

Fosfor och dess växttillgänglighet i slam – en litteraturstudie

Kersti Linderholm



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg, ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Charlotte Lindstedt	Göteborg Vatten
Lena Ludvigsson-Olafsen	Smedjebackens kommun
Margareta Lundin Unger	Kungsbacka kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Mats Rostö	Gästrik Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Lena Söderberg	Svenskt Vatten
Ulf Thysell	VA SYD
Fred Ivar Aasand, adjungerad	Norsk Vann

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Fosfor och dess växttillgänglighet i slam – en litteraturstudie
Title of the report:	Phosphorus and its plant availability – a literature review
Rapportnummer:	2011-16
Författare:	Kersti Linderholm, Silvbergs Miljöteknik AB
Projektnummer:	10-109
Projektets namn:	Fosfors växttillgänglighet i slam – en litteraturstudie
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling
Rapportens omfattning	
Sidantal:	49
Format:	A4
Sökord:	Fosfor, växttillgänglighet, avloppsslam, fosforbalans, kemiskt fällt slam, markanalyser, mykorrhiza.
Keywords:	Phosphorus, plant availability, sewage sludge, phosphorus status, chemical precipitated sludge, soil analysis.
Sammandrag:	I denna rapport har försök kring fosfors växttillgänglighet studerats med tonvikt på fosfor i avloppsslam. Det är svårt att finna skillnader som inte beror på kalkningseffekter eller andra ämnen, utöver fosfor, som gynnar växtligheten i det testade slammet.
Abstract:	This report reviewed studies on the plant availability of phosphorus, especially in sewage sludge. The conclusion was that it is difficult to discern differences between different sewage sludge fertilisers other than those owing to liming effect or plant nutrients other than phosphorus in the sludge.
Målgrupper:	Branschfolk (VA, areella näringar, miljö), myndigheter, forskare
Omslagsbild:	Slam kan spridas med samma utrustning som vanlig fast djurgödsel. Fotograf: Kersti Linderholm, Silvbergs Miljöteknik AB.
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2011
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Denna rapport behandlar växtnäringsvärdet av fosfor i avloppsslam och omfattar en uppdatering av litteraturstudien i VA-Forsk rapport 1997-6. Litteraturstudien i VA-Forsk rapport 1997-6 delades i bedömningar med olika analysmetoder, odlingsförsök samt kombinationer av dessa. Ett problem med att tolka resultaten var att många av de studerade kärnförsöken hade gödslats med mycket stora mängder fosfor jämfört med växtens behov och ibland var det inte heller kompenserat för andra växtnäringsämnen och kalkprodukter. Det innebar att det ofta var svårt att urskilja vad som var kväve-, kalk- eller fosforeffekter.

Fältförsöket i VA Forsk rapport 1997-6 omfattade jämförande studier mellan järnfällt-, aluminiumfällt-, kalkfällt- och biologiskt slam samt aska. Referens var mineralgödsel. En upprepning med kalkning fanns för alla försöksleden för att kunna dra slutsatser om eventuella kalkningseffekter. Slutsatser och diskussion innehöll bland annat:

- Kortsiktigt kan löslig mineralgödsel fosfor ge högre skörd om förhållandena är ogynnsamma, som torra i kombination med låg fosforhalt i jorden och kort tid mellan gödsling och odling.
- Ett fält som har låg fosforklass kan behöva en startgiva av en lättillgänglig fosforkälla första året vid slamgödsling.
- Tre år är en alltför kort tid för att klarlägga fosfors växttillgänglighet i jorden. Fosforgödsling är långsiktig. Inget framkom vid försöken som tydde på att någon långsiktig skillnad skulle föreligga mellan de olika fosforgödslingarna, kalkeffekter borträknade.
- Växternas försörjning med fosfor i det långa perspektivet är mer beroende av en riktig helhetsbedömning av jordart -gröda - gödsling, än av vilken form fosfor har i gödselmedlet.

Denna uppdatering av ovan nämnda litteraturstudie, lägger tonvikt vid försök publicerade efter 1997. Odlingsmarken är ett komplicerat system och den nya litteraturstudien försöker belysa helheten vad gäller växternas utnyttjande av fosfor.

Många är de personer som har bidragit till denna rapport, framförallt alla i referenslistan som har gjort grundmaterialet. Jag har haft en dialog med många av författarna och har även fått tillstånd att använda figurer och tabeller i denna rapport.

Tack till er alla. Ingen nämnd – ingen glömd. Ett speciellt tack till Ingrid Rydberg som varit mitt bollplank och granskare och naturligtvis Sofia Delin och Peter Balmér som har granskat rapporten på uppdrag av Svenskt Vatten Utveckling och som bidragit med värdefulla kommentarer och synpunkter.

Sist vill jag tacka Svenskt Vatten Utveckling utan vars finansiella stöd denna rapport aldrig hade blivit av.

Ornäs, september 2011

Kersti Linderholm

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
1 Bakgrund.....	8
2 Avloppsslam och jord.....	10
2.1 Organiskt material i kemiskt fällt slam.....	10
2.2 Halter av järn, aluminium och fosfor i slam och jord.....	10
3 Fosfor i mineralgödsel.....	12
4 Fosfor i marken.....	13
4.1 Växttillgänglig fosfor och förluster.....	13
4.2 Växternas upptag av fosfor.....	13
4.3 Kemisk omsättning av fosfor i marken.....	16
4.4 Biologisk omsättning av fosfor i marken.....	17
5 Mätning av fosfor i mark.....	20
6 Exempel från långliggande försök i Sverige.....	22
7 Fosforgödsling i Sverige och andra länder.....	24
7.1 Fosforgödsling i Sverige.....	24
7.2 Fosforgödsling i andra länder.....	26
8 Försök kring fosforns växttillgänglighet i kemiskt fällt slam.....	30
8.1 Inledning.....	30
8.2 Studerade försök med slamgödsling.....	31
8.3 Sammanfattande kommentarer om försöken med slam.....	43
9 Referenser.....	45

Sammanfattning

De brytvärda tillgångarna av fosfor är begränsade, särskilt de med låg halt kadmium, vilket är den fosforråvara som Sverige efterfrågar. Även om det finns 1–2 ton fosfor per hektar i normal åkermark, kan grödan ha svårt att få tag i de cirka 20 kg fosfor som behövs för ett hektar vete. En viktig fråga kring fosforförsörjningen är alltså fosfors tillgänglighet för växter och vad som påverkar den.

I denna rapport har försök om fosfors växttillgänglighet i slam studerats. Slutsatsen är att det är svårt att se skillnader i fosfors växttillgänglighet i olika slamtyper, som inte beror på kalkningseffekter eller andra ämnen, utöver fosfor, som gynnar växtligheten i det testade slammet.

En viss förvirring råder kring begreppet växttillgänglighet. Det är bara de lösta fosfatjonerna i markvattnet som är direkt växttillgängliga, men i försök med slam är det vanligt att ange resultatet utifrån hur stor mängd fosfor som löses ut med en viss syra, t ex ammoniumlakat med pH 3,75.

Att ge svar på frågan om hur mycket fosfor i ett slam som växter kan använda är svårt eftersom markens funktion är så komplicerad. Nästan all fosfor i marken är bunden i organisk substans eller kemiskt, med järn, aluminium eller kalcium. För att växterna ska kunna försörjas med fosfor måste marken kunna omsätta den bundna fosfor till vattenlösliga fosfatjoner, vilket är den form som växterna tar upp. I denna omvandling deltar växterna själva genom att utsöndra syror från rötterna. Dessutom innehåller jorden en mängd olika mikrober (bakterier, svampar, virus et cetera) som tillsammans med vittringen är viktiga för att göra markens hårt bundna mineral växttillgängliga.

I de fall där marken inte förmår att leverera tillräckligt med fosfor till grödan måste växttillgänglig fosfor tillföras, vilket oftast innebär mineralgödsel. Idag har cirka 75 % av Sveriges jordar ett sådant fosfortillstånd att de kan leverera tillräckligt med fosfor till grödan utan *årlig* fosforgödsling. Men den fosfor som tas bort med grödan måste ersättas om man inte ska tära på förråden och äventyra skörden i ett längre perspektiv.

Att göra försök som ger svar på frågan om fosfors växttillgänglighet är alltså svårt. Det är viktigt med tydliga försöksled så att det går att dra slutsatser. Sannolikt måste svaret även delas i tillgänglighet på kort respektive lång sikt. Verkligheten i fält är svår att styra och därför görs ofta försök i krukor, men krukorna är en mycket förenklad bild av marken som system.

Om försöksjorden är i behov av kalkning och kalkfällda eller kalkstabiliserade slam studeras så måste en kontrollbehandling med kalk finnas för att kunna särskilja fosforeffekter och kalkeffekter. Tillför slammet som ska undersökas andra näringsämnen, som exempelvis kväve, så måste detta beaktas och kompenseras. Försök med stora mängder fosfor kan ge utslag i resultatet, men den praktiska relevansen är tveksam, liksom försök på fosforstarka jordar.

Fosfors växttillgänglighet i slam är en långsiktig fråga som är beroende av hur helheten i och ovan mark fungerar.

Summary

Mineable resources of phosphorus rock are limited, especially that with a low cadmium content, which is the raw material most in demand in Sweden. Although normal arable soil contains 1–2 ton phosphorus per hectare, the crop can have difficulty in obtaining the approx. 20 kg phosphorus needed for one hectare of wheat. An important question as regards phosphorus supply is thus the plant availability of phosphorus and factors affecting this.

This report reviewed studies on the plant availability of phosphorus in sewage sludge. The conclusion was that it is difficult to discern differences between different sewage sludge fertilisers other than those owing to liming effect or plant nutrients other than phosphorus in the sludge.

There is some confusion about the concept of plant availability. Only soluble phosphate ions in the soil solution are directly plant-available, but studies on sewage sludge usually state the results as amount of phosphorus extractable in a certain acid, e.g. ammonium lactate with pH 3.75.

It is difficult to specify the amount of plant-available phosphorus in sewage sludge since soil functions are so complicated. Practically all the phosphorus in the soil is bound to organic matter or chemically bound to iron, aluminium or calcium. In order for plants to be supplied with phosphorus, the soil must convert bound phosphorus to water-soluble phosphate ions, i.e. the form taken up by plants. Plants participate in this conversion by exuding acids from their roots. In addition, the soil contains different microbes (bacteria, fungi, viruses, etc.), which together with chemical weathering play an important role in rendering tightly bound soil minerals available to plants.

When the soil is unable to provide plants with sufficient available phosphorus it must be supplied, which often means mineral fertiliser. Around 75% of Swedish soils currently have an adequate phosphorus status that allows them to supply sufficient phosphorus to crops without *annual* phosphorus fertiliser. However, the phosphorus removed with the crop must be replaced if soil reserves are not to be depleted and yields compromised in the long term.

Studies to determine the plant availability of phosphorus are therefore difficult. It is important to have distinct experimental plots in order for conclusions to be drawn. The results should probably also be divided into availability in the short and longer term. Conditions in the field are difficult to control and therefore pot experiments are often used, but pots are very simplified models of the soil system.

If the study site requires liming and lime-precipitated or lime-stabilised sewage sludge is being studied, a control treatment with lime is required to distinguish the effects of phosphorus from those of lime. If the sewage sludge samples contain other nutrients, these must be compensated for. Studies involving large amounts of phosphorus can produce significant results but their practical relevance is doubtful, as are studies on phosphorus-rich soils.

Phosphorus plant availability in sewage sludge is a long-term issue determined by the overall situation in and above the soil.

1 Bakgrund

I decennier har vi diskuterat den begränsade tillgången på brytvärd fosfor eftersom fosfor är nödvändig vid livsmedelsproduktion. Om tillgången på brytvärd fosfor finns olika åsikter och ibland framförs att fosfor är ett grundämne och som således inte kan försvinna. Visst är det så, men med en hantering där fosfor blir utspridd i rondeller, golfbanor eller vid landskapsplanering, blir den svår att återanvända i odling (se tabell 1-1). Att inget kan ersätta fosfor vid odling finns det dock konsensus kring. Utan tillräcklig mängd fosfor kommer skördarna bli magra.

Tabell 1-1 Användning av slam från reningsverk 2008.

Användning	Andel, %
Åker	25
Skog	1
Anläggningsjord	27
Deponi/tätskikt	23
Annan användning	7
Lager	3
Ej redovisat	13

Källa: Statistiska Centralbyrån, 2010.

En vanlig uppfattning är att fosfor räcker i 50–100 år (Cordell, Drangert & White, 2009) men vad som är brytvärd ändras med tiden och nyligen publicerade International Fertilizer Development Center (IFDC) uppgifter om att fosfortillgångarna var underskattade (IFDC, 2011). Även om uppskattningarna kring brytvärd fosfor varierar, så är tillgången begränsad. Eftersom de brytvärda resurserna är begränsade, finns det ett intresse att kunna återanvända fosfor ur avloppsslam.

Bakgrunden till denna rapport är diskussionen om växterna kommer åt och utnyttja den fosfor som finns i slam och andra växtnäringsprodukter. Mineralgödsel fosfor är framställd för att vara direkt växttillgänglig, men kommer växterna åt fosfor i kemiskt fällt slam eller kan fällningskemikalier påverka kemin eller biologin i marken i en riktning så att fosfor blir otillgänglig?

Att utnyttja fosfor och annan växtnäring i slammet är både en resursfråga och en miljöfråga. Det kostar pengar och miljöpåverkan att bryta ny fosfor från havssediment eller gruvor. Fosfor som inte återanvänds för produktion, löper en stor risk att bli ett övergödningsproblem. Fosfor är ett viktigt växtnäringsämne även för liv i vatten. I många vatten är fosfor ett begränsande växtnäringsämne. Merparten av den fosfor som finns i maten vi konsumerar hamnar i avloppssystemet. 72 % av slammet som producerades 2008 uppfyllde lagkraven för användning på åkermark som växtnäring, men bara 26 % användes på detta sätt (Statistiska Centralbyrån, 2010). Om slammet används som täckmaterial eller anläggningsjord där fosfor finns i halter utöver växternas behov, finns en uppenbar risk att fosfor hamnar i våra vatten.

I Sverige har debatten om kvalitén på slam intensivt pågått sedan slutet av 1980-talet. Det är främst oönskade ämnen som diskuteras, men växt-

näringsvärdet är minst lika viktigt. Arbetet med att förbättra slam kvalitén och det första certifieringssystemet för slam finns beskrivet i rapporter från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 1995; Naturvårdsverket, 1996; Augustinsson, 2003; Carlsson, 2003). Drivkraften att få ett rent slam och att arbeta med källsortering i anslutningar till reningsverk leder även till mindre utsläpp till mottagande vatten av metaller och andra ämnen (Palmquist, 2004).

2 Avloppsslam och jord

2.1 Organiskt material i kemiskt fällt slam

Innan fosfat i tvättmedel förbjöds 2008 i Sverige så var cirka 50 % av inkommande fosfor i avloppsvattnet partikelbundet och resterande som fosfatjoner. Efter förbudet mot fosfater i tvättmedel bör det partikelbundna fosfor vara något högre i inkommande vatten (Hansen, 2011). Svenska Regeringen har även beslutat om förbud mot fosfater i maskindiskmedel för konsumenters enskilda bruk, vilken träder i kraft under 2011 (Regeringen, 2011). Hur fosforfraktionerna i avloppsvattnet kommer att påverkas är oklart. Frågan är komplicerad eftersom fosfor genomgår olika kemiska reaktioner under transporten i avloppssystemet (Balmér, 2011).

En viktig uppgift som reningsverket har är att ta bort fosfor i avloppsvattnet innan det släpps ut. Mestadels görs detta i Sverige genom kemisk fällning med olika kombinationer av järn- och aluminiumsalter som reagerar med lösta fosfater i avloppsvattnet. Järn- och aluminiumsalter faller både partiklar och lösa fosfater. Kalciumhydroxid kan också användas som fällningsmedel för fosfat, men slammängderna blir då mycket större (Kemira Kemwater, 2003).

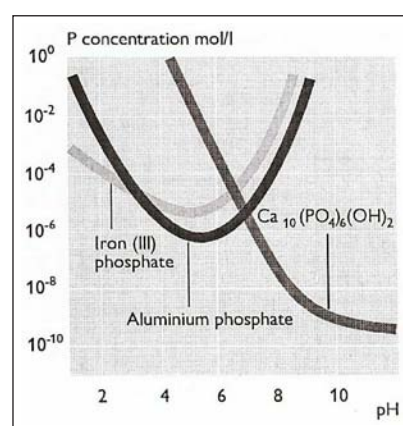
Fällningsprocessen är en komplicerad och känslig process. pH-värdet på vattnet vid reningsprocessen är en mycket viktig parameter som styr laddningen både på fällningskemikalien och på det som önskas utfällt från vattnet. Som framgår av figur 2-1 så är fosfors teoretiska löslighet mycket låg vid de pH-värden som är aktuella vid avloppsrening.

Det bildade råslammet innehåller upp emot 75 % organiskt material. Efter rötning är det organiska innehållet cirka 45–60 % i avloppsslam. Allt detta är inte organiska celler utan en hel del är cellulosa och humusämnen. I Kemiras KREPRO-process surgjordes slammet till pH 1,5 och då löstes cirka 70 % av total-P ut. Alltså torde cirka 30 % av fosfor i slam vara organiskt bunden efter rötning (Hansen, 2011). KREPRO-processen är utvecklad av Kemira Kemwater och syftet var att få en fosforprodukt utan tungmetaller. Principen är att avloppsslam behandlas genom surgörning med hjälp av svavelsyra och termisk hydrolysis (Balmér et al., 2002).

Fem olika typer av slam i norska försök innehöll cirka 10 % organiskt bunden fosfor i slam fällt med aluminium, 14 % i järnfällt som stabiliserats med kalk och cirka 6 % i slam från biologisk fosforreduktion (Krogstad et al., 2005).

2.2 Halter av järn, aluminium och fosfor i slam och jord

En vanlig svensk referens för innehåll av olika ämnen i slam är en undersökning som Naturvårdsverket beställde av Jan Eriksson på SLU och som publicerades 2001. I denna undersökning finns även analyser på matjord och alvjord med, vilket gör det möjligt att jämföra innehållet (Tabell 2-1).



Figur 2-1

Figuren visar hur pH påverkar lösligheten av fosfor i avloppsvatten fällt med trevärt järn, aluminium respektive kalk (Kemira Kemwater, 2003).

Värdena är beräknade på 25 matjordsprover, 25 alvjordsprover samt 47 prover av avloppsslam Jordproverna är utvalda från nationella miljöövervakningen med tanke att representera vetejordar i olika delar av landet (Eriksson, 2001).

Tabell 2-1 Halter av järn, aluminium och fosfor i matjord, alvjord samt avloppsslam

	Medel g/kg TS	Medel %	Median g/kg TS	Min g/kg TS	Max g/kg TS
Matjord					
Al	66	6,6	68	41	83
Fe	33	3,3	34	7	78
P	1,1	0,1	1,1	0,4	2,1
Alvjord					
Al	72	7,2	74	41	88
Fe	39	3,9	38	20	75
P	0,8	0,08	0,7	0,4	2,0
Avloppsslam					
Al	40	4,0	39	7	92
Fe	49	4,9	45	4	150
P	27	2,7	27	11	55

Källa: Eriksson, 2001.

Det framgår tyvärr inte av materialet vilket fällningsmedel som använts i de 47 reningsverken, men alla utom ett anges ha kemisk fällning. Nordmalings anges ha enbart biologisk behandling för att reducera fosfor i vattnet. Nordmalings avloppsslam innehåll av aluminium var 52 g/kg TS och av järn 21 g/kg TS och ligger med i siffrorna ovan. Det var fyra avloppsslam som hade järnhalter över 100 g/kg TS. Av dessa var tre små och en hade en anslutning på 27 000 personekvivalenter. Den med högst järnhalt 150 g/kg TS slam var mycket liten och hade 1 450 personekvivalenter anslutna. De uttagna proven är stickprov och tillfälligheter kan spela in i resultaten.

Sammanfattningsvis så innehåller matjordarna i undersökningen i genomsnitt 6,6 % aluminium och 3,3 % järn. Den mer orörda alvjorden hade något högre halter. De analyserade slammen innehöll i genomsnitt cirka 4 % aluminium och 5 % järn. Halterna varierar beroende av fällningsmedel.

En iakttagelse, utifrån dessa resultat, är att tillförseln av järn och aluminium med slam till åkermark knappast påverkar halterna av dessa ämnen i jorden vid normal användning av slam. I och med att slammet innehåller betydligt mer fosfor än jorden så innebär tillsats av slam till åkerjord i normalfallet att halterna av järn och aluminium minskar i förhållande till fosforhalten. Men mycket av jordens ursprungliga innehåll av järn och aluminium är hårt bundet i mineralstrukturen och har bara marginell betydelse på kort sikt i fosfors omsättning i marken (MarkInfo, 2011).

3 Fosfor i mineralgödsel

Råvaran till fosfor i mineralgödsel är råfosfat. Råfosfat finns i sedimentära (gamla havssediment) och vulkaniska (magmatisk) bergarter och det är två helt olika fosformineraler. Den vanligaste fosforföreningen, både i sedimentär och vulkaniskt råfosfat, är olika typer av apatit.

Vid handel med råfosfat kallas ofta den vulkaniska för apatit och den sedimentära för råfosfat (Steen, 2010).

Den sedimentära råfosfat som bryts idag innehåller normalt 12–16 % fosfor (P). Den vulkaniska innehåller ofta mindre än 5 % fosfor. Det bryts idag råfosfat med fosforhalter mellan 2–20 % fosfor (Steen, 2010).

Världens fosforreserver består mestadels av sedimentärt råfosfat vilken utgör cirka 80 % av produktionen. Stora exportörer av sedimentärt råfosfat är Marocko, Kina och USA. Vulkaniskt råfosfat bryts framförallt i Ryssland, Finland, Sydafrika, Zimbabwe och Brasilien (Steen, 2010).

Vulkaniskt råfosfat innehåller vanligtvis mindre föroreningar av kadmium och uran än den sedimentära, men ibland högre halter arsenik som exempelvis apatiten från Grängesberg. Halten av kadmium i råfosfat varierar oftast mellan 1–130 ppm, sedimentära råfosfater har en snitthalt på 20,6 ppm Cd och vulkaniska har en snitthalt på 1,5 ppm Cd. Det finns idag inga kommersiellt gångbara metoder att rena fosfor från kadmium, vilket innebär ett problem på sikt då de minst förorenade tillgångarna sinar (Steen, 2010).

I Sverige efterfrågar vi fosforgödsel med låg kadmiumhalt. Råvaran till den svenska mineralgödseln är vulkanisk, vilken utgör en mindre del av världens fosfortillgångar. Fosfor i den svenska mineralgödseln kommer oftast från Finland eller Ryssland. Brytningen sker i dagbrott.

Justus von Liebig var en pionjär inom växtnäringsläran och var aktiv i mitten på 1800-talet. Liebig fann att fosfors växttillgänglighet i benmjöl förbättrades om benmjölet behandlades med svavelsyra. Den första svenska superfosfatfabriken kom till 1871 i Gäddviken, Stockholm (Persson, 1997).

Idag finns flera metoder att processa råfosfat. Råfosfaten från Finland behandlas med svavelsyra så att fosforsyra bildas. I ett nästa steg görs ett s.k. fullgödselmedel (NPK-gödselmedel) med kväve, fosfor och kalium (Kiiski, 2010). Det finns många olika sorters NPK-gödselmedel vilket gör det möjligt att välja en sort som passar den aktuella grödan och fältet. Vid processen då svavelsyra används erhålls gips som restprodukt. Ungefär 45 % av kadmiumet från råfosfaten hamnar i gipsen (Steen, 2010).

NPK-gödselmedel som tillverkas i Norge har råfosfat från Kolahalvön i Ryssland som råvara. I den norska processen används salpetersyra istället för svavelsyra. I denna process blir det ingen gips som avfall.

4 Fosfor i marken

Växtens upptag av fosfor från mark är mycket komplicerad. Trots att åkermark normalt innehåller 1–2 ton fosfor per hektar, kan växten ha svårt att få tag i de cirka 20 kg fosfor som finns i skörden från ett hektar vete med halm. Den organiska fosfor som växten tar upp och den oorganiska fosfor i mark finns främst i olika föreningar med järn, aluminium eller kalcium. Jämviktsreaktionerna för fosfor i mark är långsamma.

Cirka hälften av markens fosfor finns i den organiska marksubstansen (skörderester, markens mikroliv, humus mm) med en normal variation mellan 30–80 % beroende på jordart (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

4.1 Växttillgänglig fosfor och förluster

Sett i ett ögonblicksperspektiv finns endast 0,01 % av markens fosfor löst i markvattnet som fosfatjoner, vilken är den form av fosfor som växtens rötter kan ta upp. Halten fosfatjoner löst i markvattnet varierar och beror på jordens innehåll av fosfor och dess förmåga att leverera fosfat till markvattnet. Växten tar främst upp fosfor som fosfatjonerna H_2PO_4^- och HPO_4^{2-} . Vid pH runt 6, som är vanligt i svensk åkerjord, dominerar H_2PO_4^- . Det är denna fosfor som för stunden är ”växttillgänglig” (Brady & Weil, 1990). Det innebär att bara några hekto fosfor per hektar finns direkt tillgängligt för växterna vid ett visst ögonblick.

I jordar med god tillgång till total fosfor, men där fosfor till stor del föreligger i svårösliga komplex, kan tillsats av organiska syror till jorden öka fosfors tillgänglighet utan extra tillsats av fosfor. Gerke fann att tillsats av citronsyra ökade lösligheten av fosfor bunden i jordar rika på Fe och Al (Gerke, 1992).

Mineralgödsel (handelsgödsel) är normalt sett ”växttillgänglig” i den stund som den löses i markvattnet. Växterna får konkurrera med markens mikroorganismer och kemiska jämviktsreaktioner om den lättillgängliga fosfor. Efter en tid så är det tillfälliga överskottet av lättlöslig fosfor i markvätskan bundet till bland annat järn, aluminium eller kalk alternativt blivit mat till mikrober och bundet organiskt. På så sätt kan marken behålla näringen till kommande behov.

Förluster av fosfor från åkermark varierar, men som genomsnitt för Sveriges åkermark brukar siffran 0,3 kg P/ha och år användas (Jordbruksverket, 2008, Statistiska centralbyrån, 2011).

4.2 Växternas upptag av fosfor

Växtrötterna är effektiva när det gäller att ta fosfor ur det markvattnet som finns i rötternas närhet. Rotlängd, rotdjup rotförgrening och anläggande av rothår är viktiga mekanismer som möjliggör för växten att leta växtnäring i större volymer av jorden. Under plantans fosforupptag uppstår ett område

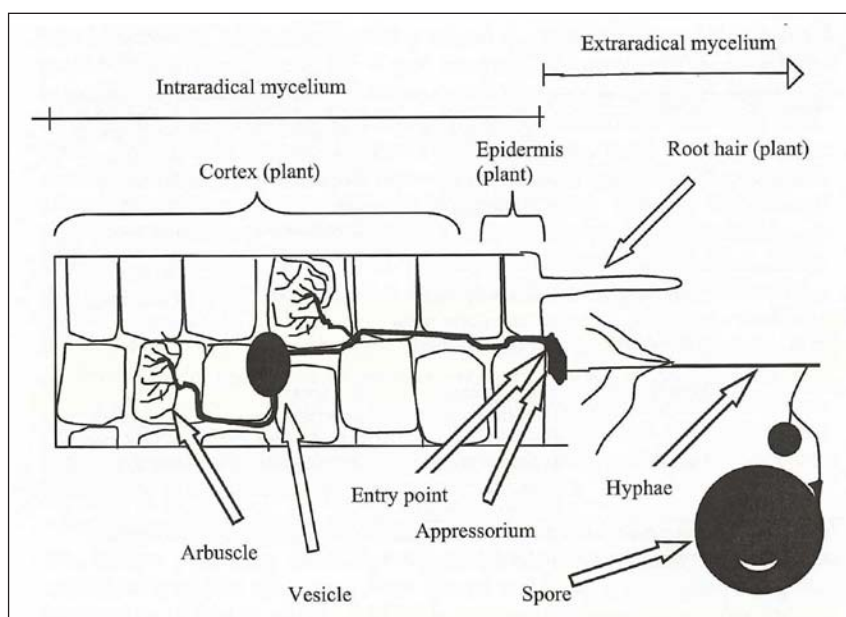
nära roten som är utarmat på tillgänglig löst fosfor. Detta beror på att växtens fosforupptag går fortare än fosfors diffusion till markvattnet från marken. Om roten har ett extra nätverk med mykorrhiza (se nedan) så ökar roten sin volym och därmed sin möjlighet att ”tömma” jorden på tillgänglig fosfor (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Växterna har även möjlighet att ändra den kemiska och fysikaliska omgivningen genom att utsöndra ämnen som direkt kan påverka fosfors växttillgänglighet eller har indirekt effekt genom att stimulera jordens mikroorganismer. Växtens förmåga att utnyttja organisk fosfor i rotens omgivning är normalt förenad med en ökning av aktiviteten av fosfatas (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Detta kan vara en förklaring till resultat som visar att råfosfat, som utgör råvaran till mineralgödsel, löser sig lättare i närvaro av växter än i jord utan växtlighet (Bolan et al., 1997). Förmågan att ta upp fosfor från marken skiljer även mellan olika växtarter (Fransson, 2000). Vid utvärdering av analyser på tillgänglig fosfor som görs på jord utan växtlighet bör resultat som dessa beaktas.

4.2.1 Hur mykorrhiza hjälper växten att ta upp fosfor

Mykorrhiza är komplexet mellan en svamps hyfer/mycel (svamptrådar) och en växts rötter när dessa lever i symbios med varandra. Arbuskulär mykorrhiza (AM) kallas den mykorrhiza som bildas av AM svampar. Namnet har de fått eftersom de bildar trädformade strukturer, arbuskler, inuti rotcellerna genom starkt förgrenade svampphyfer (se figur 4-1 och 4-2). Det är genom arbusklerna som näringsutbytet mellan svampen och växten sker. I AM-symbiosen har parterna ömsesidig nytta av varandra. Svampen får sitt kol från växten och i utbyte transporterar den stora mängder mineral och



Figur 4-1 Förenklad bild över hur en svampspor gro och växer in i en växtrot och där bildar arbuskler och vesikler (Sjöberg, 2005). I arbusklerna sker näringsutbytet mellan växt och svamp. Vesiklerna utgör svampens förvaringsutrymme.

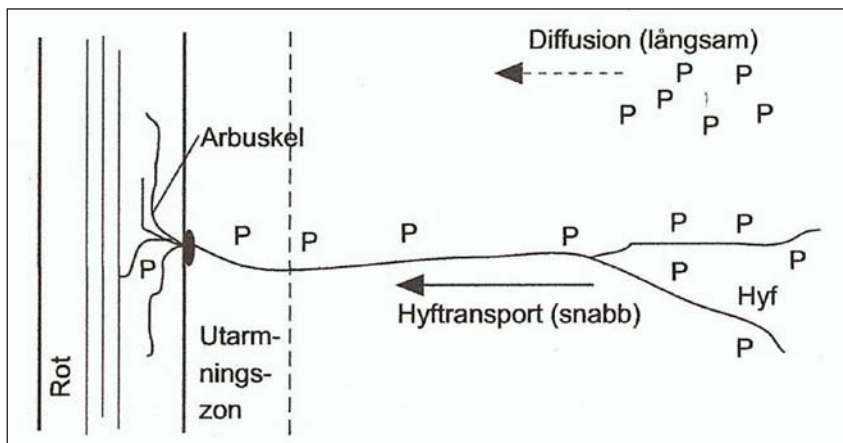
näring till roten (Kling, 1998). Svampens förvaringsutrymme kallas versikel (se figur 4-1 och 4-3).

AM bildas av en mängd olika växter och denna mykorrhizatyp är karakteristisk för komplicerade ekosystem innehållande många potentiella värdväxter. Symbiosen är forntida och spelade sannolikt en stor roll i växternas kolonisering av land. Nästan alla örtartade växter, buskar och träd i tempererade och tropiska områden kan bilda AM. De flesta svampar är generalister, som kan samarbeta med en mängd olika plantor, men det finns även de som är specifika (Smith & Read, 2008).

Mykorrhizasvampar har stor betydelse i fosfors omvandling och transport i jorden. Den består i:

- Svampens upptag av fosfor från marklösningen
- Förflyttning av fosfor genom hyferna till plantan
- Utbyte till växten

(Turner, Frossard & Baldwin, 2005)



Figur 4-2 Fosfor, P, är ett näringsämne som rör sig långsamt i marken genom diffusion. AM-svampens hyfer sträcker sig långt ut i marken utanför roten och förser växten med snabbt transporterad fosfor (Kling, 1998).

Fosfor i svampens hyfer föreligger som polyfosfater, vilka snabbt transporteras till värdväxtens rot där fosfor hydrolyseras till fosfat som kan tas upp av växten. Mykorrhizasvampar producerar extra fosfat, vilket ökar mineraliseringshastigheten av det organiska materialet. I retur får mykorrhizasvampen kol och energi från växten (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

De flesta växter som används i jordbruk och trädgård bildar AM. Svampens hyfer är mindre än rötterna och i samma storlek som rothåren eller mindre. Det innebär att hyferna kan tränga in i porer i marken som rötterna inte når. Forskare har funnit att växter som samarbetar med mykorrhiza har större möjlighet att utnyttja fosfor i råfosfat än de växter som inte samarbetar med AM. Samma gäller järnbunden fosfor.

Det har bevisats att externa hyfer från AM adsorberar näringsämnen som inte är så rörliga i jorden, exempelvis fosfor, zink och koppar och skickar dem snabbt till plantan. AM och icke AM plantor som växer i en jord där det finns gott om mykorrhiza har ofta högre resistens mot torka. Det finns dock inte bevis att det sker en vattentransport genom hyferna, men det är

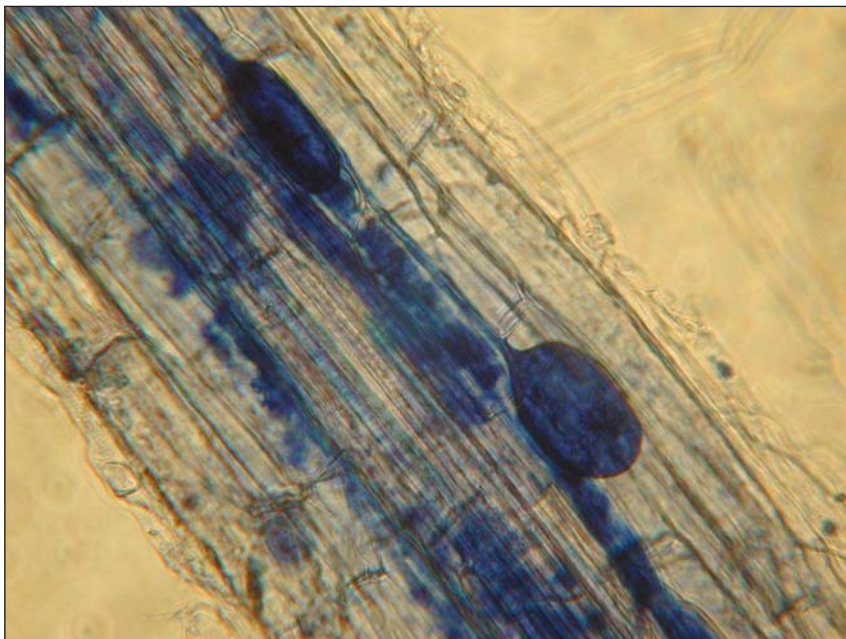
möjligt att så sker. Det är svårt att direkt bevisa AM roll eftersom rötter normalt är koloniserade med mykorrhiza (Smith & Read, 2008).

Tillsatser av stora mängder växtnäring minskar svampens egenskaper att öka plantans tillväxt. Ibland kan dvärgväxt hävas eller reduceras genom tillsats av gödsel, men många arter som samarbetar med AM har svårt att använda P och andra immobiliserade näringsämnen effektivt om deras rötter inte är koloniserade av AM. Denna egenskap är mest märkbar i P-fixerande jordar och varierar mellan olika växtarter (Smith & Read, 2008).

Intensiv jordbearbetning, exempelvis ogräshackning, kan leda till minskat näringsupptag och minskad skörd. En huvudorsak har varit störning av nätverket av mykorrhiza hyferna och därmed minskad kolonisering av rötterna. Detta har visats för ex majs vid relativt låg fosforgödsling (Smith & Read, 2008).

Odling, dock ej konstant, av mottagliga grödor för AM är en förutsättning för uppbyggnaden av AM. Kålväxter (Brassica) är en släkt av växter som inte samarbetar med AM svampar Växtföljder med långa perioder av bar jord (ett år eller mer) har lett till fosfor och zinkbrist i växterna. Detta har härletts till störd AM. Störd AM kan leda till att växterna tar upp mindre P och jordanalyserna blir då inte ett bra verktyg att spå P-behov (Smith & Read, 2008).

Schweiger och Jakobsen gjorde försök som visade att höstvetete fick en ansevärd del av sin fosforförsörjning från AM även vid normala fosforhalter i jorden (Schweiger & Jakobsen, 1999).



Figur 4-3 Fotot visar AM-svampens förvaringsenheter (vesikler) i roten.

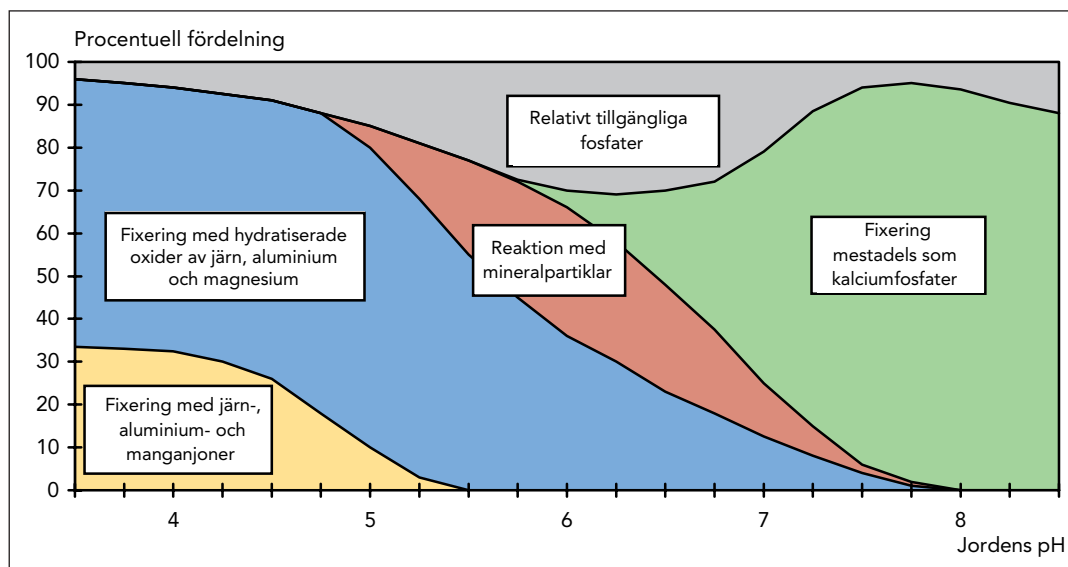
Foto: Bharadwaj och Ahlström på prover från försök med kemiskt fällt slam (Linderholm, Palm & Persson, 2003).

4.3 Kemisk omsättning av fosfor i marken

Fosfors omvandling i marken styrs av kemiska jämviktsreaktioner, men även av biologiska processer. Ibland kombineras biologiska och kemiska system. Exempelvis kan en mängd mikroorganismer i jorden (Bacillus,

Pseudomonas, Penicillium och Aspergillus spp.) frigöra kemiskt fälld fosfor genom att utsöndra syror och/eller genom att sänka pH i sin närhet (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Bindning av fosfor i olika föreningar i marken kan, om frågan begränsas till kemiska processer, beskrivas enligt diagrammet i figur 4-4. När diagrammen studeras bör man ha med bilden att marken inte är homogen och att pH varierar beroende på rötternas och mikrobernas utsöndring av syror.



Figur 4-4 Oorganisk fixering av tillsatta fosfater vid varierande pH i jorden. En del av den tillsatta fosfor bindes biologiskt och frigörs successivt vid nedbrytningen av organiskt material (Modifierad efter Brady & Weil, 2008, med tillstånd av Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, NJ.).

Vid höga pH-värden i marken dominerar alltså svårösliga kalciumfosfater och vid låga pH dominerar aluminium- och järnfosfater, men skalan är flytande och i en normal jord finns en mångfald av kemiska föreningar.

I Sverige rekommenderas ett pH-värde runt 6 och en normal åtgärd är att kalka en jord som ligger markant under detta pH. En jord med för högt pH är svår att åtgärda. Vid höga pH-värden i jord kan växten få problem att få tag i viktiga ämnen som koppar, bor och mangan (Jordbruksverket, 2010). Det är alltså viktigt att inte rutinmässigt kalka en jord och därmed inte alltid positivt att tillföra kalkblandat slam.

4.4 Biologisk omsättning av fosfor i marken

Biologisk mineralisering är definierad som frigörandet av oorganisk P från organiskt material under det att mikroberna i jorden oxiderar kol. Mineraliseringen drivs alltså av mikrobernas behov av energi och omfattar tre fosforkällor; mikroorganismer, jordens organiska material samt färskt organiskt material (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Eftersom fosfor är begränsande i många naturliga miljöer så har organismer utvecklat en mängd enzymer som bryter ned material för att få loss fri fosfat. Mikroorganismer som är inblandade i omsättningen av fosfor omfat-

tar bakterier, protozoer och en del nematoder samt även en del icke cellulära mikrober som exempelvis virus.

Mikroorganismernas upptag av fosfor och det frigörande av fosfor som sker i senare skede när mikroberna bryts ned, påverkar starkt tillgängligheten av fosfor i naturliga och brukade ekosystem. Med vissa undantag kan inte frigörandet av fosfor genom mineralisering mätas i jorden eftersom fosfor snabbt tas upp (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Fosfordynamiken i jorden påverkas ytterligare av rötternas och mikrobernas enzym, fosfatas, som hydrolyserar organisk fosfor, mikrobernas utsöndringsprodukter som frigör eller binder fosfat och mykorrhiza svampar som adsorberar fosfor och transporterar det till plantan (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Vid tillsats av glukos till mark i försök fick några forskare en snabb tillväxt av mikroberna i marken och samtidigt en märkbar minskning i vattenlöslig fosfor. Minskningen av den vattenlösliga fosfor var inte lika stor som tillväxten i mikrobmassa och det förklarades med att mikroberna utnyttjade även andra fosforkällor (Oehl et al., 2001). Liknande observationer har gjorts av andra forskare (Turner, Frossard & Baldwin, 2005).

Grierson kvantifierade nettomineraliseringen av fosfor (kaliumklorid löslig P) när en jord blev vattenmättad efter torka. Inom 24 timmar så fann han en nettomineralisering av fosfor på 4–5 mg P/kg jord. Källan till fosfor förklarade han var döda mikrober och mineralisering av organiskt substrat. De följande dagarna frigjordes ingen mer fosfor, men sen kunde han mäta ett dagligt tillskott av 0,07–0,1 mg P/kg jord/dag. Förklaringen var att mikroberna hade återhämtade sig och började bryta ned organiskt material igen (Grierson, Comerford & Jokela, 1998). Omräknat till en svensk fastmarksjord med cirka 2600 ton matjord per hektar innebär 4 mg P/kg jord cirka 10 kg P/ha.

Vissa mikroorganismer har förmåga att lösa fosfor ur råfosfat och benämns fosfat-lösande mikroorganismer, exempelvis: Rhizobakterier inom *Pseudomonas*, *Bacillus* och *Rhizobium*. Svampar som *Penicillium* och *Aspergillus* har större P-lösande förmåga än många bakterier både i lösning och i fast media (Arcand & Schneider, 2006).

Råfosfat och tillsats av råfosfatlösande bakterier höjde signifikant skörden av vete. Försök gjordes i både steriliserad och ej steriliserad jord i kärlförsök samt i fältförsök. Högst blev skördeökningen i icke steriliserad jord både i kärl och i fält (Omar, 1998).

I ett kärlförsök med fosfor artificiellt bunden till aluminium och järn, fanns skillnader mellan olika sorters böners förmåga att utsöndra organiska syror från rötterna och därmed utnyttja fosfor bundet till aluminium och järn. Forskarna fann även att rotexudat från böna med fosforbrist hade större möjlighet att mobilisera fosfor bundet till aluminium och järn än de rötter som hade god fosfortillgång (Shen et al., 2001).

Långliggande försök i USA har visat att odling utan tillförsel av gödsel bryter ned det organiska materialet och mineraliserar kväve och fosfor. Vid uppodlingen av de gräsbevuxna prärierna i USA räckte nettomineraliseringen av fosfor i 40–60 år utan att fosfor var begränsad för grödan (Tiessen & Stewart, 1983).

Fosfor i det organiska materialet frigörs alltså och blir tillgänglig för växter allteftersom det organiska materialet bryts ned av mikrobernas drivkraft att få energi (mineralisering). Organiskt bunden fosfor i exempelvis stallgödsel och slam är alltså inte direkt tillgänglig för växterna utan måste omsättas i marken.

Att tillförsel av kalk till jordbruksmark radikalt påskyndar mineraliseringen lärde man sig att utnyttja i början av 1800-talet genom s.k. mörpling. Mörpling är en kalkhaltig jordart som grävdes upp ur marken för att använda på åkermark. Den positiva effekten på skörden vändes till negativ efter 15–20 år då marken var utsugen på näringsämnen. Talesättet ”Mörpling ger rika föräldrar men fattiga barn” kommer från denna hantering (RAÄ, 1995). Än idag finns mörplinggravar kvar som vittnar om utgrävning av mörpling.

Även under krigsåren blev kalken en räddningsplanka då det var svårt att få tag i gödselmedel. Man visste att kalk gynnar mobilisering av näringsämnen – i synnerhet fosfor (Persson, 1997).

5 Mätning av fosfor i mark

Det finns en mängd olika analyser för att mäta fosfor i mark. Det är ett av problemen vid jämförelse av försök från olika länder.

Svensk definition av ”tillgänglig fosfor” (P-AL) är den fosfor som löses med ammoniumlaktat-lösning som har pH 3,75 (Mattsson et al., 2001). Andra länder analyserar med svagare extraktionsmedel (vatten, kalciumklorid, ammoniumsulfat) för att mäta den växttillgängliga fosfor. P-AL-metoden är huvudsakligen använd i Sverige, Norge och ett par Centraleuropeiska länder (Bertilsson, Rosenqvist & Mattsson, 2005). I Finland användes ammoniumacetat för att bedöma fosfors växttillgänglighet och i Danmark används ofta bikarbonat löslig fosfor, även kallad Olsen-P.

Den mängd fosfor som löses av 2 molar (M) saltsyra (HCl) brukar i Sverige kallas ”förrädsfosfor”. Saltsyraextraktionen löser upp oorganiskt bunden fosfor, men tar föga av organisk fosfor (Bertilsson, Rosenqvist & Mattsson, 2005). I försöken som Bertilsson refererar till har jordprover analyserats från de skånska bördighetsförsöken. För att mäta totalfosfor, inklusive den organiska fosfor, brändes (föraskades) provet före behandlingen med en stark syra (Gunnarsson, 1987). Resultatet blev ungefär en fördubbling av fosforinnehållet i jorden vilket visas i figur 6-1. Att 2 M HCl på obehandlad jord inte självklart löser ut organiskt bunden fosfor bekräftas av sakkunniga på analysområdet (Baxter, 2011; Fransson, 2011; Westbom, 2011).

Både P-AL och P-HCl anges i olika klasser beroende på analysresultatet.

1. Stark brist
2. Måttlig brist
3. Tillfredsställande
4. God försörjning
5. Överskott

Tabell 5-1 Klassindelning och halter av fosfor mg/100 g luft torr jord

Lättlöslig fraktion		Förrädsfraktion	
Klass	P-AL	Klass	P-HCl
I	Mindre än 2	1	mindre än 20
II	2,0–4,0	2	20–40
III	4,1–8,0	3	41–60
IV	8,1–16*	4	61–80
V	mer än 16	5	mer än 80

* P-AL-klass IV är numera uppdelad i två delar, IVA (8,1–12,0) och IVB (12,1–16,0) i gödslingsrekommendationerna.

Som nämnts tidigare så visar P-HCl en marginell del av den organiska fosfor i marken, vilken utgör upp till hälften av markens totala fosforinnehåll.

Enligt provtagning inom miljöövervakningen så är den procentuella fördelningen av P-AL i svensk åkermark följande:

P-AL klass	I	II	III	IV	V
	5 %	24 %	37 %	24 %	10 %
P-HCl klass	1	2	3	4	5
	<1 %*	9 %	35 %	28 %	28 %

*1 prov

Mindre än 10 % av åkerarealen har alltså enligt dessa data klass I och II enligt P-HCl och mer än hälften har de två högsta klasserna. Denna förskjutning mot högre klasser finns inte i P-AL-analyserna. Där är den procentuella fördelningen mellan klasserna mer normalfördelad. (Eriksson, Mattsson & Söderström, 2010).

Att P-AL-löslig fosfor inte är samma sak som växttillgänglig fosfor, blir uppenbart när man ser på figur 4-4, och vet att extraktionslösningen har pH 3,75. Men P-AL är det mått som har använts i Sverige i försök och som vi har erfarenhet av (Mattsson et al., 2001).

6 Exempel från långliggande försök i Sverige

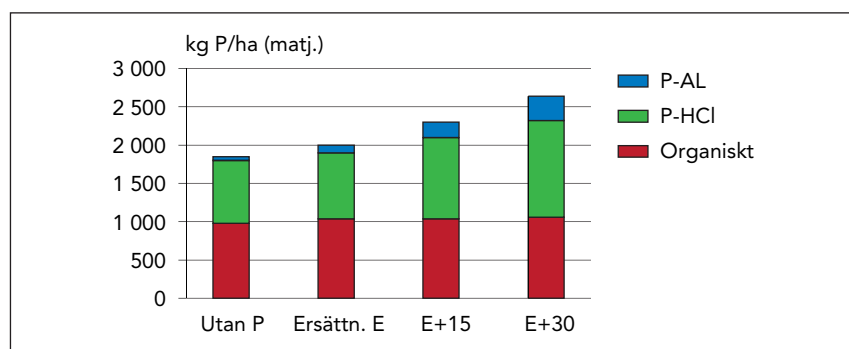
Detta kapitel är ett direkt utdrag ur *Fosforgödsling och odlingsekonomi med perspektiv på miljömål* (Bertilsson, Rosenqvist & Mattsson, 2005).

Markens fosfor ingår i flera olika fraktioner med olika tillgänglighet. Det är ett dynamiskt system. Det sker utbyten mellan olika fraktioner. Lättlösligt blir svårösligt och tvärtom beroende på om det är tillfälliga underskott eller överskott.

Figur 6-1, från bördighetsförsöket på Orup i Skåne, belyser mycket av vad som sker. Matjordslagret har provtagits och analyserats efter 27 års odling med olika gödsling. Tre fosforfraktioner visas:

- "Lättilgängligt" enligt P-AL
- Förråd enligt P-HCl (eftersom P-HCl inkluderar P-AL är det som visas i stapeln egentligen "P-HCl minus P-AL")
- Organisk fosfor (bestämd som skillnaden mellan "total P" och P-HCl).

Dessa tre utgör tillsammans markens (matjordslagrets) hela fosforinnehåll.



Figur 6-1 Bördighetsförsöket på Orup i Skåne (efter Olle Gunnarsson 1987). Fosforbehandlingarna är 0, ersättning för bortförsl (E), E+15 kg P per år och E+30.

27 år har gått sedan försökets start. Det ogödslade (utan P) har tappats på ca 27·12 kg P, alltså drygt 300. Mycket av detta (hälften) spåras i en minskning i P-AL i förhållande till E. Resten kan ha kommit från alven.

E+30 har fått 810 kg mer fosfor än ersättningsbehandlingen (E). Det mesta av detta kommer fram vid analysen.

En uppgödsling ökar P-AL, men där skillnaden i tillförsel är 810 kg har "det lättlösliga" bara ökat med ca 250 kg. Resten har vandrat ner till mer svårösliga fraktioner. Är det förlorat? Svaret är nej. Det kommer till nytta på två sätt.

- Det kan utnyttjas av grödan om gödslingen är så låg att det behövs. Möjligheten syns som en skillnad mellan 0 och E. Dock innebär detta en skördereduktion.
- Det tar hand om fixerande ämnen i marken (järn och aluminium), så att säga bryter udden av markens fosforfixering, och därmed kan det P

som tillförs fungera effektivare. Det möjliggör en uthållig situation med ersättning (på många jordar).

För att vidmakthålla en jords fosforstatus behövs underhåll minst lika med nettobortförelsen av fosfor. I detta underhåll inkluderas tillförsel av organisk gödsel. Om bortförelsen överstiger tillförelsen sjunker tillgängligt fosfor men det är en långsam process. På grund av jämviktsrelationerna i marken återspeglas ändringar i balansen inte helt i den pool som kallas ”tillgänglig fosfor”, i Sverige mätt med P-AL. Ca 20 % (det kan variera mellan 10 och 40 i olika undersökningar) av förändringen kan ses som en ändring av P-AL, men det varierar beroende på jord, odlingshistoria mm. Det är inte självklart att en jords fosforleverans i längden kan upprätthållas på en acceptabel nivå med enbart ersättning av bortförelsen. På ”fattiga” jordar och jordar som inte är i jämvikt går det inte. Det fungerade inte i Sverige på 1950-talet, men i dagens läge kan det möjligtvis gå. När odlingsjordarna är i jämvikt på en hög skördenivå kan en ersättningsprincip fungera, men en uppföljning med jordanalys behövs. Så kan erfarenheter från bl. a. Sverige, Tyskland och England summeras.

En förutsättning för god fosforhushållning är också att kalktillståndet är enligt rekommenderade normer. Både på sura jordar och alkaliska jordar försvåras grödans fosforförsörjning eftersom fosfor binds i svårösliga föreningar (järn resp. kalcium). Ett högt analysvärde i P-AL ger på sådana jordar inte förväntad fosforförsörjning (Bertilsson, Rosenqvist & Mattsson, 2005).

7 Fosforgödsling i Sverige och andra länder

7.1 Fosforgödsling i Sverige

Med försöksresultat som grund görs gödslingsrekommendationer för olika grödor i varje P-AL-klass (se tabell 7-1). Principen är att förväntad skördeökning ska betala för extra gödsling. Det innebär att rekommendationerna ändras med priset på gödseln.

Nu baseras gödslingsrekommendationerna för fosfor även på principen att den fosfor som förs bort, ska ersättas med gödsling om jorden har ett tillfredställande fosforinnehåll, dvs. ligger i klass III. På jordar i klass I och II ligger rekommendationerna högre än ersättning för att öka dessa jordars fosforinnehåll mot klass III. Jordar i klass IV och V tål att sugas ur en del fosfor och rekommendationerna är därför lägre där och ibland är rekommendationen 0 kg fosfor på dessa jordar. Redan 1961 införde Professor Sven L. Jansson begreppet underhållsprincip med orden: ”Markens förråd måste vara så stort och aktivt att marken förmår leverera vad en gröda behöver. Detta förråd ska sedan underhållas (Persson, 1997).

Det är ekonomiskt lönsamt att gödsla jordar med låga fosforhalter med mer än bortförseln. Jordar rika på fosfor kan gödslas mindre än bortförsel. Gödslingsrekommendationerna anpassas även till grödan, där exempelvis potatis är en fosforkrävande gröda. Vallgräsen har god förmåga att nyttja markens fosfor och rekommenderas mindre eller ingen fosforgödsel. Rekommendationerna för fosforgödsling varierar mellan 0-35 kg fosfor per hektar beroende på gröda, förväntad skörd och jordens innehåll. Specialgrödor som potatis och majs rekommenderas högre gödsling än 35 kg fosfor per hektar.

En veteskörd på 6 ton kärna per hektar för bort 19 kg fosfor. Tas även halmen bort från åkern så försvinner 4 kg fosfor till. Med 6 ton vallskörd skördas 14 kg fosfor och 30 ton potatis tar bort 15 kg fosfor (Jordbruksverket, 2010).

Aktuella gödslingsrekommendationer från Jordbruksverket 2011 finns i tabell 7-1.

Vid avvikelse uppåt eller nedåt från angiven skördenivå höjs resp. sänks fosforgivan enligt följande:

Stråsäd, ärtor	3 kg P per ton avvikelse
Oljeväxter	5 kg P per ton avvikelse
Slättervall (ts), majs (ts)	3 kg P per ton avvikelse
Potatis, sockerbetor	0,5 kg P per ton avvikelse

Källa: Riktlinjer för gödsling och kalkning 2011. Jordbruksinformation 17-2010. Jordbruksverket.

I de fall då fosforgödslingsrekommendationen är noll (0) enligt tabell 7-1, bör inte något tillägg göras vid högre skörd än den angivna referensskörden.

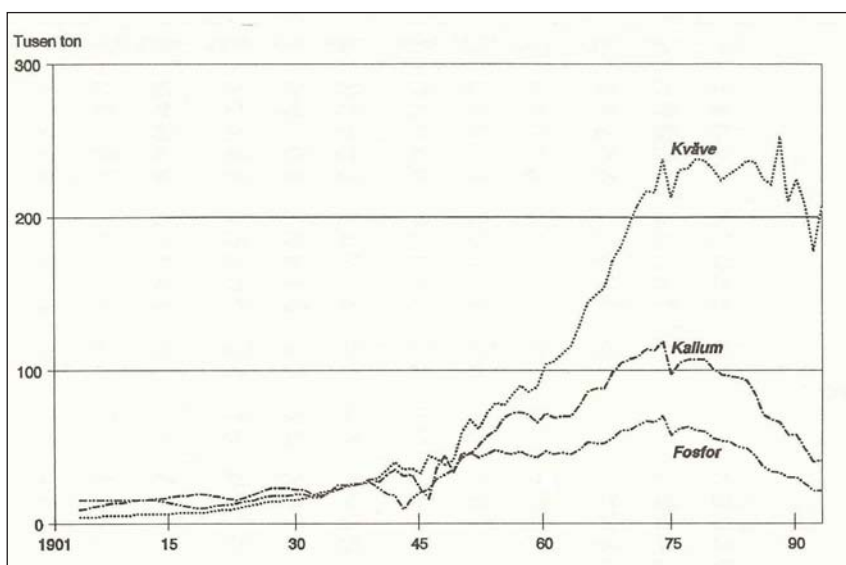
Tabell 7-1 Riktivisor för fosforgödning till olika grödor

Gröda	Skörde- nivå, ton/ha	Bortförel av P, kg/ha	Rekommenderad fosforgiva, kg/ha					
			P-AL-klass					
			I	II	III	IV A	IV B	V
Vårsäd	5	17	25	20	15	5	0	0
Höstsäd	6	19	25	20	15	5	0	0
Våroljeväxter	2	12	25	20	15	10	0	0
Höstoljeväxter	3,5	21	35	30	25	15	0	0
Slättervall, ts	6	14	25	15	10	0	0	0
Fodermajs*, ts	10	26	50	45	40	30	15	15
Potatis*	30	15	70	50	40	30	15	15
Sockerbeter	45	18	35	30	25	20	15	0
Ärter/åkerböna	3,5	13	25	20	15	5	0	0
Betesvall på åker			15	5	0	0	0	0

*Rekommenderad giva räcker till en efterföljande gröda

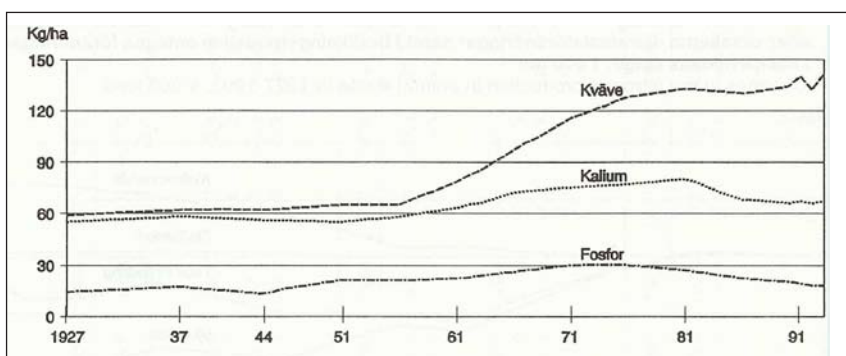
Källa: Riktlinjer för gödning och kalkning 2011. Jordbruksinformation 17-2010. Jordbruksverket.

Fosforgödningen ökade under 1900-talet och hade en topp runt 1975. Sveriges åkermark gödslades under denna tid upp med fosfor. En stor del av uppgödningen med fosfor skedde med mineralgödsel. Figur 7-1 visar totala importen av kväve, fosfor och kalium till svenskt jordbruk under 1990-talet och figur 7-2 visar gödning i kg/ha.



Figur 7-1

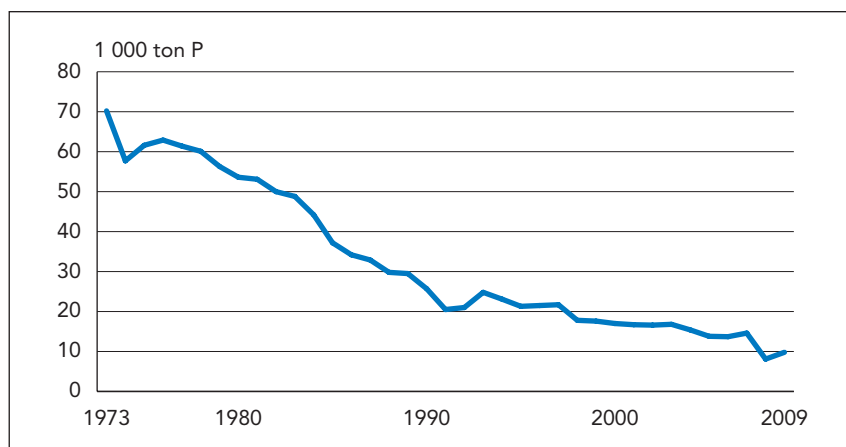
Figuren visar import av kväve, fosfor och kalium totalt till svenskt jordbruk under 1990-talet (Statistiska Centralbyrån, 1995b).



Figur 7-2

Gödning med kväve, fosfor och kalium i kg per hektar, under 1990-talet. Figuren visar den totala gödningen av stallgödsel och mineralgödsel (Statistiska Centralbyrån, 1995b).

Figur 7-3 visar att efter 1976 så har försäljningen av fosfor i mineralgödsel stadigt sjunkit. 2010 ökade försäljningen av fosfor något, dock utan att nå upp till 2008 års försäljning.



Figur 7-3 Figuren visar försäljning av fosfor i mineralgödsel från 1973 till 2009 i tusentals ton. (Statistiska Centralbyråns databas och Statistiska Centralbyrån, 1995b).

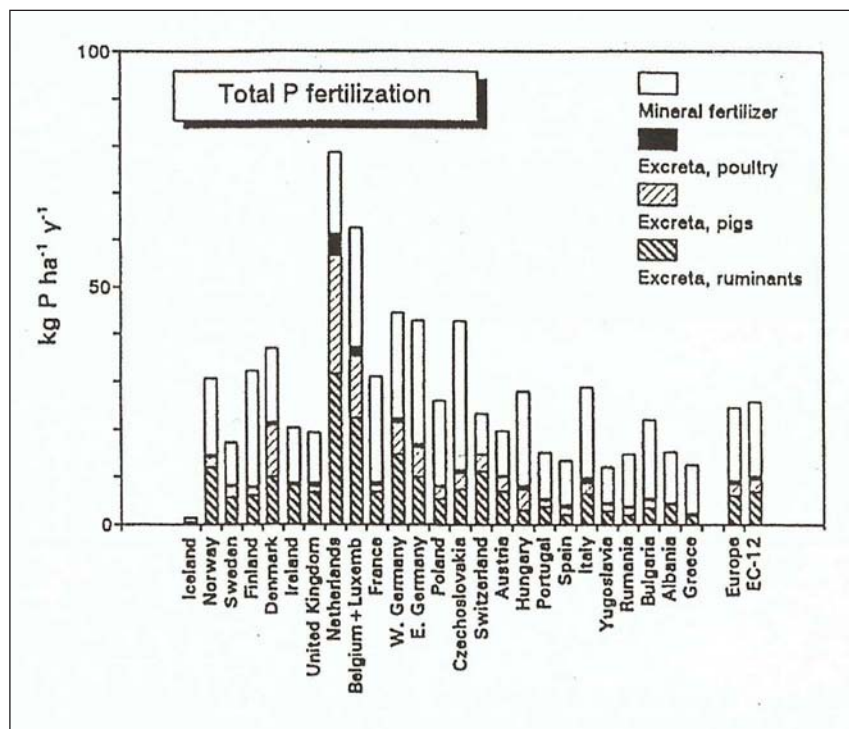
Svensk fosforgödsling har alltså minskat kraftigt och enligt officiell svensk statistik tillfördes år 2009 i genomsnitt åker- och betesmark med 13 kilo fosfor per år och hektar, varav 3 kg i form av mineralgödsel och resterande del är huvudsakligen stallgödsel. I genomsnitt för hela landet förs 12 kg fosfor bort per hektar från åkern med skörden. I dessa siffror ingår även lågproduktiva marker (Statistiska Centralbyrån, 2011). Det innebär att fosforgödslingen är nära balans sett som ett genomsnitt för Sverige, men det gäller inte för enskilda åkrar. Stallgödseln är mycket ojämnt fördelad och djurtäta gårdar har överskott på fosfor medans gårdar med få eller inga djur tär på markens fosforförråd, dvs. skördar mer fosfor än vad som gödseln tillför (Statistiska Centralbyrån, 2011).

Sedan 1988 har Sverige en lagstiftning som reglerar tillförseln av organiska gödselmedel efter fosforinnehållet och inte efter kväveinnehållet som gäller i många andra länder. I Sverige är det maximalt tillåtet att lägga 22 kg P/ha och år med organiska gödselmedel (stallgödsel, slam mm). Det är tillåtet att gödsla för fem år i taget, men fosforgivan får inte överstiga 22 kg/år i genomsnitt på en fastighet. Lagstiftningen har främst kommit till för att säkerställa att stallgödselns växtnäringsinnehåll utnyttjas, men gäller alla organiska gödselmedel. Som engångsgiva i slam är det tillåtet att lägga högst 160 kg fosfor på jordar i P-AL- klass III-V, dvs. motsvarande cirka sju års gödsling, med fortfarande får inte genomsnittsgödslingen på 22 kg/ha överskridas för fastigheten i helhet (Jordbruksverket, 2010).

7.2 Fosforgödsling i andra länder

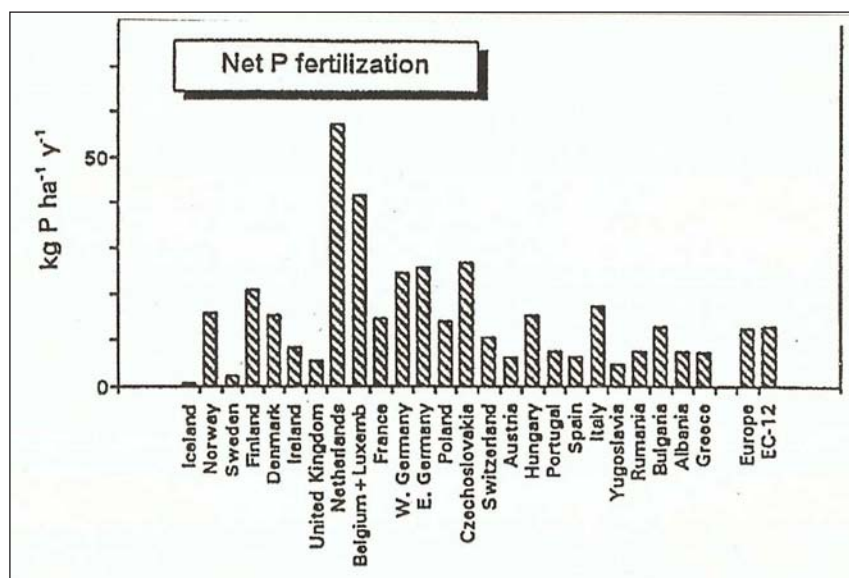
I en rapport från en vetenskaplig kommitté inom ICU (International Council of Scientific Unions och UNEP (United Nations Environment Programme) finns uppgifter på hur fosforgödslingen såg ut 1989 i några av Europas länder.

Figur 7-4 visar den totala gödslingen av fosfor i några av Europas länder. I figur 7-5 visas fosforbalansen, dvs. fosforgödsling minus bortförel med skörd, i samma länder.



Figur 7-4
Figuren visar total fosforgödsling i kg/ha, inklusive stallgödsel, för länder inom Europa 1989.

Det vita i staplarna visar mineralgödsel fosfor. Därefter följer fosfor i gödsel från höns (poultry), svin (pigs) och idisslare (ruminants) (Tiessen et al., 1995).



Figur 7-5
Figuren visar nettogödslingen av fosfor till jordbruksmark för vissa länder i Europa 1989. Nettogödsling innebär total tillförel med gödsling, inklusive organiska gödselmedel minus bortförel med skörd och andra förluster (Tiessen et al., 1995).

Intressant att notera är att Sveriges grannländer Norge och Finland som har likartat klimat och betingelser för odling, hade 1989 en betydligt högre nettotillförel av fosfor till åkermarken. Norge gödslade cirka 18 kg fosfor

mer per hektar än vad som fördes bort och Finland cirka 20 kg P/ha när Sverige hade en nettotillförsel av 4 kg P/ha.

Utvecklingen i Sverige har gått mot mindre överskott och enligt Statistiska Centralbyråns senaste statistik så råder balans mellan tillförsel och bortförsel av fosfor till svensk åkermark.

Tabell 7-2 Fosforbalans för svensk åkermark 1 kg per hektar (Statistiska Centralbyrån, 1995a; Statistiska Centralbyrån, 2011).

	1991	2007	2009
Tillförsel			
Mineralgödsel	8	4	3
Stallgödsel	8	6	6
Betesgödsel	1	2	2
Utsäde	0,3	0,2	0,3
Deposition	0,3	0,3	0,3
Avloppsslam	0,3	0,3	0,5
Summa	18	13	13
Bortförsel			
Skörd	14	11	12
Skörderester	0,3	0,2	0,2
Erosion, läckage	0,3		
Summa	14	11	12
Balans (överskott)	4	2	1
Därav			
Läckage		0,2	0,2
Fastläggning		2	0,5

1 "Svensk åkermark" omfattar 1991 total åkerareal för företag med mer än 5,0 ha åker, ej utnyttjad och obrukad åker ingår i arealen. 2007–2009 omfattas all åker och betesmark.

OECD har tagit fram siffror för fosforbalanser till åkermark för sina medlemsländer fram till 2004. Siffrorna visas i tabell 7-3. Enligt OECD:s statistik låg Sverige på ett överskott 2004 på 2 kg P/ha vilket stämmer överens med Statistiska Centralbyråns siffror. Även andra länder har minskat överskottsgödslingen till åkermarken.

Tabell 7-3 Fosforbalans på åkermark i OECD-länder. Siffrorna anger tillförsel minus bortförsel av fosfor i kg per hektar.

	1990–92, kg/ha	2002–04, kg/ha
Sverige	5	2
Norge	15	13
Finland	20	8
Danmark	17	11
Frankrike	13	4
Tyskland	16	4
Luxemburg	48	11
Nederländerna	38	19
Österrike	7	3
EU 15	18	10
Turkiet	9	5
Canada	1	1
USA	3	3
Mexico	2	1
Korea	47	48
Japan	65	51
OECD	16	10

(OECD, 2008)

OECD drar slutsatsen att ackumuleringen av fosfor i åkerjordar i många OECD-länder är en växande angelägenhet ur miljösynpunkt.

Intressant att notera är att Canada och USA enligt siffrorna ovan inte har haft samma uppgödsling som många länder i Europa. Det kan innebära att jordar i dessa länder uppför sig på annat sätt än våra uppgödslande jordar. Det finns även mycket djurtäta områden i USA och Canada där fosforöverskottet är stort från djurgödsel.

Anne Böen på Bioforsk har räknat fosforbalanser på Norges åkermark 2009 och kommit fram till siffran 8 kg P/ha (Böen, 2011). I Finland låg fosforbalansen 2008 på 5 kg P/ha och 2009 på 2 kg P/ha (Mikkola, 2011).

8 Försök kring fosforns växttillgänglighet i kemiskt fällt slam

8.1 Inledning

Under cirka 20 år har en diskussion pågått om växtnäringsvärdet på den kemiskt fällda fosfor i slammet. Mot bakgrund att järn- och aluminiumföreningar med fosfor naturligt förekommer i markens kretslopp, kan det förväntas att även fosfor i kemiskt fällt slam kan bli växttillgängligt. Om mycket förorenade slam används skulle detta kunna störa markprocesserna, vilket i så fall skulle påverka omsättningen av organiskt material och växtnäring i marken negativt.

Fosfor är ur forskningssynpunkt ett svårt växtäringsämne. Kvävegödsling ger normalt en stigande merskörd upp till ett optimum, medan skörden inte alls påverkas lika tydligt av årets fosforgödsling. Fosfor är idag sällan begränsande för växten, men finns inte tillräckligt med växttillgänglig fosfor i jorden så påverkas skörden kraftigt negativt. Markprocesserna är komplicerade och det är sällan direkta fosforeffekter visar sig i försök som utförs under endast några år på normal jord. Att göra försök som ger ett verkligt svar på frågan om fosforns växttillgänglighet är alltså svårt.

Det är viktigt med tydliga försöksled som ställs mot varandra så det går att dra slutsatser om fosforns växttillgänglighet. Sannolikt måste svaret även delas i tillgänglighet på kort respektive lång sikt.

8.1.1 Jorden och kalkning

Ett försöksresultat kan normalt inte ge ett generellt svar för alla jordar och grödor utan gäller för just den jordarten, aktuellt pH, markliv, klimat osv.

Ett försök på en fosforfattig jord i exempelvis USA, där jordarna överlag inte har gödslats upp med fosfor, kan inte självklart översättas till nordiska förhållanden där vi har genomfört en uppgödsling.

Om jorden är i behov av kalkning och kalkfällda eller kalkstabiliserade slam studeras så måste det finnas en kontrollbehandling med kalk för att fosforeffekter och kalkeffekter ska kunna särskiljas.

8.1.2 Andra näringsämnen

I vissa försök har det inte ens kompenserat för andra ämnen som slammet tillför, vilket kan ge förvånande försöksresultat. För att kunna förstå resultaten av ett fosforförsök bör inga andra näringsämnen än fosfor vara begränsande.

8.1.3 Kärlförsök eller fältförsök

Man bör komma ihåg att kärlförsök är ett kontrollerat men förenklat sätt att studera naturen. I kärlförsök i växthus går det att styra nederbörd, skadegörare och har möjlighet att med exakthet tillföra näring, men jordvolymen är liten i jämförelse med fältförsök. Av kostnadsskal är det en fördel med

kärlförsök, men det är inte säkert att mikrolivet fungerar på samma sätt i ett kärlförsök som i ett fält.

Kärlförsöket ger möjlighet att finstudera något, eftersom en kruka går att kontrollera lättare än naturlig jord i fält. Men när det gäller fosfors växttillgänglighet i jord och slam kanske det inte är möjligt att dra säkra slutsatser då så många naturliga processer spelar in och tidsfaktorn är lång.

I kärlförsök får man även vara uppmärksam på pH-förändringar som sker under försöket. Växten tar normalt sett upp mer positiva joner från marken och byter dessa mot försurande vätejoner. Denna försurning balanseras då av basiska ämnen frigörs vid nedbrytning av växtrester, stallgödsel mm. I krukförsök med liten volym jord som ofta odlas till en hög skörd, finns inte denna naturliga balansering. Försurningen kan därmed bli onaturligt hög, eftersom skördarna ofta är onaturligt höga i jämförelse med volymen jord.

8.1.4 Tolkning av redan gjorda försök

Försök är dyra och speciellt fältförsök. Det är en fördel om det går att dra nytta av redan gjorda försök. Försöken måste då utvärderas i vilken mån de kan ge svar på den fråga som ska undersökas. Om syftet med ett försök varit att studera kolbalansen så är det inte självklart att det går att dra slutsatser om järntillförsel med slam. Det beror på hur försöket är upplagt.

En ytterligare komplikation, då man studerar växtnäringsförsök internationellt, är att analysmetoderna skiljer sig markant och tyvärr även uttrycks-sättet för fosfor. I några få länder, däribland Sverige, så är det självklara måttet *kilo ren fosfor*. I internationella sammanhang mäts ofta fosfor i oxidformen P_2O_5 . Detta framgår inte alltid tydligt, utan texten anger bara ”phosphorus”. Missförstånd med felaktiga tolkningar som följd sker ofta.

8.2 Studerade försök med slamgödsling

Sökning har gjorts i vetenskapliga databaser med ett spektrum av sökord på engelska kring fosfor, slam, kemisk fällning, järn, aluminium et cetera. Utbudet av försök publicerade efter 1997 i ämnet har varit ganska magert.

Uppföljning har även skett av uttalanden och yttranden om den kemiskt fällda fosfors växttillgänglighet, speciellt den järnfällda, för att finna de försök dessa uttalanden grundar sig på. Försöken presenteras nedan i kapitlet *Jordförsök utan växter* (8.2.1), *Kärlförsök med växter* (8.2.2), *Fältförsök* (8.2.3) samt *Övriga försök* (8.2.4). Efter varje försök finns kommentarer kring upplägg och resultat. I kapitlet 8.3 finns sammanfattande kommentarer kring försöken.

8.2.1 Jordförsök utan växter

Smith, S.R., Triner, N.G., Knight, 2002

I England gjorde Smith m.fl. inkubationsförsök med jord och 15 olika typer av slam och mineralfosforgödsel. Två olika jordar användes, en lerig sand med pH 6,2 och en kalkhaltig lera med pH 8,1. Inga växtförsök gjordes, enbart tekniska och kemiska tester efter 3–56 dagar. Författarna kom fram till att slam från biologisk rening hade bäst fosforlevererande förmåga. En

annan slutsats var att ökad järnkonzentrationen i slam inte nämnvärt påverkar värdet ur fosforsynpunkt av konventionellt behandlat slam.

I diskussionen angavs att slam fällt med järn (och aluminium) förblir effektiva fosforgödselmedel eftersom järn- (och aluminium-) fosfater reagerar med jord och bildar företrädesvis järn- (och aluminium-) hydroxider och släpper därmed fosfor i växttillgängliga former. Forskarna ansåg även att jord-inkubations studien gav garantier för att P fällning med järnsalter i reningsverket sannolikt inte kommer att få stora följder för fosfors tillgänglighet i jordar.

En slutsats handlade om efterbehandlingen av slam där det angavs att termisk torkning av slam innebär att mer lättillgängliga fosfater övergår i mer svårslösliga kalciumfosfater såsom apatit. Detta minskade tillgängligheten av P med upp till 80 % jämfört med mekanisk avvattning (Smith, Triner & Knight, 2002).

Kommentar: Det var ett tekniskt komplicerat försök för att efterlikna naturen. Inga växtförsök gjordes och man tittade huvudsakligen på jord och slamblandningen ur ett kortsiktigt kemiskt perspektiv.

Maguire et al., 2001

I USA testades åtta avloppsslam samt en blandning av höns gödsel och sågspån på två jordar. Jordarna angavs vara typiska för området och hade pH 4,8 samt 5,9. Slammen torkades vid 60° C.

Jord och gödselmedel blandades och hölls fuktigt vid 70 % av jordens vattenhållande förmåga för 51 dagar vid 25° C. Fosfor analyserades med ett antal analyser, dock ingen som normalt används i Sverige. Den mest lösliga fosfor analyserades genom lakning med vatten. Mängderna av slam och höns gödsel till jorden relaterades till en grödas kvävebehov, vilket innebar att fosforgivan blev cirka 135 kg P/ha.

En generell iakttagelse var att om gödslingen anpassades till grödans kvävebehov så blev fosforgivan högre än borttaget (15–40 kgP/ha) och fosfor ackumulerades. Detta underströks i slutsatserna (Maguire et al., 2001).

Kommentar: Även detta försök bestod enbart av att studera kemin i jorden utan växter. Analyserna både på jord och gödselmedel är helt olika våra och det är svårt att värdera upplägget utan stora omräkningar. Ett pH-värde på 4,8 är mycket ovanligt i svensk växtodling. Bakgrunden till försöket verkar vara att organiska gödselmedel i USA har använts i doser anpassade efter kvävegivan och nu började diskutera att kanske fosfor ska styra gödselgivan. En slutsats var att det är bättre om användningen av organiska gödselmedel styrs av fosforinnehållet. I Sverige har vi haft lagstiftning som maximerar fosforgivan med organiska gödselmedel sedan 1988.

Udeigwe et al., 2011 och Kalbasi & Karthikeyan, 2004

I USA har metodiken tillämpats att fälla ut fosfor i gödsel och mark med kemikalier i syfte att förhindra urlakning av fosfor. Anledningen har varit att mycket stora mängder stallgödsel har använts på liten yta under lång tid. Fällningsmedel som har använts är järn, aluminium, kalk och andra ämnen. Ofta har restprodukter från industrin och förbränningsanläggningar använts vilket har inneburit andra problem såsom ökad halt av tungmetaller, radioaktiva ämnen mm. (Udeigwe et al., 2011).

I en inkubationsstudie blandades gödsel behandlat med olika fällningskemikalier. Tre jordar testades under tiden någon dag till två år. Gödselbehandlingarna var järnfällt, aluminiumfällt, kalkfällt och obehandlat. Ett kontrollad utan gödsling ingick. Två nivåer på gödsling användes; 33 kg P/ha samt 65 kg P/ha.

Resultaten var att fosfor mätt med Bray 1 (en metod använd i bland annat USA) ökade i alla led i ordningen kalkbehandlat > aluminiumbehandlat \geq obehandlat > järnbehandlat > kontroll. Vattenlöslig fosfor ökade också i alla försöksleden. Många olika analyser utfördes.

Slutsatsen var att tillsats av aluminiumfälld- och järnfälld gödsel i jorden minskade både löst fosfor och växttillgänglig fosfor (mätt som Bray 1). Denna metod ansågs vara tillämplig för att minska fosforförlusterna från åkermark (Kalbasi & Karthikeyan, 2004).

Kommentar: Försöken saknar tillämplighet för svensk del, men det kan vara intressant att följa denna typ av försök och se om man lyckas hålla fosfor bunden även om årlig hög tillförsel av djurgödsel och därmed fosfor upphör.

8.2.2 Kärlförsök med växter

Miller & O'Connor, 2009

Ytterligare ett försök med fosforprodukter från reningsverk i USA där fosforbaserad gödsling diskuterades, publicerades 2009. Järnfällt slam fanns bland produkterna. I detta försök studerades både kemin i marken och växtförsök i kruka utfördes. Extra kväve tillsattes i flera steg för att även se på kväveleveransen från de testade produkterna. Ett helt ogödslat kontrollad ingick.

Försöket var uppbyggt på frågeställningarna:

1. Fosforbaserad tillförsel av organiska gödselmedel vilket gav 56 kg P/ha.
2. Kvävebaserad tillförsel av organiska gödselmedel, vilket gav 224 kg P/ha.

Jorden var mycket fosforfattig. Försöket delades in i korsiktigt (4 skördar) och långsiktigt (12 skördar).

Ogödslat gav föga förvånande sämst skörd. Slutsatserna innehöll rådet att gödslingen bör vara fosforbaserad och fosfortillgänglighet angavs enligt ett fosforindexsystem som inte var helt lätt att förstå. Författarna avrundade med att möjligheten att förutse fosfors växttillgänglighet med hjälp av indexet i de studerade produkterna (biosolids) var begränsad. De flesta jordar som har betydelse för jordbruket, har märkbar förmåga att adsorbera fosfor (Miller & O'Connor, 2009).

Kommentar: Jorden hade extremt lågt fosforinnehåll. Totala fosforinnehållet (oklart inklusive organisk fosfor) motsvarade en svensk jord i mycket låg P-HCl-klass 1. Inte så konstigt om jorden hade behov av att binda fosfor. Trots det levererade slammen fosfor till grödan.

Denna studie refererade KTH till i sitt yttrande 2010 över Naturvårdsverkets uppdatering av regeringsuppdraget att återföra fosfor. KTH skrev: "Enligt en ny studie av Miller och O'Connor (2009) är drygt 50 % och i bästa fall 80 % av fosfor i konventionellt avloppsslam tillgänglig (procent-satsen var beroende av P/FeAl-kvoten); resten lagras upp i marken bundet

till den ökande mängden ackumulerat järn och aluminium” (Yttrande till Miljödepartementet från KTH, 2010-08-20 med diarienummer V-2010-0242).

Krogstad et al., 2005 och 2004

I Norge genomfördes kärlförsök med rajgräs i moränjord och lerjord med fem olika slam. Två slam var fällda med aluminiumbaserade fällningsmedel, två med järnklorid och ett var från biologisk fosforrening (Krogstad et al., 2005, Krogstad et al., 2004).

Bilden kompliceras av att olika efterbehandlingsmetoder var gjorda på slammen. Ett av de järnfällda slammen var stabiliserat med bränd kalk och det andra var rötat och därefter torkat och pelleterat. Av de aluminiumfällda slammen var ett termiskt hydrolyserat vid 160–165 grader i 20 minuter (Cambimetoden) och det andra var pastöriserat i 65–70 grader i 30 minuter. Det biologiska slammet var avvattnat och komposterat med träflis.

I kärlförsöket gödslades med fyra olika givor av mineralgödsel (0, 30, 60, 120 kg P) som jämfördes med olika slamgödslingar. Kväve och kalium tillsattes. Fem skördar av rajgräs togs. En viloperiod ingick. Jordprover togs ut för analys av P-AL efter tre skördar, efter viloperioden och vid avslutat försök.

Slamgödslingarna var 20 ton TS slam/ha, vilket tillförde 60 kg P/ha. Dessutom fanns ett slamgödsel led med 20 ton TS slam/ha + 60 kg fosfor i mineralgödsel.

20 ton TS slam/ha angavs vara normal praxis i Norge. Denna giva gav mellan 150-620 kg fosfor/ha. I slam+ mineralgödsel ledet tillkom 60 kg fosfor extra.

Inga skördar av grödan redovisades, enbart bortförsl av fosfor i skörd.

Slutsatserna var:

- Biologiskt slam hade en fosforeffekt jämförbar med mineralgödsel fosfor
- Järn- och aluminium-fällt slam utan kalktillsats hade mycket lågt värde ur fosforsynpunkt.
- Extra tillsats av mineralgödsel fosfor ökade gödslingsvärdet av slamfosfor.

(Krogstad et al., 2004; Krogstad et al., 2005).

Kommentar: Svårt att värdera ett växtförsök där inte skördarna är angivna. Finns ett näringsämne i stort överskott kan växterna lyxkonsumera det ämnet utan att skörden blir högre (Kratovich, et al., 2006). Leden är inte jämförbara då slammens efterbehandling skiljer. Det som anges vara normal praxis i Norge och utgjorde ett försöksled, 20 ton slam, gav mycket varierande fosfortillförsel och ofta långt över tillåten gödsling i Sverige. Denna slamgiva kompletterades dessutom i ett led med 60 kg mineralgödsel. Tveksamt om vilka slutsatser som kan dras för svenska förhållanden.

Analysmetoden för fosfor i jord är samma som i Sverige, vilket ändå gör det intressant att studera resultaten. Om man tittar på resultaten på lerjorden med svenska ögon och utesluter behandlingarna med 20 ton slam, som ger för stort överskott av fosfor, så finns inga signifikanta skillnader med ett undantag. Det järnfällda slammet som kalkstabiliserats är signifikant bättre än gödsling med 60 kg mineralgödsel fosfor. Här uppstår svårigheten med

tolkningen. Är det en kalkeffekt eller är kombinationen järnfällt och kalk positivt? Men framförallt är det svårt att förstå vad fosforhalten säger så länge som fosfor inte har varit begränsad för tillväxten.

Lerjord, 5 skördar

Gödsel	Gödsling, kg P/ha	Skörd, kg P/ha
Kontroll, ingen P	0	25,2
Mineralgödsel-P	30	24,5
Mineralgödsel-P	60	24,3
Mineralgödsel-P	120	30,3
Aluminiumfällt slam	60	28,7
Biologiskt slam	60	22,9
Aluminiumfällt slam	60	22,2
Järnkloridfällt slam + kalkbehandling	60	31,7
Järnkloridfällt slam	60	15,9

Johnston & Richards, 2003

Elva olika fosfater testades i två olika sandiga lerjordar. I testen ingick två syntetiska struviter, sju utfällda struviter från reningsverk, industrier, pilotanläggningar, djuranläggning samt en kalciumfosfat utfällt i ett reningsverk och en syntetiskt framställd järnfosfat. Mineralgödsel (Mono calcium fosfat) utgjorde referens och gavs i 6 olika givor.

Ett helt ogödslat försöksled utgjorde kontroll. Varje försöksled upprepad tre gånger på båda jordarna vilket innebar över 100 krukor. Jordarna innehöll 60 % sand samt 16 % ler respektive 29 % ler. Grödan var rajgräs som skördades 6 gånger. Hela försöket pågick i 100 dagar. Gödsling skedde även med kväve och kalium efter varje skörd.

Skördar och fosforupptag i krukorna mättes. I resultaten fanns få signifikanta skillnader och författarna hade svårt att förklara resultaten och angav "försöksfel". Författarnas tolkning av resultaten var att de syntetiskt framställda struviterna hade bättre gödslingseffekt än de som fällt ut i reningsverk. Kalciumfosfaten gav sämst utbyte. Gödslingseffekten av järnfosfaten beskrevs enligt följande: Det har allmänt ansetts att järnfosfater är olösliga och att fosfor inte är tillgängliga för växter. Så var inte fallet för denna syntetiskt framställda järnfosfat.

Kommentar: Ett stort krukförsök med tolkningsproblem, vilket inte är så konstigt när skördarna mäts i gram per kruka och fosforsköörden i milligram. Tillfredställande dock att kontrolleret som inte fått någon fosfor gav klart sämst skörd. Det är intressant eftersom detta kontrolleret verkar ha fått samma mängd kväve och kalium, vilket tyder på att jorden inte kunde leverera tillräckligt med fosfor. I beskrivningen angavs att försöksleden var 17 st med tre upprepningar och därmed 51 krukor per jord, men enligt tabellerna var det 18 försöksled inklusive kontrolleret.

Römer, 2006

Ett försök från Tyskland testade 26 fosforprodukter (kalcium-, järn-, magnesium-, aluminium-, ammonium- och magnesium- ammonium-fosfater) under 21 dagar i kärnförsök. Enbart sammanfattning fanns på engelska och min tyska räcker inte för att penetrera försöksupplägget.

Slutsatserna var att Tomasfosfat hade en tillgänglighet på fosfor på 42–65 % jämfört med ”primary calcium phosphate” (oklart om råfosfat avses). Produkter som innehöll järn hade låg eller ingen fosforlevererande förmåga. Författarna avslutade med att tillägga att försöken måste ses som preliminära och att fler kärll- och fältförsök måste göras och då på olika typer av jordar (Römer, 2006).

Kommentar: Svårt att ha några synpunkter då informationen på engelska var knapphändig. Det framgår dock att produkter från KREPRO-processen och struvit och en mängd andra tekniker är representerade.

Cabeza Pérez et al., 2009

I Tyskland har stora satsningar gjorts senaste åren på forskning kring återanvändning av fosfor. Mycket presenterades på en konferens 2009 i Canada. Växtförsök var dock sällsynta, men det fanns några på de produkter som bildades i olika tekniker som arbetas med. Produkterna är inte jämförbara med vanligt avloppsslam, men följande visar ett exempel.

Forskare från Göttingen (Cabeza Pérez et al., 2009) har gjort kärll- och fältförsök på olika material från restprodukter samt minieralgödsel. Bland produkterna ingick två magnesium-ammonium-fosfater (struvit) från reningsverk, en tungmetallkontaminerad aska från slamförbränning och fosforprodukter från kött- och benmjöl. I kärllförsöket ingick även en slaggprodukt från slam (Cupola furnace slag from sewage sludge) och en utfälld apatit från avloppsslam. Fältförsöken gjordes på fosforfattiga lerjordar med olika pH. Fosforgivan var 60 kg P/ha som beräknades vara grödans behov för tre år. Det fanns även en kontroll utan fosforgödsling och en välgödslad med 100 kg P/ha.

I kärllförsöket odlades majs och jorden var jämförbar med den i fältförsöket. Fosforgivorna var likartade de i fältförsöket.

Forskarna fann inga signifikanta skillnader i fältförsöket, men såg en tendens till högre skörd av struvit-produkterna. I kärllförsöken visade sig struvit-produkterna, apatitprodukten och slaggen vara bäst, men ingen produkt hade samma värde som fosfor från mineralgödsel. Långtidseffekter skulle studeras det andra året. Detta var en redovisning från det första försöksåret (Cabeza Pérez et al., 2009).

Kommentar: Försöket saknar tillämplighet för svensk del då vi (ännu) inte har dessa produkter. Samma svårigheter att finna svaret på frågan om fosfors växttillgänglighet finns uppenbarligen även kring andra produkter från avloppssystem.

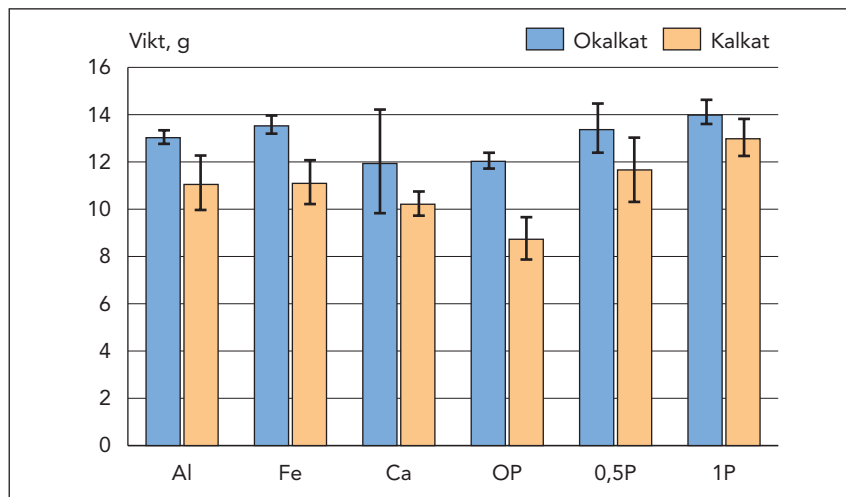
Sundin, 2011

På SLU publicerades våren 2011 ett examensarbete som hade som syfte att undersöka skillnader i den kortsiktiga fosforeffekten av slam fällt med järn, aluminium eller kalciumföreningar (Sundin, 2011).

Undersökta avloppsslam var fällda med kalk, aluminium respektive järn. Kärllförsök och inkubationsförsök genomfördes med jord vars pH initialt var 6,2. Sundin studerade även förändringar av markens fosforförråd. Grödan var rajgräs som skördades två gånger under de 11 veckor som försöket pågick. Krukorna stod i växthus.

Jorden var vald med tanke på att kunna påvisa fosfors tillgänglighet och P-AL-talet var 3, dvs. fosforklass II. Fosforgivan med slam var 12 kg/ha. Kontrollleden var mineralgödsel i givor 0, 6 och 12 kg fosfor/ha. Sex upprepningar fanns av varje försöksled varav tre kalkades. Kväve, kalium, svavel och mikronäringsämnen tillfördes för att inget av dessa ämnen skulle vara tillväxthämmande.

Skördarna var genomgående signifikant högre i den okalkade serien, men i övrigt fanns få signifikanta skillnader. Tendenser visas i figur 8-1. Under försöket sänktes pH i krukorna, vilket är en naturlig process vid odling, men blir extra tydligt vid krukförsök.



Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk.

Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ha (0P), 6 kg P/ha (0,5P) och 12 kg P/ha (1P).

Standardavvikelsen är angiven som y-felstaplar.

Figur 8-1 Diagrammet visar de sammanslagna medelviktarna i båda klippningarna, för kalkad respektive okalkad serie.

Från Sofi Sundins examensarbete (Sundin, 2011).

Slutsatserna var:

- Den kortsiktiga P-effekten av slam var 20–60% av mineralgödselfosfor.
- Järn- och aluminiumfällt slam hade under förutsättningarna för detta försök en högre kortsiktig fosforgödslingsseffekt än kalkfällt slam, troligtvis beroende på kalkens negativa effekt på fosforupptaget.
- Den okalkade serien gav en högre skörd än den kalkade. Sannolikt begränsades fosforupptaget av kalk.
- Slammen höjde P-AL i varierande grad men detta speglade inte variationerna i fosforgödslingsseffekt.

Kommentar: Att kalkning ger negativ effekt på avkastningen vid normala pH är ovanligt, men det förekommer. Bra att det fanns ett kalkat kontrollled så det gick att fastställa kalkeffekterna. Det ovanliga resultatet att kalkning gav sämre skörd och påverkade fosforupptaget negativt blir överskuggande i resultaten, men visar tydligt att jordar är olika och det finns sällan entydiga svar. Fosforgivorna var låga, som mest 12 kg P/ha. En god skörd tar bort runt 20 kg P/ha och behöver även fosfor för att även fylla behovet för rötter och andra skörderester.

Intressant att det i examensarbetet betonas att det är den kortsiktiga fosforeffekten som eftersöks och därmed införs en kortsiktig och en långsiktig

dimension på fosfors tillgänglighet. Man valde en jord i lägre fosforklass, men fick samtidigt kanske en jord med andra brister. Försöket visar tydligt på att jordar är olika och vikten av att anpassa gödning och kalkning till den aktuella jorden.

8.2.3 Fältförsök

Andersson, 2009

I Skåne har slamgödslingsförsök pågått sedan 1981, dvs. 30 år. Tonvikten är lagd vid att undersöka eventuell negativ påverkan av slammet och tungmetaller i mark och gröda är väl dokumenterad i rapporterna. Försöket ligger med fyra upprepningar på två försöksplatser, Igellösa och Petersborg. Försöksupplägget är

- A. Utan slam
- B. Slam, 4 ton TS/ha och vart 4:e år
- C. Slam 12 ton TS/ha och vart 4:e år

Dessa behandlingar kombineras med

- 0 Utan mineralgödsel
- 1 NPK i förhållande till gröda halv N-giva hel PK-giva
- 2 NPK i förhållande till gröda hel N-giva hel PK-giva

Det är alltså en full fosforgiva även till slambehandlingarna förutom kontrollleden som inte får någon mineralgödsel alls. Det finns publicerade data på tillförd fosfor med slam, men inte data för tillförd mineralgödsel eller bortförd fosfor med gröda. Analyser på P-AL och P-HCl finns från försökets början men endast för tre led vart femte år, med senaste analys 2005. Dessa led är A0, C0 och A2. (Andersson, 2009).

Kommentar: För att studera fosforeffekter hade det varit önskvärt med ett försöksled där slam hade kompletterats med enbart kväve och kalium i mineralgödsel. Utifrån det publicerade materialet är det inte möjligt att dra några slutsatser om fosfors växttillgänglighet i slam. Med hjälp av opublicerade data om bortförsel av fosfor med skörden och markanalyser 2010 (Andersson, 2011; Mattsson, 2011) så går det att göra vissa iakttagelser. Intressant nog har varken P-AL eller P-HCl förändrats nämnvärt i leden som inte har fått slam, trots att grödan i A0 har fört bort 250–300 kg fosfor.

I C0, ledet med den höga givan slam utan mineralgödsel, har både P-AL och P-HCl ökat. Det är inte så konstigt eftersom nettotillskottet är 300–400 kg P/ha. Det märkliga är dock att både P-AL och P-HCl verkar ha stigit mer än man kunde förvänta sig. Om dessa beräkningar stämmer så verkar det som om fosfor har flyttat från det organiska materialet till den mineraliska formen som är analyserade. Finns jordprover kvar från försökets start skulle detta kunna undersökas.

Ögaard et al., 2008

Våren 2007 anlades fältförsök i Norge med tre typer av slam, husdjursgödsel och mineralgödsel. Mängderna tillförd fosfor med slam var 296, 266 och 136 kg P/ha. Använda slam:

- Järn och aluminiumfällt + anaerob stabilisering + Ca(OH)_2 +vaccumtorkning (VEAS)

- Järnfällning + anaerob stabilisering+ pastörisering (FREVAR)
- Järnfällning + bränd kalk som stabilisering (TAU)

I försöket ingick även stallgödsel där givan var 50 ton/ha vilket angavs var en normal gödsling i Norge. TS-halten var 9,3 %.

Alla försöksleden gödslades även med mineralgödselsfosfor i form av NPK-gödsel.

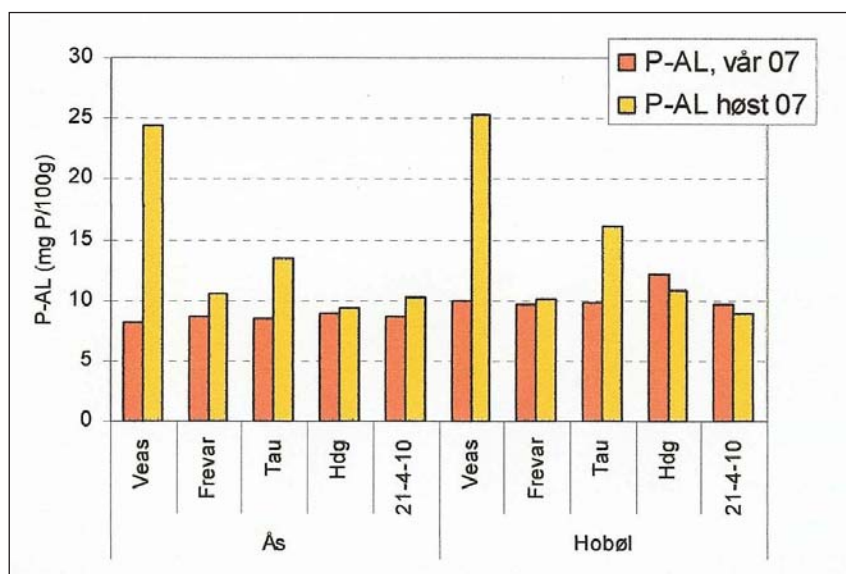
I Ås fick mineralgödselledet 524 kg NPK 21-4-10 per hektar vilket ger 110 kg N, 19 kg P, 52 kg K. Slam- och stallgödselleden fick med 285 kg NPK 21-4-10 per hektar vilket ger 60 kg N, 11 kg P, 30 kg K.

I Hobøl fick hela skiftet 550 kg 21-4-10 per hektar vilket ger 113 kg N, 20 kg P och 55 kg K.

Detta innebär att slamleden fick samma mineralgödselgiva som kontrollledet i Hobøl och därmed även en normal gödsling med fosfor utöver slamfosfor.

Försöksplatserna var Ås och Hobøl med lerjordar. Ännu finns bara resultat från första försöksåret publicerade och dessa visar att mineralgödselledet gav lägst skörd, men skillnaderna mellan leden var små. Skördenivån var markant högre i Ås än i Hobøl, cirka 2 ton/ha. Som mått på fosfors växttillgänglighet har vattenlöslig fosfor och P-AL- löslig fosfor använts.

Båda jordarna hade pH runt 6 och god fosforstatus före start. Ås-jorden hade i genomsnitt 8,1 mg P/100 g lt (lufttorr) jord och jorden i Hobøl hade 10,2 mg P/100 g lt, d.v.s. båda låg i nedre delen av klass IV i ett system där V är högst. Efter tillsats av gödselmedlen våren 2007 steg P-AL-talen markant med slammet kallat VEAS och även TAU, vilka båda var behandlade med kalk (se figur 8-2). P-AL-talen hamnade på 25 mg P/100 g lufttorr jord, vilket innebär en mycket hög siffra inom klass V (se tabell 8-1). Att effekten delvis hade samband med kalkgivan stärks av pH-mätningarna. Båda försöksleden med kalkbehandlat slam låg över pH 7 hösten 2007 på båda försöksplatserna (Ögaard et al., 2008).



VEAS var järn- och aluminiumfällt samt kalkbehandlat. FREVAR var järnfällt rötat och pastöriserat. TAU var järnfällt och kalkbehandlat. Hdg var stallgödsel och 21-4-10 mineralgödsel. (Ögaard et al., 2008).

Figur 8-2 Figuren visar P-AL-talen efter gödsling vid anläggande av fältförsök med slam och stallgödsel.

Från Bioforsk Rapport 3(59) 2008.

Klassindelningen för P-AL skiljer lite från den svenska, men analysmetoden och därmed analysvärdena är desamma. Jämförelse mellan den svenska och norska indelningen i P-AL-klasser finns i Tabell 8-1.

Tabell 8-1 Klassindelning av P-AL (lättlöslig fraktion fosfor) och halter av fosfor angivet i mg/100 g luft torr jord enligt svensk och norsk modell.

Sverige		Norge	
Klass	mg P/100 g lt. jord	Klass	mg P/100 g lt. jord
I	Mindre än 2	Låg	0–4
II	2,0–4,0		
III	4,1–8,0	Medel/opt.	5–7
IVA	8,1–12,0	Ganska högt	7–10
IVB	12,1–16,0	Högt	10–14
V	> 16	Mycket högt	>14

(Jordbruksverket, 2010. Ögaard, 2011)

Enligt Anne Falk Ögaard finns inga signifikanta skillnader i skördarna mellan de olika leden efterföljande år 2008 eller 2009. Hon anger att försöket inte är upplagt för att se på avkastning utan huvudsyftet med försöket var att se effekter på jordstruktur och tillgängligheten i jord vid gällande praxis vid användning av slam i Norge, med tanke på risken för fosforförluster till vatten (Ögaard, 2011).

Kommentar: Syftet med försöket var inte att studera växttillgängligheten utan risker med förluster av fosfor. Även med det syftet hade det varit bra med jämförbara led. Fosforgivan med slam är hög, upp till 300 kg/ha på en jord i "ganska hög" fosforklass. Maximal tillåten giva på denna typ av jord är 160 kg fosfor i Sverige. Ett av slammen i försöket klarar den gränsen. Det fanns ingen kontrollbehandling med kalk, vilket är nödvändigt för att kunna särskilja effekter av fosfor respektive kalk. Kompletteringen med NPK-gödselmedel styrdes av att kvävegivan skulle vara optimal (Ögaard, 2011). För att kunna dra slutsatser om fosfors växttillgänglighet borde fosforgödslingen och kalkeffekten hade likställts. Försöksleden skulle då blivit möjliga att jämföra.

Odlare, Pell & Svensson, 2007

Ett fältförsök med olika restprodukter, däribland ett slam, anlades i Mälardalen 1998 och studerades i fyra år. Försöket planerades för att se på kväveeffekter och inte fosfor. Organiska gödselmedel var rötat slam, kompost, rötat mat- och hushållsavfall, djurgödsel (svin och nöt) samt kontrollerad med mineralgödsel respektive ingen gödsling alls. Slammet var från Västerås som tillämpade förfällning med järnsulfat och biologisk behandling med en aktiv slam process med tillsats glykol som extern kol- och energikälla. Försöksupplägget var att alla försöksled utom kontroll skulle få 100 kg kväve/ha. Hälften av detta kväve tillfördes i form av mineralgödsel. Dessutom fanns led med kompost och rötrest där 100 kg kväve tillfördes i produkten, dvs. inget mineralgödselkväve alls.

I slutsatserna uttrycktes förvåning över att det var så få signifikanta skillnader mellan gödslingarna. Forskarna fann inte heller någon negativ påverkan på mikroberna av någon gödselsort. En slutsats som drogs var att slam

tillför kalium och fosfor men den kvävelevererande förmågan matchar inte rötrestens kvävelevererande förmåga. (Odlare, Pell & Svensson, 2007).

Kommentar: Enligt de redovisade avkastningarna under 4 år var genomsnittskördarna mycket lika i alla behandlingarna som fick 50 kg mineralgödselkväve och 50 kg kväve från respektive gödselprodukt. Slammet gav till och med något högre skörd än rötresten. Högst skörd gav dock försöksledet med 100 % mineralgödselkväve. Sämst skörd gav föga förvånande kontrollen som inte gödslats alls och därefter komposten och rötresten som inte hade fått mineraliskt kväve utan lagts i en giva där 100 kg N/ha fanns i aktuell produkt.

Enligt Pernilla Widén på Mälardalens Energi blandas det aktiva slammet och slammet från förfällningen i röt-kammaren. Mängdmässigt är det kemiskt fällda slammet mer än det som bildas i aktiv slamprocessen. Försöket var upplagt för att studera kväve och det är svårt att dra några slutsatser från försöket ur fosforsynpunkt. Intressant är det dock att slammet har haft en så positiv kvävelevererande förmåga.

Kvarnström (2001)

Elisabeth Kvarnström disputerade med titeln Plant-availability of phosphorus removed from wastewater by different processes. En studie gjordes på järn-fosfat från KREPRO-processen (se kapitel 2.1). Den erhållna produkten järn-fosfat testades som gödsel i kärlförsök. 20 mg P/kg jord tillsattes vilket motsvarar cirka 50 kg P/ha. Italienskt rajgräs odlades i en sandig mjäla från Norge med pH 6,4. Försöket pågick i 8 veckor. Slutsatsen var att järn-fosfaten hade en potential som fosforgödselmedel, men försök måste göras på fler jordar innan generella slutsatser kan dras.

En annan studie i avhandlingen gjordes på jord från ett fältförsök som pågått i 19 år i Umeå (Röbäcksdalen). Under försökets gång hade försöket gödslats vart fjärde år med slam. Slammet som användes kom från Öns reningsverk i Umeå och under de 19 åren så ändrades processen och även slamprodukten. Under de första 12 åren av försöket, dvs. 3 gödslingar, användes ett aktivt slam. Från 1991 användes järnsulfat som fällningsmedel i reningsverket och därmed utgjorde de sista två gödslingarna i försöket av kemiskt fällt slam. Två nivåer på gödsling (22 kg P/ha och år resp. 43 kg P/ha och år) fanns som försöksled. Mineralgödsel hade tillsats i mängderna 18 kg P/ha och år. Kontrollen fanns både med mineralgödsel (18 kg P i form av NPK 20-5-9) och ett helt ogödslat. Grödan var under alla åren korn.

Den ogödslade kontrollen hade avkastat cirka halv skörd mot mineralgödselledet och skördeminskningen blev mer uttalad de sista fem åren. Övriga led gav ungefär likartade skördar och bortförsl av fosfor i skörden. Tillförsl av fosfor var högre än bortförsl i alla led utom ogödslad kontroll. Slamledet med 43 kg P/ha och år hade tillförts betydligt mer fosfor än vad som hade förts bort. Efter försökets slut analyserades jordarna på vattenlöslig fosfor och annan fosfor. Beräkningarna kring resterande fosfor i jorden var ganska komplicerade men inga signifikanta skillnader redovisades. Man fann dock att det var troligt att analysmetoden Olsen-P (bikarbonat löslig fosfor) underskattade fosfors växttillgänglighet i de slamgödslade jordarna (Kvarnström, 2001).

Kommentar: Intressant att studera fosfor i jord från mångåriga fältförsök med slam. Synd att jordarna även analyserades med traditionella svenska jordanalyser för fosfor så att jämförelser kan göras med andra försök.

8.2.4 Övriga försök

Rydin, 1999

Emil Rydin gjorde lakningsförsök med enbart slam i syfte att kvantifiera fosforförlusterna från deponier, slamupplag och landskapsplanering där stora mängder slam används. Rydin lakade vatten motsvarande 10 års nederbörd genom ett järnfällt slam. Två förhållanden jämfördes: syrefria (anoxic) förhållanden och syrefattiga (oxic) förhållanden. Det var dramatiska fosforförluster vid de syrefria förhållandena och nästan 100 % av fosfor lakade ut (Rydin, 1999).

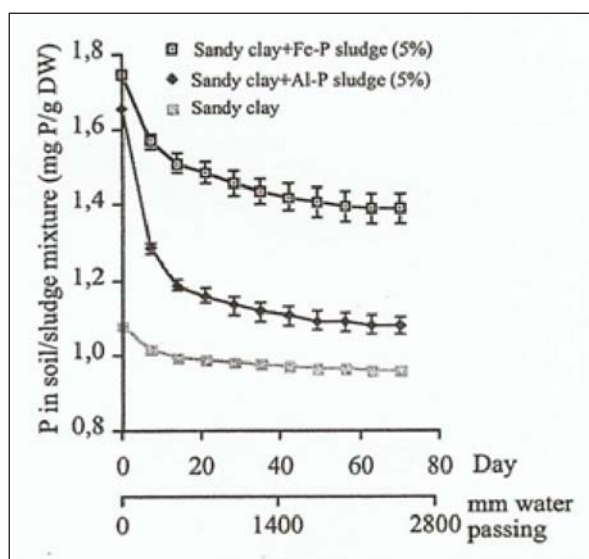
Kommentar: I jorden är det sällan långvarigt syrefritt, även om det tillfälligtvis kan vara syrefattigt. Men i slamlager och där slam används som täckmaterial kan sannolikt syrebrist uppstå. Under sådana förhållanden övergår järnet i tvåvärd form och släpper fosfor. Försöket visar att det är mer troligt med fosforförluster från tjocka slamlager än vid användning på åkermark.

Rydin & Ottabong, 1997

Emil Rydin och Erasmus Ottabong gjorde lakningsförsök på laboratorium på tre jordar och jord som blandades med järnfällt respektive aluminiumfällt rötat slam (Rydin & Ottabong, 1997). Inblandningen var 5 % (50 g/kg jord). Försöket pågick i 80 dagar och 35 mm artificiellt regn perkulerades dagligen genom blandningen.

Jordarna uppträdde likartat och förlorade 17 % av sitt fosforinnehåll. När järnfällt slam blandades in i jorden fördubblades fosforkoncentrationen. Det järnfällda slammet förlorade 20 % av det totala fosforinnehållet under försöket. Jordblandningen med aluminiumfällt slam släppte mest fosfor, 43 % av totala innehåll av fosfor lakades ur under försöket.

Fosforfraktionering utfördes efter försöket på blandningarna och författarna fann då att nästan all fosfor som hade varit bunden till aluminium eller järn var uttömt. Ursprungligen hade den kemiskt bundna fosfor utgjort



Figur 8-3

Figuren visar fosforförlusterna under 80 dagar från en sandig lerjord (kurvan längst ned), jord med järnfällt slam (kurvan i mitten) och jord med aluminium fällt slam (översta kurvan). 35 mm artificiellt regn per dag i 80 dagar (c:a 3 års nederbörd) (Rydin, 1999). Used with permission, from *Journal of Environmental Quality* 26:529–534 (1997).

35 % av totalfosfor, efter urlakningen var det 5 %. Deras slutsats var att vid användning av slam som gödselmedel måste man beakta både dosen och tidpunkten för utspridningen för att undvika fosforförluster (Rydin & Ottabong, 1997).

Medelnederbörden i Sverige är cirka 600 mm/år (SMHI, 2011), vilket innebär att försöket simulerar nederbörd under cirka 3 år.

Kommentar: Det är ett laboratorieförsök med små mängder jord och slam. Men försöket visar att även den kemiskt fällda fosfor övergår i vattenlös form.

8.3 Sammanfattande kommentarer om försöken med slam

Trots ihärdigt letande i databaser och andra källor var utbudet av relevanta försök om fosfors växttillgänglighet i slam efter 1999 förvånansvärt få. Av de studerade försöken kan inga entydiga slutsatser dras och resultaten går i olika riktningar. I flera av de studerade försöken har även författarna haft svårt att dra entydiga slutsatser. Med tanke på fosfors komplicerade omsättning i marken är det kanske inte så konstigt.

Att göra försök som ger svar på frågan om fosfors växttillgänglighet är svårt. Det är viktigt med tydliga och jämförbara försöksled så att det går att dra slutsatser. Tidsperspektivet är viktigt, speciellt på jordar i en god fosfor-klass. Sådana jordar klarar ofta, men inte alltid, av att leverera fosfor till en normal skörd enskilda år. Men givetvis förändras leveransförmågan av fosfor om jorden utarmas.

Vilken jord som används i försöket är av stor betydelse, vilket Sundins examensarbete tydligt visar. Man använde en jord med lägre fosforinnehåll för att verkligen kunna studera fosfors effekt i gödselmedlen, men fick samtidigt en jord som reagerade negativt på kalkning. Det finns även exempel på jordar som naturligt innehåller fosforfixerande järn och aluminium, vilket kan ge svårtydda resultat.

Försök där enbart olika fraktioner av fosfor i jorden mäts är det svårt att se relevansen i när det gäller fosfor eftersom tillgängligheten av fosfor är en långsiktig fråga. Grödan har ingen nytta av mycket stora mängder lätt-tillgänglig fosfor vid ett visst ögonblick utan behöver en jämn och tillräcklig tillförsel under växtsäsongen. Av samma anledning är det svårt att förstå tanken bakom korta försök med fosforgivor på flera hundra kilo fosfor per hektar.

Det är även viktigt att hålla isär kalkeffekter och fosforeffekter för att exempelvis kunna svara på frågan om kalkfälld fosfor är mer tillgänglig än annan kemiskt fälld fosfor. Det finns exempel på länder där kalk blandas i slammet för att göra det intressantare för jordbrukaren att använda slammet. Men kalk är inte nödvändigt för alla jordar och inte ens alltid positivt som vi har sett exempel på ovan. Dessutom så påskyndar kalken kvävet avgång som ammoniak. Kanske kan en mer optimal effekt fås av kalken om den läggs vid ett annat tillfälle eller kanske annat fält än slammet.

Verkligheten i fält är svår att styra och därför görs ofta försök i krukor, men krukans bild är en mycket förenklad bild av marken som system. Tillfäl-

ligheter kan spela in och det är vanskligt att skala upp försök i kruka med några gram skörd till hektar och ton. Att dra slutsatser från försök i andra länder är inte lätt. Vi har olika jordar, brukningshistoria, klimat och dessutom olika måttsystem, analysmetoder och sätt att ange mängden gödsel. Till och med vårt grannland Norge räknar i ett av försöken ovan i deka hektar (da) istället för hektar, vilket kan leda till missförstånd.

Fosfor i mark föreligger i olika "pools". En liten del är löst och lätt tillgängligt, övrig fosfor är bunden mer eller mindre starkt. De olika poolerna står i jämvikt med varandra och när löst fosfor tas upp av växten eller urlakas, går ny fosfor i lösning från en pool med svagt bunden fosfor. Med detta synsätt så är fosfor i slam, oavsett hur starkt bundet det är, tillgängligt. Hur snabbt fosfor blir växttillgänglig (kinetiken) beror på en mängd omständigheter såsom jordens innehåll av fosfor och ämnen som kan binda fosfor, klimat, gröda och odlingsmetoder, men många frågor kring detta är ännu obesvarade.

Hur ska vi kunna få svar på våra frågor om fosfors växttillgänglighet när det helst ska vara försöksserier på många år i verklighetens fält, i tider då forskningspengar snarare minskar än ökar och förväntningarna på snabba resultat är höga? Ett gott exempel finns i kapitel 6 där Bertilsson och andra granskade resultaten från redan genomförda långliggande försök ur fosforsynpunkt. Ibland finns även prover bevarade som går att analysera med nya perspektiv.

Det skulle även behövas mer grundforskning kring fosfor som växtnäring i odling. Fokus det senaste decenniet har varit fosfor som övergödningsproblem i vatten och i det sammanhanget räknas all fosfor lika vare sig det är löst fosfat eller partikelbundet. Detta trots att den kemiska formen av fosfor och dess växttillgänglighet kanske har större betydelse i vatten för vattenlevande växter och organismer än för växter i jord.

Fosfor är helt oersättligt vid odling och utan fosfor får vi ingen bioenergi varken till mat eller bränsle. Fosfor är alltså en resurs som är nödvändig att vara rädd om. Det finns inte många försök om fosfors tillgänglighet i stallgödsel heller, men trots det ifrågasätts inte nyttan av fosfor i stallgödsel. Varför det är så kan man undra.

9 Referenser

- Andersson, P.G., (2009). Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–2008. Hushållningssällskapets rapportserie 15.
- Arcand, M.M., Schneider, K.D., (2006). Plant- and microbial-based mechanisms to improve the agronomic effectiveness of phosphate rock: a review. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*.
- Augustinsson, H., (2003). Växtnäring från avlopp – historik, kvalitetssäkring och lagar. Naturvårdsverket nr. 5220.
- Balmér, P., Book, K., Hultman, B., Jönsson, H., Kärrman, E., Levlin, E., Palm, O., Schönning, C., Seger, A., Stark, K., Söderberg, H., Tideström, H., Åberg, H., (2002). System för återanvändning av fosfor ur avlopp. Naturvårdsverket nr. 5221.
- Bertilsson, G., Rosenqvist, H., Mattsson, L., (2005). Fosforgödsling och odlingsekonomi med perspektiv på miljömål. NV rapport 5518.
- Brady, N. C., Weil, R.C., (2008). *The nature and properties of soils*, 14 th ed. Macmillan Publishing Company. (Adapted and translated by permission of Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, NJ.).
- Bolan N.S., Elliot, J., Gregg, P.E.H., Weil, S., (1997). Enhanced dissolution of phosphate rocks in the rhizosphere. *Biol Fert Soils* 24: 169–174.
- Cabeza Pérez, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N., (2009). Plant availability of P fertilizers recycled from sewage sludge and meat-and-bone meal in field and pot experiments. *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*. IWA publishing.
- Carlsson, B., (2003). Återanvändning av växtnäring från avlopp – aktörernas värderingar, ställningstaganden och agerande. NV rapport 5223.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, 292–305.
- Eriksson, J., Mattsson, L., Söderström, M., (2010). Tillståndet i svensk åkermark och gröda. Data från 2001–2007. Naturvårdsverket rapport nr. 6349.
- Eriksson, J., (2001). Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket rapport 5148.
- Fransson, A-M., (2000). Soluble and plant available phosphorus in acid soils. Doctoral thesis. Lund University
- Gerke, J., (1992). Phosphate, aluminum and iron in the soil solution of 3 different soils in relation to varying concentrations of citric-acid. *Z Pflanzenernähr Boden* 155:339–343.

- Gunnarsson, O., (1987). Den långsiktiga fosfordynamiken i de skånska bördighetsförsöken. Kungl. Skogs- och Lantbruksak. Tidskr., Suppl. 19, 71–92.
- Grierson, P.F., Comerford, N.B. and Jokela E.J., (1998). Phosphorus mineralization kinetics and response of microbial phosphorus to drying and rewetting in a Florida Spodosol. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1323–1331.
- IFDC, (2011). <www.ifdc.org/Home> besökt 2011-04-20.
- Johnston, A.E., Richards I.R., (2003). Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. *Soil Use and Management* 19, 45–49.
- Jordbruksverket, (2010). Riktlinjer för gödsling och kalkning 2011. Jordbruksinformation 17-2010.
- Jordbruksverket, (2008). Fosforförluster från åkermark- vad kan vi göra för att minska problemen. Jordbruksinformation 27-2008.
- Kalbasi, M., Karthikeyan, K.G., (2004). Phosphorus dynamics in soils receiving chemically treated dairy manure. *Journal Environmental Quality* 33.
- Kemira Kemwater, (2003). About water treatment. Editor. Lindquist, A., Text. Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Enkel, A. N., Pålsson, A.
- Kling, M., (1998). Mykorrhiza-dold kraft i växtproduktionen. Fakta Jordbruk nr 13. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Kratochvil, R.J., Coale, F.J., Momen, B, Harrison, M.R., Pearce, J.T., Schlosnagle, S., (2006). Cropping systems for phytoremediation of phosphorus-enriched soils. *International journal of phytoremediation*. Volume: 8 Issue 2 p.117–130.
- Krogstad, T., Sogn, T.A., Asdal, Å., Saebö, A., (2005). Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorus in soil. *Ecological Engineering* 25.
- Krogstad, T., Sogn, T.A., Asdal, Å., Saebö, A., (2004). Resirkulering av fosfor i slam. *Grön kunskap*. Volym 8 nr 7.
- Kvarnström, E., (2001). Plant-availability of phosphorus removed from wastewater by different processes Luleå tekniska universitet. Doktorsavhandling 2001:18.
- Linderholm, K., Palm, O., Persson, P., (2003). Fosfors växttillgänglighet och dess effekt på mykorrhiza. *Svenskt Vatten* 59-3.
- Linderholm, K., (1997). Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska. VA-Forsk rapport 1997-6.
- Maguire, R.O., Sims, J.T., Dentel, S.K., Coale, F.J., Mah, J.T., (2001). Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. *Journal of Environmental Quality* 30, 1023–1033.

- Mattsson, L., Börjesson, T., Ivarsson, K., Gustafsson, K., (2001). Utvidgad tolkning av P-AL för mark- och skördeanpassad fosforgödsling. SLU.
- MarkInfo., (2011). <<http://www-markinfo.slu.se/sve/kem/vittring.html>> besökt 2011-08-30.
- Miller, M., O'Connor, G.A., (2009). The longer-term phytoavailability of biosolids-phosphorus. *Agronomy Journal* 101, 889–896.
- Naturvårdsverket, (1995). Användning av slam i jordbruket. Rapport 4418.
- Naturvårdsverket, (1996). Överenskommelsen om slamanvändning i jordbruket mellan LRF, VAV och naturvårdsverket. Uppföljning av de första åren: 1994–1996. Rapport nr. 4665.
- OECD, (2008), Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990.
- Oehl, F., Oberson, A., Probst, M., Fliessbach, A., Roth, H.R. and Frossard, E., (2001). Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biology and Fertility of Soils* 34, 31–41.
- Odlare, M., Pell, M., Svensson, K., (2007). Changes in chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management* 28.
- Omar S.A., (1998). The role of rock phosphate solubilizing fungi and vesicular arbuscular mycorrhiza (VAM) in growth of wheat plants fertilized with rock phosphate, *World J. Microb. Biot.* 14, 122–219.
- Palmquist, H., (2004). Hazardous substances in wastewater management. Doctoral thesis 2004-47. Luleå University of Technology.
- Persson, J., (1997). *Agrarhistoria*. Red. Larsson, M.P., Morell, M., Myrdal, J., LT:s förlag.
- RAÄ, (1995). Märgelgravar. Faktablad från Riksantikvarieämbetet.
- Rydin, E., (1999). Mobile phosphorus in lake sediments, sludge and soil. A catchment perspective. Doctoral thesis, 426, Uppsala University.
- Rydin, E., Ottabong, E., (1997). Potential release of phosphorus from soil mixed with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 26:529–534.
- Römer, W., (2006). Plant availability of P from recycling products and phosphate fertilizers in a growth-chamber trial with rye seedlings. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 826–832.
- Schweiger, P.F., Jakobsen, I., (1999). Direct measurement of arbuscular mycorrhizal phosphorus uptake into field-grown winter wheat. *Agronomy Journal* 91, 998–1002.
- Shen, H. Yan, X., Zhao, M., Zheng, S., Wang, X., (2001). Exudation of organic acids in common bean as related to mobilization of aluminum- and iron-bound phosphates. *Environmental and experimental botany*, 48.

- Sjöberg, J., (2005). Arbuscular Mycorrhizal Fungi occurrence in Sweden and interaction with a plant pathogenic fungus in barley. Doctoral thesis no. 2005:33. SLU.
- Statistiska Centralbyrån, (2011). Kväve och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2009. MI 40 SM 1102.
- Statistiska Centralbyrån, (2010). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2008. MI 22 SM 101.
- Statistiska Centralbyrån, (1995a). Kväve- och fosforbalanser för svensk åkermark 1991 och jordbrukssektor 1985, 1991 och 1994. Na 40SM 9501.
- Statistiska Centralbyrån, (1995b). Handelsgödsel, stallgödsel och kalk i jordbruket. Na 30 SM 9503.
- SMHI, (2011), < www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/1.2887> besökt 2011-04-29.
- Smith, S.E., Read, D.J., (2008). Mycorrhizal symbiosis. Third edition.
- Smith, S.R., Triner, N.G., Knight, J.J., (2002). Phosphorus release and fertilizer value of enhanced- treated and nutrient-removal biosolids. Journal of the chartered institution of water and environmental management. Volume: 16. Issue 2. p 127–134.
- Steen, I., (2010). Underlag till Naturvårdsverkets uppdatering av Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp.
- Sundin, S., (2011). Kortsiktig fosforeffekt av avloppsslam: krukförsök i växthus där järn-, aluminium- respektive kalkfällt slam använts som fosforgödselmedel. Institutionen för mark och miljö. Examensarbeten 2011:13.
- Tiessen, H. (ed), (1995). Phosphorus in the Global Environment: Transfers, Cycles and Management. SCOPE 54 (Scientific Committee on Problems of the Environment). John Wiley & Sons Ltd, UK.
- Tiessen, H. and Stewart, J.W.B., (1983). Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. II. Cultivation effects of organic matter composition in size fractions. Soil Science Society of America Journal 47, 509–514.
- Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S. (2005). Organic phosphorus in the environment. CABI publishing.
- Udeigwe, T.K., Eze, P.N., Teboth, J.M., Stietiya, M.H., (2011) Application, chemistry, and environmental implications of contaminant-immobilization amendments on agricultural soil and water quality. Environmental International 37.
- Ögaard, A.F., Grönsten, H.A., Sveistrup, T.E., Böen, a., Sigrun, H., Kvarnö, Haraldsen, T.K., (2008). Potensielle miljøeffekter av å tillføre avloppsslam til jordbruksarealer. Reslutater fra to feltforsök i korn. 1. Forsöksår 2007. Bioforsk Rapport Vol. 3 Nr 59.

9.1 Muntliga referenser

- Andersson, Per-Göran, (2011). Hushållningssällskapet.
- Balmér, Peter, (2011). Göteborg.
- Baxter, Douglas, (2011). ALS Environmental, Luleå.
- Böen, Anne, (2011). Bioforsk, Norge.
- Fransson, Ann-Mari, (2011). Sveriges Lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Hansen, Bengt, (2011). Kemira Kemi AB, Helsingborg.
- Kiiski, Harri, (2010). Yara, Finland.
- Mattsson, Lennart, (2011). SLU, Uppsala.
- Mikkola, Erja, (2011). Jord- och skogsbruksministeriet, Finland (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, Tietopalvelu).
- Westbom, Rikard, (2011). Eurofins, Sverige.
- Ögaard, Anne Falk, (2011). Bioforsk, Ås, Norge.



Box 47607, 117 94 Stockholm
Tel 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
E-post svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se