69 %, die sich signifikant von drei der vier Tho-Varianten unterscheidet.

In Fuchsenbigl, wo das Ertragsniveau bei Roggen viel tiefer als in Rottenhaus und Zwettl ausfällt (P1 Tho in Fuchsenbigl: 42 dt/ha, in Rottenhaus: 58 dt/ha, in Zwettl: 52,5 dt/ha, siehe

Anhang), ist auch die stärkste Düngewirkung von Thomasphosphat (in beiden Dünungsstufen) festzustellen.

Die Hyperphosphat-Düngung hat auf diesem Standort bei beiden Dünungsstufen keinen Mehrertrag zur Folge, während in Zwettl mit P1 Hyper der höchste Ertrag aller Varianten gemessen wurde (P1 Hyper: 105 % des P1 Tho-Ertrages; 0-Parzellen: 96-98%, s. Anhangtabelle 56). In Rottenhaus werden in den Hyper-Varianten 88 - 97 % des P1 Tho-Ertrages (=Höchstertag) erzielt (0-Parzellen: 86 - 88 %, s. Tabelle 47).

Die Nachwirkungen weisen vielfach nur geringe Ertragsrückgänge in einzelnen Fällen sogar höhere Erträge auf (Ausnahme P2 Hyper-1975: 91 % des Ertrages von P2 Hyper). Eine statistische Absicherung ist in keinem Fall möglich.

d) Körner- und Silomais

Die zweijährigen Mittelwerte aus dem Zeitraum 1976-1995 zeigen sowohl bei Körnermais in Fuchsenbigl wie auch bei Silomais in Zwettl bei keiner Düngeform und -menge signifikanten Ertragseffekte. Die Relativerträge der 0-Parzellen betragen bei Körnermais in Fuchsenbigl 99 - 101 % (P1 Tho=100%) und bei Silomais in Zwettl 93 - 96 % (s. Tabelle 47).

Die Hyperphosphat-Varianten weisen ähnlich hohe Erträge wie P1 Tho auf. In Zwettl in der P2-Stufe sind sogar 7 - 8 % Mehrertrag im Vergleich zu P1 Tho feststellbar (s. Anhang-Abbildung 9).

Die Nachwirkungsvarianten zeigen vielfach leicht höhere Erträge als die entsprechenden jährlich gedüngten Varianten, insbesondere die P2 Tho-1975 in Zwettl (9,0 % höherer Silomais-Ertrag) und P2 Hyper-1975 in Fuchsenbigl (8,7 % höherer Körnermais-Ertrag), s. Anhang-Abbildungen 8 und 9).

In Rottenhaus wurde nur in einem Jahr (1983) Körnermais angebaut. Auch hier können keine signifikanten Ertragseffekte gemessen werden. Die Relativerträge der 0-Parzellen liegen bei 91 - 94 %.

5.3.2.2 Wurzel- und Knollenfrüchte

a) Zuckerrübe

Bei Zuckerrübe (die nur in Fuchsenbigl und Rottenhaus angebaut wird) ist eine ähnlich hohe Ertragswirkung der Thomas- und Superphosphat-Düngung wie bei Sommergerste zu beobachten, wenngleich aufgrund der größeren Streuung der Einzeljahres- und der Parzellenwerte nur in Rottenhaus auch absicherbar (hier allerdings in beiden Mengenabstufungen, s. Abbildung 34 und Abbildung 35). Die relativen Ertragsunterschiede zwischen der 0- und P1 Tho-Variante sind sogar höher als bei S-Gerste (s. auch Relativerträge der 0-Parzellen in Tabelle 47).

Auf beiden Standorten sind zudem folgende Gemeinsamkeiten bei den Erträgen festzustellen (s. Abbildung 34 und Abbildung 35):

- Thomasphosphat- und Superphosphat-Düngung (s. Anhangtabelle 57) erzielen in der P1-Stufe auf beiden Standorten die höchsten Erträge
- Die Relativerträge der 0-Parzellen in Relation zur P1 Tho-Variante sind wie erwähnt sehr niedrig. Sie betragen 65 - 75 % in Fuchsenbigl sowie 67 - 68 % in Rottenhaus. Der absolute Ertragsunterschied beträgt 179 - 244 dt/ha.
- Die Hyperphosphat-Düngung bewirkt in der P1-Stufe keine signifikante Ertragszunahme. In der (praxisunüblichen) P2-Stufe und seiner Nachwirkung kommt es (im Vergleich zu P1) noch zu merkbaren Ertragssteigerungen, die in Rottenhaus auch absicherbar von den 0-Varianten verschieden sind.
- Die Nachwirkungsvarianten weisen keine signifikanten Unterschiede zu den entsprechenden, jährlich gedüngten Varianten auf (in der Regel nur leicht geringere Erträge)
- Thomasphosphat bringt in der P1-Variante auf beiden Standorten um etwa +50 dt/ha mehr Ertrag als Superphosphat (s. Anhangtabelle 57).

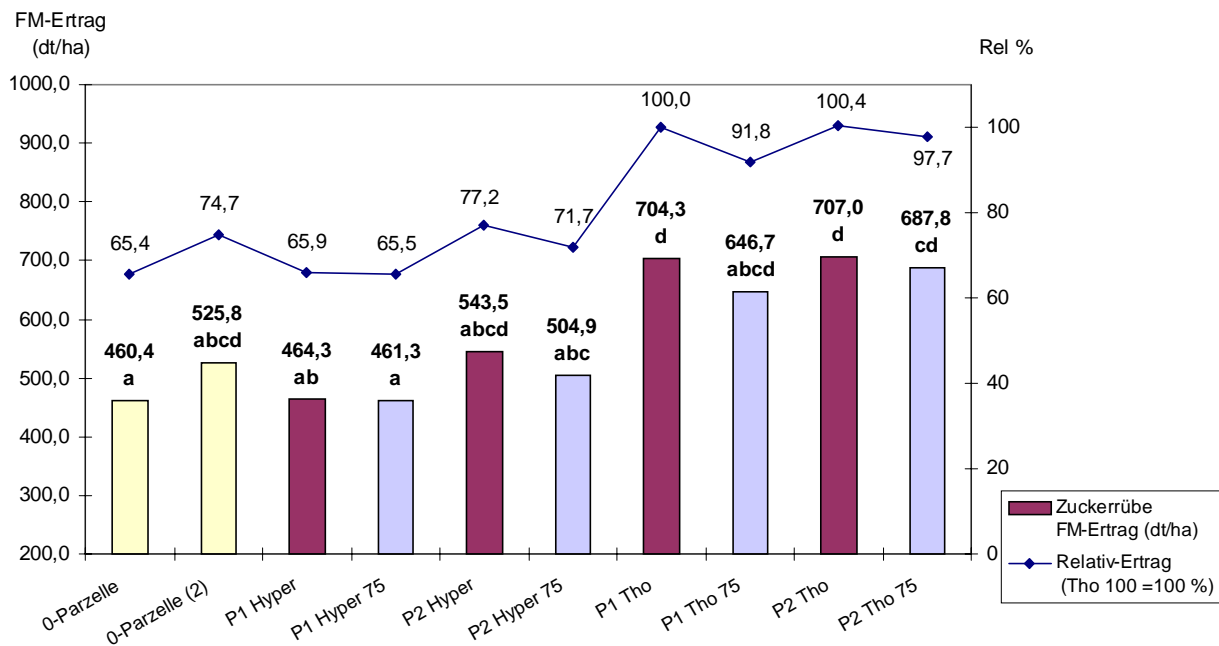


Abbildung 34: Rüben-ertrag (FM in dt/ha) von Zuckerrübe in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1979, 1991), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

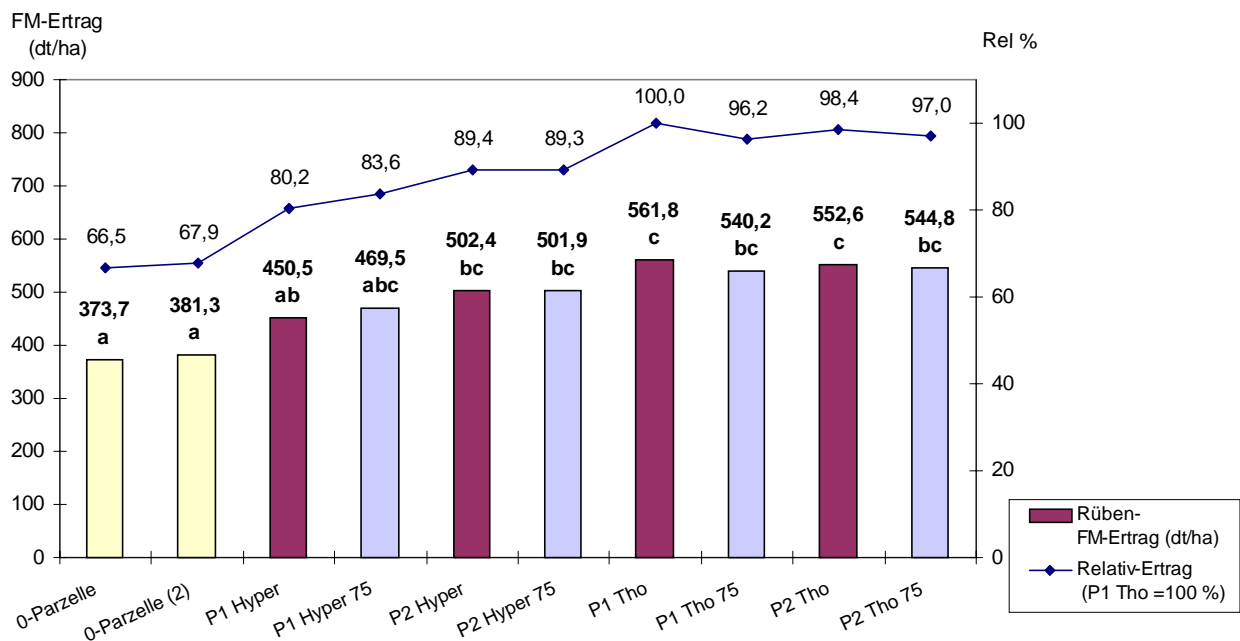


Abbildung 35: Rüben-ertrag (FM in dt/ha) von Zuckerrübe in Rottenhaus (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1976, 1980, 1989), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

b) Kartoffel

Ab 1976 wurde die Kartoffel nur mehr in Zwettl in mehreren (drei) Jahren angebaut. Wichtige Ergebnisse sind (s. Abbildung 36):

- Bei allen drei Düngerformen nehmen die Kartoffelerträge in der P1-Stufe zu, jedoch nur bei P1-Superphosphat signifikant (s. Anhangtabelle 58) und sinken in der 2. Düngungsstufe wieder ab. Signifikant zu allen anderen Düngungsvarianten ist diese Ertragsreduktion in der P2 Tho-Variante, wobei sie in allen drei Jahren in ähnlicher Weise auftrat.
- Die Relativerträge der 0-Parzellen in Relation zur P1 Tho-Variante betragen 86 - 88 % .
- Die Hyperphosphat-Düngung bewirkt ebenso wie Thomasphosphat in beiden Düngestufen keine signifikante Ertragszunahme, wobei die Erträge der Hyper-Varianten auf vergleichbarem Niveau wie jene der P1 Tho-Variante liegen.
- Die Nachwirkungsvarianten weisen in der Regel keine signifikanten Ertragsunterschiede zu den entsprechenden, jährlich gedüngten Varianten auf (Ausnahme: die Erträge von P2 Tho - 1975 sind signifikant höher als bei P2 Tho).

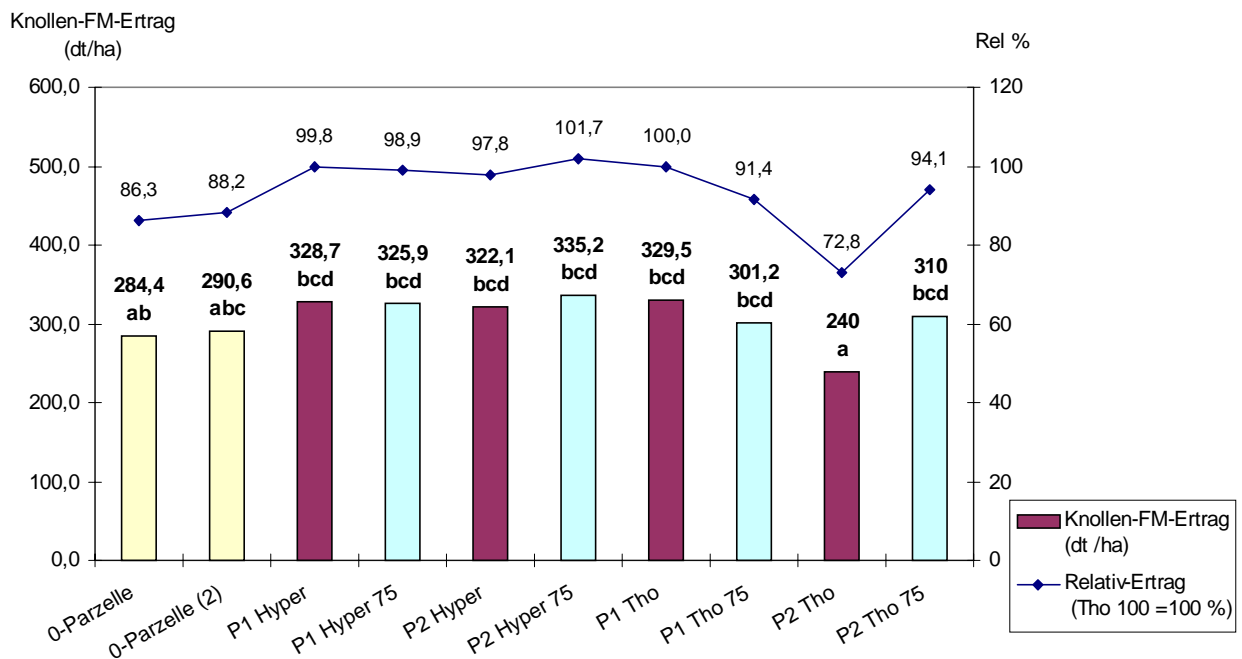


Abbildung 36: Knollenertrag (FM in dt/ha) von Kartoffel in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1979, 1985, 1991), Signifikanzn. $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

5.3.2.3 Mehrjährige Leguminosen

Luzerne und Rotklee

Weder die Düngermenge noch die Düngerform differenzieren die TM-Erträge der Luzerne bzw. des Rotkleees in Fuchsenbigl bzw. Zwettl in signifikanter Weise (s. Abbildung 37 und Abbildung 38). Dies trifft sowohl für die Mittelwerte über die dreijährige Anbauzeit als auch für die Einzeljahreserträge zu

Lediglich in Zwettl hat im Jahr 1983 die P1 Super-Variante signifikant geringere Erträge wie die zweite 0-Parzelle und die P1 Hyper-1975-Variante. Ansonsten gibt es auch in diesem Jahr zwischen den Varianten keine signifikanten Unterschiede.

In Rottenhaus wurde die dreijährige Brache (1990-1992: Klee gras) am Feld belassen und die Schnitte daher auch nicht gewogen.

Im Ansaatjahr betragen bei Luzerne in Fuchsenbigl die Erträge der beiden 0-Parzellen 96 % und steigen bis zum dritten Jahr auf 107 - 111 % (P1 Tho = 100%) (s. Anhangtabelle 59). Im Mittel der drei Jahre ergeben sich Relativerträge der ungedüngten Parzellen von 99 - 102 % (s. Abbildung 37).

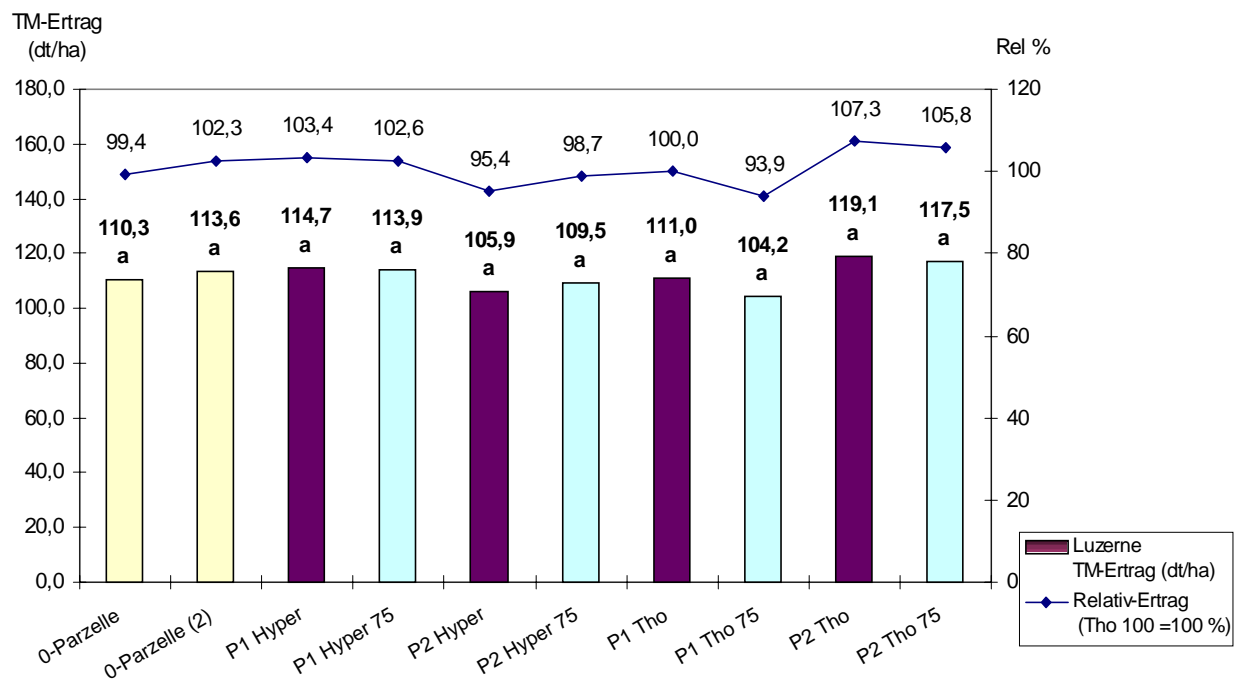


Abbildung 37: TM-Ertrag (in dt/ha) der Luzerne in Fuchsenbigl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1982 - 1984), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

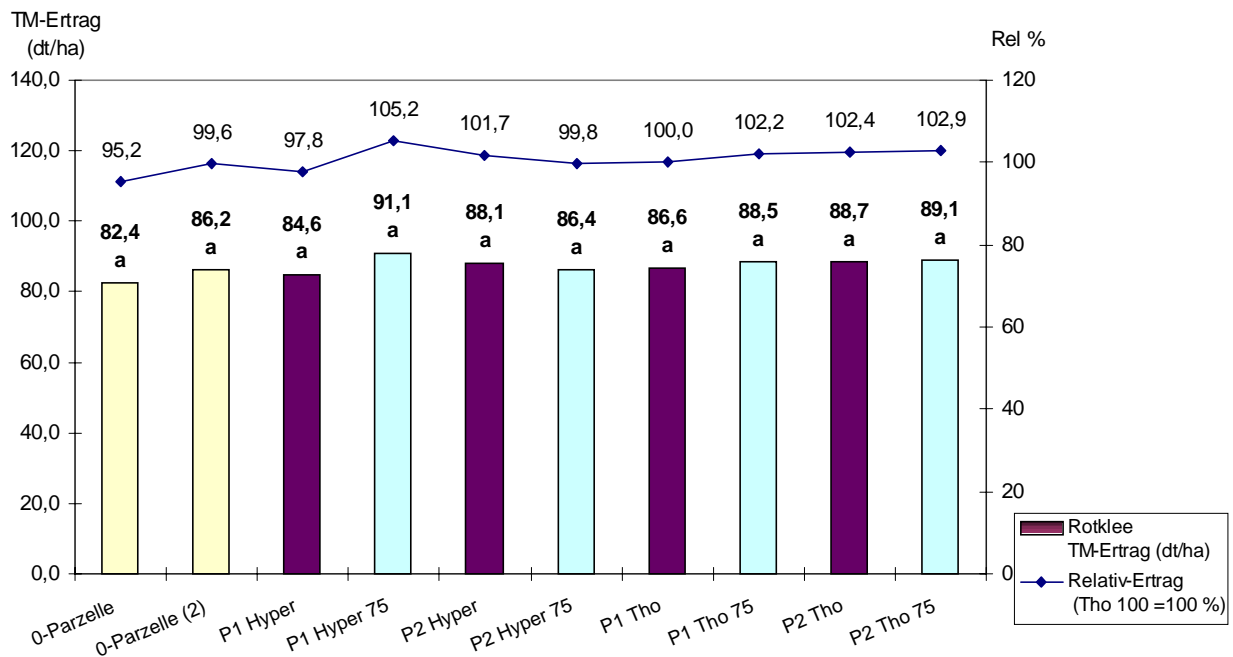


Abbildung 38: TM-Ertrag (in dt/ha) von Rotklee in Zwettl (mehrjährige, aggregierte Mittelwerte aus den Jahren 1982 - 1984), Signifikanzniveau $P < 0,05$ (Tukey-Test, für alle 18 Versuchsvarianten)

Bei Rotklee in Zwettl kommt es im ersten Anbaujahr (1982) zu stärkeren, allerdings nicht signifikanten P-Düngungseffekten (s. Anhangtabelle 60). Die Relativerträge der 0-Parzellen (P1 Tho = 100 %) betragen in diesem Jahr nur 79 - 80 % der P1 Tho-Variante. In den beiden Folgejahren sind die Relativerträge der 0-Parzellen jedoch stets über 100 % (aber nicht signifikant höher als P1 Tho), sodaß sich im Mittel der drei Anbaujahre in den 0-Varianten Relativerträge von 95 - 100 % ergeben (s. Abbildung 38).

Die Nachwirkungsvarianten zeigen bei Luzerne und Rotklee leichte Ertragszu- und abnahmen im Vergleich zu den entsprechenden jährlich gedüngten Varianten, die in keinem Fall signifikant und auch nicht absicherbar verschieden zur 0-Variante sind (zu einer größeren, n.s. Abweichung im Ertrag kommt es nur in Zwettl im Jahr 1983: P1 Hyper-1975 erzielt einen um 14,5% höheren Ertrag wie P1 Hyper).

5.3.2.4 Weitere Kulturarten

Hinsichtlich der Erträge von **Hafer**, **Körnererbse**, **Ackerbohne** und **Raps**, die jeweils nur in einem Jahr im Zeitraum 1976-1995 angebaut wurden - und bis auf Hafer - nur auf zwei bzw. einem Standort, kann bei keiner Düngeform und -menge ein signifikanter P-Düngungseffekt beobachtet werden.

Die Relativerträge der 0-Varianten (am niedrigsten bei Erbse: 74 - 88 %, am höchsten bei Hafer: 84 - 108 %) sind der *Tabelle 47* zu entnehmen.

Beim Vergleich der mit P gedüngten Varianten untereinander treten ebenso keine signifikanten Unterschiede auf (Ausnahme: Bei Hafer in Zwettl: signifikanter Ertragsrückgang der P2 Hyper-1975 im Vergleich zur P2 Tho-Variante sowie bei Erbse in Fuchsenbigl: signifikanter Ertragsrückgang der P1 Hyper-1975 im Vergleich zur P2 Super-1975-Variante).

5.3.2.5 Auswirkungen einer mehr als 20 jährig unterlassenen P-Düngung

Die Auswirkungen einer unterlassenen Düngung auf die Erträge sind kultur- und standortspezifisch sehr unterschiedlich, in vielen Fällen sind jedoch keine signifikanten Ertragsrückgänge in den beiden ungedüngten 0-Varianten gegenüber der P1 Tho-Variante, die in Tabelle 47 als Referenzvariante (= 100 %) herangezogen wird, zu beobachten. Die Wahl der P1 Tho-Variante als Referenz beruht einerseits auf der praxisüblicheren P-Abstufung, andererseits auf der - auf allen Standorten - sehr guten (häufig besten) Düngewirkung dieser P-Düngerform.

Signifikante Ertragsreduktionen auf den bis zu 40 Jahre ungedüngten 0-Varianten sind, wie bereits erwähnt, bei Sommergerste (auf allen Standorten) und bei Zuckerrübe (in Rottenhaus) anzutreffen.

Tabelle 47: Mittlere Relativerträge der beiden Nullvarianten in % der P1 Tho-Variante (Mittel aus zwei bis vier Jahren, Erträge 1976 bis 1995)

Kulturart	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Winterweizen	82 n.s. - 86 n.s.	94 n.s. - 96 n.s.	86 n.s. - 94 n.s.
Sommergerste	75 *** - 81 *	83 *** - 84 ***	77 * - 78 *
Winterroggen	69 ** - 80 n.s.	86 n.s. - 88 n.s.	96 n.s. - 98 n.s.
Hafer ¹	91 n.s. - 97 n.s.	96 n.s. - 108 n.s.	84 n.s. - 95 n.s.
Zuckerrübe	65 ** - 75 n.s.	67 *** - 68 ***	
Körnermais	99 n.s. - 101 n.s.	91 ¹ n.s. - 94 ¹ n.s.	
Silomais			93 n.s. - 96 n.s.
Kartoffel	78 ¹ n.s. - 88 ¹ n.s.		86 n.s. - 88 n.s.
Raps ¹	78 n.s. - 91 n.s.	109 n.s. - 110 n.s.	
Erbse ¹	82 n.s. - 88 n.s.		74 n.s. - 78 n.s.
Ackerbohne ¹		81 * - 84 n.s.	
Rotklee			95 n.s. - 100
Luzerne	99 n.s. - 102 n.s.		

¹ Ertrag nur aus einem Jahr

*** P<0.001, ** P=0.001-0.01, * P=0.01-0.05, n.s. = no significant differences, Tukey Test

Da die Erträge der 0-Parzellen im Vergleich zu P1 Tho in der Regel bei allen Kulturen zurückgehen, ist aber davon auszugehen, daß bei einer *multivariaten Regression* der Ertragsrückgang *über alle Kulturen* bei jedem Standort *signifikant* ist.

Die Getreideerträge der 0-Varianten liegen zwischen 69 % und 108 % (alle drei Standorte), die Zuckerrübenenerträge zwischen 65 und 75% (zwei Standorte) und die Körnermaiserträge (zwei Standorte) bei 91 bis 101% der Erträge der P1 Tho-Variante (s. Tabelle 47).

5.3.2.6 Erträge der Nachwirkungsvarianten (ab 1976 nicht mehr gedüngt)

Vergleicht man die bis 1975 gedüngten Nachwirkungsparzellen mit den weiterhin gedüngten, so zeigt sich, daß zwischen den Jahren 1976 bis 1995 bei keiner Kultur eine signifikante Ertragsreduktion aufgetreten ist, wenn die entsprechende, bis 1995 durchgehend gedüngte Variante (gleiche Düngerform und Düngermenge) vergleichend herangezogen wird. Nur zum Teil gehen die Erträge tendenziell zurück, insbesondere in den P2-Varianten steigen diese teilweise sogar an (s. Abbildung 28 bis Abbildung 38 sowie Anhangtabellen 54 bis 58)

Ein Vergleich zwischen Nullvariante und Nachwirkungsvarianten ergibt bei W-Weizen, S-Gerste und Zuckerrübe in der Variante P2 Tho - 1975 in Fuchsenbigl und Rottenhaus einen signifikant zu (einer der) beiden 0-Parzellen höheren Ertrag. (Das gleiche gilt für Superphosphat, ausgenommen Winterweizen in Rottenhaus).

In den praxisnäheren P1-Varianten zeigen die Nachwirkungsparzellen von Thomasphosphat (und Superphosphat) nur bei S-Gerste und Zuckerrübe teilweise absicherbare Ertragseffekte zu einer der beiden 0-Parzellen (was als nicht gegebene Signifikanz zur ungedüngten Kontrolle zu interpretieren ist). Lediglich in Rottenhaus weist die P1 Tho-1975-Variante einen signifikant höheren Zuckerrübenenertrag als die 0-Variante auf.

Die Nachwirkungen der Hyperphosphat-Düngung sind in der Regel in beiden Dünungsstufen nicht signifikant von der Nullvariante verschieden (Ausnahme P2 Hyper - 1975 bei Zuckerrübe in Rottenhaus).

5.3.3 $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden

Bei den $P_{CAL/DL}$ -Gehalten in 0-20cm Bodentiefe werden die *Mediane* der Wiederholungen dargestellt (Verringerung der Gewichtung der Ausreißer, die teilweise bei einer Wiederholung vorkommen). Aus Gründen der Vereinfachung werden bei den $P_{CAL/DL}$ -Gehalten nur die Werte der *ersten* der beiden 0-Parzellen dargestellt (Variante Nr. 1).

Wie Abbildung 39 zeigt, bleiben auf allen drei Standorten die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der 0-Varianten - bei mehr oder weniger großen Schwankungen - ab dem Jahr 1966 (Beginn der CAL-Messung) nahezu unverändert bzw. steigen sogar leicht an.

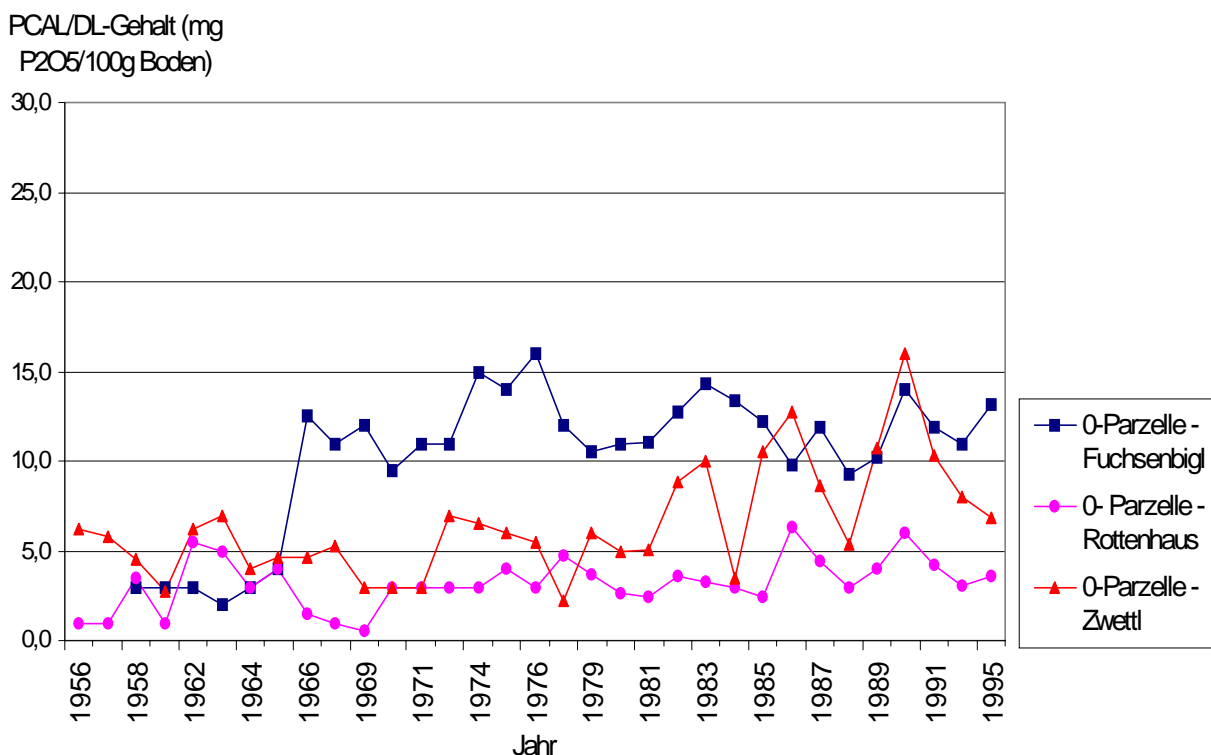


Abbildung 39: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der (ersten) 0-Parzelle (in 0-20cm) in den drei Dauerversuchen 1956-1996 (in mg P₂O₅/100 g Boden)

Auffallend ist die unterschiedliche Höhe der $P_{CAL/DL}$ - Gehalte auf den drei Versuchsstandorten. Während in Rottenhaus die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der 0-Variante während der 40jährigen Versuchsdauer sich meist unter 5 mg P₂O₅/100 g Boden (4,1 mg P₂O₅/100 g im Mittel von 1990-1995) bewegen, schwanken die CAL-Werte in Fuchsenbigl in den letzten 30 Jahren des Versuches meist zwischen 10 und 15 mg P₂O₅/100 g Boden. Der Standort Zwettl nimmt in den letzten 30 Versuchsjahren in der Regel eine Mittelstellung ein.

Ob und in welchem Ausmaß durch P-Düngung die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte verändert werden, hängt sehr stark vom Standort und von der Düngerform ab, was in den folgenden Kapiteln dargestellt ist

5.3.3.1 $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Oberboden in Fuchsenbigl

In Fuchsenbigl liegen die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte aller Hyperphosphat-Varianten (auch deren Nachwirkungen) im Bereich der 0-Variante (s. Abbildung 40 und Abbildung 41). Die Mittelwerte von 1990-1995 bewegen sich dabei zwischen 11,1 (P1 Hyper-1975) und 14,6 mg $P_2O_5/100$ g (P2 Hyper-1975).

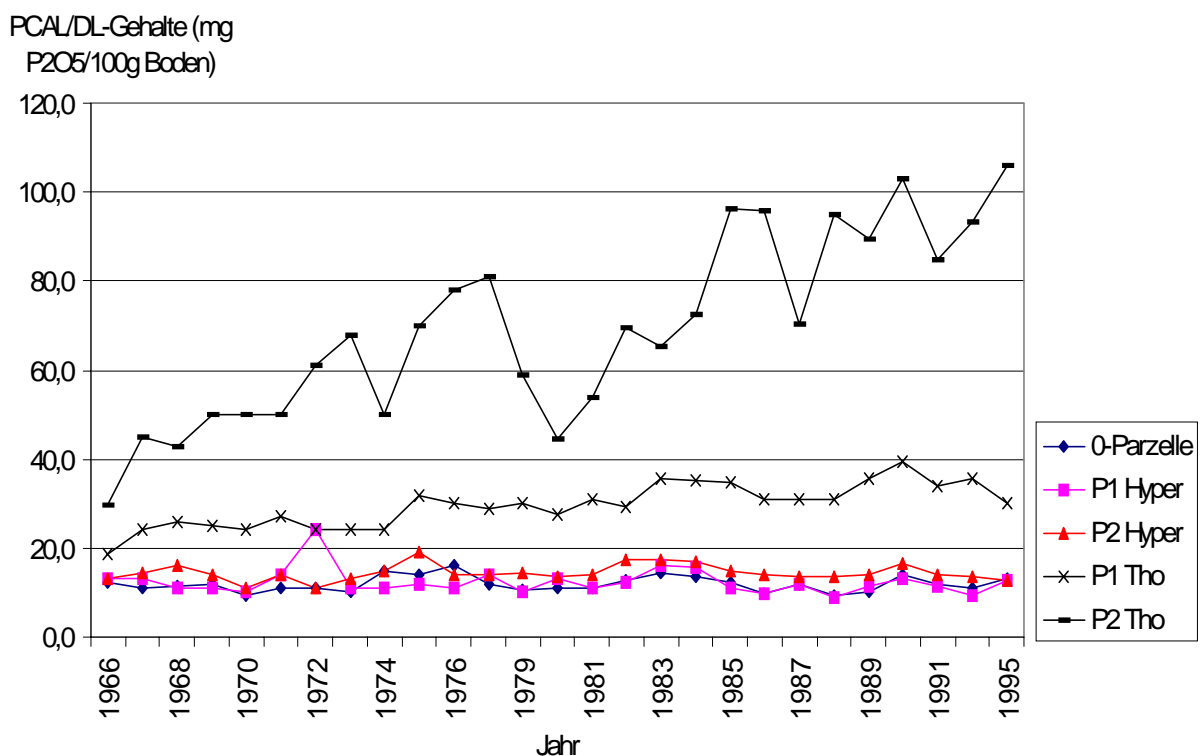


Abbildung 40: $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Fuchsenbigl 1966-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten

Die Gehalte der P1-Stufe von Thomasphosphat liegen im Mittel 1990-1995 auf dem deutlich höheren Niveau von 34,9 mg $P_2O_5/100$ g, das sich seit 1968 kaum verändert hat (s. Abbildung 40). Die praxisunübliche P2-Stufe von Thomasphosphat zeigt hingegen als einzige Varianten während der letzten 30 Versuchsjahre eine deutliche kontinuierliche Zunahme der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte, die in den 90er Jahren bereits sehr hohe Werte (bis über 100 mg $P_2O_5/100$ g) erreicht haben.

Die Nachwirkung dieser P2-Variante weist einen starken Rückgang auf (s. Abbildung 41), liegt aber auch im Mittel 1990-1995 noch immer um über 11 mg $P_2O_5/100$ g höher als die 40 Jahre durchgehend gedüngte P1-Tho-Variante.

Die Nachwirkungen der P1-Varianten zeigen einen weit weniger starken Rückgang: Bei P1 Hyper-1975 hat sich der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt von 1976 bis 1995 kaum verändert (Mittel aus den Jahren 1990-1995: 11,1 mg $P_2O_5/100$ g Boden), der $P_{CAL/DL}$ -Wert von P1 Tho-1975 liegt, nach einem starken Rückgang in den 70er Jahren, in den letzten 15 Versuchsjahren auf einem annähernd konstanten Niveau, das im Mittel der letzten 6 Versuchsjahre 18,6 mg $P_2O_5/100$ g Boden beträgt.

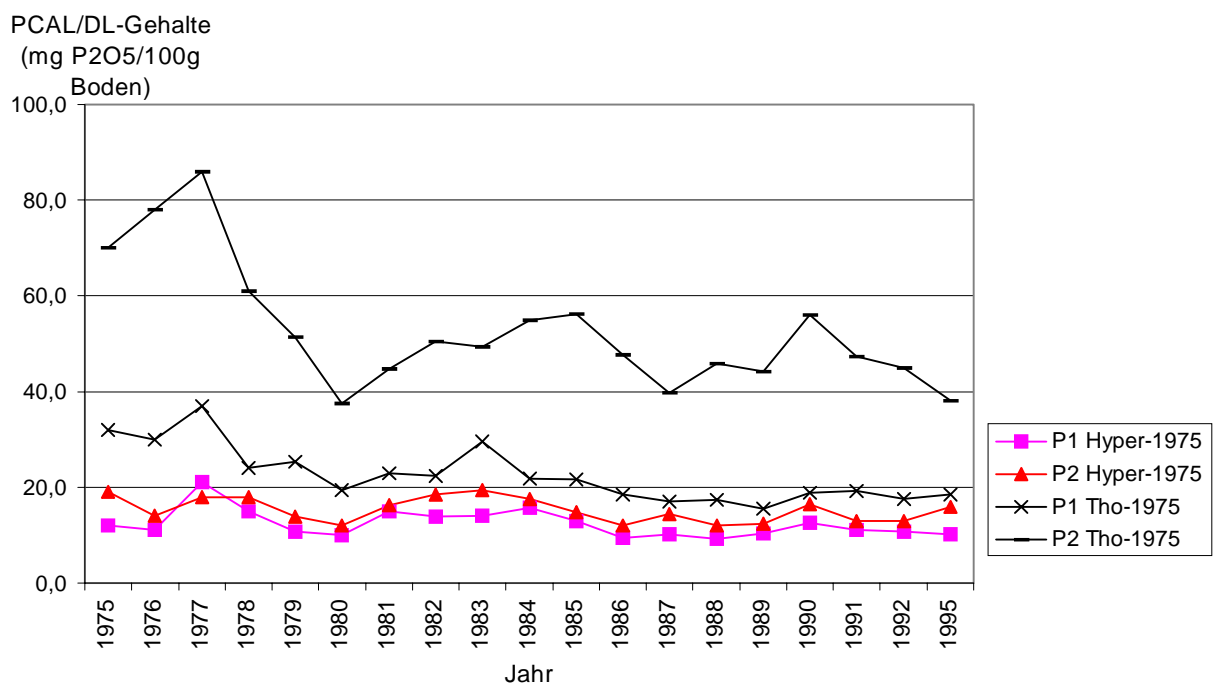


Abbildung 41: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Fuchsenbigl 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden)

5.3.3.2 $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Oberboden in Rottenhaus

In Rottenhaus liegen die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der P1-Varianten von Hyper- und Thomasphosphat in den letzten 20 Versuchsjahren meist unter 10 mg $P_2O_5/100$ g Boden (s. Abbildung 42), wobei die 40 Jahre ungedüngte 0-Parzelle die geringsten Werte (4,1 mg $P_2O_5/100$ g im Mittel von 1990-1995) aufweist.

Die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der P1-Stufe von Thomasphosphat sind im Mittel der letzten 6 Versuchsjahre mit 7,9 mg $P_2O_5/100$ g niedrig. Die Nachwirkungsvariante (P1 Tho -1975) liegt mit 5,7 mg $P_2O_5/100$ g auf dem sehr niedrigen Niveau beider P1 Hyperphosphat-Varianten (Abbildung 42 und Abbildung 43).

In der praxisunüblichen P2 Hyper-Variante lagen in den letzten 30 Versuchsjahren die $P_{CAL/DL}$ -Werte meist nur um 2-3 mg $P_2O_5/100$ g höher als in der entsprechenden P1 Stufe (s. Abbildung 42). Lediglich die P2-Stufe von Thomasphosphat hat seit 1978 bereits sehr hohe

Gehalte (meist über 40 mg $P_2O_5/100$ g, s. Abbildung 42) erreicht. Die entsprechende P2-Nachwirkung ist im Mittel 1990-1995 immer noch auf einem um rund 13 mg P_2O_5 höheren Niveau als die jährlich gedüngte P1 Tho-Variante.

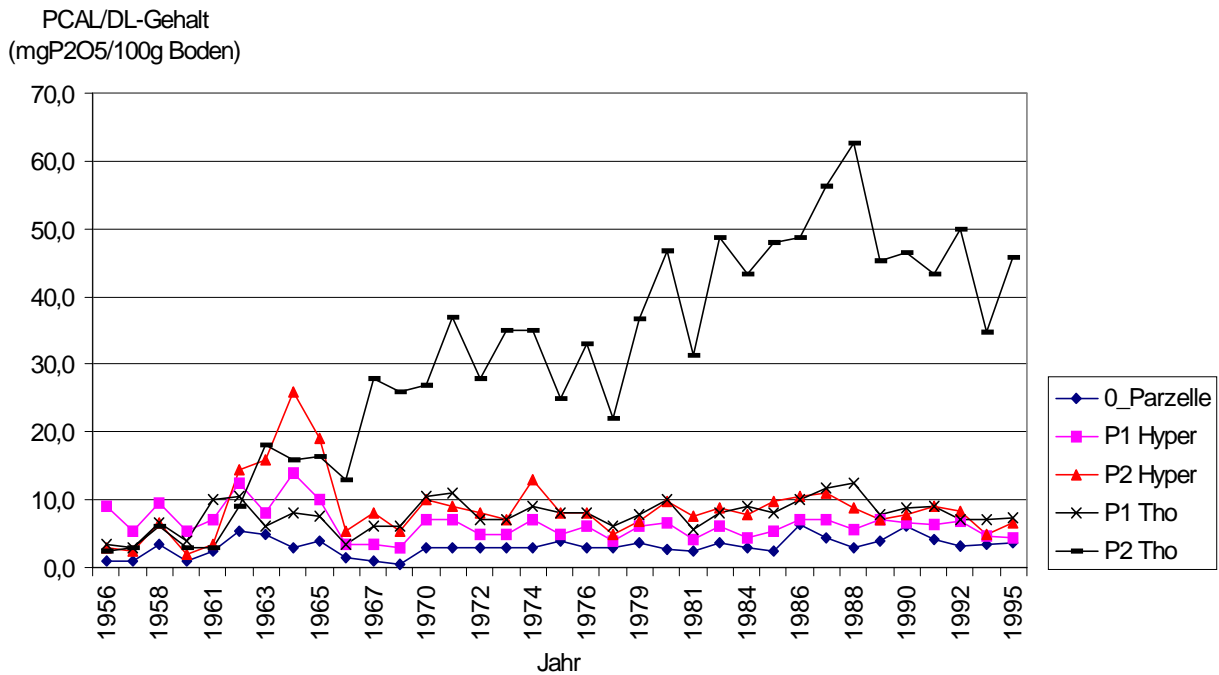


Abbildung 42: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Rottenhaus 1956-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten

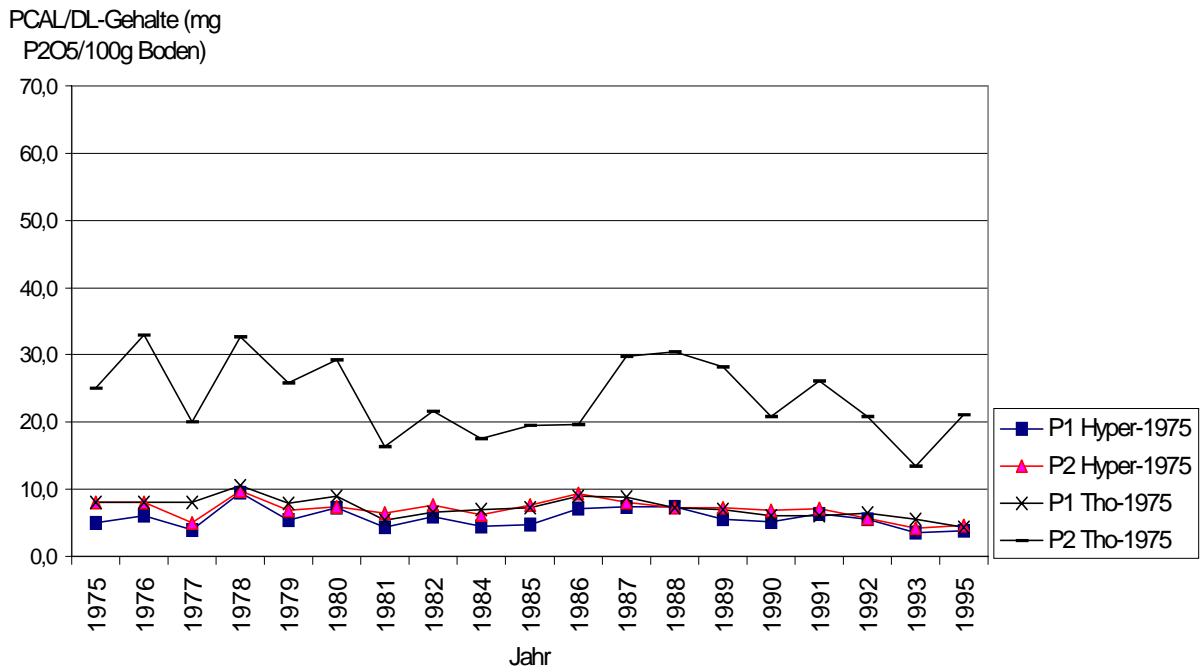


Abbildung 43: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Rottenhaus 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden)

Die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der Nachwirkungsvarianten P1 Hyper-1975, P1 Tho-1975 und P2 Hyper-1975 sind von 1975 bis 1995 nur leicht zurückgegangen (s. Abbildung 43). Das Mittel aus den Jahren 1990-1995 reicht von 4,9 (P1 Hyper - 1975) bis 5,7 mg $P_2O_5/100$ g Boden (P1 Tho - 1975 und P2 Hyper - 1975).

5.3.3.3 $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Oberboden in Zwettl

In Zwettl ist eine starke Schwankung der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte insbesondere in den 80er und 90er Jahren zu bemerken, wobei die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der 0-Parzelle in den letzten 6 Versuchsjahren zwischen 6,5 und 16 mg $P_2O_5/100$ g variieren (s. Abbildung 44).

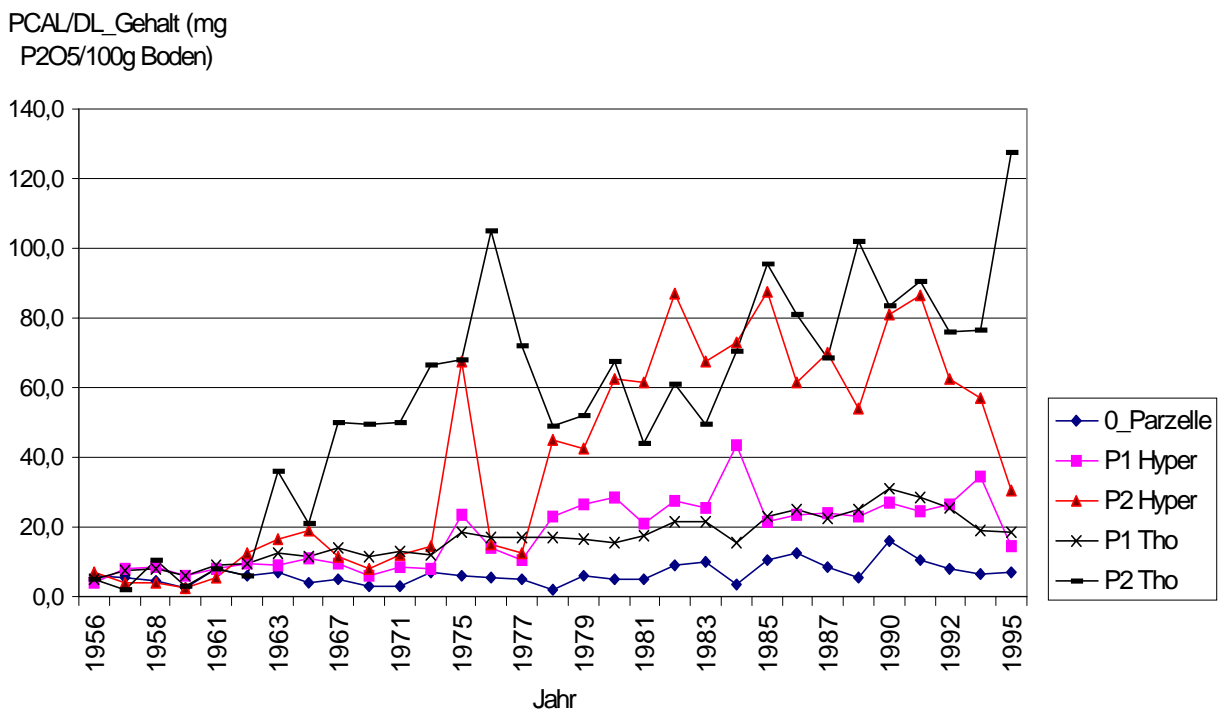


Abbildung 44: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der ausgewählten Varianten in Zwettl 1956-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden) ohne Nachwirkungsvarianten

Die Mittelwerte aus den Jahren 1990-1995 von P1 Hyper und P1 Tho unterscheiden sich kaum voneinander (25,5 bzw. 24,4 mg $P_2O_5/100$ g Boden). Die geringe Abweichung zwischen diesen beiden Varianten ist auch in der 40jährigen Dynamik - abgesehen von einzelnen stärkeren Ausreißern bei P1 Hyper - nachzuweisen (s. Abbildung 44).

Bei den P2-Varianten von Thomasphosphat, aber auch von Hyperphosphat liegen die $P_{CAL/DL}$ -Werte von 1978-1994 stets über 40 mg $P_2O_5/100$ g (s. Abbildung 44).

Die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der Nachwirkungen von P1 Hyper und P1 Tho haben sich (erst) seit dem Jahr 1990 bzw. 1992 merklich verringert und liegen im Mittel der 90er Jahre nun um 10-13 mg $P_2O_5/100$ g unter den jeweiligen P1-Varianten. In den Varianten P2 Hyper-1975 und P2

Tho-1975 ist seit 1975 ein stärkerer Rückgang in den $P_{CAL/DL}$ -Gehalte zu beobachten. Im Mittel der 90er Jahre ist in diesen Varianten mit 29 mg $P_2O_5/100$ g ein nur leicht höheres $P_{CAL/DL}$ -Niveau zu messen wie in den 40 Jahre durchgehend gedüngten P1 Varianten (s. Abbildung 45).

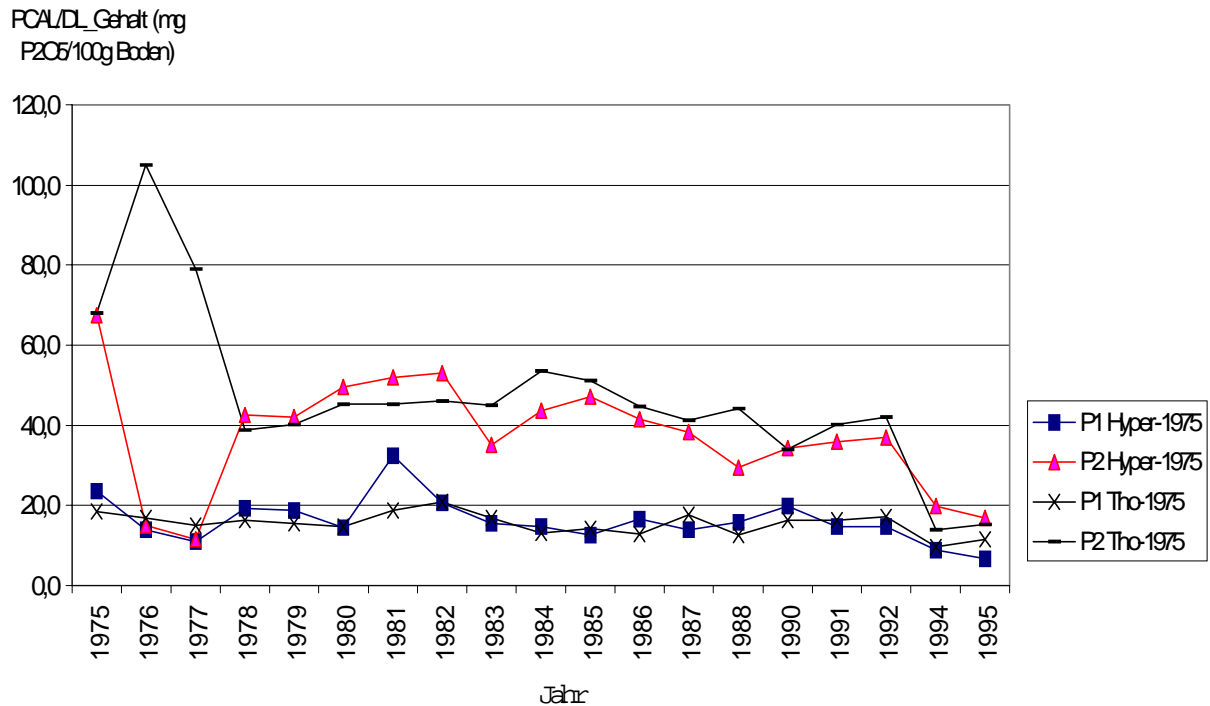


Abbildung 45: $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (in 0-20 cm) der Nachwirkungsvarianten in Zwettl 1975-1995 (in mg $P_2O_5/100$ g Boden)

5.3.4 Beziehung zwischen Ertrag und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Boden

Für die Kulturen Sommergerste, Winterweizen und Zuckerrübe können zwar zwischen Ertrag und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Oberboden (0-20 cm) signifikante bis hochsignifikante Korrelationskoeffizienten (s. Tabelle 48) berechnet werden, die Bestimmtheitsmaße der linearen Regressionen sind jedoch sehr niedrig (Minimum: 0,024 , Maximum: 0,277). Das bedeutet, daß neben dem $P_{CAL/DL}$ -Gehalt weitere wichtige Einflußgrößen das Ertragsverhalten bestimmen.

Aufgrund des von der P-Düngung weitgehend unabhängigen Ertragsgeschehens bei den anderen angebauten Kulturarten an allen drei Standorten (s. Kap. 5.3.2) wurde auf weitere Regressionsrechnungen verzichtet.

Tabelle 48: Beziehung zwischen Ertrag und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Oberboden (0-20cm) für S-Gerste, W-Weizen und Zuckerrübe der drei Dauerversuche Fuchsenbigl, Rottenhaus und Zwettl im Zeitraum 1976-1995 (Korrelation nach *Pearson* und *Spearman* sowie Bestimmtheitsmaße der linearen Regression und der logarithmische Kurvenanpassung)

Kulturart	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Sommergerste (Werte aus 3 Jahren)	r (Pearson) = 0,526 ** r (Spearman) = 0,568 ** B (linear) = 0,277 B (log.) = 0,331	r (Pearson) = 0,199 ** r (Spearman) = 0,210 ** B (linear) = 0,040 B (log.) = 0,043	r (Pearson) = 0,155 * r (Spearman) = 0,269 ** B (linear) = 0,024 B (log.) = 0,109
Winterweizen (Werte aus 2-3 Jahren)	r (Pearson) = 0,161 * r (Spearman) = 0,231 ** B (linear) = 0,026 B (log.) = 0,058	r (Pearson) = 0,263 ** r (Spearman) = 0,346 ** B (linear) = 0,069 B (log.) = 0,112	r (Pearson) = 0,367 ** r (Spearman) = 0,464 ** B (linear) = 0,135 B (log.) = 0,175
Zuckerrübe (Werte aus 2-3 Jahren)	r (Pearson) = 0,435 ** r (Spearman) = 0,486 ** B (linear) = 0,189 B (log.) = 0,258	r (Pearson) = 0,314 ** r (Spearman) = 0,362 ** B (linear) = 0,099 B (log.) = 0,158	<i>In Zwettl nicht angebaut</i>

*** $P < 0.001$, ** $P = 0.001-0.01$, * $P = 0.01-0.05$, n.s. = no significant differences, Korrelation nach Pearson und nach Spearman, gerechnet für alle 18 Varianten

Da der Korrelationskoeffizient von Spearman stets höhere Werte anzeigt, ist erkennbar, daß kein linearer Zusammenhang zwischen Ertrag und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt gegeben ist. Die logarithmische Kurvenanpassung bringt (im Gegensatz zu einer ebenso durchgeführten exponentiellen Anpassung) eine Verbesserung der Bestimmtheitsmaße im Vergleich zu den einfachen linearen Regressionen. Der Erklärungsgrad der Varianz erreicht aber auch mit den logarithmischen Modellen maximal nur 33 % (s. Tabelle 48).

Weil die Ertragskurve mit zunehmenden $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt auf allen drei Standorten abflacht, wurde zusätzlich die lineare Korrelation und Regression nur im $P_{\text{CAL/DL}}$ -Bereich kleiner 25 mg $P_2O_5/100$ g Boden gerechnet. Dabei verbessern sich nur 3 der betrachteten 8 Korrelationen:

Winterweizen Fuchsenbigl $r = 0,393 (+ 0,23)$
 Zuckerrübe Fuchsenbigl $r = 0,612 (+ 0,18)$
 Sommergerste Zwettl $r = 0,404 (+ 0,25)$

Bei den anderen 5 Korrelationen aus Tabelle 48 ist in diesem $P_{\text{CAL/DL}}$ -Bereich eine leichte Reduktion der Korrelationskoeffizienten festzustellen.

5.3.5 P-Entzüge und P-Bilanzen

Aus Gründen der Vereinfachung werden auch bei den P-Entzügen und P-Bilanzen nur die Werte der *ersten* der beiden 0-Parzellen dargestellt (Variante Nr. 1).

5.3.5.1 P-Entzüge

Die über die 40 jährige Versuchsdauer berechneten P-Entzüge zeigen bei allen drei Dauerversuchen wesentliche Gemeinsamkeiten auf (s. Abbildung 46). Im besonderen hervorzuheben sind:

- Die langjährig differenzierte P-Düngung spiegelt sich in meist großen Unterschieden in den P-Entzügen, insbesondere im Vergleich zwischen der 0-Parzelle und den durchgehend mit Thomasphosphat gedüngten Varianten, wobei in der praxisunüblichen P2-Stufe von Thomasphosphat jeweils die höchsten P-Entzüge festzustellen sind (973 – 1.071 kg P/ha, dies entspricht einem Entzug von 24,3 bis 26,8 kg P/ha*a).
- Die 0-Parzelle weist auf allen drei Standorten eine sehr hohe P-Mobilisierung auf. Die P-Entzüge während der 40 Versuchsjahre betragen auf allen drei Standorten in Summe durchwegs weit mehr als 600 kg P/ha. Pro Jahr werden somit in der 0-Variante durchschnittlich 16,2 kg P/ha (Fuchsenbigl) bis 17,3 kg P/ha (Rottenhaus) entzogen.

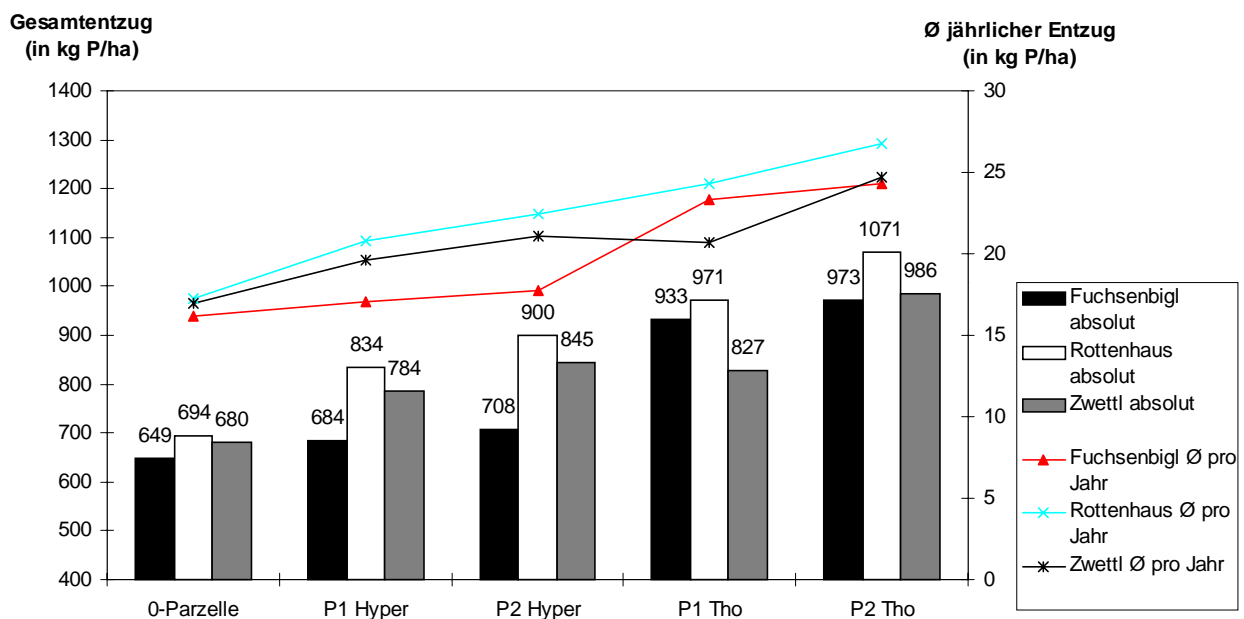


Abbildung 46: P-Entzug ausgewählter Varianten im 40 jährigen Versuchszeitraum (1956-1995) der drei Dauerversuche (Gesamtentzug sowie Ø jährlicher P-Entzug in kg P/ha)

Standortspezifische Ergebnisse bei den P-Entzügen sind nach 40 Versuchsjahren festzustellen (s. Abbildung 46) :

- a) Die P-Entzüge sind bei der Braunerde (schluffiger Lehm) in Rottenhaus bei allen ausgewählten Varianten am höchsten.
- b) Die P-Entzüge der praxisüblichen P1-Tho-Variante sind in Rottenhaus und Fuchsenbigl um 40% (Rottenhaus) bis 44 % (Fuchsenbigl) höher als jene der jeweiligen 0-Parzelle, in Zwettl sind es nur 22 %.
- c) In Zwettl bewirkt die Thomasphosphat-Düngung in der praxisüblichen P1-Stufe im Vergleich zu P1-Hyperphosphat nur einen um 43 kg P/ha höheren P-Entzug, in Rottenhaus beträgt dieser Unterschied hingegen 137 kg und in Fuchsenbigl sogar 249 kg P/ha.
- d) Die geringsten P-Entzüge der Hyperphosphat-Varianten sind in Fuchsenbigl festzustellen, wobei dort in der P1-Stufe nur um 5 % mehr P als in der 0-Parzelle entzogen wird. In Rottenhaus bzw. Zwettl hat P1 Hyper einen 20 % bzw. 15 % höheren P-Entzug als die 0-Variante.
- e) Die P-Entzüge der P1- und P2-Stufe der durchgehend mit Hyperphosphat gedüngten Varianten unterscheiden sich nur um durchschnittlich 0,6 kg P/ha*a (Fuchsenbigl), 1,7 kg P/ha*a (Rottenhaus) und 1,5 kg P/ha*a (Zwettl). Dieser Unterschied ist bei Thomasphosphat mit 1,0 kg P/ha*a (Fuchsenbigl), 2,5 kg P/ha*a (Rottenhaus) und 4,0 kg P/ha*a (Zwettl) deutlich höher.

Tabelle 49: Errechnete P-Entzüge der letzten 20 Versuchsjahre (1976-1995) der drei Dauerversuche bei variiertem Düngung (ausgewählte Varianten): Gesamtentzug und durchschnittlicher jährlicher Entzug in kg P/ha

Variante	Entzug Fuchsenbigl		Entzug Rottenhaus		Entzug Zwettl	
	Summe in 20 Jahren	Ø pro Jahr	Summe in 20 Jahren	Ø pro Jahr	Summe in 20 Jahren	Ø pro Jahr
0-Parzelle	326	16,3	325	16,3	321	16,1
P1 Hyper	353	17,7	401	20,0	375	18,8
P1 Hyper - 1975	348	17,4	397	19,8	368	18,4
P2 Hyper	361	18,0	428	21,4	406	20,3
P2 Hyper - 1975	370	18,5	418	20,9	389	19,5
P1 Tho	504	25,2	449	22,5	393	19,6
P1 Tho - 1975	448	22,4	420	21,0	369	18,4
P2 Tho	527	26,3	506	25,3	468	23,4
P2 Tho - 1975	536	26,8	483	24,1	462	23,1

Bei Betrachtung der letzten 20 Versuchsjahre sind klare Trends hinsichtlich der ab 1976 unterlassenen P-Düngung festzustellen (s. Tabelle 49):

Bei allen Varianten und Standorten weisen die ab 1976 nicht mehr gedüngten Varianten hohe P-Entzüge auf (17,4 bis 26,8 kg P/ha*a), die sich nur geringfügig von den entsprechenden Varianten, die laufend gedüngt wurden, unterscheiden (Differenz: 0,2 bis 1,5 kg P/ha*a). Eine Ausnahme bildet die P1-Stufe von Thomasphosphat in Fuchsenbigl.

Dort ist bei P1-Tho - 1975 ein um 2,8 kg P/ha*a geringerer P-Entzug als bei der P1 Tho-Variante festzustellen.

Die durchschnittlichen jährlichen P-Entzüge der letzten 20 Jahre weichen von jenen aus dem gesamten 40 jährigen Versuchszeitraum (Abbildung 46) standortspezifisch leicht ab.

So sind im Zeitraum 1976-1995 die jährlichen Ø P-Entzüge der durchgehend gedüngten Varianten in Fuchsenbigl höher (um 0,3 bis 2,0 kg P/ha*a), in Rottenhaus und Zwettl niedriger (um 0,8 bis 1,8 kg P/ha*a) als jene über den gesamten 40 jährigen Versuchszeitraum. Der Ø P-Entzug der 0-Parzelle ist in Fuchsenbigl in den letzten 20 Jahren um 0,1 kg P/ha*a höher, in Rottenhaus und Zwettl um 1 bzw. 0,9 kg P/ha*a niedriger als im gesamten 40 jährigen Untersuchungszeitraum.

Vergleicht man die P-Entzüge der letzten 20 Jahre mit jenen aus den gesamten 40 Jahren über die Relationen einzelner Varianten zueinander, so zeigt sich, daß die meisten Paarvergleiche weitgehend ähnliche Werte aufweisen (Unterschied kleiner 5 %, siehe Tabelle 50). Lediglich in Fuchsenbigl weisen die Paarvergleiche der P1- und P2-Tho-Variante in ihren Relationen zur 0-Parzelle und zu den Hyper-Varianten größere Unterschiede (7 bis 12 %) auf. Dabei zeigt sich, daß die Wirkung des Thomasphosphates auf den P-Entzug am Standort Fuchsenbigl verstärkt in den letzten beiden Jahrzehnten des Versuches aufgetreten ist.

Tabelle 50: Paarvergleiche der P-Entzüge aus den letzten 20 Jahren (1976-1995) sowie der gesamten 40 Jahre (1956-1995) der drei Dauerversuche für ausgewählten Varianten (in Rel %, Nenner = 100%)

Varianten (Paarvergleich)	Entzug Fuchsenbigl		Entzug Rottenhaus		Entzug Zwettl	
	20 jähriger Entzug Rel %	40 jähriger Entzug Rel %	20 jähriger Entzug Rel %	40 jähriger Entzug Rel %	20 jähriger Entzug Rel %	40 jähriger Entzug Rel %
P1 Hyper / 0-Parz.	108	105	123	120	117	115
P1 Tho / 0-Parz.	155	144	138	140	122	122
P2 Hyper / 0-Parz.	111	109	132	130	126	124
P2 Tho / 0-Parz.	162	150	156	154	146	145
P1 Tho / P1 Hyper	143	136	112	116	105	105
P2 Tho / P2 Hyper	146	137	118	119	115	117
P2 Hyper/P1 Hyper	102	104	107	108	108	108
P2 Tho / P1 Tho	105	104	113	110	119	119

Wie sich die langjährige P-Düngung mit 44 kg P/ha*a Thomasphosphat (P1 Tho) auf den P-Entzug einzelner Kulturarten auf den drei Standorten auswirkt, ist anhand von P-Relativentzügen der 0-Parzelle (P1 Tho = 100%) in Tabelle 51 dargestellt. Die Gegenüberstellung der P-Relativentzüge mit den Relativerträgen (s. auch Tabelle 47) zeigt, daß die P-Entzüge bei fast allen Kulturarten stärker auf die P-Düngung mit Thomasphosphat

reagieren als die Erträge. So sind die Relativerträge der nicht mit P gedüngten 0-Variante - bis auf Hafer (alle 3 Standorte) sowie bei Erbse und W-Weizen (in Zwettl) - stets höher als die entsprechenden P-Relativentzüge (Tabelle 51).

Tabelle 51: Gegenüberstellung der mittleren Relativerträge und mit den P-Relativentzügen der 0-Parzelle(n) (P1 Tho-Variante = 100%): Mittel aus 2 bis 4 Jahren aus dem Zeitraum 1976 bis 1995 für alle Hauptkulturen (ohne Ernterest)

Kulturart	Fuchsenbigl		Rottenhaus		Zwettl	
	Ertrag ^a Rel. %	Entzug ^c Rel. %	Ertrag ^a Rel. %	Entzug ^c Rel. %	Ertrag ^a Rel. %	Entzug ^c Rel. %
Winterweizen	82 - 86	58	94 - 96 .	80	86 - 94	86
Sommergerste	75 - 81	65	83 - 84	78	77 - 78	68
Winterroggen	69 - 80	57	86 - 88	82	96 - 98 .	80
Hafer ^b	91 - 97	91	96 - 108	104	84 - 95	100
Zuckerrübe	65 - 75	29	67 - 68	56		
Körnermais	99 - 101	78	91 - 94 ^b	88		
Silomais					93 - 96	74
Kartoffel	78 - 88 ^b	55			86 - 88	85
Raps ^b	78 - 91	57	109 - 110	86		
Ackerbohne ^b			81 - 84	73		
Erbse ^b	82 - 88	63			74 - 78	76
Rotklee					95 - 100	91
Luzerne	99 - 102	76				

^a Mittlere Erträge der beiden Nullvarianten als Schwankungsbreite dargestellt aus Tabelle 47

^b Ertrag nur aus einem Jahr

^c Bei den P-Entzügen wurde nur eine Nullvariante ausgewertet

Besonders tiefe P-Relativentzüge der 0-Variante zeigen sich bei der Zuckerrübe auf beiden Standorten, was insbesondere in Fuchsenbigl zu einem sehr deutlichen Unterschied (> 35 %) zwischen Ertrag und P-Entzug in den Relativwerten der 0-Parzelle führt. Die höchste Differenz von Relativertrag und P-Relativentzug der 0-Parzelle ist bei den meisten Kulturarten in Fuchsenbigl anzutreffen.

Die geringsten P-Relativentzüge sind bei allen Hauptkulturen in Fuchsenbigl zu beobachten (s. Tabelle 51). Daraus resultiert der im Vergleich zu Rottenhaus und Zwettl größte Unterschied in den P-Entzugssummen zwischen P1 Tho- und 0-Variante an diesem Standort (s. Tabelle 50).

5.3.5.2 P-Entzüge einzelner ausgewählter Kulturarten

In der Tabelle 52 bis Tabelle 55 sind die P-Entzüge von jenen Getreidearten und Hackfrüchten dargestellt, die in den Kulturabfolgen des jeweiligen Versuchsstandortes eine besondere Bedeutung einnehmen. So wurden S-Gerste, W-Weizen, W-Roggen (für alle drei Standorte) sowie Zuckerrübe (in Fuchsenbigl und Rottenhaus) bzw. Kartoffel in (Zwettl) ausgewählt.

Dabei sind nicht wie in Tabelle 51 alle Anbaujahre angeführt, sondern nur jene Jahre, bei denen *gemessene P-Gehalte in Frucht und Ernterest vorlagen* und somit keine Schätzung dieser Gehalte vorgenommen werden mußte.

a) Sommergerste

Die *Korn*-P-Entzüge bei Sommergerste lassen eine starke Abhängigkeit von der Düngeform und -menge erkennen (s. Tabelle 52):

- Die 0-Parzelle weist in der Regel mit 11,6 (Zwettl) bis 13,3 kg P/ha (Rottenhaus) die geringsten P-Entzüge auf. Im Mittel aller drei Standorte bedeutet dies einen um 5,3 kg P/ha (30 %) geringeren P-Entzug als in der P1 Tho-Variante.
- Unterschritten wird der P-Entzug der 0-Parzelle nur in Fuchsenbigl von den beiden P1 Hyper-Varianten (12,1 bzw. 12,5 kg P/ha), deren Werte in Rottenhaus und Zwettl um 1,8 bis 3,8 kg P/ha höher als in Fuchsenbigl liegen. Das Mittel der P-Relativentzüge über alle drei Standorte liegt bei beiden P1 Hyper-Varianten mit 78 % um 8 % höher als bei der 0-Parzelle.
- Die P1 Tho-Variante weist als Referenzvariante (=100 %) stets die höchsten P-Entzüge über das geerntete Korn mit 17,0 bis 20,1 kg P/ha auf. Die Nachwirkungsvariante von P1 Tho hat einen im Vergleich dazu 1,9 bis 2,5 kg P/ha geringeren Entzug, was im Mittel aller drei Standorte eine P-Relativentzug von 88 % ergibt.

Die P-Entzüge *über das Stroh* reichen bei Sommergerste in Fuchsenbigl und Rottenhaus von 1,8 bis 3,0 kg P/ha, die absoluten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten sind an jedem Standort kleiner als 1 kg P/ha. In Zwettl hingegen sind die P-Entzüge des Strohs mit 3,4 bis 4,7 kg P/ha relativ zu den beiden anderen Standorten wesentlich höher, wobei die 0- und die P1 Hyper - 1975-Variante die höchsten P-Strohentzüge aufweisen.

b) Winterweizen

Die P-Entzüge *über das Korn* bei Winterweizen weisen eine, bis auf Zwettl, ähnlich ausgeprägte Abhängigkeit von der Düngeform und -menge auf wie bei Sommergerste und Zuckerrübe (s. Tabelle 52):

- Die P-Entzüge der 0-Parzelle sind in Zwettl bzw. Rottenhaus mit 15,3 bzw. 16,6 kg P/ha höher als bei Sommergerste, dennoch aber jeweils die geringsten aller betrachteten Varianten. Letzteres ist auch am Standort Fuchsenbigl der Fall, wo der P-Entzug der 0-Varianten nur 11,4 kg P/ha beträgt. Im Mittel aller drei Standorte bedeutet dies einen um 5,0 kg P/ha (26 %) geringeren P-Entzug als in der P1 Tho-Variante.
- Die beiden P1 Hyper-Varianten zeigen in ihren P-Entzügen untereinander wiederum ähnliche Werte, die in Rottenhaus und Zwettl relativ nahe an P1 Tho heranreichen und sogar in Rottenhaus die Referenzvariante in einem Fall (bei P1 Hyper - 1975) leicht überschreiten. In Rottenhaus führt die Rohphosphat-Düngung zum mit Abstand höchsten Korn-P-Entzug der drei Standorte (20,0 - 21,6 kg P/ha). Das Mittel der P-Relativentzüge der P1 Hyper-Varianten über alle drei Standorte liegt allerdings mit 16,2 - 16,9 kg P/ha - aufgrund der geringen P-Entzüge in Fuchsenbigl (< 13 kg P/ha) deutlich unter der P1 Tho-Variante
- Die P1 Tho-Variante weist - bis auf Rottenhaus - die höchsten P-Entzüge über das geerntete Korn mit 19,7 bis 20,8 kg P/ha auf. Der Rückgang im P-Entzug im P1 Tho - 1975 ist nur in Fuchsenbigl > 1 kg P/ha.

Die *Stroh-P-Entzüge* differieren bei Winterweizen stark in Abhängigkeit vom Standort (Fuchsenbigl: 0,9 - 1,3 kg P/ha, Rottenhaus: 4,0 - 5,5 kg P/ha; Zwettl nimmt eine Mittelstellung ein). Mit Ausnahme der 0-Parzelle in Zwettl zeigt sich auch beim Strohentzug der gleiche Einfluß von P-Düngeform und -menge wie beim Korn.

c) Winterroggen

Die P-Entzüge *über das Korn* bei Winterroggen zeigen, mit Ausnahme von Zwettl, die gleiche Abhängigkeit von der Düngeform und -menge wie bei den anderen Getreidearten (s. Tabelle 53):

- Die P-Entzüge der 0-Parzelle sind wiederum in Zwettl bzw. Rottenhaus mit 12,9 bzw. 15,4 kg P/ha deutlich höher als in Fuchsenbigl (7,6 kg P/ha), aber an allen drei Standorten die geringsten der betrachteten Varianten. Im Mittel der drei Standorte errechnet sich ein um 4,1 kg P/ha (26 %) geringerer P-Entzug als in der P1 Tho-Variante.
- Die beiden P1 Hyper-Varianten haben in Rottenhaus und Zwettl P-Entzüge von 16,2 bis 17,8 kg P/ha, sodaß in Zwettl die Referenzvariante erreicht bzw. überschritten wird. Da wiederum in Fuchsenbigl der P-Entzug beider P1 Hyper-Varianten sehr gering ist (7,7 -

8,7 kg P/ha) ist das Mittel der P-Relativentzüge über alle drei Standorte mit 14,0 - 14,2 kg P/ha deutlich unter der P1 Tho-Variante

- Die P1 Tho-Variante weist - bis auf Zwettl - die höchsten P-Entzüge über das geerntete Korn mit 13,3 (Fuchsenbigl) bis 18,8 kg P/ha (Rottenhaus) auf. Der Rückgang im P-Entzug bei P1 Tho - 1975 beträgt 5 - 18 %.

Die P-Entzüge *über das Stroh* differieren bei W-Roggen stark in Abhängigkeit vom Standort (z.B. 0-Parzelle: 1,8 - 3,3; P1 Tho: 3,5 - 5,2 kg P/ha). Auch beim Strohentzug ist in der Regel der gleiche Einfluß von P-Düngerform und -menge wie beim Korn zu beobachten.

Tabelle 52: P-Entzüge von Sommergerste und Winterweizen an den drei Standorten in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-4 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)

Sommergerste (nur P-Entzüge auf Basis gemessener P-Gehalte sind dargestellt)								
Korn Varianten	Fuchsenbigl		Rottenhaus		Zwettl		Mittel der Standorte	
	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %
0-Parzelle	13,2	66	13,3	78	11,6	68	12,7	70
P1 Hyper	12,1	60	15,9	93	13,9	82	14,0	78
P1 Hyper - 1975	12,5	62	14,7	86	14,7	87	14,0	78
P1 Tho	20,1	100	17,0	100	17,0	100	18,0	100
P1 Tho - 1975	17,6	88	15,1	89	15,1	89	15,9	88
Stroh								
0-Parzelle	2,0	82	2,1	71	4,7	106	2,9	90
P1 Hyper	1,8	76	2,3	77	3,4	78	2,5	77
P1 Hyper - 1975	1,9	80	2,3	78	4,7	106	3,0	91
P1 Tho	2,4	100	3,0	100	4,4	100	3,3	100
P1 Tho - 1975	2,1	88	2,7	91	4,6	105	3,2	97
Winterweizen (nur P-Entzüge auf Basis gemessener P-Gehalte sind dargestellt)								
Korn Varianten	Fuchsenbigl		Rottenhaus		Zwettl		Mittel der Standorte	
	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %
0-Parzelle	11,4	58	16,6	80	15,3	86	14,5	74
P1 Hyper	12,7	64	20,0	96	16,0	90	16,2	83
P1 Hyper - 1975	12,8	65	21,6	104	16,4	92	16,9	87
P1 Tho	19,7	100	20,8	100	17,9	100	19,5	100
P1 Tho - 1975	18,2	93	21,2	102	17,1	96	18,8	97
Stroh								
0-Parzelle	0,9	79	4,0	73	3,6	165	2,9	97
P1 Hyper	0,9	79	4,1	75	1,8	83	2,3	78
P1 Hyper - 1975	1,1	90	4,1	76	1,8	82	2,3	79
P1 Tho	1,2	100	5,5	100	2,2	100	3,0	100
P1 Tho - 1975	1,3	111	4,5	83	1,9	86	2,6	87

Tabelle 53: P-Entzüge von Winterroggen an den drei Standorten in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)

Winterroggen (nur P-Entzüge auf Basis gemessener P-Gehalte sind dargestellt)								
Korn	Fuchsenbigl		Rottenhaus *		Zwettl		Mittel der Standorte	
Varianten	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %
0-Parzelle	7,6	57	15,4	82	12,9	80	12,0	74
P1 Hyper	7,7	58	17,0	91	17,8	110	14,2	88
P1 Hyper - 1975	8,7	66	16,9	90	16,2	100	14,0	87
P1 Tho	13,3	100	18,8	100	16,2	100	16,1	100
P1 Tho - 1975	10,9	82	17,8	95	14,9	92	14,5	90
Stroh								
0-Parzelle	2,3	44	1,8	52	3,3	65	2,5	54
P1 Hyper	2,6	50	2,7	77	4,4	85	3,2	70
P1 Hyper - 1975	2,2	43	2,5	73	3,4	67	2,7	59
P1 Tho	5,2	100	3,5	100	5,1	100	4,6	100
P1 Tho - 1975	3,2	61	4,0	115	5,2	101	4,1	89

* Die Werte v. Winterroggenstroh in Rottenhaus sind nur aus 1 Jahr

d) Zuckerrübe

Die *Rübenentzüge* der 0-Parzelle liegen auf beiden Standorten mit 5,1 (Fuchsenbigl) bzw. 13,1 kg P/ha (Rottenhaus) auf sehr tiefem Niveau. Die P1 Hyper-Varianten weisen in Fuchsenbigl den gleichen P-Rübenentzug wie die 0-Parzelle auf, in Rottenhaus hingegen ist dieser um 5,0 bis 5,6 kg P/ha höher (s. Tabelle 54).

Tabelle 54: P-Entzüge der Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus in ausgewählten Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)

Zuckerrübe				
<i>(nur P-Entzüge auf Basis gemessener P-Gehalte sind dargestellt)</i>				
	Fuchsenbigl *		Rottenhaus	
Rübe	P-Entzug (kg P/ha)	Rel %	P-Entzug (kg P/ha)	Rel %
Varianten				
0-Parzelle	5,1	20	13,1	56
P1 Hyper	5,1	20	18,1	78
P1 Hyper - 1975	5,1	20	18,7	81
P1 Tho	25,7	100	23,3	100
P1 Tho - 1975	15,4	60	22,3	96
Rübenblatt				
0-Parzelle	12,9	55	14,0	68
P1 Hyper	16,2	69	16,6	80
P1 Hyper - 1975	10,6	45	18,3	89
P1 Tho	23,4	100	20,6	100
P1 Tho -1975	18,4	79	20,5	100

* Rüben- Werte in Fuchsenbigl nur aus 1 Jahr

Die bis 1975 gedüngte P1 Tho-Variante hat in Fuchsenbigl einen um 40 % geringeren P-Entzug als die durchgehend gedüngte P1 Tho-Variante, die stets den höchsten P-Entzug zeigt. In Rottenhaus ist zwischen diesen beiden Varianten mit 4 % nur ein sehr geringer Unterschied.

Die Entzüge des *Rübenblattes* sind in den jeweiligen ausgewählten Varianten ähnlich hoch wie jene der Rübe, in Fuchsenbigl in den 0- und P1-Hyper-Varianten allerdings noch um 5,5 bis 11,1 kg P/ha höher als der Rübenentzug. Die P-Relativentzüge des Rübenblattes in den 0- und Hyper-Varianten sind dementsprechend - besonders in Fuchsenbigl – höher als bei der Rübe. Dies ist auch bei der P1 Tho - 1975 - Variante der Fall.

e) Kartoffel

Bei den P-Entzügen *der Knolle* ist am betrachteten Standort Zwettl eine Abhängigkeit nur von der Düngemenge, nicht jedoch von der Düngerart zu erkennen: P1 Hyper und P1 Tho haben annähernd die gleiche Wirkung auf den P-Entzug (14,5 bzw. 14,3 kg P/ha), die Nachwirkungen haben jeweils geringere Entzüge ebenso die 0-Parzelle (s. Tabelle 55).

Die P-Entzüge der 0-Parzelle sind mit 12,1 kg P/ha um 15 % niedriger als P1 Tho und P1 Hyper. Ein noch tieferer Wert ist bei P1 Tho - 1975 festzustellen (11,4 kg P/ha = 80 % v. P1 Tho). Die Nachwirkung von P1 Hyper ist hingegen nur um 6 % geringer als die Referenzvariante P1 Tho.

Die P-Entzüge *im Kraut* differieren kaum in Abhängigkeit von der Variante (0,5 - 0,8 kg P/ha).

Tabelle 55: P-Entzüge der Kartoffel in Zwettl in ausgewählten Varianten: Mittel aus 3 bzw. 2 Jahren von Knolle bzw. Kraut im Zeitraum 1976-1995, absolute P-Entzüge in kg P/ha und Relativentzüge (P1 Tho-Variante = 100 %)

Kartoffel (nur P-Entzüge auf Basis gemessener P-Gehalte sind dargestellt)				
Varianten	Entzug (kg P/ha)	Rel %	Entzug (kg P/ha)	Rel %
	Knolle		Kartoffelkraut	
0-Parzelle	12,1	85	0,6	119
P1 Hyper	14,5	101	0,7	141
P1 Hyper - 1975	13,4	94	0,8	145
P1 Tho	14,3	100	0,5	100
P1 Tho - 1975	11,4	80	0,7	144

5.3.5.3 P-Bilanzen

Die errechneten P-Bilanzen der einzelnen Varianten zeigen bei Betrachtung aller drei Versuche folgende Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede (Tabelle 56 bis Tabelle 58):

- Eine klare Differenzierung in den P-Bilanzen erfolgt in Abhängigkeit der (stark unterschiedlichen) Düngermenge und auch - allerdings weit weniger ausgeprägt - in Abhängigkeit der Düngerart.
- Die P-Bilanz ist in den langjährig nicht mit P gedüngten Varianten stark negativ. Aus dem Bodenvorrat wurden sehr große P-Mengen mobilisiert. Je nach Standort beträgt die P-Mobilisierung in den 0-Parzellen in Summe während der 40 Versuchsjahre 609 bis 654 kg P/ha.
- Annähernd ausgeglichene P-Bilanzen weisen in diesen Versuchen nur die bis 1975 mit 44 kg P/ha*a Thomasphosphat gedüngten Varianten (P1 Tho - 1975) in Fuchsenbigl und Rottenhaus auf.

- d) Auf allen drei Standorten resultieren große P-Bilanzüberschüsse bereits in der durchgehend gedüngten P1-Stufe (44 kg P/ha*a). Nach 40 Versuchsjahren werden die Bodenvorräte der P1-Varianten je nach Standort um 814 bis 1.102 kg P/ha erhöht (jährlicher P-Überschuß von 20,4 bis 27,5 kg P/ha).
- e) Weit höher fallen die P-Bilanzüberschüsse aller durchgehend mit 175 kg P/ha*a gedüngten (P2-)Varianten aus: Jeweils mehr als 5.000 kg P/ha sind im gesamten Versuchszeitraum in den Boden der drei Standorte bei diesen Varianten akkumuliert worden.
- f) Die P1-Düngung mit Hyperphosphat hat im Vergleich zu P1-Thomasphosphat infolge geringerer P-Entzüge einen dementsprechend erhöhten P-Bilanzüberschuß in Fuchsenbigl und Rottenhaus zur Folge (um 249 bzw. 138 kg P/ha) In Zwettl hat der um 43 kg P/ha höhere P-Entzug der P1 Tho-Variante im Vergleich zu P1 Hyper (s. Abbildung 46) keine Entsprechung in einem geringeren P-Bilanzüberschuß, da die P-Zufuhr auf diesem Standort aufgrund einer anderen Konzeption im ersten Versuchsjahr 1956 zwischen P1 Tho und P1 Hyper um 66 kg P/ha variiert (s. Tabelle 58).

Tabelle 56: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Fuchsenbigl (in kg P/ha)

Variante	P-Zufuhr * (kg P/ha)	P-Entzug der Pflanze (kg P/ha)	P-Bilanz (kg P/ha)	Ø jährliche P-Bilanz (kg P/ha)
0-Parzelle	40	649	- 609	-15,2
P1 Hyper	1.786	684	1.102	27,5
P1 Hyper - 1975	913	678	235	5,9
P2 Hyper	6.194	708	5.486	137,1
P2 Hyper - 1975	2.702	717	1.985	49,6
P1 Tho	1.786	933	853	21,3
P1 Tho - 1975	913	877	36	0,9
P2 Tho	5.975	973	5.003	125,1
P2 Tho - 1975	2.484	982	1.502	37,5

* In den ersten fünf bzw. acht Versuchsjahren wurden die P2-Varianten lediglich mit 44 kg P/ha bzw. 0 kg P/ha gedüngt; für Saatgut wurde in jeder Variante 1 kg P/ha*a berechnet.

Abweichungen in der P-Bilanz um +/- 1 kg P (in Relation zur P-Zufuhr und P-Entzug) in Tabelle 56 bis Tabelle 58 basieren auf **Rundungsfehler**.

Tabelle 57: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Rottenhaus (in kg P/ha)

Variante	P-Zufuhr * (kg P/ha)	P-Entzug der Pflanze (kg P/ha)	P-Bilanz (kg P/ha)	Ø jährliche P-Bilanz (kg P/ha)
0-Parzelle	40	694	- 654	- 16,3
P1 Hyper	1.786	834	952	23,8
P1 Hyper - 1975	913	830	83	2,1
P2 Hyper	6.194	900	5.294	132,3
P2 Hyper - 1975	2.702	889	1.813	45,3
P1 Tho	1.786	971	814	20,4
P1 Tho - 1975	913	942	- 29	- 0,7
P2 Tho	6.368	1.071	5.297	132,4
P2 Tho - 1975	2.877	1.048	1.829	45,7

* In den ersten fünf Versuchsjahren wurden die P2-Varianten lediglich mit 44 kg P/ha bzw. 0 kg P/ha gedüngt; für Saatgut wurde in jeder Variante 1 kg P/ha*a berechnet.

Tabelle 58: Errechnete P-Bilanz nach 40 Versuchsjahren (1956-1995) bei variiertem Düngung im Dauerversuch Zwettl (in kg P/ha)

Variante	P-Zufuhr * (kg P/ha)	P-Entzug der Pflanze (kg P/ha)	P-Bilanz (kg P/ha)	Ø jährliche P-Bilanz (kg P/ha)
0-Parzelle	40	680	- 640	- 16,0
P1 Hyper	1.764**	784	980	24,5
P1 Hyper - 1975	891**	776	115	2,9
P2 Hyper	6.194	845	5.349	133,7
P2 Hyper - 1975	2.702	829	1.874	46,8
P1 Tho	1.829***	827	1.002	25,1
P1 Tho - 1975	956***	803	153	3,8
P2 Tho	6.215	986	5.229	130,7
P2 Tho - 1975	2.724	980	1.744	43,6

* In den ersten fünf bzw. sechs Versuchsjahren wurden die P2-Varianten lediglich mit 44 kg P/ha bzw. 0 kg P/ha gedüngt; für Saatgut wurde in jeder Variante 1 kg P/ha*a berechnet.

** In Zwettl wurde bei P1 Hyper im ersten Versuchsjahr (1956) nur 22 kg (statt 44 kg) P/ha gedüngt.

*** In Zwettl wurde bei P1 Tho im ersten Versuchsjahr (1956) statt 44 kg 88 kg P/ha gedüngt.

5.3.6 Beziehung zwischen P-Entzug und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Boden

Für die Kulturen Sommergerste, Winterweizen und Zuckerrübe sind meist hochsignifikante Korrelationen zwischen dem P-Entzug und dem $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Oberboden (in 0-20 cm) festzustellen (Tabelle 59), wobei die Werte aus den Einzeljahren teilweise noch höhere Korrelationskoeffizienten aufweisen (z.B. bei Sommergerste und Winterweizen in Rottenhaus und Zwettl ist in einzelnen Jahren $r = 0,60$ bis $0,73$).

Im Vergleich zum Verhältnis Ertrag - $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt (s. Kap 5.3.4) sind die linearen Korrelationen der P-Entzüge zu den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten im Boden in der Regel enger, die Bestimmtheitsmaße für die lineare Regression bleiben aber dennoch - außer bei Sommergerste und Zuckerrübe in Fuchsenbigl - unter 30 % (für Wertepaare aus mehreren Jahren).

Tabelle 59: Beziehung zwischen P-Entzug und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Oberboden (0-20cm) für S-Gerste, W-Weizen und Zuckerrübe der drei Dauerversuche im Zeitraum 1976-1995 (Korrelation nach *Pearson* und *Spearman*, gerechnet für 10 Varianten)

Kulturart	Fuchsenbigl	Rottenhaus	Zwettl
Sommergerste (Werte aus 3-4 Jahren)	r (Pearson) = 0,577 ** r (Spearman) = 0,711 **	r (Pearson) = 0,209 ** r (Spearman) = 0,235 **	r (Pearson) = 0,292 ** r (Spearman) = 0,375 **
Winterweizen (Werte aus 2-3 Jahren)	r (Pearson) = 0,001 n.s. r (Spearman) = 0,199 n.s.	r (Pearson) = 0,514 ** r (Spearman) = 0,507 **	r (Pearson) = 0,457 ** r (Spearman) = 0,578 **
Zuckerrübe (Werte aus 1-2 Jahren)	r (Pearson) = 0,759 ** r (Spearman) = 0,882 **	r (Pearson) = 0,483 ** r (Spearman) = 0,464 **	<i>In Zwettl nicht angebaut</i>

*** $P < 0.001$, ** $P = 0.001-0.01$, * $P = 0.01-0.05$, n.s. = no significant differences,

Korrelation nach *Pearson* und nach *Spearman* für die *ausgewählten 10 Varianten*

Die Ergebnisse in Tabelle 59 sind nur für die 10 ausgewählten Varianten gerechnet. Wird dies *für alle 18 Varianten* durchgeführt, so verändern sich die Korrelationskoeffizienten um 0,002 bis 0,199. In der Regel ist das jeweilige r im Verfahren mit 18 Varianten um diese Differenz *geringer*.

5.3.7 P-Gehalte in der Pflanze

Abschließend werden mehrjährige Mittelwerte der P-Gehalte bei Sommergerste und Winterweizen (im Korn) sowie bei den Hackfrüchten Zuckerrübe und Kartoffel (in Rübe bzw. Knolle) aus den drei Dauerversuchen dargestellt. Dabei werden jeweils drei Varianten (0-Parzelle, P1 Hyper und P1 Tho) ausgewählt. Im **Anhang** sind die P-Gehalte aller 10 in dieser Arbeit ausgewählten Varianten sowohl als Einzeljahreswerte wie auch als mehrjährige Mittelwerte dargestellt.

5.3.7.1 P-Gehalte der Sommergerste (im Korn)

Bezüglich der in Abbildung 47 für alle drei Versuchsstandorte dargestellten P-Gehalte im Korn von Sommergerste (mehrjährige Mittelwerte für 3 Varianten) sind folgende Ergebnisse hervorzuheben:

- Die P-Gehalte der 0-Parzelle variieren von 0,35 % (in Fuchsenbigl u. Zwettl) bis 0,39 % P in TM (in Rottenhaus) und werden in der Regel - am jeweiligen Standort - von den durchgehend mit 100 kg P₂O₅ gedüngten (P1-)Varianten übertroffen.
- Dabei reichen die P-Gehalte von P1 Hyper von 0,34 (Fuchsenbigl) bis 0,40 (Rottenhaus) und von P1 Tho von 0,40 (Fuchsenbigl u. Zwettl) bis 0,42 % P in TM (Rottenhaus).
- In Rottenhaus sind die P-Gehalte aller drei betrachteten Varianten am höchsten.

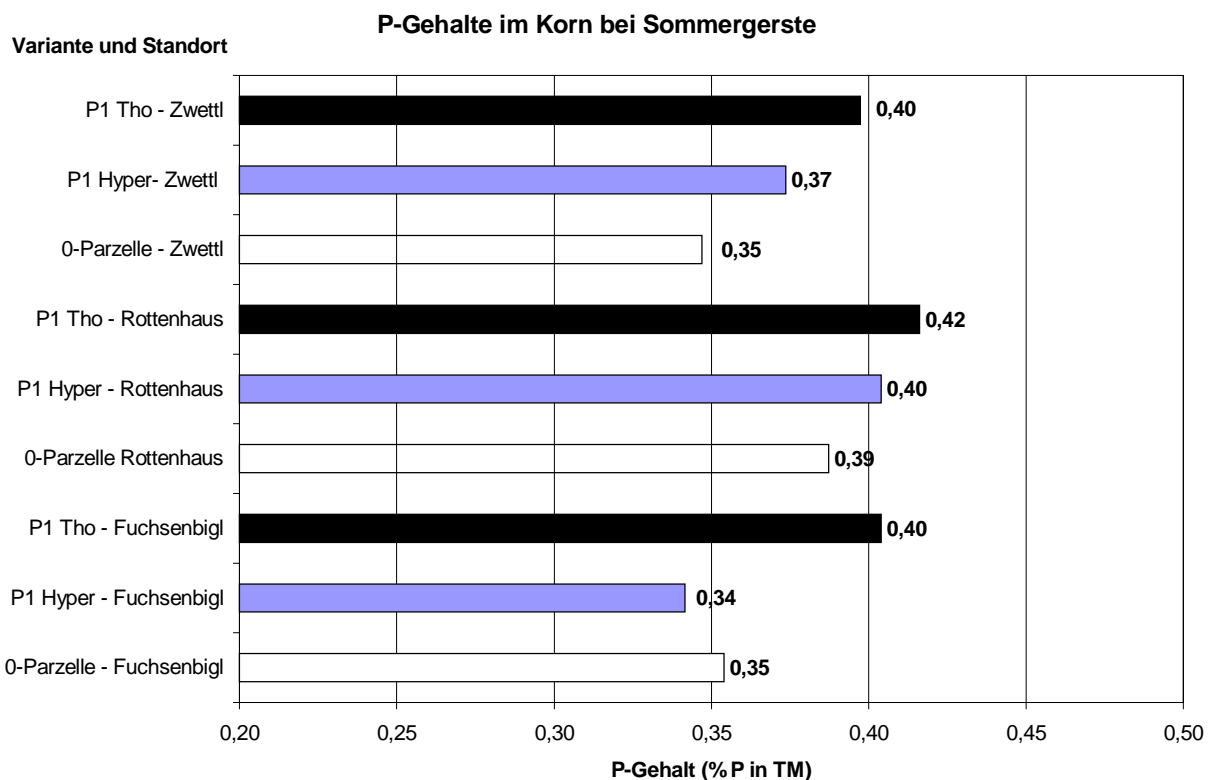


Abbildung 47: P-Gehalte im Korn der Sommergerste an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-4 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)

Die im Anhang dargestellten P-Gehalte der P2-Varianten reichen bei Hyperphosphat von 0,33 (Fuchsenbigl) bis 0,40 (Rottenhaus, Zwettl) und bei Thomasphosphat von 0,39 (Fuchsenbigl) bis 0,46 % P in TM (Zwettl). Die Nachwirkungen aller Varianten weisen in der Regel geringfügig geringere P-Gehalte als die jeweils durchgehend gedüngten Varianten auf. Der größte Unterschied beträgt -0,029 % P in TM (P1 Tho - 1975 zu P1 Tho in Fuchsenbigl).

5.3.7.2 P-Gehalte von Winterweizen (im Korn)

In Abbildung 48 sind für alle drei Versuchsstandorte die P-Gehalte im Korn von Winterweizen (mehrfährige Mittelwerte, für 3 Varianten) dargestellt. Folgende Ergebnisse sind dabei hervorzuheben:

- Die P-Gehalte der 0-Parzelle sind mit 0,33 % (Zwettl) bis 0,37 % P in TM (Fuchsenbigl) und werden in der Regel - am jeweiligen Standort - von den durchgehend mit 100 kg P₂O₅ gedüngten (P1-)Varianten übertroffen.
- Die P-Gehalte von P1 Hyper reichen von 0,32 (Zwettl) bis 0,40 % P in TM (Fuchsenbigl u. Rottenhaus).
- Die P-Gehalte von P1 Tho sind an jedem Standort am höchsten (0,34 % in Zwettl bis 0,52 % in Fuchsenbigl).
- Im Gegensatz zur S-Gerste sind bei W-Weizen nicht in Rottenhaus, sondern in Fuchsenbigl die P-Gehalte alle drei betrachteten Varianten am höchsten.

P-Gehalt von Winterweizen (im Korn)

Variante und Standort

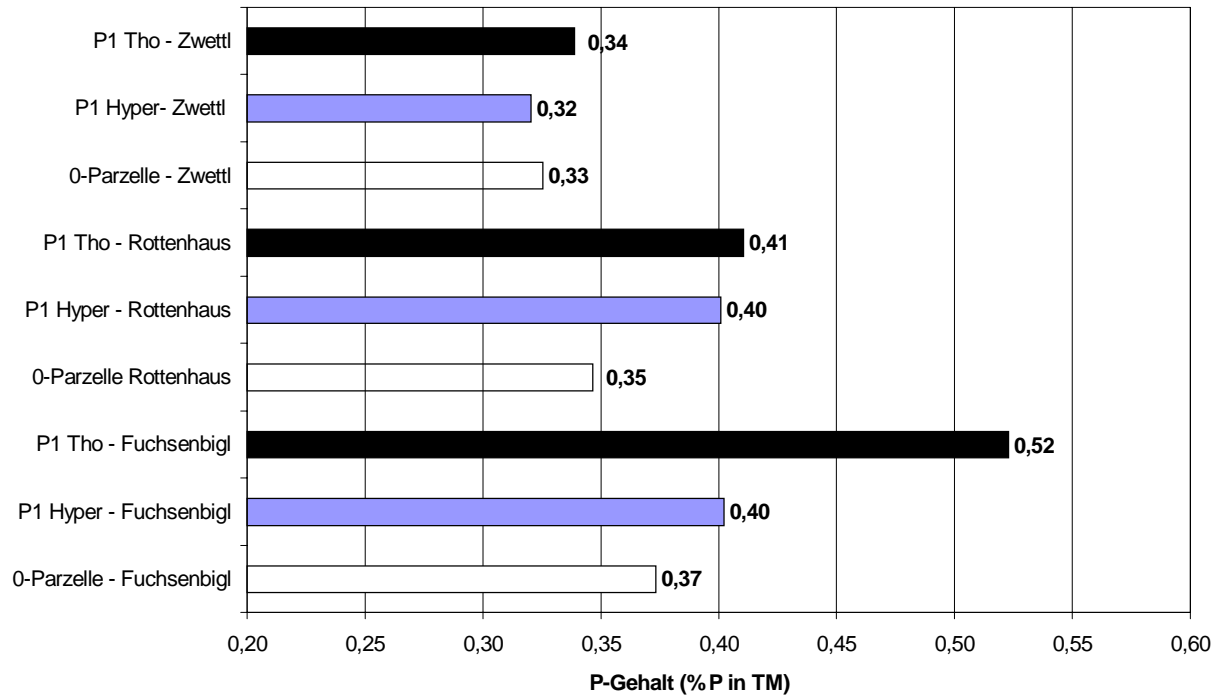


Abbildung 48: P-Gehalte im Korn von Winterweizen an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)

Die im Anhang dargestellten P-Gehalte der P2-Varianten reichen bei Hyperphosphat von 0,36 (Zwettl) bis 0,44 (Fuchsenbigl) und bei Thomasphosphat von 0,36 (Zwettl) bis 0,43 % P in TM (Rottenhaus). Die Nachwirkungen aller Varianten weisen in der Regel leicht höhere (in Zwettl u. Rottenhaus) bis geringere (in Fuchsenbigl) als die jeweils durchgehend gedüngten Varianten auf (Differenz <0,03 % P in TM). Größere Unterschiede (Reduktionen im P-Gehalt) sind nur bei den Nachwirkungen von P2 Hyper und P1 Tho in Fuchsenbigl festzustellen (-0,051 bzw. -0,037 % P in TM).

5.3.7.3 P-Gehalte von Winterroggen (im Korn)

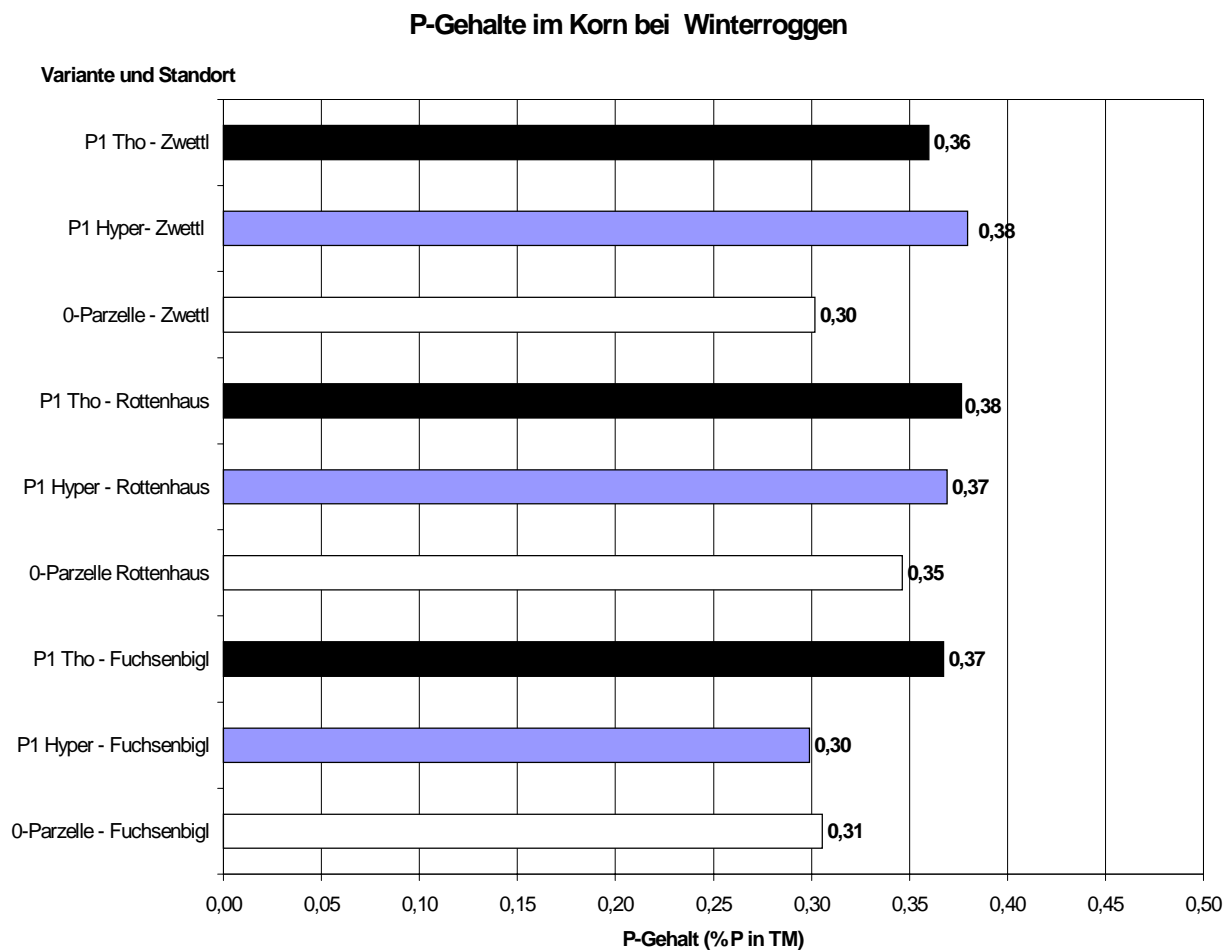


Abbildung 49: P-Gehalte im Korn von Winterroggen an den drei Standorten dreier ausgewählter Varianten: Mittel aus 2-3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)

Hinsichtlich der in Abbildung 49 für alle drei Versuchsstandorte dargestellten P-Gehalte im Korn von Winterroggen (mehrfährige Mittelwerte für 3 Varianten) sind folgende Ergebnisse hervorzuheben:

- Die P-Gehalte der 0-Parzelle reichen von 0,30 % (Zwettl) bis 0,35 % P in TM (Rottenhaus) und werden in der Regel - am jeweiligen Standort - von den beiden P1-Varianten übertroffen.
- Dabei variieren die P-Gehalte von P1 Hyper von 0,30 (Fuchsenbigl) bis 0,38 % P in TM (Zwettl). Bei P1 Tho differieren die P-Gehalte an den drei Standorten hingegen kaum (0,36 % in Zwettl bis 0,38 % P in TM in Rottenhaus).
- In Rottenhaus sind die P-Gehalte von zwei der drei betrachteten Varianten am höchsten.

Die im Anhang dargestellten P-Gehalte der P2-Varianten reichen bei Hyperphosphat von 0,33 (Fuchsenbigl) bis 0,40 (Zwettl) und bei Thomasphosphat von 0,37 (Rottenhaus) bis 0,39 % in TM (Fuchsenbigl u. Zwettl). Die Nachwirkungen aller Varianten weisen geringfügig

höhere bis geringere P-Gehalte als die jeweils durchgehend gedüngten Varianten auf. Der größte Unterschied beträgt -0,035 % P in TM (P1 Tho - 1975 zu P1 Tho in Fuchsenbigl).

5.3.7.4 P-Gehalte der Zuckerrübe (Rübe)

P-Gehalte der Zuckerrübe (Rübe) sind in Abbildung 50 an den Standorten Fuchsenbigl und Rottenhaus (in Zwettl wurde keine Zuckerrübe angebaut) dargestellt, wobei in Fuchsenbigl nur ein gemessener Einzeljahreswert vorlag. Folgende Ergebnisse sind dabei hervorzuheben:

- Die P-Gehalte der 0-Parzelle streuen in Abhängigkeit vom Standort sehr stark: In Fuchsenbigl wurden 0,05 %, in Rottenhaus 0,12 % P in TM (Rottenhaus) gemessen. Diese Werte werden am jeweiligen Standort von den beiden P1-Varianten übertroffen.
- Die P-Gehalte von P1 Hyper variieren von 0,05 % (Fuchsenbigl) bis 0,14 % P in TM (Rottenhaus). Die P-Gehalte von P1 Tho sind jeweils am höchsten (0,14 % in Rottenhaus bis 0,15 % in Fuchsenbigl).
- In Rottenhaus sind die P-Gehalte der Rübe in der 0- und P1 Hyper-Variante wesentlich höher (um 0,07 bis 0,09 % P in TM), bei P1 Tho nur geringfügig niedriger (um 0,01 % P in TM) als in Fuchsenbigl.

P-Gehalt der Rübe bei Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus

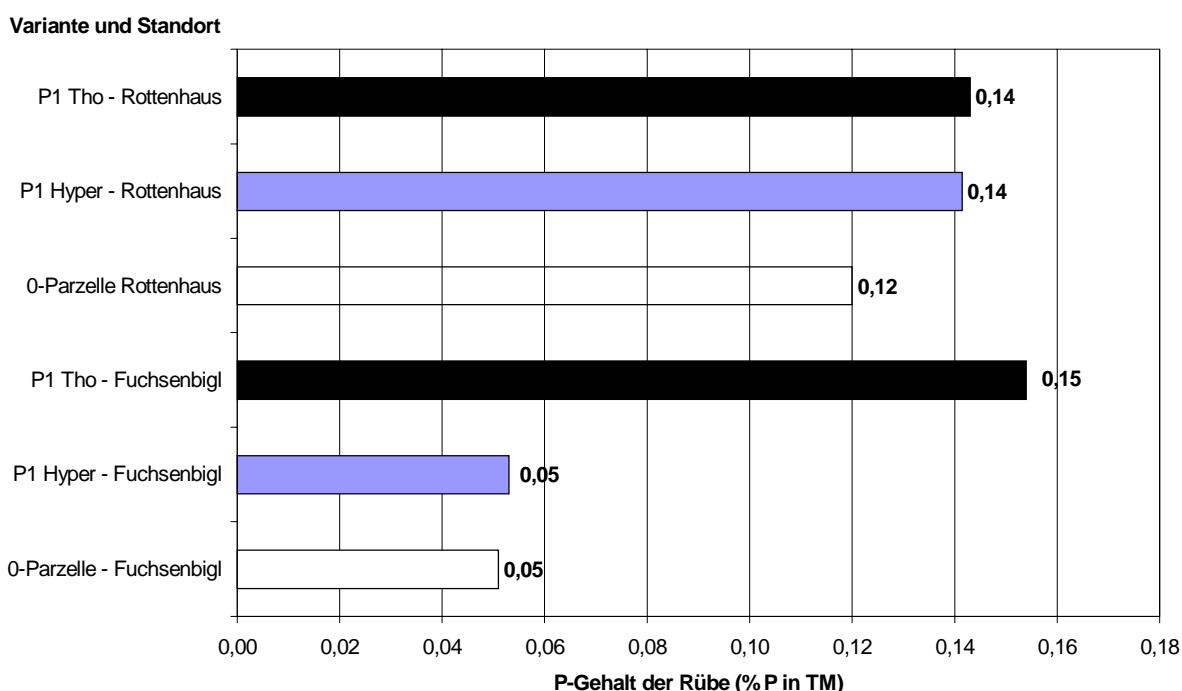


Abbildung 50: P-Gehalte der Rübe von Zuckerrübe in Fuchsenbigl und Rottenhaus dreier ausgewählter Varianten: *Einzeljahreswert (Fuchsenbigl)* bzw. *Mittel aus 2 Jahren (Rottenhaus)* im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)

Die P-Gehalte der Rübe in der P2 Hyper-Variante reichen von 0,05 (Fuchsenbigl) bis 0,15 % (Rottenhaus) und in der P2 Tho-Variante von 0,15 (Fuchsenbigl) bis 0,16 % P in TM (Rottenhaus; s. *Anhang*). Die Nachwirkungen aller Varianten weisen leicht höhere bis geringere P-Gehalte als die jeweils durchgehend gedüngten Varianten auf (Unterschied < 0,012 % P in TM). Ein größerer Unterschied besteht zwischen den Varianten P1 Tho - 1975 und P1 Tho in Fuchsenbigl und beträgt -0,056 % P in TM.

5.3.7.5 P-Gehalte der Kartoffel (Knolle) in Zwettl

Die P-Gehalte in der Knolle der Kartoffel sind abschließend in Abbildung 51 für den Standort Zwettl angeführt. Dabei wurden neben den Varianten 0, P1 Hyper und P1 Tho auch die Nachwirkungen der P1-Varianten noch ergänzend angeführt. Folgende Ergebnisse sind dabei hervorzuheben:

- Die P-Gehalte aller betrachteten Varianten unterscheiden sich kaum voneinander und liegen im Bereich 0,22 bis 0,25 % P in TM.
- Die durchgehend gedüngten P1-Varianten (P1 Hyper und P1 Tho) weisen mit jeweils 0,25 % P in TM den höchsten Wert auf.
- Die Nachwirkungen der P1 Varianten haben mit 0,22 bis 0,23 % P in TM annähernd die gleichen Werte wie die 0-Parzelle.

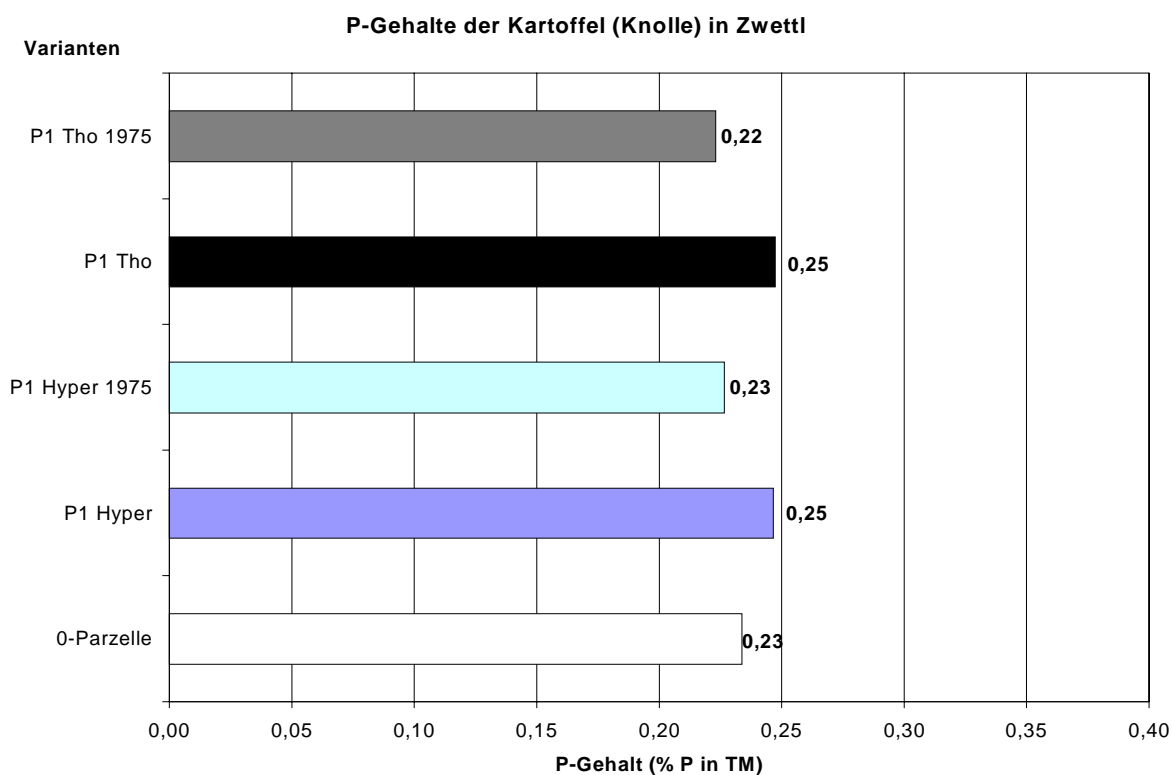


Abbildung 51: P-Gehalte der Kartoffel (*Knolle*) in Zwettl von fünf ausgewählten Varianten: Mittel aus 3 Jahren im Zeitraum 1976-1995, (P-Gehalt in % TM)

Die P-Gehalte der P2-Varianten (s. *Anhang*) übersteigen die in Abbildung 51 gezeigten Werte. Die Knollen der P2 Hyper-Varianten enthalten 0,26 %, jene von P2 Tho sogar 0,31 % P in TM. Die Nachwirkungen aller Varianten weisen geringfügig geringere P-Gehalte als die jeweils durchgehend gedüngten Varianten auf (Unterschied $< 0,025$ % P in TM). Eine etwas größere Reduktion weist nur die P2 Tho - 1975 - Variante mit 0,036 % P in TM auf.

6 Diskussion

6.1 P-Vorräte in den Böden in Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol

6.1.1 Höhe der P-Vorräte landwirtschaftlich genutzter Böden in den untersuchten Bundesländern

Eine Gegenüberstellung der in dieser Arbeit ausgewerteten P-Bodenvorräte der BZI in den untersuchten Bundesländern mit Literaturangaben wird in Tabelle 60 vorgenommen.

Tabelle 60: P-Bodenvorräte (P_t -Gehalt) in ppm in der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu Literaturangaben

Nutzung	P_t -Gehalt in dieser Arbeit (Mediane) ppm	P_t -Gehalt in der Literatur (Durchschnittswerte für Böden Mitteleuropas) ppm Autoren	
Acker (0-20 cm Bodentiefe)	NÖ/Bgld: 868 Salzburg: 890 Tirol: 1.000 – 1.100	200-800	SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 245) (f. Acker u. Grünland)
Grünland (intensives) (0-20 cm Bodentiefe)	NÖ/Bgld: 777 Salzburg: 760 * Tirol: 855 (in 0-10 cm)	200-1.500 400-2.000 (humusreiche Böden)	(SCHELLER (1993, S. 30), GEISLER (1980, S. 138), BEER et al. (1990, S. 24) (f. Acker u. Grünland) BEER et al. (1990, S. 24)

* Im Grünland in Salzburg: Mittel der Mediane aus 0-10 und 10-20 cm Bodentiefe

Tabelle 60 zeigt, daß bereits die Mediane der P_t -Gehalte in den untersuchten Bundesländern sehr hoch sind. Die Maxima-Werte aus den erwähnten Bundesländern erreichen 1.550 ppm (Acker in Slbg.) bis 3.700 ppm (Acker in NÖ/Bgld) und übersteigen somit häufig die Extremwerte aus der Literatur.

Die dargestellten P_t - aber auch $P_{CAL/DL}$ -Gehalte weichen von der jeweiligen Veröffentlichung der BZI der Landesämter (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993, AMT DER NIEDERÖSTERR. LANDESREGIERUNG und BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT 1994) etwas ab. Dies ist darauf zurückzuführen, daß für die Verdichtungspunkte des BZI-Rasters (2 x 2 km Abstand, im Gegensatz zu dem 4 x 4 km Abstand der Rasterpunkte) eine geringere Gewichtung in den Landespublikationen vorgenommen wurde.

Die aus den Medianen der ppm-Gehalte errechneten P-Vorräte in 0-20 cm Bodentiefe sind in Tabelle 61 weiteren Literaturwerten gegenübergestellt.

Tabelle 61: P-Bodenvorräte (P_t-Gehalt) in kg P/ha in der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu Literaturangaben (ergänzende zu Tabelle 60)

Nutzung/Land (0-20 cm Bodentiefe)	P _t -Gehalt in dieser Arbeit (Mediane)		P _t -Gehalt in der Literatur (ergänzende Literatur zu Tabelle 60) (Durchschnittswerte für Böden Mitteleuropas)	
	kg P/ha, 0-20 cm	kg P/ha, 0-30 cm	kg P/ha	Autor
Acker				
NÖ/Bgld	2.606	3.909	1.200 bis 2.000 kg P/ha, 0-20 cm	GISI (1990, S. 184) (f. Acker u. Grünland)
Salzburg	2.670	3.351		
Tirol	3.300	4.613	1.200 bis 5.700 kg P/ha, 0-30 cm	NOWACK (1990, S. 84) (nur f. Äcker)
Grünland				
NÖ/Bgld	2.332	3.498	1.500 bis 4.300 kg P/ha, 0-30 cm	SCHACHTSCHABEL und BEYME (1980)
Salzburg	2.280 (extensiv: 1.693)	2.993 (extensiv: 2353)		(f. Acker u. Grünland)
Tirol	2.348 (Almen: 1.718)	3.413 * (Almen: 2.513)		

* Im Grünland in Tirol: Berechnung auf Basis der Mediane des Oberbodens sowie - für die Schicht 20-30 cm - des Unterbodens, daher Mindestgehalte.

Aus Tabelle 2 lassen sich folgende Zusammenhänge ableiten:

- Die aus den ppm-Gehalten für den Oberboden (0-20 cm) errechneten *Mediane* in kg P/ha sind mit 1.700 bis 3.300 kg P/ha in 0-20 cm im Vergleich zu den Literaturwerten hoch (s. Tabelle 61, in der Literatur sind *Minimum* und *Maximum* angegeben; Maximawerte der BZI s. Kapitel 5.1.1). Die angenommene Bodendichte von 1,5 g/cm³ ist möglicherweise höher wie in den Literaturangaben, sodaß sich der Unterschied in den P_t-Gehalten bei niedrigerer angenommener Dichte etwas reduzieren könnte.
- Die P-Vorräte in den Böden der untersuchten Bundesländern sind in Relation zu den P-Hoftorbilanzsalden der untersuchten Biobetriebe (Mittelwert -1,9 bis + 7,8 kg P/ha*a; Minimum -6,5 , Maximum +15,6 kg P/ha*a, s. Kapitel 5.2) und jener aus der Literatur (- 11,0 bis + 23,0 kg P ha*a) sehr hoch.
- Ergänzend ist anzumerken, daß auf Standorten mit geringen P_t-Gehalten (in der Regel extensive Grünlandstandorte bzw. Almen) die P-Bilanzen dieser Biobetriebe meist ausgeglichen ausfallen, was die Untersuchung von WIESER (1996) bzw. WIESER et al. (1996) für Österreich aufzeigt: Die P-Salden reichen von -1,9 bis +1,9 kg P/ha*a, nur ein Grünlandbetrieb bilanziert mit + 5,8 kg P/ha*a „schwach überschüssig“ (Definition nach FREYER und PERICIN 1996, s. Kapitel 5.2)
- Werden die obersten 30 cm als durchwurzelbarer Oberboden angenommen, so erhöht sich der P_t-Gehalt in den untersuchten Bundesländern zum Teil beachtlich (s. Tabelle 61).

Der **Unterboden** (ab 30 cm Bodentiefe) blieb in der quantitativen Darstellung der P-Vorräte unberücksichtigt, dem jedoch zumindest im Ackerland eine wichtige, vielfach unterschätzte

Rolle in der P-Versorgung zukommt. Dies zeigen zum einen die Ergebnisse langjähriger P-Dauerversuche (WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994: 75 bzw. 78 % des P-Gesamtentzuges kommt aus dem Unterboden, s. Kapitel 4) sowie weiterführende Untersuchungen in der Rhizosphäre (vgl. SCHACHTSCHABEL und BEYME 1980, KÖSTER und SCHACHTSCHABEL 1983, KÖPKE 1994a, RENGGER et al. 1994). Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 230) ist in schwedischen Versuchen eine P-Aufnahme aus dem Unterboden im Ausmaß von \varnothing 25 % des aufgenommenen P ermittelt worden. Für die P-Aufnahme aus dem Unterboden haben neben tiefwurzelnden Pflanzen Regenwürmer eine wichtige Bedeutung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 253), die wiederum durch den Biologischen Landbau stärker gefördert werden (s. Kapitel 6.2.4.2.2).

In Salzburg und Tirol sind beachtliche P_t -Gehalte im Unterboden festzustellen (die BZL NÖ/Bgld beschränkt sich nur auf 0-20 cm Bodentiefe):

- In Salzburg sind bei intensivem und extensivem Grünland im Median rund 1.300 kg bzw. 1.230-1290 kg P/ha in 30-50 bzw. 50-70 cm Bodentiefe vorhanden. Dabei sind im - Gegensatz zum Oberboden - nur geringe Unterschiede in Abhängigkeit von der Nutzungsweise festzustellen. Die P-Vorräte des Unterbodens (30-70 cm) sind um 13 (intens. Grünl.) bis 52 % (extens. Grünl.) höher als die jeweilige P_t -Menge im Oberboden (0-20 cm) und machen 46 bis 52 % des P_t -Gehaltes in 0 - 70 cm aus.
- In Tirol, wo der Nutzungseinfluß auch im Unterboden erkennbar ist, wurden in 30-50 cm Bodentiefe sogar rund 2.600 kg P/ha im Acker bzw. Wechselland errechnet, im Grünland 2.100 kg P/ha (in 25-45 cm). Dies sind im Grünland immerhin 91 % des Oberboden-P-Vorrates und 38 % des P_t -Gehaltes in 0 - 50 cm. Im Wechselland bzw. Acker sind die P-Vorräte in diesem Unterbodenausschnitt um 14 bzw. 20 % geringer als im Oberboden, die aber immerhin 36 bis 38 % des P_t -Gehaltes in 0 - 50 cm ausmachen.

Im Zusammenhang mit den P-Gehalten im Unterboden steht die P-Freisetzung aus dem Ausgangsgestein im Zuge der ständigen Bodenbildung. SCHELLER (1997) berechnet P-Gehalte in weit verbreiteten Gesteinen und Sedimenten - als Ausgangsmaterial der Bodenbildung - in Europa von 6.500 bis 18.300 kg P/ha u. 1 m Mächtigkeit.

Der klar erkennbare P-Tiefengradient (Abnahme des P_t -Gehaltes vom Ober- zum Unterboden) bei der BZL in Tirol und Salzburg (für NÖ/Bgld liegen keine Werte aus dem Unterboden vor) resultiert aus der Anreicherung des P im Oberboden (durch Bioakkumulation und P-Düngung, BEER et al. 1990, S. 26; GISI 1990, S. 184; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 245 f).

SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 246) geben als Gesamtvorrat an anorganischem P berechnet auf 1 m Profiltiefe für Podsol 1.500-2.000 kg P/ha, für Parabraunerden und Schwarzerden aus Löß 3.000-3.500 kg P, für andere Böden bis zu 5.000 kg P/ha.

Der *Median* des P_t -Gehaltes der BZL Tirol in 0-50 cm Bodentiefe beträgt im Grünland bereits 5.540 kg P/ha und im Wechselland bzw. Acker 6870 bzw. 7240 kg P/ha (dabei wurden die

P_t-Gehalte der nicht gemessenen Teilhorizonte geschätzt). In Salzburg beträgt im extensiven Grünland der P-Bodenvorrat im *Median* in 0-50 cm 3.640, im intensiven Grünland 4.330, im Acker 4.620 kg P/ha.

Nach PAGEL (1987) variiert der P_t-Gehalt in Böden der ehemaligen DDR in 0-50 cm Bodentiefe zwischen 1.800 bis 10.500 kg/ha.

- Werden in Tirol die Maxima-Werte betrachtet, so liegen diese an oder über dem Maximawert von PAGEL (1987): Im Grünland ist an den BZI-Punkten in 0-45 cm ein Maximawert von 18.450 kg P/ha (im Acker und Wechselland in 0-20 + 30-50 cm: 9.900 bzw. 9.600 kg /ha, bei Almflächen in 0-35 cm: 10.270 kg). Die Minima-Werte liegen in diesem Bundesland im Grünland hingegen knapp unter 1.000 kg /ha. Im Acker und Wechselland sind die Minima bei 3.500 bzw. 3.600 kg/ha, was deutlich über dem unteren Wert von PAGEL (1987) liegt.
- In Salzburg sind an den BZI-Punkten in 0-50 cm Maxima-Summen des P-Vorrates von 9.700 (Acker) bis 14.100 kg /ha (unerwarteter Weise im extensiven Grünland) und Minima-Summen von 930 kg (extensives Grünland) bis 3.230 kg/ha (Acker) festzustellen.

6.1.2 Einflußfaktoren auf den P_t -Gehalt

6.1.2.1 Rolle des Ausgangsgesteins und der Nutzungsweise

Die hohen P_t -Werte in NÖ/Bgld überraschen nicht, angesichts der hier verbreitet intensiven ackerbaulichen **Nutzung**. Intensive Ackernutzung ist sehr wahrscheinlich mit langjährigen P-Überbilanzen verbunden (NOLTE und WERNER 1991, BRAUN et al. 1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, ISERMANN 1994, UBA BERLIN 1994, GÖTZ und ZETHNER 1996). Zu einem ähnlichen Schluß gelangt auch DANNEBERG (1998) bei der Veröffentlichung der P_t -Gehalte der BZI NÖ/Bgld. Auch in den Ackerbau / Wechsellandgebieten Tirols dürften der hohe P_t -Gehalt auf die Nutzungsweise (vielfach intensiver, jahrzehntelanger Feldgemüsebau) zurückzuführen sein.

Der bereits erwähnte Tiefengradient des P_t -Gehaltes bei allen Nutzungsformen belegt neben der Bioakkumulation im besonderen auch den Nutzungseinfluß über die P-Düngung (P-Überbilanzen). Dieser Gradient ist zwar in Salzburg bei extensiver Grünlandnutzung am stärksten ausgeprägt, bei intensiver Grünlandnutzung sind aber wesentlich höhere P_t -Gehalte in 0-10 und 10-20 cm festzustellen als bei extensiver Nutzung (um 287 bzw. 300 ppm höher). Auch in Tirol sind die P_t -Gehalte im Oberboden bei Grünlandnutzung um 240 ppm höher als bei Almnutzung.

In den Ergebnissen dieser Arbeit zeigt sich der Nutzungseinfluß bzw. die Düngungspraxis auch in den Unterschieden im P_t -Gehalt der beiden BZI-Beprobungen 1988 und 1993/1994 in Tirol:

- Dort zeigt sich, daß die P_t -Gehalte über alle Nutzungsformen und beide Tiefenstufen im Mittel um 98 ppm bis 1994 zugenommen haben (die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte hingegen fielen im Zeitraum 1988 bis 1994 im Mittel um 0,8 mg $P_2O_5/100$ g Boden ab, s. Anhang).
- In AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1996) wird diese Zunahme nach der Nutzungsform genauer differenziert: In Tiefenstufe 1 haben die P_t -Gehalte im Grünland (n=36) um 151 ppm und in Ackerböden (n=29) um 59,3 ppm zugenommen. Beachtlich sind die Veränderungen im Minima- und Maxima-Bereich.

Der Einfluß der **Geologie** / des **Ausgangsgesteins** ist im Oberboden schwer vom Nutzungseinfluß quantitativ zu differenzieren. Im Unterboden ist dies jedoch möglich, zumal P (und somit auch der Dünger-P) nur in geringen Mengen aus dem Oberboden in tiefere Bodenschichten verlagert wird (s. BEER et al. 1990, S. 26; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 249; GÖTZ und ZETHNER 1996).

Der Unterboden ist häufig direkt vom P-Gehalt des Ausgangsgesteins beeinflusst, abgesehen jedoch von Böden am Hang (insbes. bei Mittel-, Unterhängen und Senken bzw. lateralen Bodenzuflüssen). Am Hang kommt es zu einer starken Durchmischung von Oberböden, die verschiedene P_t - und Humusgehalte aufweisen sowie unterschiedlichem geologischem Ausgangsmaterial entstammen (WENZEL 1998, vgl. auch STROHBACH

1986, MORGENSTERN 1988). Dies beeinflusst den P_t -Gehalt des Unterbodens je nach Reliefposition (STROHBACH 1986, MORGENSTERN 1988).

Die **Akkumulation von P durch die Düngung** kann mit 10-20 kg P/ha*a angenommen werden (s. P-Überbilanzen von 9-28 kg P/ha*a in Kapitel 2.3) ⁵², sodaß die seit etwa den 50er Jahren anthropogene Anreicherung ca. **500-1.000 kg P/ha** beträgt. Wenn ein P-Bodenvorrat, wie in den untersuchten Bundesländern, von mehr als 2.000 kg P/ha in 0-20 cm existiert, so dürfte mindestens die Hälfte dieses P-Vorrates geogen bedingt sein sowie eventuell von zusätzlichen Einträgen aus erodiertem Material stammen.

Die **P-Einträge über die Niederschläge** betragen - im Gegensatz zur P-Anreicherung durch die Düngung - nur 0,2 bis 2 kg P/ha*a (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, BRAUN et al. 1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 36), was etwa 10 bis 100 kg P/ha in den letzten 50 Jahren ausmacht.

Die Bedeutung des Ausgangsgesteines wird zwar, wie erwähnt, von der Nutzungsweise zu einem gewissen Teil überdeckt, zeigt sich aber dennoch in den **P_t -Regressionsmodellen** in dieser Arbeit. In fast allen Modellen (Ausnahme: Modelle für „A-C-Böden“ in Tirol) ist die Geologie als signifikanter bis sicherer Einflußfaktor auf den P_t -Gehalt erkennbar. Somit kann das Ausgangsgestein - trotz unterschiedlich hohem P-Input über die Düngung, trotz Bioakkumulation (im Oberboden) und Erosionsprozessen - als wichtiger Einflußfaktor für den P_t -Gehalt identifiziert werden, was in Übereinstimmung mit STROHBACH (1986) und BEER et al. (1990, S. 24) steht.

Dieser relativ klare Einfluß der Geologie ist auch insofern bemerkenswert, als gerade in den untersuchten Bundesländern sehr heterogene geologische Verhältnisse vorliegen (s. z.B. Karte der Lithologie von NÖ/Bgld in Abbildung 12, Karte von THALMANN et al. 1989 für Slbg). Die Geologie wird aber offensichtlich gut mit der Kartierung der BZI (in NÖ/Bgld, Tirol) und mit der im Zuge dieser Arbeit nachträglichen Zuordnung der BZI-Punkte zu geologischen Karten (in Salzburg) erfaßt.

Aus den Analysen der Interpolationskarten sind zudem Zusammenhänge zwischen P_t -Gehalt im Oberboden und geologischer Einheit an den BZI-Punkten erkennbar. So zeigen sich geochemische Eigenschaften bestimmter geologischer Formationen im Hinblick auf unterschiedlich hohe P_t -Gehalte (z.B. der hohe P_t -Gehalt in geologischen Einheiten der Böhmisches Masse).

6.1.2.2 Rolle von Geländemorphologie und bodenchemischen Eigenschaften

Nach STROHBACH (1986) wird die areale Verteilung des P_t -Gehaltes von der **Oberflächengestalt** (z.B. Hang oder Ebene, hangabwärts nimmt der P_t -Gehalt zu) und

⁵² In Ergänzung zu Kapitel 2.3.: BRAUN et al. (1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 84) nehmen im Grünland eine Anreicherung von 18 kg und im Ackerland von 22 kg P/ha*a an.

Nachbarschaftsbeziehungen (z.B. benachbarter Hang) sowie dem geochemischen Milieu und den Eigenschaften des Ausgangsgesteins bestimmt.

Auf die Höhe des P_t -Gehaltes hatten in der Untersuchung von STROHBACH (1986) folgende Parameter einen gesicherten Einfluß:

- Wölbung (Oberflächengestalt)
- Feinanteil und T-Wert (=Austauschkapazität): z.B. Abflußpositionen mit meist geringerem P_t -Gehalt haben geringeren Feinanteil
- Humusgehalt: z.B. Humusanreicherung bei Zuflußpositionen

Deutliche Zusammenhänge konnten bei Zufluß- und Abflußpositionen festgestellt werden, nicht aber bei Transmissionspositionen, bei denen sich eine Vielzahl von Prozessen überlagern.

Die Bedeutung der Wölbung (Zunahme des P von der Kuppe zur Senke) zeigt die Verlagerung von P infolge Erosion und Lösung (Abschwemmung) auf. Nach STROHBACH (1986) wird die Höhe des P_t -Gehaltes am stärksten durch den lateralen Phosphorein- und -austrag variiert, dessen Höhe von Oberflächengestalt und Witterung bestimmt wird.

Zwischen Hangneigung und dem P_t -Gehalt konnte von STROHBACH (1986) hingegen kein Zusammenhang festgestellt werden, was den Ergebnissen dieser Untersuchung widerspricht. Die Neigung hatte in den aussagekräftigsten BZI-Modellen in Slbg und Tirol einen signifikanten bis sicheren Einfluß auf den P_t im Oberboden teilw. auch für den P_t -Gehalt im Unterboden. Für NÖ/Bgld waren zur Neigung keine Daten vorliegend.

Die Geländemorphologie wurde im Schätzmodell D der BZI Salzburg berücksichtigt (s. Anhangtabelle 23 und 24) und hatte einen hochsignifikanten Einfluß und bestätigt somit die Untersuchung von STROHBACH (1986). Die Neigung als Ersatz für die Geländemorphologie (s. Modell A in Salzburg) konnte ebenfalls als hochsignifikanter Einflußfaktor identifiziert werden. Die Neigung wurde daraufhin für die weiteren Modelle aus Gründen der leichteren Auswertbarkeit herangezogen.

P unterliegt stark der spezifischen Sorption an freien Al/Fe-OH/OH₂, die an Bruchflächen von Tonmineralen und in Chelaten der Huminstoffe als Bindungspartner vorhanden sind. P ist zu einem hohen Anteil in verschiedensten organischen Verbindungen im Boden vorliegend, dabei spielen auch die Komplezierungen mit Huminsäuren und Fulvosäuren eine wichtige Rolle (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, 246-247). Humusgehalt, Feinanteil und T-Wert widerspiegeln somit dieses P-Bindungsverhalten (STROHBACH 1986).

Auch in der Untersuchung von JENTSCH (1986, S. 57 f.) an 75 repräsentativen Böden der ehemaligen DDR zeigt sich der P_t -Gehalt vor allem vom Humusgehalt ($r = 0,562$) und vom Feinanteil ($r = 0,491$) abhängig.

Bei der Entwicklung der P_t -Gehalt-Schätzmodelle anhand der Daten der BZI Salzburg zeigte sich - im Gegensatz zu JENTSCH (1986, S. 57 f.) und STROHBACH (1986) - kein

signifikanter Einfluß des Tongehaltes, der daraufhin bei den BZI-Daten der anderen Bundesländer nicht mehr geprüft wurde.

MORGENSTERN (1988) weist an 12 Catenen eines Grundmoränenstandortes ebenfalls einen Zusammenhang zwischen P_t -Gehalt und Gehalt an **organischer Substanz** nach, wobei dieser Zusammenhang aber stark in Abhängigkeit von der Reliefposition variiert. So nimmt der Zusammenhang von Kuppe und Oberhang (Bodenabtragpositionen, hier keine Signifikanz) zu Unterhang und Senke (Bodenzuflußpositionen, sicherer Zusammenhang) hin zu, dies gilt gleichermaßen für Ober- und Unterboden:

An Kuppe und Oberhang ist durch die Abtragsvorgänge ein Gleichgewicht zwischen Ober- und Unterboden gestört. Hingegen besteht am Unterhang und in den Senken, wo Kolluvien verbreitet sind, der Unterboden aus Material des Oberbodens anderer Reliefpositionen, sodaß der Zusammenhang zwischen Ober- und Unterboden enger wird (MORGENSTERN 1988).

Die ungesicherten r-Werte an Kuppe und Oberhang führt MORGENSTERN (1988) auf eine stärkere Beeinflussung der org. Substanz durch Abtragungsvorgänge zurück.

Unabhängig von der Reliefposition zeigen unterschiedliche Bodentypen eine unterschiedlich ausgeprägte Korrelation zwischen P_t und org. Substanz. So stellte MORGENSTERN (1988) sowohl im Ober- als auch Unterboden bei Lehm-/Sandlehmrendzina keinen signifikanten Zusammenhang (r im Oberboden = 0,233), bei Parabraunerde bzw. bei kolluvial beeinflusstem Pseudogley und Braungley eine sichere Korrelation (r im Oberboden = 0,404 bzw. $r = 0,733$) fest.

Eine derartige bodentyp- bzw. standortspezifische Analyse konnte in dieser Arbeit nicht durchgeführt werden. Dennoch zeigt sich in Tirol beim Vergleich der Bodentyp-Gruppen („A-C-Böden“ und „entwickelte Böden“⁵³), daß der Humusgehalt im Gegensatz zu MORGENSTERN (1988) bei den „A-C-Böden“ ein signifikanter Einflußfaktor auf den P_t -Gehalt darstellt, nicht hingegen bei den „entwickelten Böden“ (s. unten). Dieses gegensätzliche Ergebnis könnte aber durch die unterschiedliche Nutzung bedingt sein (in Tirol herrschen Grünlandstandorte vor, daher geringere Beeinflussung durch die Erosion und stärkerer Einfluß durch die Bewirtschaftungsintensität bzw. Düngung, die auf den „A-C-Böden“ vielfach geringer sein dürfte).

Für BEER et al. (1990, S. 24) ist der P_t -Gehalt in erster Linie abhängig vom P-Gehalt im Ausgangsgestein und vom Gehalt an organischer Substanz. Das organisch gebundene P kann in Böden bis zu 65 % ausmachen (BEER et al. 1990, S. 24) nach GISI (1990, S. 184)

⁵³ „A-C-Böden“: Ranker, Rendzina, Pararendzina, (deutsche Klassifikation, SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 399 ff). *Rohböden* wurden aus Gründen der Vereinfachung dieser Gruppe zugeordnet.

„entwickelte Böden“: u.a. Braunerden, Parabraunerden, Tschernosem, Paratschernosem, Podsol, Auböden, Pseudogley, Gleye

sogar bis 80 %. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 247) besteht zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und dem organisch gebundenen Phosphor ein Zusammenhang, der vom biologischen Bodenzustand abhängt: Im Rohhumus von Podsolen ist das C/P-Verhältnis über 1.000, in Schwarzerden unter 100. GISI (1990, S. 185) gibt ein C/P-Verhältnis in den Böden von 60-600 an.

Der Einfluß des Humusgehaltes auf den P_t -Gehalt wird von den Ergebnissen dieser Arbeit bestätigt. So hat der Humusgehalt in jenen P_t -Modellen, die hohe Bestimmtheitsmaße aufweisen, in allen Bundesländern meist (Ausnahme „entwickelte Böden“ in Tirol) einen signifikanten (in NÖ/Bgld sicheren) Einfluß auf den P_t -Gehalt, jedoch in der Regel eingeschränkt auf den Oberboden. Die weniger eindeutige Beziehung (im Vergleich z.B. zur Neigung und Geologie) ist u.a. auf den gleichzeitigen Einfluß der Geologie und der Nutzung zurückzuführen. Die unterschiedlich ausgeprägte Beziehung zwischen P_t -Gehalt und organische Substanz in Abhängigkeit von Bodentyp und/oder Reliefposition (s. oben Ergebnisse von MORGENSTERN 1988) könnte eine weitere Ursache für den weniger klaren Einfluß des Humus sein (was sowohl den Ober- als auch Unterboden betrifft), insbesondere bei Ackernutzung in ausgeprägter Hanglage.

6.1.2.3 Zusammenhang zwischen P_t -Gehalt und Bodentyp

Da der P_t -Gehalt ein Summenparameter aus dem P-Gehalt im geologischem Ausgangsmaterial, der Nutzung und der Geländemorphologie darstellt (vgl. STROHBACH 1986), ist der Bodentyp nur ein indirekter Indikator des P_t -Gehaltes.

Interessant ist dennoch, daß „A-C-Böden“ und Lößböden im Acker in NÖ/Bgld tendenziell höhere P_t -Gehalte als der P_t -Gesamtmedian aufweisen. Umgekehrt haben fast alle BZI-Punkte, die auf Pseudogley, Gleyen und vergleyten Einheiten liegen, einen P_t -Gruppenmedian kleiner als der Gesamtmedian. Böden mit hoher Güte (z.B. Lößböden) dürften u.a. wegen der höheren Nutzungsintensität und der damit nicht selten verbundenen P-Akkumulation über die P-Düngung (s. 6.1.2.1) höhere P_t -Gehalte aufweisen.

Hingegen fällt in Salzburg die fehlende Signifikanz des Faktors Bodentyp in bezug auf den P_t -Gehalt auf. So zeigt das Modell C (enthält den Bodentyp, s. Anhang) eine wesentlich geringere Aussagekraft im Vergleich zum Modell A (das Modell A enthält statt dem Bodentyp die Geologie als Koeffizienten, alle weiteren Koeffizienten sind gleich wie im Modell C).

Auch in Tirol hat der Bodentyp (eingebaut im Modell C) nur im Oberboden (Tiefenst. 1) der „entwickelte Böden“ einen signifikanten Einfluß.

Der Bodentyp dürfte somit als Schätzparameter des P_t -Gehaltes im Grünland wenig geeignet sein, auch wenn er die Bedingungen der P-Verfügbarkeit stark mitbeeinflusst.

6.1.2.4 Beziehung zwischen P_{t^-} und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt

6.1.2.4.1 KORRELATIONEN ZWISCHEN P_{t^-} UND $P_{CAL/DL}$ -GEHALT

Angaben aus der Literatur (zitiert in STROHBACH 1986) zeigen eine starke Standortbeeinflussung des Zusammenhanges zwischen P_{t^-} und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt auf. So führt STROHBACH (1986) aus, daß der nachweisbare Zusammenhang zwischen P_{t^-} und P_{DL} -Gehalt durch die Standortbedingungen variiert, da die spezifische Sorption und das Fixierungsvermögen des Bodens den tatsächlichen P_{DL} -Gehalt beeinflussen. Zudem erwähnt STROHBACH (1986), daß bei spezifischen Geländeformen am Hang ein widersprüchliches Verhalten zwischen P_{t^-} und P_{DL} -Gehalt nachweisbar ist (z.B. Abnahme des P_{t^-} bei gleichzeitiger Zunahme des P_{DL} -Gehaltes an Kuppen).

JENTSCH (1986, S. 69 f.) konnte an 75 Bodenproben aus Böden der ehemaligen DDR keine signifikante Korrelation zwischen P_{t^-} und P_{DL} -Gehalt ermitteln ($B = 0,048$). Bei der Unterteilung nach der geologischen Entstehung zeigen nur Diluvialböden eine hoch signifikante Korrelation. JENTSCH (1986, S. 69 f.) konnte bei der Unterteilung der Böden nach dem Feinanteil feststellen, daß der Zusammenhang zwischen P_{t^-} und P_{DL} -Gehalt mit zunehmenden Feinanteil loser wird. Dies zeigt in die Richtung der Aussagen von STROHBACH (1986).

NOWACK (1990, S. 62) stellt für biologisch bewirtschaftete Äcker bei *unterschiedlichem geologischem Ausgangsmaterial* vielfach einen signifikanten Zusammenhang zwischen P_{t^-} und P_{CAL} -Gehalt fest. Die positiven Korrelationen sind auch in den Häufigkeitsverteilungen zweier unterschiedlicher P_{t^-} -Gruppen (gleiches Verfahren wie Kapitel 5.1.1.1) erkennbar (NOWACK 1990, S. 26-27).

Bei den *leichteren Böden* kann der Autor bei gleichem Ausgangsgestein meist eine steilere Regressionsgerade feststellen (bereits eine geringere P_{t^-} -Gehaltszunahme des Bodens bewirkt eine stärkere Erhöhung des P_{CAL} -Gehaltes, NOWACK 1990, S. 63).

Zudem konnte NOWACK (1990, S. 65) einen Einfluß der *Jahreswitterung* auf die Beziehung P_{t^-}/P_{CAL} feststellen: Im kühleren Untersuchungsjahr verlaufen die Regressionsgeraden flacher.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen an den BZI-Punkten in NÖ/Bgld zwischen P_{t^-} und P_{CAL} -Gehalt einen signifikanten bis hochsignifikanten Korrelationskoeffizienten von 0,51 bei Acker und 0,40 im Grünland. Die daraus resultierenden relativ geringen Bestimmtheitsmaße dürften von der, in STROHBACH (1986) angeführten, standortbedingten Variation des Zusammenhanges $P_{t^-}/P_{CAL/DL}$ verursacht sein. Denn die in dieser Arbeit durchgeführte lineare Regression der BZI-Werte berücksichtigt nicht P-Mobilisierungs- und P-Fixierungsbedingungen an den verschiedenen Standorten (Standorte mit höherer P-Mobilisierung und somit engerem $P_{t^-}/P_{CAL/DL}$ -Verhältnis bilden mit Standorten, die eher zur P-Fixierung neigen, eine Grundgesamtheit).

Der Unterschied der Korrelationskoeffizienten bei Acker und Grünland deutet zudem auf einen nutzungsspezifischen Einfluß hinsichtlich der Ausprägung dieses Zusammenhanges hin. So dürfte sich bei Ackernutzung der puffernde Effekt des P_T -Gehaltes auf den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt in deutlicherer Weise als im Grünland zeigen. Daneben ist die Erhöhung der P_T - wie auch der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte auf die - bei Ackernutzung nicht selten praktizierten - hohen Gaben an leicht löslichen P-Dünger zurückzuführen.

- Bei den Ackerschlägen (NÖ/Bgld) fällt die Gruppe mit den höheren P_T -Gehalten wesentlich häufiger hinsichtlich des P_{CAL} -Gehaltes in die Versorgungsklassen C-E als die niedrigere P_T -Gruppe. Der r-Wert von 0,6 bzw. 0,66 von konventionell bewirtschafteten Ackerschlägen im Mostviertel (s. Anhangtabelle 13 und 14) bestätigt die relativ gute Korrelation zwischen P_T - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt am Acker. Dies steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von NOWACK (1990) für biologisch bewirtschaftete Ackerschläge.
- Gegenüber den Ackerstandorten zeigt sich in NÖ/Bgld im Grünland hingegen in beiden P_T -Gruppen eine wesentlich stärkere Häufung der P_{CAL} -Werte auf die Klasse „sehr niedrig“ (A) und eine weniger ausgeprägte Abhängigkeit vom P_T -Gehalt (siehe auch geringerer r-Wert). So gehören 95 % der Grünland-BZI-Punkte aus der Gruppe 1 (niedriger P_T) der P_{CAL} -Gehaltsklasse A an, während es in der Gruppe 2 (höherer P_T) noch 70 % (106 Punkte) sind. Die P_T -Gehalte sind aber dennoch häufig auf sehr hohem Niveau (siehe z.B. Ergebnisse der Voralpen der BZI NÖ: 900-1.600 ppm).
- Auch in Salzburg und Tirol ist der Korrelationskoeffizient zwischen P_T - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Grünland wie in NÖ/Bgld stets unter 0,50, in Tirol auf den „A-C-Böden“ sogar unter 0,20. Die Häufigkeitsverteilungen der beiden Gruppen mit unterschiedlichem P_T -Gehalt verhalten sich ähnlich wie bei den Grünlandstandorten in NÖ und Bgld. In Salzburg liegen 97 % aller BZI-Punkte der niedrigen P_T -Gruppe (Gruppe 1) in der Klasse „sehr niedrig“ (A), in Gruppe 2 (höherer P_T) beträgt dieser Anteil 80 %. In Tirol ist dieses Verhältnis 88 % zu 66 %. Die P_T -Gehalte sind aber auch in diesen Ländern auf sehr hohem Niveau (siehe Ergebnisse der Grünlandstandorte der BZI Tirol und Salzburg).

Ein hoher P_T -Gehalt kann somit im Grünland in allen betrachteten Bundesländern nur zu einem geringen Anteil die sehr niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte - über eine laufende P-Nachlieferung in diese P-Fraktion - anheben. Über die Aussagekraft des $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes im Grünland siehe Kapitel 6.1.4.

6.1.2.4.2 GEGENÜBERSTELLUNG DER RÄUMLICHEN INTERPOLATIONEN VON P_T - UND $P_{CAL/DL}$ -GEHALT

Die Interpolation der P_{CAL} -Gehalte an den BZI-Punkten in NÖ/Bgld belegt den stark standortabhängigen Zusammenhang zwischen P_T - und P_{CAL} - bzw. $P_{CAL/DL}$ -Gehalt (da nur eine geringe Abweichung zwischen P_{CAL} - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt bei der BZI NÖ/Bgld existiert, ist dies für beide Bestimmungsmethoden ableitbar). So zeigt sich in der räumlichen Verteilung der P_{CAL} -Gehalte ein vielfach anderes Bild als bei den P_T -Gehalten. Während zwar im NÖ Flach- und Hügelland - ähnlich den P_T -Gehalten - weite Gebiete auch hohe P_{CAL} -Gehalte (größer 15 mg $P_2O_5/100$ g Boden) aufweisen, sind die P_{CAL} -Gehalte in weiten Teilen des Waldviertels

und im gesamten Voralpengebiet auf tiefem Niveau (kleiner 10 mg $P_2O_5/100$ g). In diesen Regionen sind die P_t -Gehalte hingegen verbreitet sehr hoch. Gerade in den Voralpen und Teilen des Waldviertels ist Dauergrünlandnutzung (mit häufig niedriger P-Düngung) vorherrschend, was den geringeren Zusammenhang zwischen P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Grünland auch auf diese Weise belegt.

Dies zeigt auch Anhang-Abbildung 3 (NÖ/Bgld): Der Anteil des P_{CAL} -Gehaltes am P_t -Gehalt ist in den Voralpen und in der Böhmisches Masse (inbes. W-Waldviertel) am geringsten (häufig deutlich unter 1 %), während dieser Anteil im Marchfeld und Weinviertel (NÖ Flach- und Hügelland) sowie im N-Bgld in Relation dazu hoch ist (2,5-4,5 %).

Da bei den dargestellten Kriging-Interpolationskarten die Nutzungsform nicht abgebildet ist, Grünland- und Ackernutzung aber sehr unterschiedliche P_{CAL} -Gehalte aufweisen, ist die zum Teil starke Abweichung der P_{CAL} -Karte von der P_t -Karte auch vor diesem Hintergrund zu erklären.

6.1.2.4.3 EINFLUß DES $P_{CAL/DL}$ -GEHALTES AM P_t -GEHALT IN DEN SCHÄTZMODELLEN

Der $P_{CAL/DL}$ - (bzw. P_{CAL} -) Gehalt hat in den aussagekräftigsten Modellen (Modell 1 der BZI NÖ/Bgld und Modell A in Salzburg) einen hochsignifikanten bis sicheren Effekt auf den P_t -Gehalt (in Slbg auch im zusätzlich erfaßten Unterboden). In Tirol ist ein sicherer Effekt des $P_{CAL/DL}$ - auf den P_t -Gehalt im Modell A auf die „entwickelten Böden“ beschränkt. Diese Ergebnisse in den betrachteten Ländern zeigen sich auch in fast allen weiteren Modellen (Modell 2 und 3 in NÖ/Bgld: sicherer Effekt des P_{CAL} -Gehaltes, Modell B und C in Slbg: $P_{CAL/DL}$ = signifikant bis hochsignifikant, Modell B und C in Tirol: $P_{CAL/DL}$ = sicherer Effekt nur bei „entwickelten Böden“).

Bemerkenswert ist im Modell E in Tirol (s. Anhang) der sichere Effekt der Wechselwirkung zwischen $P_{CAL/DL}$ - und $K_{CAL/DL}$ -Gehalt in beiden Tiefenstufen, was zu einem hohen Bestimmtheitsmaß des Modells E ($B=0,51$ in beiden Tiefenstufen) beiträgt.

6.1.3 Bewertung der P_t -Schätzmodelle

Die entwickelten P_t -Schätzmodelle dürften sich zur groben Abschätzung der P-Vorräte im Oberboden auf Basis von Parametern der Routine-Bodenuntersuchung eignen. Dies zeigen die relativ hohen Bestimmtheitsmaße der Modelle 1 bzw. A in NÖ/Bgld ($B=0,47$), Salzburg ($B=0,40$) und Tirol ($B=0,51$ für entwickelte Böden bzw. $B=0,43$ für „A-C-Böden“).

Diese Bestimmtheitsmaße sind deswegen als „relativ hoch“ zu bezeichnen, da sie ein sehr komplexes und standortabhängiges System - *Boden/Geologie-Nutzung-Standort* - erfassen, das zudem hinsichtlich der Erfassung/Messung einzelner Parameter des Modells mit Unsicherheiten (insbes. Geologie) bzw. Schwankungsbreiten (z.B. $P_{CAL/DL}$ -Gehalt) behaftet ist (die große Anzahl an Wertepaaren insbesondere in NÖ/Bgld ermöglicht häufig statistisch absicherbare Aussagen insbesondere hinsichtlich einer möglichen Signifikanz von Einflußfaktoren).

- Die Nutzung (Düngung bzw. P-Bilanz der Betriebe/Schläge) konnte in den Modellen aufgrund fehlender diesbezüglicher Daten an den BZI-Punkten nicht abgebildet werden. Der für den P_t -Gehalt signifikante bis sichere Faktor $P_{CAL/DL}$ -Gehalt dürfte zumindest die P-Düngungsintensität im Acker relativ gut erfassen (s. oben). Dies dürfte der wesentliche Grund sein, warum in der Genese der Modellierung jene Modelle, die den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt beinhalteten, in ihrem Bestimmtheitsmaß anstiegen. Das Modell D in Salzburg, das den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt nicht enthält, verdankt sein hohes Bestimmtheitsmaß dem sicheren Faktor Tiefenstufe. Dieser wurde jedoch in den weiteren Modellen A bis C im Sinne der Praxisrelevanz nicht mehr berücksichtigt. Denn bei einer Schätzung des P_t -Gehaltes in der Praxis kann - wegen häufig nicht vorliegender Daten zum Unterboden - die Tiefenstufe nicht einbezogen werden. Würde der Faktor Tiefenstufe in die Modelle A bis C integriert werden, so wäre ein weiterer Anstieg des Bestimmtheitsmaßes sehr wahrscheinlich.
- Ein wesentlicher Unterschied im Vergleich zu Feldversuchen sind die sehr vielen und unterschiedlichen Standorte, die in diesem Verfahren für einen großen geographischen Raum erfaßt werden mußten. Zudem sind besonders bei ausgeprägter Hanglage (oder bei Nachbarschaft zu Hängen) die Reliefpositionen ausschlaggebend, die das Abtrags- bzw. Zuflußgeschehen widerspiegeln und eine starke räumliche Heterogenität (nicht selten auf engstem Raum) auch hinsichtlich der P_t -Gehalte hervorrufen (vgl. STROHBACH 1986, MORGENSTERN 1988).

Die relativ gute Schätzung des P-Bodenvorrates mit dem Modell 1 für die BZI NÖ/Bgld ist auch beim Vergleich der mit diesem Modell geschätzten P_t -Gehalte mit den tatsächlich vorliegenden erkennbar. So zeigt der Vergleich der Interpolationskarten zwischen P_t -geschätzt und P_t -BZI, daß lediglich sehr hohe und sehr tiefe P_t -Gehalte schlecht geschätzt wurden, ansonsten jedoch in der Regel nur Abweichungen von etwa 150 ppm vorliegen.

Für Tirol und Salzburg konnte dieser Interpolationsvergleich wegen des schlechten räumlichen Zusammenhanges der P_t -Werte nicht durchgeführt werden (vgl. auch AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993).

Ein Unsicherheitsfaktor in der Übertragung der Modelle für eine Schätzung der P-Bodenvorräte im jeweiligen landwirtschaftlichen Betrieb ist der Einfluß bzw. der Koeffizient der Geologie, da dieser meist auf Basis von räumlich sehr grob aufgelösten Kartierungen (insbes. in Salzburg) vorliegt. Zudem ist die geologische Standortbeschreibung nicht im Verfahren der Routine-Bodenuntersuchungen enthalten. Somit bedarf es für eine Übertragung der errechneten Geologie-Koeffizienten in die Praxis einer Überprüfung und Anpassung in Abhängigkeit von der geologischen Formation.

Für die Abschätzung der P-Vorräte im Unterboden könnten sich die vorliegenden Modelle ebenso eignen. Jedenfalls zeigen die Resultate des Modells A in Tirol relativ hohe

Bestimmtheitsmaße für den Unterboden ($B = 0,47$ für „entwickelte Böden“, $B = 0,71^{54}$ für „A-C-Böden“). In Salzburg (keine $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Unterboden) und NÖ/Bgld (nur Daten im Oberboden) konnte dies aufgrund fehlender Daten nicht geprüft werden.

Die ausgearbeiteten Modelle können aber auch zu einer genaueren Quantifizierung von P-Frachten aus der Landwirtschaft in die aquatischen Systeme beitragen, bedürfen hierfür aber einer spezifischen Weiterentwicklung. Im mitteleuropäischen Raum wurde, soweit dem Autor bekannt, bislang nur das einfache Modell von WERNER (1991) für P_t -Schätzungen herangezogen. Für die Schätzung der P-Einträge in die Gewässer aus landwirtschaftlich genutzten Böden werden in der Regel noch einfachere Verfahren angewandt, indem von durchschnittlichen Faustzahlen der P_t -Gehalte in den Böden ausgegangen wird.

6.1.4 Höhe und Aussagekraft des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes

6.1.4.1 $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Grünland und ihre Aussagekraft

Im Grünland sind sehr tiefe $P_{\text{CAL/DL}}$ - (bzw. $P_{\text{CAL-}}$) Gehalte in den BZI's aller betrachteten Bundesländer festzustellen:

- Alle vier Bundesländer weisen im Grünland eine wesentlich stärkere Häufung der $P_{\text{CAL/DL}}$ - (bzw. $P_{\text{CAL-}}$) Gehalte auf die Klasse „sehr niedrig“ (A) im Vergleich zu den ackerbaulich genutzten Standorten auf:
 - In Tirol (Grünland und Almen) liegen 77 % der BZI-Punkte mit ihren $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten in Versorgungsklasse A.
 - In Salzburg sind es im intensiven Grünland bereits 89 %.
 - In NÖ/Bgld sind es bei allen Grünlandstandorten 82 %.

Hingegen sind die P_t -Gehalte auch im Grünland in den vier Ländern sehr hoch (s. Kapitel 6.1.2.4.1).

- In Tirol sind im Grünland der Median und Mittelwert der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte an den BZI-Punkten bereits in 0-10 cm Bodentiefe mit 3,9 bzw. 7,4 mg $P_2O_5/100$ g Boden auf sehr tiefem Niveau, in Salzburg liegen diese Werte noch tiefer (2,0 bzw. 3,5 mg $P_2O_5/100$ g Boden). Die Grünlandstandorte in NÖ/Bgld nehmen mit $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werten von 2,3 (Median) bzw. 4,6 mg $P_2O_5/100$ g Boden (Mittelwert) eine Mittelstellung ein, wobei sich diese Werte auf 0-20 cm Bodentiefe beziehen.
- Im Unterboden fallen die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werte in erheblichem Maße weiter ab. Noch tiefer liegen erwartungsgemäß die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte bei den BZI-Punkten mit Almnutzung.

Trotz dieser tiefen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte sind in keinem der betrachteten Bundesländer verbreiteter Phosphor-Mangel oder Ertragsdepressionen aufgrund von P-Mangel dem Autor bekannt. Dies wird auch vom AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989, S. 50) bestätigt.

P-Mangel wäre jedoch nach diesen verbreitet tiefen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten in den BZI's aller vier Bundesländer gemäß der Versorgungsklassen-Einteilung nach BMLF (1999b) zu erwarten. Die hohen P_t -Gehalte weisen im Grünland nur einen relativ geringen Zusammenhang zu den

⁵⁴ Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs ($N=20$) ist dieses hohe B in seiner Aussagekraft zu relativieren, was auch die fehlende Signifikanz der einzelnen Koeffizienten zeigt.

$P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten ($r = 0,12 - 0,53$), wobei der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt als dennoch vielfach sicherer Einflußfaktor den P_t -Gehalt auf hohem Niveau variiert.

Sehr tiefe $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte dürften die P-Gehalte im Futter in der Regel nicht unter die empfohlenen Gehaltswerte absenken. Dies zeigen Grünland-Dauerversuche in Auweiler (D) (ELSÄSSER 1999).

Da der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt den organisch gebundenen P (P_{org}) nicht erfaßt (s. Kapitel 2.5.4.2), der aber auf humusreichen Böden (wie im Grünland) einen sehr hohen Anteil einnimmt (BEER et al. 1990, S. 24), dürfte der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Wert gerade im Grünland ein schlechter Indikator für die P-Mobilisierung sein. Dies nicht zuletzt, da im Grünland infolge der hohen Humusgehalte mit intensiven (mikrobiellen) P-Mobilisierungsprozessen aus dem P_{org} zu rechnen ist.

Zu einer ähnlichen Schlußfolgerung gelangt das AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989, S. 50), das bei der Diskussion der niederen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der BZI eine zufriedenstellende P-Versorgung der Pflanzen (aufgrund der ständigen Nachlieferung aus der organischen Substanz) im Untersuchungsgebiet feststellt.

Die in Kapitel 2 ausgeführten Kritikpunkte am $P_{\text{CAL/DL}}$ -Wert aus Sicht des Biologischen Landbaus und im Dauergrünland können somit auch nach den Ergebnissen dieser Arbeit erhärtet werden.

6.1.4.2 $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Acker und ihre Aussagekraft

Am Acker sind wesentlich höhere $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte als im Grünland festzustellen, dies gilt für alle Bundesländer und zeigt sich in folgenden Parametern:

- Der Median der P_{CAL} -Gehalte bei Ackernutzung liegt in NÖ/Bgld bei 12,9 , der Mittelwert bei 16,5 mg $P_2O_5/100$ g Boden (Versorgungsklasse C). In Tirol betragen die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werte sogar 17,0 bzw. 17,9 mg $P_2O_5/100$ g Boden (im Wechselland 8,7 bzw. 14,8 mg $P_2O_5/100$ g Boden).
Bei der BZI-Salzburg standen für die wenigen Ackerstandorte ($n=14$) keine $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte zur Verfügung
- Sowohl in NÖ/Bgld als auch im Tirol liegen im Acker *nur 21 %* der BZI-Punkte mit ihren $P_{\text{CAL/DL}}$ -(bzw. P_{CAL} -)Gehalten in Versorgungsklasse A.

In den Bundesländern NÖ und Tirol dürften die (relativ) hohen $P_{\text{CAL/DL}}$ -(bzw. P_{CAL} -)Gehalte im Acker auf den intensiven Getreide- und Hackfruchtanbau (z.B. im Marchfeld und Weinviertel in NÖ) sowie auf den intensiven Feldgemüsebau (z.B. im Inntal in Tirol) zurückzuführen sein. Auf den Ackerstandorten im Burgenland ist eine deutliche Trennung in die Nordhälfte, mit vielfach hohen, und dem Südteil mit verbreitet tiefen P_{CAL} -Gehalten erkennbar. Dies dürfte neben standortspezifischen Sorptions- und Fixierungsbedingungen ebenso mit der Nutzungsintensität in Beziehung stehen (im S-Bgld. herrscht extensivere Nutzung vor).

6.1.4.3 Beziehung zwischen $P_{\text{CAL/DL}}$ und $P_{\text{H}_2\text{O}}$

Die Spearman Korrelation ergibt in NÖ/Bgld einen Zusammenhang zwischen den P_{CAL} - und P_{H_2O} -Gehalten von $r = 0,32$ (im Acker) bis $0,43$ (im Grünland). Engere Zusammenhänge können u.a. bei ausgewählten Bodentypen im Acker und Grünland festgestellt werden (r reicht dabei von $0,49$ bis $0,70$ bzw. $0,44$ bis $0,82$). Trotz der geringen Bestimmtheitsmaße der linearen Regression ist ein Zusammenhang erkennbar (r ist sicher von 0 verschieden).

Hingegen zeigt der Vergleich der interpolierten P_{H_2O} -Werte mit den entsprechenden P_{CAL} -Werten bei der BZI NÖ/Bgld vor allem im Voralpengebiet, NÖ Flach- und Hügelland und Süd-Burgenland klar erkennbare Unterschiede in der räumlichen Verteilung hoher und tiefer P_{CAL} - und P_{H_2O} -Werte.

BOSSHARD (1999, S. 53) ermittelt in ihrer Untersuchung auf 99 Biobetrieben in der Schweiz zwischen P_{DL} - und P_{H_2O} -Gehalt ein r von $0,65$. Das Bestimmtheitsmaß von 42% zeigt somit keinen eindeutigen linearen einfaktoriellem Zusammenhang.

6.1.5 Beziehungen zwischen Erosion und P_t -Gehalt

6.1.5.1 Erosion in den betrachteten Bundesländern

Bei der Gegenüberstellung der erosionsgefährdeten Standorte Österreichs (BLUM et al. 1993) mit den P_t -Gehalten (s. Interpolationskarten der BZI in Kapitel 5.1.1.2) zeigt sich das in Tabelle 62 dargestellte Ergebnis.

Tabelle 62: Regionen/Bezirke mit einer mittleren bis hohen potentiellen Erosionsgefährdung durch Wasser in den untersuchten Bundesländern nach BLUM et al. (1993, Karte 2) und ihre Gegenüberstellung mit dem P_t -Gehalt und der Nutzung (BZI-Daten)

Region (KPG) / Bezirk (mittel bis hoch erosionsgefährdet)	P_t -Gehalt in ppm	Nutzung
Niederösterreich / Burgenland		
KPG westlicher und östlicher Wienerwald	550 – 800	Grünlandnutzung/teilw. Ackerbau
Nördl. Teile der Bezirke St. Pölten und Melk	600 – 1.210	Ackerbau/Grünlandnutzung
Bezirk Tulln	760 – 1.260	Ackerbau
Bezirk Krems	560 – 1.410	Ackerbau/Grünlandnutzung / teilw. Weinbau
NW-Waldviertel (Südhälfte v. Bezirk Gmünd, Westhälfte v. Waidofen/Thaya; nördl. Hälfte v. Zwettl)	620 - 1.570	Ackerbau/Grünlandnutzung
Bezirk Bruck a. d. Leitha (SW-Hälfte)	780 – 1.060	Ackerbau
Salzburg		

KPG Ennspongau und KPG Tennengau	480-770	extensive Grünlandnutzung
----------------------------------	---------	---------------------------

Aus Tabelle 62 sind folgende Schlußfolgerungen zu ziehen:

- In den untersuchten Bundesländern gibt es nur wenige, flächenmäßig kleine Regionen, die bei gleichzeitig niedrigem P-Vorrat im Boden eine hohe potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser aufweisen. Diese Regionen sind in NÖ der östliche und westliche Wienerwald, Gebiete im nördlichen Teil des Bezirkes Krems, SO-Zwettl sowie kleine Teile der Wachau. Im Land Salzburg ist nur das KPG Tennengau betroffen. In diesen Regionen wird meist Grünlandnutzung und extensiver Ackerbau betrieben, sodaß die P-Hoftorbilanzsalden weitgehend ausgeglichen sein dürften (s. Ergebnisse der Hoftorbilanzen in Kapitel 5.2)
- Die (teilweise extensive) Grünlandnutzung in drei dieser sechs Regionen dürfte das Ausmaß der Erosion, infolge der geschlossenen Pflanzendecke reduzieren. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992, S. 471) verweisen jedoch darauf, daß Grünlandflächen dann erosionsgefährdet sind, wenn durch Beweidung (Überweidung) in hängigen Gebieten die Grasnarbe verletzt wird. Zudem zeigen PRASUHN und BRAUN (1994) sowie BRAUN et al. (1994, beide zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 85) auf, daß ein P-Austrag in die Gewässer durch natürliche Bodenerosion (Rutschungen, fluviale Erosion, physikal. u. chem. Verwitterung u.a.) bei Weiden bis 1,5 kg P/ha*a betragen kann.
- In den ackerbaulich intensiv genutzten Regionen des Tullner Beckens aber auch im Weinviertel, wo eine große Anzahl an (wasser-)erosionsgefährdeten Gebieten vorzufinden ist (s. KLAGHOFER 1997, S. 39), sind trotz relativ hoher P-Bodenvorräte Erosionsschutzmaßnahmen auch aus der Sicht der Erhaltung der P-Vorräte bedeutsam.

In Ergänzung zur Tabelle 62 sind zudem Teile des Weinviertels, des Marchfeldes, des Tullner Beckens und N-Burgenlandes im Hinblick auf ihre potentielle hohe Winderosionsgefährdung hervorzuheben (BLUM et al. 1993, Karte 1). Alle vier Regionen weisen hohe P_t -Gehalte (700-1.300 ppm) bei hauptsächlich intensiver Acker- bzw. Weinbaunutzung auf. Für diese Regionen sind ebenso Erosionsschutzmaßnahmen bedeutsam.

6.1.6 Vergleich der Bachsediment-Geochemie mit den P-Vorräten im Oberboden und geologischen Angaben der BZI

Die in einigen Regionen großen, nicht gleichgerichteten Unterschiede zwischen P_t -Gehalten im Oberboden der BZI-Punkte und den Bachsedimenten (s. Kapitel 5.1.1.6) überraschen. Dies gilt besonders für die, u.a. im Marchfeld und im Weinviertel wesentlich höheren P_t -Gehalte in den Bachsedimenten im Vergleich zu jenen im Oberboden. Denn der Nutzungseinfluß und die Bioakkumulation lassen wesentlich höhere P_t -Gehalte im

Oberboden als in den Bachsedimenten (= häufig das geologische Ausgangsmaterial) erwarten.

Da Bachsedimente auch standortfremdes Material beinhalten (z.B. Sedimenttransport über weite Strecken v.a. bei Hochwasser) insbesondere bei Bächen in Gebirgstälern, sind diese Ergebnisse mit großer Vorsicht zu interpretieren. Jedoch könnten die gefundenen großen Differenzen zwischen BZI und Bachsediment-Geochemie in den Ebenen des Marchfeldes und in den flachen Hügeln des Weinviertels auf standortbezogene Phänomene hinweisen. Denn die dortigen Bäche und Flüsse weisen geringe Fließgeschwindigkeiten auf. Eine derartige P-Akkumulation in den Bachsedimenten könnte in diesen Regionen möglicherweise auf ein umfangreiches Erosionsgeschehen in Verbindung mit einer hohen P-(Über-)Düngung zurückzuführen sein (im Marchfeld und Weinviertel herrscht intensive Ackernutzung vor).

Die gefundenen Ergebnisse bedürfen diesbezüglich einer genaueren Detailuntersuchung, auch hinsichtlich der anthropogenen P-Frachten innerhalb und außerhalb der Landwirtschaft, da auch in der betrachteten 180 μ -Fraktion (schluffig-feinsandiger Anteil) technogener Eintrag als Partikel mit nachgewiesen wird (PIRKL 1998).

6.1.7 Einfluß des Biologischen Landbaus auf die P-Verfügbarkeit und Nutzung der P-Bodenvorräte

6.1.7.1 Bedeutung der P-Bodenvorräte (des P_f -Gehaltes) für die P-Verfügbarkeit im Biologischen Landbau

Neben den Ergebnissen aus P-Dauerversuchen im Mitteleuropa (s. Kapitel 2.5.3) und den damit verbundenen Schlußfolgerungen (PAGEL 1987, PAGEL et al. 1999) weisen auch die eigenen Ergebnisse der drei ausgewerteten Dauerversuche auf die Bedeutung des P-Vorrates als P-Puffer bzw. -Speicher hin, aus dem (schwer verfügbarer) Phosphor laufend in leichter verfügbare P-Fractionen umgewandelt wird. Anhaltend hohe Erträge und P-Entzüge bei konstantem Niveau der $P_{CAL/DL}$ -Werte sind in der 40 Jahre nicht mit P gedüngten 0-Variante in den drei Dauerversuchen zu beobachten (s. Kapitel 6.3).

Die besondere Bedeutung des P-Bodenvorrates für den Biologischen Landbau belegen zwei Untersuchungen auf Biobetrieben:

- BOSSHARD (1999, S. 69) bzw. MÄDER et al. (2000c) konnten auch auf Biobetrieben mit sehr geringen Gehalten an leicht verfügbaren P-Fractionen keine geringeren Weizenerträge beobachten als auf jenen Biobetrieben, deren Böden diesbezüglich sehr gut versorgt sind. Daraus kann die Bedeutung der schwerer verfügbaren P-Fractionen und somit auch der P-Bodenvorräte abgeleitet werden.
- NOWACK (1990, S. 70 f.) schließt aus Literaturstudium und eigener Untersuchung biologisch bewirtschafteter Äcker, daß eine Interpretation niedriger P_{CAL} -Werte (vor allem unter den Bedingungen des Biologischen Landbaus) nur unter Einbezug des P_f -Gehaltes

möglich ist, will man die Frage klären, ob tatsächlich eine geringe P-Verfügbarkeit und -Versorgung vorliegt.

- Bei Böden mit gleichzeitig niederem P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt ist davon auszugehen, daß die P-Verfügbarkeit eingeschränkt ist. Daher haben humusarme Sandböden, die häufig geringe P_t -Gehalte aufweisen, bei niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalten sehr wahrscheinlich eine unzureichende P-Verfügbarkeit. Zudem weisen diese Böden eine geringe Wasserspeicherfähigkeit auf, sodaß in Trockenzeiten die P-Versorgung auch aus diesem Grund beeinträchtigt ist.
- Die P-Verfügbarkeit kann trotz niedriger P_{CAL} -Werte hoch sein, wenn hohe P_t -Gehalte vorliegen und P-Mobilisierungsprozesse am Standort in ausreichendem Maße möglich sind. Daher sind in diesem Fall Einflußfaktoren der P-Mobilisierung wie pH-Wert, N-Versorgung, Bodenart, Bodenfeuchte, Bodengare, Klima und Geologie heranzuziehen, um die P-Verfügbarkeit zu beurteilen.

Im Zusammenhang mit dem in der Regel niedrigeren Ertragsniveau im Biologischen Landbau sind die Ergebnisse von MUNK (1983 zit. in NOLTE 1989, S. 151) interessant: Bei der Auswertung von P0-Parzellen aus einer Vielzahl von Feldversuchen zeigt sich, daß bei 40 dt/ha Getreideertrag ein „relativ träger“ aber mengenmäßig großer P-Bodenvorrat ausreicht, der sich zudem unwesentlich verändert.

6.1.7.2 Gegenüberstellung der P-Vorräte im Boden mit den P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe

Werden die in Kapitel 6.1.1 diskutierten, meist hohen P-Bodenvorräte in den betrachteten Bundesländern den P-Bilanzen der untersuchten Biobetriebe gegenübergestellt (s. Kapitel 6.2.1 bzw. Kapitel 5.2), so ist folgendes erkennbar:

- 25 der 26 untersuchten Biobetriebe weisen - nach Definition von FREYER und PERICIN (1996) - ausgeglichene bis stark überschüssige P-Bilanzen auf und reduzieren somit, rein quantitativ gesehen, die häufig hohen P-Bodenvorräte über die Produktverkäufe auch langfristig nicht oder nur in relativ geringem Ausmaß (wenn sich die Bewirtschaftungsweise nicht wesentlich hinsichtlich der P-Flüsse verändert). Eine detaillierte Gegenüberstellung und einfache quantitative Abschätzung hierzu wird in Kapitel 6.2.4.2 vorgenommen.
- Mit den hohen P-Vorräten dürfte ein Puffer existieren, der einen jährlich geringen P-Entzug (u.a. auch über Erosion s. Kapitel 6.1.7.4) mittel- bis langfristig kompensieren kann. Letztlich kann aber nur ein *Monitoring* auf langjährig biologisch wirtschaftenden Betrieben (mit unterschiedlichen P-Hoftorbilanzsalden) besser abgesicherte Aussagen über die langfristige P-Versorgung im Biologischen Landbau auf bestimmten Standorten liefern, worauf auch OBERSON et al. 2000 hinweisen.

Eine Überbeanspruchung der P-Bodenvorräte (Ertragsdepressionen aufgrund schlechter P-Nachlieferung) dürfte sich aus Sicht dieser Arbeit bei den meisten Böden nur langfristig zu einem Risiko entwickeln, was BOSSHARD (1999, S. 70), PAGEL et al. (1999) und WEIER (1999 zit. in BOSSHARD 1999) in ihren Untersuchungen bestätigen. Dies dürfte zudem in

der Regel nur für Betriebe mit (*leicht*)defizitären *P-Bilanzsalden* ($< -4,5 \text{ kg P/ha}^*a$) gelten. In Gebieten mit starker Erosion ist das Risiko einer schlechten P-Versorgung höher und hier wahrscheinlich auch für Biobetriebe mit ausgeglichenen ($\pm 4,5 \text{ kg P/ha}^*a$) P-Salden mittelfristig akut.

6.1.7.3 Eignung der P_t -Schätzmodelle für den Biologischen Landbau

Die dargestellten Modelle zur Schätzung des P_t -Gehaltes sind auf meist konventionell bewirtschafteten Standorten der BZI entwickelt worden. Folgende Adaptierungen dürften für bereits langjährig biologisch wirtschaftende Biobetriebe erforderlich sein:

- Die Bedeutung des $P_{CAL/DL}$ -Gehaltes zur Schätzung des P_t -Gehaltes dürfte in diesen Betrieben weniger ausgeprägt sein. Für jene Biobetriebe ist ein etwas geringerer P_t -Gehalt aufgrund geringerer Akkumulation über die P-Düngung in den vergangenen Jahrzehnten anzunehmen. Der Verzicht auf den Einsatz leicht löslicher P-Dünger dürfte jedoch in Relation dazu die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte um ein - prozentuell gesehen - viel höheres Ausmaß reduzieren. Die sehr niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte vieler langjährig biologisch wirtschaftender Betriebe (s. Kapitel 2.5.4.1) geben hierfür einen klaren Hinweis.
- In der Literatur wird auf humusreichen Böden der hohe Anteil des organisch gebundenen P am P_t -Gehalt hervorgehoben. In langjährig biologisch wirtschaftenden Biobetrieben, die sich nicht selten durch höhere C_{org} -Gehalte als konventionelle Vergleichsbetriebe auszeichnen (GEHLEN 1987, WEISS 1990, DIEZ et al. 1991, ALFÖLDI et al. 1993), dürfte daher der Einfluß des Humusgehaltes auf den P_t -Gehalt noch ausgeprägter sein, als in den Modellen in dieser Arbeit ermittelt wurde.

6.1.7.4 Folgen einer großflächigen Umstellung auf die Bodenerosion

Bei einer flächendeckenden Umstellung auf Biologischen Landbau ist von einer Verringerung des P-Verlustes über Erosion vielfach auszugehen (HEß und LINDENTHAL 1997), die auch nachzuweisen ist:

- So stellten REGANOLD et al. (1987) auf biologisch bewirtschafteten Flächen im Durchschnitt einen Bodenabtrag 8,3 t/ha im Vergleich zu 32,4 t/ha auf den konventionellen Feldern fest.
- SIEGRIST et al. (1998) ermittelten in beiden biologisch bewirtschafteten Varianten des DOK-Langzeit-Versuches einen signifikant höheren Wasserdurchfluß (Percolation) infolge eines poröseren Bodens in den Bio-Parzellen, die zudem eine höhere Anzahl an Regenwurmgänge aufweisen. Daraus resultiert eine geringere Erosionsneigung in den Bio-Varianten aufgrund geringerer Mengen oberflächlich abfließenden Wassers. MÄDER et al. (2000b) berichten, daß im DOK-Versuch mit der Tauchsiebmethode eine höhere Aggregatstabilität in den biologisch bewirtschafteten Varianten festgestellt wurde, was SIEGRIST et al. (1998) mit Regensimulation nur in einem von zwei Untersuchungsjahren für die biologisch-dynamische Variante in signifikantem Ausmaß nachweisen konnten.
- KOEPF et al. (1989, S. 37) geben als innerbetriebliche Verluste der Biobetriebe denn auch niedrigere P-Verluste aus Auswaschung und Bodenerosion ($0,4 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a}$) an, jedoch höhere P-Mengen aus Abschwemmung (= auf Bodenoberfläche abfließendes Wasser: $1,0 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a}$), was von den Autoren nicht über detaillierte Berechnungen erläutert wird.

Für die tatsächlich eutrophierungswirksame P-Menge sind die leichter verfügbaren P-Fraktionen ($P_{\text{CAL/DL}}$ - oder $P_{\text{H}_2\text{O}}$ - Gehalt) ausschlaggebender, die vielfach aufgrund des Verzichts auf leicht lösliche P-Dünger im Biologischen Landbau wesentlich geringer sind. Dies gilt im besonderen für den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt (s. Kapitel 2.5.4.1) und für $P_{\text{H}_2\text{O}}$ -Gehalt (DIEZ et al. 1986, S. 986 f, NOLTE 1989, DIEZ et al. 1991), was BOSSHARD (1999, S. 64 f.) allerdings nur tendenziell für den P_{DL} -Gehalt, nicht aber für den $P_{\text{H}_2\text{O}}$ -Gehalt bestätigen konnte.

Die erosionsmindernde Wirkung des Biologischen Landbaus, die aufgrund der großen weltweiten Bodenverluste durch Erosion (PIMENTEL et al. 1995) ein sehr bedeutender ökologischer Nutzen darstellt, kann aus folgenden Strategien dieser Bewirtschaftungsform und aus Vergleichsuntersuchungen zwischen Biologischem und konventionellem Landbau abgeleitet werden:

a) Vermeidung von Bodenerosion durch Erhöhung des Humusgehaltes

Der Humusgehalt steht im Biologischen Landbau im Mittelpunkt der Betrachtungen zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Seine Bedeutung für optimierte bodenbiologische, -chemische und -physikalische Eigenschaften resp. sein Stellenwert in einer Vielzahl von Boden-Regulationssystemen findet hierbei Beachtung. Die aus dieser Betrachtungsweise folgende Zielstellung, den Humusgehalt des Bodens zu erhöhen, erfolgt im Biologischen Landbau über folgende Maßnahmen (vgl. HEß und LINDENTHAL 1997):

- Intensive Durchwurzelung des Bodens auf Basis standortgerechter Fruchtfolgegestaltung (im Rahmen der Verbindung von mehrjährigem Feldfutterbau und Marktfrüchten) sowie der Integration von Untersaaten und Zwischenfrüchten
- Einsatz organischer Wirtschaftsdünger (mit hohem Humuswert wie Kompost, Mistkompost, Rottemist)
- Konsequente Rückführung der Erntereste
- Schonende Bodenbearbeitung mit mehrjähriger Bodenruhe
- Zukauf von organischen Düngern (nur dort, wo keine oder wenig Hofdünger zur Verfügung stehen)

Mittlerweile ist die humusmehrende Wirkung der genannten Maßnahmen in der Praxis vielfach evident: GEHLEN (1987), REGANOLD et al. (1987), BEYER et al. (1989), UNGER (1989), DIEZ et al. (1991) sowie MÄDER (1993) konnten einen signifikant höheren organischen Kohlenstoffgehalt in Böden von biologisch bewirtschafteten Äckern im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung nachweisen. Die Größenordnungen der Humusgehaltszunahme, die sich meist erst nach einem Jahrzehnt biologischer Bewirtschaftung signifikant manifestiert, variierten naturgemäß stark in Abhängigkeit von Standort, Nutzungsweise sowie Dauer der biologischen Bewirtschaftung und bewegten sich in den angeführten Untersuchungen auf Ackerflächen zwischen 0,2 und 0,7 % und damit in einem Bereich, der auch in Dauerdüngungsversuchen in der Variante "reine Stallmistdüngung" gemessen wurde (vgl. z.B. GARZ und STUMPE 1992).

Die tendenziell bis signifikant verbesserte Aggregatstabilität in biologisch bewirtschafteten Äckern (GEHLEN 1987, MAIDL et al. 1988, DIEZ et al. 1991, MÄDER et al. 2000b) kann u.a. als eine Folge der Humusgehaltsveränderung interpretiert werden (Huminstoffe erhöhen die Aggregatstabilität, s. z.B. GERZABEK et al. 1995). Aber auch der erhöhte Mykorrhiza-Besatz bei dieser Bewirtschaftungsweise (s. Kapitel 2.5.2) dürfte für die verbesserte Aggregatstabilität verantwortlich sein (vgl. MILLER und JASTROW 1992, SCHREINER und BETHLENFALVAY 1995).

b) Vermeidung von Bodenerosion durch Fruchtfolgegestaltung

Die im Biologischen Landbau typischen Fruchtfolgen mit hohen Anteilen von Feldfutterbau, weitgehendem Verzicht auf Maisanbau und generell geringeren Hackfruchtanteilen leisten einen wesentlichen Beitrag zur Vermeidung von Bodenerosion (vgl. KÖPKE 1994a). Die systemimmanente Vermeidung von Schwarzbrache über Winter erfolgt neben der Auswahl der Hauptkulturarten auch über den Anbau von Winterzwischenfrüchten. Darüber hinaus verringern die im Biologischen Landbau praxisübliche Etablierung von Untersaaten - und zunehmend auch Mischkulturen - sowie der Anbau von Sommerzwischenfrüchten wesentlich die Erosionsanfälligkeit (HEß und LINDENTHAL 1997).

6.1.8 Diskussion der Arbeitshypothese 1

Arbeitshypothese 1:

Die P-Bodenvorräte in den betrachteten Bundesländern (Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol) sind im Vergleich zu anderen Regionen Mitteleuropas hoch, sodaß ein langfristig wirksamer Puffer in der P-Versorgung im Biologischen Landbau vorliegt. Die P_t -Gehalte weisen jedoch eine starke räumliche Heterogenität in Abhängigkeit von Geologie und Nutzung auf, was eine kleinräumig differenzierte Betrachtung erfordert.

Der Diskurs in Kapitel 6.1.1 zur Höhe der P_t -Gehalte (an den BZI-Punkten) zeigt, daß in Relation zu anderen Regionen Europas hohe P-Bodenvorräte in den betrachteten Bundesländern existieren. So liegt an den BZI-Punkten der P-Vorrat im Acker und im (nicht extensiven) Grünland in 0-20 cm Bodentiefe im Median bei 760 - 1100 ppm bzw. 2.280 bis 3.300 kg P/ha.

Die Pufferwirkung eines hohen P-Vorrates wird u.a. von PAGEL (1987) und NOWACK (1990) bestätigt und dürfte aufgrund intensivere P-Mobilisierungsleistungen im System Biologischer Landbau (OEHL 1999, OBERSON et al. 2000) besondere Relevanz haben.

Besondere Relevanz dürfte bei dieser Bewirtschaftungsweise auch der P-Aufnahme aus dem Unterboden zukommen (u.a. wegen des Anbaus mehrjähriger tiefwurzelnder Leguminosen und eines häufig höherer Regenwurmbesatzes), der in Salzburg und Tirol (wo Daten aus dem Unterboden vorliegen) vielfach hohe P_t -Gehalte aufweist.

Die Hypothese, daß eine starke räumliche Heterogenität der P-Vorräte im Boden vorliegt, kann zumindest anhand der vorliegenden Daten der BZI für das Untersuchungsgebiet

ebenso bestätigt werden. Die räumlichen Unterschiede im P_t -Gehalt an den BZI-Punkten sind bei Betrachtung der P_t -Interpolationskarte für NÖ/Bgld gut erkennbar, obwohl bereits eine gewisse Nivellierung der Unterschiede infolge der Interpolation stattfindet.

In Salzburg und Tirol ist aufgrund großer geologischer und topographischer Unterschiede die Heterogenität der Standorte und deren P_t -Gehalte so stark ausgeprägt, daß nur mehr in Salzburg für das extensive Grünland eine räumliche Interpolation möglich war (dabei ist der Range der Variogramme größer 55 km, sodaß eine stärkere Nivellierung der standörtlichen Unterschiede erfolgt).

Die P_t -Gehalte in den betrachteten Bundesländern sind von der Geologie und der Nutzungsintensität aber auch häufig vom Humusgehalt stark beeinflusst, was die linearen Regressionsmodelle belegen (s. Kapitel 6.1.2 und 6.1.3). Darüber hinaus hat die Geländemorphologie einen wesentlichen Einfluß auf den P_t -Gehalt am jeweiligen Standort (s. 6.1.2.2).

Im hängigen Gelände, das in weiten Teilen Salzburgs und Tirols aber auch in den Voralpen und im Waldviertel in NÖ verbreitet ist, ist dieser Einflußfaktor von besonderer Relevanz. Die Reliefposition (z.B. Oberhang oder Hangfuß) des Standortes prägt wesentlich die Höhe des P-Vorrates mit, da die Erosion in Hanglagen wesentlich den P_t -Gehalt mitbestimmt (s. Kapitel 6.1.2.2 und 6.1.5). Somit ist bei Hanglagen vielfach bereits auf engstem Raum eine große Spannweite bzw. Heterogenität hinsichtlich der P_t -Gehalte zu erwarten. Aufgrund des großräumigen BZI-Rasters (4x4 bzw. 2x2 km) konnte dies mit den vorliegenden Daten nicht nachvollzogen werden.

Eine kleinräumig differenzierte Vorgangsweise in bezug auf die Quantifizierung des P-Vorrates des betreffenden Standortes ist daher notwendig. Die u.a. in den Interpolationskarten für NÖ/Bgld dargestellten P-Bodenvorräte können für den einzelnen Standort nur eine Orientierung hinsichtlich Quantifizierung des P_t -Gehaltes geben. Angaben zur Geologie und zum Gelände (z.B. Neigung) sowie Humus- und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte bilden wichtige Parameter zur Abschätzung der P-Vorräte der Schläge im jeweiligen Betrieb.

6.2 Hoftorbilanzen der untersuchten Biobetriebe

6.2.1 Bewertung der Hoftorbilanzierung auf Basis der eigenen Ergebnisse

Folgende in der Literaturübersicht (Kapitel 2.4.2) genannten Vorteile der Hoftorbilanzierung zeigen sich auch in dieser Untersuchung:

- Der relativ geringe Zeit-, Arbeits- und Finanzaufwand war ein wesentliches Kriterium zur Auswahl dieser Bilanzierungsmethode, zumal eine große Vielfalt an Biobetrieben untersucht werden sollte. Dieser Vorteil war in der Arbeit evident und ermöglichte die Durchführung der Bilanzierung einer großen Anzahl von Biobetrieben (26 Betriebe).
- Diese Bilanzierungsmethode wurde auch deswegen gewählt, um gesamtbetrieblich eine Aussage über das Nährstoffgleichgewicht zu erhalten. Die Arbeit zeigt, daß die Erfassung der gesamtbetrieblichen P-Flüsse am Hoftor in nahezu lückenloser Form möglich war.
- Jene In- und Outputgrößen, die hinsichtlich ihrer Quantifizierung fehleranfälligen Schätzungen unterliegen, nehmen auch bei diesen Hoftorbilanzen einen geringen Stellenwert ein: Lediglich $\frac{1}{4}$ der befragten Betriebe (GM- und GL-Betriebe) kauft geringe Mengen an Rohfutter zu, und ein anderes $\frac{1}{4}$ (MF- und VE-Betriebe) weist einen geringen Zukauf organischer Dünger in Form von Kompost und/oder Mist auf.

Folgende in der Literaturübersicht (Kapitel 2.4.2) genannten Nachteile der Hoftorbilanzierung sind in dieser Untersuchung in unterschiedlicher Ausprägung aufgetreten:

- Die Variabilität der Inhaltsstoffe (bes. P-Gehalt natürlicher Substrate, s. Literaturüberblick im Anhang) beeinträchtigt die Aussagekraft der hier vorliegenden Bilanzierungen im Hinblick auf relative Unschärfen der P-Salden, was bei den meisten Betrieben allerdings hinsichtlich der absoluten P-Mengen nur von geringer Relevanz ist (s. Kapitel 6.2.2.2).
Die großen Schwankungsbreiten in den P-Gehalten zeigen sich im übrigen auch in den stark unterschiedlichen P-Gehalten im Erntegut und Ernterest der drei Dauerversuche in Abhängigkeit von der P-Düngung (s. Kapitel 5.3.7).
- Besonders schwierig gestaltete sich die Eruiierung des TM-Gehaltes von Biotonnen- und Grünschnittkompost bzw. der Kompostmaterialien ebenso wie des Raumgewichtes organischer Zukaufdünger. Fehlende Angaben konnten meist nur durch Schätzungen des Betriebsleiters und/oder mit Kennzahlen aus der Literatur ergänzt werden.
- Der Nachteil unzulänglicher und fehlerhafter Daten über betriebliche Massenbewegungen ist somit auch in dieser Arbeit aufgetreten, jedoch konnte bei den meisten Betrieben über das „Aufzeichnungsheft“, das von den betreffenden Bioverbänden gemäß EU-VO 2092/91 vorgeschrieben ist, vielfach eine gute Datengrundlage vorgefunden werden. Einige Betriebe (1, 3, 11, 16, 17 und 23) entnahmen die quantitativen Zu- und Verkäufe der freiwillig geführten Buchhaltung. Fruchtfolge, Ertragsniveau und Viehbestand dienten zur Überprüfung der Art und Menge der angegebenen Verkaufsprodukte auf ihre Vollständigkeit und Plausibilität.

- Schwankungen im Zu- und Verkauf von Jahr zu Jahr (Ertragsschwankungen, Zukäufe im anderen Jahr als die Verkäufe etc.) sind auch bei den untersuchten Betrieben vorzufinden. Der Forderung nach mehrjähriger Bilanzierung (KOEPP et al. 1989, S. 31) wurde teilweise entsprochen: Als zeitliche Systemgrenze (Bezugsjahre) wurden die Kalenderjahre 1995 und 1996 gewählt. Zu- bzw. Verkäufe außerhalb dieser beiden Jahre, die sich aber auf diesen Zeitraum auswirken, sind ebenso berücksichtigt worden: z.B. wurde bei Zukauf von Hyperphosphat als Vorratsdüngung in der Hoftorbilanz ein aliquoter Jahresanteil eingerechnet.

6.2.2 P-Gehalt der Erzeugnisse und Inputgrößen

6.2.2.1 Variationsbreiten der P-Gehalte

Folgende Probleme stellen sich im Hinblick auf die P-Gehalte in den Produkten (Erzeugnisse und biologische Zukaufprodukte) der untersuchten Biobetriebe:

- I. Die P-Gehalte der Literatur unterscheiden sich zum Teil erheblich je nach Datensammlung bzw. Literaturangabe.
- II. P-Gehalte aus Datensammlungen/Literatur und tatsächliche P-Gehalte der Biobetriebe differieren sehr wahrscheinlich (vgl. auch HAAS 1995, S. 102), zumal sämtliche Literaturwerte unter Bedingungen des konventionellen Landbaus ermittelt wurden, der in der Regel höhere verfügbare P-Gehalte im Boden aufweist.
- III. Die P-Gehaltsdifferenz zwischen Datensammlungen und tatsächlichen Werten der Biobetriebe ist wegen fehlender Messungen nur schätzbar.

Auf von Datensammlungen/Faustzahlen abweichende (in der Regel niedrigere) P-Gehalte in Erzeugnissen des Biologischen Landbaus weisen auch die Ergebnisse der in dieser Arbeit ausgewerteten drei P-Dauerversuche in NÖ hin. Die Eignung der in dieser Arbeit angewandten „Standardvariante“ und „Minimumvariante“ wird - unter Annahme der Übertragbarkeit dieser P-Dauerversuchsergebnisse auf den Biologischen Landbau - in Kapitel 6.3.2.5 diskutiert.

Auswirkungen der Jahre auf den P-Gehalt von Ernteprodukten

Der P-Gehalt von Ernteprodukten steht nicht nur mit dem Niveau der P-Bodengehalte bzw. mit dem P-Düngemanagement im Zusammenhang, sondern ist auch in hohem Maße von *Witterungsbedingungen* (SPIESS et al. 1995, S. 6) sowie der *Fruchtfolgestellung* (insbes. Wert und P-Aufschlußvermögen der Vorfrucht) und den damit verbundenen variierenden *Ernteerträgen* abhängig. Der dadurch sich ergebende Einfluß der Jahre auf den P-Gehalt der Ernteprodukte ist in Tabelle 63 am Beispiel der Zuckerrübe für den P-Dauerversuch in Rottenhaus verdeutlicht.

Tabelle 63: P-Gehalte (g P/kg FM) der Zuckerrübe aus ausgewählten Varianten des P-Dauerversuches in Rottenhaus in den Jahren 1976 und 1989

Parzelle	Zuckerrübe Rottenhaus 1976 g P/kg FM	Zuckerrübe Rottenhaus 1989 g P/kg FM	Zuckerrübe ORLOWSKY (1989) Vergleichswert (Rauischholzhausen/D) g P/kg FM
0-Parzelle	0,29	0,27	0,31
P1 Hyper bis 1975	0,29	0,36	0,34
P2 Hyper bis 1975	0,27	0,36	
Literaturrecherche (KOGLER 1999) - Vergleichswerte in g P/kg FM			
<u>Minimum</u> aus der Literatur <i>in „Minimum“- u. „Standardvariante“ verwendet</i>		0,31	UBA BERLIN (1994)
<u>Median</u> aus der Literatur <i>in der „Medianvariante“ (nur für Betriebe ab P_{CAL/DL}-Gehaltsstufe C) verwendet</i>		0,39	UBA BERLIN (1994), DLG-FUTTERWERT- TABELLEN (1995)

Zunächst ist in Tabelle 63 die große Schwankung im P-Gehalt der Zuckerrübe erkennbar. In den ausgewählten Hyperphosphat-Varianten P1 und P2 erfolgte ab 1976 keine Düngung mehr (s. Kapitel 4.3.1). Demnach wäre im Jahr 1976 ein höherer P-Gehalt der Rübe als im Jahr 1989 bei beiden Düngemengen (allerdings in unterschiedlicher Ausprägung) zu erwarten gewesen. Hingegen war der P-Gehalt der Rübe im Jahr 1989, trotz 14 Jahre fehlender P-Düngung, höher. Die Erträge im Jahr 1976 waren jedoch bis zu einem Viertel höher als im Jahr 1989. Verursacht wird dieser sogenannte „Verdünnungseffekt“ im P-Gehalt von Ernteprodukten bei ertragsstarken Jahren durch einen zeitweiligen Streß in der P-Aufnahme der Pflanze (ZEBARTH 1992, zit. in SPIESS et al. 1995, S. 2).

Ähnliche Ergebnisse wurden auch im DOK-Vergleichsversuch ermittelt (SPIESS et al. 1995, S. 6). Dabei wurde festgestellt, daß die Jahresschwankungen im P-Gehalt des Erntegutes sogar höher sind als die Unterschiede zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftungsweise.

Einschränkend muß festgestellt werden, daß sich die Ergebnisse in Tabelle 63 auf Gehaltsuntersuchungen des konventionellen Landbaus beziehen. Auf vielen der bilanzierten Biobetriebe wurde zwar im Zuge der Umstellung in ähnlicher Weise die mineralische P-Düngung eingestellt bzw. auf stark reduzierte P-Düngung mit Rohphosphaten umgestellt. Nach der Umstellung erfolgt aber in der Regel auch eine Änderung der Fruchtfolgegestaltung (u.a. erhöhter Anteil P-mobilisierender Leguminosen) und die organische Düngung/Humuswirtschaft gewinnt an Bedeutung. Gerade letzteres wurde in den hier ausgewerteten P-Dauerversuchen nicht berücksichtigt.

Der unterschiedliche Verlauf der P-Gehalte in Abhängigkeit vom Jahr zeigt sich z.B. auch bei der Sommergerste im P-Dauerversuch Rottenhaus bei den durchgehend gedüngten Varianten (Abbildung 52).

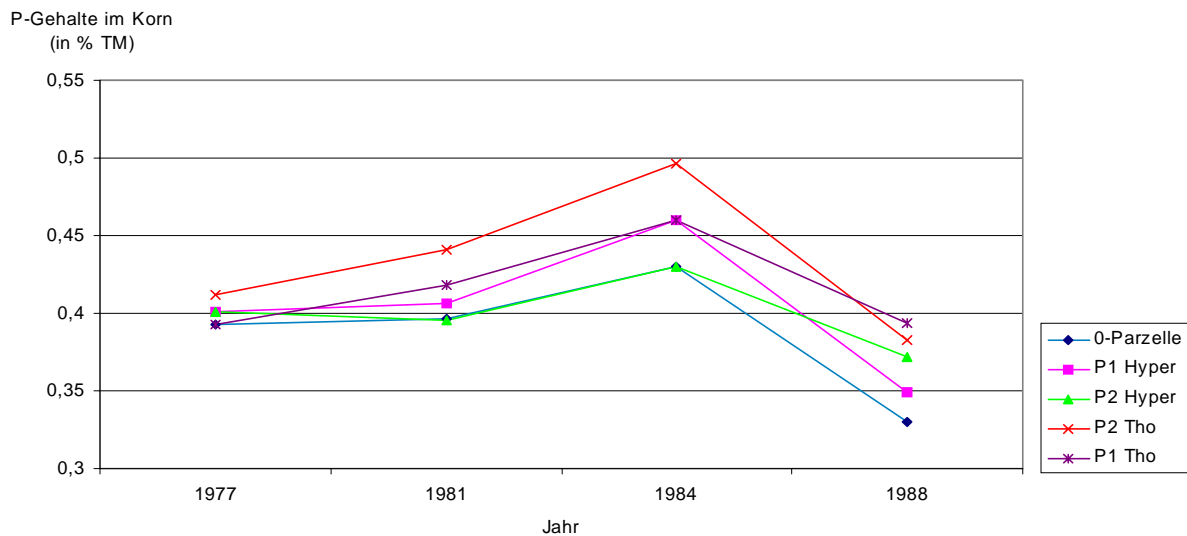


Abbildung 52: Verlauf der P-Gehalte im Korn bei Sommergerste, Standort Rottenhaus für ausgewählte Varianten (P in % TM)

So schwankt z.B. der P-Gehalt der P1 Hyper-Variante von 0,35 (1988) bis 0,46 % (1984) obwohl auch in der P1-Variante ein jährlicher P-Bilanzüberschuss und daher eine weitere P-Akkumulation im Boden bis 1988 festzustellen ist.

Entgegen den Erwartungen - basierend auf der Theorie des „Verdünnungseffektes“ - war in diesem Fall im Jahr 1984 der Ertrag nicht niedriger, sondern sogar um 53 % höher als im Jahr 1988. Im Jahr 1984 dürfte neben Witterungseinflüssen die Wirkung der Vorkultur Körnermais mit seinem relativ hohen P-Aufschlußvermögen (RÜBENSAM u. RAUHE 1969, zit. in NOWACK 1990) zum Tragen gekommen sein, sodaß die P-Aufnahme der nachfolgenden Sommergerste weit positiver beeinflusst wurde wie durch die Vorfrucht Winterweizen bei der Sommergerste im Jahr 1988. Derartige Fruchtfolgeeffekte können in den Literaturwerten bzw. Faustzahlen ebenso enthalten sein, wie von Jahr zu Jahr unterschiedlich günstige Wachstumsbedingungen.

6.2.2.2 Auswirkung unterschiedlicher P-Gehalte auf die Hoftorbilanzen

Die Frage der Gültigkeit der Standard-, Minimum- und Medianvariante wird in [Kapitel 6.3.2.5](#) diskutiert.

Auswirkungen der Minimumvariante ⁵⁵ auf die P-Hoftorbilanzen (im Vergleich zur Standardvariante):

- I. Die P-Hoftorbilanzsalden verringerten sich in der Minimumvariante (niedrigere P-Gehalte für konventionelle Zukäufe) um 0,04 (Betrieb 3/1995) bis 1,5 kg P/ha*a (Betrieb 3/1996), nur im Betrieb 2 blieb der P-Saldo unverändert.
- II. Auf jenen Betrieben, die organische (konventionelle) Dünger zugekauft haben (dies betraf v. a. MF- und VE-Betriebe), gab es wegen der stärkeren Reduktion des P-Inputs die stärksten Abweichungen (Reduktionen) im Saldo.

Auswirkungen der Medianvariante ⁵⁶ auf die P-Hoftorbilanzen (im Vergleich zur Standardvariante):

- I. Veränderungen im P-Saldo von - 0,2 (Betrieb 14) bis - 3,9 kg P/ha*a (Betrieb 15). Dies ist auf einen erhöhten P-Output wegen der höheren eingesetzten P-Gehalte zurückzuführen. Zudem resultieren aus den großen Spannweiten der P-Gehalte v. a. von Getreide und Mais meist höhere P-Gehalts-Mediane, siehe Anhangtabelle 52). Die Änderung der P-Hoftorbilanzsalden ist bei den GM- und VE- Betrieben relativ gering ($\leq -1,6$ kg P/ha*a) (für die GL-Betriebe wurde die Medianvariante wegen der niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden nicht gerechnet).
- II. Die P-Salden der drei Betriebe mit den höchsten P-Outputs verändern sich am stärksten (P-Output des MF-Betriebes 15 + 25 %, bei MF-Betrieb 16 + 29 % und bei MF-Betrieb 3 + 26 %), was die bereits leicht negativen P-Salden um 3,9, 3,0 und 2,0 kg P/ha*a weiter reduziert.
- III. Die Medianvariante dürfte in der Praxis (vor allem bei GM- und GL-Betrieben sowie bei länger biologisch wirtschaftenden (MF-)Betrieben mit ihren geringen $P_{CAL/DL}$ -Gehalten (vgl. SCHULTE 1996) nur selten eine Entsprechung erfahren. Gerade die MF-Betriebe 3, 15, 16, bei denen sich die Medianvariante am stärksten in Richtung negativere P-Bilanz auswirkt, sind erst seit 1 (Betrieb 3, 16) bis 3 Jahren (Betrieb 15) vor der Bilanzierung anerkannt
- IV. Bei den VE-Betrieben mit ihren relativ hohen $P_{CAL/DL}$ -Gehalten und P-Überbilanzen kann diese Variante häufiger realistisch sein. Die Anwendung der Medianvariante führt bei den VE-Betrieben zu leicht geringeren P-Überschüssen.

Bei HILBERER und GUTSER (1990) veränderte sich der P-Input um bis zu 20 % und der P-Output um bis zu 30 % aufgrund unterschiedlicher Annahmen im P-Gehalt, was sich mit den Ergebnissen dieser Arbeit deckt.

⁵⁵ Minimumvariante: Minimum der P-Gehalte nicht nur für den Verkauf sowie den Zukauf aus Biologischem Anbau sondern auch f. d. Zukauf aus konventioneller Landwirtschaft (s. Kapitel 4.2.7)

⁵⁶ Medianvariante: Median der Literaturwerte für den Output (statt dem Minimumwert), nur für Betriebe mit Böden ab $P_{CAL/DL}$ -Versorgungsstufe C (s. Kapitel 4.2.7)

6.2.3 P-Hoftorbilanzen der untersuchten Biobetriebe

6.2.3.1 Marktfruchtbetriebe (MF)

a) Höhe der P-Hoftorbilanzsalden

In der Literatur lassen sich wenige Hoftorbilanzen finden, die sich explizit mit biologisch wirtschaftenden Marktfruchtbetrieben beschäftigen (s. Kapitel 2.4). Aus Nährstoffbilanzierungen von 26 Schweizer Biobetrieben (FREYER und PERICIN 1996) geht hervor, daß im unteren Viertel der Hoftorbilanzsalden für Phosphor (-13,0 bis -4,5 kg P/ha*a) vorwiegend ackerbaubetonte Betriebe zu finden sind. HOLTZEM (1992) gibt für einen viehschwachen MF (0,38 GVE/ha) ebenfalls einen negativen P-Saldo von -6,5 kg P/ha*a an. Auch HILBERER und GUTSER (1990) bilanzieren einen viehlosen MF mit -6,6 kg P/ha*a (-5 bis -8 kg je nach Annahme von P-Gehalten der Erzeugnisse).

Nur der Hoftorbilanz-Saldo des MF-Betrieb 3 dieser Arbeit (höchste negative P-Bilanz der 26 untersuchten Biobetriebe mit -6,5 kg P/ha*a) stimmt mit diesen Ergebnissen gut überein.

STEIN-BACHINGER und BACHINGER (1997) ermittelten für drei biologisch wirtschaftende Großbetriebe (230 bis 1150 ha) in Nordost-Deutschland P-Bilanzen zwischen -1,8 bis -4,4 kg P/ha*a. In diesen Betrieben war sowohl ein sehr geringer P-Input (0,1 bis 0,3 kg P/ha*a) wie auch ein geringer P-Output (2,1 bis 4,5 kg P/ha*a) aufgrund der ertragsschwachen Standorte zu bemerken. FALTER et al. (1990) geben für einen viehschwachen MF-Betrieb (0,1 GVE/ha) einen Saldo von +7,0 kg P/ha*a an. Dieser positive P-Saldo wird durch einen beträchtlichen Zukauf von Wirtschaftsdünger (15,8 kg P/ha*a) sowie Thomaskalk (2,9 kg P/ha*a) verursacht.

Die im Vergleich zu den eigenen Untersuchungen ($\bar{\varnothing}$ -1,9 kg P/ha*a in der Standardvariante) etwas stärker defizitär ausfallenden P-Bilanzsalden der MF-Betriebe in der Literatur ($\bar{\varnothing}$ - 2,7 kg P/ha*a) könnten - neben betriebsspezifischen Unterschieden im P-Export und im Zukauf organischer/mineralischer Dünger - auch daraus resultieren, daß in der Literatur (ausgenommen HILBERER und GUTSER, 1990) höhere P-Gehalte aus den Faustzahlen auch für biologisch erzeugte Produkte herangezogen wurden. Denn werden höhere P-Gehalte in dieser Arbeit eingesetzt (s. Medianvariante), erhöhen sich die $\bar{\varnothing}$ P-Defizite in Größenordnungen der $\bar{\varnothing}$ Literaturangaben.

b) $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der untersuchten Marktfruchtbetriebe

Aus den, in dieser Arbeit eingesehenen Zeugnissen der Routine-Bodenuntersuchungen (vor bzw. nach der Umstellung) geht hervor, daß die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der MF- sowie auch der VE-Betriebe im Mittel höher sind als die der GM- und GL-Betriebe.

Dies dürfte zum einen auf die meist intensive Aufdüngung (P-Überbilanzen) aus der konventionellen Bewirtschaftungszeit (s. Kapitel 2.3) zurückzuführen sein (die Umstellung der MF- und VE-Betriebe liegt weniger lang zurück).

In den Böden der untersuchten MF-Betriebe, die vorwiegend in landwirtschaftlichen Gunstlagen (v. a. Betrieb 3, 14, 15 und 16) liegen, dürften daher auch höhere P_t -Gehalte

vorzufinden sein. Darauf weisen auch die hohen P_t -Gehalte der BZI in diesen Regionen (KPG Westliches Weinviertel, KPG Herzogenburg - Tulln - Stockerau) hin. In Ergänzung zu den angeführten P-Überschüssen im konventionellen Landbau (s. Kapitel 2.3) weisen BRAUN et al. (1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 84) auf generell höhere P-Anreicherungen im Ackerland (22 kg P/ha*a) im Vergleich zu Grünland (18 kg P/ha*a) hin.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung in den Gunstlagen hat aber auch eine verstärkte Bioakkumulation von P im Oberboden zur Folge (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 246). Darüber hinaus weisen die hohen Bodenklimazahlen der MF-Betriebe auch auf gute bodenphysikalische Bedingungen für die P-Verfügbarkeit hin, was die signifikanten Korrelationen zwischen Bodenzahl/Ackerzahl und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt der Ackerschläge im Mostviertel/NÖ (s. Anhangtabelle 14) bestätigen.

c) Einfluß der Viehbesatzdichte auf die P-Salden

In den viehlosen bzw. viehschwachen MF-Betrieben (\varnothing 0,2 GVE/ha) waren die P-Salden im Mittel niedriger bzw. stärker defizitär (-1,9 kg P/ha*a; Median: -2,4 kg P/ha*a) als im Mittel der anderen Betriebsformen GM, VE und GL. Der P-Export war im Mittel der MF-Betriebe mit 7,9 kg P/ha*a höher als das Mittel der P-Exporte der VE-Betriebe (7,0 kg P/ha*a), der GM-Betriebe (4,3 kg P/ha*a) und der beiden GL-Betriebe (3,9 und 2,7 kg P/ha*a).

Ein enger Zusammenhang zwischen Viehbesatz und P-Bilanz (je geringer der Viehbesatz, desto negativer/weniger positiv ist in der Regel der P-Hoftorbilanz-Saldo, vgl. z.B. auch HILBERER und GUTSER 1990), erscheint offensichtlich, läßt sich jedoch nicht feststellen. Denn bei einem Vergleich zwischen GM- und VE-Betrieben (s. Kapitel 6.2.3.2 und 6.2.3.3) zeigt sich ein stark unterschiedlich hoher P-Input in Abhängigkeit von der gehaltenen Tierart: VE-Betriebe (Schweine und Geflügel haltend) haben einen höheren P-Input über Futtermittel als die Milchvieh haltenden GM-Betriebe bei vergleichbarem Viehbesatz.

d) Einfluß der zugekauften organischen Dünger auf die P-Salden

Fünf von sieben untersuchten MF-Betrieben kauften größere P-Mengen (3,1 - 12,7 kg P/ha*a) in Form von Pferdemist, Biotonnen- und Grünschnittkompost, Rübenbruchstücken bzw. Traubentrester zu. Dies steht in guter Übereinstimmung mit WEBER (1997) bzw. WEBER et al. (1997), die bei 50 % der Bio-Ackerbaubetriebe (23 der 46 befragten) einen P-Zukauf, vornehmlich über organische P-Dünger feststellten.

Die P-Hoftorbilanzen sind bei den MF-Betrieben infolge dieses P-Inputs im Mittel nur leicht defizitär (-1,9 kg P/ha*a; Median = -2,4 kg P/ha*a). Über die organischen Dünger werden \varnothing 4,7 kg P/ha*a (größter P-Inputfaktor) eingeführt. In der Untersuchung von WEBER (1997) kauften die viehlosen und viehschwachen Betriebe organische Dünger ebenfalls in vergleichbarer Höhe (4,2 bis 5,2 kg P/ha*a) zu.

Zwei Betriebe weisen einen geringen P-Input über organische P-Zukaufdünger auf:

- Am MF-Betrieb 3 wurden nach der Umstellung nur einmalig (1991) 100 t Mistkompost zugekauft. Aufgrund des hohen $P_{CAL/DL}$ - und Humusgehaltes sowie der guten Ertragslage

der Böden mit einer BKZ von \varnothing 78,0 verzichtete der Betriebsleiter danach auf den Zukauf organischer Dünger. Einjährige Brache (Leguminosenanbau) und häufiger Zwischenfruchtanbau verbessern die N-Versorgung sowie generell die Nährstoffverfügbarkeit. Dieser Betrieb zehrt von seinen Bodenvorräten, je nach Berechnungsvariante, zwischen -8,5 und -6,5 kg P/ha*a. Diese Schwankungsbreite stimmt relativ gut mit HILBERER und GUTSER (1990) überein.

- Am MF-Betrieb 14 wurde ebenfalls nach der Umstellung (1990) nur einmal, und zwar ein Drittel der Ackerfläche mit 100 t Pferdemist gedüngt. Dieser Betrieb wird in Zukunft den Viehbesatz noch weiter erhöhen und somit den Wirtschaftsdüngeranteil steigern. Dies wird sehr wahrscheinlich das P-Defizit reduzieren, da über die Rückführung wirtschaftseigenen Düngers der innerbetriebliche Nährstoffkreislauf geschlossener wird. In den beiden Bezugsjahren zehrte dieser Betrieb, je nach Berechnungsvariante, zwischen -7,3 und -4,3 kg P/ha*a von seinen Bodenvorräten.

6.2.3.2 Gemischtbetriebe (GM)

a) Höhe der P-Hoftorbilanzsalden

Die P-Salden der bilanzierten 56 biologisch bewirtschafteten GM-Betriebe in der Literatur ergeben im Mittel -1,6 kg P/ha*a (s. Kapitel 2.4.1). Diese Ergebnisse stimmen mit den hier ermittelten P-Salden (Mittelwert: +2,3 kg P/ha*a; Median: -0,6 kg P/ha*a) relativ gut überein. Dabei sind die nicht selten niedrigeren Annahmen für den P-Gehalt der Verkaufsfrüchte in dieser Arbeit (geringere P-Exporte und daraus folgend höhere P-Salden) zu berücksichtigen.

Schwankungsbreiten in den P-Salden der GM-Betriebe können zum Teil hoch sein (-9,7 HEGE und WEIGELT 1991 bis + 9,0 kg P/ha*a, WISTINGHAUSEN 1980), was auch in dieser Arbeit festzustellen ist. Die P-Bilanzen der untersuchten 11 GM-Betriebe reichen von -3,2 bis + 15,6 kg P/ha*a. Diese mit der Literatur vergleichbare Breite an P-Salden betrifft somit stärker den positiven Bereich.

Die angeführten Schwankungsbreiten in den P-Salden widerspiegeln die gerade im Biologischen Landbau vorherrschende Vielfalt an Ausprägungen und Nutzungsintensitäten innerhalb eines Betriebstypus. Die Übertragung von Mittelwerten oder Medianen auf konkrete Betriebe ist daher mit teilweise großen Unsicherheiten behaftet. Ähnliche Vorsicht ist auch bei der Interpretation nur einjähriger Bilanzierungen aufgrund der Jahresschwankungen im Zu- und Verkauf geboten (KOEPF et al. 1989, S. 31), was auch aus der Zusammenschau der Literaturergebnisse in Kapitel 2.4.1 erkennbar ist.

b) Geschlossenheit des P-Nährstoffkreislaufes

Nach SCHELLER (1993, S. 32) wird auf Gemischtbetrieben mit einer Kombination von Ackerbau- und Veredelungswirtschaft (insbes. Milcherzeugung) der Nährstoffkreislauf innerhalb des Betriebes am weitestgehenden geschlossen. Der Nährstoffexport von Betrieb zum Konsumenten ist im Vergleich zu MF-Betrieben geringer.

Dies wird von dieser Untersuchung bestätigt:

- 7 der 11 GM-Betriebe bilanzieren mit -3,2 bis +1,2 kg P/ha*a ausgeglichen (Definition nach FREYER und PERICIN 1996, s. Kapitel 4.2). Auffallend ist, daß diese Betriebe vorwiegend auf den Zukauf von mineralischen P-Düngern verzichten.
- Jene GM-Betriebe (Betrieb 5, 9, 12, 23 und 24), die überhaupt kein Hyperphosphat zukaufen, haben dennoch ausgeglichene P-Salden (- 3,2 bis - 0,6). Der P-Input über zugekaufte Futtermittel kann bei diesen Betrieben den P-Output aber nicht gänzlich ersetzen. Ein Zukauf von mineralischen P-Düngern hätte jedoch bereits in relativ geringen Mengen zu einem P-Überschuß geführt.
- Drei GM-Betriebe (Betrieb 2, 6 und 8) bilanzieren schwach überschüssig (+5,6; +5,1 und +8,6 kg P/ha*a), Betrieb 7 bilanziert bereits stark überschüssig (+15,6 kg P/ha*a). Auf diesen vier Betrieben verursacht v. a. der Zukauf von \varnothing 32 kg, 42 kg, 87 kg und 135 kg Hyperphosphat pro ha*a (=aliquoter Jahres- und Flächenanteil bei Vorratsdüngung) die überschüssige Bilanz. Würde auf diesen Zukauf verzichtet werden, so würden diese 4 Betriebe ausgeglichen bilanzieren (- 2,4 bis + 2,6 kg P/ha*a) und somit eine jährliche P-Akkumulation vermeiden und dabei P-Lagerstättenvorräte schonen.

Bereits WEBER (1997) bzw. WEBER et al. (1997) stellten fest, daß eine Reihe von Betrieben mit einem Viehbesatz > 1 DGVE mineralische P-Dünger zukaufen (20 Betriebe = 18 % der 109 befragten Betriebe) und vermuten auf einigen dieser viehhaltenden Betrieben eine P-Anreicherung. Die erwähnten vier GM-Betriebe halten alle 0,9 und mehr GVE/ha (s. Anhangtabelle 43).

Die zuletzt genannten vier Betriebe gaben als Grund für den Zukauf die niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte ihrer Böden (vorwiegend Gehaltsstufe A) an. Unter Beachtung der Bedingungen für die aktive Nährstoffmobilisierung (siehe Kapitel 2.5) und der Nährstoffrücklieferung durch die Veredelungswirtschaft (v. a. Wirtschaftsdünger) ist für ausgeglichen bilanzierende Betriebe an den meisten Standorten eine mineralische Ergänzungsdüngung nicht erforderlich. Ausnahme bilden stark P-verarmte Böden und Böden mit einer hohen P-Fixierung bzw. geringen P-Nachlieferung (vgl. SCHELLER 1993a, 1997).

Ein Vergleich des P- Zukaufverhaltens der 7 anderen GM-Betriebe mit der Untersuchung von WEBER (1997) ist schwierig, da WEBER (1997) von der Betriebstypisierung nach BMLF (1991) ausgeht und die untersuchten 7 GM-Betriebe teilweise den „Ackerbaubetrieben“ und zum Teil den „Ackerbau-Grünlandbetrieben“ (nach BMLF 1991) angehören.

Die GM-Betriebe weisen den höchsten Viehbesatz (\varnothing 1,3 GVE/ha) der vier untersuchten Betriebsformen auf. Das Mittel der P-Salden ist mit +2,3 (Median: -0,6) kg P/ha*a um 5,5 kg P/ha*a geringer als der \varnothing P-Saldo der VE-Betriebe, die durchschnittlich einen geringeren Viehbesatz aufweisen (\varnothing 1,0 bzw. 0,9 GVE/ha). Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Futtergrundlage in milchviehhaltenden Biobetrieben (GM-Betriebe) weitgehend auf den eigenen Flächen erzeugt wird. Demgegenüber kaufen die untersuchten schweine- und/oder geflügelhaltenden VE-Betriebe einen größeren Anteil an Ergänzungsfuttermitteln zu, so daß sich hier z. T. ein beträchtlicher P-Input ergibt.

Es sei aber darauf hingewiesen, daß einzelne Betriebe vom Gruppenmittel stark abweichende P-Salden aufweisen (v. a. GM-Betriebe 7 und 8, VE-Betrieb 20). Der relativ niedrige P-Saldo des schweinehaltenden VE-Betriebes 20 (-0,5 kg P/ha*a) beruht auf dem weitgehenden Verzicht auf Futtermittelzukauf. Die überdurchschnittlich hohen P-Salden der beiden GM-Betriebe 7 und 8 (+15,6 und +8,6 kg/ha*a) sind wie erwähnt ausschließlich auf den Zukauf von Hyperphosphat zurückzuführen.

c) Beziehungen zwischen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte und P-Bilanzsalden der untersuchten Gemischtbetriebe

Die Böden der GM-Betriebe mit einer BKZ von \varnothing 33,1 sind im Vergleich zu den MF- und VE-Betrieben seichtgründiger. Gemäß den letzten Bodenuntersuchungen (1989 - 1997) weisen die GM-Betriebe geringere $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte als die MF-Betriebe auf ($\varnothing P_{\text{CAL/DL}}$: 8,4 mg $P_2O_5/100$ g TB).

Auffallend ist, daß jene 4 GM-Betriebe mit den höchsten P-Bilanzen (Betriebe 2, 6, 7 und 8) die niedrigsten löslichen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte (im Median 9 mg, 2 mg, 7 mg und 5 mg $P_2O_5/100$ g) in den Böden aufweisen. Hierzu ist folgendes anzumerken:

- Alle 4 Betriebe kaufen Hyperphosphat zu, weil die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte dies aus Sicht der konventionellen Beratung erfordern, woraus die überschüssigen P-Bilanzen resultieren.
- Als mineralischer P-Dünger ist in der Praxis des Biologischen Landbaus nur Rohphosphat generell zugelassen (s. Kapitel 2.3). Organische Zukaufdünger werden in der Beratung offenbar nicht berücksichtigt, obwohl sie vielfach eine höhere P-Verfügbarkeit aufweisen (s. Kap 2.5) .
- Die nur sehr langsame Wirkung des Rohphosphates kann die niedrigen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werte - wenn überhaupt - nur mittelfristig anheben, was sich auch in den Ergebnissen der P-Dauerversuche in dieser Arbeit widerspiegelt (s. Kapitel 5.3.3) und was in der Literatur bereits seit längerem dokumentiert ist (STEFFENS 1984, NÄTSCHER und SCHWERTMANN 1987).
- Die CAL/DL-Methode ist als Indikator der P-Versorgung und P-Nachlieferung im Biologischen Landbau im Grünland aber auch im Ackerbau vielfach nur sehr eingeschränkt geeignet (s. Kapitel 2.5.4.2 sowie Kapitel 6.1.4) sodaß die *alleinige* Beurteilung des P-Status auf Basis des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes die P-Versorgung im Biologischen Landbau häufig nicht adäquat erfaßt.

6.2.3.3 Veredelungsbetriebe (VE)

a) Höhe der P-Hoftorbilanzsalden

Ähnlich wie bei den MF-Betrieben lassen sich auch für schweine- und geflügelhaltende Biobetriebe nur sehr wenige Nährstoffbilanzierungen in der Literatur finden. JOHN et al. (1990) berechneten für einen biologisch wirtschaftenden Schweinemastbetrieb einen P-Hoftorbilanzsaldo von +3,1 kg P/ha*a (s. Kapitel 2.4.1). Für einen Betrieb mit extensiver

Schweinemast und Mutterkuhhaltung bilanzierten HILBERER und GUTSER (1990) eine ausgeglichene Bilanz mit $-0,6 \text{ kg P/ha}^*a$.

Die ermittelten P-Salden jener vier in dieser Arbeit untersuchten, vorwiegend Schweine haltenden Betriebe betragen im Mittel $+4,8 \text{ kg P/ha}^*a$. Dieser im Vergleich zur Literatur höhere P-Überschuß kann möglicherweise zum einen auf die hier verwendeten niedrigen P-Gehalte, die dementsprechend den P-Output verringern, zurückgeführt werden. Zum andern sind die drei der vier bilanzierten Schweinemast- bzw. -zuchtbetriebe (Betrieb 10, 11, 22) hinsichtlich des Viehbesatzes bzw. des P-Inputs nicht als extensiv (wie jener Betrieb von HILBERER und GUTSER 1990) zu bezeichnen.

b) P-Input über zugekaufte Futtermittel

Die VE-Betriebe haben, wie auch die MF-Betriebe, erst später auf die Biologische Wirtschaftsweise umgestellt (\emptyset 1990). Jene Betriebe, die vorwiegend Schweine halten (10, 11, 20 und 22), bilanzieren wie erwähnt mit $\emptyset +4,8 \text{ kg P/ha}^*a$ schwach überschüssig. Die Betriebe mit vorwiegender Geflügelhaltung (Betriebe Nr. 13/1996, 21 und 25) weisen mit $+11,8 \text{ kg P/ha}^*a$ einen deutlich höheren P-Überschuß auf, was in engem Zusammenhang zum P-Input steht:

- Sowohl die Hühnermast- (13/1996) als auch die Legehennenbetriebe (21 und 25) importieren P in beachtlichen Mengen ($14,1; 19,9$ und $9,6 \text{ kg P/ha}^*a$) über Mast- und Legekonzentrate. Der Grad der Geschlossenheit des P-Kreislaufes ist somit bei diesen Betrieben aufgrund des Futterzukaufes gering.
- Im Vergleich dazu besteht die Futterration der schweinehaltenden Biobetriebe (10, 11, 20 und 22) zu einem höheren Anteil aus hofeigenem Futter. Der P-Input über Zukauffutter ist, auf die Fläche bezogen, meist geringer ($11,9; 3,7; 3,8$ und $12,7 \text{ kg P/ha}^*a$) als auf hühnerhaltenden Biobetrieben.

c) P-Input über zugekaufte organische Dünger

Drei der sieben VE-Betriebe kaufen mehr als 25 % des P-Inputs über organische P-Dünger zu. Dies steht in Übereinstimmung mit der Untersuchung von WEBER (1997) bzw. WEBER et al. (1997), die bei 50 % der Ackerbaubetriebe einen P-Zukauf, hauptsächlich über organische Zukaufdünger feststellten (6 der 7 VE-Betriebe zählen zu den Ackerbaubetrieben s. Anhang; 3 dieser 6 Betriebe kaufen organischen P-Dünger in dem oben erwähnten Anteil zu).

6.2.3.4 Grünlandbetriebe (GL)

a) Höhe der P-Hoftorbilanzsalden

WIESER et al. (1996) haben neun extensive biologisch wirtschaftende GL-Betriebe in Oberösterreich bilanziert. Es ergaben sich ausgeglichene P-Hoftorbilanzen im Mittel von $+0,8$ ($-1,9$ bis $+5,8$) kg P/ha^*a . Auch FALTER et al. (1990) bilanzierten einen Bio-Grünlandbetrieb mit einer ausgeglichenen P-Bilanz von -1 kg P/ha^*a . Diese Ergebnisse

stimmen gut mit den ermittelten P-Salden der beiden hier untersuchten mittelintensiven Grünlandbetriebe (-0,6 und +2,8 kg P/ha*a) überein.

b) Grad der Geschlossenheit des innerbetrieblichen P-Kreislaufes

Der P-Kreislauf ist in beiden untersuchten GL-Betrieben in hohem Grade geschlossen:

- Der intensivere Betrieb 19 mit \varnothing 1,2 GVE/ha (69 % der LN ist Dauergrünland) exportierte insgesamt nur 3,9 kg P/ha*a bei einer hohen Milchleistung von \varnothing 5700 kg pro Kuh. Einen niedrigen P-Output über Milch und Milchprodukte errechneten auch FALTER et al. (1990) und WIESER et al. (1996) für Grünlandbetriebe. Da am Betrieb 19 der Zukauf von Kraft- und Mineralstofffutter mit 6,7 kg P/ha*a höher ist als der P-Output, beträgt der P-Saldo +2,8 kg P/ha*a.
- Der extensivere, reine Grünlandbetrieb 26 aus dem Salzkammergut weist nur einen geringen P-Input über Mineralstofffutter (1,6 kg P/ha*a) und einen P-Output von 2,7 kg P/ha*a bei einer Milchleistung von \varnothing 3800 kg auf. Der P-Hoftorbilanzsaldo wurde mit -0,6 kg P/ha*a berechnet.

Beide Grünlandbetriebe kaufen keinen P-Mineraldünger zu. Dies steht in guter Übereinstimmung mit der Untersuchung von WEBER et al. (1997): 79 % der befragten Bio-Grünlandbetriebe (30 von 38) gaben an, auf den P-Zukauf über mineralische oder organische Dünger zu verzichten.

6.2.4 Auswirkungen von P-Über- und P-Unterbilanzen

6.2.4.1 Auswirkungen von überschüssigen P-Hoftorbilanzen

Bei jenen vier Gemischtbetrieben, die P-Überbilanzen von über + 7 kg P/ha*a aufweisen, resultiert wie erwähnt der P-Überschuß maßgeblich aus dem Zukauf von in der EU-VO 2092/91 zugelassenem mineralischem P-Dünger (Rohphosphate).

Sowohl die Ausbeutung von Lagerstättenvorräte als auch die P-Überbilanzen sind aus ökologischer Sicht problematisch. Letztere stellen generell (dies betrifft somit die jeweiligen GM- wie auch die VE-Betriebe) eine Gefahrenquelle für erhöhte P-Austräge in die Oberflächengewässer dar. Die potentielle Erosion im Biologischen Landbau ist zwar im Vergleich zu anderen Landbauformen vielfach geringer (s. Kapitel 6.1.7.4), dennoch ist dieser P-Verlustweg auch im Biologischen Landbau relevant. Bei P-Überbilanzen erhöht sich der P_t -Gehalt und nicht selten auch der $P_{CAL/DL}$ -Gehalt bzw. der leicht lösliche P-Gehalt im (erodierten) Oberboden. Für die tatsächlich eutrophierungswirksame P-Menge ist der $P_{CAL/DL}$ - bzw. P_{H_2O} -Wert ausschlaggebender.

P-Überschüsse können somit auch im Biologischen Landbau die P-Einträge in die Gewässer erhöhen. Zur Verringerung überschüssiger P-Bilanzen sind der weitgehende Verzicht auf P-Mineraldünger aber auch die Reduktion des Futtermittelzukaufes mögliche Lösungswege. Letzterer wird auch von FREYER und PERICIN (1996, S. 32) abgeleitet.

6.2.4.2 Auswirkungen von defizitären P-Bilanzen

Nach der Umstellung auf Biologischen Landbau können sich bereits innerhalb weniger Jahre die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Oberboden signifikant verringern. Insbesondere ist ein Rückgang der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte bei langjährig (30 - 50 Jahre) biologisch wirtschaftenden Betrieben festgestellt worden (s. *Literaturüberblick* in Kapitel 2.5.4.1). Somit stellt sich gerade bei Biobetrieben mit negativen P-Salden im Falle geringer P-Vorräte im Boden die Frage, ob eine ausreichende P-Versorgung bzw. P-Nachlieferung gegeben ist, besonders wenn die Böden sehr niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte aufweisen.

6.2.4.2.1 AUSWIRKUNGEN VON DEFIZITÄREN P-BILANZEN AUF DIE $P_{\text{CAL/DL}}$ -GEHALTE DER UNTERSUCHTEN BIOBETRIEBE

Von 11 der 26 untersuchten Betriebe lagen Ergebnisse der Routine-Bodenuntersuchungen aus mehreren Jahren vor, sowohl aus der Zeit vor sowie nach der Umstellung. In Entsprechung mit der vorhin erwähnten Literatur, sind auch in dieser Erhebung in 10 von 11 Betrieben die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte (auf Basis der Ergebnisse aus den Routine-Bodenuntersuchungen) nach der Umstellung bzw. im Laufe der Biologischen Bewirtschaftung abgesunken, wenn auch in sehr unterschiedlichem Maße.

Die geringe Veränderung im $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt seit der Umstellung bei MF-Betrieb 3⁵⁷, der das stärkste P-Defizit aufweist (-6,5 kg P/ha*a), entspricht nicht den Erwartungen. Dieses Phänomen ist auch bei MF-Betrieb 16 (P-Saldo: -4,3 kg P/ha*a)⁵⁸ und bei den GM-Betrieben 5 und 9 (P-Saldo: -2,1 bzw. -2,0 kg P/ha*a)⁵⁹ anzutreffen. Auch KOEPF et al. (1989, S. 32) haben für den 40 Jahre biologisch-dynamisch bewirtschafteten Thalhof keine nennenswerte Veränderung der löslichen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte festgestellt.

Zur Kritik an der Aussagekraft des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes für die P-Versorgung insbesondere im Biologischen Landbau siehe Kapitel 2.5.4.2 und 6.1.4.

6.2.4.2.2 AUSWIRKUNGEN VON DEFIZITÄREN P-BILANZEN AUF DIE VERÄNDERUNG DES P_T -GEHALTES

Da besonders im Biologischen Landbau eine kontinuierliche P-Nachlieferung aus dem schwerer verfügbaren P bedeutsam ist, muß neben der Förderung der P-Mobilisierungsprozesse (Kapitel 2.5) auch ein ausreichender P-Bodenvorrat als Puffer vorhanden sein. Im folgenden wird die quantitative Veränderung des P_T -Gehaltes nach 20 bzw. 100 Jahren in Form einer einfachen hypothetischen Berechnung für die untersuchten Betriebe abgeschätzt (Tabelle 64). Dabei werden *P-Verluste über Erosion ausgeklammert* und *keine Änderung der Bewirtschaftung* angenommen, sodaß Ertrags- und Input-

⁵⁷ $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Jahr 1996 = 23 mg, im Jahr 1991 = 24, im Jahr 1983: = 27 mg $P_2O_5/100$ g TB (s. Anhang).

⁵⁸ Im Jahr 1995: EUF-P-Gehalt der 1. Fraktion (direkt pflanzenverfügbar) = 3,95 mg P/100 g Boden, in der 2. Fraktion (Maß für die Nährstoffnachlieferung) = 1,70 mg P/100 g Boden. Im Jahr 1990 für die 1. bzw. 2. Fraktion 3,56 bzw. 2,06 mg P/100 g (s. Anhang).

⁵⁹ Betrieb 5: Median im Jahr 1997: = 11 mg $P_2O_5/100$ g TB, Median im Jahr 1980: 15 mg (es wurden jeweils fünf Schläge untersucht). Betrieb 9: Im Jahr 1987 Median = 8 mg; im Jahr 1981 Median = 10 mg $P_2O_5/100$ g TB (alle Schläge) (s. Anhang). *Für die beiden anderen GM-Betriebe mit stärker negativen P-Bilanzen lagen nicht die erforderlichen Bodenuntersuchungsergebnisse vor.*

Verhältnisse und somit die P-Bilanzen gleich bleiben. Der Mittelwert bzw. Median der P-Hoftorbilanzsalden der untersuchten Biobetriebe dient als Bezugsbasis.

Tabelle 64: Hypothetische Veränderungen der P-Bodenvorräte der untersuchten Biobetriebe nach 20 bzw. 100 Jahren (gerechnet auf Basis der Mittelwerte und *Mediane* der P-Hoftorbilanzsalden in kg P/ha)

Betriebsform	Veränderung des P_t-Gehaltes nach 20 Jahren (in kg P/ha) * Mittelwert / <i>Median</i>	Veränderung des P_t-Gehaltes nach 100 Jahren (in kg P/ha) * Mittelwert / <i>Median</i>
Marktfrucht-Betrieb	-38 / -48	-190 / -240
Gemischt-Betrieb	+46 / -12	+230 / -60
Veredelungs-Betrieb	+156 / +110	+780 / +550
Grünland-Betrieb	+22	+110
P _t -Vorrat NÖ (0-20 cm)	2.606 kg (Acker), 2.332 kg (Grünland) **	
P _t -Vorrat NÖ (0-30 cm)	3.909 kg (Acker), 3.498 kg (Grünland) **	

* auf Basis des Mittelwertes bzw. *des Medians* der P-Hoftorbilanzsaldos

** Werte der BZI NÖ, s. Kapitel 5.1.1

Aus den hypothetischen Berechnungen in Tabelle 64 geht hervor, daß die P-Nettoentzüge selbst der MF-Betriebe im Vergleich zu den P-Bodenvorräten in NÖ/Bgld (s. auch Kapitel 5.1.1; ein großer Teil der Marktfruchtbetriebe Österreichs wirtschaftet in NÖ/Bgld, vgl. BMLF 1999a) relativ gering sind. Dies gilt auch für den P-Saldo mit dem höchsten Defizit (bei MF-Betrieb 3).

Werden die Betriebe mit den geringsten und höchsten P-Bilanzen innerhalb der jeweiligen Betriebsform mit dem gleichen einfachen Verfahren betrachtet, ergeben sich folgende hypothetische Veränderungen im P_t-Gehalt:

- Beim MF-Betrieb 3 verringern sich die P-Bodenvorräte nach 20 Jahren um -130 kg P/ha, beim MF-Betrieb 18 erhöhen sie sich in diesem Zeitraum um +48 kg P/ha. Nach 100 Jahren beträgt die Veränderung der P-Vorräte dieser beiden Biobetriebe -650 bzw. +240 kg P/ha.
- Bei der Betriebsform GM beträgt die maximale P-Vorratsänderung -64 bis +312 kg P/ha nach 20 Jahren und -320 bis +1.560 kg P/ha nach 100 Jahren.
- Bei der Betriebsform VE beträgt die maximale P-Vorratsänderung -10 bis +308 kg P/ha nach 20 Jahren und um -50 bis +1.540 kg P/ha nach 100 Jahren.

Der maximale P-Nettoentzug (über den Verkauf) der untersuchten Betriebe beträgt für Betrieb 3 in der *Medianvariante* -8,5 kg P/ha*a. Unterstellt man diesem Betrieb keine Änderung im Zu- und Verkauf (weiterhin Verzicht auf Düngerzukauf, gleiche Bewirtschaftungsintensität) und einen P-Gehalt der Ernteprodukte im Median der Literatur (somit unverändert hohe P_{CAL/DL}-Gehalte), so würde sich der P-Gesamtvorrat in 20 Jahren

um -170 kg P/ha, bzw. in 100 Jahren um -850 kg P/ha verringern (wieder ohne Berücksichtigung möglicher P-Erosionsverluste).

Daß die Verringerung der P-Bodenvorräte - in ähnlichem oder größerem Ausmaß wie in Tabelle 64 dargestellt - auch langfristig nur mit relativ geringen Ertragsdepressionen verbunden ist, belegen eine Reihe von langjährigen Dauerversuchen unter Bedingungen des konventionellen Landbaus (PAGEL 1987, JUNGK et al. 1993, WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994, LANG und DRESSLER 1997, PAGEL et al. 1999; s. Kapitel 2.5.3). Die Übertragbarkeit der Ergebnisse der hier ausgewerteten P-Dauerversuche auf den Biologischen Landbau wird in Kapitel 6.3.3.1 diskutiert.

WECHSUNG und PAGEL (1993) sowie STUMPE et al. (1994) konnten in diesen Zusammenhang die große Bedeutung des Unterbodens für die P-Mobilisierung zumindest für Lößböden quantifizieren (s. Kapitel 2.5.3), dessen P-Vorräte in der Gegenüberstellung der Tabelle 64 nicht berücksichtigt sind. Da bei der P-Aufnahme aus dem Unterboden auch den Regenwürmern eine wichtige Rolle (u.a. über deren verlassene Röhren) zukommt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992, S. 253), ist dies für den Biologischen Landbau aufgrund seines im Vergleich zum konventionellen Landbau häufig höheren Regenwurmbesatzes (DIEZ et al. 1986, GEHLEN 1987, INGRISCH et al. 1989, DIEZ et al. 1991, GROßE ENTRUP 1993, PFIFFNER und MÄDER 1997) möglicherweise von noch größerer Relevanz.

6.2.5 Diskussion der Arbeitshypothese 2

Arbeitshypothese 2:

Die P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe in den betrachteten Regionen sind ausgeglichen bis leicht defizitär, sodaß eine Reduktion der P-Bodenvorräte aufgrund des Produktverkaufs auch langfristig nur in relativ geringem Maße erfolgt, auch wenn gänzlich auf P-Mineraldüngerzukauf verzichtet wird.

Diese Arbeitshypothese kann anhand der 26 untersuchten Biobetriebe weitgehend angenommen werden (s. Kapitel 6.2.3). Dies läßt sich wie folgt begründen:

- Die \emptyset P-Salden der vier bilanzierten Betriebstypen reichen von -1,9 bis +7,8 kg P/ha*a. Der höchste negative Saldo wurde bei einem Marktfruchtbetrieb mit -6,5 kg P/ha (bzw. -8,5 kg P/ha wenn höhere P-Gehalte im Erntegut angenommen werden) errechnet. Über den Produkt-(und Vieh-)verkauf erfolgt somit auch langfristig bei den untersuchten Betrieben keine oder nur eine relativ geringe Reduktion der P-Bodenvorräte, die um ein Vielfaches höher sind als selbst der höchste, auf Jahrzehnte hochgerechnete P-Nettoentzug jenes MF-Betriebes.
- Bei 13 Biobetrieben kommt es aufgrund - meist leicht - positiver Bilanzen möglicherweise zu einer Zunahme der P-Bodenvorräte, allerdings werden die P-Verluste durch Erosion (s. Kapitel 6.1.5) in Hoftorbilanzierungen nicht erfaßt. Jene vier Betriebe mit stark überschüssigen P-Hoftorbilanzen (+13,8 bis +15,6 kg P/ha*a) sollten aus ökologischer Sicht jedenfalls ihren Futter- bzw. Rohphosphatzukauf reduzieren.
- Nur 4 der 26 untersuchten Biobetriebe kaufen nennenswerte Mengen ($> 2,5$ kg P/ha*a) an P-Mineraldünger in Form von Hyperphosphat zu. Dabei handelt es sich um 4 GM-Betriebe, die eine P-Saldo $>+ 5$ kg P/ha*a aufweisen. Würden diese auf den Rohphosphatzukauf verzichten und so knappe P-Lagerstättenvorräte schonen, würden dadurch ausgeglichene P-Salden (- 2,4 bis + 2,6 kg P/ha*a) resultieren und eine jährliche P-Akkumulation vermieden werden.
- Die untersuchten Biobetriebe gehören zu den vier verbreitetsten Betriebsformen in den Untersuchungsregionen, und es bestehen keine größeren Abweichungen von den Ergebnissen der Literatur (s. Kapitel 6.2.3). Die Betriebe weisen innerhalb ihres Betriebstypus zum Teil große Unterschiede in der Betriebsstruktur und Nutzungsintensität auf, sodaß mit dieser Untersuchung eine relativ große Bandbreite an Biobetrieben der vier Bundesländer im Hinblick auf ihre gesamtbetrieblichen P-Flüsse erfaßt werden kann. Daher darf die generelle Aussage aus der Arbeitshypothese - *mit angemessener Vorsicht aufgrund der Vielfalt an Ausprägungen und Nutzungsintensitäten innerhalb des jeweiligen Betriebstypus, insbesondere im Biologischen Landbau* - als richtig beurteilt werden.

Mögliche größere Schwankungsbreiten der P-Gehalte in Erzeugnissen des Biologischen Landbaus wirken sich auf die P-Salden nur in meist geringem Umfang ($\leq 1,6$ kg P/ha*a) aus (der größte Unterschied in den P-Bilanzsalden aufgrund unterschiedlich angenommener P-Gehalte im Erntegut beträgt 3,9 kg P/ha*a).

6.3 P-Dauerversuche und deren Aussagekraft für den Biologischen Landbau

6.3.1 Diskussion der Erträge und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte

6.3.1.1 Auswirkung der differenzierten P-Düngung auf den Ertrag

Eine P-Düngung von 44 kg P/ha*a (P1-Stufe) mit Thomasphosphat (und Superphosphat, s. Anhang) zeigt nach 20-40 Jahren Versuchsdauer bei den meisten angebauten Kulturarten zwar Mehrerträge im Vergleich zur 0-Variante. Diese Ertragssteigerungen sind aber bei der Mehrzahl der untersuchten Kulturen bei Anwendung des Tukey-Tests nicht signifikant. Ausnahmen bilden Sommergerste (auf allen drei Standorten) und Zuckerrübe in Rottenhaus (sowie Kartoffel in Zwettl bei Superphosphat-Düngung).

Die P1-Stufe übertrifft die gegenwärtige österreichische Düngungsempfehlung (für Gehaltsstufe C und mittlere Ertragserwartung, BMLF 1999b) bereits in beachtlichem Ausmaß. So entspricht die P1 Düngungsstufe des vorliegenden Versuchs etwa 180 % der für Getreide, 150 % der für Kartoffel und 120 % der für Zuckerrübe und Mais empfohlenen Düngermengen. Dies ist darauf zurückzuführen, daß es sich bei den ausgewerteten 40 jährigen Dauerversuchen um statische Versuche handelt und somit die aus dem Jahr 1956 festgesetzten P-Düngemengen nicht verändert wurden. Hingegen wurden die amtlichen P-Düngeempfehlungen v.a. in den letzten 15 Jahren stetig reduziert.

Diese Ertragsreaktionen decken sich insbesondere bei Betrachtung der Relativerträge der 0-Parzellen mit den Ergebnissen anderer 30-84 jähriger Dauerversuche auf sehr unterschiedlichen Standorten (PAGEL et al. 1982 und 1996, ORLOWSKI 1989, WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994, LANG und DRESSEL 1997).

Auch die praxisunübliche P-Menge von 175 kg P /ha*a hat außer bei Sommergerste und Zuckerrübe sowie bei Winterweizen keine signifikante Ertragswirkung zur Folge, z.T. nehmen die Pflanzenerträge schon wieder ab. Diese hohen P-Aufwandmengen weisen zudem in keinem Fall eine signifikante Ertragszunahme im Vergleich zur entsprechenden P1-Variante (44 kg P /ha*a) auf.

Daß Sommergerste und Zuckerrübe auf einen langjährigen P-Düngungsverzicht mit signifikanten Ertragsreduktionen reagieren, ist ebenso in anderen Dauerversuchen beobachtet worden (KÖCHL 1985, LANG und DRESSEL 1997, MERBACH et al. 1999). Auch STUMPE et al. (1994) konnten bei Zuckerrübe (in 2 von 4 Jahren) hingegen nicht bei Sommergerste einen P-Düngungseffekt nachweisen. Die Wirkung der P-Düngung bei diesen beiden Kulturarten dürfte auf deren geringes Aufschließungsvermögen für

schwerlösliche Phosphate (RÜBENSAM u. RAUHE 1969, zit. in NOWACK 1990) und gleichzeitig auf den hohen P-Bedarf (besonders bei Zuckerrübe) zurückzuführen sein.

Bei den Leguminosen-Brachen in Zwettl (Rotklee) und Fuchsenbigl (Luzerne) ist im Ansaatjahr (1982) in den 0-Parzellen ein geringerer Ertrag im Vergleich zur P1 Tho-Variante festzustellen, der bei Rotklee in Zwettl signifikant ist. In den beiden Folgejahren hat wegen der erhöhten P-Mobilisierung dieser mehrjährigen Leguminosenbestände der P-Düngeverzicht keinen Ertragsrückgang mehr zur Folge (die Erträge der 0-Parzellen sind in Zwettl in beiden Jahren und in Fuchsenbigl im 3. Anbaujahr sogar um 2-11 % höher wie jene der P1 Tho-Variante). Der im Ansaatjahr bei Luzerne nur leichte, nicht signifikanten Ertragsrückgang (Relativerträge bei 96 % von P1 Tho) steht im Gegensatz zu den Ergebnissen von STUMPE et al. (1994), die einen signifikant geringeren Ertrag der Luzerne im 1. Jahr in der 0-Parzelle feststellten.

Die meist fehlende Ertragswirkung des im Biologischen Landbaus zugelassenen Rohphosphatdüngers auf stark CaCO_3 -hältigen Böden (wie sie in Fuchsenbigl gegeben sind), ist bereits vielfach nachgewiesen worden (REICHARD 1969, SCHÜLLER et al. 1975) und auch aus der Literatur bekannt (z.B. ÖHMICHEN 1983, MENGEL 1986). Hyperphosphat erzielt im pH-Bereich 5,3 - 6,6 (Standorte Rottenhaus und Zwettl) Düngewirkungen, die allerdings in den meisten Fällen nicht signifikant sind und geringer ausfallen als jene von Thomasphosphat und Superphosphat. Thomas- und Superphosphat unterscheiden sich in ihrer Ertragswirkung nicht signifikant voneinander (s. Anhang).

Die geringen Ertragsrückgänge in den Varianten, die ab 1976 nicht mehr gedüngt wurden, stehen im Einklang mit Ergebnissen von JUNGK et al. (1993). In den dargestellten Versuchen ist zudem zu berücksichtigen, daß bereits in der P1-Stufe mit einer Düngermenge von 44 kg P/ha*a eine P-Akkumulation in den ersten 20 Versuchsjahren infolge einer jährlichen P-Überbilanz (371 bis 562 kg P/ha) erfolgt ist.

6.3.1.2 Auswirkung der differenzierten P-Düngung auf die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte

Auf allen drei Standorten bleiben die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der 0-Variante während der über 40jährigen Versuchsdauer nahezu unverändert bzw. steigen sogar leicht an. Dies steht im Einklang mit Ergebnissen von PAGEL et al. (1982 und 1996) und im Widerspruch zu JUNGK et al. (1993) sowie STUMPE et al. (1994). Diese Ergebnisse sind auch im Zusammenhang mit niedrigen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Ausgangsgehalten bei Versuchsanlage Mitte der 50er Jahre zu betrachten.

Daß allerdings in der 0-Parzelle trotz der anhaltend hohen Erträge und P-Entzüge durch das Erntegut keine Absenkung der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte erfolgte, dürfte kaum auf die P-Einträge aus der Luft (0,2 bis 2 kg P/ha*a SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1998, BRAUN et al. 1994, zit. in GÖTZ und ZETHNER 1996, S. 36) und über das Saatgut (max. 1 kg P/ha*a) zurückzuführen sein. Vielmehr weisen die Ergebnisse der Erträge und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der 0-

Parzellen auf das erhebliche P-Nachlieferungsvermögen aus den Bodenvorräten auf allen drei Standorten hin.

Somit sind zum einen die für Lößstandorte bereits mehrfach belegten großen P-Mobilisierungsleistungen des Systems Boden-Pflanze (ORLOWSKI 1989, WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994) erneut bestätigt (s. Erträge und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte in Fuchsenbigl). Zum anderen belegen die Ergebnisse in Rottenhaus und Zwettl, daß umfangreiche, langanhaltende P-Verfügbarkeitsmechanismen auch für mittelschwere bis schwere Braunerde-Standorte mit mittlerem bis niederem pH-Wert existieren.

In Fuchsenbigl liegen die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte der P1-Stufe von Thomasphosphat (und Superphosphat, s. SPIEGEL et al. 2000) gegenüber der Nullvariante erwartungsgemäß auf einem deutlich höheren Niveau, das sich seit 1968 kaum verändert hat. Somit erhöht die jährliche Düngung mit 44 kg P/ha als Thomasphosphat (und Superphosphat) die CAL-Gehalte in den Gehaltsbereich „hoch“ (nach BMLF 1999b), wobei die Anhebung anfangs sehr rasch erfolgt und sich nach 20 bis 40 jähriger Versuchsdauer auf dem oben genannten Niveau einpendelt.

In Rottenhaus hingegen liegen in den 90er Jahren die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werte aller P1-Düngungsvarianten aufgrund der hohen Tongehalte auf niederem Niveau (meist unter 8 mg $P_2O_5/100$ g Boden), das von der 0-Parzelle noch unterschritten wird. Die gemessenen Erträge weisen absolut gesehen aber vielfach praxisübliche Werte auf (Weizen: 55 bis 63 dt/ha, Zuckerrübe: 370 bis 560 dt/ha). Dies bestätigt die Tatsache, daß niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte nicht in jedem Fall auf Unterversorgung deuten müssen, sondern auch auf Unterbewertung zurückgeführt werden können (KÖCHL 1985).

In Zwettl werden bereits durch die P1-Düngungsstufe nicht nur bei Thomasphosphat (und Superphosphat) sondern auch bei Hyperphosphat die Gehalte bis an bzw. über die Obergrenze des C-Bereiches (25 mg $P_2O_5/100$ g) angehoben. Dies bestätigt die tendenziell bessere Ertragswirksamkeit der Rohphosphat-Dünger auf diesem Standort.

Die Versuche bestätigen zudem die Tatsache, daß mit der CAL-Extraktion - wie sie an den Böden in Fuchsenbigl und Rottenhaus durchgeführt wurde - die im Boden vorhandenen Rohphosphate praktisch nicht (Fuchsenbigl) bzw. nicht vollständig (Rottenhaus) erfaßt werden (SCHÜLLER 1969). Eine (rasche) Anhebung der P_{CAL} -Gehalte durch Hyperphosphat-Düngung ist daher auf diesen beiden Standorten (pH = 6,6 bis 7,5) nicht möglich, was im Einklang mit Ergebnissen von STEFFENS (1984), MENGEL (1986) sowie NÄTSCHER und SCHWERTMANN (1987) steht.

Daß in den Parzellen, die nur bis 1975 gedüngt wurden, die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte - v.a. bei hohen Ausgangsgehalten - nur langsam absinken, steht in guter Übereinstimmung mit der Tatsache, daß die 20 Jahre unterlassene P-Düngung keine signifikanten Ertragsrückgänge im Vergleich mit den entsprechenden durchgehend gedüngten Varianten zur Folge hat. P-

Bilanzüberschüsse aus den Jahren 1956-1975 dürften sowohl in der P1- wie insbesondere in der P2-Stufe - nach Unterlassung der P-Düngung wesentlich für diese Nachwirkungseffekte im Boden verantwortlich sein.

Die Ertragsergebnisse in Verbindung mit den gemessenen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte stehen zusammenfassend betrachtet im Einklang mit den von KÖSTER und SCHACHTSCHABEL (1983) gefundenen Ergebnissen (Wirkung der P-Düngung auf den Ertrag erst unterhalb 10 mg $P_2O_5/100$ g Boden, vielfach jedoch nicht signifikant, auf einigen Standorten sogar keine tendenziellen P-Düngungseffekte auch unterhalb dieses Gehaltswertes): Zum einen zeigen sich tendenzielle und z.T. signifikante P-Düngungseffekte im Bereich unterhalb 10 mg $P_2O_5/100$ g Boden. Andererseits weisen die Ertragsergebnisse der 0-Parzellen in Rottenhaus und Zwettl und der P1-Düngungsvarianten in Rottenhaus trotz tiefer $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Boden auf große P-Mobilisierungsleistungen hin.

Was die Beziehungen zwischen Ertrag und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten betrifft, ergeben die Regressions- und Korrelationsanalysen für die Kulturen Sommergerste, Winterweizen und Zuckerrübe zwar signifikante bis hochsignifikante Korrelationskoeffizienten (siehe Tabelle 11), die Bestimmtheitsmaße der linearen Regressionen sind jedoch sehr nieder (0,024 bis 0,277), was angesichts der Abflachung der Ertragskurve bei zunehmenden $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt nicht überrascht. Aber auch bei Betrachtung des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Bereiches kleiner 25 mg $P_2O_5/100$ g Boden verbessern sich die Korrelationen bzw. linearen Bestimmtheitsmaße gegenüber dem gesamten $P_{\text{CAL/DL}}$ -Bereich nur in 3 von 8 Fällen (und auch hier nimmt das r nur um 0,25 Einheiten zu). Dies zeigt, daß auch im niedrigen bis mittleren P-Versorgungsbereich außer dem $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt weitere wichtige Einflußgrößen das Ertragsgeschehen bestimmen (z.B. Vorfrucht, Witterung, P-Mobilisierung aus dem Unterboden).

Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf den Biologischen Landbau wird in Kapitel 6.3.3.1 diskutiert.

6.3.2 Diskussion der P-Entzüge und P-Bilanzen

6.3.2.1 P-Entzüge und P-Bilanzen der 0-Parzellen

Ein wichtiges Ergebnis der drei Dauerversuche sind die hohen P-Entzüge der 0-Parzellen auf allen drei sehr unterschiedlichen Standorten: Die P-Entzüge übersteigen auch im 2. Versuchsabschnitt (1976-1995) 16 kg P/ha*a, wesentlich bedingt durch anhaltend hohe Erträge der 0-Parzelle in diesem Zeitraum (z.B. bei Getreide 69 bis 108 % der Erträge der P1 Tho-Variante).

Der langjährige P-Düngeverzicht hat eine erhebliche P-Mobilisierung aus den Bodenvorräten zur Folge, was die stark negativen P-Bilanzen der 0-Parzellen auf allen drei Standorten (609 bis 654 kg P /ha nach 40 Versuchsjahren) anzeigen. Dies steht in guter Übereinstimmung mit den anhaltend hohen P-Entzügen der 0-Varianten aus den P-Bodenvorräten in den Dauerversuchen in Bad Lauchstädt, Halle und Thyrow (P-Entzug der P0-Parzellen: 9 bis 21 kg P /ha*a; WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994, PAGEL et al. 1982 und 1996). Die hohe P-Mobilisierung spiegelt sich in den jeweils stark negativen P-Bilanzen der 0-Parzellen in diesen Versuchen wider.

Interessant dabei ist, daß nicht nur der Lößboden in Fuchsenbigl (bei allerdings hohem pH-Wert) sondern auch die schwere Braunerde (schluffiger Lehm) in Rottenhaus sowie die mittelschwere silikatische Braunerde in Zwettl (bei kühlem Klima) hohe P-Mobilisierungsprozesse zeigen. Somit sind die in bisherigen Dauerversuchen meist für Löß- und Schwarzerdeböden beschriebenen Phänomene der enormen P-Aufnahme der Pflanze in den 0-Parzellen (PAGEL et al. 1982, WECHSUNG und PAGEL 1993; STUMPE et al. 1994) auch auf weniger fruchtbaren Böden mit schlechteren Klimabedingungen möglich.

Es ist zu vermuten, daß zu den umfänglichen P-Aufnahmeprozessen die standortangepaßten Fruchtfolgen (Integration von Leguminosen), insbesondere in Zwettl, einen maßgeblichen Beitrag leisten. Darüber hinaus hat der Unterboden sowie das Bodengefüge und die damit verbundene Tiefe und Intensität der Durchwurzelung wichtige Bedeutung für die P-Aneignung der Pflanze (SCHACHTSCHABEL und BEYME 1980, KÖSTER und SCHACHTSCHABEL 1983, STEFFENS 1987, WECHSUNG und PAGEL 1993, KÖPKE 1994a, RENGER et al. 1994, STUMPE et al. 1994).

Die von SCHACHTSCHABEL und BEYME (1980) gefundene P-Mobilisierung schwer löslicher Phosphate bei häufiger und wiederholter Verarmung an löslichen Phosphaten dürfte bei den 0-Parzellen der drei Standorte, insbesondere in Rottenhaus und Zwettl ($P_{CAL/DL}$ -Gehalte meist kleiner 10 mg $P_2O_5/100$ g) eine wichtige Rolle spielen. Hinzuweisen ist auch darauf, daß während des gesamten 40 jährigen Versuchszeitraumes keine organische Düngung erfolgte und bis 1991 auch die Rückführung von Erntereste unterblieb. Die P-Mobilisierung schwerer verfügbarer organischer P-Fractionen aufgrund eines hohen

Humusgehaltes und einer hohen mikrobiellen Aktivität (OBERSON et al. 1993) dürfte in diesen Versuchen daher eine wahrscheinlich geringere Rolle spielen.

Auffällig ist, daß von den 0-Parzellen der drei Standorte jene in Rottenhaus den höchsten P-Entzug aufweist, wie auch die P-Entzüge aller durchgehend gedüngten Varianten an diesem Standort am höchsten sind, obwohl sehr niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werte vorliegen (s. Kapitel 5.3.3). Dies ist zum einen auf den - im Vergleich zu Fuchsenbigl und Zwettl - hohen Anteil an Zuckerrüben in der Kulturabfolge auf diesem Standort (22 % - Anteil), mit deren hohen P-Entzügen über Rübe und Blatt, zurückzuführen. Zum anderen dürften die P-Mobilisierungsbedingungen für schwerer lösliche P-Fractionen bei diesen Standorteigenschaften (pH bei 6,6, höchster C_{org} der drei Standorte mit 1,4 %) günstig sein, insbesondere auch aus bodenbiologischer Sicht (SEELING 1992, SCHELLER 1993a). Die in Rottenhaus gemessenen hohen Relativerträge der 0-Parzelle in Relation zur P1-Stufe von Thomasphosphat (z.B. bei Getreide 83 – 108 %) unterstützen diese These.

6.3.2.2 Auswirkungen der differenzierten langjährigen P-Düngung auf den P-Entzug

Die langjährig differenzierte Düngung hat bei fast allen Kulturarten an den drei Standorten stärker den P-Entzug beeinflusst als die Erträge (Ausnahme: Hafer und Erbse). Dies zeigt sich in der Gegenüberstellung der Relativerträge und der P-Relativentzüge der 0-Parzellen (s. Tabelle 51) aber auch in den absoluten Entzugszahlen.

Zum anderen sind meist engere Korrelationen zwischen den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten im Boden und den P-Entzügen festzustellen als zwischen den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten und den Erträgen (die Auswirkungen der P-Düngung auf den leicht verfügbaren P-Gehalt im Boden wird insbesondere in Fuchsenbigl und Zwettl gut von den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werten abgebildet). Diese Zusammenhänge wurden bereits von SCHÜLLER et al. (1975) nach 18 Versuchsjahren beobachtet.

Daß auch in Rottenhaus hochsignifikante Korrelationen zwischen den P-Entzügen und den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten im Boden vorliegen, zeigt, daß der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Wert auch auf diesem Standort einer der Einflußfaktoren auf den P-Entzug darstellt, obwohl die $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte auf einem standortbedingt sehr tiefen Niveau liegen.

Die relativ geringen Bestimmtheitsmaße der linearen Regressionsgleichungen auch bei den P-Entzügen sind allerdings ein Hinweis, daß das lineare Modell zur Beschreibung des Verhältnisses P-Entzug - $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt nur bedingt geeignet ist. Die Schwäche dieses Modells ist - wie auch bei den Ertrag- $P_{\text{CAL/DL}}$ -Beziehung (dort allerdings noch deutlicher) - bei hohen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Werten besonders ausgeprägt, wo die Entzugs- bzw. Ertragskurve naturgemäß abflacht. Bei lokalen linearen Regressionen und logarithmischen Kurvenanpassungen sind wahrscheinlich auch bei den P-Entzügen bessere Schätzmaße zu erwarten.

STUMPE et al. (1994) zeigen mit den Ergebnissen aus dem P-Dauerversuch in Halle, daß der $P_{CAL/DL}$ -Wert im Oberboden nur einen Teil der P-Entzüge und Erträge erklären kann. Denn die dort hohe P-Mobilisierung und -aufnahme aus dem Unterboden werden ausgeklammert. Auch auf diesen drei Versuchsstandorten dürfte der Unterboden bereits aufgrund der Gründigkeit des Bodens eine wichtige Rolle in der P-Versorgung spielen. Diese Vermutung wird durch die Tatsache erhärtet, daß in allen drei Dauerversuchen mehrjährige Luzerne und Klee gras aber auch Mais angebaut wurden, die alle in tiefere Bodenschichten wurzeln und P aus dem Unterboden verstärkt aufnehmen können.

Die P-Gesamtentzüge über die 40 jährige Versuchsdauer betrachtet sind bei der praxisangenäherten P1-Tho-Variante in Relation zu der 0-Parzelle in Zwettl deutlich geringer als in Fuchsenbigl und Rottenhaus. Dies ist auf einen wesentlich höheren Anteil an Leguminosengemengen (Klee gras, Hafer-Wickengemenge) in der Kulturabfolge in Zwettl zurückzuführen (insbesondere im ersten Versuchsabschnitt bis 1975). Denn bei den angebauten Leguminosengemengen sowie bei Rotklee (wie auch bei Luzerne) ist auf allen Standorten eine hohe P-Mobilisierung in den 0-Parzellen festzustellen, was sich in hohen Erträgen und P-Entzügen bzw. in einer geringen Wirkung der P-Düngung auf den Ertrag und auch auf den P-Entzug zeigt (es wurden nur die Ergebnisse des zweiten Versuchsabschnittes hier mitgeteilt). Das hohe P-Aufschlußvermögen vieler Leguminosen, insbesondere mehrjähriger, ist bereits mehrfach nachgewiesen (RÜBENSAM u. RAUHE 1969, zit. in NOWACK 1990, SCHUBERT und MENGEL 1989). WECHSUNG (1990, S. 75 f.) kann dies - u.a. anhand der P_{DL} -Gehalte - nur für die gänzlich ungedüngte Variante (0-Variante mit und ohne 2 jähriger Luzerne) nachweisen, nicht jedoch für die NK- und NPK-Variante.

Die Düngung mit Thomasphosphat wirkt sich im Vergleich zu Hyperphosphat erwartungsgemäß stärker auf den P-Entzug aus. Darauf weisen bereits SCHÜLLER et al. (1975) hin. Die P-Gehalte in der Pflanze bei beiden Thomasphosphat-Abstufungen sind bei nahezu allen Getreide- und Hackfruchtarten am höchsten, was im Einklang mit Untersuchungen von ORLOWSKI (1989) steht. Somit werden die tendenziell - signifikant höheren Erträge von Thomasphosphat im Vergleich zu Hyperphosphat (vgl. Kapitel 5.3.2) von höheren P-Gehalten in der Pflanze begleitet, was die Unterschiede in den P-Entzügen verstärkt. Der Effekt von Thomasphosphat auf den P-Entzug ist am Standort Fuchsenbigl aufgrund des dortigen hohen pH-Wertes (um 7,5) am stärksten in Relation zu Hyperphosphat und der 0-Parzelle ausgeprägt.

Daß die geringsten P-Entzüge der Hyperphosphat-Varianten in Fuchsenbigl festzustellen sind und daher an diesem Standort mit dieser Düngerform und -menge der P-Bodenvorrat am stärksten erhöht wurde, überrascht nicht. Denn die generell geringe Verfügbarkeit von Hyperphosphat auf Standorten mit hohem pH-Wert ist hinlänglich bekannt (REICHARD 1969, SCHÜLLER et al. 1975, ÖHMICHEN 1983, MENGEL 1986), was sich in einer geringen Wirkung von großen Mengen Hyperphosphat auf den wasserlöslichen P-Gehalt

bzw. auf die P-Gleichgewichtskonzentrationen in der Bodenlösung widerspiegelt (STEFFENS 1984 sowie NÄTSCHER und SCHWERTMANN 1987).

Die jährlichen durchschnittlichen P-Entzüge in Fuchsenbigl nahmen in den letzten 20 Jahren in allen durchgehend gedüngten Varianten sowie in der 0-Parzelle zu, während sie in Rottenhaus und Zwettl abnahmen. Diese Abnahme der P-Entzüge, die den Ergebnissen von WECHSUNG und PAGEL (1993) widerspricht, läßt sich darauf zurückführen, daß im 1. Versuchsabschnitt (bis 1975) in Rottenhaus und Zwettl ein größerer Anteil an Kulturarten mit hohem P-Entzug angebaut wurde. In Rottenhaus waren dies Silomais und Zuckerrübe, in Zwettl - wie bereits oben erwähnt - Klee gras und Hafer-Wickengemenge.

Bemerkenswert ist, daß die ab 1976 nicht mit P gedüngten Varianten bei nahezu allen Varianten und Standorten ähnlich hohe P-Entzüge aufweisen, wie die entsprechenden Varianten, die durchgehend gedüngt wurden. Da - wie bereits in Kapitel 6.3.1.1 erwähnt - auch in der P1-Stufe bereits in den ersten 20 Versuchsjahren beachtliche Mengen an P im Boden akkumuliert wurden (371 bis 562 kg P/ha), dürfte in den nicht mehr mit P gedüngten Folgejahren ein Teil des akkumulierten P verfügbar sein. (vgl. WECHSUNG und PAGEL 1993). Dies könnte jedenfalls zum Teil auch die nicht signifikanten Ertragsrückgänge der ab 1976 unterlassenen Düngung (vgl. Kapitel 5.3.2) erklären. Mit den vor 1976 akkumulierten P-Mengen allein kann jedoch nicht erklärt werden, daß der Rückgang in den P-Entzügen in den Jahren 1976-1995 bei P1 Tho-1975 mit 1,2 - 2,8 kg P/ha*a stärker ausfällt als bei P1 Hyper-1975 (0,2 - 0,4 kg P/ha*a). Vielmehr dürfte diese mit dem relativ stärkeren Absinken der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der P1Tho-1975-Variante in Fuchsenbigl und Rottenhaus zusammenhängen.

6.3.2.3 P-Entzüge einzelner Kulturarten

a) P-Entzüge an den drei Standorten der Dauerversuche

Die tiefsten jährlichen P-Entzüge (mehrfähriges Mittel) über Korn/Rübe aller ausgewählter Varianten sind bei den Kulturarten W-Weizen, W-Roggen, Zuckerrübe in den 0-Parzellen an allen drei Standorten anzutreffen, was gut mit den P-Gehalten im Erntegut und den $P_{CAL/DL}$ -Gehalten im Boden übereinstimmt (s. Kapitel 5.3.7 und 5.3.3). Nur bei S-Gerste und Kartoffel wird der geringe P-Entzug über Korn/Knolle in den 0-Varianten noch von den P1 Hyper-Varianten bzw. der P1 Tho-1975-Variante jeweils auf einem Standort unterschritten.

Die Schwankungsbreite der Korn-P-Entzüge in der 0-Variante ist nur bei S-Gerste in Abhängigkeit vom Standort relativ gering (max. 1,7 kg P/ha). Bei W-Weizen (5,2 kg P/ha), W-Roggen (7,8 kg P/ha) und Zuckerrübe (8,0 kg P/ha) sind diese Standort-Schwankungen wesentlich höher. Die geringsten P-Entzüge über das Erntegut in den 0-Varianten treten bei diesen drei Kulturen am Standort Fuchsenbigl auf.

Der Unterschied im P-Entzug zwischen den ausgewählten Varianten ist nur bei S-Gerste und Zuckerrübe (bei denen der P-Düngungseffekt am höchsten ist) höher als zwischen den Standorten. Der größte Unterschied tritt in der Regel zwischen der 0-Variante (meist

niedrigster P-Entzug) und der P1 Tho-Variante (meist höchster P-Entzug) auf. Besonders hoch ist dieser Unterschied bei Zuckerrübe in Fuchsenbigl mit 20,6 kg P/ha*a.

Die jährlichen P-Entzüge der Erntereste in den 0-Varianten sind bei den betrachteten Kulturarten mehrfach am geringsten. Allerdings variieren bei W-Weizen, S-Gerste und Kartoffel die abgeführten P-Mengen über das Stroh/Kraut zwischen den Varianten absolut gesehen nur wenig (< 2 kg P/ha), deutlicher sind die Unterschiede beim Stroh von W-Roggen (bis 2,9 kg P/ha). Über das Rübenblatt werden in der 0-Variante gar um 6,6 bis 10,5 kg P/ha weniger entzogen als in der Variante mit dem höchsten P-Entzug (P1 Tho).

Die P-Entzüge über Korn/Rübe der P1 Hyper-Varianten liegen am Standort Fuchsenbigl auf ähnlich tiefem Niveau wie jene der 0-Variante, in Rottenhaus und Zwettl häufig deutlich (um bis zu 5,6 kg P/ha) höher. Die - auch wegen der ähnlichen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden wie bei P1 Tho - erwartete Wirkung des Rohphosphats auf dem sauren Standort in Zwettl ist hinsichtlich der P-Entzüge des Erntegutes nur bei W-Roggen und Kartoffel ähnlich wie bei P1 Tho ausgeprägt. Dies steht in Übereinstimmung mit den P-Gehalten (s. Kapitel 6.3.2.5).

Die P-Relativentzüge der Zuckerrübe in den P1 Hyper-Varianten liegen in *Fuchsenbigl* am deutlichsten (20 % d. P1 Tho-Entzüge, einjähriger Wert⁶⁰) unter den bereits tiefen Relativerträgen (66 %, mehrjähriger Ø). Die geringe P-Düngerausnutzung führt zu einem niedrigen P-Gehalt der Rübe in diesen Varianten und somit zu einem noch tieferen relativen P-Entzug im Vergleich zu den Relativerträgen. In Rottenhaus hingegen entsprechen die P-Relativentzüge (78-81 %) der Rübe bei den P1 Hyper-Varianten annähernd den P-Relativerträgen (80-84 %). Dieses Beispiel zeigt, daß die schlechtere P-Verfügbarkeit / schlechtere Wirkung des Rohphosphats am Standort Fuchsenbigl sich stärker auf den P-Gehalt und den P-Entzug auswirkt als auf den Ertrag. Dies ist auch in den P1 Hyper-Varianten bei anderen Kulturarten (z.B. W-Weizen, W-Roggen) am Standort Fuchsenbigl erkennbar (Rel.-Entzüge: 58-66 % gegenüber Rel.-Erträge: 72-85 %, jeweils mehrjähr. Ø).

In Übereinstimmung mit den P-Gehalten (s. Kapitel 6.3.2.5) weist die P1 Tho-Variante - ebenso in häufig guter Übereinstimmung mit den $P_{CAL/DL}$ -Gehalten im Boden - in der Regel die höchsten P-Entzüge über das Erntegut der betrachteten fünf Varianten auf. Dies ist besonders ausgeprägt am Standort Fuchsenbigl bei den hier ausgewählten Kulturarten.

Eine Gegenüberstellung der P-Entzüge der einzelnen Kulturarten mit den Faustzahlen/Literaturwerten erfolgt indirekt über die Diskussion der P-Gehalte in Kapitel 6.3.2.5.

⁶⁰ Der mehrjährige Mittelwert der 0-Parzelle zeigt mit 29 % P-Relativentzug ein leicht höheres Niveau, das in etwa auch für die P1 Hyper-Varianten gilt.

6.3.2.4 P-Bilanzen

Daß annähernd ausgeglichene P-Bilanzen nur die bis 1975 mit 44 kg P /ha*a Thomasphosphat gedüngten Varianten in Fuchsenbigl und Rottenhaus aufweisen, überrascht nicht, angesichts der bereits hohen P-Mengen in der P1-Stufe, die den Entzug vielfach um das Doppelte übersteigen. Nur in den P1 Tho-1975-Varianten (22 kg P /ha*a gemittelt über die 40 Versuchsjahre) kann durch hohe P-Entzüge über 40 Versuchsjahre die 20 jährige überschüssige P-Düngung ausgeglichen werden. Auch aus den Dauerversuchen in Bad Lauchstädt sowie Halle lassen sich ausgeglichene Bilanzen (+/- 0) nur bei einer P-Düngung von 12,9 bzw. etwa 21 kg P /ha*a errechnen (WECHSUNG und PAGEL 1993, STUMPE et al. 1994).

Am höchsten fallen erwartungsgemäß die P-Bilanzüberschüsse aller durchgehend mit 175 kg P /ha*a gedüngten (P2-) Varianten aus. Auf allen drei Standorten sind in den 40 Jahren mehr als 5.000 kg P/ha in den Böden dieser Varianten akkumuliert worden, was - angesichts der P-Bodenvorräte von etwa 1.500 bis 2.600 kg P/ha (in 0-20 cm Bodentiefe, s. Daten der BZI NÖ/Bgld in Kapitel 5.1.1) an diesen drei Standorten - bereits weit die geogenen Flüsse übersteigt.

Bei der P2-Stufe von Thomasphosphat kann die Pflanze zwar ihre Erträge im Vergleich zur P1-Stufe nicht mehr steigern (vgl. Kapitel 5.3.2), sehr wohl aber aufgrund von P-Luxuskonsum ihre P-Gehalte erhöhen. Der P-Entzug in der P2-Tho-Variante erreicht daher auf allen drei Standorten den höchsten Wert aller ausgewählter Varianten (Mehrentzug um 40 bis 141 kg P/ha gegenüber der Variante mit dem zweithöchsten Entzug P1 Tho bzw. P2 Hyper).

6.3.2.5 P-Gehalte in der Pflanze

a) P-Gehalte im Erntegut an den drei Standorten der Dauerversuche

In der 0-Parzellen sind in der Regel die tiefsten P-Gehalte im Erntegut der ausgewählten Kulturarten anzutreffen, was gut mit den niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalten übereinstimmt (s. Kapitel 5.3.7 und 5.3.3). Die Schwankungsbreite der P-Gehalte in der 0-Variante in Abhängigkeit vom Standort ist relativ gering ($\leq 0,05$ % P in TM), eine Ausnahme stellt die Zuckerrübe dar, wo in Rottenhaus um 0,07 % mehr P in der Rüben-TM gemessen wurde als in Fuchsenbigl.

Die P-Gehalte der P1 Hyper-Variante sind vielfach auf ähnlichem Niveau wie jene der 0-Variante, streuen allerdings in Abhängigkeit vom Standort stärker nach oben hin. Die - auch

wegen der ähnlichen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im Boden wie bei P1 Tho - erwartete Wirkung des Rohphosphats auf dem sauren Standort in Zwettl ist, wie bei den P-Entzügen, auch hinsichtlich der P-Gehalte nur bei Kartoffel und Roggen ausgeprägt. Nur bei diesen Kulturen sind gleich hohe bzw. leicht höhere P-Gehalte im Erntegut wie bei P1 Tho festzustellen.

Die P1 Tho-Variante weist - in häufig guter Übereinstimmung mit den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten im Boden - in der Regel die höchsten P-Gehalte im Erntegut der drei betrachteten Varianten auf. Dies ist besonders ausgeprägt am Standort Fuchsenbigl bei allen betrachteten Kulturarten. An diesem Standort hat Hyperphosphat die schlechteste Düngewirkung hinsichtlich $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte und Ertrag von S-Gerste, W-Weizen und Zuckerrübe (s. Kapitel 5.3.2).

b) Gegenüberstellung mit den Faustzahlen/Datensammlungen aus der Literatur

In Tabelle 65 sind die in Kapitel 5.3.7 dargestellten P-Gehalte im Erntegut ausgewählter Kulturarten der drei Dauerversuche den Faustzahlen bzw. Datensammlungen aus der Literatur gegenübergestellt (letztere sind im *Anhang* auch angeführt, allerdings in g P/kg FM).

Bei dieser Gegenüberstellung in Tabelle 65 fällt auf, daß die P-Gehalte im Erntegut der 0-Parzelle häufig leicht bis deutlich über dem Minimumwert der Literatur liegen, in keinem Fall aber den Median der Literaturwerte erreichen. Bei Zuckerrübe hingegen liegen die P-Gehalte der 0-Variante z.T. deutlich unter dem Minimumwert der Faustzahlen/Datensammlungen, bei Roggen sind diese auf zwei Standorten mit dem Minimum annähernd ident.

Die P-Gehalte der P1-Hyper-Variante, die wie erwähnt zum Teil stark streuen, liegen meist über dem Literatur-Minimumwert, nicht jedoch bei Zuckerrübe und - auf einem Standort - bei Roggen. Jedoch reichen auch die P-Gehalte dieser Variante in der Regel nicht an den Median der Literaturwerte heran (Ausnahme: Roggen am Standort Zwettl).

Tabelle 65: Gegenüberstellung der P-Gehalte im Erntegut (*Korn, Rübe, Knolle*) ausgewählter Kulturarten und Varianten der drei Dauerversuche mit den Faustzahlen/Datensammlungen aus der Literatur (Angaben in % TM)

Kulturart	Minimum d. Literatur P in % TM (Quellenbeispiele)	Median d. Literatur P in % TM (Quellenbeispiele)	Maximum d. Literatur P in % TM (Quellenbeispiele)	Dauerversuche P in % TM (alle drei Standorte)
Gerste	0,30 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0,41 * HEGE und WEIGELT (1991) UMWELTBUNDES- AMT BERLIN (1994)	0,56 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0-Parz.: 0,35-0,39 P1 Hyper: 0,34-0,40 P1 Tho: 0,40-0,42
Weizen	0,30 LÖHR (1983, S. 121) HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0,41 * LÖHR (1983, S. 121) HEGE und WEIGELT (1991)	0,56 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0-Parz.: 0,33-0,37 P1 Hyper: 0,32-0,40 P1 Tho: 0,34-0,52
Roggen	0,30 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0,38 * KAAS et al. (1994)	0,56 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0-Parz.: 0,30-0,35 P1 Hyper: 0,30-0,38 P1 Tho: 0,36-0,38
Zucker- rübe	0,13 ** UMWELTBUNDES- AMT BERLIN (1994) *	0,17 ** UMWELTBUNDES- AMT BERLIN (1994) DLG (1995)	0,21 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 256)	0-Parz.: 0,05-0,12 P1 Hyper: 0,05-0,14 P1 Tho: 0,14-0,15
Kartoffel	0,20 *** LÖHR (1983, S. 119)	0,26 *** HEGE und WEIGELT (1991)	0,32 HYDRO AGRI DÜLMEN (1993, S. 546)	0-Parz.: 0,23 P1 Hyper: 0,25 P1 Tho: 0,25

* 86 % TM im Korn bei der Umrechnung von g/kg FM auf P in % TM angenommen

** 23 % TM der Rübe angenommen

*** 22 % TM der Knolle angenommen

bei allen weiteren Werten wurde der TM-Gehalt angegeben.

Die 0-Parzelle und - mit Einschränkungen - die P1 Hyper-Variante der drei Dauerversuche entsprechen am ehesten den Bedingungen des Biologischen Landbaus. In dieser Arbeit wurden bei den durchgeführten Hoftorbilanzen die Produkte des Biologischen Landbaus mit den Minimumwert der Literatur bewertet („Standardvariante“). Damit dürften - unter Annahme der Gültigkeit der Dauerversuchsergebnisse für die untersuchten Biobetriebe - bestimmte P-Exporte der Biobetriebe leicht unterschätzt werden. Eine leichte Reduktion der P-Salden (um \emptyset etwa 0,5 - 1 kg P/ha*a) wäre unter diesen Bedingungen angebracht, was in der Medianvariante in - wenn auch etwas überhöhter Form - errechnet wurde.

Die bei der „Standardvariante“ angewandte Vorgangsweise, *Zukäufe* aus konventionellen Betrieben mit dem Median der P-Gehalte aus Faustzahlen/Datensammlungen zu bewerten, wird zumindest von den Ergebnissen der P1 Tho-Variante in der Regel als richtig bestätigt. Da im konventionellen Landbau vielfach leicht lösliche P-Dünger (Superphosphat, Thomasphosphat) eingesetzt werden, dürften die Ergebnisse dieser Variante für diese Bewirtschaftungsform von Relevanz sein. Dies auch deswegen, weil P1 Tho in der Regel einen ähnlichen Effekt auf Ertrag und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt im Boden wie die P1-Superphosphat-Variante hat (s. Anhang sowie SPIEGEL et al. 2000), sodaß auch für beide Düngeformen ähnliche P-Gehalte angenommen werden können.

Neben dem pro Ertragseinheit geringeren P-Entzug sind niedrigere P-Gehalte im Korn von Getreide auch aus ernährungsphysiologischer Sicht von Vorteil (FEIL und BÄNZIGER 1999). Denn mit dem geringeren P-Gehalt ist auch der Phytat-Gehalt (Phytat = Hauptspeicherform von P in Getreidekörner) niedriger, was ernährungsphysiologische Nachteile des Phytats (Phytat reduziert die Aufnahme von Zink und weiteren Mineralstoffen im Verdauungstrakt bei Mensch und Monogastriden) verringert. ISERMANN (1994, S. 25) weist generell auf die P-Überschüsse in der menschlichen Ernährung hin, was durch die überschüssige Ernährung mit (tierischem) Eiweiß bedingt ist und hohe P-Gehalte im Abwasser zur Folge hat.

c) Gegenüberstellung der P-Gehalte aus den Dauerversuchen mit jenen von Biobetrieben

NOLTE (1989) ermittelte die in Tabelle 66 dargestellten P-Gehalte für den 6-8 Jahre biologisch-dynamisch bewirtschafteten Boschheidehof (Niederrheinisches Tiefland/D)

Tabelle 66: Gegenüberstellung der P-Gehalte des biologisch-dynamisch bewirtschafteten Boschheidehof (NOLTE 1989) mit jenen ausgewählter Varianten der Dauerversuche

Kulturart	P-Gehalt Boschheidehof (NOLTE 1989, Tab. A 3a) * P in % TM	Dauerversuche P in % TM (alle drei Standorte)
W-Weizen	0,37	0-Parz.: 0,33-0,37 P1 Hyper: 0,32-0,40
W-Roggen	0,34	0-Parz.: 0,30-0,35 P1 Hyper: 0,30-0,38
Kartoffel	0,29	0-Parz.: 0,23 P1 Hyper: 0,25

*errechnet aus der Anhangtabelle 3 (Tab. A 3a). Tab A 3a enthält Ø-P-Gehalte aus drei Jahren (NOLTE 1989, S. 46). Der TM-Gehalt ging aus Tab A 3a nicht hervor, sodaß 86 % TM für Getreide und 22 % TM f. Kartoffel angenommen wurde.

Aus Tabelle 66 geht hervor, daß die hier nach NOLTE (1989) errechneten P-Gehalte des biologisch-dynamischen Betriebes - trotz der relativ hohen $P_{CAL/DL}$ -Gehalte (10-19 mg $P_2O_5/100g$ Boden im Untersuchungszeitraum) - bei W-Weizen und W-Roggen deutlich unter dem Median der Faustzahlen/Datensammlungen (s. Tabelle 65) und im oberen/mittleren Bereich der 0- und P1 Hyper-Variante liegen. Bei der Kartoffel hingegen ist der P-Gehalt aus NOLTE (1989) deutlich höher als jener der beiden genannten Dauerversuchsvarianten und auch höher als der Median der Literaturwerte.

SCHMITT (1993) konnte im Korn von Winterweizen keine wesentlichen Unterschiede zwischen dem biologisch-dynamischen und den beiden konventionellen Betrieben feststellen. Die P-Gehalte im Korn variierten im Durchschnitt zwischen 0,43 bis 0,47 % P in TM. Der P-Gehalt im Bio-Weizen lag bei $\bar{\varnothing}$ 0,46 % TM. Damit sind diese Werte höher wie alle betrachteten Varianten der drei Dauerversuche mit Ausnahme der P1 Tho-Variante in Fuchsenbigl. Der Median der Faustzahlen/Datensammlungen liegt mit 0,41 % knapp unter diesen Werten. Die P_{DL} - Gehalte in der Untersuchung von SCHMITT (1993) lagen bei 10,3 (Biobetrieb) bis 26-33 mg $P_2O_5/100g$ Boden (konv. Betriebe).

6.3.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse aus den drei österreichischen P-Dauerversuchen auf Bedingungen des Biologischen Landbaus

6.3.3.1 Übertragbarkeit der Dauerversuchsergebnisse auf die Biobetriebe in den Untersuchungsregionen

Bei der Auswertung der drei P-Dauerversuche in NÖ wurden jene Varianten ausgewählt, die hinsichtlich der P-Düngeform für den Biologischen Landbau von Relevanz sind (s. Kapitel 4.3.1).

Für die Praxis des Biologischen Landbaus ist aus den Versuchen bei aller Vorsicht der Interpretation von Dauerversuchsergebnissen (vgl. KUNDLER 1982) zu folgern, daß ein Verzicht auf mineralischen P-Dünger auch in einem langjährigen Zeitraum auf diesen Standorten häufig keine signifikanten Ertragseinbußen zur Folge hat. Tendenzielle Ertragsrückgänge der 0-Variante dürften sich weiter verringern, wenn die Erntereste und somit größere P-Mengen rückgeführt werden, was in diesen Versuchen bis zum Jahr 1991 nicht geschah (s. Kapitel 6.3.3.2), aber im Biologischen Landbau praxisüblich ist.

Zudem strebt der Biologische Landbau nicht die Spitzenerträge (ökonomische Höchsterträge) des konventionellen Landbaus an (NOLTE 1989, S. 17), wie sie u.a. in der P1-Abstufung von Thomas- und Superphosphat erzielt wurden. Die P-Entzüge bzw. der P-Bedarf der Pflanze sind daher im Biologischen Landbau auch geringer. Dies wiederum hat geringere Anforderungen an den Gehalt leicht löslicher P-Gehalte im Boden zur Konsequenz (s. MUNK 1983 zit. in NOLTE 1989, S. 151).

Werden zudem die errechneten P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe in Nieder- und Oberösterreich berücksichtigt, so fällt auf, daß die Biobetriebe um rund 9 - 16 kg P/ha*a weniger den P-Vorrat im Boden beanspruchen, als die 0-Parzellen der Dauerversuche (der MF-Betrieb 3 hat den höchsten negativen P-Saldo von -6,5 kg P/ha*a, die P-Salden in der 0-Parzelle der Dauerversuche liegen bei \emptyset -15,2 kg P/ha bis -16,3 kg P/ha*a). Somit könnte ein derartig großes P-Mobilisierungspotential, wie es in den 0-Varianten der drei P-Dauerversuche beobachtet wird, über einen wesentlich längeren Zeitraum als 40 Jahre den P-Output der Biobetriebe (über Verkauf von pflanzlichen und tierischen Produkten) ausgleichen.

Da die hohen Erträge und P-Entzüge der 0-Parzellen nicht nur auf Lößböden (Fuchsenbigl) sondern auch auf mittelschwere (silikatische) bis schwere Braunerdeböden (Zwettl, Rottenhaus) erzielt wurden und in der Literatur derartige Ergebnisse auch für einem Sandstandort (Thyrow/D) zu finden sind, erscheint die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf einen relativ weiten Standortbereich der ackerbaulich genutzten Teile der Untersuchungsregionen (NÖ/Bgld) möglich.

Das im Biologischen Landbau zugelassene Rohphosphat brachte in der Regel keine signifikanten Ertragseffekte im Vergleich zur nicht mit P gedüngten 0-Variante (eine Ausnahme bildete der Ertrag der Sommergerste in Rottenhaus, s. Kapitel 5.3.2). Dies tritt u.a. in der P1 Stufe auf, in der die jährliche P-Düngergabe den P-Entzug bereits um mehr als 20 kg P/ha übersteigt.

An den Standorten Zwettl (pH -Wert = 5,3) und Rottenhaus (pH = 6,6) sind bei Roggen, S-Gerste, W-Weizen, Zuckerrübe und Kartoffel aber meist tendenzielle Ertragseffekte durch die Hyperphosphatdüngung erkennbar, die sich in Zwettl auch in - im Vergleich zur 0-Variante - deutlich höheren $P_{CAL/DL}$ -Gehalten widerspiegeln. Die meist fehlende Ertragswirkung des Rohphosphatdüngers auf stark $CaCO_3$ -hältigen Böden, wie sie in Fuchsenbigl vorherrschen, ist bereits vielfach nachgewiesen worden.

6.3.3.2 Gegenüberstellung der Versuchsanlage der Dauerversuche mit Charakteristiken des Biologischen Landbaus

a) Bedingungen der P-Mobilisierung

Die ausgewerteten Dauerversuche wurden unter Bedingungen der konventionellen Landwirtschaft durchgeführt mit folgenden für die P-Mobilisierung einschränkenden Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. -charakteristiken:

- a) *keine organische Düngung*
- b) *leguminosen-arme Kulturartenabfolge* (in Fuchsenbigl und Rottenhaus)
- c) *in der Regel kein Zwischenfruchtanbau*
- d) *Fungizideinsatz* (allerdings nicht in jedem Jahr)
- e) *keine Rückführung der Erntereste bis 1991 (=36 Versuchsjahre)*

- f) u.a. daher *große P-Defizite der 0-Parzellen*, die auch aus dem hohen Ertragsniveau resultieren, das u.a. aufgrund der mineralischen N- und K-Düngung in praxisüblicher Höhe (des konventionellen Landbaus) erzielt wurde.

Ein noch höheres P-Mobilisierungspotential wie in den 0-Varianten der ausgewerteten P-Dauerversuche scheint dann im Biologischen Landbau (zumindest auf ähnlichen Standorten wie jene der Dauerversuche) möglich, wenn Maßnahmen einer konsequenten - für diese Bewirtschaftungsform charakteristischen - Humuswirtschaft verfolgt werden (Rückführung der Erntereste, organische Düngung, Zwischenfruchtanbau, weite Fruchtfolgen⁶¹, Bedeckung des Bodens über Winter bzw. Vermeidung von Schwarzbrache, geringer Hackfruchtanteil, HEß und LINDENTHAL 1997, WEBER 1997, LINDENTHAL et al. 1999). Eine ausreichende N-Versorgung, die in den drei Dauerversuchen jedenfalls gegeben war, ist für eine hohe P-Mobilisierung ebenfalls von großer Bedeutung (GÖRLITZ 1985, NOWACK 1990, SCHELLER 1993b).

Im Biologischen Landbau sind höhere Mykorrhizierungsgrade als im konventionellen Anbau nachgewiesen (STEFFAN 1985, VAN DER WERFF und BUYS 1990, WERNER et al. 1990, SATTELMACHER et al. 1991, DOUDS et al. 1992, RYAN et al. 1994). Das läßt einen höheren Mykorrhiza-Besatz in vielen Biobetrieben im Vergleich zu den drei P-Dauerversuchen erwarten. Dies ist - neben der höheren bodenbiologischen Aktivität und einem höheren P_{org} -Umsatz im Biologischen Landbau (OEHL 1999, OBERSON et al. 2000) - ein wichtiger Faktor für hohe P-Mobilisierungsleistungen dieses Bewirtschaftungssystems. Der höhere Mykorrhiza-Besatz ist zum einen auf den Verzicht auf Fungizide und auf eine hohe bodenbiologische Aktivität bei dieser Bewirtschaftungsform zurückzuführen (s. Kapitel 2.5.2). Zum anderen sind niedrige Gehalte an löslichem Phosphat im Boden bzw. der Verzicht auf leicht lösliche P-Dünger für die Mykorrhizierung förderlich ebenso wie eine nicht-maximierte N-Düngung. Auch diese letztgenannten Bedingungen gelten für viele der untersuchten Biobetriebe, was auch für weitere Biobetriebe in der Literatur (s. Kapitel 2.4.1 und 2.5.4.1) bestätigt wird.

Die Wirksamkeit der organischen Düngung auf die P-Verfügbarkeit, die in der Literatur mehrfach beschrieben ist (s. Kapitel 2.5), zeigen WECHSUNG und PAGEL (1993) in einem P-Dauerversuch auf Lößböden auf: Die Variante, die durchgehend mit 200 dt Stallmist gedüngt wurde, weist Relativerträge von 79 bis 91 % auf (NPK =100%), die im Vergleich zur P0-Variante (74 bis 84 %) höher liegen (bes. bei Winterweizen, Zuckerrübe und Kartoffel). Auf Sandböden in Thyrow konnte allerdings die reine Stallmist-Düngungsvariante im 44 jährigen Versuchszeitraum nur Erträge von 67 % (in den Jahren 1977-1980) bis 84 % (1967-1976) erzielen (PAGEL et al. 1982). Damit dürfte sich auf diesem Standort die Bedeutung eines hohen Gehaltes an leicht verfügbarem N für die Ertragsbildung zeigen, da die nicht mit

⁶¹ „Weite Fruchtfolgen“ bedeutet in diesem Zusammenhang arten- und leguminosenreiche Kulturartenabfolge, bei der die aus phytopathologischer Sicht notwendigen Anbaupausen der einzelnen Arten in jedem Fall eingehalten werden.

P gedüngte 0-Parzelle (N-K-Variante) einen Relativertrag von 79-83 % (im Zeitraum 1967-1980) aufwies.

b) Erträge

Die Erträge der hier ausgewerteten P-Dauerversuche, die unter Bedingungen des konventionellen Anbaus durchgeführt wurden/werden, entsprechen in der Regel etwa den \emptyset Erträgen der konventionell wirtschaftenden Betriebe in Österreich (Zeitraum 1980-1999), jene der P1 Tho-Varianten liegen sogar meist deutlich darüber (BMLFUW 2000, S. 220). Die in den Dauerversuchen ermittelten Ertragsreduktionen durch unterlassene P-Mineraldüngung scheinen im Biologischen Landbau selbst bei den Kulturen Sommergerste und Zuckerrübe tolerierbar, zumal dieses Landbausystem nicht die Erträge der konventionellen Landwirtschaft anstrebt.

Inwieweit es innerhalb dieser Bewirtschaftungsform bei sehr hohen negativen P-Bilanzen (wie jene der 0-Parzellen), zu deutlich höheren Ertragsrückgängen kommen könnte, kann aus diesen Versuchen nicht abgeleitet werden. Zudem dürften in der Praxis nur äußerst selten P-Bilanzen von >-15 kg P/ha*a vorkommen (s. Kapitel 6.2.3). Eine derartige Bewertung kann auch nicht über den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt durchgeführt werden, da dieser als Indikator der P-Versorgung für den Biologischen Landbau häufig nur eine sehr bedingte Aussagekraft im Hinblick auf die P-Versorgung besitzt (s. Kapitel 2.5.4.2 und 6.1.4).

6.3.4 Diskussion der Arbeitshypothese 3

Arbeitshypothese 3:

Langfristiger Verzicht auf mineralische P-Düngung wird durch verstärkte, anhaltend hohe P-Mobilisierungsleistungen des Systems Pflanze-Boden kompensiert, auch wenn trotz hoher P-Entzüge im Ackerbau keinerlei P-Input über zugekaufte Dünger und Ernterückstände erfolgt und somit stark negative P-Bilanzen vorliegen.

Die Arbeitshypothese 3 kann aufgrund der ausgewerteten drei ackerbaulichen P-Dauerversuche in NÖ weitgehend angenommen werden, die zudem bereits publizierte Dauerversuchsergebnisse im Mitteleuropa in ihren Ergebnissen bestätigen (s. Kapitel 2.5.3 und 6.3.1).

So wurden in den 0-Parzellen aller drei Versuchsstandorte - im Vergleich zur P1-Thomasphosphat-Variante (die meist die höchsten Erträge erzielte) - in der Regel nicht signifikante Ertragsrückgänge (von 1-26 %) trotz 20-40 Jahre unterlassener P-Düngung und hoher negativer P-Bilanzen (\emptyset 15,2 bis 16,3 kg P/ha*a) gemessen. Ausnahme bilden hierbei Sommergerste und Zuckerrübe. Bei diesen Kulturen hat eine langfristig unterlassene P-Düngung - im Vergleich zur P1 Tho-Variante - signifikante Ertragsrückgänge von 16-35 %

zur Folge. Die Erträge von mehrjährigen Leguminosen (Luzerne und Rotklee) blieben hingegen ohne P-Düngung annähernd gleich hoch wie jene aller mit P gedüngten Varianten.

Anhaltend hohe P-Mobilisierungsleistungen des Systems Pflanze-Boden sind bei unterlassener P-Düngung an allen drei Versuchsstandorten zu beobachten. Die P-Entzüge betragen in den 0-Varianten $\bar{\varnothing}$ 16,2 bis 17,3 kg P/ha*a und in Summe über 40 Jahre 649 bis 694 kg P/ha. Die P-Bilanzen der 0-Parzellen sind wie erwähnt stark negativ und betragen über die 40 Versuchsjahre -609 bis -654 kg P/ha. Dies liegt zum einen an der unterlassenen P-Düngung (auch organische Dünger wurden nicht eingesetzt) und zum anderen an der, neben dem Erntegut, bis zum Jahr 1991 vollständigen Abfuhr der Erntereste.

Zudem bleiben trotz anhaltend hoher Erträge und P-Entzüge durch das Erntegut die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der 0-Varianten auf allen drei Standorten ab dem Jahr 1966 (Beginn der CAL-Messung) nahezu unverändert bzw. steigen sogar leicht an.

Diese Ergebnisse zeigen, daß die aus der Literatur vor allem für tiefgründige Lößböden ermittelten großen, anhaltenden P-Mobilisierungsleistungen bei langjährigem P-Düngeverzicht auch am Löß-Standort Fuchsenbigl vorhanden sind. Darüber hinaus wurde dies auch für eine mittelschwere silikatische (Standort Zwettl) sowie für eine schwere Braunerde (Rottenhaus) in dieser Arbeit nachgewiesen. Es scheint, daß eine Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser drei P-Dauerversuche auf einen relativ weiten Standortbereich der ackerbaulich genutzten Teile der Untersuchungsregionen (insbesondere in NÖ und Bgld) möglich sein dürfte (zudem sind auch im Dauerversuch Thyrow/Ostdeutschland für einen sandigen Boden ähnliche Ergebnisse wiederzufinden).

Im Biologischen Landbau ist gegenüber diesen P-Dauerversuchen möglicherweise mit noch höheren P-Mobilisierungsleistungen zu rechnen, wenn eine ausreichende N-Versorgung (als eine wichtige Voraussetzung für eine hohe aktive Nährstoffmobilisierung) gewährleistet ist. Dies deswegen, da im Biologischen Landbau durch die organische Düngung, Rückführung von Ernteresten und Zwischenfruchtanbau vielfach der Humusgehalt sowie die bodenbiologische Aktivität im Vergleich zum konventionellen Landbau erhöht ist. Dadurch ist u.a. eine erhöhte P-Nachlieferung aus dem organisch gebundenen P nachzuweisen. Zudem sind bei Biobetrieben nur in sehr seltenen Fällen so hohe negative P-Bilanzen zu erwarten, wie sie in den 0-Varianten der drei P-Dauerversuche aufgetreten sind.

Die ermittelten Ertragsreduktionen durch unterlassene P-Mineraldüngung scheinen im Biologischen Landbau selbst bei den Kulturen Sommergerste und Zuckerrübe tolerierbar. Denn dieses Landbausystem strebt nicht die hohen Erträge dieser sowie der in der Literatur dokumentierten P-Dauerversuche (NPK-Varianten) an, die alle mehr oder weniger unter Bedingungen des konventionellen Anbaus durchgeführt wurden/werden. Konkrete (abgesicherte) Schlußfolgerungen zum Ertragsverhalten *unter Bedingungen des Biologischen Landbaus* nach jahrzehntelangem P-Düngeverzicht können jedoch aus diesen hier ausgewerteten P-Dauerversuchen nicht abgeleitet werden.

Die **Arbeitshypothesen 4 bis 6** werden im **Kapitel 7 Schlußfolgerung** erörtert.

7 Synthese / Schlußfolgerungen

Die Schlußfolgerungen bzw. Synthese aus den Ergebnissen dieser Arbeit erfolgt in Verbindung mit dem Stand des Wissens über die Diskussion der Arbeitshypothesen 4 bis 6.

7.1 Diskussion der Arbeitshypothese 4

Arbeitshypothese 4:

Ertragseinbußen im Biologischen Landbau infolge P-Mangel sind auch über mehrere Jahrzehnte in den betrachteten Bundesländern in der Regel nicht zu erwarten, da neben ausgeglichenen oder nur leicht negativen P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe und hohen P-Bodenvorräten auf vielen Standorten auch eine anhaltend hohe P-Verfügbarkeit gegeben ist.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen Übereinstimmung mit der Arbeitshypothese 4, wobei allerdings nicht auf langjährige Untersuchungen auf Biobetrieben zurückgegriffen werden konnte. Die Annahme dieser Hypothese bezieht sich zum einen auf die rein quantitative Gegenüberstellung von P-Vorräten in den Böden und den P-Hoftorbilanzen typischer Biobetriebe in den betrachteten Bundesländern.

Zum anderen wird die Hypothese von den Ergebnissen der ausgewerteten P-Dauerversuche - und auch von der diesbezüglichen Literatur - erhärtet, die auf die Existenz hoher P-Mobilisierungspotentiale für eine große Zahl unterschiedlicher Standorte auch bzw. gerade bei stark negativen P-Bilanzen hinweisen (s. Diskussion zur Hypothese 3).

Aktuelle Publikationen belegen die Mobilisierung schwer verfügbarer P-Fractionen im Biologischen Landbau. Diese und die Ergebnisse aus den P-Dauerversuchen lassen den Schluß zu, daß der P_t -Gehalt für die Abschätzung der P-Versorgung bei dieser Bewirtschaftungsform große Bedeutung hat.

a) Höhe der P-Bodenvorräte und ihre Gegenüberstellung mit den P-Hoftorbilanzen der Biobetriebe

Die P-Vorräte in den Böden der betrachteten Bundesländer sind in Relation zu den P-Hoftorbilanzsalden der untersuchten Biobetriebe (Mittelwert -1,9 bis +7,8 kg P/ha*a; Minimum -6,5 , Maximum +15,6 kg P/ha*a) und jener aus der Literatur (-11,0 bis + 23,0 kg P ha*a) sehr hoch:

- So liegen die P-Bodenvorräte an den BZI-Punkten der vier Länder im Acker und im (nicht extensiven) Grünland in 0-20 cm Bodentiefe im Median bei 760 bis 1.100 ppm bzw. 2.280 bis 3.300 kg P/ha. Im extensiven Grünland/auf Almen, wo meist ausgeglichene P-Hoftorbilanzen in den Biobetrieben beobachtet werden, sind an den BZI-Punkten P_t -Gehalte von rund 1.700 kg P/ha (Median) anzutreffen.
- Die P-Gehalte aus dem Unterboden sind dabei noch nicht berücksichtigt. Diese machen häufig einen erheblichen Anteil an der P-Aufnahme der Pflanze aus, was im Biologischen Landbau (u.a. wegen des Anbaus mehrjähriger tiefwurzelnder

Leguminosen und eines häufig höherer Regenwurmbesatzes) von besonderer Relevanz ist. In Salzburg und Tirol (wo Daten aus dem Unterboden vorliegen) sind vielfach hohe P_t -Gehalte anzutreffen (Slbg: > 2.500 kg P/ha in 30-70 cm, Tirol: 2.100-2.600 kg P/ha in 25/30-45/50 cm Bodentiefe, jeweils Mediane).

- Somit wären, rein quantitativ gesehen, selbst bei den (leicht) negativen P-Hoftorbilanzen (die meist bei den Marktfruchtbetrieben auftreten) eine jahrzehntelange biologische Bewirtschaftung (bei weitgehendem Verzicht auf mineralische P-Dünger und geringem Zukauf organischer Dünger) in diesen Bundesländern nur mit einer relativ geringen Reduktion der P-Bodenvorräte verbunden. Daß die Verringerung der P-Bodenvorräte in ähnlichem oder größerem Ausmaß auch langfristig nur relativ geringe Ertragsdepressionen zur Folge hat, belegen eine Reihe von langjährigen Dauerversuchen unter Bedingungen des konventionellen Landbaus.

b) P-Mobilisierungsleistungen, langfristige P-Nachlieferung

Die in dieser Arbeit ausgewerteten drei P-Dauerversuche in NÖ zeigen in Übereinstimmung und Ergänzung mit internationalen P-Dauerversuchen für einen relativ weiten Standortbereich große, anhaltende P-Mobilisierungsleistungen mit relativ geringen Ertragsdepressionen bei langjährigem P-Düngeverzicht auf. Gleichzeitig strebt die Biologische Landwirtschaft nicht die Spitzenerträge des konventionellen Landbaus (NPK-Varianten der Dauerversuche) an.

Eine Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf größere Teile der ackerbaulich genutzten Fläche der Untersuchungsregionen (insbesondere in NÖ und Bgld) - besonders bei einer großflächigen Umstellung auf Biologischen Landbau - erscheint daher denkbar. Dafür sprechen folgende weitere Zusammenhänge:

- Im Biologischen Landbau ist durch die organische Düngung, Rückführung von Ernteresten und Zwischenfruchtanbau vielfach der Humusgehalt sowie die bodenbiologische Aktivität und die Mykorrhizierung im Vergleich zum konventionellen Landbau erhöht. Daher ist möglicherweise mit noch höheren P-Mobilisierungsleistungen als in den Dauerversuchen zu rechnen, zumal diese unter Bedingungen der konventionellen Landwirtschaft durchgeführt werden. Für hohe P-Mobilisierungsraten im Biologischen Landbau muß u.a. eine ausreichende N-Versorgung und eine konsequente Humuswirtschaft (wichtige Voraussetzungen für die aktive Nährstoffmobilisierung) gewährleistet sein.
- Bei Biobetrieben sind nur in sehr seltenen Fällen so hohe negative P-Bilanzen zu erwarten, wie sie in den 0-Varianten der drei Dauerversuche aufgetreten sind, sodaß die P-Nachlieferung aus den Bodenvorräten für die Versorgung der Pflanze geringer sein kann.

Daraus folgend kann die von BOSSHARD (1999, S. 70), PAGEL et al. (1999) und WEIER (1999 zit. in BOSSHARD 1999) gezogene Schlußfolgerung erhärtet werden:

Die Überbeanspruchung der P-Bodenvorräte (Ertragsdepressionen aufgrund schlechter P-Nachlieferung) durch eine starke Reduktion des P-Mineraldüngereinsatzes im Biologischen Landbau stellt bei den meisten Böden und Betriebstypen nur sehr langfristig ein Risiko dar.

Ein mögliches Risiko der Überbeanspruchung der P-Bodenvorräte manifestiert sich aus Sicht dieser Arbeit mittelfristig nur unter folgenden Bedingungen:

- Bei Biobetrieben, die langjährig stark defizitäre P-Hoftorbilanzsalden aufweisen (z.B. intensive Marktfrucht-Betriebe mit keinem P-Zukauf über organische Dünger).
Inwieweit jene Biobetriebe, die (stark) defizitäre P-Bilanzen aufweisen, eine nachhaltige Bodenfruchtbarkeit hinsichtlich der P-Versorgung aufweisen, kann nur über längerfristiges Monitoring auf diesen Biobetrieben ermittelt werden (s. auch OBERSON et al. 2000).
- Bei erosionsgefährdeten Standorten, die gleichzeitig nur geringe P-Vorräte aufweisen. Dies ist in diesen Untersuchungsgebieten nur in folgenden Regionen der Fall: KPG westlicher und östlicher Wienerwald, Kleingebiete im nördlichen Teil des Bezirkes Krems, SO-Teil des Bezirkes Zwettl, kleine Teile der Wachau (alle NÖ) sowie KPG Tennengau (Slbg).
Die Erosion und Abschwemmung als P-Austragspfade aus dem Betrieb dürften im Biologischen Landbau häufig wesentlich geringer sein als im konventionellen Landbau. Darauf weisen einige publizierte Arbeiten hin. Darüber hinaus ist bei Dauergrünlandnutzung, die in weiten Teilen Salzburgs, Tirols sowie in den niederösterreich. Voralpen und Teilen des Waldviertels vorherrscht, die Erosion häufig stark reduziert.
- Bei P-fixierenden Böden (z.B. stark saure und basische Standorte, staunasse und schwere Böden) mit niedrigem Humusgehalt. Die kontinuierliche P-Nachlieferung ist hier oftmals stark beeinträchtigt.
- Bei Böden mit gleichzeitig niedrigem P_t - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt: Auch hier ist davon auszugehen, daß die P-Verfügbarkeit eingeschränkt ist. Dies gilt insbesondere für *humusarme Sandböden*, die häufig geringe P_t -Gehalte aufweisen und zudem eine geringe Wasserspeicherfähigkeit besitzen, was in Trockenzeiten bzw. in Trockengebieten ein zusätzlich beeinträchtigender Faktor für die P-Versorgung darstellt.

In der folgenden Diskussion der Arbeitshypothese 5 werden Strategien der P-Düngung im Biologischen Landbau für diese Risikostandorte kurz diskutiert.

7.2 Diskussion der Arbeitshypothese 5

Arbeitshypothese 5:

Die gegenwärtig nicht selten anzutreffende P-Düngungspraxis im Biologischen Landbau, aufgrund einer geringen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltseinstufung der Böden eine Rohphosphatdüngung vorzunehmen, ist meist nicht sinnvoll, da die Düngung mit Rohphosphat nur auf Ausnahmestandorten eine Ertragswirksamkeit zeigt und der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt im Biologischen Landbau nur sehr eingeschränkt die P-Verfügbarkeit widerspiegelt.

a) Kritik der Rohphosphat-Düngung im Biologischen Landbau

Die Arbeitshypothese 5 kann hinsichtlich der Kritik zum Einsatz des Rohphosphates mit folgender Einschränkung angenommen werden:

Die Rohphosphat-Düngung zeigt nur auf sauren Standorten eine tendenzielle Ertragswirksamkeit, die mit sinkendem pH sowie mit höherem Humusgehalt und umfangreicherem Wurzelsystem zunimmt. Dies ist aus den Ergebnissen der Dauerversuche ersichtlich und in der Literatur mehrfach dokumentiert. So brachte die Hyperphosphat-Düngung in der Regel auf allen drei Versuchsstandorten zwar keine signifikanten Ertragseffekte im Vergleich zur nicht mit P gedüngten 0-Variante (eine Ausnahme war bei Sommergerste in Rottenhaus festzustellen). An den Standorten Zwettl (pH-Wert = 5,3) und Rottenhaus (pH = 6,6) sind aber bei Getreide und Hackfrüchten häufig tendenzielle Ertragseffekte durch die Hyperphosphatdüngung erkennbar.

Auch dürfte der Hyperphosphat-Einsatz auf P-armen (Sand-)Böden eine mittelfristige Erhöhung der P-Nachlieferung bewirken, wenn eine Erhöhung des P-Bodenvorrates mittels einer Düngung über den P-Entzug hinaus erfolgt.

Dennoch steht in jedem Fall der Rohphosphat-Einsatz im Widerspruch zu den Systemprinzipien des Biologischen Landbaus (Schonung der natürlichen Ressourcen). Auf P-Mangelstandorten bzw. auf Standorten/Betrieben mit den oben (in Kapitel 7.1) genannten Risikofaktoren stellt sich somit die Frage nach ökologisch sinnvollen Alternativen mit möglicherweise besserer Düngewirkung (s. unten Punkt b).

Häufig wird der Einsatz von Rohphosphat empfohlen, wenn sehr niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte vorliegen. Über die Aussagekraft des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes wird unten in Kapitel c) näher eingegangen. Hier sei zunächst nur die $P_{\text{CAL/DL}}$ -erhöhende Wirkung des Hyperphosphat-Einsatzes in Frage gestellt:

Aus den Ergebnissen der P-Dauerversuche ist die nur sehr langsame Wirkung des Rohphosphates hinsichtlich einer Erhöhung des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes erkennbar, was zudem auch nur auf sauren Standorten (pH < 5,5) gilt. So hat in Fuchsenbigl und Rottenhaus der Hyperphosphat-Einsatz, der in beiden Dünge­stufen weit über den P-Entzug lag, auch über eine jährliche, 40 Jahre hindurch erfolgte Düngung keine bzw. nur eine sehr geringe Erhöhung des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes zur Folge. Am sauren Standort Zwettl konnte bei diesem Düngungsregime erst nach 15 - 20 Versuchsjahren eine deutliche Anhebung der $P_{\text{CAL/DL}}$ -

Gehalte gemessen werden. Niedrige $P_{CAL/DL}$ -Werte konnten in diesen Versuchen somit - wenn überhaupt - nur mittelfristig über eine hohe Rohphosphat-Düngung angehoben werden, was in der Literatur bereits seit längerem dokumentiert ist.

b) Alternativen zum Einsatz von Rohphosphat im Biologischen Landbau

➤ **Kompost**

Kompostdüngung steht hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte, insbesondere im Falle einer regionalen Herkunft des Kompostes (was häufig in der Praxis der Fall bzw. realisierbar ist) und aus Sicht der Bodenfruchtbarkeit (u.a. Erhöhung des Humusgehaltes) in weit aus besserem Einklang mit den Zielsetzungen des Biologischen Landbaus als der Einsatz von Rohphosphat (oder Thomasphosphat, das zwar nach EU-VO 2092/91 für den Biologischen Landbau zugelassen, aber in einigen Bioverbänden Österreichs verboten und zudem immer weniger im Handel ist). Aus aktuellen Versuchsergebnissen im Ackerbau und Grünland zeigt sich zudem die sehr hohe P-Verfügbarkeit von Kompost, die dem Hyperphosphat überlegen ist.

Die positive Wirkung organischer Dünger im allgemeinen auf die P-Verfügbarkeit im Boden ist mehrfach publiziert, sodaß u.a. auch der Zukauf von Stallmist sich positiv auf die P-Versorgung und auch auf den Humusgehalt auswirkt.

Da kein Ökosystem auf Dauer seine Leistungsfähigkeit aufrechterhalten kann, ohne sich im Fließgleichgewicht zu befinden (ODUM 1980), ist langfristig bei Biobetrieben mit defizitären P-Hoftorbilanzsalden ($> - 4,5 \text{ kg P/ha}$) eine regionale Stoffkreislaufschließung über organische Zukaufdünger (z.B. (Bioabfall-)Komposte) im Sinne einer nachhaltigen P-Versorgung bedeutsam. Dies ist besonders auf Standorten wichtig, die einen geringen P-Bodenvorrat und/oder eine schlechte P-Nachlieferung aufweisen (z.B. P-arme Sandböden, schwere und saure Böden, s. oben Risikostandorte)

➤ **Innerbetriebliche Maßnahmen zur Steigerung der P-Mobilisierung**

Die folgenden Maßnahmen zur Steigerung der aktiven Nährstoffmobilisierung tragen zur Erhöhung der P-Verfügbarkeit bei, was auch in aktuellen Publikationen bestätigt wird:

- Maßnahmen der Humuswirtschaft (damit im Zusammenhang: Erhöhung des Humusgehaltes und der -qualität sowie der bodenbiologischen Aktivität inkl. der Mykorrhizierung)
- ausreichende N-Versorgung und Maßnahmen zur Vermeidung/Verringerung von N-Verlusten
- Vermeidung von Bodenverdichtungen
- Kalkung bei zu niedrigem pH-Wert (pH-Optimum bei sandigen Böden = 5,5-6,0, bei Böden mit hohem Tongehalt = 6,5-7,0; im Grünland jeweils etwas tiefer)

Eine wenig beachtete Maßnahme zur Erhöhung der P-Verfügbarkeit ist zudem **die Integration P-mobilisierender Kulturarten** in die Fruchtfolge, als Hauptkulturen oder Zwischenfrüchte. Neben einigen (insbes. mehrjährigen) Leguminosenarten kommen als

Zwischenfrüchte z.B. Buchweizen, Serradella, Ölrettich, Phacelia, Erbse und Mais in Betracht, die auch schwer löslichen P mobilisieren und der Folgefrucht zur Verfügung stellen können. In den in dieser Arbeit ausgewerteten Dauerversuchen wird die P-mobilisierende Wirkung von Luzerne und Rotklee (aber auch von Mais und Roggen) bestätigt. Dies ist auch für das Dauergrünland von Bedeutung.

Die Auswahl von Sorten mit einem hohen P-Aneignungsvermögen ist eine weitere Möglichkeit der Steigerung der P-Nachlieferung aus den Bodenvorräten. Dies stellt allerdings vielfach noch ein Forschungsdefizit im Bereich einer ökologischen Züchtung und Sortentestung dar.

Darüber hinaus tragen alle Maßnahmen zur weiteren **Verringerung der Erosion und der Abschwemmung** (P-Verluste über oberflächlich ab rinnendes Wasser) direkt und indirekt zur Sicherstellung der P-Verfügbarkeit/P-Nachlieferung bei und verringern die Gewässereutrophierung.

Die hier angeführten innerbetrieblichen Strategien, die ohne zusätzlichen Betriebsmittelzukauf auskommen, stehen im Einklang mit dem Prinzip des Biologischen Landbaus nach *weitgehender Schließung der innerbetrieblichen Stoffkreisläufe*. Dies ist nicht zuletzt auch bei Betrieben mit P-Überschüssen von besonderer ökologischer Relevanz.

c) Kritik an der Aussagekraft des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehaltes im Biologischen Landbau

Die Arbeitshypothese 5 kann hinsichtlich der Kritik an der Aussagekraft der CAL/DL-Methode im Biologischen Landbau aufgrund der Ergebnisse dieser Arbeit und der aktuellen Literatur angenommen werden:

- Zum einen kommt dem organisch gebundenen P, der mit der CAL/DL-Methode nicht erfaßt wird, im Biologischen Ackerbau und im (biologisch und konventionell bewirtschafteten) Grünland eine große Bedeutung hinsichtlich der P-Versorgung und Nachlieferung zu. Darauf weisen eine größere Anzahl von Publikationen hin. Der Anteil an P_{org} ist zudem im Biologischen Landbau in der Regel höher als im konventionellen Anbau.
- Zum anderen zeigen mehrere Arbeiten in der Literatur, daß die von der CAL/DL-Methode erfaßte P-Fraktion nicht die einzige pflanzenverfügbare darstellt, sondern daß - besonders in Biologischen Bewirtschaftungssystemen - auch aus schwerer verfügbaren anorganischen und organischen P-Fraktionen kontinuierlich größere Mengen an P in leichter verfügbare Formen übergeführt werden.

Besonders aus den Ergebnissen des (konventionellen) P-Dauerversuches in Rottenhaus (konstante niedrige bis sehr niedrige $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte trotz der höchsten P-Entzüge aller drei Standorte) ist dies für annähernd alle Varianten abzuleiten.

- Die stärkere Berücksichtigung schwerer verfügbarer (organischer und anorganischer) P-Fraktionen bei der Beurteilung der P-Versorgung scheint generell für Bewirtschaftungssysteme sinnvoll, die geringe bis gar keine P-Importe über mineralische P-Dünger aufweisen.

Derartige Literaturhinweise werden durch die Ergebnisse aller drei hier ausgewerteten P-Dauerversuche bestätigt. So bleiben bei anhaltend hohen jährlichen P-Entzügen und einer stark negativen P-Bilanz der 0-Varianten die entsprechenden $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte während der über 40jährigen Versuchsdauer nahezu unverändert bzw. steigen sogar leicht an.

- Ergebnisse aus deutschen P-Dauerversuchen belegen zudem, daß eine hohe P-Mobilisierung und -Aufnahme aus dem Unterboden existiert, die mit den $P_{\text{CAL/DL}}$ -Messungen im Oberboden nicht erfaßt werden.
- Weiters ist zu berücksichtigen, daß einmalige CAL- bzw. DL-Messungen nur *einen momentanen Zustand* der Bodenlösung wiedergeben, der aber sowohl jahreszeitlichen, als auch kurzfristigen Witterungsschwankungen, welche vor allem durch mikrobielle Auf- und Abbauprozesse bedingt sind, unterworfen ist.

Die angeführte Kritik am $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalt gilt besonders auch im Dauergrünland:

- In allen vier betrachteten Bundesländern ist an den BZI-Punkten im Grünland eine wesentlich stärkere Häufung der P_{CAL} -Werte auf die Klasse „sehr niedrig“ (A) im Vergleich zu den ackerbaulich genutzten Standorten zu beobachten (77 - 89 % der BZI-Grünlandpunkte liegen mit ihren $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten in Versorgungsklasse A). Trotz dieser verbreiteten tiefen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte sind in keinem der betrachteten Bundesländer verbreiteter Phosphormangel oder Ertragsdepressionen aufgrund von P-Mangel dokumentiert. P-Versorgungsprobleme kommen vereinzelt in intensiven konventionellen Betrieben und Umstellungsbetrieben mit geringem Leguminosen-Anteil in den Wiesen vor.
- Daß bei sehr tiefen $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte die P-Gehalte im Wiesenfutter nicht unter die empfohlenen Gehaltswerte absinken, zeigen Grünland-Dauerversuche in Deutschland.

Aus der Literatur sind allgemein gültige “ $P_{\text{CAL/DL}}$ -Schwellenwerte” für den Biologischen Landbau im Grünland wie im Ackerbau schwer abzuleiten, da *standortspezifische Faktoren* - wie z.B. Bodentyp bzw. -art, Bodenstruktur, Kulturpflanzenart, Vorfrucht, Wurzelentwicklung, N-Ernährung der Pflanzen, Humusgehalt, bodenbiologische Aktivität, Mykorrhizierung, Art und Menge der organischen Düngung, Wasserhaushalt oder Witterung - ebenfalls eine entscheidende Rolle bei der P-Versorgung spielen. Noch verstärkt werden diese Unsicherheitsfaktoren zur Bewertung der $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalte im (biologisch und konventionell bewirtschafteten) Dauergrünland.

Den P-Versorgungsstatus im Biologischen Landbau dürfte aus Sicht dieser Arbeit der P_{t} -Gehalt in Verbindung mit einer Hoftorbilanz sowie Humus- und $P_{\text{CAL/DL}}$ -Gehalten daher wesentlich aussagekräftiger beschreiben als das alleinige Heranziehen des $P_{\text{CAL/DL}}$ -Wertes. Eine standortspezifische Betrachtung ist anstelle von allgemein gültigen Versorgungsklassen insbesondere im Biologischen Landbau anzustreben.

7.3 Diskussion der Arbeitshypothese 6

Arbeitshypothese 6

Die Umstellung auf Biologischen Landbau hat eine Schonung der natürlichen Ressourcen aufgrund eines - im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft - geringeren P-Mineraldüngerverbrauches und einer niedrigeren P-Eutrophierung der Fließgewässer zur Folge.

Die Arbeitshypothese nach Schonung der natürlichen Ressourcen kann aus folgenden Gründen angenommen werden:

- (a) Der in der Literatur beschriebene sehr geringe Einsatz von mineralischen P-Düngern im Biologischen Landbau ist auch in den untersuchten Biobetrieben zu beobachten. Bei einer großflächigen Umstellung auf Biologischen Landbau dürften somit die knappen P-Lagerstättenvorräte im Vergleich zur gegenwärtigen Landbewirtschaftung geschont werden.
- (b) Für biologisch wirtschaftende Betriebe wurden in der Literatur und in den eigenen Untersuchungen, im Vergleich zu konventionellen Betrieben im Mittel sowohl deutlich niedrigere P-Hoftorbilanzsalden als auch niedrigere $P_{CAL/DL}$ -Bodengehalte festgestellt, was zu einer geringeren P-Eutrophierung der Gewässer beiträgt.
- (c) Darüber hinaus hat der Biologische Landbau eine Reihe von erosionsmindernden Bewirtschaftungsmaßnahmen systemimmanent in das Nutzungskonzept integriert (Feldfutterbau, (Winter-)Zwischenfruchtanbau, geringer Hackfruchtanteil sowie Humuswirtschaft), was sich auch in - im Vergleich zum konventionellen Landbau - geringeren Erosionsverlusten (in der Literatur) zeigt.

Daher könnte der Biologische Landbau besonders in erosionsgefährdeten, ackerbaulich intensiv genutzten Regionen (z.B. Tullner Becken, S-Weinviertel, Marchfeld) eine wirksame Maßnahme zur Verringerung der Erosion darstellen, was auf Standorten mit niedrigem P-Bodenvorrat an zusätzlicher Bedeutung bzw. Brisanz gewinnt.

8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden P-Vorräte in den Böden, P-Bilanzen von Biobetrieben und P-Mobilisierungspotentiale als Grundlage für eine Bewertung einer Umstellung auf Biologischen Landbau in vier Bundesländern Österreichs (Niederösterreich, Burgenland, Salzburg und Tirol) betrachtet. Zu diesem Zweck wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- a) Auswertung von Daten der Bodenzustandsinventuren (BZI) der betrachteten Bundesländer u.a. hinsichtlich der P_t -Gehalte
- b) Berechnung von P-Hoftorbilanzen wichtiger Betriebstypen des Biologischen Landbaus in diesen Ländern über die Analyse/Befragung von 26 Biobetrieben
- c) Auswertung dreier 40 jähriger P-Dauerversuche in NÖ im Hinblick auf die Abschätzung langfristiger P-Mobilisierungspotentiale u.a. bei unterlassener P-Düngung

Zusammenfassend sind folgende Ergebnisse hervorzuheben:

1. Die **P-Vorräte** in den Böden der betrachteten Bundesländer sind im Vergleich zum mitteleuropäischen Durchschnitt und in Relation zu den ermittelten P-Hoftorbilanzsalden der Biobetriebe (s. 2.) sehr hoch:
 - So liegen die P-Bodenvorräte (P_t) an den BZI-Punkten der vier Länder im Acker und im (nicht extensiven) Grünland in 0-20 cm Bodentiefe im Median bei 760 bis 1.100 ppm bzw. 2.280 bis 3.300 kg P/ha. Im extensiven Grünland/auf Almen, wo meist ausgeglichene P-Hoftorbilanzen in den Biobetrieben beobachtet werden, sind an den BZI-Punkten P_t -Gehalte von rund 1.700 kg P/ha (Median) in 0-20 cm anzutreffen.
 - In Salzburg und Tirol (wo Daten aus dem Unterboden vorliegen) sind vielfach hohe P_t -Gehalte im Unterboden (> 2.500 kg P/ha in 30-70 cm) anzutreffen. P-Gehalte aus dem Unterboden machen nach Literaturangaben häufig einen beachtlichen Anteil an der P-Aufnahme der Pflanze aus, was im Biologischen Landbau von besonderer Relevanz ist.
 - Räumliche Unterschiede im P_t -Gehalt an den BZI-Punkten sind in den Untersuchungsregionen zum Teil sehr deutlich ausgeprägt.
 - Die P_t -Gehalte in den betrachteten Bundesländern sind von Geologie, Nutzungs- bzw. P-Düngungsintensität (indirekt erfaßt über den $P_{CAL/DL}$ -Gehalt), Geländemorphologie und auch häufig vom Humusgehalt signifikant beeinflusst. Geologie und Neigung sowie Humus- und $P_{CAL/DL}$ -Gehalte sind die wesentlichsten Parameter in den erarbeiteten P_t -Schätzmodellen.
 - Die große Bedeutung der P_t -Gehalte für die Abschätzung der P-Versorgung im Biologischen Landbau ist aus der Literatur und den Ergebnissen der ausgewerteten P-Dauerversuchen (s. Punkt 3) abzuleiten.
2. Aus den **P-Hoftorbilanzierungen** der 26 untersuchten Biobetriebe sind u.a. folgende Ergebnisse erzielt worden:

- Die P-Hoftorbilanzsalden der untersuchten Biobetriebe variieren im Mittel von -1,9 bis +7,8 kg P/ha*a (Minimum -6,5 , Maximum +15,6 kg P/ha*a), was innerhalb der Bandbreite der publizierten Werte liegt. Die $\bar{\varnothing}$ P-Salden der vier bilanzierten Betriebstypen zeigen somit, daß langfristig bei den untersuchten Betrieben über den Produktverkauf keine oder nur eine relativ geringe Reduktion der P-Bodenvorräte erfolgt. Die P_t -Gehalte sind im Median um ein Vielfaches höher als der, auf Jahrzehnte hochgerechnete P-Nettoentzug jenes Marktfruchtbetriebes, der den höchsten negativen P-Saldo aufweist.
 - Vier Betriebe weisen stark überschüssige P-Hoftorbilanzen (+13,8 bis +15,6 kg P/ha und Jahr) auf, was v. a. auf den Zukauf von Hyperphosphat und Futtermitteln beruht. Aus ökologischer Sicht (knappe P-Lagerstättenvorräte, größere Eutrophierungsgefahr) sollten besonders diese Betriebe auf den Zukauf von Rohphosphaten verzichten.
 - Nur jene 4 der 26 untersuchten Biobetriebe kaufen nennenswerte Mengen (> 2,5 kg P/ha*a) an P-Mineraldünger in Form von Hyperphosphat zu.
 - Mögliche größere Schwankungsbreiten der P-Gehalte in Erzeugnissen des Biologischen Landbaus wirken sich auf die P-Salden nur in meist geringem Umfang ($\leq 1,6$ kg P/ha*a) aus.
3. Die Auswertung der drei ackerbaulichen 40 jährigen **P-Dauerversuche** in NÖ brachte folgende Ergebnisse, die auch in der Literatur zu finden sind:
- Auf allen drei Standorten wurden in den nicht mit P gedüngten 0-Varianten - in Relation zur P1-Thomasphosphat-Variante (die im Vergleich zu Hyper- und Superphosphat meist die höchsten Erträge erzielte) - in der Regel nicht signifikante Ertragsrückgänge (von 1-26 %) gemessen, dies trotz 20-40 Jahre unterlassener P-Düngung und hoher negativer P-Bilanzen ($\bar{\varnothing}$ -15,2 bis -16,3 kg P/ha*a). Ausnahme bilden hierbei Sommergerste und Zuckerrübe. Bei diesen Kulturen hat eine langfristig unterlassene P-Düngung - im Vergleich zur P1 Tho-Variante - signifikante Ertragsrückgänge von 16-35 % zur Folge. Die Erträge von mehrjährigen Leguminosen (Luzerne und Rotklee) blieben hingegen ohne P-Düngung annähernd gleich hoch wie jene der mit P gedüngten Varianten.
 - Anhaltend hohe P-Mobilisierungsleistungen des Systems Pflanze-Boden sind bei unterlassener P-Düngung an allen drei Versuchsstandorten zu beobachten. Die P-Entzüge liegen in den 0-Varianten bei $\bar{\varnothing}$ 16,2 bis 17,3 kg P/ha*a und in Summe über 40 Jahre bei 649 bis 694 kg P/ha. Die P-Bilanzen der 0-Parzellen sind stark negativ und betragen über die 40 Versuchsjahre -609 bis -654 kg P/ha. Dies liegt zum einen an der unterlassenen P-Düngung (auch organische Dünger wurden nicht eingesetzt) und zum anderen an der, neben dem Erntegut, bis zum Jahr 1991 vollständigen Abfuhr der Erntereste.
 - Die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte der 0-Varianten bleiben auf allen drei Standorten trotz anhaltend hoher Erträge und P-Entzüge durch das Erntegut in den letzten 30 Versuchsjahren nahezu unverändert bzw. steigen sogar leicht an.

- Der Einsatz von Rohphosphatdünger hat in der Regel keine signifikante Ertragswirkung zur Folge. An den Standorten Zwettl (pH-Wert = 5,3) und Rottenhaus (pH = 6,6) sind bei Getreide und Hackfrüchten häufig tendenzielle Ertragseffekte durch die Hyperphosphatdüngung erkennbar, nicht hingegen am Standort Fuchsenbigl (pH-Wert = 7,5).

Folgende **Schlußfolgerungen** sind in Verbindung mit der Literatur zu ziehen:

- Große, anhaltende P-Mobilisierungsleistungen bei langjährigem P-Düngeverzicht sind für eine große Breite an ackerbaulich genutzten Standorten erkennbar. Im Biologischen Landbau ist gegenüber den P-Dauerversuchen möglicherweise mit noch höheren P-Mobilisierungsleistungen zu rechnen, was u.a. eine ausreichende N-Versorgung und eine konsequente Humuswirtschaft voraussetzt.
- Die Überbeanspruchung der P-Bodenvorräte (Ertragsdepressionen aufgrund schlechter P-Nachlieferung) durch eine starke Reduktion des P-Mineraldüngereinsatzes im Biologischen Landbau stellt bei den meisten Böden und Betriebstypen im Untersuchungsgebiet - wenn überhaupt - nur sehr langfristig ein Risiko dar.

Dieses Risiko dürfte unter folgenden Bedingungen bereits mittelfristig hoch werden:

- für Biobetriebe mit langjährig stark defizitären P-Hoftorbilanzsalden
- bei erosionsgefährdeten Standorten, die gleichzeitig geringe P_f -Gehalte aufweisen
- bei P-fixierenden Böden (z.B. stark saure und basische Standorte, staunasse und schwere Böden) mit niedrigem Humusgehalt
- bei Böden mit gleichzeitig niedrigem P_f - und $P_{CAL/DL}$ -Gehalt (insbes. bei Sandböden)
- Der von der Beratung empfohlene Einsatz von Rohphosphat-Dünger im Biologischen Landbau bei niedrigen und sehr niedrigen $P_{CAL/DL}$ -Gehalten ist neben ökologischen Problemen auch aus folgenden Gründen sehr kritisch zu betrachten:
 - Nur auf sauren Standorten und P-armen Sandböden ist eine Ertragswirksamkeit von Rohphosphat-Düngung zu erwarten. Der Hyperphosphat-Einsatz hat aber auch auf diesen Standorten keine rasche Erhöhung der $P_{CAL/DL}$ -Gehalte zur Folge.
 - Es existieren für den Biologischen Landbau wesentlich systemkonformere Alternativen zur Erhöhung der P-Verfügbarkeit, z.B. Zukauf von Kompost (oder Stallmist) regionaler Herkunft, Ausschöpfen innerbetrieblicher Maßnahmen zur Steigerung der P-Mobilisierung, Integration P-mobilisierender Kulturarten, Maßnahmen zur weiteren Verringerung der Erosion und der Abschwemmung
 - Der $P_{CAL/DL}$ -Wert ist vielfach im Biologischen Landbau wenig aussagekräftig, was sich aus der Literatur und den Ergebnissen der Dauerversuche ableiten läßt.
- Neben dem $P_{CAL/DL}$ -Gehalt sollten der P_f -Gehalt, der Humusgehalt und Hoftorbilanzierungen verstärkt Eingang in die Beurteilung des P-Versorgungsstatus der biologisch bewirtschafteten Flächen finden.
- Bei einer flächendeckenden Umstellung auf Biologischen Landbau in den betrachteten Bundesländern würden natürliche Ressourcen aus Sicht der P-Flüsse geschont werden. Im Vergleich zu konventionellen Betrieben weisen Biobetriebe in der Regel einen deutlich geringeren Einsatz von mineralischen P-Düngern (Schonung knapper P-

Lagerstättenvorräte), niedrigere P-Hoftorbilanzsalden und $P_{CAL/DL}$ -Bodengehalte sowie eine geringere Erosion auf (Beitrag zur Reduktion der Gewässereutrophierung und zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit).

9 Abstract

In this experiment, total P-stocks in soils, P-balances of organic farms and potentials for P mobilization were observed in four Austrian provinces (Lower Austria, Burgenland, Salzburg and Tyrol). To do this, data from soil condition inventories was analyzed, farmgate P-balances of the most important types of organic farm (26 organic farms) were calculated, and three long-term field experiments, conducted over a period of 40-years in Lower Austria, were analyzed.

The most significant results are as follows:

- 1.) Total P-stocks in the soils of the observed provinces were very high as compared to the central European average as well as to the values calculated for the farmgate P-balances of the organic farms (Median value: 2.280 to 3.300 kg P/ha, on extensive and/or alpine pastures 1.700 kg P/ha). High P levels were also determined in the subsoil.
- 2.) The farmgate P-balances of the organic farms deviated on average from -1,9 to +7,8 kg P/ha*a (min. -6,5 max. +15,6 kg P/ha*a). Only 4 of the organic farms tested purchase large amounts (over 2,5 kg P/ha*a) of P-mineral fertilizer in the form of rock phosphate.
- 3.) In all three long term field experiments, the non-P-fertilized 0 variations showed mostly insignificant yield reductions (from 1-26%) as compared to the P1-basic slag variation, in spite of 20-40 years of omission of P-fertilizers and constantly negative P-balances (on average -15,2 to -16,3 kg P/ha*a). P-uptakes in the 0 variations amounted to 649 to 694 kg P/ha over 40 years. The PCAL/DL contents of the 0 variations remained practically unchanged for all three locations over the last 30 years.

Rock phosphate fertilization has for the most part no significant effect on crop yield.

Maintenance of P supply for large-scale organic farming in the test area appears to be ensured on a long-term basis, requiring, however, a more intensive integration of local P cycles (e.g. by the use of compost) in P-deficient locations.

10 Literatur

- ABG und ERNTE (2000): Betriebsmittel und Verarbeitungsrichtlinien 2000/2001, Stand August 2000, Austria Bio Garantie (ABG) Enzersfeld, ERNTE-Verband Linz.
- AE, N., J. ARIHARA, K. OKADA, T. YOSHIHARA und C. JOHNSEN (1990): Phosphorus uptake by pigeon pea and its role in cropping systems of the Indian subcontinent - zit. in RÖMHELD (1994).
- AGUILLAR, S. A. und A. VAN DIEST (1981): Rock-phosphate mobilization induced by the alkaline uptake pattern of legumes utilizing symbiotically fixed nitrogen, *Plant and soil* 61, 27 - 42.
- ALFÖLDI, T., P. MÄDER, A. OBERSON, E. SPIESS, U. NIGGLI und J.-M. BESSON (1993): DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Chemische Untersuchungen, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. *Schweiz. Landw. Forschung*, 32, 479-507.
- AMBERGER, A. und C. AMANN (1984): Wirkungen organischer Substanzen auf Boden- und Düngerphosphat, Teil 2: Einfluß verschiedener organischer Stoffe auf die Mobilität von Dünger-P, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 147, 60 - 70.
- AMLINGER, F. (1993): *Biotonne Wien - Theorie und Praxis*. Schroll Verlag, Wien.
- AMLINGER, F. (1997): Die Qualität oberösterreichischer Bio- und Grünabfallkomposte - Auswertung der Analyseergebnisse 1994 - 1996. Schriftenreihe der U-AW 03/97, Amt der OÖ. Landesregierung (Hrsg.), Linz.
- AMT DER NIEDERÖSTERR. LANDESREGIERUNG, BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT (1994): *Niederösterreichische Bodenzustandsinventur*, Wien
- AMT DER OBERÖSTERR. LANDESREGIERUNG (1993): *Oberösterreichischer Bodenkataster, Bodenzustandsinventur 1993*, Linz.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993): *Salzburger Bodenzustandsinventur 1993*, Salzburg.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1997): *Forschungsprojekte zur biologischen Abfallbehandlung. Informationsreihe Abfallwirtschaft 5*, Graz.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989): *Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988*, Innsbruck.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1996): *Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1996, 1. Wiederholungsbeprobung*, Innsbruck.
- ANONYM, (1976): *Global 2000, der Bericht an den Präsidenten*, 12. Auflage 1981, Verlag Zweitausendeins, Frankfurt.
- ANONYM, (1996): *Gehaltszahlen der Dünger Hyperkorn und Hyperfein*; Firma Donau Chemie, Pischelsdorf.

- ASEA, P. E., R. M. KUCEY und J. W. STEWART (1988): Inorganic phosphate solubilization by two penicillium species in solution culture and soil, *Soil Biol. Biochem.* 20/4, 459-464.
- ASMUS, F., H. GÖRLITZ und M. KLOCKE (1982): Wirkung langjähriger hoher Güllegaben auf Pflanzen und Boden in Futterbau-Fruchtfolgen, *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 26/11, 725-732.
- AUERSWALD, K. (1989): Prognose des P-Eintrages durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD - zit. in ISERMANN (1994).
- BALTRUSCHAT, H. und H. W. DEHNE (1988): The occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhiza in agro-ecosystems. I. Influence of nitrogen fertilization and green manure in continuous monoculture and in crop rotation on the inoculum potential of winter wheat, *Plant and Soil* 107, 279-284.
- BALZER, F. und U.R. BALZER-GRAF (1984): Bodenanalyse System Dr. Balzer. Lebendige Erde, H.1, 13-18, H.2, 66-71, H.4, 151-156.
- BEATON, J. D., T. L. ROBERTS, E. H. HALSTEAD und L. E. COWELL (1995): Global transfers of P in fertilizer materials and agricultural commodities, in: TIESEN, H. (1995): Phosphorus in the global environment.
- BECK, E., A. FUSSEDER und M. KRAUS (1989): The maize root system in situ: Evaluation of structure and capability of utilization of phytate and inorganic soil phosphates, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 152, 159-167.
- BECK, M. A. und P. A. SANCHEZ (1994): Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a typic Paleudult, *Soil Science* 34, 1424 - 1431.
- BECKER-DILLINGEN, J. (1938): Handbuch des gesamten Gemüsebaues einschließlich des Gemüsesamenbaues, der Gewürz- und Küchenkräuter. 3. Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin.
- BEER, K., H. KORIATH und W. PODLESAK (1990): Organische und mineralische Düngung. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- BEKELE, T., B. J. CINO, A. I. EHLERT, A. A. VAN DER MAAS und A. VAN DIEST (1983): An evaluation of plant-borne factors promoting the solubilization of alkaline rock phosphates, *Plant and Soil* 75, 361 - 378.
- BERTHELIN, J., C. LEYVAL, F. LAHEURTE und P. DE GIUDICI (1991): Involvement of roots and rhizosphere microflora in the chemical weathering of soil minerals. In: ATKINSON, D. (1991): *Plant root growth - an ecological perspective*. Oxford Scientific Publications, 187-200.
- BETHLENFALVAY, G. J. (1992): Mycorrhizae and crop productivity - zit. in LELLEY (1997).
- BEYER, L., M. PETERS und H.-P. BLUME (1989): Humuskörper und mikrobielle Aktivität von schleswig-holsteinischen Parabraunerden. *Mitt. d. Deut. Bodenkundl. Ges.*, 59/I, 299-302.
- BLUM, W. E. H., B. HERBINGER, A. MENTLER, F. OTTNER, M. POLLAK., E. UNGER und W. W. WENZEL (1989): Zur Verwendung von Gesteinsmehlen in der Landwirtschaft. I. Chemisch-mineralogische Zusammensetzung und Eignung von Gesteinsmehlen als Düngemittel. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 152, 421-425.

- BLUM, W.E.H., G. ALGE und W.W. WENZEL (1993): Statusbericht Boden - Istzustand und Entwicklungstendenzen in Österreich. Inst. f. Bodenforschung, Univ. f. Bodenkultur Wien, Wenzel-Pollak-Alge Techn. Büro f. Landwirtschaft GmbH. Wien, Endbericht an das BM f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- BLUM, W.E.H., H. SPIEGEL und W.W. WENZEL (1996): Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. 2. Auflage. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Bundesministerium für Wissenschaft, Verkehr und Kunst, Wien.
- BMLF (1991): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1990 - 32. Grüner Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1996): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1995. 37. Grüner Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1997): Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung - Ausgabe Ostösterreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1998): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1997 - 39. Grüner Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1999a): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1998 - 40. Grüner Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (BMLF) Wien.
- BMLF (1999b): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 5. Auflage, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (Hrsg.), BMLF, Wien.
- BMLFUW (2000): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1999 - 41. Grüner Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) Wien.
- BOMME, U. und D. NAST (1998): Nährstoffversorgung bei Heil- und Gewürzpflanzen. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (Hrsg.). : SuB Heft 04-05, IV/17-IV/27.
- BOSSHARD, C. (1999): Analyse des Nährstoffstatus von biologisch bewirtschafteten Böden in Abhängigkeit von der Umstellungszeit. Diplomarbeit am Geograph.-Inst., Univ. Zürich.
- BOXBERGER, J., R. RAMHARTER und T. LINDENTHAL (1997): Allgemeine Maßstäbe für die Technik im ökologischen Landbau, Ökologie u. Landbau, 102, 6-9.
- BRANDHUBER, R. und U. HEGE (1992): Tiefenuntersuchungen auf Nitrat unter Ackerschlägen des ökologischen Landbaus. Bayer. Landw. Jb. 69, 111-119.
- BRAUM, S. M. und P.A. HELMKE (1995): White lupin utilizes soil phosphorus that is unavailable to soybean, Plant and Soil 176, 95 - 100.
- BRAUN, M., M. FREY, P. HURNI und U. SIEBER (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986) - zit. in GÖTZ und ZETHNER (1996).

- BRAUN, M., P. HURNI und E. SPIESS (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Abschätzung für die Schweiz und das Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen. - zit. in GÖTZ und ZETHNER (1996).
- BUHSE, J. (1992): Wirkung der Wurzelraumtemperatur auf das Phosphataneignungsvermögen von Pflanzen und die Phosphatverfügbarkeit im Boden, Diss., Univ. Göttingen.
- CLAASEN, N. (1994): Die Bedeutung des Aneignungsvermögens der Pflanzen für den Nährstoffhaushalt, Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207, Bd. 5: Nährstoffhaushalt, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 85-107.
- CORBRIDGE, D. E. C. (1990): Phosphorus - An Outline of its Chemistry, Biochemistry and Technology. 4th Ed., Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo.
- DALAL, R. C. (1977): Soil organic phosphorus, *Advanced Agronomy* 29, 83 - 117.
- DANNEBERG, O. H. (1998): Gesamtgehalte und wasserlöslicher Anteil von Schwefel und Phosphor in den landwirtschaftlich genutzten Böden Ostösterreichs. *VDLUFA-Schriftenreihe* 49, Kongreßband, 103-106.
- DANNEBERG, O.H., H. BRÜGGEMANN, P. NELHIEBEL, H. POCK und M. WANDL (1998): : Zusammenführung der bodenkundlichen und lithologischen Zuordnung der BZI-Daten von Niederösterreich und dem Burgenland. *Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges.*, 56.
- DANNEBERG, O.H. (1999): Persönliche Mitteilung
- DEL CAMPILLO, M.C. , S.E.A.T.M. VAN DER ZEE and J. TORRENT (1999): Modelling long term phosphorus leaching and changes in phosphorus fertility in excessively fertilized acid sandy soils. *European Journal of Soil Science*, 50, 391-399.
- DE WILLIGEN, P. und M. VAN NOORDWIJK (1987): Roots, plant production and nutrient use efficiency - zit. in CLAASEN (1994).
- DEUBEL, A. (1996): Einfluß wurzelbürtiger organischer Kohlenstoffverbindungen auf Wachstum und Phosphatmobilisierungsleistung verschiedener Rhizosphärenbakterien. Diss., Univ. Halle-Wittenberg.
- DIETL, W. (1989): Abgestufte Nutzung und Düngung der Naturwiesen, Sonderdruck *Z. Landfreund* - zit. in WIESER (1996).
- DIEZ, T., H. WEIGELT, H. BORCHERT, T. BECK, J. BAUCHHENß, S. HERR, J. AMMAN, und G. POMMER (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. *Bayer. Landw. Jb.* 63, 979-1019.
- DIEZ, T., T. BECK, H. BORCHERT, P. CAPRIEL, M. KRAUSS und J. BAUCHHENß (1991): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen - 2. Mitteilung. *Bayer. Landw. Jb.* 68, 409-443.
- DLG (1973): DLG-Futterwerttabellen - Mineralstoffgehalte in Futtermitteln. 2. Aufl., DLG (Deutsche Landwirtschaftliche Gesellschaft)-Verlag, Frankfurt am Main.
- DLG (1987): Phosphatdüngung im Ackerbau - heute, DLG-Merkblatt Nr. 251 - zit. in NOLTE (1989).

- DLG (1995): DLG-Futterwerttabellen - Pferde. 3. Aufl., DLG (Deutsche Landwirtschaftliche Gesellschaft)-Verlag, Frankfurt am Main.
- DOUDS, D. D., R. R. JANKE und S. E. PETERS (1992): Effect of 10 years of low-input sustainable agriculture upon VA-fungi. In: Mycorrhizas in ecosystems, poster, S. 377, C A B International, Wallingford.
- ECKHARDT, F. E. (1979): Über die Einwirkung heterotropher Mikroorganismen auf die Zersetzung silikatischer Minerale, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 142, 434-445.
- EDER, M. (1998): Der Biologische Landbau in Österreich. Situationsdarstellung und Produktionsstrukturanalysen. Diss., Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- EGNER H. und H. RIEHM (1955): Doppellactatmethode, beschrieben in: THUN R., R. HERMANN und E. KNICKMANN: Methodenbuch Bd. 1, Die Untersuchung von Böden, 3. Aufl. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
- EICHENBERGER, M. und H. VOGTMANN (1981): Grundprinzipien des Ökologischen Landbaus. Broschüre Sonderschau zum biologischen Land- und Gartenbau, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Oberwil.
- EICHLER, B. (1997): Phosphataufnahme von Zwischenfrüchten auf Sandböden. In: KÖPKE, U. und J.-A. EISELE (Hrsg.): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Bonn, Verlag Dr. Köster, Berlin, 157-163.
- EICHLER, B. (1999): Ausnutzung akkumulierter Phosphate in landwirtschaftlichen Böden durch morphologische und physiologische Anpassungsmechanismen verschiedener Zwischenfrüchte. In: HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, Verlag Dr. Köster, Berlin, 39-43.
- ELSÄSSER, M., H.G. KUNZ, und G. BRIEMLE (1998): Wirkungen organischer und mineralischer Düngung auf Dauergrünland – Ergebnisse eines 12 jährigen Düngungsversuches auf Wiese und Mähweide. Pflanzenbauwissenschaften, 2 (2), 49-57.
- ELSÄSSER (1999): Gastvortrag an der Univ. f. Bodenkultur (nicht veröffentlicht).
- EL SHAFIE, F. S. (1990): Untersuchungen über die Humusfraktionen sowie Makro- und Mikroelemente in Böden von Dauerversuchen. Diss., Univ. Gießen.
- EMMERLING, C. und D. SCHRÖDER (1999): P-Versorgung und P-Nachlieferung in langjährig ökologisch bewirtschafteten Böden. In HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, Verlag Dr. Köster, Berlin, 31-34.
- ERNTE (1997): Richtlinien des ERNTE-Verbandes, Linz.
- FAG (1994): Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen.
- FALTER, H., M. KÜCKE und E. PRZEMECK (1990): Erhebungen zur P-, K- und Mg-Bilanz in drei alternativ wirtschaftenden Betrieben in Niedersachsen. In: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben. Landbauforschung Völkenrode SH 113, 31-41.

- FAO (1985, und 1995): FAO fertilizer yearbook, vol. 35 und 44, FAO, Rom.
- FAP, RAC und FAC (1994): Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - zit. in FREYER und PERICIN (1996).
- FAT (1995): Ökopilotbetriebsnetz: Bericht der Projektperiode 1991 bis 1993, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon.
- FAT (1997): Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993 - 1996. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon.
- FEIL, B. und M. BÄNZIGER (1999): Beziehung zwischen dem Kornertrag und den Konzentrationen von Protein, Phosphor und Kalium in den Körnern von Sommerweizensorten. Pflanzenbauwissenschaften, 3 (1), 1-8.
- FINCK, A. (1992): Dünger und Düngung, 2. Aufl., VCH-Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- FÖHSE, D. und A. JUNGK (1983): Influence of phosphate and nitrate supply on root hair formation of rape, spinach and tomato plants, Plant and Soil 74, 359-368.
- FÖHSE, D., N. CLAASEN and A. JUNGK (1988): Phosphorus efficiency of plants, 1. External and internal P requirement and P uptake efficiency of different plant species, Plant and Soil 110, 101-109.
- FOISSNER, W., H. FRANZ und H. ADAM (1986): Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg. Verh. Gesellsch. Ökol. 13., 333-339.
- FOISSNER, W. (1987): The micro-edaphon in ecofarmed and conventionally farmed dryland cornfields near Vienna (Austria). Biology and Fertility of Soils 3, 45-49.
- FREYER, B. (1997): Kennziffern der Nachhaltigkeit von 317 ackerbaubetonten Betrieben des biologischen Landbaus in der Schweiz, ausgewertet auf der Basis von Betriebskontrolldaten. In: Beitr. zur 4. Wiss.-Tagung Ökologischer Landbau, Bonn, Verlag Dr. Köster, Berlin, 103-108.
- FREYER, B. und C. PERICIN (1993): Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung am Beispiel von drei Biobetrieben. Landwirtschaft Schweiz 6/10, 611-614.
- FREYER, B. und C. PERICIN (1996): Nährstoffhaushalt in biologisch bewirtschafteten Betrieben. Agrarforschung 3/1, 29-32.
- FREYER, B. (2000 Hrsg): Flächendeckende Umstellung auf biologischen Landbau: Integrative Wirkungsanalyse anhand ausgewählter Beispielregionen, Forschungsprojekt im Auftrag der Kulturlandschaftsforschung Phase II, BMBWK u. BMLFUW, 1. Zwischenbericht an das KLF-Koordinationsbüro Wien.
- FRIEDEL, J.K., D. GABEL, O. EHRMANN und K. STAHR (1999): Auswirkungen unterschiedlich langer ökologischer Bodenbewirtschaftung auf Nährstoffverfügbarkeit und bodenbiologische Eigenschaften. Hoffmann, H., Müller, S. (Hrsg.); Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Verlag Dr. Köster, Berlin, 182-185.

- GAHOONIA T.S. und N.E. NIELSEN (1992). The effects of root-induced pH changes on the depletion of inorganic and organic phosphorus in the rhizosphere. *Plant and Soil* 143, 185-191.
- GAHOONIA T.S. und N.E. NIELSEN (1996): Variation in acquisition of soil phosphorus among wheat and barley genotypes. *Plant and Soil* 178, 223-230.
- GALLER, J. (1989): Gülle - Anfall, Lagerung, Verwertung, Umwelt. Stocker Verlag - zit. in ELSÄSSER et al. (1998).
- GARDENER, W. K., D. G. PARBERY and D. A. BARBER (1982): The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L., II. The effect of varying phosphorus supply and soil type on some characteristics of the soil/root interface, *Plant and Soil* 68, 33 - 41.
- GARDENER, W. K., D. G. PARBERY and D. A. BARBER (1983): The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L., III. The probable mechanism by which phosphorus movement in the soil/root interface is enhanced, *Plant and Soil* 70, 106-124.
- GARZ, J. und H. STUMPE (1992): Der von JULIUS KÜHN begründete Versuch 'Ewiger Roggenanbau' in Halle nach 11 Jahrzehnten. *Kühn-Arch.* 86 (1), 1-8.
- GEHLEN, P. (1987): Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbauflächen. Diss., Univ. Bonn.
- GEHLEN, P. und D. SCHRÖDER (1986): Enzymaktivitäten, mikrobielle Biomasse und Regenwurmbesatz in biologisch und konventionell bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung, *Mitt. d. Deut. Bodenkundl. Ges.* 43, 643-648.
- GEISLER, G. (1980): Pflanzenbau. Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. Paul Parey - Verlag, Berlin und Hamburg.
- GERBER, A. (1994): Einfluß einer Flächenspritzung des biologisch-dynamischen Baldrianpräparates (507) auf das Wachstum von Sommerweizen und Winterroggen, unter besonderer Berücksichtigung der P-Versorgung - zit. in RÖMHELD et al. (1997).
- GERKE, J. (1995a): Chemische Prozesse der Nährstoffmobilisierung in der Rhizosphäre und ihre Bedeutung für den Übergang vom Boden in die Pflanze, Habilitationsschrift, Univ. Göttingen.
- GERKE, J. (1995b): Phosphate, Fe and Mn uptake of N₂ fixing red clover and ryegrass from an Oxisol as affected by P and model humic substances application. 2. Phosphate and aluminium species distribution as modified by plant roots, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 158, 445 - 451.
- GERKE, J., W. RÖMER und A. JUNGK (1994): The excretion of citric and malic acid by proteoid roots of *Lupinus albus* L.; effects on soil solution concentrations of phosphate, iron and aluminum in the proteoid rhizosphere in samples of an oxisol and a luvisol, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 157, 289 - 294.
- GERRETSEN, F. C. (1948): The influence of microorganisms on the phosphate intake by the plant, *Plant and Soil* 1, 51-81.

- GERZABEK, M.H., H. KIRCHMANN und F. PICHLMAYER (1995): Response of soil aggregate stability to manure amendments in the Ultuna long-term soil organic matter experiment. Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 158, 257-260.
- GISI, U. (1990): Bodenökologie, Thieme-Verlag, Stuttgart.
- GLOBAL 2000 (1976): Der Bericht an den Präsidenten, 12. Auflage 1981, Verlag Zweitausendeins, Frankfurt am Main,
- GNEKOV, M. A. (1988): Die Rolle von VA-Mykorrhiza bei der Phosphatnahrung von Kulturpflanzen in Abhängigkeit von Phosphatdüngung und Bewirtschaftungsweise, Diss., Univ. Hohenheim.
- GÖRLITZ, H. (1985): Untersuchungen zur Nutzung des Phosphors aus organischen Düngern und seines Einflusses auf den Gehalt des Bodens an laktatlöslichem P, Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 29/4, 211-216.
- GÖTZ, B. (1995): Nährstoffbilanzierung von Agrarökosystemen am Beispiel eines biologisch wirtschaftenden Betriebes im Unteren Mühlviertel. Diplomarbeit, Univ. Wien.
- GÖTZ, B. und G. ZETHNER (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft - Der Nährstoffhaushalt im Hinblick auf seine Umweltwirkung am Beispiel des Einzugsgebietes Strem. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie 78, Wien.
- GÖTZ, B. und G. ZETHNER (1999): Kompostqualität in Österreich. Monographie, Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien (in Vorbereitung).
- GRAHAM, J. H., R. T. LEONARD und J. A. MENGE (1981): Membrane-mediated decrease in root exudation responsible for phosphorus inhibition of Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza formation, Plant Physiology 68, 548-552.
- GRIMM, J. und K. CAESAR (1997): Dauerversuche in Berlin-Dahlem; Statischer Versuch Bodennutzung. Dauerfeldversuche an der Humboldt-Univ. Berlin. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich – Gärtnerischen Fakultät, H 7 - zit. in PAGEL et al. (1999).
- GROßE ENTRUP, W. (1993): Ökologische Untersuchungen der Lumbriciden Fauna auf biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteten Flächen am Niederrhein sowie auf Flächen des Versuchsgutes Wiesengut bei Hennef. Diss., Univ. Bonn
- GRUBER, L., A. WIEDNER, A. VOGEL, und T. GUGGENBERGER, (1994): Nähr- und Mineralstoffgehalt von Grundfuttermitteln in Österreich. Die Bodenkultur 45/1, 57-76.
- HAAS, G. (1995): Nährstoffbilanz im Blickfeld von Landwirtschaft und Umwelt. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD), Würzburg, 93-110, Frankfurt am Main.
- HAGEL, I. (1997): Möhren: Bauen wir die falschen Sorten an ? Ökologie und Landbau 101, 42 - 43.
- HAGEMANN, O. und S. MÜLLER (1976): Untersuchungen über den Einfluß des pH-Wertes auf die Ausnutzung von Düngerphosphaten und die Mobilisierung von Bodenphosphaten - zit. in SCHMITT (1993).

- HAMPL, U. (1994): Umstellung auf ökologische Bodenbewirtschaftung, In: LÜNZER, I. und H. VOGTMANN (Hrsg.): Ökologische Landwirtschaft, Sektion 02 Ökologischer Pflanzenbau. Springer Loseblatt-Systeme, Berlin Heidelberg.
- HARENZ, H., W. KÖSTER und D. MERKEL (1992): Stickstoff-, Phosphor-, und Kaliumbilanzen der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland und der ehemaligen DDR von 1950 bis 1988, *Agribiol. Res.* 45, 4, 285-293.
- HARINIKUMAR, K. M. und D. J. BAGYARAJ (1988): Effect of crop rotation on native vesicular arbuscular mycorrhizal propagules in soil, *Plant and Soil* 110, 77-80.
- HARTL, W., E. ERHART und B. PUTZ (1999): Beitrag von Biotonnenkompost zur Nährstoffversorgung in viehlosen ökologisch wirtschaftenden Betrieben. In HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, Verlag Dr. Köster, Berlin, 93 - 96.
- HECKRATH, G. (1998): Phosphorus accumulation and leaching in clay loam soils of the Broadbalk experiment. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Nr. 42, Univ. Kiel, p.201.
- HEDLEY, M. J., J. W. STEWART und B. S. CHAUHAN (1982): Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations, *Soil Science Society of America Journal* 46, 970-976.
- HEGE, U. und H. WEIGELT (1991): Nährstoffbilanzen alternativ bewirtschafteter Betriebe. *Bayer. Landw. Jb.* 68/4, 401-407.
- HELAL, M. und A. DRESSLER (1989): Mobilization and turnover of soil phosphorus in the rhizosphere, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 152, 175-180.
- HENDRIKS, L., N. CLAASEN und A. JUNGK (1981): Phosphatverarmung des wurzelnahen Bodens und Phosphataufnahme von Mais und Raps, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 144, 486-499.
- HERRMANN, G. und G. PLAKOLM (1991): *Ökologischer Landbau - Grundwissen für die Praxis.* Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- HEß, J. (1989): Kleegrasumbruch im Organischen Landbau: Stickstoffdynamik im Fruchtfolgeglied Kleegras - Kleegras - Weizen - Roggen. Dissertation, Univ. Bonn.
- HEß (1995): Residualer Stickstoff aus mehrjährigem Feldfutterbau: Optimierung seiner Nutzung durch Fruchtfolge und Anbauverfahren unter den Bedingungen des Ökologischen Landbaus. *Habil.-Schr.*, Univ. Bonn, Wiss. Fachverl. Gießen.
- HEß, J., A. PIORR und K. SCHMIDKE (1992): Grundwasserschonende Landbewirtschaftung durch Ökologischen Landbau? Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 45, Dortmund.
- HEß, J. und T. LINDENTHAL (1997): Biologische Wirtschaftsweise, In: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (Hrsg.): *Bodenschutz in Österreich*, BMLF, Wien, 305 - 320.

- HILBERER, U. und R. GUTSER (1990): Erhebungen zur P-, K- und Mg-Bilanz in drei alternativ wirtschaftenden Betrieben in Bayern. In: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben. Landbauforschung Völkenrode 113, 51-58.
- HODGE, C. A. (1994): Growth of the world fertilizer industry. In: HODGE, C. A. und N. N. POPOVICI: Pollution control in fertilizer production; New York 1994.
- HOFFLAND, E., R. GÜNTER, R. FINDENEGG and J. A. NELEMANS (1989): Solubilization of rock phosphate by rape, Plant and Soil 113, 161-165.
- HÖFLICH, G., F. GLANTE, S. RUPPEL, C. SCHOLZ, I. WEISE und H. H. LISTE (1990): Nutzung von Rhizosphärenmikroorganismen zur Erschließung von Pflanzennährstoffen und Ertragssicherung bei reduziertem Düngereinsatz, In: VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongreßband 1990, 695-700.
- HOLTZEM, M. (1992): Düngungspraxis im Ökologischen Landbau - Ergebnisse einer Betriebsbefragung mit Berechnung von Nährstoffbilanzen. Diplomarbeit, Fachhochschule Rheinland-Pfalz, Bingen.
- HORST, W. J. und C. WASCHKIES (1986): Phosphatversorgung von Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) in Mischkultur mit Weißer Lupine (*Lupinus albus* L.), Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 150, 1-8.
- HUSZ, G. (1987): Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986. Lebensraum Vorarlberg, Band 2, Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- HYDRO AGRI DÜLMEN GmbH (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 12. Aufl., Verlagsunion Agrar, Dülmen.
- ILLMER, P. und F. SCHINNER (1992): Solubilization of inorganic phosphates by microorganisms isolated from forest soils, Soil Biol. Biochem. 24/4, 389-395.
- ILLMER, P. und F. SCHINNER (1995): Solubilization of inorganic calcium phosphates - solubilization mechanisms, Soil Biol. Biochem. 27/3, 257-263.
- INGRISCH, S., U. WASNER und E. GLÜCK (1989): Vergleichende Untersuchung der Ackerfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: Alternativer und konventioneller Landbau. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Band 11. Münster-Hiltrup, 113-272.
- ISERMANN, K. (1994): Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. In: Berichte über Landwirtschaft SH 207: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 5: Nährstoffhaushalt, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 15-52.
- IVANOV, P. und D. SAUERBECK (1972): Die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors aus verschiedenen organischen Substanzen, Landwirtschaftliche Forschung 25/3, 216-225.
- IYAMUREMYE, F., R. P. DICK und J. BAHAM (1996): Organic amendments and phosphorus dynamics I-III, Soil Science 161/7, 426-451.
- JENTSCH, U. (1986): Kapazitäts-, Quantitäts-, Intensitäts- und Kinetikparameter des Phosphats in verschiedenen Böden der DDR, Diss., Humboldt-Univ. Berlin.

- JOHN, F., V. RÖMHELD und H. MARSCHNER (1990): Erhebungen zur P-, K- und Mg-Bilanz in drei alternativ wirtschaftenden Betrieben in Baden-Württemberg. In: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben. Landbauforschung Völkensrode 113, 42-50.
- JOHNSTON, W. B. and R. A. OLSEN (1972): Dissolution of fluorapatite by plant roots, Soil Science 114/1, 29-36.
- JOHNSTON A.E. and P.R. POULTON (1992): The Role of Phosphorus in Crop Production and Soil Fertility: 150 Years of Field Experiments at Rothamstead, United Kingdom. Proceedings of an International Workshop: Phosphate Fertilisers and the Environment IFDC, March 23.-27., 1992, Florida, USA.
- JONER, E. J. und I. JAKOBSEN, (1995): Uptake of ^{32}P from labelled organic matter by mycorrhizal subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.), Plant and Soil 172, 221-227.
- JUNGK, A. (1984): Phosphatdynamik in der Rhizosphäre und Phosphatverfügbarkeit für Pflanzen. Die Bodenkultur 35, 99-107.
- JUNGK, A. (1994): Die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Boden: Chemische und räumliche Aspekte. Berichte über Landwirtschaft, SH 207: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 5: Nährstoffhaushalt, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 70-83.
- JUNGK, A. and N. CLAASEN (1986): Availability of phosphate and potassium as the result of interactions between root and soil in the rhizosphere, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 149, 411-427.
- JUNGK, A. und N. CLAASEN (1989): Availability in soil and acquisition by plants as the basis for phosphorus and potassium supply to plants, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 152, 151-157.
- JUNGK, A., N. CLAASEN, V. SCHULZ und J. WENDT (1993): Pflanzenverfügbarkeit der Phosphatvorräte ackerbaulich genutzter Böden - Langfristige Feldversuche zur Nutzbarkeit des Bodenphosphors und zur Bewertung der Bodenuntersuchung. Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 156, 397-406.
- JURINAK, J. J., L. M. DUDLEY, M. F. ALLEN und W. G. KNIGHT (1986): The role of calcium oxalate in the availability of phosphorus in soils of semiarid regions: A thermodynamic study, Soil Science 142/5, 255-261.
- KAAS, T., H. FLECKSEDER und P. H. BRUNNER (1994): Stickstoffbilanz des Kremstales. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft Techn. Univ. Wien, in Zusammenarbeit m. Amt der OÖ. Landesregierung Linz.
- KARLOVSKY, J. (1981): Cycling of nutrients and their utilisation by plants in agricultural ecosystems - zit. in PAGEL (1987).
- KATZNELSON, H., J. W. ROUATT und T. M. PAYNE (1955): The liberation of amino acids and reducing compounds by plant roots, Plant and Soil 7, 35-48.
- KERSCHBERGER, M. (1987): Einfluß des pH-Wertes auf den doppellaktlöslichen P-Gehalt im Boden (DL-Methode) - zit. in SCHMITT (1993)

- KIERMEIER, F. (1968): Tierische Lebensmittel - Eier, Fleisch, Fisch, Buttermilch. Springer Verlag, Berlin.
- KIRNER, L. und W. SCHNEEBERGER (2000): Österreich: Wie kann der biologische Landbau gesichert und ausgeweitet werden ?, Ökologie und Landbau, 114, 2, 30-33.
- KLAGHOFER, E. (1997): Bodenerosion. In: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (Hrsg.): Bodenschutz in Österreich, BMLF, Wien, 37 - 45.
- KÖCHL, A. (1977): Ergebnisse einer Serie von Feldversuchen zur Eichung der Bodenuntersuchung. Landwirtschaftliche Forsch., Sonderheft 34/II, Kongreßband 1977, 139-140.
- KÖCHL, A. (1979): Erste Ergebnisse einer Feldversuchsreihe zur Eichung der Bodenuntersuchungsmethodik. Die Bodenkultur 30, 333-351.
- KÖCHL, A. (1985): Untersuchungen über den optimierten Phosphat- und Kalieinsatz zur Zuckerrübe. In: Bericht des Internationalen Instituts für Zuckerrübenforschung über den 48. Winterkongress in Brüssel, 43-57.
- KÖCHL, A. (1988a): Belastungen aus der Landwirtschaft, Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer 75, 59-91.
- KÖCHL, A. (1988b): Beziehungen zwischen bodenanalytischen Daten und Felddaten. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., 36, 25-38.
- KÖCHL, A. (1995): Die Stoffdrehscheibe Landwirtschaft. In: BIFFL, W. (Hrsg.): Konfliktfeld Landwirtschaft-Wasserwirtschaft. Vorträge des ÖWAV-Seminars, 18.-21. April, Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer, 331-364, Wien.
- KOEPE, H., S. KAFFKA und F. SATTLER (1989): Nährstoffbilanz und Energiebedarf im landwirtschaftlichen Betriebsorganismus. Verl. Freies Geistesleben, Stuttgart.
- KOGLER, H. (1999): Phosphor-Hoftorbilanzen von 26 ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Ober- und Niederösterreich, Diplomarbeit am Inst. f. Ökologischen Landbau, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- KÖPKE, U. (1990): Pflanzenbauliche Strategien für einen umweltverträglichen und standortgerechten Landbau. 42. Hochschultagung Landw. Fakultät, Univ. Bonn, 17-39.
- KÖPKE, U. (1994a): Nährstoffkreislauf und Nährstoffmanagement unter dem Aspekt des Betriebsorganismus. In: MAYER, J., O. FAUL, M. RIES, A. GERBER und A. KÄRCHER (Hrsg.): Ökologischer Landbau - Perspektive für die Zukunft, SÖL Sonderausgabe 58, Bad Dürkheim, 54-113.
- KÖPKE, U. (1994b): Nährstoffmanagement durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen. In: Berichte über Landwirtschaft, SH 207: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 5: Nährstoffhaushalt, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 181-203.
- KÖPKE, U. und W. WERNER (1994): Resümee und Ausblick. In: Berichte über Landwirtschaft, SH 207: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 5: Nährstoffhaushalt, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 213-215.

- KÖPPEN, D. (1997): Langjährige Entwicklung des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen, in: Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau 3. - 4. März 1997, Bonn, Verlag Dr. Köster, Berlin, 122-128.
- KÖSTER, W. und P. SCHACHTSCHABEL (1983): Beziehung zwischen dem durch Phosphatdüngung erzielbaren Mehrertrag und den Phosphatgehalten im Boden, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 146, 539-542.
- KOTHARI, S. K., H. MARSCHNER und V. RÖMHELD, (1991): Contribution of the VA mycorrhizal hyphae in acquisition of phosphorus and zinc by maize grown in a calcareous soil, Plant and Soil 131, 177-185.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.) (1993): Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung, Arbeitspapier 191, Darmstadt.
- KUCEY, R. M., H. H. JANZEN und M. E. LEGGETT (1989): Microbially mediated increases in plant-available phosphorus, Advances in Agronomy 42, 199-227.
- KUCHENBUCH, R., N. CLAASEN und A. JUNGK (1986): Potassium availability in relation to soil moisture - zit. in KÖPKE (1994b).
- KUHLMANN, H. (1988): Ursachen und Ausmaß der N-, P-, K- und Mg-Ernährung der Pflanzen aus dem Unterboden - zit. in NOLTE (1989).
- KUNDLER, P. (1982): Die wichtigsten Aussagen der Dauerversuche zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, 205, 5-16.
- KUO, S. und E. J. JELLUM (1987). Influence of soil characteristics and environmental conditions on seasonal variations of water-soluble phosphate in soils, Soil Science 143/4, 257-263.
- LANG H. und J. DRESSEL (1997): N-P-K-Düngungseffekte in landwirtschaftlichen Kulturen auf zwei bodenmäßig verschiedenen, aber klimatisch einheitlichen Standorten – 40 bzw. 60 Jahre Dauerfeldversuche am Limburgerhof. Arch. Acker- Pfl. Bodenkd., 42, 211-234.
- LEINWEBER P., R. MEISSNER, K.-U. ECKHARDT and J. SEEGER (1999): Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. European Journal of Soil Science, 50 413-424.
- LELLEY, J. I. (1997): Einsatz von Mykorrhizapilzen in der Land- und Forstwirtschaft, Ökologie und Landbau 101, 33-38.
- LEYVAL, C. und J. BERTHELIN (1989): Interactions between *Laccaria laccata*, *Agrobacterium radiobacter* and beech roots: Influence on P, K, Mg, and Fe mobilization from minerals and plant growth, Plant and Soil 117, 103-110.
- LINDENTHAL, T., H. KOGLER, und B. FREYER (1999): Verbesserung der Phosphor-Versorgung nach den Grundsätzen des Biologischen Landbaus. ERNTE-Z. f. Ökologie u. Landwirtschaft, Nr. 5, 38-40.
- LÖHR, L. (1983): Faustzahlen für den Landwirt. 6. Aufl., Leopold Stocker Verlag, Graz.
- LÖHR, L. (1990): Faustzahlen für den Landwirt. 7. Aufl., Leopold Stocker Verlag, Graz.

- LÜCKE, J. und E. v. BOGUSLAWSKI (1984): Begleitende wissenschaftliche Untersuchungen der biologisch-dynamischen Wirtschaftsweise auf dem Dottenfelderhof. *Landwirtsch. Forsch.* 37, 3-4, 248-267.
- MÄDER, P. (1993): Effekt langjähriger biologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf das Bodenleben. In: ZERGER, U. (Hrsg.): *Forschung im ökologischen Landbau. SÖL Sonderausg.* 42, 271-278.
- MÄDER, P., S. HÜSCH und U. NIGGLI (1995): Der Einfluß der Bewirtschaftung auf die mikrobielle Biomasse und Aktivität sowie auf den metabolischen Quotienten von Bodenmikroorganismen - Populationen. In: DEWES, T. und L. SCHMITT (Hrsg.): *Beiträge zur 3. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*, Kiel, Fleck-Verlag, Gießen, 89-92.
- MÄDER, P., S. EDENHOFER, T. BOLLER, A. WIEMKEN und U. NIGGLI (2000a): Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low input („organic“, „biological“) and high input („conventional“) farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of Soils* 31, 150-156.
- MÄDER, P., A. FLIESSBACH, und U. NIGGLI (2000b): Bodenfruchtbarkeit durch ökologischen Landbau. *Lebendige Erde* 4, 12-16.
- MÄDER, P., A. BERNER, C. BOSSHARD, H.-R. OBERHOLZER und P. FITZE (2000c): Soil nutrients and yield of winter wheat grown on Swiss organic farms. *Proceedings of the 13th International IFOAM Scientific Conference*, 28.-31. August 2000 in Basel, vdf Hochschulverlag ETH Zürich, S. 26.
- MAGID, J. und N. E. NIELSEN (1992): Seasonal variation in organic and inorganic phosphorus fractions of temperate-climate sandy soils, *Plant and Soil* 144, 155-165.
- MAIDL, F. X., M. DEMMEL und G. FISCHBECK (1988): Vergleichende Untersuchungen ausgewählter Parameter der Bodenfruchtbarkeit auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Standorten. *Landwirtschaftliche Forschung* 41, 3-4, 231-245.
- MARSCHNER, H., V. RÖMHELD, W. J. HORST and P. MARTIN (1986): Root-induced changes in the rhizosphere: importance for the mineral nutrition of plants, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 149, 441-456.
- MAYER, J. (1995): Erfassung von Bilanzen und Versorgungsgrad für die Nährstoffe Kalium und Phosphor in einem biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betrieb. Diplomarbeit am Inst. f. Pflanzenernährung, Univ. Hohenheim.
- MENGEL, K. (1986): Umsatz im Boden und Ertragswirkung rohphosphathaltiger Düngemittel *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 149, 674-690.
- MENGEL, K. (1997): Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy* 7, 221-233.
- MENGEL, K. und D. STEFFENS (1982): Beziehung zwischen Kationen/Anionen-Aufnahme von Rotklee und Protonenabscheidung der Wurzeln, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 145, 229-236.

- MERBACH W., L. SCHMIDT und L. WITTENMAYER (Hrsg.) (1999): Die Dauerdüngungsversuche in Halle (Saale): Beiträge aus der Hallenser Pflanzenernährungsforschung. Teubner Verlag, Stuttgart Leipzig.
- MEUSER, H. (1989): Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze - zit. in SCHULTE (1996)
- MILLER, R. M. und J. D. JASTROW (1992): The Role of Mycorrhizal Fungi in Soil Conservation. In: Am. Soc. Agron, Crop. Sci. Soc. Am and Soil Sci. Soc. Am. (Ed.): Mycorrhizae in Sustainable Agriculture. ASA Special Publication no. 54, Madison, 29-44.
- MORGENSTERN, H. (1988): Korrelative Beziehungen zwischen Bodenparametern in Abhängigkeit von Reliefpositionen und Bodenformen am Beispiel ausgewählter Catenen des Jungmoränengebietes. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk., Berlin, 32, 1, 11-17.
- MOSSE, B., (1986): Mycorrhiza in a sustainable agriculture, Biological Agriculture and Horticulture 3, 191-209.
- MUNK, H. (1983): Phosphaternährung bei standortbezogener Ertragsoptimierung - zit NOLTE (1989)
- MUNK, H. und M. REX (1990): Zur Eichung von Bodenuntersuchungsmethoden auf Phosphat. Agribiol. Res. 43, 2, 164-174.
- NÄTSCHER, L. und U. SCHWERTMANN (1987): Die Veränderung der Phosphatintensität der Bodenlösung eines Pelosol-Pseudogleys nach Grünlandumbruch, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 150, 42 - 46.
- NEUERBURG, W. (1995): Schwachstellenanalyse in ökologischen Betrieben - Ausgewählte Ergebnisse aus 4-jährigen Praxiserhebungen in Rheinland-Pfalz. In: DEWES, T. und L. SCHMITT (Hrsg): Beiträge zur 3. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Kiel, Fleck-Verlag, Gießen, 229-232.
- NIGGLI, U. (1993): Wie müssen Wissenschaftsstrukturen beschaffen sein, daß die Forschung und das Versuchswesen dem biologischen Landbau gerecht werden. In: BMLF (Hrsg, 1993): Forschungskolloquium "Biologischer Landbau", Linz, 5. und 6. November 1991; Sonderausgabe Förderungsdienst, 20-31.
- NOLTE, C. (1989): Bilanzierung des Nährstoffkreislaufes auf dem biologisch-dynamisch bewirtschafteten 'Boscheidehof' sowie Untersuchungen zum Phosphor- und Kaliumhaushalt in drei ausgewählten Böden im Vergleich zu drei Böden eines benachbarten konventionellen Betriebes. Diss., Univ. Bonn.
- NOLTE, C. und W. WERNER (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR, Schriftenreihe Agrarspektrum Bd. 19.
- NOLTE, C. und W. WERNER (1993): Diffuser Stickstoff- und Phosphor-Eintrag in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebietes der früheren DDR über Grundwasser, Bodenerosion und Oberflächenabfluß. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 34, 19-28.
- NOWACK, K.-H. (1990): Phosphorversorgung biologisch bewirtschafteter Äcker und Möglichkeiten der Bioindikation. Diss., Univ. Göttingen.

- OBERLÄNDER, H. und A. KÖCHL (1984): Cadmium in Phosphatdüngemitteln - die Situation in Niederösterreich - zit. in KÖCHL (1988).
- OBERSON, A. (1993): Phosphordynamik in biologisch und konventionell bewirtschafteten Böden des DOK-Versuchs, Diss., ETH Zürich.
- OBERSON, A., J.-M. BESSON, S.K. GUPTA und H. STICHER (1991): Auswirkungen dreier Anbausysteme (DOK-Versuch) auf die Verteilung organischer und anorganischer Phosphorfraktionen und auf ausgewählte bodenbiologische Parameter in einer Parabraunerde auf Löss, Mitt. d. Ges. f. Pflanzenbauwiss. 4, 51-54.
- OBERSON, A., S.K. GUPTA, J.-M. BESSON und H. STICHER (1993): DOK-Versuch: vergleichende Langzeituntersuchungen in drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell - III. Boden: Phosphordynamik. Schweiz. Landw. Forschung, 32, 1/2, 219-228.
- OBERSON, A., OEHL, F., LANGMEIER, M., FLIESSBACH, A., DUBOIS, D., MÄDER, P., BESSON; J.-M., und E. FROSSARD (2000): Can increased soil microbial activity help to sustain phosphorus availability ? Proceedings of the 13th International IFOAM Scientific Conference, 28.-31. August 2000 in Basel, vdf Hochschulverlag ETH Zürich, S. 27.
- ODUM, E. P. (1980): Grundlagen der Ökologie. Thieme Verlag, Stuttgart, Bd I.
- OEHL, F. (1999): Microbially mediated phosphorus transformation processes in cultivated soils - zit in OBERSON et al. 2000.
- ÖHMICHEN, J. (1983): Pflanzenproduktion, Bd. 1: Grundlagen. Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- ÖNORM L 1087: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL) - Methode, Österr. Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1088: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nach der Doppel-Lactat (DL) - Methode, Österr. Normungsinstitut, Wien.
- ORLOWSKI, R. (1989): Untersuchungen zur Wechselwirkung von mineralischer und organischer Düngung am Nährstoffmangelversuch Rauischholzhausen. Diss., Univ. Gießen.
- OUDDOORN, F. (1984): Proefbedrijf Ontwikkeling bedrijfssystemen - zit. in VAN DER WERFF und BUYS (1990).
- PAGEL, H. (1987): Phosphorvorräte und Phosphornachlieferungsvermögen der Böden, Tagungsbericht der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR 257, 59-66.
- PAGEL, H., E. SCHNIEDER, H. BENKENSTEIN und W. KRÜGER (1982): Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf Kapazitäts-, Quantitäts- und Intensitätswerte des Bodenphosphates im Statischen Nährstoffmangelversuch Thyrow, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 26, 10, 655-664.
- PAGEL, H., H. BENKENSTEIN, W. KRÜGER und M. BAUMECKER (1996): P- und K-Status des Bodens in den P- und K-Mangelvarianten des Thyrower Statischen Nährstoffmangelversuches nach 55 jähriger Versuchsdauer. Mitt. d. Deut. Bodenkundl. Ges., 79, 271-274.

- PAGEL, H., H. BENKENSTEIN und W. KRÜGER (1999): Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung von Phosphat-Vorräten des Bodens. In HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, Verlag Dr. Köster, Berlin, 27- 30.
- PARFITT, R. L. (1978): Anion adsorption by soils and soil materials, *Advances in Agronomy* 30, 1-42.
- PIEROU, U. (1976): The Global Phosphorus Cycle. *Ecol. Bulletin* 22, 75-88, - zit. in SCHELLER (1993).
- PIMENTEL, D., C. HARVEY, P. RESOSUDARMO, K. SINCLAIR, D. KURZ, M. McNAIR, S. CRIST, L. SHPRITZ, L. FITTON, R. SAFFOURI und R. BLAIR (1995): Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267, 1117-1123.
- PIRKL, H. (1998): Abschätzung der Phosphorgesamt-Gehaltsverteilung im Naturraum mit Hilfe geochemischer Daten. GEOÖKO, Dr. Herbert Pirkl, Umweltgeologie-Geoökologie-Angewandte Mineralogie Wien, Eisenstadt, im Auftrag des Inst. f. Ökolog. Landbau/BOKU Wien (unveröff.).
- PIRKLHUBER, W. und K. GRÜNDLINGER (1993): Der Biologische Landbau in Österreich: ein Beitrag zur umweltverträglichen Landbewirtschaftung. Umweltbundesamt, BMF Umwelt, Jugend u. Familie, Wien.
- PFIFFNER, L. und P. MÄDER (1997): Effects of Biodynamic, Organic and Conventional Production Systems on Earthworm Populations. *Entomological Research in Organic Farming, Biological Agriculture and Horticulture* 15, 3-10.
- PLAKOLM, G. (1989): Unkrauterhebungen in biologisch und konventionell bewirtschafteten Getreideäckern Oberösterreichs. Diss., Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- PLENCHETTE, C., J.A. FORTIN und V. FURLAN (1983): Growth responses of several plant species to mycorrhizae in a soil of moderate P-fertility. *Plant and soil*, 70, 199-209.
- PODLESAK, W., B. MACHELETT, M. GRÜN und J. GARZ (1990): Über den Cadmiumeintrag aus mineralischen Phosphatdüngern in die Böden Ostdeutschlands. In: VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongreßband 1990, 861-866.
- PRASUHN, V. und M. BRAUN (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern - zit. in GÖTZ und ZETHNER (1996).
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. BRAUN (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in den Bodensee. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 45, IUL, Liebefeld-Bern.
- RASP, H. und W. SCHOLL (1987): Der Einsatz von Industrieabfällen pflanzlicher Herkunft im Landbau. In: VDLUFA-Schriftenreihe 23, Kongreßband 1987, 49-61.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1991): Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. In: VOGL, C. und G. PLAKOLM (1996): EU-Verordnung 2092/91 - Konsolidierte Fassung. 23. Aufl. vom 14. Juni 1996, Univ. f. Bodenkultur (Hrsg.), Wien.

- REGANOLD, J. P., L. F. ELLIOTT und Y. L. UNGER (1987): Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* 330, 370-372.
- REICHARD, R. (1969): Ein langjähriger Phosphatversuch. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 123, 22-32.
- RENGER, M., G. WESSOLEK und S. GÄTH (1994): Nährstoffhaushalt des Unterbodens und seine Bedeutung für die Nährstoffversorgung der Pflanzen, *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207, Bd. 5: Nährstoffhaushalt*, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 121-140.
- RENNER, E. (1982): *Milch und Milchprodukte in der Ernährung des Menschen*, 4. Aufl., Volkswirtschaftlicher Verlag, München.
- RENNER, E. und A. RENZ-SCHAUEN (1986): Nährwerttabellen für Milch und Milchprodukte - Energie- und Nährstoffgehalt von 500 Produkten. Verlag B. Renner, Gießen.
- RICHTER, C., B. HEILIGTAG, R. SCHMIDT und E. KÖLSCH (1997): Einfluß unterschiedlicher Düngung auf pH, N, C und die Gehalte an CAL-extrahierbarem K und P im Boden. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 160, 107-111.
- RÖMHELD, V. (1986): pH-Veränderungen in der Rhizosphäre verschiedener Kulturpflanzenarten in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot, *Kali-Briefe (Büntehof)* 18/1, 13-30.
- RÖMHELD, V. (1994): Biochemische Strategien der Pflanzen zur Mobilisierung von Nährstoffen, in: *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207, Bd. 5: Nährstoffhaushalt*, Paul Parey, Hamburg/Berlin, 108-120.
- RÖMHELD, V., E. GEORGE, M. LI und A. FUCHS (1998): Bedeutung des organisch gebundenen Phosphats (P_{org}) für die Phosphatversorgung der Pflanzen. Dokumentation der wissenschaftlichen Arbeiten und Veröffentlichungen zum Ökologischen Landbau, Universität Hohenheim.
- RÜBENSAM, P. und G. RAUHE (1969): Boden, Klima, Düngung und Ertrag - zit. in NOWACK (1990).
- RUCKENBAUER, P., I. OBERNBERGER und H. HOLZNER (1996): Erforschung der Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Hackgut- und Rindenfeuerungen - Endbericht. Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr (Hrsg.), Wien.
- RUHR-STICKSTOFF AG (1988): *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*, 11. Aufl., Verlagsunion Agrar, Bochum.
- RUSCH, H. P. (1968): *Bodenfruchtbarkeit - Eine Studie biologischen Denkens*. Haug Verlag, Heidelberg.
- RYAN, M. H., G. A. CHILVERS und D. C. DUMARESQ, (1994): Colonisation of wheat by VA-mycorrhizal fungi was found to be higher on a farm managed in an organic manner than on a conventional neighbour, *Plant and Soil* 160, 33-40.
- SAME, B. I., A. D. ROBSON und L.K. ABBOTT (1983): Phosphorus, soluble carbohydrates and endomycorrhizal infection, *Soil Biol. Biochem.* 15/5, 593-597.

- SATTELMACHER, B., H. C. BECKER und H. BRÜCK (1990): Genotypische Unterschiede in der P-Effizienz von Mais (*Zea mays* L.). In: Bericht über die Arbeitstagung der Arbeitsgemeinschaft der Saatzuchtleiter 1990 in Gumpenstein, BAL, Gumpenstein, 139-144.
- SATTELMACHER, B., S. REINHARD und A. POMIKALKO, (1991): Differences in mycorrhizal colonization of rye (*secale cereale* L.) grown in conventional or organic (biological-dynamic) farming systems, *Journal of Agronomy and Crop Science* 167, 350-355.
- SAUERBECK D. (1990): Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz. In: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben, *Landbauforschung Völkenrode*, SH 113, 2-8.
- SCHACHTSCHABEL, P. und B. BEYME (1980): Löslichkeit des anorganischen Bodenphosphors und Phosphatdüngung. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 143, 306-316.
- SCHIEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHIEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHELLER, E. (1990): Ist Düngung nur Nährstoffersatz? - Plädoyer für eine Erweiterung des Düngungsbegriffes. *Bioland* 5, 35-40.
- SCHELLER, E. (1991): Die Düngungspraxis im Ökologischen Landbau - unverantwortlich oder wissenschaftlich fundiert? *Ökologie und Landbau* 78, 12-15.
- SCHELLER, E. (1992): Die Düngungspraxis im Ökologischen Landbau - unverantwortlich oder wissenschaftlich fundiert? In: VOGTMANN, H. (Hrsg.): *Ökologische Landwirtschaft - Landbau mit Zukunft. Alternative Konzepte* 70, Verlag Müller, Karlsruhe, 93-110.
- SCHELLER, E. (1993a): Wissenschaftliche Grundlagen zum Verständnis der Düngungspraxis im Ökologischen Landbau - Aktive Nährstoffmobilisierung und ihre Rahmenbedingungen, Selbstverlag, Dipperz.
- SCHELLER, E. (1993b): Die Stickstoff-Versorgung der Pflanzen aus dem Stickstoffstoffwechsel des Bodens, Verlag Josef Margraf, Weikersheim.
- SCHELLER, E. (1997): Betreibt der organische Landbau Raubbau an den Nährstoffvorräten des Bodens? *Ökologie und Landbau* 103, 33-37.
- SCHLINKERT, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften, *Bonner Bodenkundl. Abhandlungen* 7.
- SCHMID, H. (1991): Wurzelentwicklung von Zuckerrübe in verschieden texturierten Böden und die Methodik ihrer Erfassung, Diplomarbeit, Univ. Göttingen – zit in CLAASEN (1994).
- SCHMITT, M. (1993): Vergleichende pflanzenbauliche Untersuchungen auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Winterweizen-Flächen unter besonderer Berücksichtigung von Bodenfruchtbarkeit, Pflanzenertrag, Pflanzeninhaltsstoffen und Sortenechtheit, Diss., Univ. Gießen.

- SCHNEEBERGER, W., C. LUNZER und A. POSCH (1995): Förderung der Biobetriebe in Österreich., Der Förderungsdienst 43/8, 242-250.
- SCHREINER, R. P. und G. J. BETHLENFALVAY (1995): Mycorrhizal Interactions in Sustainable Agriculture. *Critical Reviews in Biotechnology*, 15 (3/4), 271-285.
- SCHROEDER, D. (1983): *Bodenkunde in Stichworten*, 4. Auflage, Ferdinand Hirt-Verlag, Unterägeri/CH und Würzburg/D.
- SCHUBERT, S. und K. MENGEL (1989): Important factors in nutrient availability: root morphology and physiology. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 152, 169-174.
- SCHÜLLER H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates im Boden. *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 123, 49 - 63.
- SCHÜLLER H., Th. REICHARD und K. NEMETH (1975): Beziehungen zwischen P-Düngung, Ertrag, P-Entzug und Methoden der Bodenuntersuchung. 1. Mitteilung. *Landwirtschaftliche Forschung* 28, 2., 147-157.
- SCHULTE, G. (1996): *Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungen ökologisch bewirtschafteter Böden in Rheinland-Pfalz unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik*. Diss., Univ. Trier.
- SCHÜPBACH, H. (1997): Gesamtbetrieblicher Nährstoffhaushalt: Die Schweizer Lösung für Beratung und Kontrolle in der Praxis. In: *Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20. -21. Juni 1996, Tagungsbericht 20, Umweltbundesamt Wien*, 101-107.
- SCHWERTMANN, U. und E. SCHIECK (1980): Verhalten von Phosphat auf eisenoxidreichen, kalkhaltigen Gleyböden der Münchner Schotterebene, *Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 143, 220-231.
- SEELING, B. (1992): *Beitrag des organisch gebundenen Bodenphosphors zur P-Versorgung der Pflanze*, Diss., Univ. Göttingen.
- SHARPLEY, A. N. (1985): Phosphorus Cycling in Unfertilized and Fertilized Agricultural Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 905 – 911.
- SIBBSEN, E. und A. RUNGE METZGER (1995): Phosphorus balance in european agriculture - status and policy options. In: TIESSEN, H. (1995): *Phosphorus in the global environment*, John Wiley and Sons, Chichester.
- SIEGRIST, S., D. SCHAUB, L. PFIFFNER und P. MÄDER (1998): Does organic agriculture reduce soil erodibility ? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 253-264.
- SMECK, N. W. (1985): Phosphorus dynamics in soils and landscapes, *Geoderma* 36, 185-199.
- SPIEGEL, H. und T. LINDENTHAL (1999): Ergebnisse von drei 40jährigen Dauerversuchen in Österreich: Auswirkungen unterschiedlicher P-Düngerformen und -mengen auf P-Bilanzen, $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden und auf den Ertrag. In: MERBACH, W. und M. KÖRSCHENS (Hrsg): *Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und*

Quantifizierung von Stoffkreisläufen, Internationales Symposium in Halle, 3.-5. Juni 1999, UFZ-Nachrichten, 107 - 110.

- SPIEGEL, H., T. LINDENTHAL, M. MAZOREK, A. PLONER, A. KÖCHL und B. FREYER, (2000): Ergebnisse von drei 40jährigen P-Dauerversuchen in Österreich: 1. Mitteilung Auswirkungen ausgewählter P-Düngerformen und -mengen auf den Ertrag und die $P_{CAL/DL}$ -Gehalte im Boden. Die Bodenkultur (angenommen).
- SPIESS, E., R. DANIEL, W. STAUFFER, U. NIGGLI und J.-M. BESSON (1995): DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell - V. Qualität der Ernteprodukte: Stickstoff- und Mineralstoffgehalte, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. Schweiz. Landw. Forschung, Sonderheft DOK 3, 1-33.
- SPREER, E. (1997): Technologie der Milchverarbeitung. 7. Aufl., Behr's Verlag, Hamburg.
- STEFFAN, H. (1985): Entwicklung der Mycorrhiza in Kulturpflanzen bei Einfluß unterschiedlicher Wirtschaftsweisen, Ifoam - Zeitschr. f. ökolog. Landw., 53, 6-8.
- STEFFENS, D. (1984): Wurzelstudien und Phosphat-Aufnahme von Weidelgras und Rotklee unter Feldbedingungen, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 147, 85-97.
- STEFFENS, D. (1987): Einfluß langjähriger Düngung mit verschiedenen Phosphatdüngerformen auf die Phosphatverfügbarkeit in der Rhizosphäre von Raps. Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 150, 75-80.
- STEIN-BACHINGER, K. und J. BACHINGER (1997): Nährstoffbilanzen als Grundlage von Optimierungsstrategien für ökologisch wirtschaftende Großbetriebe Nordost-Deutschlands. In: KÖPKE, U. und J.-A. EISELE (Hrsg.): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Bonn, Verlag Köster, Berlin, 109-114.
- STÖPPLER, H., E. KÖLSCH und H. VOGTMANN, (1990): Vesicular-arbuscular mycorrhiza in varieties of winter wheat in a low external input system, Biological Agriculture and Horticulture 7, 191-199.
- STROHBACH, B. (1986): Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung des Gesamtphosphorgehaltes auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk., Berlin 30, 9, 573-580.
- STUMPE, H., J. GARZ und H. SCHARF (1994): Wirkung der Phosphatdüngung in einem 40jährigen Dauerversuch auf einer Sandlöß-Braunschwarzerde in Halle, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 157, 105-110.
- SUBBA RAO, N. S. (1995): Soil microorganisms and plant growth. 3. Ed., Science Publishers.
- TARAFDAR, J.C. und H. MARSCHNER (1993): Phosphatase activity in the rhizosphere and hyphosphere of VA-mycorrhizal wheat supplied with inorganic and organic phosphorus, Soil Biology and Biochemistry 26/3, 387-395.
- TARAFDAR, J.C. und A. JUNGK (1987): Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus, Biology and Fertility of Soils 1987/3, 199-204.

- TARAFDAR, J.C. und N.CLAASEN (1988): Organic phosphorus compounds as a phosphorus source for higher plants through the activity of phosphatases produced by plant roots and microorganisms, *Biology and Fertility of Soils* 1988/5, 308-312.
- TATE, K. R., T. W. SPEIR, D. J. ROSS, R. L. PARFITT, K. N. WHALE und J. C. COWLING (1991): Temporal variations in some plant and soil P pools in two pasture soils of widely different P fertility status, *Plant and Soil* 132, 219-232.
- THALMANN, F. et al. (1989): *Geochemischer Atlas der Republik Österreich. Böhmisches Massiv und Zentralzone der Ostalpen – Bachsedimente – Geologische Bundesanstalt Wien.*
- TIESSEN, H., J. W. B. STEWART und J.O. MOIR (1983): Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60 - 90 years of cultivation, *Journal of Soil Science* 34, 815 - 823.
- TOBIAS, J. (1995): *Viehloser Ökologischer Landbau im Pannonischen Klimaraum Österreichs, Diplomarbeit am Inst. f. Ökologischen Landbau, Univ. f. Bodenkultur Wien.*
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (UBA, Hrsg., 1994): *Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. In: Berichte Umweltbundesamt 94, 2, Erich Schmidt Verlag, Berlin.*
- UNGER, E. (1989): *Bodenchemische Kennwerte konventionell und organisch-biologisch wirtschaftender Landwirtschaftsbetriebe im Erlauftal Niederösterreich. Diplomarbeit am Inst. f. Bodenforschung u. Baugeologie, Univ. f. Bodenkultur Wien.*
- VAN DER WERFF, P. A. und J. BUYS (1990): Zur Bedeutung der Mycorrhiza in alternativen Produktionssystemen. In: *Landbauforschung Völkenrode, SH 113: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanzen in alternativ wirtschaftenden Betrieben, 75-80.*
- VAN DER WERFF, P. A., P. MEEUWISSEN und R. BOERINGA (1990): N, P und K im reinen intensiven alternativen Gemüsebau in den Niederlanden - Probleme und Lösungsansätze. In: *Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben, Landbauforschung Völkenrode SH 113, 14-18.*
- VAN RAY, B. und A. VAN DIEST (1979): Utilization of phosphate from different sources by six plant species, *Plant and Soil* 51, 577-589.
- WAGNER, K. (1990): *Neuabgrenzung der landwirtschaftlichen Produktionsgebiete Österreichs. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Wien.*
- WALKER, T. W. und J. K. SYERS (1976): The fate of phosphorus during pedogenesis, *Geoderma* 27, 1-19.
- WEBER, A. (1997): *Phosphor-Zukaufverhalten von 109 ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich sowie Faktoren der Phosphor-Verfügbarkeit im Ökologischen Landbau. Diplomarbeit am Inst. f. Ökologischen Landbau, Univ. f. Bodenkultur, Wien.*
- WEBER, A., T. LINDENTHAL und J. HEß (1997): Phosphor-Import über mineralische und organische Zukaufdünger auf 109 ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich. In: KÖPKE, U. und J.-A. EISELE (Hrsg.): *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Bonn, Verlag Köster, Berlin, 143-150.*

- WECHSUNG, G. (1990) Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf P-Bilanz und P-Zustand des Bodens im "Statischen Dauerversuch" Lauchstädt. Diss, Humbold-Univ. Berlin.
- WECHSUNG, G. und H. PAGEL (1993): Akkumulation und Mobilisation von Phosphaten in einer Schwarzerde im statischen Dauerversuch Lauchstädt - Betrachtung der P-Bilanz nach 84 Versuchsjahren, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 156, 301-306.
- WEDEPOHL, K. H. (Ed.) (1969 - 1978): Handbook of Geochemistry, Springer, Berlin - zit. in SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992)
- WENZEL, W.W. (1998): Persönliche Mitteilung, Institut für Bodenforschung, Univ. f. Bodenkultur Wien.
- WEIER, U. (1999): Vorrat an Phosphat im Boden über Jahre. TASPO Gartenbaumagazin, 8 (2), 48-50 - zit. in BOSSHARD (1999).
- WEIR, C. C. and R. J. SOPER (1963): zit. in PARFITT (1978).
- WEISS, K. (1990): Bodenuntersuchungen aus Vergleichsflächen von alternativ und konventionell bewirtschafteten Böden in Baden-Württemberg. In: Nährstoffdynamik und Nährstoffbilanz in alternativ wirtschaftenden Betrieben. Landbauforschung Völkenrode SH 113, 103-116.
- WELP, G., U. HERMS und G. BRÜMMER (1983): Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung, Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 146, 38-52.
- WERNER, M. R., R. A. KLUSON und S. R. GLIESSMAN, (1990): Colonization of strawberry roots by VA mycorrhizal fungi in agroecosystems under conventional and transitional organic management, Biological Agriculture and Horticulture 7, 139-151.
- WERNER, W. (1990): Die Auswirkungen neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse auf die zukünftige Strategie der Phosphatdüngung. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, 289, 301-314.
- WERNER, W. (1991): Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den Zielvorstellungen , der Meß- und Voraussagbarkeit von Elementen und Prozessen der Bodenfruchtbarkeit: Bodenchemische Prozesse. Berichte über Landwirtschaft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Parey, Hamburg und Berlin, 111-113.
- WIESER, I. (1996): Nährstoffbilanzen und differenzierte Nutzungsintensität auf einem biologisch wirtschaftenden Grünlandbetrieb in der Gemeinde Molln (Oberösterreich). Diplomarbeit am Inst. f. Ökologischen Landbau, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- WIESER, I., J. HEß und T. LINDENTHAL (1996): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen ökologisch wirtschaftender Grünlandbetriebe im oberösterreichischen Voralpengebiet. In: Die Bodenkultur 47/2, 81-88.
- WILKE, B. und D. SCHAUB (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. d. Deut. Bodenkundl. Ges. 79, 435-438.
- WISTINGHAUSEN, E. v. (1980): Einfuhr und Ausfuhr von Stoffen im landwirtschaftlichen Betrieb. Lebendige Erde 1, 53-59.

ZEBARTH, B. J., C. J. WARREN und R. W. SHEARD (1992): Influence of the rate of nitrogen fertilization on the mineral content of winter wheat in Ontario. *J. Agric. Food Chem.* 40, 1528-1530 - zit. in SPIESS et al. (1995).