

# FÖRBÄTTRADE ESTIMERINGSRUTINER FÖR BERÄKNING AV FOSFORS LÖSLIGHET OCH OMSÄTTNING I SVENSKA ÅKERJORDAR - UTVECKLING AV ETT MODELLVERKTYG (H0970177)

## Bakgrund

Såväl nationella som internationella åtaganden ställer krav på det svenska jordbruket att minska sin belastning av fosfor (P) på våra omgivande vatten. Bra metoder för att kunna bedöma riskerna för P-läckage från jordbruksmarken behövs för ett effektivt arbete med motåtgärder mot läckaget ("rätt åtgärd på rätt plats"). De existerande metoderna för att kvantifiera förlusterna med hjälp av olika beräkningsmodeller behöver dock vara anpassade till våra svenska jordar. Kopplingen till olika odlingsåtgärder är inte lika stark när det gäller P-förluster som det är för kväveläckage, och markens kemiska och fysikaliska egenskaper kan många gånger överskugga odlingsåtgärdernas betydelse. Det är alltså viktigt att metoder för att bedöma läckagekänslighet för P är representativa för ett brett spektra av jordar. Syftet med föreliggande projekt var att definiera statistiska samband mellan mineralfosfors löslighet i marken och olika markegenskaper så som järn-, aluminium- och kalciumförekomst, pH, organiskt material, textur, sorptionskapacitet (PSC) och fosformättnadsgrad (DPS) för ett brett spektra av svenska åkermarksjordar. De statistiska sambanden ska bland annat användas vid vidareutveckling av fosformodellen ICECREAM. Modellen används för beräkning av fosforbelastningen från svensk åkermark på sjöar och vattendrag som används som underlag för svenskt vattenkvalitetsarbete och för rapportering om fosforbelastningen på Östersjön.

I denna studie har samband för fosfors löslighet undersökts för ett stort antal jordar för att testa giltigheten relaterat till den stora variationen i markegenskaper som man har i svensk åkermark. Högre fosforstatus i marken innebär generellt en högre P-frigörelse, och ofta även högre P-förluster från enskilda jordar (Heckrath m.fl., 1995; Sibbesen m.fl., 1997; Börling m.fl., 2004). Sambandets utseende varierar dock mellan olika jordar (Svanbäck m.fl., 2013). För att få en bättre beskrivning av fosfors rörlighet bör även jordens PSC och DPS beaktas (Hooda m.fl., 2000; Börling m.fl., 2004; Borggaard m.fl., 2004). Studier har visat på en koppling mellan PSC och förekomsten av olika järn- och aluminiumformer i marken för svenska jordar (Börling m.fl., 2001; Eriksson, 2009), liksom förekomst av organiskt kol (C) (Börling m.fl., 2001) och lerhalt (CLAY) (Börling m.fl., 2004).

Den analysmetod som används i Sverige för att bestämma mängden växttillgänglig P i marken är anpassad till de ofta sura skandinaviska jordarna och baseras på extraktion med surt (pH 3,75) ammoniumlaktat,  $P_{AL}$  (Egnér m.fl., 1960).  $P_{AL}$  poolen påverkas och varierar med gödningen och kan därmed även fånga kortsiktigare dynamik i P-pooler som beror av gödningstrategi (Djordjic & Mattsson, 2013). Börling m.fl. (2004) visade på starka samband mellan  $P_{AL}$  talet och  $P_{CaCl_2}$  för 10 svenska jordar från långliggande bördighetsförsök.  $P_{CaCl_2}$  används för att representera löst P i markvätskan och alltså det P som kan förloras vid läckage (Hesketh & Brookes, 2000). Vattenextraherbart P ( $P_w$ ) ger en bild av fosfor som desorberas i elektrolytfattigt regn och förloras via ytavrinning (Yli-Halla m.fl., 1995) eller genom snabbt makroporflöde till dräneringssystem (Jensen m.fl., 1998). Extraktion med saltsyra (HCl) frigör en stor mängd P som till största del är hårdare bunden och därmed inte omedelbart tillgänglig för varken växtupptag eller läckage. Den kan däremot förloras bunden till jordpartiklar.  $P_{AL}$  utgör vanligen bara 5-15% av  $P_{HCl}$ . Extraktion enligt Olsen-metoden (Olsen m.fl., 1954) görs med en karbonatlösning vid pH 8,5, och  $P_{OLS}$  liksom  $P_{AL}$  representerar växttillgängligt P. Olsen-extraktionen är anpassad för kalkhaltiga jordar. Även P som extraheras med den sura ammoniumoxalatlösningen representerar växttillgängligt P (Guo & Yost, 1999). Det är de P-fixerande, icke-kristallina formerna av Fe och Al som extraheras av

ammoniumoxalatlösningen (Bertsch & Bloom, 1996; Loeppert & Inskeep, 1996; Kleinman m.fl., 1999). Då frigörs även det P som bundits till de reaktiva Al- och Fe-formerna. Breeuwsma & Schoumans (1987) och Breeuwsma m.fl. (1995) föreslog att ammoniumoxalatlösligt P, Al och Fe ( $P_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  och  $Fe_{ox}$ ) kan användas för att beräkna DPS, och där  $Al_{ox}$  plus  $Fe_{ox}$  representerar jordens PSC (Schouman m.fl., 1986; Van der Zee, 1988). Senare har även andra extraktioner av P, Al och Fe testats för att uppskatta jordens DPS och PSC.

Följande hypotes har testats i projektet:

- Samband mellan fosfor analyserad med olika metoder ( $P_{AL}$ ,  $P_{CaCl_2}$ ,  $P_W$ ,  $P_{OLS}$ ,  $P_{HCl}$ ,  $P_{OX}$ ) och olika markparametrar kan utnyttjas för att uppskatta fosfors löslighet i matjorden. De parametrar som användes var jordens koncentration av extraherbart järn-, aluminium- och kalcium, pH, halten organiskt material, sorptionskapacitet och fosformättnadsgraden i flera extraktionsmedel.

## Material och metoder

### Jordprover och analyser

Totalt togs 62 matjordsprover från 39 platser i Sverige (Tabell 1). Provplatserna valdes för att täcka in ett brett spektrum av svenska mineraljordar med avseende på framförallt P-status, textur samt innehåll av Fe och Al. Provtagningen skedde mellan april och november 2010, förutom för Forshällaån där prov togs i november 2011. För att undvika påverkan av gödsling i P-analyserna har alla jordprover tagits minst 4, vanligen minst 6-8 månader efter att fosforgödsling skett. Matjordproverna togs till 20 cm djup. Flera delprov togs inom en radie på 0,5 meter vid en provpunkt belägen en bit in från fältkanten. Delproven blandades samman till ett samlingsprov, lufttorkades vid 28-29°C, maldes och siktades genom en 2 mm sikt innan de analyserades.

**Tabell 1** Beskrivning av provplatser och grundläggande markegenskaper samt värden för medel, min, max och percentiler för de uppmätta värdena i denna studie och för tidigare nationella undersökningar.

Provplats	Län	Gårdstyp	Textur	pH	totC %	ler %	$P_{HCl}$ mmol kg <sup>-1</sup>	$P_{AL}$ mmol kg <sup>-1</sup>
Röbäcksdalen – A	AC	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silt	6.4	2.7	9	42	5.8
Röbäcksdalen – B	AC	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silt	6.2	2.7	9	32	2.7
14AC	AC	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silt loam	6	2.7	6	36	4.5
16Z	Z	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silt loam	6.5	9.4	25	27	1.1
Säby	C	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silt loam	5.9	2.6	24	27	1.3
Nåntuna	C	SLU egendom	Sandy clay loam	6.3	1.3	20	19	1.7
Ultuna	C	SLU egendom	Silty clay loam	5.9	2.1	40	26	1.7
Hacksta – 1	C	Experimentfält, Lantmännen SW seed	Clay loam	6.4	1.5	32	31	5.5
C6 – 14	C	Typområde SLU, (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Clay	7.6	2.2	53	26	5.2
U8 – 11	U	Typområde SLU, (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silty clay	6.6	2.2	52	20	1.2
U8 – 12	U	Typområde SLU, (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silty clay	7	2.3	51	42	7.4
Fellingsbro	T	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay	6.2	2.8	42	23	1.2
Glanshammar	T	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Clay loam	6.2	2.0	32	39	4.5
Nybble Vintrosa	T	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay loam	6.1	1.5	35	26	2.9
Högåsa – A	E	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loamy sand	5.6	1.7	6	20	1
Högåsa – C	E	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loamy sand	5.8	1.6	6	24	2.7
Vreta Kloster – A	E	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silty clay loam	6.6	1.9	37	19	0.81
Vreta Kloster - C	E	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silty clay	6.5	2.0	44	26	4.2
20E	E	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silty clay	6.8	2.4	53	22	2.8
21E	E	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Loam	7.7	1.7	23	26	3.2
6E	E	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Loam	6.7	3.2	18	25	3.9
7E	E	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Clay	6.4	3.3	57	18	2.1
Kölbäck - 1	E	Experimentfält, Lantmännen SW seed	Silt loam	6.8	2.3	16	22	3.6
Kölbäck - 2	E	Experimentfält, Lantmännen SW seed	Silty clay loam	7.1	2.3	33	32	7.4
Logården - A4	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Clay loam	6.9	1.5	37	21	1.6
Logården - B4	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silt loam	6.4	1.7	16	32	6.5
Logården - B5	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay loam	6.5	1.8	36	42	7.4
Logården - C1A	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay loam	6.3	2.4	33	22	1.2
Logården - C1B	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay	6.3	2.1	45	26	2.4
Logården - C2	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay	6.6	1.5	44	24	2.6
Logården - C5	O	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Silty clay loam	6.6	1.6	36	39	6.1
Fotegården - Trial 1	O	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Loamy sand	6.7	2.8	4	20	5.2
Lanna - Trial 7	O	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Silty clay	6.4	2.5	46	16	1.3
Bjertorp - A	O	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silty clay loam	6.3	2.0	30	15	0.65
Bjertorp - C	O	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silty clay loam	6.5	2.0	31	23	2.5

Bjertorp - D	O	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Silty clay loam	6.4	2.0	32	27	4.2
Dingle - skifte 1	O	Naturbruksgymnasierna i Västra Götaland	Loam	6	1.7	15	32	2
Dingle - skifte 7	O	Naturbruksgymnasierna i Västra Götaland	Loam	6	1.7	23	31	0.9
4O	O	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silt loam	6.3	1.5	24	16	2.6
5O	O	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Sandy loam	6.1	2.8	14	21	1
Forshällaån - 1	O	Typområde SLU, (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Clay loam	5.8	2.8	32	27	0.97
Forshällaån - 10	O	Typområde SLU, (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Loam	6	1.6	21	36	1.8
Lilla Böslid - B36	N	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Clay loam	6.5	2.5	31	25	2.3
Lilla Böslid - Sand	N	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Loamy sand	6.3	2.7	7	15	3
Mellby - C2	N	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Loamy sand	6.4	3.1	7	25	7.4
12N	N	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Sandy loam	6.5	3.2	10	28	6.1
Lönnstorp - 3	M	Experimentfält, SLU (Ulén m.fl., 2006)	Loam	7.6	1.9	24	17	2.9
Helgegården	M	Experimentfält, Hushållningssällskapet	Loamy sand	7.5	1.1	6	42	14
Ekebo - A	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loam	5.8	2.3	16	18	0.84
Ekebo - C	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loam	6	2.3	14	22	3.2
Ekebo - D	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loam	6	2.5	12	30	6.5
Fjärdingslöv - A	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Sandy loam	6.5	1.2	18	11	0.71
Fjärdingslöv - C	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Sandy loam	6.6	1.4	16	15	3.1
Fjärdingslöv - D	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Sandy loam	6.6	1.4	16	20	6.1
Orup - A	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Sandy loam	5.3	1.9	9	16	0.71
Orup - C	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Sandy loam	5.8	1.9	8	21	2.4
Örja - A	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loam	6.8	1.2	22	11	0.65
Örja - C	M	Bördighetsförsöken SLU, (Mattsson, 1998) <sup>a</sup>	Loam	6.8	1.1	22	16	3.2
11M	M	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Silty clay loam	6.1	2.0	31	19	1.7
3M	M	Obs-fält, SLU (Stjernman Forsberg m.fl., 2012)	Loamy sand	7.3	1.8	6	32	15
Svalöv – Lättlera	M	Experimentfält, Lantmännen SW seed	Sandy loam	6.9	1.2	18	15	2.1
Svalöv – Styv lera	M	Experimentfält, Lantmännen SW seed	Clay loam	7.4	2.2	31	19	2.7
<b>medel</b>			-	<b>6.5</b>	<b>2.2</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>3.5</b>
min			-	5.3	1.1	4.4	11	0.65
25 <sub>e</sub> percentilen			-	6.1	1.6	15	19	1.4
75 <sub>e</sub> percentilen			-	6.7	2.5	34	30	4.5
max			-	7.7	9.4	57	42	15
<b>Nationella sammanställningar</b> (Eriksson m.fl., 1999, 2010)								
<b>medel</b>			-	<b>6.3</b>	<b>4.1</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>2.6</b>
min			-	4.0	0.2	0	6	0.2
25 <sub>e</sub> percentilen			-	5.9	1.9		16	1.2
75 <sub>e</sub> percentilen			-	6.6	3.5		27	3.2
max			-	8.4	5.4	81	98	37

<sup>a</sup> Nivå av P gödsling indikeras av bokstäverna A = ingen gödsling, B = Åter tillförsel av P enligt bortförd P via skörd, C = B + 20 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, D = B + 30 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>)

Extraktionsförfarande för bestämning av markens olika kemiska egenskaper framgår av tabell 2. Slutlig analys gjordes med ICP-AES (Spectro Flame Germany) utom för de svaga extraktionsmedlen CaCl<sub>2</sub> och vatten som analyserades kolorimetriskt i enlighet med (Murphy & Riley, 1962) efter filtrering med OOH-paper. Texturen bestämdes genom pipettmetoden (Ljung, 1987) och jordartsklassificerades enligt USDA (USDA, 1993).

**Tabell 2** Analyserade markegenskaper: variabler, extraktionsmetod samt gruppering för konstruerandet av regressionskvationerna.

Variabel	Beräkning / Extraktionsagent	Enhet	Transformering	Gruppering	Referens
<b>Markegenskaper (markfosfor m.m.)</b>					
P <sub>HCl</sub>	2M Saltsyra	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	STP	(KLS, 1965)
P <sub>OX</sub>	0,2M Ammoniumoxalat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	STP	(Schwertmann, 1964)
P <sub>AL</sub>	0,01M Ammoniumlaktat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	STP	(Egnér m.fl., 1960)
P <sub>OLS</sub>	0,5M natriumbikarbonat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	STP	(Olsen m.fl., 1954)
P <sub>W</sub>	Avjoniserat vatten	µmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	(Börling m.fl., 2004)
P <sub>CaCl2</sub>	0,01M kalciumklorid	µmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	(Börling m.fl., 2004)
Al <sub>AL</sub>	0,01M Ammoniumlaktat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	Aluminium	(Egnér m.fl., 1960)
Fe <sub>AL</sub>	0,01M Ammoniumlaktat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	Järn	(Egnér m.fl., 1960)
Ca <sub>AL</sub>	0,01M Ammoniumlaktat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	(Egnér m.fl., 1960)
Fe <sub>OX</sub>	0,2M ammoniumoxalat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	Järn	(Schwertmann, 1964)
Al <sub>OX</sub>	0,2M ammoniumoxalat	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	Aluminium	(Schwertmann, 1964)
pH	pH uppmätt i vatten	-	log10	-	SIS; SS-ISO 10390
CLAY	Lerhalt	%	-	-	(Ljung, 1987)
totC	Torrforbränning; LECO CNS2000	%	log10	-	(LECO Corporation, 2003)
<b>P-Sorptionskapacitet (PSC)</b>					
PSI <sub>1</sub>	Sorptionsindex, 19,4 mmol P	mmol kg <sup>-1</sup>	-	-	(Bache & Williams, 1971)
PSI <sub>Ulen</sub>	7,68 + 2,18 totC - 1,13 pH	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	(Ulén, 2006)
PSC <sub>AL</sub>	Al <sub>AL</sub> + Fe <sub>AL</sub>	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	
PSC <sub>OX</sub>	Al <sub>OX</sub> + Fe <sub>OX</sub>	mmol kg <sup>-1</sup>	log10	-	
PSC <sub>Börl</sub>	1,29 + 0,037 Fe <sub>OX</sub> + 0,109 Al <sub>OX</sub>	mmol kg <sup>-1</sup>	-	-	(Börling m.fl., 2001)
<b>Fosformättnadsgrad (DPS)</b>					
DPS <sub>AL</sub>	P <sub>AL</sub> / PSC <sub>AL</sub> * 100	%	log10	DPS	(Ulén, 2006)
DPS <sub>OX</sub>	P <sub>OX</sub> / PSC <sub>OX</sub> * 100	%	log10	DPS	(Breeuwsma & Silva, 1992)

DPS <sub>POLS, Børl</sub>	$P_{OLS} / PSC_{Børl} * 100$	%	log10	DPS	(Börling m.fl., 2001)
DPS <sub>PAL, Børl</sub>	$PAL / PSC_{Børl} * 100$	%	log10	DPS	(Börling m.fl., 2001)
DPS <sub>Ulen</sub>	$4,47 + 1,51 PAL - 0,265 totC$	%	log10	DPS	(Ulén, 2006)
DPS <sub>PAL/OX</sub>	$PAL / PSC_{OX} * 100$	%	log10	DPS	(Börling m.fl., 2004)
$P_{OLS}/PSI_1$		kvot	log10	DPS	(Börling m.fl., 2004)
$P_{OX}/PSI_1$		kvot	log10	DPS	(Börling m.fl., 2004)
$P_{AL}/PSI_1$		kvot	log10	DPS	(Börling m.fl., 2004)
$P_{AL}/Fe_{AL}$		kvot	log10	DPS	
$P_{AL}/Al_{AL}$		kvot	log10	DPS	
$P_{AL}/Fe_{OX}$		kvot	log10	DPS	
$P_{AL}/Al_{OX}$		kvot	log10	DPS	
$P_{OX}/Fe_{OX}$		kvot	log10	DPS	
$P_{OX}/Al_{OX}$		kvot	log10	DPS	

### Statistisk

De grundläggande statistiska metoderna som användes för att undersöka sambanden mellan fosforns löslighet (här uppskattad som  $P_{CaCl_2}$  och  $P_W$ ) och de olika analyserade markegenskaperna (variabler) (Tabell 2) var enkel linjär regression (en oberoende variabel) samt genom 'Ordinary Least Squares Regression' (två eller fler oberoende variabler). Alla variabler som inte var normalfördelade transformerades innan regressionsanalyserna med 10-logaritmen (Tabell 2). Detta får till följd att alla regressioner i resultatdelen gäller för transformerade data och redovisas som sådana. Regressionsberäkningarna utfördes med en statistisk metod kallad "Bootstrapping" enligt beskrivningen i Moeys m.fl., (2011). Metoden går ut på att datamaterialet slumpmässigt delas upp så att ungefär två tredjedelar av datamaterialet används för att ta fram (kalibrera) regressionsekvationen och resterande tredjedel används för att validera sambandet. Regressionsberäkningen utförs och testas upprepade gånger (här 500) på ett nytt slumpmässigt delurval varje gång. Ett medel av alla upprepningar beräknas för regressionskoefficienterna samt för de beskrivande statistiska måtten av tillförlitlighet. Determinationskoefficienten ( $R^2$ ) som anges är således ett validerat  $R^2$ -värde, det vill säga en test av regressionen och inte ett värde från kalibreringen. För att i största mån undvika samvarierande variabler i regressionerna grupperades liknande variabler ihop (Tabell 2). Regressionsberäkningar för alla möjliga kombinationer av alla olika variabler, med begränsningen att endast en variabel per grupp för varje enskild beräkning, gjordes med Bootstrap-metoden. Totalt testades 23039 olika regressionsformler. Trots att variablerna hade grupperats testades regressionsmodellerna ytterligare för eventuell kovariation. Kovariationen testades med ett mått kallat "Variance inflation factor" (VIF), och regressioner med ett VIF högre än två plockades bort från resultaten. Alla beräkningar utfördes i dataprogrammet "R software for statistical computing (3.0.1)" (R Core Team, 2013).

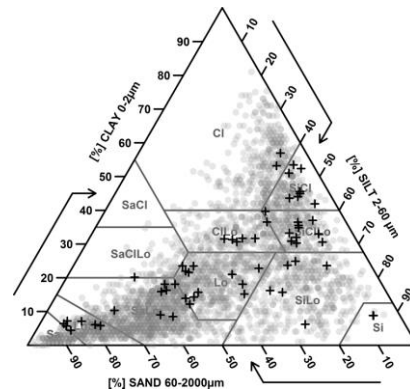
De bästa regressionerna med en oberoende variabel valdes och rangordnades utifrån  $R^2$ -värdet. De bästa regressionerna med flera oberoende variabler valdes och rangordnades utifrån ett mått kallat "Akaike information criterion" (AIC). AIC används för att rangordna olika regressionsmodeller som tagits fram på samma huvuddataset. Metoden kompenserar för att olika regressionsekvationer kan ha olika antal ingående variabler genom att AIC-värdet "straffas" med antalet ingående variabler. Ett lågt värde på AIC indikerar en bättre modell jämfört med en som har ett högre värde på AIC (Akaike, 1969).

## Resultat

Jordproverna som ingått i denna studie representerade väl variationen i matjorden i svensk åkermark, dock utan att de allra mest extrema värdena var representerade. Större delen av de svenska jordartsklasserna täcktes in (Figur 1). Dessutom låg 25 och 75 % percentilerna för både pH, totC, CLAY,  $P_{HCl}$  och  $P_{AL}$  i stort kring samma intervall (Tabell 1) som redovisats i nationella sammanställningar för svensk åkermark (Eriksson m.fl., 1999, 2010). I vår studie låg medelvärdet samt percentilgränserna dock något högre än för de nationella undersökningarna för alla variabler utom för totC som hade lägre värden. Det senare kan förklaras av att inga organogena jordar ingick i vår studie. Mest P extraherades med HCl-lösning följt av övriga extraktioner i fallande ordning;  $P_{OX} > P_{AL} > P_{OLS} > P_W > P_{CaCl_2}$  i alla jordar. Detta var i enlighet med vad som förväntades.

Av de 38 enkla linjära regressionerna som utfördes för att prediktera  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  hade 13 stycken ett  $R^2$  värde över 0,55 (Tabell 3).  $P_{OLS}/PSI_1$  ( $R^2 = 0,83$ ) och  $P_{AL}/PSI_1$  ( $R^2 = 0,826$ ), vilka båda kan ses som uttryck för DPS, visade sig vara de bästa variablerna för prediktion av  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  (Tabell 3). Tredje bästa sambandet gavs av  $DPS_{AL}$  ( $R^2 = 0,803$ ). De fem bästa regressionerna innehöll alla olika varianter av DPS (Tabell 3). Även  $P_{AL}$  ( $R^2 = 0,72$ ) och  $P_{OLS}$  ( $R^2 = 0,67$ ) predikterade  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  väl. Däremot var de olika måtten av PSC ensamt inte några bra prediktorer ( $PSI_1$   $R^2 = 0,19$ , övriga under 0). Inte heller kunde pH ( $R^2=0,04$ ),  $Ca_{AL}$  ( $R^2=-0,06$ ), CLAY ( $R^2=-0,1$ ) eller totC ( $R^2=-0,1$ ) prediktera lösligheten. Regressionsanalyserna, oavsett metod, visade starkare samband för  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  än för  $\log_{10}(P_W)$ . Den högst rankade linjära regressionen för att prediktera  $\log_{10}(P_W)$  hade ett  $R^2$  värde på 0,55 ( $P_{OLS}/PSI_1$ ) att jämföras med 0,83 för bästa regressionen för att prediktera  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$ .

Generellt kunde de multipla regressionerna prediktera  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  väl. Av de drygt 23000 testade multipla regressionerna hade 72 % ett  $R^2 > 0,7$  och 295 stycken hade ett  $R^2 > 0,9$ . Det är dock missvisande att jämföra  $R^2$ -värden för regressioner med olika antal ingående variabler. Därför användes AIC-värdet för rangordning av regressionernas prediktionsförmåga. Den förklarande variabeln  $P_{OLS}/PSI_1$  i kombination med andra variabler visade sig bäst prediktera  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  (Tabell 4). Den ingick som variabel i de första 47 regressionerna. Jämfört med  $P_{OLS}/PSI_1$  (AIC = -69,2) som ensam variabel så förbättrade additionen av information om markens Al, Ca och/eller Fe-innehåll ( $Ca_{AL}$ ,  $Al_{AL}$ ,  $Fe_{AL}$ ) prediktionsförmågan avsevärt (AIC < -77). Vid urvalet av regressioner som baseras på  $P_{AL}$ , som är standardanalys i Sverige, så hade variabeln  $P_{AL}/PSI_1$  det bästa AIC-värdet (AIC = -69,7; Tabell 4). Om någon av variablerna  $Al_{AL}$ ,  $Ca_{AL}$ , CLAY, och pH också inkluderades i



**Figur 1.** Fördelning av de 62 provtagna jordarna i jordartstriangeln (+) plottade över den svenska jordartskareringen genomförd av Eriksson m.fl., (1999),  $n = 3034$ .

**Tabell 3.** Modelleringsresultat från de enkla linjära regressionerna som utförts med "Bootstrap"-tekniken för att modellera P löslighet uppskattat som  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$ . Redovisas görs enbart regressionerna med ett  $R^2$  högre än 0,55.

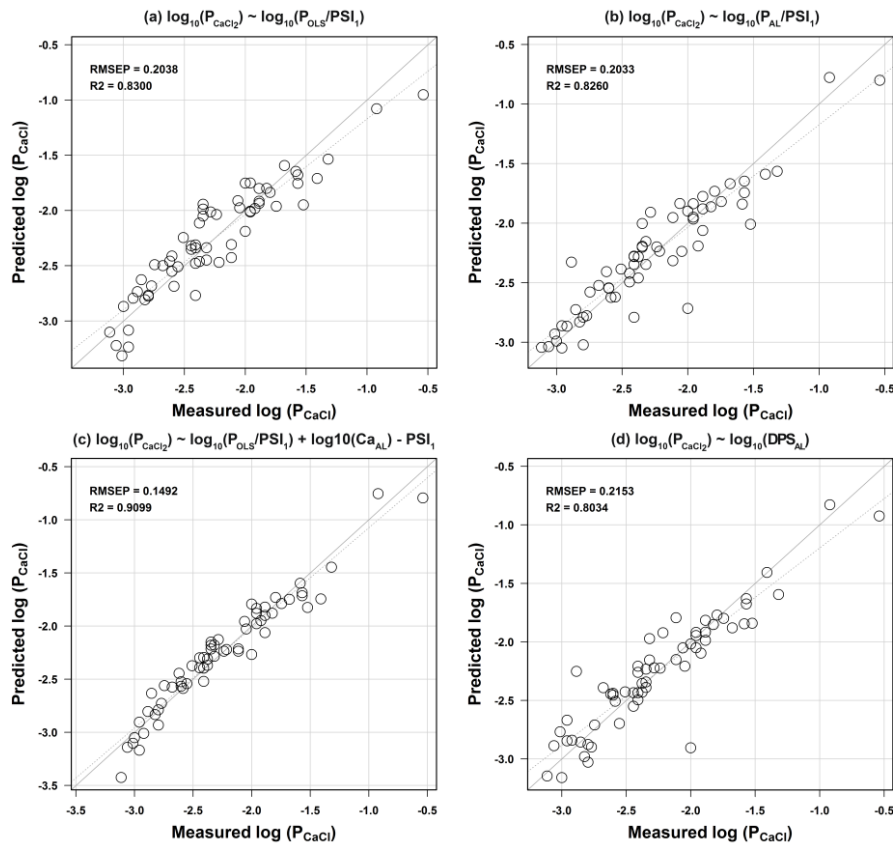
Model	$R^2$
$-1.28 + 1.39 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1)$	0.830
$-2 + 1.27 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1)$	0.826
$-4 + 1.43 \log_{10}(DPS_{AL})$	0.803
$-3.59 + 1.4 \log_{10}(DPS_{POLS, B\ddot{o}rl})$	0.758
$-4.07 + 1.25 \log_{10}(DPS_{PAL, B\ddot{o}rl})$	0.742
$-2.83 + 1.4 \log_{10}(P_{AL})$	0.718
$-2.68 + 1.16 \log_{10}(DPS_{PAL/OX})$	0.714
$-0.714 + 1.2 \log_{10}(P_{AL}/Al_{OX})$	0.708
$-1.54 + 1.29 \log_{10}(P_{AL}/Al_{AL})$	0.705
$-4.71 + 2.66 \log_{10}(DPS_{Ulen})$	0.694
$-2.12 + 1.48 \log_{10}(P_{OLS})$	0.668
$-0.944 + 0.976 \log_{10}(P_{AL}/Fe_{OX})$	0.586
$-5.68 + 2.38 \log_{10}(DPS_{OX})$	0.576

regressionerna förbättrades  $R^2$ -värdet något, men inte i tillräckligt hög utsträckning för att kompensera för den ”bestraffning” av många variabler som ingår i AIC-värdet.

Regressionerna som baserades på  $P_{OLS}$  som ingående variabel utgjorde sämre prediktorer vid de allra lägsta värdena av  $P_{CaCl_2}$  jämfört med regressionerna baserade på  $P_{AL}$  (Figur 2). De två bästa linjära regressionerna baserat på  $P_{AL}$  predikterade  $P_{CaCl_2}$  i hela spannet från de lägsta till de högsta värdena, även om spridning runt 1:1 linjen var något större än för prediktionerna baserade på  $P_{OLS}$  (Figur 2).

**Table 4** Topp 10 multilinjära regressioner för prediktion av  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  utav alla testade kombinationer av variabler och för det svenska urvalet av variabler. Rangordnade med avseende på ”Akaike information criterion” (AIC).

Regressionsformel för att prediktera $\log_{10}(P_{CaCl_2})$	AIC	$R^2$
<u>Alla variabler</u>		
$-1,9 + 1,3 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) + 0,53 \log_{10}(Ca_{AL}) - 0,078 PSI_1$	-79,4	0,910
$-1,5 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,31 \log_{10}(Al_{AL}) - 0,31 Fe_{AL} + 0,46 \log_{10}(Ca_{AL})$	-79,4	0,917
$-2,0 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,25 Fe_{AL} + 0,56 \log_{10}(Ca_{AL})$	-79,3	0,909
$-2,2 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) + 0,55 \log_{10}(Ca_{AL})$	-79,0	0,900
$-1,9 + 1,3 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,19 Fe_{AL} + 0,54 \log_{10}(Ca_{AL}) - 0,057 PSI_1$	-78,0	0,912
$-1,9 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,0024 Al_{OX} - 0,29 Fe_{AL} + 0,54 \log_{10}(Ca_{AL})$	-77,7	0,911
$-1,9 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,2 \log_{10}(Fe_{OX}) + 0,54 \log_{10}(Ca_{AL})$	-77,5	0,901
$-1,9 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,2 \log_{10}(Al_{AL}) + 0,49 \log_{10}(Ca_{AL})$	-77,2	0,900
$-1,4 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,33 \log_{10}(Al_{AL}) - 0,34 Fe_{AL} + 0,0016 \log_{10}(CLAY) + 0,4 \log_{10}(Ca_{AL})$	-77,2	0,916
$-1,9 + 1,4 \log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) - 0,22 \log_{10}(P_{OX}) + 0,53 \log_{10}(Ca_{AL})$	-77,1	0,900
<u>Variabler tillgängliga i Sverige</u>		
$-2 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1)$	-69,7	0,826
$-1,7 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) - 0,26 \log_{10}(Al_{AL})$	-68,5	0,831
$-2,1 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) + 0,0036 \log_{10}(CLAY)$	-68,4	0,829
$-2,3 + 1,2 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) + 0,19 \log_{10}(Ca_{AL})$	-67,9	0,827
$-1,7 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) - 0,48 \log_{10}(Al_{AL}) + 0,53 \log_{10}(totC)$	-67,8	0,841
$-2,1 + 1,6 \log_{10}(DPS_{AL}) - 2,6 \log_{10}(pH)$	-67,8	0,817
$-4,0 + 1,4 \log_{10}(DPS_{AL})$	-67,5	0,803
$-2,3 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) + 0,39 \log_{10}(pH)$	-67,1	0,822
$-1,9 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) - 0,23 \log_{10}(Al_{AL}) + 0,0031 \log_{10}(CLAY)$	-66,8	0,832
$-2,1 + 1,3 \log_{10}(P_{AL}/PSI_1) + 0,2 \log_{10}(totC)$	-66,8	0,819



**Figur 2** Modellerat värde för  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  plottat mot det uppmätta värdet av  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  för regressionerna med prediktorerna; (a)  $\log_{10}(P_{OLS}/PSI_1)$ , (b)  $\log_{10}(P_{AL}/PSI_1)$ , (c)  $\log_{10}(P_{OLS}/PSI_1) + \log_{10}(Ca_{AL}) - PSI_1$ , (d)  $\log_{10}(DPS_{AL})$ . Regressionerna i figur a) och b) var de bästa med endast en variabel. Regressionen i figur c) var den bästa av de multipla regressionerna. Regressionen i figur d) var den bästa enkla linjära regressionen baserad på markparametrar som ingår i svensk standard för analys av jordbruksmark ( $P_{AL}$ ,  $Al_{AL}$ ,  $Fe_{AL}$ ).

## Diskussion

Syftet med den här studien var att hitta statistiska samband mellan P-innehållet i marken och löst P som kan användas som indikator för risken för P-läckage från ett brett spektrum av svenska åkermarksjordar. Sambanden ska även användas vid utveckling av simuleringsmodeller för kvantifiering av P-läckage.  $CaCl_2$ -extraherbart P anses representera löst P i markvätskan (Hesketh & Brookes, 2000) medan  $P_W$  ger en bild av fosfor som desorberas i elektrolytfattigt regn och förloras via ytavrinning (Yli-Halla m.fl., 1995) eller genom snabbt makroporflöde till dräneringssystem (Jensen m.fl., 1998). Eftersom fokus i den här studien var läckage genom markprofilen utan makroporflöde på löst P i markvätskan valdes  $\log_{10}(P_{CaCl_2})$  som en approximation för löst P i framtagandet av regressionsmodeller.

Någon variant av DPS visade sig vara den bästa variabeln för att prediktera lösligheten för P oavsett statistisk analysmetod (Tabell 3 och 4). Det visar att inte bara mängden P i marken är avgörande för risken för P-läckage, utan även markens utrymme att kvarhålla P. Däremot var inte något av uttrycken för markens sorptionskapacitet ensamt någon bra prediktor. Vid multipel regression gav sambandet med  $P_{OLS}/PSI_1$  de bästa uppskattningarna av P-lösligheten. Detta kan antingen tyda på att jordar med kalkinnehåll har haft ett stort genomslag i den statistiska analysen. En annan förklaring skulle kunna vara att  $P_{OLS}$  är en relativt svag extraktion och ligger närmare extraherbarheten hos  $CaCl_2$ .  $PSI_1$  bestäms i en  $CaCl_2$ -lösning, vilket skulle kunna förklara varför  $PSI_1$  har så stor inverkan i estimeringen av  $P_{CaCl_2}$ . Oavsett extraktionsmetod var DPS uppskattat med  $PSI_1$  som ett mått på PSC en bättre prediktor än om PSC beräknades utifrån de olika Fe- och Al-analyserna. För DPS som funktion av något av de

beräknade PSC-värdena fungerade AL-extraherat Al och Fe bäst ( $-4 + 1.43 \log_{10}(\text{DPS}_{\text{AL}})$ ,  $R^2=0,803$ ).

En förutsättning för att snabbt kunna förbättra rutinerna för bedömning av läckagekänsligheten hos våra svenska jordar är att det redan finns tillgång till nödvändig data. Den här studien visar att P, Al och Fe extraherat med den svenska standardmetoden med ammoniumlaktat kan användas för att estimerar P-lösligheten ( $\log_{10}(\text{P}_{\text{CaCl}_2})$ ) i matjorden med god precision för ett brett spektra av svenska åkerjordar. Beräkningar där både sorptionskapaciteten och P-mättnadsgraden togs i beaktande gav bäst resultat ( $-4 + 1.43 \log_{10}(\text{DPS}_{\text{AL}})$ ,  $R^2=0,803$ ), men även en prediktion utifrån endast  $\text{P}_{\text{AL}}$  ( $-2.83 + 1.4 \log_{10}(\text{P}_{\text{AL}})$ ;  $R^2= 0,718$ ) gav en god prediktion (Tabell 3; Figur 2). Om även pH togs i beaktande ökade prediktionen något ( $-2,1 + 1,6 \log_{10}(\text{DPS}_{\text{AL}}) - 2,6 \log_{10}(\text{pH})$ ;  $R^2= 0,817$ ) (Tabell 4). Samtliga av dessa variabler analyseras rutinmässigt av svenska lantbrukare till en låg kostnad, vilket gör att tillgången på data redan är god och dessutom relativt snabbt kan utökas.

### Slutsatser

- Den svenska standardanalysen av  $\text{P}_{\text{AL}}$  kunde antingen själv eller tillsammans med  $\text{Al}_{\text{AL}}$  och  $\text{Fe}_{\text{AL}}$  beräknat som  $\text{DPS}_{\text{AL}}$  användas för att prediktera löst P i marklösningen ( $\log_{10}(\text{P}_{\text{CaCl}_2})$ ) med gott resultat ( $R^2 = 0,718$  respektive  $0,803$ )
- Oavsett regressionsmetod var någon variant av fosformättnadsgrad inkluderad i de regressioner som hade bäst prediktionsförmåga.
- Multipla regressioner med  $\text{P}_{\text{OLS}}$  som ingående variabel predikterade  $\text{P}_{\text{CaCl}_2}$  bättre än med  $\text{P}_{\text{AL}}$  som ingående variabel.
- Prediktionen av fosfor löst i vatten ( $\text{P}_{\text{W}}$ ) var genomgående sämre än prediktionen av  $\text{P}_{\text{CaCl}_2}$ .

### Resultatförmedling till näringen

Resultaten kommer att användas i det pågående SLF-projektet ”Optimal placering av motåtgärder på gårdsskala – möjligheter och begränsningar (SLF H1333066)” (Faruk Djodjic), vilket baseras på pilotgårdarna som ingår i projektet ”Odling i balans”.

När ytterligare tester av regressions sambanden gjorts mot helt oberoende mätdata kan resultaten bidra till att med ett begränsat antal variabler förbättra identifikationen av så kallade ”hot spots” i odlingslandskapet, och därmed också öka precisionen i olika åtgärdsprogram för att minska belastningen av P från åkermark.

### Publikationer

Pedotransfer functions to estimate mineral phosphorus fractions and dynamics in Swedish agricultural soils. *Proceedings of IPW6*, Seville, Spain, 2010. Seville, Spain. Lindsjö, A. & Blombäck, K. (2010).

Establishing pedotransfer functions for estimation of phosphorus solubility in Swedish soils. Lindsjö, A. & Blombäck, K. (in prep)

### Referenser

- Akaike, H. (1969). Fitting autoregressive models for prediction. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics* 21(1), 243–247.
- Bache, B. W. & Williams, E. G. (1971). A phosphate sorption index for soils. *Journal of Soil Science* 22, 289–301.
- Bertsch, P. M. & Bloom, P. R. (1996). Aluminium. In: Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnston, C. T., & Sumner, M. E. (Eds) *Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods*. pp 517–550.
- Borggaard, O. K., Jørgensen, S. S., Møberg, J. P. & Raben-Lange, B. (1990). Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *Journal of Soil Science* 41(3), 443–449.



- Borggaard, O. K., Szilas, C., Gimsing, A. L. & Rasmussen, L. H. (2004). Estimation of soil phosphate adsorption capacity by means of a pedotransfer function. *Geoderma* 118(1-2), 55 – 61.
- Breeuwsma, A., Reijerink, J. G. A. & Schoumans, O. F. (1995). Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. *Animal waste and the land-water interface*, S 239–249.
- Breeuwsma, A. & Schoumans, O. F. (1987). Forecasting phosphate leaching from soils on a regional scale., 1987. pp 973–981.
- Breeuwsma, A. & Silva, S. (1992). Phosphorus fertilization and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). *Rapport-DLO Staring Centre, Wageningen* (57).
- Börling, K., Otabbong, E. & Barberis, E. (2001). Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59(1), 39–46.
- Börling, K., Otabbong, E. & Barberis, E. (2004). Soil Variables for Predicting Potential Phosphorus Release in Swedish Noncalcareous Soils. *Journal of Environmental Quality* 33(1), 99–106.
- Djordjic, F. & Mattsson, L. (2013). Changes in plant-available and easily soluble phosphorus within 1 year after P amendment. *Soil Use and Management* 29(s1), 45–54.
- Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W. R. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199–215.
- Eriksson, A. K. (2009). *Phosphorus in agricultural soils around the Baltic Sea*. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. (1999). *Åkermarkens matjordstyper: Texture of agricultural topsoils in Sweden*. Naturvårdsverket. (Naturvårdsverket Rapport; 4955).
- Eriksson, J., Mattsson, L. & Söderström, M. (2010). *Tillståndet i svensk åkermark och gröda, data från 2001-2007*. Naturvårdsverket Rapport 6349: Naturvårdsverket. (Naturvårdsverket Rapport; 6349).
- Guo, F. & Yost, R. S. (1999). Quantifying the available soil phosphorus pool with the acid ammonium oxalate method. *Soil Science Society of America Journal* 63(3), 651–656.
- Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R. & Goulding, K. W. T. (1995). Phosphorus Leaching from Soils Containing Different Phosphorus Concentrations in the Broadbalk Experiment. *Journal of Environmental Quality* 24(5), 904–910.
- Hesketh, N. & Brookes, P. C. (2000). Development of an Indicator for Risk of Phosphorus Leaching. *Journal of Environmental Quality* 29(1), 105–110.
- Hooda, P. S., Rendell, A. R., Edwards, A. C., Withers, P. J. A., Aitken, M. N. & Truesdale, V. W. (2000). Relating Soil Phosphorus Indices to Potential Phosphorus Release to Water. *Journal of Environmental Quality* 29(4), 1166–1171.
- Jensen, M. B., Hansen, H. C. B., Hansen, S., Jørgensen, P. R., Magid, J. & Nielsen, N. E. (1998). Phosphate and Tritium Transport through Undisturbed Subsoil as Affected by Ionic Strength. *Journal of Environmental Quality* 27(1), 139–145.
- Kleinman, P. J. A., Bryant, R. B. & Reid, W. S. (1999). Development of Pedotransfer Functions to Quantify Phosphorus Saturation of Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality* 28(6), 2026–2030.
- KLS (1965). Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar. *Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser mm* (1).
- LECO Corporation (2003). Organic application note, LECO CN2000 (brochure). LECO Corporation, St. Joseph, MI.
- Ljung, G. (1987). Mekanisk analys. [online]. Available from: [http://pub.epsilon.slu.se/5132/1/ljung\\_g\\_100914.pdf](http://pub.epsilon.slu.se/5132/1/ljung_g_100914.pdf). [Accessed 2013-05-14].
- Loeppert, R. H. & Inskeep, W. P. (1996). Iron. In: Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnston, C. T., & Sumner, M. E. (Eds) *Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods*. pp 517–550.
- Mattsson, L. (1998). P in Swedish long-term soil fertility experiments. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 137(7), 69–76.
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31–36.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S. & Dean, L. A. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA circ* 939, 1–19.
- R Core Team (2013). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [online]. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>: R Foundation for Statistical Computing. Available from: <http://www.R-project.org/>. [Accessed 2013-07-03].
- Schwertmann, U. (1964). Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 105(3), 194–202.
- Sibbesen, E., Sharpley, A. N., Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. & Johnston, A. E. (1997). Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils., 1997. pp 151–176. CAB INTERNATIONAL.
- Stjernman Forsberg, L., Torstensson, G. & Johansson, G. (2012). *Växtnäringsförluster från åkermark 2010/2011 - Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Observationsfält på åkermark*. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment. (Ekohydrologi; 131).
- Svanbäck, A., Ulén, B., Etana, A., Bergström, L., Kleinman, P. J. A. & Mattsson, L. (2013). Influence of soil phosphorus and manure on phosphorus leaching in Swedish topsoils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 96(2-3), 133–147.
- Ulén, B. (2006). A simplified risk assessment for losses of dissolved reactive phosphorus through drainage pipes from agricultural soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 56(4), 307 – 314.

Ulén, B., Aronsson, H., Bergström, L., Gustafson, A., Larsson, M. H. & Torstensson, G. (2006). *Swedish long-term experimental sites for studying nutrient losses, nutrient turnover and model developments*. Department of soil and environment. (Ekohydrologi; 90).

USDA (1993). *Soil survey manual*. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

Yli-Halla, M., Hartikainen, H., Ekholm, P., Turtola, E., Puustinen, M. & Kallio, K. (1995). Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 56(1), 53–62.

## Summary

The aim with this study was to find statistical methods to estimate P solubility to be used for leaching risk assessment for a large spectrum of different Swedish soil types. They will also be used to support the development of simulation models. Different analyses of soil P, Fe, Al, Ca and total C together with pH and texture were analysed for 62 soils. Sorption capacity (PSI) was determined by analysis or calculated from the Al and Fe contents. Degree of P saturation (DPS) was calculated from the chemical variables. Statistical analysis was done as simple linear regression or as multiple regression using the Bootstrap method, which uses the data set for both calibration and independent validation. The results shows that  $P_{AL}$ , either by itself or together with  $Al_{AL}$  and  $Fe_{AL}$  calculated as  $DPS_{AL}$ , can be used to predict dissolved P ( $\log_{10}P_{CaCl_2}$ ). The variable DPS was involved in all the regressions with the best predictive performance.