



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi
Institutt for miljøvitenskap.

Masteroppgave 2014
60 stp.

Nedvasking av fosfor gjennom ulike jordprofiler fra Jæren. Lysimeter forsøk

**Leaching of phosphorus through different soil profiles
from Jæren, Norway. Soil column experiment.**

Hilmar Tor Sævarsson

Forord.

Denne masteroppgaven er avslutningen på min studietid ved NMBU, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Perioden der jeg har studert Miljø og naturressurser har vært lærerik og god.

Interessen for natur og miljø gjorde valget av retning innen masterstudiet enkelt. Oppgaven ble valgt med utgangspunkt i at jeg ønsket å fordype min forståelse av dynamikken mellom jord, vann og kjemi.

Jeg vil gjerne takke:

Stiftelsen Fondet for jord- og myrundersøkelser for finansiering av prosjektet.

Hovedveileder Tore Krogstad NMBU, og biveileder Marianne Bechmann Bioforsk for god veiledning og fine samtaler (og tålmodighet) under hele forsøks og skriveprosessen.

Senioringeniør Valentina Zivanovic , overingeniør Irene E. Eriksen Dahl og avdelingsingeniør Oddny Gimmingsrud ved Institutt for miljøvitenskap for veiledning under jord og vannkjemiske analyser.

Forsker Geir Paulsen, Bioforsk Vest, Særheim, for deltakelse under feltarbeidet.

Avdelingsingeniør Randi Bolle, Bioforsk Plantehelse for hjelp og støtte under lysimeter forsøket.

Solfrid Lohne overingeniør og Karl Andreas Jensen senioringeniør ved Institutt for miljøvitenskap. De bidro henholdsvis ved hjelp med forberedelser og instrumentelle kjemiske analyser, og veldig nyttige diskusjoner som bidro i stor grad til å løse mange av de problemene som oppsto underveis.

13.05.2014 Ås

Hilmar Tor Sævarsson

Sammendrag.

Dette forsøket er utført i samarbeid mellom Bioforsk og NMBU. På Jæren i Rogaland praktiseres det intensivt landbruk. Høy Husdyrtetthet sammen med intensiv gjødsling har ført til at mellom 50 – 60 % av den fulldyrka jorda på Jæren har P-AL-verdier over 15. Dette klassifiserer som veldig høyt. Tidligere studier har vist at det er ikke bare nedvasking fra jord med høyt P-AL i matjordlaget som gir indikasjon på høy konsentrasjon av fosfor i grøftevann. I en studie utført av forskere fra Bioforsk ble middelverdiene fra 15 forskjellige prøvesteder bestemt fra 2 -220 µg/l fosfat i grøftevann fra jordareal som har P-AL mellom 11 og 30 mg/100g. Det ble konkludert med at jordas P-AL ikke er tilstrekkelig indikator alene for å si om jordas evne til å frigi fosfor til avrenning. Ulike jordtyper med samme P-AL nivå har vist ulik fraksjon av vannløselig fosfor. Dette tyder på at jordas fosforbindingskapasitet spiller stor rolle og at det mangler kunnskap om fosforbindingsevnen til ulike jordtyper. I perioden 2008-2011 har det blitt målt konsentrasjon av fosfat fra 52-71 µg/l i Skas-Heigre kanalen med middelverdi 59 µg/l. Med bakgrunn i dette ble målsetningen for denne oppgaven å undersøke matrikstransport til fosfor gjennom 6 forskjellige jordprofiler fra Skas-Heigre kanalens nedbørsfelt på Jæren. Andre strømningsveier ble utelukket.

Det ble utført lysimeterforsøk der jordprofilene ble gjenskapt i 100 cm og 50 cm sylindre. De ble gjødslet med husdyrgjødsel og kunstgjødsel samtidig som sylindrene ble utsatt for kunstregn i 5 døgn med hver gjødseltype. Vannprøver ble analysert for: fosfat, løst fosfor, DOC, jern, aluminium og pH. Jordprøver ble analysert for: P-AL, oksalatløselig Fe og Al, total fosfor, fosforbindingskapasitet, pH, kornfordeling, tetthet og deling mellom organisk materiale og mineraljord. Hovedresultatene er at P-AL i matjordlaget i prøveprofilene varierte fra 2-24. Gjennomsnittkonsentrasjonen av løst fosfor fra nedvaskingen varierte fra 30- 365 µg/l mellom de ulike jordprofilene. En jordprofil med organisk jord over sand hadde den aller høyeste konsentrasjon av løst fosfat i nedvaskingsvannet. De andre profilene (organisk og siltig sand) lå mellom 20-70 µg/l løst fosfor.

Forsøket skulle svare på tre hypoteser:

Hypotese 1: *Det er sammenheng mellom jordkjemiske parameter i jordprofilet og konsentrasjon av løst fosfor i dreneringsvannet.*

Resultat: Resultatene viser at det er god sammenheng mellom vannløselig fosfat i nederste sjikt og nedvasking av fosfor. Hypotese 1 kan ikke forkastes.

Hypotese 2: *Det er samme fosfor nedvaskingseffekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel.*

Resultat: Resultatene viser at det er ikke samme effekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel når det gjelder fosfordrivning. Totalmengden av løst fosfor i nedvaskingsvannet er signifikant høyere når det er gjødslet med husdyrgjødsel enn når det er gjødslet med kunstgjødsel ($p < 0,001$). Hypotese 2 må forkastes.

Hypotese 3: *Det er sammenheng mellom matjordas fosforstatus og fosfordrivning.*

Resultat: Tilførsel av fosfor i form av gjødsel til matjordlaget påvirker fosforlikevekter i profilet. Samspill mellom adsorpsjon og desorpsjon mellom ulike sjikt kan til slutt føre til utlekking av løst fosfor fra det sjiktet som ligger ved dreneringsgrøftene. Hypotese 3 kan ikke forkastes.

Under P-AL analysen ble det dokumentert signifikant måleforskjell mellom fotospektroskopisk analyse og bestemmelse der det er brukt ICP-OES ($p < 0,001$). Resultatene viser at forskjellen mellom fotospektroskopisk målemetode og ICP ved bestemmelse av P-AL skyldes organiske fosforforbindelser. Forskjellen øker med økt konsentrasjon av organisk fosfor.

På begge sider av Skas-Heigre kanalen ligger det Histosols eller myrjord. Det er verdt å undersøke nærmere om disse områdene likner profilen som ble tatt fra et slikt område og hadde den aller største nedvaskingen av løst fosfor. Hvis de gjør de, kan det vurderes slik at disse jordene kan være stor årsak til fosforutlekkingen til Skas-Heigre kanalen.

Abstract.

Leaching of phosphorus through different soil profiles from Jæren, Norway. Soil column experiment.

Hilmar Tor Sævarsson.

This experiment is carried out in cooperation between Bioforsk and NMBU. In Jæren, Rogaland it is practiced intensively farming. High livestock density with intensive fertilization has led to Jæren having between 50-60% of its cultivated soil with P-AL values over 15, classified as very high. Previous studies have shown that not only leaching from soils with high P-AL in the topsoil layer gives indication of high concentrations of phosphorus in ditch water. In a study conducted by researchers from Bioforsk, mean values from 15 different sample locations was determined from 2 -220 µg/l phosphate in the ditch water from soils with P-AL between 11 and 30 mg/100g. It was concluded that soil P-AL is not a sufficient indicator alone to predict the soil ability to release phosphorus to runoff. Different soils with the same P-AL level have shown varying fraction of water soluble phosphorus. This suggests that soil phosphorus binding capacity plays a major role and that it lacks knowledge on phosphorus binding ability of different soil types. In the period 2008-2011, concentration of phosphate varied from 52 to 71 µg/l in the Skas-Heigre channel with mean 59 µg/l. Based on this, the aim of this study is to identify linkages between soil P status and P leaching on manure applied soils.

It was performed column leaching experiments where 6 different soil profiles (mineral and peatland) were replicated in 100 cm and 50 cm column. They were fertilized with manure and fertilizers while the columns were exposed to artificial rain in five days with each fertilizer type. Water samples were analysed for: phosphate, dissolved phosphorus, DOC, Fe, Al and pH. Soil samples were analysed for P-AL, oxalate extractable Fe and Al, total phosphorus, phosphorus binding capacity, pH, grain size distribution, density and fraction distribution between organic and inorganic matter in the soil. The main results are that P-AL in the topsoil horizon ranged from 2 to 24 in the profiles. P losses from the columns ranged in average from 30 to 365 µg/l between the different soil profiles. One soil profile with organic soil over sand had the highest losses of dissolved phosphate from the column. The other profiles lost between 20-70 µg/l phosphate.

The study included three hypotheses:

Hypothesis 1: *There is a correlation between soil chemical parameters in soil profile and the concentration of dissolved phosphorus in drainage water.*

Result: The result show that loss of dissolved phosphorus is largely related to the fraction of water-soluble phosphorus in the deepest horizon in in each column in the column leaching test. Hypothesis 1 cannot be rejected.

Hypothesis 2: *There is same effect of P losses with manure and P-fertilizers.*

Results: The results show that it is not the same effect of manure and fertilizers in terms of phosphorus losses. The total amount of dissolved phosphorus in draining water from the columns is significantly higher when it is fertilized with manure than when it is fertilized with chemical fertilizers ($p < 0.001$). Hypothesis 2 must be rejected.

Hypothesis 3: *There is a correlation between soil phosphorus status and P losses through the profile matrix.*

Result: The supply of phosphorus in the form of fertilizer to the topsoil affects phosphorus equilibria in the profile. Interaction between adsorption and desorption between different layers can ultimately lead to leaching of dissolved phosphorus from the layer located at draining ditch. Hypothesis 3 cannot be rejected.

During the P-AL analysis there was documented significant measurement differences between colorimetric analysis and determination with ICP-OES ($p < 0.001$). The results show that the difference between colorimetric measurement and ICP of detecting P-AL due to organic phosphorus compounds. The difference increases with increased concentration of organic phosphorus in the soil sample.

On both sides of the Skas-Heigre channel there are areas with Histosols or peat soil. It is worthwhile to investigate whether these areas are similar to the profile that was taken from such area and had the highest losses of dissolved phosphorus. If they do, they may be considered to cause large fraction of the phosphorus losses to the Skas-Heigre channel.

Ordforklaringer.

P-AL	Fraksjonen av løst fosfor/fosfat som er ekstraherbart med ammonium laktat. Denne fraksjonen skal være lik den fraksjonen som planter klarer å utnytte fra jordsmonnet og omtales derfor ofte som «plantetilgjengelig» fraksjon.
DOP	Løst organisk fosfor. DOP er analysert fra vannprøver som har vært filtrert med 0,45 µm filter.
DOC	Løst organisk karbon. DOC er analysert fra vannprøver som har vært filtrert med 0,45 µm filter.
ICP-MS	Induktiv koblet plasma-masspektroskopi.
ICP-OES	Induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi
Tot-P	Total mengden av Fosfor, uavhengig av tilstandsform.
Løst fosfor	Fosfor som er bestemt med ICP fra vannprøve som har vært filtrert med 0,45 µm filter.
Fosfat	PO_4^{n-} er fosfat på sitt enkelsete form. Dette formet er biotilgjengelig. Fosfat er uorganisk fosfor fraksjon som er bestemt med fotospektroskopisk metode.
Absorpsjon	Stoffer som binder seg inni en partikkel.
Adsorpsjon	Stoffer som binder seg til overflaten av en partikkel.
Desorpsjon	Frigjøring av tidligere adsorberte stoffer.

Innholdsfortegnelse

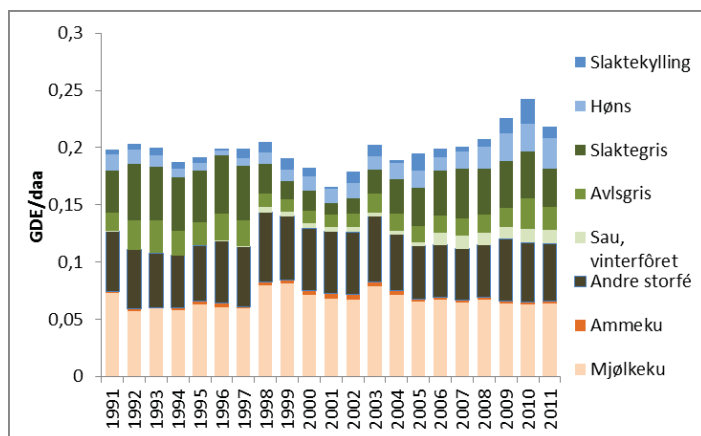
Forord.....	3
Sammendrag.....	4
Abstract.....	6
Ordforklaringer.....	9
Innholdsfortegnelse	10
1.0 Innledning.....	13
2.0 Teori.....	15
2.1 Fosfor.....	15
2.2 Fosfor syklus.....	15
2.3 Fosfor kilder.....	16
2.4 Fosfor livsviktig næringsstoff-forurensning.....	16
2.5 Plantetilgjengelig fosfor	18
2.6 Fosfor i jord.....	21
2.7 Sorpsjon-desorpsjon.....	23
2.8 Fosfor tap.....	24
3.0 Metoder.....	26
3.1 Studieområde og prøvetaking stedene A-F.....	26
3.2 Prøvetaking.....	27
3.3 Nedvaskingsforsøket.....	28
3.4 Jordprøver.....	30
3.4.1 Jordprøver bearbeiding før jordanalyser.....	30
3.4.2 Tørrstoff og glødetap.....	30
3.4.3 Kornfordeling.....	30
3.4.4 pH i jord.....	30
3.4.5 AL ekstraksjon.....	31
3.4.6 Oksalat ekstraksjon.....	32

3.4.7 Total fosfor analyse.	33
3.4.8 Fosforbindingskapasitet.	34
3.5 Vannprøver.	35
3.5.1 DOC	35
3.5.2 PO ₄ fotospektrometer.	35
3.5.3 ICP-MS.....	35
3.5.4 pH i vannprøvene.	35
3.6 Statistisk analyse.	36
4.0 Resultater.....	37
4.1 Nøyaktighet og presisjon i fotospektroskopisk metode.	37
4.2 Jordprofiler, pH, glødetap, tørrstoff og kornfordeling.	38
4.2.1 Profil A- Fluvisol	38
4.2.2 Profil B- Umbrisol.....	39
4.2.3 Profil C, Histosols	40
4.2.4 Profil D, Histosols	41
4.2.5 Profil E, Stagnosol.....	42
4.2.6 Profil F, Stagnosol.....	43
4.3 AL ekstraherbart fosfor.	44
4.4 Oksalat ekstraksjon.	46
4.5 Total fosfor analyse, fosfor fraksjoner.	47
4.6 Fosforbindingskapasitet.	49
4.7 Vannprøver.	51
4.7.1 Vannføring.	51
4.7.2 pH i utvaskings vannet.	52
4.7.3 Fosfor utvasking.....	53
4.7.4 Effekt av husdyrgjødsel.....	54
4.7.5. Forskjeller i effekt mellom kunstgjødsel og husdyrgjødsel.	55

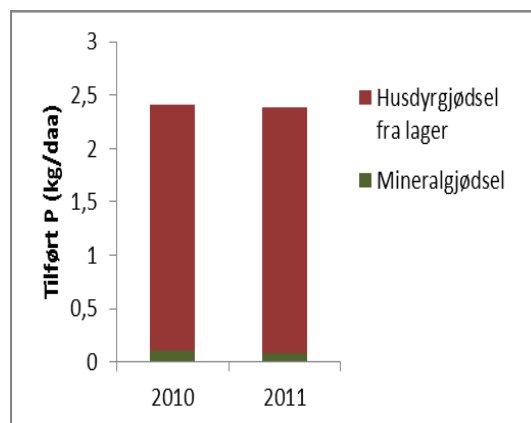
4.7.6. DOC (Dissolvable organic carbon)	57
4.7.7. Nedvasking av Fe, Al, DOC og løst fosfat	58
5.0 Diskusjon.....	59
5.1 Nedvasking.....	59
5.2 Fosfor status i prøve profilene.....	60
5.2.1 P-AL bestemmelse.	61
5.3 Hypotese 1.....	64
5.3.1 Adsorpsjon-desorpsjon.....	64
5.3.2 Andre jordegenskaper.	65
5.3.3 Vannløselig fosfor.	66
5.4 Hypotese 2.....	68
5.5 Hypotese 3	70
6.0 Konklusjon.	71
6.1 Veien videre.	73
7.0 Referanser.....	75
Vedlegg A	80
Sertifikat til fosfat analyse.....	80
Vedlegg B.....	81
Husdyrgjødsel analyse.....	81
Vedlegg C.....	84
C.1 Vannføring under lysimeter forsøket.....	84
C.2 Fosfat utvasking.....	85
C.3 DOC utvasking.	86
C.4 Jern utvasking.	87
C.5 Aluminium utvasking.	88
Vedlegg D.	89
Profiler TT og KV.....	89

1.0 Innledning

Fosfortap fra landbruket har vært i søkelyset i lang tid. På Jæren i Rogaland praktiseres det intensivt landbruk. Derfor er det viktig å undersøke området når det gjelder potensielt fosfor tap. På Jæren bidrar klima og jordsmonn til allsidig og effektiv bruk av jorden. Jæren har den lengste vekstsesongen i Norge, hele 180-210 døgn i året, (snitt temperatur over 5 grader celsius) (NVE 2014). Siden slutten av 1800 tallet har det vært kontinuerlig økning av jordbruksarealet på Jæren. Dette til tross av befolkningøkningen, noe som ofte skjer på bekostning av jordbruksarealer. Omtrent halvparten av jordbruksarealet i Rogaland er på Jæren (Thorsnæs 2013). Skas-Heigre kanalens nedbørsfelt er ett område på Jæren som opprinnelig var en grunn innsjø (Skasvatnet). Området ble drenert på 1900 tallet. Pga. lav beliggenhet måtte kanalen utstyres med pumper for å pumpe ut overskuddsvann som ikke renner ut av feltet på naturlig måte. (Hauken 2012; Thorsnæs 2013). Husdyrtettheten rundt Skas-Heigre kanalen har vært stabilt de siste årene og var 0,22 GDE/daa i 2011. Figur 1.1 viser utvikling i husdyrtall beregnet i gjødsel-dyrenheter pr. dekar fra 1995-2011. (En gjødseldyr enhet (GDE) gjenspeiler mengden fosfor i gjødslet fra en melkeku pr. år) (Hauken 2012). Figur 1.2 viser delingen mellom husdyrgjødsel og mineralgjødsel i årene 2010 og 2011.



Figur 1.1. Antall gjødseldyr enheter (GDE) per dekar jordbruksareal i perioden 1991-2011 (Hauken 2012).



Figur 1.2. Tilførsel av fosfor (P) i mineralgjødsel og husdyrgjødsel (kg/daa) i 2010 og 2011. Middel for 78 % av jordbruksarealet (Hauken 2012).

Husdyr tetthet sammen med intensiv gjødsling har ført til at Jæren har Norges høyeste fosfor verdier i dyrket mark. Arealer med P-AL (plantetilgjengelig fosfor) verdier over 15 mg. P/kg utgjør 50-60% av fulldyrka jord på Jæren (Molversmyr et al. 2008). P-AL 1-5 er Lav. P-AL fra 5-7 er middels/optimal. P-AL fra 7-10 er moderat høy og 10-14 er høy. P-AL over 14 er veldig høy (Krogstad et al. 2008).

Forskere fra Bioforsk har undersøkt sammenhengen mellom fosfat i matjordlaget og konsentrasjonen av løst fosfat i grøftevannet i nedbørsfeltet til Skas-Heigre kanalen. De fant ut at det var ikke bare nedvasking fra jord med høyt P-AL i matjordlaget som gav indikasjon på forhøyet konsentrasjon i grøftevannet. Middelerdiene fra 15 forskjellige prøvesteder ble bestemt fra 2 -220µg/l fosfat i grøftevann fra jordareal som har P-AL mellom 11 og 30 mg P/100g (Øgaard 2012). De har også sett på sammenheng mellom fosforgjødsling og fosforkonsentrasjonen i jord knyttet opp mot fosfor tap til vann. Det ble konkludert at fosfortap fra et areal er bestemt av jordas fosforinnhold og faktorer som bestemmer risikoen for transport av fosfor til vassdraget. Disse faktorene er erosjonsrisiko, jordarbeiding, risiko for overflateavrenning, transport gjennom jordprofilen og flomrisiko. De konkluderte med at jordas P-AL er ikke tilstrekkelig indikator alene for å si om jordas evne til å frigi fosfor til avrenning. Ulike jordtyper med samme P-AL nivå har vist ulike fraksjoner av vannløselig fosfor. Dette tyder på at jordas fosforbindingskapasitet spiller stor rolle og at det mangler kunnskap om fosforbindingsevnen til ulike jordtyper (Øgaard et al. 2012).

Med bakgrunn i dette ble målsetningen for denne oppgaven å undersøke hvordan fosfor transporteres med nedbør igjennom jordprofilen i forskjellige jordarter fra Skas-Heigre kanalens nedbørsfelt. Hvis det viser seg å være forskjell mellom de ulike jordtypene, skal forsøket prøve å finne svar på hvorfor den forskjellen oppstår. Denne undersøkelsen begrenser seg ved å kun se på matrikstransport ned igjennom jordprofil, dvs. det er ikke tatt hensyn til transport pga. avrenning, jordstruktur f.eks. sprekker i jorden og meitemarks kanaler osv. Hypotesene det ble arbeidet ut i fra er:

Hypotese 1: *Det er sammenheng mellom jordkjemiske parameter i jordprofilen og konsentrasjon av løst fosfor i dreneringsvannet.*

Hypotese 2: *Det er samme fosfor nedvaskingseffekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel.*

Hypotese 3: *Det er sammenheng mellom matjordas fosfor status og fosfordedvasking.*

Undersøkelsesmetoden som ble valgt er: sylindreforsøk der jordprofilen er gjenskapt i sylindere og skal ligne på best mulig måte profilen i naturen. Sylindrene blir utsatt for kunstregn som har lik ionestyrke som nedbør på Jæren.

Formålet med dette eksperimentet er å undersøke om jordprofilen klarer å ta imot fosfor fra husdyr ekskrementene på Jæren, uten å risikere høy fosfat konsentrasjon til grøftevannet.

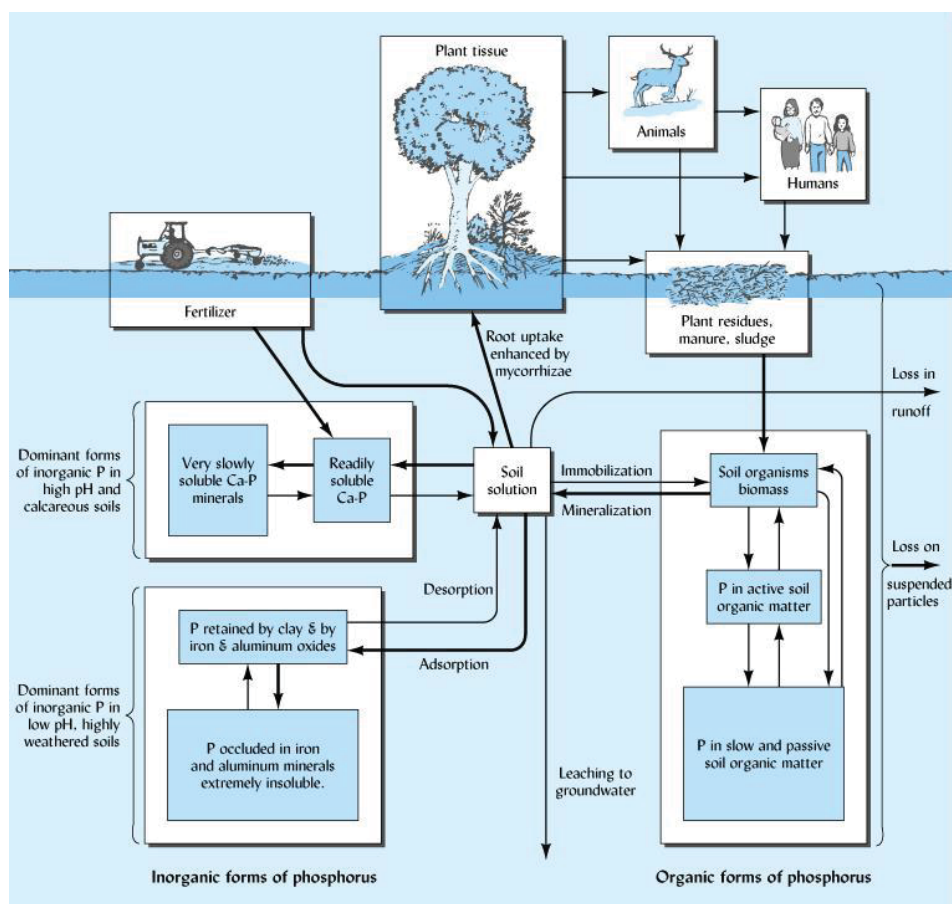
2.0 Teori.

2.1 Fosfor.

Fosfor er veldig viktig næringsstoff, alt som lever er avhenge av det. Fosfor (P) er viktig del av energioverføringen (ATP) i fotosyntese prosessen. Fosfor er en del av genmaterialet DNA og RNA. Største delen av cellemembranen er fosfor i form av fosfolipider. Hvis planter ikke får nok fosfor reduseres vekst, utvikling av frø og frukt hemmes og produksjon av proteiner avtar (Brady et al. 2004).

2.2 Fosfor syklus.

Figur 2.1 viser fosfor syklusen i grove trekk. Den viser at kilder for uorganisk fosfor er mineral materiale som består av fosforholdige bergarter. Kilder til organisk materiale er strø, planterester, dyrrester og ekskrementer. Gjødning består både av mineralgjødning og



husdyrgjødsel. I teorien er atmosfærisk tilførsel også fosfor kilde men den er veldig liten. Jordsmønn inneholder som regel mellom 200-2000 kg fosfor i øverste 15 cm pr hektar. Bare en liten del av den totale mengden er plantetilgjengelig (Brady et al. 2004).

Figur 2.1. Fosfor syklusen (Brady et al. 2004).

Fosfor syklusen er sammensatt av flere sykluser. Fosfor i biosfæren er gjenbrukt ca. 50 ganger før den blir transportert pga. nedbryting eller avrenning. Uunngåelig tapest noe fosfor

fra terrestriske økosystemet til havet via elveløp enten i løst form eller bundet til partikler. I havet antas det at fosfor er gjenbrukt ca. 800 ganger før det blir en del av sedimentene på havbunnen. Når fosforet har sedimentert har det blitt en del av bergsyklusen der reisen til jordas indre og opp på overflaten igjen tar flere hundre millioner av år (Botkin & Keller 2011).

2.3 Fosfor kilder.

Om lag 80% av fosfor produksjonen i verden kommer fra fire land: USA, Kina, Sør Afrika og Marokko. Lett tilgjengelig fosfor i gruver som er i drift estimeres å kunne oppfylle etterspørsel i ca. 100 år. Året 2000 ble det produsert 15 million tonn fosfat fra mineraler til mat produksjon (Smil 2000). Pga. den lange fosfor syklusen er det vanskelig å betrakte fosfor som fornybar resurs. Derfor bør fosfor resursene forvaltes som begrenset naturressurs. Etterspørselen globalt estimeres å øke om 70% til året 2050. Det har vist seg at allerede nå koster det mer å produsere fosfat. Det reflekteres i prisen som har doblet seg mellom 2007 og 2009 (Cordell et al. 2009). Det er ikke slik at verden går tom for fosfat. Reservene som blir igjen er vanskeligere og mer energikrevende å bruke til gjødsel produksjon. Lite brukte fosfor kilder er f.eks. kloakk. I storbyer er det store mengder som går igjennom renseanlegg som er potensielle fosfor kilder. Gjenvinning av fosforrike dyrerester er en annen potensial fosfor kilde (Botkin & Keller 2011).

2.4 Fosfor livsviktig næringsstoff-forurensning.

Fosfor er grunnstoff som ingen kan leve uten. Fosfor er ikke direkte giftig i store doser men fosfor på feil sted, i stor mengde kan forårsake skade på miljøet. En definisjon av forurensning er: *«kjemiske forbindelser, organiske eller uorganiske som overstiger naturlig konsentrasjon i området der de finnes og har potensial får å forårsake skade»* (Walker et al. 2012).

Definisjonen av «skade» i denne sammenhengen er: *«Biokjemiske eller fysiologiske forandringer som årsaker negativ endring i fødsel, vekst eller døds frekvens hos ett individ eller en populasjon»* (Walker et al. 2012).

Eutrofiering er synlig skade effekt av økt tilgang til fosfor pga. menneskenes aktivitet. «Trofi» er bruttoprimærproduksjon av et vann i en tidsperiode (ofte ett år). Dvs. mengden av organisk materiale som alle autotrofe organismer av ett vann produserer i en tidsperiode uten tap. Eutrofiering er økning i trofi. Det er både naturlige prosesser og menneskeskapte prosesser og aktivitet som fører til eutrofiering eller økt primær produksjon i ett vann (Wetzel 2001). I 1974 utførte D.W. Schindler ett forsøk der han delte en innsjø i to deler. Begge delene fikk like mye av alle næringsstoffer. Den ene delen fikk rikelig mengde fosfat men den andre delen fikk begrenset fosfat tilførsel. Figur 2.2 viser resultatet, den lyse grønne fargen viser oppblomstring av blå grønne alger. (Schindler 1974).

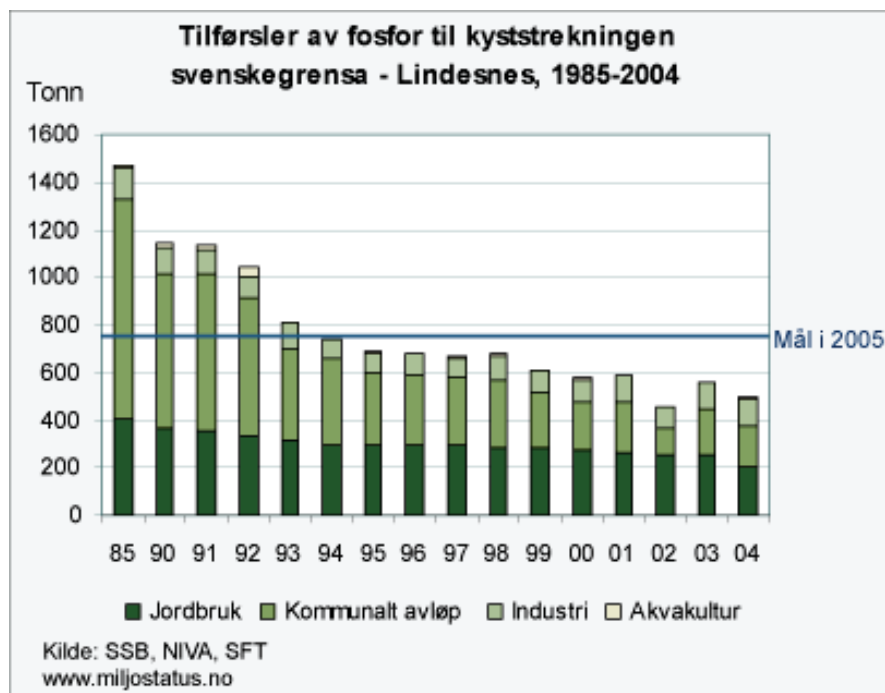


Figur 2.2. Innsjøen der D.W.Schindler utførte sitt forsøk der han tilførte fosfat til den ene delen av innsjøen men ikke til den andre delen (Schindler 1974).

Eutrofiering kan fører til forandringer i artssammensetningen til innsjøen som er involvert. Biomassen som oppstår bruker opp oksygen i vannmassen noe som kan føre til fiske død. Oksygenfri bunnsone fører igjen til intern gjødsling der fosfat slipper ut fra sedimentene pga. reduserende forhold og eutrofierings prosessen eskalerer. Denne prosessen kan fører til permanente endringer i det økologiske samfunnet og arts sammensetningen i innsjøen. Dersom alge oppblomstringen består av cyano bakterier blir vannet giftig for mennesker. Det er ikke bare fosfor som kan årsake eutrofiering, det som regel en av følgende faktorer som er den begrensende faktoren for vekst: varme for å opprettholde enzymaktivitet, lys for fotosyntese, makronæringsstoffer (P,N,Si) og mikronæringsstoffer. Økning i tilgang til begrensende resurser fører til eutrofiering (Wetzel 2001).

Norge har satt seg miljømål som forvaltning på sentralt og lokalt nivå bruker i sitt arbeid.

Figur 2.3 viser graf av fosfor tilførsel til kyststrekningen fra svenskegrensen til Lindesnes i årene 1985-2004. Figuren viser at Norges målsetning angående reduserte utslipp som skulle



oppnås før 2005 ble oppnådd 1994. Figuren viser at det er reduksjon i utslipp fra kommunale avløp som er den største enkelte utslipp kilden som har blitt redusert. Utslipp fra jordbruk og industri er stabilt med svakt redusert trend i tidsperioden (Miljøstatus 2014).

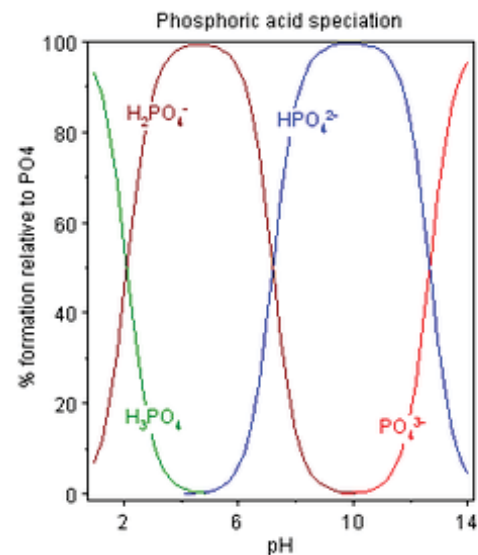
Figur 2.3. Tilførsel av fosfor til havet delt ned på de fire største utslippskildene jordbruk, kommunal avløp, industri og akvakultur (Miljøstatus 2014).

2.5 Plantetilgjengelig fosfor

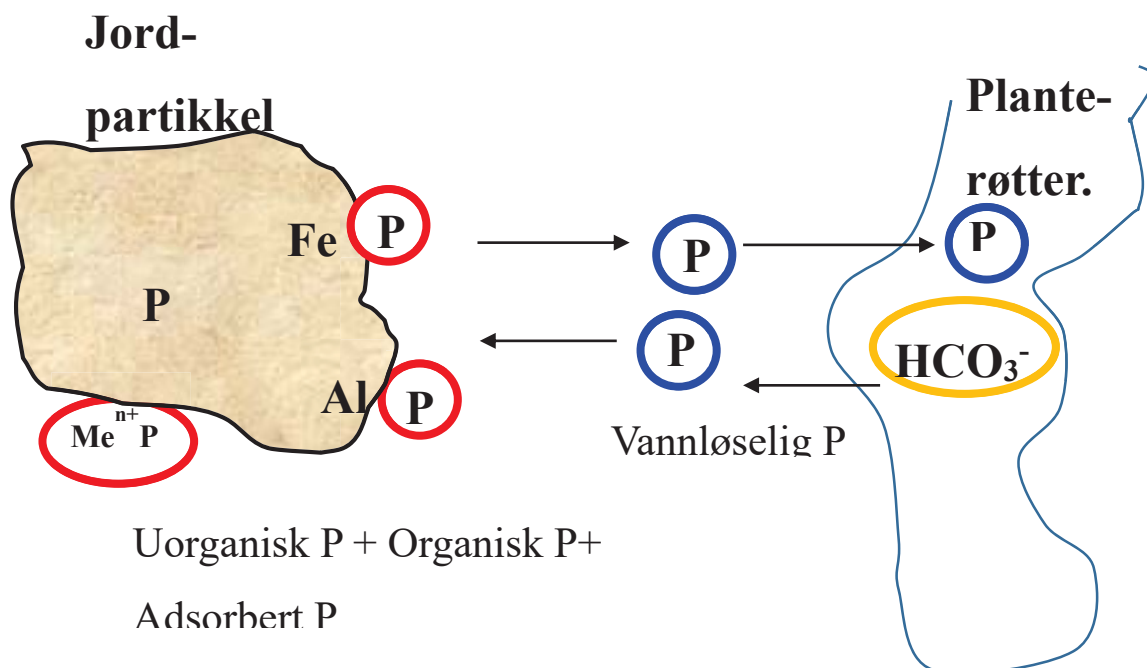
For at planter og dyr kan bruke næringsstoffer må næringsstoffene være på biotilgjengelig form. Her er to definisjoner på biotilgjengelighet:

- ✚ Biotilgjengelige «stoffer» er elementer som har egenskap til å komme seg inn i ett individ og inn i vev eller organer (nervesystemet) til dette individet (Peakall & Burger 2003).
- ✚ Biotilgjengelighet kan beskrives som at ett kjemikalie har virkning på en organisme og organismen reagerer på kjemikalien enten ved nedbryting eller lagring (Walker et al. 2012).

For at planterøtter skal ta opp fosfor må det være på vannløselig form. Figur 2.4 viser at i jord med pH mellom 4 og 10 er de vanligste fosfor formene H_2PO_4^- og HPO_4^{2-} . Fosfat anionet må være ved planterøttens overflata for å bli tatt opp. Det er tre hoved prosesser som hjelper plante røttene å ha tilgjengelig fosfat anioner ved overflaten. 1) røttene vokser bestandig og rekker lengre ned i jorda og får større total overflate etter hvert. 2) Masse transport av vann som inneholder næringsstoffer tilfører nye fosfat anioner. 3) Anionene blir transportert i jordvæsken ved diffusjon, dvs. anionene går fra høyere konsentrasjon mot lavere konsentrasjon. Anioner har minus ladning. Plantene bytter som regel ut bikarbonat HCO_3^- ved opptak av anioner for å vedholde laddnings balansen inne i røttene og i jordvæsken (Brady et al. 2004). Figur 2.5 viser fosfor i væskefasen som planterøttene kan ta opp sammen med adsorbert uorganisk og organisk fosfat som kan løses ut i jordvæsken.

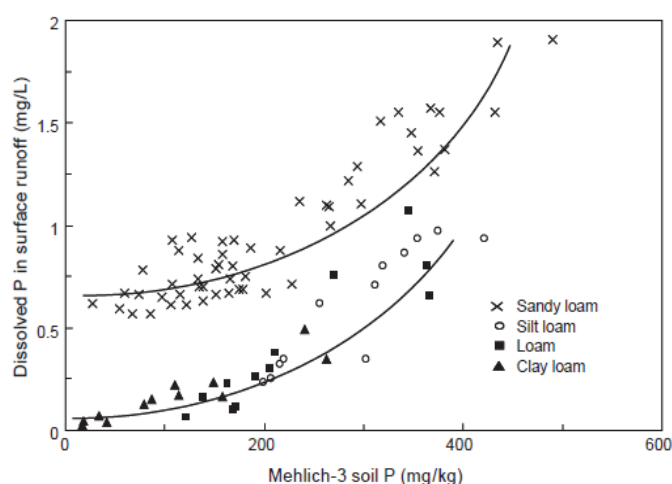


Figur 2.4. Tilstandsformen til fosfat i forhold til pH.



Figur 2.5. Plante opptak av fosfor fra jordvæske. Figuren viser også fosfor bundet til jordpartikkel. Figuren bygger på figur fra Tore Krogstad.

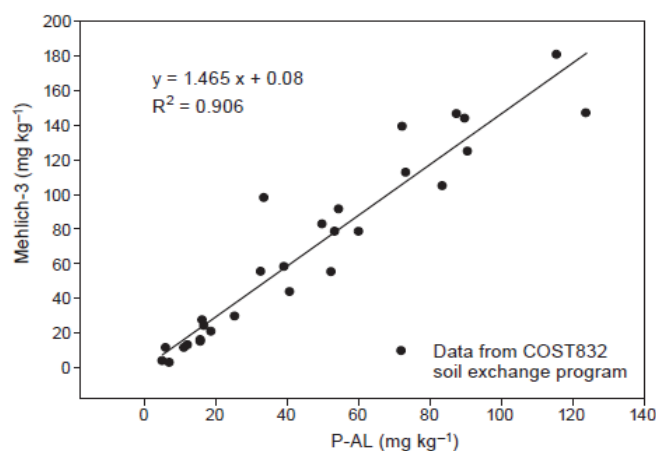
Det er viktig for de som rådgir bønder å ha ett verktøy som kan brukes til å estimere behovet for fosfor gjødsling. Som grunnlag for fosforgjødsling må en kjenne til jordas innhold av plantetilgjengelig fosfor. Det finnes forskjellige metoder til å estimere plantetilgjengelig fosfor. I Norge er det P-AL metoden som brukes til vanlig (Egnér H. et al. 1960). Den går ut på at ammonium laktat brukes for å løse ut fosfat fra jorden. Ammonium laktatet har lik evne som planterøtter til å løse ut fosfat. Enheten som brukes i Norge er mg P/100g jord. I vanlig landbrukspraksis er ønsket P-AL mellom 5-7. En skala som brukes av landbruksforvaltningen er P-AL 1-5 er Lav. P-AL fra 5-7 er middels/optimal. P-AL fra 7-10 er moderat høy og 10-14 er høy. P-AL over 14 er veldig høy (Krogstad et al. 2008). Det er forskning som har vist at



det er sammenheng mellom den plantetilgjengelige fraksjonen av fosfor og den vannløselige fraksjonen i avrenning. Figur 2.6 viser at når den plantetilgjengelige fraksjonen i jorden passerer Mehlich-3 200 mg P/kg (P-AL 14) øker den vannløselige fraksjonen eksponentialt. Det kan være stor forskjell i fosfor bindingskapasitet mellom ulike

jordarter.

Figur 2.6. Sammenheng mellom plantetilgjengelig fosfor i jord og vannløselig fosfor i avrenning (Bechmann et al. 2005).

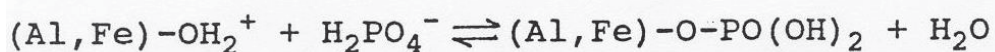


Figur 2.7 viser at det er lineær sammenheng mellom P-AL målinger og Mehlich-3 målinger. Det kan derfor antas at målte P-AL verdier vil gi en indikasjon på nedvasking av løst fosfat tilsvarende som i figur 2.6.

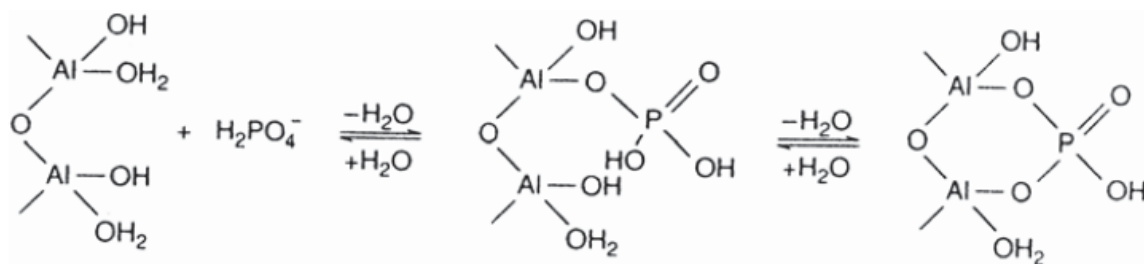
Figur 2.7. Sammenlikning mellom P-AL og Mehlich-3 målinger (Bechmann et al. 2005).

2.6 Fosfor i jord

Det er i hovedsak to mekanismer som styrer konsentrasjon og transport av uorganisk fosfor i mineraljord. Den ene er løseligheten av fosforrike mineraler i jordsmonnet. Den andre er jordpartiklenes egenskap til å fikse og adsorbere fosfor (Brady et al. 2004). Adsorpsjon og fikserings egenskapene er igjen i stor grad avhenge av jern og aluminium innhold og tilstandsform i og ved jordpartiklene. Jordtekstur spiller også en stor rolle der som små partikler har større overflate og kan binde mer fosfor en større partikler. Figur 2.8 og 2.9 viser de to måtene fosfor adsorberes til jordpartikler. I begge tilfellene adsorberes fosfor til positiv ladd oksid. Anionebytte kapasiteten avtar ved økt pH (Krogstad 2014). Figur 2.8 viser en vanlig ionebinding der fosfat ion bytter ut en OH gruppe fra jern eller aluminiumoksid. Figur 2.9 viser mekanismen bak spesifikk fosfat adsorpsjon på overflaten av Aluminium oksid. Jern binder fosfat på samme måte. Det er flere jordkjemiske analyser som har vært utviklet for å bestemme tilgjengelig fosfat i jord. En av dem er å måle oksalat løselig jern og aluminium for å indikere egenskapen jorden har til å fikse og adsorbere fosfat (Pierzynski et al. 2005).



Figur 2.8. Ionebinding mellom fosfat og jern eller aluminium oksid (Krogstad 2014).



Figur 2.9. Mekanismen bak spesifikk fosfat adsorpsjon på overflaten av Aluminium oksid (Börling 2003).

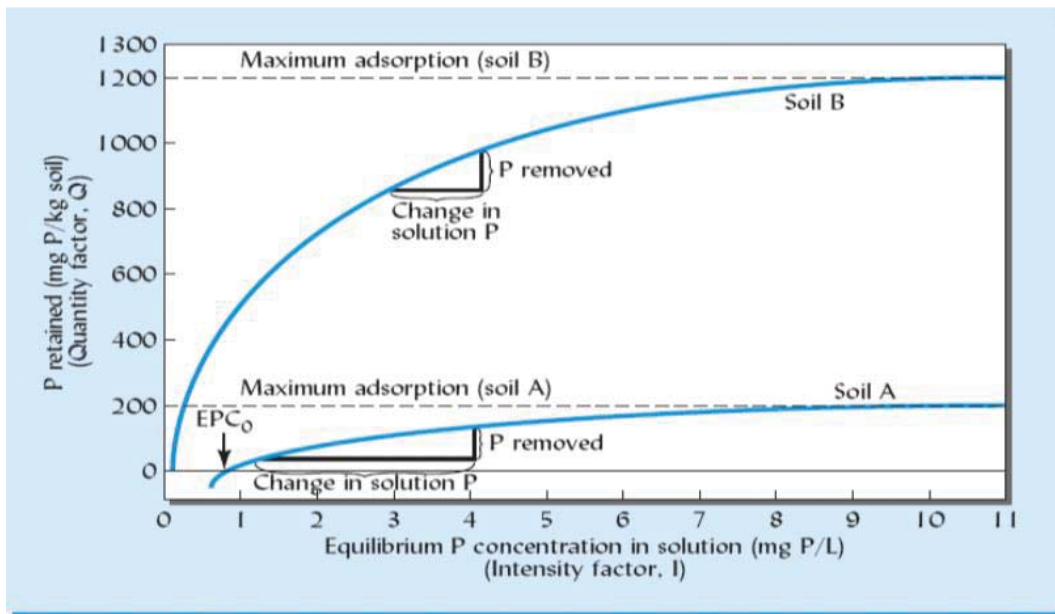
Generelt har organisk jord dårligere fosforbindingskapasitet enn mineraljord (Brady et al. 2004). Det skyldes blant annet at store organiske molekyler er negativt ladd akkurat som fosfor. Det fører til økt fosfor i vannfasen.

Hydrologi påvirker i stor grad hvilke mekanismer det er som foregår i jorda. Det er både markvann og grunnvannsspeilet som påvirker disse mekanismene (Hoffmann et al. 2009). Fosfor akkumulasjon er i stor grad knyttet til adsorpsjon mot jern og aluminium oksider i surt jordsmonn og kalsium i alkalisk jord (Giesler et al. 2005; Litaor et al. 2004). Nedbrytning av organisk materiale i myr jord kan utløse jern og aluminium som igjen binder fosfor (Litaor et al. 2004). Jern og aluminium oksider i jord forekommer i ett bredt spekter av tilstandsformer, alt fra amorfe former til velkrystalliserte former. Slik variasjon fører til et kontinuum av metalloksid reaktivitet. Det er generelt anerkjent at amorfe oksider har høyere fosfor adsorpsjonskapasitet sammenlignet med den mer krystallinske fasen, og det forklares i stor grad med større spesifikk overflate (Parfitt 1989).

I våtmarksområder (myr) har fosfor adsorpsjonskapasitet vært sett i sammenheng med mengden av amorfe jern og aluminium oksider (Litaor et al. 2004; Richardson 1985). I jord der avstanden til grunnvannsspeilet er varierende men kort kan det potensielt akkumuleres jern og aluminium oksider i områdene ved grunnvanns grensen. Denne typen jord har vist seg å ha høyere fosfor adsorpsjonskapasitet enn jordsmonn som ikke grenser til grunnvann på samme måte (Darke & Walbridge 2000). Det har blitt gjort betydelig positive korrelasjon av maksimal fosfor adsorpsjon. Total organisk karbon har indikert en effekt av organisk materiale på fosfor adsorpsjon (Reddy et al. 1998). Dette har vært antatt å være en indirekte effekt av organisk materiale der humus komplekser bundet til jern og aluminium kan være ansvarlig for økt fosfor adsorpsjon (Gerke & Hermann 1992).

2.7 Sorpsjon-desorpsjon.

En fraksjon av adsorbent og eller fiksert fosfat vil løses ut i vannfasen i jorda når det tilføres vann. Denne fraksjonen varierer mellom ulike sjikt og ulike jordtyper. Når det måles bufferkapasitet i jord er det tilført kjente mengder fosfat til jordpartikler og konsentrasjonen i væsken måles etter at likevekt har oppstått mellom jordfasen og vannfasen. Det brukes flere ulike fosfor konsentrasjoner i den kjente tilførte væsken og resultatene plottes inn i en graf som viser adsorpsjons evnen i jorden. Den første kjente mengden er kun vann. Den løser som regel en liten mengde fosfat som vises som negative tall på fosfat adsorpsjonskurven og representerer desorpsjon fra jorden. EPC (equilibrium phosphorus concentration) står for likevekt mellom jordfasen og væskefasen. EPC_0 representerer likevektskonsentrasjon av fosfat hvor det er likevekt mellom adsorpsjon og desorpsjon av fosfat i jorda. Dette er en viktig parameter når det skal estimere risiko for fosfat tap gjennom jordprofil og potensiell fare for eutrofiering. EPC_0 i nederste sjikt ved utløp eller grense til grøfter og drenering er mengden som jorden vil slippe ut når det tilføres vann (Brady et al. 2004). Figur 2.10 viser prinsippet for adsorpsjons kurver.



Figur 2.10. Fosfor adsorpsjons kurve for to jordtyper (Brady et al. 2004).

2.8 Fosfor tap

Fosfor befinner seg ikke på gass form i naturen og det begrenser mulige transport ruter som fosfor kan benytte seg av når det er på avveie. Mulige ruter er: 1) Luftbåret fosfor som er partikkel bundet (støv). 2) fosfortap i avrenning både i løst form i vannfasen og partikkelbundet i vann. 3) nedvasking igjennom jordprofil både på løst form og partikkelbundet. Det har vært forsket mye på tap av næringsstoffer fra overflaten men ikke like mye på tap igjennom jordprofilet. Fosfor tap pga. overflate avrenning er mest alvorlig i områder med leiraktig jord og erosjon (Bechmann et al. 2007; Bechmann et al. 2008).

I perioden 2008-2011 har konsentrasjonen av løst fosfat variert fra 52-71 $\mu\text{g/l}$ i Skas-Heigre kanalen. Total fosfor har variert fra 130-241 $\mu\text{g/l}$ i perioden 1995-2011 i samme kanal. Kildene til dette fosforet er landbruket i området, både avrenning og nedvasking (Hauken 2012).

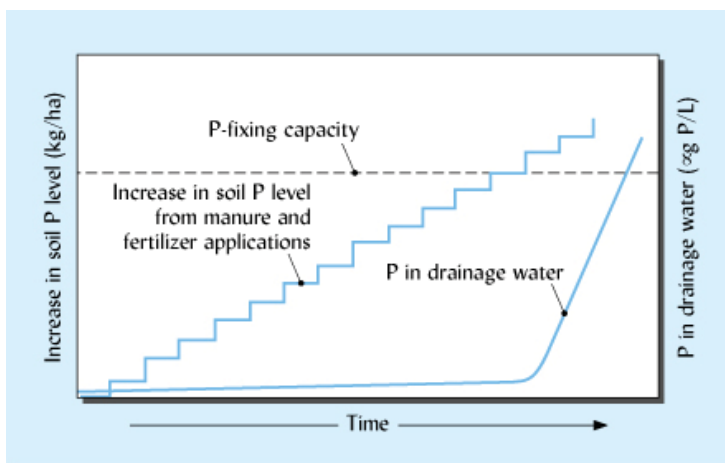
Vannløselig fosfat er ikke det eneste formet av fosfor som er mobilt. Partikkelbundet fosfor er mobilt hvis partikkelen eller kolloiden det er bundet til er mobil. Vannmetning og tørke sammen med fysiske egenskaper i jordmaterialet påvirker porestrukturen i jorda (Kjaergaard et al. 2004). Hydrologien i området og porestrukturen er bestemmende faktorer for partikkel mobilitet (de Jonge et al. 2004). Det er de minste partiklene som har størst potensiale til å transporteres ned igjennom pore kanal system i jordprofilet. Disse partiklene har stor overflate og har derfor potensielt høyere fosfor konsentrasjon en gjennomsnitt fosfor konsentrasjonen fra jorden der partikkelen opprinnelig kommer fra (Sharpley et al. 2007). Dette gjør at fosfor tap gjennom makroporesystem kan transportere betydelige mengder fosfor.

Forskning har vist at tap gjennom jordprofilet kan spille en rolle i jord (Sims et al. 1998). (Turner & Haygarth 2000) viste med lysimetre forsøk at fosfor fra nedre sjikt kunne forårsake eutrofiering. Det er ofte brukt jordkjemiske analyser som estimerer forskjellige fosfor fraksjoner i matjorda til å estimere potensial fosfortap ved nedvasking. Fosfor analyser av jord kan ikke alene fortelle om potensielt tap ned igjennom jordprofilet bl.a. fordi det tar ikke hensyn til vanntransport, meitemark kanaler og sprekker i jorda (Maguire & Sims 2002). Det har blitt laget fosfor indeks for USA som har blitt tilpasset til norske forhold. Denne indeksen brukes til å estimere potensielt fosfor tap fra landbruket (Bechmann et al. 2005).

En del av fosfor i jordvæsken der jorden har vært gjødslet med husdyrgjødsel er DOP (dissolved organic phosphorus). DOP er generelt mer mobilt en vannløselig uorganisk fosfat.

Det kan være pga. at DOP ikke er like lett fiksert og adsorbert av jern og aluminium som uorganisk fosfat ioner. Denne fosfor fraksjonen kan bidra i stor grad til eutrofiering av innsjøer og vannforekomster i områder der husdyrtetthet er høy og husdyrgjødsel er brukt i stor skala som gjødsel (Brady et al. 2004).

Figur 2.11 viser sammenheng mellom fosforstatus i jord, fosfor-bindingskapasitet i jord og utlekking av fosfor. Denne sammenhengen tar ikke hensyn til jordstruktur som lett kan påvirke utlekking pga. bl.a. sprekker og meitemark kanaler.



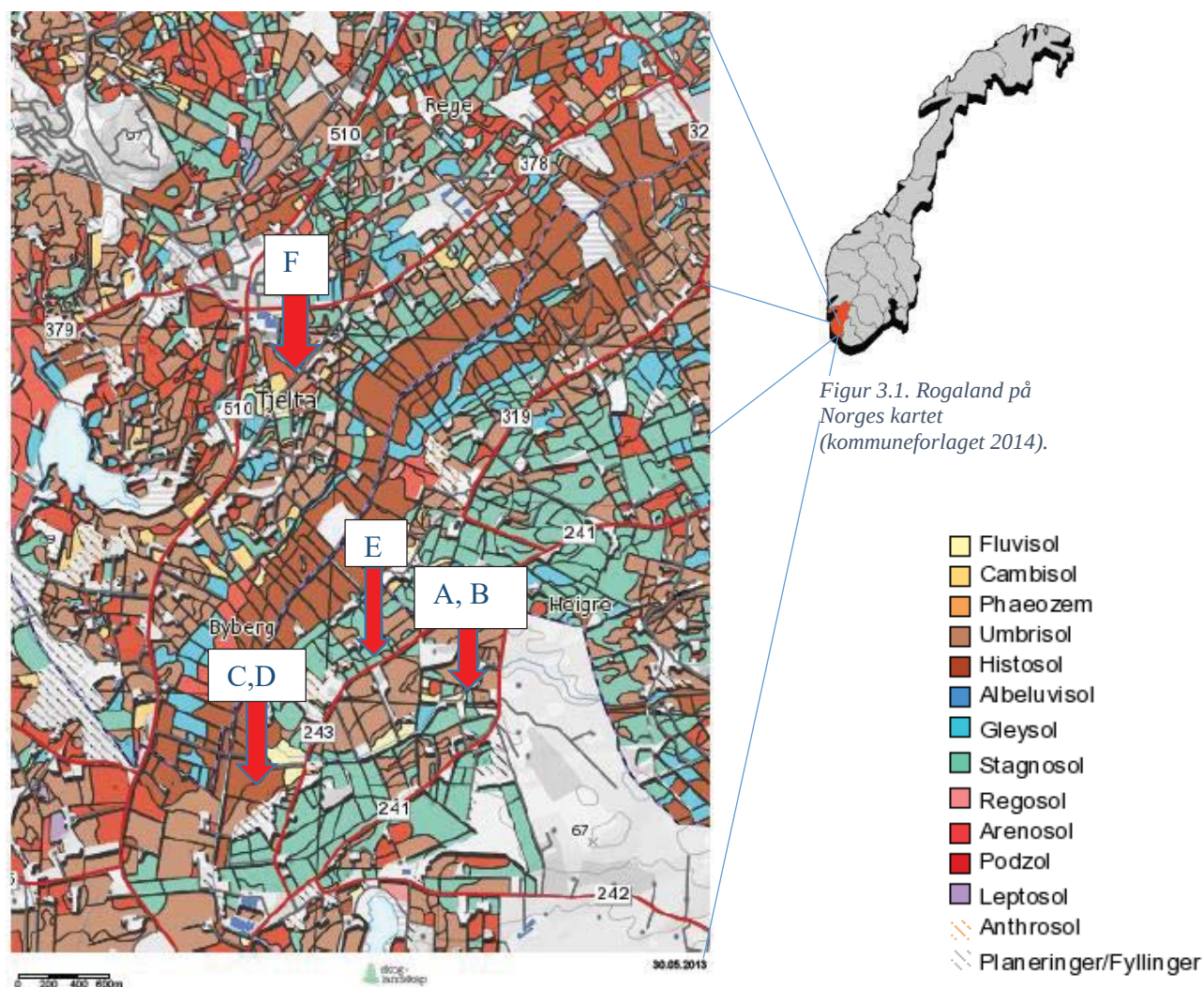
Figur 2.11. Prinsippet for sammenhengen mellom fosfor bindingskapasitet i jord og utlekking av fosfor (Brady et al. 2004).

Det er flere forskere som har funnet ut at det er vanskelig å finne linjer sammenheng mellom P-AL i matjordlaget og konsentrasjon av fosfat i utvaskingsvannet (Börling 2003; Djodjic et al. 2004; Maguire & Sims 2002). Det er en studie utført i Sverige der studieområde hadde vært overgjødset i en 15 års periode men bidro ikke med økt fosfor tilførsel til grøftevannet. Høy adsorpsjonskapasitet fra akkurat den jorda bufret den økte tilførselen. I den samme studien målte forskerne fosfat utlekking fra jord som ikke hadde fått tilført gjødsel i førti år. Konklusjonen fra studien er at jordsmonnet er komplisert system der mange faktorer spiller inn f.eks. adsorpsjons og desorpsjons egenskapene til jord. Dette gjør at det vanskelig å generalisere resultater fra ett felt til et annet (Liu et al. 2012). Figur 2.11 og 2.6 viser at med økt fosforinnhold på samme jord gir økt risiko for fosfortap.

3.0 Metoder.

3.1 Studieområde og prøvetaking stedene A-F.

Studieområdet ligger på Jæren i Rogaland. Røde pilene på figur 3.2 viser prøvetaking stedene rundt Skas-Heigre kanalen.



Figur 3.2. Jordprøvene A-F ble tatt i området rundt Skas-Heigre kanalen på Jæren i Rogaland. Kartet viser jordtypene ut i fra World Reference Base (WRB) klassifisering (Temakart 2014).

Figur 3.2 viser området rundt Skas-Heigre kanalen på Jæren. Det er Umbrisols, Stagnosol og Histosol som dominerer jordarter i området. Hele Jæren er i grunnen en stor morene rygg. Opphavs materialet generelt næringsfattig fra naturens side. Etter at Skasvatnet ble drenert og Skas-Heigre kanalen gravd ut, ble det drenert myrområder som i dag vises på kartet som Histosols. Stor sett hele området har matjordlaget klassifisert som «Umbric» sjikt som betyr at det tilføres mer organisk material hvert år en det brytes ned. Stagnerende egenskaper og kort avstand ned til grunnvannsspeilet er også egenskaper som dominerer studie området.

3.2 Prøvetaking.

Målet med jordprøvetakingen er å få tak i tre forskjellige jordarter fra dyrka mark som skal fylle disse kriteriene:

- Sandig silt P-AL nivå 5-7 og > 15
- Siltig sand P-AL nivå 5-7 og > 15
- Organisk jord P-AL nivå 5-7 og > 15

Tilsammen 6 forskjellige jordprofiler. Hver jordprofil skal i teorien være 100 cm dyp og deles i fem 20 cm dype sjikt.

Ute i felt ble det gravd ned til det som antas å være drenerings sone. Synlig sjikt deling bestemte tykkelsen på sjiktene. Det ble 3-4 sjikt i hver profil. For å utføre forsøket trengtes det 50 liter med jord fra hver profil. Det ble tatt 15-20 liter jordprøve fra hvert sjikt. Prøvene representerer hele sjiktet. Prøvene ble pakket i plastposer og plastposen ble pakket ned i solid plast kontainer. Prøvene ble fraktet fra Jæren til lysemetri laboratoriet til Bioforsk i Ås i disse plast kontainerne. Prøvene ble oppbevart i kjøler i to uker mellom prøvetakingen og oppstart av forsøket.

3.3 Nedvaskingsforsøket.

I lysimeter forsøket ble det brukt 36 sylindrer. 18 som er 100 cm dype og 10 cm i radius og 18 som er 50 cm dype og 10 cm i radius. Hvert sjikt i hver jordprofil ble blandet godt til en homogen jord. Jordprofilene ble lagt inn i sylindrene med samme relative tykkelsen på sjiktene som de forekommer i naturen. Det ble brukt tre gjentak for hver jordart, dvs. 6*3, 100 cm sylindre og 6*3, 50 cm sylindre. Figur 3.3 viser lysimetre laboratoriet. Forsøket ble delt opp i to forsøk. Det ene benyttet 100 cm sylindrene og der ble først kjørt nedvasking på jorden i 5 døgn uten gjødsel. Der etter ble det gjødslet med husdyrgjødsel som svarer til 3,5 kg P/daa og eksponert for ny 5 døgns kunstnedbørsperiode. Den andre delen av forsøket benyttet 50 cm sylindrene og der ble først gjødslet med 3,5 kg P/daa kunstgjødsel og profilene eksponert for 5 døgns kunstregn periode. Kunstgjødselen var på formen KH_2PO_4 . Deretter ble det byttet jord i sylindrene. Det ble tilsett samme type jord i samme tykkelses forhold som første gang. Det ble gjødslet med 3,5 kg P/daa husdyrgjødsel og tilført 5 døgns kunstregn periode. Kjemisk analyse av husdyrgjødselen som ble brukt ligger som vedlegg B i denne rapporten.

Målet med dette oppsettet er å undersøke i 100 cm sylindrene om husdyrgjødsel påvirker fosfor innhold i utvaskingsvannet fra jorda. Målet med 50 cm sylindrene er å se om kunstgjødsel og husdyrgjødsel påvirker fosfor innhold i utvaskingsvannet forskjellig. Figur 3.3 viser lysimetre laboratoriet som ble brukt. Kunstregnet som ble brukt var destillert vann blandet med CaCl_2 med ione styrken 0,03mM. Det ble kalkulert i forsøk utført av Bioforsk i 2010 at denne ione styrken gjenspeiler ionestyrken i nedbør ved norske forhold (Bechmann et al. 2011). Det ble kjørt 200 mm nedbør i 8 timer hver dag på 100 cm sylindrene og 100 mm nedbør i 8 timer hver dag på 50 cm sylindrene.



Figur 3.3. Lysimetre laboratoriet der forsøket ble utført.

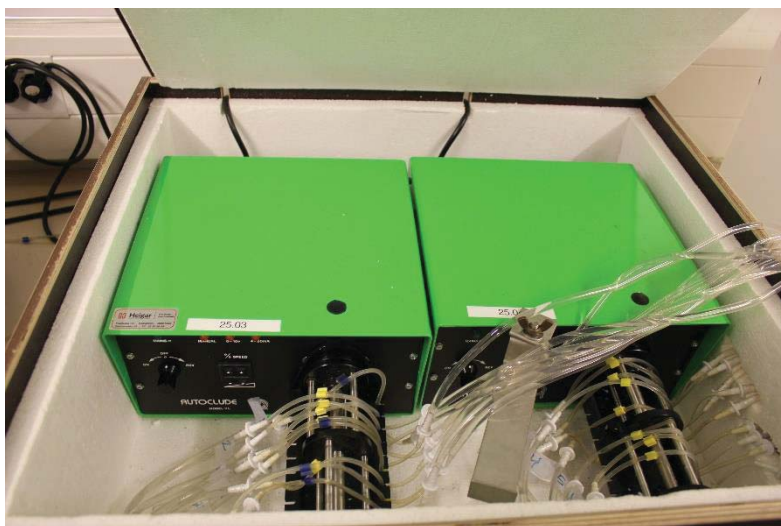
Temperaturen inne på lysimeter laboratoriet var konstant 11 grader celsius over hele forsøks perioden. Det ble brukt fire Autoclude pumper for å forsyne sylindrene med nedbør (figur 3.6). Øverst i hver sylinder ble det brukt filter av typen Whatman fiter papers no. 1, 90 mm for å sikre at kunstregnet fikk spredning fra toppen (se figur 3.5).



Figur 3.4. Vannkanner som tar imot nedvaskings vannet.



Figur 3.5. Det ligger filter på toppen av jordsølen som tar imot kunstregnet.



Figur 3.6. To av fire Autoclude pumper som ble brukt i forsøket.

Figur 3.4 viser at nedvaskings vannet går ned i en kanne når det kommer igjennom sylindren. Fra disse kannene ble det tatt vannprøver hver dag. Kannene ble veid og tømt hver dag. Vannprøvene ble filtrert gjennom 0,45 μ m sprøyte filter av typen Phenex RC membrane non sterile fra Phenomenex. Prøvene ble samlet i 50 ml plast prøverør med rød kork. Hver dag ble det målt pH og løst fosfat. Vannprøvene ble konserverert med 5% konsentrert salpetersyre før de ble sent til ICP analyse.

3.4 Jordprøver.

3.4.1 Jordprøver bearbeiding før jordanalyser.

Jordprøver til jordanalyser ble pakket i halv liters pappesker. Pappeskene ble sett til tørk i tørke skap ved 40 °C i 72 timer. Etter tørking ble jordprøvene siktet gjennom 2 mm stålsikt ved hjelp av en porselenpistill (Krogstad 2009).

3.4.2 Tørrstoff og glødetap.

Glødetap bestemmes i prosent av tørrstoffinnholdet.

Framgangsmåte: 4 g jord veies inn i en tarert digel og tørkes i tørkeskap ved 105 ±5 °C i 6 timer. Digen med prøve veies etter at den avkjøles i en eksikkator. For bestemmelse av glødetap settes digelen med den tørkede jorda i glødeovn og glødes ved 550±25 °C i 4 timer. Digen avkjøles igjen i en eksikkator og veies (Krogstad 2009).

Beregning.

Formel 1:

$$\% \text{ tørrstoff} = \frac{\text{vekt av digel og jordprøve etter tørking} - \text{vekt av digel}}{\text{vekt av jordprøve før tørking.}} \quad (1)$$

Formel 2:

$$\% \text{ Glødetap} = \frac{\text{vekt av digel og jordprøve etter tørking} - \text{vekt av digel og jordprøve etter gøding}}{\text{vekt av digel og jordprøve etter tørking} - \text{vekt av digel.}} \quad (2)$$

3.4.3 Kornfordeling.

Kornfordeling ble utført av personalet på laboratorium ved NMBU. Det ble brukt kornfordelingsanalyse etter pipette metoden (Krogstad et al. 1991).

3.4.4 pH i jord.

Framgangsmåte: 10 ml jord er overført til et målebeger. 25 ml destillert vann tilsettes og det settes på lokk. Målebegeret ristes godt for hånd. Målebegeret står i 24 timer og ristes igjen. Når jordprøven har sedimentert i 15 minutter blir pH bestemt med Orion SA 720 pH meter (Krogstad 2009; NSF 1979).

3.4.5 AL ekstraksjon.

For å estimere lett-løselig fosfat i jord, eller den mengden som antas å være plantetilgjengelig, har i Norge vært brukt Egners AL-metoden siden 1960 (Egnér H. et al. 1960). Denne metoden går ut på at en ekstraksjonsløsning som er blandet av ammoniumlaktat (0,1 mol/l) og eddiksyre (0,4 mol/l) og har pH på 3,75 er blandet med jordprøven. Fosfat fraksjonen som løses ut antas å være plantetilgjengelig fosfat H_2PO_4^- eller HPO_4^{2-} .

Framgangsmåten er følgende:

2,0 g jord overføres til ekstraksjonsflaske. 40 ml AL-løsning tilsettes. Ekstraksjonsflasken ristes liggende på ristemaskin i 90 minutter ved $20 \pm 1^\circ\text{C}$. Ristemaskinen har en hastighet på 120 frem-og tilbake ristinger i minuttet.

Suspensjonen filtreres etter risting gjennom blått band filter.

Fosfat konsentrasjonen ble bestemt med molybdenum blått metoden (Murphy & Riley 1962). Fosfor konsentrasjonen ble også bestemt med ICP-OES noe som har blitt til en vanlig praksis i mange land som bruker AL-metoden (Krogstad 2009).

Fotospektroskopi.

For å måle løst fosfat i AL-ekstraktet ble antimon og molybdat (i sur løsning) tilsatt, og det ble da dannet et antimon-fosformolybdat-kompleks. Ved å tilsette askorbinsyre ble den redusert. Det gir en sterk blåfarge når fosfat er tilstede i prøven. Absorbansen ved 700nm ble målt på Gilford Stasar Spektrofotometer (Murphy & Riley 1962; NSF 1984).

ICP-OES

Ved bestemmelsen av P-AL ble det brukt ICP-OES (induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi) Optima 5300 DV fra Perkin Elmer ble brukt til analysene. Omregning fra X mg P/l i jordekstraktet til mg P/100g luft tørr jord brukes formel 3.

$$\text{mgP}/100\text{g} = \frac{X * a * b}{c * d} = 2 * X \quad (3)$$

X= mg/l målt i ekstraktet etter filtrering. a= ml tilsett ekstraksjonsløsning. b= overgangs faktor til 100g jord. c= overgangs faktor til mg (P) pr ml ekstrakt. d = mengde jord (g) innveid til analyse.

I denne rapporten brukes ICP-OES bestemmelsen som standard for P-AL verdier hvis det er ikke nevnt spesifikt at det brukes fotospektrometer.

3.4.6 Oksalat ekstraksjon.

For å bestemme oksalat løselig Aluminium, Jern og Fosfor brukes det ekstraksjonsløsning av ammoniumoksalat og oksalatsyre. Ekstraktet skal ha pH 3.

Framgangsmåten er følgende:

1,0 g jord overføres til ekstraksjonsflaske. 50 ml ekstraksjonsløsning tilsettes.

Ekstraksjonsflasken ristes liggende på ristemaskin i 240 minutter ved $20 \pm 1^\circ\text{C}$. Ristemaskinen har en hastighet på 120 frem-og tilbake ristinger i minuttet. Suspensjonen filtreres etter risting gjennom blått band filter (Krogstad 2009).

Konsentrasjonen av Aluminium, Jern og Fosfor ble bestemt med ICP-OES (induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi) Optima 5300 DV fra Perkin Elmer.

Omregning fra X mg/L Al, Fe og P i jordekstraktet til mg /100g luft tørr jord brukes formel 4.

$$mg/100g = \frac{X*a*b}{c*d} \quad (4)$$

X= mg/l målt i ekstraktet etter filtrering.

a= ml tilsett ekstraksjonsløsning.

b= overgangs faktor til 100g jord.

c= overgangs faktor til mg (Al, Fe, P) pr ml ekstrakt.

d= mengde jord (g) innveid til analyse.

3.4.7 Total fosfor analyse.

Ved bestemmelse av total fosfor ble det brukt Møberg & Petersen metoden. Denne metoden går ut på at ekstraksjon med 6 M Svovelsyre løser ut alt fosfor som kan løses ut. Etter ekstraksjonen kan ekstraktet analyseres for fosfor etter standard metode og resultatene representerer total mengden av fosfor bundet til jordpartiklene. Metoden bestemmer uorganisk fosfor og total fosfor.

- Uorganisk Fosfor:

Framgangsmåte: 1 g jord veid og tilsatt i 50 ml ekstraksjons flaske. Deretter tilsettes 5 ml 6 M Svovelsyre (H_2SO_4). Ekstraksjonsflasken er satt i vannbad ved 70°C i 10 minutter. Etter vannbadet tilsettes igjen 5 ml 6 M Svovelsyre og ekstraksjonsflasken står i en time til kjøling. Etter en time tømmes alt ut av ekstraksjonsflasken og blandes med destillert vann til sammen 250 ml i en 250 ml målekolbe. Målekolben ristes godt. Etter ristingen skal jordprøven stå og sedimenteres i ett døgn. En prøve tas ut av målekolben uten å riste den og den blir analysert for fosfat etter standard metode.

- Total fosfor:

Fremgangsmåte: 1 g jord veid i en tarert digel og glødes i glødeskap ved $550 \pm 25^\circ\text{C}$ i 4 timer. Etter glødingen tilsettes jorden som er igjen til 50 ml ekstraksjons flaske. Deretter tilsettes 5 ml 6 M Svovelsyre (H_2SO_4). Ekstraksjonsflasken er sett i vannbad ved 70°C i 10 minutter. Etter vannbadet tilsettes igjen 5 ml 6 M Svovelsyre og ekstraksjonsflasken står i en time til kjøling. Etter en time tømmes alt ut av ekstraksjonsflasken og blandes med destillert vann til sammen 250 ml i en 250 ml målekolbe. Målekolben ristes godt. Etter ristingen skal jordprøven stå og sedimenteres i ett døgn. En prøve tas ut av målekolben uten å riste den og den blir analysert for fosfat etter standard metode.

$$\textbf{\underline{Organisk fosfor = Total fosfor - uorganisk fosfor.}}$$

Resultatene viser total fosfor (Tot-P) og delingen mellom de to fraksjonene organisk og uorganisk fosfor (Møberg & Petersen 1982).

3.4.8 Fosforbindingskapasitet.

Formålet med denne analysen er å bestemme fosforbindingskapasiteten til jorda og desorpsjons egenskapene til hvert sjikt.

Framgangsmåte:

Det lages P-løsninger på basis av KH_2PO_4 løst i destillert vann og som også er 2,5 mM på basis av CaCl_2 som er samme styrke som nedbør på Jæren og kunstregn som ble brukt i nedvaskingsforsøket. Følgende konsentrasjoner ble laget: 0, 2, 4, 8, 16 mg. P/liter. 2,0 gram jord veises opp i syrevaskede 50 ml sentrifugerør. Det tilsettes 40 ml P-løsning. 3 dråper toluen tilsettes for å begrense biologisk vekst.

Blandingen er sett på ristemaskin i 24 timer og deretter sentrifugeres den i 10 minutter ved 10.000 rmp på Beckman high speed sentrifuge. Sentrifugatet filtreres gjennom 0,45 μm sprøytefilter av typen Phenex RC membrane non sterile fra Phenomenex.

Fosfat måles i filtrater etter standard molybdenblått-metoden (Murphy & Riley 1962; NSF 1984). Mengde adsorbert P er differensen mellom tilsatt mengde og P adsorbert i mg P/Kg jord (Krogstad 2007).

Konsentrasjonene som brukes i forsøket tilsvarer henholdsvis 0, 40, 80, 160 og 320 mg P/kg jord.

Forsøket utføres uten paralleller. Alle 21 sjiktene i profil A-F ble analysert.

3.5 Vannprøver.

3.5.1 DOC

DOC ble målt etter at vannprøvene ble filtrert gjennom et filter med porestørrelse 0,45 µm.

Prøvene ble målt med Shimadzu TOC-V_{CPN} karbonanalysator etter norsk standard

NS-EN 1484 (NSF 1997).

3.5.2 PO₄ fotospektrometer.

For å måle fosfat i vannprøvene ble antimon og molybdat (i sur løsning) tilsatt, og det ble da dannet et antimon-fosfomolybdat-kompleks. Dette komplekset danner blåfarge dersom det er fosfat i løsningen. Blåfargen har adsorpsjons maksimum på 700 nm og 880 nm. Det ble valgt å bruke 880 nm bølgelengde for vannprøvene da den bølgelengden er mer følsom og bestemmelsen blir mindre forstyrret av humusfarge i vannet. Det er kun fosfat som reagerer med molybdat og derfor er den målemetoden spesifikk for å bestemme denne tilstandsformen av fosfor (Murphy & Riley 1962; NSF 1984).

Framgangsmåte:

Vannprøvene ble filtrert med 0,45 µm sprøyte filter. 0,25 ml Askorbinsyre og 0,25 ml molybdat reagens ble tilsatt til 5 ml vannprøve. Etter ca. 10 minutt ble løsningen analysert på Perkin Elmer UV/VIS Lambda spektrometer ved 880 nm bølgelengde. Spektrometeret er utstyrt med 1 cm kyvette og «flow injection». Resultatene ble registrert som adsorbanse og regnet om til konsentrasjon ut i fra kalibreringskurve.

3.5.3 ICP-MS.

Jern, Aluminium og løst fosfor ble bestemt fra vannprøvene ved bruk av ICP-MS (induktiv koblet plasma-masspektroskopi). ICP-MS har plasma som har temperatur mellom 6-10.000° Kelvin. Når vannet er sprayet inn i slik temperatur brytes alle kjemiske bindinger og elementene viser seg i sitt grunnform. ICP-MS separerer atomene etter masse og ladning (m/z forhold). Denne metoden gjør ingen forskjell på tilstandsformen av grunnstoffene som skal bestemmes. Den måler derfor kun total mengden av analytten som befinner seg i prøven (Skoog et al. 2007).

3.5.4 pH i vannprøvene.

pH i vannprøvene ble målt etter norsk standard NS 4720 (NSF 1979), med et

Orion SA 720 pH-meter.

3.6 Statistisk analyse.

Det brukes t-test: «paired two sample for means» for å bestemme p-verdi i sammenligninger i denne rapporten.

For å godkjenne statistisk signifikant forskjell må $p < 0,05$.

$p < 0,05$ = signifikant påstand med 95 % sikkerhet.

$p < 0,01$ = signifikant påstand med 99% sikkerhet.

$p < 0,001$ = signifikant påstand med 99,9% sikkerhet.

Signifikansen rapporteres f.eks. slik ($p < 0,01$).

4.0 Resultater

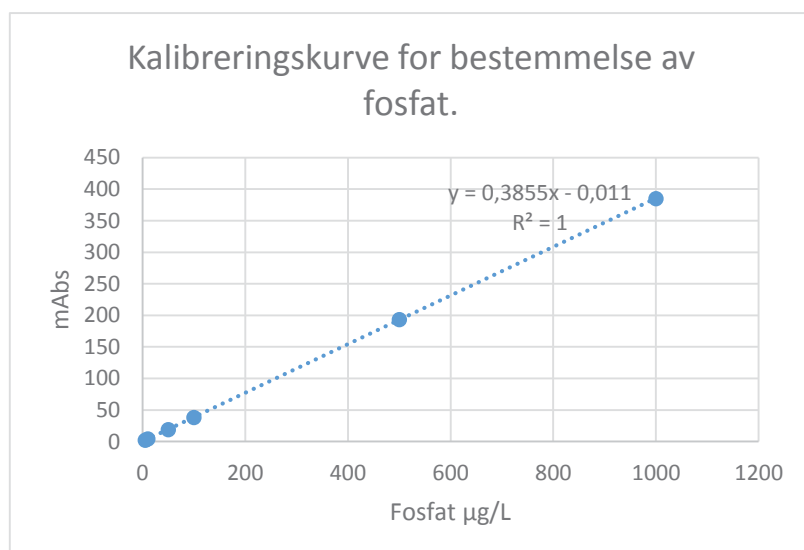
4.1 Nøyaktighet og presisjon i fotospektroskopisk metode.

Nøyaktighet og presisjon ble testet i fotospektroskopisk metode for måling av fosfat.

Nøyaktigheten ble bestemt utfra SRM (Sertifisert referanse material) som ligger i vedlegg A. Standard avvikene representerer presisjonen.

Nøyaktigheten ble bestemt $93,0 \% \pm 0,6\%$. Det ble brukt 5 paralleller ved bestemmelsen. Resultatene er innenfor akseptabelt område ifølge SRM.

Figur 4.1 viser kalibreringskurve som ble bestemt med fem paralleller av seks forskjellige konsentrasjoner blandet utfra hus standard. Samlet uskikkethet fra alle seks konsentrasjonene med 5 paralleller hver er 3,34%.



LOD (limit of detection) ble bestemt til 5 µg/L for 1 cm kyvette for laveste standard prøve. Den ble bestemt med fem paralleller.

Gjennomsnitt absorptans var $2 \text{ mAbs} \pm 0,0$.

Nøyaktighet og presisjon er akseptabel.

Figur 4.1. Kalibreringskurve for fotospektroskopisk bestemmelse av fosfor.

I dette kapitlet blir det først gått igjennom klassifisering av jordprofilene som ble tatt i forbindelse med dette forsøket sammen med resultater fra pH analyse, glødetap, tørrstoff innhold og kornfordeling. Deretter kommer resultater fra jordkjemiske analysene P-AL bestemmelse, oksalatløselige aluminium, jern og fosfat, total fosfor analyse og fosfor bufferkapasitet bestemmelse. Til slutt kommer det vannanalyseresultater fra nedvaskingsforsøket.

4.2 Jordprofiler, pH, glødetap, tørrstoff og kornfordeling.

4.2.1 Profil A- Fluvisol



Figur 4.2. jordprofil A, Umbric, Epigleyic-Fluvisol.



Figur 4.3. Profil A i 50 cm sylinder.

Den første jordprofilen (figur 4.2 og 4.3) som ble tatt er klassifisert som Fluvisol utefra WRB (World referanse base) (WRB 2007) . I denne rapporten henvises til denne profilen som profil A.

Fluvisol stammer fra det latinske ordet fluvius som betyr elv (Arnoldussen 2014a). Fluvisol er ung og lite utviklet jordsmonn som er dannet av materiale som er

avsatt i strømmende vann (Solbakken et al. 2006). Fluvisol er ikke veldig vanlig jordart på Jæren men der de finnes har de som regel Umbric sjikt og klassifiseres som Umbric Fluvisol. Området der profil A er tatt ble klassifisert av skog og landskap som *Umbric Epigleyic Fluvisol* (Nyborg 2008). Profilen har ett Ap toppsjikt som henviser til at dette er dyrket mark. Videre har denne profilen sjiktene Cg1 og Cg2. Cg betyr at sjiktet er sammensatt av opphavsmateriale som har stagnerende egenskaper og perioder med reduserende forhold. Tabell 4.1 viser at profilet har relativt høyt pH og lavt P-AL. Mineral fraksjonen er siltig sand. Organisk materiale er under 10%. Profilen ville klassifiseres med lavt plantetilgjengelig fosfor innhold i matjordlaget (Krogstad et al. 2008). Det var ikke funnet forklaring på hvorfor P-AL verdiene er så lave i denne profilen. P-AL er lavt for dyrka mark og spesielt lavt for Jæren området.

Tabell 4.1 Karakterisering av jordprofil A.

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrstoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Ap 0-20 cm	2,1	7,6 %	98,1%	-	-	-	8,8	6,8
Cg1 20-40 cm	1,5	7,7 %	97,8%	8,4 %	30,7 %	60,9 %	8,7	6,9
Cg2 40-60 cm	1,3	5,3 %	98,8%	6,1 %	24,2 %	69,7 %	10,4	6,9

4.2.2 Profil B- Umbrisol



Figur 4.4, profil B Endostagnic-Umbrisol (Humic) Figur 4.5. Profil B i 50 cm sylinder.

Den andre jordprofilen (figur 4.4 og 4.5) som ble tatt klassifiseres som Umbrisol utefra WRB. I denne rapporten henvises til denne profilen som profil B. Umbrisol kommer av det latinske ordet umbra som betyr skygge. Mørkt humusrikt matjordlag er karakteristisk for Umbrisol. Pga. næringsfattig opphavsmaterial har

Umbrisols i udyrket mark lav pH og vegetasjon som gir surt organisk materiale. Umbrisol blir dannet i kjølige og fuktige klimaforhold noe som finnes på Jæren. Med kalking og riktig gjødsling kan Umbrisols egne seg godt til dyrking av variert plantevekst (Arnoldussen 2014d). På Jæren er det en del Umbrisol som i fleste tilfeller er Endostagnic-Umbrisol. Området der profil B ble tatt fra har Skog og landskap klassifisert som Endostagnic – Umbrisol (Nyborg 2008). Profilen har Ap toppsjikt som betyr at dette er dyrket mark. Videre har denne profilen sjiktene Bw og Cg. Bw betyr at det er anrikning av forvitra material i sjiktet. Cg henviser til at sjiktet er sammensatt av opphavsmateriale som har stagnerende egenskaper og perioder med reduserende forhold.

Tabell 4.2 viser at pH avtar nedover i profilet og at det er stor forskjell på P-AL målingene i toppsjiktet og i nedre lag. Matjordlaget har over 10% organisk materiale. Mineral fraksjonen er siltig sand. Profilen ville klassifiseres med veldig høyt plantetilgjengelig fosfor innhold i matjordlaget (Krogstad et al. 2008).

Tabell 4.2. Karakterisering av jordprofil B.

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrestoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Ap 0-30 cm	19,7	10,4 %	97,5%	-	-	-	8,6	6,3
Bw 30-60 cm	3,6	3,0 %	99,1%	2,8 %	16,1 %	81,1 %	10,5	5,9
Cg 60-100 cm	1,6	2,0 %	99,1%	3,9 %	16,1 %	80,0 %	11,7	5,3

4.2.3 Profil C, Histosols



Figur 4.6. Profil C, Sapric-Histosol (Ruptic).



Figur 4.7. Profil C i 50 cm sylinder.

Jordprofil C figur 4.6 og 4.7) klassifiseres som Hiltosol utefra WRB. Histosol kommer fra det greske ordet histos som betyr vev som i plantevev (Arnoldussen 2014b). Profilet har Op i toppsjiktet noe som betyr at sjiktet består i hovedsak av organisk materiale og er dyrket mark. Profilet har Oe i andre sjikt. Det står

for hvilken grad av nedbrytning det organiske materialet i sjiktet har. På halvmeter dyp er total endring i profil materialet. Skog og landskap klassifisert området som *Sapric-Histosol (Ruptic)* som betyr at profilet endres (Nyborg 2008). Det stemmer dersom profilet består av sand fra 50 cm dype og nedover. Profil C har videre Cg sjikt som betyr at sjiktet er sammensatt av opphavsmateriale med stagnerende egenskaper og i perioder reduserende forhold. Når prøven ble tatt lå grunnvannsspeilet på ca. 80 cm dype i profilet. Tabell 4.3 viser at det er stor forskjell i de fleste egenskapene i profilet ved 40 cm dypt. P-AL går fra 24 til 8 samtidig som de nederste to sjiktene har nesten ikke organisk materiale det i hele tatt. Profilen ville klassifiseres med veldig høyt plantetilgjengelig fosfor innhold i matjordlaget (Krogstad et al. 2008).

Tabell 4.3. Karakterisering av jordprofil C som vises på figur. 4.6 og 4.7

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrestoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Op 0-30 cm	24,0	63,5 %	88,2%	-	-	-	4,5	5,2
Oe 30-40 cm	18,0	64,9 %	88,8%	-	-	-	4,9	4,8
Cg1 40-60 cm	8,1	1,2 %	99,5%	1,0 %	3,2 %	95,8 %	11,6	5,0
Cg2 60-100 cm	5,5	0,5 %	100,0%	0,0 %	1,4 %	98,6 %	13,6	5,2

4.2.4 Profil D, Histosols



Figur 4.8. Profil D, Sapri-Histosol.



Figur 4.9. Profil D i 50 cm sylinder.

Jordprofil D (figur 4.8 og 4.9) klassifiseres som Hiltosol utefra WRB.

Histosol kommer fra det greske ordet histos som betyr vev som i

plantevev (Arnoldussen 2014b). Profilet har Op i

toppsjiktet noe som betyr at sjiktet består i

hovedsak av organisk materiale og er dyrket

mark. Profil et har Oa i

de nedre sjikt. Det står for

hvilken grad av nedbrytning det organiske materialet i sjiktet har. Profilet fortsetter nedover med Oa sjikt, dvs. hele profilen består av organisk materiale. Profil D har Skog og landskap klassifisert som *Sapric-Histosol* (Nyborg 2008). Tabell 4.3 og 4.4 viser at profil D har delvis organisk materiale i hele profilet eller fra 45-56%. Tabellene viser at P-AL går fra 8,5 til 1,9 i profilet. Profilen ville klassifiseres med høy plantetilgjengelig fosfor innhold i matjordlaget (Krogstad et al. 2008).

Tabell 4.4. Karakterisering av jordprofil D som vises på figur 4.8 og 4.9.

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrstoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Op 0-30 cm	8,5	55,2 %	89,3%	-	-	-	4,2	6,1
Oa1 30-40 cm	8,2	55,9 %	88,9%	-	-	-	4,5	5,9
Oa2 40-60 cm	5,9	49,9 %	89,8%	-	-	-	4,6	5,5
Oa3 60-100 cm	1,9	45,1 %	89,9%	-	-	-	4,3	5,0

4.2.5 Profil E, Stagnosol



Figur 4.10. Profil E, Umbric-Stagnosol.



Figur 4.11. Profil E i 50 cm sylinder.

Profil E klassifiseres som Stagnosol utefra WRB. I denne rapporten henvises til denne profilen som profil E. Stagnosol stammer fra det latinske verbet stagnere som betyr å oversvømme. Dvs. at denne typen jordsmonn har problemer med å drenere bort overflatevann (Arnoldussen 2014c).

Profilen har ett Ap toppsjikt som betyr at dette er dyrket mark. Videre har profilen sjiktene Bg og C. Bg betyr at det er anrikning av forvitra material i sjiktet, at sjiktet har stagnerende egenskaper og har i perioder reduserende forhold. C henviser til at sjiktet er sammensatt av opphavsmaterial. Figur 4.10 og 4.11 viser jordprofil E som Skog og landskap har klassifisert som *Umbric-Stagnosol* (Nyborg 2008). Tabell 4.5 viser at mineral fraksjonen består av siltig sand. Profilen har pH 6 gjennom hele profilen. Organisk materiale er 9% i matjordlaget og avtar nedover. P-AL er uforventa lavt til å være fra dyrka mark i Jæren området. Profilen ville klassifiseres med middels høyt plantetilgjengelig fosfor i matjordlaget (Krogstad et al. 2008).

Tabell 4.5. Karakterisering av jordprofil E.

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrstoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Ap 0-20 cm	5,6	9,2 %	97,6%	-	-	-	8,2	5,9
Bg 20-40 cm	3,3	1,5 %	99,0%	5,7 %	31,5 %	62,9 %	13,2	6,0
C 40-60 cm	1,3	2,4 %	99,0%	4,3 %	25,2 %	70,5 %	12,6	5,9

4.2.6 Profil F, Stagnosol



Figur 4.12. Profil F, Umbirc-Stagnosol.



Figur 4.13. Profil F i 50 cm sylinder.

Den siste jordprofilen som ble tatt klassifiseres som Stagnosol utefra WRB. I denne rapporten henvises til denne profilen som profil F. Stagnosol stammer fra det latinske verbet stagnere som betyr å oversvømme. Dvs. at denne typen jordsmonn har problemer med å drenere bort overflatevann (Arnoldussen 2014c).

Denne profilen har ett Ap toppsjikt som betyr at dette er dyrket mark. Videre har profilen sjiktene Bg og C. Bg betyr at det er anrikning av forvitra material i sjiktet, at sjiktet har stagnerende egenskaper og har i perioder reduserende forhold. C henviser til at sjiktet er sammensatt av opphavsmaterial. Figur 4.12 og 4.13 viser jordprofilet som Skog og landskap har klassifisert som *Umbric-Stagnosol* (Nyborg 2008). Tabell 4.6 viser at mineral fraksjonen består av siltig sand. Profilen har pH i område 5,5-6,6. Organisk materiale er 9% i matjordlaget og avtar nedover. P-AL i matjordlaget er 9,1 men avtar kraftig straks på 30 cm dypt. Profilen ville klassifiseres med høy plantetilgjengelig fosfor innhold i matjordlaget (Krogstad et al. 2008).

Tabell 4.6. Karakterisering av jordprofil F.

Sjikt	P-AL mgP/100g	Organisk materiale	Tørrstoff	Leir	Silt	Sand	Volumvekt i lab. g/10 ml.	pH
Ap 0-30 cm	9,1	9,1 %	98,2%	-	-	-	7,0	6,6
Bg1 30-40 cm	2,1	4,1 %	99,1%	3,5 %	15,5 %	81,0 %	8,9	5,7
Bg2 40-60 cm	1,7	4,2 %	99,0%	-	-	-	9,2	5,5
C 60-100 cm	0,6	1,6 %	99,5%	1,6 %	14,7 %	83,7 %	10,0	5,6

4.3 AL ekstraherbart fosfor.

Tabell 4,7 viser resultat fra P-AL analysen. Det ble brukt to forskjellige instrumenter ved bestemmelsen. Fosfat (PO_4) ble bestemt fotospektroskopisk men løst fosfor ble bestemt med ICP. Verdiene for P-AL varierte fra 2,1 til 24 i matjordlaget. De to organiske jordtypene C og D har nokså ulik P-AL. Profil C har P-AL 24 mens profil D har 8,5. Profil A har P-AL 2,1 noe som er i høyeste grad uvanlig for Jæren området. Det ble kjørt flere målinger på dette profilet for å undersøke om det hadde oppstått analyse feil uten å finne noen spor som antyder det.

P-AL verdiene avtar nedover i alle profilene også i profil A som har veldig lave verdier i matjordlaget.

Tabell 4.7. Resultater fra P-AL bestemmelsen av jordprofilene A-F. P-AL er fosfat som er ekstrahert fra jordprøve med ammoniakk laktat. P-AL gjenspeiler plantetilgjengelig fosfor i jord. Det ble utført fotospektroskopisk analyse for fosfat (PO_4), og ICP ble brukt for å bestemme løst fosfor.

Før Utvasking					Etter utvasking			
Profil-cm	P-AL (PO4)	Std. (n=3)	P-AL (ICP)	Std. (n=3)	P-AL (PO4)	P-AL (ICP)	Std. (n=3)	
A 0-20	1,4	5,9 %	2,1	5,4 %	1,5	2,0	1,2 %	
	20-40	0,7	4,7 %	1,5	0,8 %	0,7	1,3	5,4 %
	40-60	0,7	0,0 %	1,3	3,3 %	0,6	1,1	3,8 %
B 0-30	16,8	2,1 %	19,7	1,6 %	17,6	16,0	3,3 %	
	30-60	3,2	5,6 %	3,6	5,6 %	3,9	2,8	0,0 %
	60-100	1,3	6,9 %	1,6	6,7 %	1,6	1,4	8,0 %
C 0-30	18,2	1,6 %	24,0	0,0 %	17,5	19,7	2,3 %	
	30-40	15,4	1,6 %	18,0	1,1 %	14,3	14,5	11,2 %
	40-60	7,9	10,1 %	8,1	9,3 %	7,2	7,2	15,5 %
	60-100	5,4	4,7 %	5,5	4,2 %	5,8	5,9	7,1 %
D 0-20	5,5	2,7 %	8,5	2,7 %	6,5	8,3	6,0 %	
	20-40	5,3	0,6 %	8,2	0,0 %	6,0	7,7	5,4 %
	40-60	3,7	2,2 %	5,9	2,0 %	3,5	5,3	21,9 %
	60-100	0,8	7,1 %	1,9	1,6 %	1,6	2,1	12,4 %
E 0-20	3,8	0,6 %	5,6	0,0 %	3,4	4,2	9,5 %	
	20-40	2,7	4,3 %	3,3	4,4 %	1,0	1,4	0,0 %
	40-60	0,6	5,8 %	1,3	2,7 %	0,5	0,7	30,9 %
F 0-25	7,1	2,9 %	9,1	3,3 %	7,3	7,7	12,8 %	
	25-45	2,1	6,1 %	2,5	4,7 %	1,6	1,6	8,8 %
	45-65	1,7	9,1 %	1,7	5,4 %	1,4	1,2	17,9 %
	65-90	0,6	5,8 %	0,7	4,3 %	0,6	0,4	5,6 %

Statistisk t-test analyse viser følgende resultater:

- ICP analysen viser signifikant høyere P-AL verdier en fotospektroskopisk analyse ($p < 0,001$). Forskjellen er større før utvaskingen og spesielt i de sjikt som har høye verdier av organisk materiale.
- Det er ikke signifikant forskjell i fotospektroskopisk P-AL analyse før og etter utvaskingen ($p > 0,05$).
- Det er signifikant forskjell i analyse der det brukes ICP ved å bestemme P-AL verdiene før og etter utvaskingen ($p < 0,001$).
- Etter utvaskingen går verdiene bestemt med ICP ned og det er ikke signifikant forskjell mellom ICP analyse og fotospektroskopisk metode etter utvaskingen ($p > 0,05$).

Årsaken til at ICP målingene gir lavere verdier etter utvaskingen kan indikere på at fraksjonen som ICP analyser i tillegg til fosfat (PO_4) er lett løselig og har i stor grad blitt vasket ut under nedvaskingsforsøket.

4.4 Oksalat ekstraksjon.

Tabell 4.8 viser resultater fra bestemmelsen av oksalat løselig aluminium, jern og fosfor sammen med beregnet fosfor metningsgrad PSD. De organiske jordene C og D har de høyeste verdiene av oksalat løselig jern og aluminium. Profil B har høyest Fosfor metningsgrad 36,5 mens profil C som har høyest P-AL har 30,2 i fosfor metning. Lite jern og aluminium i profil B kan forklare at den har litt høyere verdi en profil C. Både profil B og C har veldig høy P-AL i matjordlaget og derfor stemmer det godt at disse to også ligger høyt i fosformetningsgrad.

Tabell 4.8. Resultater fra bestemmelse av oksatalløselig aluminium, jern og fosfat sammen med fosfor metnings grad PSD.

		mg/100g					
Profil-cm	Al-oks	Std (n=3)	Fe-oks	Std (n=3)	P-oks	Std (n=3)	. DSP %
A 0-20	140	0,0 %	585	1,7 %	31	0,9 %	12,7
	20-40	157	4,9 %	745	4,7 %	28	6,8 %
	40-60	0,108	7,1 %	540	4,2 %	18	1,6 %
B 0-30	290	3,0 %	552	2,1 %	117	2,5 %	36,5
	30-60	85	5,9 %	168	8,5 %	21	3,6 %
	60-100	50	8,6 %	186	11,0 %	17	0,0 %
C 0-30	550	0,0 %	1.152	3,0 %	192	1,5 %	30,2
	30-40	473	4,4 %	858	5,7 %	115	4,3 %
	40-60	33	17,5 %	50	20,6 %	-	-
	60-100	21	0,0 %	33	2,3 %	-	-
D 0-20	783	3,7 %	1.503	2,8 %	138	2,1 %	16,0
	20-40	817	3,5 %	1.562	2,4 %	140	0,0 %
	40-60	933	3,1 %	1.372	5,8 %	113	5,1 %
	60-100	1.100	4,5 %	388	6,3 %	62	4,7 %
E 0-20	342	6,1 %	222	5,2 %	30	6,2 %	11,8
	20-40	222	3,4 %	277	5,7 %	16	0,0 %
	40-60	263	1,1 %	212	2,2 %	-	-
F 0-25	140	3,6 %	250	5,1 %	30	0,0 %	20,0
	25-45	162	1,8 %	227	3,5 %	-	-
	45-65	190	2,6 %	231	0,2 %	-	-
	65-90	097	3,0 %	94	7,5 %	-	-

Standard avvikene er beregnede utefra tre paralleller av hver prøve, der hver parallell ble behandlet og målt separat.

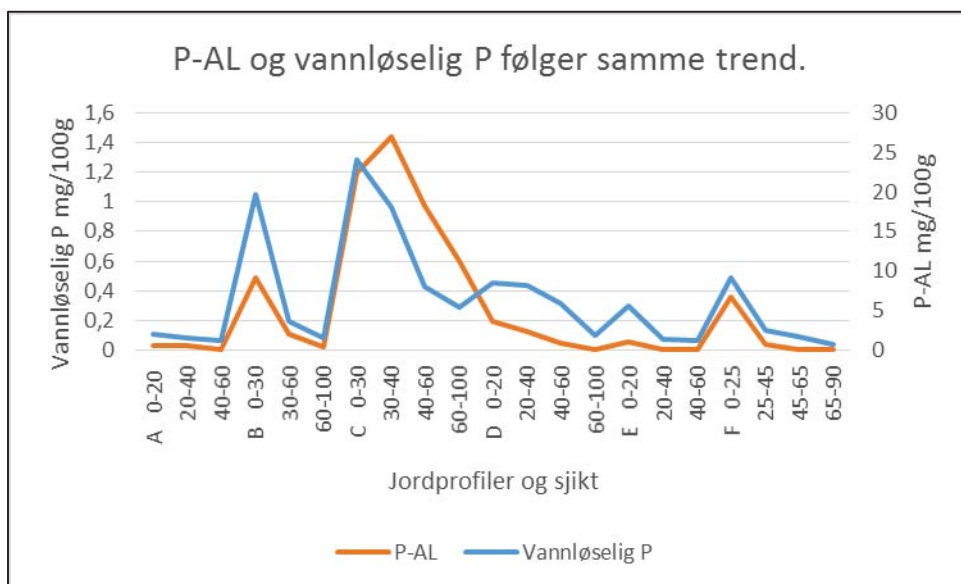
4.5 Total fosfor analyse, fosfor fraksjoner.

Det ble utført total fosfor analyse der den totale mengden av uorganisk og organisk fosfor i jordprøvene ble bestemt. Tabell 4.9 viser at innhold av totalfosfor i øverste sjikt varierer fra 53 til 277 mg/100g. Tilsvarende varierer P-AL fra 2,1 til 24 mg/100g. P-AL målingen følger ikke samme trend som Tot-P analysen. Hvis Profil B og D sammenlignes vises det at Profil D har høy Tot-P status. Allikevel har profil B mer en dobbel P-AL verdi sammenlignet med profil D. K_d er beregnet som total fosfor/vannløselig fosfor. Høy K_d betyr at det er en veldig liten fraksjon som er i vannfasen. Sammenligning mellom profil A og D viser godt hvordan K_d verdi kan brukes. Øverste sjikt i profil A har mindre total fosfor en nederste sjikt i profil D. Nederste sjikt i profil D har 6 ganger høyere K_d verdi en øverste sjikt i profil A. Selv om øverste sjikt i profil A har mindre total fosfor er vannløselige fraksjonen 4 ganger større enn i nederste sjikt i profil D.

Tabell 4.9. viser totalfosfor analyse sammen med oksalatløselig fosfor, AL løselig fosfor og vannløselig fosfat.

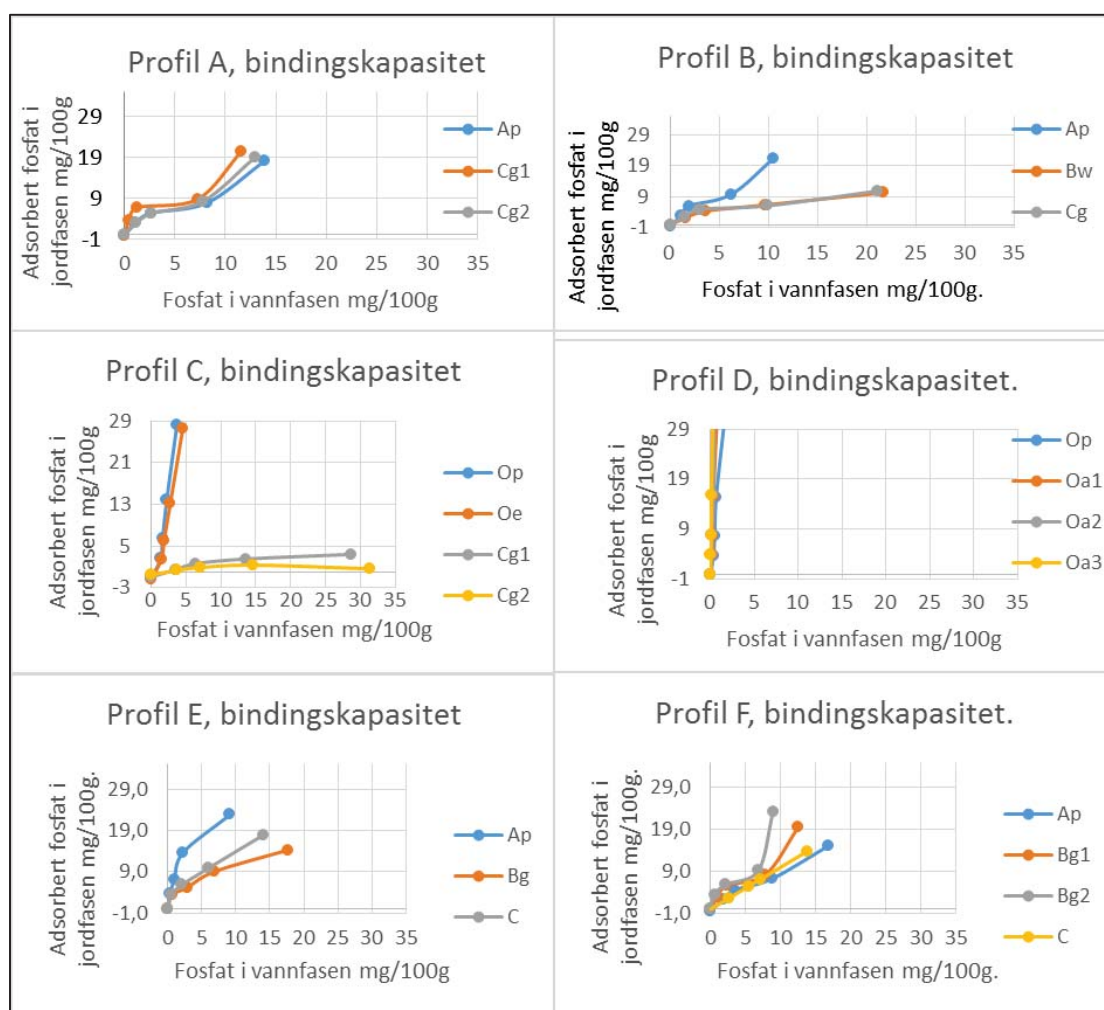
Fosfor fraksjoner oppgitt i mg/100g							K_d
Profil-cm	Tot-P	Uorganisk-P	Organisk-P	Oksalat løst-P	AL-ekstrakt løst P (ICP)	Vannløselig P	
A 0-20	86,3	63,2	23,1	30,8	2,1	0,031	2.790
20-40	82,9	55,0	27,9	27,8	1,5	0,031	2.670
40-60	68,6	50,3	18,3	18,2	1,3	0,004	17.150
B 0-30	163,7	113,5	50,3	116,7	19,7	0,486	340
30-60	50,3	45,5	4,8	21,3	3,6	0,112	450
60-100	57,7	57,7	0,0	17,0	1,6	0,025	2.280
C 0-30	277,2	151,5	125,7	191,7	24,0	1,200	230
30-40	190,2	103,3	87,0	115,0	18,0	1,439	130
40-60	36,7	35,3	1,4	-	8,1	0,968	40
60-100	21,1	23,1	-2,0	-	5,5	0,599	40
D 0-20	222,2	82,2	140,0	138,3	8,5	0,193	1.150
20-40	225,5	95,8	129,8	140,0	8,2	0,128	1.760
40-60	185,5	65,9	119,6	113,3	5,9	0,047	3.940
60-100	113,5	22,4	91,0	61,7	1,9	0,009	12.610
E 0-20	53,0	24,5	28,5	30,3	5,6	0,058	910
20-40	56,4	55,7	0,7	16,0	1,4	0,004	14.100
40-60	48,9	38,7	10,2	-	1,3	0,004	12.230
F 0-25	63,9	35,3	28,5	30,0	9,1	0,361	180
25-45	31,9	20,4	11,6	-	2,5	0,036	890
45-65	24,5	16,3	8,2	-	1,7	0,009	2.720
65-90	50,3	38,7	11,6	-	0,7	0,004	12.580

Figur 4.14 viser at vannløselige fosfor fraksjonen følger samme trend som P-AL fraksjonen. Denne figuren viser hvert sjikt for seg. Generelt er høyest konsentrasjon i toppsjiktet og styrken avtar med dybden.



Figur 4.14. Vannløselig P og P-AL fraksjonene i profiler A-F følger samme trend.

4.6 Fosforbindingskapasitet.



Figur 4.15. Fosfor bindingskapasiteten til profiler A-F og alle sjikt i hver profil.

Figur 4.15 viser grafisk fosfat bindingskapasitet i jordprofiler A-F. Konsentrasjonen i intervallet fra 0-16 mg/L ble brukt i følgende trinn: 0,0 mg/L, 2 mg/L, 4 mg/L, 8 mg/L og 16 mg/L. Den sterkeste konsentrasjonen var ikke sterk nok for å etablere maksimum adsorpsjons punkt i profilene. A.N. Sharpley har brukt følgende konsentrasjons økning 0,1,2,4,10,20, og 50 mg P /mL ved sine studier (Sharpley et al. 2007). Disse høye konsentrasjonene er langt fra naturlig tilstand. Den høyeste konsentrasjonen som ble brukt i denne undersøkelsen 16 mg/l svarer til ca 70 kg fosfor gjødsel pr. dekar. Vanlig gjødsling er 2-3,5 kg P/daa. Det som er vært å merke seg er at alle jordprofilene er i stand til å adsorbere gjødsel mengden som ble tilført under dette forsøket (3,5kgP/daa.).

Alle profilene adsorberer omtrent alt tilsatt fosfor av de laveste konsentrasjonene. Profil D adsorberer fortsatt omtrent alt tilsatt fosfor når 16 mg/l konsentrasjonen er tilsett. Profil C har stor variasjon fra de øver to sjiktene til den nedre to sjiktene.

Tabell 4.10 viser hvor mye jordprøvene adsorberte av bufferløsningen 16 g/l, som svarer til 32 mg/100g tilført fosfat. Tabellen viser bufferkapasiteten i prosent sammen med hvor stor økning av total fosfor denne buffering utgjør.

Tabell 4.10. Adsorpsjonen av høyeste fosfat konsentrasjonen som ble tilsatt under fosfat bufferkapasitet forsøket 16 mg/l. Tabellen viser også Tot-P og beregnet økning av Tot-P etter adsorpsjonen.

Profil-cm	Adsorbert av 32mg/100g bufferingen	Bufferkapasitet i %	Tot-P før adsorpsjon.	Økning av Tot- P (%)
A 0-20	18,1	57	86,3	21
20-40	20,4	64	82,9	25
40-60	19,0	59	68,6	28
B 0-30	21,4	67	163,7	13
30-60	10,3	32	50,3	21
60-100	10,9	34	57,7	19
C 0-30	28,3	88	277,2	10
30-40	27,5	86	190,2	14
40-60	3,4	11	36,7	9
60-100	0,6	2	21,1	3
D 0-20	30,4	95	222,1	14
20-40	31,3	98	225,5	14
40-60	31,5	99	185,5	17
60-100	31,7	99	113,5	28
E 0-20	22,8	71	53,0	43
20-40	14,3	45	56,4	25
40-60	17,9	56	48,9	37
F 0-25	15,1	47	63,9	24
25-45	19,5	61	31,9	61
45-65	23,1	72	24,5	94
65-90	13,8	43	50,3	27

De organiske sjiktene i jordprofilene C og D har mest fosfor bindingskapasitet av alle jordprofilene. Profil C som har to sand sjikt fra 40-100 cm har veldig liten bufferkapasitet i de sjiktene sammenlignet med de øvre to organiske sjiktene og profil D som er organisk profil ned til 100 cm. Profil F har relativt mest økning av total fosfor etter adsorpsjonen eller opp til 94% økning.

4.7 Vannprøver.

4.7.1 Vannføring.

Tabell 4.11 viser vanntilførselen til hver enkel sylinder. Tabellen viser total mengden tilført kunstregn under hver del av forsøket. Målet var å tilføre 50 cm sylindrene vann som svarer til 100 mm nedbør i døgnet. Det ville vært 785 ml pr døgn eller 4.712 ml over 6 dagers periode. Målet for 100 cm sylindrene var å tilføre vann som svarer til 200 mm nedbør i døgnet. Det ville vært 1.560 ml pr døgn eller 7.853 over 5 dagers periode. Det er verdt å merke seg at 100 cm sylindrene 24, 25 og 26 der profil B testes, tettet seg gjentatte ganger under forsøket og måtte slås av. Dette problemet forverret seg når det var tilført husdyrgjødsel. Det forklarer hvorfor vanntilførselen er lavere til disse sylindrene.

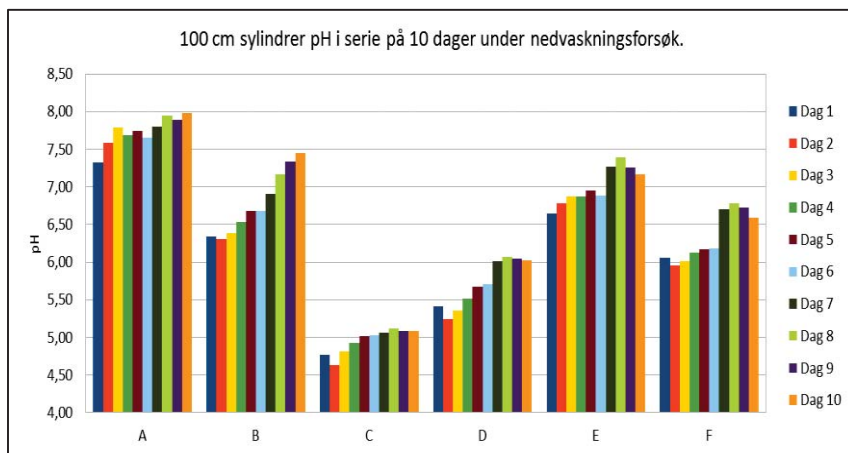
Tabell 4.11. Vanntilførsel til hver sylinder.

50 cm				100 cm			
Sylinder		Total ml. nedbør		Sylinder		Total ml. nedbør.	
Profil	nr.	Kunstgjødsel.	Husdyrgjødsel.	Profil	nr.	Uten gjødsel	Husdyrgjødsel
A	1	4 065	4 285	A	21	8 410	8 185
	2	4 390	4 185		22	9 535	9 995
	3	4 295	3 735		23	7 200	7 590
B	4	4 390	4 920	B	24	6 015	3 420
	5	5 055	4 135		25	4 750	3 575
	6	4 995	4 715		26	6 165	3 840
C	7	4 415	4 505	C	27	7 425	7 445
	8	5 490	5 080		28	7 070	6 785
	9	4 005	4 035		29	7 005	6 815
D	11	4 080	3 865	D	31	8 055	8 205
	12	5 080	4 710		32	7 965	7 775
	13	4 460	4 290		33	6 755	7 225
E	14	5 015	4 660	E	34	6 855	7 490
	15	4 980	4 640		35	6 695	7 250
	16	4 030	3 995		36	7 470	7 575
F	17	4 780	4 505	F	37	7 695	7 700
	18	4 940	4 355		38	7 755	7 975
	19	5 325	4 520		39	7 820	7 995
Gjennomsnitt		4 655	4 396			7 258	7 047
Std.		472	365			1 039	1 726

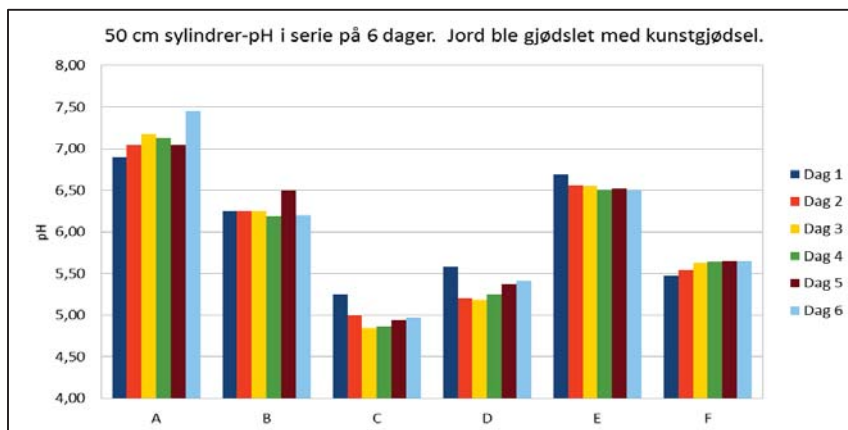
Tabell 4.11 viser at vanntilførselen variere en del mellom ulike sylindre. Det skyldes at pumpene som ble brukt er av gammelt modell og det produseres ikke lenger slangesett til dem. Derfor ble det brukt gamle slitne slanger. De slangene var ikke alle like slitne og dersom hver pumpe pumper til 9 sylindre det forklarer det variasjonen i vanntilførsel til de ulike sylindrene. Det ikke er signifikant forskjell i vannføring mellom forsøkene A-F ($p>0,05$) (unntatt B for 100 cm søyler).

4.7.2 pH i utvaskings vannet.

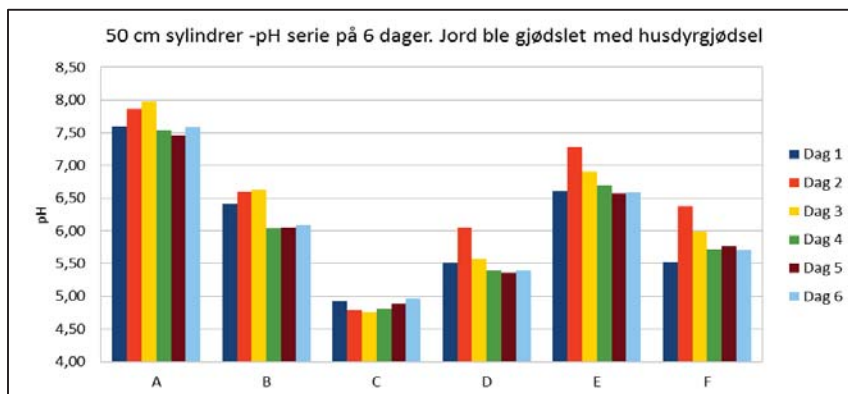
Figur 4.16 viser at pH stiger fra alle sylindrene 100 cm sylindrene gjennom 10 dages forsøksperioden. Figur 4.17 og 4.18 viser at pH endres lite i 50 cm sylindrene under forsøksperioden.



Figur 4.16. pH fra vannprøvene fra 100 cm sylindrene.



Figur 4.17. pH fra vannprøvene fra 50 cm sylindrene under kunstgjødsel perioden.



Figur 4.18. pH fra vannprøvene fra 50 cm sylindrene under husdyrgjødsel perioden.

4.7.3 Fosfor utvasking

Tabell 4.12 viser resultatene fra bestemmelsen av løst fosfor i vannprøvene etter at vannet drenerte gjennom jordprofilene. Fra jordprofil C ble det målt meget høye konsentrasjoner av løst fosfor både fra 50 og 100 cm sylindrene. 50 cm sylindrene sammenligner effekten av husdyrgjødsel og kunstgjødsel. Det viser seg at det vaskes ut signifikant høyere konsentrasjon av løst fosfor når det er gjødslet med husdyrgjødsel sammenlignet med kunstgjødsel ($p < 0,001$). Resultatene for 100 cm sylindrene viser effekten av gjødsling med husdyrgjødsel. Der vises det at konsentrasjonen av løst fosfor i nedvaskings vannet øker signifikant i alle profilene unntatt profil E ($p < 0,05$).

Tabell 4.12. Vannføringsveid gjennomsnitt konsentrasjon av løst fosfor fra hele nedvasking forsøket.

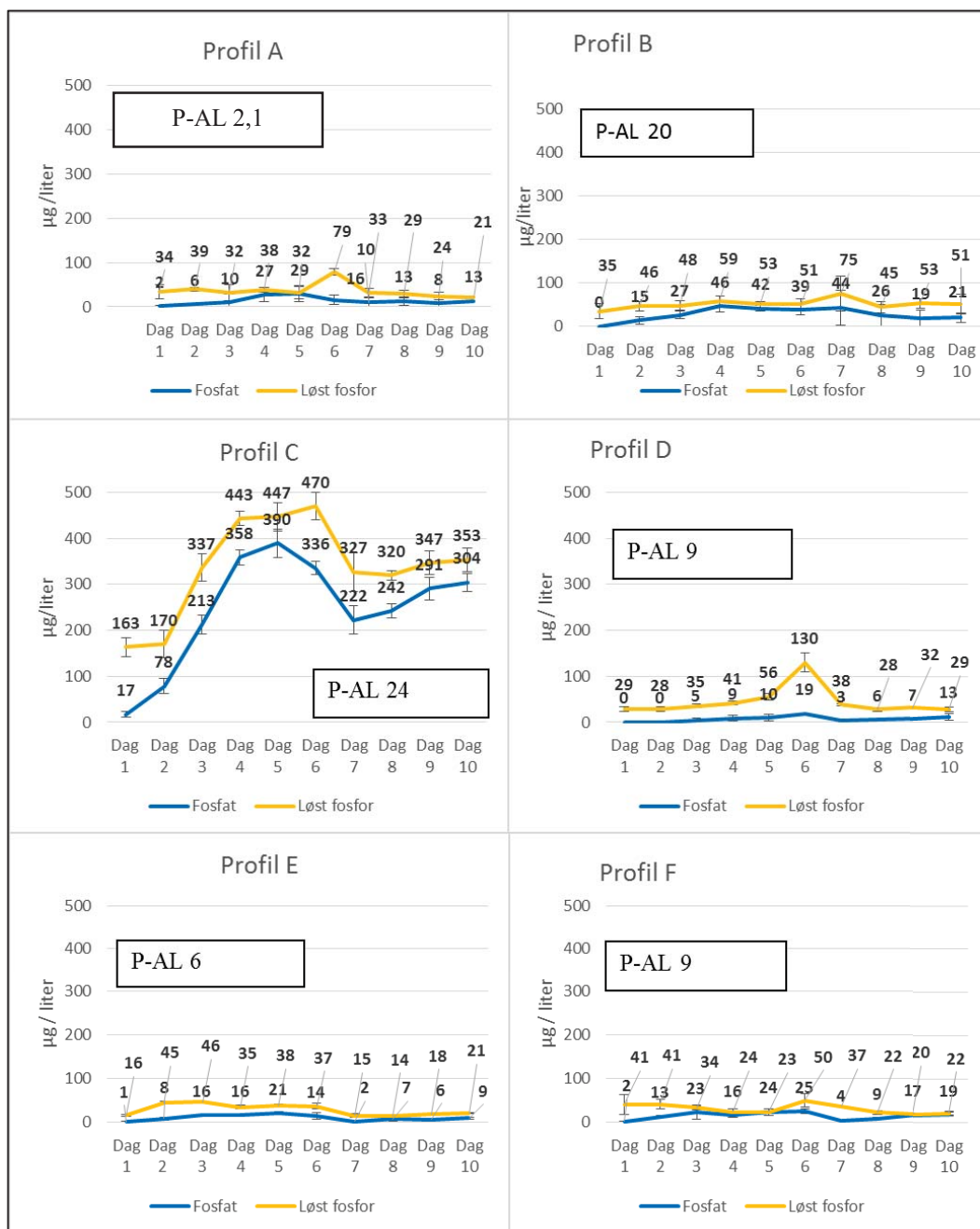
Konsentrasjon av løst fosfor fra nedvasking gjennom jordprofilene.				
50 cm profil	Kunstgjødsel		Husdyrgjødsel	
	$\mu\text{g/l}$	Std.	$\mu\text{g/l}$	Std.
A	33	6%	60	23%
B	44	25%	73	12%
C	283	7%	362	4%
D	46	22%	67	4%
E	37	19%	68	5%
F	27	15%	59	24%

100 cm profil	Uten gjødsel		Husdyrgjødsel	
	$\mu\text{g/l}$	Std.	$\mu\text{g/l}$	Std.
A	35	34%	37	24%
B	48	17%	54	15%
C	315	6%	365	20
D	39	5%	51	5%
E	36	6%	22	9%
F	32	28%	30	16%

Figurer 4.18, 4.19 og 4.20 på de neste tre sidene viser konsentrasjonen av løst fosfor og fosfat hver dag fra forsøks perioden. Gul linje representerer løst fosfor som tabell 4.12 bygger på. Blå linje representerer fosfat fra samme vannprøve.

4.7.4 Effekt av husdyrgjødsel.

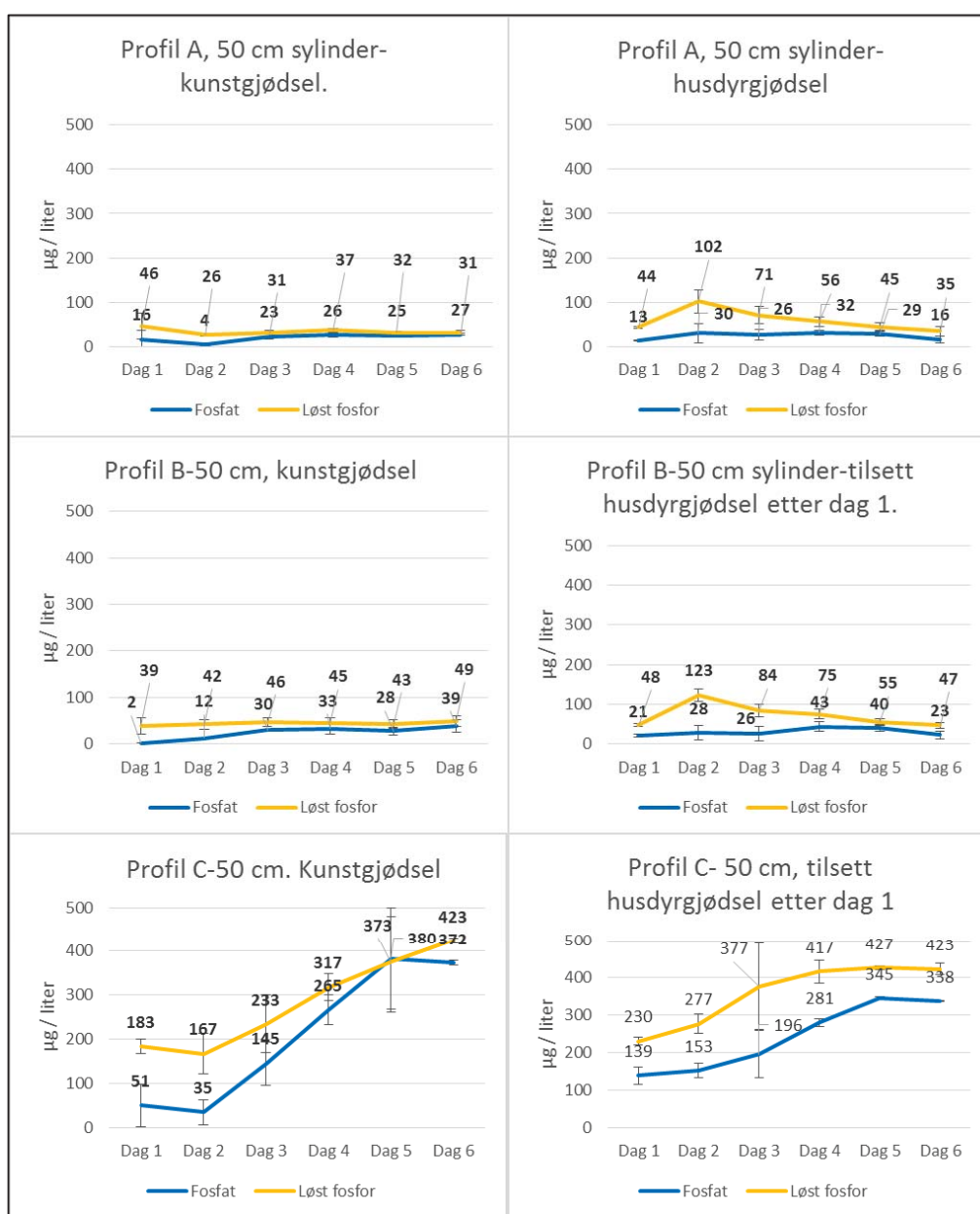
Figur 4.19 viser resultater fra utvasking av fosfor fra 100 cm sylindrene. Alle sylindrene ble tilført husdyrgjødsel etter dag 5. Alle profilene viser en tendens til økt konsentrasjon av løst fosfor dagen etter at det ble gjødslet med husdyrgjødsel. Det ble ikke registrert samme puls av fosfat konsentrasjon. Arealet under pulsen kan antas som økning i gjennomsnitt konsentrasjon når husdyrgjødsel sammenlignes med kunstgjødsel. P-AL tallene på grafen representerer P-AL i matjordlaget i hver profil.



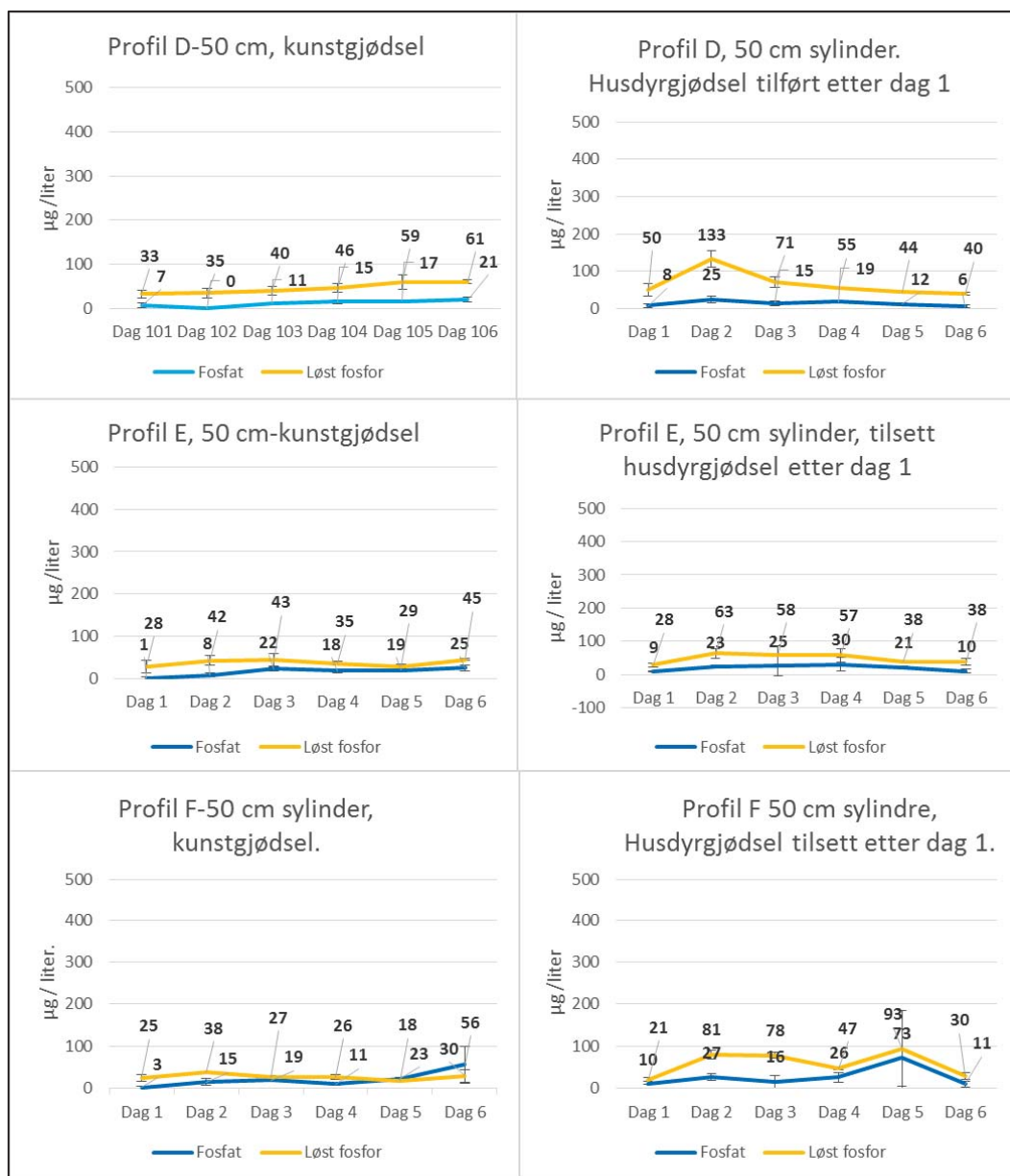
Figur 4.19. Fosfor nedvasking fra jordprofil A-F i 100 cm sylindrene. Nøyaktige verdier for konsentrasjon av løst fosfor og fosfat er plotet inn i gravene og står over kurvene.

4.7.5. Forskjeller i effekt mellom kunstgjødsel og husdyrgjødsel.

Figur 4.20 og 4.21 viser resultater fra utvasking av fosfat fra 50 cm sylindrene. Denne delen av forsøket var to delt. Først ble alle profilene tilført kunstgjødsel og vasket ut i 6 døgn. Deretter ble sylindrene tømt for jord og ny jord ble tilsatt fra samme jordprøve og tilført husdyrgjødsel. Figurene viser at fosfat utlekking målt fotospektroskopisk ($\text{PO}_4^{\text{n-}}$) er forholdsvis lik mellom husdyrgjødsel og kunstgjødsel. Når ICP brukes ved bestemmelsen vises det samme puls i konsentrasjonen av løst fosfor i 50 cm sylindrene som figur 4.19 viser fra 100 cm sylindrene.



Figur 4.20. Jordprofiler A-C i 50 cm sylindrer og sammenligner fosfat nedvasking ved bruk av kunstgjødsel og husdyrgjødsel. Nøyaktige verdier for konsentrasjon av løst fosfor og fosfat er plotet inn i gravene og står over kurvene.



Figur 4.21. Jordprofiler A-C i 50 cm sylindrer og sammenligner fosfat nedvasking ved bruk av kunstgjødning og husdyrgjødsel. Nøyaktige verdier for konsentrasjon av løst fosfor og fosfat er plotet inn i gravene og står over kurvene.

4.7.6. DOC (Dissolvable organic carbon)

Tabell 4.13 viser resultatene fra DOC analysen. DOC målingene viser at de organiske profilene C og D har størst utlekking av løst organisk material. Sammenligning av profil C og D i 50 cm sylindre viser at DOC er i signifikant høyere konsentrasjon etter gjødsling med husdyrgjødsel en ved bruk av kunstgjødsel i profil C, mens det er motsatt i profil D.

Tabell 4.13 viser DOC utlekking gjennom 50 og 100 cm sylindrene.

DOC utlekking gjennom 50 cm jordprofilene				
Kunstgjødsel			Husdyrgjødsel	
Profil	mg/l	Std.	mg/l	Std.
A	7,1	10%	8,7	4%
B	7,8	7%	9,6	6%
C	28	20%	39	13%
D	21	12%	18	7%
E	14	17%	15	8%
F	15	7%	18,2	1%%

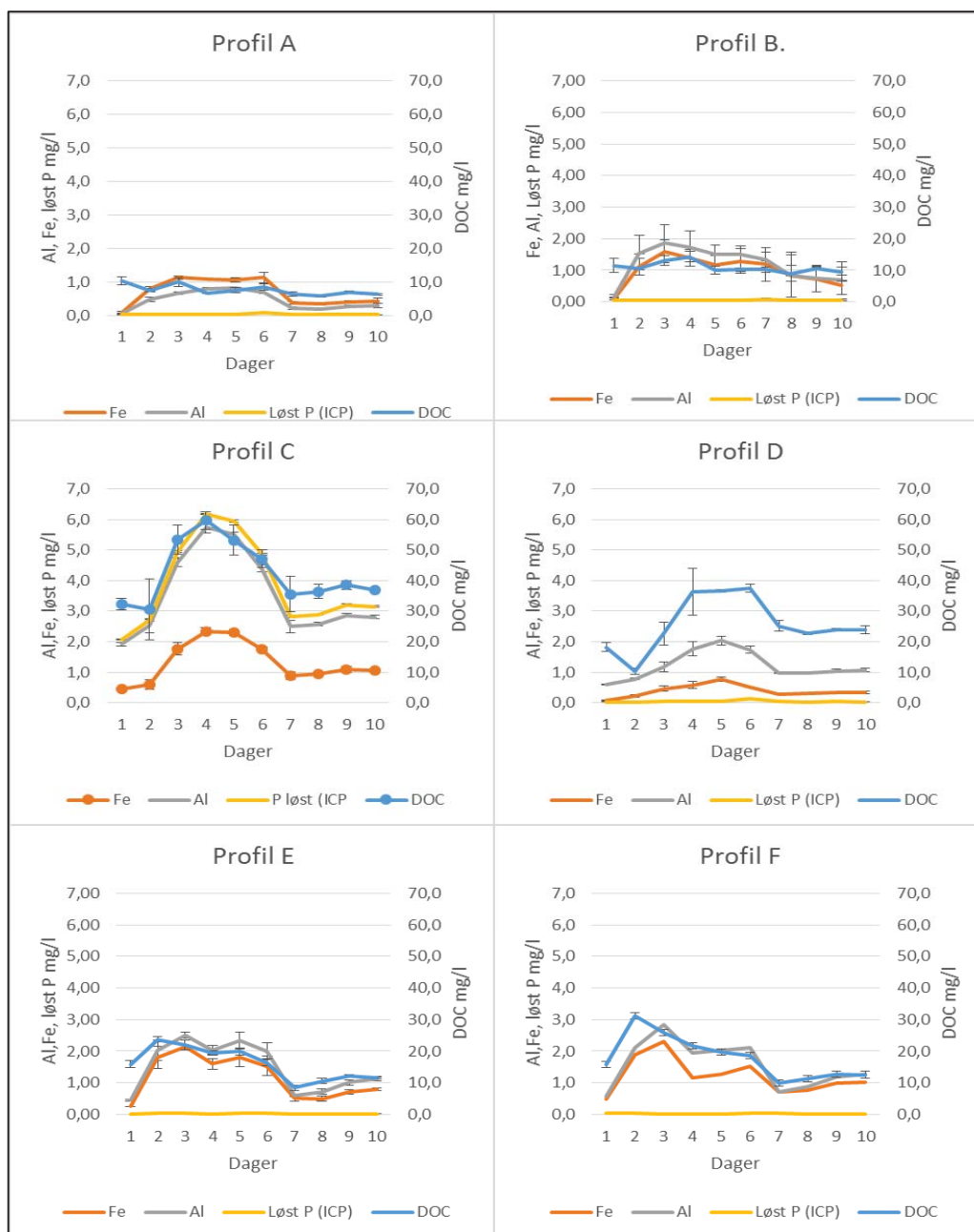
DOC utlekking gjennom 100 cm jordprofilene				
Uten gjødsel			Husdyrgjødsel	
Profil	mg/l	Std.	mg/l	Std.
A	3,0	20%	2,3	20%
B	6,2	13%	7,9	8%
C	18,5	4%	16	7%
D	9,5	1%	10,0	7%
E	8,4	4%	2	140%
F	8,5	5%	4,8	7%

Det er signifikant høyere konsentrasjon av DOC i 50 cm sylindrene når det er gjødslet med husdyrgjødsel sammenlignet med kunstgjødsel ($p < 0,05$). Det er signifikant lavere konsentrasjon av DOC i 100 cm sylindrene når det ble gjødslet med husdyrgjødsel sammenlignet med kunstregn periode uten gjødsel ($p < 0,05$). Dette skyldes antakeligvis at det ble byttet jord mellom forsøk med kunstgjødsel og husdyrgjødsel i 50 cm sylindrene.

Det ble ikke byttet jord mellom kunstregn perioden og husdyrgjødsel i 100 cm sylindrene. Det kan ha ført til fortynning av DOC fra disse sylindrene. Derfor er det vanskelig å si noe om effekten av husdyrgjødsel på konsentrasjonen av DOC i 100 cm sylindrene.

4.7.7. Nedvasking av Fe, Al, DOC og løst fosfat.

Figur 4.22 viser nedvasking av aluminium, jern, løst fosfat og løst organisk karbon fra 100 cm sylindrene. Alle profilene ble tilført husdyrgjødsel etter dag 5. Figuren viser at kationene jern og aluminium følger samme trend som DOC som er negativt ladd. Løst fosfat følger samme trend i profil C. Fosfat i profil C har høyest konsentrasjon av vannløselig fosfat av disse profilene.



Figur 4.22. Utvasking av Al, Fe, løst P og DOC fra 100 cm sylindrene.

5.0 Diskusjon

I dette nedvaskings forsøket har tre hypoteser vært testet. De blir drøftet hver for seg senere i dette kapittelet.

5.1 Nedvasking.

I forsøket ble det brukt intenst kunstregn som svarer til 200 mm nedbør delt på 8 timer pr. døgn for 100 cm sylindrene og 100 mm nedbør for 50 cm sylindrene. Den høye intensiteten kan ha ført til fortynning av konsentrasjoner i utvaskingsvannet gjennom forsøksperioden.

Dette var ett valg som ble tatt for å ha større mulighet til å se effekt av forsøket. Med tanke på videre forskning er det en vurderingssak om nedbørintensiteten bør nedjusteres.

Vannføringen varierte noe mellom sylindrene men det fantes ikke signifikant forskjell i vannføring mellom forsøkene A-F ($p > 0,05$). Unntaket er profil B for 100 cm søyler der alle tre sylindrene tettet seg underveis og pga. det måtte i perioder stenge for vanntilførselen til de.

pH i vann stiger i 100 cm sylindrene under forsøksperioden. Stigningen er størst de senere 5 dagene. Det kan tenkes at det oppstår reduserende forhold i sylindrene dersom jorden blir totalt vannmettet i lengre periode, noe som kan forårsaker stigning i pH. Det kan også tenkes at pH stiger når ionestyrken avtar pga. at mesteparten av vannløselige ioner har blitt vasket ut inkludert H^+ ionene.

Konsentrasjonene av løst fosfor i utvaskingen varierte fra 30- 365 $\mu g/l$. Jordprofil C er den profilen som har høyest konsentrasjon av løst fosfat i nedvaskingsvannet. De andre profilene lå mellom 20-70 $\mu g/l$ løst fosfor. Hvis det sammenlignes med kjente fosfat konsentrasjoner fra Jæren ser vi at resultatene fra dette forsøket ligger i likt område. I perioden 2008-2011 har konsentrasjonen av fosfat variert fra 52-71 $\mu g/l$ i Skas-Heigre kanalen. Total fosfor har variert fra 130-241 $\mu g/l$ i perioden 1995-2011 i samme kanal (Hauken 2012). Forskere fra Bioforsk målte i områder på Jæren fosfat konsentrasjon fra grøfter fra 2-220 $\mu g/l$ (Øgaard 2012).

Tabell 4.13 i resultat kapitelet viser DOC fra nedvaskingsperioden. Den viser at det er høye verdier av DOC i vannet, fra 7-15 mg/l i mineral jordprofilene A, B, E og F. De organiske profilene C og D har spesielt høye konsentrasjoner eller 21-28 mg/l. I drikkevannsforskriften er grenseverdien for TOC (Total organisk karbon) 5 mg/l (Lovdata 2014). Tabellen som viser DOC fra 100 cm sylindrene viser at det er signifikant lavere DOC konsentrasjon etter husdyrgjødsel enn kun med kunstregn ($p < 0,05$). Det kan forklares ved at det ble ikke byttet

jord i sylindrene og at DOC er vasket ut gjennom hele perioden. Tabellen viser også at i 50 cm sylindrene lekker det signifikant høyere konsentrasjon DOC ut fra profilene når det er tilsett husdyrgjødsel ($p < 0,05$). Det ble byttet jord mellom forsøkene i de sylindrene.

Figur 4.21 viser konsentrasjonen av DOC, Fe, Al og løst fosfor fra nedvaskingsvannet. Den viser at Fe og Al følger samme trend som DOC. Det indikere at DOC binder til seg Fe og Al. Grafene viser at i starten av nedvaskingsperioden stiger konsentrasjonen av vannløselig DOC som tar med seg kationene Fe og Al. Etter hvert avtar konsentrasjonen av DOC. Både DOC og løst fosfor har negativ ladning. Det betyr at de kan konkurrere om de samme bindingsplassene. Det kan slå ut på to forskjellige måter. Det ene utfallet er at DOC binder Fe og Al i vannløsningen og derfor kan ikke løst fosfor bindes til Fe og Al. Den andre muligheten er at DOC bindes til partikler som løst fosfor var bundet til og utkonkurrer fosfor fra partiklene og på den måten bidrar til økt konsentrasjon av løst fosfor i væskefasen.

5.2 Fosfor status i prøve profilene.

P-AL nivået fra jordprofilene i denne studien varierte fra 2 til 24 i matjordlaget. Profil A har den laveste P-AL verdien eller 2. Det er ikke funnet forklaring på hvorfor P-AL verdiene er så lave i denne profilen, men P-AL 2 er lavt for dyra mark og spesielt lavt for Jæren området. Verdiene avtar nedover profilet. Det indikerer at målingene er riktige for profilet akkurat der prøven ble tatt.

De to organiske jordprofilene C og D har nokså ulik P-AL. Profil C har P-AL 24 mens profil D har 8,5. Disse jordprofilene har den høyeste total fosfor konsentrasjonen i matjordlaget av alle seks profilene. Profil C har 277 mg P/100g og profil D har 222 mg P/100g. Profil D har 30% høyere oksalat løselig jern og aluminium enn profil C i matjordlaget. De organiske sjiktene i profil C har høyere andel av organisk materiale en profil D eller 65% OM mot 55% OM i profil D. Denne forskjellen kan muligens forklare hvorfor profil D har lavere P-AL verdi en profil C. Jern og aluminium binder fosfor så sterkt i profil D at det ikke løses ut med ammonium laktat (P-AL).

Profil B har nesten P-AL 20 selv om den har en del lavere total fosfor konsentrasjon i matjordlaget en profil D, eller 164 mg/100g. Det viser at fosfor er løsere bundet til profil B en til profil D og har derfor mer plantetilgjengelig fosfor i profilet. Profil B har lavere nivåer av jern og aluminium i alle sjikt en det som profiler C og D har. Dette kan forklare hvorfor fosfor er løsere bundet til profil B.

Profil E har P-AL 5,6 og profil F har P-AL 9 i matjordlaget. Disse profilene har lave verdier av total fosfor i jordsmonnet E har 53mgP/100g og F har 65 mgP/100g. De har også lave verdier av oksalat løselig jern og aluminium. Det viste seg at fosfor er relativt løst bundet i matjordlaget i profil F sammenlignet med de andre profilene. Profil F har det laveste K_d verdien som betyr at den har største fraksjonen av vannløselig fosfor i forhold til total fosfor av alle profilene. Dersom total fosfor lagring i profilet er relativt lavt eller 64 mg/100g var utvaskingen ikke stor fra profilet.

Profil F er den eneste profilet som har anrikning av total fosfor i nederste sjikt. Den går fra 64 mg/100g i matjordlaget til 24 mg/100g på 65 cm dype og igjen til 50 mg P/100g i nederste sjikt. Det er vært å merke seg at P-AL verdiene går ned til 0,7 fra 9,1 med dybden i profilet, noe som betyr at fosfor er sterkere bundet i nederste sjikt enn i matjordlaget i profilet. K_d verdiene bekrefter dette, den går fra 177 i matjordlaget til 12.575 i nederste sjikt. Den ene muligheten kan være indikasjon på at det er mineraler som inneholder fosfor fra naturens side i profilen. Den andre muligheten er at grunnvannstanden står der og hindrer ytterligere nedtransport.

P-AL verdiene avtar nedover i alle profilene. Det er forventet dersom alle jordprøve stedene er dyrket mark med historisk høy fosfor tilførsel gjennom gjødsling.

5.2.1 P-AL bestemmelse.

I opprinnelig P-AL analysemetode ble det brukt fotospektroskopi, men i senere tid har det blitt mer vanlig å bruke ICP ved bestemmelsen. I denne studien ble det ble avgjort å bruke fotospektroskopi ved bestemmelse av P-AL. Det ble brukt referanse jordprøve fra Ringtest 2013 (Krogstad 2013). Den viste resultat forskjell i størrelses orden 24% og 36% på to forskjellige referanse jordprøver. Systematisk feil ble utelukket dersom forskjellen ikke var den samme. Når alle prøvene ble testet igjen og ICP-OES ble brukt for å bestemme fosfor konsentrasjonen i AL ekstraktet lå referanse prøvene akkurat i det området de skulle være.

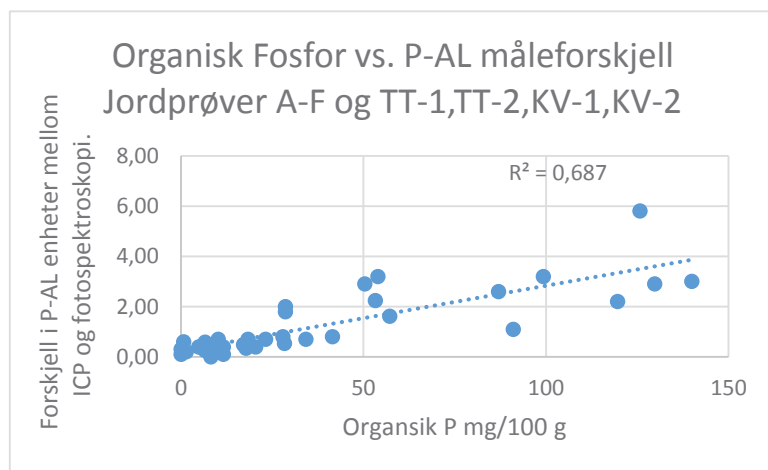
Det er tidligere påpekt forskjeller i analysemetodene. Ann.K. Eriksen sammenlignet målemetoder mellom Sverige og de Baltiske landene og fant ut at det er resultat forskjell mellom disse metodene. I den studien var det ikke undersøkt hva som er grunnen til forskjellen (Eriksson 2009).

Tabell 4.7 viser at ICP analysen avgir signifikant høyere P-AL verdier enn fotospektroskopisk analyse ($p < 0,001$). Det betyr at ICP-OES måler en eller flere fosfor fraksjoner i tillegg til PO_4^{n-} . Det er vært å merke seg at det er størst forskjell i de sjiktene som har høye verdier av

organisk materiale. Fotospektroskopisk analyse har ikke signifikant forskjell i P-AL verdier før og etter utvaskingen ($p > 0,05$). ICP viser nedgang i P-AL verdiene etter utvaskingen på tross av tilført husdyrgjødsel og ligger nær de fotospektroskopiske resultatene. Det er indikasjon på at fraksjonen som ICP-OES måler i tillegg til H_2PO_4^- i AL ekstraktet er lett vannløselig og har blitt vasket ut i stor grad under lysimeter forsøket.

Det er grunnleggende forskjell mellom disse to bestemmelses metodene. Fotospektroskopisk metode der fosfat reagerer med molybdat i sur løsning, er spesifikk metode for å bestemme konsentrasjonen av PO_4^{n-} som er den uorganiske løse formen ved pH 3.75.

ICP-OES (induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi) er måleinstrument som fungerer på den måten at væskeprøve omdannes til fin aerosol. Den blir ført inn i et varmt argonplasma med temperatur opp mot 10 000 K. Når elementene i væsken blir utsatt for denne energien går de over til ione form og elektronene går over i høyere energi nivå. Når ionene avkjøles går elektronene tilbake til sin grunntilstand og emitterer lys som en detektor fanger opp. For å bestemme konsentrasjon av ett grunnstoff blir intensiteten og bølgelengden på lyset sammenliknet med lyset fra standarder med kjente konsentrasjoner av det grunnstoffet (Harris 2010; Skoog et al. 2007). Dette betyr at ICP-OES måler det totale

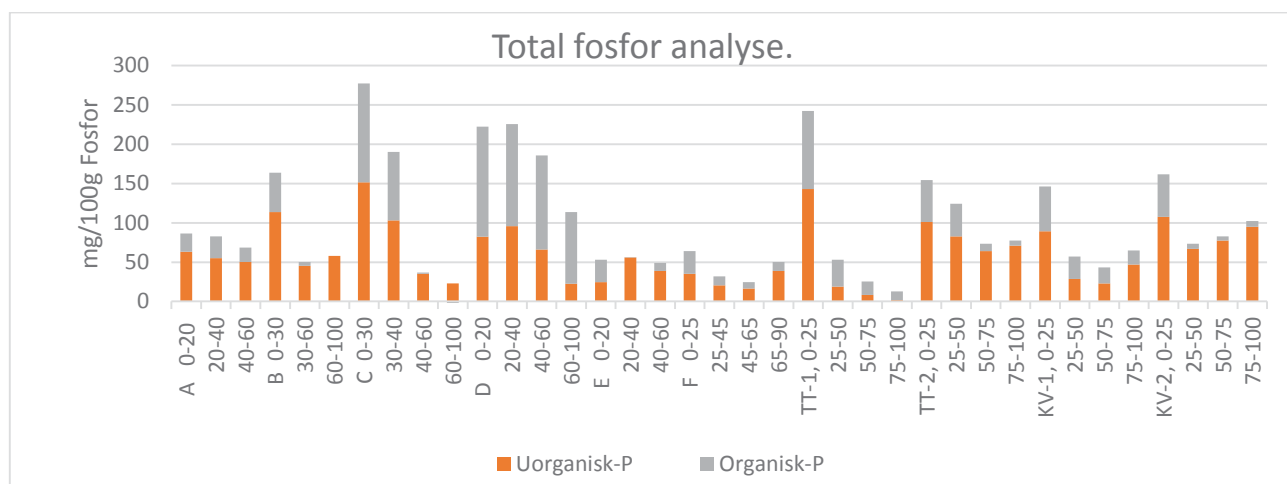


Figur 5.1. Sammenhengen mellom organiske fosfor forbindelser i jordsmonnet og målforskjell i P-AL enheter mellom ICP og fotospektroskopi.

innhold av fosfor i ekstraktet og ikke kun uorganisk orto fosfat. Med bakgrunn i dette ble det utført sammenligning mellom disse to måleinstrumentene på alle sjikt i jordprøvene fra profil A-F og det ble i tillegg tatt prøver fra fire nye jordprofiler fra Jæren området. Hver av de nye profilene har fire sjikt. P-AL i matjordlaget lå fra P-AL

10-23. En av profilene er -organisk jord med 70-95% organisk materiale i profilen. I vedlegg D ligger analyseresultater fra disse profilene. Det ble derfor til sammen 37 prøver som ble brukt i sammenligningen. I tillegg til P-AL analyse ble det utført total fosfor analyse sammen med fraksjonering mellom organisk og uorganisk total fosfor i alle prøvene. Det viste seg å være sammenheng mellom total organisk fosfor fraksjonen og resultat forskjell mellom de to måleinstrumentene målt i P-AL enheter. Figur 5.1 viser sammenhengen mellom organisk

fraksjon i 37 jordprøver og forskjell i P-AL enheter mellom fotospektroskopi og ICP. Figuren viser at resultatforskjellen øker med økt konsentrasjon av organisk total fosfor i jordsmonnet. Figur 5.2 viser delingen mellom organisk og uorganisk fosfor i total fosfor analyse av de samme 37 jordprøvene.



Figur 5.2. Delingen mellom organisk og uorganisk fosfor i total fosfor analyse.

Oppsummering:

- Det er signifikant forskjell i P-AL målt på ICP før og etter nedvasking ($p < 0,001$).
- Det er ikke signifikant forskjell i fotospektroskopiske målinger av P-AL før og etter utvaskingen ($p > 0,05$).
- Det er signifikant forskjell mellom vannanalysene fra nedvaskingen om det ble brukt fotospektroskopisk metode eller ICP-MS før nedvaskingen ($p < 0,001$).
- Det er ikke signifikant forskjell mellom vannanalysene fra nedvaskingen om det ble brukt fotospektroskopisk metode eller ICP-MS etter nedvaskingen ($p > 0,05$).
- Det er relativt høye verdier av DOC i nedvaskingsvannet under hele forsøks perioden.

Det er rimelig å hevde at forskjellen i konsentrasjonen av løst fosfor i nedvaskingsvannet er lettløselige organiske fosfor forbindelser eller DOP.

Med bakgrunn i denne sammenhengen og den grunnleggende forskjellen mellom disse to metodene trekkes følgende konklusjon:

Resultatene viser at forskjellen mellom fotospektroskopisk målemetode og ICP ved bestemmelse av P-AL skyldes organiske fosfor forbindelser og øker med økt konsentrasjon av organisk fosfor.

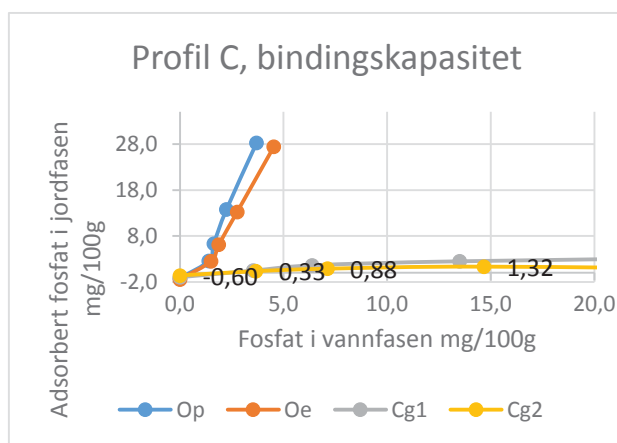
5.3 Hypotese 1.

Det er sammenheng mellom jordkjemiske parameter i jordprofilet og konsentrasjon av løst fosfor i dreneringsvannet.

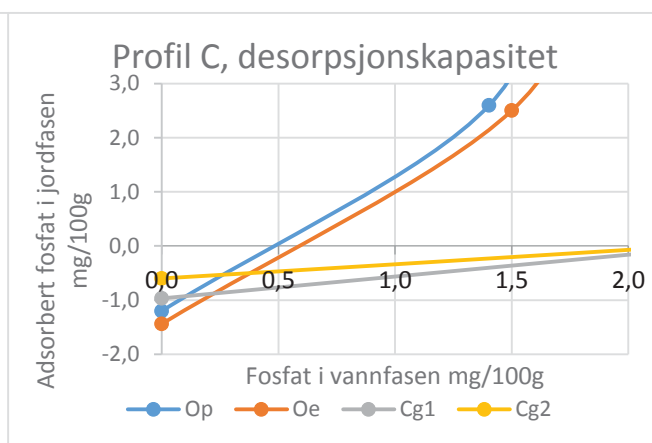
I dette forsøket ble sylindrene fylt med jord på den måte at makroporer ikke er med i undersøkelsen. Makroporer kan gi direkte transport fra overflaten til grøftedypet.

Konsentrasjonen av løst fosfor varierte noe i utvaskingsvannet mellom jordtypene. Jordprofil C skiller seg ut fra de andre med ca. åtte ganger høyere konsentrasjon av løst fosfor i utvaskingen 315 µg/l. Utvaskingen av løst fosfor fra jordprofilene A, B, D, E og F ligger alle i likt område eller 32-48 µg/l. Konsentrasjonen av løst fosfor fra alle sylindrene i dette forsøket ligger i nærheten av konsentrasjon som Bioforsk fant fra grøftevann på Jæren.

Middelverdiene fra 15 forskjellige prøvesteder ble bestemt 2-220 µg P/l fra (Øgaard 2012).



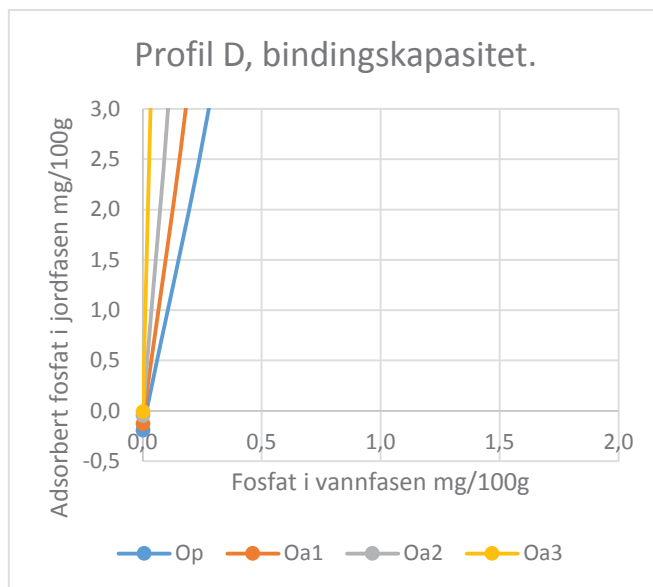
Figur 5.3. Bindingskapasiteten til profil C. Nøyaktige verdier for adsorbert fosfat for sjiktet Cg2 er plottet på kurven.



Figur 5.4. Desorpsjons egenskapen til profil C.

5.3.1 Adsorpsjon-desorpsjon.

En sammenligning mellom profil C og D kan kaste lys på hvorfor profil C lekker ut denne mengden løst fosfor. Fosfor bufferkapasitetsanalyse viser fosfor adsorpsjon kapasiteten og desorpsjons egenskapen til alle sjiktene som profilene består av. Figur 5.3 og 5.4 viser bufferkapasiteten til profil C. Figuren viser klart at de øvre to sjiktene har mye mer buffer kapasitet enn de nedre to sjiktene. Desorpsjons egenskapene til de øvre to sjiktene er høyere en adsorpsjonskapasiteten til de nedre to sjiktene og spesielt den nederste. Figur 5.4 viser også bufferkapasiteten til profil C. Figuren fokuserer på desorpsjonsområdet i alle sjiktene. De to nedre sjiktene i profil C består av 100% sand. Organiske sjiktene i profil C og D er delvis mineral jord dersom de består av 55% og 65% organiske materiale.



Figur 5.5. Bindingskapasiteten til profil D.

Figur 5.3 og 5.4 viser at nedre to sjiktene Cg1 og Cg2 har ikke bufferkapasitet til å ta imot desorpsjon fra de øvre sjiktene Op og Oe. Op og Oe har høyt fosforinnhold (Op har Tot-p 277 mg/100g) og har pga. det høy desorpsjonskapasitet. Når sjikt Oe gir fra seg sin vannløselige fraksjon på 1,4 mg P/100 g jord er bufferkapasiteten til Cg2 – 0,5 mg P/100g eller desorpsjon. Figur 5.5 viser bufferkapasiteten til profil D som er delvis organisk i alle sjikt (ca.55% organisk materiale). Den viser at nedre

sjiktene har kapasitet til å adsorbere fosfat som desorberes fra øvre sjikt.

5.3.2 Andre jordegenskaper.

Profil C fikk klassifiseringen Sapric-Histosol (Ruptic) ifølge WRB. Sapric-Histosols er henvisning til godt omdannet organisk jord, men *Ruptic* står for at det er mineraljord innen en meters dybde som kan ha varierende tekstur. Det passer bra med profil C der som de nedre sjiktene består av sand. De to øvre sjiktene i profil C og hele profil D er kanskje like ut i fra at begge er Sapric-Histosol. Tørrestoff, volumvekt og organisk materiale er i likt område. pH er betraktelig lavere i de organiske sjiktene i profil C en i profil D. Profil C har pH 5 mens profil D har pH 6. Det kan påvirke mobiliteten til kationene og tilstandsformene av kjemiske parameter i profilet som igjen påvirker P-AL fraksjonen. P-AL nivåene er veldig ulike mellom disse profilene. Profil C har P-AL 24 og 18 i øvre sjiktene mens profil D har 8,5 og ned til 2 i nederste sjikt. Denne forskjellen i P-AL kan ikke forklares ut i fra forskjell i total mengden av fosfor i profilet. Profil C har den høyeste total fosfor konsentrasjonen av alle prøvene med 277 mg/100g men profil D er på andre plass med 222 mg/100g i øverste sjikt.

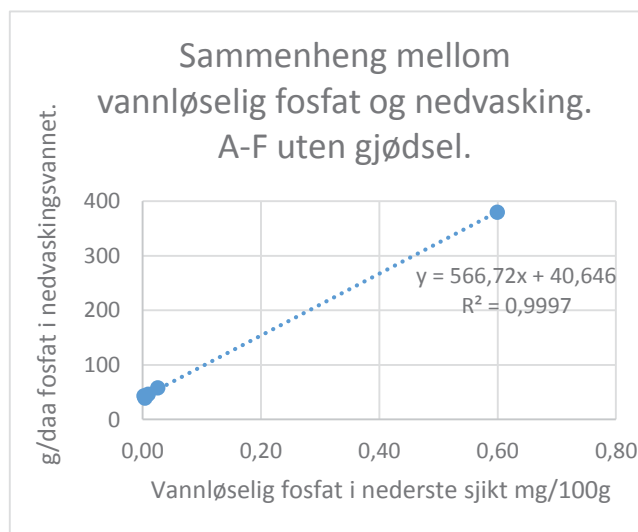
Størrelses forskjellen i P-AL fraksjonen mellom profil C og D kan forklares i noen grad utefra oksalat løselig jern og aluminium som har omtrent dobbel konsentrasjon i profil D sammenlignet med profil C. En mulig forklaring er at både profil C og D har glødetap på 55-65% noe som betyr at de har 35-45% mineraljord i profilet. Denne mineraljorden kan ha

veldig god fosfat adsorpsjons evne. Det er usannsynlig dersom de mineraljordene som ble analysert i dette forsøket hadde både mindre oksalat løselig jern og aluminium og dårligere bufferkapasitet en profil C og D. Opphavsmaterialet på hele Jæren området er generelt næringsfattig. Disse faktaene gjør det lite sannsynlig at mineralfraksjonen i jordprofiler C og D kan forklare den høye jern og aluminium konsentrasjonen og de gode adsorpsjons evnene til profilene (unntatt de to nederste sand sjiktene i profil C).

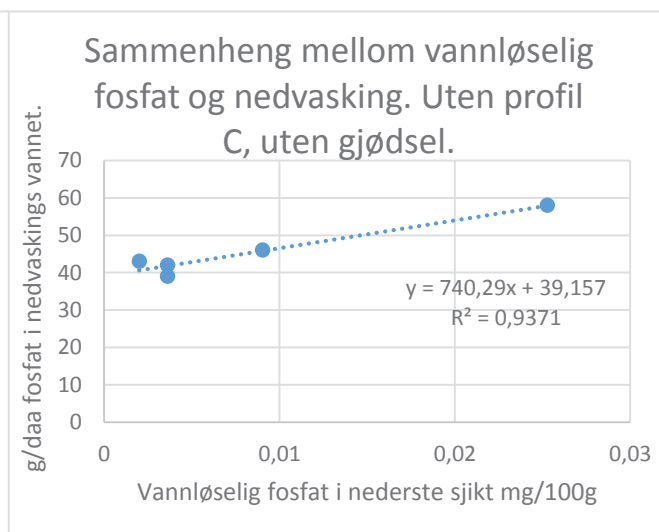
En annen mulighet er at når det organiske materialet er sammenlignet mellom disse to profilene vises det at profil C har sjikt som klassifiseres som Oe mens hele profil D er Oa. Det betyr at organiske materialet i profil D er mer nedbrutt enn i profil C. Det kan føre til mer anrikning av jern og aluminium i profil D pga. mer nedbrytning av organisk materiale som igjen fører til at fosfat er sterkere bundet til profil D (Hoffmann et al. 2009). Disse faktorene kan forklare hvorfor C lekker mer enn alle de andre jordtypene og hvorfor profil D har lav P-AL selv om den har høy total fosfor konsentrasjon.

5.3.3 Vannløselig fosfor.

Dersom alle profilene utenom profil C har god fosfor buffer kapasitet igjennom hele profilet er det opplagt å se på sammenhengen mellom vannløselig fosfat i nederste sjikt og konsentrasjonen av fosfat i nedvaskingsvannet. Figur 5.6 viser forholdet mellom vannløselig fosfat i nederste sjikt og fosfat i dreneringsvannet. Figur 5.7 viser samme resultater som figur 5.6 uten den høyeste konsentrasjonen fra figur 5.6 for å vise at trenden forskyves ikke mye pga. av det tallet.

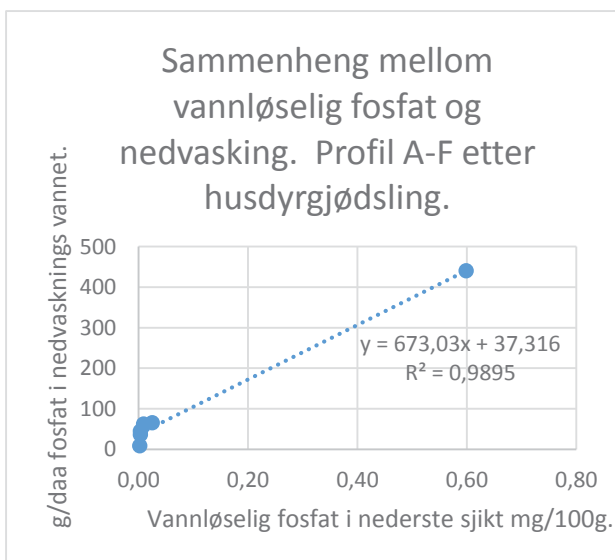


Figur 5.6. Sammenhengen mellom vannløselig fosfat og fosfat konsentrasjonen i nedvaskings vannet.

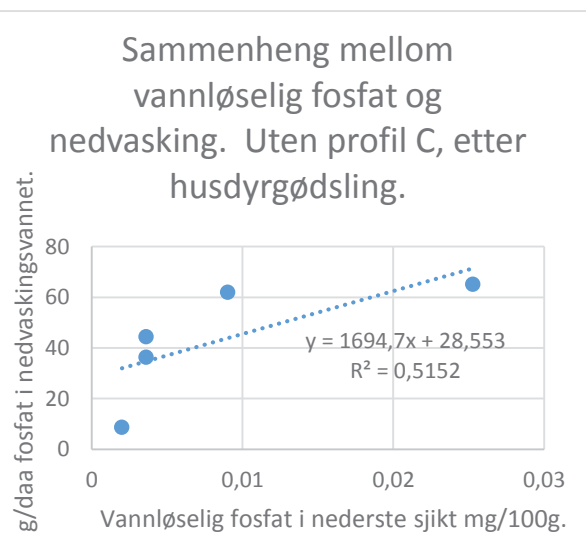


Figur 5.7. Sammenheng mellom vannløselig fosfat og fosfat konsentrasjonen i nedvaskingsvannet uten profil C.

Tabell 4.10 i kapittel 4 viser at alle øvre sjikt i jordprofilene har høy bufferkapasitet, noe som gjør at det kan antas at fosfat som ikke blir tatt opp av planter, adsorberes i jordprofilet før det lekker ut. Sammenhengen som blir vist i figur 5.6 og 5.7 er fra 100 cm sylindrene før de ble tilført husdyrgjødsel. Figur 5.8 og 5.9 viser at sammenhengen er ikke like god etter at det ble tilført gjødsel. Det er grunn til å anta at systemet ikke er i likevekt etter at det er tilført gjødsel samtidig som det er intenst kunstregn (200 mm i døgnet). Ved den intensiteten rekker ikke fosfat i gjødslet å bindes og henger i vannfasen ned igjennom jordprofilet. En annen forklaring kan være at DOP fraksjon av fosfor i nedvaskingen etter at husdyrgjødsel ble tilført lekker ut. DOP har dårligere bindingsevne mot jern og aluminium oksider enn uorganisk fosfat.



Figur 5.8. Sammenhengen mellom vannløselig fosfat i og fosfor konsentrasjonen i nedvaskings vannet etter at det ble gjødslet med husdyrgjødsel.



Figur 5.9. Sammenhengen mellom vannløselig fosfat i og fosfor konsentrasjonen i nedvaskings vannet etter at det ble gjødslet med husdyrgjødsel, uten profil C.

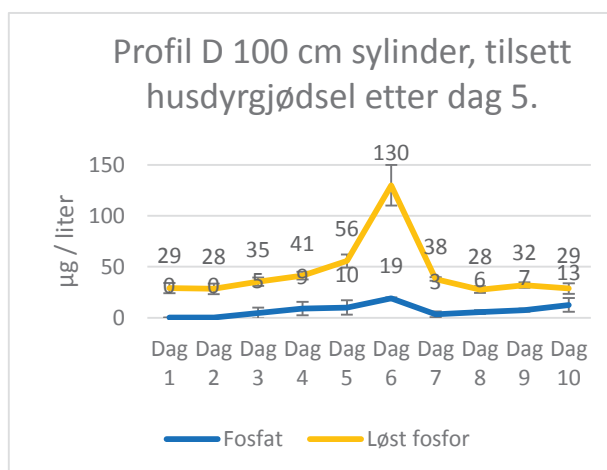
Resultatene viser at fosforkonsentrasjonen i utvaskingsvannet korresponderer med fosforinnholdet i det nederste sjikt i søylene, som igjen kan ha sammenheng med fosforkonsentrasjonen i øverste sjikt. Ut i fra dette kan hypotese 1 ikke forkastes.

Disse resultatene gir gode grunner for å hevde at det er viktig å ha med adsorpsjons og desorpsjons egenskapene til jord, når det utføres fosfattap risikovurderinger fra ett område.

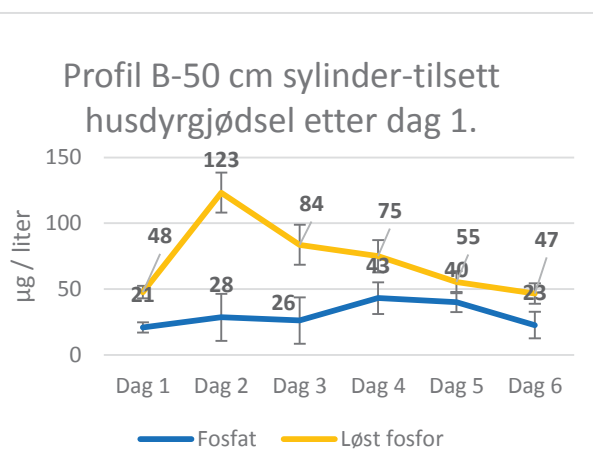
5.4 Hypotese 2.

Det er samme fosfor nedvaskingseffekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel.

Etter at det ble tilført husdyrgjødsel til sylindrene målt det en puls i fosfor konsentrasjonen i nedvaskingsvannet som løst fosfor. På figurer 5.10, 5.11 og 5.12 er den gule linjen målinger som representerer løst fosfor, men den blå linjen representerer fosfat.

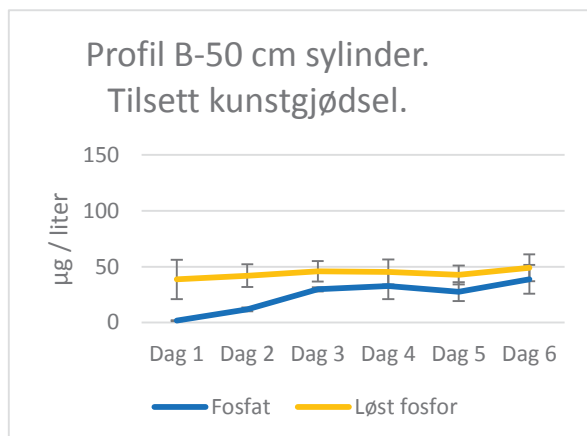


Figur 5.10. Fosfat konsentrasjonen hver dag i nedvaskingsvannet fra profil D i forsøks perioden. Nøyaktige verdier for konsentrasjon av løst fosfor og fosfat er plotet inn i gravene og står over kurvene.



Figur 5.11. Fosfat konsentrasjonen hver dag i nedvaskingsvannet fra profil B i 50 cm sylinder i forsøksperioden. Nøyaktige verdier for konsentrasjon av løst fosfor og fosfat er plotet inn i gravene og står over kurvene.

Figur 5.10 viser målinger fra profil D i 100 cm sylindre. De første fem dagene ble det kun tilført kunstregn men etter at vannprøven til dag fem ble tatt ble det tilført husdyrgjødsel til sylindrene. Dagen etter eller dag seks viser målinger løst fosfor en puls der konsentrasjonen mer enn doubles før den går ned igjen til samme nivå som før. Figur 5.11 viser akkurat samme fenomen i målingene fra profil B i 50 cm sylindrene. Det vises en puls på dag to av løst fosfor. Figur 5.12 viser ikke samme pulsen i konsentrasjonen i nedvaskingsvannet fra profil B i 50 cm sylindre, der det kun ble gjødslet med kunstgjødsel.



Figur 5.12. Fosfat konsentrasjonen hver dag i nedvaskingsvannet fra profil B i 50 cm sylinder i forsøksperioden.

Vannprøvene ble filtrert med 0,45 µm sprøyte filter. Det skal utelukke fosfor bundet til partikkel fra løsningen selv om det fortsatt kan være fosfor bundet til kolloider.

Vannprøven skal derfor kun inneholde løst fosfor. Det er klart ut i fra grafene at det er vesentlig forskjell på fosfat konsentrasjonen etter hvilket måleinstrument og metode som brukes ved bestemmelsen. Uten stor grad av usikkerhet kan det utelukkes at fosfor pulsen

som vises dagen etter husdyrgjødsling består av fosfat på formen PO_4^{n-} . Tidligere studier har bekreftet at en del av fosfor i jordvæske der jord har vært gjødslet med husdyrgjødsel er DOP (Brady et al. 2004). DOP er generelt mer mobilt og ikke like lett fiksert og adsorbert av jern og aluminium som uorganisk fosfat. Ut i fra dette kan det antas at pulsen som vises dagen etter tilføring av husdyrgjødsel, er løst organisk fosfor. Disse tilstandsformene er i stor grad biotilgjengelige og kan bidra til eutrofiering (Brady et al. 2004).

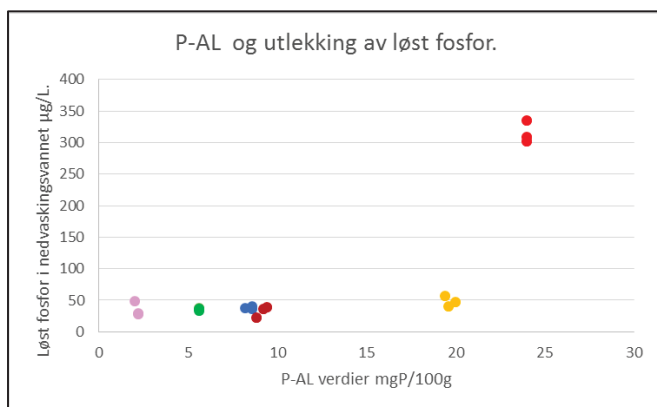
Resultatene som vises i tabell 4.12 er at gjennomsnittskonsentrasjonen av løst fosfor, er signifikant høyere etter gjødsling med husdyrgjødsel en etter gjødsling med kunstgjødssel ($p < 0,001$). Derfor er det rimelig å hevde at det er ikke samme effekt av husdyrgjødsel og kunstgjødssel når det gjelder fosfor nedvasking. Med bakgrunn i denne konklusjonen må hypotese 2 forkastes.

5.5 Hypotese 3

Det er sammenheng mellom matjordas fosfor status og fosfor nedvasking.

P-AL nivået i matjordlaget varierte fra 2 -24. Konsentrasjonen av løst fosfor i nedvaskingsvannet varierte fra 23-335 µg/l. Figur 5.13 viser sammenhengen mellom P-AL i matjordlaget og konsentrasjonen av løst fosfor i nedvaskingen fra alle 100 cm sylindrene fra nedvaskings forsøket. Figur 5.13 viser at det er ikke lineær sammenheng mellom P-AL i matjordlaget og konsentrasjonen av løst fosfat i nedvaskingsvannet. Det er en jordprofil som er ansvarlig for at gravet indikerer eksponential stigning. For å bekrefte eller forkaste at det er tilfellet må flere jordprofiler med P-AL i området fra 20-30 testes. I kapittel 5.1 er det skrevet at adsorpsjons og desorpsjons egenskapene til de forskjellige jordsjiktene i profilet påvirker i stor grad konsentrasjonene av løst fosfor i nedvaskingen. Det gir ikke automatisk mulighet til å forkaste hypotesen. Det er ikke urimelig å hevde at fosfor likevekker både mellom ulike fraksjoner innen ett sjikt og mellom ulike sjikt i en jordprofil, påvirker størrelsen av den vannløselige fosfor fraksjonen som har tilgang til grøftevannet. På den måten kan overgjødning i ett område forskyve likevektene i profilet. Selv om nedre sjikt teoretisk kan adsorbere økt tilførsel av fosfor, kan økt tilførsel bidra til økt desorpsjon fra akkurat det sjiktet. Samme prosess kan videreføres hele veien ned til dreneringsgrøftene fra den jorden. Det er derfor viktig å holde balanse i gjødning. God gjødningspraksis er å ikke tilføre mer gjødsel enn avlingene trenger. Og mindre gjødsel enn avlingene trenger hvis det er mye plantetilgjengelig fosfor i matjordlaget.

Med bakgrunn i dette kan hypotese 3 ikke forkastes.



Figur 5.13. Sammenhengen mellom løst fosfor i nedvaskingen og P-AL i matjordlaget.

6.0 Konklusjon.

I dette forsøket ble matrikstransport av fosfor undersøkt. Det ble ikke tatt hensyn til avrenning eller fosfor tap gjennom andre strømningsveier. Konklusjonen må leses ut i fra denne begrensingen.

Følgende hypoteser har vært testet ut i fra matriks transport:

Hypotese 1: *Det er sammenheng mellom jordkjemiske parameter i jordprofilen og konsentrasjon av løst fosfor i dreneringsvannet.*

Hypotese 2: *Det er samme fosfor nedvaskingseffekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel.*

Hypotese 3: *Det er sammenheng mellom matjordas fosfor status og fosfor nedvasking.*

Det viste seg at løst fosfor ble vasket ut fra alle jordprofilene i forsøket. Det er variasjon i fosfor konsentrasjonen mellom profilene. En profil hadde ca. åtte ganger høyere konsentrasjon i nedvaskingsvannet enn de andre. Denne forskjellen forklares i hovedsak med adsorpsjons og desorpsjons egenskapene til de forskjellige sjiktene i profilen.

Adsorpsjonsegenskapene styres bl.a. av konsentrasjonen av amorft jern og aluminium.

Hypoteses 1, resultat: Det er rimelig tolkning av resultatene at nedvaskingen av løst fosfor skyldes i stor grad fraksjonen av vannløselig fosfat i nederste sjikt i hver sylinder i sylindreforsøket. Hypotese 1 kan ikke forkastes.

Hypotese 2, resultat: Resultatene viser at det er ikke samme effekt av husdyrgjødsel og kunstgjødsel når det gjelder fosfor nedvasking. Det forekommer økning i konsentrasjonen av løst fosfor i nedvaskingsvannet etter at det er tilført husdyrgjødsel. Det ble tolket slik at denne økningen består av DOP. Total mengden av løst fosfor i nedvaskingsvannet er signifikant høyere når det er gjødslet med husdyrgjødsel enn når det er gjødslet med kunstgjødsel ($p < 0,001$). Hypotese 2 må forkastes.

Hypotese 3, resultat: Det kan antas at tilførsel av fosfor i form av gjødsel til matjordlaget påvirker fosfor likevekter i profilen. Samspill mellom adsorpsjon og desorpsjon mellom ulike sjikt kan til slutt føre til utlekking av løst fosfor fra det sjiktet som ligger ved dreneringsgrøftene. Hypotese 3 kan ikke forkastes.

P-AL analysen dokumenterte signifikant måle forskjell mellom fotospektroskopisk bestemmelse og bestemmelse der det er brukt ICP-OES ($p < 0,001$). Resultatene viser at måle forskjellen er størst i de sjiktene som har høyest fraksjon av total organisk fosfor. Tretti sju jordprøver ble sammenlignet mellom de to måleinstrumentene og analysert for total fosfor, total uorganisk fosfor og total organisk fosfor.

Med bakgrunn i resultatene fra disse analysen ble det konkludert med at resultat forskjellen mellom fotospektroskopisk metode og ICP-OES ved bestemmelse av P-AL, skilles i stor grad organiske fosfor forbindelser.

Forskjellen øker med økt konsentrasjon av organisk total fosfor i jordsmonnet. Når P-AL tall sammenlignes mellom ulike områder er det viktig å sammenligne målinger som er utført med likt måleinstrument, spesielt i områder med høyt innhold av organisk material.

Profil C og D er klassifisert som Histosols eller myrjord. De er i stor grad organiske. Profil C har hatt aller mest utlekking av fosfor av alle seks profilene. På begge sider av Skas-Heigre kanalen ligger det Histosols. Det er verdt å undersøke nærmere om disse områdene likner profil C. Hvis de gjør de, kan det vurderes slik at disse jordene kan være årsaken til meste parten av fosfor utlekkingen til Skas-Heigre kanalen. Det anbefales at de som forvalter disse områdene holder gjødsling minimal og tar i bruk tiltak som bidrar til å redusere fosfor innholdet i jordene.

6.1 Veien videre.

Det foreslås nytt nedvaskingsforsøk der det brukes radioaktive fosfor tracer istedenfor naturlig fosfat. På den måten kan fosfor transport kartlegges nøyaktig i tid og rom.

Følgende hypoteser kan testes i videre forskning:

Hypotese A: *Nedvaskingen av fosfat/fosfor skyldes i stor grad fraksjonen av vannløselig fosfat i nederste sjikt i hver sylinder i sylindreforsøket.*

Hypotesen må testes på forskjellige jordtyper i slikt antall at resultatene gir god indikasjon om antakelsen er riktig. Hvis antakelsen er riktig kan det utvikles en relativt enkel og billig metode for å estimere potensielt fosfat tap gjennom jordmatriks.

Risikovurderingsverktøy.

Jordprøve drill som kan drille ned til mellom 1 og 2 meters dybde blir utviklet. Den må være lett og drives av motor. Jordprøver blir tatt fra dybde som svarer til dreneringsdybde og fra overflaten. Disse prøvene blir analysert for vannløselig fosfor og fosfor adsorpsjons evne. Resultatene fra prøvene som er tatt fra overflaten kan si til om risiko for avrenning og nedvasking ned i profilet. Prøvene fra dreneringsdybden sier til om potensiell utlekking til dreneringsgrøftene. Disse analysene krever tilgang til tørkeskap, sikt, ristemaskin, fotospektrometer og sentrifuge. Med andre ord de krever ikke dyrt utstyr eller avansert laboratorium. Med slike analyser skal det værers mulig å kartlegge potensiell «hot spot» for nedvasking. Slike opplysninger gir også grunnlag for avgjørelser om eventuelle tiltak til å fange opp fosfat fra de mest utsatte utløpene. Slike resultater kan eventuelt brukes sammen med fosfor indeksen som brukes til å estimere fosfor tap fra landbruket (Bechmann et al. 2005).

Hvis det kan antas at disse 6 jordprofilene fra Jæren som har vært analysert i dette forsøket er gode representanter for området, kan det utføres en liten risikovurdering av fosfortap igjennom jordmatriksen. Gjennomsnitt fosfor konsentrasjon igjennom jordprofilene er 110 g/daa fosfor. I Skas-Heigre området er det 23.700 daa dyrket mark. Totalt fosfor tap pga. nedvasking blir $110\text{g} \times 23.700\text{ daa} = 2,6\text{ tonn fosfor}$ som er antageligvis i stor grad biotilgjengelig. Det er utenom avrenning og massetransport gjennom sprekker og tunneler i jordstrukturen. Det er trygt å påstå at 2,6 tonn fosfor er av betydning både med fokus på miljøforurensning og fosfor som veldig begrenset og livsviktig naturressurs.

Hypotese B: *Resultat forskjellen mellom fotospektroskopisk målemetode og ICP-OES ved bestemmelse av P-AL forekommer pga. organiske fosfor forbindelser?*

Hypotesen må testes på forskjellige jordtyper i slikt antall at resultatene gir en god indikasjon på om antakelsen er riktig.

Det er viktig å finne ut om den fosfor fraksjonen som ICP metoden måler i tillegg til H_2PO_4^- er biotilgjengelige eller ikke. Hvis antakelsen er riktig kan det lages en korregerings indeks som korregerer resultatene mellom metodene ut i fra biotilgjengelighet i fraksjonen. Det kan antas ut i fra resultatene fra dette forsøket at når P-AL bestemmes i jord som har umbric sjikt i matjordlaget er det fare for resultatforskjell mellom ulike bestemmelses metoder.

Dette forsøket har fokusert på matriks transport av fosfat og løst fosfor ned igjennom jordprofil. Får å øke forståelsen av gjødslingseffekten, foreslås det at det blir utført nytt nedvaskingsforsøk der det blir brukt radioaktive isotoper av fosfor som tracer. Isotopen ^{33}P eller ^{32}P kan brukes for istedenfor ^{31}P som er det naturlige stabile fosfor grunnstoffet. Disse isotopene har forskjellig strålings energi og halveringstid. Strålingen er spesifikk for isotopen noe som gjør at GM-counter kan måle nøyaktig hvor i jordprofilet radioaktive gjødslet befinner seg (Choppin et al. 2002). Det vurderes ut ifra forsøks detaljene hvilken isotop egner seg best. Ved bruk av fosfor isotop kan det kartlegges detaljert hvor lang fosfat beveger seg fra toppen av jordprofilet og nedover pr. tidsenhet. Det foreslås at ^3H isotop blir brukt i samme forsøk for å kunne estimere transport hastigheten av fosfat oppimot massetransport av vann. Resultater fra ett slikt forsøk kan gi god indikasjon på hvordan gjødsling sammen med regn har effekt på eutrofiering i ett tidsperspektiv.

En mulighet kan være å sette sammen en algoritme som vektlegger potensiell nedvasking ut i fra kjemiske og fysiske parametere fra jordanalyser og på den måten ta hensyn til både matriksbevegelse og massetransport gjennom ulike jordstruktur f.eks. meitemark kanaler og sprekker.

Formål med videre forskning må være todelt. En del er å etablere metode som hindrer eller minimaliserer fosfat i å bevege seg ned fra rotsonen i jorda. Annen del er å etablere metoder til å gjenvinne fosfat fra vann. Det kan være fra dreneringsgrøfter, bekker, elver og vann. Mulig retning er ionebytte metoder som kan utvikles.

7.0 Referanser

- Arnoldussen, A. (2014a). *Fluvisol*. Tilgjengelig fra:
<http://www.skogoglandskap.no/artikler/2007/Fluvisol> (lest 11.04).
- Arnoldussen, A. (2014b). *Histosol*. Tilgjengelig fra:
<http://www.skogoglandskap.no/artikler/2007/Histosol> (lest 11.04).
- Arnoldussen, A. (2014c). *Stagnosol*. Tilgjengelig fra:
<http://www.skogoglandskap.no/artikler/2007/Stagnosol> (lest 11.04).
- Arnoldussen, A. (2014d). *Umbrisol*. Tilgjengelig fra:
<http://www.skogoglandskap.no/artikler/2007/Umbrisol> (lest 11.04).
- Bechmann, M., Krogstad, T. & Sharpley, A. (2005). A phosphorus index for Norway. *Taylor & Francis, Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant*. (55): 205-213.
- Bechmann, M., Ulén, B., Fölster, J., Jarvie, H. P. & Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, 23: 5-15.
- Bechmann, M., Heckrath, G., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F. & Andersen, H. E. (2008). Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology*, 349: 19.
- Bechmann, M., Pedersen, R. & Sveistrup, T. (2011). Transport av plantevernmidler og fosfor i jordprofilen. *Bioforsk Report*, 5 (124): 52.
- Botkin, D. B. & Keller, E. A. (2011). *Environmental science*. New York: John Wiley & sons. 608 s.
- Brady, N. C., Weil, R. R., Brady, N. C. & Weil, R. R. (2004). *Elements of the nature and properties of soils*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall. XIV, 606 s. : ill. s.
- Börling, K. (2003). Phosphorus Sorption, Accumulation and leaching. *Department of soil science Uppsala*.
- Choppin, G. R., Choppin, G. R., Liljenzin, J.-O. & Rydberg, J. (2002). *Radiochemistry and nuclear chemistry*. Woburn, MA: Butterworth-Heinemann. 1 online resource (709 s.) s.
- 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.

- Darke, A. & Walbridge, M. (2000). Al and Fe Biogeochemistry in a floodplain forest: Implications for P retention. *Biogeochemistry*, 51 (1): 1-32.
- de Jonge, L. W., Kjaergaard, C. & Moldrup, P. (2004). Colloids and Colloid-Facilitated Transport of Contaminants in Soils. *Vadose Zone J.*, 3 (2): 321-325.
- Djordjic, F., Börling, K. & Bergström, L. (2004). Phosphorus Leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. *J. Environ. Qual.*, 33 (2): 678-684.
- Egnér H., Riehm H. & W.R., D. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler*, 26: 188-215.
- Eriksson, A. K. (2009). Phosphorus in agricultural soils around the Baltic Sea. Comparison of different laboratory methods as indices for phosphorus leaching to waters. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences Division of Water Quality Management.
- Gerke, J. & Hermann, R. (1992). Adsorption of Orthophosphate to Humic-Fe-Complexes and to Amorphous Fe-Oxide. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 155 (3): 233-236.
- Giesler, R., Andersson, T., Lövgren, L. & Persson, P. (2005). Phosphate Sorption in Aluminum- and Iron-Rich Humus Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69 (1): 77-86.
- Harris, D. C. (2010). *Quantitative chemical analysis*. New York: Freeman. XVII, 719, [145] s., pl. : ill. s.
- Hauken, M. (2012). Vannkvalitet i jordbruksbekker *Feltrapport fra JOVA-programmet for Skas-Heigre-kanalen 2011*.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H. C. B. & Kronvang, B. (2009). Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *J. Environ. Qual.*, 38 (5): 1942-1955.
- Kjaergaard, C., Poulsen, T. G., Moldrup, P. & de Jonge, L. W. (2004). Colloid Mobilization and Transport in Undisturbed Soil Columns. I. Pore Structure Characterization and Tritium Transport. *Vadose Zone J.*, 3 (2): 413-423.
- kommuneforlaget. (2014). Kommunenøkkelen. www.kommunenlkkelen.no.
- Krogstad, T., Jørgensen, P., Sogn, T., Børresen, T. & Kolnes, A. G. (1991). *Manual for kornfordelingsanalyse etter pipettemetoden*. Ås: Norges landbrukshøgskole, Institutt for jordfag.

- Krogstad, T. (2007). Laboratorieforsøk i P-prosjektet. *Institutt for plante-og miljøvitenskap, UMB*.
- Krogstad, T., Øgaard, A. F. & Kristoffersen, A. Ø. (2008). New P recommendations for grass and cereals in Norwegian agriculture. NJF-seminar report 4(4). In: Rubæk, H. G. (red.). Phosphorus management in Nordic-Baltic agriculture-reconciling productivity and environmental protection. I: Rubæk, H. G. (red.). Uppsala, Sweden.
- Krogstad, T. (2009). Laboratoriemetoder til emnet jord 212 jordanalyse. *Institutt for plante-og miljøvitenskap, UMB*.
- Krogstad, T. (2013). Ringtest for jord 2013. Volumvekt, glødetap, pH, P-AL, K-AL, Mg-AL, Ca-AL, K-HNO₃ og Cu-EDTA., 0805-7214. Ås: NLH.
- Krogstad, T. (2014). Soil phosphorus and environmental quality *Forelesning i jord 310*.
- Litaor, M. I., Reichmann, O., Auerswald, K., Haim, A. & Shenker, M. (2004). The Geochemistry of Phosphorus in Peat Soils of a Semiarid Altered Wetland. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68 (6): 2078-2085.
- Liu, J., Aronsson, H., Blombäck, K., Persson, K. & Bergström, L. (2012). Long-term measurements and model simulations of phosphorus leaching from a manured sandy soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67 (2): 101-110.
- Lovdata. (2014). *Drikkevannsforskriften*. I: Paulsen, O. S. (red.). Tilgjengelig fra: http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372#KAPITTEL_6 (lest 23.04).
- Maguire, R. O. & Sims, J. T. (2002). Soil Testing to Predict Phosphorus Leaching Published as Paper no. 1710 in the journal series of the Delaware Agricultural Experiment Station. *J. Environ. Qual.*, 31 (5): 1601-1609.
- Miljøstatus. (2014). miljøstatus. Tilgjengelig fra: <http://miljostatus.no/> (lest 11.04).
- Molversmyr, Å., Bechmann, M., Eggestad, H. O., Pengerud, A., Turtumøygard, S. & Rosvoll, E. (2008). Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. *Rapport IRIS*. Stavanger. 90 s.
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*.
- Møberg, J. P. & Petersen, L. (1982). Øvelsesveiledning til geologi og jordbundlære. Part 2. *Den Kongelige Veterinære og Landbohøyskole, København*: 136.
- NSF. (1979). Vannundersøkelse. Måling av pH. *Norges Standardiseingsforbund (NSF)*.
- NSF. (1984). Bestemmelse av fosfat NS 4724. *Norges Standardiseingsforbund (NSF)*.

- NSF. (1997). Vannundersøkelse. Retningslinjer for bestemmelse av total organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC). . *Norges Standardiseringsforbund (NSF)*.
- NVE. (2014). Norges vassdrags- og energidirektorat NVE. Tilgjengelig fra: www.senorge.no (lest 11.04).
- Nyborg, Å. (2008). *Seriedefinisjoner: vår 2008*, b. 03/2008. Ås: Norsk institutt for skog og landskap. [188] s. : fig. s.
- Parfitt, R. L. (1989). Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. *Journal of Soil Science*, 40 (2): 359-369.
- Peakall, D. & Burger, J. (2003). Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56 (1): 110-121.
- Pierzynski, G. M., Sims, J. T. & Vance, G. F. (2005). *Soils and environmental quality*. Boca Raton, Fla.: CRC Press. 569 s., pl. : ill. s.
- Reddy, K. R., O Connor, G. A. & Gale, P. M. (1998). Phosphorus Sorption Capacities of Wetland Soils and Stream Sediments Impacted by Dairy Effluent. *J. Environ. Qual.*, 27 (2): 438-4473.
- Richardson, C. J. (1985). Mechanisms Controlling Phosphorus Retention Capacity in Freshwater Wetlands. *Science*, 228 (4706): 1424-1427.
- Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184 (4139): 897-899.
- Sharpley, A. N., Krogstad, T., Kleinman, P. J. A., Haggard, B., Shigaki, F. & Saporito, L. S. (2007). Managing natural processes in drainage ditches for nonpoint source phosphorus control. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62 (4): 9.
- Sims, J. T., Simard, R. R. & Joern, B. C. (1998). Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. *J. Environ. Qual.* (27): 277-293.
- Skoog, D. A., Crouch, S. R. & Holler, F. J. (2007). *Principles of instrumental analysis*. Belmont, Calif.: Thomson. XV, 1039 s. : ill., fig. s.
- Smil, V. (2000). PHOSPHORUS IN THE ENVIRONMENT: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25 (1): 53-88.
- Solbakken, E., Nyborg, Å., Sperstad, R., Fadnes, K. & Klakegg, O. (2006). *Viten fra Skog og landskap*. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.

- Temakart. (2014). *Temakart*. Skog og Landsskap. Tilgjengelig fra:
http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=JORDSMONN&mapLayer=WRB_GRUPPER (lest 11.04).
- Thorsnæs, G. (2013). Rogaland. *I Store norske leksikon*.
- Turner, B. L. & Haygarth, P. M. (2000). Phosphorus forms and concentration in leachate under four grassland soil types. *soil.Sci.Soc.Am.J* (64): 1090-1099.
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P. & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology*. Boca Raton, Fla.: CRC Press. XXV, 360 s. : ill. s.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press. XVI, 1006 s. : ill. s.
- WRB. (2007). *IUSS Working Groupe WRB. World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007*. World Soil Resources Reports 103, FAO, Rome.
- Øgaard, A. F. (2012). Kartlegging av fosfor og nitrogen i grøftevann i Figgjoelvas nedbørfelt. *Bioforsk Report* 7 (89): 24.
- Øgaard, A. F., Kristoffersen, A. Ø. & Pedersen, R. (2012). Fosforgjødsling-betydning for fosforkonsentrasjon i jord og tap til vann. *Bioforsk Report*, 7 (147).

Vedlegg A

Sertifikat til fosfat analyse.

FOR FIA og IC

RTC Certificate of Analysis

Nutrients - WP (Whole-volume)

Number QC3198-500ML
Lot 016697/016710
Solvent (Matrix) Water
Hazard Irritant
Storage & Handling Store at 4°C.
Expiration Date See Sample Label
Certification Date: 1/4/2012

Certified By:  Christopher Rucinski - QA Director

Analyte	Units	Assigned ⁴ (Gravimetric) Value	Certified ^{1,4} Value	k ⁵	Standard ² Deviation	Acceptance Limits ³
Ammonia as N 1515	mg/L	8.35 ± 0.0400	8.07 ± 0.188	2.23	0.721	5.91 to 10.2
Nitrate as N 1810	mg/L	20.5 ± 0.105	20.3 ± 0.315	2.23	1.46	16.0 to 24.7
Nitrate+nitrile as N 1820	mg/L	23.6 ± 0.120	23.3 ± 0.360	2.23	1.36	19.2 to 27.4
Nitrite as N 1840	mg/L	3.13 ± 0.0159	3.13 ± 0.0477	2.23	0.157	2.66 to 3.60
Orthophosphate as P 1870	mg/L	2.24 ± 0.01	2.25 ± 0.0300	2.23	0.147	1.81 to 2.69

Additional Information

Description

Once opened, the sample is certified for a holding time of 28 days when stored under proper conditions (sealed, 4°C).

If unopened, this sample is certified until the expiration date listed on the label.

This sample is ready to use.

909 v = 31.57 mg/L

31.4 ± 0.548

31.4 ± 1.09 kcal (K = 2)

¹ Certified value - based on a prepared to value and analytically verified by RTC with associated uncertainties from the preparation and analytical procedures.

² The standard deviation is the robust statistical standard deviation from the round robin interlaboratory study.

³ Acceptance limits are based on US EPA RCRA, WS, and WP Interlaboratory Study Results. These ranges are recommendations only.

⁴ Ucom - Uncertainty values in this document are expressed as Expanded Uncertainty (Ucom) corresponding to the 95% confidence interval. Ucom is derived from the combined standard uncertainty multiplied by the coverage factor k, which is obtained from a t-distribution and degrees of freedom. The components of combined standard uncertainty include the uncertainties due to characterization, homogeneity, long term stability, and short term stability (transport). The components due to stability are generally considered to be negligible unless otherwise indicated by stability studies.

⁵ k: Coverage factor derived from a t-distribution table, based on the degrees of freedom of the data set. Confidence Interval = 95%

Traceability: The standard was manufactured under an ISO/IEC 17025:2005 certified quality system. The balance used to weigh raw materials is accurate to +/- 0.0001g and calibrated regularly using mass standards traceable to NIST. All dilutions were performed gravimetrically. Additionally, individual analytes are traceable to NIST SRMs where available and specified above.

Homogeneity: Homogeneity was assessed in accordance with ISO Guide 35. Completed units were sampled using a random stratified sampling protocol. The results of chemical analysis were then compared using a one-way analysis of variance approach as described by TNI EL-V3-2009 Appendix A.2. See instructions for minimum sub-sample size.

270 29

THIS PRODUCT WAS DESIGNED, PRODUCED AND VERIFIED FOR ACCURACY AND STABILITY IN ACCORDANCE WITH ISO/IEC 17025:2005 (AClass Cert AT-1467) and ISO GUIDE 34:2009 (AClass Cert AR-1470).

MSDS reports for components comprising greater than 1.0% of the solution or 0.1% for components known to be carcinogens are available upon request.



Page 1 of 1



2931 Soldier Springs Road
Laramie, WY 82070
Phone: 307.742.5452
Fax: 307.745.7936
Web: www.RT-Corp.com

Vedlegg B

Husdyrgjødsel analyse.



Bioforsk
Frederik A. Dahls vei 20
1432 AS
Attn: Eva Brod



Eurofins Environment Testing Norway AS (Moss)

F. reg. 965 141 618 MVA
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 94 50 42 80
Fax: +47 69 27 23 40

AR-13-MM-005547-01



EUNOMO-00072278

Prøvemottak: 05.04.2013
Temperatur:
Analyseperiode: 05.04.2013-12.04.2013
Referanse: Biorest/husdyrgjødsel, IL

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2013-04050066	Prøvetakingsdato:	03.04.2013			
Prøvetype:	Avløpsvann	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerking:	Biorest GLØR uavvannet, Prøve 25	Analysestartdato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
Total Fosfor	300	mg/l	20%	NS EN ISO 15681-2	0.003	
Total Nitrogen	2300	mg/l	10%	NS 4743	0.01	
Resultatet for NO3+NH4>TN, men innefor måleusikkerheten.						
Ammonium (NH4-N)	1700	mg/l	15%	Intern metode	0.1	
Resultatet for NO3+NH4>TN, men innefor måleusikkerheten.						
Nitrat (NO3-N)	700	µg/l	20%	NS EN ISO 13395	5	
Fosfor (P), oppsluttet	280	mg/l	20%	NS EN ISO 11885	0.08	
Kalium (K), oppsluttet	940	mg/l	20%	NS EN ISO 11885	0.25	

Prøvenr.:	439-2013-04050067	Prøvetakingsdato:	03.04.2013			
Prøvetype:	Avløpsvann	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Biorest GLØR uavvannet, Prøve 25	Analysestartdato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a)* Total nitrogen (mod. Kjeldahl)	0.31	g/100 g		EN 13654-1	0.01	

Prøvenr.:	439-2013-04050068	Prøvetakingsdato:	03.04.2013			
Prøvetype:	Slam	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Biorest GLØR avvannet fast, prøve 26	Analysestartdato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
Total tørrstoff	25	%	12%	NS 4764	0.02	
Ammonium (NH4-N)	7200	mg/kg TS	15%	Intern metode	1	
* Nitrat (NO3-N)	<0.41	mg/kg TS	10%	NS EN ISO 10304-1	0.1	
Fosfor (P)	13000	mg/kg TS	20%	NS EN ISO 11885	5	
Kalium (K)	4500	mg/kg TS	20%	NS EN ISO 11885	13	

Tegnforklaring:

* (Ikke omfattet av akkrediteringen)
< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense
Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 3

Prøvenr.:	438-2013-04080089	Prøvetakingsdato:	03.04.2013			
Prøvetype:	Slam	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Bløst GLBR avvannet fast, prøve 26	Analysedato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ	Grenseverd
a)* Total nitrogen (mod. Kjeldahl)	5.8	g/100 g tørrstoff		EN 13654-1	0.01	

Prøvenr.:	438-2013-04080085	Prøvetakingsdato:	14.02.2013			
Prøvetype:	Avløpsvann	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Husdyrgjødsel, prøve 22	Analysedato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ	Grenseverd
Total Fosfor	380	mg/l	20%	NS EN ISO 15681-2	0.003	
Total Nitrogen	1900	mg/l	10%	NS 4743	0.01	
Ammonium (NH4-N)	1300	mg/l	15%	Intern metode	0.1	
Nitrat (NO3-N)	550	µg/l	20%	NS EN ISO 13395	5	
Fosfor (P), oppløst	400	mg/l	20%	NS EN ISO 11895	0.08	
Kalium (K), oppløst	2300	mg/l	20%	NS EN ISO 11895	0.25	

Prøvenr.:	438-2013-04080086	Prøvetakingsdato:	14.02.2013			
Prøvetype:	Avløpsvann	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Husdyrgjødsel, prøve 22	Analysedato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ	Grenseverd
a)* Total nitrogen (mod. Kjeldahl)	0.23	g/100 g		EN 13654-1	0.01	

Prøvenr.:	438-2013-04080087	Prøvetakingsdato:	01.12.2012			
Prøvetype:	Slam	Prøvetaker:	E.Brod			
Prøvemerkning:	Global Enviro mat, prøve 18	Analysedato:	05.04.2013			
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ	Grenseverd
Total tørrstoff	94	%	12%	NS 4764	0.02	
Arsen (As)	0.88	mg/kg TS	40%	NS EN ISO 17294-2	0.5	
Bly (Pb)	0.90	mg/kg TS	40%	NS EN ISO 17294-2	0.5	
Kadmium (Cd)	0.050	mg/kg TS	20%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
Kobber (Cu)	9.5	mg/kg TS	25%	NS EN ISO 17294-2	0.8	
Krom (Cr)	1.3	mg/kg TS	40%	NS EN ISO 17294-2	0.3	
Kvikksølv (Hg)	0.006	mg/kg TS	20%	NS-EN ISO 12848	0.001	
Nikkel (Ni)	1.1	mg/kg TS	40%	NS EN ISO 17294-2	1	
Sink (Zn)	38	mg/kg TS	40%	NS EN ISO 17294-2	10	

Uttrekkende laboratorier/Underleverandører:

a)* Eurofins Environment AS (Vejen), Ledelundvej 55, DK-6800, Vejen

Testforklaring:

> (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< (Mindre enn, > (Større enn, nd (Ikke påvist, MPN (Most Probable Number, cfu (Colony Forming Units, MU (Uncertainty of Measurement, LOQ (Kvantifiseringsgrense)

Opplysninger om miljøsertifisering finnes ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, uendret i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøve(n).

Side 2 av 3



Moss 12.04.2013

Grethe Arnestad

Grethe Arnestad

ASM/Cand.Mag. Kjemi

AR-13-MM-005547-01



EUNOMO-00072278

Vedlegg C

C.1 Vannføring under lysimeter forsøket.

Figur C.1 viser mengden kunstregn målt i ml tilført til hver sylinder under lysimeter forsøket.

50 cm Profil	Sylinder	Dag 101 ml kunstregn	Dag 102 ml	Dag 103 ml	Dag 104 ml	Dag 105 ml	Dag 106 ml	Dag 107 ml	Dag 108 ml	Dag 109 ml	Dag 110 ml	Dag 111 ml	Dag 112 ml	Dag 113 ml	50 cm Profil	Sylinder	total ml kunstregn Kunstg. Husdgi.	
A	1	595	680	690	700	710	690	jord bytte i 50 cm sylinderen pga. gjødsel	600	755	705	750	735	740	A	1	4 065	
	2	635	715	730	735	835	740		620	765	725	750	645	680		2	4 390	
	3	630	685	700	710	825	745		525	660	620	645	635	650		3	4 295	
	4	710	780	795	800	720	585	690	845	835	855	840	855	4		4 390		
	5	785	870	880	880	860	780	780	600	720	685	705	705	720		5	5 055	
	6	780	850	845	995	860	665	665	665	820	795	825	800	810		6	4 995	
C	7	660	755	755	760	790	695	fra kunst til husdyr	600	745	745	765	890	760	C	7	4 415	
	8	800	945	930	935	995	885		725	895	880	920	760	900		8	5 490	
	9	625	685	690	700	720	585		625	700	670	690	675	675		9	4 005	
100 cm/Profil																		
D	11	580	705	720	735	645	695		590	710	625	645	625	670	D	11	4 080	
	12	730	885	895	925	790	855		725	885	780	770	750	800		12	5 080	
	13	580	785	800	805	715	775		660	790	700	710	690	740		13	4 460	
E	14	745	880	880	880	785	845		720	880	755	760	745	800	E	14	5 015	
	15	725	860	875	880	790	850		635	900	770	775	750	810		15	4 980	
	16	590	700	710	715	630	685		610	755	645	655	635	695		16	4 030	
F	17	720	865	860	835	725	775		695	855	730	740	715	770	F	17	4 780	
	18	660	775	790	1 290	680	745		660	840	700	715	705	735		18	4 940	
	19	1 280	840	855	840	730	780		690	875	730	740	715	770		19	5 325	
100 cm/Profil																		
A	21	1 605	1 600	1 680	1 890	1 635	1 615	100 cm ferdig	1 620	1 685	1 650	1 650	625	670	A	21	8 410	
	22	1 825	1 810	1 955	1 965	1 980	1 945		1 975	1 995	2 065	2 015	2 015	625		670	22	9 535
	23	1 465	1 345	1 495	1 425	1 470	1 465		1 505	1 515	1 575	1 530	1 530	625		670	23	7 200
B	24	1 125	1 230	1 095	1 315	1 250	355		760	890	890	890	890	890	B	24	6 015	
	25	1 265	810	970	800	905	510		690	690	930	755	755	755		25	4 750	
	26	1 145	1 200	1 370	1 270	1 180	1 430		460	720	760	760	760	760		26	6 165	
C	27	1 495	1 445	1 580	1 575	1 330	1 680		1 290	1 505	1 440	1 530	1 530	1 530	C	27	7 425	
	28	1 385	1 375	1 465	1 410	1 435	1 305		1 405	1 350	1 385	1 340	1 340	1 340		28	7 070	
	29	1 325	1 185	1 575	1 460	1 460	1 475		1 295	1 335	1 380	1 330	1 330	1 330		29	7 005	
100 cm/Profil																		
D	31	1 560	1 550	1 625	1 650	1 670	1 650		1 635	1 685	1 585	1 585	1 585	1 585	D	31	8 055	
	32	1 600	1 525	1 600	1 610	1 630	1 605		1 530	1 575	1 535	1 535	1 535	1 535		32	7 965	
	33	1 345	1 310	1 350	1 355	1 395	1 415		1 420	1 490	1 485	1 485	1 485	1 485		33	6 755	
E	34	1 365	1 330	1 380	1 375	1 405	1 450		1 480	1 560	1 520	1 520	1 520	1 520	E	34	6 885	
	35	1 325	1 300	1 350	1 365	1 355	1 370		1 435	1 445	1 515	1 485	1 485	1 485		35	6 695	
	36	1 515	1 480	1 535	1 500	1 440	1 570		1 325	1 560	1 515	1 605	1 605	1 605		36	7 470	
F	37	1 540	1 490	1 530	1 555	1 580	1 565		1 535	1 500	1 545	1 545	1 545	1 545	F	37	7 695	
	38	1 515	1 485	1 585	1 570	1 600	1 590		1 580	1 560	1 650	1 595	1 595	1 595		38	7 755	
	39	1 585	1 500	1 550	1 575	1 610	1 620		1 580	1 570	1 635	1 590	1 590	1 590		39	7 820	
100 cm/Profil																		
Kunstregn uten gjødsel																		
Kunstregn og kunstgjødsel																		
Kunstregn og husdyrgjødsel																		

Figur C1. Vannføring under lysimeter forsøket.

C.2 Fosfat utvasking.

Figur C.2 viser fosfat konsentrasjonen hver dag fra hver sylinder under lysimeter forsøket.

Fosfat bestemmelsen ble utført med ICP-MS.

50 cm Profil	Sylinder	Dag 101 løst-P mg/l	Dag 102 løst-P mg/l	Dag 103 løst-P mg/l	Dag 104 løst-P mg/l	Dag 105 løst-P mg/l	Dag 106 løst-P mg/l	Dag 107 løst-P mg/l	Dag 108 løst-P mg/l	Dag 109 løst-P mg/l	Dag 110 løst-P mg/l	Dag 111 løst-P mg/l	Dag 112 løst-P mg/l	Dag 113 løst-P mg/l
A	1	0,260	0,160	0,180	0,150	0,110	0,130	jord bytte i 50 cm sylinderen pga. gjødelse bytte fra kunst til husdyr	0,099	1,300	0,170	0,120	0,075	0,061
	2	0,025	0,028	0,035	0,040	0,030	0,034		0,045	0,120	0,084	0,064	0,051	0,042
	3	0,067	0,024	0,026	0,034	0,034	0,027		0,042	0,083	0,057	0,048	0,039	0,027
	4	0,028	0,033	0,044	0,037	0,034	0,037		0,044	0,110	0,081	0,084	0,051	0,049
	5	0,059	0,053	0,056	0,058	0,051	0,061		0,046	0,120	0,070	0,061	0,050	0,038
	6	0,029	0,040	0,038	0,041	0,043	0,049		0,053	0,140	0,100	0,080	0,065	0,053
C	7	0,200	0,120	0,170	0,290	0,380	0,420		0,230	0,250	0,510	0,390	0,430	0,420
	8	0,180	0,210	0,300	0,350	0,360	0,420		0,240	0,300	0,300	0,410	0,430	0,440
	9	0,170	0,170	0,230	0,310	0,380	0,430		0,220	0,280	0,320	0,450	0,420	0,410
D	11	0,023	0,022	0,029	0,038	0,044	0,055		0,068	0,120	0,056	0,054	0,044	0,039
	12	0,041	0,038	0,045	0,044	0,058	0,063		0,048	0,120	0,072	0,057	0,046	0,043
	13	0,035	0,045	0,046	0,057	0,076	0,065		0,035	0,160	0,085	0,055	0,042	0,037
	14	0,044	0,047	0,059	0,032	0,030	0,041		0,031	0,048	0,042	0,055	0,038	0,026
	15	0,026	0,050	0,039	0,040	0,033	0,047		0,022	0,380	0,091	0,079	0,041	0,047
	16	0,013	0,029	0,031	0,033	0,023	0,046		0,032	0,078	0,042	0,038	0,036	0,040
F	17	0,023	0,038	0,032	0,033	0,021	0,023		0,020	0,090	0,072	0,048	0,040	0,022
	18	0,019	0,037	0,022	0,022	0,018	0,019		0,018	0,070	0,085	0,048	0,200	0,028
	19	0,034	0,039	0,026	0,024	0,016	0,047		0,026	0,082	0,078	0,045	0,040	0,039
100 cm/Profil														
A	21	0,033	0,031	0,028	0,028	0,028	0,079	0,030	0,026	0,019	0,017	100 cm ferdig		
	22	0,051	0,058	0,036	0,059	0,039	0,092	0,041	0,040	0,034	0,031			
	23	0,019	0,029	0,033	0,028	0,029	0,065	0,027	0,021	0,019	0,016			
	24	0,019	0,041	0,043	0,050	0,047	0,043	0,045	0,034	0,050	0,064			
	25	0,032	0,059	0,040	0,057	0,054	0,044	0,059	0,041	0,044	0,065			
	26	0,054	0,039	0,061	0,070	0,057	0,065	0,120	0,059	0,065	0,025			
C	27	0,170	0,200	0,370	0,460	0,480	0,500	0,340	0,330	0,370	0,380			
	28	0,140	0,170	0,320	0,430	0,440	0,470	0,280	0,320	0,350	0,350			
	29	0,180	0,140	0,320	0,440	0,420	0,440	0,360	0,310	0,320	0,330			
D	31	0,034	0,034	0,040	0,044	0,049	0,110	0,037	0,030	0,034	0,033			
	32	0,024	0,024	0,033	0,043	0,062	0,130	0,037	0,029	0,029	0,023			
	33	0,029	0,027	0,033	0,037	0,056	0,150	0,040	0,024	0,033	0,030			
	34	0,017	0,047	0,049	0,035	0,042	0,031	0,019	<0,015	0,016	0,019			
	35	0,018	0,040	0,045	0,039	0,038	0,037	0,016	0,016	0,018	0,022			
	36	0,014	0,047	0,044	0,030	0,035	0,043	<0,015	0,016	0,021	0,021			
F	37	0,037	0,052	0,037	0,029	0,024	0,067	0,037	0,023	0,021	0,027	Kunstrengn uten gjødelse		
	38	0,019	0,030	0,027	0,016	0,021	0,043	0,037	0,017	0,016	0,018	Kunstrengn og kunstgjødelse		
	39	0,066	0,041	0,037	0,027	0,025	0,040	0,036	0,027	0,022	0,021	Kunstrengn og husdyrgjødelse		

Figur C2. Fosfat konsentrasjon fra hver sylinder hver dag fra lysimeter forsøket. Fosfat bestemt med ICP-MS.

C.3 DOC utvasking.

Figur C.3 viser DOC konsentrasjonen hver dag fra hver sylinder under lysimeter forsøket.

50 cm Profil	Sylinder	Dag 101 DOC mg/l	Dag 102 DOC mg/l	Dag 103 DOC mg/l	Dag 104 DOC mg/l	Dag 105 DOC mg/l	Dag 106 DOC mg/l	Dag 107 DOC mg/l	Dag 108 DOC mg/l	Dag 109 DOC mg/l	Dag 110 DOC mg/l	Dag 111 DOC mg/l	Dag 112 DOC mg/l	Dag 113 DOC mg/l	
A	1	8,2	7,5	9,9	9,0	9,4	10,3	jord bytte i 50 cm sylindren pga. gjødsel	8,8	14,5	10,8	10,3	10,5	9,9	
	2	6,2	7,6	8,1	8,7	9,0	8,8		8,8	12,2	10,7	9,8	9,8	8,8	
	3	6,8	7,8	8,3	8,7	11,3	9,0		8,6	11,2	10,8	9,4	9,0	8,5	
B	4	8,9	11,0	12,2	11,8	10,4	9,3	bytte fra kunst til husdyr	9,5	15,7	14,4	16,1	13,7	10,9	
	5	11,5	11,8	10,8	10,4	10,4	10,5		10,0	15,2	12,3	12,9	12,1	10,6	
	6	9,1	10,5	10,4	9,7	10,4	14,1		10,0	15,9	14,2	12,3	11,6	10,3	
C	7	27,9	19,4	26,0	44,7	58,1	55,7		31,6	43,1	49,8	55,2	62,5	55,1	
	8	27,6	21,7	35,6	37,9	40,1	38,9		35,4	45,0	42,2	60,7	63,7	52,9	
	9	29,0	19,0	30,1	40,3	50,0	48,7		34,6	48,1	43,9	60,2	62,8	59,0	
D	11	22,4	12,5	14,5	28,6	44,6	39,2		14,5	24,4	19,4	20,6	23,4	25,5	
	12	16,7	10,7	24,4	34,5	35,1	36,6		16,1	25,6	26,6	27,2	26,6	25,7	
	13	20,8	10,5	21,2	33,3	39,5	41,7		12,5	23,5	20,5	21,4	23,1	23,8	
E	14	11,2	19,7	25,4	18,0	17,1	14,6		13,7	22,3	16,9	23,2	21,3	17,7	
	15	15,9	16,0	26,6	18,5	18,4	15,1		12,9	26,5	15,0	21,2	20,6	19,0	
	16	18,0	15,4	23,4	19,8	17,0	21,4		12,8	25,5	15,9	19,9	20,4	18,8	
F	17	18,4	23,4	26,8	21,9	21,7	22,9		11,0	28,9	24,7	28,1	25,3	21,5	
	18	17,6	19,3	25,1	23,8	22,9	22,6		12,4	25,7	18,4	21,7	41,1	19,1	
	19	22,7	21,0	23,3	18,6	20,1	25,8		10,4	28,2	21,8	27,8	29,4	25,5	
100 cm/Profil															
A	21	10,0	8,1	9,2	7,2	8,1	9,3	100 cm ferdig	6,1	6,9	6,4				
	22	9,4	7,2	9,3	6,6	6,7	7,4		5,6	6,6	6,0				
	23	11,7	7,2	11,5	6,6	7,7	8,6		5,7	7,5	6,5				
B	24	13,9	10,9	14,1	12,5	8,7	10,6		7,1	11,1	11,7				
	25	10,9	10,2	11,1	14,8	11,1	10,4		8,0	10,0	10,8				
	26	9,5	10,3	13,9	15,6	10,1	9,5		11,7	10,5	6,0				
C	27	31,3	40,8	58,5	59,7	53,6	45,0		35,1	39,2	37,0				
	28	30,9	29,9	49,2	56,8	48,0	46,0		39,2	39,6	37,1				
	29	34,3	20,9	52,4	62,6	57,8	50,5		35,1	36,9	36,5				
D	31	16,7	9,1	26,0	41,6	37,0	38,3		24,6	24,1	24,5				
	32	19,5	10,7	23,4	39,9	36,7	38,2		23,6	23,5	22,4				
	33	18,6	10,9	18,5	27,4	36,2	36,0		27,0	22,8	24,3				24,8
E	34	16,3	22,8	22,9	20,1	20,7	15,4		8,8	11,1	12,5				
	35	14,7	24,0	20,2	19,3	18,7	17,6		9,1	11,3	12,2				12,0
	36	16,7	24,5	22,9	19,0	20,5	16,1		7,5	9,7	11,9				11,3
F	37	14,1	30,1	23,2	21,3	20,2	20,7	Kunstregn uten gjødsel	10,8	11,8	12,6	Kunstregn og kunstgjødsel.			
	38	21,0	33,2	25,6	21,8	19,4	17,5		10,3	11,6	13,1				13,2
	39	12,4	30,1	28,5	21,6	19,3	17,9		9,0	10,9	12,2				11,9

Figur C3. Konsentrasjonene av DOC fra hver sylinder hver dag under lysimeter forsøket.

C.4 Jern utvasking.

Figur C.4 viser jern konsentrasjonen hver dag fra hver sylinder under lysimeter forsøket.

50 cm Profil	Sylinder	Dag 101	Dag 102	Dag 103	Dag 104	Dag 105	Dag 106	Dag 107	Dag 108	Dag 109	Dag 110	Dag 111	Dag 112	Dag 113	
		Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	Fe mg/l	
A	1	0,04	0,46	1,10	1,40	1,60	1,90	jord bytte i 50 cm sylindren pga. gjødsel	0,25	0,64	0,58	0,84	1,10	1,00	
	2	0,06	0,73	1,40	1,60	1,50	1,70		0,25	0,63	0,38	0,63	0,75	0,69	
	3	0,10	0,52	1,10	1,30	1,10	1,40		0,14	0,50	0,52	0,69	0,71	0,73	
B	4	0,26	0,91	1,70	1,20	1,30	1,20	fra kunst til husdyr	0,96	1,10	1,00	1,80	1,30	1,20	
	5	0,40	1,20	1,40	1,50	1,30	1,60		1,20	1,70	0,98	1,40	1,50	1,10	
	6	0,34	1,10	1,50	1,50	1,20	2,10		0,97	1,60	1,90	1,50	1,50	1,40	
C	7	0,72	0,54	0,81	1,90	2,10	2,50		0,80	0,74	1,00	1,40	1,80	1,50	
	8	0,48	0,70	1,20	1,50	1,50	1,80		0,84	0,85	0,80	1,60	1,80	1,60	
	9	0,51	0,60	0,92	1,50	1,80	2,00		0,87	0,93	0,89	1,80	1,80	1,70	
D	11	0,08	0,46	0,33	0,45	0,63	0,77		0,19	0,22	0,21	0,25	0,26	0,29	
	12	0,09	0,73	0,44	0,56	0,68	0,74		0,17	0,22	0,35	0,42	0,39	0,36	
	13	0,08	0,52	0,40	0,55	0,87	0,82		0,14	0,25	0,26	0,28	0,27	0,29	
E	14	0,61	0,91	2,40	1,20	1,10	1,60		1,20	2,00	1,10	2,10	1,50	1,10	
	15	0,18	1,20	1,80	1,50	1,20	1,40		0,85	1,80	0,84	1,50	1,30	1,50	
	16	0,17	1,10	1,70	1,40	1,10	2,10		1,00	1,90	1,00	1,20	1,50	1,60	
F	17	0,38	0,54	1,70	1,60	0,99	1,50		1,10	1,80	1,60	1,90	1,80	1,10	
	18	0,27	0,70	1,80	1,10	1,30	1,60		1,10	1,40	1,10	1,10	1,80	1,10	
	19	1,10	0,60	1,80	1,10	0,93	4,20		1,20	2,20	1,40	1,60	2,00	1,80	
100 cm/Profil															
A	21	0,13	0,77	1,10	1,10	1,10	1,30		0,42	0,41	0,41	100 cm ferdig			
	22	0,08	0,88	1,10	1,10	1,00	1,10		0,34	0,40	0,45				0,52
	23	0,06	0,77	1,20	1,10	1,10	1,00		0,37	0,32	0,37				0,37
B	24	0,09	1,00	1,50	1,30	0,90	1,40		0,93	0,48	0,52	0,71			
	25	0,07	1,40	1,30	1,20	1,10	0,85		0,40	0,44	0,70				
	26	0,12	0,92	2,00	1,70	1,50	1,60		1,60	1,20	0,19				
C	27	0,44	0,78	2,00	2,40	2,40	1,70		0,93	0,94	1,20	1,10			
	28	0,46	0,54	1,60	2,20	2,20	1,80		0,75	0,99	1,10	1,10			
	29	0,44	0,48	1,70	2,40	2,30	1,80		1,00	0,87	1,00	1,00			
D	31	0,08	0,26	0,55	0,67	0,77	0,50		0,30	0,33	0,35	0,38			
	32	0,07	0,19	0,44	0,62	0,85	0,49		0,26	0,27	0,32	0,30			
	33	0,07	0,19	0,38	0,45	0,69	0,52		0,29	0,28	0,33	0,35			
E	34	0,27	1,60	2,10	1,80	2,10	1,20		0,60	0,58	0,80	0,86			
	35	0,26	1,60	2,10	1,50	1,80	1,60		0,52	0,51	0,70	0,77			
	36	0,26	2,20	2,20	1,50	1,50	1,80		0,41	0,43	0,66	0,78			
F	37	0,51	2,10	3,10	1,30	1,20	1,70		0,70	0,82	1,00	1,10	Kunstregn uten gjødsel		
	38	0,45	2,00	1,70	1,10	1,30	1,50		0,70	0,68	0,97	1,00	Kunstregn og kunstgjødsel.		
	39	0,51	1,60	2,10	1,10	1,30	1,40		0,76	0,85	1,00	0,98	Kunstregn og husdyrgjødsel.		

Figur C.4. Konsentrasjonen av jern i nedvaskingsvannet fra hver sylinder hver dag under lysimeter forsøket.

C.5 Aluminium utvasking.

Figur C.5 viser aluminium konsentrasjonen hver dag fra hver sylinder under lysimeter forsøket.

50 cm Profil	Sylinder	Dag 101 Al mg/l	Dag 102 Al mg/l	Dag 103 Al mg/l	Dag 104 Al mg/l	Dag 105 Al mg/l	Dag 106 Al mg/l	Dag 107 Al mg/l	Dag 108 Al mg/l	Dag 109 Al mg/l	Dag 110 Al mg/l	Dag 111 Al mg/l	Dag 112 Al mg/l	Dag 113 Al mg/l
A	1	0,02	0,30	0,70	1,10	1,30	1,30	jord bytte i 50 cm sylinderen pga. gjødsel	0,10	0,20	0,26	0,41	0,64	0,72
	2	0,03	0,37	0,98	1,30	1,20	1,40		0,10	0,24	0,18	0,30	0,39	0,39
	3	0,05	0,25	0,74	1,00	1,30	1,30		0,07	0,16	0,24	0,33	0,40	0,46
B	4	0,33	1,10	2,00	1,50	1,20	1,40	bytte fra kunst til husdyr	0,87	1,10	1,10	2,30	1,60	1,60
	5	0,47	1,30	1,60	1,90	1,50	1,80		1,10	1,40	0,91	1,50	1,70	1,30
	6	0,45	1,40	1,60	1,80	1,50	1,80		0,84	1,40	1,20	1,70	1,80	1,70
C	7	1,30	1,40	1,70	2,60	3,10	3,00		1,70	2,10	2,00	2,30	2,60	2,20
	8	1,20	1,50	2,00	2,40	2,20	2,10		1,80	1,90	1,80	2,60	2,70	2,20
	9	1,30	1,60	1,80	2,50	2,60	2,70		1,70	2,10	1,90	2,80	2,60	2,40
D	11	0,55	0,69	0,78	1,40	1,70	1,90		0,73	0,73	0,81	0,92	0,99	1,10
	12	0,61	0,83	1,10	1,60	1,90	1,90		0,69	0,69	1,00	1,20	1,10	1,10
	13	0,63	0,79	0,93	1,60	1,90	2,10		0,82	0,47	0,75	0,88	0,93	0,97
E	14	0,83	2,10	2,70	1,70	1,50	1,90		1,30	2,20	1,40	2,60	1,90	1,50
	15	0,39	2,00	2,20	2,00	1,70	1,80		1,00	2,00	1,10	1,80	1,70	1,90
	16	0,39	1,20	2,00	1,90	1,60	2,80		1,20	2,20	1,30	1,50	1,90	2,10
F	17	0,52	2,10	2,20	2,20	1,90	2,40		1,10	1,70	1,70	2,40	2,30	1,60
	18	0,44	1,80	2,30	2,10	2,20	2,50		1,10	1,50	1,10	1,40	2,20	1,50
	19	1,20	2,50	2,20	1,90	1,80	5,20		1,20	2,10	1,40	2,00	2,50	2,40
100 cm/Profil														
A	21	0,09	0,46	0,68	0,82	0,83	0,75	100 cm ferdig	0,25	0,19	0,26	0,29		
	22	0,04	0,55	0,69	0,82	0,82	0,71		0,18	0,22	0,31	0,38		
	23	0,04	0,43	0,62	0,78	0,85	0,64		0,21	0,18	0,22	0,25		
B	24	0,12	1,30	1,70	1,80	1,20	1,60		1,20	0,43	0,54	0,94		
	25	0,14	2,20	1,40	1,20	1,50	1,20		1,20	0,36	0,50	0,91		
	26	0,23	1,10	2,50	2,20	1,80	1,70		1,60	1,70	1,20	0,25		
C	27	1,50	2,20	3,00	3,50	3,30	2,50		1,60	1,60	1,80	1,70		
	28	1,40	1,80	2,70	3,20	3,10	2,70		1,40	1,70	1,80	1,70		
	29	1,50	1,80	2,80	3,50	3,20	2,70		1,80	1,60	1,70	1,80		
D	31	0,58	0,76	1,30	1,90	2,00	1,60		0,95	0,97	1,00	1,10		
	32	0,62	0,81	1,20	1,90	2,20	1,80		0,96	0,96	1,00	1,00		
	33	0,60	0,77	1,00	1,50	1,90	1,80		1,00	0,95	1,10	1,10		
E	34	0,48	1,80	2,40	2,20	2,60	1,70		0,66	0,80	1,10	1,20		
	35	0,42	1,90	2,50	1,90	2,30	2,10		0,60	0,73	1,00	1,10		
	36	0,48	2,40	2,60	2,00	2,10	2,20		0,57	0,64	0,94	1,10		
F	37	0,57	1,90	3,50	1,90	1,90	2,10		0,69	0,88	1,20	1,30	Kunstregn uten gjødsel	Kunstregn og kunstgjødsel.
	38	0,58	2,40	2,40	2,00	2,10	2,20		0,70	0,86	1,20	1,30		
	39	0,58	2,00	2,60	1,90	2,10	2,00		0,78	0,95	1,20	1,20		

Figur C.5. Konsentrasjonen av Aluminium i nedvaskingsvannet fra hver sylinder hver dag under lysimeter forsøket.

Vedlegg D.

Profiler TT og KV.

Når P-AL analysen ble sammenlignet mellom fotospektroskopisk metode og ICP ble det hentet inn 4 nye jordprofiler. Jordprofilene TT-1, TT-2, KV-1 og KV-2 er tatt fra samme område som jordprofilene A-F. De ble tatt for å skaffe bedre statistikk i metode sammenligningen. Tabell D.1 viser resultater fra total fosfor analyse sammen med fraksjoneringen uorganisk og organisk fosfor, P-AL analyse både utført fotospektroskopisk og på ICP. Tabellen viser også glødetap fra sjiktene. Profil TT-1 er organisk jord.

Tabell D.1. Tabellen viser fosfor analyse og glødetap for jordprofilene TT-1, TT-2, KV-1 og KV-2.

Fosfor fraksjoner oppgitt i mg/100g						
Profil-cm	Tot-P	Inorganig-P	Organik-P	P-AL (PO4-)	P-AL (ICP)	Glødetap
TT-1 0-25	242	143	99	13	16,2	69 %
25-50	53	19	34	1,7	2,4	88 %
50-75	25	8	17	0,9	1,4	97 %
75-100	13	2	11	0,2	0,5	96 %
TT-2 0-25	154	101	53	14,2	16,4	12 %
25-50	124	83	41	5,3	6,1	8 %
50-75	73	64	9	1,7	2	3 %
75-100	77	71	7	3,1	3,7	3 %
Kv-1 0-25	146	89	57	9	10,6	14 %
25-50	57	29	28	0,7	1,2	10 %
50-75	43	23	20	0,3	0,7	8 %
75-100	65	47	18	0,8	1,1	11 %
Kv-2 0-25	161	108	54	22,8	23	14 %
25-50	73	67	7	1,8	2,1	5 %
50-75	83	77	5	2,1	2,5	3 %
75-100	102	95	7	2,72	3	1 %



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

